

Fjernelse af MTBE i danske vandværker

Lotte Kjær Nielsen, Anne Gry Tully, Hans-Jørgen Albrechtsen,
Hans Mosbæk og Erik Arvin

Danmarks Tekniske Universitet, Miljø og Ressourcer

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	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 BAGGRUND OG FORMÅL	13
2 GRUBBEMØLLE VANDVÆRK	15
2.1 VANDINDVINDING	16
2.2 RÅVANDSKVALITETEN	17
2.3 BEHANDLINGSPROCESSER	19
2.4 DRIKKEVANDSKVALITET	20
3 PRØVETAGNING OG ANALYSEMETODER	23
3.1 MTBE-PRØVER	23
3.1.1 MTBE-analyse GC-MS	23
3.1.2 MTBE-analyse GC-Purge & Trap	24
3.2 NEDBRYDNINGSPRODUKTER	24
3.3 ILT, PH OG LEDNINGSEVNE	24
3.4 TØRSTOF OG ATP	24
3.5 FLOWMÅLER	24
4 MTBE-REDUKTIONEN Gennem GRUBBEMØLLE VANDVÆRK	25
4.1 PRØVEUDTAGNING OG METODE	25
4.2 RESULTATER	25
4.2.1 pH og ilt	25
4.2.2 MTBE-fjernelse	26
4.3 KONKLUSION	27
5 FJERNELSE AF MTBE VED LUFTNING	30
5.1 METODE- OG FORSØGSBESKRIVELSE	30
5.1.1 Bestemmelse af opholdstid	30
5.1.2 Betydning af luft-vand-forholdet	30
5.2 RESULTATER OG DISKUSSION	31
5.2.1 Opholdstid	31
5.2.2 Betydning af luft-vand-forhold	33
5.3 KONKLUSION	34
6 EFFEKT AF ILTKONCENTRATION I SANDFILTERET	36
6.1 METODE- OG FORSØGSBESKRIVELSE	36
6.2 RESULTATER OG DISKUSSION	36
6.3 KONKLUSION	37
7 EFFEKT AF OPHOLDSTID I SANDFILTERET	38
7.1 FORSØGSBESKRIVELSE	38
7.1.1 Effekt af korttidspåvirkning	38
7.1.2 Effekt af langtidspåvirkning	38

7.2	RESULTATER OG DISKUSSION	38
7.2.1	<i>Effekt af korttidspåvirkning</i>	38
7.2.2	<i>Effekt af langtidspåvirkning</i>	39
7.3	KONKLUSION OG DISKUSSION AF ANLÆGSÆNDRINGER	40
8	EFFEKT AF STILSTANDSPERIODER I SANDFILTERET	42
8.1	FORSØGSBESKRIVELSE	42
8.1.1	<i>Effekt af kortvarig stilstandsperiode</i>	42
8.1.2	<i>Effekt af længerevarende stilstandsperiode</i>	42
8.1.3	<i>Effekt af varierende drift kontra kontinuert drift</i>	42
8.2	RESULTATER OG DISKUSSION	43
8.2.1	<i>Effekt af kortvarig stilstandsperiode</i>	43
8.2.2	<i>Effekt af længerevarende stilstandsperiode</i>	43
8.2.3	<i>Effekt af varierende drift kontra kontinuert drift</i>	44
8.3	KONKLUSION	45
9	EFFEKT AF RETURSKYLSTRATEGIEN I SANDFILTERET	46
9.1	EFFEKT AF INTENSITETEN AF SELVE RETURSKYL	46
9.1.1	<i>Forsøgs- og Metodebeskrivelse</i>	46
9.1.2	<i>Resultater</i>	47
9.1.3	<i>Konklusion</i>	50
9.2	BATCHFORSØG MED RETURSKYLLEVAND	51
9.2.1	<i>Forsøgs- og Metodebeskrivelse</i>	51
9.2.2	<i>Resultater</i>	51
9.2.3	<i>Konklusion</i>	52
9.3	ÆNDRING AF OPHOLDSTID SOM FØLGE AF RETURSKYL	52
9.3.1	<i>Forsøgs- og metodebeskrivelse</i>	52
9.3.2	<i>Resultater</i>	53
9.3.3	<i>Konklusion</i>	53
9.4	EFFEKT AF FREKVENSEN MELLEM RETURSKYL	53
9.4.1	<i>Forsøgs- og metodebeskrivelse</i>	54
9.4.2	<i>Resultater</i>	54
9.4.3	<i>Konklusion</i>	55
9.5	SAMMENFATTENDE KONKLUSION FOR EFFEKTEN AT RETURSKYLSTRATEGIEN	55
10	MTBE-FJERNELSE PÅ FÅBORG VANDVÆRK	56
10.1	FÅBORG VANDVÆRK	56
10.1.1	<i>Beskrivelse af Fåborg Vandværk</i>	56
10.1.2	<i>Prøveudtagning</i>	57
10.1.3	<i>Resultater og diskussion</i>	57
10.1.4	<i>Konklusion</i>	58
11	SAMMENFATTENDE KONKLUSION	60
11.1	MTBE-REDUKTION Gennem GRUBBEMØLLE VANDVÆRK	60
11.2	FJERNELSE AF MTBE UNDER LUFTNINGEN	60
11.3	EFFEKT AF ILTKONCENTRATIONEN	60
11.4	EFFEKT AF OPHOLDSTID I SANDFILTERET	61
11.5	EFFEKT AF STILSTANDSPERIODER	61
11.6	EFFEKT AF RETURSKYLSTRATEGIEN	61
11.7	MTBE-FJERNELSE PÅ FÅBORG VANDVÆRK (RIBE AMT)	61
12	REFERENCER	64
13	BILAG	66
	MTBE – KEMISKE OG FYSISKE DATA	68

SKITSE OVER LUFTNINGSTANKEN	70
FILTEROPBYGNING	72
BESKRIVELSE AF METODE ANVENDT TIL ANALYSE AF MTBE PÅ DTU	73
BEREGNINGSGRUNDLAG FOR K_LA -VÆRDIER	75
DATAGRUNDLAG FOR ILTBATCH	79
DATAGRUNDLAG FOR OPHOLDSTIDENS BETYDNING VED VARIERENDE DRIFT	81
DATAGRUNDLAG FOR LANGTIDSPÅVIRKNING VED HØJT FLOW	84
DATAGRUNDLAG FOR STILSTANDSPERIODER	86
DATAGRUNDLAG FOR VARIERENDE OG KONTINUERT DRIFT	88
DATAGRUNDLAG FOR NORMAL OG ÆNDRET RETURSKYL	90
DATAGRUNDLAG FOR BATCHFORSØG MED RETURSKYLLEVAND	92
VANDKVALITETSDATA FOR FÅBORG	94
DATA FOR FÅBORG VANDVÆRK	96

Forord

Denne rapport præsenterer resultaterne fra projektet "Fjernelse af MTBE i danske vandværker", som har til formål at identificere hvilke driftsformer af et typisk grundvandsbaseret vandværk, som muliggør fjernelse af MTBE til under den danske grænseværdi på 5 µg MTBE/l. Projektet er udført under og finansieret af Vandfonden - Miljøstyrelsen.

Projektet er udarbejdet af Lotte Kjær Nielsen, Anne Gry Tully, Hans-Jørgen Albrechtsen, Hans Mosbæk og Erik Arvin, Miljø og Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, DTU.

I forbindelse med projektet var der etableret en styregruppe bestående af Martin Skriver - Miljøstyrelsen, Tina Otterstrøm - Miljøstyrelsen, Troels Kærgaard Bjerre - Amtsrådsforeningen, Torlei Thomsen - Danske Vandværkers Forening og Solveg Nilsson - Foreningen af Vandværker i Danmark.

En stor tak til de ansatte på Svendborg Vandforsyning, i særdeleshed Ebbe Toghøj, Jens Erik Hvergel og Jørgen Knudsen. Ligeledes en tak til Ribe Amt og ansatte ved Fåborg Vandværk (Ribe Amt).

Sammenfatning og konklusioner

MTBE (Methyl *tertiær*-Butyl Ether) har været registreret i råvandet på Grubbemølle Vandværk siden 1999, og indholdet af MTBE er ligeledes siden 1999 blevet reduceret under behandlingen på vandværket. Det overordnede formål med dette projekt var at identificere de driftsformer på et typisk grundvandsbaseret vandværk, som muliggør fjernelse af MTBE til under den danske grænseværdi på 5 µg MTBE/l.

For at opfylde det overordnede formål er betydningen af nogle af de nuværende driftsformer på Grubbemølle Vandværk blevet analyseret med henblik på at opnå viden om, hvorledes driften af værket køres optimalt mht. MTBE-fjernelsen. Det er valgt at fokusere på MTBE-fjernelsen i relation til afstripping under luftningen, vandets iltindhold under filtreringen, opholdstiden i sandfilteret, stilstandsperioder, samt returskylsintensiteten og returskylsfrekvensen. Derudover blev MTBE-fjernelsen på et andet vandværk analyseret, med henblik på at opnå et sammenligningsgrundlag for MTBE-fjernelsen på Grubbemølle Vandværk.

De udførte undersøgelser blev primært udført på Grubbemølle Vandværk, idet MTBE-reduktionen blev fulgt under forskellige driftsforhold i luftningstanken samt i sandfilteret. For at underbygge enkelte af undersøgelserne, blev der udført nedbrydningsforsøg i batch-systemer i laboratoriet. Yderligere blev MTBE-indholdet i vandet på Fåborg Vandværk i Ribe Amt fulgt. MTBE-analyserne blev udført af et akkrediteret laboratorium ved GC-MS, bortset fra nedbrydningsforsøgene i laboratoriet, hvor MTBE blev bestemt på DTU ved brug af GC-Purge & Trap.

MTBE-koncentrationen i indløbet til Grubbemølle vandværk ligger mellem 10-65 µg/l, afhængigt af den anvendte indvindingskombination. MTBE-indholdet i råvandet reduceres under behandlingen på Grubbemølle Vandværk med op til 100%. Fjernelsen af MTBE finder sted under luftningen pga. afstripping (ca. 20-30% af grundvandets koncentration) og under filtreringen pga. biologisk nedbrydning (ca. 60-80% af grundvandets koncentration). Der blev ikke identificeret BTEX eller nedbrydningsprodukter fra MTBE-nedbrydningen i vandet på Grubbemølle Vandværk.

Den afgørende parameter for afstrippingen af MTBE under luftningen på Grubbemølle Vandværk er luft-vand-forholdet. Beluftning og afstripping af hhv. O₂ og CO₂ er både afhængig af massetransportkoefficienten K_La og luft-vand-forholdet. For både O₂ og CO₂ ligger K_La i intervallet 2 – 16 h⁻¹ alt afhængig af luft-vand-forholdet. Luft-vand-forholdet i beluftningen på Grubbemølle Vandværk er mellem 5:1 og 9:1. Opholdstiden i luftningstanken er fundet til hhv. 12, 15 og 47 minutter og det blev observeret, at systemet er totalt opblandet og uden død-volumener.

Ved batchforsøg med filtermateriale fra Grubbemølle Vandværk havde variationer i iltkoncentrationen på hhv. 7, 13 og 15 mg O₂/l ikke har nogen effekt på nedbrydningen af MTBE.

En kortvarig ændring af opholdstiden i filtrene havde afgørende betydning for den biologiske nedbrydning af MTBE i filtrene. Jo lavere flowhastighed, og derved længere opholdstid i filtrene, jo mere effektiv var nedbrydningen af MTBE. En længerevarig (4 uger) reduktion af opholdstiden i filtrene gav derimod ikke en markant ringere MTBE-fjernelse, idet fjernelsesgraden efterhånden steg i takt med, at de MTBE-nedbrydende organismer vænede sig til de nye omstændigheder.

Kortvarige stilstandsperioder havde ikke nogen signifikant effekt på fjernelsen af MTBE i filtrene. Ved stilstand af produktionen på 1-4 timer blev der fortsat fjernet 95-100% MTBE i filtrene, hvilket svarer til, hvad der bliver fjernet uden stilstandsperioder. Langvarig stilstand i filtrene havde derimod en stor effekt på MTBE-fjernelsen i filtrene. Efter 4 ugers stilstand i filtrene blev der ikke registreret nedbrydning af MTBE i filtrene. Efter 4 uger med normal drift tydede det dog på, at fjernelseseffektiviteten i filtrene reetableredes langsomt. Forskellen i MTBE-fjernelsen mellem kontinuert og varierende drift var ubetydelig ved korttidspåvirkninger.

Den nuværende returskylstrategi fungerer optimalt med hensyn til udskylning af partikulært materiale. Effekten af ændringer i returskylstrategien blev undersøgt. De påførte ændringer i returskylstrategien resulterede i en mindre udskylning af aktiv biomasse, og hermed en mere effektiv MTBE-nedbrydning i filteret. En lavere frekvens mellem returskylle ville være fordelagtig med hensyn til MTBE-nedbrydningen i filtrene.

Resultaterne fra Fåborg Vandværk (Ribe Amt) viser, at der, bortset fra et mindre fald under luftningen af råvandet, ikke sker nogen reduktion af MTBE-koncentrationen gennem værket. MTBE koncentrationen til værket er imidlertid meget lav, nogle få $\mu\text{g/l}$, hvilket betyder, at det ikke er muligt at drage sammenligninger mellem Fåborg Vandværk og Grubbemølle Vandværk.

Summary and conclusions

MTBE (Methyl *tertiary*-Butyl Ether) has been detected in the inlet water at Grubbemølle Waterworks since 1999, and the content of MTBE has in the same period of time been reduced throughout the treatment processes at the waterworks, resulting in a reduced content of MTBE in the drinking water. The main objective of this project has been to identify the treatment processes at a typical Danish groundwater based waterworks, which ensures removal of MTBE to below the Danish drinking water standard of 5 µg MTBE/l.

In order to fulfil the main objective, the effect of some of the operational procedures at Grubbemølle Waterworks were analysed with the aim of achieving a better knowledge of the most optimal way of running the waterworks in relation to the MTBE reduction. It was chosen to focus on the MTBE removal in relation to: Stripping of MTBE during aeration, the oxygen content in the water during filtration, the retention time in the sand filter, periods of standstill and the backwash intensity and frequency. Furthermore, the removal of MTBE at another waterworks was analysed in order to compare with the removal of MTBE at Grubbemølle Waterworks.

The performed investigations were primarily performed at Grubbemølle Waterworks, where the reduction of MTBE was followed under different operational conditions of the waterworks during aeration and filtration. In order to support a few of the investigations performed at the waterworks, investigations of the degradation of MTBE were conducted in batch systems in the laboratory. In addition to the investigations performed at Grubbemølle Waterworks, the MTBE content at Fåborg Waterworks in the County of Ribe was investigated. The analyses of MTBE were performed by an approved laboratory on a GC-MS, except from the degradation experiments performed in the laboratory where MTBE was analysed at DTU using a GC-Purge & Trap.

The concentration of MTBE in the inlet water at Grubbemølle Waterworks varies between approx. 10-65 µg/l, depending on the actual production pattern. MTBE is reduced up till 65 µg/l during the treatment at the waterworks. The removal of MTBE occurs during aeration due to stripping (approx. 20-30% of the MTBE in the groundwater) and during filtration due to biological degradation (approx. 60-80% of the MTBE in the groundwater). The hydrocarbons BTEX and degradation products of the MTBE removal were not detected at the waterworks.

Stripping of MTBE during the aeration at Grubbemølle Waterworks is dependent on the air-water rate. Aeration of oxygen and stripping of carbon dioxide is dependent on both the air-to-water ratio and mass transfer coefficient $K_L a$. The $K_L a$ -value for oxygen and carbon dioxide was found to be in the range of 2 – 16 h⁻¹ depending on the air-water ratio. The air-to water ratio at Grubbemølle Waterworks was found to be in the range of 5:1 – 9:1. The retention time was determined to be 12, 15 or 47 minutes depending on the actual production pattern, and the aeration system was found to be a completely mixed system with no dead volumes.

Batch experiments conducted with filter material from the sand filter showed no effect of variations of the oxygen content of 7, 13 and 15 mg O₂/l on the MTBE degradation.

Short time changes of the retention time in the sand filter were found to have a significant effect on the degradation of MTBE. A lower flow rate, i.e. longer retention time, resulted in a high efficiency of the MTBE-degradation compared to a short retention time. However, when a short retention time (10 min.) was maintained for 4 weeks, the MTBE-degrading microorganisms had the ability to adapt to the new conditions, and a high removal efficiency was obtained eventually.

Short time stand-still periods of 1-4 hours were found to have no significant effect on the removal of MTBE, since the removal efficiency stayed constant at around 95-100%. A long time stand-still period of 4 weeks showed, on the other hand, to have a great effect on the removal efficiency of MTBE. After 4 weeks of stand-still no degradation of MTBE in the filter occurred; though after a further 4 weeks of normal production it seemed like the efficiency of MTBE-removal was re-established. The difference between continuous and varying operation was found to be insignificant at a short-term influence.

The backwash strategy currently used at Grubbemølle Waterworks is optimal in relation to removal of iron- and manganese precipitates. The effect of different changes of the backwash strategy was investigated. The investigated changes resulted in a reduction of the out-wash of active biomass, and thereby a more efficient removal of MTBE in the filter after backwash. Further, it was found that a lower frequency between the back wash is beneficial for the degradation of MTBE in the sand filter.

The results from Fåborg Waterworks show that no reduction of MTBE occurs during the treatment, despite from a small reduction during the aeration. However, the inlet concentration was only a few µg/l, which is much lower than at the Grubbemølle water works.

1 Baggrund og Formål

MTBE (Methyl *tertiær*-Butyl Ether) er en ether-forbindelse der har været anvendt som et additiv til benzin for at højne oktantallet, som substitut for de organiske blyforbindelser. MTBE er et polært og svært nedbrydeligt stof, og udgør derfor en trussel for de danske grundvandsmagasiner. MTBE har været anvendt i Danmark siden midten af 1980'erne. Det primære problem med tilstedeværelsen af MTBE i grundvandet er, at det har en kraftig lugt og smag af terpentiner selv ved meget lave koncentrationer (mikrogram pr. liter skala), og derfor udgør en trussel for drikkevandsressourcen. Bilag A præsenterer de fysiske og kemiske data for MTBE.

De seneste år er der registreret et stigende antal MTBE-forureninger i danske grundvandsmagasiner som følge af udslip fra nedgravede benzintanke. Fyns Amt har vist, at 86% af 72 undersøgte potentielt forurenede områder indeholdt MTBE. I 53% af tilfældene fandt man koncentrationer over den daværende grænseværdi på 30 µg/l (Munch, 2001). I tilfældene, hvor fundet af MTBE overstiger 30 µg/l, var koncentrationsniveauerne som følger:

- I 18% af tilfældene var koncentrationsniveauet på 30-100 µg/l
- I 42% af tilfældene lå niveauet på 100-1.000 µg/l
- I 24% af tilfældene på 1.000-10.000 µg/l
- I 16% af tilfældene var koncentrationsniveauet højere end 10.000 µg/l.

Størstedelen (82%) af de forurenede områder blev fundet i det sekundære grundvandsmagasin (1-8 m u. t.), imens kun 18% af MTBE-forureningerne blev fundet i det primære magasin.

Fyns Amt har undersøgt, hvorvidt MTBE-forureningerne i grundvandsmagasinerne har spredt sig til indvindingsboringerne på de fynske vandværker. Her fandt man MTBE i 14 råvandsboringer, fordelt på 7 vandværker, i koncentrationer på 0,1 – 56 µg MTBE/l. På 2 af de 7 vandværker fandt man ligeledes MTBE i det behandlede vand, i koncentrationer på 0,6 – 9,4 µg MTBE/l (Munch, 2001).

Grubbemølle Vandværk i Svendborg er et af de to vandværker i Fyns amt, hvor man både har registreret MTBE i råvandet og i drikkevandet, dog med reducerede koncentrationer i drikkevandet i forhold til råvandet. Vandværkets råvandsboringer er placeret nedstrøms et område med flere eksisterende og nedlagte benzinstationer, hvor MTBE er fundet både i det primære og i det sekundære grundvandsmagasin, hvilket menes at være kilden til MTBE-indholdet i råvandet på vandværket. Denne reduktion af MTBE-indholdet gennem vandbehandlingen skyldes en kombination af afstripping af MTBE gennem luftningen og en biologisk nedbrydning i sandfilteret (Nielsen & Petersen, 2001).

Grænseværdien for MTBE i drikkevand blev i september 2001 fastsat til 5 µg/l (Miljø- og Energiministeriet, 2001), hvorfor der er behov for at sikre en konstant høj fjernelsesgrad for at opfylde de nye krav på Grubbemølle Vandværk.

Der kan eventuelt i fremtiden opstå et behov for at etablere behandlingsanlæg til MTBE-fjernelse på danske vandværker. Der findes allerede teknologier til dette i form af bl.a. aktiv kulanlæg og fysisk-kemisk oxidation. For yderligere information vedrørende disse teknologier henvises der til Arvin & Broholm (1999 og 2001). Såfremt vandbehandling bliver aktuel ville det dog være at foretrække, hvis en optimering af de allerede eksisterende behandlingsanlæg i den konventionelle vandbehandling kunne fjerne MTBE til under den nye grænseværdi.

I råvandet på Grubbemølle Vandværk i Svendborg er MTBE-koncentrationen op til 56 μg MTBE/l, mens den ligger under 10 μg MTBE/l i det behandlede vand. Der sker en reduktion af MTBE-koncentrationen gennem værket, hvilket indikerer et potentiale for oprensning af MTBE igennem simpel vandbehandling.

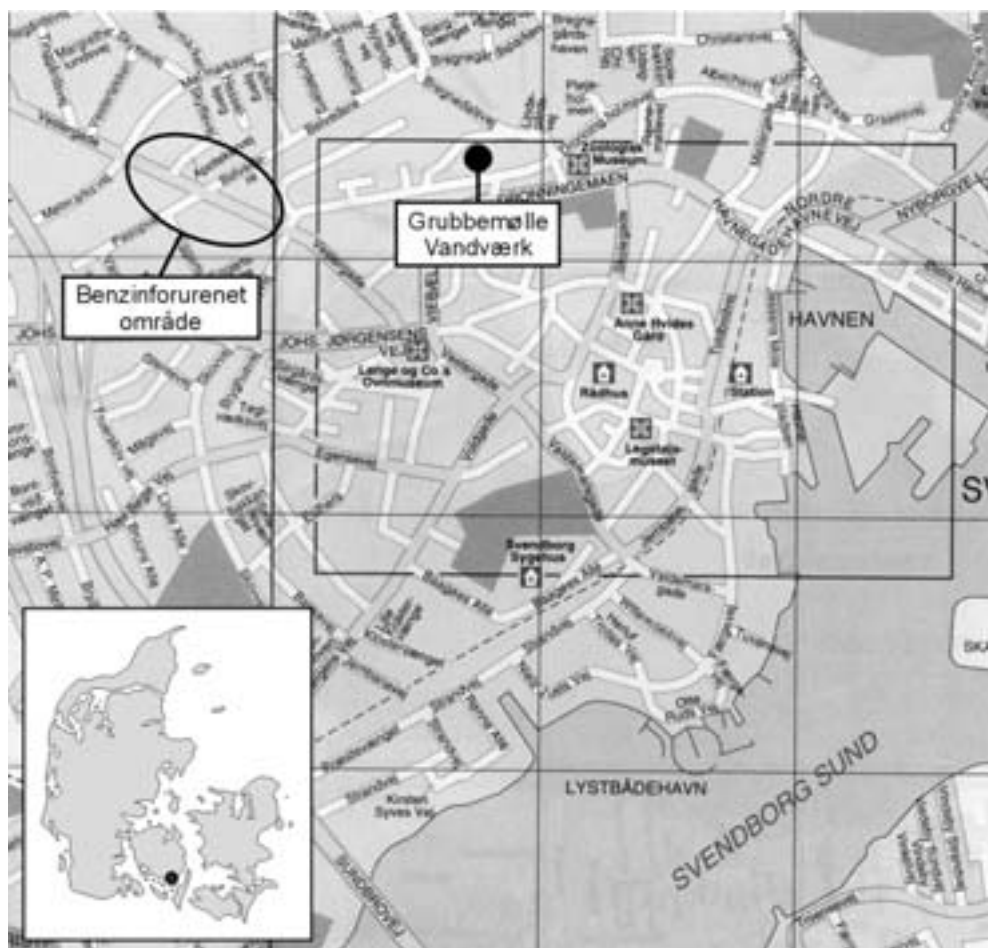
Det overordnede formål med nærværende projekt er at identificere de driftsformer af et typisk grundvandsbaseret vandværk, som muliggør fjernelse af MTBE til under den nye fastsatte danske grænseværdi på 5 μg MTBE/l. Med henblik på at opfylde dette overordnede formål er betydningen af nogle af de nuværende driftsformer analyseret. Det er valgt at fokusere på MTBE-fjernelsen i relation til:

- Luftningen
- Iltkoncentrationen i filtrene
- Den hydrauliske opholdstid i filteret.
- Filtrenes stilstandsperioder
- Forskellige returskylsstrategier, dvs. skyllefrequens samt intensitet og kombinationen af det enkelte skyl.

Desuden var det formålet at undersøge MTBE-fjernelsen på et andet vandværk

2 Grubbemølle Vandværk

Det undersøgte vandværk, Grubbemølle Vandværk, er en del af den kommunale vandforsyning i Svendborg på Sydfyn. Vandværket ligger midt i Svendborg By, og forsyner byen sammen med to andre vandværker. Figur 2.1 viser placeringen af Grubbemølle Vandværk.



Figur 2.1: Placeringen af Grubbemølle Vandværk

Koncentrationen af MTBE i råvandet på Grubbemølle Vandværk er ved rutinemæssig kontrol målt til 10-56 μg MTBE/l. Fyns Amt har udført forureningsundersøgelser i området opstrøms vandværket, hvor der ligger et område med flere nedlagte og eksisterende benzinstationer (jvf. figur 2.1). Ved de udførte forureningsundersøgelser blev der i området fundet op til 5000 μg MTBE/l i det sekundære grundvandsmagasin, og op til 170 μg MTBE/l i det primære magasin. For mere detaljerede oplysninger vedrørende forureningsundersøgelserne henvises der til DGE (1997) og Jørgensen (1999). Der er ikke blevet udført en undersøgelse af spredningen af den konstaterede MTBE-forurening, men det er meget sandsynligt, at det høje MTBE-indhold i råvandet på Grubbemølle Vandværk skyldes den registrerede benzinforurening i området opstrøms værket.

2.1 Vandindvinding

Grubbemølle Vandværk er dimensioneret til en kapacitet på 344 m³/t, men den nuværende maksimale indvinding på værket ligger på ca. 150 m³/t. Råvandet bliver indvundet fra tre boringer ved vandværket (B2, B4 & B5) samt fra fire boringer ved Hvidkilde, et landområde ca. 5 km fra byen.

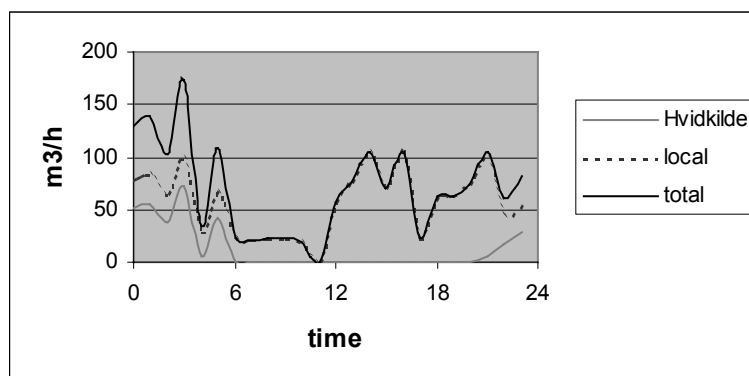
Boringerne er filtersat i det primære magasin. Tabel 2.1 viser en oversigt over indvindingskapaciteterne for de enkelte boringer.

Tabel 2.1: Indvindingskapaciteter for råvandsboringer ved Grubbemølle Vandværk (Hvergel & Knudsen, 2001).

Boring	DGU-nr.	Ydelse [m ³ /t]
B2	164.61b	23
B4	164.61d	23
B5	164.949	57
F1 – Hvidkilde	164.334	81
F2 – Hvidkilde	164.339	70
F3 – Hvidkilde	164.343	85
F4 – Hvidkilde	164.358	34

I år 2000 blev der indvundet 604.961 m³ vand fra de lokale boringer og 41.462 m³ fra Hvidkilde, hvilket vil sige, at ca. 94 % af det vand, der behandles på Grubbemølle Vandværk, indvindes fra de lokale boringer (Hvergel & Knudsen, 2001).

Det behandlede vand fra Grubbemølle Vandværk opsamles først i en lokal rentvandsbeholder, hvorefter det distribueres videre til centrale rentvandsbeholdere, og blandes med vand fra de andre vandværker i byen. Dette betyder, at der ikke er et konstant behov for produktion på Grubbemølle Vandværk. Alt efter behov indvindes der fra forskellige kombinationer af råvandsboringer. Figur 2.2 viser et typisk indvindingsdøgn på Grubbemølle Vandværk.



Figur 2.2: Typisk indvindingsdøgn på Grubbemølle Vandværk (Hvergel & Knudsen, 2001).

Figur 2.2 illustrerer, hvorledes indvindingen primært foregår fra de lokale boringer, idet der kun indvindes råvand fra Hvidkilde i nattetimerne.

Råvandet fra Hvidkilde udgør ca. 6% af den samlede indvinding. En typisk situation for Grubbemølle Vandværk er yderligere, at produktionen står stille i formiddagstimerne, fra omkring kl. 10.00 til kl. 12.00. Der er dog en tendens til at driften af værket bliver mere og mere jævn, så man på sigt undgår stilstandsperioder. Vandforbruget i Svendborg har været faldende over de seneste år, på grund af lukning af store industrier i oplandet. Dette betyder at Grubbemølle Vandværk opererer med et relativt lavt vandflow.

Indvindingsstrategien for værket er, på sigt, kun at indvinde fra de lokale borer, hvis det er muligt at holde samtlige parametre i det behandlede vand under grænseværdierne. Denne strategi skyldes et ønske om at beskytte vådområder i området ved Hvidkilde. Samtidig ligger en del af Svendborg By omkring kote 0, og da vandforbruget er faldende, er der behov for en vis indvinding fra de lokale borer for at dræne områder af byen for vand.

2.2 Råvandskvaliteten

Kvaliteten af råvandet fra de indvindingsboringer, som forsyner Grubbemølle Vandværk, er generelt ikke kompliceret. Der er behov for reduktion af ammonium, mangan, jern og fosfor for at overholde de fastsatte grænseværdier. Tabel 2.2 viser kvaliteten af råvandet i de enkelte borer tilknyttet Grubbemølle Vandværk sammen med kvaliteten af det behandlede vand og de dertil hørende grænseværdier.

Tabel 2.2: Vandkvalitetsdata fra Grubbemølle Vandværk.

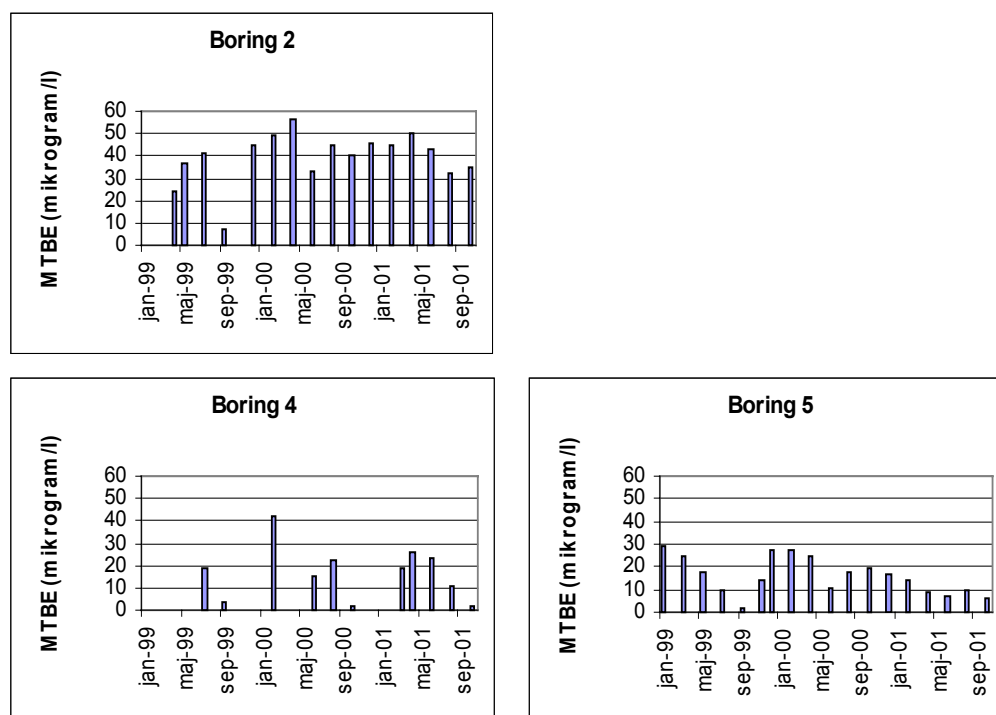
Parameter	Enhed	Drikkevand	Grænseværdi*	B2	B4	B5	F1	F2	F3	F4
pH	-	7,8	7,0-8,5	7,1	7,2	7,1	7,2	7,5	7,3	7,3
Permanganattal	mg/l	7	-	7	6	9	8	4	7	4
NVOC	mg/l	2,1	4	2,3	1,8	2,2	1,6	-	1,6	1,4
Tørstof	mg/l	429	-	320	422	400	416	400	392	399
Calcium	mg/l	112	<200	123	120	109	109	101	105	119
Magnesium	mg/l	12	50	4	12	11	11	10	9	4
Kuldioxid (aggr.)	mg/l	<2	2	6	4	<2	<2	<2	<2	3
Bicarbonate	mg/l	337	>100	352	331	351	276	270	289	273
Ammonium	mg/l	<0,007	0,05	0,54	0,13	0,54	0,35	0,35	0,36	0,43
Klorid	mg/l	28,7	250	28,1	29,1	28,3	31,4	30	24,6	35,1
Sulfat	mg/l	38	250	40	44	40	58	54	53	59
Svovlbrinte	mg/l	-	0,05	<0,0	<0,0	<0,1	<0,0	<0,0	<0,1	<0,02
Nitrat	mg/l	1,75	50	2 0,04	2 <1,0	0,03	2 0,01	5 <1,0	0,04	<0,02
Fosfor (Total)	mg/l	0,11	0,15	0,33	0,14	0,33	0,10	0,11	0,15	0,11
Fluorid	mg/l	0,2	1,5	0,24	0,31	0,25	0,20	0,23	0,22	0,19
Natrium	mg/l	21,6	175	21	22	19	14	13	12	15
Kalium	mg/l	3,2	10	3,5	4	3,6	2,1	2	2,2	2,2
Jern	mg/l	<0,01	0,1	1,2	0,48	0,85	0,81	0,95	1,1	1,1
Mangan	mg/l	<0,005	0,02	0,26	0,15	0,24	0,25	0,27	0,26	0,22
Nikkel	µg/l	<1,0	20	<0,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,6	<1,0	<1,0
Temperatur	°C	10,6	-	10,0	10,0	9,9	9,0	8,5	8,8	9,0
Ledningsevne	mS/m	63,3	30	68,2	65,4	68,3	62,2	61,0	62,0	62,9
Nitrit	mg/l	<0,005	0,01	0,01	0,01	<0,0	0,01	0,01	<0,0	0,012
Oxygen	mg/l	10,2	>5**	0,32	2,9	0,91	0,38	<0,5	-	0,26
Lugt	-	normal	-	-	-	-	-	-	-	-
Udseende	-	sv.gul	-	-	-	-	-	-	-	-
Farvetal	-	8	5	-	-	-	-	-	-	-
Turbiditet	-	<0,1	0,3	-	-	-	-	-	-	-

Hårdhed (total)	dH	18	-	-	-	-	-	-	-
Smag	-	normal	-	-	-	-	-	-	-
Coliforme bakt.l	/100ml	<1	-	-	-	-	-	-	-
MTBE	µg/l	1,2	5	-	-	-	-	-	-

* Kilde: Miljø- og Energiministeriet (2001)
** Værdi ved indgang til ejendom

Den primære forskel mellem det lokale vand og det vand, som hentes fra Hvidkilde, er at indholdet af bicarbonat, natrium, kalium og total fosfor er højere i de lokale borer. I en vurdering af vandkvaliteten skal det nævnes, at den største del af det råvand, som behandles på Grubbemølle Vandværk, indvindes fra de lokale borer B2 og B5.

Indholdet af MTBE i råvandet i de lokale borer er blevet monitoreret siden 1999, som en del af den rutinemæssige kontrol. Figur 2.3 viser udviklingen i MTBE-koncentrationerne i de enkelte borer op til 2001.



Figur 2.3: MTBE-udviklingen i boring B2, B4 & B5 fra 1999 – 2001. De tre borer er ikke altid monitoreret samtidig, dvs. ingen søjle betyder at boringen ikke er blevet monitoreret på pågældende tidspunkt.

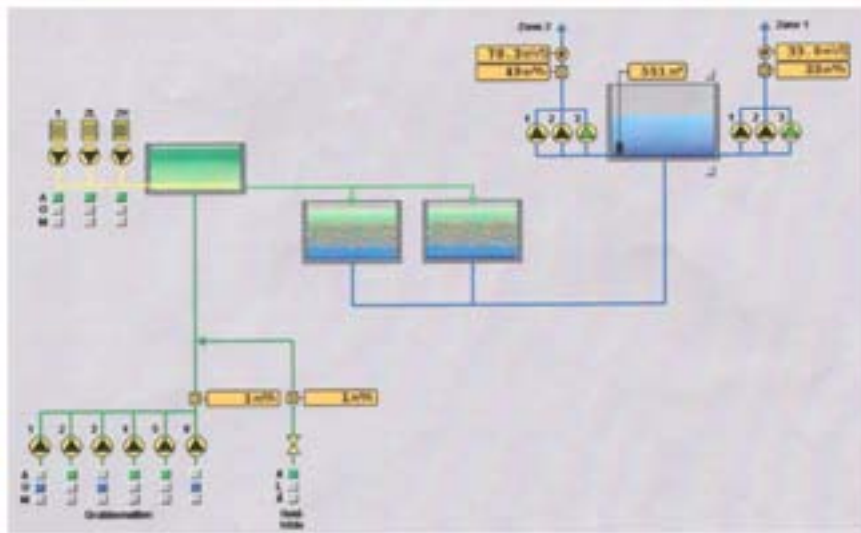
MTBE-koncentrationen er højst i B2, hvor den maksimale koncentration ved rutinemæssig kontrol er målt til 56 µg MTBE/l og den gennemsnitlige koncentration ligger på 39 µg MTBE/l. Den gennemsnitlige MTBE-koncentration i B5 ligger på 16 µg MTBE/l, mens den maksimale koncentration er 29 µg MTBE/l. B4 har et gennemsnitligt indhold af MTBE på 13 µg /l, mens den maksimale koncentration er 42 µg MTBE/l

MTBE-koncentrationerne i råvandet overstiger i de fleste tilfælde den eksisterende grænseværdi på 5 µg MTBE/l.

Som figur 2.3 illustrerer, er der betydelige tidsvariationer i MTBE-koncentrationerne. Disse variationer skyldes højst sandsynligt et varierende indvindingsprogram samt årstidsvariationer.

2.3 Behandlingsprocesser

Vandbehandlingen på Grubbemølle Vandværk består af to trin; beluftning i 3 serieforbundne beluftningskamre med diffusorluftning, efterfulgt af enkeltfiltrering gennem et åbent filter med antracit og kvartssand. Efter filtrering bliver vandet ledt til en lokal rentvandsbeholder før det bliver pumpet til to centrale højtliggende rentvandsbeholdere. Figur 2.4 viser en oversigt over vandbehandlingssystemet på Grubbemølle Vandværk.



Figur 2.4: Oversigt over vandbehandlingssystemet på Grubbemølle Vandværk

Beluftningen på Grubbemølle Vandværk består af tre totalt opblandede kamre i serie, med diffusorer installeret i bunden af de tre kamre. Dybden af de tre kamre er ca. 3 m og det samlede totale volumen af luftningstanken er på 23 m³. Bilag B viser en skitse af luftningstanken. Der opereres med tre luftningsniveauer, alt efter de indvundne vandmængder. Disse tre niveauer resulterer i tre forskellige luft-vand-forhold (tabel 2.3). Luft-vand-forholdet er, sammen med Henry's konstant, en væsentlig parameter med henblik på strippingeffektiviteten af forskellige VOC'er (Volatile Organic Compounds), blandt andet MTBE.

Tabel 2.3: Oversigt over luftningstrin på Grubbemølle Vandværk (Hvergel & Knudsen, 2001).

Vandflow [m ³ /t]	Luftflow [m ³ /t]	Luft-vand-forhold
>23	210	9:1
>80	415	5:1
>103	625	6:1

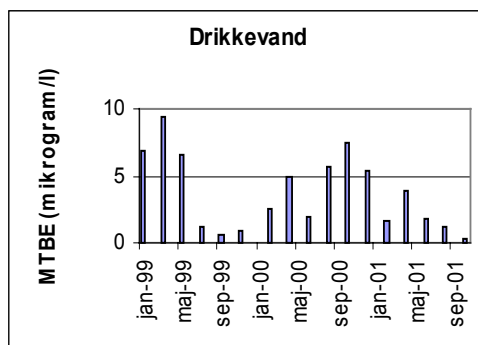
Efter luftning føres vandet videre til filtrering. Filtreringsprocessen foregår i seks parallelle filtre. Filtrene er opbygget af et bærelag (40 cm), efterfulgt af et lag med kvartssand (90 cm) og i toppen et antracitlag (30 cm) (Bilag C). Antracitlaget har en kornstørrelse på 2,5-4,0 mm og en lav densitet på 1,02 kg/l (Nielsen & Petersen, 2001). Dette er fordelagtigt, da den høje kornstørrelse reducerer risikoen for at filteret tilstopper, imens den lave densitet sikrer at antracitkornene forbliver i den øverste del af filteret under returskyl. Kornstørrelsen af kvartssandet er 0,8-1,2 mm.

Det totale filterareal er på 80 m², hvorved hvert enkelt filter har et areal på 13,3 m². Det meste af tiden køres der med borerne B2 og B5 (80 m³/t) i produktionen, hvilket svarer til en Darcy-hastighed på 1 m/t (Darcy-hastigheden defineres som flowet divideret med tværsnitsarealet). Denne hastighed resulterer i en opholdstid målt på tomt volumen på ca. 72 minutter i filteret, hvilket svarer til en reel opholdstid i filterets porøse volumen på ca. 29 minutter. Denne opholdstid er repræsentativ for den gennemsnitlige opholdstid i filteret. *I det følgende benyttes overalt Darcy-hastigheden samt den reelle opholdstid.*

Filtrene returskylles hver 7. døgn for at undgå tilstopning. Dette udføres pr. automatik om natten, idet filter 1 – 3 skylles én nat, hvorefter filter 4 – 6 skylles den efterfølgende nat. Der returskylles i tre steps; først skylles der med luft (67,5 m/t) i 10 minutter, herefter med en kombination af luft (67,5 m/t) og lille vand skyl (1,9 m/t) i 12 minutter og til slut skylles der i 2 minutter med stort vand skyl alene (26,3 m/t). Skyllevandet ledes direkte i kloakken.

2.4 Drikkevandskvalitet

Figur 2.5 viser indholdet af MTBE i drikkevand fra januar 1999 til oktober 2001.



Figur 2.5: MTBE-udviklingen i drikkevandet fra 1999 til 2001

Figur 2.5 viser at MTBE-indholdet i drikkevandet, siden 1999, har ligget mellem 0,26 og 9,4 µg/l, hvor alle målinger i 2001 ligger under den nuværende grænseværdi på 5 µg MTBE/l. Variationerne i MTBE-koncentrationen i drikkevandet kan skyldes variationer i driften af værket, samt et varierende indvindingsprogram.

Tabel 2.4: Ændrede parametre ved vandbehandlingen på Grubbemølle vandværk.

Parameter	Råvand *	Drikkevand**	Grænseværdi***
pH	7.2	7.5	7.0-8.5

Ammonium (mg/l)	0.4	< 0.007	0.05
Fosfor	0,2	0,1	0,15
Nitrat (mg/l)	0.04	1.7	50
Jern (mg/l)	0,9	0.01	0.1
Mangan (mg/l)	0.24	< 0.05	0.02
Oxygen (mg/l)	1	7	> 5****
MTBE (µg/l)	1-56	< 5	5

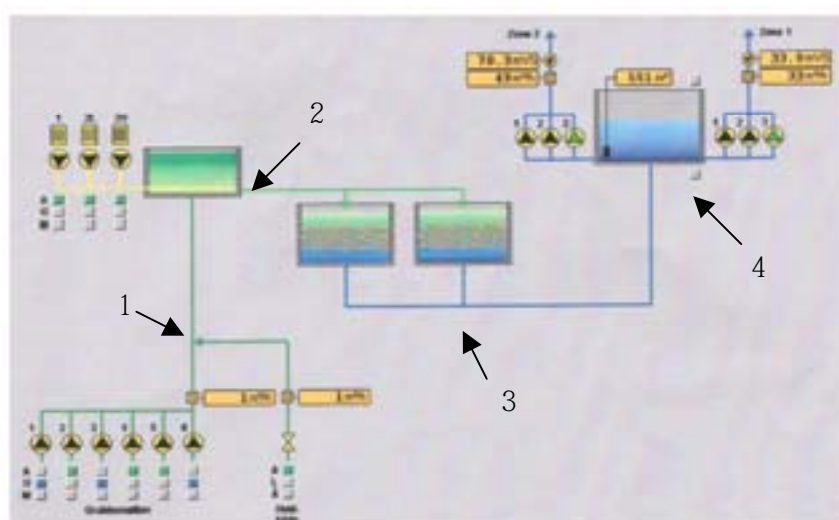
* Råvandskoncentrationerne er et gennemsnit af værdierne præsenteret i tabel 2.2.
 ** 19. September 2001
 *** Miljø- og Energiministeriet (2001)
 **** Angiver kravet til iltindholdet hos forbruger

Tabel 2.4 viser, at vandbehandlingsprocesserne på Grubbemølle Vandværk fungerer tilfredsstillende, idet både ammonium, jern, mangan, fosfor og MTBE reduceres til under grænseværdien, og kravene til iltindhold og pH opfyldes ligeledes. Som følge af nitrificeringen af ammonium stiger nitratindholdet under filtreringen, men nitratindholdet er trods stigningen stadig under den fastsatte grænseværdi.

3 Prøvetagning og analysemetoder

For at undersøge MTBE-fjernelsen gennem Grubbemølle Vandværk blev der udført adskillige monitoringsrunder på værket. Det vil sige, at udviklingen i MTBE-niveauet, samt andre relevante parametre, blev fulgt under forskellige forhold, afhængigt af de enkelte formål.

3.1 MTBE-prøver



Figur 3.1: Pilene illustrerer prøveudtagningsstederne på Grubbemølle Vandværk.

Der blev, alt efter formålet, udtaget prøver følgende steder:

1. Råvandsledningen, efter en eventuel blanding med råvand fra Hvidkilde.
2. Udløbsrøret fra luftningstanken.
3. Efter filtrering, hvor der blev udtaget prøver fra en hane installeret efter filter 2, medmindre andet er noteret.
4. Drikkevandet blev udtaget fra en hane installeret på vandværket.

3.1.1 MTBE-analyse GC-MS

Samtlige prøver til MTBE-analyse blev udtaget i 1 L Redcap flasker, sat på køl, og sendt til analyse på et akkrediteret laboratorium samme dag, som de blev udtaget. Prøverne blev ekstraheret med toluen og analyseret på GC-MS til bestemmelse af MTBE-indholdet i vandprøver. Usikkerheden på analyserne lå på omkring 10% (AnalyCen, 2001). Med mindre andet er angivet blev MTBE analyserne udført ved denne metode.

3.1.2 MTBE-analyse GC-Purge & Trap

I tilfælde, hvor der ikke kunne udtages tilstrækkelig prøvemængde til analyse hos AnalyCen, blev MTBE-koncentrationen analyseret på Miljø og Ressourcer, DTU. Prøveudtagningen til disse analyser blev foretaget i 10 ml glasvials, konserveret med natriumazid (2 g/l), og lukket med tætsluttende teflonbelagte gummipropper. Prøverne blev analyseret ved brug af en gaskromatograf med FID-detektor af typen Shimadzu 14B med tilkoblet Purge & Trap enhed. Bilag D beskriver den anvendte metode i detaljer.

3.2 Nedbrydningsprodukter

Til undersøgelse af tilstedeværelse af nedbrydningsprodukterne *tertiær*-Butyl Alcohol, *tertiær*-Butyl Formate, Acetone og Isopropanol blev der udtaget 40 ml vandprøve, som blev sendt til analyse hos Steins Laboratorium A/S. Den anvendte metode var Purge+Trap GC/MS SIM. Detektionsgrænsen for samtlige nedbrydningsprodukter var 0,5 µg/l (Steins, 2001).

3.3 Ilt, pH og ledningsevne

Iltkoncentrationen blev bestemt ved brug af Alsterbergs modifikation af Winkler metoden, Dansk Standard nr. 277.

pH blev målt på stedet ved brug af pH-elektrode, pH 330/SET, WTW.

Ledningsevnen blev målt ved brug af en elektrode af typen LF 330/SET, WTW.

3.4 Tørstof og ATP

Tørstof-analyserne blev foretaget ifølge Dansk Standard nr. 207.

ATP angiver, groft taget, koncentrationen af aktiv biomasse i vandet. Analyserne er foretaget ved brug af metoden 'ATP bioluminescence', hvor ATP reagerer med et enzym fra ildfluer, hvilket resulterer i en lysudsendelse, som måles. Prøverne blev målt på en Advance Coupe (10 sekunders tælle tid med 2 sekunders delay) med LuminEX(B)/LuminATE(PM)-kit fra Celsis. Der blev målt på 100 µL prøve med tilsætning af 100 µL ekstraktionsreagens og 100 µL enzymreagens og med intern standard.

3.5 Flowmåler

Flowet ud af filtrene blev målt i flere af forsøgene. Dette blev gjort med en flowmåler af typen Panametrics, Transport model, PT868.

4 MTBE-reduktionen gennem Grubbemølle Vandværk

MTBE-koncentrationen i de lokale råvandsboringer (B2, B4 & B5), samt i drikkevandet ved Grubbemølle Vandværk er blevet fulgt siden 1999. Indløbskoncentrationen er siden 1999 målt til 10-56 µg MTBE/l, mens koncentrationen i drikkevandet i gennemsnit har ligget under 5 µg MTBE/l (tabel 2.2 i afsnit 2.2). Der har således siden 1999 været registreret et fald i MTBE-koncentrationen gennem Grubbemølle Vandværk.

Variationerne i MTBE-koncentrationen i råvandet skyldes, at MTBE-indholdet varierer i de enkelte boringer (figur 2.3 i afsnit 2.2), og at vandværket opererer med varierende indvindingskombinationer. Tabel 4.1 viser de anvendte indvindingskombinationer.

Tabel 4.1: Indvindingskombinationerne på Grubbemølle Vandværk

Indvindingskombination	Indløbsflow [m ³ /t]	*Indløbsflow til hvert enkelt filter [m ³ /t]
B2	23	4
B2 & B5	80	13
B2, B4 & B5	103	17
B2, B4, B5 & Hvidkilde	140-170	23-28

* Det antages at flowet ind til hver enkelt af de 6 filtre er fordelt jævnt

I dette afsnit gøres der status over MTBE-fjernelsen på Grubbemølle Vandværk i form af resultater fra prøverunder, med henblik på at verificere MTBE-reduktionen på Grubbemølle Vandværk. Prøverne er udtaget under normal drift af vandværket ved de fire forskellige indvindingskombinationer.

4.1 Prøveudtagning og metode

De anvendte metoder til bestemmelse af iltkoncentrationen samt pH er beskrevet i afsnit 3.3.

Der blev udtaget prøver til analyse af nedbrydningsprodukter som beskrevet i afsnit 3.2.

4.2 Resultater

4.2.1 pH og ilt

pH og iltindholdet er blevet fulgt igennem vandværket, og den generelle tendens i pH- og iltudviklingen gennem vandværket er som følger:

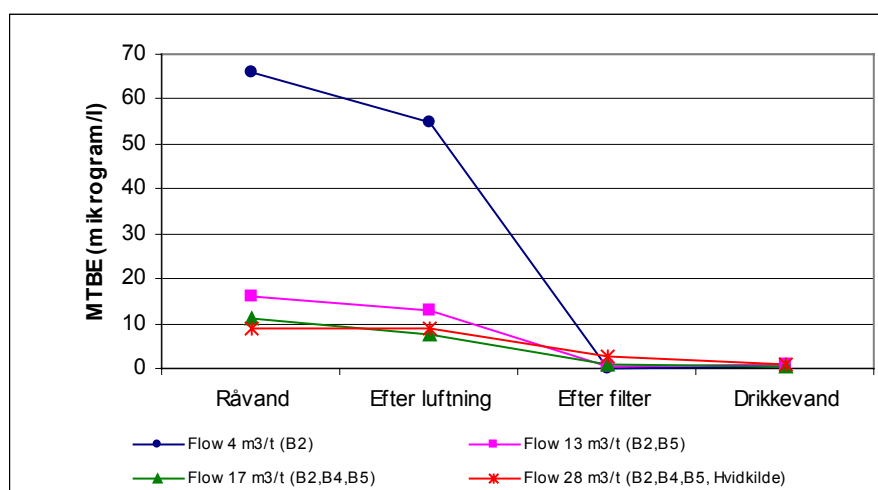
pH i råvandet lå på omkring 7,5, men steg under luftningen til omkring 8.

Iltindholdet i råvandet ligger under 1 mg/l, og stiger til omkring 11 mg/l efter luftningen. Under filtreringen falder iltindholdet ca. 1 mg/l til 10 mg/l, hvilket også var niveauet i drikkevandet.

Hverken pH eller iltindholdet ændrede sig væsentligt i projektperioden (6 måneder). Et iltindhold på ca. 10 mg/l i drikkevandet er absolut tilfredsstillende i forhold til den fastsatte grænseværdi på >5 mg O₂/l hos forbrugeren (Energi- og Miljøstyrelsen, 2001).

4.2.2 MTBE-fjernelse

Figur 4.1 viser MTBE-udviklingen gennem værket ved brug af forskellige indvindingskombinationer. MTBE-udviklingen gennem filtreringen er kun fulgt igennem filter 2, da Nielsen & Petersen (2001) har vist, at MTBE-fjernelsen i de seks parallelle filtre ikke varierede.



Figur 4.1: MTBE-udviklingen gennem Grubbemølle Vandværk ved forskellige indvindingskombinationer og almindelig drift.

Figur 4.1 viser, at MTBE fjernes under luftningen samt gennem filtreringen, og at koncentrationen i drikkevandet ligger under 1 µg MTBE/l. Det skal bemærkes at den maksimale MTBE-koncentration i råvandet her blev målt til 65 µg/l, hvilket er højere end de 56 µg/l som er målt ved den rutinemæssige kontrol.

4.2.2.1 Luftning

Figur 4.1 viser, at luftningen i de fleste tilfælde resulterer i afstripping af MTBE. Forskellen på reduktionen ved de enkelte indvindingskombinationer skyldes, at der køres med forskelligt luft-vand-forhold samt forskellig opholdstid. Fjernelse af MTBE gennem luftningen er analyseret og kommenteret yderligere i afsnit 5.

4.2.2.2 Filtrering

Den primære reduktion af MTBE forekom under filtreringen (figur 4.1), idet MTBE her blev reduceret fra 55-8 µg/l til 0-3 µg/l. Nielsen og Petersen (2001) fandt, at reduktionen af MTBE under filtreringen på Grubbemølle Vandværk primært skyldes biologisk nedbrydning. De rapporterede, at

sorptionen til antracitlaget samt sandlaget var neglignabel. Nielsen & Petersen (2001) fandt yderligere at nedbrydningen af MTBE var mest effektiv i det dybereliggende sandlag (90-120 cm), og at nedbrydningen fulgte en 1. ordens nedbrydning med en nedbrydningshastighed på ca. $0,7 \text{ t}^{-1}$.

Det umiddelbare indtryk af fjernelsesgraden under filtreringen på figur 4.1 er, at effektiviteten af MTBE-nedbrydningen er højere, jo højere indløbskoncentrationen er. Dette er dog ikke tilfældet, da det har vist sig at være opholdstiden i filtrene, som har stor betydning for effektiviteten af MTBE-nedbrydningen (Nielsen & Petersen, 2001). Det vil altså sige, at den største reduktion af MTBE ses, når der indvindes fra B2. Her indvindes $23 \text{ m}^3/\text{t}$, hvilket resulterer i en Darcy-hastighed på $0,3 \text{ m/t}$ gennem filteret. Dette lave vandflow resulterer i en lang reel opholdstid på ca. 1,6 timer.

Nielsen & Petersen (2001) har vist, at nedbrydningen af MTBE var mest effektiv i den dybeste del af filteret (90-120 cm).

Ud fra figur 4.1 ses det at MTBE-koncentrationen reduceres under filtreringen til $0-3 \text{ } \mu\text{g/l}$, og i drikkevandet er koncentrationen under $1 \text{ } \mu\text{g/l}$. De rutine-analyser, som er foretaget af Steins laboratorier på vandværket viser, at MTBE-koncentrationen i drikkevandet i 2001 har ligget mellem $0,26 - 3,9 \text{ } \mu\text{g/l}$.

4.2.2.3 Tilstedeværelse af andre organiske forbindelser

For at undersøge, hvorvidt tilstedeværelsen af andre organiske forbindelser i vandet kan have betydning for nedbrydningen af MTBE i filtrene, blev det besluttet at undersøge indholdet af andre sandsynligt tilstedeværende organiske forbindelser.

Der er som en del af projektet udført analyser af tilstedeværelsen af nedbrydningsprodukter fra MTBE. Der blev analyseret for *tertiær*-Butyl Alcohol, *tertiær*-Butyl Formate, Acetone og Isopropanol igennem hele værket ved to boringskombinationer (B2 samt B2+B5). Der blev ikke identificeret nogle nedbrydningsprodukter i koncentrationer over detektionsgrænsen på $0,5 \text{ } \mu\text{g/l}$. Grunden til, at der ikke kan registreres nedbrydningsprodukter i vandet, kan være, at disse bliver nedbrudt med samme hastighed, som de dannes.

Der er af Steins Laboratorier udført en analyse af indholdet af BTEX-komponenter i råvandet fra boring B2 og B5. Analyserne viser, at samtlige BTEX-komponenter ligger under $0,11 \text{ } \mu\text{g/l}$.

Indholdet af NVOC i råvandet er på $1,2 - 2,3 \text{ mg/l}$ og i drikkevandet er værdien på $2,1 \text{ mg/l}$ (tabel 2.2). Det vides ikke, om tilstedeværelsen af NVOC kunne have en effekt på MTBE-nedbrydningen.

4.3 Konklusion

Det kan således konkluderes, at MTBE indholdet i råvandet reduceres under behandlingen på Grubbemølle Vandværk med op til $65 \text{ } \mu\text{g/l}$. Fjernelsen af MTBE finder sted under luftningen pga. afstripping (17-32% af grundvandets koncentration) og under filtreringen pga. biologisk nedbrydning (58-83% af grundvandets koncentration). Der er ikke identificeret BTEX

samt nedbrydningsprodukter fra MTBE-nedbrydningen i vandet på Grubbemølle Vandværk.

5 Fjernelse af MTBE ved luftning

Luftning af råvandet ændrer ikke kun vandets indhold af oxygen, men resulterer også i en forøgelse af pH pga. afstripping af CO_2 og en reduktion af MTBE pga. af afstripping. Mængden, der stripkes af, er afhængig af luft-vand-forholdet under luftningen, Henrys konstant for det pågældende stof, massetransportkoefficienten samt opholdstiden i luftningskammeret.

For at bestemme betydningen af luft-vand-forholdet, massetransportkoefficienten og opholdstiden er der udført en række forsøg i luftningskammeret ved forskellige luft- og vandflow. Under disse forsøg er MTBE, O_2 og pH fulgt, og opholdstiden er fastlagt ud fra sporstofforsøg.

5.1 Metode- og forsøgsbeskrivelse

5.1.1 Bestemmelse af opholdstid

Til at bestemme opholdstiden i luftningstanken ved forskellige indvindingskombinationer, og derved forskellige flowhastigheder, blev der udført sporstofforsøg i luftningstanken. En mættet saltopløsning blev tilsat luftningskammer 1 (jf. bilag B) og ledningsevnen i kammer 3 blev fulgt indtil der blev observeret gennembrud og indtil ledningsevnen igen var nede på normalt niveau. (Jvf. afsnit 3.3 for en beskrivelse af hvorledes ledningsevnen er målt).

Ved sporstofforsøget blev volumen af vand i hvert enkelt luftningskammer bestemt ved opmåling.

5.1.2 Betydning af luft-vand-forholdet

For at klarlægge betydningen af luft-vand-forholdet for MTBE-fjernelsen i luftningstanken blev der udført forsøg ved forskellige indvindingskombinationer og luftningstrin. Tabel 5.1 viser en oversigt over de benyttede indvindingskombinationer og luft-vand-forhold ved de forskellige forsøg.

Tabel 5.1: Oversigt over indvindingskombinationer, vandflow, luft flow og luft-vand-forhold.

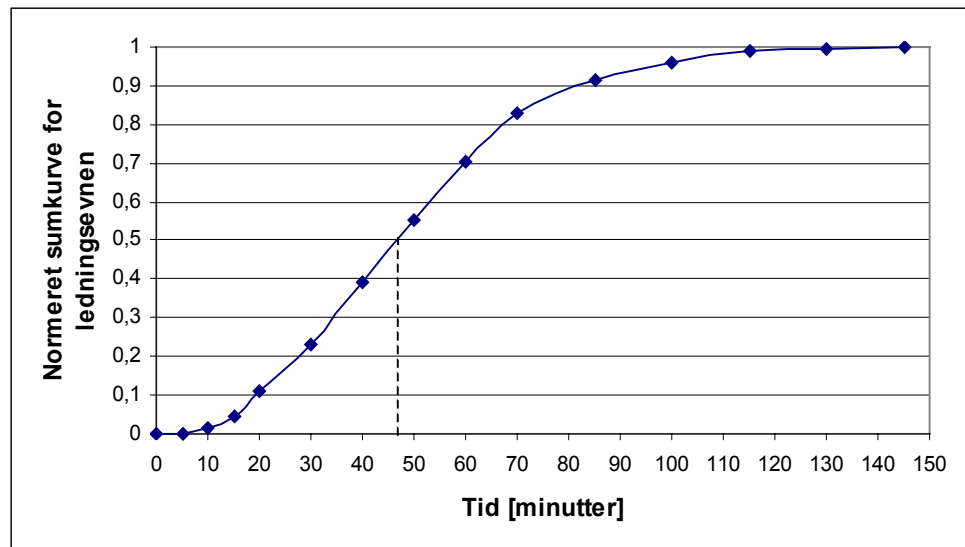
Indvindingskombination	Vandflow [m ³ /t]	Luftflow [m ³ /t]	Luft-vand-forhold
B2	23	210	9:1
B2 & B5	80	415	5:1
B2 & B4 & B5	103	625	6:1

5.2 Resultater og diskussion

5.2.1 Opholdstid

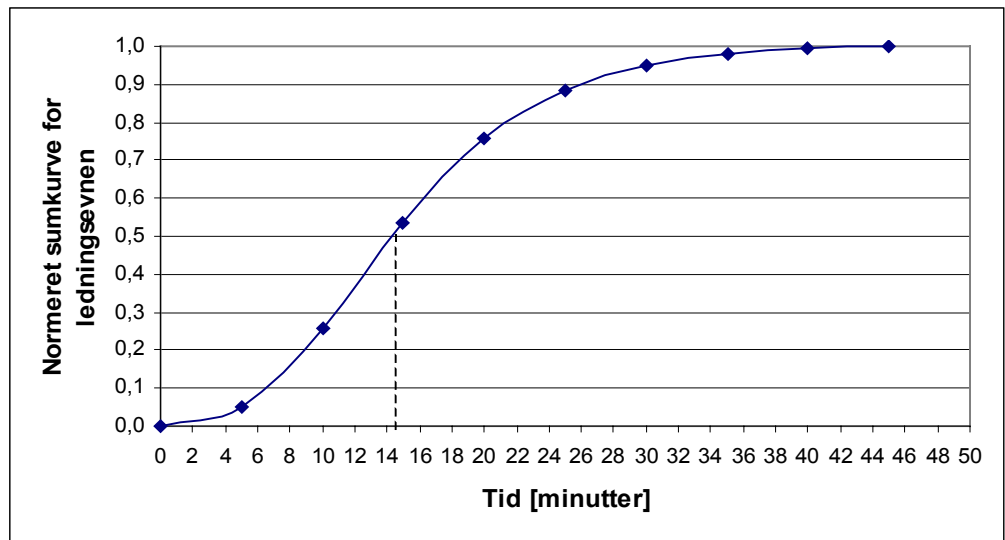
Ud fra gennembrudskurverne fra sporstofforsøget er det muligt at bestemme opholdstiden i luftningstanken ved de forskellige indvindingskombinationer.

Nedenstående figurer 5.1 – 5.3 viser de normerede sumkurver for ledningsevnen (fundet ud fra de opnåede gennembrudskurver) i luftningstanken for de tre undersøgte vandflow.



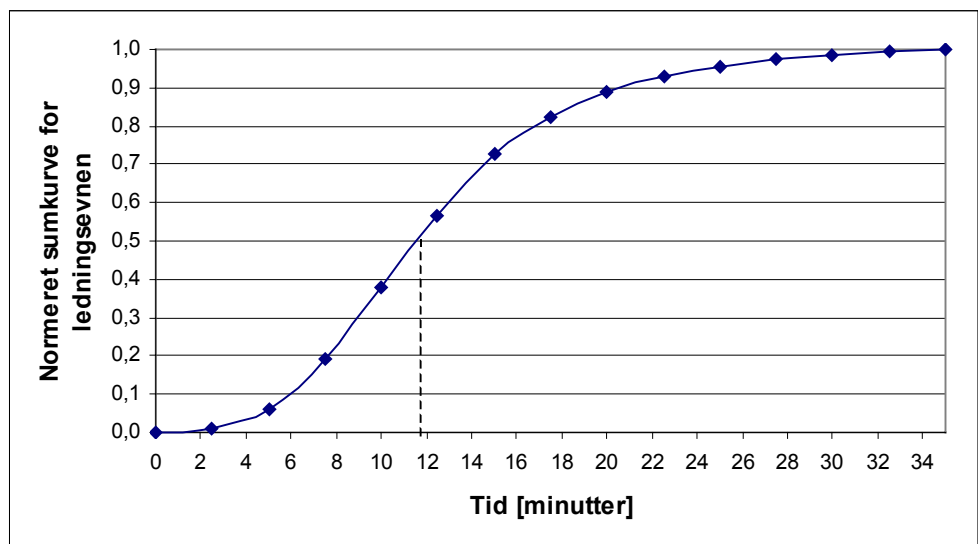
Figur 5.1: Normeret sumkurve for sporstofforsøg ved B2. Vandflow 23 m³/t, Luftflow 210 m³/t, total vandvolumen 17,8 m³, opholdstid total t 47 minutter.

Ud fra figur 5.1 kan den totale opholdstid i hele luftningstanken, når der indvindes fra boring 2 alene, bestemmes til 47 minutter. Dette svarer til at 50% af sporstoffet har passeret efter 47 minutter.



Figur 5.2: Normeret sumkurve for sporstofforsøg ved B2 & B5. Vandflow 80 m³/t, luftflow 415 m³/t, total vandvolumen 19,6 m³, opholdstid total t 15 minutter.

Ud fra figur 5.2 kan den totale opholdstid i hele luftningstanken bestemmes til 15 minutter, når der indvindes fra boring 2 og boring 5.



Figur 5.3: Normeret sumkurve for sporstofforsøg ved B2, B4 & B5. Vandflow 103 m³/t, luftflow 625 m³/t, total vandvolumen 20,1 m³, opholdstid total t 12 minutter.

Ud fra figur 5.3 kan den totale opholdstid i hele luftningstanken bestemmes til 12 minutter, når der indvindes fra boring 2, 4 og 5.

De eksperimentielt bestemte opholdstider kan ses i tabel 5.2, sammen med de beregnede opholdstider som er fundet ud fra vandflowet og det totale vandvolumen i luftningstanken under de forskellige forsøg.

Tabel 5.2: Beregnet opholdstid sammenholdt med opholdstid fundet ved sporstofforsøg.

Indvindingskombination	Vandflow [m ³ /t]	Totalt vandvolumen [m ³]	Beregnet opholdstid [minutter]	Effektiv opholdstid [minutter]
B2	23	17,8	46	47
B2 & B5	80	19,6	15	15
B2 & B4 & B5	103	20,1	12	12

Tabel 5.2 viser, hvordan opholdstiden varierer ved forskellige indvindingskombinationer, afhængigt af hvor meget vand der indvindes fra råvandsboringerne. Resultaterne fra sporstofforsøget stemmer overens med, hvad der forventes ud fra de forskellige flowmængder (de beregnede opholdstider), hvori det er medtaget at luftningstankens fulde volumen på 23 m³ sjældent udnyttes fuldt ud. Det kan på baggrund af sporstofforsøgene således konkluderes, at alle tre kamre i luftningstanken er totalt opblandede. Der forekommer altså ikke død-volumener i luftningstanken, som ville have forlænget opholdstiden i sporstofforsøget i forhold til de beregnede opholdstider.

Resultaterne viser, hvorledes det ved sporstofforsøg er muligt at bestemme opholdstiden i luftningstanken, og at de fundne effektive opholdstider her stemmer overens med de teoretiske opholdstider. Hvis det ikke er muligt at udregne de teoretiske opholdstider på grund af manglende kendskab til systemets opbygning, er sporstofforsøg en brugbar metode til at bestemme opholdstiden. Med sporstofforsøg er det ligeledes muligt at klarlægge, om der forekommer dødvolumener i luftningstanken, som der bør tages højde for i beregningen af opholdstiden og luftningskammerets effektivitet.

5.2.2 Betydning af luft-vand-forhold

Afstripping af MTBE i luftningskammeret kan være begrænset af massetransporten mellem luft og vand og dermed af $K_L a$ -værdien. Dette er undersøgt ved forskellige prøverunderne under luftningen. Beregningerne og datagrundlaget kan ses i bilag E.

Ud fra beregningerne i bilag E fremgår det, at afstrippingen af MTBE under luftningen ikke er begrænset af massetransporten, men derimod af luft-vand-forholdet. Dette skyldes den lave Henry's konstant. Det giver derfor ingen mening af bestemme en $K_L a$ -værdi for MTBE for systemet. Men for at kunne bestemme effektiviteten af luftningen på Grubbemølle Vandværk er det nyttigt at kende $K_L a$ -værdierne for O₂ og CO₂.

De fundne $K_L a$ -værdier for O₂ og CO₂ ved forskellige luft-vand-forhold er præsenteret i tabel 5.3 og beregningerne kan ses i bilag E.

Tabel 5.3: $K_L a$ -værdier for O₂ og CO₂ ved forskellige luft-vand-forhold.

	Luft-vand-forhold	O ₂ [t ⁻¹]	CO ₂ [t ⁻¹]
B2	9:1	3,7	2,3
B2 + B5	5:1	12,7	9,3
B2 + B4 + B5	6:1	16,3	11,3

Tabel 5.3 viser, at $K_L a$ -værdierne for både O_2 og CO_2 er lavere ved det højeste luft-vand-forhold (9:1), mens de er højere og næsten ens ved de lavere luft-vand-forhold (5:1 og 6:1). Luft-vand-forholdet har således også indirekte en betydning for beluftning/afstripping af hhv. O_2 og CO_2 . Grunden til en lavere $K_L a$ -værdi ved et højere luft-vand-forhold kan være at mængden af luft ændres og dermed også størrelsen og mængden af luftbobler. "a" i $K_L a$ er det specifikke overfladeareal, som formodentligt bliver reduceret ved et højere luft-vand-forhold i forhold til et lavere luft-vand-forhold, hvilket giver et fald i $K_L a$.

5.3 Konklusion

Opholdstiden i luftningstanken varierer afhængig af den anvendte boringskombination, og er ved sporstofforsøg fundet til hhv. 12, 15 og 47 minutter ved vandflow på 23, 80 og 103 m³/t. På baggrund af sammenligning mellem de effektive og de beregnede opholdstider kan det konkluderes at de tre serieforbundne kamre er totalt opblandede og at der ikke er død-volumener i systemet.

Afstripping af MTBE under luftningen i Grubbemølle Vandværk er afhængig af luft-vand-forholdet og ikke begrænset af massetransporten, hvilket skyldes MTBE's lave Henry's konstant. Beluftning og afstripping af hhv. O_2 og CO_2 er både afhængig af $K_L a$ og luft-vand-forholdet. For både O_2 og CO_2 ligger $K_L a$ i intervallet 2 – 16 t⁻¹ alt afhængig af luft-vand-forholdet.

6 Effekt af iltkoncentration i sandfilteret

Iltindholdet i råvandet kan have betydning for den biologiske nedbrydning af MTBE. For at undersøge effekten af iltkoncentrationen, blev der udført batch-forsøg med forskellige iltkoncentrationer inden for, hvad der er realistiske iltkoncentrationer på danske vandværker.

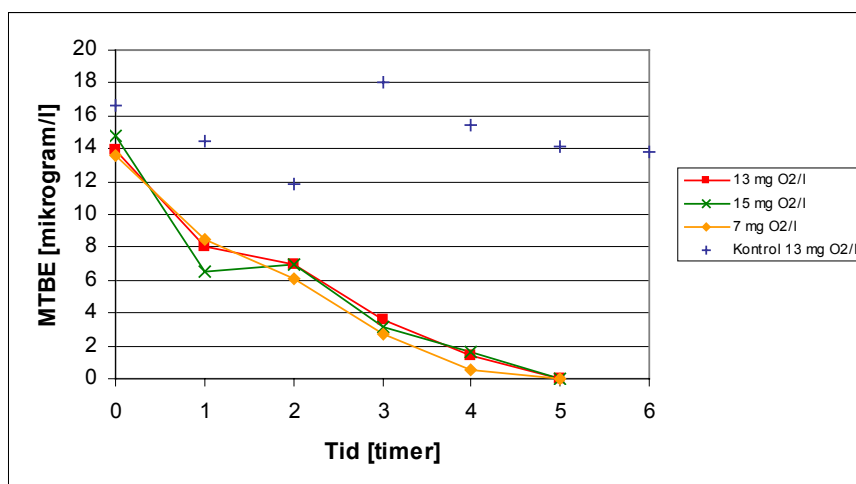
6.1 Metode- og forsøgsbeskrivelse

Til at belyse betydningen af iltkoncentrationen blev der opstillet batchforsøg på selve vandværket. Effekten af tre forskellige iltkoncentrationer på hhv. 7, 13 og 15 mg O₂/l blev undersøgt. Ligeledes blev der udført et kontrolforsøg med en iltkoncentration på 13 mg O₂/l, hvor den biologiske aktivitet blev elimineret ved tilsætning af natriumazid (2 g/l). Filtermateriale fra en dybde på 90-120 cm fra filter 2 blev udtaget med en sandspand (desinficeret i klorin). 1150 gram vådt filtermateriale blev afvejet i sterile 1 liters infusionsflasker og tilsat 400 ml drikkevand fra vandværket. Iltkoncentrationerne blev reguleret ved gennemblæsning af vandfasen med ren oxygen og flaskerne blev herefter lukket med lufttætte gummipropper og aluminiumskapsler. MTBE blev tilsat til en koncentration på 15 µg/l. Forsøgene blev udført i mørke i lukkede systemer ved 14°C. Forsøgene blev udført som dublikater og re-spiket efter nedbrydning af MTBE.

MTBE-koncentrationen blev bestemt ved GC - Purge & Trap, som beskrevet i afsnit 3.1.2. pH og iltniveauerne blev målt som beskrevet i afsnit 3.3.

6.2 Resultater og diskussion

Resultaterne fra batchforsøgene med forskellige iltkoncentrationer er præsenteret i figur 6.1 (datagrundlaget er præsenteret i bilag F).



Figur 6.1: Betydningen af forskellige iltkoncentrationer.

Figur 6.1 viser, at der ikke er væsentlig forskel i nedbrydningskurverne for MTBE ved forskellige iltkoncentrationer. MTBE nedbrydes i løbet af ca. 5 timer ved alle de undersøgte iltkoncentrationer. Kontrollforsøget viser ingen tegn på fjernelse af MTBE. Fjernelsen af MTBE i de øvrige batch kan derfor tillægges biologisk nedbrydning, da der ikke sker abiotisk fjernelse af MTBE i systemerne.

pH lå, forsøget igennem, mellem 7,6 og 7,8 og ilt lå som ønsket ved både start og slut på hhv. 7, 13 og 15 mg O₂/l.

6.3 Konklusion

Det kan ud fra de udførte forsøg konkluderes, at de undersøgte variationer af iltkoncentrationen i intervallet 7-15 mg O₂/l ikke har nogen betydning for nedbrydningen af MTBE.

7 Effekt af opholdstid i sandfilteret

Opholdstiden i sandfiltrene har stor betydning for, hvor længe de MTBE-nedbrydende mikroorganismer i filtrene er i kontakt med vandet, og derved kulstofkilden MTBE. Til at belyse effekten af opholdstiden blev der udført forsøg i sandfiltrene med varierende vandflow.

Der er udført forsøg til belysning af korttidsændringer af Darcy-hastigheden og opholdstiden, hvor mikroorganismene i filtrene ikke får tid til at vænne sig til de nye forhold. Det er derfor muligt, at der kunne opnås en bedre fjernelse af MTBE ved et højt flow (lav opholdstid), hvis denne ændring bliver påført filtrene i længere tid, hvilket ligeledes er undersøgt.

7.1 Forsøgsbeskrivelse

7.1.1 Effekt af korttidspåvirkning

Opholdstiden i filtrene blev varieret ved at ændre vandflowet igennem et udvalgt filter (Filter 2). For at udelukke forskelle i filteret pga. udfældninger blev der på samme dag udført prøverunder før og efter filteret ved tre forskellige hastigheder, og derved tre forskellige opholdstider. Flowet ud af filteret blev reguleret ved hjælp af afgangsventilen på udløbet og en flowmåler (jf. afsnit 3.5). De tre forskellige undersøgte Darcy-hastigheder var 0,4, 1,1 og 3 m/t (5, 15 og 40 m³/t), hvilket svarer til reelle opholdstider på ca. 72, 26 og 10 minutter. Under hele forsøget blev der kun kørt med råvandsboringerne B2 og B5, hvilket resulterede i en indløbskoncentration til filteret på 15-20 µg MTBE/l. Resultaterne fra dette forsøg vil illustrere effekterne af en korttidspåvirkning.

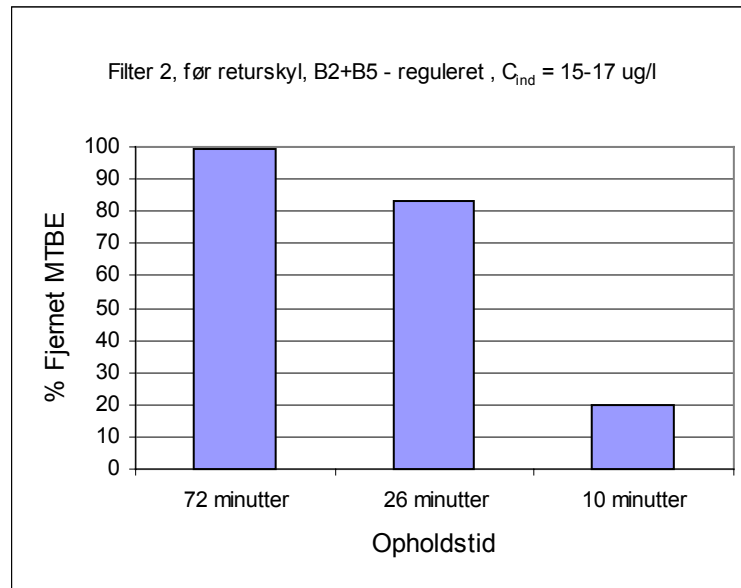
7.1.2 Effekt af langtidspåvirkning

For at belyse en langtidspåvirkning af ændret opholdstid blev der udført et længerevarende forsøg ved højt flow. I 4 uger blev filter 1 og filter 2 kørt med 3 m/t (Darcy). I dette forsøg blev der ligeledes kørt med boring B2 og B5 (indløbskoncentration 15-20 µg/l). Filtrene blev returskyllet 2 gange om ugen. En gang om ugen blev der udtaget vandprøver før og efter filtrene, både før og efter returskyl.

7.2 Resultater og diskussion

7.2.1 Effekt af korttidspåvirkning

Resultater fra forsøgene udført dagen inden returskyllning er illustreret i figur 7.1 og datagrundlaget kan ses i bilag G.

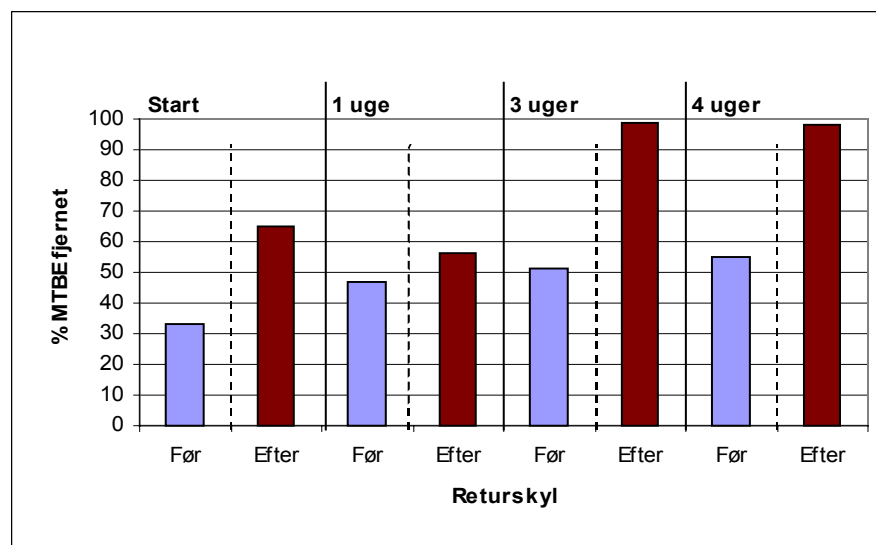


Figur 7.1: Korttidseffekten af opholdstiden ved varierende drift i sandfil trene.

Figur 7.1 viser, hvorledes der fjernes næsten 100% MTBE ved den længste opholdstid (laveste flowhastighed), mens der ved den korte opholdstid (højeste flowhastighed) kun fjernes 20% MTBE. Fjernelsen af MTBE falder altså betydeligt med stigende flowhastighed og dermed faldende opholdstid. Det kan derfor konkluderes, at opholdstiden i filtrene har stor betydning for fjernelsen af MTBE, og at en længere opholdstid resulterer i en øget fjernelse af MTBE. Forsøget blev ligeledes udført umiddelbart efter returskylling, og resultaterne fra dette forsøg viser samme tendens og kan ses i bilag G.

7.2.2 Effekt af langtidspåvirkning

Resultaterne fra forsøget til belysning af langtidspåvirkningerne af en høj flowhastighed på 3 m/t (Darcy) og dermed en lav opholdstid på 10 minutter kan ses i figur 7.2. Datagrundlaget for figur 7.2 er præsenteret i bilag H.



Figur 7.2: Langtidseffekt for MTBE-nedbrydningen af opholdstiden (10 min) i sandfil trene.

Figur 7.2 viser at fjernelsesgraden af MTBE ved starten af forsøget før returskyl er på 33%, hvilket er i samme størrelsesorden som den fjernelse der er registreret ved korttidspåvirkning ved en reel opholdstid på 10 min (figur 7.1). I de 4 uger forsøget blev kørt ses det, at der er en tendens til at effektiviteten stiger, idet fjernelsesgraden før returskyl stiger fra 33% til 55%, mens den efter returskyl stiger fra 65% til 98%. Denne stigning i fjernelseseffektiviteten ved en konstant lav opholdstid indikerer at opholdstiden på sigt har begrænset betydning for nedbrydningen af MTBE i filteret, da fjernelsesgraden nærmer sig en optimal fjernelse efter en tilvænningsperiode på fire uger.

Figur 7.2 viser yderligere at fjernelsesgraden generelt er meget højere efter returskyl end før returskyl. Denne forskel vil blive analyseret nærmere i afsnit 9.

7.3 Konklusion og diskussion af anlægsændringer

Det kan på baggrund af de udførte forsøg konkluderes, at en kortvarig ændring af opholdstiden i filtrene har afgørende betydning for den biologiske nedbrydning af MTBE i filtrene. Jo lavere flowhastighed, og derved længere opholdstid i filtrene, jo mere effektiv er nedbrydningen af MTBE.

Ved en længerevarig reduktion af opholdstiden i filtrene kan det derimod konkluderes, at dette ikke resulterer i en markant lavere MTBE-fjernelse, idet fjernelsesgraden stiger, efterhånden som de MTBE-nedbrydende organismer vænner sig til de nye omstændigheder.

I tilfælde af at mikroorganismernes vækst ikke kan følge med et øget flow, og dermed en reduceret opholdstid, i filteret, kan en løsning være at øge opholdstiden på andre måder. Opholdstiden i filtrene kan forøges ved at sænke flowet igennem filtrene for således at opnå så effektiv en rensning af MTBE som muligt. Det skal dog være driftsmæssigt muligt at sænke vandproduktionen. Der kan være krav om en vis produktion af vand for at kunne forsyne området. En anden løsning kunne være at øge filterhøjden og derved filtervolumenet. Herved ville der opnås en længere opholdstid i filteret. På Grubbemølle Vandværk er det muligt at øge filterhøjden med ca. 20 cm uden videre anlægsændringer. Dette ville medføre en forøgelse af opholdstiden på ca. 17%.

8 Effekt af stilstandsperioder i sandfilteret

Ved normal drift af vandværket varierer driften hele tiden, og der bliver produceret meget varierende vandmængder over døgnet (jf. afsnit 2.1). Der er perioder, hvor vandværket står stille, og hvor de MTBE-nedbrydende mikroorganismer ikke får tilført substrat. Effekten af dette er undersøgt under både kortvarige og langvarig stilstandsperioder samt ved sammenligning mellem den normale varierende drift med en mere kontinuert drift.

8.1 Forsøgsbeskrivelse

8.1.1 Effekt af kortvarig stilstandsperiode

Effekten af kortvarig stilstand i produktionen af vand blev undersøgt ved at stoppe for tilgangen til filter 2 i hhv. 1, 2, 3 og 4 timer. Disse tidsintervaller blev valgt, fordi det er typiske stilstandsperioder ved den normale varierende drift. Efter hver stilstandsperiode gik der minimum en opholdstid gennem hele værket (størrelsen af denne varierer alt efter det aktuelle vandflow, ca. 1 – 3 timer) før der blev taget prøver, både før og efter filteret. Ved forsøget blev der kun kørt med boring B2 og B5, hvilket svarer til en Darcy-hastighed på 1 m/t. Indløbskoncentration var på ca. 21-23 µg/l.

8.1.2 Effekt af længerevarende stilstandsperiode

Effekten af en længerevarende stilstand af filtrene er undersøgt i filter 4 og 5. Tilgangen til filtrene blev stoppet i 4 uger, men for at sikre næringstilførsel til den biologiske aktivitet, blev filtrene tilført vand i ca. 2 opholdstider en gang om ugen. Efter 3 og 4 uger blev der taget prøver før og efter filter 4 og 5. Under hele forsøgsperioden blev der kun kørt med boring B2 og B5. Efter en uge samt fire uger med normal drift blev effektiviteten i filtrene yderligere undersøgt.

8.1.3 Effekt af varierende drift kontra kontinuert drift

Effekten af varierende og kontinuert drift blev undersøgt ved at lade vandværket køre med normal drift (varierende drift) med en bestemt indvindingskombination med B2 og B5. Der blev efter en uges drift taget prøver før og efter filter 2, både før og efter returskyl. Efterfølgende blev der kørt med kontinuert drift med 3 forskellige indvindingskombinationer i 1 uge ad gangen. De forskellige indvindingskombinationer kan ses i tabel 8.1.

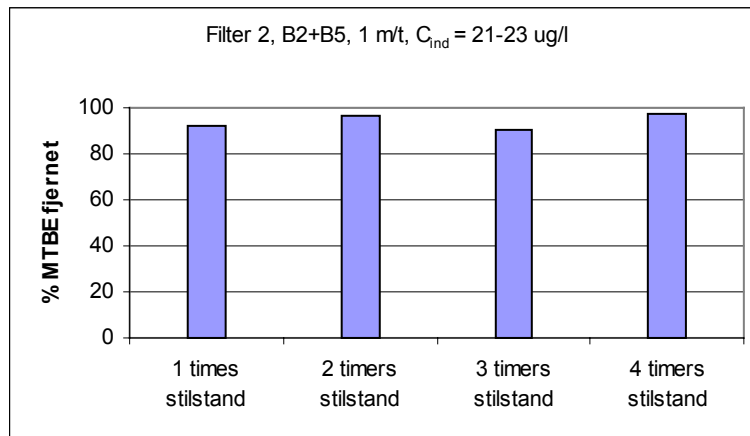
Tabel 8.1: Oversigt over benyttede indvindingskombinationer og flow og Darcy-hastigheder ved kontinuert drift.

Indvindingskombination	B2	B2 B5	B2 B4 B5
Darcy-hastighed i filter 2	0,3 m/t	1 m/t	1,3 m/t
Totalt flow	23 m ³ /t	80 m ³ /t	103 m ³ /t

8.2 Resultater og diskussion

8.2.1 Effekt af kortvarig stilstandsperiode

Resultaterne fra undersøgelsen af effekten af kortvarig stilstand i filter 2 kan ses i figur 8.1. Datagrundlaget er præsenteret i bilag I.



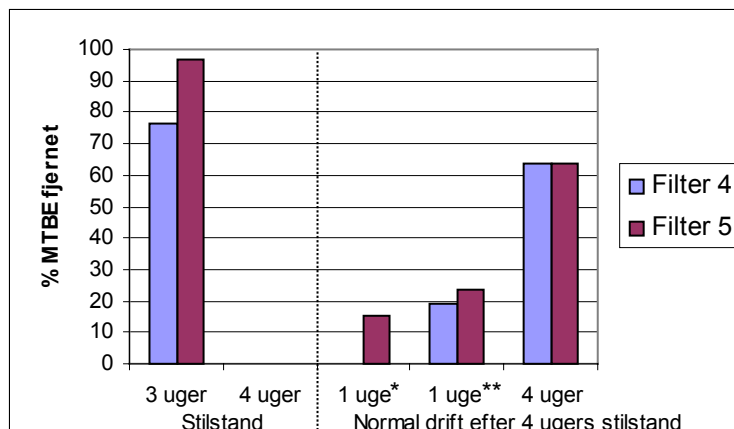
Figur 8.1: Effekt af kortvarige stilstandsperioder i filter 2.

Figur 8.1 viser, at der ikke er den store forskel i effekten af fjernelsen af MTBE efter 1, 2, 3 eller 4 timers stilstand. Fjernelsesprocenterne for MTBE ligger på hhv. 92%, 96%, 90% og 97%. Når filteret kører kontinuert fjernes der ca. 98% MTBE; der er altså ingen signifikant forskel på fjernelsen af MTBE ved 1-4 timers stilstand samt kontinuert drift. Det kan altså konkluderes ud fra de udførte forsøg, at kortvarige stilstandsperioder ikke synes at påvirke MTBE-nedbrydningen i filtrene, ved det benyttede flow.

Med en fjernelsesprocent på 90-100% indikerer undersøgelsen, at MTBE-nedbryderne har gode forhold. Mikroorganismene er ikke udsat for ekstreme forhold og er derfor ikke stressede pga. manglende substrat eller næring. Der skal sandsynligvis større påvirkninger/længere stilstandsperioder til, før der kan siges noget om effekten. Man kunne eksempelvis gentage forsøget ved et højere flow eller ved en højere substratkoncentration.

8.2.2 Effekt af længerevarende stilstandsperiode

Figur 8.2 viser fjernelsesgraden i filter 4 og filter 5, som begge har stået stille i 4 uger. De præsenterede data efter 5 uger er fremkommet efter filtrene har kørt med normal drift i 1 uge samt 4 uger efter 4 ugers stilstand. Datagrundlaget for figur 8.2 er præsenteret i bilag I.



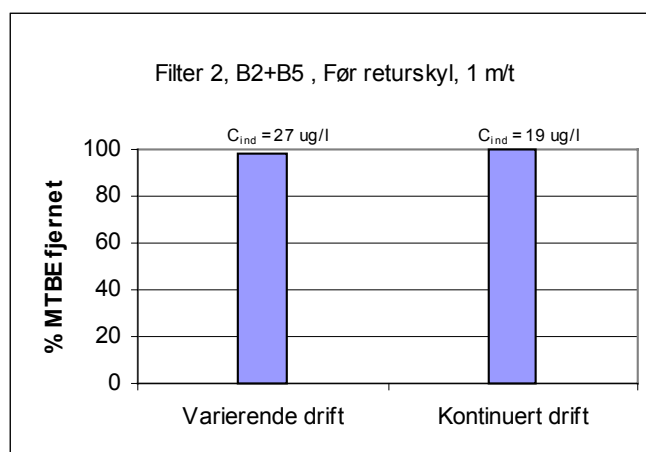
Figur 8.2: MTBE-fjernelsen i fil ter 4 og fil ter 5 efter tre og fire ugers stilstand, efter en uges normal drift (*før skyl) (**efter skyl) samt efter 4 ugers normal drift.

Figur 8.2 viser hvorledes MTBE-fjernelsen efter 3 uger stadig var relativ høj (76% og 97%), hvorimod nedbrydningen af MTBE efter 4 ugers stilstand gik helt i stå. Efter fire ugers stilstand og normal drift i en uge, var nedbrydningseffektiviteten stadig reduceret kraftigt (hhv. 0 og 15%) før returskyl, mens effektiviteten efter returskyl steg til hhv. 19 og 24%. Efter 4 ugers stilstand og 4 ugers normal drift steg effektiviteten til 64%.

Resultaterne fra figur 8.2 viser, at længerevarende stilstand af filtrene har en stor effekt på de MTBE-nedbrydende organismer, evt. på grund af mangel på substrattilførsel. Den langsomt stigende MTBE-fjernelse efter hhv. en uge og fire uger med normal drift indikerer dog, at mikroorganismene efter noget tid kan reetablere sig og genoptage nedbrydningen af MTBE.

8.2.3 Effekt af varierende drift kontra kontinuert drift

Resultaterne fra forsøgene til sammenligning af varierende (normal) drift og kontinuert drift kan ses i figur 8.3 (datagrundlag samt resultater for ligende situation efter returskyl kan ses i bilag J).



Figur 8.3: Sammenligning af MTBE-fjernelsen ved kontinuert og varierende drift.

Figur 8.3 viser fjernelsen af MTBE før returskyl ved hhv. kontinuert og varierende drift. Det ses, at der ikke er nogen væsentlig forskel mellem fjernelsesprocenterne (95-100%) af MTBE ved kontinuert og varierende drift. Den samme tendens ses efter returskyl; disse resultater er præsenteret i bilag J. Igen skal det nævnes, at for at opnå mere betydelige forskelle mellem de to driftsformer skal de MTBE-nedbrydende mikroorganismer udfordres yderligere.

8.3 Konklusion

Kortvarige stilstandsperioder har ikke nogen signifikant effekt på fjernelsen af MTBE i filtrene. Ved stilstand af produktionen på 1-4 timer bliver der fortsat fjernet 95-100% MTBE i filtrene, hvilket svarer til, hvad der bliver fjernet uden stilstandsperioder.

Langvarig stilstand i filtrene har derimod en stor effekt på MTBE-fjernelsen i filtrene. Ved 4 ugers stilstand i filtrene blev der ikke registreret nedbrydning af MTBE. Efter fire uger med normal drift tyder det dog på, at fjernelseseffektiviteten i filtrene reetableres langsomt.

Forskellen i MTBE-fjernelsen mellem kontinuert og varierende drift er fundet til at være ubetydelig ved korttidspåvirkninger.

9 Effekt af returskylstrategien i sandfilteret

Filtrene returskylles jævnligt for at opretholde effektiviteten. Denne proces er ret intensiv og kan med de kraftige luft- og vandskyl tænkes at påvirke processerne i filtrene, enten ved beskadigelse eller fjernelse af den aktive biomasse. Frekvensen af returskyl kan ligeledes påvirke fjernelsen af MTBE, idet der ved længere tid mellem to returskyl evt. kan opbygges mere MTBE-nedbrydende biomasse i filtrene.

9.1 Effekt af intensiteten af selve returskyl

For at belyse de forskellige aspekter i returskylstrategien er der udført flere forsøg. Der blev udført forsøg ved samme flow, før og efter returskylning, for at analysere hvilken betydning den nuværende strategi (jf. afsnit 2.3) har for fjernelsen af MTBE. For at belyse hvilke processer under returskyl, der har størst effekt på fjernelsen af MTBE, blev luft- og vandskylletider og intensiteter ændret under returskyl.

9.1.1 Forsøgs- og Metodebeskrivelse

9.1.1.1 Nuværende returskyl

Dette forsøg blev udført ved at regulere flowet ud af filter 2 vha. afgangsventilen og en flowmåler (jf. afsnit 3.5) således, at flowet var identisk såvel før som efter returskyl. Forsøget blev udført ved to forskellige flowhastigheder og MTBE-prøver blev udtaget før og efter filteret.

Under selve returskyllet blev der udtaget prøver til ATP- og tørstofanalyse.

9.1.1.2 Ændring af returskylsprocessen

De seks filtre blev returskyllet med tre nye kombinationer af returskylsprocessen. Efter ændret returskyl blev der udtaget vandprøver til MTBE-analyse før og efter returskyl (efter at filteret havde kørt minimum én opholdstid), og ligeledes blev der udtaget prøver til bestemmelse af tørstofindhold og ATP, hhv. 10 minutter og 22 minutter inde i selve returskyllet. ATP- og tørstof-analyserne blev udført som beskrevet i afsnit 3.4. Ændringerne i returskylsprocessen blev udført på 2 filtre som en form for dobbeltbestemmelse. Tabel 9.1 viser en oversigt over de udførte ændringer samt strategien for et normalt returskyl.

Tabel 9.1: Oversigt over ændringer i returskylprocessen sammenholdt med et normalt returskyl.

	Luftskyl (450 el. 900 m ³ /t)	Luft (450 el. 900 m ³ /t) + lille vandskyl (25 m ³ /t)	Stort vandskyl (350 m ³ /t)	Samlet luftmængde [m ³]
Normalt	Højt 10 min.	Luft højt + vand 12 min.	2 min.	330
Ændring	Højt 19 min.		5 min.	285

1	Ændring	Lavt 10 min.	Luft lavt + vand 12 min.	2 min.	165
2	Ændring	Lavt 19 min.		5 min.	143
3					

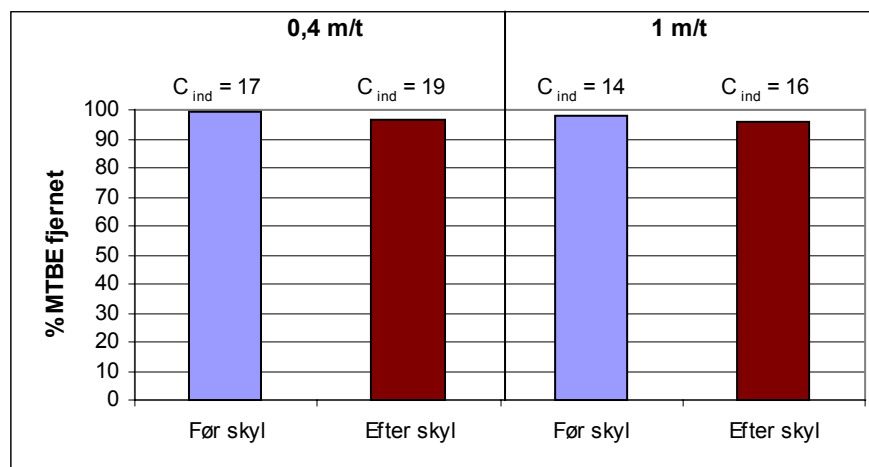
Pga. driftsmæssige begrænsninger på diverse pumper m.m. var det kun muligt at foretage visse ændringerne i returskylstrategien. Ændring 1 blev udført for at undersøge betydningen af et forlænget luftskyl og et forlænget stort vandskyl. Det blev valgt at medtage et længere stort vandskyl for stadig at opnå en vis udvaskning af udfældet materiale for at opretholde filtrenes effektivitet. Ændring 1 var forventet at være den hårdeste returskylstrategi. Ændring 2 blev lavet for at undersøge betydningen af et mindre kraftigt luftskyl, som derfor forventedes at være et mere nænsomt returskyl. Ændring 3 forventedes tilsvarende at give et mere nænsomt returskyl, da det blev udført som en kombination mellem ændring 1 og 2 for at belyse luftskyllets betydning.

Ved de forskellige ændringer af returskylstrategierne blev der brugt stort set ens vandmængder til skylle (ca. 25 m³).

9.1.2 Resultater

9.1.2.1 Almindeligt returskyl

Resultaterne fra forsøgene med ens flow før og efter et normalt returskyl kan ses i figur 9.1 (datagrundlaget kan ses i bilag K).



Figur 9.1: Effekt af almindeligt returskyl ved to forskellige filterhastigheder. Forsøget blev udført i filter 2 med indvindingskombination B2 og B5.

Figur 9.1 viser effekten af et almindeligt/nuværende returskyl ved to forskellige filterhastigheder. Ved en hastighed på 0,4 m/t fjernes der 99% MTBE i filteret før returskyl og 96% MTBE efter returskyl. Der sker altså en lille nedgang i effektiviteten af MTBE-fjernelsen. Ved en hastighed på 1 m/t fjernes der før returskyl 98% MTBE i filteret mens der fjernes 96% efter returskyl. Forskellen mellem fjernelsen før og efter returskyl ligger indenfor usikkerhederne.

Tabel 9.2 viser resultaterne fra en analyse af suspenderet stof og aktiv biomasse, som begge giver en indikation af returskyllets påvirkning af processerne i filterne.

Tabel 9.2: Resultater fra ATP og tørstofanalyser fra returskyllevandet under et normalt returskyl i filter 2.

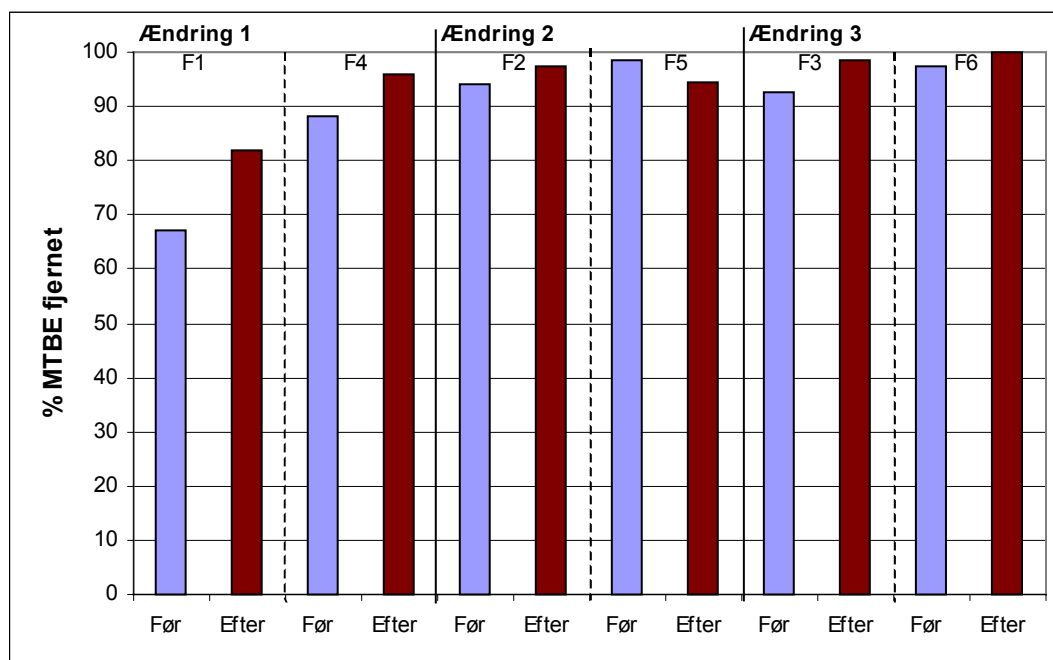
Tid fra start af returskyl	6 min Luft	14 min Luft+Vand	18 min Luft+Vand	22 min Vand
ATP [pg/ml]	1904	3451	1677	525
Tørstof [mg/l]	1008	728	504	118

Resultaterne i tabel 9.2 viser, hvorledes både indholdet af suspenderet stof og aktiv biomasse i returskylslammet falder hen igennem et returskyl. Faldet skyldes, at der først løsrives materiale (udfældninger og biomasse) i stigende grad, herefter fortyndes og udvaskes det efterhånden som der bliver tilført vand. Dette indikerer, at der, som ønsket, sker en udskylning af udfældede jern- og manganforbindelser under returskyllet. ATP-tallene viser yderligere, at der udskylles aktiv biomasse, som følge af returskyllet, hvilket ikke umiddelbart er gavnligt for de biologiske processer, som foregår i filteret.

9.1.2.2 Ændring af returskylsprocessen

9.1.2.2.1 MTBE

Resultaterne fra forsøgene, hvor der er ændret i returskylstrategien, er præsenteret i figur 9.2 (datagrundlaget for forsøget kan ses i bilag K). I alle forsøgene er der gået 7 dage siden sidste returskyl.



Figur 9.2: Effekten af ændrede returskylstrategier på MTBE-fjernelsen. Indvindingskombination B2 og B5 med en Darcy-hastighed på ca. 1 m/t til hvert filter.

Figur 9.2 viser fjernelsen af MTBE før og efter returskyl ved de tre ændringer i returskylstrategien. Ændring 1 (jf. tabel 9.1) er udført på både filter 1 og 4, og figur 9.2 viser, at der er stor variation på de to filtre, men for begge filtre er fjernelsen af MTBE højere efter returskyl end før returskyl. Denne tendens er observeret flere gange (jvf. figur 7.2).

Tendensen til at MTBE-fjernelsen er højere efter returskyl kan eventuelt skyldes at der fjernes belægninger af jern og mangan, som hæmmer bakteriernes aktivitet. Yderligere kan det tænkes, at der umiddelbart før returskyl ikke sker en ensartet gennemstrømning i filteret som følge af kanaldannelser, som opstår når filteret stoppes til med udfældninger. Efter returskyl er disse udfældninger fjernet og gennemstrømningen af filteret er ensartet, hvilket resulterer i en længere opholdstid, og derved en højere fjernelsesgrad af MTBE.

Ved ændring 2 (jf. tabel 9.1) sker der ikke væsentlig ændring i fjernelsen af MTBE før og efter returskyl. Det er ikke en entydig tendens der ses i de to filtre (filter 2 og 5), da returskyl af filter 2 resulterer i forbedret fjernelse af MTBE, mens returskyl af filter 5 resulterer i en ringere fjernelse af MTBE. Forskellen i fjernelsen af MTBE mellem de to filtre, før og efter returskyl, er dog meget lille, og samtidig svarer fjernelsesprocenten af MTBE svarer til et normalt skyl. Ud fra MTBE-fjernelsen kan det konkluderes, at ændring 2 af returskylstrategien ikke resulterer i nogen betydelig ændring i effektiviteten af MTBE-fjernelsen. Det er dog svært at tolke noget ud fra resultaterne, da fjernelsen af MTBE allerede inden returskyl er tæt på 100%, hvilket gør det svært at opnå en forbedring, ligegyldigt hvilke ændringer der bliver påført filteret.

Ændring 3 (jf. tabel 9.1) er udført på filter 3 og 6, og figur 9.2 viser, at resultaterne er ensartede for de to filtre. Før returskyl fjernes der mindre MTBE end efter returskyl, men forskellen ligger inden for 10%. Dette gælder for alle ændringerne og derfor er forskellene begrænsede, idet det er svært at opnå forbedringer, når der allerede er næsten optimal fjernelse af MTBE.

Forskellene i fjernelsen af MTBE mellem ændring 1 i forhold til ændring 2 og 3 kan skyldes, at flowet til filter 1 og 4 er lidt højere end flowet til de resterende filtre pga. at de ligger først på tilgangsrøret. De lavere fjernelser af MTBE i filter 1 og filter 4 ved ændring 1 kan derfor skyldes det højere flow til filter 1 og 4. Det højere flow gennem disse filtre resulterer i en kortere opholdstid og dermed en ringere fjernelse.

Generelt er det svært at konkludere noget ud fra dette forsøg, men for at få større forskelle i resultaterne er det som tidligere nævnt nødvendigt at presse mikroorganismene mere. Så længe der fjernes næsten 100% er det svært at lave ændringer ved driften som forbedrer MTBE-fjernelsen – alle ændringer vil snarere forringe fjernelsen af MTBE.

9.1.2.2.2 Tørstof og ATP

Resultaterne fra tørstof- og ATP-analyserne fra forsøget med ændrede returskylsprocesser er præsenteret i tabel 9.3.

Tabel 9.3: Tørstof- og ATP-resultater fra forskellige returskylstrategier og normal returskyl (enkel bestemmelse).

Filter	Tørstof [mg/l] 10 minutter	ATP [pg/ml] 10 minutter	Tørstof [mg/l] 22 minutter	ATP [pg/ml] 22 minutter
--------	-------------------------------	----------------------------	-------------------------------	----------------------------

Normal	F4	1170	1983	502	1017
	F5	976	1355	364	862
	F6	626	1214	306	840
Ændring 1	F1	782	187	216	91
	F4	750	949	234	613
Ændring 2	F2	540	129	282	156
	F5	634	816	330	842
Ændring 3	F3	518	121	276	84
	F6	456	570	132	369

Tabel 9.3 viser, hvordan tørstof- og ATP-indholdet i returskyllevandet ændrer sig med ændrede returskylprocesser. Ændringen med forlænget luftskyl (ændring 1) resulterer i et lavere tørstof- og ATP-indhold i returskyllevandet efter 10 og 22 minutters skyl end ved det normale skyl. Dette indikerer, at ændringen i skylningsprocessen ikke er tilstrækkelig til at løsrive og fjerne samme mængde udfældet materiale og aktiv biomasse. Ændringen hvor luftmængden i skyllet blev halveret (ændring 2) resulterer i et lavere indhold af ATP og et endnu lavere indhold af tørstof efter 10 minutter i forhold til normalt og ændring 1. Dette indikerer, at skyllet ikke er tilstrækkelig kraftigt til at løsrive og fjerne det udfældede materiale. Tilsvarende resultat ses for ændring 3, hvor der køres med et længere, men halveret luftskyl.

Ud fra tabel 9.3 kan det ses, at der er store variationer på ATP-resultaterne. Ved et normalt returskyl ligger værdierne på 1200-2000 µg ATP/ml og 800-1000 µg ATP/l efter hhv. 10 og 22 minutter. Disse forskelle kan skyldes, at filtrene er belastet forskelligt. Filter 4 er mere belastet end filter 5, som er mere belastet end filter 6, som tidligere nævnt i afsnit 9.1.2.2.1, og derfor er der mere at vaske ud af filter 4 i forhold til filter 5 og 6.

Der er altså ingen af de afprøvede ændringer af returskylprocessen, der fjerner lige så store mængder af tørstof og ATP fra filteret som ved et normalt returskyl. De undersøgte ændringer fjerner mindre mængder udfældet materiale, hvilket forringer returskyllet med henblik på at opretholde effektiviteten af filtrene. Dette vil på sigt forringe filtrenes kapacitet og effektivitet. De udførte ændringer fjerner mindre aktiv biomasse, hvilket giver bedre forhold for mikroorganismene for at blive i filtermaterialet.

9.1.3 Konklusion

Ved det normale returskyl var der ikke nogen væsentlig forskel mellem fjernelsesgraden af MTBE før og efter returskyl. Der blev dog observeret aktivitet i vandet udtaget under et returskyl, hvilket indikerer, at der fjernes aktive MTBE-nedbrydende mikroorganismer under et normalt returskyl.

Effekten af de forskellige udførte ændringer af returskyllet er svære at skelne, men overordnet set indikerer resultaterne, at der fjernes mindre aktiv biomasse, hvilket burde have en positiv effekt på fjernelsen af MTBE. Tilsvarende fjernes der også mindre tørstof, som omfatter det udfældede materiale, hvilket det er formålet at fjerne med returskyl. Dette forringer kvaliteten af filtrene, og det skal derfor vurderes, hvor stor betydning dette har, og hvor meget det kan lade sig gøre at ændre returskyllet, før der sker en hurtigere tilstopning af filtrene.

Den nuværende returskylstrategi skønnes at være optimal i forhold til at opretholde filtrenes hydrauliske kapacitet, men set ud fra fjernelsen af MTBE ville det formentlig være bedre at nedsætte intensiteten af returskyllet. Ved den nuværende drift af vandværket er det dog kun begrænsende forbedringer, som en ændring af returskyllet kan medføre.

Der er generelt observeret varierende resultater mht. returskyllets effekt på MTBE-fjernelsen i filtrene. I de fleste tilfælde blev der observeret en mere effektiv fjernelse efter returskyl fremfor før, mens der andre gange ikke var nogen forskel på fjernelsesgraden. Det er altså på denne baggrund svært at konkludere noget entydigt mht. returskyllets effekt på MTBE-fjernelsen.

9.2 Batchforsøg med returskyllevand

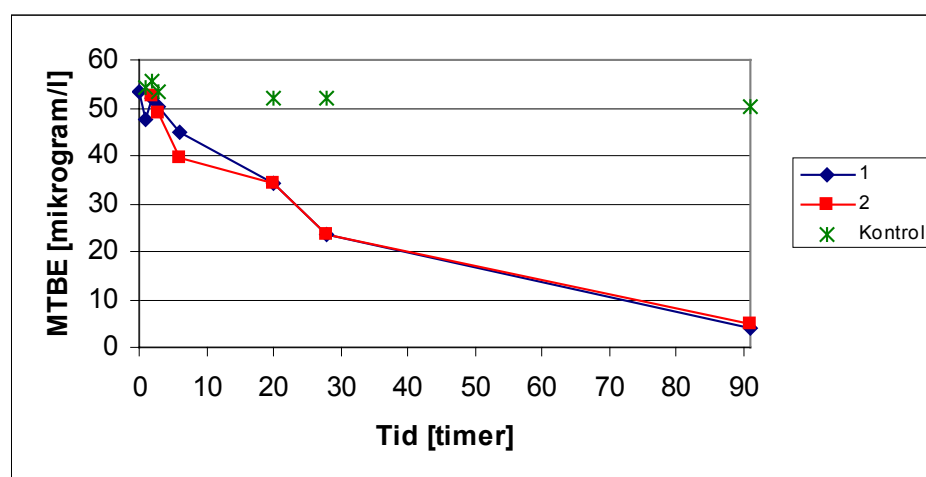
Der blev udført batchforsøg med returskyllevand for at undersøge, om der er MTBE-nedbrydende mikroorganismer i returskyllevandet.

9.2.1 Forsøgs- og Metodebeskrivelse

500 ml returskyllevand (udtaget 20 minutter inde i returskyllet) blev hældt på 500 ml infusionsflasker og lukket med lufttætte gummipropper og aluminiumskapsler. MTBE blev tilsat til en koncentration på 50 µg/l. Forsøget blev udført med duplikat, og der blev ligeledes udført et kontrolforsøg tilsat natriumazid (2 g/l) for at eliminere den biologiske aktivitet. Forsøgene blev udført i lukkede systemer ved 10°C og i mørke. Prøverne blev udtaget og analyseret som beskrevet i afsnit 3.1.2.

9.2.2 Resultater

Resultaterne fra forsøg med returskyllevandet kan ses i figur 9.3 (jf. bilag L for datagrundlaget).



Figur 9.3: Nedbrydningskurver for MTBE i returskyllevand.

Figur 9.3 viser, at MTBE nedbrydes i returskyllevandet. 50 µg MTBE/l nedbrydes i løbet af godt 90 timer. Der findes altså en aktiv MTBE-nedbrydende biomasse i returskyllevandet, men aktiviteten er ikke så høj som i

selve sandet fra filteret, hvor Nielsen & Petersen (2001) fandt, at 30 µg MTBE/l blev nedbrudt på under 5 timer. MTBE fjernes ikke i kontrolforsøget hvor natriumazid er tilsat, hvilket indikerer, at der er tale om biologisk fjernelse og ikke fjernelse pga. abiotiske processer.

ATP-indholdet i returskyllevandet er bestemt til 1053 µg ATP/ml. Dette er højt, sammenlignet med hvad der normalt findes i drikkevand (<5 ng/l), hvilket underbygger at der fjernes aktiv biomasse med returskyllevandet. Det er dog ikke muligt ud fra ATP-analyser alene at sige noget om, hvor mange MTBE-nedbrydende mikroorganismer der fjernes med returskyllevandet.

9.2.3 Konklusion

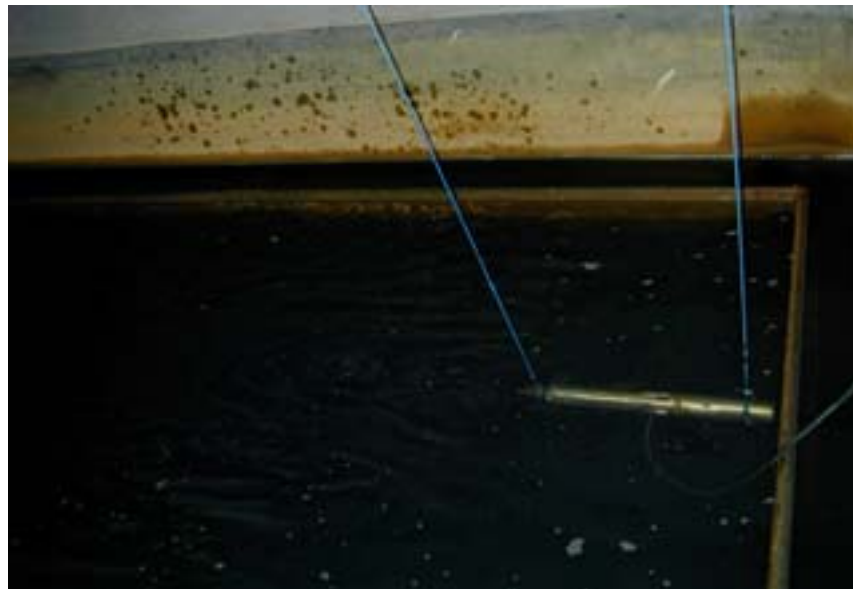
Da der forekommer nedbrydning af MTBE i batchforsøgene udført med returskyllevandet, indikerer dette, at der udskylles aktive MTBE-nedbrydende mikroorganismer, når filtrene returskylles.

9.3 Ændring af opholdstid som følge af returskyl

Jern- og manganudfældningerne i filtrene kan ændre i flowmønsteret i filteret. For at belyse om der er forskel i opholdstiden før og efter et returskyl, blev der udført sporstofforsøg i filter 1.

9.3.1 Forsøgs- og metodebeskrivelse

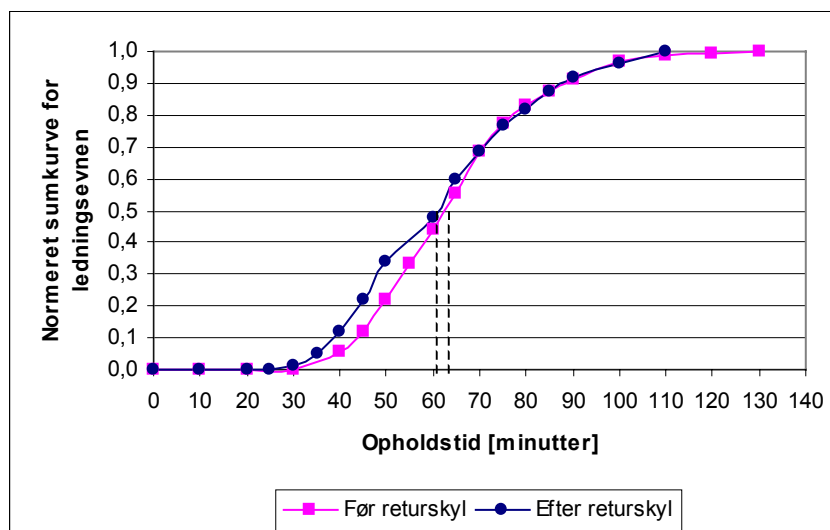
Sporstofforsøgene blev udført ved at lukke for afgang fra filteret og derefter fylde filteret helt op (til overløbskanten). Herefter blev vandet sat i cirkulation vha. en dykpumpe (3 m³/t). Efter 10 minutters cirkulation blev der tilsat 10 liter mættet saltopløsning, hvorefter vandet over filteret forsat cirkulerede 5 minutter, før til- og afgang til filteret blev åbnet igen. Gennembruddet af saltopløsningen i filteret blev fulgt ved at måle ledningsevnen (jf. afsnit 3.3) i udløbet fra filteret. Figur 9.4 viser et billede af dykpumpen nedsænket i vandet over filtermaterialet.



Figur 9.4: Billede af dykpumpe nedsænket i vandet over filtermaterialet.

9.3.2 Resultater

Figur 9.5 viser de normerede sumkurver for ledningsevnen fra de udførte sporstofforsøg før og efter returskyl (bestemt ud fra samme metode som beskrevet i afsnit 5.2.1). Flowet ud af filteret blev forsøget igennem målt til $16 \text{ m}^3/\text{t}$ ($1,2 \text{ m}/\text{t}$, Darcy) både før og efter returskyl. Der blev indvundet vand fra B2 og B5 forsøget igennem.



Figur 9.5: Sumkurve til bestemmelse af opholdstiden i filteret før og efter returskyl. Flow ud af filteret $16 \text{ m}^3/\text{t}$.

Ud fra figur 9.5 er opholdstiden i filteret bestemt til 63 minutter før returskyl og 60 minutter efter returskyl. Der kan altså ikke registreres en væsentlig ændring i opholdstiden i filteret som følge af returskyl, og flowet ud af filteret ændrer sig heller ikke.

En dyberegående analyse af opholdstiden i filteret kræver kendskab til opholdstiden i de enkelte dybder af filteret, så der kan opstilles en komplet model af strømningsmønsteret i filteret.

9.3.3 Konklusion

Konklusionen på de udførte sporstofforsøg er, at opholdstiden i filteret ikke ændrer sig væsentligt efter returskyl. Der er en tendens til at opholdstiden før returskyl er lidt længere end efter et returskyl.

9.4 Effekt af frekvensen mellem returskyl

Et andet aspekt af returskylstrategien er frekvensen mellem to returskyl. Tiden mellem to returskyl har en øvre begrænsning pga. udfældninger i filtrene, som kan medføre tilstopning. Der er udført forsøg for at belyse betydningen af frekvensen imellem to returskyl.

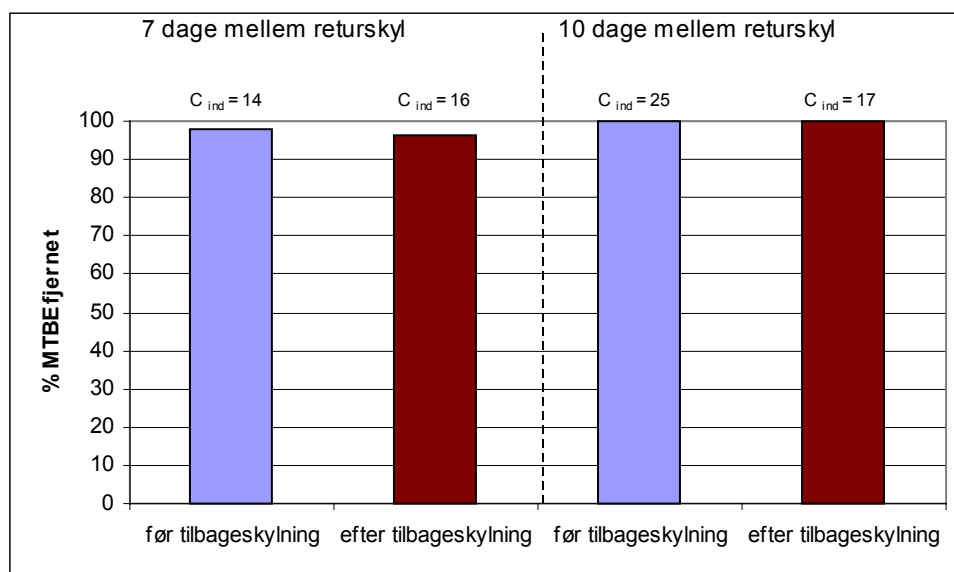
9.4.1 Forsøgs- og metodebeskrivelse

Der blev udført forsøg med både 7 dage (normalt) og 10 dage mellem returskyl. Der blev prøvetaget til MTBE-analyse før og efter filter 2, såvel før som efter returskyl.

Forsøget blev udført i filter 2 med indvindingskombination B2 og B5 med en Darcy-hastighed på 1 m/t.

9.4.2 Resultater

Resultaterne fra forsøgene med en frekvens på hhv. 7 og 10 dage mellem returskyl er præsenteret i figur 9.6.



Figur 9.6: Fjernelse af MTBE i filtere ved hhv. 7 og 10 dage mellem returskyl.

Figur 9.6 viser fjernelsen af MTBE før og efter returskyl efter en returskylfrekvens på henholdsvis 7 og 10 dage. Efter både 7 og 10 dage sker der en effektiv fjernelse af MTBE (96-100%). Ved en returskylfrekvens på 7 dage sker der en mindre fjernelse af MTBE end ved en frekvens på 10 dage; forskellen er dog kun på nogle få procent. Ved 7 dages frekvens ses også en nedgang i fjernelsen af MTBE efter returskyl, som ligeledes er observeret og beskrevet tidligere i afsnit 9.1. Ved 10 dages frekvens fjernes der 100% MTBE både før og efter returskyl.

Vandhøjden over filteret var noget højere ved en frekvens på 10 dage, frem for 7 dage. En endnu lavere frekvens end 10 dage er, med den nuværende filterkonstruktion, ikke mulig på grund af stigende vandhøjde ved faldende frekvens.

Fjernelsesprocenten for MTBE er høj, og for at opnå mere sigende resultater er det nødvendigt at udfordre mikroorganismene yderligere. Dette kunne evt. gøres ved at køre forsøget ved et højere flow eller ved en højere MTBE-koncentration.

9.4.3 Konklusion

Det tyder på, at returskylfrekvensen har betydning for fjernelsen af MTBE, således at en lavere frekvens vil forbedre den biologiske nedbrydning af MTBE. Der er dog behov for et uddybende forsøg, hvor mikroorganismene i filtrene bliver udsat for mere ekstreme forhold.

9.5 Sammenfattende konklusion for effekten af returskylstrategien

Den samlede vurdering af returskyllets påvirkning af MTBE-nedbrydningen i filtrene på Grubbemølle Vandværk er som følger:

Den nuværende returskylstrategi fungerer tilsyneladende optimalt med hensyn til udskylning af jern- og manganudfældninger. De påførte ændringer i returskylstrategien resulterer i en mindre udskylning af aktiv biomasse.

En ændring af returskylstrategien er altså aktuell med henblik på at opnå en bedre MTBE-fjernelse, men det er nødvendigt at finde en strategi som samtidig opretholder filterets andre funktioner.

Yderligere tyder de udførte analyser på, at en lavere frekvens mellem returskylle er fordelagtig med hensyn til MTBE-nedbrydningen i filtrene.

10 MTBE-fjernelse på Fåborg Vandværk

Med det formål at gøre de opnåede resultater fra Grubbemølle Vandværk mere alment gyldige, blev det besluttet at identificere et andet vandværk i Danmark med MTBE i råvandet og udføre analyser af fjernelsesgraden af MTBE gennem værket. På trods af at MTBE er fundet i adskillige råvandsboringer i hele landet, var det svært at finde et vandværk, hvor det MTBE-holdige råvand bliver behandlet på vandværket. Dette skyldes, at strategien i de fleste vandforsyninger er at stoppe indvindingen fra de MTBE-forurenede boringer, så snart problemet identificeres.

Det lykkedes at finde et vandværk, Fåborg vandværk i Ribe Amt, hvor koncentrationen af MTBE i de to råvandsboringer var på henholdsvis 8 µg/l og <0,1 µg/l (Ribe Amt, 2001).

10.1 Fåborg Vandværk

Fåborg Vandværk er et lille privat vandværk, hvis boringer ligger nedstrøms en Brugs, hvorfra der har været benzinudsalg. En forureningsundersøgelse, udført af Oliebranchens Miljøpulje, viste fund af benzinforurening både i jorden omkring kilden, samt i grundvandet omkring og nedstrøms kilden. Der er opsat in-situ anlæg til rensning af grundvandet ved kilden (Ribe Amt, 2001).

10.1.1 Beskrivelse af Fåborg Vandværk

10.1.1.1 Råvand

Fåborg vandværk indvinder vand fra to råvandsboringer, DGU nr. 122.1293 og 122.1314. Den tredje råvandsboring, DGU nr. 122.0816, er sløjftet som følge af MTBE-koncentrationer på 33 µg/l. MTBE-koncentrationerne i boring 122.1293 og boring 122.1314 ligger på hhv. 0,1 og 8 µg/l (Ribe Amt, 2001).

Der indvindes stort set de samme mængder fra de to boringer i brug. I 2000 blev der indvundet 39.114 m³ fra boring 122.1293 og 39.115 m³ fra boring 122.1314 (Ribe Amt, 2001).

Bilag M viser vandkvaliteten af råvandet samt drikkevandet fra Fåborg Vandværk.

10.1.1.2 Vandbehandling

Vandbehandlingen på Fåborg Vandværk er opdelt i to strenge. Vandet fra boring 122.1293 (uden MTBE) føres igennem et trykfilter. Vandet fra boring 122.1314 (med MTBE) iltes, idet det falder ca. 0,5 m i frit fald, før det filtreres gennem to parallelle åbne sandfiltre. Dybden af de to parallelle sandfiltre er ca. 1,5 m, mens overfladearealet af de to filtre er på 2 m². Vandet

bliver efter behandlingen i de to strenge opblandet i en nedgravet rentvandstank.

Bilag N viser indvindingsdata, samt de MTBE-målinger som er foretaget på Fåborg Vandværk af Ribe Amt, siden 1998.

10.1.2 Prøveudtagning

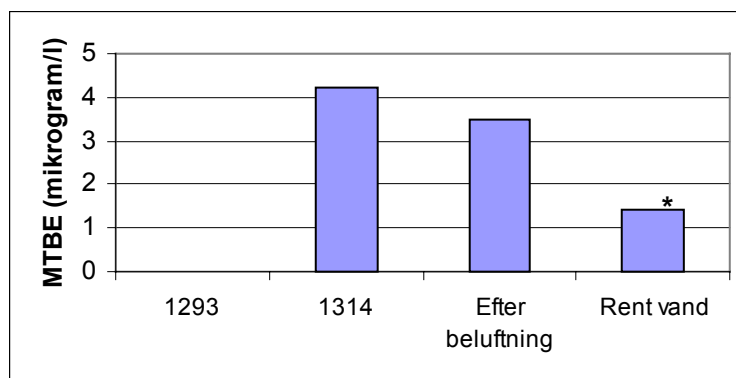
Den 1. oktober 2001 blev der foretaget en prøverunde på værket for at undersøge MTBE-udviklingen gennem vandbehandlingen. Der blev udtaget prøver til MTBE-analyse i de to eksisterende råvandsboringer, efter iltningen samt af drikkevandet. Det var ikke muligt at udtage prøver efter trykfiltreringen separat. Udover analyser for MTBE blev pH og iltkoncentrationen i vandet i de enkelte trin målt.

10.1.3 Resultater og diskussion

Tabel 10.1 viser de opnåede pH og ilt-målinger, mens figur 10.1 illustrerer MTBE-udviklingen gennem værket.

Tabel 10.1: pH og iltmålinger gennem Fåborg Vandværk

	pH	ilt (mg/l)
122.1293	6,1	3,0
122.1314	6,1	2,0
Efter beluftning	6,5	10,1
Drikkevand	7,3	10,0



Figur 10.1: MTBE-udviklingen gennem Fåborg Vandværk. *) faldet i MTBE-koncentrationen skyldes fortynding, da vandet fra boring 122.1293 og 122.1314 blandes i rentvandstanken.

Figur 10.1 illustrerer, som ventet, at MTBE-koncentrationen i boring 122.1293 ligger under detektionsgrænsen på 0,1 µg/l, mens MTBE-koncentrationen i boring 122.1314 ligger på 4,2 µg/l.

Resultatet fra efter beluftning er, som tidligere nævnt, kun fra den ene streng i vandbehandlingen. Det vil sige, at forskellen på resultat fra boring 122.1314 (4,2 µg/l) og efter beluftning (3,5 µg/l) illustrerer, hvor meget MTBE der stripes af ved luftning af råvandet fra boring 122.1314. Det vil sige, at 0,7 µg MTBE/l stripes af under luftningen af vandet.

Figuren illustrerer endvidere, at koncentrationen i drikkevandet er halveret i forhold til før filtreringen. Dette skyldes dog ikke en reduktion af MTBE gennem filtreringen, men en fortynding, idet drikkevandet er en blanding af vandet fra boring 122.1293 i forholdet 1:1, som er filtreret gennem trykfilteret, og vandet fra boring 122.1314, som er filtreret gennem de åbne filtre.

Grunden til at der ikke ses nogen biologisk nedbrydning af MTBE i de åbne filtre kan eventuelt være, at koncentrationen af MTBE ikke er høj nok til at opretholde en MTBE-nedbrydende biomasse i filtrene. Hvis Boring 122.0816 ikke var blevet sløffet, er det muligt at nogle MTBE-nedbrydende organismer havde udviklet sig i filtrene.

10.1.4 Konklusion

Resultaterne fra Fåborg Vandværk viser, at der, bortset fra et mindre fald under luftningen af råvandet, ikke sker nogen reduktion af MTBE-koncentrationen gennem værket, men at indholdet af MTBE blot fortyndes som følge af, at vandet fra de to borerer blandes i forholdet 1: 1.

Det er altså ikke muligt at drage sammenligninger mellem Fåborg Vandværk og Grubbemølle Vandværk.

11 Sammenfattende konklusion

MTBE har været registreret i råvandet på Grubbemølle Vandværk siden 1999, og indholdet af MTBE er ligeledes siden 1999 blevet reduceret igennem behandlingen på vandværket.

Det overordnede formål med dette projekt var at identificere de driftsformer af et typisk grundvandsbaseret vandværk, som muliggør fjernelse af MTBE til under den danske grænseværdi på 5 µg MTBE/l. Med henblik på at opfylde dette overordnede formål er betydningen af nogle af de nuværende driftsformer blevet analyseret. I det følgende sammenfattes de opnåede konklusioner.

11.1 MTBE-reduktion gennem Grubbemølle Vandværk

MTBE-koncentrationen i indløbet til Grubbemølle vandværk er 10-65 µg/l, afhængigt af den anvendte indvindingskombination. MTBE-indholdet i råvandet reduceres under behandlingen på Grubbemølle Vandværk med op til 65 µg/l. Fjernelsen af MTBE finder sted under luftningen pga. afstripping (17-32% af grundvandets koncentration) og under filtreringen pga. biologisk nedbrydning (58-83% af grundvandets koncentration). Der er ikke identificeret kulbrinter (BTEX) eller nedbrydningsprodukter (tertiær-Butyl Alkohol, terciær-Butyl Format, Acetone & Isopropanol) fra MTBE-nedbrydningen i vandet på Grubbemølle Vandværk.

11.2 Fjernelse af MTBE under luftningen

Afstripping af MTBE under luftningen på Grubbemølle Vandværk er afhængig af luft-vand-forholdet og opholdstiden i luftningstanken. Luft-vand-forholdet samt opholdstiden i luftningstanken varierer afhængigt af den anvendte boringskombination. Luft-vand-forholdet i beluftningen på Grubbemølle Vandværk ligger mellem 5:1 og 9:1. Opholdstiden i luftningstanken er ved sporstofforsøg fundet til hhv. 12, 15 og 47 minutter og systemet er totalt opblandet og uden død-volumener.

Tilførsel og afstripping af hhv. O₂ og CO₂ er både afhængig af massetransportkoefficienten $K_L a$ og luft-vand-forholdet. For både O₂ og CO₂ ligger $K_L a$ i intervallet 2 – 16 t⁻¹ alt afhængig af luft-vand-forholdet.

11.3 Effekt af iltkoncentrationen

Ved batchforsøg med filtermateriale fra Grubbemølle Vandværk havde variationer i iltkoncentrationen i intervallet 7-15 mg O₂/l ikke nogen effekt på nedbrydningen af MTBE.

11.4 Effekt af opholdstid i sandfilteret

En kortvarig ændring af opholdstiden i filterne har afgørende betydning for den biologiske nedbrydning af MTBE i filterne. Jo lavere flowhastighed, og derved længere opholdstid i filterne, jo mere effektiv er nedbrydningen af MTBE.

En længerevarig konstant reduktion af opholdstiden i filterne resulterer ikke i en væsentlig ringere MTBE-fjernelse, idet fjernelsesgraden stiger efterhånden som de MTBE-nedbrydende organismer vænner sig til de nye omstændigheder.

11.5 Effekt af stilstandsperioder

Grubbemølle Vandværk kører med diskontinueret drift, hvilket resulterer i, at produktionen på nogle tidspunkter står helt stille.

Kortvarige stilstandsperioder har ikke nogen signifikant effekt på fjernelsen af MTBE i filterne. Ved stilstand af produktionen på 1 - 4 timer bliver der fortsat fjernet 95-100% MTBE i filterne, hvilket svarer til, hvad der bliver fjernet uden stilstandsperioder.

Langvarig stilstand i filterne har derimod en stor effekt på MTBE-fjernelsen i filterne. Ved 4 ugers stilstand i filterne blev der ikke registreret nedbrydning af MTBE i filterne. Efter fire uger med normal drift tyder det dog på, at fjernelseseffektiviteten i filterne langsomt reetableres.

Forskellen i MTBE-fjernelsen mellem kontinuert og varierende drift var ubetydelig ved korttidspåvirkninger.

11.6 Effekt af returskylstrategien

Den nuværende returskylstrategi fungerer tilsyneladende optimalt med hensyn til udskylning af partikulært materiale, men påvirker biomassen i filteret, idet der udskylles en del aktiv biomasse. Effekten af ændringer i returskylstrategien blev undersøgt. De påførte ændringer i returskylstrategien resulterer i en mindre udskylning af aktiv biomasse.

En ændring af returskylstrategien er altså aktuell med henblik på at opnå en bedre MTBE-fjernelse, men det er nødvendigt at finde en strategi, som samtidigt opretholder filterets andre funktioner.

Det blev fundet, at en lavere frekvens mellem returskylle vil være fordelagtig med hensyn til MTBE-nedbrydningen i filterne.

11.7 MTBE-fjernelse på Fåborg Vandværk (Ribe Amt)

For at undersøge om de MTBE-nedbrydende mikroorganismer i filteret på Grubbemølle Vandværk er enestående, eller om lignende biomasse eksisterer i andre vandværker med MTBE i råvandet, blev Fåborg Vandværk undersøgt.

Resultaterne fra Fåborg Vandværk viser, at der, bortset fra et mindre fald under luftningen af råvandet, ikke sker nogen reduktion af MTBE-koncentrationen gennem værket, men at indholdet af MTBE blot fortyndes som følge af, at vandet fra de to boringer blandes i forholdet 1: 1.

Ud fra de opnåede resultater kan det overordnet konkluderes, at Grubbemølle Vandværk på nuværende fungerer godt med hensyn til reduktion af MTBE til under grænseværdien på 5 µg/l. Der kan derfor ikke under de nuværende omstændigheder optimeres yderligere. I tilfælde af ændrede forhold, i form af højere MTBE-koncentrationer i råvandet samt ændrede flowforhold, er det dog muligt med relativt simple driftsændringer at optimere MTBE-fjernelsen på vandværket således, at grænseværdien for MTBE fortsat overholdes.

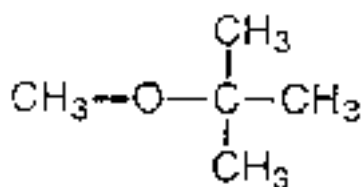
12 Referencer

- AnalyCen A/S (2001)
Fredericia Miljøcenter
Vesterballevej 4-6
DK-7000 Fredericia Danmark
- Arvin, E. & Broholm, K. (1999)
Afværgeteknikker for MTBE-forurenede grundvande
Miljøprojekt nr. 483, 1999, Miljø- og Energiministeriet
- Arvin, E. og Broholm, K. (2001)
Opdatering af rapporten "Afværgeteknikker for MTBE-forurenede grundvande"
Miljøprojekt nr. 614, 2001, Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- DGE (1997)
Supplerende forureningsundersøgelse
Affaldsdepot nr. 479-55, Vestergade 78, Svendborg
Fyns Amt, Miljø- og arealafdelingen, Dansk Geo-servEx a/s
- Hvergel, J. E. & Knudsen, J. (2001)
Personlig samtale med ansatte ved Svendborg vandforsyning
- Jørgensen, T. H. (1999)
Vestergade 100, Svendborg – statusnotat for supplerende undersøgelser og afværgepumpning
Oliefabrikens Miljøpulje, November 1999
- Miljø- & Energiministeriet (2001)
Bekendtgørelse om drikkevandskvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg
Bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001
- Munch, S. K. (2001)
Hvor ofte findes MTBE og i hvilke niveauer? – En opsamling af resultater fra Fyns Amt
ATV Møde, Vintermøde om jord- og grundvandsforurening, Vingsted centret, 6. – 7. marts, 2001. s. 209-215.
- Nielsen, L. K. & Petersen, A. G. (2001)
Removal of MTBE in a Danish Waterworks – with emphasis on the biological degradation of MTBE in the sand filter
M&R, Danmarks Tekniske Universitet, Eksamenprojekt
- Ribe Amt (2001)
Amtsgården
Sorsigvej 35
DK-6760 Ribe Amt
- Steins Laboratorium A/S (2001)
Hjaltensvej 8
DK-7500 Holstebro

13 Bilag

MTBE – kemiske og fysiske data

Nedenstående figur viser strukturformelen for MTBE, mens tabellen præsenterer nogle fysiske og kemiske data for MTBE.



MTBE	Howard (1989)	Mackay et al. (1993)
Molekyle vægt (g/mol)	88.15	88.15
Damptryk (Pa ved 25°C)	33222	32659
Kogepunkt (°C)	55.2	53.6 – 55.2
Smeltepunkt (°C)	-109	-109
Opløselighed (mg/l ved 25°C)	51000	31000 – 54353
Log K _{ow}	1.24	0.94 – 1.30
H _c (dimensionsløs ved 25°C)	0.024	0.024 – 0.12

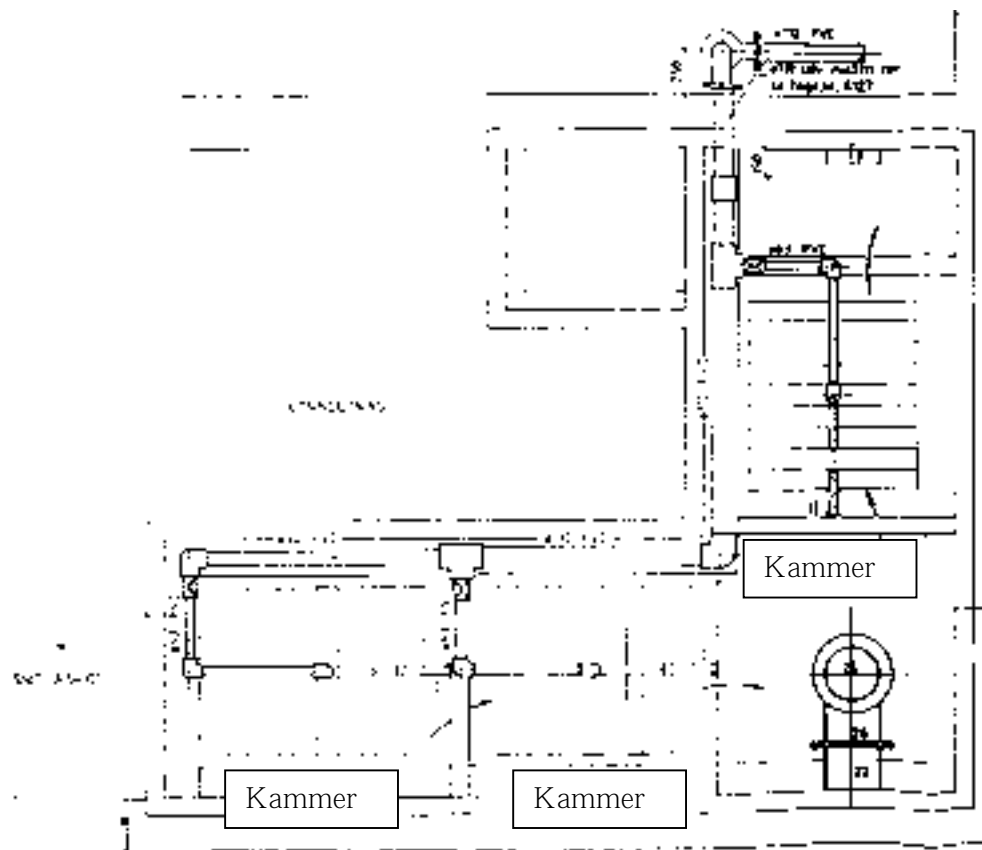
Kilder:

Mackay, D., Shiu, W. & Ma, K. (1993), *Illustrated Handbook of Physical – Chemical Properties and Environmental Fate for Volatile Organic Chemicals*. Volume III, Lewis Publishers

Howard, P. H. (1989), *Handbook of Environmental FATE and EXPOSURE DATA For Organic Chemicals*, Volume IV, pp. 71-75, solvents 2, Lewis Publishers

Skitse over luftningstanken

Luftningstanken består af 3 kamre. I hvert kammer er der etableret 14 rør som udgør diffusorerne, idet der i hvert rør i bunden er 128 huller med en diameter på 2 mm, hvor der blæses luft ud igennem. Figur 1 illustrer opbygningen af luftningstanken mens figur 2 viser et close-up billede af diffusorerne.



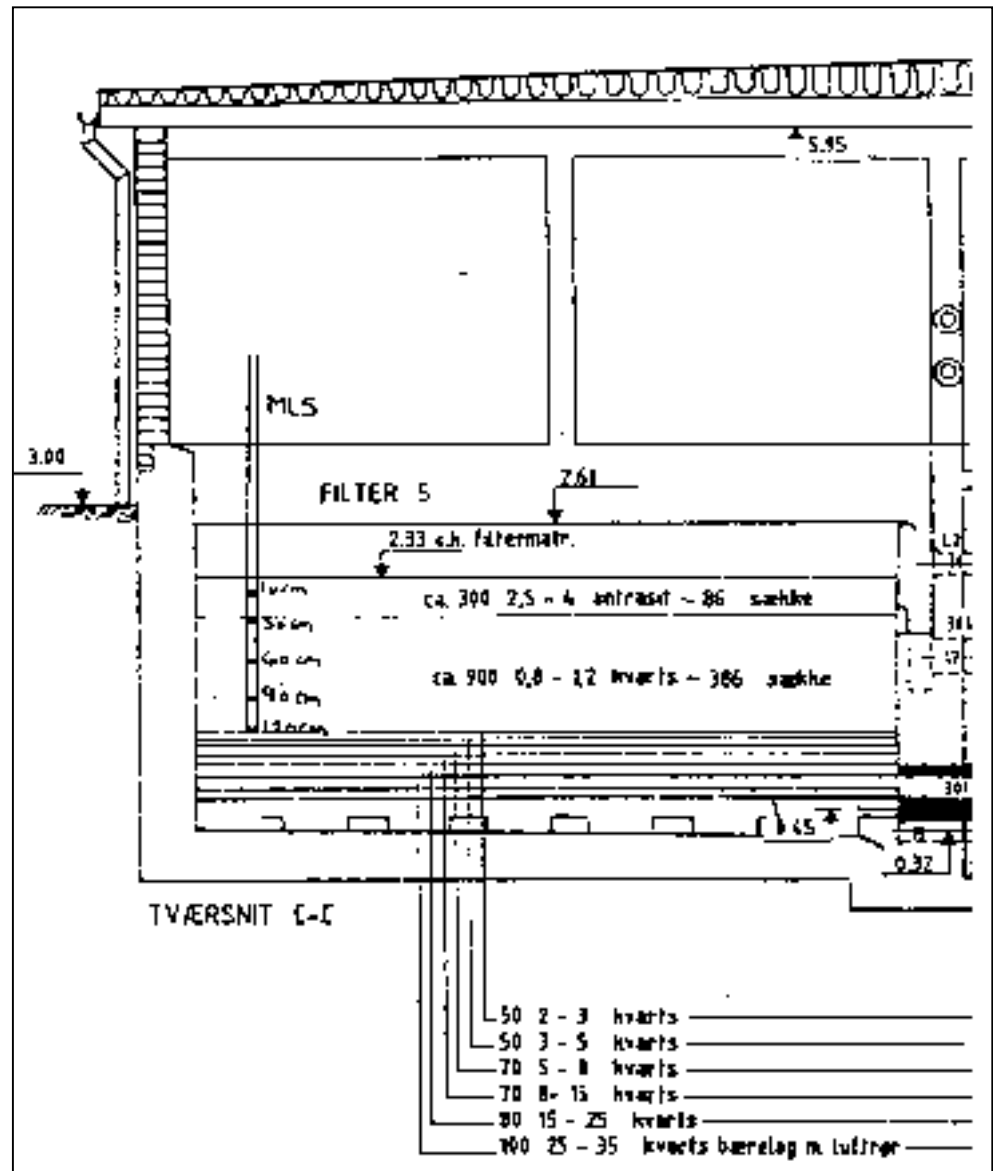
Figur 1: Illustration af opbygning af luftningstanken



Figur 2: Diffusor-konstruktion i luftningssektion bestående af 14 rør.

Filteropbygning

Figuren viser et snit af sandfilterets opbygning. Kornstørrelsen er opgivet i mm.



Beskrivelse af metode anvendt til analyse af MTBE på DTU

I nogle situationer har det ikke været muligt at udtage tilstrækkelig prøvemængde til analyse hos AnalyCen. I disse tilfælde er MTBE blevet kvantificeret på E&R, DTU, ved brug af en Gaschromatograf med FID-detektor, af typen SHIMADZU GC – 14B. Denne er kombineret med en Purge & Trap enhed af typen TEKMAR – LSC 2000. Dataopsamlingen foregik ved hjælp af systemet SHIMADZU CLASS VP. Den anvendte kolonne i gaskromatografen er af typen SPB 624, produceret af Chrompack. Den har en længde på 30 m, en diameter på 0,53 mm og kan anvendes ved temperaturer op til 250°C.

Til analyse blev der indsprøjtet 5 ml.

Den anvendte metode er beskrevet i det følgende:

PURGE & TRAP:

Purge:	8 minutter med Nitrogen
Dry pruge:	5 minutter
Desorb preheat	Opvarmning til 225°C
Desorb:	1 minut ved 225°C
Bake:	3 minutter ved 250°C

GASKROMATOGRAPH:

Start temperatur:	37°C
Start tid:	1 minut
Program rate:	Efter 1 minut stiger temperaturen med 20°C pr. minut indtil slut temperaturen
Slut temperatur:	110°C
Slut tid:	Sluttemperaturen holdes i kolonnen i 3 minutter

Beregningsgrundlag for $K_L a$ -værdier

Følgende ligninger kan benyttes til bestemmelse af $K_L a$ -værdier for et totalt opblandet system med konstant flow i 3 kamre i serie under antagelse af at opholdstiden i hvert kammer er identisk.

Ved iltning af vandet (konstant ligevægtskoncentration ($S'_{l,eq}$)):

$$\frac{S'_{l,eq} - S_{l,u}}{S'_{l,eq} - S_{l,i}} = \left(\frac{1}{1 + K_L a \cdot T_h / 3} \right)^3 \quad (1)$$

Ved afstripping fra vandet (varierende ligevægtskoncentration ($S'_{l,eq}$)):

$$\frac{S_{l,u}}{S_{l,i}} = \left[1 + \frac{Q_g \cdot H_c}{Q_l} \left(1 - \exp\left(\frac{-K_L a \cdot T_h / 3}{Q_g \cdot H_c / Q_l} \right) \right) \right]^{-3} \quad (2)$$

hvor $S_{l,u}$ er udløbskoncentrationen
 $S_{l,i}$ er indløbskoncentrationen
 T_h er opholdstiden totalt
 Q_g er luftflowet
 Q_l er vandflowet
 H_c er Henry's dimensionløse konstant

Kendes en $K_L a$ -værdi for f.eks. ilt kan $K_L a$ -værdien bestemmes for MTBE ud fra diffusionskoefficienterne (D) for de to stoffer ud fra følgende formel:

$$K_L a (MTBE) = K_L a (O_2) \cdot \left(\frac{D_{MTBE}}{D_{O_2}} \right)^n \quad (3)$$

hvor n ligger mellem 0,5 og 1 - i de følgende beregninger er $n = 0,5$ brugt.

Ligningerne er opstillet ud fra "Liquid-gas mass transfer in water treatment plants" af Erik Arvin (1999), E&R DTU, Danmarks Tekniske Universitet.

I det følgende er $K_L a$ -værdier forsøgt bestemt for O_2 , CO_2 og MTBE på baggrund af de ovenstående ligninger. Ligning 1 er benyttet til beregning af

$K_{L,a}$ for O_2 da $S'_{l,eq}$ kan betragtes som konstant, mens både ligning 1 og 2 er benyttet til beregning af $K_{L,a}$ for CO_2 .

Tabel 1: $K_{L,a}$ -værdier ved forskellige luft-vand-forhold, enhed t^{-1} .

	MTBE	MTBE*	O_2	CO_2^{**}	CO_2^{***}
B2	0,3	2,6	3,7	2,3	2,3
B2 + B5	1,1	9,0	12,7	9,3	9,5
B2 + B4 + B5	2,7	11,5	16,3	11,3	11,4
*	Bestemt ud fra diffusionskoefficienten for O_2 (ligning 3)				
**	Ligning 1				
***	Ligning 2				

Af tabel 1 ses det, at $K_{L,a}$ -værdierne for CO_2 bestemt ud fra de to forskellige ligninger er ens og dermed kan ligvægtskoncentrationen for CO_2 betragtes som konstant. $K_{L,a}$ -værdierne for O_2 og CO_2 samt for MTBE bestemt ud fra diffusionskoefficienten for O_2 er i samme størrelsesorden, og $K_{L,a}$ for MTBE bestemt ud fra ligning 1 burde også ligge tæt på disse $K_{L,a}$ -værdier. Grunden til at $K_{L,a}$ -værdierne for MTBE ikke ligger i samme område som de øvrige $K_{L,a}$ -værdier er, at den benyttede ligning ikke kan anvendes for MTBE. Afstrippingen af MTBE er således ikke afhængig af $K_{L,a}$ -værdien, men af luft-vand-forholdet pga. den lave Henry's konstant for MTBE.

For at bekræfte dette er det forsøgt at benytte ligning 2, hvor exp-leddet kan udelukkes da det går mod 0 pga. MTBE's lave H_c -værdi. Sammenlignes værdierne på hver side af lighedstegnet kan det vurderes om afstrippingen af MTBE er bestemt af luft-vand-forholdet fremfor $K_{L,a}$ -værdien. Tabel 2 viser denne sammenligning og det ses, at der er god overensstemmelse mellem værdierne og således at afstripping af MTBE i luftningskammeret på Grubbemølle Vandværk er bestemt af luft-vand-forholdet og ikke af $K_{L,a}$ -værdien.

Tabel 2: Sammenligning af højre og venstre side af ligning 2.

	$S_{l,u} / S_{l,i}$	$(1 / (1 + O_g \cdot H_c / O_l))^{-3}$
B2	0,8333	0,6804
B2 + B5	0,8125	0,7987
B2 + B4 + B5	0,6818	0,7700

Datagrundlaget for beregningerne er fremstillet i følgende tabeller. Tabel 3 viser målte data for MTBE, O_2 og CO_2 (fremkommet ud fra carbonatligevægtsberegninger og pH) ved forskellige indvindingskombinationer og dermed ved forskellige luft-vand-forhold.

Tabel 3: Værdier for ind- og udløb til luftningskammeret ved forskellige indvindingskombinationer.

Indvindingskombination	MTBE		O_2		pH		CO_2	
	Ind [$\mu g/l$]	Ud [$\mu g/l$]	Ind [mg/l]	Ud [mg/l]	Ind	Ud	Ind [mol/l]	Ud [mol/l]
B2	66	55	0,60	10,6	7,12	7,60	0,001	0,0003
B2&B5	16	13	0,60	11,0	7,10	7,69	0,0010	0,0002

B2&B4&B5	11	7,5	0,62	11,1	7,17	7,74	0,0008 9	0,0002 4
----------	----	-----	------	------	------	------	-------------	-------------

Tabel 4 – 6 viser de benyttede luft- og vandflow, opholdstiden i et enkelt kammer, Henry's konstanter ved 10°C (H_c), diffusionskoefficienter (D) og ligevægtkoncentrationer ($S'_{l,eq}$) – for ilt er der opgivet forskellige værdier, hvor der er kompenseret for trykforskelle i luftningskammerne. Dette er ikke opgivet for MTBE og CO_2 , da det antages at trykforskellene her har en neglignelig betydning.

Tabel 4

Indvindingskombination	Luft-vand-forhold	Luftflow [m ₃ /t]	Vandflow [m ₃ /t]	Opholdstid pr. kammer [minutter]
B2	9:1	210	23	12
B2&B5	5:1	415	80	4
B2&B4&B5	6:1	625	103	3

Tabel 5

	H_c 10°C	D 25°C	$S'_{l,eq}$ 1 atm [mg/l]
MTBE	0,015**	0,000105***	0
O ₂	25,6*	0,00021****	11,27
CO ₂	0,82*	0,00016****	0,76

* fra "Liquid-gas mass transfer in water treatment plants" af Erik Arvin (1999), E&R DTU.
 ** bestemt ud fra "Liquid-gas mass transfer in water treatment plants" af Erik Arvin (1999), E&R DTU og temperaturafhængigheden for ilt og metan i samme note.
 *** antaget at være 50% af diffusionskoefficienten for ilt.
 **** fra "Spildevandsrensning. Biologisk og kemisk" af Henze et al (1992), Kap 5, 2. udgave, Polyteknisk forlag.
 * Polyteknisk forlag.

Tabel 6: Ligevægtkoncentrationer for ilt ved forskellige tryk.

Indvindingskombination	Tryk [atm]	$S'_{l,eq}$ [mg/l]
B2	1,144	12,89
B2&B5	1,161	13,08
B2&B4&B5	1,164	13,12

Datagrundlag for iltbatch

Batchforsøg med forskellige iltkoncentrationer blev udført med filtermateriale fra filter 2 fra en dybde på 90-120 cm. Forsøgene blev udført i lukkede systemer ved 14°C og i mørke. pH var i alle batch omkring 7,6-7,8 igennem hele forsøget. Iltkoncentrationerne blev varieret ved at tilsætte ren oxygen til vandfasen i batchene. Iltkoncentrationerne blev kontrolleret ved forsøgets start og slut ved begge spikes af forsøget og var på hhv. 13, 15 og 7 mg O₂/l. Tabel 1 og 2 angiver de målte MTBE-koncentrationer (i µg/l) fra de forskellige batch til forskellige tider ved hhv. første og andet spike med MTBE.

Tabel 1: MTBE-koncentrationer i µg/l ved første spike af forsøget med forskellige iltkoncentrationer.

Tid	13	13	15	15	7	7	Kontrol
[min]	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	13 mgO ₂ /l
0	15.3	13.9	5.8	14.8	13.6	17.5	16.6
1	10.1	8.0	6.4	6.6	8.5	9.5	14.5
2	6.6	7.0	3.2	7.0	6.0	6.9	11.8
3	2.8	3.6	3.3	3.1	2.7	2.9	18.1
4	1.6	1.4	1.8	1.6	0.5	0.7	15.5
5	0	0	0	0	0	0	14.1

Tabel 2: MTBE-koncentrationer i µg/l ved re-spike af forsøget med forskellige iltkoncentrationer.

Tid	13	13	15	15	7	7	Kontrol
[min]	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	mgO ₂ /l	13 mgO ₂ /l
0	21.9	22.6	18.5	16.2	23.1	14.6	20.8
1	14.3	14.2	13.0	15.3	16.9	9.0	24.4
2	11.0	11.5	8.5	8.7	10.0	8.0	21.4
3	7.0	7.4	6.2	4.4	5.0	4.2	22.4
4	3.6	3.1	1.3	2.2	3.2	2.2	19.5
5	2.8	2.4	0	0	0	1.4	16.6
6	0	0				0	16.7

Datagrundlag for opholdstidens betydning ved varierende drift

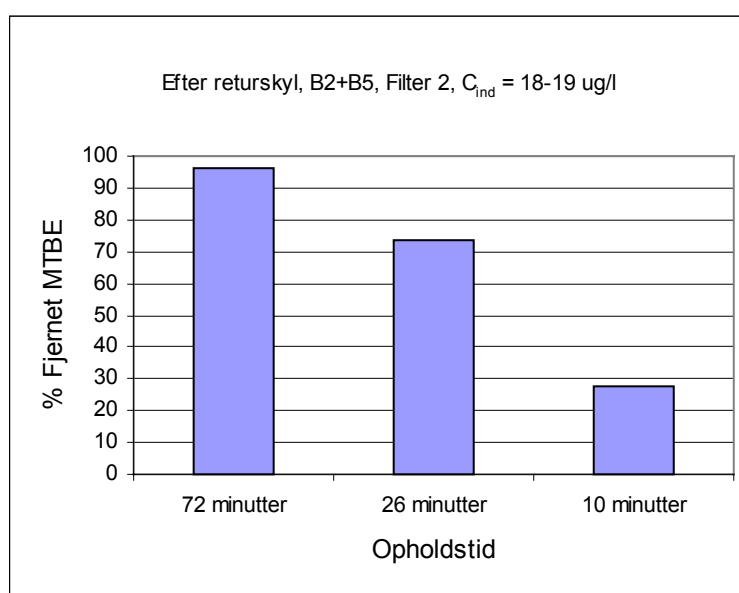
Datagrundlaget for forsøgene med forskellige opholdstider ved varierende drift er præsenteret i det følgende. Forsøgene blev udført med indvindingsboringerne B2 & B5 ved forskellige flowhastigheder ud af filteret, reguleret vha. afgangsventilen og en flowmåler. Tabel 1 angiver fjernelsen af MTBE før returskyl, mens tabel 2 angiver resultaterne fra forsøget efter returskyl. Figur 1 viser en grafisk fremstilling af resultaterne fra forsøget efter returskyl.

Tabel 1: Fjernelse af MTBE i filter 2 ved forskellige opholdstider før returskyl.

Flow ud af filter 2 [m/t]	Opholdstid i filter 2 [min]	Før filter [μg MTBE/l]	Efter filter [μg MTBE/l]	% MTBE fjernet
0,4	72	17	0,1	99
1,2	24	16	2,7	83
2,7	11	15	12	20

Tabel 2: Fjernelse af MTBE i filter 2 ved forskellige opholdstider efter returskyl.

Flow ud af filter 2 [m/t]	Opholdstid i filter 2 [min]	Før filter [μg MTBE/l]	Efter filter [μg MTBE/l]	% MTBE fjernet
0,4	72	19	0,7	96
1,2	24	19	5	74
2,7	11	18	13	28



Figur 1: Korttidseffekten af opholdstiden på fjernelsen af MTBE ved varierende drift i sandfiltrene efter returskyl.

Datagrundlag for langtidspåvirkning ved højt flow

Tabel 1: Fjernelse af MTBE ved højt flow i 4 uger, før returskyl

Tid	Flow ud af filter [m ³ /t]	Opholdstid [minutter]	Før filter [µg MTBE/l]	Efter filter [µg MTBE/l]	% fjernet
Start	37	10	18	12	33
1 uge	33	12	17	9	47
3 uger	41	9	13	6,3	52
4 uger	43	9	12	5,4	55

Tabel 2: Fjernelse af MTBE ved højt flow i 4 uger, efter returskyl

Tid	Flow ud af filter [m ³ /t]	Opholdstid [minutter]	Før filter [µg MTBE/l]	Efter filter [µg MTBE/l]	% fjernet
Start	37	10	18	6,3	65
1 uge	34	11	19	8,3	56
3 uger	44	9	14	0,18	99
4 uger	43	9	15	0,25	98

Datagrundlag for stilstandsperioder

Kortvarige stilstandsperioder

Datagrundlaget for forsøgene med kortvarig stilstandsperioder er præsenteret i tabel 1.

Tabel 1: MTBE-fjernelsen i filter 2 efter kortvarig stilstand

Stilstandstid [timer]	Før filter [μg MTBE/l]	Efter filter [μg MTBE/l]	% MTBE fjernet
1	23	1,8	92
2	22	0,8	96
3	21	2	90
4	21	0,5	98

Langvarige stilstandsperioder

Datagrundlaget for forsøgene med langvarig stilstand er præsenteret i tabel 2 og tabel 3.

Tabel 2: MTBE-fjernelsen i filter 4 efter langvarig stilstand

Stilstandstid [timer]	Før filter [μg MTBE/l]	Efter filter 4 [μg MTBE/l]	% MTBE fjernet
3 uger	13	3,1	76
4 uger	12	12	0
1 uge*	11	11	0
1 uge**	16	13	19
4 uger	25	9	64

* før returskyl, ** efter returskyl

Tabel 3: MTBE-fjernelsen i filter 5 efter langvarig stilstand

Stilstandstid [timer]	Før filter [μg MTBE/l]	Efter filter 5 [μg MTBE/l]	% MTBE fjernet
3 uger	13	0,39	97
4 uger	12	12	0
1 uge*	13	11	15
1 uge**	17	13	24
4 uger	25	9	64

* før returskyl, ** efter returskyl

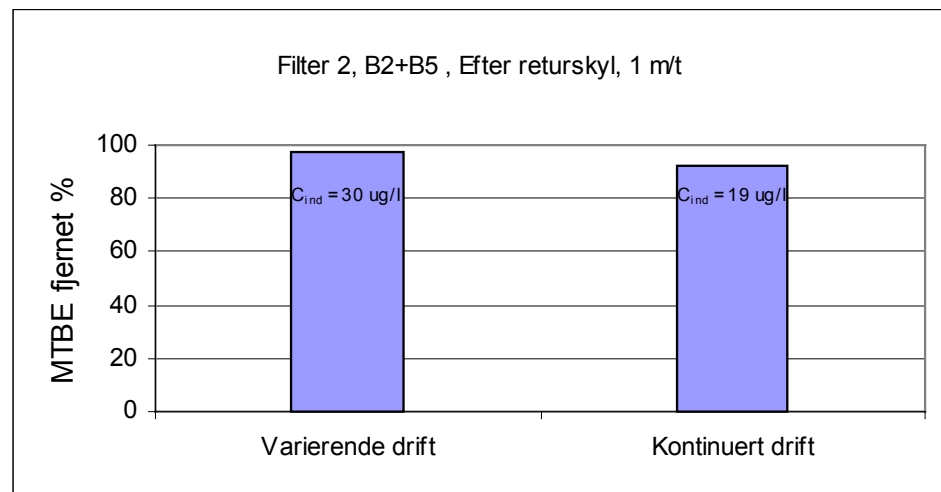
Datagrundlag for varierende og kontinuert drift

Datagrundlaget for forsøgene med varierende og kontinuert drift er præsenteret i det følgende. Forsøgene er udført med indvindsboringerne B2 og B5 (1 m/t).

Driftstype		Før filter [$\mu\text{g MTBE/l}$]	Efter filter [$\mu\text{g MTBE/l}$]	% MTBE fjernet
Før returskyl	Kontinuert	27	u.d.	100
	Variierende	19	0,4	98
Efter returskyl	Kontinuert	19	1,5	92
	Variierende	30	0,8	97

Nedenstående figur 1 illustrerer fjernelsen af MTBE efter returskyl

Figur 1: Sammenligning af MTBE-fjernelsen ved kontinuert og varierende drift – efter



returskyl.

Datagrundlag for normal og ændret returskyl

Datagrundlaget fra forsøgene hvor returskyllets betydning på fjernelsen af MTBE blev analyseret, præsenteres i det følgende. I tabel 1 er angivet fjernelsen af MTBE før og efter et normalt returskyl, mens tabel 2 præsenterer resultaterne fra før og efter returskyl, hvor der er ændret på returskylstrategien.

Tabel 1: Fjernelsen af MTBE før og efter returskyl ved normal returskylstrategi. Fil ter 2, B2 og B5, 1 m/t.

	Strategi	Før filter [µg MTBE/l]	Efter filter [µg MTBE/l]	% MTBE fjernet
Før returskyl	Normal	14	0,3	98
Efter returskyl	Normal	16	0,6	96

Tabel 2: Fjernelsen af MTBE før og efter returskyl ved ændrede returskylstrategier. B2 og B5, 1 m/t.

	Strategi	Før filter [µg MTBE/l]	Efter filter [µg MTBE/l]	% MTBE fjernet
Før returskyl	Ændring 1	20	6,6	67
		17	2	88
	Ændring 2	16 17	1 0,3	94 98
Før returskyl	Ændring 3	16 12	1,2 0,3	93 98
		Efter returskyl	Ændring 1	17 12
Efter returskyl	Ændring 2	18 12		0,5 0,7
		Efter returskyl	Ændring 3	16 15

Datagrundlag for batchforsøg med returskyllevand

Datagrundlaget for batchforsøgene med returskyllevand er præsenteret i følgende tabel. Forsøget er udført med dublikat og kontrolforsøg.

Tid [timer]	1 [µg MTBE/l]	2 [µg MTBE/l]	Kontrol [µg MTBE/l]
0	53		
1	48		54
2	52	53	56
3	50	49	53
6	45	39	
20	34	34	52
28	24	23	52
91	4	5	50

Vandkvalitetsdata for Fåborg

Tabellen viser de nyeste vandkvalitetsdata fra Fåborg Vandværk (Ribe Amt, 2001).

Parameter	Enhed	Råvand 122.1293	Råvand 122.1314	Drikkevand	Grænseværdi*
pH	-	6,42	6,5	7,8	7,0-8,5
Permanganattal	mg/l	2,5	<4	<4	12
Inddampningsrest	mg/l	240	316	287	1500
Calcium	mg/l	48	59	58	<200
Magnesium	mg/l	6,3	6,8	9	50
Kuldioxid (aggr.)	mg/l	22	30	< 2	2
Bicarbonate	mg/l				>100
Ammonium	mg/l	0,01	0,016	0,02	0,05
Kloride	mg/l	31	31,6	31	250
Sulfat	mg/l	78	85	85	250
Nitrat	mg/l	17	17	14,6	50
Fosfor (Total)	mg/l	0,017	0,018	0,008	0,15
Fluorid	mg/l	<0,1	0,05	0,1	1,5
NVOC	mg/l	0,6	0,37	0,44	4
Natrium	mg/l	18	18	19	175
Kalium	mg/l	2,1	2,1	2,1	10
Jern (Total)	mg/l	1,4	0,73	0,078	0,1
Mangan (Total)	mg/l	0,044	0,083	0,011	0,02
Nikkel	ug/l	6,2	5,8	1,6	20
Ledningsevne	mS/m	39,9	42,9	43,1	30
Nitrit	mg/l	<0,005	<0,005	< 0,005	0,01
Oxygen	mg/l	1,63	1,7	9,4	>5**
Farvetal	mg/l	-	-	6	5
Turbiditet	FTU	-	-	0,31	0,3
Hårdhed (total)	dH	8,2	-	10	-
MTBE	ug/l	-	6	-	-
BTEX	ug/l	-	u.d	-	-

* Kilde: Miljø- og Energiministeriet (2001)

**Værdi ved indgang til ejendom

Data for Fåborg Vandværk

Tabel 1: MTBE-målinger fra Fåborg Vandværk (Ribe Amt, 2001)

Dato	122.0816 [µg MTBE/l]	122.1293 [µg MTBE/l]	122.1314 [µg MTBE/l]	Drikkevand [µg MTBE/l]
16/12 1997	30	0,1	-	-
28/12 1998	33	0,15	-	7,9
10/08 2000	-	0,1	7,9	3,3

Tabel 2: Indvindingsdata fra Fåborg Vandværk

År	122.0816 [m ³]	122.1293 [m ³]	122.1314 [m ³]
1998	24480	48961	-
1999	-	39564	39569
2000	-	39114	39115