

Optimering og dokumentation af biologisk renseanlæg på Østre Gasværk

Mette Skougaard og Frank Jacobsen

Rambøll

Miljøprojekt Nr. 1266 2009
Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening

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

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

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

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
2 BAGGRUND OG FORMÅL	17
2.1 BAGGRUND	17
2.2 FORMÅL	18
3 BESKRIVELSE AF ANLÆGGET	19
4 GENNEMFØRTE AKTIVITETER	23
4.1 STRUKTURERING AF PROJEKTET	23
4.2 FASE 0 – ANLÆGSMÆSSIGE ÆNDRINGER	23
4.3 FASE 1 – OPTIMERING	23
4.3.1 <i>Nedbrydning af ”vanskelige” forbindelser</i>	<i>24</i>
4.3.2 <i>Iltilførsel og opholdstid</i>	<i>24</i>
4.3.3 <i>Toksicitetstest</i>	<i>25</i>
4.4 FASE 2 – DOKUMENTATION	26
4.4.1 <i>Udarbejdelse af massebalancer for forureningskomponenter</i>	<i>26</i>
5 RESULTATER	27
5.1 FASE 1 – OPTIMERING	27
5.1.1 <i>Optimering med hensyn til nedbrydning af ”vanskelige” forbindelser</i>	<i>27</i>
5.1.2 <i>Optimering med hensyn til iltforbrug</i>	<i>28</i>
5.1.3 <i>Optimering med hensyn til opholdstid</i>	<i>30</i>
5.1.4 <i>Driftsstop</i>	<i>31</i>
5.1.5 <i>Toksicitetstest</i>	<i>31</i>
5.2 FASE 2 – DOKUMENTATION	32
5.2.1 <i>Udarbejdelse af massebalancer for forureningskomponenter</i>	<i>32</i>
5.2.2 <i>Økonomi</i>	<i>38</i>
6 VURDERINGER	39
6.1 MASSEBALANCE OG TOKSICITET	39
6.2 DRIFTSOPTIMERING	40
6.3 METODENS ANVENDELIGHED	41
7 REFERENCER	43
BILAG A FELTMÅLINGER	44
BILAG B ANALYSERESULTATER	47
BILAG C NEDBRYDNINGSRISIKO	51
BILAG D FLOWDIAGRAM, ØSTRE GASVÆRK	55

Forord

Nærværende projekt ”optimering og dokumentation af biologisk renseanlæg på Østre Gasværk” er udarbejdet i perioden december 2002 - august 2006. Projektet er udbudt af Miljøstyrelsen indenfor teknologiprogrammet for jord- og grundvandsforurening og er udført i samarbejde med Miljøkontrollen.

Projektet er udført af Rambøll af en projektgruppe bestående af:

- Mette Skougaard
- Frank Jacobsen
- Charlotte Nielsen
- Ole Kiilerich
- Klaus Frelling Andersen
- Jan Wodschow Larsen (kvalitetssikrer)

Projektet havde nedenstående følgegruppe tilknyttet:

- Irene Edelgaard, Miljøstyrelsen
- Bjørn Jensen (faglig sekretær), Deloitte & Touche
- Winnie Jacobsen, Miljøkontrollen
- Søren Vincents, Miljøkontrollen
- Erik Arvin, DTU

Sammenfatning og konklusioner

Ilt og sand renser vand fra gasværksgrund

Et biologisk renseanlæg på Østre Gasværk bruger en ny metode til on-site rensning af forurenede grundvand. Forurenede vand renses gennem sandfilter efter tilførsel af rent ilt. Metoden har dokumenteret god fjernelse af BTEX'er, naphthalener, phenoler, PAH'er samt delvis cyanid og kan derved anvendes ved tjære-, olie- og benzinformureninger. Forureningen nedbrydes og overføres dermed ikke til andet medium som luft eller aktivt kul. Metoden er robust overfor ændringer i forureningskoncentrationer og driftsstop. Prisen for rensning af vand ved metoden ligger fra 7-17 kr. pr. m³ og er sammenlignelig med andre afværgemetoder for behandling af forurenede vand fra gasværksgrunde.

Baggrund og formål

Rensning af grundvand fra gasværker har vist sig at være vanskeligt. Dette skyldes, at vandet har en kompleks blanding af organiske og uorganiske komponenter. Udvikling af anlæg som kan rense denne type vand har derfor udbredt interesse.

Miljøkontrollen etablerede i 2002 et biologisk vandbehandlingsanlæg til rensning af dræn- og grundvand på Østre Gasværk. Den tidligere gasværksdrift på grunden betyder, at dræn- og grundvand er forurenede med blandt andet tjærekomponenter, cyanider og ammonium.

Det overordnede formål med teknologiprojektet har været at forbedre viden, således at der skabes et mere generelt og solidt grundlag for projektering og dimensionering af nye anlæg til biologisk rensning af forurenede grundvand.

Dette er gjort dels ved at optimere driften af Miljøkontrollens anlæg på Østre Gasværk med hensyn til iltforbrug og opholdstid og dels ved at dokumentere den optimerede drift ved opstilling af massebalancer for forureningskomponenter og udførelse af toksicitetstest. Derudover er betydningen af driftsstop belyst. Ved optimeringen er det forsøgt at forbedre betingelserne for fjernelse af ammonium og cyanid.

Undersøgelsen

Miljøkontrollens biologiske vandbehandlingsanlæg er etableret i en container i det sydøstlige hjørne ved Østre Gasværk og kan behandle 6-10 m³/t dræn- og grundvand. Anlægget er opbygget med to parallelle behandlingsstreng, der hver består af to sandfiltre med hvert et effektivt volumen på 1,5 m³. Før hvert filter tilføres vandet 95-100 % rent ilt fra en Oxymat-unit.

I forbindelse med teknologiprojektet er der i perioden juli-oktober 2005 gennemført en forsøgsrække i det biologiske behandlingsanlæg. I forsøgsrækken har ilttilførsel og opholdstid i den ene streng varieret mellem henholdsvis 3.237 -11.653 mg ilt/min og 0,5 til 5 timer. Den anden streng er brugt som reference.

I løbet af forsøgsrækken er der udtaget vandprøver fra det fælles indløb og udløb fra hver streng. Vandprøverne er analyseret for en række stoffer f.eks. PAH'er, BTEX'er, phenoler, ammonium og cyanid for at undersøge nedbrydningen af de pågældende stoffer i anlægget. Vandets toksicitet er undersøgt ved biotoxtest.

Hovedkonklusioner

Det biologiske vandbehandlingsanlæg på Østre Gasværksgrunden er under normale driftsbetingelser i stand til at nedbryde tjærekomponenter som BTEX, PAH'er og phenoler i størrelsesordenen 95-99 %. Se nedenstående tabel.

På baggrund af forsøgsrækken konkluderes, at

- Nedbrydningen er afhængig af tilstrækkelig ilttilførsel. Reduceres tilførselen af ilt reduceres først nedbrydning af phenol, dernæst PAH'er og til sidst fjernelsen af BTEX. En optimal nedbrydning, kræver tilførsel af 3,5-4,5 l ilt/min til hvert filter ved en samlet ydelse på 2-2,5 m³/t, svarende til tilsætning af i alt 550 mg ilt pr. liter totalt behandlet vand i anlægget.
- Nedbrydningen er mindre afhængig af opholdstiden inden for forsøgsrækkens variationer på 0,5-5,5 timer.
- Nedbrydningen af cyanid og phenol har svært ved at komme i gang ved driftsstop af længere varighed (> 1 måned).
- Der sker en tydelig reduktion af den iboende toksicitet ved passage gennem det biologiske vandbehandlingsanlæg. Indløbsvandets toksicitet blev reduceret med en faktor 2,2.

Projektresultater

Biomassen i behandlingsanlægget tilpasser sig hurtigt forholdene og forureningen nedbrydes effektivt, selvom det samlede indhold af tjærekomponenter har varieret mellem 1-18 mg/l i tilløbet.

Analyseparameter	Østre Gasværk. vandbehandlingsanlæg		Nedbrydning	Kvalitetskrav for vandområder og udledning til hav /11/, * grundvandskriterium /12/
	Indløb µg/l	Udløb µg/l	%	
Benzen	24-5600	0,06-5	99	2
Toluen	130-3500	0,2-3,9	97-100	10
Ethylbenzen	<0,2-860	0,2-5,1	100	10
Xylener	220-2800	0,79-90	97-100	10
PAH'er sum	180-4700	8,6-69	99	* 0,2
Phenol	6-870	0,48-4,8	92-99	1.000
Cyanid	200-660	50-210	30-80	* 50

Tabel Nedbrydning af tjærekomponenter i biologisk sandfilter

Ammonium fjernes ikke i anlægget og det er således ikke lykkedes at få nitrifikation til at forløbe. Det kan skyldes, at pH ligger i intervallet 6,5-7, hvilket er i underkanten af hvad nitrifikanterne foretrækker. En anden årsag kan være at toksiciteten af afværge vandet hæmmer nitrifikanterne.

Cyanid er typisk problematisk på gasværksgrunde. I dræn- og grundvandet på Østre Gasværk er der ikke påvist fri cyanid og anlægget omsætter den bundne cyanid delvist, typisk nedbrydes 30-60 % af indløbets indhold af cyanid. Det kan ikke udelukkes at den mangelfulde omsætning af cyanid skyldes den ikke eksisterende nitrifikation. Der er intet som tyder på, at koncentrationerne af cyanid virker inhiberende på nedbrydningen.

En evaluering af omsætningen i vandbehandlingsanlægget viser, at forureningen nedbrydes og ikke bare overføres til luftfasen. Nedbrydningen er ikke fuldstændig. Der dannes i anlægget op til 1 gram substituerede phenoler pr. time som nedbrydningsprodukter fra andre aromater og polyaromater.

Det biologiske vandbehandlingsanlæg på Østre Gasværk har en god renseeffekt for tjærekompener. Det fremgår af tabellen på foregående side, at udløbsvandet fra vandbehandlingsanlægget på Østre Gasværk for de fleste stoffer overholder kvalitetskravene til recipient under antagelse om en fortynding på 300 gange. Selv sumkoncentrationen af PAH'erne er det lykkedes at nedbringe til niveau med kvalitetskravene. Mest problematisk i forhold til udledning til recipient er kravet på 0,001 µg/l til enkelt PAH og ammonium, der ikke nedbrydes i vandbehandlingsanlægget og ligger på et niveau omkring 15-20 mg/l.

Kan det biologiske vandbehandlingsanlæg optimeres til at nedbryde ammonium f.eks. ved podning og pH-justering vil det være optimalt til gasværker, idet man ved de traditionelle metoder som aktiv kul filtrering og stripping ikke kan få fjernet både tjærekompener og cyanid/ammonium i vandet.

Prisen for rensning af grundvand i det biologiske vandbehandlingsanlæg er 7-17 kr. pr. m³, ekskl. afledningsafgift til kloak og er sammenlignelig med andre afværgemetoder for behandling af vand forurenet med tjærekompener.

Summary and Conclusions

Oxygen and Sand Used for Treatment at Gasworks Sites

A biological treatment plant at Østre Gasværk uses a new method for on-site treatment of contaminated groundwater. Contaminated water is treated in sand filters after infusion of pure oxygen. The method has a documented positive effect on removal of BTEX, naphthalene, phenols, PAH and partly of cyanide, and can therefore be used for treatment of tar, oil and petrol contamination. The contamination is decomposed and therefore not transferred to other media such as air or active carbon. The method is robust against changes in contamination concentrations and stop-downs. The cost of water treatment using this method is DKK 7-17 per m³ and is comparable with other remediation methods for treatment of contaminated water from gasworks sites.

Background and Objective

The treatment of groundwater from gasworks has turned out to be difficult, since the water contains a complex mixture of organic and inorganic components. The development of plants for treatment of this type of water is therefore of enormous interest.

In 2002 the Environmental Protection Agency of Copenhagen (EPAC) established a biological water treatment facility for treatment of drainage and groundwater at Østre Gasværk. The former gasworks operations on the site mean that drainage and groundwater is contaminated with, among other, tar components, cyanide and ammonium.

The overall objective of the technology project has been to improve existing knowledge in order to create a more general and solid base for design and scoping of new facilities for biological treatment of contaminated groundwater.

This has been done partly by optimising the operational procedure at EPAC's facility at Østre Gasværk with respect to oxygen consumption and retention times, and partly by documenting the optimised operation by establishing mass balances for contamination components and making toxicity tests. Furthermore, the importance of stop-downs has been investigated. The optimisation procedure has attempted to improve the conditions for removal of ammonium and cyanide.

The Investigation

EPAC's biological water treatment facility is installed in a container in the southeast corner of Østre Gasværk and can treat 6-10 m³/h drainage and groundwater. The facility is designed with two parallel treatment process lines, each consisting of two sand filters each with an effective volume of 1.5 m³. Before each filter, the water is infused with 95-100 % pure oxygen from an Oxymat unit.

In connection with the technology project, a series of tests were conducted in the period July - October 2005 in the biological treatment facility. During the tests, the oxygen and retention time in one of the process lines varied between 3.237 and 11.653 mg oxygen/min and 0.5 to 5 hours. The other process line was used as reference.

During the test series, water samples were taken from the common inlet and outlet from each process line. The water samples was analysed for a series of substances, e.g. PAH, BTEX, phenols, ammonium and cyanide, in order to investigate the decomposition of these substances in the facility. The toxicity of the water was investigated using biotox tests.

Main Conclusions

The biological water treatment facility at the Østre Gasværk site is under normal operation conditions capable of decomposing tar components such as BTEX, PAH and phenols in the order of 95-99 %. Please, refer to the table below.

On the basis of the test series it is concluded that

- Decomposition is dependent on sufficient oxygen supply. If the oxygen supply is reduced, there is first a reduction in phenol decomposition, then PAH and finally BTEX is removed. An optimal decomposition requires supply of 3.5 - 4.5 l oxygen/m to each filter at a total performance of 2 - 2.5 m³/h, corresponding to infusing a total of 550 mg oxygen per litre total treated water in the facility.
- Decomposition lessens dependence on retention times within the test series variations of 0.5 - 5.5 hours.
- Decomposition of cyanide and phenol is difficult to start up after prolonged stop-downs (> 1 month).
- A clear reduction in inherent toxicity takes place during passage through the biological water treatment facility. The inlet water toxicity is reduced by a factor 2.2.

Project Results

Biomass in the treatment facility quickly adapts to conditions and the contamination is decomposed efficiently, although the total content of tar components has varied between 1-18 mg/l at the inlet.

Analysis parameters	Østre Gasværk water treatment plant		De-composition	Quality requirements for water areas and outlet to sea /11/, * groundwater criterion /12/
	Inlet µg/l	Outlet µg/l	%	
Benzene	24-5600	0,06-5	99	2
Toluene	130-3500	0.2-3.9	97-100	10
Ethyl benzene	<0,2-860	0.2-5.1	100	10
Xylenes	220-2800	0,79-90	97-100	10
PAHs sum	180-4700	8.6-69	99	* 0.2
Phenol	6-870	0.48-4.8	92-99	1.000
Cyanide	200-660	50-210	30-80	* 50

Table Decomposition of tar components in biological sand filter

Ammonium is not removed in the facility and therefore no nitrification has taken place. This could be because pH is in the interval 6.5-7, which is at the lowest of what nitrification prefers. Another cause could be that toxicity in the remedial water restricts the nitrifiers.

Cyanide is typically problematic at gasworks sites. In the drainage and groundwater at Østre Gasværk, there has been found no free cyanide and the facility only partly transforms bound cyanide, typically 30-60 % of the inlet's cyanide contents.

It cannot be excluded that the lack of cyanide transformation is due to the non-existing nitrification. Nothing indicates that the concentrations of cyanide have an inhibiting effect on decomposition rates.

An evaluation of the decomposition rates in the treatment facility shows that contamination is decomposed and not only transferred to the air phase. Decomposition is not complete. Up to 1 gram of substituted phenols per hour is formed in the facility, as decomposition products from other aromatic compounds and poly-aromatic compounds.

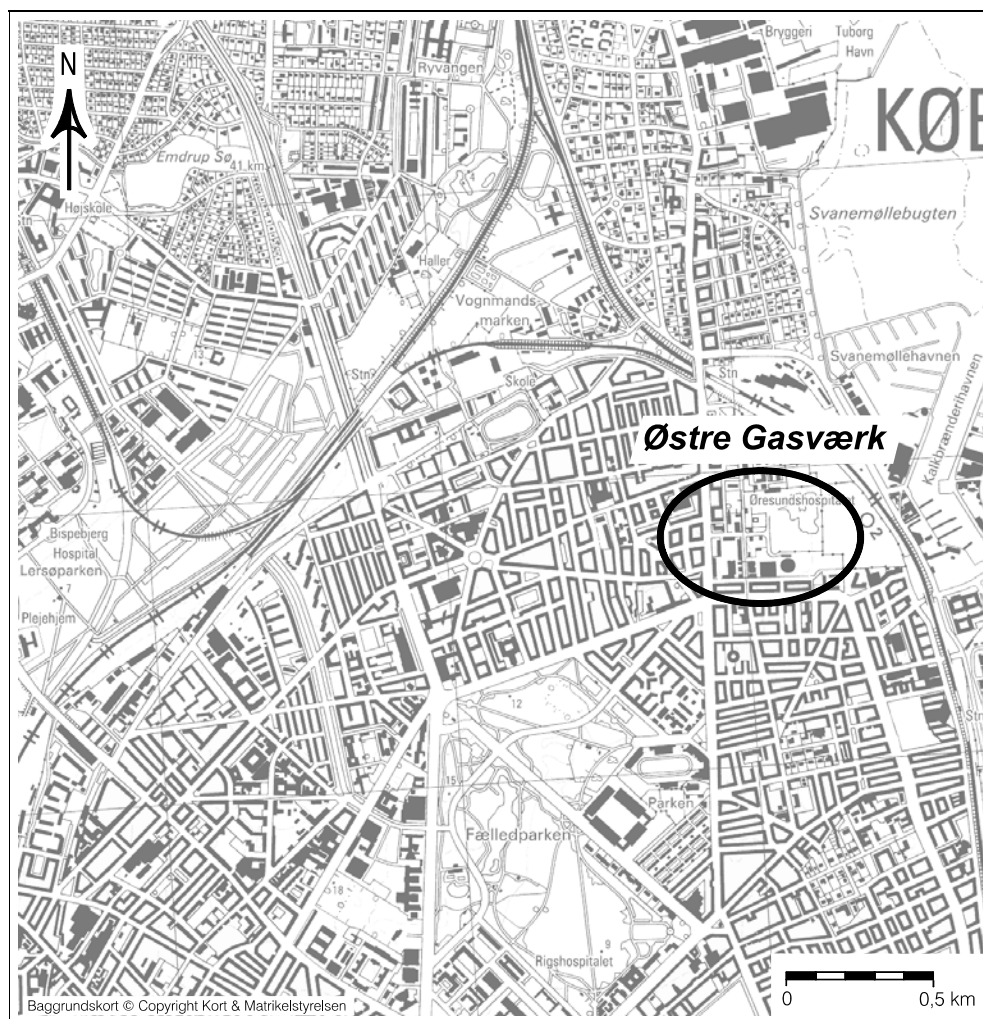
The biological water treatment facility at Østre Gasværk has a good treatment effect for tar components. As the table above shows, the discharge water from the water treatment facility at Østre Gasværk complies with recipient quality requirements for most substances, with the assumption of a 300 times dilution. Even sum concentrations of PAH have been brought down to comply with quality requirements. The most problematic requirement in terms of discharge to recipient is that of 0.001 µg/l to single PAH and ammonium which is not decomposed in the water treatment facility and is at a level of around 15-20 mg/l.

If the biological water treatment facility is optimised to decompose ammonium, e.g. by grafting and pH adjustment, it would be optimal for gasworks since the traditional methods of active carbon filtering and stripping cannot remove both tar components and cyanide/ammonium in the water phase.

The price for treatment of groundwater in the biological water treatment facility is 7-17 DKK per m³, excl. discharge fee for sewers, and is comparable with other remedial methods for treatment of water contaminated by tar components.

1 Indledning

Miljøkontrollen i København etablerede ultimo 2002 et anlæg til biologisk rensning af oppumpet, forurenet grundvand på Østre Gasværk. Anlæggets beliggenhed fremgår af figur 1.1, og på figur 1.2 (næste side) ses et billede af anlægget med den gamle gasbeholder i baggrunden.



Figur 1.1 Beliggenhedsplan

Miljøstyrelsen gav i 2002 tilsagn om støtte via Teknologiudviklingsordningen til yderligere optimering og dokumentation af processerne i anlægget. Den aktuelle lokalitet blev udvalgt af Miljøstyrelsen på basis af forslag til forsøgslokalteter indleveret af en række myndigheder og institutioner.

Da afledningsafgiften i forbindelse med afværgepumpninger udgør en voksende andel af budgettet for afværgeprojekter hos amter og private bygherrer, er der behov for rensningsteknikker, der uden at være voldsomt tilsynskravende eller på andre måder omkostningstunge, kan leve op til udledningskravene til regnvandssystemer eller recipienter.

Biologisk rensning er anvendelig på en stor del af de lokaliteter, hvor der iværksættes afværgeforanstaltninger. Rent miljømæssigt har metoden den fordel frem for aktivt kul eller stripning, at forureningen nedbrydes frem for at blive overført til et andet medium, der så skal håndteres efterfølgende.

Det vurderes, at de erfaringer, der er indsamlet gennem dette projekt, er bredt anvendelige i forbindelse med valg af afværgeteknik og projektering af biologiske vandbehandlingsanlæg tilknyttet afværgeoppumpninger.



Figur 1.2 Vandbehandlingsanlægget på Østre Gasværk

2 Baggrund og formål

2.1 Baggrund

Østre Gasværk var i drift i perioden 1878 til 1972. Som følge af gasværksdriften opstod en væsentlig forurening af jord og grundvand på store dele af grunden med blandt andet tjærekompener, cyanider og ammonium /1/.

Miljøkontrollen har gennemført en lang række undersøgelser og vurderinger af behovet for gennemførelse af afværgeforanstaltninger over for forureningen /1/.

I 1992-93 blev der gennemført afværgeforanstaltninger på den østlige og mest forurenede del af grunden for at sikre, at dette område kunne anvendes miljømæssigt forsvarligt til idrætsaktiviteter. Som en del af dette projekt blev der etableret dræn for at afskære spredning af grundvandsforurening fra gasværksgrunden til havnen og naboarealerne /1/.

I 2001 blev der etableret dræn på vestgrunden. Formålet med dette var at bortlede overfladevand på arealet, sænke grundvandsstanden med henblik på byggemodning af arealet og forhindre forurenede, sekundært grundvand i at spredes til naboarealerne /1/.

I 1999-2000 blev der gennemført indledende forsøg med rensning af oppumpet drænvand fra den østlige del af gasværksgrunden ved avancerede oxidationsprocesser (ozon og hydrogenperoxid) med gode resultater /1/.

På baggrund af dette blev der i 2001 etableret et pilotanlæg på Østre Gasværk, hvor der gennem en periode blev gennemført forsøg med rensning af det forurenede drænvand fra østgrunden, med henblik på at fremskaffe dimensioneringsgrundlag til et fuldskala rensningsanlæg. Der blev udført vandrensningsforsøg med ozon/hydrogenperoxid oxidation, UV-oxidation på katalytiske overflader med hydrogenperoxid og biologisk nedbrydning /1/.

Pilotforsøgene mandede ud i følgende konklusioner:

- Ved forsøgene sås en meget effektiv biologisk nedbrydning af de organiske forureningsparametre
- Der sås ingen biologisk nedbrydning af ammonium og cyanider. Ved ozon/peroxid behandling skete der nedbrydning af ammonium, men ikke af cyanid.
- Der skete et væsentligt fald i toxiciteten (målt ved microtox-test) af vandet ved den biologiske behandling.
- Biologisk rensning af vandet blev vurderet at være væsentligt billigere end de øvrige afprøvede metoder i såvel etablering som drift.

Det blev på denne baggrund valgt at etablere et fuldskaalanlæg baseret på biologisk nedbrydning på gasværksgrunden.

2.2 Formål

Teknologiudviklingsprojekter gennemføres af Miljøstyrelsen med henblik på udvikling, afprøvning og dokumentation af nye afværgeteknologier på området jord- og grundvandsforurening. Formålet er at tilvejebringe et erfaringsgrundlag, som kan resultere i bedre og billigere afværgeprojekter.

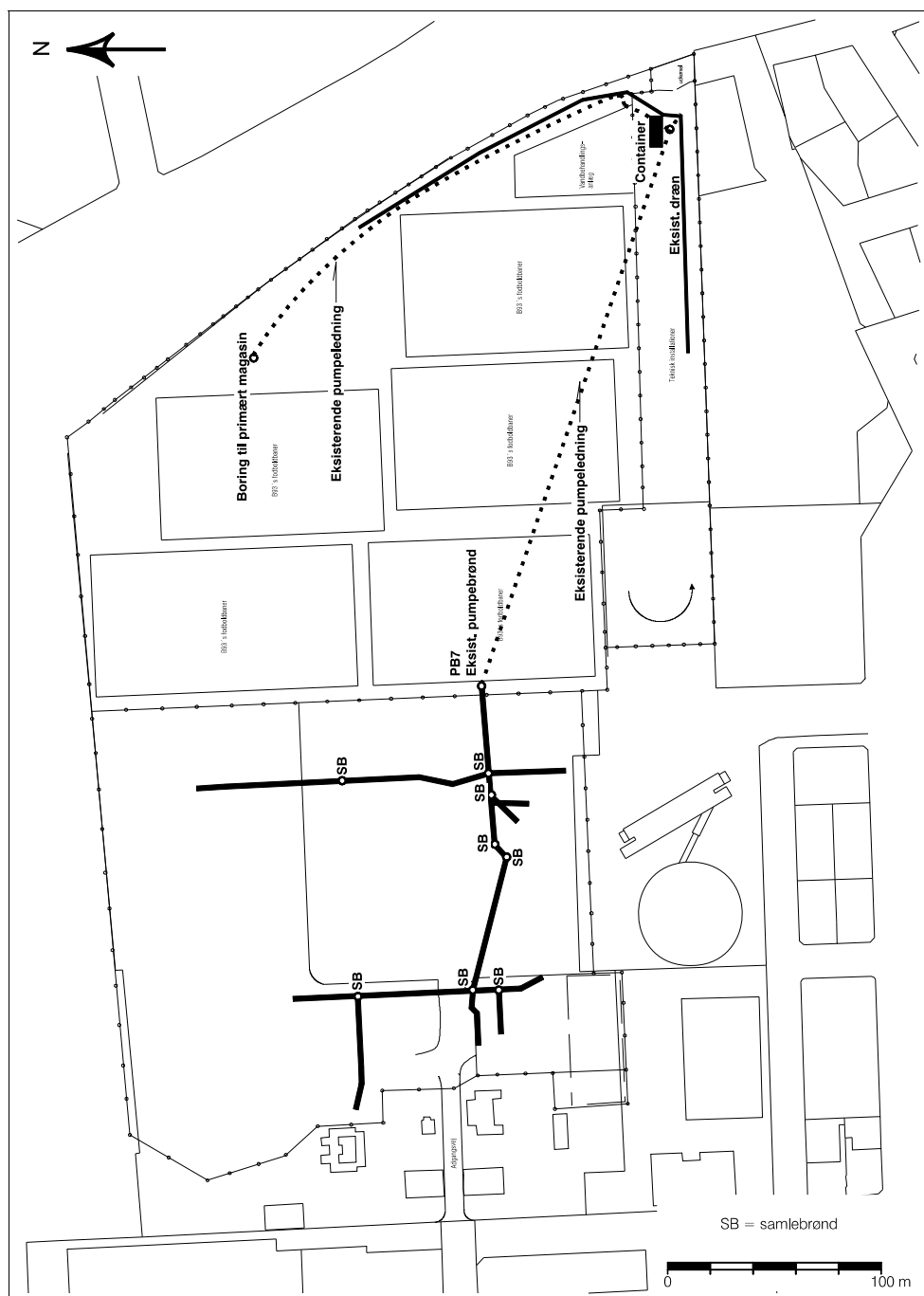
Formålet med teknologiudviklingsprojektet på Østre Gasværk var mere konkret, at:

- optimere driften af anlægget med hensyn til nedbrydning af svært nedbrydelige forbindelser, iltforbrug og opholdstid.
- at opstille massebalancer, teste anlæggets følsomhed for driftsstop og teste vandbehandlingens effekt på vandets toxicitet.
- monitere på forhold af økonomisk og miljømæssig art med henblik på en vurdering af metodens anvendelighed mere generelt.

Hovedvægten i projektet lå på praktiske og konkrete undersøgelser med henblik på at samle oplysninger til brug ved projektering og vurdering af driftsomkostninger ved fremtidige biologiske vandbehandlingsanlæg.

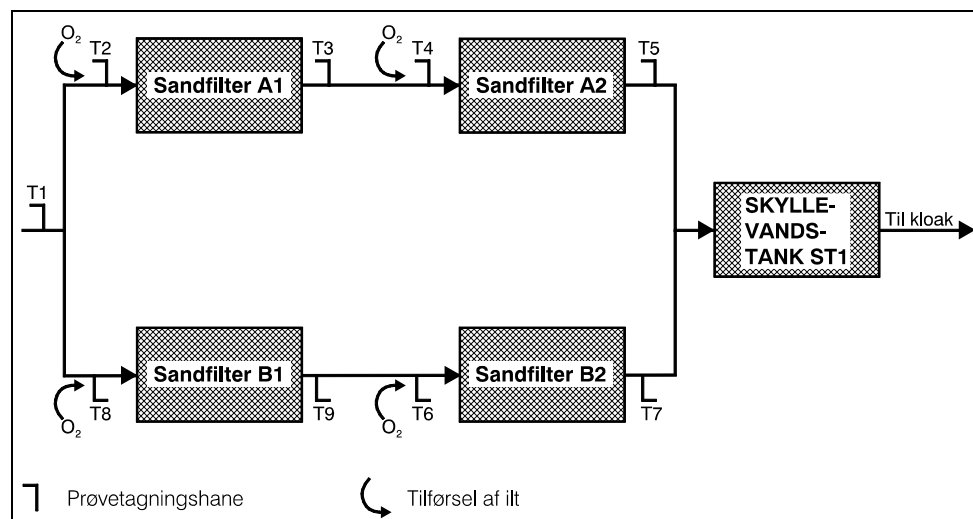
3 Beskrivelse af anlægget

Anlægget modtager forurenet dræn- og grundvand fra en underjordisk 40 m³ buffertank, beliggende umiddelbart vest for anlægget. I denne tank blandes vand fra et dræn på den østlige del af gasværksgrunden (beliggende ca. 4 m u.t.), et dræn fra den vestlige del af grunden (ca. 1,5 m u.t.) og boring K6, filteret i det primære grundvandsmagasin. Beliggenheden af dræn, boring og behandlingsanlæg ses på figur 3.1.



Figur 3.1 Situationsplan – Østre Gasværk

Vandbehandlingsanlægget er etableret i en 40' container. Anlægget er opbygget med 2 ens og parallelle rensenheder hver beregnet til behandling af 3-5 m³/t. I hver enhed er etableret 2 stk. sandfiltre (for- og efterfilter). På figur 3.2 er vist et principdiagram af anlægget. Bilag D indeholder et mere detaljeret flowdiagram for anlægget.



Figur 3.2 Principdiagram

Hver af de 4 stk. sandfiltre har et volumen på 2,1 m³. Med en porøsitet af sandet i filtrene på 0,3 betyder det et effektivt volume på 1,5 m³ og en samlet opholdstid for vandet i anlægget på 18 minutter ved et samlet flow på 10 m³/h.

Efter rensenhederne ledes vandet igennem en vandtank beregnet for opsamling af en vandmængde, der skal anvendes til returskylning af filtrene. Anlægget er forsynet med en kompressor til returskylning af sandfiltrene. Renset vand og vand fra returskylningen af filtrene afledes til spildevandssystemet i området.

Anlægget er opbygget således, at der er mulighed for at tilføre ren ilt til vandet før hvert af de 4 sandfiltre. Til dette formål anvendes en Oxymat 20 LE unit, der leverer op til 1,5 Nm³ ilt/time (95% ren ilt). På figur 3.3 ses Oxymat 20 LE uniten.

Etablering af anlægget blev afsluttet den 28. januar 2003. Herefter blev der frem til den 27. maj 2003 gennemført en indkøring af anlægget /2/. Driften af anlægget har været præget af en del driftsstop, blandt andet fordi dræn og boring K6 ikke har kunnet give den ønskede vandmængde /3/, /4/. Boring K6 har periodevis været ude af drift af forskellige årsager bl.a. nedbrud af pumper og tæring af råvandsledning.



Figur 3.3 OxyMat 20 LE uniten i vandbehandlingsanlægget på Østre Gasværk

4 Gennemførte aktiviteter

4.1 Strukturering af projektet

Projektet blev opdelt i følgende 4 faser:

0. Anlægs-mæssige ændringer
1. Optimering af driften
2. Dokumentation af driften
3. Rapportering

Af hensyn til gennemførelsen af teknologiprojektet blev der i fase 0 udført en række mindre ombygninger af anlægget.

I fase 1 skete en optimering af driften med hensyn til nedbrydning af "vanskelige" forbindelser, iltforbrug og opholdstid og i fase 2 blev driften dokumenteret med hensyn til massebalancer for forureningskomponenter, toxicitet af vandet før og efter rensning og robusthed over for driftsstop.

I det følgende afsnit findes en beskrivelse af de gennemførte aktiviteter i faserne 0, 1 og 2.

4.2 Fase 0 – anlægs-mæssige ændringer

Det eksisterende vandbehandlingsanlæg havde en flowmåler, der målte det samlede flow. I teknologiprojektet var der behov for at kunne skelne flowet i de to behandlingsstrenge (A = filter A1 + A2 og B = filter B1 + B2). Der blev derfor installeret én ekstra flowmåler på behandlingsenhed A. Se bilag D.

Der blev installeret prøvetagningsstudser (8/6 mm PA rør) på de 4 gasudladere på sandfiltrene og monteret gastællere på de 4 luftafkast. Dette blev brugt til både optimering af anlægget med hensyn til iltforbrug og til opstilling af massebalancer for forureningskomponenter.

Der blev endvidere installeret i alt 4 ekstra prøvetagningshaner mellem beluftningsenheder og sandfiltrene, til brug ved optimering af anlægget med hensyn til iltforbrug. Se bilag D.

Der blev etableret gas-flowmålere på hver af de 4 beluftningsenheder. Dette blev gjort for at kunne tilføre forskellige iltmængder i de 4 sandfiltre i forbindelse af driftsoptimering med hensyn til iltforbrug. Se bilag D.

4.3 Fase 1 – optimering

Driften af anlægget har været stabil siden maj 2005. For at optimere anlægget er der i perioden 28. juli – 6. oktober 2005 gennemført en forsøgsrække. På grund af driftstop af anlægget den 12. oktober 2005 blev de sidste 2-3 uger af den planlagte forsøgsrække ikke gennemført. Der blev således ikke udtaget de planlagte analyser til bestemmelse af toxicitet og til dokumentation af massebalance. Driftstoppet skyldes en defekt råvandspumpe, som blev udskiftet.

Anlægget kom i drift igen den 15. november. Den 8. december blev der udtaget vandprøver med henblik på analyse for toksicitet.

Efter igangsættelse af anlægget er skyllehyppigheden ændret. For at sikre en mere stabil drift i filtrene bliver hvert filter skyllet hver fjerde dag i stedet for hver fjerde uge.

4.3.1 Nedbrydning af "vanskelige" forbindelser

Det viste sig i pilotforsøgene /1/ ikke at være muligt at fjerne cyanider og ammonium ved den biologiske rensning.

Ammonium kan omdannes til nitrat ved nitrifikation. Nitrifikation udføres af to familier af bakterier, Nitrosomonas og Nitrobacter, under et kaldet nitrifikanter. Nitrifikanter er meget følsomme over for forureningskomponenter i vandet, lavt iltindhold og overfor pH, der helst skal være 7,5-8. Det er ikke ualmindeligt, at det tager månedsvist at få nitrifikationen startet op, selv i traditionelle vandbehandlingsanlæg med uforurennet vand.

Cyanider kan ligeledes være vanskelige at nedbryde. Specielt de kompleksbundne cyanider er vanskelige at nedbryde.

Nitrifikationen er monitoreret ved, at der i forsøgsrækken er udtaget vandprøve til analyse for ammonium, fri cyanid og total cyanid.

4.3.2 Ilttilførsel og opholdstid

Ved pilotforsøgene /1/ blev det konstateret, at en koncentration af ilt på 0,7 mg/l ikke gav anledning til nedbrydning, og at nedbrydningen ikke øgedes yderligere ved iltkoncentrationer over 17,9 mg/l.

For at undersøge betydningen for nedbrydning i anlægget er ilt og opholdstid varieret i forsøgsrækken, som det fremgår af tabel 4.1. Variationerne af ilttilførsel og opholdstid er gennemført i streng A, mens streng B er brugt som reference.

Periode	Ilttilførsel til streng A l/min	Opholdstid i streng A Timer	Driftsstop i Streng B
28.07 – 04.08	Normal	Normal	1. uge
04.08-26.08	2/3 x normal	Normal	
26.08-07.09	1/3 x normal	Normal	
07.09 – 08.09	Normal	Normal	1. døgn
22.09- 29.09	Normal	½ x normal	
29.09- 06.10	Normal	2 x normal	

Tabel 4.1. Variationer i forsøgsrække

I forsøgsrækken er afprøvet tre scenarier med hensyn til ilttilførsel, hvoraf driftstilstanden efter den almindelige indkøring er den ene. Den normale driftstilstand er tilførsel af ren ilt på 3-4,5 l/min pr. filter, svarende til 3884-5827 mg ilt/min pr. filter. I forsøgsrækken er ilttilførselen søgt varieret, som det fremgår af tabel 4.1.

I forsøgsrækken er afprøvet tre scenarier med hensyn til flow. For at sikre en stabil drift anbefales det i /4/, at forsøgsrækken gennemføres med et normal

totalt flow på 2 m³/t. Et totalt flow på 2 m³/t svarer til 1 m³/t i hver streng og en opholdstid på 1½ time. I forsøgsrækken er opholdstiden varieret, som det fremgår i tabel 4.1.

Derudover er betydningen af driftsstop undersøgt. Pilotforsøgene har vist sig at være meget robuste overfor driftsstop /1/. Ligeledes viser erfaringerne fra driften, at nedbrydningen i anlægget hurtigt kommer i gang igen efter driftsstop/4/. Undersøgelse af driftsstop er gennemført i streng B.

I løbet af forsøgsrækken er der udtaget vandprøver. Vandprøverne er udtaget i indløbet og i udløbet fra hver streng. Se prøvetagningshane T1, T5 og T7 på figur 3.2.

Der er i forbindelse med forsøget udtaget vandprøver til analyse på følgende datoer i 2005; 28. juli, 4. august, 26. august, 7. september, 8. september, 15. september, 22. september, 29. september, 6. oktober og 9. december.

Vandprøverne er analyseret for ammonium, cyanid, phenoler, polyaromatiske hydrocarboner (PAH), COD, BOD og/eller benzen, toluen, ethylbenzen, xy-lener BTEX). Derudover er der målt ilt og pH i afgangsvandet fra hvert af de fire filter. Feltresultater fremgår af bilag A og analyseresultater af bilag B.

Resultatet af vandprøverne er afrapporteret i afsnit 5.1.1-5.1.4.

4.3.3 Toksicitetstest

For at undersøge vandets toksicitet som funktion af behandlingssted er der anvendt biotox-test. Biotox-testen er valgt fordi den er billig og erfaringerne med den er gode. Biotox-testen bygger på samme princip, som de mere kendte Microtox-test og har vist sig at være følsom over for mange forskellige kemiske stoffer og forureninger.

I biotox- testen er det hæmningen af lysudsendelsen hos bakterien *Vibrio fischeri*, der anvendes som toksicitetsmål. Denne hæmning måles efter 5 min, 15 min og 30 min inkubation med vandprøven. De anvendte bakterier leveres frysetørrede sammen med medier af firmaet Biotox (Turku, Finland).

Miljø og Ressourcer på DTU gennemførte biotox-testen. Testen er udført af Anders Baun og Susanne Kruse.

Ved forsøget fastlægges EC(50) og LOEC. EC(50) er den koncentration af et stof, som giver effekt på halvdelen af forsøgsdyrene. LOEC er den laveste koncentration, hvor en effekt kan konstateres (LOEC = Lowest Observed Effect Concentration). Sidstnævnte udregnes som EC20 (EC = Effect Concentration), dvs. den koncentration, hvor 20 % af effekten opnås. Effekten måles ved biotox testen som nævnt ved, at lysudsendelsen fra bakterien *Vibrio* hæmmes.

Der blev udtaget i alt 6 vandprøver fra behandlingsanlægget den 8. december 2005. Prøvesteder er T1, T3, T5, T9, T7 og fælles udløb. Se figur 3.2 for placering af prøvesteder.

På grund af et lavt iltindhold blev prøverne luftet til en koncentration af ilt på 9.1-10.1 mg/l, inden biotox-testene blev udført.

Resultatet af biotox-testen er afrapporteret i afsnit 5.1.5.

4.4 Fase 2 – dokumentation

4.4.1 Udarbejdelse af massebalancer for forureningskomponenter

Massebalancen danner grundlag for at vurdere behandlingens effektivitet. Det vil på baggrund af en massebalance være muligt at udpege de stofkomponenter, der kun vanskeligt omsættes ved de biologiske processer. Derudover vil inddragelsen af oxygen-massebalancen gøre det muligt at udtale sig, om enkelte af de biologiske processer er begrænset af koncentrationen af ilt.

Med udgangspunkt i analyseprogrammet blev der udarbejdet en massebalance for vigtige stofkomponenter og stofgrupper i afværgvand. Til massebalance beregningerne er valgt: BTEX, Total hydrokarboner, PAH'er, phenoler, COD og BOD.

For at opsamle data til massebalancen er gasmålerne aflæst.

Koncentrationerne af de udvalgte komponenter blev målt forskellige steder i behandlingssystemet. I beregningerne indgår positive bidrag, dvs. alle strømme som tilfører stof til behandlingssystemet og negative bidrag som fjerner stof fra systemet, her især luftafkast og afledning af vand til kloak. Massebalancen kan kun blive semi-kvantitativ, idet der ikke er målt på bidrag fra returskylning af filtrene. Talmaterialet er efterfølgende behandlet i et regneark og resultaterne vist i afsnit 5.2.

På baggrund af analysematerialet har det været muligt at opstille en semi kvantitativ massebalance for hver streng.

5 Resultater

5.1 Fase 1 – optimering

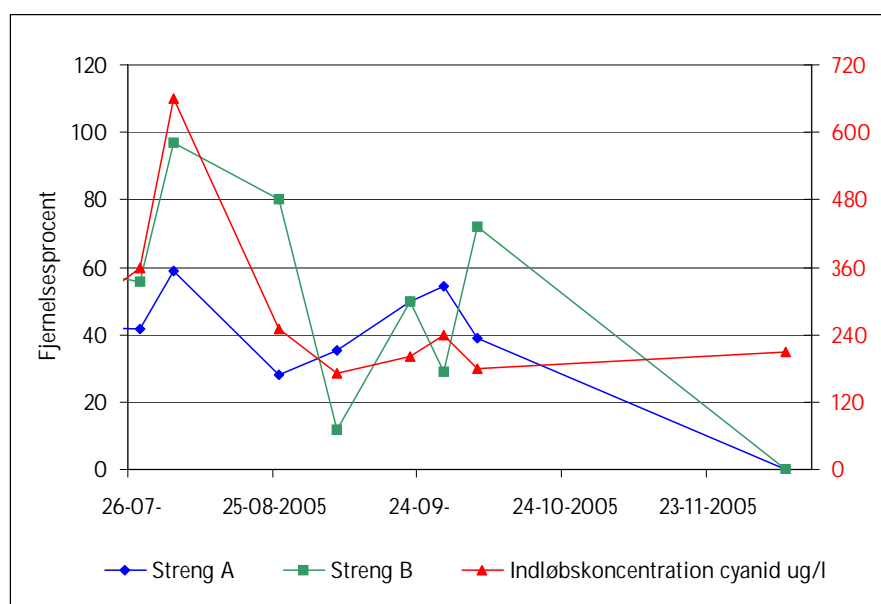
5.1.1 Optimering med hensyn til nedbrydning af "vanskelige" forbindelser

For at vurdere effekten af variationerne i forsøgsrækken er nedbrydningen af BTEX, PAH, phenol og cyanid plottet som funktion af tiden i figur 5.1 og bilag C.

For PAH er der i bilag C plottet analyselaboratoriets sumkoncentration af de 16 PAH'er som er på listen over "priority pollutants" udgivet af den amerikanske miljøstyrelse, USA-EPA. Disse 16 PAH'er vurderes at udgøre op til 80 % af PAH i kultjære /6/. Ved analyserne i bilag B er der større overensstemmelse mellem summen af de påviste enkelt PAH'er og analyseblankettens EPA-sum i forhold til analyseblankettens MST-sum, som kun består af 6 PAH'er.

Nedbrydningen af total cyanid under forsøgsrækken er afbilledet i figur 5.1. Indholdet af total cyanid har varieret mellem 200-650 µg/l, som det fremgår af figur 5.1. Indholdet af fri cyanid er ved alle analyser mindre end 10 µg/l, dvs. størstedelen af det målte totalcyanid udgøres af cyanid på bunden form. Variationer i indløbskoncentrationer kan skyldes variationer i forholdet mellem mængden af drænvand og grundvand i indløbet til anlægget.

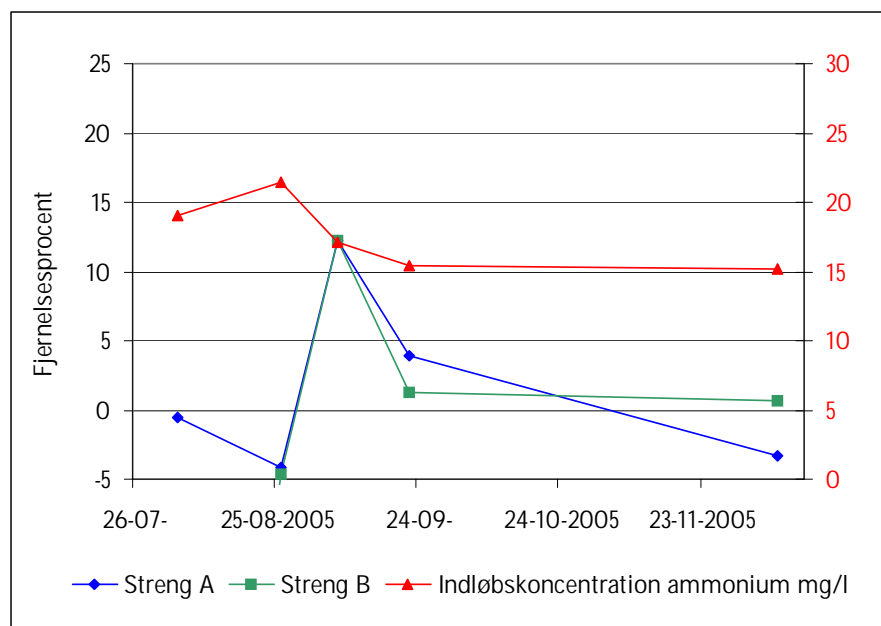
I figur 5.1 ses en sammenhæng mellem indløbskoncentration af cyanid og fjernelsesprocenten. Des højere indløbskoncentration des højere fjernelsesprocent. Der er således intet, som tyder på, at højere koncentrationer af bundet cyanid virker inhiberende på nedbrydningen under forsøget.



Figur 5.1 Nedbrydning af cyanid

Under forsøget har nedbrydningen af cyanid i streng A varieret mellem 30 og 60 % og nedbrydningen i streng B har varieret mellem 15 og 95 %. Efter driftstoppet i oktober-november 2005 observeres ingen nedbrydning af cyanid i anlægget.

I figur 5.2 er indholdet af ammonium som funktion af tiden plottet. Den beregnede fjernelsesprocent ligger mellem -50 til +12 %. Ammonium fjernes ikke i anlægget og det er således ikke lykkedes at få nitrifikationen til at forløbe. En af grundene kan være, at pH i anlægget ligger i intervallet 6,5-7, hvilket er i underkanten af, hvad nitrifikanterne foretrækker. En anden årsag kan være, at toksicitet af afværge vandet hæmmer nitrifikanterne.



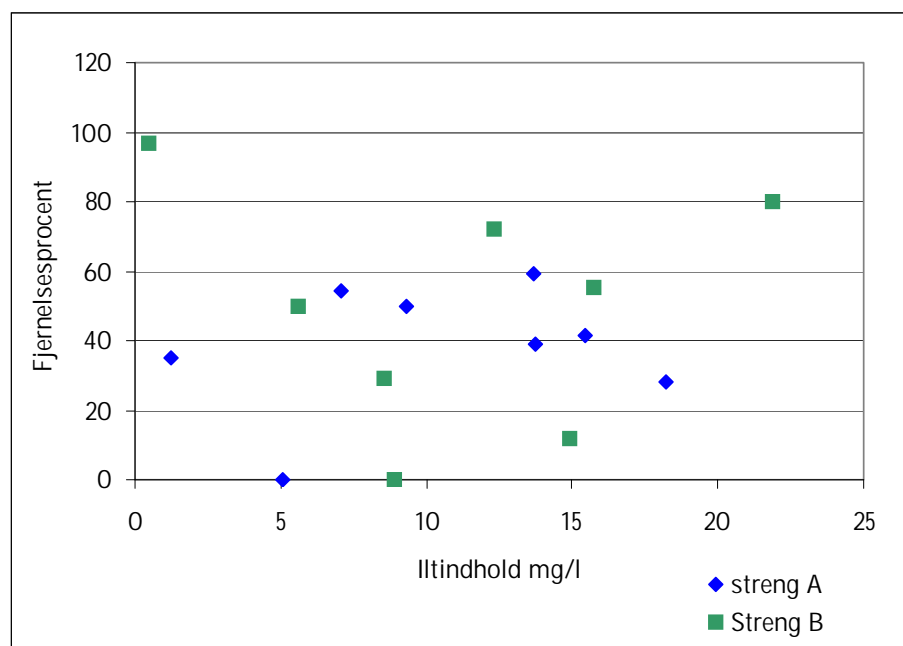
Figur 5.2 Nedbrydning af ammonium

5.1.2 Optimering med hensyn til iltforbrug

Af figur 5.1 observeres ikke en entydig sammenhæng mellem ilttilførsel og nedbrydning af cyanid. Ilttilførselen i streng A reduceres til 2/3 af det normale den 26. august og der observeres i figur 5.1 en mindre nedbrydning i streng A i forhold til referencestreng B. Det omvendte er tilfældet den 7. september, hvor ilttilførselen i streng A har været reduceret til 1/3 af det normale.

For totalcyanid er der i figur 5.3 plottet fjernelsesprocent som funktion af det målte iltindhold i afgangsvandet fra filtrene. Det målte iltindhold er regnet som et gennemsnit for de to filtre i hvert streng. Af figur 5.3 observeres ikke en entydig sammenhæng mellem iltindhold i afgangsvandet og nedbrydningsprocent for cyanid.

Driftsstop og indløbskoncentration har haft større betydninger for nedbrydningen af cyanid i forsøget end variationer i den tilsatte mængde ilt, se afsnit 5.1.4



Figur 5.3 Nedbrydning af cyanid som funktion af gennemsnitlig målt iltindhold ved afgang filter

I bilag C ses fjernelsesprocent som funktion af iltindholdet ved afgang filter for BTEX, PAH og phenol.

Indløbskoncentrationen af PAH'er, BTEX'er og phenol har varieret henholdsvis i intervallet 180-4700 $\mu\text{g/l}$, 841-12.600 $\mu\text{g/l}$ og 6-870 $\mu\text{g/l}$. Se bilag C. Til trods for variationerne i indløbskoncentrationerne har biomassen hurtigt tilpasset sig og nedbrudt stofferne effektivt.

Ved en reduktion af ilttilførselen til 2/3 af det normale i streng A, dvs. 2-2,5 l/min pr. filter., er det målte gennemsnitlige iltindhold efter afgang af filtre 18,2 mg/l i streng A og 21,9 mg/l i streng B, se data fra den 26. august i bilag A. Nedbrydningen af BTEX i streng A den 26. august ligger stabilt omkring 98 % ligesom referencestreng B. For PAH og phenol observeres den 26. august en mindre nedbrydning i streng A i forhold til referencestreng B. Se bilag C.

Den 26. august fjernes 91 % af indløbsvandets indhold af PAH'er i streng A mod 98-100 normalt, og for phenoler fjernes kun 18 % af indholdet mod 98-100 % normalt. Nedbrydningen i referencefilteret reduceres også den 26. august, - måske som følge af fald i indløbskoncentrationen - men ikke i samme omfang som filterstreng A. En reduktion af ilttilførselen til 2/3 af det normale i streng A har altså en effekt på nedbrydningen af PAH og phenol, til trods for at vandet er mættet med ilt ved udløb fra filter.

Ved en reduktion af ilttilførselen til 1/3 af det normale kan ses en effekt på nedbrydningen af BTEX, PAH og phenol i anlægget. Effekten ses i analyseresultaterne fra den 7. september i bilag C. Ved en reduktion af ilttilførselen til 1/3 af det normale er den resulterende iltkoncentration ved afgang filter på 1,25 mg/l og fjernelsesprocenten for BTEX, PAH og phenol i filter A henholdsvis 86 %, 0 % og 7 %. Fjernelsesprocenterne reduceres ikke i samme omfang i filter B, se bilag C.

Forsøgsrækken viser, at graden af nedbrydning af BTEX, PAH og phenol er afhængig af mængden af den tilførte ilt. BTEX er mindst afhængig, mens nedbrydningen af PAH og særligt phenol påvirkes allerede ved en reduktion af ilttilførselen til 2/3 af det normale. På baggrund af forsøgsrækken kan der ikke vurderes en entydig sammenhæng mellem nedbrydning af cyanid og ilttilførsel.

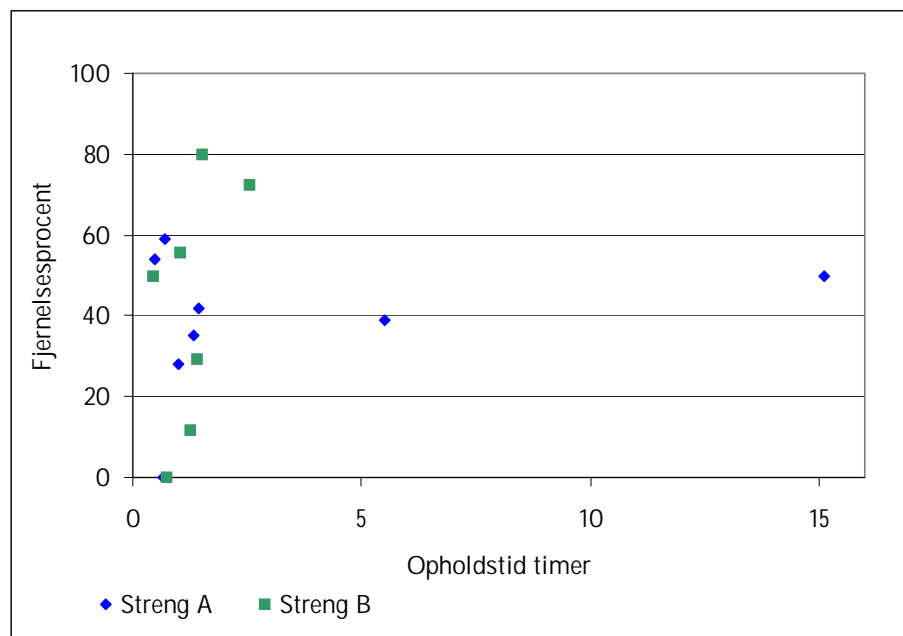
5.1.3 Optimering med hensyn til opholdstid

Opholdstiden er i forsøget varieret mellem cirka ½ time og en uge.

Forsøgsrækkens variationer i opholdstiden har ikke været præcist som ønsket i tabel 4.1. I perioden 22.-29. september 2005 har opholdstiden i streng A været gennemsnitlig cirka 30 minutter i stedet for 45 minutter som ønsket, og i perioden den 29. september – 6. oktober har opholdstiden i streng A været gennemsnitlig 5,5 timer i stedet for 3 timer som ønsket. Dette vurderes som mindre betydende i forhold til resultaterne.

For cyanid observeres ingen sammenhæng mellem opholdstiden og fjernelsesprocent. Figur 5.1 viser, at nedbrydningen den 29. september er 54 % i streng A, hvor opholdstiden er 45 minutter og 29 % i referencestreng B, hvor opholdstiden er 1,4 time og den 6. oktober fjernes 39 % i streng A hvor opholdstiden er 5,5 time og 72 % i referencestreng B, hvor opholdstiden er 2,5 time.

I figur 5.4 er nedbrydningen af cyanid plottet som funktion af de aktuelle opholdstider i perioden 28. juli -9. december 2005. Figuren bekræfter, at der tilsyneladende ikke er en entydig effekt mellem opholdstid og fjernelsesprocent af cyanid.



Figur 5.4 Nedbrydning af cyanid som funktion af opholdstiden * bemærk at nedbrydningen på 97 % i streng B ved en opholdstid på en uge er udeladt

For BTEX, PAH og phenol ses i nedbrydningen den 29. september og 6. oktober ingen effekt af variation i opholdstiden fra hhv. 30 minutter til 5,5 timer. Se bilag C. I bilag C er fjernelsesprocenten som funktion af opholdstiden vist

for BTEX, PAH og phenol i hele forsøgsperioden. Bemærk at fjernelsesprocenten i streng A også afspejler variationer i ilttilførelsen. Opholdstiden har på intet tidspunkt været begrænsende for nedbrydningen af BTEX, PAH og phenol.

5.1.4 Driftsstop

En måned efter driftsstoppet i oktober-november er nedbrydningen af cyanid ikke kommet i gang igen ved analysen den 9. december 2005. Det kan forklare "outliners" i figur 5.3 med 0 % fjernelse ved et gennemsnitlig iltindhold på 5 mg/l efter filtrene i streng A og 8,9 mg/l efter filtrene i streng B. Nedbrydningen af phenol er endnu ikke optimal. I filter A fjernes kun 43 % i prøven fra den 9. december, se bilag C, mens nedbrydningen af PAH'er og BTEX er effektiv igen.

En anden "outliners" i figur 5.3 er nedbrydningen på 100 % cyanid i filter B ved et iltindhold på 0,5 mg/l. Værdien stammer fra den 4. august, efter at flow og ilttilførsel til filter B har været stoppet en uge for at undersøge betydningen af et filterstop. Det overskud af ilt, som er til stede i filteret før stop, er tilstrækkeligt til, at ilt ikke bliver begrænsende for nedbrydningen i det vand, som er på filteret i den uge det står stille. Den lange opholdstid på en uge betyder god reaktionstid og kan forklare den høje fjernelsesprocent på 99 % som observeres for cyanid i figur 5.3 ved en koncentration af ilt på 0,5 mg/l ved afgang filter. Det samme gælder BTEX, PAH og phenol, se bilag C.

Efter driftsstoppet på et døgn den 8. september er der kun målt for BTEX. Nedbrydningen er 99 % i streng A og 97 % i streng B og det vurderes derfor, at nedbrydningen af BTEX i anlægget er robust overfor driftsstop af kortere varighed (< 1 uge) såfremt der står vand på anlægget, mens længerevarende driftsstop (> 1 måned) resulterer i, at nedbrydningen af cyanid og til dels phenol ikke er optimal en måned efter, at anlægget er sat i gang igen.

5.1.5 Toksicitetstest

I tabel 5.1 er givet værdierne af biotox-testen efter 15 minutters inkubation, og disse værdier betragtes som de mest pålidelige af de opnåede resultater.

Af tabel 5.1 ses, at samtlige estimerede EC50-værdier ligger over de 500 ml/l som er den højeste testkoncentration. Derfor bør toksiciteten af prøverne kun vurderes ud fra "nul-effekt-koncentrationen" (EC20-værdierne).

Udløbsvandet (Udløb fælles) er signifikant mindre toksisk end indløbsvandet (T1), og der er sket en toksicitetsreduktion på en faktor 2.2. Ved denne vurdering bør det dog bemærkes at reduktionen, hvis konfidensgrænser tages i betragtning, kan ligge fra 1,03-4,47.

Prøve	# pH	# llt (mg/l)	EC20	EC50
			(ml prøve/l fortyndingsvand)	
Fælles indløb (T1)	7,18	4,4	149 [109;193] _{95%}	626* [475;1046*] _{95%}
Udløb filter A1 (T3)	7,50	5,2	217 [170;265] _{95%}	759* [586*;1244*] _{95%}
Udløb filter A2 (T5)	7,00	4,7	236 [190;282] _{95%}	706* [570*;1046*] _{95%}
Udløb filter B1 (T9)	7,03	11,9	>500	>500
Udløb filter B2 (T7)	6,96	5,0	>500	>500
Fælles udløb	7,08	6,6	327 [199;487] _{95%}	751* [529*;1132*] _{95%}
# = Før iltning i laboratoriet				
* = ekstrapolerede værdier. Højest anvendte testkoncentration var på 500 ml/l				

Tabel 5.1 Effektkoncentrationer og 95% konfidensintervaller hæmning af lysudsendelsen hos *Vibrio fischeri* efter 15 minutters eksponering

Toksiciteten af vandet fra udløb af det første (T3) og andet filter (T5) i streng A ligger, som forventeligt, mellem værdierne for indløbsvand (T1) og udløbsvand, men der er ikke signifikant forskel på EC20-værdierne (=0.05).

For prøverne af vandet fra udløb af det første (T9) og andet filter (T7) i streng B kunne der ikke ved denne test påvises signifikant toksicitet, selv ikke ved den højeste testkoncentration på 500 ml/l. Derfor er det indikeret i tabel 5.1, at EC20 (og dermed også EC50) ligger over dette niveau. Årsagen til, at prøverne fra streng A udviser mere toksicitet end prøverne fra streng B, kan ikke umiddelbart forklares ud fra resultaterne af Biotox-testene.

Streng A adskiller sig fra streng B i analyseresultaterne fra den 9. december ved, at nedbrydningen af enkelte parametre er mindre end i B, se f.eks. nedbrydningen af phenol i bilag C, og det kan tyde på, at omsætningen i strengen er dårligere fungerende.

5.2 Fase 2 – dokumentation

5.2.1 Udarbejdelse af massebalancer for forureningskomponenter

Den semi-kvantitative massebalance er opstillet for den 26. august 2005.

I tabel 5.2. fremgår de driftsbetingelser, som danner grundlag for beregningerne på massebalancen. Ud fra den tilførte mængde ilt er den tilsvarende opløste mængde ilt ved 25 °C og 1 atm beregnet. Anlægget har den 26. august 2005 behandlet 2,5 m³/time. Se bilag A.

Flow l/time	Flow vand l/time	Tilført mængde ilt l/time	Beregnet tilført mængde ilt pr. liter behandlet vand mg/l	Oxygen målt ved afgang mg/l
Ind (A+B)	2500	690	357,4	-
Ud streng A	1500	0	-	18,2
Ud streng B	1000	0	-	21,9

Tabel 5.2. Driftsbetingelser flow og oxygen

Der er ingen data for gasmålerne i perioden omkring den 26. august 2005, hvor massebalancen opstilles. De seneste data er indsamlet fra den 20. december til 2. januar 2006. Kun en enkelt af de fire gasmålere har registreret et flow. Gasmåleren på det første filter i streng A har registreret en afledt gasmængde på 113 l, opsamlet over ca. en uge. De øvrige gasmålere viste ingen afledning af afkastluft.

I kraft af den lille afledning af afkastluft vurderes stripping af forureningskomponenter ikke afgørende. En teoretisk beregning af udvalgte komponenters flygtighed ud fra Henrys lov ved det anvendte luft-vand forhold på 0,27 viser, at der ikke er stor sandsynlighed for en sådan afstripping. Det kan derfor konkluderes, at afkastluften fra de biologiske filtre ikke udgør et dræn for stof ud af behandlingssystemet. I masseberegningerne er denne kilde derfor reduceret til nul.

Den 26. august leverede oxygengeneratoren 690 l/time ren oxygen til filtrene. Af den mængde oxygen, som tilsættes, forbruges ca. 95 % til den biologiske oxidation. Resten kan måles i afløbsvandet fra anlægget. På baggrund af den ret begrænsede mængde af oxygen, som normalt kan opløses i vand, selv ved lave temperatur, 10-15 mg/l, er et forbrug på omkring cirka 315 mg ilt/l behandlet vand meget stort. Denne mængde vil ved tilgængelighed af næringskilder kunne opretholde en stor mikrobiologisk population.

Det vil derfor være forventeligt at se en høj grad af biologisk oxidation.

5.2.1.1 Udvalgte sumkomponenter

Tabel 5.3 viser nedbrydningen af de overordnede sumparametre, der først vil indikere en mikrobiologisk oxidation.

Par	Total cyanid mg/time	BTEX mg/time	Phenoler mg/time	THC mg/time	PAH (EPA) mg/time	COD g/time	BOD g/time
Ind	625	2102,5	79,5	5750	450	300	7,5
Ud streng A	270	21,2	1077,5	285	25,5	165	< 1,5
Ud streng B	50	2,1	17,5	120	1,8	120	< 1,0
Ud i alt	320	23,3	1095	405	27,3	285	< 2,5
Fjernelse (%)	-49	-99	+1277	-93	-94	-5	-67

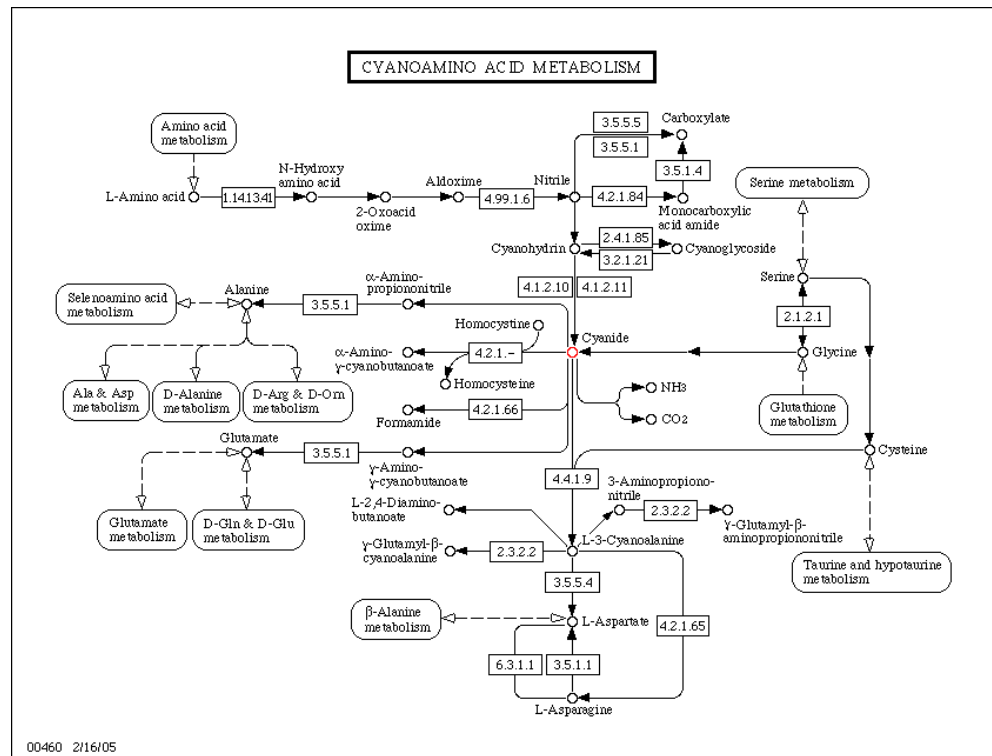
Tabel 5.3 Semi-massebalance for udvalgte sumparametre. 26. august 2005

Koncentrationen er vægtet med hensyn til flowet af vand. F.eks. er der målt en total cyanidkoncentration i indløbsvandet på 250 µg/l (Bilag A). Med et flow på 2500 l/time giver det en tilførsel af total cyanid på (2500 l/time x 250 µg/l) = 625 mg/t.

Der fjernes via afløbet total cyanid fra begge strenge. Fra streng A fjernes pr. time (180 µg/l x 1500 l/time =) 270 mg. Fra streng B fjernes tilsvarende pr.

time (50 g/l x 1000 l/time =) 50 mg. Samlet tilføres 625 mg/time totalcyanid, og der fjernes 320 mg/time ud via afløbene (A+B), hvilket medfører at der nedbrydes/fjernes 305 mg total cyanid pr. time eller ca. 48,8 % af indløbskoncentrationen. Da der fjernes stof, er resultatet i tabellen ledsaget af et minus (-). Hvis der opbygges stof, er resultatet ledsaget af et plus (+).

Cyanid kan mikrobiologisk omsættes ved indbygning af nitrogen i aminosyre eller ved nedbrydning til ammoniak og CO₂. Mekanismen er skitseret i figur 5.5.



Figur 5.5. Mikrobiologisk omsætning af fri og bundne cyanider //.

Tabel 5.3 viser at enkeltaromater i form af substituerede benzener nedbrydes meget let i behandlingssystemet. Det samme gælder for de langt mere komplekse hydrokarboner (THC) og PAH'er.

Normalt vil organisk stof, akkumuleret som følge af opblomstring af mikrobiologisk aktivitet, være af let omsættelig art. Dette giver anledning til en reduktion i det biologiske oxygenforbrug (BOD), hvilket ses i tabel 5.3, hvor BOD reduceres med 67 %. COD er pr. definition det kemiske oxygenforbrug, dvs. en form for oxidation som naturlige mikroorganismer ikke er i stand til at tage del i. Det er derfor forventeligt, at COD ikke reduceres nævneværdigt gennem behandlingsanlægget. Ifølge tabel 5.3 svarer en reduktion på kun 5 % meget godt til dette billede.

5.2.1.1 Udvalgte enkeltkomponenter

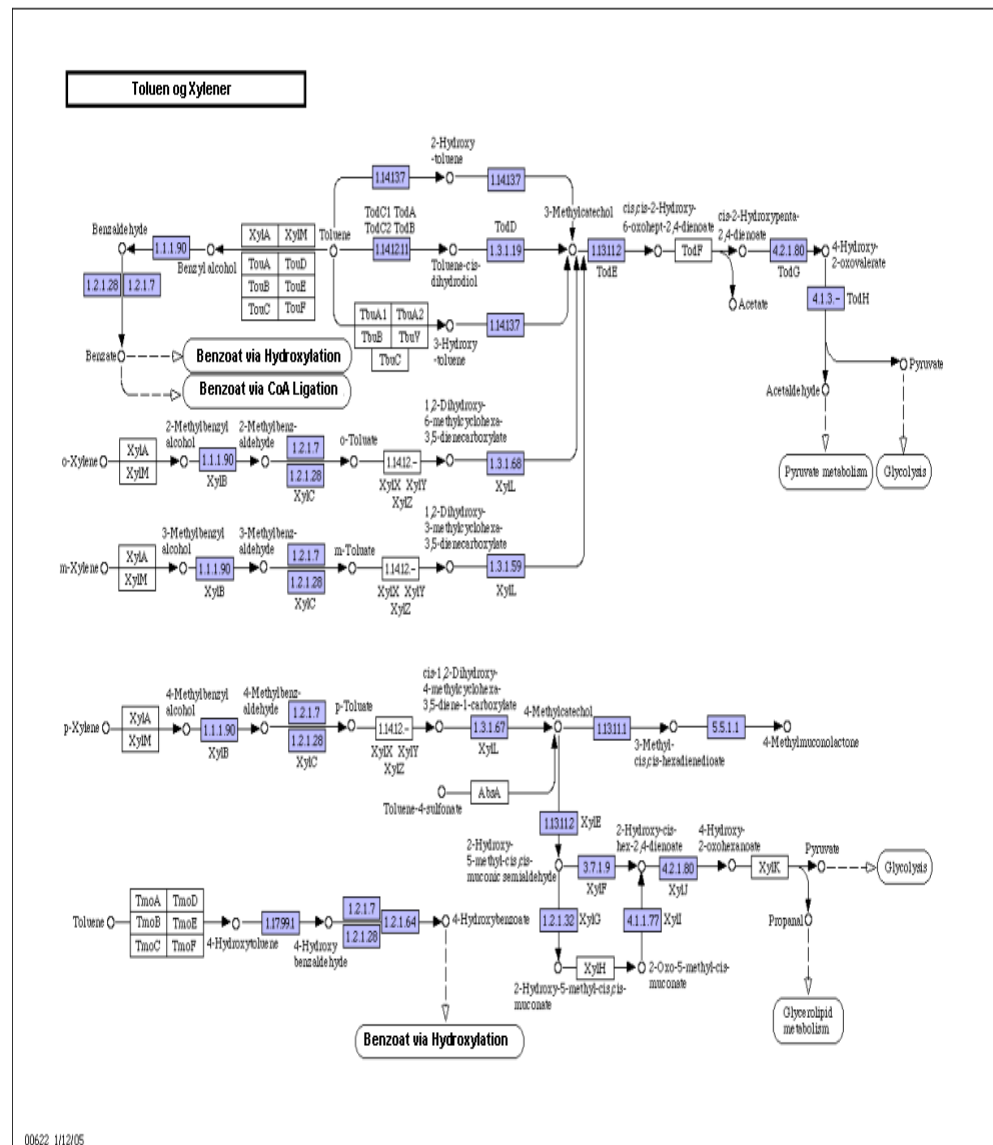
5.2.1.1.1 BTEX

BTEX består af benzen, toluen, ethylbenzen og xylener, og tabel 5.4 viser, at alle enkeltkomponenterne nedbrydes meget let i behandlingssystemet.

Ind	Benzen mg/time	Toluen mg/time	Ethylbenzen mg/time	Xylener mg/time
1125	1125	325	102,5	550
Ud streng A	0,5	0,3	1,0	19,5
Ud streng B	0,22	0,2	0,21	1,5
Ud i alt	0,72	0,5	1,21	21
Difference (%)	-99,9	-99,8	-98,9	-96,2

Tabel 5.4. Massebalance for BTEX'er.

Figur 5.6. viser en generel mikrobiologisk nedbrydningsvej for toluen og xylener herunder substituerede benzener.



Figur 5.6. Mikrobiologisk omsætning af toluen og xylener //7/.

De primære nedbrydningsprodukter af toluen og xylene udgøres af små vandopløselige C2-C3 fragmenter -acetat, acetaldehyd og pyruvat. Alle små forbindelser, der udnyttes som energikilde i den aerobe respiration. Der er med andre ord god og hurtig energi i BTEX'erne.

5.2.1.1.2 Phenoler

Isoleret set, nedbrydes forbindelsen phenol meget fint i behandlingssystemet, men der dannes betydelige mængder af phenoler som nedbrydningsprodukter fra andre aromater eller polyaromater i anlægget. Massebalance for et udvalg af disse substituerede phenoler er vist i tabel 5.5.

	Phenol mg/time	2-methyl Phenol mg/time	3-methyl phenol mg/time	4-methyl Phenol mg/time	2,6-dimethyl Phenol mg/time
Ind	15,0	3,5	4,78	0,85	27,5
Ud streng A	7,35	3,15	5,25	1,2	66,0
Ud streng B	1,6	0,85	1,6	0,95	9,6
Ud i alt	9,00	4,05	6,90	2,15	75,60
Difference(%)	- 40,3	+14,3	+43,3	+152,9	+174,9
	2,4- dimethyl phenol mg/time	3,5-dimethyl Phenol mg/time	3,4- dimethyl phenol mg/time	6-chlor-2- methyl Phenol mg/time	4-chlor-2- methyl Phenol mg/time
Ind	2,28	11,50	8,30	< 1,1	4,75
Ud streng A	315	615	54	4,8	5,7
Ud streng B	1,7	0,08	0,2	0,04	0,9
Ud i alt	316,7	615,1	54,2	4,84	6,6
Differene (%)	+13790,4	+5248,7	+553,0	+340	+38,9

Tabel 5.5. Massebalance for phenol og substituerede phenoler.

I anlægget dannes op til i alt cirka 1 gram substituerede phenoler pr time. Dette fænomen observeres også ved almindelig kemisk oxidation.

Som et kuriosum ses det af tabel 5.5, at der faktisk dannes et mindre indhold af 6 og 4 chlorphenoler ved den mikrobiologiske oxidation.

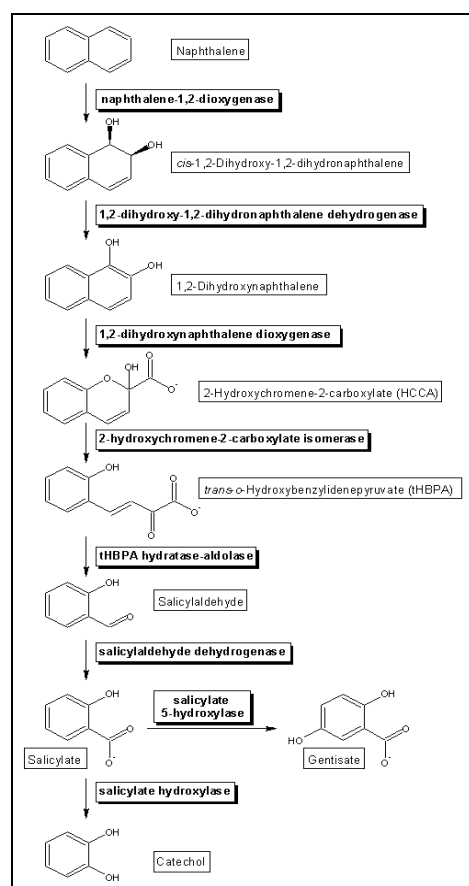
5.2.1.1.3 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

Massebalance for udvalgte PAH'er fremgår af tabel 5.6. PAH'er nedbrydes alle meget fint i behandlingssystemet. De 4- og 5-ringede PAH'er som f.eks. Pyren nedbrydes dog kun delvist. I alt fjernes 22 % af massen i anlægget den 26. august 2005. Af tabel 5.6 ses, at det særligt er nedbrydningen i streng A som er begrænset formentlig som en konsekvens af reduktionen i ilttilførsel den 26. august, jf. 4.1. Ved efterfølgende analyser, hvor der er en større ilttilførsel, fjernes 87 % af massen i indløbet.

	Naphtalen mg/t	Acenaphtylen mg/t	Acenaphten mg/t	Phenanthen mg/t	Anthracen mg/t
Ind	127,5	125,0	22,0	62,5	25,0
Ud streng A	0,07	3,15	3,30	0,04	0,270
Ud streng B	0,01	0,33	0,09	0,01	0,13
Ud	0,08	3,48	3,39	0,05	0,4
Difference(%)	- 99,9	-97,2	- 84,6	- 99,9	- 98,4
	Fluoren mg/t	Fluoranthen mg/t	Pyren mg/t	Benzo(a)-anthracen mg/t	Chrysen mg/t
Ind	57,5	12,5	16,75	3,0	2,5
Ud streng A	0,96	2,55	12,60	0,36	0,41
Ud streng B	0,01	0,09	0,34	0,03	0,11
Ud	0,97	2,64	12,94	0,39	0,52
Difference(%)	- 98,3	-78,9	- 22,8	- 87,1	- 79,2

Tabel 5.6. Oversigt over samlet massebalance for PAH'er.

Naphthalen indtager en sær rolle i denne type af forureninger, idet den er direkte giftig for marine organismer. Naphthalen indgår i PAH'erne, men nedbrydes ikke efter samme mønster som enkelt aromaterne. Heldigvis nedbrydes op mod 94 % i gennemsnit, af de samlede PAH'er. Nedbrydningen af naphthalen er skitseret i figur 5.7.



Figur 5.7 Nedbrydning af naphthalen /8/

Det fremgår af det skitserede nedbrydningsmønster for naphthalen, at et af de første stabile nedbrydningsproduktet er en phenol (ortho hydroxo phenol = catechol).

5.2.2 Økonomi

I tabel 5.7 er opstillet en oversigt over anlægspris og skønnede driftsomkostninger ved behandling af grundvand i anlægget.

Driftsomkostninger pr. kubikmeter vand er afhængige af mængden af vand, der skal renses (strømforbrug m.v.), samt hvilke krav der vil stilles til et eventuelt fremtidigt monitoringsprogram ved en tilladelse til udledning til recipient.

Strømforbruget har varieret mellem 1,8-6,7 Kwh/m³, se bilag B. Strømforbruget den 9. december vurderes at være fejlbehæftet på grund af udtag til anden strømforbruger. Afskrives anlægget lineært over 8 år, skønnes enhedsprisen for rensning af vand at være 7-17 kr. pr m³ ekskl. afledningsafgift til kloak.

	Pris for anlæg (kr.)	Drift pr. år (kr.)	
		Kr. pr. år	Kr. pr. m ³
Etablering af anlæg	1.000.000		
Tilsyn, drift		100-200.000	
Analyser		200.000	
Strømforbrug			2-7

Tabel 5.7 Anlægspriser for behandling af grundvand i anlæg, 6-10 m³/t, svarende til 53-85.000 m³/år

Prisen for biologisk rensning af grundvand er sammenlignelig med andre afværgemetoder for behandling af forurenede grundvand/drænvand fra gasværker, herunder aktiv kul og in-situ biologisk nedbrydning /5/

6 Vurderinger

6.1 Massebalance og toksicitet

Det biologiske behandlingsanlæg på Østergasværksgrunden er i stand til på en simpel og elegant måde at nedbryde en mangeartet og kompleks forurening. Det simple udgøres af sandfiltreringen og det elegante af den måde hvorpå oxygen fremstilles og anvendes til at accelerere den almindelige biologiske oxidation.

Tjærekomponenterne (BTEX, PAH'er og phenoler) nedbrydes under normale driftsomstændigheder meget hurtigt og effektivt i behandlingsanlægget med fjernelsesprocenter i størrelsesordenen 95-99 %. Selv om det samlede indhold af tjærekomponenter i tilløb til anlægget har varieret mellem 1.000-18.000 µg/l, har biomassen hurtigt tilpasset sig forholdene og nedbrudt komponenterne effektivt. Enkelte 4- og 5-ringede PAH'er som f.eks. Pyren nedbrydes kun delvist i anlægget og nedbrydningen reduceres yderligere, når ilttilførselen reduceres. Ligeledes er nedbrydningen af phenol afhængig af tilstrækkelig ilttilførsel.

En redegørelse for omsætningen i anlægget viser, at forureningen nedbrydes og ikke blot overføres til luft. Nedbrydningen er dog ikke fuldstændig. I anlægget dannes op til i alt cirka 1 gram substituerede phenoler pr. time som nedbrydningsprodukter fra andre aromater eller polyaromater. Dannelsen af phenoler bør give anledning til overvejelser omkring dannelse af nedbrydningsprodukter og hvilke, som kan accepteres i afløbet fra behandlingsanlægget.

Der sker en tydelig reduktion af den iboende toksicitet ved den biologiske oxidation. Indløbsvandets toksicitet blev ved behandlingen reduceret med en faktor 2,2, sammenlignet med det fælles afløbsvand. Det er interessant, at det forholdsvis høje indhold af cyanid i afværg vandet ikke betingelsesløst slår den biologisk omsætning ned.

Indslaget af fri og bundne cyanider er typisk problematisk på gasværksgrunde /5/. Fri cyanid er meget giftig og hæmmer alt form for mikrobiologisk respiration som er baseret på hæmoglobin. Cyanid kan under visse omstændigheder nedbrydes eller oxideres til cyanat eller thiocyanat, som er langt mindre giftig. At vurdere ud fra afværg vandets iboende toksicitet, udgør de frie cyanider kun en meget begrænset andel af total cyaniderne og dermed af den samlede toksicitet. Ved analyserne er der heller ikke påvist fri cyanid (< 10 µg/l). Anlægget omsætter den bundne cyanid delvist, typisk fjernes i størrelsesordenen 30-60 % af indløbets indhold af total cyanid. Det kan ikke udelukkes, at der er en sammenhæng mellem den mangelfulde omsætning af bundet cyanid og den ikke eksisterende nitrifikation.

Ammonium fjernes således ikke i anlægget. En af grundene kan være, at pH i vandet fra anlægget ligger i intervallet 6,5-7, hvilket er i underkanten af, hvad nitrifikanterne foretrækker. En anden årsag kan være, at toksicitet af afværge-

vandet hæmmer nitrifikanterne. Begge aspekter kan undersøges ved en pH justering efterfulgt af en nitrifikationshæmningstest.

Biologisk oxidation kan anvendes til reduktion af specifikke komponenter og generel toksicitet i afværgvand fra områder med gas fremstilling.

6.2 Driftoptimering

Erfaringer fra driften med anlægget og fra forsøgsrækken viser, at nedbrydningen af stof i anlægget er afhængig af tilstrækkelig ilttilførsel, mens opholdstiden inden for de anvendte variationer på mellem 30 minutter og 5,5 timer er af mindre betydning. Reduceres indholdet af ilt påvirkes først nedbrydningen af phenol, dernæst nedbrydningen af PAH'er og til sidst nedbrydningen af BTEX. Nedbrydningen af cyanid påvirkes også ved reduktion af indholdet af ilt, men ikke entydigt, og nedbrydningen afhænger tilsyneladende mere af driftsstop og indløbskoncentration: Des højere koncentration, des højere nedbrydning.

For at sikre en optimal nedbrydning også af phenol vurderes det på baggrund af forsøgsrækken nødvendigt med en tilførsel af ilt på minimum 3,5-4,5 l/min pr. filter ved en samlet ydelse på 2-2,5 m³/t, svarende til tilsætning af i alt cirka 550 mg ren ilt pr. liter totalt behandlet vand i anlægget. Efter at der er ændret skyllepraksis, således at filtrene skyldes hvert fjerde dag, sker der ikke den tidligere opbygning af modstand i filtrene.

Erfaringer og forsøgsrækken viser, at driftsstop af kortere varighed ikke har betydning for anlæggets evne til at nedbryde forurening umiddelbart efter opstart, såfremt driftstoppet er af kortere varighed (< 1 uge), og der står vand på anlægget. Nedbrydningen af phenol og især cyanid har vanskeligt ved at komme i gang, hvis driftstoppet er af en måneds varighed.

Behandlingsanlægget modtager vand fra 2 separate kilder: Drænsystemet og det primære magasin (K6). I tørre perioder leveres ikke tilstrækkeligt med vand fra drænsystemet til at sikre en kontinuert drift af behandlingsanlægget ved en ydelse på 10 m³. Det kunne derfor være nærliggende at øge bidraget fra K6. Men koncentrationen af tjærestoffer i K6 er så høj, at der ved tilførsel til anlægget uden opblanding med drænvand kan være risiko for clogging af anlæggets sandfiltre. I stedet vil en konstant afstemning af flowhastighed gennem anlæg, ydelse på K6 og den samlede tilstrømning til buffertanken sikre en mere effektiv forureningsnedbrydelse. For at sikre en optimal nedbrydning og give nitrifikationen de bedste muligheder for at etableres, anbefales det at prioritere kontinuert drift frem for en høj ydelse af anlægget. Derfor anbefales det at hæve den samlede ydelse til maksimalt 4-5 m³/t og tilførsel af ilt til 6-7,5 l/min pr. filter, svarende til tilsætning af minimum 475 mg ren ilt pr. liter totalt behandlet vand i anlægget.

Som det er almindeligt forekommende på andre anlæg, som behandler vand fra gasværksgrunde, har pumperne en begrænset levetid på typisk 1-2 år. Skal den biologiske nedbrydning holdes på et optimalt niveau bør det således sikres, at pumperne repareres eller udskiftes straks, efter en defekt er konstateret – helst inden for en uge. Dette kan sikres ved løbende at overvåge pumpeydelser samt at have relevant udskiftningsdele liggende parat.

6.3 Metodens anvendelighed

Vandkvaliteten fra anlægget er vurderet ud fra de generelle regler i Bekendtgørelse nr. 921 af 8/10/1996, "Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udlednings af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet", hvori der er fastsat grænseværdier for en række kemiske stoffer /11/.

For stoffer, der ikke er medtaget i bekendtgørelse 921, er vandkvaliteten alternativt vurderet i forhold til gældende grundvandskriterier /12/. De grænseværdier, som er anvendt, er angivet i tabel 6.1

I forbindelse med en risikovurdering af forureningen på Østre Gasværk konkluderes, at der i kalkbrænderihavnen sker en fortynding på 1.000-5.000 gange, men at fortyndingen er usikkert bestemt og lokalt i stedet for kan være 100-300 gange /13/, /14/.

Det fremgår af tabel 6.1, at udløbsvandet fra vandbehandlingsanlægget på Østre Gasværk for en lang række stoffer allerede ved udløb fra anlæg overholder kvalitetskravene til recipient. Mest problematisk i forhold til udledning til recipient er indholdet af ammonium, der ikke nedbrydes i anlægget og PAH'er. Ved en fortynding på 300 gange kan grundvandskriteriet til sumkoncentrationen overholdes, mens det fortsat er problematisk for kravet på 0,001 µg/l til de enkelte PAH'er. Kravet er fastsat ud fra de PAH'er som er mest kritiske i relation til miljøfarlighed, dvs. 3,4-benzopyren og 3,4-benzoflouranthen. Myndighederne kan for specifikt PAH fastsætte kvalitetskrav, som afviger fra de generelle krav /10/.

Analyseparameter	Grundvandskriterium /12/	Kvalitetskrav for vandområder og udledning til hav /11/	Østre Gasværk. vandbehandlingsanlæg	
			Indløb µg/l	Udløb µg/l
Benzen	1	2	24-5600	0,06-5
Toluen	5	10	130-3500	0,2-3,9
Ethylbenzen		10	<0,2-860	0,2-5,1
Xylener	5	10	220-2800	0,79-90
PAH'er sum	0,2		180-4700	8,6-69
PAH'er enkeltkomponent		0,001	0,01-1100	0,02-8,3
Naphtalen	1	1	14-4400	0,13-14
Anthracen		0,01	6,8-71	0,15-0,61
Phenol	0,5	1.000	6-870	0,48-4,8
Cyanid	50		200-660	50-210

Tabel 6.1 Udledningskrav

Det vurderes på baggrund af tabel 6.1, at vandbehandlingsanlægget på grund af den gode renseeffekt og reduktion af indløbskoncentrationerne til et niveau, som ligger på niveau med vandkvalitetskravene, kan være anvendeligt til behandling af vand på andre lokaliteter, som er forurenet med tjærekomponenter. Det vil dog, ligesom for andre biologiske filtre, kræve test på den aktuelle lokalitet for at sikre, at det virker med den sammensætning af forureningskomponenter, der lokalt forekommer.

Det vurderes, at hvis det biologiske renseanlæg kan optimeres yderligere til at nedbryde ammonium f.eks. ved podning og pH-justering, vil det være optimalt til afværge for forurening fra gasværker, idet man ved traditionelle metoder som aktiv kulfiltrering og stripping ikke kan få fjernet både tjærekomponenter og cyanid/ammonium i vandet.

7 Referencer

- /1/ Miljøkontrollen. Pilotforsøg med rensning af drænvand. Østre Gasværk. HOH Water Technology. September 2001.
- /2/ Miljøkontrollen. Driftsdata fra indkøringen. Brev fra Rambøll til Miljøkontrollen, dateret 28. maj 2003.
- /3/ Miljøkontrollen. Årsrapport for 2003, Østre Gasværk. Erik K. Jørgensen A/S og Rambøll.
- /4/ Miljøkontrollen. Årsrapport for 2004, Østre Gasværk. Erik K. Jørgensen A/S og Rambøll.
- /5/ Miljøstyrelsen. Resumerapport over gasværkspakke. Miljøprojekt 492, 1999.
- /6/ Miljøstyrelsen. Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. Miljøprojekt nr. 728, 2002
- /7/ Bioinformatics center Institute of Chemical Research Kyoto University <http://www.genome.ad.jp/>.
- /8/ The University of Minnesota Biocatalysis/Biodegradation Database, <http://umbbd.ahc.umn.edu/index.html>.
- /9/ Miljøstyrelsen. Afværgeteknikker for MTBE-forurenede grundvand. Nr. 483, 1999
- /10/ Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapital 3 og 4. Miljøstyr. vejl. nr. 5 af 1999
- /11/ Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Nr. 921 af 8.10 1996.
- /12/ Miljøstyrelsen, 2003. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord. Revideret liste baseret på miljøprojekt nr. 12 (1995) "Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand" og vejledning nr. 6 (1998) "Oprydning på forurenede lokaliteter – hovedbind".
- /13/ Østre Gasværk. Forureningsundersøgelser og afværgeforanstaltninger. Risikovurdering for grundvand. oktober 1991, N&R Consult
- /14/ Miljøkontrollen. Risikovurdering af forureningsspredning fra Østre Gasværk til kalkbrænderihavnen og Svanemøllehavnen. Rambøll, september 2005

Feltmålinger

	Dato *	Flow			Gennemsnitsflow		Elforbrug kWh/m ³	Opholdstid		pH				
		Totalflow Aflæst m ³ /t	Streng A Beregnet m ³ /t	Streng B Aflæst m ³ /t	Streng A m ³ /t	Streng B m ³ /t		Streng A timer	Streng B timer	Indløb T1	Streng A T3 T5			Streng B T9 T7
Forsøgsrække begynder. Streng B stoppes	28-07-2005	3,43	1,23-2,83	0,6-2,2	1,0	1,5	2,02	1,4	1,0					
Iltindhold reduceres på streng A til 2/3. Ikke muligt at justere iltflow i4 højere	04-08-2005	2,55	2,55	0	2,2	0,0	2,24	0,7	127,0	6,75	6,72	6,78	6,37	6,39
Iltindhold reduceres på streng A til 1/3.	26-08-2005	2,9	0,8-2,5	0,4-2,1	1,5	1,0	2,17	1,0	1,5	7,05	7,02	7,02	6,98	7,01
Streng B standset	07-09-2005	3,14	0,44-2,84	0,3-2,7	1,1	1,2	2,09	1,3	1,3	6,91	6,86	6,76	6,94	6,83
Streng B startet igen og 2 timer efter start er aflæsninger foretaget og vandprøver udtaget.	08-09-2005	3,21	0,91-2,41	0,8-2,3	1,8	0,2	2,98	0,9	9,1	6,97	6,92	6,79	6,87	6,76
	15-09-2005	2,9	0,6-1,8	1,1-2,3	1,2	1,7	1,79	1,3	0,9	6,84	6,77	6,69	6,77	6,69
Flow på streng A justeret op.	22-09-2005	2,8	0,4-1,6	1,2-2,4	-0,6	3,5	1,92	15,1	0,4	6,63	6,68	6,59	6,62	6,60
Flow på streng A justeret ned	29-09-2005	1,3-3,9	0,5-3,1	0-0,8	3,2	1,1	1,32	0,5	1,4	6,74	6,62	6,64	6,53	6,59
Flow justeret	30-09-2005				1,1	0,6		1,4	2,4					
Det virker som om der er luft i systemet som hindre kontinuert flow.	06-10-2005	0-2,5	1,9-2,5	0-0,6	0,3	0,6	6,66	5,5	2,5					
	09-12-2005	10,8	5,1	5,7	2,3	2,1	38,58	0,7	0,7	6,62	6,55	6,68	6,82	6,73

* Alle feltmålinger gælder perioden frem til dato

	Dato *	Iltindhold i produceret gas %	Ilttilførsel til filtre				Målt iltindhold efter filtre						Målt gennemsnitlig iltindhold efter filtre	
			Streng A		Streng B		Indløb T1 (mg/l)	Streng A		Streng B		Streng A mg/l	Streng B mg/l	
			Ai1 l/min	Ai2 l/min	Ai3 l/min	Ai4 l/min		T3 (mg/l)	T5 (mg/l)	T9 (mg/l)	T7 (mg/l)			
Forsøgsrække begynder. Streng B stoppes	28-07-2005	87	3,5	4	4,5	2,5	1,9	1,6	29,3	2,5	29	15,45	15,75	
Iltindhold reduceres på streng A til 2/3. Ikke muligt at justere iltflow i4 højere	04-08-2005	100	4,5	4,5	0	0	0,56	0,72	26,6	0,56	0,37	13,66	0,465	
Iltindhold reduceres på streng A til 1/3.	26-08-2005	100	2	2,5	4	3	1,2	4,9	31,5	7	36,7	18,2	21,85	
Streng B standset	07-09-2005	100	1,5	1	4,5	4	1,1	1,1	1,4	1	28,8	1,25	14,9	
Streng B startet igen og 2 timer efter start er aflæsninger foretaget og vandprøver udtaget.	08-09-2005	94	4,5	4,5	4	1,5	1	1,1	36,9	1,1	33,5	19	17,3	
	15-09-2005	95	3,5	4	3,5	3	1,2	1,1	22	16	21,1	11,55	18,55	
Flow på streng A justeret op.	22-09-2005	83	4,5	4	4	3	1	1,3	17,3	0,9	10,3	9,3	5,6	
Flow på streng A justeret ned	29-09-2005	87	4	4,5	4	2,5	0,9	1	13,2	0,8	16,3	7,1	8,55	
Flow justeret	30-09-2005											0	0	
Det virker som om der er luft i systemet som hindre kontinuert flow.	06-10-2005	89	4,5	5	4,5	1,5	1,2	1,2	26,3	1,2	23,5	13,75	12,35	
	09-12-2005	54,4	6,5	6,5	5,5	5,5	2,8	1,5	8,7	9,9	7,9	5,1	8,9	

* Alle feltmålinger gælder perioden frem til dato

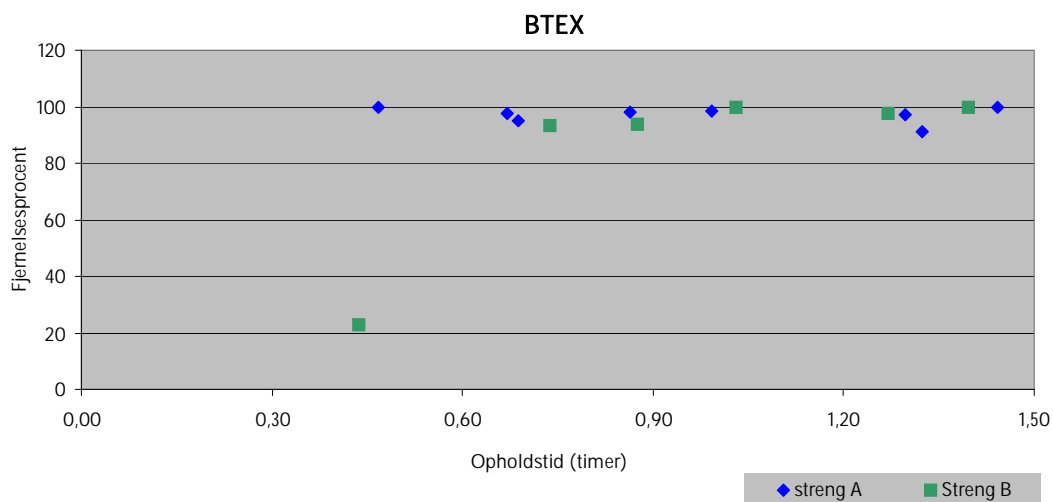
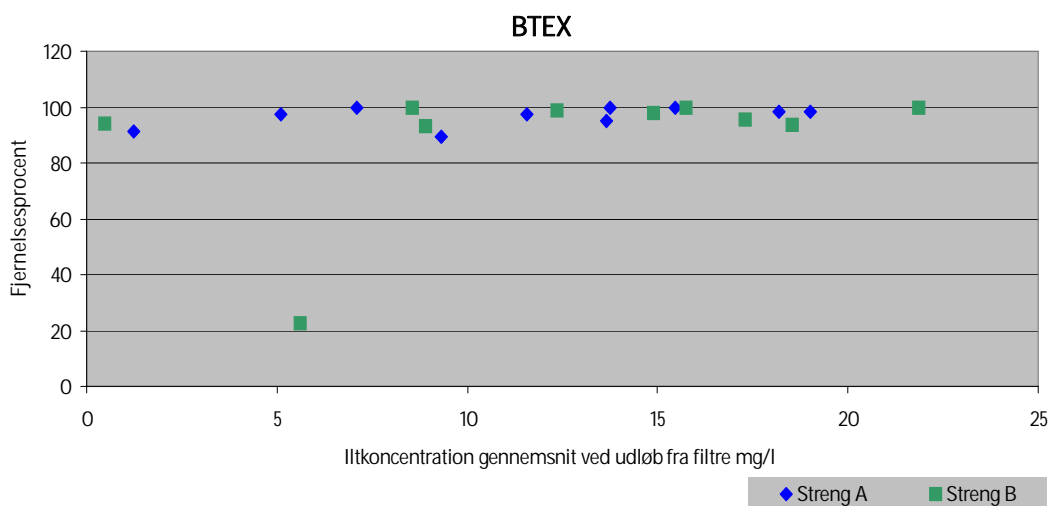
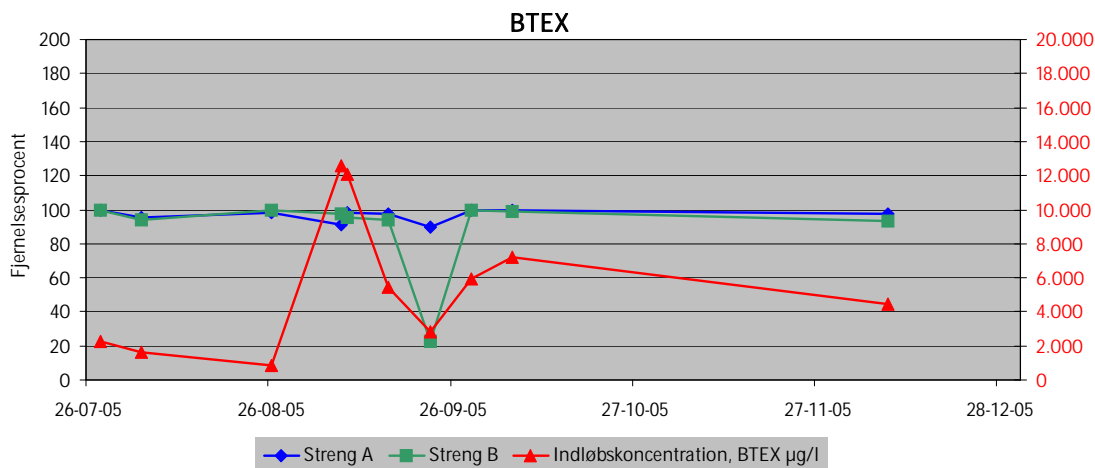
Analyseresultater

	Ammonium	COD	BOD	Olie	Total cyanid	Fri cyanid	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xy-lener	Naph-talen Ak 152	Naph-talen AK. 61	Naph-talen AK.128
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Fælles Ind (T1)													
28-07-2005				<4	360		1200	490	90	480			420
04-08-2005	19	190	12	<4	660	<10	720	320	89	480		1800	1160
26-08-2005	21,5	120	3	<4	250	<10	450	130	41	220			51
07-09-2005	17,1	80	26	<4	170		5600	3500	700	2800			14
08-09-2005							5200	3400	860	2600	5100		
15-09-2005							2400	1500	42	1500	290		
22-09-2005	15,4			<4	200	<10	24	1400	<0,2	1400		17	
29-09-2005					240		2600	1600	53	1700			2800
30-09-2005													
06-10-2005					180		2800	2200	340	1900			1100
09-12-2005	15,2			<4	210	<10	1200	1200	440	1600		3400	4400
Streng A udløb (T5)													
28-07-2005				<4	210		0,35	<0,2	<0,2	4,6			0,67
04-08-2005	19,1	170	11	<4	270	10	1,6	0,62	0,9	74		0,53	0,65
26-08-2005	22,4	110	<1	<4	180	20	0,32	<0,2	0,64	13			0,048
07-09-2005	15	65	25	<4	110		210	13	<1	900			590
08-09-2005							<0,5	<0,5	<0,5	220	12		
15-09-2005							1,6	4,6	5,1	140	1,7		
22-09-2005	14,8			<4	100	<10	2,8	1,9	0,48	290		2,4	
29-09-2005					110		0,06	0,19	0,27	12			0,94
30-09-2005													
06-10-2005					110		5	3,9	2	13			2,5
09-12-2005	15,7			<4,0	220,00	<10	0,33	<0,2	<0,2	110		2,2	1,4
Streng B udløb (T7)													
28-07-2005				<4,0	160		0,2	<0,2	0,96	0,79			0,15
04-08-2005	30,1	160	8	4,4	20	<10	6,4	14	5,7	68		28	5,6
26-08-2005	22,5	120	<1	<4	50	<10	0,22	<0,2	0,21	1,5			<0,01
07-09-2005	15	49	16	<4	150		<0,4	0,57	<0,4	280			0,71
08-09-2005							53	5	1,2	470	8,1		
15-09-2005							1,4	2,1	4,8	330	5,9		
22-09-2005	15,2			<4	100	<10	1000	300	30	850		21	
29-09-2005					170		<0,02	0,03	0,3	18			0,18
30-09-2005													
06-10-2005					50		0,36	0,82	1,1	90			14
09-12-2005	15,1			<4,0	210	<10	1	<0,2	0,62	300		2,1	0,13

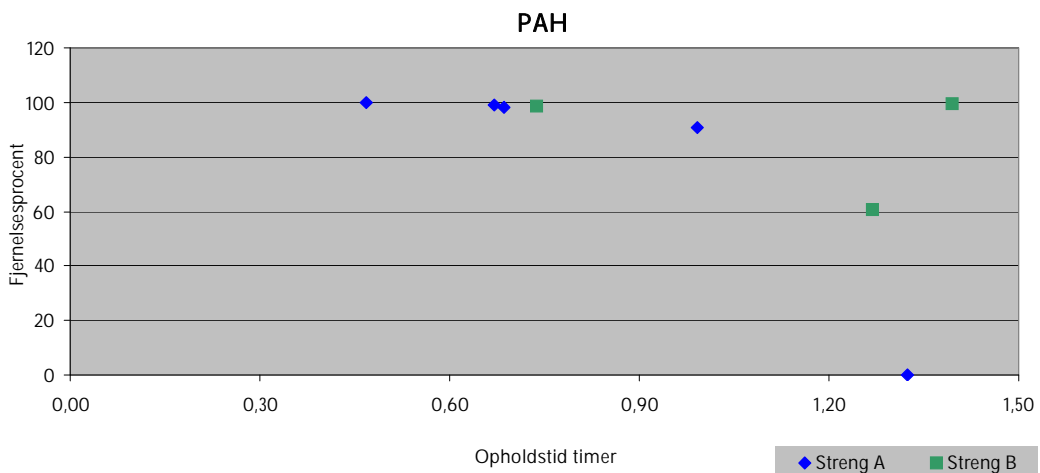
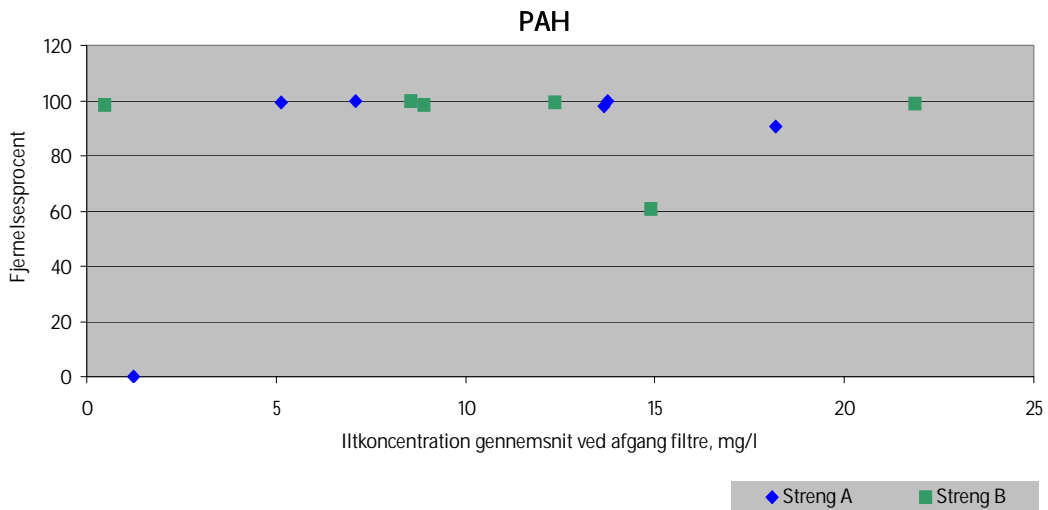
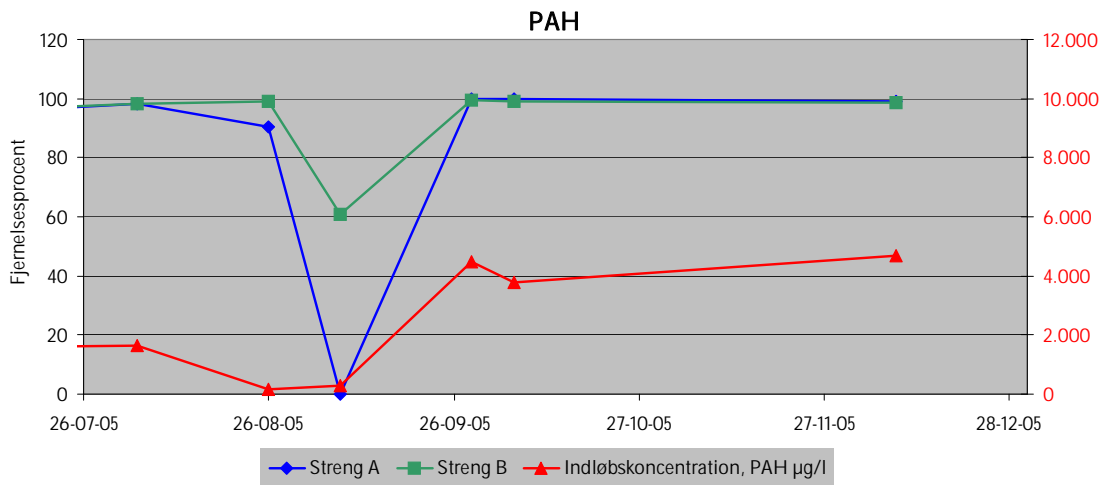
	Ace- naph- tylen µg/l	Ace- naph- then µg/l	Phe- nan- then µg/l	An- thra- cen µg/l	Flu- oren µg/l	Fluor- anthen µg/l	Pyren µg/l	Benzo- (a)-an- thracen µg/l	Chry- sen µg/l	Benzo- (b+j)- fluor- ranthen µg/l	Benzo- (k)- fluor- ranthen µg/l	Benzo- (a)- pyren µg/l	Indeno (1,2,3- cd) - pyren µg/l	Diben- zo(a,h)- an- thracen µg/l	Benzo- (ghi) - perylene µg/l	Benzo- (e) pyren µg/l
Fælles Ind (T1)																
28-07-2005	51	20	17	13	18	5,3	7	1,6	1,4	0,28	0,4	0,72	0,2	0,01	0,13	0,3
04-08-2005	247	30	71	48	90	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01	>0,01
26-08-2005	50	8,8	25	10	23	5	6,7	1,2	1	0,17	0,3	0,42	0,069	0,018	0,055	0,18
07-09-2005	110	59	13	6,8	57	3,2	8,2	0,53	0,53	0,54	0,46	0,71	0,9	0,49	0,32	0,32
08-09-2005																
15-09-2005																
22-09-2005																
29-09-2005	780	290	290	53	250	13	17	0,39	0,59	0,48	0,18	0,48	0,12	0,04	0,1	0,23
30-09-2005																
06-10-2005	1100	400	350	71	310	14	21	0,25	0,59	0,15	0,045	0,19	0,029	<0,01	0,022	0,052
09-12-2005	90	51	37	19	40	6,7	9,2	2	1	0,83	0,26	0,81	0,17	0,057	0,15	0,37
Streng A udløb (T5)																
28-07-2005	1,5	5,2	0,026	0,61	1,3	5	8,3	0,36	0,35	0,051	0,081	0,15	<0,01	<0,01	<0,01	0,066
04-08-2005	3,1	4,3	0,03	0,53	1	6,7	12	2	1,8	0,43	0,6	1,1	0,5	0,05	0,22	0,47
26-08-2005	2,1	2,2	0,026	0,18	0,64	1,7	8,4	0,24	0,27	0,18	0,31	0,46	0,13	0,025	0,084	0,21
07-09-2005	170	78	47	17	60	7,5	9,3	1,4	1,2	1,5	0,63	1,2	0,84	0,43	0,56	0,58
08-09-2005																
15-09-2005																
22-09-2005																
29-09-2005	1,9	1,9	0,14	0,24	0,33	0,57	1,9	0,04	0,13	0,16	0,08	0,23	0,04	0,01	0,03	0,12
30-09-2005																
06-10-2005	1,4	0,74	0,11	0,2	0,081	0,25	2,9	0,034	0,18	0,28	0,13	0,56	0,15	0,029	0,11	0,29
09-12-2005	4,7	17	0,063	1,5	5,9	3,1	2,8	0,52	0,2	0,11	0,034	0,098	<0,01	<0,01	<0,01	0,046
Streng B udløb (T7)																
28-07-2005	0,43	0,25	0,019	0,15	0,023	0,41	4,2	0,028	0,11	0,055	0,076	0,16	<0,01	<0,01	<0,01	0,072
04-08-2005	13,1	5,8	0,02	0,23	1,4	0,66	2,7	0,06	0,17	0,15	0,15	0,39	0,09	>0,01	>0,01	0,15
26-08-2005	0,33	0,085	0,011	0,13	<0,01	0,094	0,34	0,027	0,11	0,12	0,17	0,28	0,072	0,016	0,057	0,14
07-09-2005	46	33	0,056	1,5	20	1,8	4,6	0,12	0,15	0,033	0,049	0,064	0,015	<0,01	<0,01	0,031
08-09-2005																
15-09-2005																
22-09-2005																
29-09-2005	2,4	1,1	0,12	0,46	0,21	1,5	4,8	0,51	0,69	2	0,59	2,2	0,88	0,2	0,79	1
30-09-2005																
06-10-2005	1,1	4	0,082	0,29	5,7	1,1	2,4	0,055	0,19	0,39	0,13	0,45	0,13	0,04	0,092	0,22
09-12-2005	30	27	0,054	0,2	11	0,22	0,16	0,08	0,064	0,14	0,036	0,11	0,012	<0,01	0,012	0,059

	PAH, sum (EPA, 16 stk.) µg/l	PAH, sum (MST, 6 stk.) µg/l	Total kul- brinter µg/l	Phen- ol µg/l	2- methyl- phenol µg/l	3- methyl- phenol µg/l	4- methyl- phenol µg/l	2,6-di- methyl- phenol µg/l	2,4-di- methyl- phenol µg/l	3,5-di- methyl- phenol µg/l	3,4-di- methyl- phenol µg/l	6- chlor- 2-me- thyl- phenol µg/l	4- chlor- 2-me- thyl phenol µg/l	Me- thyl- naph- talener µg/l
Fælles														
Ind (T1)														
28-07-2005			5200	870	380	390	210	49	170	250	71	2	3,3	229
04-08-2005	1647	>0,01	7900	830	280	340	190	45	170	260	76	<0,04	<0,04	
26-08-2005	180	6	2300	6	1,4	1,9	0,34	11	0,91	4,6	3,3	<0,44	1,9	
07-09-2005	280	6,1		67	58	41	23	2,1	28	35	12	<0,04	<0,04	
08-09-2005														
15-09-2005														
22-09-2005			8200	52	37	25	12	2,1	22	26	9,5	0,58	0,77	
29-09-2005	4500	14		20	54	38	16	4,1	37	41	7,6	<2	<2	
30-09-2005														
06-10-2005	3800	14		72	29	18	4,5	1,1	6,3	3,7	1,2	<0,04	<0,04	
09-12-2005	4700	8,9	12000	160	110	99	24	<0,04	66	110	29	<0,04	1,2	
Streng A														
udløb (T5)														
28-07-2005			230	4,8	2,6	2,6	0,23	9,9	1,7	14	0,098	<0,04	1,7	1,25
04-08-2005	32	9,6	440	9,3	6,5	3,6	0,39	12	5,6	18	24	<0,04	3,6	
26-08-2005	17	2,9	190	4,9	2,1	3,5	0,8	44	210	410	36	3,2	3,8	
07-09-2005	990	12		62	31	3,9	1,7	160	9,5	17	9,2	<0,04	<0,04	
08-09-2005														
15-09-2005														
22-09-2005			970	2,6	1,7	0,66	0,45	1,4	0,73	1,6	3,1	0,041	0,68	
29-09-2005	8,6	1,1		0,48	0,48	0,41	<0,04	1,4	0,15	0,43	2	0,072	1,4	
30-09-2005														
06-10-2005	9,7	1,5		1,2	1,1	0,23	0,23	0,33	0,21	0,054	0,51	<0,04	0,24	
09-12-2005	37	3,3	630	92	9,6	3,4	1,2	3	37	74	10	<0,04	2,9	
Streng B														
udløb (T7)														
28-07-2005			85	3,3	1,8	2,9	0,18	<0,04	1	<0,04	0,67	0,12	0,76	0,073
04-08-2005	30	1,4	430	14	1,3	3,7	15	6,3	0,52	0,23	0,63	0,056	0,8	
26-08-2005	1,8	0,79	120	1,6	0,85	1,6	0,95	9,6	1,7	0,075	0,24	<0,04	0,88	
07-09-2005	110	2		9,3	17	1,3	1,4	1,2	0,79	4,3	12	<0,04	<0,04	
08-09-2005														
15-09-2005														
22-09-2005			3700	5	20	2,5	1,7	1,2	2,2	7,4	3,1	0,13	0,42	
29-09-2005	19	8		0,16	0,25	0,37	<0,04	1,1	0,11	0,13	0,67	0,089	<0,04	
30-09-2005														
06-10-2005	30	2,3		1,1	0,7	0,049	0,21	0,77	<0,04	0,35	6,6	<0,04	0,31	
09-12-2005	69	0,53	1000	6,1	13	13	3,2	<0,04	1,9	4,4	9,7	<0,04	1,3	

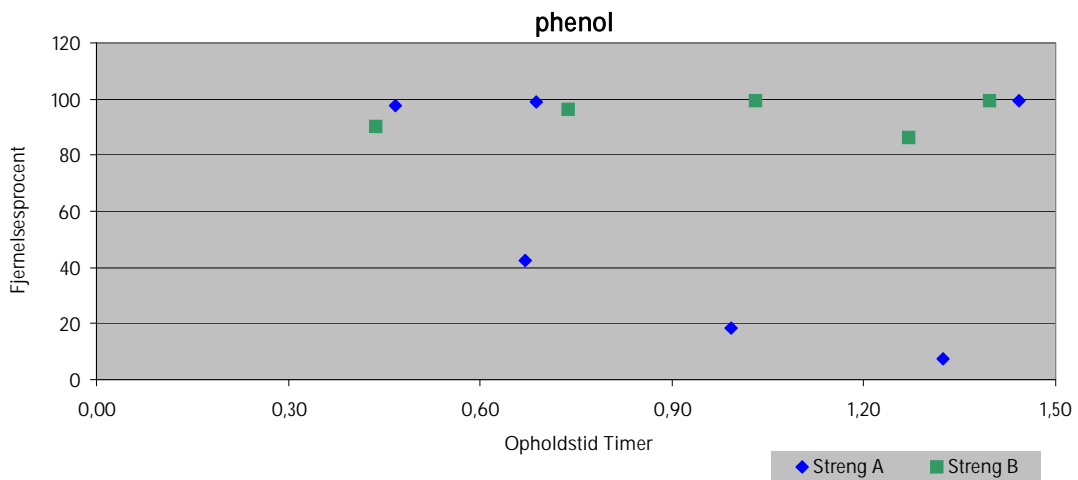
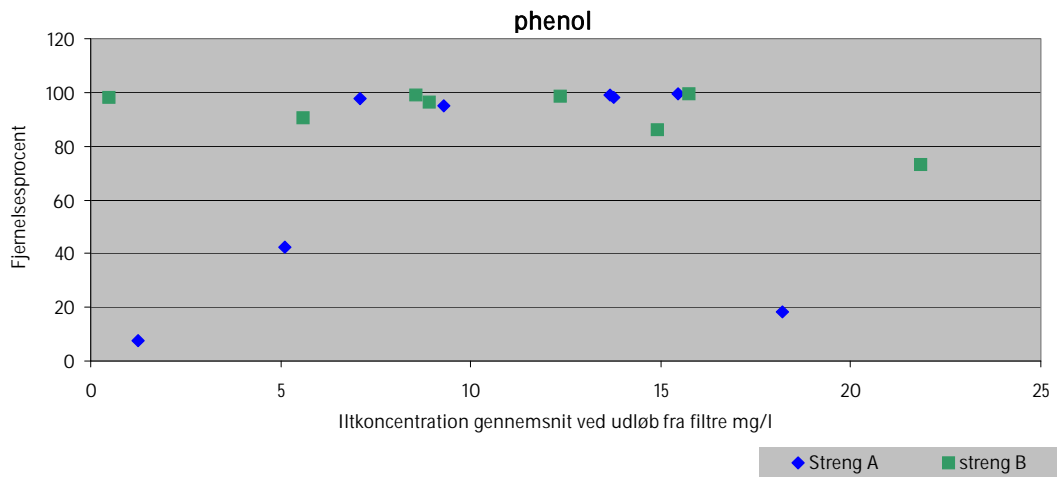
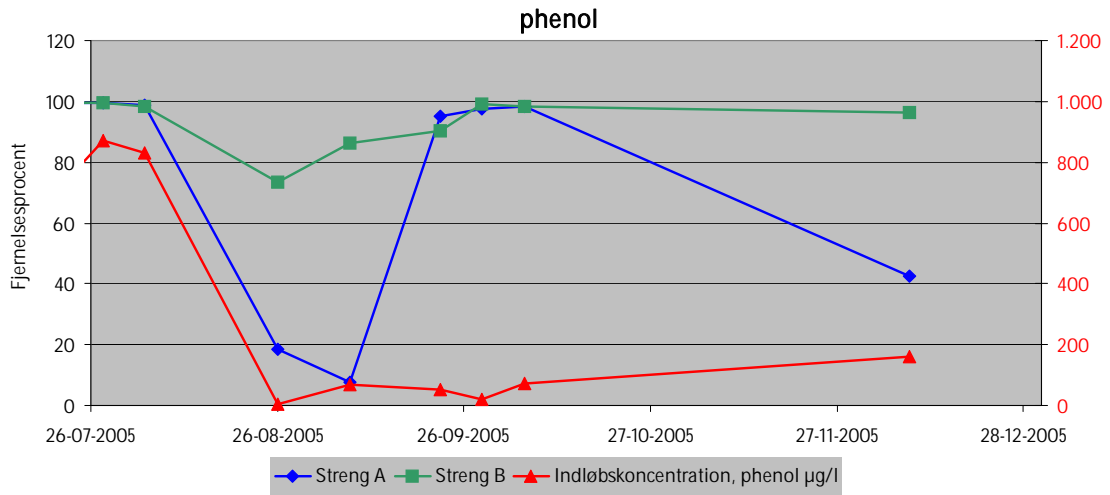
Nedbrydningsresultater



Bemærk værdier for opholdstider større end 1,5 timer er udeladt, da fjernelse i alle tilfælde var større end 97%



Bemærk værdier for opholdstider større end 1,5 timer er udeladt, da fjernelse i alle tilfælde var større end 97%



Bemærk værdier for opholdstider større end 1,5 timer er udeladt, da fjernelse i alle tilfælde var større end 95%

Flowdiagram, Østre Gasværk

