



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 17024

Examensarbete 30 hp
Augusti 2017

Rening av bionedbrytbart löst organiskt kol (BDOC) i dricksvatten

En studie av vattenreningsprocesser vid Lovö vattenreningsverk med fokus på BDOC och potential för mikrobiell återväxt

Camilla Frösegård

REFERAT

Rening av bionedbrytbart löst organiskt kol (BDOC) i dricksvatten – *En studie av vattenreningsprocesser vid Lovö vattenreningsverk med fokus på BDOC och potential för mikrobiell återväxt.*

Camilla Frösegård

Halten organiska kolföreningar ökar i svenska ytvatten till följd av bland annat klimatförändringar och förändrad markanvändning i avrinningsområdet. Organiskt kol bidrar till färg, smak och lukt på vattnet och fungerar även som substrat för akvatiska mikroorganismer. Ungefär hälften av svenskt dricksvatten produceras idag från ytvatten. Det är av stor vikt att det organiska kolet, och då särskilt den bionedbrytbara lösta kolfraktionen, BDOC, renas bort från dricksvatten då dessa kolföreningar annars kan utgöra en fara för dricksvattensäkerheten. Vid Lovö vattenreningsverk i Stockholm testas nu en ny jonbytesbaserad reningsprocess i pilotskala för att förbättra vattenreningen av ytvatten med förhöjda halter organiska kolföreningar.

För att undersöka och utvärdera den nya reningsprocessen togs vattenprover på ingående råvatten och därefter mellan varje steg i den jonbytesbaserade reningsprocessen. För jämförelse genomfördes samma provtagning i den fullskaliga, konventionella reningsprocessen, en process som idag producerar dricksvatten till konsumenter i norra delen av Stockholm. Proverna inkuberades i mörker i 20° C under cirka tre veckor. Under tiden utfördes mätningar och prover togs för analys. De parametrar som analyserades var syrgaskonsumtion, förändringar i bakteriehalt och halten totalt organiskt kol (TOC), samtliga med målet att kvantifiera den mikrobiella tillväxtpotentialen och innehållet av BDOC.

Analyserna visade att det nya processteget i pilotanläggningen, som baseras på suspenderade anjonbytare, har potential att rena bort delar av den bionedbrytbara fraktionen av TOC. Det efterföljande, desinficerande, ozoneringssteget oxiderar därefter delar av kvarvarande TOC till mer bionedbrytbar form. Det allra sista reningssteget, ett granulerat aktivt kolfilter var ej i drift under projektet. Detta steg har dock i andra studier visats rena bionedbrytbart kol effektivt, varför den sammantagna bedömningen är att den nya reningsmetoden har god potential för rening av bionedbrytbara kolföreningar.

Nyckelord: BDOC, TOC, Dricksvatten, Dricksvattenberedning, anjonbyte

ABSTRACT

Removal of biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in drinking water – A study of drinking water purification processes by Lovö water treatment plant with focus on BDOC and potential of microbial regrowth.

Camilla Frösegård

Increasing concentrations of organic carbon compounds has been observed in Swedish surface waters. This is most likely a consequence of climate change and change of land use in the catchment area. Organic carbon causes the water to discolor while also influencing smell and taste. It is also a substrate for aquatic microorganisms. About 50 percent of Swedish drinking water is produced from surface water. Because of this, it is of great importance that the organic carbon is efficiently removed from the drinking water, especially the biodegradable dissolved organic carbon fraction (BDOC) that may fuel microbial growth in the water distribution system. A new ion exchange-based drinking water treatment process is therefore being tested at Lovö water treatment plant in northern Stockholm. The experimental pilot treatment plant is supposed to increase the removal of organic carbon compounds.

Water samples were collected from incoming water and between each step in the treatment process, to evaluate the removal of BDOC and microbial growth potential. The same thing was done for the full-scale water treatment process that provides parts of northern Stockholm with drinking water. This was done to enable comparison between the two processes. The water samples were incubated in 20° C in darkness for approximately three weeks. Measurements and sampling were carried out to prepare for analysis during these weeks of incubation. Oxygen consumption and change in bacterial and total organic carbon (TOC) concentration were measured to assess the amount of BDOC remaining in the water.

The analysis showed that the suspended anion exchange process in the pilot water treatment plant have the potential to remove BDOC. However, the process step following the anion exchange, ozonation, increased the levels of BDOC. The last step of the treatment process, a GAC-filter, was not in operation during the sampling period and could therefore not be evaluated. However, other studies have shown that GAC-filters have a good potential for removal of BDOC. The overall assessment is thus that the new water treatment process has strong potential for removal of BDOC.

Key words: BDOC, TOC, drinking water, drinking water treatment, anion exchange

FÖRORD

Med detta examensarbete avslutar jag mina studier vid civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet.Handledare för arbetet var Stefan Bertilsson vid institutionen för ekologi och genetik. Ämnesgranskare var Silke Langenheder vid institutionen för ekologi och genetik. Examinator var Mattias Winterdahl vid institutionen för geovetenskaper.

Jag vill börja med att rikta ett tack till min handledare Stefan Bertilsson och till min ämnesgranskare Silke Langenheder för stöd och input under arbetets gång. Jag vill även rikta tack till Christoffer Bergvall och Sara Andersson för hjälp i labbet. Tack också till Elin Lavonen och Ida Bodlund vid Lovö vattenreningsverk för trevligt bemötande och för hjälp vid provtagningar och svar på frågor.

Slutligen vill jag rikta det största tacket till min familj, mina vänner och framförallt min pojkvän Pier som stöttat och stått ut med mig under projektets gång.

Camilla Frösegård
Uppsala, 2017.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Rening av bionedbrytbart löst organiskt kol (BDOC) i dricksvatten – *En studie av vattenreningsprocesser vid Lovö vattenreningsverk med fokus på BDOC och potential för mikrobiell återväxt.*

Camilla Frösegård

De senaste åren har en ökad färg kunnat observeras i svenska sjöar och vattendrag. Detta kan man se genom att sjöar som tidigare haft klart vatten nu upplevs mörka och grumliga. Kanske kan man inte längre se sina fötter då man badar i sjön man lekte vid som barn. Denna förändring beror på en ökad halt lösta kolföreningar i vattnet. Dessa kolföreningar utgörs av stora molekyler som kommer från döda växter och annat organiskt material. Kolföreningarna kommer ofta från landområdet i sjöns närområde, men kan även produceras av vattenlevande djur och växter. Den ökade halten kolföreningar kan bero på flera saker så som klimatförändringar, förändrad markanvändning i sjöns närområde och surt regn.

En stor del av det vatten vi får ur kranen i Sverige kommer ursprungligen från sjöar. Då kolföreningar bidrar till dålig smak, lukt och färg är det viktigt att de avlägsnas i reningsprocessen. Kolföreningarna fungerar även som näring för de bakterier som lever i vattnet. Vissa kolföreningar är lättare för bakterierna att konsumera; de är ”biotillgängliga”. Om dricksvattnet innehåller biotillgängliga kolföreningar kan det skapa problem då vattenlevande bakterier kan börja föröka sig i dricksvattnet.

För att kunna rena bort mer kol från dricksvattnet när halterna nu ökar måste nya reningsmetoder testas och utvärderas. Vid Lovö vattenreningsverk i Stockholm testas just nu en ny kombination av reningsprocesser för förbättrat avlägsnande av kolföreningar. I detta projekt har den nya reningsmetoden jämförts med den reningsmetod som idag producerar dricksvatten till konsumenterna i norra Stockholm.

För att försöka mäta hur mycket biotillgängliga kolföreningar det finns i vattnet har tre olika metoder testats och använts. Den första metoden gick ut på att mäta hur snabbt bakterierna förbrukar det syre som finns löst i vattnet. När bakterierna konsumerar kolföreningar förbrukar de nämligen även syre. Nästa metod gick ut på att med en speciell maskin, en flödescytometer, mäta hur många bakterier det finns i vattnet och sedan se om de ökade i antal över tid. Om det blir mer bakterier i ett prov tyder det på att det finns mer biotillgängliga kolföreningar i det provet. I den sista metoden användes en maskin för att mäta den totala halten av kolföreningar i provet. Genom att följa hur totalhalten kolföreningar minskar över tid kan man se hur stor andel av kolföreningarna som är biotillgängliga och bryts ner av bakterierna.

Tre experiment med ovanstående metoder utfördes. I det första experimentet testades de tre metoderna för att se hur pålitliga och arbetskrävande de var. Resultaten var goda och dessa användes sedan för att planera de andra två experimenten.

I det andra experimentet utfördes tester på vatten från den befintliga dricksvattenberedningsanläggningen vid Lovö, vilken producerar dricksvatten till konsumenterna idag. Testerna visade att två sandfilter vilka finns i början av reningsprocessen tog bort biotillgängliga kolföreningar särskilt bra.

I det tredje experimentet testades vatten från den nya vattenreningsprocessen. Alla reningssteg var tyvärr inte i drift vid provtagningen vilket medförde att den totala reningen av biotillgängliga kolföreningar inte kunde testas fullt ut. Resultaten visade dock att det första reningssteget, en process som tar bort kolföreningar med hjälp av suspenderade partiklar som binder in lösta näringsämnen, hade särskilt god potential för att rena bort biotillgängliga kolföreningar.

Då alla reningssteg inte var i drift vid provtagningen i det tredje experimentet går det inte att säga säkert vilken av anläggningarna som bäst renar bort biotillgängliga kolföreningar. Dock drar jag slutsatsen att den nya reningsprocessen har stor potential för framtida dricksvattenberedning.

ORDLISTA

BDOC – Eng. *Biodegradable dissolved organic carbon*. Sv. Bionedbrytbart löst organiskt kol. Det kol organismer kan bryta ned.

DBP – Eng. *Disinfection by-products*. Sv. Desinfektionsbiprodukter.

Flödescytometri – Analysmetod för att bestämma cellkoncentration.

NOM – Naturligt organiskt material.

NPOC – Eng. *Non purgeable organic carbon*. Sv. Organiskt kol som ej avgår vid syratillsats och bubbling.

Råvatten – Obehandlat vatten.

TOC – Totalt organiskt kol. Det lösta och det partikulära organiska kolet.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Inledning.....	1
1.1 Syfte och frågeställningar.....	1
1.2 Avgränsningar	1
2. Teori	3
2.1 NOM, uppkomst och förekomst.....	3
2.2 Fotosyntes, respiration och nedbrytning.....	3
2.3 Metoder för att mäta BDOC	4
2.3.1 Biomassabaserade metoder	4
2.3.2 TOC-baserade metoder.....	4
2.4 Mikrobiologiska barriärer	4
2.5 Desinfektionsbiprodukter	5
2.6 Reningsmetoder	5
2.6.1 Mikrosilar	5
2.6.2 Kemisk flockning	5
2.6.3 Snabbfilter	6
2.6.4 Långsamfilter.....	6
2.6.5 Klorering.....	6
2.6.6 UV-behandling	7
2.6.7 Ozonering	7
2.6.8 Aktiva kolfilter	8
2.6.9 Membranteknologi	8
2.6.10 Jonbytesprocesser	8
2.7 Reningsprocesserna på Lovö	9
2.7.1 Den konventionella reningsprocessen	10
2.7.2 Den experimentella reningsprocessen	11
3. Material och metoder.....	14
3.1 Förändring i syrgashalt	14
3.2 Förändring i cellkoncentration.....	14
3.3 Förändring i organiskt kol	15
3.4 Experiment	15
3.4.1 Experiment 1 – Sjövatten	15
3.4.2 Experiment 2 – Konventionell reningsprocess.....	16
3.4.3 Experiment 3 – Experimentell reningsprocess	18

3.5 Analysutrustning och Analyser	19
3.5.1 Optodinstrument och syrgasmätningar	19
3.5.2 Flödescytometer och analys av cellkoncentration	20
3.5.3 TOC-analyser	21
3.5.4 Övrig analys.....	21
3.6 Databehandling.....	21
4. Resultat	24
4.1 Experiment 1	24
4.1.1 Syrgashalt	24
4.1.2 Cellkoncentration	25
4.1.3 TOC	26
4.1.4 Mikroskopering	27
4.2 Experiment 2	27
4.2.1 Syrgashalt	27
4.2.2 Cellkoncentration	29
4.2.3. TOC	32
4.3 Experiment 3	34
4.3.1 Syrgashalt	34
4.3.2 Cellkoncentration	36
4.3.3 TOC	39
5. Diskussion	41
5.1 Experiment 1	41
5.2 Experiment 2	42
5.3 Experiment 3	44
5.4 Sammanvägd diskussion	46
6. Slutsatser.....	47
7. Referenser.....	48
8. Appendix	52
A MatlabKod.....	52
B Inställningar på Flödescytomtern.....	54
C Mikroskopbilder.....	55
D Resultat från samtliga replikat i Experiment 1	56
E Resultat från samtliga replikat i experiment 2	59

F	Resultat från samtliga replikat i experiment 3.....	67
---	---	----

1. INLEDNING

En ökad halt totalt organiskt kol, TOC, har de senaste decennierna observerats i nordeuropeiska och svenska ytvatten. Ökningen kan ofta observeras rent visuellt då vattnet får en ökad färg, så kallad ”brunifiering”, då vattnet upplevs som just brunt. Den ökade halten TOC tros bero på ett flertal parametrar, bland annat klimatförändringarna, förändrad markanvändning och sur nederbörd (Evans, m.fl. 2005). Den ökade halten TOC ställer nya krav på dricksvattenreningen då ungefär hälften av svenskt dricksvatten produceras av ytvatten (Svenskt Vatten, 2016b). TOC kan medföra problem med lukt, smak, färg och ökad risk för mikrobiell tillväxt i dricksvattnätet. BDOC, bionedbrytbart löst organiskt kol, är den fraktion av TOC vilken kan brytas ned av mikroorganismer. Denna fraktion är särskilt viktig att rena bort då denna annars kan försörja en bakteriell tillväxt under vattnets uppehållstid i ledningsnätet. Tillväxt av patogener, som exempelvis *Legionella* kan innebära en direkt hälsorisk för människor. Så kallad biofilm kan tillväxa på ledningarnas ytor vilket leder till ökat slitage av dessa och även ökade järn och kopparkoncentrationer i vattnet. TOC kan även bilda giftiga organiska biprodukter vid klorering av dricksvattnet (van der Kooij & van der Wielen, 2014). För att säkerställa en hälsosam och säker dricksvattenkvalitet måste därför nya reningsmetoder för dricksvatten undersökas.

I ett samarbete mellan Stockholm vatten, Norrvatten och Uppsala Universitet testas en ny metod för dricksvattenrening vid Lovö vattenreningsverk intill Mälaren i Stockholm. Metoden är en kombination av anjonbyte, ozonering, keramiskt ultrafilter och filtrering med granulerat aktivt kol.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta examensarbete är att genom litteraturstudie och laborativa studier jämföra reningen av BDOC och potentialen för mikrobiell återväxt mellan en fullskalig, konventionell vattenreningsprocess och en pilotskalig, experimentell vattenreningsprocess vid Lovö vattenreningsverk. De frågeställningar som önskas besvaras är

- Kan skillnader i reningsgrad med avseende på BDOC påvisas mellan den konventionella och den experimentella reningsprocessen? Vilken reningsprocess visar störst potential för rening av BDOC?
- Vilket/vilka steg i respektive reningsprocess visar särskild potential för rening av BDOC?
- Kan skillnad i mikrobiell återväxtpotential ses mellan de två reningsprocesserna? Vilka reningssteg minskar särskilt återväxtpotentialen?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Då examensarbetet är begränsat till totalt 20 veckors arbete kunde provtagning och analyser endast utföras under en årstid. I detta fall sen vinter/tidig vår. Studien begränsades även till analys av de tre parametrarna syrgashalt, cellkoncentration och TOC. Detta examensarbete ska därmed ses som ett underlag för fortsatta studier och

laborativa undersökningar. Den mikrobiella grupp arbetet fokuserar på är framför allt bakterier. Prover för artbestämning av mikroorganismerna togs under två av experimenten. Då DNA-sekvenseringen tar mycket lång tid kunde inte resultaten inkluderas inom detta examensarbete.

2. TEORI

2.1 NOM, UPPKOMST OCH FÖREKOMST

Naturligt organiskt material, NOM, är en komplex matris av organiska molekyler av olika karaktär som förekommer i alla naturliga vatten (Matilainen m.fl. 2010). Halten och sammansättningen på NOM varierar mellan olika platser. Detta beror till stor del på avrinningsområdets karaktär där bland annat jordart, markanvändning, hydrologi och växtlighet inverkar. Variationen av halt och sammansättning på NOM är även säsongsbunden. Regn, snösmältning, översvämningar, torka och biologisk aktivitet påverkar alla karaktär och halt av NOM i naturvatten (Evans m.fl. 2005).

Totalt organiskt kol, TOC, är den mätbara, organiska kolfraktionen av NOM och består både av löst och partikulärt organiskt kol. Bionedbrytbart löst organiskt kol, BDOC, är den lösta, mätbara fraktionen av NOM som enkelt kan brytas ner till koldioxid av heterotrofa mikroorganismer (Huck, 1990). Mängden BDOC kan kopplas till begreppet biostabilitet. Allt dricksvatten som produceras bör vara biostabilt, vilket innebär att ingen större risk för mikrobiell tillväxt i det vatten som distribueras i dricksvattennätet föreligger. I ett biostabilt vatten är halten BDOC och mikroorganismer låg (Prest m.fl. 2016).

Två faktorer som påverkar karaktären hos NOM är dess molekylvikt och hydrofobicitet. Hydrofobt NOM består bland annat av aromatiska kolväten och fenoler. Hydrofilt NOM består till exempel av karboxylsyror, kolhydrater och proteiner (Świetlik m.fl. 2004). Hydrofobt NOM har ofta en högre molekylvikt än hydrofilt NOM (Matilainen m.fl. 2010). Hydrofobt NOM bidrar i hög grad till vattnets färg medan hydrofilt NOM ofta bidrar till dess lukt och smak (Svenskt Vatten, 2010). Studier har visat att NOM med låg molekylvikt, mindre än 1000 g/mol, i högre grad är biotillgängligt än NOM med högre molekylvikt (Hem & Efraimsson, 2001). Det krävs inte endast en reduktion av NOM-halten vid dricksvattenrening utan en reduktion av BDOC vilket domineras av hydrofilt NOM med låg molekylvikt.

2.2 FOTOSYNTES, RESPIRATION OCH NEDBRYTNING

Fotosyntes är den process där fototrofa organismer, som vissa växter och mikroorganismer, omvandlar koldioxid och vatten till organiska kolföreningar och syrgas med hjälp av solljus (ekvation 1).



Parallellt med fotosyntesen pågår respiration, vilket är den omvända reaktionen av fotosyntesen. De organiska kolföreningarna och syrgas omvandlas då till koldioxid och vatten. Respiration sker, till skillnad från fotosyntes, i både ljus och mörker. Den i fotosyntesen bildade biomassan fungerar sedan som kolkälla för bland annat heterotrofa mikroorganismer. Kolföreningarna i biomassan bryts ner av mikroorganismerna genom redoxprocesser och syrgas förbrukas (Madigan m.fl. 2012).

2.3 METODER FÖR ATT MÄTA BDOC

2.3.1 Biomassabaserade metoder

Under förutsättning att BDOC är den begränsande faktorn för mikrobiell tillväxt kan biomassabaserade metoder användas för att mäta BDOC. Metoden går ut på att mäta skillnaden i biomassa före och efter en viss inkubationstid, där ökningen i bakteriehalt eller biomassa sedan kan användas som ett mått på halten BDOC. Antingen kan de i vattnet naturligt förekommande mikroorganismerna användas, alternativt inokuleras en eller flera kända organismer efter att vattnet först filtrerats för att avlägsna den naturliga bakteriefloran. Båda metoderna har sina för och nackdelar. Att använda naturligt förekommande mikroorganismer minskar arbetsbördan men sammansättningen på populationen förblir då okänd om ingen DNA-sekvensering för att bestämma artsammansättningen hos mikroorganismerna utförs. Ett problem som kan uppstå vid inokulering är att BDOC frigörs från filtret vid filtreringen och kontaminerar provet, detta kan dock undvikas genom att filtret förtvättas (Huck, 1990).

2.3.2 TOC-baserade metoder

Denna typ av metod går ut på att mäta förändringar i TOC-halten under en inkubation. Den totala minskningen i TOC är då halten BDOC i provet. Ett problem med denna typ av metod är att precisionen vid TOC kvantifieringen ofta är låg och att bakgrundshalten svårnedbrytbart TOC är många gånger högre än fraktionen BDOC (Huck, 1990).

Både den biomassabaserade och den TOC-baserade metoden är biologiska metoder. Det är därför viktigt att inga desinfektionsrester finns kvar i vattnet då testet börjar (Huck, 1990). Om syftet inte är att kvantifiera halten BDOC utan potentialen för mikrobiell återväxt bör inte desinfektionsrester tas bort, då detta inte görs i dricksvattenberedningen.

Ett problem med att analysera det behandlade vattnets biostabilitet genom inkubationsförsök i laboratoriemiljö är att denna analys inte tar hänsyn till de förändringar som kan ske i drickvattennätet efter behandlingen. Organiska och oorganiska näringsämnen kan avges från rörväggar och sediment, uppehållstiden kan variera och en förändrad temperatur kan påverka tillväxthastigheten hos bakterierna (Prest m.fl. 2016).

2.4 MIKROBIOLOGISKA BARRIÄRER

Mikroorganismer förekommer i alla naturliga vatten. Det är endast en liten del av dessa som är sjukdomsalstrande, så kallade patogener. En patogen kan tillhöra grupperna virus, bakterier eller parasiter. I livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLFS 2001:30) kan läsas att ”beredningen ska vara försedd med ett tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening” (SLV, 2001). Antalet barriärer beror på råvattnets kvalitet och ofta rekommenderas 2 till 3 oberoende barriärer. Exempel på godkända mikrobiologiska barriärer är desinfektion med klor, UV-ljus eller ozon; membranfiltrering med porvidd mindre än 0,1 µm; kemisk fällning i kombination med snabbfiltrering samt långsamfiltrering (Svenskt vatten, 2016a).

2.5 DESINFEKTIONSBIPRODUKTER

Ett problem som kan uppstå vid dricksvattenrening är att desinfektionsbiprodukter, DBP, bildas. Detta inträffar då NOM reagerar med klor eller andra desinfektionsmedel. Exponering för DBP via intag av kranvatten kan leda till hälsoproblem och ökar bland annat risken för urinblåsecancer (Boyer & Singer, 2008). För att undvika bildning av DBP är det viktigt att så mycket NOM som möjligt renas bort innan desinfektion. En ökad halt NOM i råvattnet ökar således risken för bildande av DBP om inte reningsgraden av NOM också ökas.

2.6 RENINGSMETODER

För att förhindra mikrobiell återväxt i dricksvatten finns två principiellt olika åtgärder. (1) Desinfektion, vilket är en momentan behandling för att inaktivera mikroorganismerna, och (2) effektiv borttagning av i vattnet biotillgängliga näringsämnen. I de behandlingar som tar bort näringsämnen reduceras också antalet mikroorganismer ofta. Den begränsande faktorn för mikrobiell tillväxt i vatten är ofta mängden BDOC, det är därför viktigt att just det renas bort ur dricksvattnet (Lehtola m.fl. 2002). För närvarande kan ingen enskild process uppnå detta utan det krävs en kombination av olika reningsmetoder.

2.6.1 Mikrosilar

Ett viktigt första steg i dricksvattenberedningen är att sila råvattnet. Råvattnet innehåller växtdelar, alger och andra vattenlevande organismer vilka snabbt kan förorsaka igensättning av filter och andra påföljande reningsprocesser. För att få bort större alger krävs att silarnas maskor ligger i intervallet 20–100 µm. Silarna kan utformas på olika sätt, till exempel finns trumsilar, skivsilar och korgbandssilar (Svenskt Vatten, 2010).

2.6.2 Kemisk flockning

Kemisk flockning uppnås genom att ett oorganiskt fällningsmedel tillsätts vattnet. Vanliga fällningsmedel inom dricksvattenrening är olika järn och aluminiumsalter. I Sverige är aluminiumsulfat, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ det vanligaste fällningsmedlet. Dosen är ofta mellan 25–75 g/m³ (Svenskt Vatten, 2010). I vattnet dissocierar saltet till joner som Al^{3+} och Fe^{3+} . Då jonerna har en stark positiv laddning adsorberas de till det negativt laddade organiska materialet som då fälls ut. De laddningsneutraliserade partiklarna självorganiserar sedan och bildar aggregat, så kallade flockar. Flockarna kan sedan renas bort genom flotation eller sedimentation. Vid flotation bubblas vattnet. De hydrofoba flockarna binder till bubblorna och flyter upp till ytan där de kan håvas bort. Vid sedimentation tillåts istället flockarna att sedimentera för att sedan avlägsnas (Matilainen m.fl. 2010).

Metodens effektivitet är starkt beroende av pH då detta påverkar fällningsmedlets löslighet och NOM's laddning. Andra faktorer som påverkar effektiviteten är dosering av fällningsmedel, omblandning, temperatur och egenskaperna hos NOM som hydrofobicitet och laddning (Matilainen m.fl. 2010). Metoden är särskilt effektiv för hydrofobt NOM med hög molekylvikt (Svenskt Vatten, 2010).

En nackdel med metoden är att relativt höga aluminiumhalter kan bli kvar i det färdiga dricksvattnet vid till exempel låga temperaturer eller låga pH. Detta utgör en möjlig hälsorisk för människor och kan även leda till oönskad flockbildning i dricksvattnenätet, vilket kan leda till igensättningar (Matilainen m.fl. 2010).

2.6.3 Snabbfilter

Inom vattenreningsteknik används i huvudsak två filtertyper: snabbfilter och långsamfilter. Det vanligaste filtermaterialet är sand, men även andra material som antracit och plastmaterial förekommer. Sanden måste vara fri från lerpartiklar, organiskt material, syra, kalk och järn. En bra sand kan användas mellan 20–40 år. I ett snabbsandfilter bör 98 % av sandkornen ligga inom storleksintervallet 0,5–2,0 mm (Svenskt Vatten, 2010).

Filtrets kapacitet anges i kubikmeter vatten per kvadratmeter filteryta och timme, vilket förkortat blir till m/h. Detta motsvarar då vattnets sjunkhastighet genom filtret. Snabbfiltret har en belastning mellan 5–10 m/h. Filtret fungerar som en sil mot partiklar och adsorberar även föroreningar (Svenskt Vatten 2010). Snabbfilter är vanligt att använda efter kemisk flockning för att rensa bort eventuella flockar vilka blivit kvar efter föregående reningssteg (Svenskt Vatten, 2010).

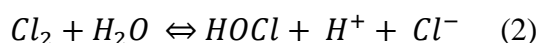
2.6.4 Långsamfilter

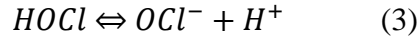
Långsamfilter har använts över hela världen sedan 1800-talets mitt. Sand är det vanligaste filtermaterialet. Långsamsandfiltret renar vattnet genom en kombination av filtrering, adsorption och biologisk nedbrytning. Kapaciteten är mellan 0,1–0,4 m/h och kornstorleksfördelningen är något bredare än för snabbsandfiltret. 98 % av sandkornen bör ligga i intervallet 0,2 – 2,0 mm (Svenskt vatten, 2010). Metoden eftersträvar att efterlikna den naturliga grundvattenbildningen. I filtrets övre skikt bildas en så kallad biofilm filterhud bestående av mikroorganismer. Mikroorganismerna i filterhuden bryter bland annat ner organiskt kol i det inkommande vattnet. Långsamsandfiltret är typiskt uppbyggt med cirka 1 m filtersand överst följt av 15 cm tjocka övergångslager av grövre kornstorlekar i botten följt av en tegelbädd för dränering. I ett långsamsandfilter renas mycket hydrofilt NOM bort (Svenskt vatten, 2010).

Efter en tid täpps sandfiltret igen och måste då rensas. Detta görs genom att avlägsna filterhuden och ett par centimeter av ytsanden vilken sedan tvättas och återanvänds. Hur ofta filtret måste rensas varierar mellan vattenverk och årstid. På sommaren bidrar den stora förekomsten av mikroorganismer och NOM till att filtren måste rensas oftare. Frekvensen på rensning varierar mellan 1 till 10 gånger per år (Svenskt Vatten, 2010).

2.6.5 Klorering

Desinfektion genom klorering kan ske via olika klorinnehållande tillsatser. Tillsats av klor i vattnet ger upphov till en jämvikt med hypoklorit vilken är beroende av pH. Jämvikterna kan ses i ekvation 2 och 3





där HOCl är underklorosyrighet och OCl⁻ är hypokloritjon (Svenskt vatten, 2007). Tillsats av klorgas eller hypoklorit kallas populärt för klorering. Vid reaktion med ammoniak (NH₃) ammoniumjoner (NH₄⁺) eller andra kvävehaltiga föreningar bildas kloraminer som har en desinfektionseffekt. Desinfektionseffekten vid tillsats av kloramin är låg, detta innebär att en lång kontakttid krävs, vilket ofta uppnås under vattnets distribueringsstid. En nackdel med klorering är risken för bildande av DBP. Vid reaktioner mellan kloramin och organiskt material bildas flera hälsofarliga DBP. Det är därför mycket viktigt att NOM renats bort effektivt i tidigare steg (Svenskt Vatten, 2007).

2.6.6 UV-behandling

Ultraviolett strålning, UV-strålning, är energirik elektromagnetisk strålning med våglängd inom intervallet 100 till 400 nm. I ljusspektrum är det placerat mellan röntgenstrålar och det synliga ljuset. Sedan 1980-talet har UV-strålning använts för att desinficera dricksvatten. UV-strålningen utlöser fotokemiska reaktioner i DNA-molekylerna hos mikroorganismerna och orsakar skador på desamma. Detta leder till att mikroorganismerna inaktiveras och oskadliggörs. Det är väl känt att våglängder mellan 240 och 280 nm är särskilt effektiva för inaktivering och avdödning av mikroorganismer i dricksvatten (Svenskt Vatten, 2007). En nackdel med processen är att NOM i vattnet kan förhindra inaktiveringen av mikroorganismer genom skuggningseffekter. Det krävs därför att NOM effektivt renats bort i tidigare steg. I en studie av Shaw m.fl. (2000) visades att UV-behandling ökade halten BDOC i vatten med hög TOC-halt. Den bakomliggande mekanismen är så kallad fotokemisk nedbrytning, vilket innebär att UV-ljus bryter ner NOM till mindre fraktioner (Bertilsson & Tranvik, 2000).

2.6.7 Ozonering

Ozonmolekylen består av tre syreatomer och förekommer i naturen i gasfas då dess kokpunkt är -111° C (Aylward & Findlay, 2008). I Europa har ozonering använts för desinficering i över 100 år. Bakterier är mest känsliga för behandlingen, till exempel *E. coli*, följt av virus medan parasiter är mer resistenta. Ozonet oxiderar bakteriernas cellmembran vilket leder till att cellen faller sönder (Al-Hashimi m.fl. 2015). Ozoneringen placeras ofta i slutet av reningskedjan då dess effektivitet är starkt beroende av att föregående steg renat bort partiklar och NOM (Gottschalk m.fl. 2010). Metodens effekt kan försämrats då organiska partiklar kan kapsla in mikroorganismer vilka då undslipper behandlingen och överlever. Ozonet kan även bryta ner det organiska materialet i vattnet, NOM, till mindre, mikrobiellt lättillgängliga fraktioner, vilket kan stimulera den mikrobiella återväxten efter behandlingen (OECD, WHO, 2003). Flera studier har visat att ozonering bidrar till starkt ökad halt BDOC i det behandlade vattnet (Lehtola m.fl. 2002; Hammes m.fl. 2006; Thayanukul m.fl. 2013). Då ozonet sönderfaller snabbt är dess verkan endast momentan och förhindrar heller inte mikrobiell återväxt i dricksvattennätet. Detta, i kombination med den ökade halten

BDOC, talar för att ozoneringen bör placeras tidigare i reningskedjan för att förhindra höga halter av BDOC i ledningsnätet.

2.6.8 Aktiva kolfilter

Kol har länge använts för att rena vatten. Hinduiska dokument daterade från 450 år f.Kr. beskriver hur kolfilter redan då användes för att rena dricksvatten (Çeçen & Aktaş, 2012). Aktivt kol definieras som amorfa kolbaserade material med stor porvolym vilket ger dem en mycket stor specifik yta. För att ”aktivera” kolet tas alla orenheter i materialet bort och ytan oxideras. Den stora specifika ytan gör att det aktiva kolet effektivt adsorberar föroreningar som finns i råvattnet (Çeçen & Aktaş, 2012).

Granulerat aktivt kol, GAC, består av partiklar av aktivt kol i storleksintervallet 0,2 till 5 mm i diameter. GAC används flitigt för att rena dricksvatten från NOM och syntetiska organiska föreningar som kan vara hälsofarliga (Çeçen & Aktaş, 2012).

Det finns flera faktorer som påverkar hur effektiv metoden är. En viktig faktor är karaktären på NOM. Adsorptionen tenderar att stiga med ökande molekylvikt och storlek, antal funktionella grupper såsom dubbelbindningar och halogener på molekylerna. Adsorptionen av organiskt material kan ökas vid en sänkning av pH. Genom att kringliggande negativa laddningar neutraliseras av vätejoner främjas adsorption av det negativt laddade organiska materialet. Effekten av pH varierar dock mellan olika typer av aktivt kol (Çeçen & Aktaş, 2012). En studie har visat att filtrering med granulärt aktivt kol minskade vattnets TOC halt med 23 % och halten BDOC med 85 % (Lehtola m.fl. 2002).

2.6.9 Membranteknologi

Olika former av syntetiska membran är vanliga i dricksvattenreningsprocessen. Vattnet drivs med hjälp av en tryckgradient genom membranet vilket filtrerar bort oönskade föreningar. Mikrofilter har porer i storleksintervallet 100 till 10 000 nm. Dessa filter kan rena bort bakterier som till exempel *Shigelia* (Singh, 2015). Ultrafilter är i intervallet 1 till 400 nm. Dessa kan, förutom bakterier, filtrera bort kolloider, till exempel virus och oljeemulsioner. Nanofilter är i storleksintervallet 0,5 till 5 nm. Dessa kan även filtera bort större joner, till exempel Zn^{2+} , och lätta molekyler som sukros. Membran i intervallet 0,1 till 1 nm används idag för avsaltning av havsvatten, detta i processen omvänd osmos som är mycket energikrävande (Singh, 2015).

Vid filtrering bildas en så kallad filterkaka utanpå filtret. Strukturen på filterkakan är avgörande för om filtret sätts igen eller inte. För att få en bättre och mer porös struktur hos filterkakan kan ett kemiskt flockningssteg placeras innan membranet, så kallad *in line coagulation*. Detta skyddar membranet från igensättning (Yao m.fl. 2015).

2.6.10 Jonbytesprocesser

Jonbyte är en flitigt använd metod inom dricksvattenrening. Jonbytet sker på partiklar som kallas jonbytare. Jonbytarna består av ett mycket visköst, icke kristallint och poröst material. Inom vattenrening används framförallt två typer av jonbytare, konventionella anjonbytare och magnetiska anjonbytare. De konventionella anjonbytarna används i en

fast filterbädd medan de magnetiska blandas i en flödesreaktor för att behandla råvatten (Boyer & Singer, 2008).

Magnetiskt jonbyte (Eng. *Magnetic ion exchange*, MIEX) har i studier visat sig vara effektivt för att rena NOM av låg molekylvikt från vatten (Boyer & Singer, 2008; Hsu & Singer, 2010; Mergen m.fl. 2008). Vid MIEX används 150 till 190 µm stora anjonbytare bestående av starkt basiska anjoner med funktionella ammoniakgrupper (Mergen m.fl. 2008). Den ringa kornstorleken tillför en stor specifik yta där jonbyten kan ske. Järnoxid integreras i jonbytaren för att tillföra magnetiska egenskaper som underlättar aggregering och sedimentation (Hsu & Singer, 2010). Jonbytarnas karaktär avgör vilka ämnen som det kan adsorbera. Till exempel har studier visat att polyakryliska jonbytare effektivare renar NOM än jonbytare av polystyren (Boyer & Singer, 2008; Hsu & Singer 2010). Förutom NOM kan metoden även användas för att ta bort anjoner som nitrat och bromid.

Hur effektivt MIEX tar bort NOM beror till stor del på NOM sammansättningen och halten av övriga anjoner vilka konkurrerar med NOM om jonbytesplatserna på jonbytarna. Även den tillsatta mängden jonbytare, och därmed antalet platser för jonbyten påverkar reningsgraden (Hsu & Singer, 2010). Studier har visat att kontakttiden är avgörande för reningsgraden vid användning av jonbytare av polystyren vilket tyder på att jonbytet begränsas av diffusion mellan vätskefasen och jonbytarens porer (Hsu & Singer, 2010).

De använda jonbytarna tvättas efter användning i en stark saltlösning, vanligen NaCl lösning, och kan därefter återanvändas. MIEX bygger på att en del av jonbytarna kontinuerligt regenereras och återförs till behandlingsseget vilket gör att jonbytarna i lösningen har funnits där olika länge.

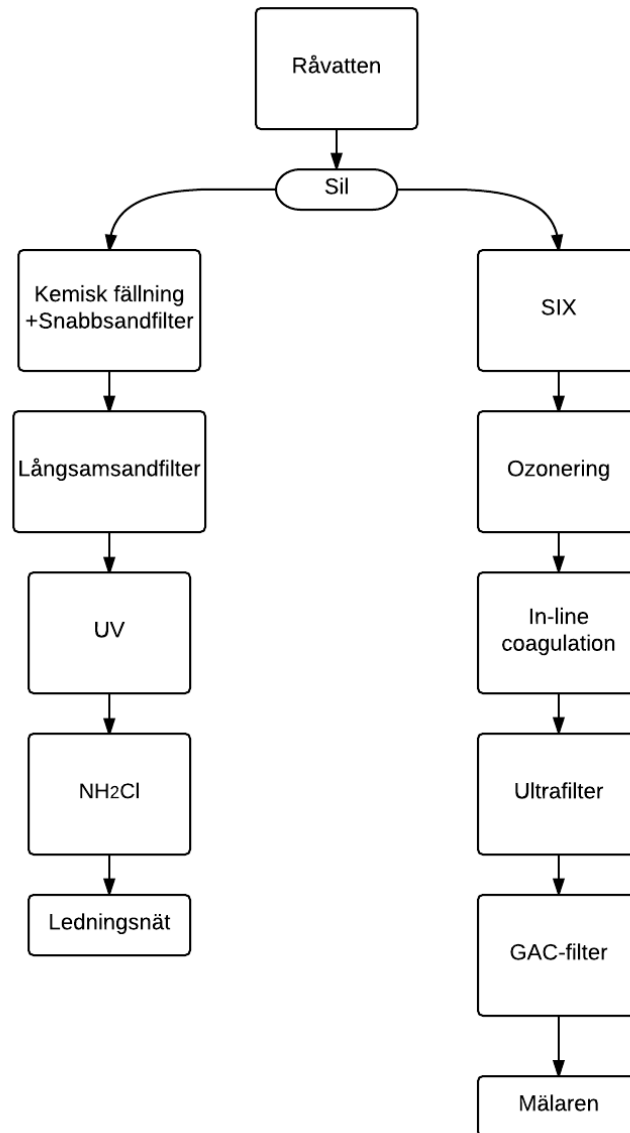
SIX (eng. *suspended ion exchange*) är en annan jonbytesprocess. Skillnaden mellan SIX och MIEX är framförallt regenereringen av jonbytarna. I SIX regenereras alla jonbytare vid samma tidpunkt. Jonbytarna behöver heller inte ha magnetiska egenskaper utan dessa avskiljs i en lamellaseparator vilket är en slags sedimentationsanordning (Koreman & Galjaard, uå)

I en studie av Allpike m.fl. (2005) har det visats att MIEX effektivt renar bort NOM med låg molekylvikt. En viktig förutsättning är dock att det organiska materialet är laddat. Därför kan metoden bli ineffektiv till exempel vid rening av vatten vilket är rikt på oladdat material, till exempel tannin. Samma studie visade att MIEX renade NOM med hög molekylvikt sämre (Allpike m.fl. 2005). I en studie av Bazri & Mohseni (2016) visades att SIX framförallt avlägsnar hydrofilt NOM av låg molekylvikt och är mindre effektiv på hydrofobt NOM med hög molekylvikt.

2.7 RENINGSPROCESSERNA PÅ LOVÖ

Vid vattenreningsverket på Lovö finns idag två olika vattenreningsprocesser. Den ena är den fullskaliga, konventionella reningsprocessen bestående av kemisk flockning, snabbsandfilter, långsamsandfilter, UV-behandling samt behandling med kloramin.

Vattnet från denna reningsprocess går ut till konsumenter i norra Stockholm. Den andra reningsprocessen är en experimentell process i pilotskala där reningsprocessen består av jonbyte med SIX, ozonering, *in-line coagulation*, membranfiltrering och GAC-filtrering. Vattnet från pilotanläggningen används endast för undersökningar och når inte konsumenter. En konceptuell skiss över de två reningsprocesserna kan ses i figur 1.



Figur 1. Konceptuell skiss över de två reningsprocesserna vid Lovö vattenreningsverk. Till vänster ses den fullskaliga, konventionella reningsprocessen och till höger den pilotskaliga, experimentella reningsprocessen.

2.7.1 Den konventionella reningsprocessen

Råvattnet vid Lovö vattenreningsverk tas in från sjön Mälaren på ett djup mellan 5 och 35 m, beroende på var vatten av bäst kvalitet finns (Stockholm Vatten, 2014). Råvattnet silas först för att avlägsna växter och andra större föremål vilka kan förekomma i vattnet. Vattnet passerar därefter genom flera reningssteg. Det första steget är kemisk flockning då aluminiumsulfat tillsätts vattnet och flockar bildas. Vattnet passerar sedan långsamt genom en sedimentationsbassäng där flockarna sedimenterar och avskiljs som

slam vilket kan återanvändas på olika sätt. De flockar som inte sedimenterar avskiljs i nästa steg, snabbsandfiltrering. Nästa reningssteg är långsamsandfilter som tar åtta timmar. Det näst sista steget är desinfektion med UV-ljus och därefter en tillsats av kloramin innan vattnet går ut i ledningsnätet (Stockholm Vatten, 2014).

2.7.2 Den experimentella reningsprocessen

Pilotanläggningen för den experimentella reningsprocessen vid Lovö vattenreningsverk ryms i fyra containrar placerade i anslutning till den befintliga reningsanläggningen (figur 2). Anläggningen har varit på plats sedan september 2016 och drift är planerad för ett år för utvärdering.



Figur 2. Pilotanläggningen vid Lovö vattenreningsverk sedd utifrån.

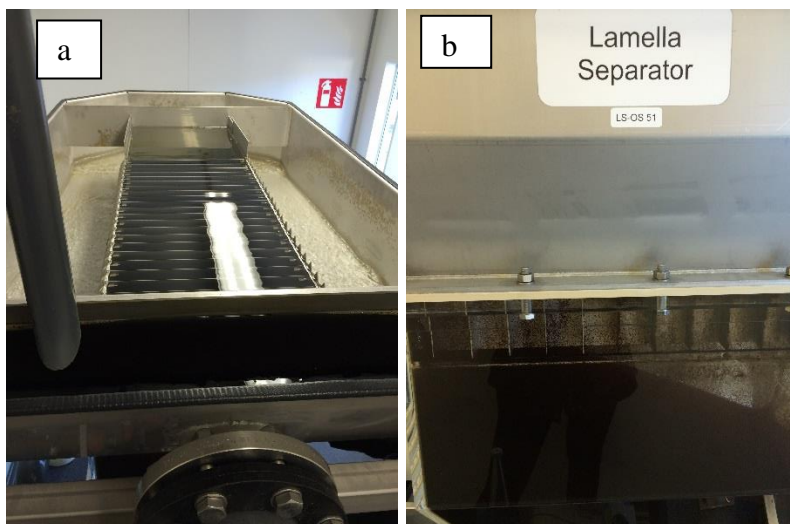
Råvatten tas in från Mälaren via samma intag som för den konventionella reningsprocessen, och går igenom en sil för att avlägsna grövre material. Därefter leds vattnet in i en råvattentank. Från tanken leds vattnet in i en SIX-reaktor där jonbytare blandas in i vattnet och hålls suspenderade. Kontakttid varierar mellan 10 och 30 minuter och jonbytardosen varierar mellan 4 och 20 ml jonbytare per liter råvatten beroende på önskat resultat. På Lovö finns sex stycken SIX-reaktorer seriekopplade. I

figur 3 ses två av dem, i fönsterna kan det observeras hur jonbytarna är suspenderade i vattnet.



Figur 3. Fönster in till två av SIX-reaktorerna. Jonbytarna i suspension gör att vattnet ser svart ut.

Efter den önskade kontakttiden separeras jonbytarna från vattnet i en lamellaseparator. I figur 4 kan lamellaseparatorn ses ovanifrån (a) där vattnet leds in i den och från sidan (b) där det visas hur jonbytpartiklarna sedimenterar.



Figur 4. Lamellaseparator sedd ovanifrån (a) och från sidan (b).

De använda jonbytarna går därefter till en tank där det tvättas med en stark saltlösning innan de återanvänds. Vattnet leds vidare till ozoneringssteget där ozon desinficerar vattnet. Vattnet luftas sedan för att överblivet ozon ska avgå. Efter detta sker *in-line coagulation* för att skydda nästa reningssteg, det keramiska ultrafiltret, från igensättning av NOM. Detta genom att förbättra strukturen på den filterkaka som bildas utanpå membranet. Membranfiltret har en porvidd på 0,1 μm och tvättas med 40 minuters mellanrum, med natriumhypoklorit, väteperoxid eller syra för att inte sättas igen. Det

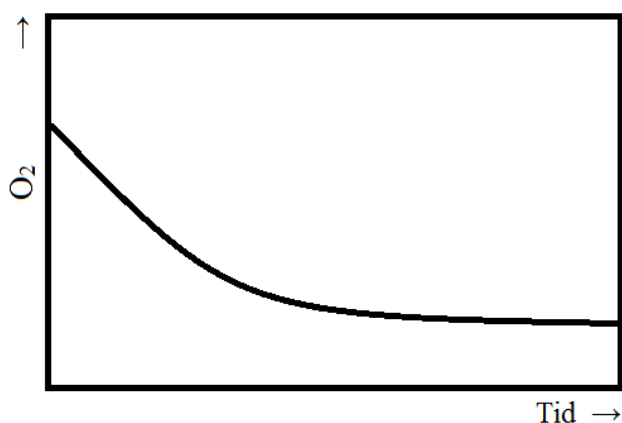
filtrerade vattnet leds därefter till ett GAC-filter vilket är det sista reningssteget i den experimentella reningsprocessen.

3. MATERIAL OCH METODER

För att undersöka halten BDOC och den mikrobiella tillväxpotentialen valdes tre metoder. Samtliga experiment som utfördes var inkubationsförsök där vattenprover fick stå under en viss tid under kontrollerade ljus- och temperaturförhållanden. Under inkubationen togs sedan prover med några dagars mellanrum.

3.1 FÖRÄNDRING I SYRGASHALT

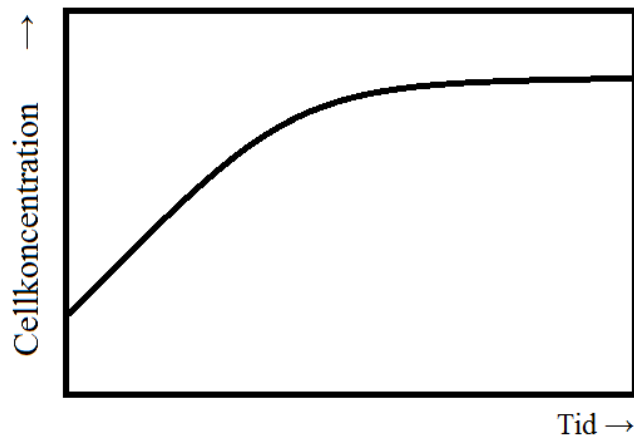
Den första metoden som valdes var att med syrgasoptod mäta syrgashalten i proverna för att se hur den avtog under inkubationstiden. Samtliga inkubationer skedde i mörker för att ingen fotosyntes skulle ske, vilket hade gett ett tillskott av syrgas (kap. 2.2). I mörker sker nedbrytning av organiskt material, vilket är en process där mikroorganismerna konsumerar syrgas. En teoretisk bild av hur detta skulle se ut återges i figur 5. Syrgashalten minskar under första delen av inkubationen, efter en tid avtar minskningen och syrgashalten stabiliseras. Detta motsvarar den tid det tar för mikroorganismerna att förbruka tillgänglig BDOC och skillnaden i syrgashalt före och efter stabiliseringen den totala respirationen. Detta är en indirekt biomassbaserad metod för att mäta BDOC.



Figur 5. Teoretisk bild av syrgashalten i ett prov som funktion av inkubationstiden.

3.2 FÖRÄNDRING I CELLKONCENTRATION

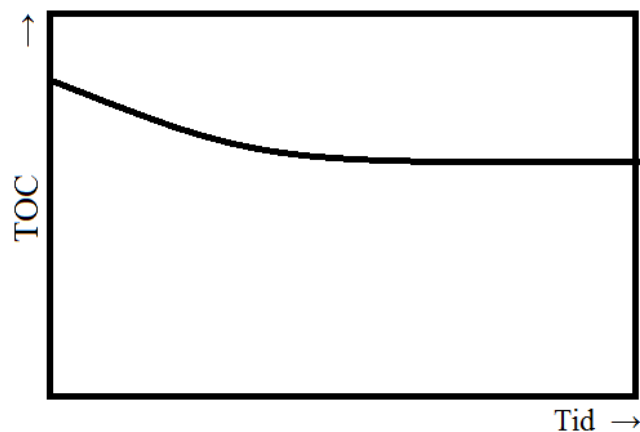
Den andra metoden som valdes var att mäta förändringar i bakterieabundans under inkubationstiden, alltså en biomassbaserad metod. I figur 6 visas en teoretisk bild över hur cellkoncentrationen, vilket här är synonymt till bakterieabundansen, antogs förändras under inkubationstiden. På samma sätt som syrgashalten förväntades avta antogs cellkoncentrationen öka tills all BDOC förbrukats, då ökningen avtar och planar ut. Förändringen i bakteriebiomassa, eller cellkoncentration, motsvarar då potentialen för mikrobiell tillväxt på den BDOC som finns i provet och uppgångens varaktighet visar hur lång tid det tar för all BDOC att förbrukas.



Figur 6. Teoretisk bild av cellkoncentrationen som funktion av inkubationstiden.

3.3 FÖRÄNDRING I ORGANISKT KOL

Den tredje metoden som valdes var en metod baserad på förändring i koncentration av organiskt kol. Genom att mäta halten TOC under inkubationen och kvantifiera den totala minskningen skulle mängden BDOC kunna bestämmas. En teoretisk bild av hur TOC-halten skulle kunna ändras under inkubation visas i figur 7.



Figur 7. Teoretisk bild av halten TOC som funktion av inkubationstiden.

3.4 EXPERIMENT

3.4.1 Experiment 1 – Sjävvatten

Det första experimentet, experiment 1, var ett pilotförsök för att testa och utvärdera de metoder som planerades att användas. Reproducerbarhet och utförande var två faktorer experimentet ämnade att undersöka. Underlaget användes sedan för att planera kommande två experiment.

Fredagen den 3/2–2017 inhämtades vattenprover från sjön Ekoln, som är en del av Mälaren, för experiment 1. Sjön var islagd med ett cirka 2 dm tjockt islager. Vatten hämtades från strax under isen med hjälp av en tryckpump efter att ett hål borrats genom isen. Pumpen och samtliga provkärl sköljdes en gång med sjövattnet innan själva proverna togs. Alla prov togs på samma plats. Totalt fylldes 3 stycken 500 ml ofärgade glasflaskor samt 6 stycken 100 ml specialflaskor för analys av syrgas med en

syrgassensor med provvatten. Syrgasflaskorna vändes upp och ned för att säkerställa att inga luftbubblor fanns i. Flaskorna förvarades sedan i klimatrum med temperaturen 4° C tills den 6/2.

Den 6/2–2017 påbörjades inkubationsförsöket i experiment 1 där tre syrgasprov placerades i klimatrum med temperaturen 13° C, tre syrgasprov placerades i klimatrum med temperaturen 20° C och tre 500 ml flaskor placerades i klimatrum med temperaturen 20° C. Samtliga flaskor förvarades i mörker och placerades i vattenbad som extra buffert för temperaturförändringar. Följande fem dagar togs 50 ml prover för TOC-analys från var och en av de tre 500 ml flaskorna. Proverna konserverades direkt med 0,5 ml 1 M HCl och placerades mörkt i 4° C i väntan på analys. Prover om 4 ml togs också från var och en av de tre 500 ml flaskorna för senare analys av cellkoncentrationen. Proverna konserverades med 200 µl formaldehyd buffrad med borax och placerades mörkt i 4° C i väntan på analys. Anledningen till att prover för syrgasmätning inkuberades i två olika temperaturer var för att se om skillnad fanns i respirationshastighet och därmed förbrukningshastighet av BDOC.

Ingen mätning av syrgas utfördes under inkubationens första dygn för att proverna skulle tillåtas nå samma temperatur som sin omgivning innan mätningarna startade; detta då syrets löslighet är temperaturberoende. Följande fem dagar utfördes mätningar med syrgasoptoden dagligen. Temperaturmätaren placerades i vattenbadet under mätningarna. Mätningarna skedde med frekvensen 1 s⁻¹ och optoden tilläts stabilisera sig i cirka 1 minut. Efter detta togs medelvärdet av 11 mätningar för att uppskatta syrgasmättnad och halt för varje prov, då värdena aldrig stabiliserades helt under mätningarna. En sammanfattning av tidpunkter då mätningar utfördes visas i tabell 1. I resultatdelen betecknas de tre replikaten som inkuberades i 20° C som E1, E2 och E3 och de tre replikaten som inkuberades i 13° C som E4, E5 och E6.

Tabell 1. Mätvariabler och vilka dagar under inkubationen mätningar utfördes prover togs för senare analys under experiment 1.

Mätvariabler	Dagar för mätning/konservering
Syrgas	1, 2, 3, 4, 5
Cellkoncentration	0, 1, 2, 3, 4, 5
TOC	0, 1, 2, 3, 4, 5

3.4.2 Experiment 2 – Konventionell reningsprocess

Experiment 2 utfördes med vatten från den fullskaliga, konventionella vattenreningsanläggningen vid Lovö. Syftet med experimentet var att utvärdera den konventionella reningsprocessen med avseende på rening av BDOC och potentialen för mikrobiell återväxt i dricksvattennätet.

Vattenprover för Experiment 2 inhämtades den 3/3–2017 från den konventionella vattenreningsanläggningen vid Lovö. Totalt 4 l vatten togs från var och en av behandlingarna enligt tabell 2. Vid tidpunkten var råvattentäkten Mälaren islagd.

Tabell 2. Provpunkter och dess behandling i experiment 2.

Namn på behandling	Behandling
F1	Mikrosil (råvatten)
F2	F1 + Kemisk flockning och snabbsandfilter
F3	F2 + Långsamfilter
F4	F3 + UV-behandling
F5	F4 + Kloramin (färdigt dricksvatten)

Provkärlen sköljdes 3 gånger med milli-Q vatten och autoklaverades inför provtagningen.

Inom 7 timmar efter provtagningen filtrerades samtliga prover genom försköljda 1,2 µm polykarbonatfilter för att avlägsna eventuella protozoer och partiklar. Det filtrerade vattnet från varje behandling fördelades sedan i olika kärl enligt tabell 3.

Tabell 3. Fördelning av replikat från varje behandling i experiment 2.

Provtyp	Antal replikat från varje behandling
Flaskor för analys av syrgashalt (och senare artsammansättning hos mikroorganismerna)	4
500 ml flaskor för TOC och cellkoncentration	4
500 ml flaskor för artsammansättning hos mikroorganismerna	1

Under extrema förhållanden kan det ta upp till två veckor för vattnet som lämnar reningsverket att nå konsumenten. Därför valdes inkubationstiden för experiment 2 och 3 till minst två veckor. Den högsta tillåtna temperaturen för det vatten som lämnar reningsverket är 20° C (SLV, 2001). Därför valdes temperaturen under inkubationen i experiment 2 och 3 till 20° C.

Den 3/3–2017 påbörjades inkubationen i experiment 2. Proverna inkuberades under 23 dagar i mörker i 20 °C. Proverna inkuberades utan vattenbad för att hålla en högre temperatur än vid föregående experiment. En syrgasflaska fylld med milli-Q vatten inkuberades också för att kunna följa inkubationstemperaturen.

Prover för TOC togs ut dag 0, 13 och 23 av inkubationen. Dessa konserverades genom att 0,5 ml 1 M HCl tillsattes 50 ml prov. Prover för cellräkning med flödescytometer togs ut vid 8 tillfällen under inkubationstiden (tabell 4). De konserverades genom att 75 µl formaldehyd buffrad med borax tillsattes 1,5 ml prov. De konserverade proverna förvarades sedan mörkt i 4° C fram till analys.

Den första mätningen av syrgashalt utfördes ett dygn efter att proverna tagits. Detta för att möjliggöra stabilisering till omgivande temperatur. Dagar för konservering och mätningar kan ses i tabell 4.

Prover för att bestämma artsammansättningen hos mikroorganismerna genom DNA-sekvensering togs ut under inkubationens första och sista dag (dag 23) genom att filtrera ca 0,5 l prov från var och en av de fem behandlingarna genom 0,2 µm filter. Filtret veck sedan ihop och förvarades i -80° C.

Tabell 4. Mätvariabler och vilka dagar under inkubationen mätningar utfördes prover togs för senare analys under experiment 2.

Mätvariabel	Dagar för mätning/konservering
Syrgas	1, 2, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 23
Cellkoncentration	0, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 23
TOC	0, 13, 23

3.4.3 Experiment 3 – Experimentell reningsprocess

Experiment 3 utfördes med vatten från den experimentella reningsprocessen vid Lovö. Syftet med experimentet var att utvärdera den experimentella reningsprocessen med avseende på rening av BDOC och potential för mikrobiell återväxt i dricksvattennätet.

Vattenprover för experiment 3 inhämtades den 6/4–2017 från den experimentella reningsprocessen vid Lovö vattenreningsverk. Då det pågick en uppstart av GAC-filtret under den planerade provtagningsperioden var *in line coagulation* och GAC-filtret ur drift och vatten som gått genom dessa steg kunde således inte ingå i experimentet. Isen på Mälaren hade vid tidpunkten nyligen smält. Vid provtagningsstillfället var jonbyttardosen i SIX-steget 15 ml/l och kontakttiden 30 minuter.

Tabell 5. Provpunkter i experiment 3. Under provtagningen var *in line coagulation* och GAC-filter inte i drift.

Namn på behandling	Behandling
P1	Mikrosil (råvatten)
P2	P1 + SIX
P3	P2+ Ozonering
	P3 + <i>in-line coagulation</i>
P4	P3 + Ultrafiltrering
	P4 + GAC filtrering

På samma sätt som i experiment 2 filtrerades alla prov genom 1,2 µm filter för att avlägsna eventuella protozoer och partiklar inom 7 timmar efter provtagning. Vattnet fördelades på samma sätt som beskrivs i tabell 3 med undantag att endast tre replikat för de olika provtyperna kunde utverkas från behandling P2 efter en transportolycka med en 2-liters vattenbehållare. En observation som gjordes under provberedningen var att alla vatten fram till sista reningssteget, det keramiska ultrafiltret, hade en relativt brun färg och att vid filtreringen genom 1,2 µm var alla filter fram till detta steg bruna. Detta till skillnad från i experiment 2 då endast råvattnet hade en brun färg.

Inkubation och konservering skedde på samma sätt som i experiment 2.

Inkubationstiden var totalt 21 dagar. De dagar under inkubationen som mätningar och konservering av olika prover utfördes kan ses i tabell 6.

Tabell 6. Mätvariabler och vilka dagar under inkubationen mätningar utfördes prover togs för senare analys under experiment 3.

Mätvariabel	Dagar för mätning/konservering
Syrgas	1, 4, 6, 12, 13, 14, 19, 21
Cellkoncentration	0, 4, 6, 12, 13, 14, 19, 21
TOC	0, 13, 21

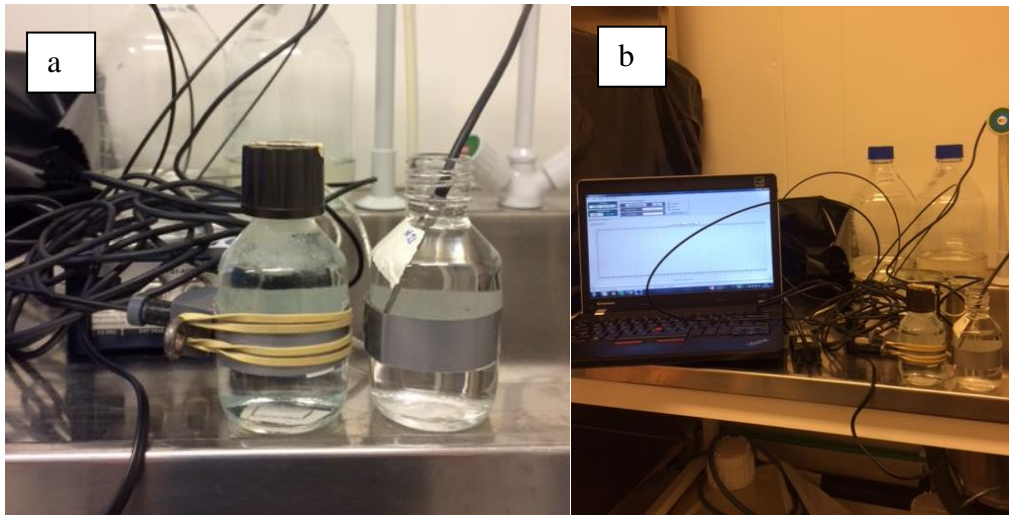
3.5 ANALYSUTRUSTNING OCH ANALYSER

3.5.1 Optodinstrument och syrgasmätningar

För mätning av syrgashalt användes en Fibox optod, som är ett fiberoptiskt instrument, från PreSens. I provbehållaren finns en så kallad *patch*, en sensor som ändrar optiska egenskaper beroende på provet syrgasinhåll. Optoden mäter sensorns optiska egenskaper vilket tillsammans med provets temperatur därefter kan räknas om till provets syrgashalt i programmet OxyView PST3-V.6,02. Mätosäkerheten för metoden är 5 % (Presens, u.å.)

Optoden tvåpunktkalibrerades innan de olika försöken genom att först tillsätta en blöt bomullstuss i provbehållaren och använda det med optoden uppmätta så kallade *phase*-värdet som 100 % syrgasmättnad vid uppmätt temperatur. Sedan upprepades proceduren med en lösning med 1 g natriumsulfit (Na_2SO_3) per 100 ml vatten i samma provbehållare. Detta användes som värdet för 0 % syrgasmättnad. I experiment 1 kalibrerades optoden endast med en provbehållare. I Experiment 2 och 3 delades provbehållarna in i 3 olika grupper med någorlunda lika respons på sensorn vid 0 och 100 % syrgasmättnad. Detta för att undvika omkalibrering vid varje mätning.

Figur 8 visar experimentuppställning där temperaturen mäts i en flaska fylld med milli-Q vatten vilken inkuberats med övriga prov för att hålla samma temperatur. Flaskorna med prov öppnades aldrig för att ingen luft skulle komma in. Mätningarna skedde i mörker.



Figur 8. Mätupställning vid mätning av syrgashalt. (a) optoden är fäst vid flaskan till vänster för att mäta syrgasinnehållet, en temperatursensor är nedsänkt i flaskan till höger. (b) hela uppställningen kopplad till dator med programmet OxyView för att registrera uppmätta värden. Själva mätningen utfördes i mörker.

3.5.2 Flödescytometer och analys av cellkoncentration

Cytometri är en metod för att mäta biologiska cellers fysiska och kemiska karaktär. Flödescytometri innebär att cellerna flödar genom ett mätinstrument i en vätska. Tekniken går ut på att cellerna träffas av en ljusstråle då de passerar igenom instrumentet. Cellen färgas först med fluorescerande ”färg” som binder till dess DNA. Då ljusstrålen från instrumentet träffar cellen absorberas visst ljus av cellen och en del böjs av, så kallad spridning eller *scattering*, och cellen avger även ljus, så kallad fluorescens (Shapiro, 2003). Spridning sker då en foton interagerar med en elektron. Fotonen tillintetgörs och överför då sin energi till elektronen vilken exciteras och avger energin i en ny foton. Den nya fotonen rör sig inte nödvändigtvis i samma riktning som den ursprungliga och en vinkel bildas. Mängden ljus som bryter i små vinklar, $0,5\text{--}5^\circ$ ger en grov uppskattning av cellens storlek, detta kallas *forward scatter* inom flödescytometri. Mängden ljus som bryts i större vinklar, $15\text{--}150^\circ$ är istället ett mått på cellens inre komplexitet. Detta kallas *side scatter*, SSC (Shapiro, 2003). Fluorescens sker efter att atomerna i cellen först absorberat en del av det ljus den träffats av. Detta exciterar elektronerna i atomen till en högre energinivå. När elektronen sedan går tillbaka till grundtillståndet avgår en del av energin som värme och en del som en foton av lång våglängd och därmed låg energi. Fotonen av lång våglängd kallas fluorescens. Genom att färga in till exempel cellens DNA-molekyler med fluorescerande ämnen kan detta nyttjas för att ge ett mått på dess DNA-innehåll. Mätosäkerheten för denna analysmetod är 5 % (Shapiro, 2003).

Flödescytometri har i studier visats vara användbart för att detektera mikroorganismer och mikrobiell tillväxt i dricksvatten (Nevel m.fl. 2016; Prest m.fl. 2013). Metoden är mycket snabb. Kombinerat med fluorescerande infärgning kan metoden användas för att bestämma cellkoncentration, bakteriell livskraft, och bakteriernas karaktär (Prest m.fl. 2013).

I de analyser som utförts för att bestämma cellkoncentration i den här studien användes en CyFlow[®] Space flödescytometer från Sysmex-Partec. I programmet FlowMax kunde sedan antalet celler, som alltså är antalet bakterier, i provet och cellkoncentrationen bestämmas. Till analysen användes sterila 96-brunnsplattor. Analysen i experiment 1 inleddes med 3 brunnar milli-Q vatten för att rengöra maskinen. I experiment 2 och 3 inleddes analysen med 7 brunnar milli-Q vatten och sedan en brunn milli-Q vatten mellan vart fjärde prov för extra rengöring. Därefter fylldes brunnarna med 190 µl från de, under inkubationen, konserverade proverna. Färgmedlet Syto 13 späddes sedan genom att 5 µl Syto 13 tillsattes 995 µl milli-Q vatten. Till brunnarna med prov tillsattes sedan 10 µl av den spädda Syto 13-lösningen för infärgning. I provväxlaren suges 50 µl av respektive prov upp. Antalet celler i de 50 µl registreras av maskinen och detta kan sedan räknas om till celler/ml. Resultaten av analysen behandlades i programmet FlowMax, se avsnitt 3.6. De inställningar som användes vid analyserna kan ses i Appendix B, tabell 17.

3.5.3 TOC-analyser

För analys av TOC användes en TOC-L av märket Shimadzu. TOC-L förbränner det organiska materialet vid 680° C vilket gör att det omvandlas till koldioxid. Koldioxiden, och därmed TOC, kvantifieras sedan med en IR-detektor i instrumentet. Den analys som användes kallas *non purgeable organic carbon*, NPOC, där provet först surgörs med saltsyra och därefter bubblas för att avlägsna oorganiskt kol. Ett problem med analysen är att vissa molekyler som i naturliga förhållanden inte är lättflyktiga blir det då pH sänks av syratillsatsen. Dessa avgår då som lättflyktiga organiska föreningar under bubblingen vilket inte är önskvärt då det leder till en underskattning av halten TOC (Findlay m.fl. 2010). Mätosäkerheten för denna analys är kring 8–10 % (SLU, 2016).

I experiment 1 gjordes en kalibreringskurva för TOC med koncentrationerna 6, 8, 10, 12, 16 och 40 mg/l baserat på en ftalatlösning med koncentrationen 100 mg/l. I experiment 2 och 3 valdes istället koncentrationerna 1, 2, 5, 10, 12 och 30 mg/l för kalibreringskurvan. Detta då halten TOC förväntades vara lägre i de behandlade proverna. Under analysen tillsattes proverna 1,5 % 1 M HCl och bubblades i 10 minuter.

3.5.4 Övrig analys

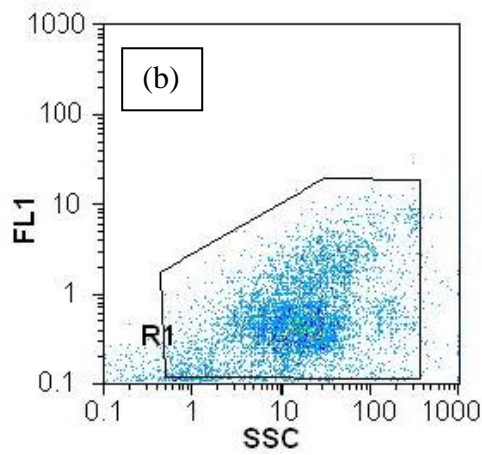
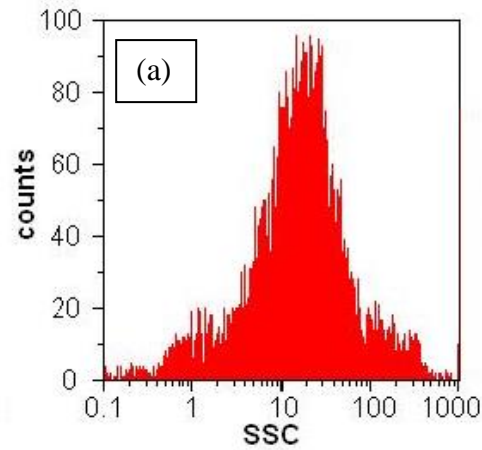
Fluorescensmikroskopering utfördes på två prov: E3 från 1 och 3 dygns inkubation. Detta för att se om proverna innehöll flagellater. 3 ml vattenprov färgades med 100 µl DAPI-lösning och filtrerades genom 0,8 µm filter. Filtret undersöktes sedan i fluorescensmikroskop.

3.6 DATABEHANDLING

Data från mätningarna av syrgashalt exporterades från OxyView och importerades till Excel 2016. I Excel beräknades medelvärden för varje replikat med *AVERAGE* då värdet på syrgashalten aldrig stabiliserades helt under mätningarna. Medelvärdet baserades på de sista 11 uppmätta värdena. Standardavvikelsen mellan de 11 värdena var sällan mer än 1 %. Medelvärden från varje replikat och tidpunkt sammanställdes

sedan i tabellform och data behandlades därefter i Matlab, version R2016a. Av de tre eller fyra replikaten från samma behandling beräknades ett medelvärde och förändring sedan första provpunkten ut för varje behandling och provtagningstillfälle. Exempel på Matlab-kod för beräkningar kan ses i Appendix A. Koden är för cellkoncentration men snarlik kod användes för beräkningar av samtliga parametrar.

Data från mätningar av cellkoncentration behandlades först i FlowMax där så kallad *gating* utfördes. I figur 9 visas ett exempel på *gating*, den utmarkerade polygonen i delfigur (b) kallas för en *gate*. I delfigur (a) visas antal uppmätta celler mot *side scatter* och i delfigur (b) visas fluorescens mot *side scatter*. I delfigur (a) visar toppens bredd och placering var cellerna finns och i delfigur (b) väljs samma område som toppen i (a) på x-axeln och gaten dras runt cellerna. Gaten definierar vad som är celler i provet och tar därmed bort brus. Efter att gaten ritats anger programmet cellkoncentration, den procent av det totala antalet registrerade celler som finns innanför gaten och medelvärde för fluorescens och *side scatter*. Data importerades sedan till Excel för att behandlas i Matlab på samma sätt som syrgashalten. Samma inställningar användes för samtliga prover i FlowMax förutom för prover från P3 och P4 i experiment 2. Dessa prover krävde att inställningarna ändrades något för att lättare kunna urskilja var cellerna fanns. Inställningarna kan ses i Appendix B, tabell 17.



Figur 9. Exempel på gating. I (a) visas antal uppmätta celler mot side scatter, i (b) visas fluorescens mot side scatter. Figur (a) används för att välja hur gaten (polygonen) ska dras i figur (b). I figur (a) visar toppens bredd och placering var cellerna finns och i figur (b) väljs samma område som toppen i (a) på x-axeln och gaten dras runt cellerna. Gaten definierar vad som är celler i provet och tar därmed bort brus.

Data från mätningarna av TOC importerades till Excel och behandlades sedan i Matlab med snarlik kod som den presenterade i Appendix A. Ett av replikaten från experiment 2 behandling F1 uteslöts ur databehandlingen på grund av en analysmiss.

4. RESULTAT

4.1 EXPERIMENT 1

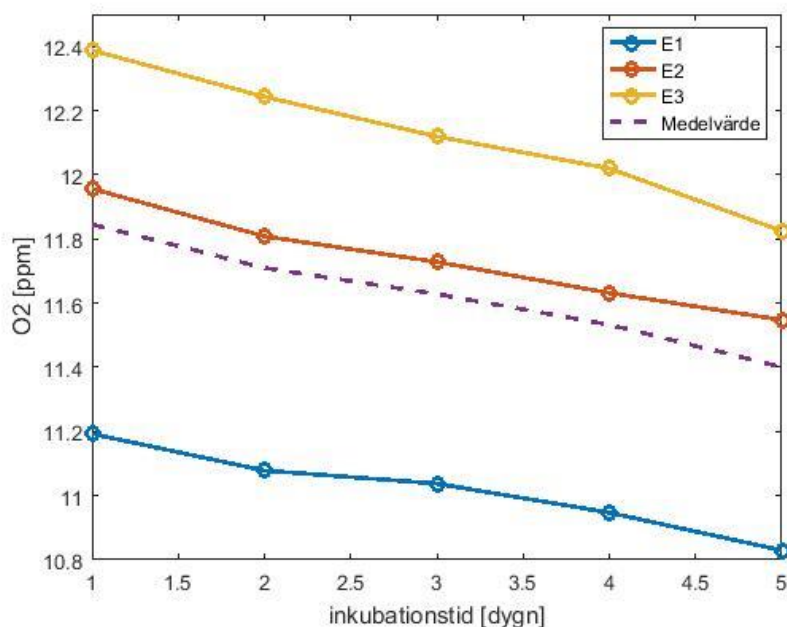
4.1.1 Syrgashalt

Syrgashalten avtog på ett liknande sätt i de tre replikaten E1-E3 under inkubationen (tabell 7; figur 10; Appendix D). Medelvärdet av hastigheten på syrasförbrukningen för de tre replikaten var $-0,11 \text{ mg l}^{-1} \text{ dygn}^{-1}$ med standardavvikelsen $0,02 \text{ mg l}^{-1} \text{ dygn}^{-1}$.

Tabell 7. Resultat från syrgasmätningarna på replikaten E1-E3 i experiment 1. Dessa replikat inkuberades i vattenbad som höll ca 17° C . I tabellen presenteras inkubationstid (t), medelvärde av syrgashalten (O_2), standardavvikelsen ($\text{Std } O_2$), medelförändringen av syrgashalten sedan inkubationens första dygn (ΔO_2) samt standardavvikelsen för denna ($\text{std } \Delta O_2$) mellan de olika replikaten.

Replikat	t [dygn]	O_2 [ppm]	Std O_2 [ppm]	ΔO_2 [ppm]	std ΔO_2 [ppm]
E1-3 _{medel}	1	11,85	0,61	0,00	0,00
E1-3 _{medel}	2	11,71	0,59	-0,14	0,02
E1-3 _{medel}	3	11,63	0,55	-0,22	0,06
E1-3 _{medel}	4	11,53	0,54	-0,31	0,06
E1-3 _{medel}	5	11,40	0,51	-0,44	0,10

Syrgashalten avtog i samtliga replikat under inkubationstiden (figur 10). Kurvornas lutning illustrerar hastigheten på syrgasförbrukningen.

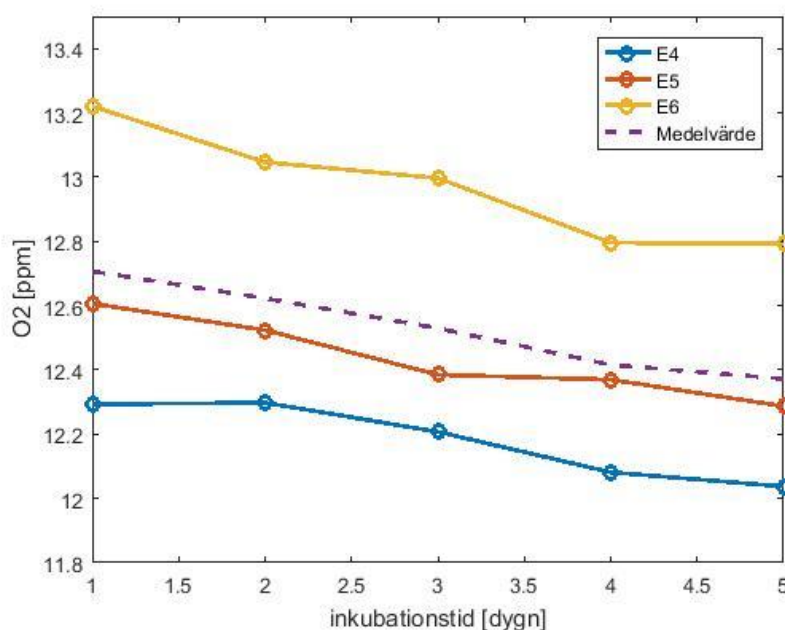


Figur 10. Syrgashalten som funktion av inkubationstiden för prov E1-E3. I figuren syns också medelvärdet av de tre proverna. Ringarna illustrerar mätpunkter.

Syrgashalten i replikaten E4-E6 avtog också under inkubationen (tabell 8; figur 11). Medelvärdet av hastigheten på syrgasförbrukningen hos de tre replikaten var $-0,088 \text{ mg l}^{-1} \text{ dygn}^{-1}$ med standardavvikelsen $0,02 \text{ mg l}^{-1} \text{ dygn}^{-1}$. Förbrukningshastigheten var lägre än för de prov som inkuberats i högre temperatur (E1-E3).

Tabell 8. Resultat från syrgasmätningarna på replikaten E4-E6 i Experiment 1. Dessa replikat inkuberades i ett vattenbad som höll cirka 11° C . I tabellen presenteras inkubationstid (t), medelvärde av syrgashalten (O_2), standardavvikelsen ($Std O_2$), medelförändringen av syrgashalten sedan inkubationens första dygn (ΔO_2) samt standardavvikelsen för denna ($std \Delta O_2$) mellan de olika replikaten.

Replikat	t [dygn]	O_2 [ppm]	Std O_2 [ppm]	ΔO_2 [ppm]	std ΔO_2 [ppm]
E4-6 _{Medel}	1	12,71	0,47	0,00	0,00
E4-6 _{Medel}	2	12,62	0,38	-0,08	0,09
E4-6 _{Medel}	3	12,53	0,41	-0,18	0,08
E4-6 _{Medel}	4	12,42	0,36	-0,29	0,12
E4-6 _{Medel}	5	12,37	0,38	-0,33	0,09



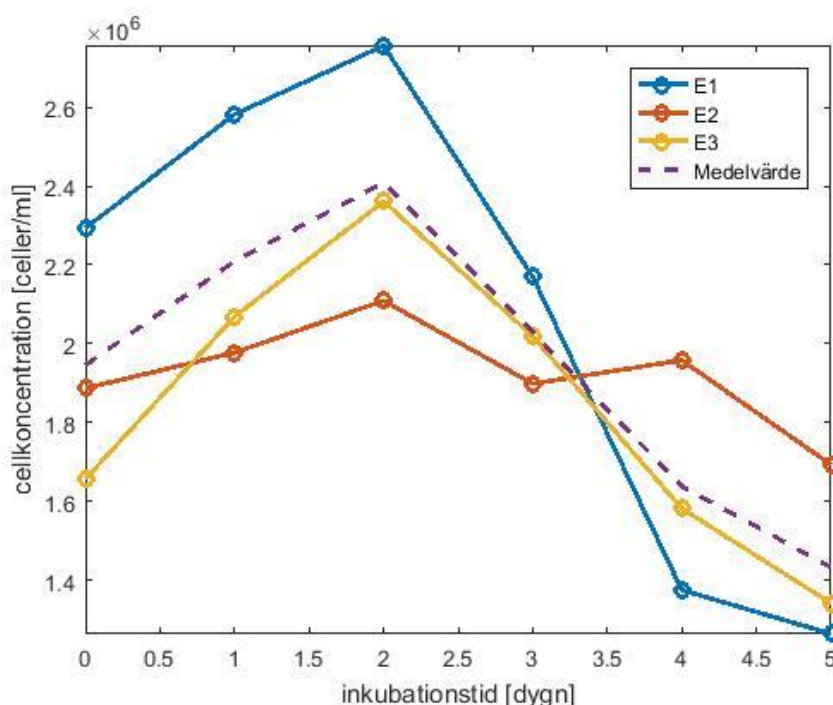
Figur 11. Syrgashalten som funktion av inkubationstiden för prov E4-E6. I figuren syns också medelvärdet av de tre proverna. Ringarna illustrerar mätpunkter.

4.1.2 Cellkoncentration

Cellkoncentrationen ökade under inkubationens två första dygn för att sedan avta i samtliga replikat till inkubationens slut. Koncentrationerna varierade mycket initialt och fortsatte även göra det genom inkubationen (tabell 9; figur 12).

Tabell 9. Resultat från mätningar av cellkoncentration i experiment 1. Tabellen visar inkubationstid (t), medelcellkoncentration ($cell.konc$), standardavvikelse för cellkoncentrationen (std), medelskillnaden i cellkoncentration sedan inkubationens första dag ($\Delta cell.konc$) samt standardavvikelsen för denna ($std \Delta cell.konc$) mellan de olika replikaten.

prov	t [dygn]	cell.konc [celler/ml]	std [celler/ml]	$\Delta cell.konc$ [celler/ml]	std $\Delta cell.konc$ [celler/ml]
E _{Medel}	0	1 946 000	322 000	0	0
E _{Medel}	1	2 209 000	326 000	263 000	162 000
E _{Medel}	2	2 409 000	326 000	463 000	241 000
E _{Medel}	3	2 029 000	136 000	83 000	251 000
E _{Medel}	4	1 639 000	295 000	- 307 000	534 000
E _{Medel}	5	1 433 000	228 000	- 512 000	451 000



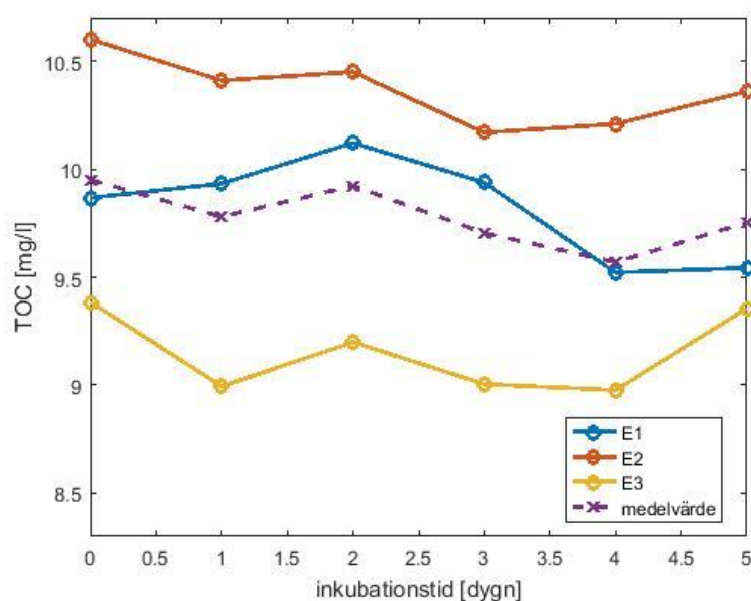
Figur 12. Cellkoncentration som funktion av inkubationstid för de tre replikaten E1-E3. Dessa prover inkuberades i vattenbad med en temperatur på cirka 17° C. Ringarna illustrerar mätpunkter. Den streckade linjen är replikatens medelvärde.

4.1.3 TOC

TOC-halten i replikaten både ökade och minskade under inkubationen (tabell 10). Initialkoncentrationen skiljde sig åt med över 1 mg/l mellan replikaten. Replikaten E2 och E3 visar större likheter i mönstret än övrigt replikat (figur 13).

Tabell 10. I tabellen presenteras inkubationstid (t) medelvärden av halten TOC (TOC), standardavvikelsen (std TOC), medelförändringen i halten TOC sedan första mätningen (Δ TOC) samt standardavvikelser för denna (std Δ TOC) mellan de olika replikaten i experiment 1.

Prov	t [dygn]	TOC [mg/l]	std TOC [mg/l]	Δ TOC [mg/l]	std Δ TOC [mg/l]
E _{Medel}	0	9,95	0,61	0,00	0,00
E _{Medel}	1	9,78	0,72	-0,17	0,23
E _{Medel}	2	9,92	0,65	-0,03	0,24
E _{Medel}	3	9,70	0,62	-0,25	0,28
E _{Medel}	4	9,57	0,62	-0,38	0,03
E _{Medel}	5	9,75	0,53	-0,20	0,15



Figur 13. Halten TOC som funktion av inkubationstiden för experiment 1. Ringarna illustrerar mätpunkter.

4.1.4 Mikroskopering

I de prov som undersöktes med fluorescensmikroskop hittades inga flagellater i provet som inkuberats i ett dygn men fyra stycken misstänkta flagellater hittades i provet som inkuberats i tre dygn (figur 24 och 25, Appendix C), vilket då ger en approximerad koncentration på 130 flagellater per 100 ml prov. Detta tyder på att antalet flagellater ökade något i detta prov under inkubationstiden.

4.2 EXPERIMENT 2

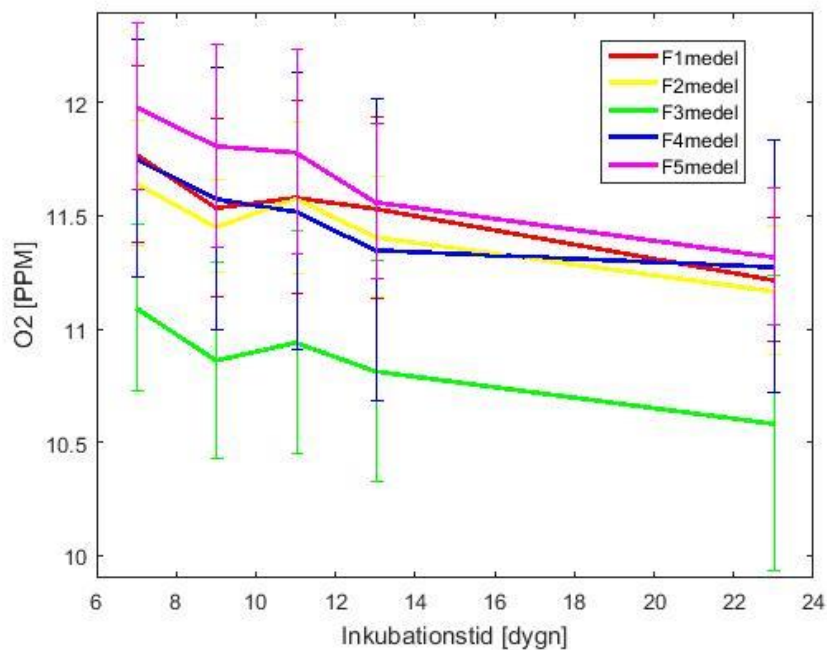
4.2.1 Syrgashalt

Syrgashalten avtog för alla behandlingar under de sista två veckorna av inkubationen (tabell 11; figur 14; Appendix E). De prover vars syrgashalt avtog mest under inkubationen var de från det färdiga dricksvattnet, F5. Skillnaden i syrgasförbrukningen mellan de olika behandlingarna var liten. Variationen var också störst mellan replikaten med behandling F5. Problem med syrgasoptoden gjorde att mätningar från

experimentets första vecka fick uteslutas. Ingen total respiration under försöket kunde därför beräknas.

Tabell 11. Resultat från mätning av syrgashalt i Experiment 2. I tabellen ses inkubationstid (t), medelvärde av syrgashalt i de olika behandlingarna (O_2), standardavvikelsen mellan replikaten ($Std O_2$), medelförändring av syrgashalt sedan dag 7 av inkubationen (ΔO_2) samt standardavvikelsen för denna mellan replikaten ($std \Delta O_2$). Observera att mätningar från experimentets första vecka ej finns med då problem med mätningarna uppstod.

Prov	t [dygn]	O_2 [ppm]	Std O_2 [ppm]	ΔO_2 [ppm]	std ΔO_2 [ppm]
F1 _{Medel}	7	11,77	0,40	0,00	0,00
F1 _{Medel}	9	11,53	0,39	-0,24	0,07
F1 _{Medel}	11	11,58	0,42	-0,19	0,07
F1 _{Medel}	13	11,53	0,40	-0,24	0,04
F1 _{Medel}	23	11,22	0,27	-0,56	0,14
F2 _{Medel}	7	11,64	0,28	0,00	0,00
F2 _{Medel}	9	11,45	0,20	-0,19	0,09
F2 _{Medel}	11	11,58	0,33	-0,07	0,08
F2 _{Medel}	13	11,41	0,26	-0,24	0,07
F2 _{Medel}	23	11,17	0,28	-0,48	0,05
F3 _{Medel}	7	11,09	0,37	0,00	0,00
F3 _{Medel}	9	10,86	0,43	-0,23	0,09
F3 _{Medel}	11	10,94	0,49	-0,15	0,16
F3 _{Medel}	13	10,81	0,49	-0,28	0,15
F3 _{Medel}	23	10,58	0,65	-0,51	0,28
F4 _{Medel}	7	11,75	0,52	0,00	0,00
F4 _{Medel}	9	11,57	0,58	-0,18	0,10
F4 _{Medel}	11	11,52	0,61	-0,23	0,13
F4 _{Medel}	13	11,35	0,67	-0,40	0,15
F4 _{Medel}	23	11,27	0,55	-0,48	0,06
F5 _{Medel}	7	11,98	0,37	0,00	0,37
F5 _{Medel}	9	11,81	0,45	-0,17	0,45
F5 _{Medel}	11	11,78	0,35	-0,20	0,45
F5 _{Medel}	13	11,56	0,34	-0,42	0,34
F5 _{Medel}	23	11,32	0,30	-0,66	0,30



Figur 14. Medelvärden av mätningar av syrgashalt för de olika behandlinarna i experiment 2. Värden från de första dagarna saknas då problem med mätinstrumentet uppstod. De lodräta linjerna visar standardavvikelsen för de olika replikaten för respektive behandling och tidpunkt.

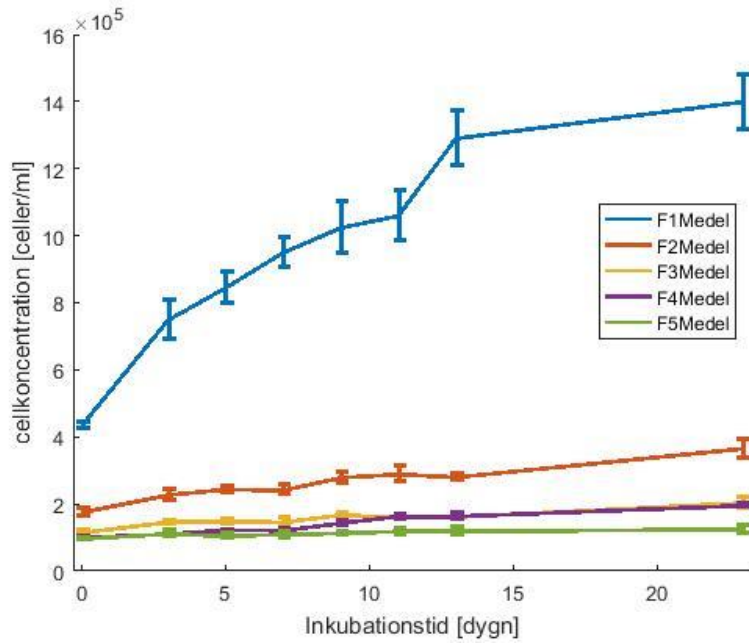
4.2.2 Cellkoncentration

En stor del av mikroorganismerna avlägsnades i det första reningssteget: kemisk flockning och snabbsandfilter (tabell 12; figur 15 och 16). I nästa steg, långsamsandfiltret, halverades nästan antalet ytterligare. Cellkoncentrationen ökade mest i råvattnet, F1, och minst i dricksvattnet, F5. Cellkoncentrationen varierade mest mellan replikaten av råvatten. Cellkoncentrationen i proverna från behandlingarna F3 och F4 var nästintill identiska efter 11 dagars inkubation.

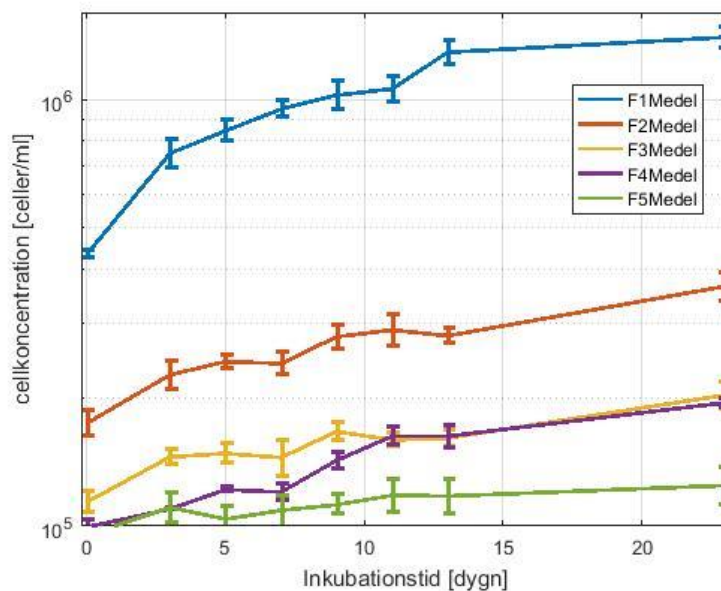
Tabell 12. Resultat från mätningar av cellkoncentration i experiment 2. Tabellen visar inkubationstid (t), medelcellkoncentration ($cell.konc$), standardavvikelse för cellkoncentrationen mellan replikaten (std), medelskillnaden i cellkoncentration sedan inkubationens första dag ($\Delta cell.konc$) samt standardavvikelsen för denna ($std \Delta cell.konc$).

Prov	t [dygn]	cell.konc [celler/ml]	Std [celler/ml]	$\Delta cell.konc$ [celler/ml]	Std. $\Delta cell.konc$ [celler/ml]
F1 _{Medel}	0	433000	9000	0	0
F1 _{Medel}	3	748000	57000	315000	52000
F1 _{Medel}	5	844000	48000	411000	42000
F1 _{Medel}	7	949000	44000	516000	38000
F1 _{Medel}	9	1023000	78000	590000	75000
F1 _{Medel}	11	1059000	75000	626000	70000
F1 _{Medel}	13	1290000	80000	856000	78000
F1 _{Medel}	23	1399000	82000	966000	77000
F2 _{Medel}	0	174000	12000	0	0
F2 _{Medel}	3	226000	18000	52000	16000
F2 _{Medel}	5	243000	9000	69000	11000
F2 _{Medel}	7	240000	14000	66000	19000
F2 _{Medel}	9	278000	18000	104000	20000
F2 _{Medel}	11	288000	24000	114000	16000
F2 _{Medel}	13	279000	11000	105000	9000
F2 _{Medel}	23	365000	28000	191000	17000
F3 _{Medel}	0	114000	7000	0	0
F3 _{Medel}	3	145000	5000	31000	1000
F3 _{Medel}	5	148000	8000	34000	11000
F3 _{Medel}	7	145000	14000	31000	16000
F3 _{Medel}	9	167000	8000	53000	3000
F3 _{Medel}	11	159000	6000	45000	6000
F3 _{Medel}	13	161000	7000	47000	9000
F3 _{Medel}	23	203000	14000	89000	15000
F4 _{Medel}	0	99000	4000	0	0
F4 _{Medel}	3	110000	0	10000	4000
F4 _{Medel}	5	122000	1000	22000	3000
F4 _{Medel}	7	120000	5000	21000	8000
F4 _{Medel}	9	143000	6000	43000	3000
F4 _{Medel}	11	162000	8000	63000	11000
F4 _{Medel}	13	162000	10000	63000	13000
F4 _{Medel}	23	195000	5000	95000	8000
F5 _{Medel}	0	95000	2000	0	0
F5 _{Medel}	3	111000	9000	16000	8000
F5 _{Medel}	5	104000	7000	9000	7000

F5 _{Medel}	7	109000	9000	14000	8000
F5 _{Medel}	9	112000	6000	17000	5000
F5 _{Medel}	11	118000	10000	23000	8000
F5 _{Medel}	13	118000	11000	22000	9000
F5 _{Medel}	23	124000	13000	29000	13000



Figur 15. Medelcellkoncentrationen som funktion av tiden för experiment 2. De lodräta linjerna visar standardavvikelsen för de olika replikaten för respektive behandling och tidpunkt, så kallade error bars.



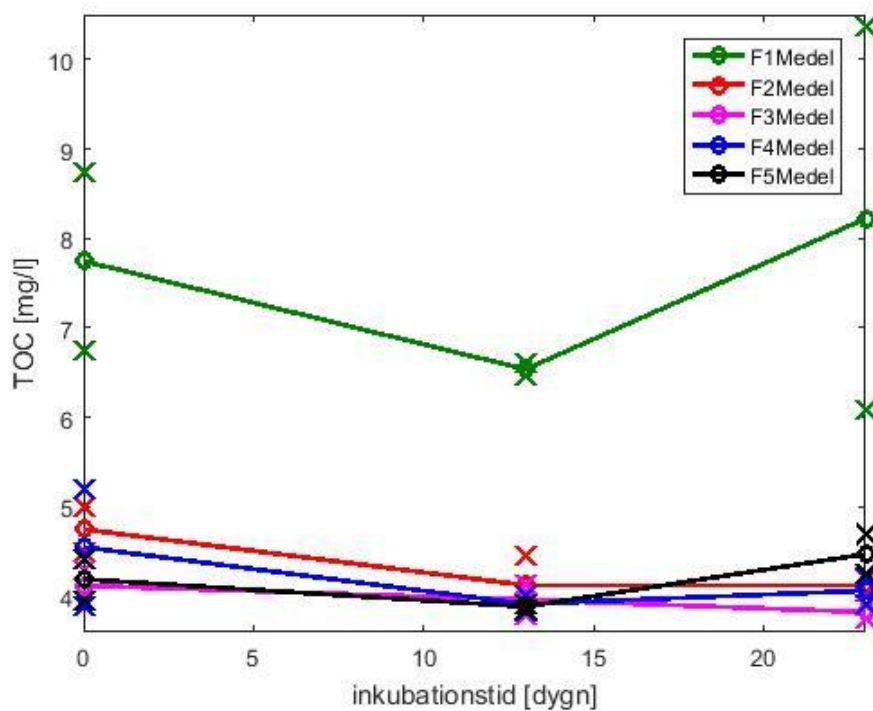
Figur 16. Medelcellkoncentrationen som funktion av tiden för Experiment 2 i semilogaritmisk skala. De lodräta linjerna visar standardavvikelsen för de olika replikaten vid respektive behandling och tidpunkt, så kallade error bars.

4.2.3. TOC

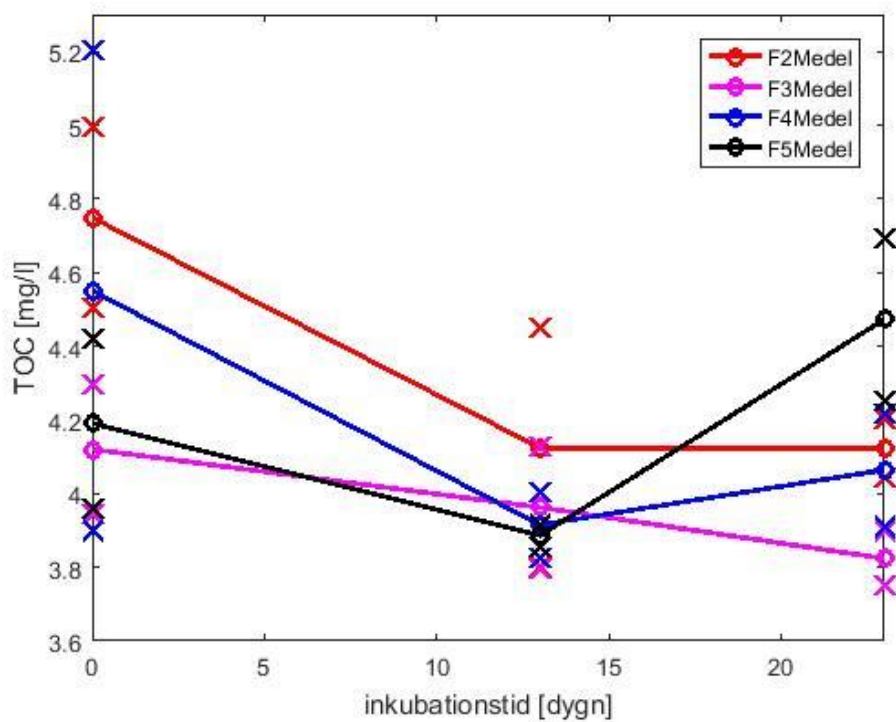
Den största reningen av TOC skedde i det första reningssteget, kemisk flockning och snabbsandfilter, där i medeltal 3 mg/l renades bort (tabell 13; figur 17 och 18). Även långsamsandfiltret minskade mängden TOC. Halten TOC avtog under de första två veckorna av inkubationen, för att sedan öka igen i råvattnet. Standardavvikelsen mellan replikaten av råvatten var stor. Halten TOC avtog under inkubationens första två veckor och ökade därefter i vattnet från behandlingarna F4 och F5. I vattnet från behandling F2 stabiliserades halten efter 2 veckor medan den i vattnet från F3 fortsatte att avta.

Tabell 13. I tabellen presenteras inkubationstid (t) medelvärden av halten TOC (TOC), standardavvikelsen (std TOC), medelförändringen i halten TOC sedan första mätningen (Δ TOC) samt standardavvikelser för denna (std Δ TOC) mellan de olika replikaten i experiment 2.

Prov	t [dygn]	TOC [mg/l]	std TOC [mg/l]	Δ TOC [mg/l]	std Δ TOC [mg/l]
F1 _{Medel}	0	7,75	1,00	0	0
F1 _{Medel}	13	6,54	0,07	-1,21	1,01
F1 _{Medel}	23	8,22	2,14	0,47	1,16
F2 _{Medel}	0	4,75	0,24	0,00	0,00
F2 _{Medel}	13	4,12	0,33	-0,63	0,44
F2 _{Medel}	23	4,12	0,08	-0,63	0,29
F3 _{Medel}	0	4,12	0,18	0,00	0,00
F3 _{Medel}	13	3,96	0,17	-0,16	0,24
F3 _{Medel}	23	3,82	0,07	-0,30	0,20
F4 _{Medel}	0	4,55	0,65	0,00	0,00
F4 _{Medel}	13	3,92	0,09	-0,64	0,62
F4 _{Medel}	23	4,06	0,16	-0,49	0,68
F5 _{Medel}	0	4,19	0,23	0,00	0,00
F5 _{Medel}	13	3,89	0,03	-0,31	0,24
F5 _{Medel}	23	4,47	0,22	0,28	0,39



Figur 17. Medelkoncentrationen TOC som funktion av inkubationstiden för de olika behandlingarna i experiment 2. Ringarna markerar provpunkter, kryssen markerar standardavvikelsen för replikaten.



Figur 18. Medelkoncentrationen TOC som funktion av inkubationstiden för behandling F2-F5 i experiment 2. Behandling F1 är borttagen för att ökad läsbarhet av övriga behandlingar. Ringarna markerar provpunkter, kryssen markerar standardavvikelsen för replikaten.

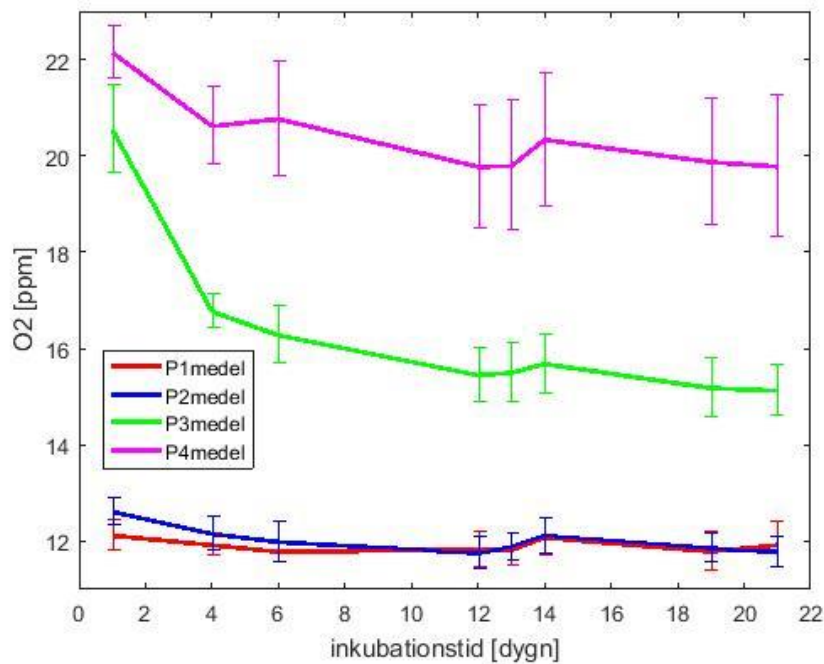
4.3 EXPERIMENT 3

4.3.1 Syrgashalt

Syrgashalten avtog under inkubationens start kraftigt i prov från behandling P3 och P4 (tabell 14; figur 19; Appendix F). Dessa prov hade också en nästan dubbelt så hög initial syrgashalt som prov från behandling P1 och P2. Minskningen avtog sedan och proverna från de olika behandlingarna betedde sig överlag likadant. Syrgashalten sjönk mest i vatten från behandling P3.

Tabell 14. Medelvärden från mätning av syrgashalt i experiment 3. I tabellen presenteras inkubationstid (t), medelvärde av syrgashalten (O_2), standardavvikelse ($Std O_2$), medelförändringen av syrgashalten sedan dag 1 av inkubationen (ΔO_2) samt standardavvikelsen för denna ($std \Delta O_2$) mellan replikaten.

Prov	t [dygn]	O_2 [ppm]	Std O_2 [ppm]	ΔO_2 [ppm]	std ΔO_2 [ppm]
P1 _{Medel}	1	12,12	0,33	0,00	0,00
P1 _{Medel}	4	11,92	0,22	-0,20	0,16
P1 _{Medel}	6	11,78	0,21	-0,34	0,15
P1 _{Medel}	12	11,83	0,37	-0,29	0,08
P1 _{Medel}	13	11,82	0,32	-0,30	0,05
P1 _{Medel}	14	12,07	0,39	-0,04	0,09
P1 _{Medel}	19	11,79	0,42	-0,33	0,10
P1 _{Medel}	21	11,92	0,47	-0,20	0,16
P2 _{Medel}	1	12,61	0,27	0,00	0,00
P2 _{Medel}	4	12,15	0,34	-0,46	0,08
P2 _{Medel}	6	11,98	0,41	-0,63	0,17
P2 _{Medel}	12	11,75	0,33	-0,86	0,09
P2 _{Medel}	13	11,88	0,29	-0,73	0,05
P2 _{Medel}	14	12,11	0,37	-0,50	0,12
P2 _{Medel}	19	11,85	0,29	-0,76	0,05
P2 _{Medel}	21	11,77	0,31	-0,84	0,08
P3 _{Medel}	1	20,55	0,91	0,00	0,00
P3 _{Medel}	4	16,77	0,34	-3,78	0,57
P3 _{Medel}	6	16,27	0,60	-4,27	0,49
P3 _{Medel}	12	15,44	0,55	-5,10	0,56
P3 _{Medel}	13	15,50	0,60	-5,05	0,50
P3 _{Medel}	14	15,68	0,60	-4,87	0,48
P3 _{Medel}	19	15,18	0,62	-5,37	0,48
P3 _{Medel}	21	15,12	0,53	-5,42	0,50
P4 _{Medel}	1	22,14	0,53	0,00	0,00
P4 _{Medel}	4	20,61	0,80	-1,53	0,59
P4 _{Medel}	6	20,76	1,18	-1,38	0,99
P4 _{Medel}	12	19,77	1,27	-2,37	0,96
P4 _{Medel}	13	19,79	1,35	-2,36	1,08
P4 _{Medel}	14	20,33	1,39	-1,81	1,06
P4 _{Medel}	19	19,87	1,33	-2,28	0,91
P4 _{Medel}	21	19,77	1,48	-2,37	1,03



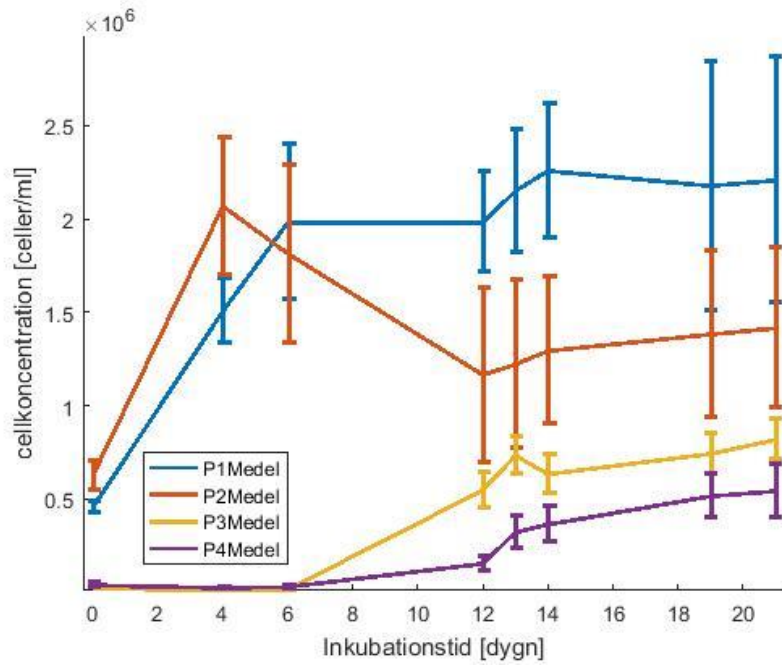
Figur 19. Grafisk illustration av medelvärden av syrgashalt för de olika behandlingarna som funktion av inkubationstiden. De lodräta linjerna visar standardavvikelsen för de olika replikaten för respektive behandling och tidpunkt.

4.3.2 Cellkoncentration

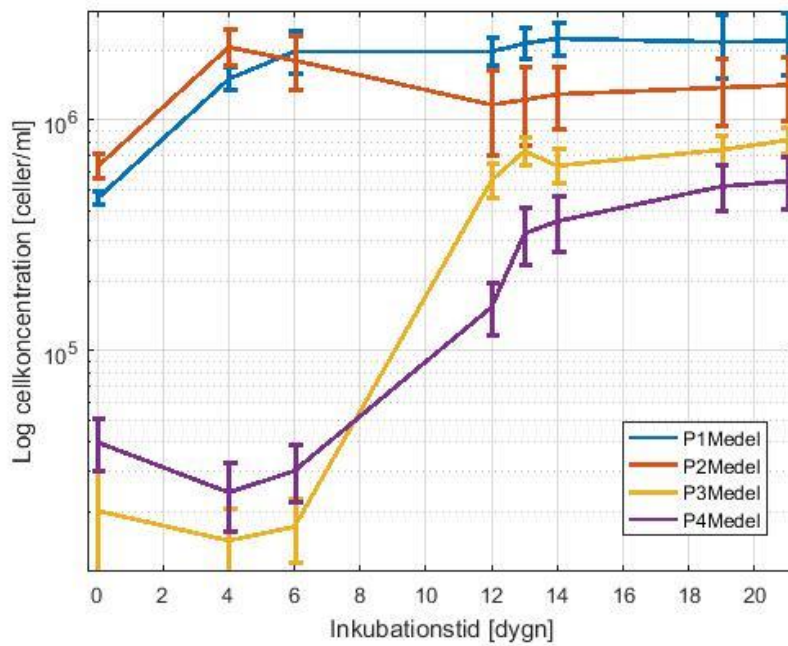
Cellkoncentrationen minskade först efter ozoneringssteget i reningsprocessen, behandling P3 (tabell 15; figur 20 och 21). Cellkoncentrationen ökade mest i råvattnet och minst i det ultrafiltrerade vattnet, P4, efter tre veckors inkubation. Efter fyra dagars inkubation och framåt hade råvattnet, P1, den högsta cellkoncentrationen. I vattenprov från behandlingarna P3 och P4 var cellkoncentrationen initialt mycket låg för att sedan börja öka markant efter sex dagars inkubation. I proverna från P2 ökade cellkoncentrationen kraftigast av alla prov under de första fyra dagarna av inkubationen, för att sedan avta och stabiliseras något.

Tabell 15. Resultat från mätningar av cellkoncentration i experiment 3. Tabellen visar inkubationstid (t), medelcellkoncentration ($cell.konc$), standardavvikelse för cellkoncentrationen mellan replikaten (std), medelskillnaden i cellkoncentration sedan inkubationens första dag ($\Delta cell.konc$) samt standardavvikelsen för denna ($std \Delta cell.konc$).

Prov	t [dygn]	Cell.konc. [celler/ml]	Std [celler/ml]	$\Delta cell.konc$ [celler/ml]	Std $\Delta cell.konc$ [celler/ml]
P1 _{Medel}	0	456000	26000	0	0
P1 _{Medel}	4	1506000	171000	1050000	185000
P1 _{Medel}	6	1981000	414000	1525000	437000
P1 _{Medel}	12	1982000	270000	1526000	288000
P1 _{Medel}	13	2149000	331000	1692000	349000
P1 _{Medel}	14	2257000	359000	1801000	371000
P1 _{Medel}	19	2177000	667000	1720000	669000
P1 _{Medel}	21	2206000	659000	1749000	661000
P2 _{Medel}	0	627000	77000	0	0
P2 _{Medel}	4	2069000	369000	1442000	292000
P2 _{Medel}	6	1814000	476000	1187000	478000
P2 _{Medel}	12	1165000	466000	538000	540000
P2 _{Medel}	13	1222000	451000	595000	525000
P2 _{Medel}	14	1293000	393000	666000	465000
P2 _{Medel}	19	1382000	442000	755000	506000
P2 _{Medel}	21	1415000	427000	788000	486000
P3 _{Medel}	0	20000	10000	0	0
P3 _{Medel}	4	15000	5000	-5000	14000
P3 _{Medel}	6	17000	5000	-3000	10000
P3 _{Medel}	12	548000	95000	528000	97000
P3 _{Medel}	13	733000	101000	713000	100000
P3 _{Medel}	14	634000	104000	613000	102000
P3 _{Medel}	19	743000	110000	722000	115000
P3 _{Medel}	21	817000	107000	797000	105000
P4 _{Medel}	0	40000	10000	0	0
P4 _{Medel}	4	24000	8000	-16000	8000
P4 _{Medel}	6	30000	8000	-10000	13000
P4 _{Medel}	12	155000	40000	115000	42000
P4 _{Medel}	13	322000	88000	282000	93000
P4 _{Medel}	14	364000	97000	324000	107000
P4 _{Medel}	19	516000	117000	475000	127000
P4 _{Medel}	21	543000	139000	503000	148000



Figur 20. Medelcellkoncentrationen som funktion av inkubationstiden i Experiment 3. De lodräta linjerna visar standardavvikelsen för de olika replikaten vid respektive behandling och tidpunkt, så kallade error bars.



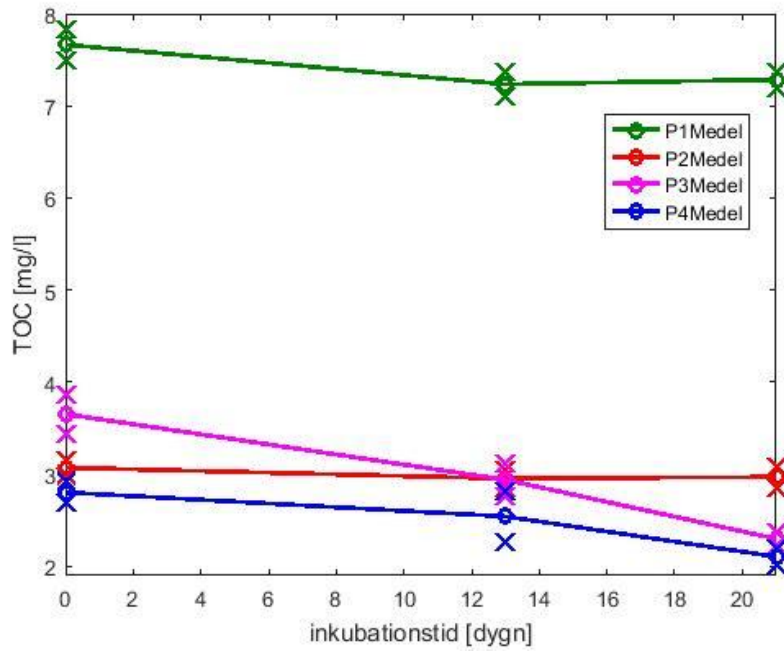
Figur 21. Medelcellkoncentrationen som funktion av inkubationstiden i experiment 3 i semilogaritmisk skala. De lodräta linjerna visar standardavvikelsen för de olika replikaten för varje behandling och tidpunkt, så kallade error bars.

4.3.3 TOC

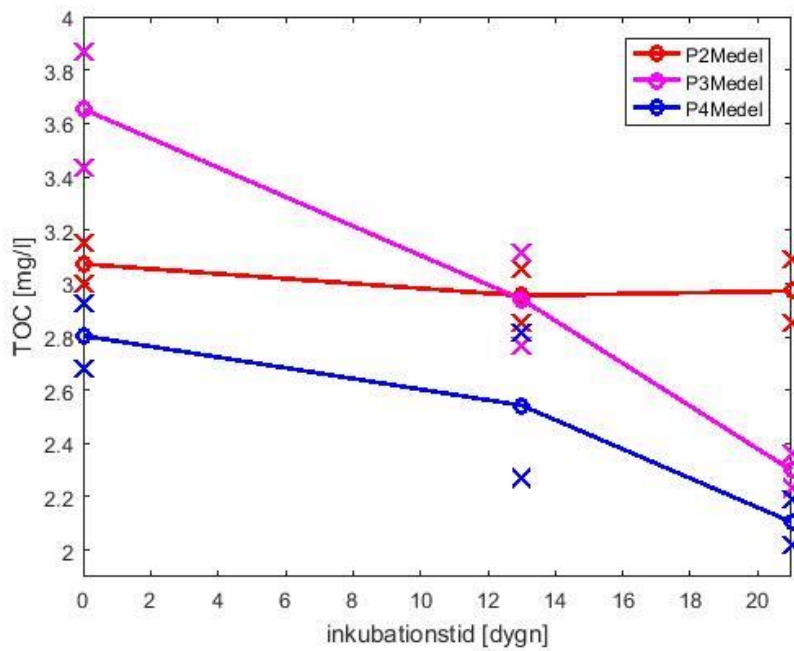
Mer än hälften av inkommande TOC försvann i SIX-steget i reningsprocessen (tabell 16; figur 22 och 23). I råvattnet avtog halten TOC under inkubationens första två veckor och ökade sedan något igen till inkubationens slut. Halten TOC avtog snabbare efter två veckors inkubation i de ozonerade vattenproverna från P3 och P4. I vattnet från behandling P2 minskade halten TOC något under inkubationens första två veckor men var över lag stabil.

Tabell 16. I tabellen presenteras inkubationstid (t) medelvärden av halten TOC (TOC), standardavvikelsen (std TOC), medelförändringen i halten TOC sedan första mätningen (Δ TOC) samt standardavvikelser för denna (std Δ TOC) mellan de olika replikaten i experiment 3.

Prov	t [dygn]	TOC [mg/l]	std TOC [mg/l]	Δ TOC [mg/l]	std Δ TOC [mg/l]
P1 _{Medel}	0	7,67	0,17	0,00	0,00
P1 _{Medel}	13	7,24	0,13	-0,43	0,19
P1 _{Medel}	21	7,29	0,09	-0,38	0,24
P2 _{Medel}	0	3,07	0,08	0,00	0,00
P2 _{Medel}	13	2,95	0,10	-0,12	0,13
P2 _{Medel}	21	2,97	0,12	-0,10	0,04
P3 _{Medel}	0	3,65	0,22	0	0
P3 _{Medel}	13	2,94	0,18	-0,71	0,11
P3 _{Medel}	21	2,30	0,07	-1,35	0,26
P4 _{Medel}	0	2,80	0,12	0,00	0,00
P4 _{Medel}	13	2,54	0,27	-0,26	0,31
P4 _{Medel}	21	2,11	0,08	-0,70	0,20



Figur 22. Medelkoncentrationen TOC som funktion av inkubationstiden för de olika behandlingarna i experiment 3. Ringarna markerar provpunkter, kryssen markerar standardavvikelsen.



Figur 23. Medelkoncentrationen TOC som funktion av inkubationstiden för behandling P2-P4 i experiment 3. Behandling P1 är borttagen för att ökad läsbarhet av övriga behandlingar. Ringarna markerar provpunkter, kryssen markerar standardavvikelsen.

5. DISKUSSION

5.1 EXPERIMENT 1

De höga syrgashalter som uppmättes under försöket, motsvarande över 100 % syrgasmättnad, beror på temperaturberoendet hos syrets löslighet. Vid temperaturer kring 20 grader är syrgashalten cirka 9 mg/l vid 100 % syrgasmättnad. Samtliga vattenprover togs direkt under isen i Ekoln. Detta innebär att proverna var mycket kalla. Kallt vatten har en större syrgashållande förmåga än varmare vatten (Tromans, 1998) vilket ledde till att en övermättnad skapades då proverna inkuberades i varmare temperaturer och överflödigt syre inte kunde ta sig ur den slutna flaskan.

Att syrgashalten initialt skiljer sig åt något mellan replikaten beror på att instrumentet kalibrerades efter endast en sensor. Då sensorernas respons på syrgashalten varierar mellan olika flaskor blir därför initialhalten något olika. Även mätsäkerheten spelar in. Det är därför mest intressant att titta på kurvornas utseende och förändringen under inkubationstiden. Figur 10 visar att de tre prov vilka inkuberades i vattenbad med temperaturen 17° C tydligt följer samma trend, även om små avvikelser finns. I figur 11 syns att prov E4-E6, vilka inkuberades i 11° C också följer samma nedåtgående trend. Förbrukningshastigheten var generellt något högre i de prov som inkuberades vid högre temperatur, vilket var förväntat då mikroorganismerna är mer aktiva och tillväxer fortare vid högre temperaturer (Madigan m.fl. 2012). Då inget direkt avtagande av förbrukningshastigheten kan ses skulle proverna behöva inkuberas under en längre tid för att se när all BDOC är förbrukad.

Enheten med vilken optoden fästes vid provflaskorna vid mätningarna glappade på vissa flaskor vilket försvårade exakta upprepade mätningar. En annan osäkerhet vid mätningarna är att dessa är starkt temperaturberoende. Då provflaskorna måste vara tätt slutna under hela inkuberingstiden uppmättes temperaturen istället i det vattenbad provflaskorna var placerade i. Temperaturen varierade något under inkubationstiden, vilket gav utslag i mätningarna (tabell 18, Appendix D). Under vissa mätningar ändrades temperaturen i vattenbadet något mellan mätningarna vilket försvårade jämförelse av olika replikat ytterligare.

Att mäta syrgasförbrukningen med syrgasoptoden visade bäst reproducerbarhet vid inkubation i den högre temperaturen, där syrgasförbrukningen dessutom var högre än i de kallare proverna.

Som kan ses i figur 12 ökade cellkoncentrationen i samtliga prov de tre första dagarna av inkubationen. Efter tre dagar sjönk antalet celler i proverna. Detta kan ha orsakats av flera saker. En möjlig förklaring är att näringsbrist kan ha uppkommit då populationen ökade vilket orsakade den följande minskningen, en annan förklaring skulle kunna vara virusangrepp. Efterföljande analys med fluorescensmikroskop indikerade att antalet flagellater ökade under inkubationstiden, dock var koncentrationen fortfarande mycket låg. Att antalet observerade flagellater var så lågt skulle dock kunna förklaras av min egen mycket begränsade kunskap i mikroskopering. Då flagellater betar bakterier skulle det kunna vara en förklaring till den avtagande bakteriekoncentrationen (Boenigk &

Arndt, 2002). Flagellaterna tillväxer långsammare än bakterierna vilket gör att effekten av deras närvaro blir något fördröjd. Att cellkoncentrationen ökar i näst sista mätpunkten för prov E2 beror sannolikt på en kontaminering av den behållare provet konserverades i.

Cellkoncentrationen, framförallt under experimentets senare del, varierade i de olika replikaten och även utvecklingen över tid varierade (figur 12; tabell 9). Den stora skillnaden i initial cellkoncentration mellan proverna kan eventuellt förklaras av att proverna inte filtrerades. Partiklar med höga cellkoncentrationer kan ha följt med i vissa prover, vilket kan ha påverkat initialkoncentrationerna. Detta kan då även ha påverkat utvecklingen under hela experimentet. Under de tre första dagarna följde dock cellkoncentrationen samma mönster i de tre replikaten. I följande experiment bör prover filtreras genom 1,2 µm-filter innan inkubation för att ta bort eventuella partiklar och protozoer, så som flagellater.

Resultaten av TOC-analysen var något oväntade. Det förväntade resultatet var en nedgång i halten TOC under inkubationstiden. En förklaring till de fluktuerande resultaten (figur 13) är att instrumentets precision är för låg för denna typ av analys. Partiklar i vattnet kan ha bidragit till en varierande initialkoncentration. Då analysen var tidskrävande och en stor provmängd krävdes, samtidigt som resultaten inte var övertygande, drogs slutsatsen att inte analysera alltför många prover i kommande experiment.

En viktig slutsats var att råvattenprover bör filtreras genom 1,2 µm-filter i kommande experiment, detta bör göras för prover både för analys av syrgashalt, cellkoncentration och TOC. För att alla prov ska få lika behandling bör även övriga prover filtreras, även om partiklar i den storleken ska rensas bort tidigt i reningsprocesserna. Mätningar med syrgasoptoden bedöms vara tillräckligt stabila och reproducerbara för denna typ av experiment. Som väntat var förbrukningshastigheten av syrgas högre i de prov som inkuberades i den högre temperaturen, vilket även visar på att den mikrobiella tillväxtpotentialen är temperaturberoende och gynnas av en högre temperatur (Madigan m.fl. 2012). Kommande inkubationer bör därför ske i 20° C. Då mätningar med optoden är relativt enkla att utföra kan det göras ofta under inkubationen. Att konservera prover för att sedan analysera cellkoncentrationen med flödescytometer var också relativt enkelt och tidseffektivt. Då många prover kan analyseras samtidigt med tillgång till provväxlare kan dessa prover tas lika ofta som syrgasmätningar görs i kommande experiment. Att ta och analysera prov för TOC var mer tidskrävande än övriga analyser och en betydligt större provmängd krävdes. I kommande experiment bör det vara tillräckligt att mäta vid inkubationens start, efter cirka två veckor och sedan vid inkubationens slut.

5.2 EXPERIMENT 2

Det var svårt att se någon större skillnad i respirationen mellan de olika behandlingarna. De prover vars syrgashalt avtog mest under inkubationen var de av det färdigbehandlade dricksvattnet, F5, vilket var tvärt emot det förväntade som var att förbrukningen skulle

vara lägst i dessa prov. Som ses i tabell 11 var även standardavvikelsen för förändringen i syrgashalt relativt stor, framför allt för behandling F5, vilket gör att det är svårt att dra några säkra slutsatser om vilken behandling som hade högst totalrespiration.

Redan under första reningssteget, kemisk flockning och snabbsandfilter, minskade cellkoncentrationen med nästan 60 %. Efter nästa reningssteg, långsamsandfiltret minskade cellkoncentrationen med ytterligare 34 % från föregående steg. Detta indikerar att redan det första reningssteget var en effektiv mikrobiologisk barriär, vilket tidigare konstaterats av både Svenskt Vatten (2016a) och Livsmedelsverket (2001). En jämförelse av kurvorna för proverna från behandlingarna F2 och F3 visar att ökningen i cellkoncentration i det snabbsandfiltrerade vattnet var snabbare än i det långsamsandfiltrerade (figur 15 och 16). Detta indikerar att BDOC renats bort i långsamsandfiltret, vilket är känt (Svenskt Vatten, 2010).

Den initiala cellkoncentrationen hos vattnet som gått igenom långsamsandfiltret och vattnet som även desinficerats med UV-ljus skiljde sig initialt, med en lägre koncentration i det UV-behandlade vattnet. Efter 11 dagars inkubation tangerade dock cellkoncentrationerna för de båda behandlingarna varandra och hade en nästan identisk utveckling under resterande inkubation. Detta visar att UV-steget bryter ner delar av icke biotillgängligt NOM till BDOC, vilket stämmer med observationer från tidigare studier av Bertilsson m.fl. (2000), Shaw m.fl. (2000) och Paul m.fl. (2012). De 11 dagarna det tar innan cellkoncentrationerna i vatten från de båda behandlingarna är nästintill identiska indikerar den tid det tar för mikroorganismerna att återhämta sig efter desinfektionen med UV-ljus. UV-behandlingen är effektiv mot mikroorganismerna men bidrar alltså till en ökad halt BDOC. Paul m.fl. (2012) visade att UV-strålning av vatten skapar en distinkt bakteriepopulation som är särskilt bra på att överleva behandlingen och sedan nyttja och överleva på de kolföreningar som skapas av bestrålningen. Om så är fallet vid Lovö avdödas eller inaktiveras dessa till stor del i efterföljande kloreringssteg.

Då, enligt teorin, inget ytterligare TOC renas bort efter långsamsandfiltret är det även intressant att jämföra proverna från de sista behandlingarna, F4 och F5 med varandra. Det sista steget i reningsprocessen är desinfektion med kloramin. Mängden BDOC i dessa prover bör därmed vara densamma men bakterietillväxten efter både 13 dagar och 23 dagar var dock betydligt lägre i det klorerade vattnet. Detta visar att desinfektionen med kloramin är mycket effektiv och fortsätter att vara det under hela inkubationstiden.

Utseendet på kurvorna för TOC från behandlingarna F1, F4 och F5 (figur 17 och 18) var oväntat, speciellt jämfört med den teoretiska bilden för hur det skulle se ut i figur 7. En förklaring till att halten ökade mot slutet kan vara analysmetoden, NPOC. En trolig orsak är att mikroorganismerna har konsumerat vissa föreningar som under syratillsatsen av NPOC-analysen blir flyktiga och avgår, detta i enlighet med observationer av Findlay m.fl. (2010). Då mikroorganismerna inte filtrerades bort innan analysen kommer även dess kolinnehåll med som en del av TOC i provet, vilket resulterar i en ökad halt TOC i den sista mätpunkten. Detta, i kombination med den

stora mätosäkerheten, medförde att mängden förbrukad TOC och därmed BDOC inte kunde kvantifieras.

Halten TOC minskar med nästan 40 % efter den kemiska flockningen och snabbsandfiltret (figur 17). Resultaten från övriga reningssteg (figur 18) är mer svårtolkade. Vid jämförelse av initialkoncentration mellan F2 och F3 tycks drygt 0,5 mg/l ha renats bort i långsamsandfiltret. Det märkliga är att halten sedan ökade efter UV-behandlingen, vilket inte stämmer med teorin. Detta skulle dock kunna förklaras av metodens mätosäkerhet vilken är i klass med 0,5 mg/l. Standardavvikelsen för den initiala koncentrationen för behandling F4 var dock stor. I Appendix E, tabell 23 visas att två av de fyra replikaten från F4 har högre halt TOC än replikaten från F3, medan två av replikaten hade ungefär samma halt. En orsak skulle kunna vara att de två proverna med hög halt hade kontaminerats.

Sammantaget visar utförda experiment och analyser att en stor del av både ingående TOC och koncentration mikroorganismer effektivt togs bort redan i den konventionella reningsprocessens första steg, kemisk flockning och snabbsandfiltrering.

Långsamsandfiltret tog också bort mycket TOC och även mikroorganismer.

Långsamsandfiltret tycks ha haft en särskilt hög potential för att ta bort BDOC, precis som Svenskt Vatten (2010) skriver. UV-behandlingen ökade BDOC i vattnet, den efterföljande kloreringen bedöms dock ha neutraliserat effekten av den förhöjda halten BDOC. Biostabiliteten i det färdiga dricksvattnet bedöms vara hög, även efter 13 och 23 dagars inkubation i 20° C vilket skulle vara ett extremt förhållande i det svenska dricksvattennätet.

5.3 EXPERIMENT 3

Resultatet från mätningarna av syrgashalt var oväntat, speciellt proverna från behandlingarna P3 och P4 som hade nästan dubbelt så höga initialkoncentrationer syre som övriga behandlingar (figur 19). En teori är att sensorn som ändrar optiska egenskaper efter syrgashalten inte bara reagerade på syrgasen utan även på det kvarvarande ozonet i dessa prov. Detta skulle då förklara den höga initialhalten för de båda behandlingarna P3 och P4, som är efter ozonbehandlingen. Det skulle även förklara den initialt kraftigt avtagande trenden för dessa prover under inkubationens fyra första dagar. Detta kan bero på att, som Hammes m.fl. (2006) beskriver, ozonet oxiderade NOM i proverna. Därmed ”försvann” ozonet ur proverna. Att avtagandet var mindre i proverna från P4 skulle ha då kunnat inneburi att mängden NOM var mindre än i P3, vilket bekräftades av TOC-analysen (figur 23). Det hade varit mycket intressant att se vad som hänt i vatten som även gått igenom GAC-filter då tidigare försök visat att filtret reducerat halten TOC och BDOC ytterligare (Lehtola m.fl. 2002).

Cellkoncentrationen reducerades först efter ozoneringen i reningsprocessen (figur 20). Utseendet på kurvan för behandling P2 är svår att förklara. Nedgången efter 4 dagars inkubation skulle kunna bero på någon form av blandad population av mikroorganismer, där en del av populationen snabbt tillväxer och sedan ”kraschar” då deras näring tar slut, medan en annan del av populationen växer till långsammare och

klarar de nya förhållandena bättre. Detta skulle då indikera att behandling P2 förändrade halten och sammansättningen av NOM. Detta kan delvis ses i figur 22, mycket TOC renades bort i SIX-steget. En blandad population av mikroorganismer skulle eventuellt kunna avläsas från resultatet från flödescytometern. Medelvärde på *side scatter* och fluorescens anger var ”medelcellen” finns i ett prov vid databehandling av analysresultatet från flödescytometer i FlowMax. Vid en förändring av bakteriepopulationen, och därmed medelcellen, kan det således hända att värden på dessa förändras från de föregående. I Appendix F, tabell 25 kan dock inget tydligt populationsskifte utläsas vid jämförelse av medel *side scatter* och medel fluorescens värdena under inkubationens dag 4 och 21. Vid jämförelse av P1 och P2 i figur 20 indikerar reduktionen av cellkoncentrationen för P2 att den mikrobiella bärkraften är sämre än i P1. Detta visar att SIX-steget har reducerat BDOC. Detta stämmer med tidigare studier av MIEEX, som är en snarlik process, av Mergen m.fl. (2008), Boyer & Singer (2008) och Hsu & Singer (2010), och med observationer av Bazri & Mohseni (2016) vid en studie av SIX, som alla visat att processen framförallt reducerar hydrofilt NOM av låg molekylvikt.

Initialt var cellkoncentrationen extremt låg i proverna från behandlingarna P3 och P4, i vissa prov lägre än i ultrarent milli-Q vatten som används för rengöring av maskinen. Detta beror troligtvis på det kvarvarande ozonet i dessa prov. Då ozonet helt enkelt förstör cellerna kunde dessa inte detekteras av flödescytometern, vilket stämmer med tidigare observationer av Al-Hashimi m.fl. (2015). Under de första sex dagarna av inkubationen var cellkoncentrationen mycket låg i dessa prover. Efter dag sex började den dock öka i prov från båda behandlingarna. Detta kan jämföras med resultatet från syrgasmätningarna i figur 19, där den uppmätta syrgashalten, eller mer troligt den kombinerade syrgas och ozonhalten, avtog kraftigt under de första fyra dagarna av inkubationen för att sedan stabiliseras. Att initialkoncentrationen i proverna från P4 var högre än i P3 betyder inte att ultrafiltret inte fungerade som den mikrobiologiska barriär det är. Cellkoncentrationerna var mycket låga och när antalet registrerade celler i 50 µl prov räknas om till celler/ml kan det, i kombination med mätosäkerheten, vara en felkälla vid så låga koncentrationer. Som ses i figur 20 ökade dock cellkoncentrationen betydligt mer i vatten från behandling P3 än det från P4 efter den första veckan av inkubationen. Detta tyder på att ozonet har oxiderat delar av TOC till BDOC vilket då ger bränsle för mikrobiell tillväxt. Att ozonering ökar halten BDOC har observerats i tidigare studier (Lehtola m.fl. 2002; Hammes m.fl. 2006; Thayanukul m.fl. 2013).

Som framgår i figur 22 och tabell 16 reducerades halten TOC kraftigt, med 60%, under SIX-steget i reningskedjan. Den observation som gjordes under provberedningen, att alla vatten fram till sista reningssteget, det keramiska ultrafiltret, hade en relativt brun färg indikerar att SIX-steget framför allt renat bort hydrofilt NOM då färg i stor utsträckning kommer av hydrofobt NOM (Svenskt Vatten, 2010). Detta stämmer även med studien av Bazri & Mohseni (2016) där de kom fram till SIX-processen framförallt reducerar hydrofilt NOM med låg molekylvikt.

Proverna från de två ozonerande behandlingarna var de enda som visade en konstant reduktion av halten TOC under inkubationstiden. Detta skulle kunna visa på att ozonet, precis som visats i tidigare studier (Lehtola m.fl. 2002; Hammes m.fl. 2006; Thayanukul m.fl. 2013), oxiderat NOM till en mer biotillgänglig form.

Att initialhalten TOC är högre i P3 än i både P2 och P4 är inte rimligt då ozoneringen inte bör öka koncentrationen TOC. Då samtliga replikat från P3 visade någorlunda lika initialhalt måste en eventuell kontaminering ha funnits i de 2-liters behållare proverna förvarades i mellan reningsverket och fördelningen av prov. Om så var fallet finns det risk att även cellkoncentrationen och syrgasförbrukningen påverkats.

Sammantaget bedöms BDOC reduceras i SIX-steget av reningsprocessen. Även GAC-filter har i andra studier (Lehtola m.fl. 2002) visats reducera TOC och BDOC, vilket tyvärr inte kunde utvärderas inom detta projekt. Detta reningssteg kommer troligtvis att förbättra det färdiga vattnet från den experimentella reningsprocessens biostabilitet när det är igång helt. Trots att inte alla steg i reningsprocessen var igång vid provtagning kan det tydligt ses hur den mikrobiella tillväxtpotentialen reduceras för varje reningssteg. Ozoneringssteget ökar BDOC, vilket stämmer med tidigare studier (Lehtola m.fl. 2002; Hammes m.fl. 2006; Thayanukul m.fl. 2013). Ozonet i kombination med ultrafiltret reducerar dock den mikrobiella tillväxtpotentialen på ett tillfredsställande sätt, särskilt under den första veckan efter behandlingen. Då alla reningssteg är i bruk bedöms denna reningsprocess avlägsna BDOC mycket effektivt.

5.4 SAMMANVÄGD DISKUSSION

Flera faktorer gjorde att det var svårt att utvärdera vilken reningsprocess som i högst grad reducerar BDOC. Då två av reningsstegen, kemisk fällning och GAC-filter inte var i drift vid provtagning av den experimentella reningsprocessen kunde processen inte utvärderas i sin helhet. Detta var speciellt problematiskt då GAC-filtret i tidigare studier visat sig vara effektiv för just reduktion av BDOC. Innan provtagningen för Experiment 3 hann genomföras smälte isen på råvattentäkten, Mälaren. Även om inga stora förändringar i sammansättning på NOM borde hunnit ske kan detta inte uteslutas, vilket ytterligare bidrar till att reningsprocesserna inte kan jämföras helt efter dessa experiment.

Att proverna inte tycktes nå stationära förhållanden under de tre experimenten berodde troligtvis på komplexiteten hos NOM. Efter att det mest mikrobiellt lättillgängliga materialet brutits ner övergick mikroorganismerna förmodligen till det näst mest lättillgängliga. Då i princip allt NOM är mer eller mindre nedbrytbart tar det därför troligtvis längre tid än 3 veckor i 20° C innan nedbrytningen helt avstannar. För att kvantifiera den totala mängden BDOC krävs därför en längre inkubationstid och/eller högre inkubationstemperatur.

I framtida försök kan det vara klokt att testa filtrera bort alla mikroorganismer innan analys av organiskt kol, detta kallas löst organiskt kol, DOC.

6. SLUTSATSER

I den nuvarande fullskaliga, konventionella reningsprocessen uppvisar både snabbsandfiltret och långsamsandfiltret särskilt god potential för avlägsnande av BDOC. Desinfektionen med kloramin bedöms dessutom bidra starkt till att förhindra potentialen för mikrobiell återväxt i det färdiga dricksvattnet, vilket i kombination med föregående reningssteg borgar för god mikrobiologisk status i levererat dricksvatten.

I den pilotskaliga, experimentella reningsprocessen bedöms SIX-steget uppvisa särskilt god potential för avlägsnande av BDOC. I kombination med GAC-filter är det troligt att reningsprocessen kommer att kunna reducera BDOC mycket effektivt. Desinfektionen med ozon bedöms vara mycket stark men bör kombineras med GAC-filter då BDOC ökade efter behandlingen. Det färdigbehandlade vattnet i den experimentella reningsprocessen bedöms vara mycket biostabilt över en tidsrymd om minst sex dagar vid en temperatur på 20° C.

Det går med dessa data inte att bedöma vilken av de två reningsprocesserna som mest effektivt reducerar BDOC och den mikrobiella återväxtpotentialen. Detta då viktiga reningssteg i den experimentella reningsprocessen inte var i drift vid provtagningstillfället för experiment 3.

7. REFERENSER

- Al-Hashimi, A., Mason, T., Joyce, E. (2015). Combined effect of ultrasound and ozone on bacteria in water. *Environmental Science and Technology*. vol. 49. ss. 11697-11702.
- Allpike, B., Heitz, A., Joll, C., Kagi, R. (2005). Size exclusion chromatography to characterize DOC removal in drinking water. *Environmental Science and Technology*. vol. 39. ss. 2334-2342.
- Aylward, G., Findlay, T. (2008). *SI chemical data*. 6. uppl. Milton: John Wiley & Sons Australia.
- Bazri, M., Mohseni, M. (2016). Impact of natural organic matter properties on the kinetics of suspended ion exchange process. *Water Research*. vol. 91. ss. 147-155.
- Bertilsson, S., Tranvik, L. (2000). Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. *Limnology and Oceanography*. vol. 45. ss. 753-762.
- Boenigk, J., Arndt, H. (2002). Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies. *Antoine van Leeuwenhoek*. vol. 81. ss. 465-480.
- Boyer, T., Singer, P. (2008). Stoichiometry of removal of natural organic matter by ion exchange. *Environmental Science and Technology*. vol. 42 ss. 608-613.
- Çeçen, F., Aktaş, Ö. (2012). *Activated carbon for water and wastewater treatment: integration of adsorption and biological treatment*. 2. uppl. Weinheim: Wiley-VCH.
- Evans, CD, Monteith DT, Cooper, DM. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*. Vol. 137. ss. 55-71.
- Findlay, S., McDowell, W., Fischer, D., Pacem M., Caraco, N., Kaushal, S., Weathers, K. (2010). Total carbon analysis may overestimate organic carbon content of fresh water in presence of high dissolved inorganic carbon. *Limnology and Oceanography: Methods*. Methods 8. Ss. 196-201.
- Gottschalk, C., Libra, J. A., Saupe, A. (2010). *Ozonation of water and waste water- A practical guide to understanding ozone and its applications*. 2. Uppl. Weinheim: Wiley-VCH.
- Hammes, F., Salhi, E., Köster, O., Kaiser, H-P., Egli, T., von Gunten, U. (2006). Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during ozonation of drinking water. *Water Research*. vol. 40. ss. 2275-2286.
- Hem, L., Efraimsen, H. (2001). Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research*. vol. 35. ss. 1106-1110.

- Hsu, S., Singer, P. (2010). Removal of bromide and natural organic matter by anion exchange. *Water Research*. Vol. 44. Ss. 2133-2140.
- Huck, P. (1990). Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. *American Water Works Association*. Vol. 82. ss. 78-86.
- Koreman, E., Galjaard, G. (u.å.). *NOM-removal at SWTP Andijk (Netherlands) with a new anion exchange process, called SIX®*. PWN Technologies. Tillgänglig: http://pwntechnologies.com/wp/wp-content/uploads/2016/03/artikel-Essener-Tagung-mrt-2016_pdf.pdf [2017-01-19]
- Lehtola, M., Miettinen, I., Vartiainen, T., Martikainen, P. (2002). Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. *Water Research*. Vol. 36. ss. 3681-3690.
- Madigan, M., Martinko, J., Stahl, D., Clark, D. (2012) *Brock biology of microorganisms*. 13. uppl. San Fransisco: Pearson Education
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. *Advances in Colloid and Interface Science*. vol. 159. ss. 189-197.
- Mergen, M., Jeffereson, B., Parson, S., Jarvis P. (2008). Magnetic ion-exchange resin treatment: Impact of water type and resin use. *Water Research*. Vol. 42 ss. 1977-1988.
- Nevel, S., Buysschart, B., Gusseme, B., Boon, N. (2016). Flow cytometric examination of bacterial growth in a local drinking water network. *Water and Environment Journal*.
- Organisation for Economic Co-operation and Development, World Health Organisation OECD, WHO. (2003). *Assesing Microbial Safety of Drinking Water - Imroving approaches and methods*. London: IWA Publishing.
- Paul, A., Dziallas, C., Zwirnmann, E., Gjessing, E., Grossart, H-P. (2012). UV irradiation of natural organic matter (NOM): impact on organic carbon and bacteria. *Aquatic Sciences*. vol. 74. ss. 443-454.
- Presens. (u.å.). *Optical oxygene sensors and meters*. Tillgänglig: https://www.presens.de/fileadmin/user_upload/brochures/Web_Presens_O2_Broschuere_06-17.pdf [2017-06-15]
- Prest, E. I., Hammes, F., Kötzsch, S., Loosdrecht, M. C. M., Vrouwenvelder, J. S. (2013). Monitoring microbiological changes in drinking water systems using a fast and reproducible flow cytometric method. *Water Research*. vol. 47. ss. 7131-7142.
- Prest, E. I., Hammes, F., Kötzsch, S., Loosdrecht, M. C. M., Vrouwenvelder, J. S. (2016). A systematic approach for the assessment of bacterial growth-controlling factors

linked to biological stability of drinking water in distribution systems. *Water Science & Technology: Water Supply*. vol. 16. ss. 865-880.

Shapiro, H. (2003). *Practical flow cytometry*. 4. Uppl. Hoboken: John Wiley & Sons.

Shaw, J., Malley, J., Willoughby, S. (2000). Effects of UV irradiation on organic matter. *Journal of the American Water Works Association*. vol. 92. no. 4. ss. 157-167.

Singh, R. (2015). *Membrane technology and engineering for water purification – application, systems design and operation*. 2. uppl. Oxford: Elsevier.

SLU. (2016). *Vattenkemiska analysmetoder*. Tillgänglig: www.slu.se/vattenanalyser [2017-06-15]

SLV. (2001). *Föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30)*. Livsmedelsverket.

Stockholm Vatten. (2014) . *Vattenverk*. Tillgänglig: <http://www.stockholmvattenochavfall.se/vatten-och-avlopp/dricksvatten/vattenverk/> [2017-06-20]

Svenskt Vatten. (2007). *Dricksvattenteknik: Efterbehandling och distribution*. Publikation P73. Svenskt Vatten AB.

Svenskt Vatten. (2010). *Dricksvattenteknik 3: ytvatten*. Publikation U8. Svenskt vatten AB.

Svenskt Vatten. (2016a). *Mikrobiologiska barriärer*. Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/dricksvatten/vattenverk-och-reningsprocesser/mikrobiologiska-barriarer/> [2017-05-02].

Svenskt Vatten. (2016b). *Råvatten – källan till dricksvatten*. Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/dricksvatten/ravatten/> [2017-05-30]

Świetlik, J., Dabrowska, A., Raczek-Stanislawiak, U., Nawrocki, J. (2004). Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water Research*. vol. 38. ss. 547-558.

Thayanukul., P., Kurisu, F., Kasuga, I., Furumai, H. (2013). Evaluation of microbial regrowth potential by assimilable organic carbon in various reclaimed water and distribution systems. *Water Research*. vol. 47. ss. 225-232.

Tromans, D. (1998). Temperature and pressure dependent solubility of oxygen in water: a thermodynamic analysis. *Hydrometallurgy*. vol. 48. ss. 327-342.

van der Kooij, D., van der Wielen, P. (2014). *Microbial growth in drinking-water supplies: problems, causes, control and research needs*. London: IWA publishing.

Yao, M., Nan, J., Chen, T., Zhan, D., Li, Q., Wang, Z., Li, H. (2015). Influence of flocs breakage process on membrane fouling in coagulation/ultrafiltration process – Effects of

additional coagulant of poly-aluminium chloride and polyacrylamide. *Journal of Membrane Science*. vol. 491. ss. 63–72.

8. APPENDIX

A MATLABKOD

Nedan presenteras koden för att beräkna medelvärden, standardavvikelser och förändringar sedan första mätpunkten. Denna kod är för behandling F1 och dess 4 replikat med avseende på cellkoncentration. Snarlik kod med andra indata användes för samtliga beräkningar.

```
% laddar data från olika ark i Excel
[f1]=xlsread('Fullskalig_flödes_sammanstallning',4); %data från F1
replikat 1

[f2]=xlsread('Fullskalig_flödes_sammanstallning',5); %data från F1
replikat 2

[f3]=xlsread('Fullskalig_flödes_sammanstallning',6); %data från F1
replikat 3

[f4]=xlsread('Fullskalig_flödes_sammanstallning',7); %data från F1
replikat 4

x=f1(1:8,6); %skapar tidsvektor, dag 0 till 23, från data i Excel

%Väljer y-värde, celler per ml

y1=f1(1:8,2);
y2=f2(1:8,2);
y3=f3(1:8,2);
y4=f4(1:8,2);

%skapar matris med alla y-värden

matris1=[y1,y2,y3,y4];

%Plottar alla replikar i samma plott, tid på x-axeln, celler per ml på
%y-axeln

plot(x,y1,'-o',x,y2,'-o',x,y3,'-o',x,y4,'-o','LineWidth',2);
xlabel('inkubationstid [dygn]');
ylabel('cellkoncentration [celler/ml]');
legend('P1_1','P1_2','P1_3','P1_4');
axis([0 23 90000 1513000])

%Beräknar medelcellkoncentration av de fyra replikaten för varje
tidpunkt

for t=1:8
    y_sum1(t)=y1(t)+y2(t)+y3(t)+y4(t);
    y_medel1(t)= y_sum1(t)/4 ;
end

%plottar alla replikat och medelcellkoncentration mot inkubationstid

figure
```

```

plot(x,y1,'-o',x,y2,'-o',x,y3,'-o',x,y4,'-o',x,y_medell,'--
','LineWidth',2)
xlabel('inkubationstid [dygn]');
ylabel('cellkoncentration [celler/ml]')
legend('P1_1', 'P1_2', 'P1_3', 'P1_4', 'Medelvärde')
axis([0 23 90000 1513000])

%beräknar standardavvikelsen för cellkoncentrationen vid varje
tidpunkt

for b=1:8
std1(b)=std(matris1(b,1:4));
end

%Beräknar förändringen (ökningen) i cellkoncentration sedan dag 0 för
varje x.

for a=1:8
d1(a)=y1(a)-y1(1);
d2(a)=y2(a)-y2(1);
d3(a)=y3(a)-y3(1);
d4(a)=y4(a)-y4(1);
end

%skapar matris med alla värden på förändringen

d_1=[d1;d2;d3;d4];

%beräknar medelförändringen och standardavvikelsen för förändringen
sedan dag 0 vid varje tidpunkt (x)

for c=1:8
mf1(c)=mean(d_1(1:4,c));
std_c_1(c)=std(d_1(1:4,c));
end

%ritar upp standardavvikelsen i bars
figure
errorbar(x, y_medell, std1)
axis([0 23 90000 1513000])

```

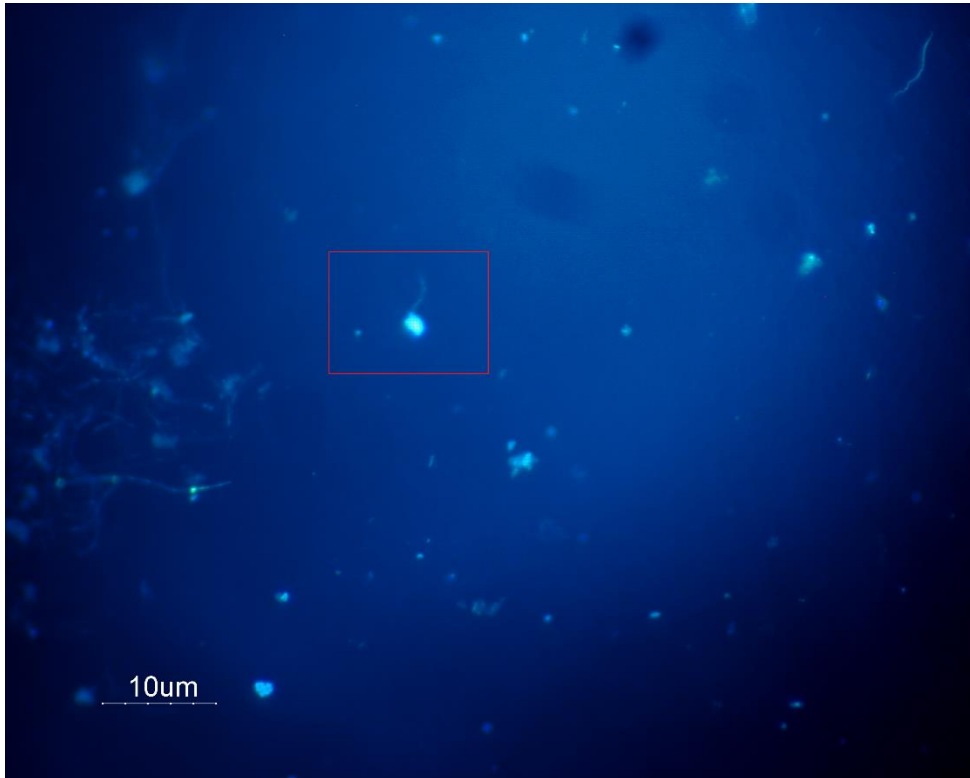
B INSTÄLLNINGAR PÅ FLÖDESCYTOMTERN

Dessa inställningar användes vid analys med flödescytometern, undantaget för behandling P3 och P4 i experiment 3 där gain för SSC ändrades till 350.

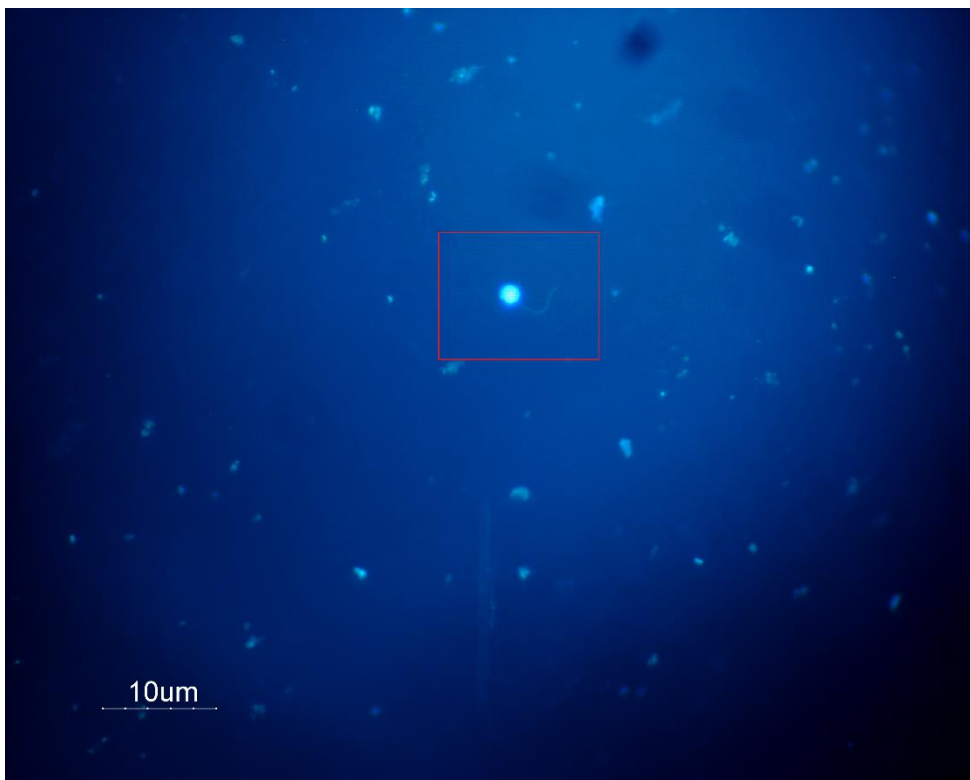
Tabell 17. Inställningar på flödescytometern. För P3 och P4 i Experiment två ändrades gain för SSC till 350.

Parameter	Gain	Log	L-L	U-L
FSC	200	Log4	10	999,9
SSC	500	Log4	10	999,9
FL1	425	Log4	10	999,9
FL2	345	Log4	10	999,9
FL3	450	Log4	10	999,9
FL4	250	Log4	10	999,9
FL5	408	Log4	10	999,9
FL6	340	Log4	10	999,9
Time	0	Lin	0	0

C MIKROSKOPBILDER



Figur 24. Misstänkt flagellat upptäckt vid mikrosopering i experiment 1.



Figur 25. Misstänkt flagellat upptäckt vid mikrosopering i experiment 1.

D RESULTAT FRÅN SAMTLIGA REPLIKAT I EXPERIMENT 1

Tabell 18. Resultat från syrgasmätningar av samtliga replikat i Experiment 1. I tabellen presenteras inkubationstid (t), temperatur ($temp$), syrgashalt (O_2), syrgasmättnad (O_2 mättnad) och förändring i syrgashalt sedan inkubationens första dag (ΔO_2) för varje mätillfälle och replikat.

Prov	t [dygn]	temp [°C]	O_2 [ppm]	O_2 mättnad [%]	ΔO_2 [ppm]
E1	1	17,3	11,19	120,9	0,00
E1	2	17,1	11,08	119,6	-0,11
E1	3	17	11,04	119,0	-0,15
E1	4	17	10,95	117,9	-0,25
E1	5	17	10,83	116,5	-0,36
E2	1	17,3	11,96	129,2	0,00
E2	2	17,1	11,81	127,4	-0,15
E2	3	17	11,73	126,4	-0,23
E2	4	17	11,63	125,8	-0,32
E2	5	17	11,55	124,4	-0,41
E3	1	17,3	12,39	134,6	0,00
E3	2	17,1	12,24	132,7	-0,14
E3	3	17	12,12	130,4	-0,27
E3	4	17,1	12,02	129,4	-0,37
E3	5	17	11,83	127,2	-0,56
E4	1	10,9	12,29	116,0	0,00
E4	2	10,6	12,30	115,3	0,00
E4	3	10,6	12,21	113,9	-0,09
E4	4	10,9	12,08	113,5	-0,21
E4	5	10,7	12,04	112,7	-0,26
E5	1	10,9	12,61	118,5	0,00
E5	2	10,6	12,52	116,7	-0,08
E5	3	10,6	12,39	115,6	-0,22
E5	4	11	12,37	114,5	-0,24
E5	5	10,7	12,29	115,0	-0,32
E6	1	10,9	13,22	124,7	0,00
E6	2	10,6	13,05	122,1	-0,17
E6	3	10,6	13,00	121,4	-0,22

E6	4	11	12,80	120,5	-0,42
E6	5	10,7	12,79	119,6	-0,43

Tabell 19. Resultat från cellräkning med flödescytometer i Experiment 1. Tabellen anger inkubationstid (*t*), cellkoncentration, andelen celler innanför gaten (*gated*), medel side scatter (medel *ssc*), medel fluorescens (medel *fl*) samt förändring i cellkoncentration sedan dag 0 (Δ cell.konc).

Prov	t [dygn]	celler per 50 μl	celler per ml	Gated [%]	medel ssc	Medel fl	Δcell.konc [celler/ml]
E1	0	115000	2293000	91,58	67,65	2,05	0
E1	1	129000	2582000	91,74	52,78	1,56	288000
E1	2	138000	2756000	92,96	50,55	1,64	462000
E1	3	108000	2170000	92,98	52,94	1,11	-124000
E1	4	69000	1376000	88,42	59,17	0,81	-918000
E1	5	63000	1265000	89,61	56,78	0,69	-1029000
E2	0	94000	1887000	91,66	62,64	1,2	0
E2	1	99000	1977000	91,35	46,97	1,09	90000
E2	2	105000	2109000	91,64	42,51	1,01	222000
E2	3	95000	1899000	93,61	46,19	0,8	12000
E2	4	98000	1958000	91,57	46,73	0,87	71000
E2	5	85000	1693000	92,39	57,4	0,79	-194000
E3	0	83000	1657000	93,31	47,85	1,23	0
E3	1	103000	2069000	93,19	50,81	1,23	412000
E3	2	118000	2361000	91,22	48,36	1,11	704000
E3	3	101000	2019000	93,76	43,94	0,91	362000
E3	4	79000	1582000	91,38	58,93	0,91	-75000
E3	5	67000	1342000	89,69	62,57	0,79	-315000

Tabell 20. Resultat från mätningarna av TOC i Experiment 1. Tabellen visar inkubationstid (*t*), halten TOC (*TOC*) samt förändringen i halten TOC sedan dag 0 (Δ TOC) för samtliga replikat.

Prov	t [dygn]	TOC [mg/l]	ΔTOC [mg/l]
E1	0	9,87	0,00
E1	1	9,93	0,07
E1	2	10,12	0,25
E1	3	9,94	0,07
E1	4	9,52	-0,35
E1	5	9,54	-0,32
E2	0	10,60	0,00
E2	1	10,41	-0,19
E2	2	10,45	-0,15
E2	3	10,17	-0,43

E2	4	10,21	-0,39
E2	5	10,36	-0,24
E3	0	9,38	0,00
E3	1	8,99	-0,39
E3	2	9,20	-0,19
E3	3	9,01	-0,38
E3	4	8,98	-0,41
E3	5	9,35	-0,03

E RESULTAT FRÅN SAMTLIGA REPLIKAT I EXPERIMENT 2

Tabell 21. Resultat från mätning av syrgas från samtliga replikat i Experiment 2. I tabellen presenteras inkubationstid (t), temperatur ($temp$), syrgashalt (O_2), syrgasmättnad (O_2 mättnad), phase och förändring i syrgashalt sedan inkubationens sjunde dag (ΔO_2) för varje mätillfälle och replikat.

Prov	t [dygn]	temp [°C]	O ₂ [ppm]	O ₂ mättnad [%]	Phase	ΔO_2 [ppm]
F1_1	7	19,5	11,55	131,3	24,36	0,00
F1_1	9	19,5	11,32	128,4	24,60	-0,23
F1_1	11	19,5	11,33	128,6	24,59	-0,22
F1_1	13	19,4	11,27	127,7	24,68	-0,28
F1_1	23	19,4	11,10	125,2	24,83	-0,45
F1_2	7	19,7	12,27	140,0	24,04	0,00
F1_2	9	19,6	12,09	137,4	24,23	-0,18
F1_2	11	19,6	12,17	138,5	24,16	-0,10
F1_2	13	19,5	12,07	136,9	24,29	-0,20
F1_2	23	19,6	11,60	131,9	24,64	-0,67
F1_3	7	19,6	11,39	129,7	24,47	0,00
F1_3	9	19,6	11,20	127,2	24,66	-0,19
F1_3	11	19,5	11,22	127,3	24,67	-0,17
F1_3	13	19,5	11,19	127,0	24,69	-0,20
F1_3	23	19,4	10,98	123,6	24,96	-0,42
F1_4	7	19,6	11,87	135,0	24,09	0,00
F1_4	9	19,6	11,53	130,9	24,38	-0,35
F1_4	11	19,5	11,60	131,3	24,35	-0,27
F1_4	13	19,5	11,60	131,5	24,35	-0,28
F1_4	23	19,5	11,19	126,8	24,71	-0,68
F2_1	7	19,7	11,98	136,1	24,30	0,00
F2_1	9	19,6	11,66	132,3	24,59	-0,32
F2_1	11	19,6	11,97	135,5	24,35	-0,02
F2_1	13	19,5	11,69	132,4	24,61	-0,29
F2_1	23	19,6	11,47	130,2	24,77	-0,51
F2_2	7	19,7	11,50	131,1	24,69	0,00
F2_2	9	19,6	11,31	128,2	24,92	-0,18
F2_2	11	19,7	11,33	129,2	24,83	-0,16
F2_2	13	19,5	11,19	126,8	25,05	-0,31
F2_2	23	19,6	10,98	125,2	25,16	-0,51
F2_3	7	19,7	11,35	129,2	24,83	0,00
F2_3	9	19,6	11,24	127,4	24,97	-0,11
F2_3	11	19,7	11,26	128,2	24,91	-0,08
F2_3	13	19,4	11,18	126,3	25,10	-0,17
F2_3	23	19,6	10,87	123,7	25,30	-0,47
F2_4	7	19,7	11,74	133,5	24,50	0,00
F2_4	9	19,6	11,58	131,3	24,68	-0,16

F2_4	11	19,6	11,74	134,2	24,47	0,00
F2_4	13	19,4	11,57	130,9	24,75	-0,18
F2_4	23	19,6	11,33	129,2	24,85	-0,41
F3_1	7	19,6	11,20	127,2	25,00	0,00
F3_1	9	19,6	11,08	125,7	25,11	-0,12
F3_1	11	19,6	11,22	127,0	24,99	0,01
F3_1	13	19,3	11,08	125,0	25,23	-0,12
F3_1	23	19,6	10,73	122,1	25,44	-0,47
F3_2	7	19,6	11,16	126,6	25,05	0,00
F3_2	9	19,6	10,96	124,7	25,20	-0,21
F3_2	11	19,6	11,08	126,0	25,10	-0,08
F3_2	13	19,5	10,94	123,9	25,29	-0,22
F3_2	23	19,6	10,74	122,0	25,42	-0,43
F3_3	7	19,6	10,57	119,4	26,02	0,00
F3_3	9	19,6	10,22	116,1	26,36	-0,34
F3_3	11	19,6	10,21	115,9	26,37	-0,36
F3_3	13	19,6	10,09	114,4	26,52	-0,48
F3_3	23	19,6	9,66	109,8	26,96	-0,91
F3_4	7	19,6	11,44	129,9	25,21	0,00
F3_4	9	19,6	11,18	127,6	25,40	-0,26
F3_4	11	19,6	11,25	127,9	25,37	-0,19
F3_4	13	19,6	11,13	126,2	25,49	-0,30
F3_4	23	19,6	11,19	126,6	25,47	-0,24
F4_1	7	19,6	11,06	126,2	25,56	0,00
F4_1	9	19,6	10,75	122,5	25,84	-0,30
F4_1	11	19,6	10,73	121,8	25,86	-0,32
F4_1	13	19,6	10,44	118,7	26,14	-0,62
F4_1	23	19,6	10,51	118,7	26,08	-0,55
F4_2	7	19,6	12,13	138,0	24,60	0,00
F4_2	9	19,6	11,99	136,5	24,71	-0,15
F4_2	11	19,6	12,10	137,4	24,65	-0,03
F4_2	13	19,6	11,81	134,2	24,89	-0,32
F4_2	23	19,6	11,65	132,6	25,01	-0,48
F4_3	7	19,6	11,63	132,3	25,05	0,00
F4_3	9	19,6	11,58	131,0	25,09	-0,06
F4_3	11	19,7	11,36	129,5	25,22	-0,28
F4_3	13	19,6	11,26	128,0	25,36	-0,37
F4_3	23	19,6	11,22	127,4	25,41	-0,41
F4_4	7	19,6	12,17	138,2	24,59	0,00
F4_4	9	19,7	11,98	136,1	24,73	-0,20
F4_4	11	19,7	11,88	135,4	24,79	-0,29
F4_4	13	19,6	11,88	134,6	24,83	-0,29
F4_4	23	19,6	11,71	133,0	24,98	-0,46

F5_1	7	19,6	12,39	140,0	24,46	0,00
F5_1	9	19,7	12,26	139,7	24,48	-0,13
F5_1	11	19,7	12,20	138,9	24,52	-0,19
F5_1	13	19,6	11,93	135,4	24,79	-0,46
F5_1	23	19,6	11,56	131,0	25,11	-0,82
F5_2	7	19,7	11,97	135,9	24,72	0,00
F5_2	9	19,7	11,83	134,6	24,84	-0,14
F5_2	11	19,7	11,86	134,8	24,81	-0,11
F5_2	13	19,6	11,48	129,9	25,18	-0,49
F5_2	23	19,6	11,15	126,4	25,48	-0,83
F5_3	7	19,7	12,06	137,0	24,66	0,00
F5_3	9	19,7	11,94	135,4	24,74	-0,11
F5_3	11	19,7	11,92	135,7	24,76	-0,14
F5_3	13	19,6	11,70	132,7	25,00	-0,35
F5_3	23	19,6	11,58	131,0	25,09	-0,47
F5_4	7	19,7	11,50	130,6	25,12	0,00
F5_4	9	19,7	11,20	127,3	25,40	-0,31
F5_4	11	19,7	11,14	126,6	25,44	-0,36
F5_4	13	19,5	11,13	125,7	25,53	-0,37
F5_4	23	19,6	10,97	125,0	25,60	-0,53

Tabell 22. Resultat från analys av cellkoncentration för samtliga replikat i Experiment 2. Tabellen anger inkubationstid (t), cellkoncentration, andelen celler innanför gaten (gated), medel side scatter (medel ssc), medel fluorescens (medel fl) samt förändring i cellkoncentration sedan dag 0 (Δ cell.konc).

Prov	t [dygn]	celler per 50 μ l	celler per ml	Gated [%]	Medel ssc	Medel fl	Δ cell.konc [celler/ml]
F1_1	0	21000	421000	94,97	26,2	0,77	0
F1_1	3	34000	685000	96,45	27,62	1	264000
F1_1	5	39000	778000	96,39	26,31	1,06	357000
F1_1	7	45000	899000	93,92	26,53	1,09	479000
F1_1	9	48000	964000	96,45	23,99	1,05	543000
F1_1	11	49000	983000	94,41	23,54	1,03	562000
F1_1	13	62000	1236000	96,3	24,88	1,09	815000
F1_1	23	66000	1319000	95,44	26,92	1,16	898000
F1_2	0	22000	440000	95,35	26,38	0,74	0
F1_2	3	39000	776000	96,22	26,48	1,02	335000
F1_2	5	42000	840000	96,93	26,56	1,14	400000
F1_2	7	49000	985000	95,18	24,57	1,16	545000
F1_2	9	53000	1067000	94,9	24,4	1,16	627000
F1_2	11	55000	1099000	95,97	24,1	1,11	659000
F1_2	13	65000	1291000	96,16	23,73	1,02	851000
F1_2	23	69000	1380000	95,62	28,57	1,27	939000
F1_3	0	22000	437000	95,54	26,84	0,78	0

F1_3	3	36000	718000	96,47	29,41	1,15	281000
F1_3	5	44000	882000	96,8	27,07	1,26	445000
F1_3	7	46000	925000	94,47	24,65	1,19	487000
F1_3	9	48000	950000	95,18	24,68	1,12	513000
F1_3	11	51000	1011000	92,33	23,39	1,02	573000
F1_3	13	61000	1229000	93,81	23,83	1,01	792000
F1_3	23	76000	1513000	95,92	26,48	1,21	1076000
F1_4	0	22000	435000	94,26	27,86	0,79	0
F1_4	3	41000	813000	96,86	31	1,23	378000
F1_4	5	44000	877000	96,66	27,99	1,29	442000
F1_4	7	49000	988000	95,48	26,7	1,23	553000
F1_4	9	56000	1111000	94,63	26,92	1,29	676000
F1_4	11	57000	1143000	96,33	25,77	1,21	708000
F1_4	13	70000	1402000	96,34	28,26	1,31	967000
F1_4	23	69000	1384000	95,97	29,81	1,45	949000
F2_1	0	8000	169000	89,65	25,08	1,06	0
F2_1	3	10000	201000	93,1	26,48	1,26	32000
F2_1	5	13000	252000	93,99	26,94	1,32	83000
F2_1	7	12000	241000	94,41	24,64	1,19	72000
F2_1	9	13000	251000	92,88	26,78	1,25	82000
F2_1	11	13000	259000	92,91	26,57	1,2	90000
F2_1	13	13000	265000	93,05	28,39	1,19	96000
F2_1	23	17000	339000	94,86	36,29	1,51	170000
F2_2	0	9000	182000	73,38	25,24	1,22	0
F2_2	3	12000	241000	93,74	27,35	1,34	59000
F2_2	5	12000	246000	95,36	30,15	1,25	64000
F2_2	7	11000	221000	95,88	27,8	1,18	39000
F2_2	9	14000	280000	94,04	29,41	1,23	98000
F2_2	11	15000	308000	92,13	32,84	1,36	126000
F2_2	13	14000	289000	93,94	30,46	1,25	107000
F2_2	23	19000	381000	94,02	43,48	1,56	199000
F2_3	0	8000	160000	89,54	25,35	1,18	0
F2_3	3	11000	229000	94,54	27,62	1,31	70000
F2_3	5	12000	231000	94,3	28,54	1,19	71000
F2_3	7	12000	244000	94,7	26,71	1,21	84000
F2_3	9	14000	289000	94,64	28,07	1,32	129000
F2_3	11	14000	277000	92,79	28,72	1,28	117000
F2_3	13	14000	276000	95,37	27,91	1,15	116000
F2_3	23	17000	344000	93,85	37,14	1,5	184000
F2_4	0	9000	186000	93,46	23,81	1,15	0
F2_4	3	12000	234000	93,99	27,06	1,27	48000
F2_4	5	12000	243000	93,85	28,57	1,16	57000
F2_4	7	13000	255000	80,02	27,31	1,1	69000
F2_4	9	15000	290000	94,07	31,45	1,31	104000

F2_4	11	15000	308000	93,74	32,63	1,31	122000
F2_4	13	14000	287000	93,98	31,29	1,16	101000
F2_4	23	20000	395000	93,26	60,61	1,75	209000
F3_1	0	6000	116000	88,57	31,64	0,9	0
F3_1	3	7000	148000	90,56	32,8	1,02	32000
F3_1	5	8000	156000	90,46	36,97	1,1	40000
F3_1	7	8000	164000	89,5	35,61	1,02	48000
F3_1	9	8000	168000	90,63	38,84	1,09	52000
F3_1	11	8000	165000	90,7	37,91	1,12	49000
F3_1	13	8000	168000	93,24	36,57	0,96	53000
F3_1	23	11000	224000	94,31	38,88	1,17	108000
F3_2	0	5000	105000	88,78	36,44	1,07	0
F3_2	3	7000	137000	90,32	35,28	1,02	33000
F3_2	5	7000	147000	91,68	37,23	1,03	43000
F3_2	7	7000	144000	73,93	45,03	0,89	40000
F3_2	9	8000	156000	91,66	38,85	1,01	51000
F3_2	11	8000	155000	90,29	40,91	1,05	51000
F3_2	13	8000	157000	90,34	41,96	0,89	52000
F3_2	23	10000	197000	93,22	40,7	1,14	92000
F3_3	0	6000	120000	90,5	33,7	0,95	0
F3_3	3	7000	150000	90,63	35,09	1,01	30000
F3_3	5	7000	138000	90,58	37,88	1,02	18000
F3_3	7	7000	132000	90,24	34,97	0,92	12000
F3_3	9	9000	171000	86,64	40,83	1,01	51000
F3_3	11	8000	162000	90,25	38,92	1,03	42000
F3_3	13	8000	153000	88,93	36,73	0,95	33000
F3_3	23	10000	195000	91,61	49,79	1,23	75000
F3_4	0	6000	115000	89,4	33,99	0,98	0
F3_4	3	7000	146000	92,3	34,39	1,01	32000
F3_4	5	8000	150000	83,23	46,54	0,99	35000
F3_4	7	7000	139000	89,02	35,66	0,85	24000
F3_4	9	9000	172000	90,42	47,25	0,97	57000
F3_4	11	8000	154000	90,9	36,97	0,99	39000
F3_4	13	8000	165000	92,14	39,2	0,95	50000
F3_4	23	10000	196000	93,82	53,42	1,23	81000
F4_1	0	4900	98000	91,06	39,29	0,83	0
F4_1	3	5500	109000	94,13	40,1	0,87	12000
F4_1	5	6200	123000	92,84	40,2	0,87	25000
F4_1	7	5900	117000	93,95	41,14	0,84	19000
F4_1	9	6900	138000	94,15	46,3	0,87	41000
F4_1	11	7900	158000	92	44,34	1,04	60000
F4_1	13	7800	157000	92,67	46,51	1	59000
F4_1	23	9700	195000	90,34	52,25	1,22	97000

F4_2	0	5200	104000	88,09	40,62	0,88	0
F4_2	3	5500	109000	93,55	44,29	0,96	5000
F4_2	5	6100	122000	92,81	39,74	0,84	19000
F4_2	7	5800	116000	93,7	43,36	0,83	13000
F4_2	9	7300	147000	65,73	45,04	0,73	43000
F4_2	11	7800	156000	91,01	50,21	1,09	52000
F4_2	13	7700	155000	92,61	56,08	1,04	51000
F4_2	23	9700	194000	91,69	59,6	1,16	90000
F4_3	0	4800	95000	92,7	41,29	0,86	0
F4_3	3	5500	110000	93,49	39,3	0,9	14000
F4_3	5	6000	120000	93,03	41,3	0,85	25000
F4_3	7	6400	128000	90,95	46,27	0,81	33000
F4_3	9	6800	136000	92,57	46,33	0,82	40000
F4_3	11	8700	173000	92,03	48,74	1,06	78000
F4_3	13	8800	177000	86,42	51,59	1,01	81000
F4_3	23	10000	201000	91,41	54,66	1,21	105000
F4_4	0	5100	101000	92,61	44,96	0,93	0
F4_4	3	5500	110000	92,74	36,46	0,79	9000
F4_4	5	6100	121000	92,07	41,04	0,83	20000
F4_4	7	5900	119000	93,05	46,83	0,8	18000
F4_4	9	7400	149000	89,3	48,01	0,97	48000
F4_4	11	8100	162000	92,67	48,71	1,06	61000
F4_4	13	8100	162000	90,77	56,86	1,05	61000
F4_4	23	9400	189000	91,97	66,24	1,11	88000
F5_1	0	4800	96000	92,04	33,96	0,78	0
F5_1	3	5500	110000	91,09	32,91	0,83	14200
F5_1	5	5300	105000	92,47	32,51	0,84	9200
F5_1	7	5700	115000	93,02	33,13	0,78	18800
F5_1	9	5800	117000	91,49	31,74	0,73	20600
F5_1	11	6300	126000	91,33	34,35	0,75	30200
F5_1	13	6400	127000	92,26	40,27	0,7	31400
F5_1	23	6000	119000	90,7	36,03	0,72	23100
F5_2	0	4700	94000	92,33	34,95	0,87	0
F5_2	3	4900	98000	92,27	32,83	0,86	4400
F5_2	5	4700	94000	92,6	34,14	0,85	-100
F5_2	7	4800	95000	90,31	35,53	0,76	1800
F5_2	9	5200	104000	90,34	30,25	0,72	10100
F5_2	11	5400	107000	88,51	35,26	0,74	13600
F5_2	13	5200	104000	91,04	33,55	0,68	10200
F5_2	23	5500	110000	91,5	38,06	0,72	16000
F5_3	0	4700	94000	92,65	35,05	0,83	0
F5_3	3	5800	115000	90,74	33,37	0,91	21900
F5_3	5	5500	110000	93,51	37,18	0,87	16000
F5_3	7	5600	112000	93,92	33,59	0,8	18300

F5_3	9	5600	113000	90,66	37,29	0,81	19000
F5_3	11	5600	112000	79,22	34,6	0,84	18000
F5_3	13	5700	114000	91,19	40,26	0,72	20500
F5_3	23	7000	139000	93,74	48,17	0,73	45400
F5_4	0	4900	97000	94,04	33,36	0,84	0
F5_4	3	5900	119000	82,63	36,2	0,82	21600
F5_4	5	5300	107000	92,98	33,98	0,89	9800
F5_4	7	5700	113000	90,02	30,94	0,78	16100
F5_4	9	5800	116000	90,8	33,65	0,78	18600
F5_4	11	6400	127000	90,26	55,3	0,85	30100
F5_4	13	6200	125000	90,67	49,79	0,74	27700
F5_4	23	6500	130000	93,57	46,33	0,68	33000

Tabell 23. Resultat från mätning av TOC för samtliga replikat i Experiment 2. Tabellen visar inkubationstid (t), halten TOC (TOC) samt förändringen i halten TOC sedan dag 0 (Δ TOC) för samtliga replikat.

Prov	t [dygn]	TOC [mg/l]	Δ TOC [mg/l]
F1_1	0	8,90	0,00
F1_1	13	6,53	-2,37
F1_1	23	10,70	1,80
F1_2	0	7,09	0,00
F1_2	13	6,61	-0,48
F1_2	23	7,04	-0,05
F1_3	0	7,26	0,00
F1_3	13	6,47	-0,79
F1_3	23	6,93	-0,33
F2_1	0	4,47	0,00
F2_1	13	3,98	-0,49
F2_1	23	4,11	-0,37
F2_2	0	5,06	0,00
F2_2	13	3,98	-1,08
F2_2	23	4,04	-1,02
F2_3	0	4,79	0,00
F2_3	13	3,93	-0,86
F2_3	23	4,12	-0,66
F2_4	0	4,68	0,00
F2_4	13	4,61	-0,07
F2_4	23	4,23	-0,46
F3_1	0	3,99	0,00
F3_1	13	4,17	0,19
F3_1	23	3,75	-0,23
F3_2	0	4,00	0,00

F3_2	13	3,82	-0,18
F3_2	23	3,93	-0,07
F3_3	0	4,13	0,00
F3_3	13	3,85	-0,28
F3_3	23	3,80	-0,33
F3_4	0	4,37	0,00
F3_4	13	4,02	-0,35
F3_4	23	3,81	-0,55
F4_1	0	5,11	0,00
F4_1	13	3,85	-1,26
F4_1	23	3,90	-1,22
F4_2	0	4,11	0,00
F4_2	13	3,89	-0,21
F4_2	23	3,98	-0,13
F4_3	0	5,11	0,00
F4_3	13	4,05	-1,06
F4_3	23	4,24	-0,87
F4_4	0	3,88	0,00
F4_4	13	3,87	0,00
F4_4	23	4,15	0,27
F5_1	0	4,20	0,00
F5_1	13	3,85	-0,34
F5_1	23	4,31	0,12
F5_2	0	4,50	0,00
F5_2	13	3,89	-0,61
F5_2	23	4,31	-0,19
F5_3	0	3,94	0,00
F5_3	13	3,88	-0,06
F5_3	23	4,49	0,55
F5_4	0	4,12	0,00
F5_4	13	3,92	-0,20
F5_4	23	4,77	0,65

F RESULTAT FRÅN SAMTLIGA REPLIKAT I EXPERIMENT 3

Tabell 24. Resultat från mätning av syrgas från samtliga replikat i Experiment 3. I tabellen presenteras inkubationstid (t), temperatur ($temp$), syrgashalt (O_2), syrgasmättnad (O_2 mättnad), phase och förändring i syrgashalt sedan inkubationens första dag (ΔO_2) för varje mättillfälle och replikat.

Prov	t [dygn]	temp [°C]	O_2 [ppm]	O_2 mättnad [%]	Phase	ΔO_2 [ppm]
P1_1	1	19,2	12,04	135,5	24,10	0,00
P1_1	4	19,4	11,81	133,7	24,22	-0,23
P1_1	6	19,5	11,71	132,5	24,26	-0,33
P1_1	12	19,4	11,64	131,6	24,35	-0,39
P1_1	13	19,4	11,67	132,1	24,33	-0,36
P1_1	14	19,5	11,95	136,0	24,06	-0,09
P1_1	19	19,4	11,63	131,6	24,37	-0,41
P1_1	21	19,3	11,85	133,6	24,21	-0,19
P1_2	1	19,4	12,21	137,9	24,22	0,00
P1_2	4	19,5	12,11	137,4	24,24	-0,10
P1_2	6	19,7	11,95	136,3	24,30	-0,26
P1_2	12	19,6	12,01	136,1	24,33	-0,20
P1_2	13	19,5	11,92	135,4	24,40	-0,29
P1_2	14	19,6	12,30	139,0	24,12	0,08
P1_2	19	19,5	11,94	135,8	24,37	-0,27
P1_2	21	19,4	12,14	137,3	24,28	-0,07
P1_3	1	19,3	11,71	131,7	24,33	0,00
P1_3	4	19,4	11,66	132,1	24,32	-0,05
P1_3	6	19,6	11,50	130,9	24,38	-0,21
P1_3	12	19,4	11,41	128,5	24,57	-0,30
P1_3	13	19,4	11,46	129,4	24,52	-0,25
P1_3	14	19,5	11,59	131,2	24,37	-0,13
P1_3	19	19,4	11,30	127,8	24,65	-0,41
P1_3	21	19,4	11,29	128,0	24,63	-0,42
P1_4	1	19,3	12,50	140,4	23,74	0,00
P1_4	4	19,5	12,09	137,4	23,95	-0,41
P1_4	6	19,8	11,95	136,1	23,95	-0,55
P1_4	12	19,5	12,24	138,6	23,82	-0,26
P1_4	13	19,4	12,22	138,0	23,88	-0,28
P1_4	14	19,6	12,47	141,4	23,61	-0,03
P1_4	19	19,4	12,27	138,5	23,80	-0,23
P1_4	21	19,4	12,39	140,5	23,75	-0,11
P2_1	1	19,4	12,92	145,9	23,69	0,00
P2_1	4	19,6	12,53	142,3	23,89	-0,39
P2_1	6	19,7	12,44	140,9	23,93	-0,49
P2_1	12	19,6	12,12	137,1	24,22	-0,81
P2_1	13	19,5	12,20	138,8	24,19	-0,72

P2_1	14	19,6	12,53	142,6	23,89	-0,40
P2_1	19	19,6	12,17	138,7	24,18	-0,75
P2_1	21	19,5	12,12	137,1	24,26	-0,80
P2_2	1	19,4	12,45	140,5	24,04	0,00
P2_2	4	19,6	11,90	135,1	24,41	-0,55
P2_2	6	19,7	11,63	132,5	24,57	-0,82
P2_2	12	19,6	11,48	130,6	24,74	-0,97
P2_2	13	19,5	11,66	131,5	24,67	-0,79
P2_2	14	19,7	11,82	134,7	24,41	-0,63
P2_2	19	19,6	11,63	131,8	24,63	-0,81
P2_2	21	19,5	11,52	130,9	24,73	-0,93
P2_3	1	19,5	12,47	141,6	23,96	0,00
P2_3	4	19,6	12,02	136,3	24,30	-0,44
P2_3	6	19,7	11,88	135,5	24,38	-0,58
P2_3	12	19,6	11,66	132,6	24,60	-0,81
P2_3	13	19,6	11,77	133,3	24,51	-0,70
P2_3	14	19,7	11,98	135,7	24,31	-0,48
P2_3	19	19,6	11,75	133,4	24,52	-0,71
P2_3	21	19,6	11,69	133,1	24,58	-0,78
P3_1	1	19,5	20,20	229,0	19,56	0,00
P3_1	4	19,6	16,56	188,6	21,25	-3,63
P3_1	6	19,6	16,28	185,9	21,39	-3,92
P3_1	12	19,5	15,54	175,9	21,91	-4,66
P3_1	13	19,6	15,53	176,5	21,87	-4,67
P3_1	14	19,6	15,78	178,5	21,75	-4,42
P3_1	19	19,6	15,11	171,6	22,12	-5,09
P3_1	21	19,6	14,99	170,6	22,17	-5,21
P3_2	1	19,5	20,06	227,9	19,60	0,00
P3_2	4	19,6	16,64	189,0	21,24	-3,42
P3_2	6	19,6	16,22	183,8	21,47	-3,83
P3_2	12	19,5	15,40	174,2	21,98	-4,66
P3_2	13	19,5	15,44	174,1	22,00	-4,62
P3_2	14	19,6	15,52	176,5	21,87	-4,54
P3_2	19	19,6	15,18	172,9	22,08	-4,88
P3_2	21	19,5	15,16	171,7	22,13	-4,90
P3_3	1	19,4	20,02	227,4	20,01	0,00
P3_3	4	19,6	16,59	188,1	21,65	-3,43
P3_3	6	19,6	15,57	177,2	22,20	-4,45
P3_3	12	19,5	14,75	167,1	22,76	-5,27
P3_3	13	19,5	14,78	166,8	22,75	-5,24
P3_3	14	19,6	14,98	170,1	22,58	-5,04
P3_3	19	19,6	14,45	164,4	22,90	-5,57
P3_3	21	19,5	14,53	165,1	22,88	-5,50
P3_4	1	19,4	21,90	248,0	19,22	0,00

P3_4	4	19,6	17,27	196,1	21,26	-4,63
P3_4	6	19,6	17,03	193,4	21,40	-4,88
P3_4	12	19,5	16,09	182,6	21,95	-5,82
P3_4	13	19,5	16,24	184,2	21,86	-5,67
P3_4	14	19,6	16,43	185,6	21,72	-5,47
P3_4	19	19,5	15,97	181,3	22,02	-5,93
P3_4	21	19,5	15,82	178,4	22,11	-6,09
P4_1	1	19,4	21,99	248,5	19,20	0,00
P4_1	4	19,6	19,77	224,8	20,05	-2,22
P4_1	6	19,6	19,39	222,2	20,15	-2,59
P4_1	12	19,5	18,58	210,7	20,64	-3,41
P4_1	13	19,5	18,64	211,0	20,61	-3,34
P4_1	14	19,6	19,15	217,2	20,35	-2,84
P4_1	19	19,5	18,92	214,6	20,47	-3,07
P4_1	21	19,5	18,84	215,2	20,45	-3,14
P4_2	1	19,4	21,50	242,4	19,42	0,00
P4_2	4	19,6	20,44	232,9	19,76	-1,05
P4_2	6	19,6	20,79	234,8	19,62	-0,71
P4_2	12	19,5	19,34	219,5	20,29	-2,15
P4_2	13	19,5	19,48	220,7	20,22	-2,02
P4_2	14	19,6	19,83	224,4	20,03	-1,67
P4_2	19	19,5	18,98	214,2	20,45	-2,51
P4_2	21	19,5	18,65	211,1	20,61	-2,85
P4_3	1	19,4	22,36	251,9	19,06	0,00
P4_3	4	19,6	20,54	234,1	5674,91	-1,82
P4_3	6	19,6	20,58	234,9	19,66	-1,78
P4_3	12	19,5	19,59	221,1	20,21	-2,77
P4_3	13	19,5	19,28	219,3	20,28	-3,08
P4_3	14	19,6	20,01	227,0	19,96	-2,35
P4_3	19	19,5	19,80	224,9	20,05	-2,56
P4_3	21	19,5	19,73	224,2	20,09	-2,64
P4_4	1	19,4	22,73	255,8	18,96	0,00
P4_4	4	19,6	21,69	245,6	19,25	-1,04
P4_4	6	19,6	22,28	252,2	19,02	-0,45
P4_4	12	19,5	21,57	244,3	19,32	-1,16
P4_4	13	19,5	21,74	246,4	19,26	-0,99
P4_4	14	19,6	22,34	252,7	19,00	-0,39
P4_4	19	19,6	21,76	247,5	19,22	-0,96
P4_4	21	19,5	21,87	247,2	19,21	-0,85

Tabell 25. Resultat från analys av cellkoncentration för samtliga replikat i Experiment 3. Tabellen anger inkubationstid (t), cellkoncentration, andelen celler innanför gaten (gated), medel side scatter (medel ssc), medel fluorescens (medel fl) samt förändring i cellkoncentration sedan dag 0 (Δ cell.konc) för samtliga replikat.

Prov	t [dygn]	celler per 50 μ l	celler per ml	Gated [%]	Medel ssc	Medel fl	Δ cell.konc [celler/ml]
P1_1	0	23000	458000	94,46	24,5	0,62	0
P1_1	4	67000	1346000	96,51	26,83	0,9	888000
P1_1	6	84000	1688000	96,26	28,49	0,94	1230000
P1_1	12	84000	1674000	95,92	22,13	0,83	1216000
P1_1	13	91000	1823000	96,2	22,63	0,85	1365000
P1_1	14	101000	2028000	95,75	23,32	0,9	1570000
P1_1	19	103000	2060000	96,99	23,47	0,92	1602000
P1_1	21	109000	2174000	97,27	24,26	0,96	1716000
P1_2	0	22000	443000	95,65	26,87	0,71	0
P1_2	4	73000	1453000	98,09	25,44	0,87	1010000
P1_2	6	119000	2386000	95,73	31,55	1,33	1943000
P1_2	12	104000	2079000	97,29	24,16	0,91	1636000
P1_2	13	109000	2187000	96,49	24,81	0,92	1744000
P1_2	14	101000	2024000	95,16	24,95	0,93	1581000
P1_2	19	68000	1357000	95,58	35,28	1,26	914000
P1_2	21	69000	1371000	98,03	31,96	1,15	928000
P1_3	0	25000	493000	95,4	25,21	0,63	0
P1_3	4	74000	1479000	98,04	27,01	0,79	986000
P1_3	6	78000	1566000	96,39	26,47	0,92	1073000
P1_3	12	94000	1873000	97,38	23,85	0,86	1381000
P1_3	13	100000	1994000	95,72	24,17	0,88	1501000
P1_3	14	110000	2196000	96,58	23,46	0,93	1703000
P1_3	19	116000	2321000	96,69	25,51	0,99	1828000
P1_3	21	115000	2300000	97,08	25,55	1,01	1808000
P1_4	0	22000	432000	96,09	26,21	0,67	0
P1_4	4	87000	1748000	94,77	31,87	1,01	1315000
P1_4	6	114000	2285000	97,57	30,79	1,09	1852000
P1_4	12	115000	2303000	97,15	28,04	1,08	1871000
P1_4	13	130000	2592000	96,44	28,48	1,07	2159000
P1_4	14	139000	2781000	96,82	29,27	1,1	2349000
P1_4	19	148000	2970000	98,17	29,67	1,15	2537000
P1_4	21	149000	2978000	96,51	29,24	1,15	2545000
P2_1	0	27000	542000	92,21	23,09	0,5	0
P2_1	4	84000	1672000	95,2	28,66	0,8	1129000
P2_1	6	98000	1958000	95,44	29,24	0,83	1416000
P2_1	12	85000	1703000	95,36	24,93	0,73	1161000
P2_1	13	87000	1743000	95,48	25,87	0,72	1200000
P2_1	14	87000	1746000	94,87	28,42	0,79	1203000
P2_1	19	93000	1865000	96,16	25,87	0,78	1322000

P2_1	21	93000	1861000	96,78	26,45	0,8	1319000
P2_2	0	35000	693000	94,31	26,04	0,6	0
P2_2	4	120000	2402000	96,3	30,5	0,92	1708000
P2_2	6	110000	2202000	94,56	28,99	0,83	1508000
P2_2	12	44000	889000	94,11	25,84	0,68	196000
P2_2	13	48000	961000	94,97	27,59	0,72	268000
P2_2	14	55000	1098000	93,15	31,12	0,78	404000
P2_2	19	64000	1285000	96,13	30,12	0,92	592000
P2_2	21	69000	1374000	96,62	30,21	0,95	680000
P2_3	0	32000	645000	93,72	25,69	0,56	0
P2_3	4	107000	2133000	94,21	30,72	0,89	1487000
P2_3	6	64000	1284000	95,84	30,93	0,81	638000
P2_3	12	45000	902000	95,23	30,35	0,84	257000
P2_3	13	48000	962000	93,2	32,01	0,87	316000
P2_3	14	52000	1037000	95,66	34,66	0,92	392000
P2_3	19	50000	996000	93,73	33,38	0,96	351000
P2_3	21	51000	1010000	94,56	31,83	0,93	365000
P3_1	0	1600	32000	87	87,69	0,51	0
P3_1	4	500	11000	74,3	57,01	0,78	-21000
P3_1	6	1100	21000	72,96	38,81	0,61	-11000
P3_1	12	28500	571000	92,55	12,03	5,13	539000
P3_1	13	40300	806000	93,04	13,61	4,65	774000
P3_1	14	37400	747000	95,52	17,09	5,96	715000
P3_1	19	29800	596000	94,37	20,37	7,2	564000
P3_1	21	39700	793000	95,77	15,02	5,61	761000
P3_2	0	700	14000	77,53	79,03	0,47	0
P3_2	4	1100	23000	83,96	60,08	0,51	8000
P3_2	6	600	11000	78,97	42,9	1,05	-3000
P3_2	12	22500	450000	93,34	15,37	6,33	436000
P3_2	13	30500	610000	93,98	14,08	5,08	596000
P3_2	14	33600	672000	93,11	15,54	4,9	658000
P3_2	19	40300	806000	93,73	14,49	5,86	792000
P3_2	21	45800	916000	94,43	18,69	4,91	902000
P3_3	0	1200	24000	83,22	77,7	0,8	0
P3_3	4	600	12000	75,45	53,89	0,72	-11000
P3_3	6	700	14000	76,08	38,1	1,73	-10000
P3_3	12	25100	502000	92,08	11,09	5,54	478000
P3_3	13	34600	692000	94,24	12,4	4,82	669000
P3_3	14	25000	500000	92,62	14,73	5,53	476000
P3_3	19	42200	843000	94,75	13,52	5,52	819000
P3_3	21	44200	883000	95,11	14,14	5,7	860000
P3_4	0	500	11000	72,01	27,79	0,67	0
P3_4	4	700	14000	74,76	40,21	0,86	4000
P3_4	6	1100	22000	79,45	61,05	1,19	12000

P3_4	12	33500	670000	89,19	12,46	3,78	660000
P3_4	13	41300	826000	94,09	13,59	4,79	815000
P3_4	14	30700	615000	93,75	16,57	5,93	604000
P3_4	19	36300	725000	95,25	19,14	6,23	715000
P3_4	21	33900	677000	94,9	18,43	6,3	666000
P4_1	0	2200	44000	86,51	94,54	0,9	0
P4_1	4	900	18000	85,15	85,15	1,07	-26000
P4_1	6	1400	28000	87,24	99,54	0,93	-16000
P4_1	12	9200	185000	89,78	10,66	9,04	141000
P4_1	13	19900	399000	90,6	13,67	8,32	355000
P4_1	14	17800	356000	91,96	15,59	8,89	312000
P4_1	19	21000	421000	91,7	12,53	7,67	377000
P4_1	21	20800	416000	92,58	11,25	7,07	372000
P4_2	0	2700	53000	79,95	122,53	0,61	0
P4_2	4	1800	35000	91,38	89,08	1,18	-18000
P4_2	6	1600	32000	88,13	106,15	0,95	-21000
P4_2	12	7000	139000	85,37	7,9	7,44	86000
P4_2	13	11700	233000	89,46	12	9,16	180000
P4_2	14	11800	237000	89,29	12,78	8,58	184000
P4_2	19	20600	412000	91,37	12,33	7,15	359000
P4_2	21	22700	455000	93,55	11,89	7,02	402000
P4_3	0	1700	33000	79,59	101,68	0,68	0
P4_3	4	1200	25000	86,36	68,22	0,94	-9000
P4_3	6	1000	20000	84,49	98,22	1,07	-13000
P4_3	12	5300	105000	68,33	7,03	6,99	72000
P4_3	13	13000	260000	91,58	13,29	9,37	227000
P4_3	14	23600	471000	90,31	13,99	8,13	438000
P4_3	19	29200	585000	93,32	11,73	6,35	551000
P4_3	21	28900	577000	93,34	10,88	6,58	544000
P4_4	0	1500	30000	86,75	77,68	1	0
P4_4	4	900	19000	87,24	79,14	1,41	-12000
P4_4	6	2000	40000	89,53	113,81	0,81	10000
P4_4	12	9500	190000	88,36	8,63	5,01	159000
P4_4	13	19900	397000	91,23	11,24	7,5	367000
P4_4	14	19600	392000	90,48	11,58	7,37	362000
P4_4	19	32300	645000	92,86	10,22	6,44	615000
P4_4	21	36200	724000	92,94	10,23	6,71	694000

Tabell 26. Resultat från mätning av TOC för samtliga replikat i Experiment 3. Tabellen visar inkubationstid (t), halten TOC (TOC) samt förändringen i halten TOC sedan dag 0 (Δ TOC) för samtliga replikat.

Prov	t [dygn]	TOC [mg/l]	Δ TOC [mg/l]
P1_1	0	7,50	0,00
P1_1	13	7,13	-0,37
P1_1	21	7,30	-0,20
P1_2	0	7,82	0,00
P1_2	13	7,38	-0,44
P1_2	21	7,19	-0,62
P1_3	0	7,54	0,00
P1_3	13	7,31	-0,23
P1_3	21	7,40	-0,15
P1_4	0	7,80	0,00
P1_4	13	7,12	-0,69
P1_4	21	7,25	-0,56
P2_1	0	3,13 kr	0,00
P2_1	13	2,86 kr	-0,27
P2_1	21	3,07 kr	-0,07
P2_2	0	3,10 kr	0,00
P2_2	13	3,06 kr	-0,04
P2_2	21	3,01 kr	-0,09
P2_3	0	2,99 kr	0,00
P2_3	13	2,94 kr	-0,04
P2_3	21	2,84 kr	-0,15
P3_1	0	3,70	0,00
P3_1	13	3,10	-0,60
P3_1	21	2,29	-1,40
P3_2	0	3,36	0,00
P3_2	13	2,70	-0,67
P3_2	21	2,38	-0,98
P3_3	0	3,66	0,00
P3_3	13	2,93	-0,74
P3_3	21	2,22	-1,44
P3_4	0	3,89	0,00
P3_4	13	3,04	-0,85
P3_4	21	2,30	-1,59
P4_1	0	2,72	0,00
P4_1	13	2,39	-0,33
P4_1	21	2,19	-0,53
P4_2	0	2,78	0,00

P4_2	13	2,32	-0,46
P4_2	21	2,08	-0,69
P4_3	0	2,98	0,00
P4_3	13	2,53	-0,45
P4_3	21	2,00	-0,98
P4_4	0	2,74	0,00
P4_4	13	2,93	0,19
P4_4	21	2,15	-0,59