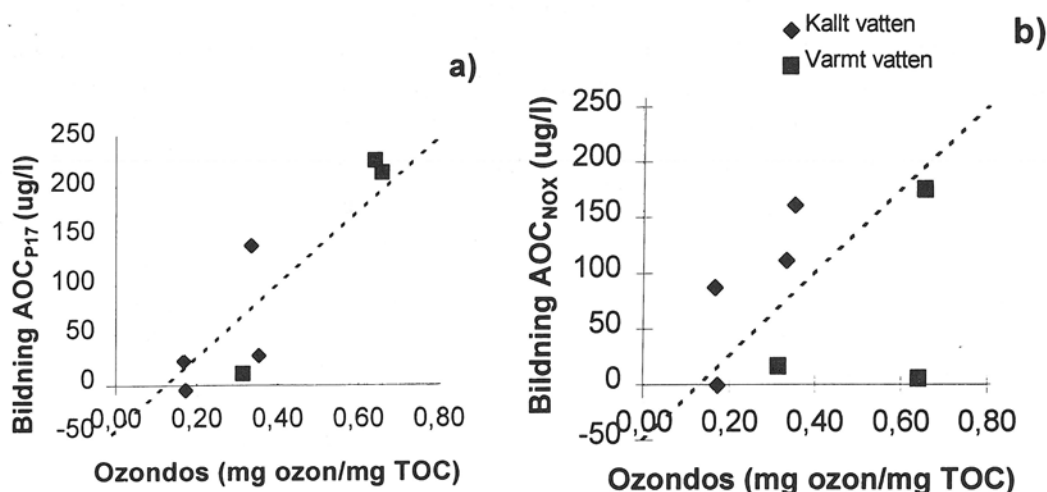
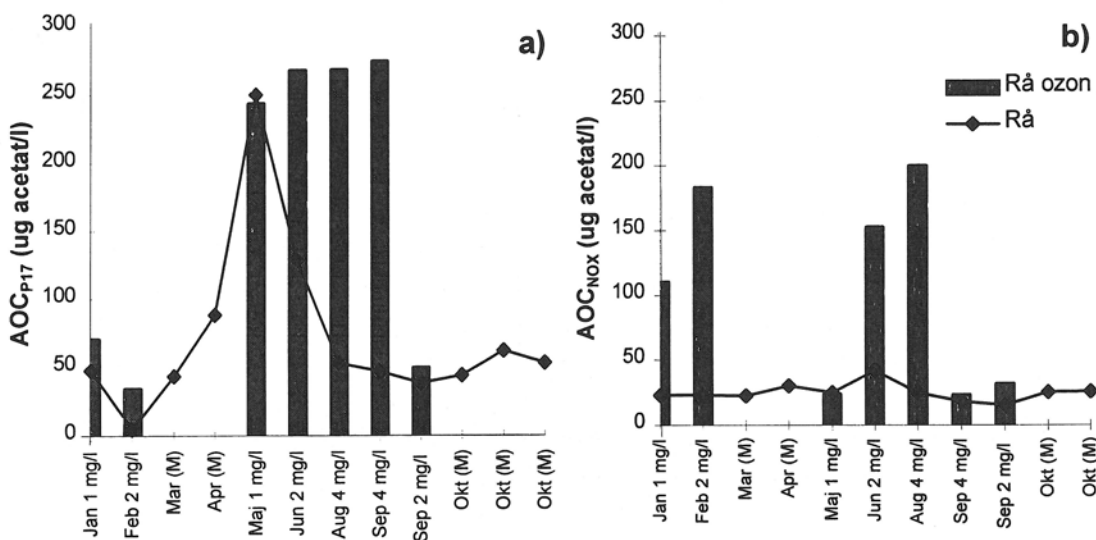


• Efter ozonering i råvattnet:

Efter ozoneringen ökade som väntat AOC i vattnet. Ju högre ozondos desto större bildning av både  $AOC_{P17}$  respektive  $AOC_{NOX}$ , se **figur 6.17 a och b**. I kallt vatten ökade  $AOC_{NOX}$  betydligt kraftigare än  $AOC_{P17}$ , se januari och februari i **figur 6.18 a och b**. Under våralgblomningen i maj innehöll råvattnet höga halter  $AOC_{P17}$  och ozoneringen vid lägsta dos tycktes inte nybilda vare sig  $AOC_{P17}$  eller  $AOC_{NOX}$ . Under juni-sep, då råvattnet var varmt ökade båda typerna av AOC med upp till 10 gånger efter ozoneringen för  $AOC_{NOX}$  och 5 gånger för  $AOC_{P17}$ .



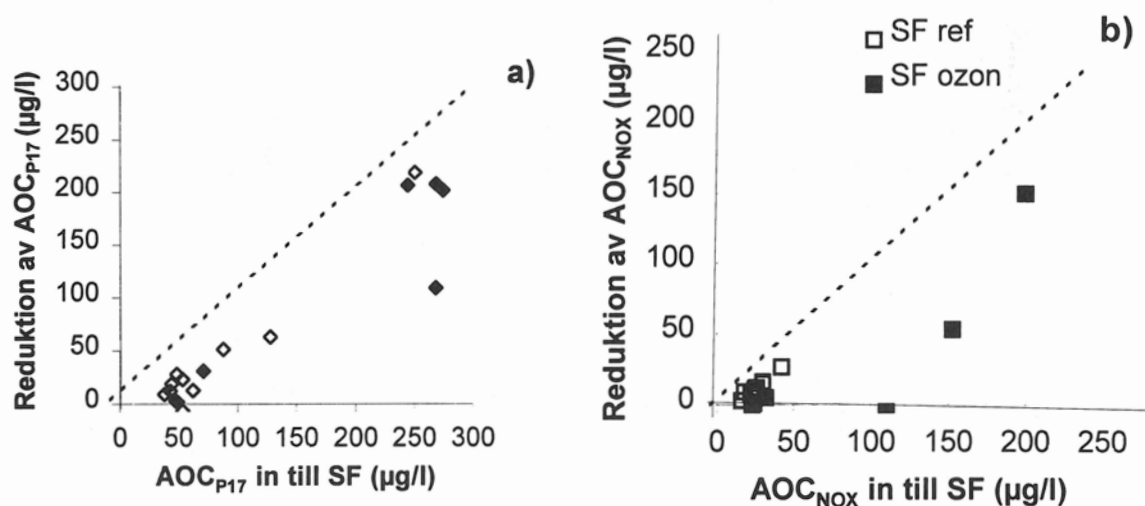
**Figur 6.17** Nybildning av  $AOC_{P17}$  (**figur a**) respektive  $AOC_{NOX}$  (**figur b**) vid olika ozondoser i kallt och varmt vatten.



**Figur 6.18**  $AOC_{P17}$  (**figur a**) respektive  $AOC_{NOX}$  (**figur b**) i råvattnet före och efter förozonering. Vid mellanozonering (M) ozonerades snabbfiltrat från Östra verket.

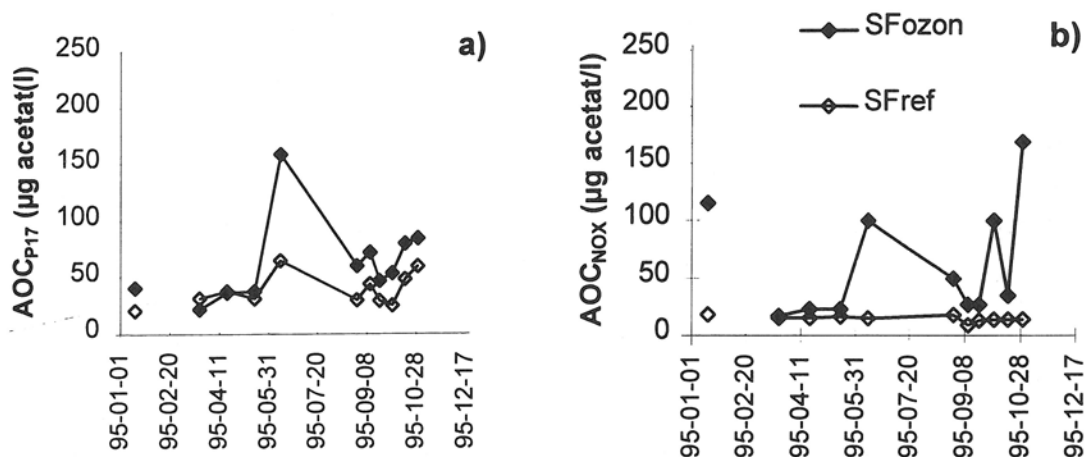
## • Efter fällning och snabbfiltrering

En god reduktion av den vid ozoneringen bildade AOC erhöles vid fällning plus snabbfiltrering, se **figur 6.19 a och b**. Reduktionen av AOC vid fällning plus snabbfiltrering var nästan lika effektiv som vid efterföljande långsamfiltrering. Troligtvis sker en biologisk reduktion av AOC i vattenvolymen vid sedimentering och snabbfiltrering av pga av de djurplankton som finns i vattnet och som ansamlas i vattenvolymen ovanför snabbfiltren. Under maj t.o.m september, då  $AOC_{P17}$  ökade upptill 275  $\mu\text{g/l}$  acetat efter ozoneringen, reducerades AOC med upp till 85% vid fällningen och snabbfiltreringen. Det kan jämföras med AOC-reduktionen på 74% som erhöles efter snabbfiltreringen vid försöken utan kemisk fällning. Noteras bör att på grund av pilotanläggningens utformning måste det ej fällda vattnet passera sedimenteringen före snabbfiltreringen, dvs uppehållstiden mellan förozoneringen och snabbfiltreringen var lång och densamma som vid kemisk fällning.



**Figur 6.19** Reduktion av  $AOC_{P17}$  (**figur a**) respektive  $AOC_{NOX}$  (**figur b**) vid fällning plus snabbfiltrering.

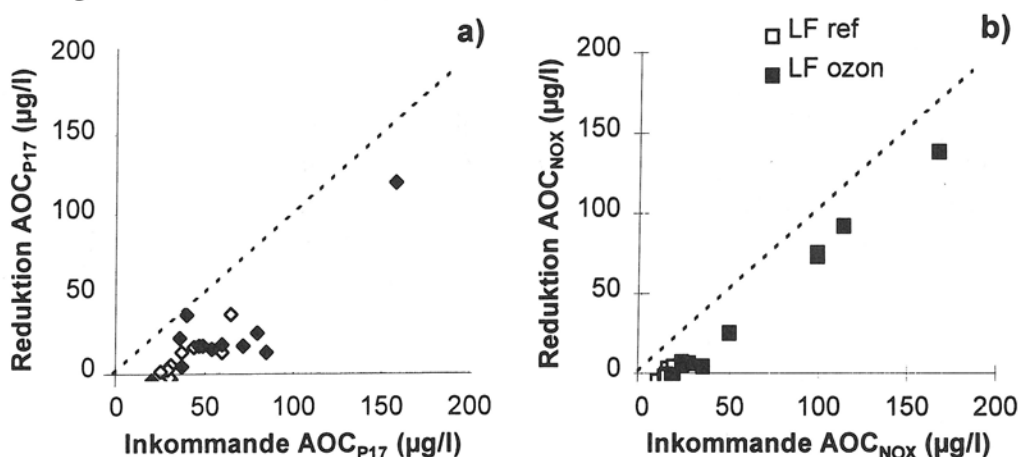
Två AOC-bestämningar gjordes vid mellanozonering i kallt vatten (vid ozondos 1 mg/l respektive 2 mg/l), dvs fällt och snabbfiltrerat vatten från Östra verket ozonerades.  $AOC_{P17}$  var samma eller lägre efter ozoneringen jämfört med referensen. Vid mellanozonering i varmt vatten (vid ozondos 2 mg/l respektive 4 mg/l) ökade  $AOC_{P17}$  med upp till det dubbla.  $AOC_{NOX}$  påverkades inte mycket vid mellanozoneringen i kallt vatten. I varmt vatten däremot ökade  $AOC_{NOX}$  mycket kraftigt efter mellanozoneringen, med upp till ca 10 gånger. I **figur 6.20 a och b** visas  $AOC_{P17}$  och  $AOC_{NOX}$  efter snabbfiltreringen för respektive linje. För både  $AOC_{P17}$  och  $AOC_{NOX}$  erhöles en pik i början av juni, som inte sammanföll med råvattnets AOC-pik i samband med våralgblomningen. De tre sista punkterna i figurerna är resultat från mellanozonering vid ozondos 2 resp. 4 mg/l.



**Figur 6.20** AOC<sub>P17</sub> (figur a) respektive AOC<sub>NOX</sub> (figur b) efter snabbfiltrering på respektive linje.

#### • Efter långsamfiltrering

Reduktionen av AOC vid långsamfiltreringen var god, framförallt av AOC<sub>NOX</sub>, se **figur 6.21 a och b**. Vid AOC<sub>NOX</sub>-halter upp till 200 µg/l acetat in till långsamfiltret höll utgående vatten runt 25 µg/l acetat.



**Figur 6.21** Reduktion av AOC<sub>P17</sub> (figur a) respektive AOC<sub>NOX</sub> (figur b) vid långsamfiltreringen hos respektive linje.

I kallt vatten låg ofta referenslinjens AOC<sub>P17</sub> högre än den ozonerade linjen i utgående vatten efter långsamfiltreringen, även vid mellanozonering. Skillnaden mellan de båda linjerna i kallt vatten var dock liten med hänsyn till standardavvikelsen. I **tabell 6.4** nedan ses resultaten för AOC<sub>P17</sub> i utgående vatten.

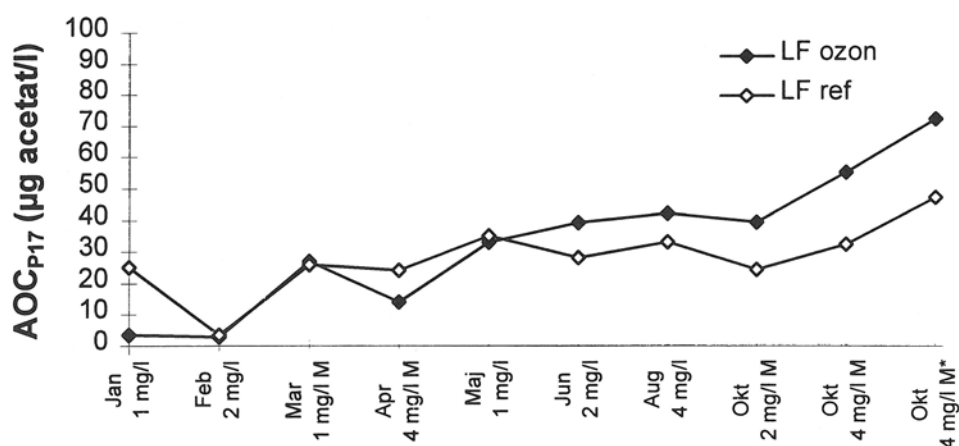
Under hösten avslutades försöken med mellanozonering vid höga ozondoser (2 resp 4 mg/l). Under försöken med mellanozonering ökade AOC i råvattnet något. Denna ökning kvarstod efter snabbfiltreringen och efter långsamfiltreringen på båda linjerna. AOC<sub>P17</sub> var dock högre i det ozonerade vattnet, se också **figur 6.22**. Många parametrar kan ha bidragit till denna ökning, t ex kan det vara en effekt av höstalgblomningen. Råvattentemperaturen var också på väg ned, vilket kan ha

påverkad verkningsgraden vid långsamfiltreringen, samtidigt som filtren hade körts länge utan rensning.

**Tabell 6.4:**  $AOC_{P17}$  i utgående vatten efter långsamfiltreringen +/- standardavvikelsen i bestämningen.

| Datum | Körning     | Ozondos<br>(mg/l) | LF ozon<br>( $\mu\text{g}$ acetat/l) | Stdav<br>( $\mu\text{g}$ acetat/l) | LF ref<br>( $\mu\text{g}$ acetat/l) | Stdav<br>( $\mu\text{g}$ acetat/l) |
|-------|-------------|-------------------|--------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|
| Jan   | Förozon     | 1                 | 4                                    | 1                                  | 25                                  | 7                                  |
| Feb   | Förozon     | 2                 | 3                                    | 1                                  | 4                                   | 0,4                                |
| Mar   | Mellanozon  | 1                 | 27                                   | 6                                  | 26                                  | 3                                  |
| Apr   | Mellanozon  | 4                 | 14                                   | 8                                  | 24                                  | 4                                  |
| Maj   | Förozon     | 1                 | 33                                   | 3                                  | 35                                  | 3                                  |
| Jun   | Förozon     | 2                 | 39                                   | 10                                 | 28                                  | 1                                  |
| Aug   | Förozon     | 4                 | 42                                   | 6                                  | 33                                  | 5                                  |
| Okt   | Mellanozon  | 2                 | 39                                   | x                                  | 27                                  | x                                  |
| Okt   | Mellanozon  | 4                 | 55                                   | x                                  | 32                                  | x                                  |
| Okt   | Mellanozon* | 4 mg              | 72                                   | x                                  | 47                                  | x                                  |

- Endast 5 minuters uppehållstid i reaktionstanken efter ozonering.



**Figur 6.22**  $AOC_{P17}$  i utgående vatten från respektive långsamfilter.

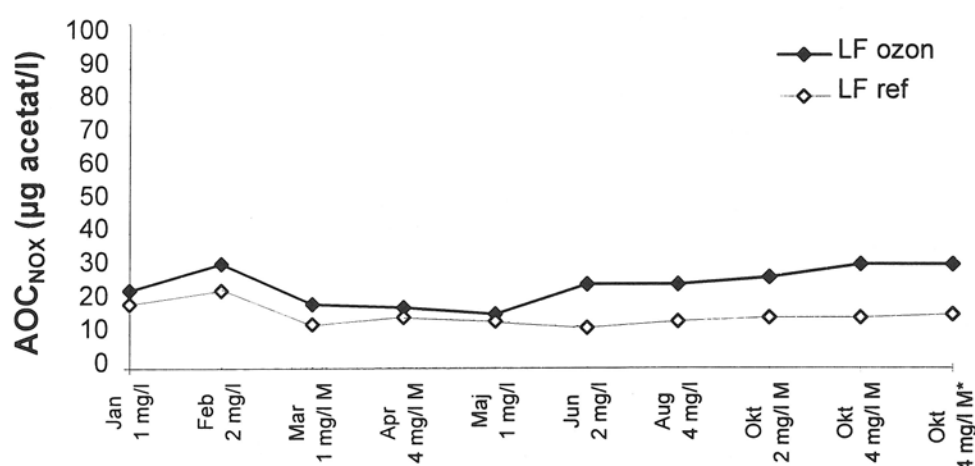
Vid det sista provtagningstillfället tilläts det ozonerade vattnet att reagera i endast 5 minuter innan det fördes till långsamfiltreringen. Vattnet innehöll icke reagerad ozon varför långsamfiltrets biologiska aktivitet mätt som ATP, sjönk med drygt 40% på ytan i filtret, samtidigt som AOC ut från filtret ökade (se också kap 8.1, **figur 8.1**). Dock ökade här även AOC ut från referenslinjen.

$AOC_{NOX}$  i utgående vatten låg mycket jämn hos båda linjerna under hela försöksperioden. Under den kalla försöksperioden var halterna något högre hos ozonlinjen, men när råvattnet blev varmare ökade ozonlinjens  $AOC_{NOX}$  till nästan det dubbla, jämfört med referenslinjen efter långsamfiltreringen. Trots detta var halterna fortfarande låga (ca 30  $\mu\text{g/l}$  eller lägre), se **figur 6.23**. I **tabell 6.5** nedan ses resultaten för  $AOC_{NOX}$  samt standardavvikelsen vid bestämningen i utgående vatten.



**Tabell 6.5** AOC<sub>NOX</sub> (µg acetat/l) i utgående vatten efter långsamfiltreringen samt standardavvikelsen i bestämningen.

| Datum | Körning    | Ozondos<br>(mg/l) | LF ozon | Stdav | LF ref | Stdav |
|-------|------------|-------------------|---------|-------|--------|-------|
| Jan   | Förozon    | 1                 | 23      | 3     | 19     | 1     |
| Feb   | Förozon    | 2                 | 31      | 6     | 14     | 2     |
| Mar   | Mellanozon | 1                 | 19      | 2     | 13     | 2     |
| Apr   | Mellanozon | 4                 | 18      | 3     | 15     | 3     |
| Maj   | Förozon    | 1                 | 16      | 4     | 14     | 2     |
| Jun   | Förozon    | 2                 | 25      | 2     | 12     | 3     |
| Aug   | Förozon    | 4                 | 25      | 2     | 14     | 3     |
| Okt   | Mellanozon | 2                 | 27      | x     | 20     | x     |
| Okt   | Mellanozon | 4                 | 31      | x     | 15     | x     |

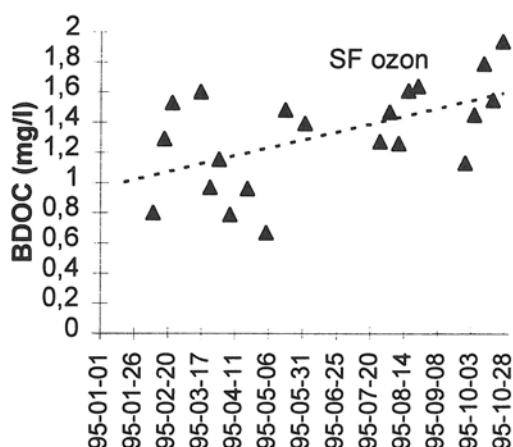


**Figur 6.23** AOC<sub>NOX</sub> i utgående vatten efter respektive långsamfilter.

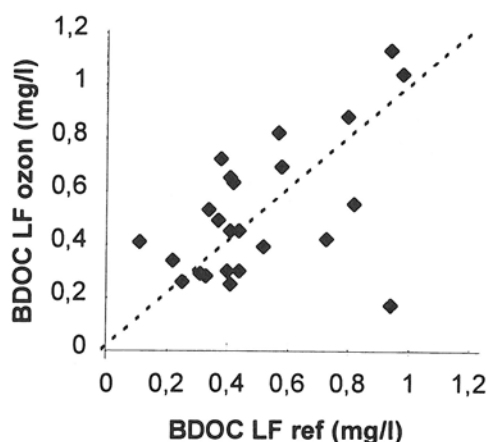
### 6.2.3 BDOC

BDOC bestämdes varje vecka efter ozonlinjens snabbfilter (SF ozon) samt i utgående vatten på båda linjerna (LF ozon respektive LF ref). Genom att mäta BDOC efter snabbfiltreringen samt efter långsamfiltreringen på ozonlinjen kunde reduktionen av BDOC vid långsamfiltreringen beräknas. Vidare kunde BDOC i utgående vatten från respektive linje jämföras. Resultaten varierade kraftigt. BDOC tycktes dock öka något i snabbfiltratet under våren och sommaren i takt med att råvattentemperaturen steg (se *figur 6.24*).

I *figur 6.25* ses BDOC i utgående vatten från ozonlinjen mot BDOC ut från referenslinjen. I diagrammet kan man se att variationerna var ganska stora och att BDOC-halten var högre hos ozonlinjen ungefär lika ofta som den var lägre, dvs ingen signifikant skillnad mellan linjerna kan urskiljas. Den vid ozoneringen bildade BDOC-n har reducerades vid långsamfiltreringen till samma nivå som hos referenslinjen. Omvänt innebär detta, att trots lägre halter av COD<sub>Mn</sub> och TOC och DOC hos ozonlinjen, så har inte mängden BDOC minskat jämfört med referensen.

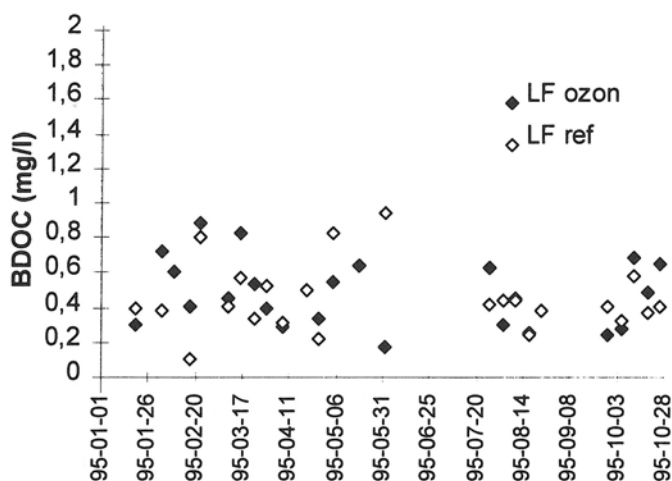


**Figur 6.24** BDOC efter snabbfiltrering hos ozonlinjen. BDOC ökade något under sommarhalvåret, då bl a temperaturen ökade.



**Figur 6.25** BDOC-halten i utgående vatten från ozonlinjen som funktion av BDOC-halten ut från referenslinjen.

I **figur 6.26** visas BDOC i utgående vatten hos respektive linje i mot provtagningsdatum.



**Figur 6.26** BDOC efter långsamfiltrering hos respektive linje. Ingen signifikant skillnad mellan linjerna erhöles.

#### 6.2.4 Karboxylsyror

Oxalsyra, malonsyra och myrsyra bestämdes vid fyra tillfällen. Efter ozoneringen var summan av de tre halterna upp till 700  $\mu\text{g/l}$ , men efter långsamfiltreringen låg halterna mellan 7 och 42  $\mu\text{g/l}$  på ozonlinjen, jämfört med 5 och 16  $\mu\text{g/l}$  hos referensen. Vid mellanozoneringen, då fällt och snabbfiltrerat vatten fördes från Östra verket till pilotanläggningen för ozonering och långsamfiltrering, stördes analysen av sulfatjoner från fällningskemikalien (ALG).

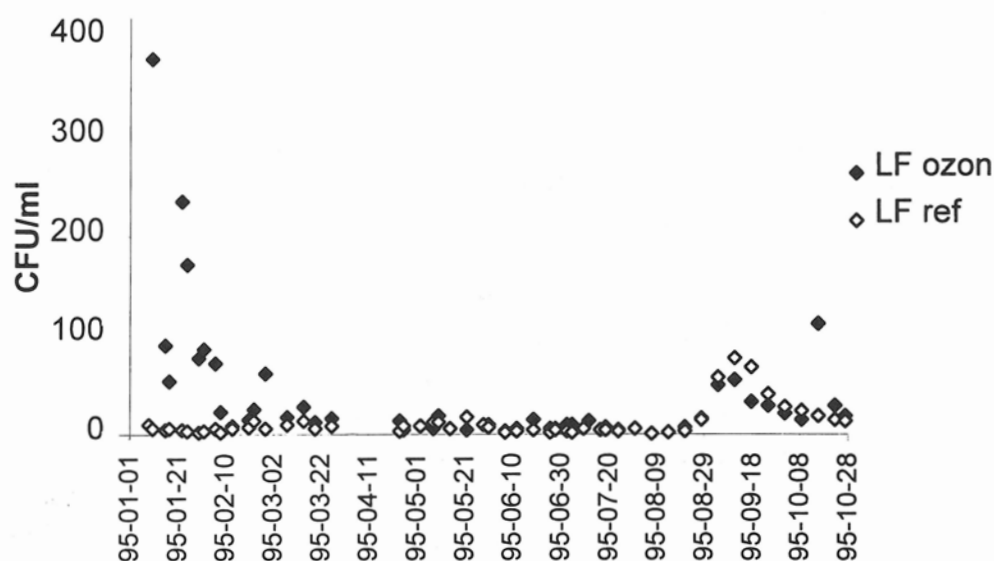
## 6.3 BAKTERIOLOGISK KVALITET

Efter en uppstartstid på 3-5 månader höll utgående vatten från respektive långsamfilter en bakteriologisk kvalitet motsvarande den från vattenverkets långsamfilter. I början släppte dock ozonlinjens långsamfilter stora mängder bakterier, främst 7 dygns heterotrofer. En bidragande orsak kan ha varit att första filtrat inte installerades på ozonlinjens snabbfilter förrän i andra hälften av januari, medan detta infördes redan i november på referenslinjen. Detta innebar att klorerat renvatten kördes genom i ozonlinjens långsamfilter två gånger per dygn.

Under juni och juli kördes ozonlinjen utan kemisk fällning, men detta påverkade inte nämnvärt bakteriehalterna ut från ozonlinjens långsamfilter.

### 6.3.1 2 Dygns heterotrofa bakterier

Mängden 2 dygns heterotrofa bakterier efter långsamfiltreringen var under första provtagningsmånaden (januari) förhöjd efter ozoneringen, men redan i februari var båda linjerna likvärdiga. Detta gällde både för förozonering och mellanozonering, se *figur 6.27*.

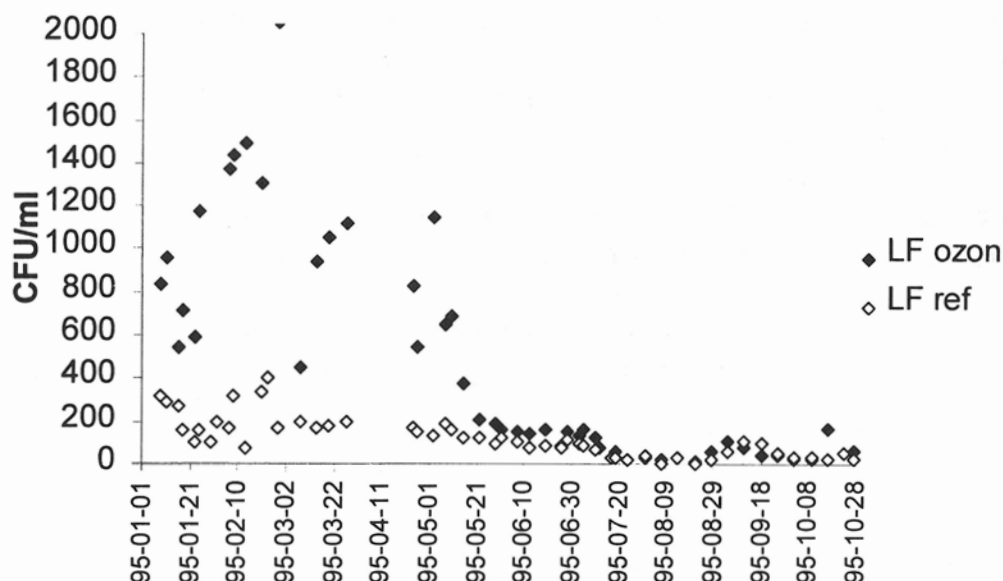


**Figur 6.27** 2 dygns heterotrofa bakterier i utgående vatten från respektive försökslinje under hela försöksperioden. Ingen kemisk fällning på ozonlinjen under perioderna 14/6 - 19/7 samt 2/9 - 21/9. Ingen kem på referenslinjen 2/9 - 21/9.

### 6.3.2 7 Dygns heterotrofa bakterier

En mycket kraftig förhöjning av 7 dygns heterotrofer erhöles i det ozonerade långsamfiltratet under de första fyra månaderna. I början av maj syns en tydlig reducering och under resterande försöksperioden var mängden 7 dygns heterotrofa

bakterier likvärdig på båda linjer. Under försöken utan kemisk fällning erhöles en liten ökning av 7 dygns på båda linjerna, se *figur 6.28*.



**Figur 6.28** 7 dygns heterotrofa bakterier i utgående vatten från respektive försökslinje under hela försöksperioden. Ingen kemisk fällning på ozonlinjen under perioderna 14/6 - 19/7 samt 2/9 - 21/9. Ingen kem på referenslinjen 2/9 - 21/9.

### 6.3.3 Koliforma bakterier, 35°C

Koliforma bakterier i utgående långsamfiltrat var nästan alltid  $<0,1$  CFU/100 ml för båda linjerna, men vid sju tillfällen erhöles 0,25 CFU/100 ml hos ozonlinjen och vid tre tillfällen hos referensen. Inte något prov visade sig innehålla *E coli*.

## 6.4 KLORERINGSFÖRSÖK

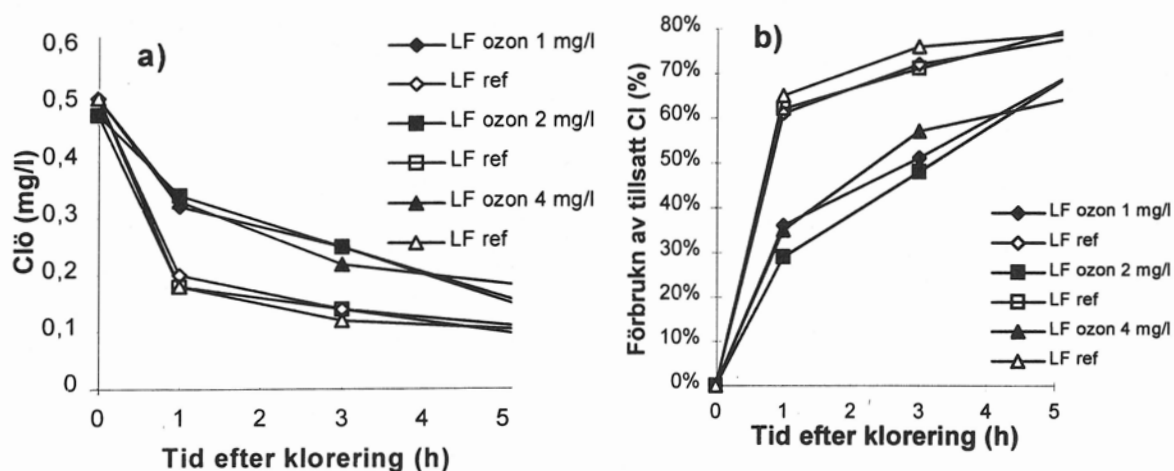
Klorförbrukningsförsök gjordes var annan vecka under hela försöksperioden på utgående vatten från respektive långsamfilter, dvs kloröverskottet mättes, varefter klorförbrukningen beräknades som en funktion av tiden. Försök gjordes både med klorering med hypoklorit och kloraminering. Klordosen vid försöken var 0,5 mg/l på båda linjerna.

### 6.4.1 Kloreringsförsök med hypoklorit

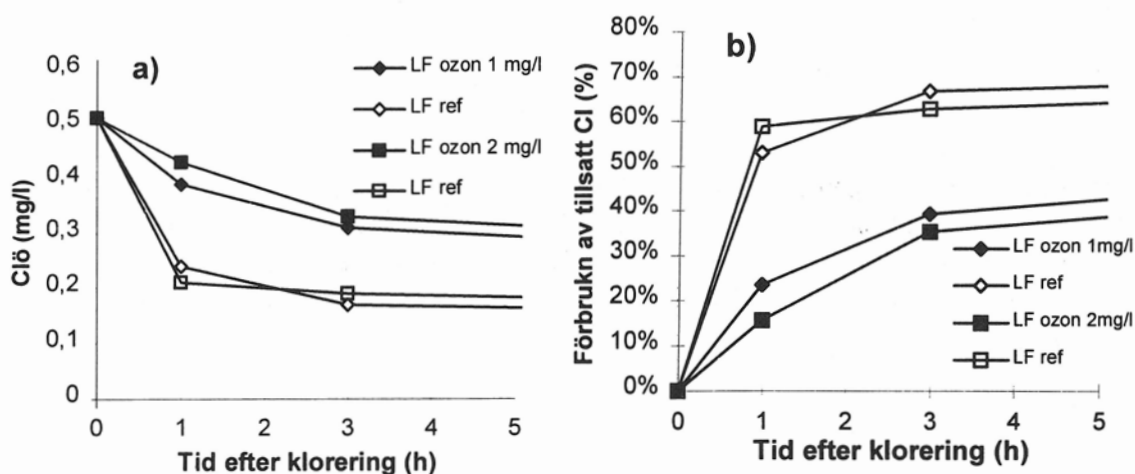
I *figur 6.29 a och b* respektive *figur 6.30 a och b* ses kloröverskottet och klorförbrukningen under de första 3 timmarna efter klorering vid förozonering respektive mellanozonering. Det är under de första timmarna efter klorering som kloreringsbiprodukterna bildas. På referenslinjen förbrukades 60-65% av tillsatt klordos under den första timmen efter kloreringen, medan motsvarande förbrukning av tillsatt dos på ozonlinjen endast var 30-35% efter förozonering och 15-25% efter mellanozonering. Under den första timmen efter kloreringen var alltså klorförbrukningen endast ca en tredjedel efter mellanozonering jämfört med

referenslinjen och halverad efter förozoneringen Tre timmar efter desinfektionen var klorförbrukningen fortfarande drygt 70% lägre efter mellanozoneringen och ca 40% lägre efter förozonering. Ozondosens storlek påverkade inte klorförbrukningen, dvs ingen ytterligare förbättring erhöles då ozondosen ökade från 1 mg/l till 4 mg/l vid förozonering eller från 1 till 2 mg/l vid mellanozonering. (Inga försök med hypoklorit gjordes vid mellanozonering 4 mg/l.)

Vid låga koncentrationer av fritt klor minskar klorets benägenhet att reagera. Klorförbrukningen stannade därför av i referensen, medan reaktionerna fortsatte under längre tid i det ozonerade provet. 24 timmar efter desinfektionen var därför klorförbrukningen inte mer än 10% lägre i det ozonerade vattnet.



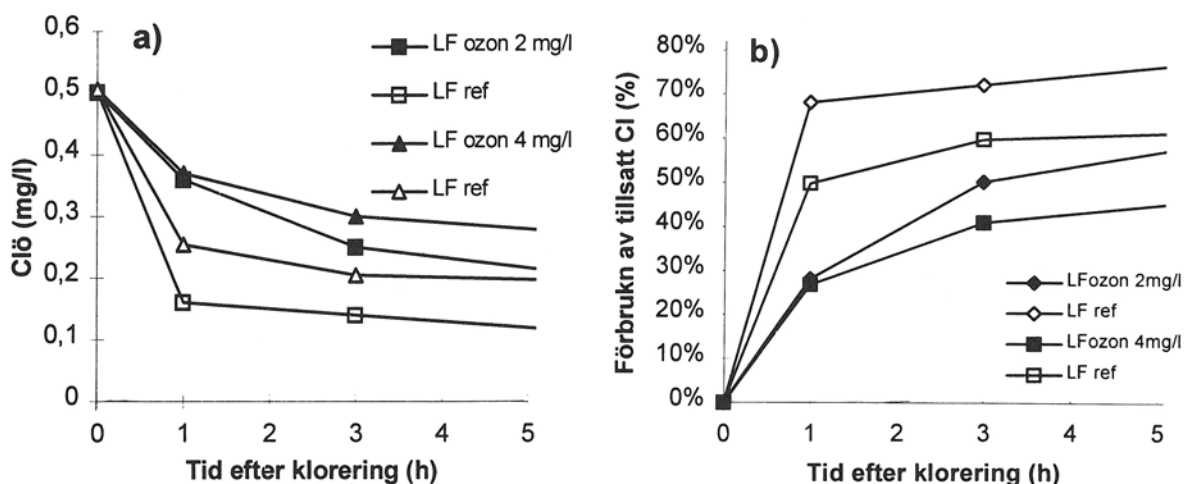
**Figur 6.29** Kloröverskott (medelvärden) efter förozonering jämfört med referenslinjen (*figur a*) samt klorförbrukningen i % av tillsatt klordos (*figur b*) under de tre första timmarna efter klorering.



**Figur 6.30** Kloröverskottet efter mellanozonering jämfört med referenslinjen (*figur a*) samt klorförbrukningen i % av tillsatt klordos (*figur b*) under de tre första timmarna efter klorering

### 6.4.2 Kloreringsförsök med kloraminering

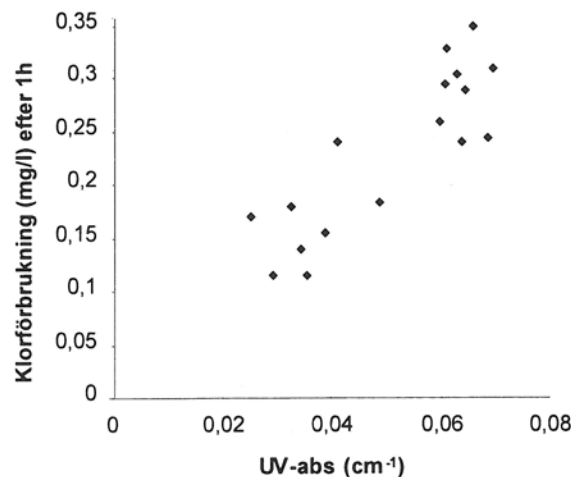
För att efterlikna desinfektionen på Norsborgs vattenverk gjordes ett antal kloreringsförsök med kloraminering. Vid kloraminering tillsätts ammonium samtidigt som hypokloriten, för att binda en del av tillsatt fritt klor. (se *figur 6.31 a och b*). Det var svårt att göra repeterbara försök med kloramineringen, vilket också syns på resultaten för referenslinjen. Endast ett försök gjordes med kloramin vid ozondos 1 mg/l. Resultatet är ej medtaget, då referensens klorförbrukning avvek med nästan 100% jämfört med andra försök.



**Figur 6.31** Kloröverskott efter mellanozonering (medelvärden) jämfört med referenslinjen (*figur a*) samt klorförbrukningen i % av tillsatt klordos (*figur b*) under de tre första timmarna efter kloraminering.

### 6.4.3 Sambandet mellan klorförbrukning och UV-absorbansen i vattnet

Det finns ett tydligt samband mellan klorförbrukningen vid slutdesinfektionen och UV-absorbansen i det klorerade vattnet. Ju lägre UV-absorbans desto lägre klorförbrukning och därmed lägre produktion av klororganiska biprodukter. I *figur 6.32* visas klorförbrukningen mot UV-absorbansen en timme efter tillsatt klordos (hypoklorit, 0,5 mg/l).

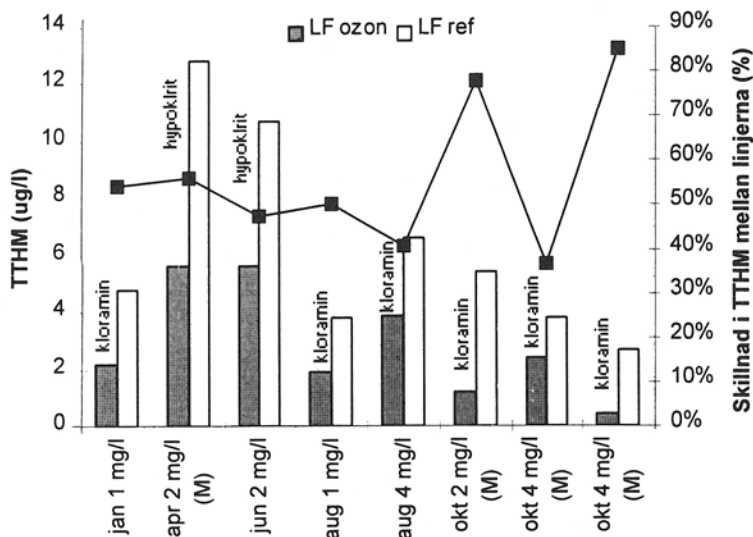


**Figur 6.32** Klorförbrukningen under första timmen efter desinfektion med 0,5 mg/l hypoklorit mot UV-absorbansen i det klorerade vattnet. När UV-absorbansen i provet minskade, minskade också klorförbrukningen.

#### 6.4.4 Bildning av kloreringsprodukter

- THM

Det långsamfiltrerade vattnet från respektive linje klorerades i flaska, och analyserades efter ett dygn på kloroform, bromdiklormetan och dibromklormetan. Halterna var högre på båda linjerna då kloreringen gjordes med hypoklorit, jämfört med vid kloraminering. TTHM, ”totalt THM”, dvs summan av dessa tre ämnen för respektive linje visas i **figur 6.33**. På sekundäraxeln ses att bildningen av TTHM vid kloreringen minskade med mellan 40 och 85% efter ozonering jämfört med referenslinjen. Störst effekt erhöles vid mellanozonering.

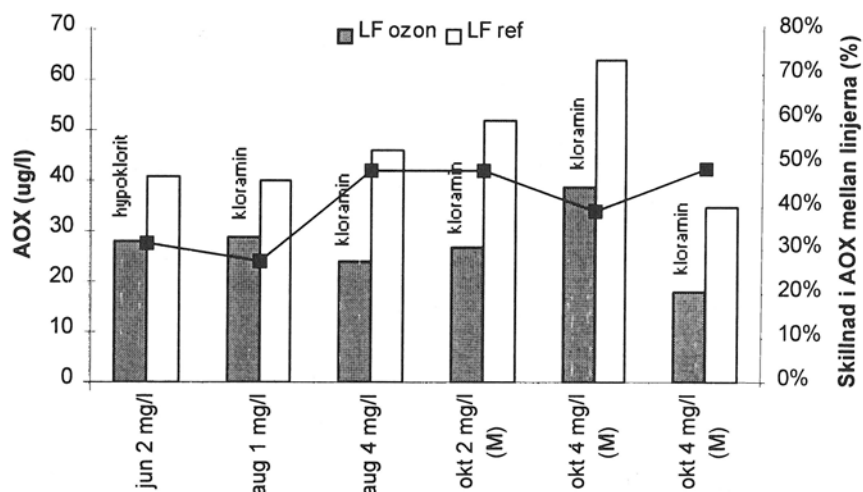


**Figur 6.33** Bildning av THM vid kloering vid olika ozondoser. På sekundäraxel ses skillnaden i TTHM mellan linjerna. TTHM var mellan 37 och 85% lägre efter ozonering. Störst skillnad erhöles efter mellanozonering.

## • AOX

Från och med juni analyserades också de klorerade proverna på AOX, se **figur 6.34**. Bildningen av AOX vid kloreringen minskade med 30 till 50% efter ozonering jämfört med referenslinjen.

Vid två tillfällen analyserades AOX i råvattnet samt i utgående renvatten från Västra verket. Råvattnet innehöll 18 respektive 21 µg/l, medan utgående renvatten bestämdes till 53 respektive 54 µg/l AOX.



**Figur 6.34** Bildning av AOX vid klorering vid olika ozondoser. På sekundäraxeln ses skillnaden i AOX mellan linjerna. AOX var mellan 28 och 49% lägre efter ozonering.

## 6.5 FYSIKALISKA OCH KEMISKA KVALITETSPARAMETRAR

### 6.5.1 Turbiditet

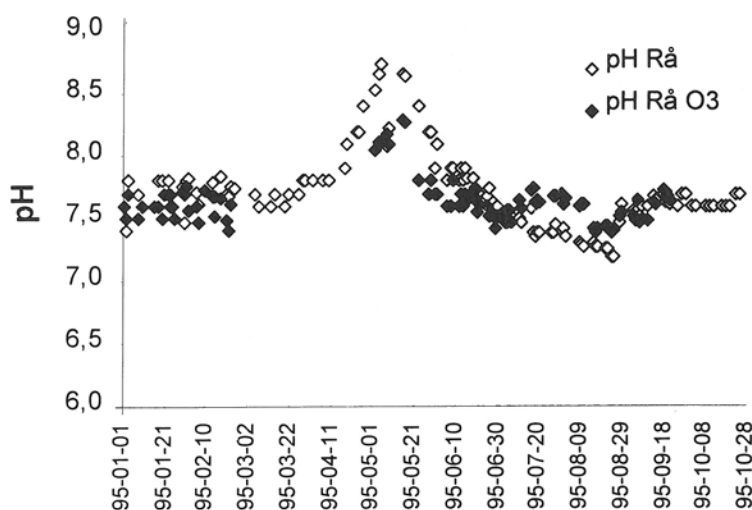
Turbiditeten i råvattnet påverkades inte av ozoneringen under vintern och våren. Under sensommaren ökade turbiditeten något i råvattnet efter ozoneringen, men efter snabbfiltrering och långsamfiltrering syntes ingen skillnad i turbiditet, varken vid förozonering eller mellanozonering.

### 6.5.2 pH

Råvattnets pH påverkades vid förozoneringen, se **figur 6.35**. Under större delen av försöksperioden skedde en sänkning i pH med någon tiondels pH-enhet efter förozoneringen, men på sensommaren skedde det motsatta; pH ökade i stället med någon tiondels pH-enhet. Detta fenomen finns beskrivet i litteraturen men det är osäkert vad detta beror på. I litteraturen menar vissa forskare att denna pH-förändring är orsaken till att kemikaliedosen har kunnat sänkas i vissa vatten med



bibehållen kvalitet efter förozonering. Det har förklarats med förändringar hos aktiva grupper i det organiska materialet till följd av biologisk aktivitet i råvattnet. Alkaliniteten däremot påverkades inte alls av ozoneringen.



**Figur 6.35** pH i råvattnet före och efter förozonering. Under vintern sjönk pH vid ozoneringen, men mitt i sommaren skedde plötsligt det motsatta - pH ökade efter förozoneringen.

### 6.5.3 Aluminiumrest

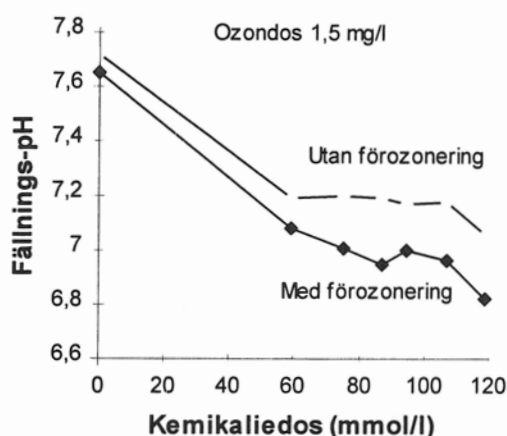
I kallt vatten var aluminiumrethalten högre hos ozonlinjens snabbfiltrat, jämfört med referensen. Aluminiumrethalten i utgående vatten låg dock alltid under 0,03 mg/l (jfr Livsmedelverkets riktvärde på 0,05 mg/l, gränsvärde 0,10 mg/l). I medeltal låg aluminiumhalten i utgående långsamfiltrat runt 0,01 mg/l under hela försökperioden.

Under två perioder kördes pilotanläggningen utan kemisk fällning på ozonlinjen respektive på både ozon- och referenslinjen men inte heller detta påverkade aluminiumhalten i utgående långsamfiltrat.

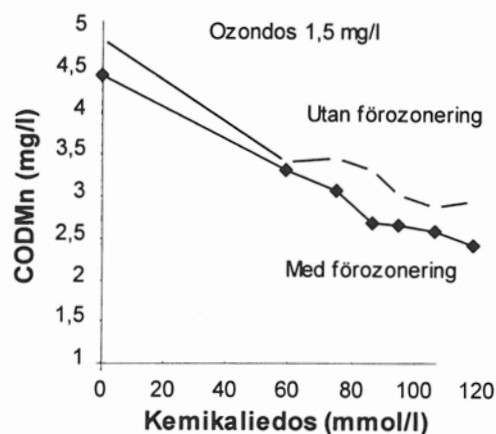
## 6.6 LABORATORIEFÖRSÖK

För att undersöka kemikaliebehovet efter förozoneringen gjordes fällningsförsök i laboratorieskala på råvatten före och efter ozoneringen i kallt vatten. Efter fällning och sedimentering filtrerades provet, varefter proverna analyserades på UV-abs och  $COD_{Mn}$ .

I **figur 6.36** ses fällnings-pH med respektive utan förozonering vid olika kemikaliedoser och i **figur 6.37** ses  $COD_{Mn}$  efter filtrering av provet från en körning. Försöket gjordes i januari vid ozondos 1,5 mg/l och råvattentemperatur 0,5 °C.



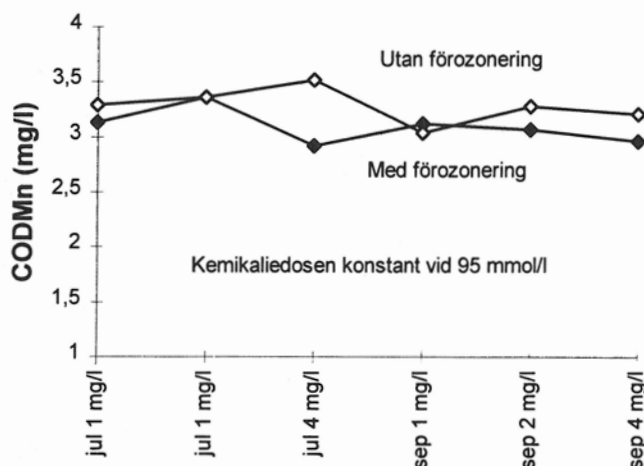
**Figur 6.36** Fällnings-pH vid olika kemikaliedoser i råvatten respektive förozonerat råvatten. Ozondos 1,5 mmol/l.



**Figur 6.37** COD<sub>Mn</sub> vid olika kemikaliedoser i råvatten respektive förozonerat råvatten. Ozondos 1,5 mmol/l.

Efter förozoneringen erhöles ungefär samma COD<sub>Mn</sub> vid en 20% lägre kemikaliedos, som i råvattnet vid normal dos, dvs 95 mmol/l. Det var dessa försök som föranledde körningarna med 20% lägre kemikaliedos på ozonlinjen.

Under sommaren gjordes flera burkförsök vid olika ozondoser, där kemikaliedosen hölls konstant vid 95 mmol/l, se **figur 6.38**. Bäst resultat erhöles i juli vid ozondos 4 mg/l. Då var råvattentemperaturen 14,4 °C. Vid försök med samma ozondos i september erhöles inte lika bra resultat, trots att temperaturen var nästan densamma, 14,2 °C.



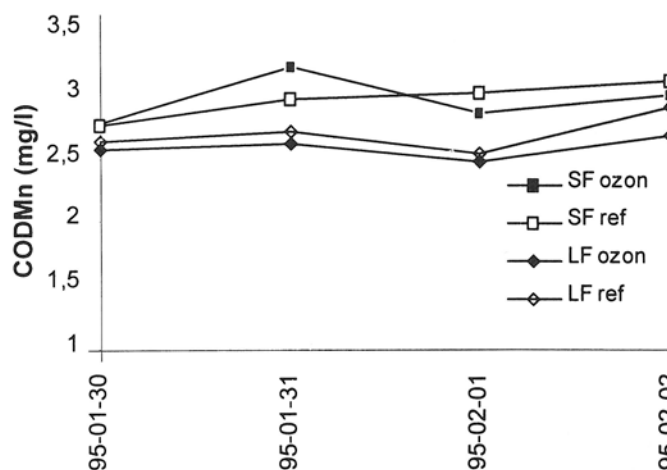
**Figur 6.38** Fällningsförsök i laboratorieskala vid olika ozondoser. Kemikaliedosen hölls konstant vid 95 mmol/l.

## 6.7

## FÖRSÖK MED 20% LÄGRE KEMDOS PÅ OZONLINJEN

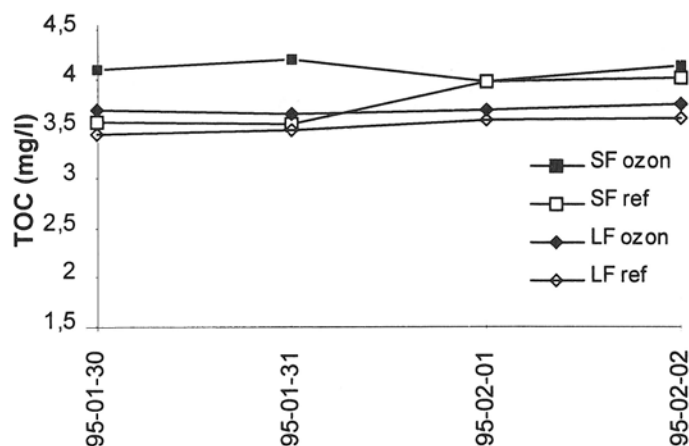
I januari, när råvattnet var som kallast, kördes en veckas försök med 20% lägre kemdos (76 mmol/l) på ozonlinjen. Referenslinjen fälldes vid normaldos, dvs 95mmol Al/l.

I *figur 6.39* visas COD<sub>Mn</sub> efter snabbfiltrering respektive långsamfiltrering. Ozonlinjen följer referenslinjen trots kemikaliesänkningen och är t.o.m något lägre.



**Figur 6.39** COD<sub>Mn</sub> efter snabbfiltrering och efter långsamfiltrering med 20% lägre kemikaliedos på ozonlinjen. Varje punkt motsvarar endast en provtagning.

TOC resultaten varierade något efter snabbfiltreringen på båda linjerna (vilket kan bero på problem vid TOC-bestämningen), men efter långsamfiltreringen är TOC ungefär lika på båda linjerna (något högre på ozonlinjen), se *figur 6.40*.



**Figur 6.40** TOC efter snabbfiltrering respektive långsamfiltrering med 20% lägre kemikaliedos på ozonlinjen. Varje punkt motsvarar endast en provtagning

Vid försöken med 20 % lägre kemdos på ozonlinjen noterades ingen förändring i fällnings-pH, däremot ökade turbiditeten efter snabbfiltreringen till 0,16 FNU jämfört med referenslinjens 0,05 FNU. Detta tyder på att kemikaliedosen var för

låg. Efter långsamfiltreringen var skillnaden mellan linjerna mindre (0,07 FNU på ozonlinjen jämfört med 0,05 FNU på referenslinjen). Aluminiumrethalten ökade också hos ozonlinjen till ca 0,1 mg/l jämfört med referensens ca 0,03 mg/l efter snabbfiltreringen. Efter långsamfiltreringen var Al-resten fortfarande högre hos ozonlinjen, dock lägre än Livsmedelverkets riktvärde (0,02 mg/l på ozonlinjen jämfört med 0,01 mg/l hos referensen.)

Den mikrobiologiska kvaliteten skiljde sig markant mellan linjerna under hela perioden med kallt vatten, framförallt 7 dygns heterotrofer var kraftigt förhöjda, se kap 6.3. Då kemikaliedosen sänktes, fördubblades ozonlinjens 7 dygns heterotrofa bakterier efter snabbfiltreringen och denna förhöjning kvarstod efter långsamfiltreringen. Ingen förändring av 2 dygns heterotrofa eller koliforma bakterier noterades dock.

Det var tänkt att försök med sänkt kemikaliedos skulle upprepas i varmt vatten, men i stället kördes längre försök utan kemisk fällning.

## 7 RESULTAT OZONERINGSFÖRSÖK UTAN KEMISK FÄLLNING

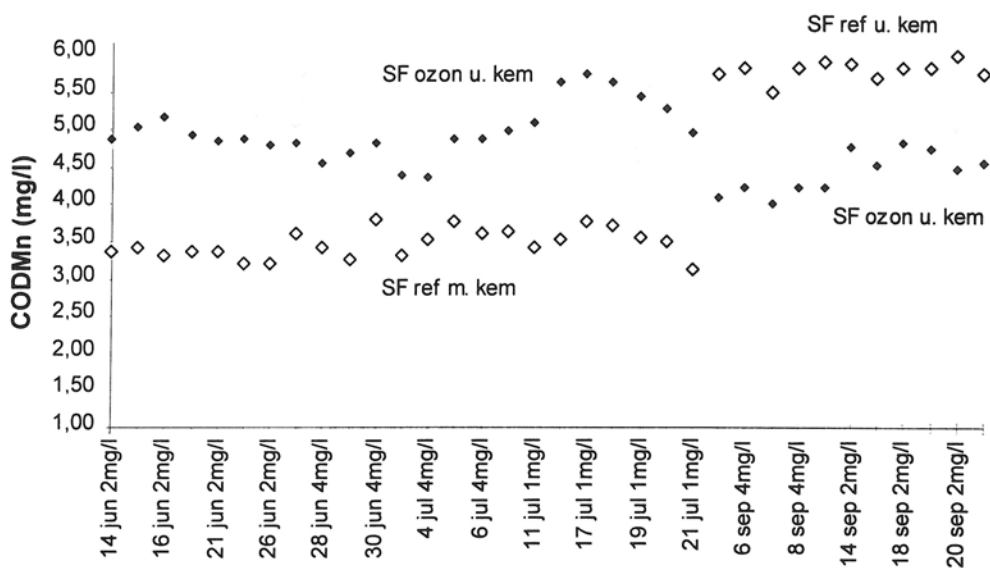
Ozonförsök utan kemisk fällning kördes under två perioder, dels ca 5 veckor i juni-juli dels drygt 2 veckor i september. Under den första perioden kördes referenslinjen som vanligt, dvs med normal kemdos och under den andra kördes båda linjerna utan kemisk fällning. Råvattentemperaturen var under den första perioden 9-15 °C och under den andra 16-18 °C.

### 7.1 ORGANISKT MATERIAL

#### 7.1.1 Efter snabbfiltrering

##### • COD<sub>Mn</sub>

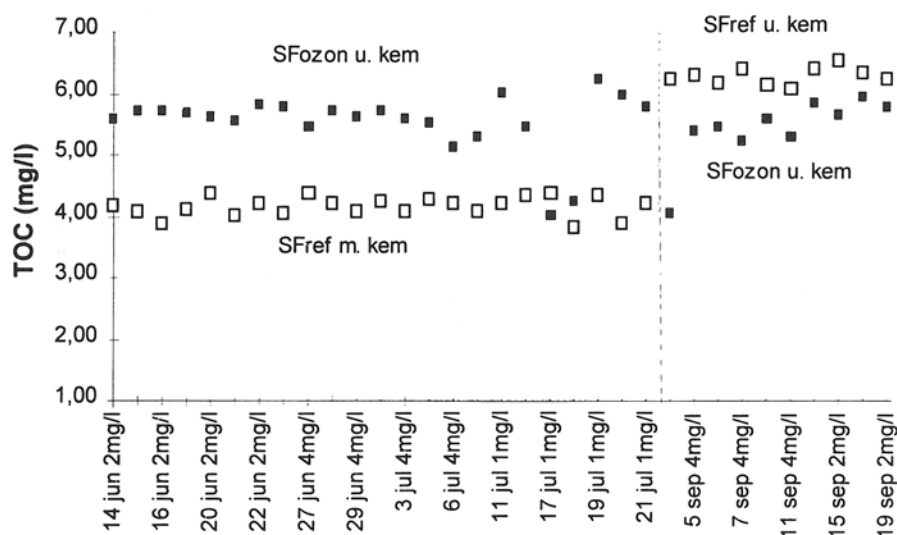
Vid förozoneringen minskade COD<sub>Mn</sub> i råvattnet med i medeltal 3-14%, beroende på ozondosen. Vid snabbfiltreringen reducerades sedan COD<sub>Mn</sub> ytterligare, men låg betydligt högre än referensens kemiskt fällda snabbfiltrat, se *figur 7.1*. I september, då båda linjerna kördes utan kemisk fällning var ozonlinjens COD<sub>Mn</sub> 11-14% lägre än referensen efter snabbfiltreringen.



**Figur 7.1** COD<sub>Mn</sub> efter snabbfiltrering. Under första perioden fälldes referensen som vanligt. Under den andra perioden kördes båda linjer utan kemisk fällning.

##### • TOC

Efter snabbfiltreringen var TOC, precis som COD högre hos ozonlinjen, jämfört med den kemiskt fällda referensen. Under den andra perioden, då båda linjer kördes utan kemfällning var TOC lägre hos ozonlinjen, se *figur 7.2*.

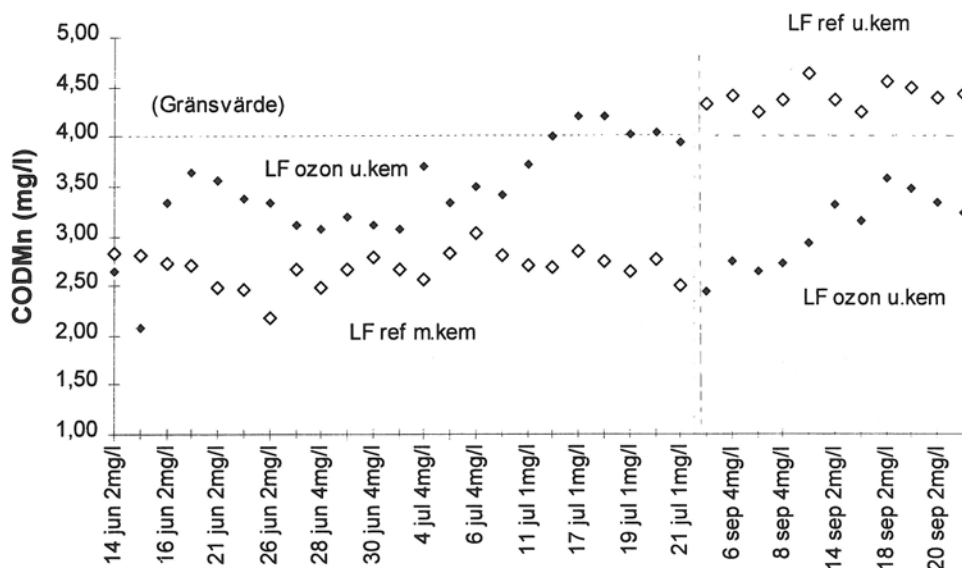


**Figur 7.2** TOC efter snabbfiltreringen. Under första perioden fälldes referensen som vanligt. Under den andra perioden kördes båda linjer utan kemisk fällning.

### 7.1.2 Efter långsamfiltrering

#### • COD<sub>Mn</sub>

Efter långsamfiltreringen har skillnaden mellan den kemiskt fällda referensen och det förozonerade, ej fällda vattnet minskat. COD<sub>Mn</sub> i utgående vatten var dock alltid högre hos ozonlinjen utan kemfällning jämfört med referenslinjen med kemisk fällning. Livsmedelverkets gränsvärde på 4 mg/l kunde dock klaras vid ozondos 2 och 4 mg/l, se *figur 7.3*.

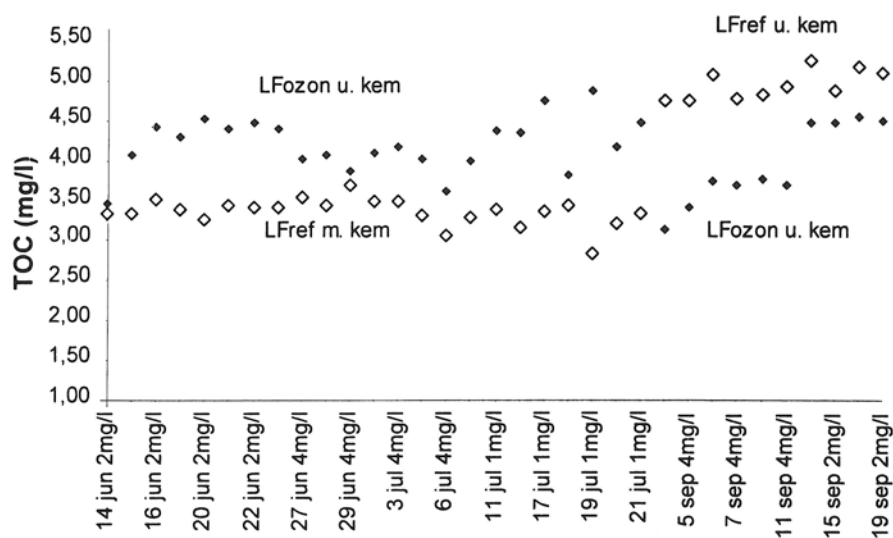


**Figur 7.3** COD<sub>Mn</sub> i utgående vatten vid försök utan kemisk fällning. Livsmedelverkets gränsvärde kunde klaras vid ozondoserna 2 och 4 mg/l. Under den andra perioden (i september) erhöles COD<sub>Mn</sub>-halter motsvarande referensens med kemisk fällning vid ozondos 4 mg/l.

Under den andra, något varmare perioden utan kemfällning händer något intressant. Vid ozondos 4 mg/l ligger  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  i utgående vatten från ozonlinjen på halter motsvarande referenslinjen med kemisk fällning. Referenslinjens ofällda vatten ligger samtidigt över Livsmedelverkets gränsvärde.

## • TOC

TOC i utgående vatten var högre hos ozonlinjen utan kemisk fällning jämfört med referenslinjen med normal kemdos, se **figur 7.4**. I september erhöles TOC-halter jämförbara med referenslinjen med kemisk fällning.



**Figur 7.4** TOC i utgående vatten under försök utan kemisk fällning vid olika ozondoser på ozonlinjen. Referenslinjen med normal kemdos under första perioden och utan kemdos under andra. Under september erhöles TOC-halter motsvarande referenslinjen med kemisk fällning vid ozondos 4 mg/l.

## 7.2 BILDNING AV OXIDATIONSPRODUKTER

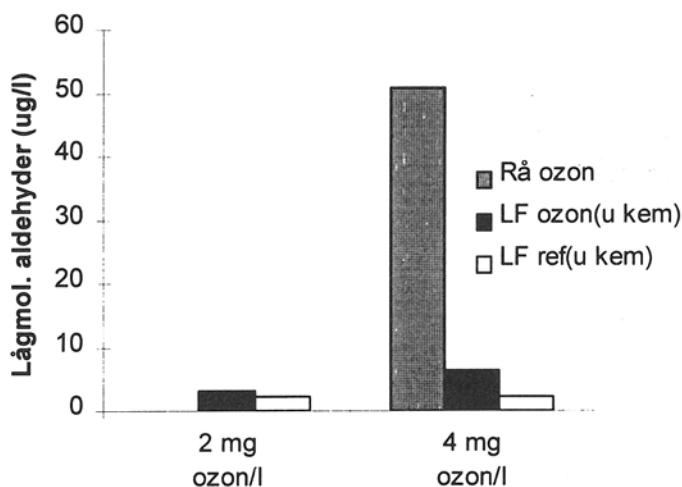
### • Lågmolekylära aldehyder

Två bestämningar av lågmolekylära aldehyder gjordes vid försöken utan kemisk fällning. Efter respektive linjes långsamfiltrering var aldehydhalterna (acetaldehyd, glyoxal respektive metylglyoxal) i utgående långsamfiltrat knappt detekterbara. Efter ozonbehandling vid den högsta ozondosen fanns dock en förhöjning av aldehyder kvar efter långsamfiltreringen, se **figur 7.5**.

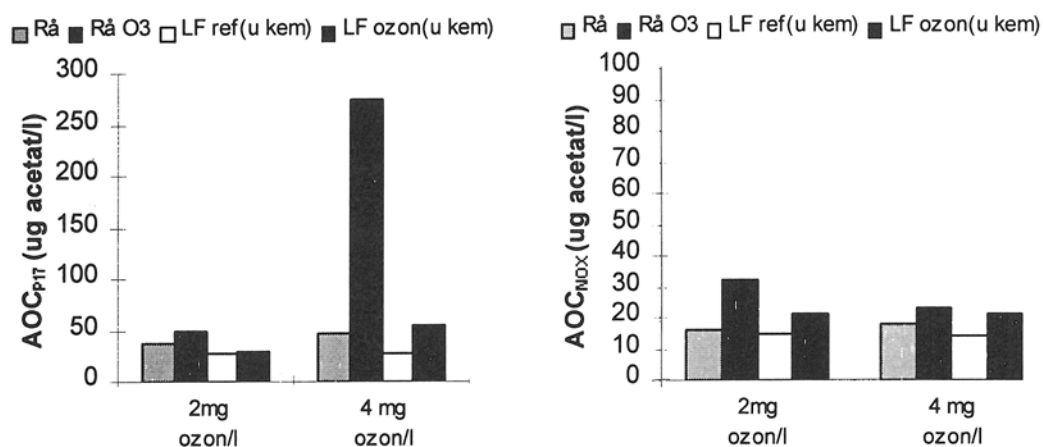
### • AOC

Vid ozoneringen ökade  $\text{AOC}_{\text{p17}}$  kraftigt i det varma vattnet, framförallt vid den högre ozondosen.  $\text{AOC}_{\text{p17}}$  reducerades till samma nivå som referensen vid ozondos 2 mg/l ( $30 \mu\text{g/l}$  jämfört med  $27 \mu\text{g/l}$ ). Vid den högre ozondosen var AOC fortfarande högre än råvattnet efter långsamfiltreringen, motsvarande dubbelt så hög som hos referenslinjen ( $55 \mu\text{g/l}$  jämfört med  $28 \mu\text{g/l}$ ), se **figur 7.6**.

$AOC_{NOX}$  ökade inte lika kraftigt vid ozoneringen, se *figur 7.7*. Efter långsamfiltreringen var ozonlinjens  $AOC_{NOX}$  28  $\mu\text{g/l}$  jämfört med referensens 15  $\mu\text{g/l}$ .



**Figur 7.5** Summan av lågmolekylära aldehyder (acetaldehyd, glyoxal och metylglyoxal) efter respektive långsamfilter utan kemisk fällning.



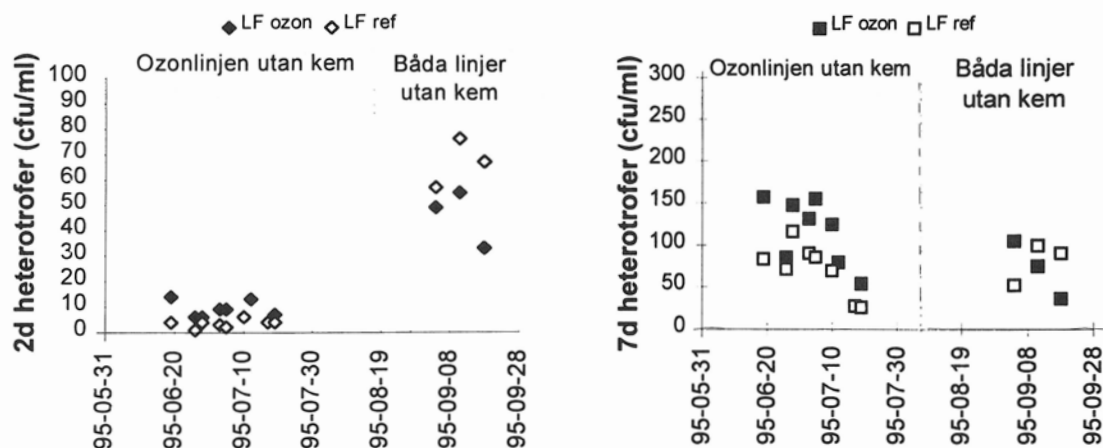
**Figur 7.6**  $AOC_{P17}$  i råvattnet före och efter ozonering samt efter långsamfiltrering utan kemisk fällning.

**Figur 7.7**  $AOC_{NOX}$  i råvattnet före och efter ozonering samt efter långsamfiltrering utan kemisk fällning.

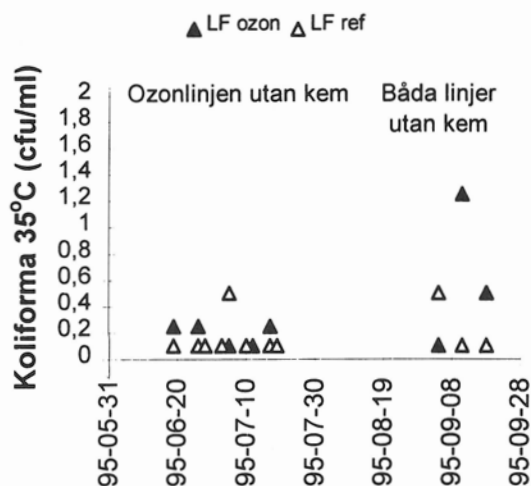
### 7.3 BAKTERIOLOGISK KVALITET

Ingenting anmärkningsvärt finns att säga om resultaten från de bakteriologiska analyserna, varken för 2 dygns heterotrofer, 7 dygns heterotrofer eller koliforma bakterier (se *figur 7.8 och 7.9*).





**Figur 7.8** 2 dygns heterotrofa bakterier respektive 7 dygns heterotrofa bakterier i utgående vatten från respektive linje. Under juni-juli kördes referenslinjen kördes med kemisk fällning vid normal kemdos och ozonlinjen utan kemisk fällning. I september kördes båda linjer utan kem.

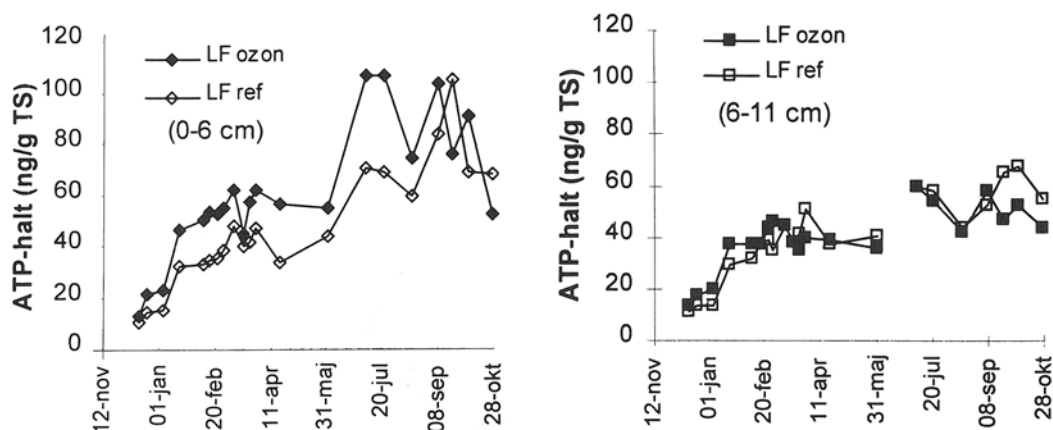


syrgas, vilket troligtvis störde analysen. Efter snabbfiltreringen hade referenslinjen en turbiditet på 1,0 FNU, medan ozonlinjen höll 0,6-0,75 FNU. Bäst turbiditet efter snabbfiltreringen erhöles vid ozondosen 2 mg/l. Efter långsamfiltreringen var turbiditeten 0,09 FNU på båda linjerna (0,13 FNU hos ozonlinjen utan kemisk fällning under juni-juli), jämfört med ca 0,05 FNU med kemisk fällning.

## 8. RESULTAT LÅNGSAMFILTERSANDENS BIOMASSA (av M. ROTHMAN)

### 8.1 BIOLOGISK AKTIVITET MÄTT SOM ATP

ATP-halten är ett mått på hur aktiva bakterierna i långsamfiltersanden är. Under försöket togs sandprover ut för aktivitetmätningar från sanddjupen 0-6 och 6-11 cm. **Figur 8.1** visas ATP-halterna i sanden vid dessa två djup under hela försöksperioden. Långsamfiltren togs i drift i december och efter 2 månader hade halterna stabiliserats. Under sommaren ökade den biologiska aktiviteten i sandens översta skikt i båda filtren, men ökningen var betydligt kraftigare i ozonlinjens filter då kemfällningen ständes i juni. Aktiviteten i sanden från 0-6 cm är mellan 5-40 % högre i ozonlinjen än i referenslinjen. I september stängdes kemfällningen på båda linjer och då steg aktiviteten även i referensfiltret. I sand hämtad från 6-11 cm ner i filterbädden kan ingen skillnad i aktivitet mellan de två linjerna observeras.



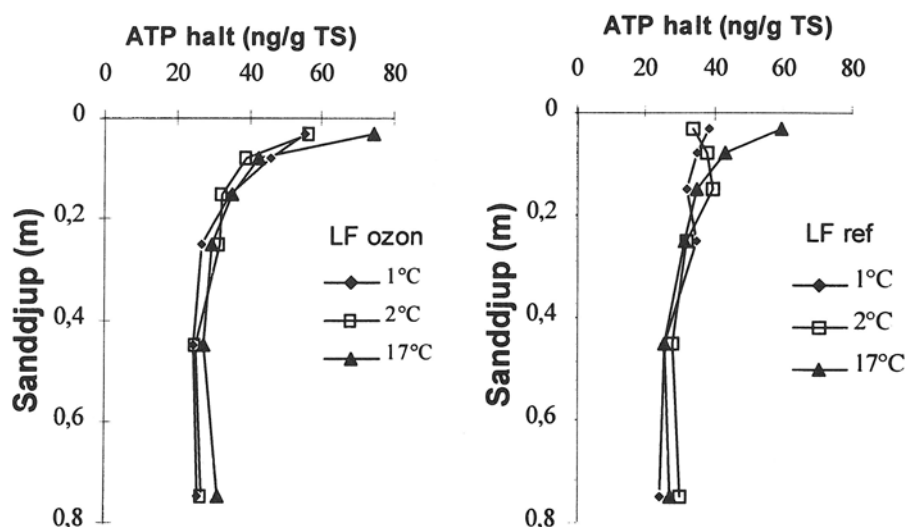
**Figur 8.1** Aktivitet i långsamfiltersand mätt som ATP-halt på ozonlinjen respektive referenslinjen på 0-6 cm djup respektive 6-11 cm djup.

Studier av hur aktiviteten förändras på djupet i filterbädden utfördes vid tre tillfällen. Sandprov togs på djupen; 0-6, 6-11, 11-20, 20-30, 40-50 och 70-80 cm. Djupprofiler utfördes två gånger i kallt vatten (1-2 °C) och en gång i varmt vatten (17 °C). Hos ozonlinjen kan en tydlig nedgång i aktivitet observeras i de första 20 cm av sanden därefter stabiliserar värdena. I referensfiltret är skillnaden i aktivitet mellan sand från ytskiktet och från punkter längre ner i bädden mindre än i ozonfiltret. Efter de översta 20 cm sand är aktiviteten i sandfiltren konstant och ingen skillnad mellan de två linjerna kan observeras, se **figur 8.2**.

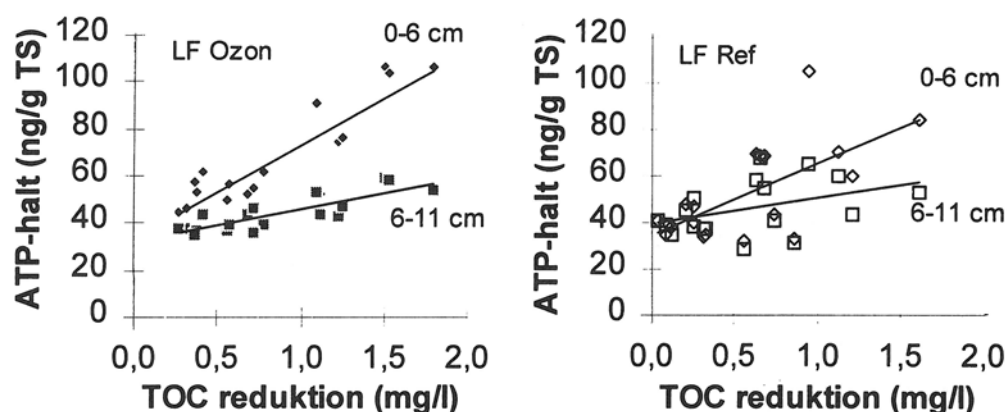
#### 8.1.1 ATP i korrelation till reduktion av organiskt material

Reduktionen av organiskt material i långsamfiltret, mätt som TOC, var effektivare vid högre biologisk aktivitet i långsamfiltersanden. Reduktionen av organiskt material tycks främst ske i långsamfiltersandens översta skikt, (0-6 cm) ty då reduktionen av TOC ökar, ökar också aktiviteten i tydligt i detta skikt, även om en

mindre ökning av aktivitet även kan ses på djupet 6-11 cm, se **Figur 8.3**. Skillnaden i djupled mellan 0-6 cm och 6-11 cm är mindre hos referensfiltret.



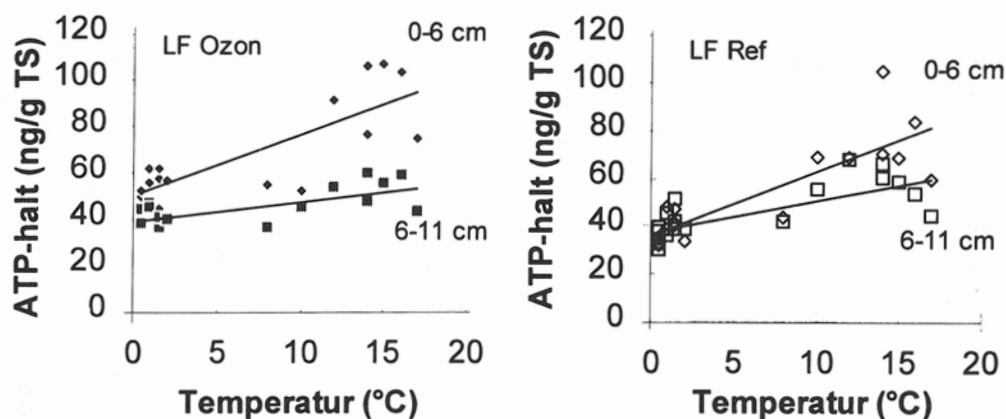
**Figur 8.2** ATP-halt vid olika sanddjup och temperaturer i ozonlinjens respektive referenslinjens långsamfilter.



**Figur 8.3** ATP-halt i långsamfiltersanden i respektive filter vid olika reduktion av TOC i filtren.

### 8.1.2 ATP i korrelation till råvattentemperatur

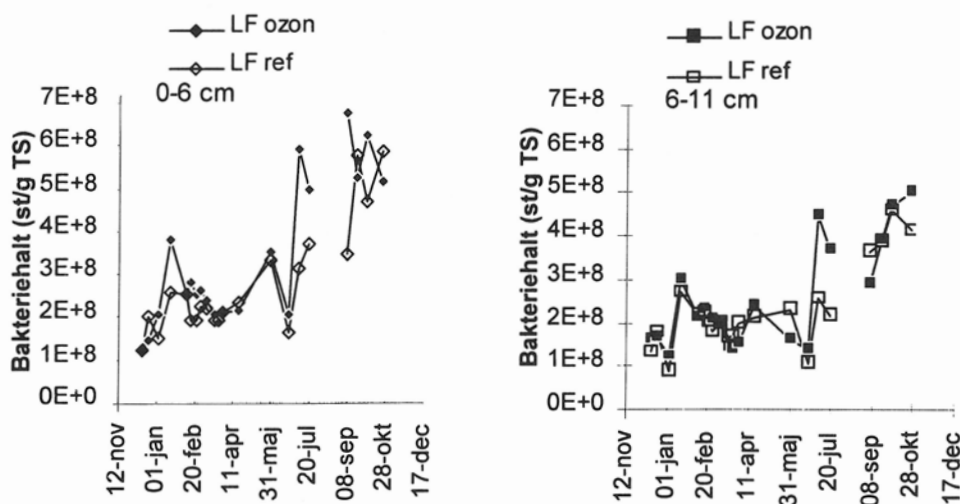
I långsamfiltersanden från ozonlinjen steg den bakteriella aktiviteten i det översta sandskiktet då vattentemperaturen steg, se **figur 8.4**. Djupare ned i filtret påverkades inte aktivitet av vattentemperaturen. Detta kan även ses i djupprofilerna, **figur 8.2**. I referenslinjen ökade aktiviteten i långsamfiltersanden något då vattentemperaturen steg. Spridningen var dock stor och någon klar korrelation mellan aktivitet och vattentemperatur kunde inte dras.



**Figur 8.4** ATP-halt i långsamfiltersanden hos ozonlinjen respektive referenslinjen vid olika råvattentemperaturer.

## 8.2 BAKTERIERÄKNING MED EPIFLUORESCENS

Bakteriehalten i långsamfiltersanden mättes under hela försöket. Sandprover togs ut på djupen 0-6 cm och 6-11 cm. Under de första två månaderna steg bakteriehalten i filtren och därefter stabiliserades halten på  $2\text{--}3 \cdot 10^8$  bakterier/g TS (torkad sand) i det översta sandskiktet (0-6 cm) och strax under  $2 \cdot 10^8$  bakterier/g TS i skiktet 6-11 cm. Någon skillnad mellan den ozonerade linjen och referenslinjen kunde inte observeras. I juni, då kemfällningen på ozonlinjen stängdes av började bakteriehalterna stiga. I det övre skiktet var bakteriehalten under denna period betydligt högre hos ozonlinjen. En kraftig ökning erhöles även på referenslinjen då kemfällningen stängdes i september, se **figur 8.5**.



**Figur 8.5** Bakteriehalt i långsamfiltersand från ozonlinjens respektive referenslinjens översta sandskikt, 0-6 cm respektive 6-11 cm.

En djupprofil av bakteriehalten i långsamfiltersanden utfördes vid två tillfällen. Vid både tillfällena var aktiviteten överst i sanden ca  $2.5 \cdot 10^8$  bakterier/g TS. Bakteriehalten minskade med sanddjupet i de översta 20 cm av filterbädden, därefter stabiliserades bakteriehalten på  $1.5 \cdot 10^8$  bakterier/g TS. Ingen skillnad mellan de två försöksfiltren kunde observeras vid dessa mätningar.

### **8.2.1 Korrelation mellan bakteriehalt och temperatur samt reduktion av organiskt material**

Mätningarna av bakteriehalter i långsamfiltersanden har försökts korreleras till reduktion av organiskt material mätt som TOC i respektive filter samt till råvattentemperatur. Inga klara samband mellan dessa parametrar kunde observeras varken i ozon- eller referenslinjen. Bakteriehålden stiger med vattentemperaturen men de stora variationerna tyder på att även andra faktorer påverkar bakteriehålden i filtren.

### **8.3 AKTIVITET PER BAKTERIE**

Genom att dela aktiviteten i långsamfiltersanden med antalet bakterier kan bakterieflorans aktivitet bestämmas. Aktiviteten per bakterie varierade mellan 50-300 ug ATP/cell under försöket. Vid samtliga mätpunkter steg kvoten fram till mars och därefter sjönk den under resten av försöket.

Under första halvan av försöket är ATP-halten per bakterie högre i ozonfiltret. Under andra halvan av försöket är kvoten oftast högst i referensfiltret. Då kvoterna mellan sanddjupen 0-6 och 6-11 cm jämförs för varje filter erhålls olika resultat från ozon- respektive referenslinjen. I ozonfiltret hade bakterierna oftast en högre aktivitet överst i skiktet medan referensfiltret oftast hade en högre aktivitet/bakterie i skiktet 6-11 cm.

Variationerna i bakteriernas specifika aktivitet kunde inte förklaras av olika reduktionsgrader av TOC i långsamfiltren eller förändrade vattentemperaturer.

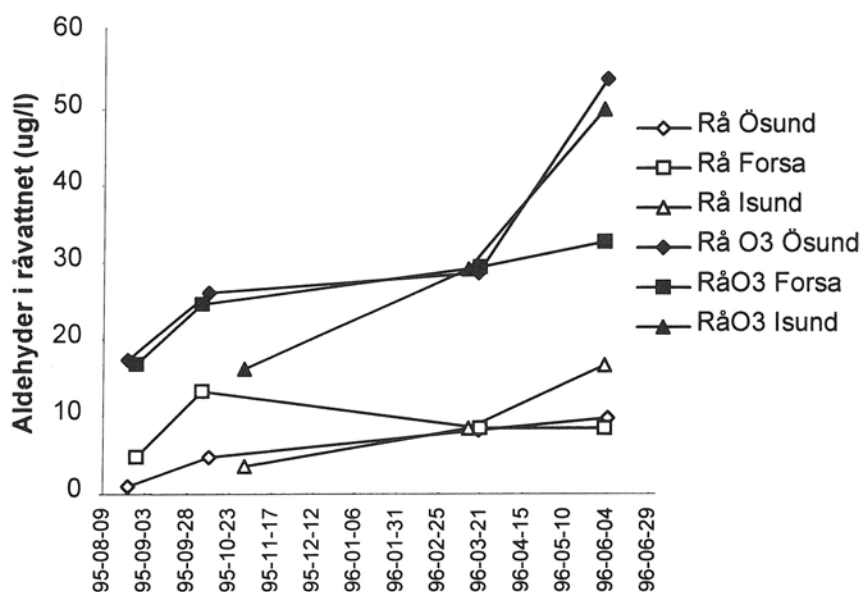
## 9. RESULTAT FRÅN REFERENS-ANLÄGGNINGARNA

Vid fyra tillfällen under ett år togs prov ut vid referensanläggningarna, dvs Östersunds vattenverk, Iggesunds samt Forsa vattenverk (aug-95, okt-95, mars-96 och jun-96). Prov togs på inkommande vatten, efter ozonbehandling samt efter filtrering för bestämning av oxidationsprodukter samt kloreringsbiprodukter.

### 9.1 OXIDATIONSPRODUKTER

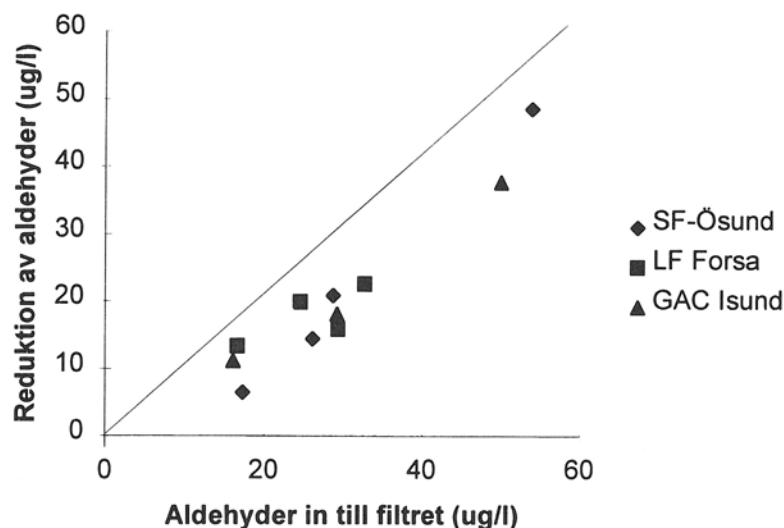
#### 9.1.1 Lågmolekylära aldehyder

Variationen av lågmolekylära aldehyder i råvattnet före och efter ozoneringen hos referensanläggningarna kan ses i **figur 9.1**. Resultaten presenteras som summan av lågmolekylära aldehyder, dvs summan av acetaldehyd, glyoxal samt metylglyoxal. I råvattnet var halterna ganska jämna över året vid provtagningstillfällena hos alla tre vattenverken. Vid ozoneringen ökade aldehydhalterna med ca 2-3 ggr i Forsa och Iggesund och med ca 4 ggr i Östersund.



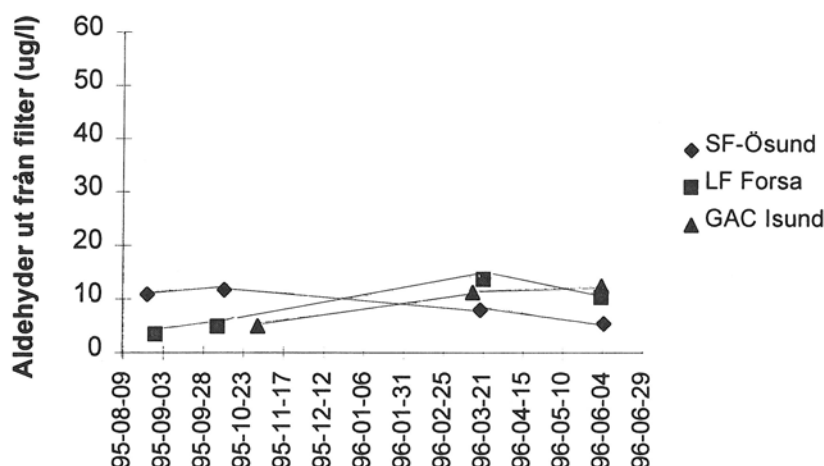
**Figur 9.1** Mängden lågmolekylära aldehyder, dvs summan av acetaldehyd, glyoxal samt metyl-glyoxal i råvattnet före och efter ozonering.

I **figur 9.2** ses hur effektivt de olika filtreringsstegen, dvs Östersunds snabbfilter, Forsas långsamfilter samt Iggesunds GAC-filter, reducerade de lättnedbrytbara aldehyderna. Resultaten var något oväntade. Östersunds snabbfilter visade sig reducera de lågmolekylära aldehyderna nästan lika effektivt som de biologiska filtreringsstegen, i medeltal 55% reduktion i Östersunds snabbfilter, 71% reduktion i Forsa och 65% i Iggesunds GAC-filter. Det är tydligt att det fanns en god biologisk aktivitet i Östersunds snabbfilter.



**Figur 9.2** Reduktionen av lågmolekylära aldehyder vid filtreringen mot mängden aldehyder in till respektive filter.

Aldehydhalten i utgående vatten från respektive vattenverk kan ses i **figur 9.3**. Halterna låg under 15 µg/l vid alla provtagningarna vid alla tre referensanläggningarna. Vid pilotförsöken låg alltid aldehydhalten i utgående vatten under 10 µg/l.

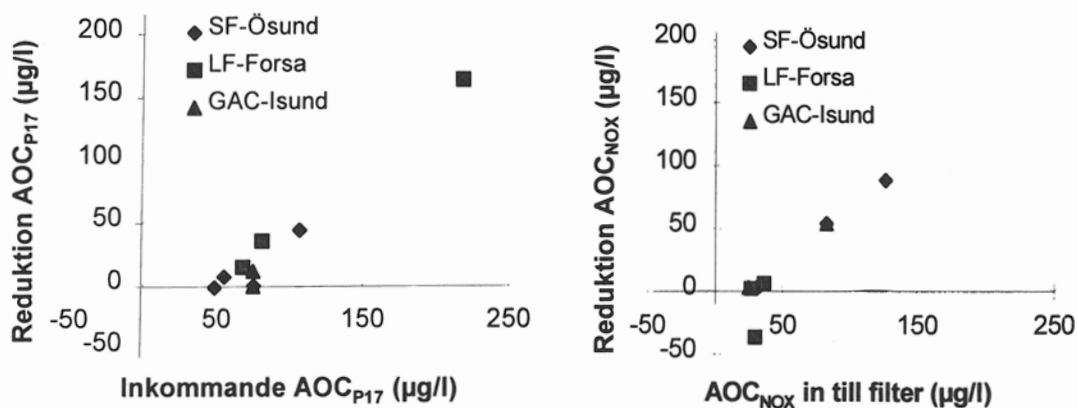


**Figur 9.3** Summan lågmolekylära aldehyder (acetaldehyd, glyoxal och metylglyoxal) i utgående vatten från respektive filtreringssteg.

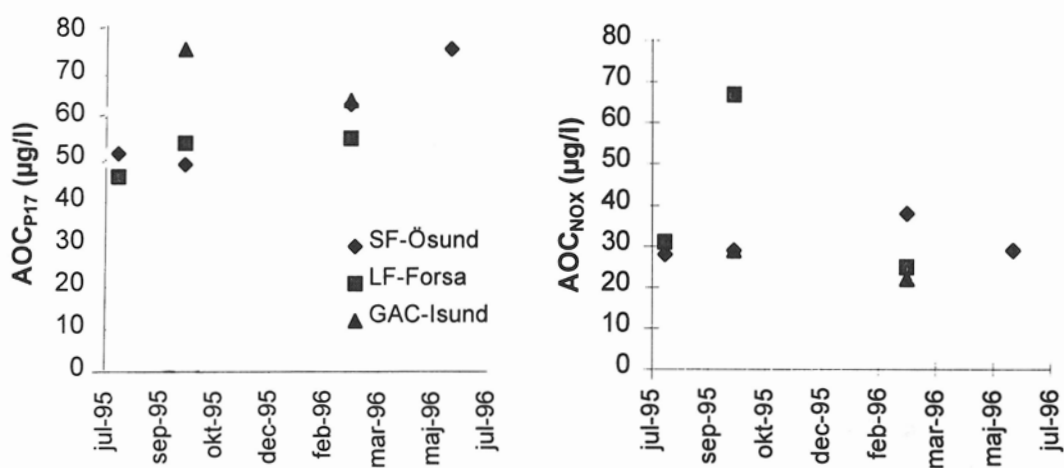
### 9.1.2 AOC

Reduktionen av AOC vid respektive filtrering mot inkommande AOC kan ses i **figur 9.4**. Reduktionen av AOC skiljer sig inte nämnvärt mellan de olika filtreringstyperna. Efter filtreringen låg  $AOC_{P17}$  ganska lika hos de tre anläggningarna inom ett intervall mellan 45 och 75 µg/l för  $AOC_{P17}$  och mellan 20 och 40 µg/l för  $AOC_{NOX}$  (bortsett från ett värde), se **figur 9.5**. Fler prov bör tas och analyseras för att några riktiga slutsatser skall kunna dras.





**Figur 9.4** Reduktion av AOC<sub>P17</sub> respektive AOC<sub>NOX</sub> i respektive filter hos referensanläggningarna.



**Figur 9.5** AOC<sub>P17</sub> respektive AOC<sub>NOX</sub> efter respektive filtreringssteg hos referensanläggningarna.

## 9.2 KLORERINGSBIPRODUKTER

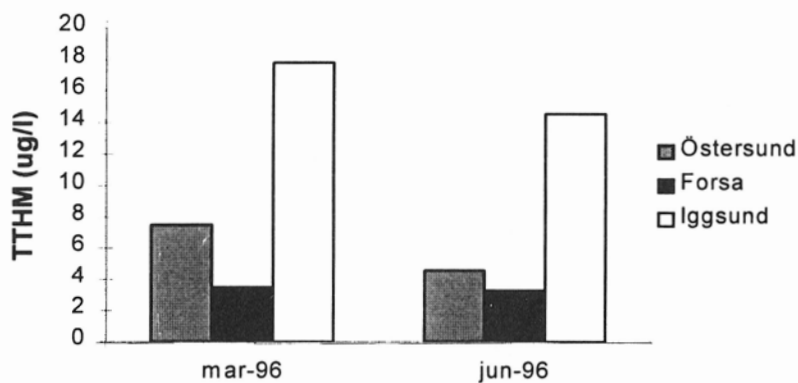
Trihalometaner samt AOX analyserades vid två tillfällen hos respektive referensanläggning. Resultaten för trihalometaner presenteras som summan av kloroform, bromdoklormetan och dibromklormetan, TTHM (Totalt THM).

### 9.2.1 TTHM

Forsa vattenverk hade mycket låga halter THM efter kloreringen i utgående vatten. Även Östersund hade låga halter THM. Iggesund hade betydligt högre TTHM i utgående vatten (*tabell 9.1*).

**Tabell 9.1:** Totalt THM (TTHM) i  $\mu\text{g/l}$  ut från respektive referensanläggning efter klorering.

|         | Östersund<br>( $\mu\text{g/l}$ ) | Forsa<br>( $\mu\text{g/l}$ ) | Iggesund<br>( $\mu\text{g/l}$ ) |
|---------|----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Mars-96 | 7,5                              | 3,5                          | 17,8                            |
| Juni-96 | 4,6                              | 3,3                          | 14,6                            |



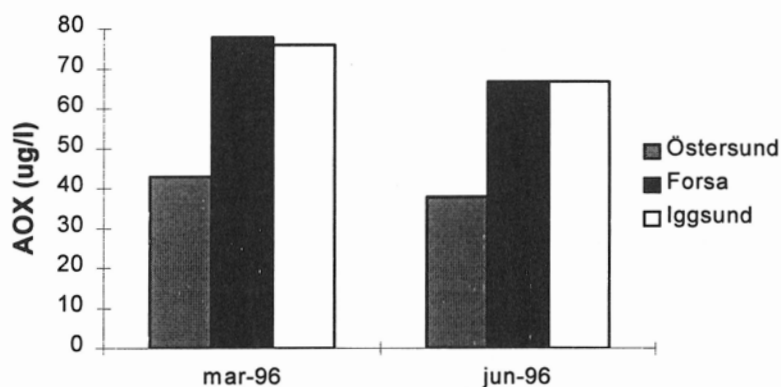
**Figur 9.6** Totalt THM i utgående vatten från referensanläggningarna efter klorering..

### 9.2.2 AOX

AOX-halten i utgående vatten från Östersunds vattenverk låg runt  $40\mu\text{g/l}$  medan motsvarande vatten från Forsa och Iggesund höll nästan dubbelt så höga AOX-halter (*tabell 9.2*).

**Tabell 9.2:** AOX ( $\mu\text{g/l}$ ) i utgående vatten från referensanläggningarna efter klorering.

|         | Östersund<br>( $\mu\text{g/l Cl}$ ) | Forsa<br>( $\mu\text{g/l Cl}$ ) | Iggesund<br>( $\mu\text{g/l Cl}$ ) |
|---------|-------------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|
| Mars-96 | 43                                  | 78                              | 76                                 |
| Juni-96 | 38                                  | 67                              | 67                                 |



**Figur 9.7** Totalt THM i utgående vatten från referensanläggningarna efter klorering..

## 10. RESULTAT FRÅN MÄTNINGAR I OZON-ANLÄGGNINGEN (av M. WESTER)

I ozonanläggningen har följande driftsparametrar kartlagts:

- Momentant ozonbehov, dvs den ozonmängd som förbrukas omedelbart. Alla försök utom förozonering vid ozondos 1 mg/l gav en resthalt av ozon i vattnet.
- Restozonhalt i vattnet efter olika uppehållstid i reaktionstanken. Vid mellanozonering avtog restozonhalten långsammare än vid förozonering.
- Restozonhalt i vattnet ovan långsamfiltret vid mellanozonering. Vid låga temperaturer kunde ozon detekteras i vattnet vid tillsatt ozondos 2-4 mg/l.
- Ozoninlösningsgrad, dvs den andel av tillförd ozon som löstes in i vattnet. Ozoninlösningsgraden var hög, 95% och uppåt.
- Syrehalten i vattnet efter ozoneringen.
- Flöde och sammansättning av restgas, dvs den gas som ej lösts in.
- Inverkan av ozonhalten i tillförd ozongas på ovanstående driftsparametrar.

Avsnitten 10.1 till och med 10.5 avser försök med 10 vikts-% ozon i den tillförda gasen. Under avsnitt 10.6 diskuteras inverkan av ozonhalten i tillförd gas.

### 10.1 MOMENTANT OZONBEHOV

Momentant ozonbehov är det ozon som förbrukas omedelbart vid inlösningen i vattnet. Det momentana ozonbehovet erhålls som skillnaden mellan tillförd ozondos och uppmätt ozonhalt i vattnet (restozon).

Det momentana ozonbehovet är högre vid förozonering än vid mellanozonering. Detta beror på vattnets högre innehåll av organiskt material vid förozonering än vid mellanozonering.

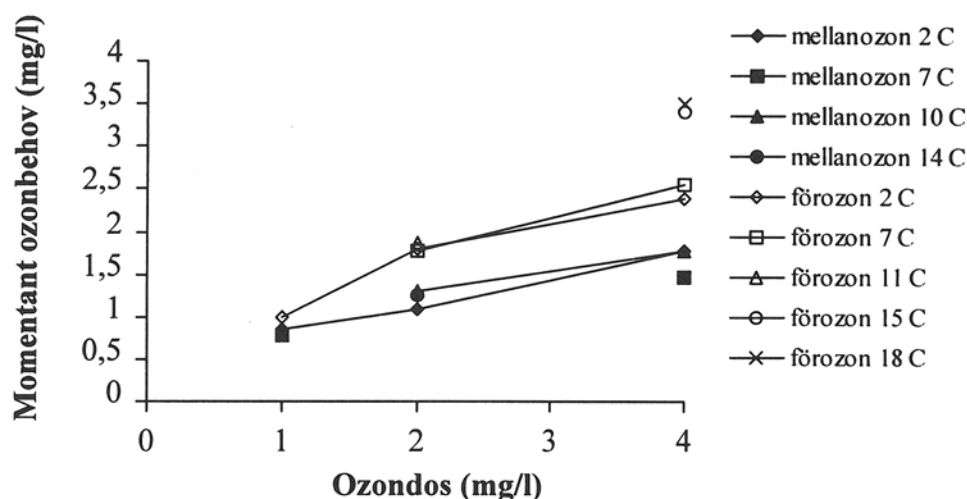
#### Förozonering:

- Låg- och mellandos, 1 resp. 2 mg ozon/l, medför att merparten av ozonet, >90%, reagerar praktiskt taget momentant.
- Högsta dosen, 4 mg ozon/l, ger högre resthalter. Vid cirka 2 °C förbrukas enbart i storleksordningen 60% av ozonet momentant.

#### Mellanozonering:

- Alla mätningar uppvisar en restozonhalt.
- Vid låga temperaturer och lägsta dosen, 1 mg/l, förbrukas cirka 80% momentant.
- Vid 2 mg/l förbrukas enbart cirka 55-65% av det tillförda ozonet momentant. Mätningarna är gjorda upp till cirka 14 °C.
- Vid 4 mg/l och temperaturer upp till cirka 10 °C förbrukas maximalt cirka 45% av tillfört ozon.

Momentana ozonbehovet vid mellanozonering resp. förozonering ses i *figur 10.1*.



**Figur 10.1** Momentant ozonbehov vid mellanozonering resp. förozonering.

För såväl förozonering som mellanozonering ser det ut som om inverkan av temperaturen pekar mot ett högre momentant ozonbehov vid högre temperatur. Men skillnaden mellan momentant ozonbehov vid olika vattentemperaturer är relativt liten och tangerar mätnoggrannheten. Enbart vid förozonering och den högsta temperaturen, 15-18 °C, ser man en tydligt påvisbar höjning av det momentana ozonbehovet.

Huvudparten av mätningarna gjordes under perioden juni-december 1995. Enbart en av mätningarna infaller under algblokningsperioden (mellanozonering, vid en dos av 2 mg/l, 14 °C).

## 10.2 FÖRBRUKNING AV RESTOZON I VATTNET I REAKTIONSTANK OCH LÅNGSAMFILTER

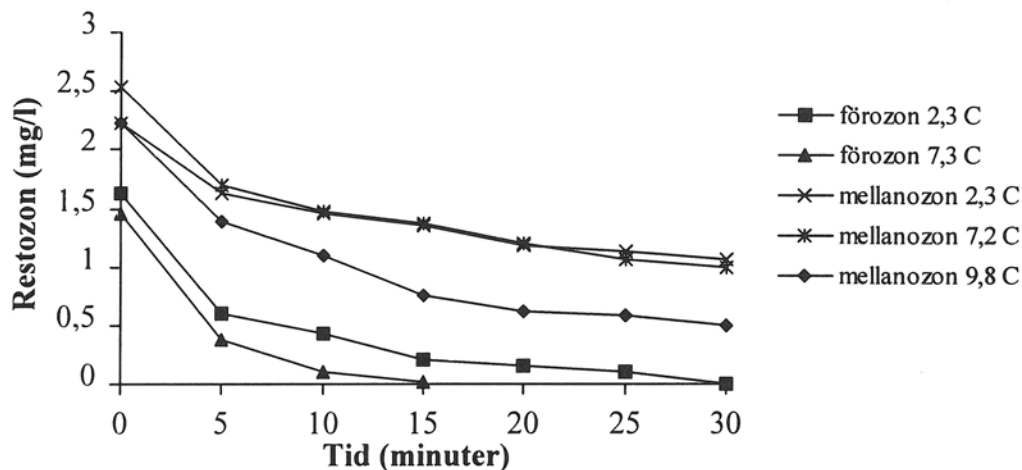
När vattnets momentana ozonbehov var tillfredsställt skedde fortsatt nedbrytning av det oförbrukade ozonet i reaktionstanken. Trots en uppehållstid om 30 minuter i reaktionstanken innehöll vattnet i flera fall restozon då det lämnade tanken. I de fall då uppehållstiden i tanken inte räckte till för att bryta ner allt ozon fortsatte förloppet i fällningsbassängen (förozonering) alt. långsamfiltret (mellanozonering).

Höga restozonhalter i vattnet kan leda till ozon i luften, vilket måste åtgärdas genom tex täckning av bassänger och specialventilation. Restozon vid mellanozoneringen påverkar biologin i långsamfiltret.

### Reaktionstank

Restozonhalten i vattnet har analyserats före reaktionstanken samt efter 5, 10, 15, 20, 25 resp 30 minuters uppehållstid i reaktionstanken.

Mätningarna visar att restozonet bryts ner något snabbare vid förozonering än vid mellanozonering, se **figur 10.2** som visar skillnaden mellan för- och mellanozonering vid ozondosen 4 mg/l samt temperatur cirka 2 resp. 7 °C. Även temperaturen påverkar förloppet, högre temperatur påskyndar nedbrytningen. Resultaten är sammanställda i **tabell 10.1**.



**Figur 10.2** Jämförelse av restozonhalt i reaktionstanken vid för- och mellanozonering. Ozondos 4 mg/l.

**Tabell 10.1.** Erforderlig reaktionstid för att avlägsna restozon

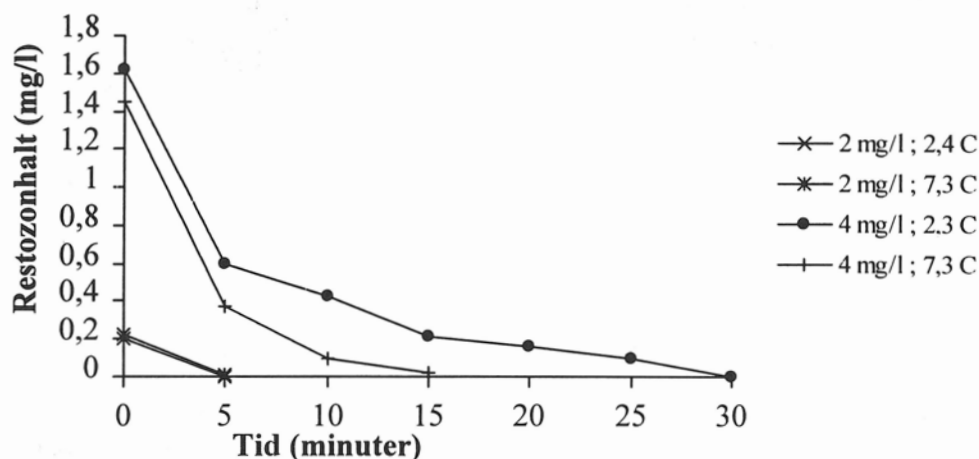
| ozondos<br>mg/l | temperatur<br>°C | tid tills allt restozon brutits ner, minuter |            |
|-----------------|------------------|----------------------------------------------|------------|
|                 |                  | FÖROZON                                      | MELLANOZON |
| 1               | 2-2,5            | 0                                            | <5         |
| 2               | ca 2,5           | <5                                           | >30        |
| 2               | ca 10            | <5                                           | 30         |
| 2               | 14,2             |                                              | <15        |
| 4               | 2,3              | 30                                           | >30        |
| 4               | ca 7             | <20                                          | >30        |
| 4               | 14-15            | <5                                           | >30        |

Resultaten kan i korthet sammanfattas med:

#### Förozonering:

- Vid tillsats av 1 mg ozon/liter reagerar allt ozon momentant, dvs ingen extra reaktionsvolym behövs.
- Tillsats av 2 mg ozon/liter bryts ner inom fem minuter.
- Vid tillsats av 4 mg ozon/liter krävs 30 minuters uppehållstid vid 2 °C, men mindre än 20 minuter vid 7 °C och mindre än 5 minuter vid 15 °C.

Ozonprofilen återfinns i **figur 10.3**

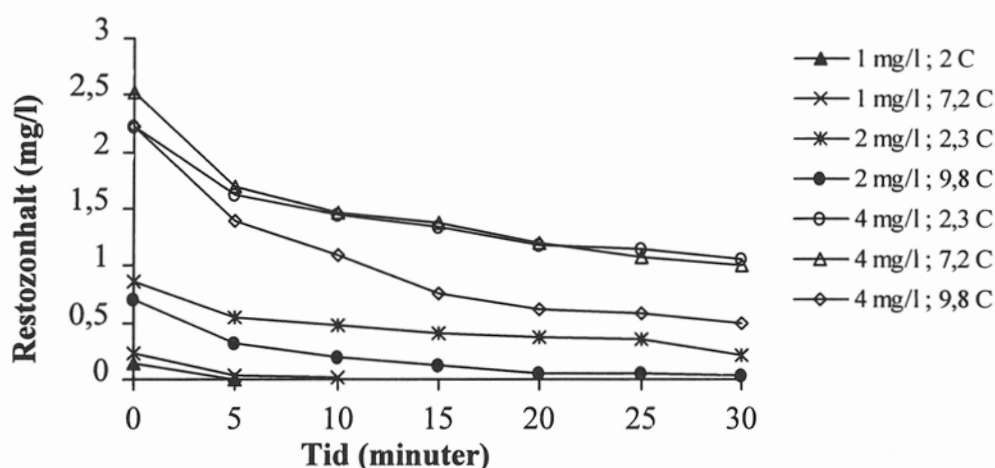


Figur 10.3 Ozonprofil i reaktionstanken vid förozonering

#### Mellanozonering:

- Tillsats av 1 mg ozon/liter vatten medför att allt ozon har brutits ner inom cirka fem minuter, även vintertid.
- Däremot krävs 30 minuters uppehållstid eller mer vid dosen 2 mg ozon/liter då vattnet är 10 °C eller kallare.
- Tillsats av 4 mg ozon/liter kräver mer än 30 minuters uppehållstid även vid så hög vattentemperatur som 15 °C.

Ozonprofilen återfinns i *figur 10.4*.



Figur 10.4 Ozonprofil i reaktionstanken vid mellanozonering.

Den använda reaktionstanken var utformad för plugflöde (flöde utan omblandning, dvs som en plugg). Med plugflöde bryts restozonet ner på kortaste tid och därmed minimeras bassängvolymen. I fullskala är det praktiskt omöjligt att uppnå ett rent plugflöde. I en bafflad bassäng strävar man att så långt som möjligt

åstadkomma ett plugflöde, men i verkligheten har man både omblandning och bypass. Detta innebär att i praktisk drift kommer längre tid än den uppmätta att behövas för att bryta ner restozonet.

#### Långsamfilter (mellanozonering)

Den långsamma nedbrytningen av restozon vid låga temperaturer medförde att det vatten som leddes till långsamfiltret vid mellanozoneringsförsöken innehöll ozon.

Det ozonerade vattnet tillfördes genom ett perforerat horisontellt inloppsrör. Höga ozonhalter kunde mätas upp inuti inloppsröret samt strax ovanför inloppshålen. I vattenvolymen var ozonhalten däremot avsevärt lägre. Uppehållstiden i vattnet ovanför långsamfiltret var cirka 5 timmar. Ozon förbrukades därför även i denna vattenvolym. Inga gradienter kunde påvisas i vattenvolymen, osäkerheten i mätmetoden var större än variationen i uppmätt halt.

I pilotlångsamfiltret kunde vattenvolymen över sanden sannolikt betraktas som fullständigt omblandad. Detta förklarar att ozonkoncentrationen i vattnet var densamma i hela volymen.

Resultaten presenteras i **tabell 10.2**. Av mätningarna framgår att ozondoser om 2-4 mg/liter vid låga temperaturer gav upphov till restozon i vattnet. Observera att mätningarna är gjorda med indigo-metoden och därför behäftade med ganska stora fel då lite högre halter uppmättes. Generellt sett kan man dock säga att felet sannolikt innebär att uppmätta halter är lägre än verkliga halter.

Merparten av mätningarna gjordes med okalkat vatten. Vattnet kalkas normalt. Det går ej att ur försöken dra slutsatser om i hur hög grad kalkningen påverkat restozonhalten, för detta krävs ett mera omfattande underlag. Generellt sett kan man säga att kalkdoseringen kommer att medföra en sänkning av ozonhalten.

**Tabell 10.2.** Restozonhalt i vattenvolymen över långsamfiltret vid mellanozonering.

| ozondos | temperatur | vattnet lämnar reaktions-tanken efter | restozon i vatten från reaktions-tank | restozon långsam-filter | kommentarer |
|---------|------------|---------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------|-------------|
| mg/l    | °C         | minuter                               | mg/l                                  | mg/l                    |             |
| 2       | 2,3        | 5                                     | 0,5                                   | 0,01-0,02               | okalkat     |
| 4       | 2,3        | 30                                    | 1,1                                   | ca 0,5                  | okalkat     |
| 4       | 4,5        | 30                                    | 1,0                                   | 0,06                    | kalkat      |
| 4       | 11         | 5                                     | >1                                    | 0,01                    | kalkat      |
| 4       | 13-14      | 30                                    | 0,3-0,4                               | 0                       | okalkat     |

Trettio minuters uppehållstid före långsamfiltren kräver en stor bassängvolym. I praktisk drift talar vi sannolikt om kortare uppehållstider. Det är därför troligt att man i fullskala under den kalla årstiden kommer att ha restozon i vattnet över långsamfiltren.

### 10.3 OZONINLÖSNINGSGRAD

Ozoninlösningssgraden definieras som tillförd ozon minus det ozon som förs bort med den gas som ej lösts in i vattnet (restgasen). Ozoninlösningssgraden är alltså den andel av tillförd ozon som lösts in i vattnet.

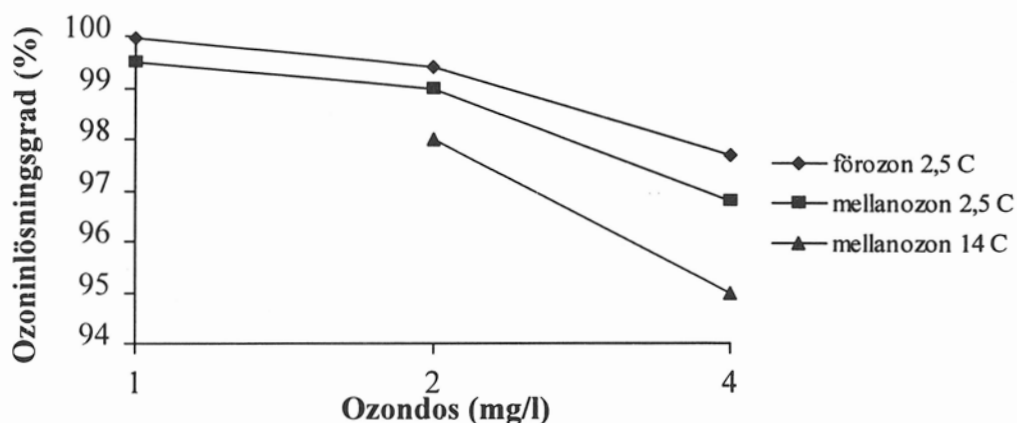
Den uppmätta ozoninlösningssgraden beror av tillförd ozondos, tillsatspunkt (för- eller mellanozonering) samt vattentemperatur. Störst påverkan har tillförd dos.

- Ozoninlösningssgraden är hög:  
Ozoninlösningssgraden har som lägst varit 95% och som bäst nära 100%. 95% ozoninlösningssgrad erhöles vid mellanozonering av varmt vatten med dosen 4 mg/l. Förozonering av kallt vatten med tillförd dos 1 mg/liter resulterade i nära 100% ozoninlösningssgrad.
- Låga ozondoser ger högre ozoninlösningssgrad än höga ozondoser:  
Som exempel kan nämnas att vid mellanozonering vid cirka 14 °C ger dosen 4 mg/l cirka 3% lägre utnyttjande än dosen 2 mg/l.
- Förozonering ger en något bättre ozoninlösningssgrad än mellanozonering:  
Förozonering har en något högre ozoninlösningssgrad än mellanozoneringen, men skillnaden är maximalt 1% vid samma dos och temperatur.
- Ozoninlösningssgraden är högre i kallt vatten än i varmt vatten:  
Lägre temperatur betyder större löslighet och därmed större drivande kraft för inlösningen. Kallt vatten (cirka 2 °C) medför cirka 1% högre ozoninlösningssgrad vid 2 mg ozon/l samt cirka 2% vid 4 mg ozon/l jämfört med varmt vatten (cirka 14 °C).

I och med den höga ozoninlösningssgraden har den tillförda dosen ej korrigerats för ozonförlust i restgasen vid presentation av försöksresultaten.

Resultaten presenteras i *figur 10.5*.



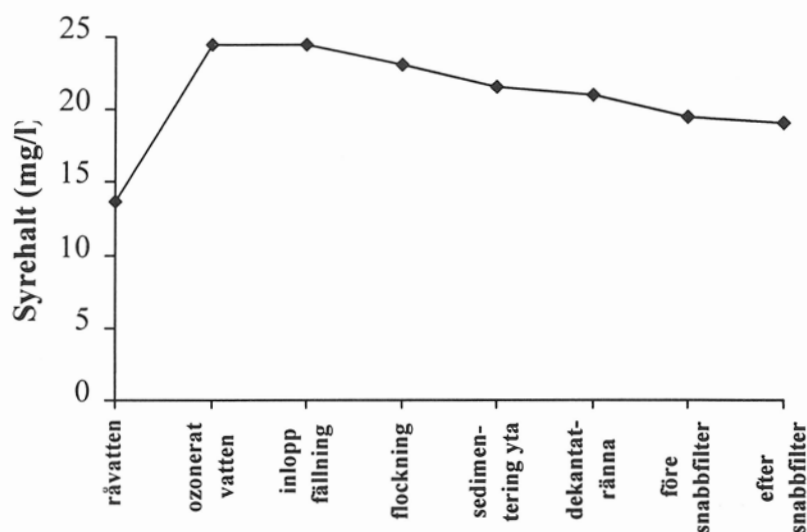


Figur 10.5 Ozoninlösningsgrad vid förozonering resp. mellanozonering.

#### 10.4 SYREHALT I VATTNET

Då vattnet ozoneras löses även syrgas i vattnet. Vattnet blir därför övermättat med syrgas relativt luft. Högsta syrehalterna fås vid kallt vatten och höga ozondoser.

I *figur 10.6* återfinns syrehalten i råvattnet, det ozonerade vattnet, i fällningsdelen samt före och efter snabbfiltret vid ett försök med förozonering av kallt vatten.



Figur 10.6 Syrehalt i vattnet vid förozonering med 2 mg ozon/l vid cirka 1 °C.

Övermättningen ledde till att det utvecklades bubblor i snabbfiltret vid förozoneringen. Detta medförde ett ökat tryckfall över snabbfiltret. Motsvarande fenomen uppträdde ej i långsamfiltret, varken vid för- eller mellanozonering.

## 10.5 RESTGAS

Restgasen är den gas som ej lösts in i vattnet. Restgasflödet samt syrehalten i restgasen mäts.

Syrehalten har mätts upp efter destruktionsenheten, dvs all restozon är konverterad till syrgas före mätningen. Restgasen håller i storleksordningen 75-95% syre. Resterande 5-25% utgörs av i första hand kväve som har strippats ur vattnet vid inlösningen. Höga ingående syrgasflöden, dvs stora doser, ger de högsta syrehalterna i restgasen.

Mellan 50-70 % av ingående syrgas återfinns i restgasen. Uppmätta värden är tyvärr behäftade med stora fel på grund av stora svängningar i restgasflödet.

## 10.6 INVERKAN AV OZONHALT I INGÅENDE GAS

Ozonhaltens inverkan på reaktionstid för nedbrytning av restozonen, ozoninlösningsgrad samt syrehalten i vattnet har undersökts. I korthet erhöles följande resultat

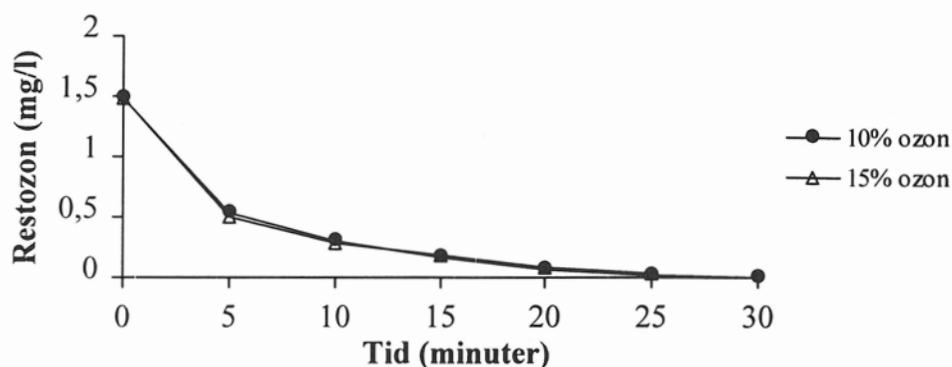
- ozonhalten påverkade ej förloppet vid nedbrytning av ozon i reaktionstanken
- högre ozonhalt gav högre ozoninlösningsgrad på grund av mindre tillförd gasvolym
- högre ozonhalt gav en lägre syresättningen av vattnet

Att minimera den tillförda gasvolymen genom att använda en hög ozonhalt ger förutom hög ozoninlösningsgrad även små gasvolymen att hantera. Små gasvolymen att hantera förbilligar både inlösningstrustning och destruktionsutrustning. Däremot verkar ozonhalten ej påverka reaktionshastigheten och därmed volymen av efterföljande reaktionsbassäng.

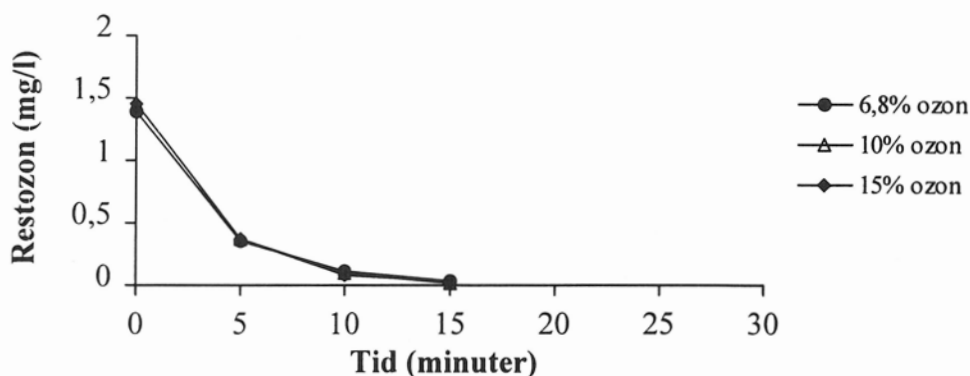
### Reaktionstid

I litteraturen kan man läsa att en högre ozonhalt betyder att ozonet reagerar snabbare med vattnet och att den bassängvolym som behövs för ozonnedbrytningen i och med detta skulle bli mindre. För att undersöka detta har ozonhalten i ingående gas varierats med bibehållen tillförd ozondos. Restozonhalten i vattnet har mätts upp. Mätningarna har gjorts vid både för- och mellanozonering.

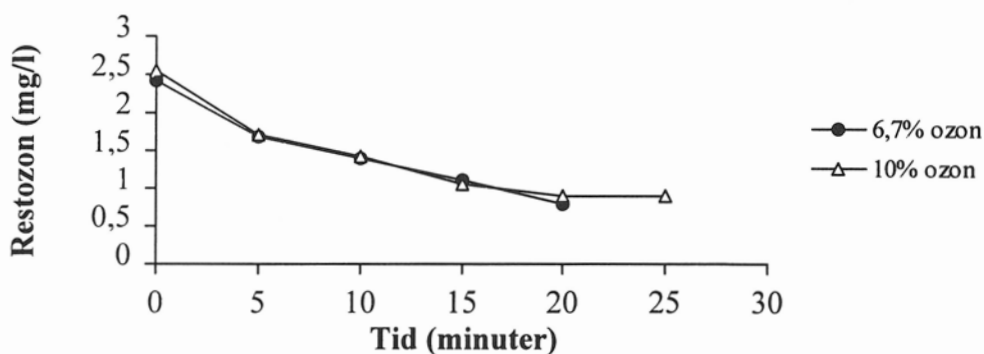
Resultaten visar ingen inverkan av ozonhalten vare sig på momentant ozonbehov eller på den uppehållstid som krävs för att bryta ner restozonen i vattnet. Se även nedanstående *figur 10.7, figur 10.8 samt figur 10.9* med exempel på mätningar av restozonhalt i reaktionstanken vid både förozonering och mellanozonering.



**Figur 10.7** Inverkan av ozonhalt i ingående gas på restozonhalten vid förozozeringsförsök vid 2,4°C. Ozondos 4 mg/l.



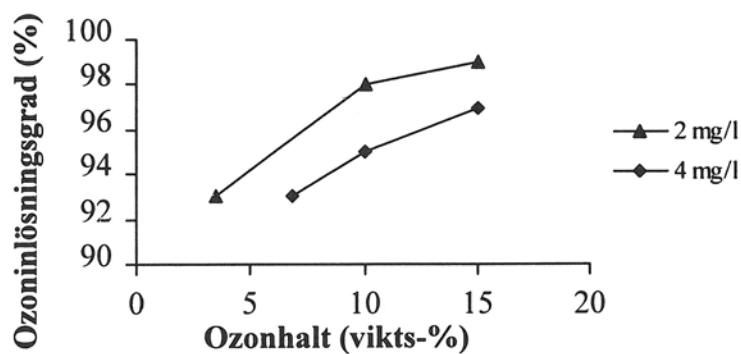
**Figur 10.8** Inverkan av ozonhalt i ingående gas på restozonhalten vid förozozeringsförsök vid 7,3 °C. Ozondos 4 mg/l.



**Figur 10.9** Inverkan av ozonhalt i ingående gas på restozonhalten vid mellanozozeringsförsök vid 7,2 °C. Ozondos 4 mg/l.

### Ozoninlösningsgrad

Ozoninlösningsgraden ökade med ozonhalten, se **figur 10.10**. I diagrammet presenteras erhållen ozoninlösningsgrad från försök med 3,45 vikts-% upp till 15 vikts-% ozon i ingående gas. Moderna luftbaserade generatorer ger gas med 2-2,5 vikts-% ozon, dvs den lägsta ozonhalten under försöken låg cirka 1-1,5 vikts-% högre än vad som tillverkas med modern luftteknik.



**Figur 10.10** Inverkan av ozonhalt hos ingående gas på ozoninlösningssgraden vid mellanozonering. Ozondos 2 resp 4 mg/l

### Syrehalt i vattnet

Lägre ozonhalt medför högre syrgasflöde och därmed löses mer syrgas i vattnet. Omvändningen gäller givetvis för högre ozonhalt.

## 11. SLUTSATSER

I slutsatserna för ozonförsöken kommer frågorna under rubriken ”Syftet med försöken” (kap 2) att försöka besvaras.

### 11.1 OZONFÖRSÖK MED KEMISK FÄLLNING

*Hur påverkade ozonbehandling i kombination med efterföljande långsamfilter det organiska innehållet i renvattnet?*

Ozonbehandlingen förbättrar effekten av den biologiska långsamfiltreringen, mätt som reduktion av COD<sub>Mn</sub>, UV-absorbans, TOC samt DOC. Efter ozonbehandlingen förbättrades långsamfiltreringens reduktion av organiskt material mätt som COD<sub>Mn</sub> med upp till 178% i kallt vatten (<8°C) respektive 90% i varmt vatten(>8°C). Bäst resultat erhöles vid de högsta ozondoserna (mg ozon per mg COD<sub>Mn</sub>), dvs vid mellanozonering i både kallt och varmt vatten. Detta innebar att Livsmedelsverkets riktvärde för COD<sub>Mn</sub> på 2 mg O<sub>2</sub>/l kunde klaras både i kallt och varmt vatten med ozonbehandling i kombination med kemisk fällning. I kallt vatten krävdes dock mellanozonering vid den högsta testade ozondosen (4 mg/l). Motsvarande COD för referenslinjen var 2,8 mg/l under den kalla perioden och 2,5 mg/l under sommaren. Under sensommaren erhöles de lägsta COD<sub>Mn</sub>-halterna för försöksperioden på båda linjerna, med utgående COD<sub>Mn</sub> från ozonlinjen på 1,6 mg/l jämfört med 2,4 mg/l hos referenslinjen. UV-absorbansen var upp till 66% lägre efter ozonbehandlingen och TOC respektive DOC var upp till 26% respektive 24% lägre efter ozonbehandlingen. Tack vare ozonbehandlingen var TOC-reduktionen vid långsamfiltreringen i kallt vatten ungefär lika god som reduktionen hos referenslinjen i varmt vatten.

*Hur påverkade ozonbehandlingen klorförbrukningen samt bildningen av klororganiska produkter?*

Klorförbrukningen vid slutdesinfektionen påverkades kraftigt av ozonbehandlingen. Under den första timmen efter klorering med hypoklorit var klorförbrukningen upp till 75% lägre efter mellanozonering jämfört med referenslinjen. Tre timmar efter kloreringen var förbrukningen fortfarande upp till 44% lägre hos ozonlinjen. Den minskade klorförbrukningen innebar att bildningen av cancerogena klorföreningar såsom THM minskade med 50-85%. Även produktionen av AOX minskade med 30-50% jämfört med referenslinjen.

*Hur påverkar ozonbehandlingen den mikrobiologiska kvaliteten i dricksvattnet?*

Under uppstartsskedet erhöles mycket höga bakteriella nivåer (2 dygns och 7 dygns heterotrofer) ut från ozonlinjens långsamfilter, men när filtren mognat stabiliserades bakteriehalterna och var lika i utgående vatten för de båda linjerna. Efter snabbfiltreringen erhöles dock ofta mycket höga heterotrofer hos ozonlinjen jämfört hos referensen, ofta 10-100 gånger högre. Efter långsamfiltreringen var

dock halterna lika som referensen. Koliforma bakterier (35°C) tyckes också vara något förhöjt hos ozonlinjen.

*I vilken grad bildades oxidationsprodukter efter ozonering samt bryts dessa ned i efterföljande långsamfiltrering?*

Bildningen av lågmolekylära aldehyder, dvs acetaldehyd, glyoxal samt metylglyoxal, ökade kraftigt med ökad ozondos, men efter långsamfiltreringen var halterna av lågmolekylära aldehyder på samma nivå som hos referenslinjen. Detta verifierar att dessa oxidationsprodukter är mycket lättnedbrytbara vid en efterföljande biologisk behandling.

Efter förozoneringen ökade både  $AOC_{p17}$  och  $AOC_{NOX}$  i råvattnet mycket kraftigt vid höga ozondoser i varmt vatten. AOC reducerades dock kraftigt vid snabbfiltrering och långsamfiltrering, vilket innebar att  $AOC_{p17}$  i utgående vatten oftast var i samma storleksordning på båda linjerna. I kallt vatten höll ozonlinjens långsamfiltrat lägre  $AOC_{p17}$  än referensen, medan förhållandet var det omvända i varmt vatten. Standardavvikelserna i analyserna var dock så kraftiga att skillnaderna mellan linjerna ofta ej var signifikanta.  $AOC_{NOX}$  var mycket stabil i råvattnet och i referenslinjens utgående vatten under hela försöksperioden med halter runt 15 µg/l, medan ozonlinjens utgående vatten normalt låg mellan 20-30 µg/l.

*Hur påverkade ozon kemikaliebehovet vid fällningen och därmed slammängderna?*

I laboratorieförsök erhöles indikationer på att kemdoserna kunde sänkas med bibehållet resultat efter ozonbehandling. Under en kortare period kördes försök med 20% lägre kemdos på ozonlinjen när vattnet var som kallast.  $COD_{Mn}$  var ungefär lika efter långsamfiltreringen hos de båda linjerna, men turbiditeten var betydligt högre hos ozonlinjen efter snabbfiltreringen och en liten ökning kvarstod efter långsamfiltreringen (0,07 FNU jämfört med 0,03 FNU). Även Al-halten ökade något vid 20% lägre kemikaliedos (0,02 mg/l hos ozonlinjen jämfört med 0,01 mg/l hos referensen).

Vid körningar i varmt vatten utan kemisk fällning erhöles  $COD_{Mn}$ -halter som klarar Livsmedelsverkets gränsvärde redan vid en ozondos på 2 mg/l. Detta tyder på att kemikaliedoseringen skulle kunna sänkas eller helt tas bort under delar av året, och därmed skulle produktionen av aluminiumslam kunna minskas något.

*Hur påverkade ozoneringen den biologiska aktiviteten i biofilmen i långsamfiltersanden?*

Djupprofiler visade att den biologiska aktiviteten var högst på ytan och sjunker sedan kraftigt de första 20 centimetrarna. Aktiviteten i filterytan ökade då råvattentemperaturen steg och den var alltid högre efter ozonbehandling jämfört med referensen. Djupare ner i filtren var aktiviteterna låga men stabila i båda filtren, oberoende av råvattnets temperatur eller om vattnet var ozonbehandlat.

I slutet av försöksperioden kördes ozonhaltigt snabbfiltrat ut i långsamfiltret efter endast 5 minuters reaktionstid (jämfört med 30 minuter under tidigare försök). Aktiviteten i långsamfiltrets ytskikt sjönk då med ca 40%, samtidigt som COD<sub>Mn</sub>-reduktionen i filtret försämrades med 13%.

Under hela försöksperioden skummades inte filtren en enda gång. Trots detta noterades inte något större tryckfall i filtren. Normalt skummas vattenverkets långsamfilter två gånger per år. Bidragande faktor kan vara att försöksfiltren fylldes med sand manuellt, medan sanden i de stora filtren packas hårdare vid skumning och fyllning med maskiner.

## 11.2 OZONFÖRSÖK UTAN KEMISK FÄLLNING

Försök utan kemisk fällning gjordes under två perioder. Under den första perioden, jun-juli, jämfördes ozonering utan kemisk fällning med kemisk fällning på referenslinjen. Under den andra perioden i september kördes båda linjerna utan kemisk fällning.

*Hur påverkade ozonbehandling i kombination med efterföljande långsamfilter det organiska innehållet i renvattnet?*

Livsmedelverkets gränsvärde för COD<sub>Mn</sub> kunde klaras utan kemisk fällning vid ozondos 2 respektive 4 mg/l. COD<sub>Mn</sub> var dock alltid högre hos ozonlinjen jämfört med referenslinjen med kemisk fällning. Vid ozondos 4 mg/l var COD<sub>Mn</sub>-halten i medeltal 3,3 mg/l efter långsamfiltreringen jämfört med 2,7 mg/l hos referenslinjen. Medeltemperaturen i råvattnet var då 13,9 °C.

Avsevärt bättre resultat hos ozonlinjen erhöles under den andra försöksperioden utan kemfällning jämfört med den första. En förklaring kan vara att medeltemperaturen i råvattnet var 2,2°C högre under den andra perioden. Vid ozondos 4 mg/l höll långsamfiltratet en COD<sub>Mn</sub>-halt på 2,6 mg/l (medel), vilket kan jämföras med 2,4 mg/l hos referenslinjen med kemisk fällning veckan före. Motsvarande resultat hos referenslinjens långsamfiltrat utan kemisk fällning var 4,4 mg/l, vilket var sämre än ozonlinjens snabbfiltrat (medeltal 4,2 mg/l) och över Livsmedelverkets gränsvärde. Referenslinjens snabbfiltrat hade samma COD<sub>Mn</sub>-halt som råvattnet, dvs snabbfiltreringen påverkade inte det organiska innehållet. Någon skillnad i biologisk aktivitet i långsamfiltren mätt som ATP kunde dock inte noteras.

*Hur påverkar ozonbehandlingen den mikrobiologiska kvaliteten i dricksvattnet?*

Under perioden utan kemisk fällning erhöles en förhöjning av koliforma bakterier (35°C) vid fyra tillfällen (0,25 cfu/ml jämfört med 0,1 cfu/ml) medan det kemfällade vattnet hade förhöjd halt vid ett tillfälle (0,5 cfu/ml) under samma period. Ingen förhöjning av heterotrofer erhöles vid körningarna utan kemfällning under juni-juli. Vid försöken i september ökade heterotroferna något.

*I vilken grad bildades oxidationsprodukter efter ozonering samt bryts dessa ned i efterföljande långsamfiltrering?*

Endast två bestämningar av aldehyder gjordes vid körningarna utan kemfällning. Efter ozoneringen var aldehydhalten upp till 50,8 µg/l, men efter långsamfiltreringen hade halterna kraftigt reducerats och var knappt detekterbara (3,1 µg/l vid ozondos 2 mg/l jämfört med referensens 2,3 µg/l). En liten förhöjning kvarstod efter ozoneringen vid högsta dosen (6,3 µg/l jämfört med referensens 2,1 µg/l).

AOC ökade mycket kraftigt vid ozoneringen i varmt vatten, men långsamfiltren hade en mycket god effekt på AOC-reduktionen. Efter ozonering vid ozondos 2 mg/l var AOC-halterna lika på de båda linjerna efter långsamfiltreringen (30 respektive 27 µg/l). Vid den högsta ozondosen reducerades AOC med 80% vid långsamfiltreringen, trots detta var AOC-halten dubbelt så hög i utgående vatten hos ozonlinjen (55 µg/l jämfört med referenslinjens 28 µg/l).

*Övriga fysikaliska parametrar:*

Färgen i utgående vatten var försämrad hos referenslinjen utan kemfällning, upp till 8,5 mg Pt/l, medan ozonlinjen alltid höll <5 mg Pt/l.

Vid försöken utan kemisk fällning erhöles en liten ökning av aluminiumhalten på båda linjerna.

Turbiditeten var något förhöjd hos båda linjer utan kemisk fällning, 0,09 FNU jämfört med 0,05 FNU med kemisk fällning.

### **11.3 MÄTNINGARNA I OZONANLÄGGNINGEN (M. Wester)**

Att använda syrgas i stället för luft medför högt ozonutnyttjande och små gasvolymmer att hantera. Små gasvolymmer förbilligar både inlösningssutrustning och destruktionsutrustning. Däremot verkar ozonhalten ej påverka reaktionshastigheten och därmed volymen av den del av ozonkontaktbassängen där ozonet bryts ner. Denna volym beror i stället av ozondos, tillsattpunkt (för- resp. mellanozonering) samt vattnets temperatur. Nedbrytningen av ozon tar allt längre tid ju lägre temperaturen är, vilket betyder att volymen bestäms av den uppehållstid som krävs vid den lägsta temperaturen och högsta dosen. Om allt ozon skall brytas ner i ozonkontaktbassängen krävs mer än 30 minuters uppehållstid vid mellanozonering redan vid en ozondos om 2 mg/l. Vid förozonering behövs kortare uppehållstid än vid mellanozonering.

Skillnaden mellan för- och mellanozonering beror främst på att det momentana ozonbehovet är högre vid förozonering än vid mellanozonering. Detta i sin tur beror på att vattnet innehåller mer organiskt material vid förozonering än vid mellanozonering. Mätningarna visar också att restozonet bryts ner något snabbare vid förozonering än vid mellanozonering.



Temperaturen inverkar på två olika sätt. Dels verkar ökad temperatur medföra ett högre momentant ozonbehov. Men skillnaden mellan momentant ozonbehov vid olika vattentemperaturer är relativt liten och tangerar mät noggrannheten. Enbart vid förozonering och den högsta temperaturen, 15-18 °C, ser man en tydligt påvisbar höjning av det momentana ozonbehovet. Temperaturen påverkar även nedbrytningen av restozon, högre temperatur ökar nedbrytningshastigheten.

Om ozonkontaktbassängen designas så att det vatten som lämnar bassängen innehåller restozon måste material som kommer i kontakt med detta vatten tåla ozon. Det är i sådana fall också troligt att man under den kalla årstiden kommer att ha restozon i vattnet över långsamfiltren. Eftersom filtren är placerade utomhus bör detta inte leda till några arbetsmiljöproblem.

#### 11.4 REFERENSANLÄGGNINGARNA

Referensanläggningarna Östersund, Forsa och Iggesund är tre vattenverk med lång erfarenhet av ozonbehandling följt av en filtrering. Iggesunds vattenverk har GAC-filter, vilket ju är det mest förekommande efter ozonbehandling, Forsas vattenverk har långsamfilter medan Östersunds vattenverk endast har snabbfiltrering. Det var därför intressant att jämföra inte bara resultaten från pilotförsöken med de befintliga verken, utan också jämföra kvaliteten efter respektive filtrering mellan referensanläggningarna.

Mängden lågmolekylära aldehyder i råvattnet var låg och jämn över provtagningarna vid alla tre anläggningarna. Efter ozonbehandlingen ökade aldehyderna 2-3 gånger i Forsa och Iggesund och med ca 4 ggr i Östersund, vilket tyder på att Östersund har en högre ozondosering. Vid filtreringen reducerades aldehyderna effektivt och halterna i utgående vatten var i samma storleksordning som i råvattnet. Reduktionen av AOC var också nästan lika god vid snabbfiltreringen som vid GAC- och långsamfiltreringen, vilket tyder på biologisk aktivitet i snabbfiltret. Filtren var ganska lågt belastade och backspolades sällan, vilket antagligen är förklaringen till den oväntat goda reduktionen.

THM och AOX analyserades endast vid två tillfällen hos referensanläggningarna. THM var låg hos Östersund och Forsa, medan Iggesund hade 2-3 gånger högre halter. Halterna hos Iggesund låg dock under 18 µg/l. AOX-halterna i Östersund låg runt 40 µg/l medan Forsa och Iggesund hade nästan dubbla halten AOX. Skillnaden i AOX kan dels bero på råvattenkvaliteten, dels klordosens samt ozondosens storlek. Provtagningarna var dock för få för att några slutsatser ska kunna dras.

## 11. REFERENSLISTA

- BELLAR, T.A., LICHTENBERG, J.J. OCH KRONER, R.C., "The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water", Jour. AWWA 66:703-706 1974
- BARIBEAU, H., "Modelling oxidants and disinfection by-products in distributionsystems", (muntlig presentation) Water Quality Technology Conference 1994
- DIETLICHER, K., "Wiederverkeimung Ozonisierter Schnettfiltrate im Rohrnetz", Schriftennr. Ver. Wass. Boden Lufthyg., 3:1-16 1970
- EDWARDS, M., BOLLER, M. OCH BENJAMIN, M.M., "Effect of pre-ozonation on removal of organic matter during water treatment plant operations" Wat. Sci. Tech. vol 27, nr11, sid 37-45 1993
- EDWARDS, M., & BENJAMIN, M.M., "Effect of preozonation on coagulant-NOM interactions", Jour AWWA sid 63-72 augusti 1992
- GEORGESON, L. OCH KARIMI, A.A., "Water quality improvments with the use of ozone at the Los Angeles water treatment plant" Ozone Sci. Eng. vol 10 sid 255-276 1988
- GRASSO, D., WEBER, W.J. OCH DEKAM, J.A., "Effects of preozonation on water quality", Jour. AWWA vol81, sid 85-92 1989
- GREAVES, G.F., GRUNDY, P.G. OCH TAYLOR, G.S., "Ozonation and slow sand filtration for the treatment of coloured upland waters - pilot plant investigations" i "SLOW SAND FILTRATION: Recent Developments in Water Treatment Technology" utgiven av Ellis Horwood Ltd, John Wiley & sons, (Editor N.J.D.GRAHAM)
- van der KOOIJ, D., HIJNEN, W.A.M., och KRUTHOF, J.C., "The effects of ozonation, biological filtration and distribution on the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water", Ozone Science & Eng. Vol. 11, sid 297-311 1989
- van der KOOIJ, D., VISSER, A. och HIJNEN, W.A.M., "Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water" Jour. AWWA vol 74, sid 540-545 1982
- van der KOOIJ, D., "Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth" Jour. AWWA sid 57-65 februari 1992
- KOOL, H.J. OCH HRUBEC, J., "The influece of an ozone, chlorine and chlorine dioxide treatment on mutagenic activity in (drinking) water", Ozone Sci. Eng. Vol8, sid 217-234 1986
- MILTNER, R.J., SHUKAIRY, H.M. OCH SUMMER, R.S., "Disinfection by-product formation and control by ozonation and biotreatment" Jour AWWA sid 53-62 november 1992
- OZONE IN WATER TREATMENT Application and Engineering, Cooperative Research Report, AWWA research foudation, Compagnie Générale des Eaux, Lewis Publishers, ISBN 0-87371-474-1, 1991

PAODE, R.D., CHANDRAKANTH, M.S., AMY, G.L., GRAMITH, J.T. OCH FERGUSON, D.W., "Ozone versus ozone/peroxide induced particle destabilization and aggregation: A pilot study", Ozone Sci. Eng vol 17, sid 25-51 1995

RACHWAL, A.J., FOSTER, D.M., COLBOURNE, J.S. OCH WHITE, S.L. "Pesticide and disinfection by-products control options for London's water treatment" Adress: Rachwal, Water Supply Research Manager, Thames Water Utilities Ltd, Spencer House, Manor Farm Road, Reading Berkshire, England RG2 0JN 1992

REASONER\*, D.J, RICE, E.W. och FUNG, L.C "Ozonation and biological stability of water in an operating water treatment plant" Adress\*: Microbiological Treatment Branch, Drinking water res. div., Risk reduction engineering laboratory, USEPA Cincinnati, Ohio 45268 USA 1991

ROOK, J.J. "Formation of haloforms during chlorination of natural waters", Water treatment exam. 23:234-243 1974

TOBIASON, J.E., RECKHOW, D.A OCH EDZWALD J.K., "Effects of ozonation on optimal coagulant dosing in drinking water treatment", Jour. Water SRT - Aqua Vol 44, nr 3, sid 142-150 1995

TUHKANEN, T.A., KAINULAINEN, T.K., VARTIAINEN, T.K. OCH KALLIOSKI, P.J., "The effect of preozonation, ozon/hydrogen peroxide treatment and nanofiltration on the removal of organic matter from drinking water", Ozone Sci. Eng. vol 16, sid 367-383 1994

VARTIAINEN, T., TUPPURAINEN, K., KOIVUSALO, M., KOULAINEN, H., LÖTJÖNEN, S., LAATIKANEN, R., JAAKOLA, J., HAKULINEN, T., OCH TUOMISTO, J., "Mutagenicity of chlorinated drinking waters: Background data for risk assessment", från 1st International Conference in Environmental Mutagenesis in Human Populations at Risk, Cairo, Egypt sid 191 1992

U.S EPA Projekt summery "Disinfection by-product formation by alternative disinfectants and removal by granular activated carbon" EPA/600/SR-93/136 september 1993

**ORDLISTA**

|                    |                                                                                                                                            |
|--------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AOC <sub>P17</sub> | Assimilerbart organiskt kol, en mikrobiologisk metod, där tillväxten av en bakteriekultur kallad P17 bestäms. Anges i µg acetat per liter. |
| AOC <sub>NOX</sub> | Assimilerbart organiskt kol, se ovan, men med bakteriekultur kallad NOX. Anges i µg acetat per liter.                                      |
| AOX                | Adsorberbara halogenerade organiska föreningar, dvs klorerade och bromerade föreningar som vid analysen adsorberas i aktivt kol.           |
| ATP                | Adenosintrifosfat, transporterar energi i metaboliska reaktioner.                                                                          |
| BDOC               | Biologiskt tillgängligt löst organiskt kol.                                                                                                |
| COD <sub>Mn</sub>  | Kemiskt oxiderbart organiskt kol.                                                                                                          |
| CLÖ                | Kloröverskott.                                                                                                                             |
| DOC                | Löst organiskt kol.                                                                                                                        |
| THM                | Trihalometaner.                                                                                                                            |
| TOC                | Totalt organiskt kol.                                                                                                                      |
| UV-Abs             | UV-absorbans.                                                                                                                              |







## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
- 1992-02 Samverkan mellan avloppsnät och reningsverk, *Claes Hernebring*
- 1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävénhed*
- 1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
- 1992-05 Analysmetod för kloridoxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1992-06 Undersökning av förfiler för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
- 1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
- 1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreasson, Johan Larsson*
- 1992-09 Lokal dagvattenhantering – Erfarenheter från några anläggningar i drift, *Eva Jansson, Bo Lind, Björn Malbert*
- 1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effektrevisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
- 1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
- 1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
- 1992-14 Trädrötter och ledningar, *Örjan Ståhl*
- 1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
- 1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-17 Vattenboken – Lärboken, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
- 1992-19 Hårdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
- 1993-02 Luft- och sedimentansamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
- 1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
- 1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*
- 1993-05 Användning av kloridoxid – Reaktorstudier och halter i distributionssystemet vid nio vattenverk, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1993-06 Slamspridning på åkermark, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
- 1993-07 Analys av tillförselgrad till avloppsverk – svårigheter och möjligheter. Tillämpning på tillrinningen till Tivoliverket i Sundsvall, *Claes Hernebring*
- 1993-08 Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Björn Marklund, Rune Olsson, Bengt-Lennart Peterson, Tore Wästlin*
- 1993-09 Franska va-driftentreprenader, *Lise-Lotte Nilsson*
- 1993-10 Generell kravspecifikation för styr- och övervakningssystem, *Bengt Zagerholm*
- 1993-11 Va på entreprenad, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1993-12 Renovering av avloppsledningar. Riktlinjer för dokumentering och kvalitetskontroll, *Björn Borstad, Inge Faldager, Thomas Johansson*
- 1993-13 Simulering av vattenledningsnät med Piccolo – en utvärdering, *Krister Törneke*
- 1993-14 Drömmen om att allt ska förbli som det var – några reflexioner om konkurrens och strategier för förändring inom va-branschen, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1993-15 Kostnader för drift av avloppsreningsverk, *Peter Balmér, Bengt Mattsson*
- 1993-16 Rötksammaras förmåga att bryta ned organiska föreningar i slam, *Hans Ring*
- 1994-01 Va-ledningars kondition, *Peter Stahre, Ann-Christin Sundahl, Viveka Lidström*
- 1994-02 Tillämpning av kvicksilverfri COD-analys inom va-tekniken, *Evy Axén, Gregory M Morrison*
- 1994-03 Drifterfarenheter med biologisk kvävereduktion, *Magnus Emanuelsson*
- 1994-04 Bestämning av nitrat i kommunalt avloppsvatten – en metod lämpad för automatiserad övervakning och kontroll, *Christer Björklund, Bo Karlberg, Maikael Karlsson*
- 1994-05 Vattenförbrukningens dygnsvariation, *Lars Nikell*
- 1994-06 Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling, *Thomas Larm*
- 1994-07 Svavelväteproblem i avloppsledningar – praktiska drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar, *Anders Ledskog, Sven-Gunnar Larsson, Bo Göran Lindqvist*
- 1994-08 Konstgjord grundvattenbildning – Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration, *Cristina Frycklund, Gunnar Jacks, Per-Olof Johansson, Kerstin Lekander*
- 1994-09 Desinfektion/oxidation som förbehandling av ytvatten, *Mats Engdahl*
- 1994-10 Kontroll av bräddavlopp, *Bertil Forsberg*
- 1994-11 Dagvattnets sammansättning, *Per-Arne Malmqvist, Gilbert Svensson, Caroline Fjellström*
- 1994-12 Kortbedömning av TV-inspekterade avloppsledningar, *Olle Nilsson, Peter Stahre*
- 1994-13 Utjämningsmagasin. Erfarenheter i svenska avloppsnät, *Rolf Mansfeldt, Mats Andréasson, Bertil Svensson*
- 1994-14 MIKE SHE i Urban Miljö, Tillämpningsexempel Vittskövle, *Stefan Winberg, Lars-Göran Gustafsson, Lars Bengtsson*
- 1994-15 Avskiljare för lätta vätskor och fett, *Fred Nyberg*
- 1994-16 Datorstödd simulering av aktivslamprocessen – Försök vid 5 svenska reningsverk, *Jes la Cour Jansen, Dines Thornberg, Anders Finnson*
- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Claes Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Ståhl, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*



## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäingsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Claes Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöshuset för grundvattnet i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skenad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattsson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcksökning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*
- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Lingheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg, *Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman*
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*