



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 16015

Examensarbete 30 hp
Maj 2016

Effektivisering av kvävereningen vid bioblock A, Kungsängsverket

Niklas Svanberg

REFERAT

Effektivisering av kvävereningen vid bioblock A, Kungsängsverket

Niklas Svanberg

Biologisk rening av avloppsvatten är den vanligaste typen av kväverening vid avloppsreningsverk. Bioblock A, Kungsängsverket Uppsala, har efter en renovering fått det tidigare driftsättet, kaskadkväverening, utbytt mot intermittent luftning. Intermittent luftning innebär att nitrifikation och denitrifikation sker i samma zoner. Luftningen startas och stängs av med jämna tidsintervall vilket skapar en miljö för både nitrifikation och denitrifikation. Det är av stort intresse att finna en fungerande styrstrategi för luftningen som både är kostnadseffektiv och som ger låga halter av kväve i utgående vatten.

Syftet med examensarbetet var att effektivisera den intermittenta luftningen vid bioblock A vid Kungsängsverket, Uppsala. Tillvägagångssättet var att genom en utvärdering av det nuvarande driftsättet se vad som kunde förbättras. Det ställdes därefter upp ett antal försök som var inriktade på att finna bättre driftparametrar. Dessa experiment genomfördes i fullskala. Därefter genomfördes en simuleringsstudie där dagens relästyrning jämfördes med tre regleralternativ. Det första alternativet var att reglera luftningen med hjälp av en PI-regulator. De andra två alternativen var att styra luftningsperioderna efter utgående ammonium-respektive nitrathalt.

Fullskaleförsöken indikerade att luftning påslagen i 50 minuter följt av avslagen i 50 minuter gav den högsta kvävereduktionen av de undersökta alternativen. Bioblock A är uppdelad i fem olika linjer vilka i sin tur är uppdelade i zoner. Utifrån försöken kan det rekommenderas att avloppsvattnet tillsätts till första zonen och efter hälften av linjen, istället för som vid den nuvarande driften då vattnet tillsätts efter en fjärdedel och efter hälften av linjen.

Simuleringsstudien visade att om dagens relästyrning byttes ut mot en PI-regulator skulle syretopparna minskas och syrehalten stabiliseras vid det förinställda börvärdet. Resultaten från både simuleringsstudien och fullskaleförsöken visar att en tidsstyrning av luftningsperioderna är av intresse för att spara energi och få en bättre kväverening.

Nyckelord: intermittent luftning, biologisk kväverening, aktivslamprocess, BSM1, avloppsvattenrening.

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

Box 337, SE 751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

The efficiency of nitrogen removal at biological treatment A, Kungsängsverket

Niklas Svanberg

The most common type of nitrogen removal in wastewater treatment plant is to use a biological treatment. When biological treatment is used, the two most common processes for nitrogen removal is pre and post denitrification. In the biological treatment A (BA) at Kungsängsverket the nitrogen removal process used is intermittent aeration. When intermittent aeration is used, the wastewater is aerated at specific time intervals. This allows both nitrification and denitrification to occur in the same water volumes. It is of great interest to find a control strategy for controlling the air supply which is both cost effective and leads to low emissions of nitrogen.

The aim of this project was to improve the intermittent aeration at Kungsängsverket, Uppsala. The project was divided into two parts. The first part consisted of experiments carried out in full scale on the plant and the second part was a simulation study. In the experimental part different time intervals for aeration were evaluated. The aim of the simulation part was to evaluate different control parameters and to find which parameters that should be used for an optimal control strategy.

The results showed that the best combination of aerated time and un-aerated time is 50 minutes aerated and 50 minutes unaerated. It is recommended that the wastewater should be added in the beginning and after half of the plant. The simulation results showed that the control strategy can be improved by using a PI-regulator. The experiments and the simulations both showed clear signs of variations in the inflow during the day. Because of this it is recommended to establish a control strategy which easily can change the aeration time depending on low and high flows.

Keywords: intermittent aeration, wastewater, biological nitrogen removal, BSM1, wastewater treatment

Department of Information Technology, Uppsala University

Box 337, SE 751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är sista delen av Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet och omfattar 30 högskolepoäng. Handledare för arbetet har varit Eric Cato vid Uppsala Vatten och Avfall AB. Det är även där som det praktiska arbetet genomförts. Ämnesgranskare för projektet har varit Bengt Carlsson, professor i reglerteknik vid institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet. Examinator för examensarbetet har varit Anna Sjöblom, universitetslektor vid institutionen för geovetenskaper.

Jag riktar ett varmt tack till alla som medverkat som handledare, ämnesgranskare, rådgivare och arbetskamrater under min tid vid Uppsala Vatten och Avfall AB. Jag tackar också dem som gett mig stöd och hjälp vid genomförandet och vid utformning av denna rapport.

Niklas Svanberg

Uppsala, mars 2016

Copyright © Niklas Svanberg och Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.

UPTEC W 16015, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala 2016.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Effektivisering av kvävereningen vid bioblock A, Kungsängsverket

Niklas Svanberg

När vattentoaletter infördes i början av 1900-talet ledde avloppen ofta rakt ut i sjöar och vattendrag. Det ledde till en kraftig försämrad vattenkvalité då två av de vanligaste ämnena i fekalier och urin, kväve och fosfor, bidrar till övergödning. Mellan 1940 och 1950 blev det därför vanligt att införa kväverening på reningsverken. Kvävereningen som användes vid denna tid är i princip desamma som idag.

Kväverening bygger på att bakterier genomför reningen. Processen går ut på att kvävet (ammoniumkväve) som kommer in till reningsverket omvandlas via två processer till kvävgas. För att dessa processer ska fungera krävs det vissa förutsättningar. Den första kräver att vattnet är syrerikt medan den andra kräver att det är syrefattigt och att det finns kol. Det finns flera olika processlösningar för att se till att det både finns en syrefattig och syrerik miljö samt att det finns tillgång till kol. Kungsängsverket är uppdelat i tre block vilket är olika delströmmar av inkommande vatten. Ett inte så vanligt driftsätt, men som används vid bioblock A, är intermittent luftning. Intermittent luftning innebär att luftningen av vattnet slår av och på med jämna intervall. Det leder till att det blir både en syrerik och syrefattig miljö som vattnet passerar. Med denna processlösning kan även kolet i det inkommande vattnet användas, istället för en extern kolkälla.

Vid bioblock A på Kungsängsverket, Uppsala, är intermittent luftning en ny processlösning. Det betyder att få parametrar som styr processen har en optimal inställning. För att förbättra parametrarna och för att granska om den reglering av syret som används är korrekt, genomfördes denna studie.

Arbetet var uppdelat i två delar. Den första delen var att genomföra försök på linjerna och den andra att genomföra en simuleringsstudie.

Det första som genomfördes då fullskaleförsöken påbörjades var att utvärdera dagens styrning. Ammonium och nitrathalter mättes i alla bassänger. Därefter ställdes ett antal försök upp. Försöken utvärderades mellan ett och tre dygn. Det togs stickprover av ammonium och nitrat regelbundet under försökens gång. Utvärderingen visade att utsläppen av nitrat var betydligt högre än ammonium. Det tyder på att det var alldeles för mycket luftning. Det genomfördes ett antal försök där luftningstiderna förändrades. Det testades även att tillsätta det inkommande avloppsvattnet vid olika zoner och olika regleringar.

Fullskaleförsöken visade att en ordentlig förändring av driftstrategin vore bra. Tidigare var luftningstiderna 150 minuter luftat och 30 minuter oluftat (alla bassänger var då inte luftade). Det bästa förslaget som togs fram var att ha luftningstiderna 50 minuter luftat och 50 minuter oluftat. Det gick att både spara energi och få lägre total-kväve i utgående vatten genom att använda denna strategi. Genom att sedan tillsätta vattnet i början av bioblocket blev den utgående halten ännu lägre och en stabilare kväverening kunde uppnås.

Simuleringsstudien genomfördes i Benchmark Simulation Model No.1 (BSM1). BSM1 är en modell som beskriver den biologiska reningen i ett reningsverk. I modellen som anpassades efter bioblock A testades fyra olika regleringar. Den första var den relästyrning som användes på Kungsängsverket när projektet startade. Den andra var att byta ut relästyrningen mot en PI-regulator. De två sista försöken var att styra tiderna för luftningen efter utgående ammonium respektive nitrathalt.

Simuleringarna visade att det kunde sparas energi om regulatorn som används i nuläget byttes ut mot en PI-regulator. Testerna med ammonium och nitratstyrningen visade att det fanns tydliga dygnsmonster i luftningen. Det vore därför av intresse att styra luftningstiderna på något sätt. Då det krävs många installationer och är rengöringskrävande med ammonium och nitratstyrning rekommenderas en annan strategi. Den strategi som rekommenderas är samma som Tekniska verken i Linköping använder sig av som återfallsstyrning om något går sönder. Den reglerar luftningstiderna beroende på om det är högflöde eller lågflöde.

Sammanfattningsvis går det att genomföra små förändringar i processen som kan leda till en markant förbättring av styrningen av bioblocket. Förändringarna är troligtvis inte heller kostsamma utan skulle snabbt kunna tjänas in till följd av den lägre energiförbrukningen.

ORDLISTA

Aerob miljö	En miljö där det finns tillgång till löst syre.
Aktivt slam	Den aktiva bakteriemassan vid biologisk rening.
Alkalinitet	Mått på vattnets buffertkapacitet.
Anoxisk miljö	En miljö där det finns syre bundet till föreningar men inget löst syre.
Autotrofa bakterier	Bakterier som bygger upp sin biomassa från koldioxid.
Bioblock	Den biologiska reningen vid ett block. Vid Kungsängsverket finns tre delströmmar, block A, B och C.
Blåsmaskin	En maskin som tillför luft till den biologiska reningen. Den håller ett bestämt lufttryck i ledningarna.
BOD₇	Biologisk syreförbrukning (BOD ₇), ett mått på mängden nedbrytbart biologiskt material som bryts ner på sju dagar.
BSM1	Benchmark Simulation Model no.1 (BSM1). Modell över den biologiska reningen som används i simuleringsstudien.
Börvärde	Det värde som regleringen har som mål att ligga vid.
COD	Kemisk syreförbrukning (COD), ett mått på den totala mängden syre som går åt för en oxidation av det organiska materialet.
Denitrifikation	Process där nitrat omvandlas till kvävgas. För att processen ska fungera krävs en kolkälla, anoxisk miljö och en fungerande nitrifikation.
Dikväveoxid	Lustgas, är en stark växthusgas som är en biprodukt vid den biologiska reningen.
Flockulering	Vid flockulering tillsätts ofta en fällningskemikalie. Målet med flockuleringen är att partiklar ska träffa på varandra och bilda större komplex vilket i sin tur gör att de sedimenterar snabbare.
KL_a	Ett mått på syreöverföringshastigheten med enheten 1/dygn.
Lamellsedimentering	Sedimentering som genomförs med vinklade skivor. Leder till en effektivare sedimentering då arean ökar.
Linje	Uppdelning av bioblocken. Vid bioblock A finns det fem linjer.

Nitrifikation	Första delen i kvävereningen. Inkommande ammonium omvandlas till nitrat. Nitrifikationen är långsammare än denitrifikationen och kräver aerob miljö.
Oxidation	Kemisk reaktion där en eller flera elektroner avges.
Period	Den oluftade och luftade tiden tillsammans vid intermittent luftning.
PI-regulator	Regulator som innehåller en proportionerlig och en integrerande del.
PLC	Programmable Logical Controller (PLC) är en programmerbar dator som används inom automation och som kopplas till ett gränssnitt, i detta fall UniView.
Recipient	Sjö eller vattendrag som utgående vatten släpps ut i.
Relästyrning	Dagens styrning av bioblock A. Är en reglerstrategi som går ut på att om inte ärvärdet är tillräckligt nära börvärdet ändras ventilöppningen med ett förbestämt öppningssteg.
Respiration	Process där tidigare tillverkad energi används. Det är vanligt att respirationsprocesser sker med glukos som energi.
Rötkammare	Sluten tank som finns för att röta slam. Vid rötning bildas biogas.
Slamålder	Mått på uppehållstiden för en slampartikel i biosteget.
Spektrofotometer	Ett instrument som genom att mäta absorbansen vid en viss våglängd kan bestämma halten av ett ämne i vattnet.
Stegbeskickning	Det inkommande avloppsvattnet tillsätts stegvis i de olika zonerna för att inte all belastning ska ske i första zonen och för att inkommande kol ska kunna användas för en effektivare denitrifikation.
TOC	Totalt organiskt kol (TOC), beskriver den totala mängden kol.
UniView	Processövervakningssystem som används vid Kungsängsverket.
Vridspjällsventil	En ventil som har en cirkulär skiva i röret. När ventilen börjar öppnas vrids skivan. Vid 90 graders öppning är flödet maximalt. Vridspjällsventiler uppvisar ett olinjärt flöde av luft.
Zon	Del av linjen som på något sätt är uppdelad, antagligen med hjälp av olika syrehalter, fysisk uppdelning eller andra egenskapsskillnader.

Ärvärde

Det nuvarande värdet av den storhet som ska regleras, processens utsignal.

Innehåll

1. INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE OCH MÅL	1
2. BAKGRUND OCH TEORI.....	2
2.1 KVÄVERENING	2
2.1.1 Fördenitrifikation.....	3
2.1.2 Efterdenitrifikation	3
2.1.3 Kaskadkväverening	4
2.1.4 Intermittent luftning.....	4
2.2 DIKVÄVEUTSLÄPP VID AKTIV SLAMPROCESS	5
2.3 KUNGSÄNGSVERKET	6
2.3.1 Gällande villkor	7
2.4 BIOBLOCK A.....	8
2.4.1 Aktuell process	8
2.4.2 Efter bioblock A	10
2.4.3 Reglering luftning.....	10
2.5 ANLÄGGNINGAR MED INTERMITTENT LUFTNING	12
2.6 BSM1	13
3. MATERIAL OCH METODER	14
3.1 FULLSKALEFÖRSÖK	14
3.1.1 Utvärdering av den aktuella processen	14
3.1.2 Försöksuppställning.....	14
3.1.3 Analys av prover.....	16
3.1.4 Utvärdering av försöken	17
3.2 KOMPLETTERANDE MÄTNINGAR.....	17
3.3 SIMULERINGSSTUDIEN	18
3.3.1 Förändringar i modellen	18
4. RESULTAT OCH OBSERVATIONER	20
4.1 UTVÄRDERING AV DEN AKTUELLA PROCESSEN	20
4.2 FULLSKALEFÖRSÖK	21
4.1 KOMPLETTERANDE MÄTNINGAR.....	29
4.2 MODELLERINGSSTUDIEN.....	30
5. DISKUSSION.....	33

5.1	FELKÄLLOR OCH MÄTOSÄKERHET	33
5.2	FULLSKALEFÖRSÖK	33
5.3	SIMULERINGSSSTUDIEN	35
6.	SLUTSATSER.....	37
7.	REFERENSER	38
7.1	LITTERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER.....	38
7.2	MUNTliga KÄLLOR	39
8.	BILAGOR.....	40
	BILAGA A.....	40
	BILAGA B.....	42
	BILAGA C	43
	BILAGA D.....	44
	BILAGA E	45
	BILAGA F.....	46
	BILAGA G.....	52

1. INLEDNING

I Sverige renas den största delen av avloppsvattnet vid reningsverk. I reningsverken avlägsnas partiklar, organiskt material, fosfor och kväve. Det är viktigt att utsläppen av dessa ämnen är små eftersom de har en stor påverkan på recipienten. I denna studie utvärderas möjligheten att effektivisera kvävereningen vid bioblock A vid Kungsängsverket i Uppsala.

Det vanligaste är att kvävereningen sker genom biologiska processer. Det finns en del olika processlösningar för den biologiska reningen och en av de mindre vanliga är intermitternt luftning. Principen är att hela processen luftas under ett bestämt tidsintervall (nedan kallat luftningstid) och sedan stängs av. Konsekvensen blir att nitrifikation och denitrifikation kan ske i samma zoner. Luftningstiderna är viktiga för att det ska hinna ske en fullständig kväverening. Det är därför av intresse att hitta effektiva luftningstider som leder till låga utsläpp av både ammonium och nitrat. Då syrehalten varierar under intermitternt luftning ställer det även hårdare krav på regulatorn som styr luftningen. Vid kväverening med för- och efterdenitrifikation krävs det enbart att regulatorn kan hålla en konstant syrehalt. Vid intermitternt luftning krävs det att regulatorn både är snabb och stabil då den ska klara stora förändringar i syrehalt under en kort tid.

I Uppsala vid Kungsängsverket är intermitternt luftning en ny typ av processlösning. Då bioblock A renoverades bestämdes att denna typ av processlösning skulle användas. Luftningen har efter renovering och uppstart inte hunnit ställas in. Det har lett till att kvävereningen inte fungerat optimalt och framförallt halten av nitrat var hög i utgående vatten. Denna studie har syftat till att effektivisera kvävereningen genom fullskaleförsök och simuleringar.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Huvudsyftet var att genomföra en effektivisering av aktuell styrning och utvärdera regleringen av luftningen på bioblock A, Kungsängsverket.

- Målet var att hitta en bättre driftstrategi med avseende på utgående halter i form av ammonium och nitrat samt energianvändning.
- Målet var också att i simuleringsmiljö avgöra om det finns ett bättre regleralternativ utifrån några få alternativa reglerstrategier.

2. BAKGRUND OCH TEORI

I framtiden står reningen av avloppsvatten för nya utmaningar. Hållbarhet och kretslopp blir viktigare och utsläppsvillkoren hårdare. Det är av intresse att finna en resurs- och energieffektiv rening, men för att det ska bli hållbart krävs ytterligare optimeringar (Jönsson, 2014).

Från reningsverk blir det utsläpp av växthusgaser. Med tanke på den förstärkta växthuseffekten kan det i framtiden även bli utsläppskrav på växthusgaser så som dikväveoxid och metan. Det sker i princip alltid utsläpp av dikväveoxid från reningsverk, men storleken på utsläppen varierar beroende på reningsprocess (Arnell, 2013).

2.1 KVÄVERENING

Kväverening av avloppsvatten krävs då det mesta som människor äter innehåller proteiner, vilka är kväverika. Det leder i sin tur till att fekalier och urin innehåller stora mängder kväve. Det sker en nerbrytning av kvävet på vägen till reningsverket, vilket gör att inkommande kväve till största del är i form av ammonium (Fredriksson, 2013). Då det är vi människor som skapar avloppsvattnet leder det till toppar och dalar i inkommande vattenflöde vilket ger återkommande dygnsvariationer.

Nedbrytning av organiskt material och kväve är en gemensam process. Nedbrytningen sker med hjälp av bakterier och den aktiva biomassan kallas för aktivt slam. I aktivt slam kan kväve omvandlas och föras bort via två olika processer, antingen genom denitrifikation och nitrifikation eller via överskottsslam. I överskottsslamm är kväve bundet i mikroorganismer. Omvandling av ammonium till kvävgas är en naturlig process som sker överallt i naturen (Fredriksson, 2013).

Det första steget för omvandling av kväve är nitrifikation. Kväve omvandlas från inkommande ammoniumjoner till nitrat via nitritjoner:



För att nitrifikationen ska fungera krävs en aerob miljö då nitrifikationen är en oxidationsprocess med syre som elektronacceptor. Bakterierna som genomför nitrifikationen kallas för nitrifierare och är autotrofa vilket betyder att de bygger sin biomassa av kolet som finns i koldioxid. Det krävs mycket energi att ta upp koldioxid vilket gör att nitrifierare växer och förökar sig långsamt i jämförelse med bakterier som genomför denitrifikation (Fredriksson, 2013).

Denitrifikation är det andra steget för omvandling av kväve. Kväve omvandlas då från nitratjoner, som är produkten från nitrifikationen, vidare till kvävgas (Carlsson, 2014):



Denitrifierande bakterier är heterotrofa, ett krav för en fungerande denitrifikation är därmed att det finns organiskt kol tillgängligt. Det är även viktigt att det är en anoxisk miljö, det vill säga avsaknad av fritt syre, eftersom bakterierna annars använder syre till sin respiration. För att denitrifikation ska ske krävs det även att det finns nitrat, alltså en fungerande nitrifikation.

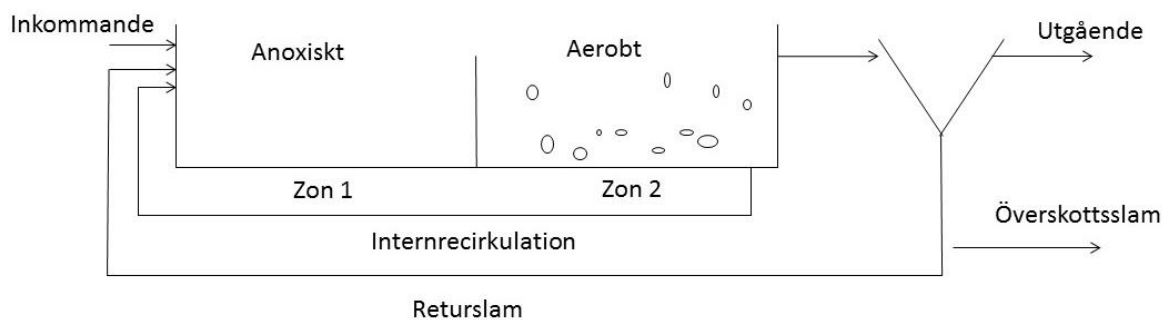
Målet med denitrifikationen är att kvävet ska avgå som kvävgas, vilket sker om ovanstående faktorer är uppfyllda (Fredriksson, 2013).

Kväverening med aktivt slam kan genomföras genom flera olika driftsätt, varav fyra beskrivs i följande kapitel.

2.1.1 Fördenitrifikation

Fördenitrifikation innebär att den första zonen i processen är anoxisk och den andra är aerob (figur 1). En zon är en del av linjen där det antingen finns en fysisk uppdelning eller är skillnad i syrehalt. En linje är en delström av bioblock A.

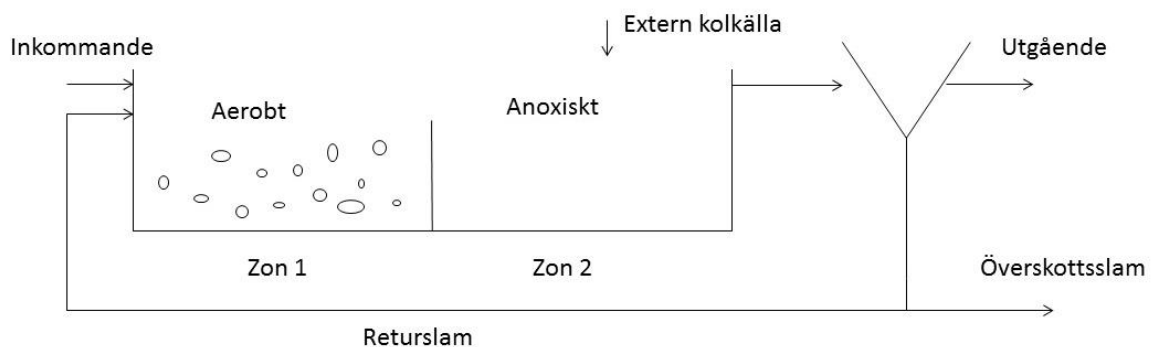
Det krävs att det finns nitrat för att denitrifikationen i zon ett ska fungera. Nitratrikt vatten måste därför pumpas till första zonen från zon två. Detta leder till en ökad energianvändning till följd av pumpning, men ingen extern kolkälla behöver tillsättas då kolet i inkommande vatten kan används (Carlsson & Hallin, 2010).



Figur 1. Reningstekniken fördenitrifikation.

2.1.2 Efterdenitrifikation

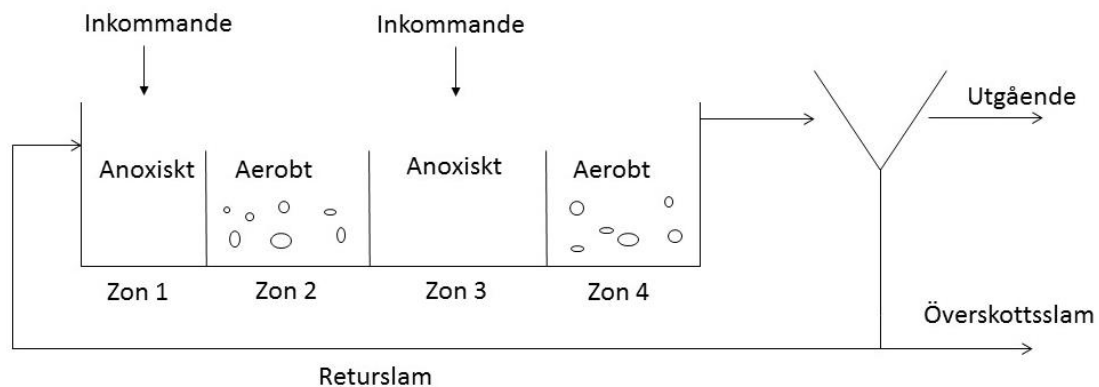
Efterdenitrifikation innebär att den första zonen i processen är aerob och att den andra är anoxisk (figur 2). I den första zonen sker en nitrifikation och i den andra en denitrifikation. Det organiska materialet förbrukas i första zonen genom oxidation. Detta leder till en brist på organiskt kol och en extern kolkälla måste därför tillsättas till denitrifikationszonen (Carlsson, 2014). Fördelen med efterdenitrifikation är att det inte krävs en internrecirkulation av avloppsvattnet. Nackdelen är att en extern kolkälla måste tillsättas.



Figur 2. Reningstekniken efterdenitrifikation.

2.1.3 Kaskadkväverening

En mindre vanlig processlösning för kväverening är kaskadrening. Det innebär att vattnet tillsätts vid flera punkter i linjen (figur 3). Vattnet tillsätts i anoxiska zoner vilket gör att kolkällan i inkommande vatten kan användas. Fördelen med detta driftsätt är att det varken behövs en internrecirkulation eller en extern kolkälla (Åmand, 2008). Denna processlösning används vid de andra två bioblocken på Kungsängsverket (bioblock B och C).



Figur 3. *Reningstekniken kaskadkväverening.*

2.1.4 Intermittent luftning

De vanligaste formerna av kväverening i Sverige är för- och efterdenitrifikation. Ytterligare ett alternativ till dessa tekniker är att använda sig av intermittent luftning. Vid intermittent luftning sker luftningen i perioder där varje period består av en luftad och oluftad fas. Alla zoner luftas samtidigt och lika länge (Wenström, 2013).

En av de största anledningarna till att reningsverk väljer att gå över till intermittent luftning är att det kan ge en högre grad av kväverening än för- och efterdenitrifikation. Det beror på att linjen kan användas effektivare. Intermittent luftning kan även leda till en lägre energiförbrukning då det sker mindre luftning än vid för- och efterdenitrifikation (Wenström, 2013).

Vid för- och efterdenitrifikation uppstår som tidigare nämnts antagligen problem med att det krävs en hög internrecirkulation eller att en extern kolkälla behöver tillsättas. Vid intermittent luftning kan båda undvikas. Det beror främst på att luftningen sker periodiskt och att tillsatsen av nytt avloppsvatten sker kontinuerligt. Det kommer då finnas nitrat vid denitrifikationen även utan en hög internrecirkulation. Någon extern kolkälla behöver inte tillsättas då de denitrifierande bakterierna kan använda sig av kolet i det inkommande vattnet (Yoo et al., 1999). En nackdel med intermittent luftning är att det kan leda till större utsläpp av dikväveoxid, vilket beskrivs i avsnitt 2.2.

Vid intermittent luftning är det främst tre faktorer som påverkar reningseffektiviteten. Den första faktorn är syrehalten i zonerna under de luftade faserna. Det är av intresse att hitta en optimal syrehalt eftersom den påverkar reningsgraden och även energianvändningen. Tidigare fullskaleförsök och studier visar att en syrehalt på mellan 1 och 2 mg/l är optimalt

(Dotro et al., 2011). En simuleringsstudie av Hanhan et al (2010) visar att en syrehalt på 0,5 mg/l ger en fullständig kväverening.

Den andra faktorn är att finna hur många gånger avloppsvattnet behöver gå genom en aerob och anoxisk period. Enligt Hanhan et al. (2010) behöver avloppsvattnet behandlas i tre till fem perioder. Detta ger en ungefärlig uppfattning om hur länge en period behöver vara då uppehållstiden ofta är känd.

Den tredje faktorn är proportionen mellan aerob och anoxisk miljö. Kimochi et al (1998) kom fram till att 30 minuter aerob fas och 60 min anoxisk fas gav bäst kväverening. Habermeyer och Sánchez (2015) visade att de optimala intervallen ska vara långa, 180 minuter aerob och 160 minuter anoxisk fas.

En sammanställning av Dotro et al. (2011) visade att det är viktigt att slammet inte hinner sedimentera under den oluftade fasen. Om slammet sedimenterar till botten packas det och bakterierna får en mindre kontaktyta med avloppsvattnet, vilket leder till försämrad rening. Om det finns omrörare, som förhindrar sedimentation, kan den oluftade tiden uppgå till en timme medan den för bassänger utan omrörare enbart kan vara oluftade under 20 till 55 minuter vid fyra meters djup.

2.2 DIKVÄVEUTSLÄPP VID AKTIV SLAMPROCESS

Det har blivit vanligare att studera utsläpp av dikväveoxid, lustgas, från reningsverk under de senaste 20 åren. Det beror främst på att den förstärkta växthuseffekten har diskuterats mer. Dikväveoxid har beräknats vara en 300 gånger starkare växthusgas än koldioxid. Under de senaste årtionden har det skett en ökning av dikväveoxid i atmosfären. Det är därför av intresse att minska de antropogena utsläppen av dikväveoxid (IPCC, 2007).

I en studie av Czepiel et al (1995) undersöktes var utsläppen av dikväveoxid i ett reningsverk sker. Resultatet visade att hela 90 % av utsläppen av dikväveoxid kom från den biologiska reningen. Det har genomförts flera studier där utsläppen från biostegen studerats. Resultaten visar att det är svårt att få en exakt siffra på utsläppen samt att de varierar mellan olika anläggningar (Kampschreur et al., 2009).

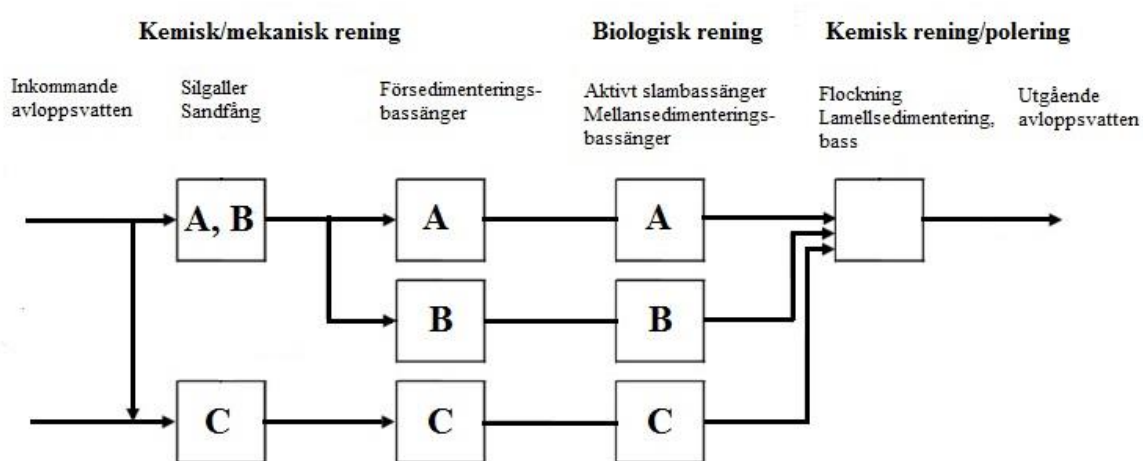
Dikväveoxid är en restprodukt som skapas då det inte sker en fullständig denitrifikation eller nitrifikation. En ofullständig nitrifikation beror främst på låg syrehalt eller hög nitrithalt. Det är tre olika bakterietyper som genomför nitrifikationen. Om bakterierna inte får de betingelser de behöver kommer de att nyttja andra elektronacceptorer än de som används vid nitrifikation, vilket i sin tur kan leda till dikväveoxidutsläpp. Vid denitrifikation är omvandlingen till dikväveoxid (ekvation 2) en del av processen. Om inte hela denitrifikationen sker, vilket kan bero på för hög syrehalt eller för lite kol, kan dikväveoxid skapas. Dikväveoxid kan även skapas om det finns för höga halter av nitrit under denitrifikationen. Beroende på nivåerna på ovanstående faktorer kan utsläppen variera mycket (Kampschreur et al., 2009). En fingervisning är att ju bättre kvävereningen fungerar desto mindre blir utsläppen av dikväveoxid (Carlsson, 2012).

Kimochi et al (1998) genomförde en studie på ett reningsverk som hade intermittent luftning. Nitrifikationen på reningsverket var inte fullständig och utsläppen av dikväveoxid blev högre ju kortare luftningsperioderna var. Det berodde på att den kemiska reaktionen för nitrifikation och denitrifikation inte hann genomföras fullständigt innan en ny fas påbörjades. Även Park et al., (2000) har genomfört en studie där utsläppen av dikväveoxid från ett reningsverk med intermittent luftning undersöktes. Resultatet visade att dikväveoxid främst skapas i början av den aeroba fasen. Genom att tillsätta en extern kolkälla kunde utsläppen av dikväveoxid minska med upp till 95 %.

2.3 KUNGSÄNGSVERKET

Kungsängsverket är Uppsalas största reningsverk och renar Bålinges, Lövsälöts, Gunstas, Jällas, Lindbackens och Uppsala tätorts avloppsvatten. Det drivs av Uppsala Vatten och Avfall AB som är ett kommunalägt bolag (Uppsala Vatten, 2010).

När vattentoiletter började användas under 1940- talet blev det nödvändigt att börja rena avloppsvattnet. Det var en effekt av att vattenkvaliteten i recipienterna snabbt blev sämre då bland annat övergödningen ökade (Svenskt Vatten, 2014). En rening av avloppsvatten inleddes därför på Kungsängsverket. Reningen bestod då av en sedimenteringsbassäng och två rökammare (Uppsala Vatten, 2010). Kungsängsverket har haft många utbyggnationer genom åren, vilket berott på hårdare utsläppskrav och en ökad belastning. Den biologiska reningen började byggas under 1940-talet och togs i bruk under 1950-talet. Den biologiska reningen byggdes till en början för att enbart bryta ner det organiska materialet. Därefter har kemisk rening, mekanisk avvattning av avloppsslam och en hel del andra effektiviseringar tagits i bruk (Uppsala Vatten, 2010). Aktuell reningsprocess för november 2015 visas i figur 4.



Figur 4. Schematisk bild över reningsstegen och blocken på Kungsängsverket.

Till reningsverket kommer avloppsvatten från både hushåll och industrier. Reningen genomförs i tre steg: mekanisk, biologisk och kemisk rening. Stegen sker i tre block, block A, B och C. Ett block är en del av reningsverket. De olika blocken har lite olika processlösningar

för den biologiska reningen medan de andra stegen i princip är samma. Bioblocken är även uppdelade i olika linjer vilket är parallella zoner som reningen sker i (Högström, 2014).

I den mekaniska reningen separeras papper och skräp bort från avloppsvattnet med hjälp av rensgaller. Tyngre partiklar som sand avlägsnas i luftade sandfång. Här tillsätts även järnklorid för att fälla ut en del av fosfor. Sista steget i den mekaniska reningen är försedimenteringen där partiklar avskiljs genom sedimentation. Avloppsvattnet kommer sedan till den biologiska reningen där huvudsyftet är att ta bort organiskt material och kväve. Detta genomförs genom en aktivslamprocess i olika luftade och oluftade zoner. Aktivslamprocessen ser olika ut för de olika blocken. I bioblocken ingår även en mellansedimentering där slammet sedimenteras och den största delen av slammet recirkuleras tillbaks till början av bioblocken. Sista steget i reningen av avloppsvatten är att tillsätta ytterligare järnklorid för att fälla ut den sista delen av fosfor och partiklar från den biologiska reningen. Flockarna sedimenteras sedan i en lamellsedimentering och innan vattnet släpps ut i recipienten som är Fyrisån utvinns värmen (Högström, 2014).

Reningsverket har idag en hög reningseffektivitet (tabell 1) (Uppsala Vatten, 2010). Det är önskvärt att öka reningseffektiviteten av totalkväve (tot-N) ytterligare för att minska påverkan på recipienten. Reningseffektiviteten för det biologiskt nedbrytbara materialet (BOD₇), det kemiska nedbrytbara materialet (COD) och för den totala halten fosfor (tot-P) är alla över 90 %.

Tabell 1. *Inkommande, utgående halter och reningseffektivitet av avloppsvatten vid Kungsängsverket. Värdera avser årsmedelvärde för 2014 och har enheten mg/l (Högström, 2014)*

Parameter	Inkommande vatten	Utgående Vatten	Reningseffektivitet
BOD ₇	210	< 3	98 %
COD	470	< 31	94 %
Tot-P	5,8	0,085	98 %
Tot-N	50	11	74 %

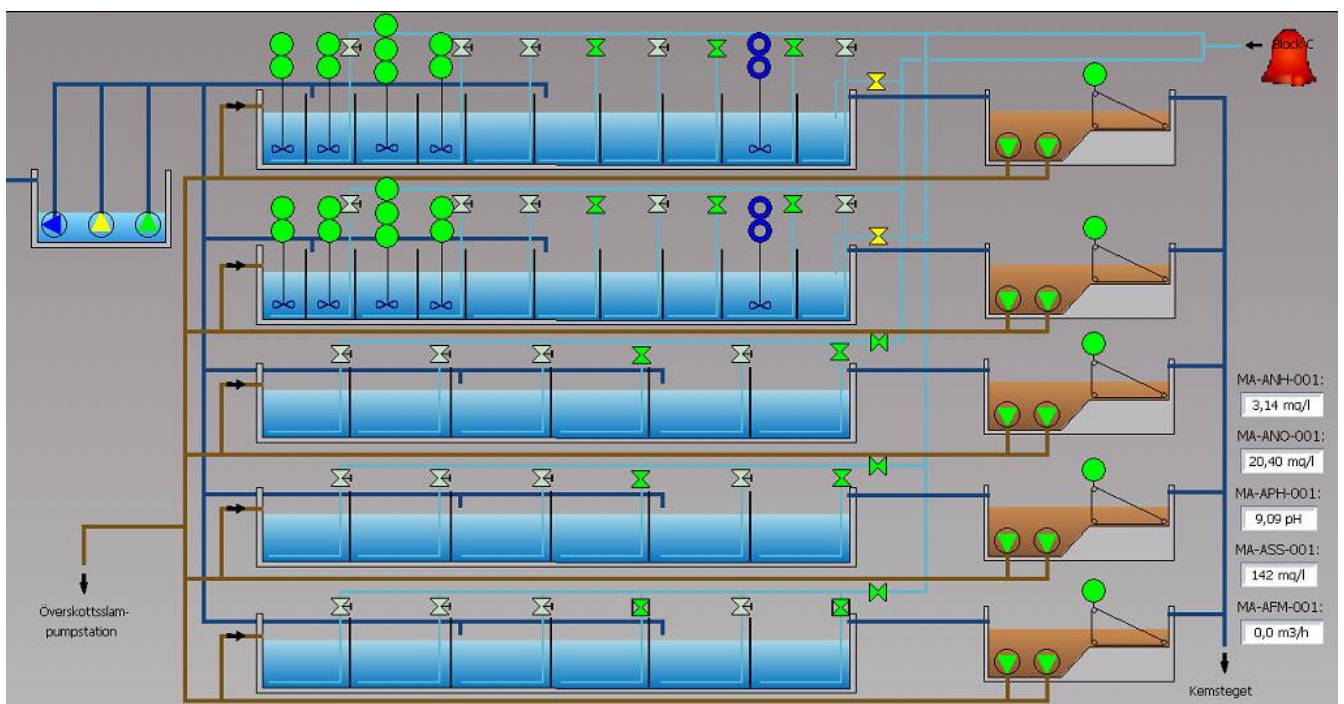
2.3.1 Gällande villkor

Uppsala Vatten och Avfall AB har idag tillstånd från koncessionsnämnden vid Uppsala kommun att släppa ut renat avloppsvatten vid Kungsängsverket. Tillståndet gäller rening av avloppsvatten från en befolkning av högst 200 000 personer. Efter detta tillstånd som gäller från 1996-01-31 har ytterligare fastställanden genomförts. Det första genomfördes av länsstyrelsen under februari 2004. Då infördes att utgående halt av fosfor inte får överstiga 0,25 mg/l som gränsvärde per år. Naturvårdsverket har även infört krav på kväverening vilket medfört krav på att högst 15 mg/l totalkväve i utgående vatten får släppas ut, räknat som riktvärde och årsmedelvärde (eller 70 % avskiljning innan vattnet når östersjön inkluderat retention i vattendrag nedströms utsläppspunkten). Utsläppen av BOD₇ får inte överstiga 10 mg/l, räknat som riktvärde och kvartalsmedelvärde (Högström, 2014).

2.4 BIOBLOCK A

Bioblock A är det äldsta bioblocket på Kungsängsverket. Den togs i drift på 1950-talet och renoverades senast våren 2015. Bioblock A består av fem olika linjer varav de två första ser likadana ut medan linje tre till fem har en annan uppbyggnad (figur 5). Innan bioblock C byggdes användes linje ett och två som försökslinjer för att utvärdera kväverening med fördenitrifikation (Cato, 2015).

Linje ett och två hade innan renoveringen fördenitrifikation. Det finns därför omrörare i de anoxiska zonerna. För linje tre till fem skedde reningen med kaskad kväverening. I dessa linjer fanns inga omrörare utan omrörning skedde genom att ha luftning igång, men på en lägre nivå än i luftningszonerna. Då denna reningsstrategi användes var den totala kväveavskiljningen för bioblock A ungefär 50 % (Högström, 2014).



Figur 5. Processbild över Bioblock A och dess fem linjer. Varje linje består av luftningsbassänger och en mellansedimentering. Luftningsbassängerna är de som innehåller vatten och de svarta sträckan visar zonindelningen. De mörkblåa linjerna visar flödet av inkommande avloppsvatten, de ljusblå linjerna visar luftflödet och de bruna linjerna visar returslamflödet. Mellansedimenteringen visas till höger i bilden.

2.4.1 Aktuell process

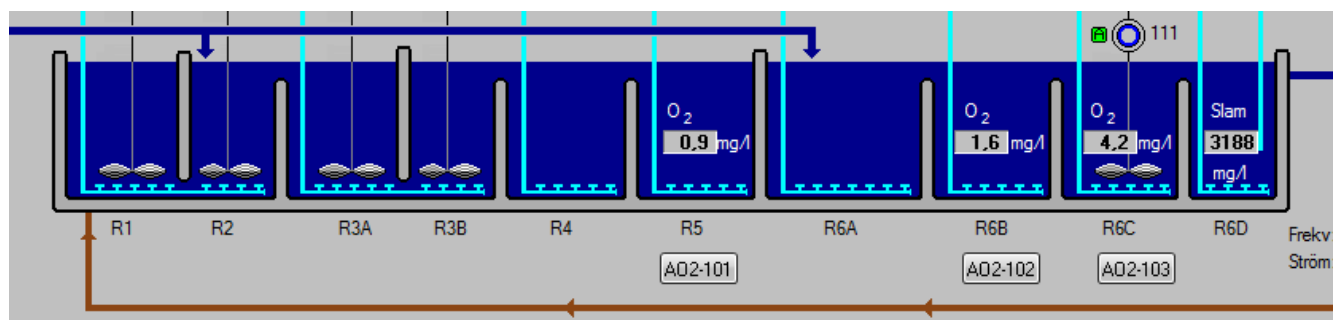
Under våren 2015 renoverades bioblock A. Nya inloppspumpar, kedjeskrapor och returslampumpar installerades. Styrskåpet byttes och en ny styrning av luftningen infördes, intermittent luftning (Högström, 2014).

Kommande avsnitt bygger på information från Cato (2015). Vattnet till bioblock A kommer från försedimenteringen och pumpas upp i en kanal där vattnet fördelas mellan de olika linjerna. Inloppspumparna styrs av vattennivån i pump-sumpen. Det inkommande vattnet kan släppas ut i flera olika zoner längs med varje linje. Detta regleras med handstyrda triangulära överfall. Tabell 2 visar designparametrar för bioblocket.

Tabell 2. Designparametrar för bioblock A

Parameter	Värde
Q vid maxflöde (m ³ /h)	1000
V _{tot} (m ³)	8600
Djup (m)	4
Uppehållstid vid Q _{max} (h)	8,6
Längd (m)	250
Bredd (m)	1,7

I linjerna ett och två finns omrörare i zon R1 till R3B och R6C (figur 6). Zonernas namn står beskrivet i figur 6. R1 och R3B var tidigare denitrifikationszoner medan R6C var en deoxzon varifrån nitratrikt vatten pumpades till denitrifikationszonen. Det sitter luftningsmembran i botten i alla bassänger vilket gör att luftning kan ske överallt. Inkommande vatten tillsätts i zon R2 och R6A. Detta eftersom kolet ska kunna utnyttjas maximalt och för att få en högre slamhalt i början av linjen, vilket ger bättre rening, se avsnitt 2.1.3.



Figur 6. Processbild över linje ett biosteg A. Linje två ser likadan ut. De mörkblå pilarna visar inflödet av vattnet medan de ljusblå visar luftning. Den bruna pilen visar återförslaget av slam från mellansedimenteringen. Zonernas namn står beskrivet under respektive zon.

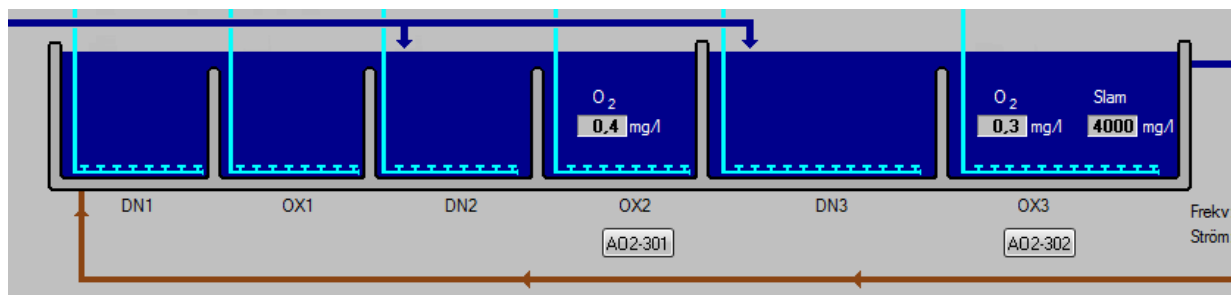
Driften som nu används i linje ett och två är intermittant luftning och fördenitrifikation. Bassängerna luftas en tid vilket gör att miljön blir aerob och nitrifikationen kan ske. I bassäng R6A luftas det enbart lite för omrörning. Här eftersträvas anoxiska förhållanden för att denitrifikation ska ske. Luftningen stängs av med förbestämda tidsintervall i alla zoner för att denitrifikationen ska kunna ske i hela vattenvolymen. I zonerna där det finns omrörare luftas det aldrig utan miljön i dessa är alltid anoxisk.

Efter att vattnet passerat alla zoner leds det till mellansedimenteringen. I mellansedimenteringen sjunker partiklar och slammet till botten. Vid ytan där det är en klarfas rinner det renade vattnet ut. På botten går det slamskrapor som skrapar slammet till en slamficka. Från slamfickan pumpas returslammet tillbaks till första zonen i varje linje. Returslamflödet är något större än inflödet.

I linje ett och två finns det tre syrehaltsmätare som sitter i zon R5, R6B och R6C och som mäter halten löst syre i vattnet. Det finns även en slamhaltsmätare i zon R6D. I zon R1, R3, R4, R6A och R6D sitter det handventiler medan det i zonerna med syrehaltsmätare sitter automatiska reglerventiler för reglering av tillförsel av syre under den luftade fasen.

I linje tre till fem finns det inga omrörare (figur 7). Zonernas namn står beskrivet under respektive zon i figur 7. Det sitter luftningsmembran i alla zoner. Inkommande vatten tillsätts till zon DN2 och DN3, på samma sätt som för linje ett och två. I zon OX2 och OX3 sitter det syrehaltsmätare med tillhörande automatisk reglerventil. I de övriga zonerna sitter det handventiler som reglerar flödet av luft. I sista zonen sitter en slamhaltsmätare.

De två första zonerna är till för att aktivera returslammet. Zon DN1, DN2 och DN3 är alltid anoxiska för att utnyttja kolet maximalt. I dessa bassänger sker omrörning i form av lågintensiv luftning. I alla zoner sker luftningen intermittent.



Figur 7. Processbild över linje tre. Linje fyra och fem ser likadana ut. De mörkblå pilarna visar inflödet av vattnet medan de ljusblå visar luftning. Den bruna pilen visar återförslaget av slam från mellansedimenteringen. Zonernas namn står beskrivet under respektive zon.

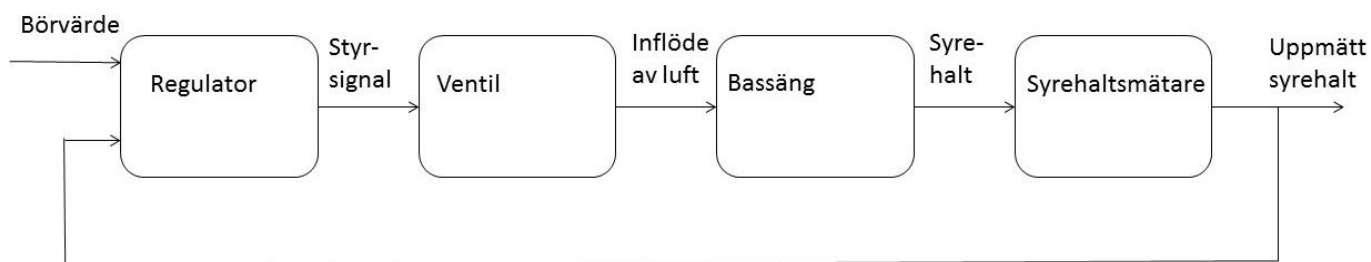
För linje tre till fem gäller som för linje ett och två att returslamflödet något större än inflödet.

2.4.2 Efter bioblock A

Efter mellansedimenteringen leds vattnet till ett gemensamt utlopp för alla linjer, där pH, ammonium-kväve och nitrat-kväve mäts kontinuerligt. Vattnet leds sedan vidare till sista reningssteget som är fällning med järnklorid och lamellsedimentering.

2.4.3 Reglering luftning

Bioblock A styrs av ett programmerbart styrsystem (PLC) (Huddinge Elteknik AB, 2015). PLC är en undercentral och är uppkopplad mot ett överordnat system, UniView, där det går att ändra digitaliserade driftparametrar och följa den pågående driften (Cactus, 2007). En PLC är uppbyggd för att användas inom industrin och inom många olika typer av processer. Den innehåller ett programmerbart minne vilket gör att den går att styra och reglera. Programmet som implementerats körs med ett visst tidsintervall och resultatet påverkar utgående signal (Larsson, 2015). Hela styrsystemet för luftningen består av mätare, ventiler och en blåsmaskin. Systemet för styrning av luftningen i bioblock A är principiellt uppbyggd enligt figur 8.



Figur 8. Regleringsprocessen för luftningen i bioblock A.

Enligt Huddinge Elteknik AB (2015) styrs processen av ett börvärde. Ärvärdet och börvärdet jämförs och det skickas en styrsignal till ventilen om den ska öppnas, stängas eller vara oförändrad. Runt börvärdet finns det ett intervall, en dödzon, som ärvärdet bör ligga inom. Om ärvärdet ligger utanför detta intervall kommer ventilen att påverkas. Ventilens öppning förändras med 2 % per iterering vilket är inställningsbart. Ventilen påverkar i sin tur luftflödet till zonerna vilket påverkar syrehalten. Syrehalten mäts sedan och den uppmätta signalen skickas tillbaks till regulatören. Denna iterering upprepar sig med ett inställningsbart tidsintervall vilket kan vara olika för olika zoner. Denna typ av reglering som kallas relästyrning används då den är enklare ur användar- och programmeringsperspektiv än en PI-reglering, vilket tidigare använts.

För att trimma regulatören kan flertalet parameter ändras efter driftönskemål. De viktigaste parametrarna som kan förändras är börvärdet för syrehalten och tiderna för den intermittenta luftningen. Tabell 3 visar inställningarna innan försöken.

Tabell 3. Värdena för driftparametrarna, bioblock A (Cato, 2015)

Parameter/Linje	Linje 1	Linje 2	Linje 3	Linje 4	Linje 5
Börvärde Syrgas (mg/l)	1,8-2	1,8-2	1,8-2	1,8-2	1,8-2
Tillåten differens (mg/l)	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Ändringssteg (%)	2	2	2	2	2
Tid mellan ändringssteg (s)	400	400	500	500-800	300-500
Min utsignal (%)	25	25	25	25	25
Max utsignal (%)	60	60	60	60	60
Börvärde lufttryck (mvp)	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4
Luftad tid (min)	150	150	150	150	150
Oluftad tid (min)	30	30	30	30	30

Tiden mellan ändringsstegen är inte lika för alla linjer och bassänger. Det beror på att de har olika svarstid. Svarstiden beror på hur lång tid det tar för en ny syrehalt att ställas in efter att ventilöppningen förändrats. Det beror i sin tur på många faktorer, som luftflödet, storleken på zonen och hur bra luftbubblorna fördelar sig i vattnet. Om tiden mellan ändringsstegen

minskas är det risk att systemet börjar oscillera. Ventilerna regleras inom öppningsintervallet 25 till 60 %. Maxvärdet 60 % har valts för att en ventilöppning över detta värde inte ger någon större förändring av luftflödet. För att ventilen ska hinna öppna sig ordentligt under en oluftad period krävs det även att ventilen inte är för stängd vid starten av perioden, vilket leder till den lägsta öppningsgraden på 25 %. Detta beteende är typiskt för en vridspjällsventil. Ventilen öppnar sig då på tvären och spjället är som maximalt öppnad vid 90 grader (Cato, 2015).

2.5 ANLÄGGNINGAR MED INTERMITTENT LUFTNING

Två av de största anläggningarna i Sverige som använder intermittent luftning är Nykvarns reningsverk vid tekniska verken i Linköping och Örebro reningsverk (Cato, 2015). Det finns även flertalet exempel på anläggningar utomlands (Dostro et al., 2011).

Vid tekniska verken i Linköping används intermittent luftning som en energibesparande åtgärd, för att få ner nitrathalterna och för att få en stabilare process (Arnell, 2012). I processen finns det efterdenitrifikation efter det intermittenta steget. I efterdenitrifikationen tillsätts etanol för att få en bättre nitratreduktion (Sehlén, 2016).

Mätutrustningen som används för styrningen i Linköping är två syremätare och en ammonium-nitratgivare i varje linje. Det sitter en syremätare i början och slutet av linjen som styr ventilerna för hela bassängen. Ammonium-nitratgivaren sitter i slutet av linjen och mäter utgående halter. Processen övervakas och styrs med en STAR-process som innehåller inbyggda regleringar för hur luftningstiderna ska styras. Syrehalten regleras av en vanlig PI-regulator (Arnell, 2012). STAR är uppbyggd på ett sådant sätt att luftningen sätts på och av beroende på nitrat- och ammoniumhalterna i utgående vatten. Det finns olika trösklar för när det är oluftat och luftat vilket påverkas av belastningen (Sehlén, 2016).

Då STAR-processen är en komplicerad styrning finns det en del olika återfallssystem. Ett återfallssystem är ett kompletterande system som kan användas till exempel om en givare går sönder. Ett exempel är om en nitratmätare slutar fungera sker regleringen enbart på ammoniumhalten. Det finns även ett större återfallssystem som kan användas om hela STAR-processen inte fungerar. Detta återfallssystem ändrar luftningstiderna beroende på om det är hög- eller lågflöden. Nackdelen med denna komplexa process är att systemet inte blir robust. Processen är känsligt för mätstörningar och därför kräver instrumenten mycket tillsyn och rengöring. Fördelen är att det går att optimera processen mer (Sehlén, 2016).

Vid Örebro reningsverk sker styrningen av luftningstiderna enbart av ammoniumhalten i sista delen av linjen. Det finns möjlighet att styra syrehalten med hjälp av en överordnad regulator, som inte alltid används. Under ett dygn sker det ungefär elva perioder av luftad och oluftad fas (Rönnkvist, 2015).

På Sri-Lanka har det genomförts en studie av intermittent luftning. Reningsverket som studerades var överdimensionerat och hade därmed en hög energiförbrukning från luftningssystemet. Genom att använda intermittent luftning kunde energiförbrukningen minskas med 80 till 90 % (Berg, 2014).

Intermittent luftning är en vanlig processlösning i Kina. Det har därför genomförts studier på hur mycket dikväveoxidutsläpp som sker från dessa reningsverk (Zhiyuan et al., 2016). Andra exempel på internationella reningsverk som använder intermittent luftning är: Sant Celoni (Spanien) (Habermeier & Sánchez, 2015) och Rio de Janeiro (Brasilien) (de Mello et al., 2013).

2.6 BSM1

Följande avsnitt baseras på manualen till Benchmark Simulation Model No.1 (BSM1) (Alex et al., 2008). BSM1 är en simuleringsmodell för biologisk rening av avloppsvatten. Att genomföra simuleringsstudier med en matematisk modell av den biologiska reningen är ofta ett viktigt komplement till praktiska försök. Detta eftersom verkligheten är komplex och det är svårt att testa till exempel reglerstrategier i fullskala. BSM1 är den första modellen i en serie och utvecklades 1998-2004 av IWA Task Group. Modellen är uppbyggd för att köras i Simulink, MATLAB.

BSM1 består av en aktivslamprocess med fem zoner och en mellansedimentering. I grundutförandet är de två första bassängerna anoxiska och de tre sista aeroba. En PI regulator används för reglering av syrehalten i den sista zonen medan luftningen för de två andra aeroba zonerna bestäms av den så kallade KLa-faktorn, som beskriver syreöverföringshastigheten till vattnet. Det finns även en internrecirkulation av vatten från sista zonen till första. Den modell av aktivslamprocessen som används i BSM1 kallas Activated Sludge Model No.1 (ASM1) (bilaga A). I modellen går det att ändra alla parametrar för att anpassa den till ett verkligt reningsverk.

Till modellen finns fyra indatafiler som beskriver olika inflödesscenarier, en med konstanta flöden och föroreningskoncentrationer som sträcker sig över en 150 dagars period. Det finns tre olika indatafiler som beskriver olika flödesscenarion. Det första scenariot är regn och består av dynamisk inflödesdata med tillskottsvatten från långvarigt regn. Det andra scenariot är också dynamisk data men med mindre tillskottsvatten då det är torka. Det sista scenariot beskriver en stormperiod där det varierar mellan torka och storm. De olika scenarierna finns för en 14 dagarsperiod vardera. Indata består av 16 olika parametrar (tabell 4).

Tabell 4. Inparametrar till BSM1

Parameter (enhet)	Förklaring
T (d)	Tid
S_I (g COD/m ³)	Inert lösligt organiskt substrat
S_S (g COD/m ³)	Lättnedbrytbart organiskt substrat
X_I (g COD/m ³)	Inert partikulärt organiskt substrat
X_S (g COD/m ³)	Svårnedbrytbart organiskt substrat
$X_{B,H}$ (g COD/m ³)	Heterotrof biomassa
$X_{B,A}$ (g COD/m ³)	Autotrof biomassa
X_P (g COD/m ³)	Inerta partikulära produkter från nedbrytning av biomassa
S_O (g (-COD)/m ³)	Löst syre
S_{NO} (g N/m ³)	Nitrit och nitratkväve
S_{NH} (g N/m ³)	Ammoniumkväve
S_{ND} (g N/m ³)	Lösligt organiskt kväve

X_{ND} (g N/m³)
 S_{ALK} (alkalinitet)
TSS (g SS/m³)
 Q_I (m³/d)

Partikulärt organiskt kväve
Alkalinitet
Total suspenderad substans
Flöde

3. MATERIAL OCH METODER

Metoden var uppdelad i två delar, fullskaleförsök och simulering. Syftet med fullskaleförsöken var att undersöka om kvävereduktionen kunde effektiviseras genom att testa olika driftparametrar för luftningen. Den biologiska reningen är ett komplext system och det kan vara svårt att ta fram en modell som trovärdigt beskriver förloppet. Därför genomfördes testerna i fullskala, det vill säga direkt på bioblock A.

Den andra delen av studien bestod av simuleringar i modellen BSM1 som hade anpassats för att likna det verkliga bioblocket. Det är svårt att testa olika regulatorer och regleringsinställningar i fullskala, det var därför av intresse att genomföra simuleringar.

3.1 FULLSKALEFÖRSÖK

Nedan följer en beskrivning av utvärderingen av den aktuella processen, försöksuppställningen, analys av proverna och en förklaring av hur utvärderingen av försöken gick till.

3.1.1 Utvärdering av den aktuella processen

För att kunna ställa upp metoden för fullskalestudien krävdes en utvärdering av den aktuella driften. Det kontrollerades att inflödet till alla linjer var ungefär lika och att slamhalterna ungefär var samma. Under utvärderingen mättes energiförbrukningen, syrehalterna samt nitrat och ammoniumhalterna i utgående vatten för respektive linje under tre dygn. Utvärderingen kallas för försök F0.

3.1.2 Försöksuppställning

För att undersöka om den befintliga styrningen kunde förbättras ställdes ett antal försök upp. Försöken baserade sig på teoridelen samt undersökningen av den tidigare styrningen. Försöken utvärderades efter hand och de efterföljande försöken justerades efter tidigare resultat.

När ett försök genomfördes gjordes samma förändring i alla linjer. Ingen referenslinje kunde användas eftersom de olika linjerna uppvisade varierande beteende och samma luftningsperioder måste av praktiska skäl användas för alla linjer.

För att kunna avgöra vad som orsakat en eventuell förändring ändrades enbart en parameter i taget vid varje försök. Om fler parametrar hade ändrats samtidigt skulle det vara svårt att säga vad som orsakat eventuella förändringar i utgående halter eller energiförbrukningen.

Innan första försöket genomfördes en utvärdering (F0) av den nuvarande driften, vars luftnings- och paustider diskuterades i avsnitt 4.1. Försök F1 till F3 var försök där enbart luftningstiden förändrades, se tabell 5. Luftningstiderna för de efterkommande försöken

bestämdes av de tidigare resultaten. Försöken genomfördes för att utvärdera hur kväveutsläpp och energiförbrukning påverkades av olika styrstrategier.

I försök F4 ändrades luftningstiderna till 130:40, där 130 minuter står för den luftade fasen och 40 minuter för den oluftade fasen. Därefter ökades ventilförändringen till 4 % istället för det tidigare värdet 2 %. Nedre öppningsgräns för ventilerna minskades till 10 % istället för ursprungsvärdet 25 %. Den övre öppningsgränsen ökades från 60 % till 70 %.

I försök F5 utvärderades ventilöppningarna för två tidigare veckor. Ett ungefärligt medelvärde på ventilöppningen togs fram. Vid det beräknade medelvärdet på ventilöppningen låstes ventilerna i 20 minuter efter det att luftningen startat efter en oluftad fas. Syftet med försöket var att finna en lösning på problemet med att syremätaren mäter en låg syrehalt efter en oluftad period och därmed öppnar ventilerna för mycket. Då ventilerna var långsamt reglerande ledde det till att ventilerna även stängdes långsamt och syretoppar uppstod. Det var därför av intresse att utvärdera utfallet av att syrehalten inte är noll när syremätaren och ventilerna börjar reglera.

I försök F6 utvärderades hur väl reaktiveringen av slammet fungerar. I de tidigare försöken hade vattnet tillsatts till zon DN2 och DN3 i linje tre till fem. I detta försök tillsattes vattnet i zon DN1 och zon DN3 för linje tre till fem. Zon DN2 sattes som luftad zon.

I försöken F7 till F9 utvärderades en fullständig intermittent luftning. De bassänger som tidigare varit denitrifikationszoner togs bort och luftningen dit ökades. Försöken utvärderades efterhand och luftningstiderna ändrades därefter. Anledning till att en fullständig intermittent luftning testades var för att bli av med omrörningsluftningen som tidigare skedde, samt för att se om energiförbrukningen kunde minskas ytterligare.

Försök F10 studerades effekten av att tillsätta avloppsvattnet vid flera punkter. Vattnet tillsattes i början och sedan efter en fjärdedel och hälften av linjen istället för efter en fjärdedel och hälften av linjen som var den tidigare styrningen. Denna förändring genomfördes för alla linjer.

I försök F11 valdes den bästa luftningstiden från försök sju till nio, vilket var försök nio. Tryckbörvärdet för blåsmaskinen höjdes från tidigare 4,4 till 4,7 meter vattenpelare. Detta försök genomfördes för att utvärdera om det gick att få en snabbare och bättre syrerreglering genom att höja trycket.

Försök 12 var en ny utvärdering av luftningstiderna 50:50. Anledningen till att en ny utvärdering av luftningstiderna 50:50 genomfördes var för att styrningen som användes i försök F0 användes under utvärderingstiden. En ny referensperiod behövde därför genomföras.

Försök F13 var ett avslutande försök där driftsäkerheten skulle undersökas. Vid högre inkommande flöden ska bioblock A kunna ta emot större mängder vatten. Det är av den orsaken av intresse att se hur bioblock A påverkas av ett högre inflöde. Inflödet av vatten ökades därför genom att ändra styrvåarna för inloppspumparna. Detta försök är därför inte helt jämförbart med vanlig flödesökning. En vanlig flödesökning beror vanligtvis på att

inläckaget ökar till följd av regn eller snösmältning, vilket ger en utspädning av föroreningskoncentrationer i det inkommande vattnet.

Tabell 5. *Försöksuppställning och datum för genomförande. Luftningstiderna beskrivs på formen luftad: oluftad tid*

Försöksbenämning	Förändring	Datum för genomförande
F0	Ingen förändring	30/11-3/12 2015
F1	Ändrade luftningstider till 130:40	3/12-4/12 2015
F2	Ändrade luftningstider till 140:40	4/12-7/12 2015
F3	Ändrade luftningstider till 120:50	7/12-9/12 2015
F4	Ändrade luftningstider till 130:40 Ventilförändringen ändrades till 4 % Nedre gräns för ventilerna sattes till 10 % och övre till 70 %	9/12-10/12 2015
F5	Ventilerna låstes manuellt i ett individuellt läge i 20 minuter efter denitrifikationsfasen. Ventilläget var individuellt för olika zoner inom intervallet 30-40 % öppningsgrad. Luftningstiderna var 130:40	11/12 2015
F6	För linje tre till fem tillsattes vattnet i zon DN1 istället för DN2. Luftning startades även i DN2. Luftningstiderna var 130:40	11/12-14/12 2015
F7	Ren intermittent luftning i alla zoner utom de med omrörare. De flesta denitrifikationszonerna togs alltså bort. Luftningstiderna var 130:40	14/12-15/12 2015
F8	Ändrade luftningstider till 80:50	15/12-16/12 2015
F9	Ändrade luftningstider till 50:50	16/12-18/12 2015
F10	Vattnet tillsattes till fler zoner tidigare i linjen. Luftningstiderna var 50:50	21/12-22/12 2015
F11	Ändring av blåsmaskinens tryck genom att ändra börvärdet till 4,7 mvp. Luftningstiden var 50:50	22/12 2015
F12	Utvärdering av luftningstiderna 50:50	15/1-17/1 2016
F13	Driftsäkerhet- inflödet ökades från 400 m ³ /h till 500 m ³ /h	18/1-19/1 2016

3.1.3 Analys av prover

Provtagningar genomfördes ett eller två dygn in i försöken, beroende på om försöket genomfördes över en helg eller i en arbetsvecka. Provtagningen skedde klockan 08:00 och 13:00 för alla fem linjerna. Proverna togs vid utloppet efter mellansedimenteringen. Analysen av proverna skedde inom en halvtimme från det att vattnet togs. Analysen utfördes med en spektrofotometer, modell DR-3900 och märke HachLange. Felet för mätningen är under två

procent av mätvärdet (HACH Company, 2013). För analysen av proverna användes fyra olika ampuller. Det som skilde ampullerna åt var att de hade olika mätintervall (tabell 6). Det som uppmättes är ammonium- och nitratkväve, vilket enbart redovisas som ammonium och nitrat i resultatet.

Tabell 6. *Ampuller som användes vid analys*

Provämne	Beteckning	Mätintervall
Ammonium	LCK 304	0,015-2 mg/l NH ₄ -N
Ammonium	LCK 305	1-12 mg/l NH ₄ -N
Nitrat	LCK 339	0,23-13,5 mg/l NO ₃ -N
Nitrat	LCK 340	5-35 mg/l NO ₃ -N

3.1.4 Utvärdering av försöken

För att utvärdera de olika försöken har ett antal parametrar granskats. Stickproverna av ammonium och nitrat, blåsmaskinens elförbrukning och syrehalterna i zonerna har utvärderats och legat till grund för efterkommande försök.

I utvärderingen av ammonium- och nitrathalter har ett medelvärde av de två olika stickproverna (från klockan 08:00 och 13:00) analyserats. Inget medelvärde mellan de olika linjerna har beräknats eftersom det är svårt att veta att flödet mellan de olika linjerna är exakt samma. Det sker en kontinuerlig mätning av utgående nitrat och ammoniumhalt, men den mätningen har enbart använts för att avläsa trender. Mätaren är känslig mot smuts och kan därmed ha en hög osäkerhet, vilket gör att den inte användes i studien. Blåsmaskinens energiförbrukning registrerades. Avläsningen skedde klockan 13:15 varje dag, i samband med att ett nytt försök startades. För att utvärdera funktionen av syrerregleringen granskades kurvorna för syrehalterna för varje försök. Den aktuella syrekurvan jämfördes med tidigare försök.

Det genomfördes en granskning av yttre faktorer som antogs kunna påverka resultatet. Dessa faktorer var temperaturen på vattnet, inkommande flöde, slamhalt samt inkommande halter av ammonium, nitrat och BOD₇. Temperaturen på vattnet användes då nitrifikationen är starkt temperaturberoende. Det inkommande flödet har betydelse då det påverkar luftningen medan slamhalten påverkar reningsgraden. Ju högre slamhalt som används desto bättre fungerar kvävereduktionen. Inkommande halter av ammonium, nitrat och BOD₇ är alla mått på belastningen på bioblocket. Höga halter av dessa indikerar en hög belastning. Inkommande halter togs från Uppsala Vattens driftprover, vilka tas under ett dygn, en gång per vecka.

3.2 KOMPLETTERANDE MÄTNINGAR

Det är viktigt att slammet inte sedimenterar under den oluftade fasen då det leder till att kontaktytan till vattnet minskar. Om slammet har goda sedimenteringsegenskaper kan det leda till att slammet sjunker flera meter under en oluftad fas. För att kontrollera sedimenteringsegenskaperna genomfördes en mätning på hur siktdjupet förändrades med tiden under en oluftad fas. En siktdjupsskiva sänktes ned i vattnet var femte minut under en 50 minuter lång utvärderingsperiod.

I flertalet grafer över syrehalten över tiden var det tydligt att syrehalten inte nådde noll under den oluftade fasen. Det var därför av intresse att genomföra en kompletteringsmätning där syrehalten vid ytan, där syremätaren sitter, jämfördes med en punkt på djupet. För att undersöka om det var en skillnad i syrehalt mellan ytskiktet och i slammet genomfördes en syreprofilsmätning. Var femte minut genomfördes en syrehaltsmätning vid ytan och vid en meters djup. Detta genomfördes under en oluftad period som varade i 40 minuter. Mätningarna genomfördes vid ett tillfälle i en zon. För att mäta syrehalten användes en portabel mätare av modell HQ 30D flexi av märket HACH. Till den portabla mätaren monterades en syrehaltsmätare av modell LDO 101.

3.3 SIMULERINGSSTUDIEN

För simuleringen användes BSM1, vilket är en modell i plattformen Simulink, MATLAB, se avsnitt 2.6. Modellen har förändrats på ett flertal sätt för att efterlikna bioblock A. Modellen är förändrad för att efterlikna uppbyggnaden för linje tre, vilken antas vara representativ för övriga linjer.

3.3.1 Förändringar i modellen

I modellen har flera förändringar genomförts. Det har inte lagts till ytterligare zoner trots att det är skillnad mellan modellens antal och de vid bioblock A. Zonerna OX1 och DN2 (figur 7) har vid bioblock A inget ytterligare inflöde och de båda regleras av en handventil för luftflödet. Dessa adderades därför till en zon, zon 2 (tabell 7). Felen som uppstår på grund av detta kan antas vara små.

Tabell 7. Zonfördelningen på bioblock A och i modellen och syreöverföringshastigheten (KLa-värdet) för de olika zonerna

Zon i bioblock A	Zon i modellen	KLa (1/dygn)
DN1	Zon 1	200
OX1+DN2	Zon 2	140
OX2	Zon 3	100
DN3	Zon 4	140
OX3	Zon 5	100

De förändringar som genomfördes i BSM1 är:

- Internrecirkulationen togs bort.
- Intermittent luftning adderades.
- Syremätare och syrerreglering adderades till zon tre och fem.
- KLa värdena förändrades (tabell 7)

Det har simulerats fyra olika regler- och styrstrategier. De hade alla samma grund som beskrivits tidigare i detta avsnitt. De olika regler- och styrstrategierna var:

- Relästyrningen: Denna styrning beskriver den som idag används på bioblock A. En relästyrning för luftningen byggdes upp och adderats till modellen (bilaga B).

Luftningstiderna var 50:50 (luftning: oluftat) minuter. Systemet var intressant att modellera som en referens till de tre alternativa regleringarna.

- PI-reglering: I PI-regleringen användes en PI-regulator vid syrer regleringen istället för den tidigare relästyrningen. Luftningstiderna var som för det nuvarande systemet 50:50 minuter. En PI-reglering var intressant att implementera då den är vanlig att använda vid liknande processer.
- Ammoniumstyrning: Vid ammoniumstyrningen var styrningen av luftningen densamma som för PI-regleringen. Det som ammoniumstyrningen styrde var hur långa de luftade och oluftade faserna skulle vara. Det genomförs genom att definiera ett intervall som halten ammonium ut från sista zonen fick variera mellan. För detta system simulerades olika gränsvärden för ammoniumhalten i intervallet 1,2 - 2,5 mg/l. Längden av den luftade zonen bestäms alltså av när ammoniumhalten sjunkit till gränsvärdet. Denna ammoniumstyrning var tänkt att efterlikna ett av de återfallsystem som tekniska verken i Linköping använder sig av (avsnitt 2.5). Ammoniumstyrningen har byggts upp i ett matlabskript (bilaga C).
- Nitratstyrning: Nitratstyrningen var uppbyggd på samma sätt som ammoniumstyrningen med skillnaden att här sattes ett tillåtet intervall på utsläppen av nitrat. Intervallen som valdes var mellan 7 och 13 mg/l. Även nitrastyrningen byggdes upp i ett matlabskript (bilaga D)

För att modellen skulle avspegla bioblock A bättre har den förbyggda indatafilen jämförts med inkommande och utgående vatten från bioblocket. Det har därefter tagits fram omvandlingsfaktorer som multiplicerats med indatafilen. För att beräkna omvandlingsfaktorerna användes mätvärdena för ett halvårs veckoprover av totalkväve, alkalinitet och TOC. Det genomsnittliga flödet beräknades genom att ta medelvärdet av den kontinuerliga mätningen. Det antogs sen att alla faktorerna, som till exempel behandlade kväve, förändrades lika mycket (bilaga E).

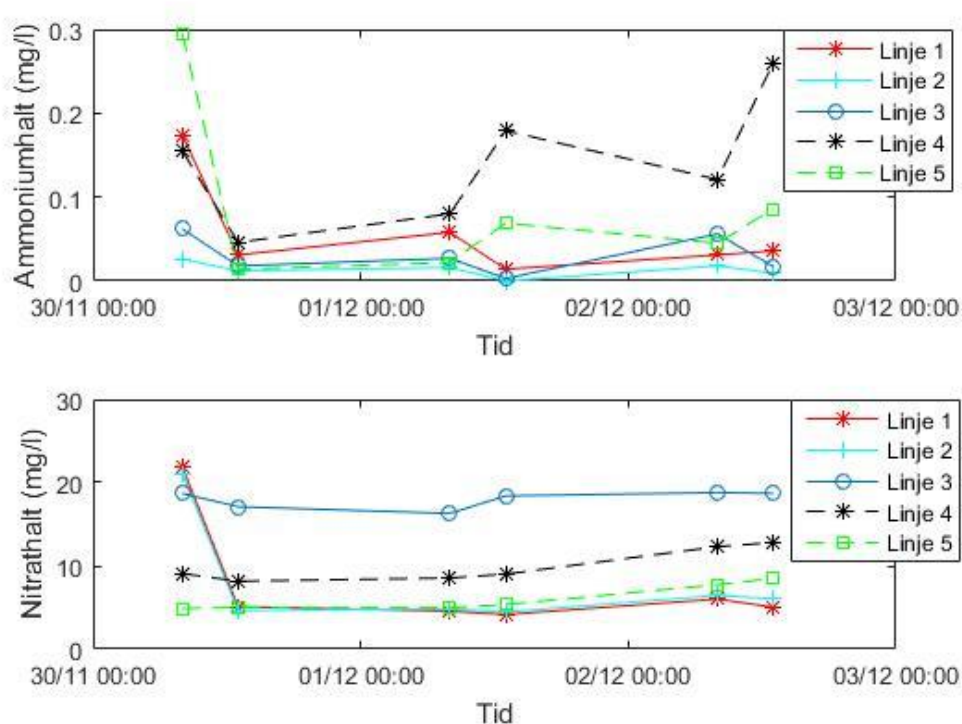
4. RESULTAT OCH OBSERVATIONER

I följande avsnitt följer resultaten från utvärderingen av den aktuella processen (avsnitt 4.2), fullskaleförsöken (avsnitt 4.1), de kompletterande mätningarna (avsnitt 4.2) och simuleringsstudien (avsnitt 4.4).

4.1 UTVÄRDERING AV DEN AKTUELLA PROCESSEN

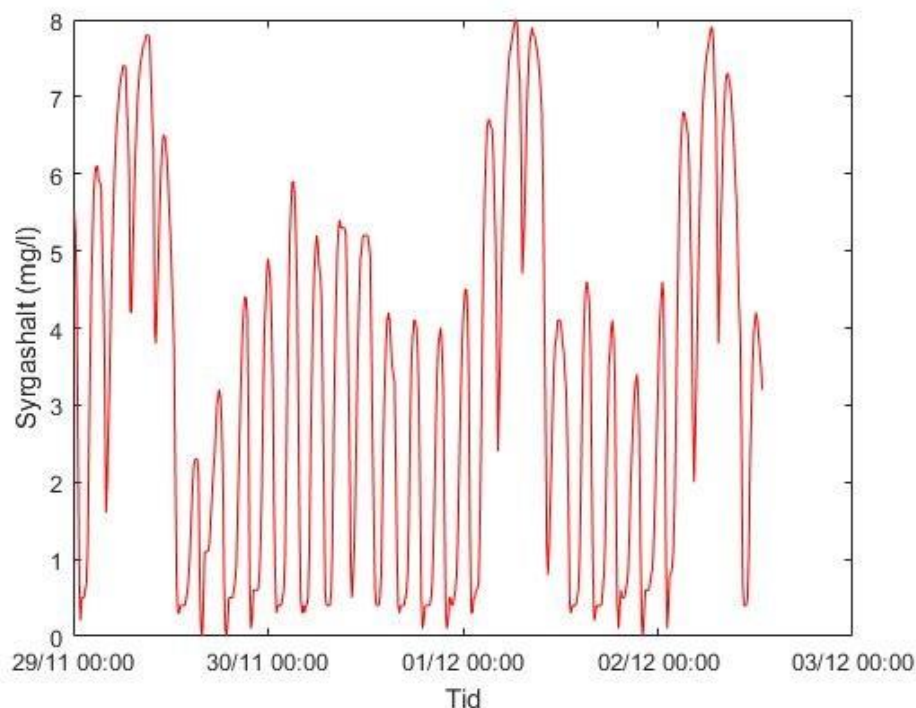
Följande avsnitt visar resultatet från utvärderingsförsöket som låg till grund för försöksupställningen.

Figur 9 visar hur ammoniumhalterna och nitrathalterna varierade för de olika linjerna under tre dygn. För den första mätningen var utsläppen av ammonium höga för alla linjerna. Efter första mätningen var värdena lägre och alla linjer förutom linje fyra hade en låg variation. Nitrathalten var nästan konstant för respektive linje. Det skiljde sig dock i utgående halt mellan de olika linjerna. Linje tre hade högst halt i utgående vatten följt av linje fyra.



Figur 9. Mätningar av ammonium- och nitratkoncentrationerna i det utgående vattnet för de fem olika linjerna under tre dygn.

Figur 10 visar hur syrehalterna i zon R5, linje ett, varierade med tiden. Börsvärdet för syrehalt var under utvärderingen satt till 1,8 mg/l. Det blev under hela utvärderingstiden stora syretoppar som ibland uppgick till 8 mg/l. Syrehalten hann dessutom inte alltid ner till 0 mg/l under denitrifikationstiden. De övriga zonerna hade samma beteende som linje ett, zon R5.



Figur 10. Syrehalt under tre dygn i zon R5, linje ett.

Under de tre dagarna som utvärderades var medelvärdet för energiförbrukningen från luftningen 245 kWh/d. Temperaturen var nära 15 °C för alla linjer. Slamhalten var under utvärderingsperioden 2800 mg/l för linje ett och tre medan linje två låg på 3000 mg/l och linje fyra och fem hade en slamhalt på 3200 mg/l.

4.2 FULLSKALEFÖRSÖK

Under försöksperioden och under utvärderingsperioden har inkommande halt totalt organiskt kol (TOC) och totalt-kväve (tot-N) mätts en gång i veckan i form av ett dygnsprov, se avsnitt 3.1.4. För total-kväve har halten varierat mellan 50 och 60 mg/l där medeltalet varit 55 mg/l medan halten TOC varierat mellan 110 och 120 mg/l.

Under försöken F0 till F3 varierade vattentemperaturen mellan 14 och 15 °C, det inkommande vattenflödet varierade mellan 400 och 500 m³/h (tabell 8). Under försök F2 och F3 kom nederbörd vilket gav ett ökat inläckage och därmed ett något högre flöde.

Tabell 8. Vattentemperatur och inkommande flöde under F0 till F3. Inom parentes beskrivs luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

Parameter	F0 (150:30)	F1 (130:40)	F2 (140:40)	F3 (120:50)
Vattentemperatur (°C)	15,0	15,2	14,5	14,0
Inkommande vattenflöde (m ³ /h)	400	430	500	480

Slamhalten varierade endast marginellt mellan de olika försöken. Däremot skiljde sig slamhalterna mellan de olika linjerna. Linje ett och tre hade en slamhalt på 2800 mg/l medan linje två låg på 3000 mg/l och linje fyra och fem hade en slamhalt på 3200 mg/l.

För F1 minskade halterna av nitrat i utgående vatten för alla linjer. På liknande sätt minskade utsläppen för F2. Vid F3 ökade sedan utsläppen av nitrat för linje två och fem (tabell 9) medan utsläppen för övriga linjer minskade ytterligare. Vid alla tre försöken hade linje tre högre halt av nitrat i utgående vatten än övriga linjer.

Tabell 9. Medelvärde för nitralthalterna i mg/l i utgående vatten för försök F0 till F3. Inom parentes beskrivs luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

Linje	F0 (150:30)	F1 (130:40)	F2 (140:40)	F3 (120:50)
1	7,8	3,5	2,6	2,5
2	7,9	4,4	2,8	3,7
3	18,0	16,7	11,7	9,3
4	10,0	8,6	6,0	5,4
5	6,1	5,5	3,8	5,0

Alla ammoniummätningar som genomfördes under försök F0 till F3 visade låga halter (tabell 10) i jämförelse med utgående nitralthalter. Det skedde dock ökningar och minskningar av utgående nitralthalt i de olika linjerna. Utsläppen av ammonium ökar då förhållandet mellan luftad och oluftad fas minskas. Försök F1 hade ett mycket större utsläpp av ammonium än vad F0 hade. I försök F2 ökades sedan luftningstiden till 140 minuter och ammoniumutsläppen minskade då och blev i samma storleksordning som för F0. I försök F3 ökades den oluftade tiden och luftningstiden minskade. Utgående ammoniumhalt var i försök F3 maximalt 1 mg/l, för linje fyra.

Tabell 10. Medelvärde för ammoniumhalterna i mg/l i utgående vatten för försök F0 till F3. Inom parentes beskrivs luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

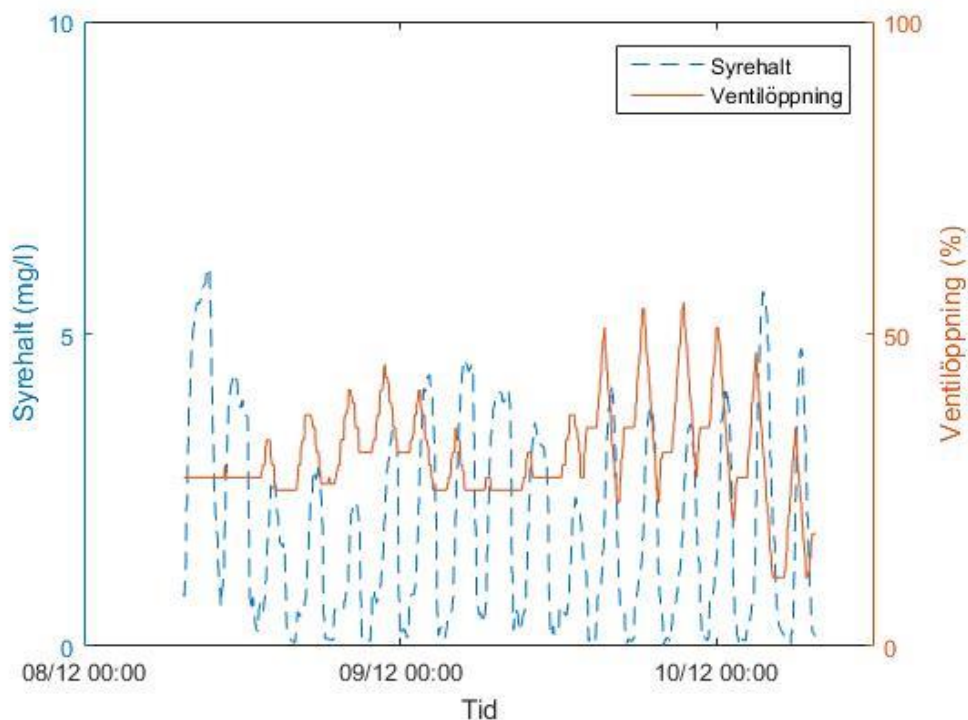
Linje	F0 (150:30)	F1 (130:40)	F2 (140:40)	F3 (120:50)
1	0,06	0,53	0,06	0,60
2	0,01	1,01	0,01	0,23
3	0,03	1,52	0,02	0,39
4	0,14	2,07	0,22	1,06
5	0,09	2,54	0,10	0,97

Energiförbrukningen varierade mellan de olika försöken. Lägst energiförbrukning hade försök F2 och högst energiförbrukning hade försök F0 (tabell 11).

Tabell 11. Energiförbrukning i kWh/dygn för försök F0 till F3. Inom parentes beskrivs luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

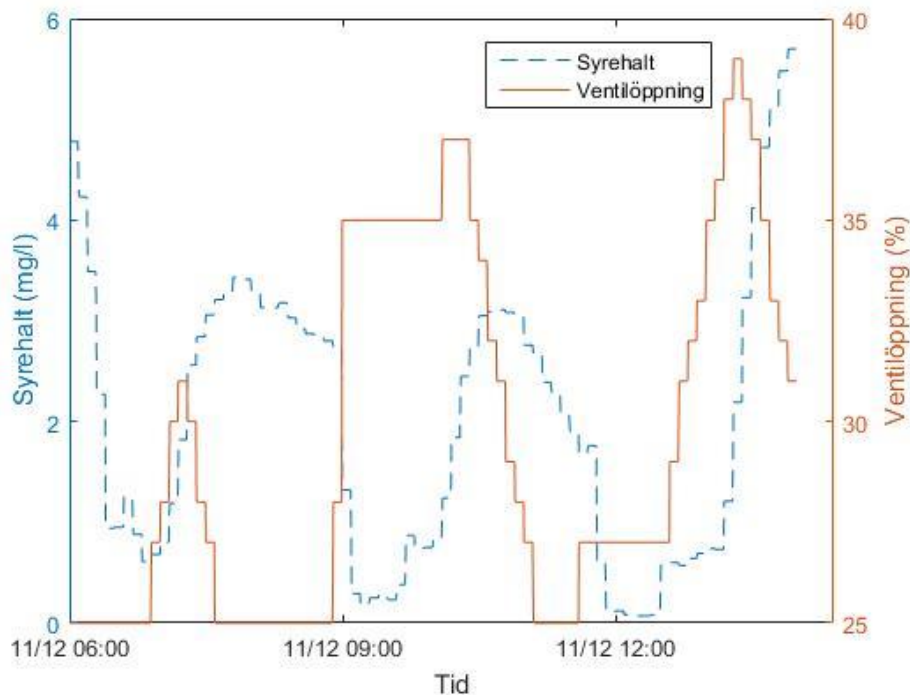
	F0 (150:30)	F1 (130:40)	F2 (140:40)	F3 (120:50)
Energiförbrukning (kWh/dygn)	245	233	208	228

Figur 11 visar resultatet från försök F4. Klockan 12:00 den nionde december startades försöket. Genom att jämföra den vänstra med den högra delen av figuren framgår att det inte blev någon skillnad i syretoppar. Skillnaden som uppstår är att topparna och dalarna för ventilöppningen blir större. Figuren visar enbart beteendet för zon OX2 linje tre, men beteendet är lika för övriga zoner.



Figur 11. Syrehalten och ventilöppningens förändring med tiden för zon OX2 linje tre. Vid tiden 09/12-12:00 påbörjades experiment fyra. Enheten för syrehalten är mg/l medan den för ventilöppningen är i procent.

I försök F5 utvärderades en ny typ av styrstrategi (figur 12). När luftningen avslutades vid tidpunkten 09:00 den 11 december öppnades ventilerna till 35 % och låstes där. Ventilerna var sedan låsta under hela den oluftade tiden och sedan 20 minuter in i den luftade perioden. Som syns på mittentoppen av syrehalten gick inte syrehalten upp vid det valda värdet för ventilen. Ventilen öppnades därför ytterligare och släpptes sedan för fri reglering. När regleringen var i automatiskt läge minskade ventilöppningen vilket berodde på att syrehalten var över börvärdet. Figur 12 visar enbart beteendet för zon OX2, linje tre men är representativ för alla zoner.



Figur 12. Resultatet för försök F5. Den mittersta toppen är från försöket medan de andra topparna är till för jämförelse. Figuren visar zon OX2, linje tre.

I försök F6 togs aktiveringen av slammet bort och det inkommande vattnet tillsattes till zon DN1 istället för DN2 för linje tre till fem. I zon DN2 ökades luftningen medan luftningen i zon DN1 var låg. Luftningstiderna som användes var 130:40 (lika som försök F1). I jämförelse med försök F1 blev utsläppen av både nitrat och ammonium mycket lägre (tabell 9, tabell 10). Det syns även att utsläppsfördelningen var jämnare mellan de olika linjerna, se tabell 12.

Tabell 12. Nitrat- och ammoniumhalt i mg/l i utgående vatten

Linje	Nitrathalt	Ammoniumhalt
1	2,0	0,16
2	3,4	0,03
3	5,3	0,15
4	7,7	0,17
5	6,6	0,18

Under försök F6 var vattentemperaturen 14 °C och vattenflödet 400 m³/h (tabell 13). I jämförelse med försök F1 (tabell 8) var både temperaturen och flödet lägre. Under försök F6 var slamhalterna 3300 mg/l för linje ett, 3000 för linje två, 3200 för linje tre och 3000 mg/l för linje fyra och fem.

Tabell 13. Yttre faktorerna för försök F6

Parametrar	F6
Vattentemperatur (°C)	14,0
Inkommande vattenflöde (m ³ /h)	400

När driften ställdes om till fullständig intermittent luftning ökade utsläppen av nitrat för F7 (tabell 14). I försök F8 och F9 minskas sedan den luftade tiden och den oluftade tiden ökades. I försök F8 observerades ingen större skillnad mot försök F7. I försök F9 minskade dock utsläppen av nitrat markant och det högsta utsläppet stod linje tre för.

Tabell 14. Utgående nitrathalter i mg/l från linje ett till fem under försök F7 till F9. Siffrorna inom parentes anger luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

Linje	F7 (130:40)	F8 (80:50)	F9 (50:50)
1	5,5	4,8	2,3
2	6,6	5,3	3,7
3	12,3	14,1	6,7
4	14,2	12,6	3,6
5	13,2	11,4	3,2

Det var en marginell variation i ammoniumhalter under försök F7, F8 och F9 (tabell 15). Vid försök F9 hade en klump av fruset skum lagt sig framför inflödet till linje ett vilket gjorde att inflödet från första insläppspunkten i princip var noll. Det ledde till att inflödet till andra insläppspunkten (efter halva bassängen) blev större och tiden för nitrifikation kortare.

Tabell 15. Utgående ammoniumhalter från linje 1-5 under försök F7 till F9. Enheten är mg/l och siffrorna inom parentes anger luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

Linje	F7 (130:40)	F8 (80:50)	F9 (50:50)
1	0,13	0,06	1,49
2	0,15	0,07	0,11
3	0,19	0,04	0,03
4	0,22	0,64	0,33
5	0,06	0,60	0,38

Temperaturen under försök sju till nio varierade runt 14 °C (tabell 16). Under försöksperioden skedde en ökning av inkommande flöde av avloppsvatten, från 370 m³/h till 400 m³/h.

Tabell 16. Yttre faktorer under försök F7 till F9. Siffrorna inom parentes anger luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

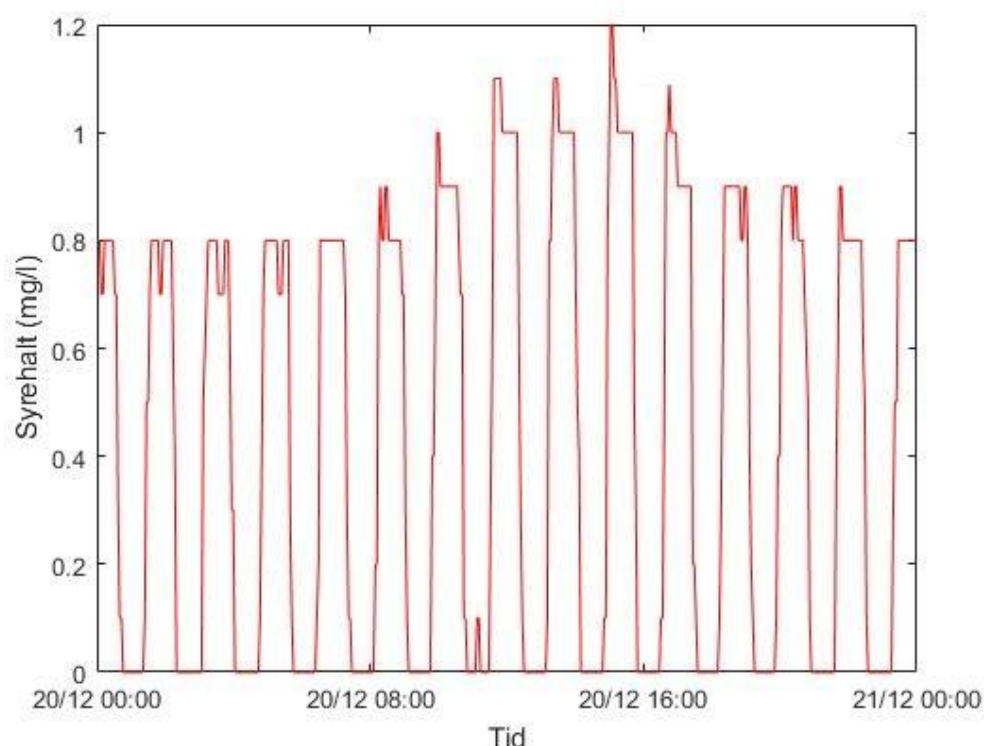
Parametrar	F7 (130:40)	F8 (80:50)	F9 (50:50)
Temperatur (° C)	14,0	14,0	14,1
Inkommande vattenflöde (m ³ /h)	370	390	400

Slamhalterna låg runt 3100 mg/l för linje tre till fem under försöksperioden. I linje ett till två ökade slamhalterna från omkring 3100 till 3500 mg/l. Energiförbrukningen minskade från 300 kWh till 220 kWh under försök F7 till F9 (tabell 17).

Tabell 17. Energiförbrukningen i kWh/dygn under försök F7 till F9. Siffrorna inom parentes anger luftningstiderna i minuter (Luftad tid: Oluftad tid)

	F7 (130:40)	F8 (80:50)	F9 (50:50)
Energiförbrukning (kWh/dygn)	300	250	220

Under försök F9 nådde inte syrehalterna upp till börvärdet (2 mg/l) för zon OX2 linje fem under den luftade fasen (figur 13). Det blev dock syrefritt under den oluftade fasen. De övriga zonerna hade ett liknande beteende.



Figur 13. Syrehalten i vattnet i mg/l för ett dygn under försök F9.

I försök F10 omfördelades vattnet till tre insläppspunkter. Snedfördelningen ledde till höga utsläpp av ammonium från linje ett och fem (tabell 18).

Tabell 18. Utgående ammonium- och nitrathalter från linje 1-5 under försök F10. Enheten är mg/l

Linje	Ammonium	Nitrat
1	Över detektionsgränsen (6 mg/l)	0,7
2	0,10	3,4
3	0,13	3,7
4	0,47	3,4
5	Över detektionsgränsen (6 mg/l)	1,4

I försök F11 ändrades börvärdet för trycket på blåsmaskinen från 4,4 till 4,7 mvp. Resultatet visade att flödet av luft inte ökade och att blåsmaskinens varvtal ökade till det maximala. Eftersom försöket inte ledde till någon förbättring beslutades det att avsluta försöket tidigare än planerat.

Temperaturen var under försök F12 och F13 13° C (tabell 19). Medelvärde för flödet ökade från 400 vid försök F12 till 550 m³/h vid försök F13.

Tabell 19. Yttre faktorer för försök F12 och F13

Försök	F12	F13
Temperatur (°C)	13	13
Inkommande vattenflöde (m ³ /h)	400	550

I försök F12 var det låga utgående ammoniumhalter för alla linjer (tabell 20). När försök F13 startade ökade den utgående ammoniumhalt. Det högsta utsläppet mättes från linje tre och var 8,5 mg/l.

Tabell 20. Utgående ammoniumhalter i mg/l från försök F12 och F13

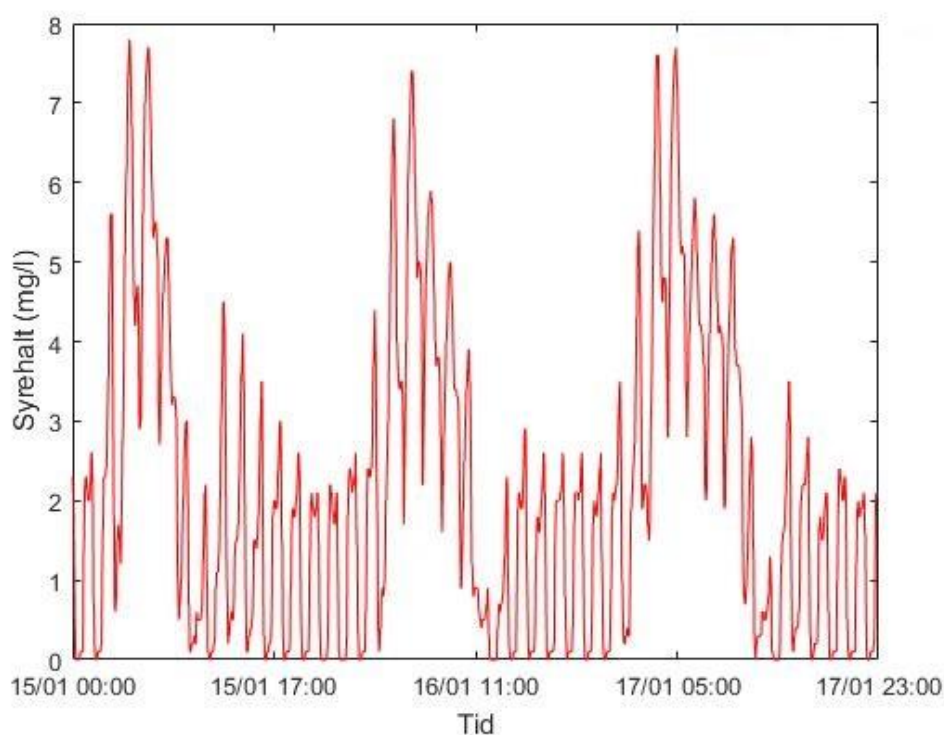
Linje	F12	F13
1	0,1	6,8
2	0,0	4,1
3	0,9	8,5
4	0,5	7,0
5	0,6	4,5

Nitrathalterna minskade i F13 (tabell 21). Utgående halt var strax under 3 mg/l för linje fyra och upp till strax över 4 mg/l för linje två.

Tabell 21. Utgående nitrathalter i mg/l från F12 och F13

Linje	F12	F13
1	4,7	3,5
2	5,7	4,2
3	11,8	3,1
4	7,9	2,9
5	4,7	3,9

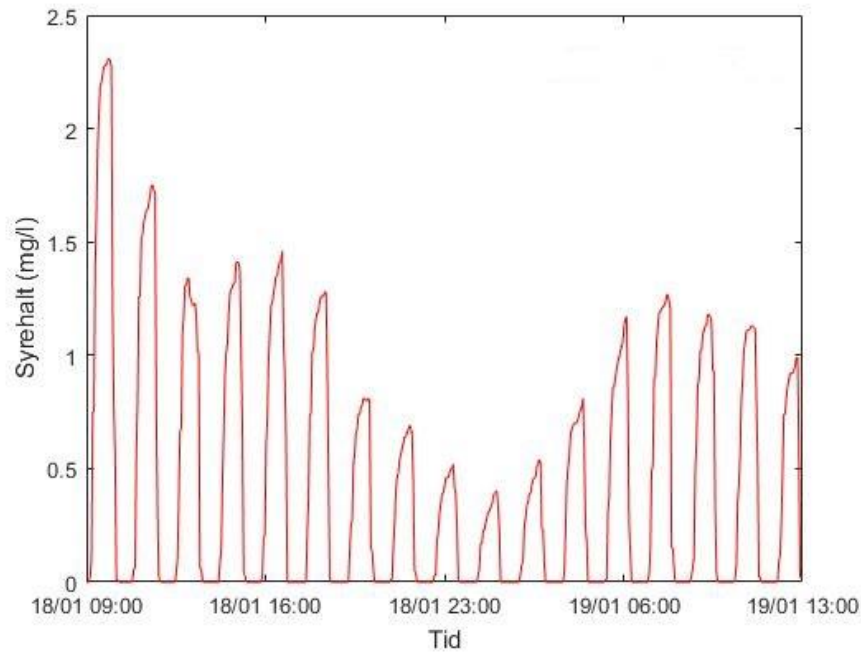
I figur 14 visas syrehalterna under försök F12. Det blev syretoppar under lågflödestimmarna och under dessa timmar hann inte syrehalten sjunka till noll under den oluftade fasen.



Figur 14. Syrehalterna under försök F12 för linje 5, zon OX2.

Under försök F13 var slamhaltererna lägre än vid F12 och låg då på 2600 mg/l, på grund av utspädningen av slammet vid det högre flödet.

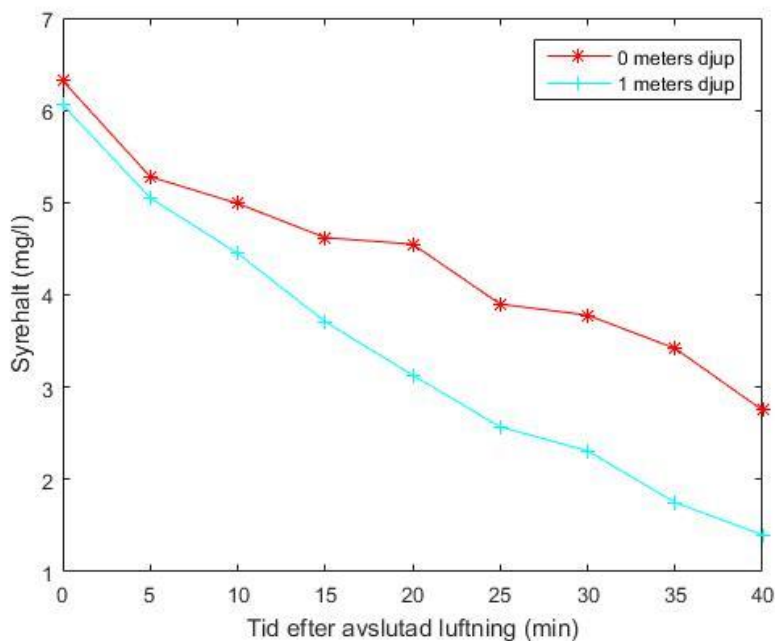
Under försök F13 försvann de höga syretopparna på morgonen (figur 15). Syrehalten nådde inte upp till börvärdet och under högflödet nådde syrehalten enbart upp till 0,5 mg/l löst syre.



Figur 15. Syrekurva för försök F13.

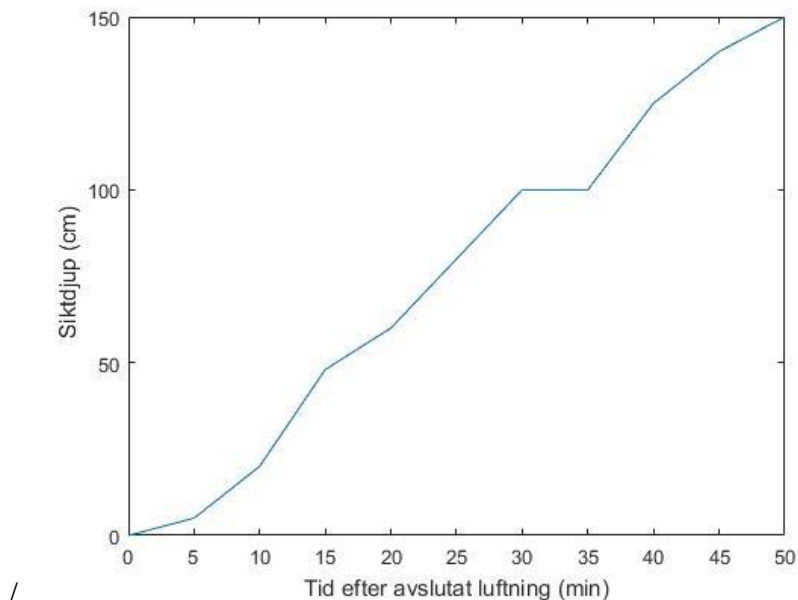
4.1 KOMPLETTERANDE MÄTNINGAR

Under en oluftad period som varade i 40 minuter genomfördes en syreprofilmätning. Nollnivån var i samma nivå som de fasta syremätarna. På en meters djup var mätaren hela tiden i slammet. Figur 16 visar att syrehalten i vattnet sjunker med tiden. Syrehalten sjönk ungefär 1 mg/l mer på en meters djup än vid ytan under testtiden. Syrehalten hann inte gå ner till noll innan luftningen startades igen.



Figur 16. Förändringar i syrehalt i mg/l med tiden efter det att luftningen stängts av.

Den andra kompletteringsmätningen som genomfördes var hur siktdjupet förändrades under en oluftad fas. Resultatet visar inte oväntat att siktdjupet ökade med tiden (figur 17). Siktdjupet kunde antas vara densamma som nivån slammet sedimenterat till. Siktdjupet visar på ett linjärt samband med tiden.



Figur 17. Siktdjupet med tiden då bassängerna är oluftade.

4.2 MODELLERINGSSTUDIEN

För att utvärderingen av kurvor och data skulle bli överskådligt valdes att använda resultatet från dag tio till tolv. Dessa två dagar var representativa för hela perioden och de valdes i slutet av perioden för att styrningen skulle stabiliserat sig.

Resultatet för simuleringen av regnperiod visade att mellan dag tio och tolv var det inkommande flödet 499 m³/h och medelvärdet för den inkommande ammoniumhalten var 30,6 mg/l. Utgående nitrathalt var ungefär lika för Relä-, PI- och nitratstyrningarna medan det för ammoniumstyrningen var 1 mg/l högre (tabell 22). Utgående ammoniumhalt var lika för relästyrningen och PI-regleringen. För ammoniumstyrningen var värdet lite lägre med 1,8 mg/l medan den för nitratstyrningen var högre med ett värde på 2,9 mg/l. Energiförbrukningen var som lägst för alternativet med PI-regulator och därefter kom relästyrningen följt av ammonium och nitratstyrningen. Grafer över utsläppen finns i bilaga F.

Tabell 22. De utgående halterna för de olika regleralternativen då det är regnperiod

Parameter	Relästyrningen	PI-regleringen	Ammoniumstyrningen	Nitratstyrningen
Nitrathalt (mg/l)	10,5	10,4	11,4	10,4
Ammoniumhalt (mg/l)	2,1	2,1	1,8	2,9
Elförbrukning (enhetslös)	882	870	899	891

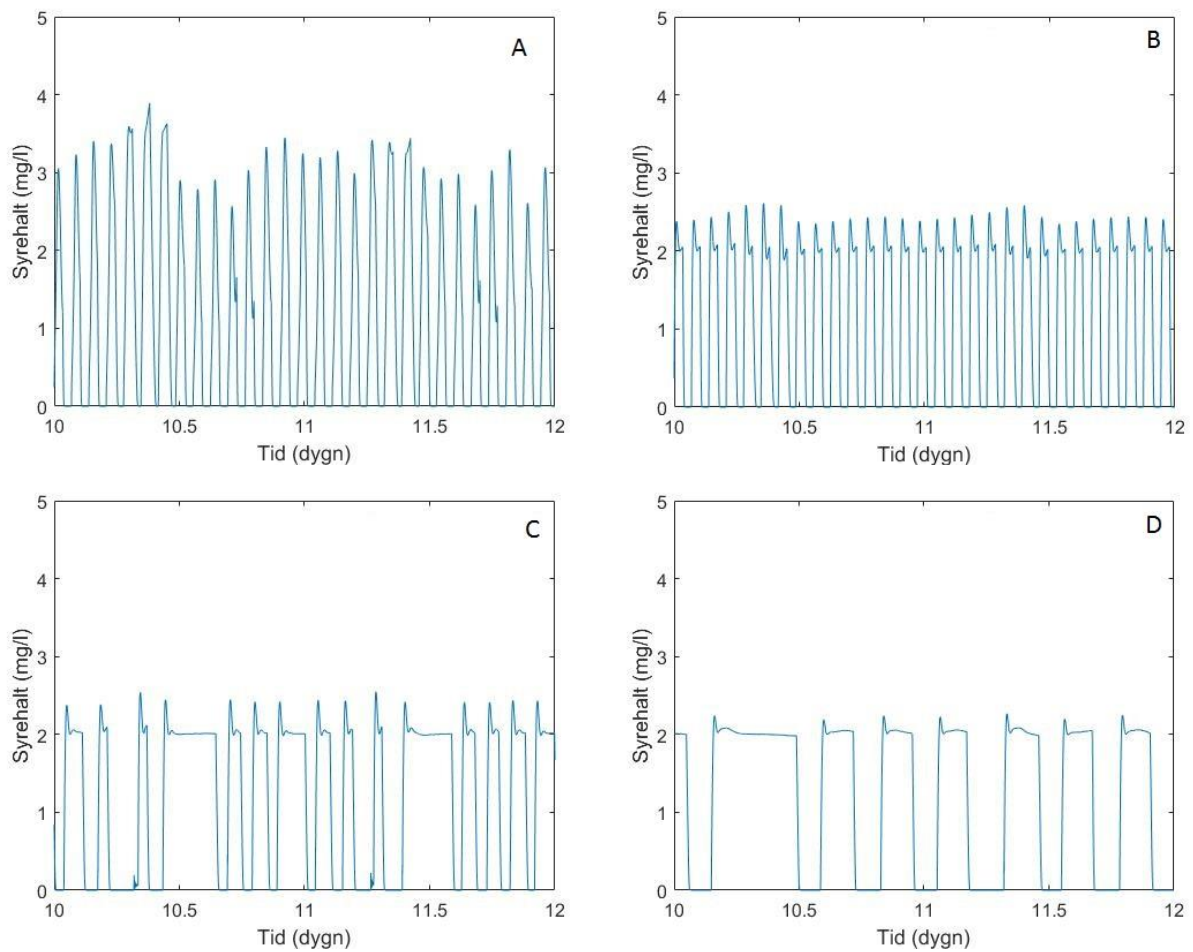
Vid torrperiod var medelinflödet annorlunda än för den ovanstående regnperioden. I detta fall var det inkommande medelflödet 411 m³/h och den inkommande ammoniumhalten 33,6 mg/l. Utgående nitrathalt blev 11,4 mg/l för PI-regleringen och 11,7 mg/l för relästyrningen (tabell 23). För nitratstyrningen var nitratutsläppet lägre med ett värde på 10,3 mg/l.

Ammoniumstyrningen hade ett något högre värde på 14,5 mg/l. Ammoniumutsläppen var i samma nivå för relä, PI-regleringen och ammoniumstyrningen medan det var högre för nitratstyrningen. Energiförbrukningen var lägst för nitratstyrningen och ammoniumstyrningen medan den var högst för relästyrningen. Grafer över utgående halter finns i bilaga F.

Tabell 23. De utgående halterna för de olika regleralternativen då det är torrperiod

Parameter	Relästyrningen	PI-regleringen	Ammoniumstyrningen	Nitratstyrningen
Nitrathalt (mg/l)	11,7	11,4	14,5	10,3
Ammoniumhalt (mg/l)	2,2	2,1	1,8	3
Elförbrukning (enhetslös)	885	873	855	842

Figur 18 visar syrekurvorna för regnperioden och de olika styrningarna. Börvärdet för alla styrningar var 2 mg O₂/l. I det övre vänstra hörnet visas relästyrningen. Relästyrningen stabiliserar sig inte vid börvärdet och maxvärdet för syrehalten uppgår till nästan 4 mg/l. I den högra övre grafen visas PI-regleringen. Till skillnad från relästyrningen stabiliserar sig PI-regleringen vid börvärdet. Vid början av varje luftningsperiod blir det dock en topp i syrehalten. I den nedre vänstra grafen visas ammoniumstyrningen. Luftningstopparnas utseende är liknande den för regleringen med PI-regulator. Skillnaden mot PI-regleringen är att det blir skillnad i luftningstiderna då ammoniumstyrningen används. I jämförelse med relästyrningen och PI-regleringen blir den luftade och oluftade tiden längre vid varje period. I den nedre grafen till höger visas nitratstyrningen. Med denna reglering blir tiderna för luftad och oluftad fas ännu längre än för ammoniumstyrningen.



Figur 18. Syrehalterna för zon tre då det är regnväder. Graf A visar relästyrningen och B visar PI-regleringen. Graf C visar en PI och ammoniumstyrning och D visar PI med nitratstyrning.

Resultatet för torrperioden uppvisar samma trender som figur 18 (bilaga F).

5. DISKUSSION

I alla resultat som uppkommit under studien finns det felkällor, mätosäkerheter och naturliga förklaringar. Det är därför av intresse att ställa dessa i förhållande till resultatet vilket genomförs i följande avsnitt.

5.1 FELKÄLLOR OCH MÄTOSÄKERHET

Enbart stickprover av ammonium och nitrat har tagits. Det ger en osäkerhet eftersom belastningen kan variera mellan de olika dygnen. Försöken har även genomförts under en begränsad tid vilket kan ha gjort att de olika alternativen inte ställt in sig fullständigt.

Den jämförelse som genomfördes mellan utvärderingsperioden och de olika försöken innehåller också många osäkerheter. Båda perioderna är väldigt korta vilket gör att yttre faktorerna kan ha en stor påverkan på ett enskilt försök. Det är även svårt att veta om syre- och slamhaltsmätarna som använts visat rätt. Det är också osäkert hur det inkommande vattnet varierat i sammansättning, eftersom det enbart har tagits ett dygnsprov en gång i veckan.

Det är svårt att veta hur konstanta de omkringliggande faktorerna är och hur mycket detta påverkar det slutgiltiga resultatet. Det kan dock antas att resultaten ger en fingervisning av vad som är en effektiv styrstrategi.

En yttre faktor som påverkar försöken är att det inte sitter reglerventiler på alla zoner och att syrehalter inte mäts i alla zoner. Det leder till att det är svårt att avgöra vilken syrekurva som är mest representativ för hela systemet. Det är även svårt att ställa in handreglerventilerna korrekt då det genomförs med okulär besiktning.

5.2 FULLSKALEFÖRSÖK

Som tabell 9 visar varierade de yttre faktorerna för försök F1 till F3 marginellt. Nitrathalterna minskar när tiden för luftningen minskar (tabell 9) och ammoniumhalterna ökar (tabell 10), dock inte lika mycket som nitrathalterna minskar. Energianvändningen borde minska när den luftade fasen minskas och den oluftade fasen ökas. Det är dock inte tydligt (tabell 11), vilket antas bero på det ökade flödet som var under försök F3. Nackdelen med dessa försök är att det fortfarande sker omröring med hjälp av luftningen vilket enligt Kampschreur et al (2009) förväntas ge ökade utsläpp av dikväveoxid. Det är också tydligt att förändringarna som genomförts i försök F1 till F3 inte gett några konsekvenser på syrehalterna.

I försök F4 ändrades ventilöppningsgraden vilket gjorde att ventilerna kunde öppna sig 4 % per iterering istället för tidigare 2 %. Figur 11 visar enbart att ventilöppningen varierar mer men inte att syrekurvorna får ett annat utseende. Det är svårt att finna en exakt orsak till detta, en möjlig orsak är att ventilen hinner öppna sig betydligt mer än vad den egentligen behöver. Det leder i sin tur till att det tar längre tid att stänga ventilen. Detta alternativ rekommenderas inte eftersom det inte leder till en bättre reglering.

I försök F5 låstes ventilerna 20 minuter i luftad fas. Detta för att syrehalten skulle hinna komma upp från noll innan regleringen startade. Försöket visade inte heller på en förbättrad syrerreglering (figur 12). Det beror antagligen på att det är svårt att ställa in ett fungerande värde på öppningsgraden när testet enbart genomfördes vid ett tillfälle. Ett för lågt värde gör

att syrehalterna inte blir tillräckligt höga snabbt och ett för högt värde gör att syretopparna blir höga och att regleringen blir långsammare än innan. Då syrekurvorna inte fick ett bättre utseende, men försöket fortfarande har en potential för att fungera, borde denna reglerstrategi utvärderas mer.

I försök F6 togs aktiveringen av slammet bort. Det gjorde att utsläppen av både ammonium och nitrat minskade (tabell 12) medan de ytter faktorerna var i princip desamma (tabell 13) som i försök F1. Svårigheten med försöket var att få ett lika stort inflöde till de olika linjerna. En liten skillnad i inflöde kan göra stora skillnader på utsläppen. En linje som får lite inflöde får en bättre rening än en linje med högt inflöde, eftersom belastningen är lägre. Inflödet verkar dock blivit väl fördelat vilket visas av att utsläppen av ammonium och nitrat är någorlunda lika mellan de olika linjerna. Vattnet får en längre uppehållstid i bassängerna då hela volymen nyttjas. Det gör i sin tur att kväveavskiljningen inte blir lika känslig för högre flöden. Det rekommenderas att denna typ av styrning används eftersom det ger lägre utsläpp av totalkväve.

I försök F7 till F9 testades en ny styrstrategi. De zoner som tidigare hade omröring i form av luftning togs bort och ersattes av ren intermittent luftning. I försök F7 skedde det inte någon stor förändring av utsläppen förutom att de ökade något för nitrathalterna (tabell 14). Ju mer den luftade tiden minskade och den oluftade tiden ökade minskade utsläppen av nitrat. Ökningen av ammonium i utgående vatten var inte markant trots att luftningstiden minskade (tabell 15). Det syns en tydlig skillnad mellan försök F9 och de övriga försöken. Utsläppen av ammonium är under försök F9 låg för alla linjer utom linje ett vilket tycks bero på en igentäppning av inflödet av vatten. Även energiförbrukningen minskade ju kortare den luftade tiden var (tabell 17). Denna skillnad är förhållandevis stor trots att det är ett högre flöde för försök F9 än försök F7 (tabell 16). Under försök F7 till F9 fick syrekurvorna ett annat utseende (figur 13). Det syns under försök F7, F8 och F9 att syrehalterna inte når upp till börvärdet. Under en senare utvärderingsperiod, försök F12, hade syrekurvorna ett annat utseende (figur 14). Orsaken till att kurvorna ser olika ut vid de två tillfällena är svår att hitta. Syrehalterna nådde under försök F12 upp till börvärdet men det blev syretoppar på morgonen. Under försök F7, F8 och F9 ökade inflödet av vatten och F9 hade det högsta inflödet. Trots detta hade försök F9 lägst energiförbrukning och lägst totala kväveutsläpp av de tre försöken. Utifrån detta rekommenderas att använda styrstrategin 50:50 (luftad:oluftad tid) för alla bassänger. Om en jämförelse görs med försök F1 till F3 är dock inte energiförbrukningen lägre för detta alternativ, men de utgående halterna av nitrat är lägre liksom risken för dikväveoxidutsläpp. Enligt Hanhan et al (2010) ska vattnet hinna med tre till fem luftningscykler vilket är fallet för dessa försök.

I försök F10 blev det en ojämn fördelning av vattnet, linje ett och fem fick mycket mer vatten än de andra linjerna. Den ojämna fördelningen av vattnet ledde till höga halter av ammonium i utgående vatten från linje ett och fem (tabell 18). Systemet blev svårjusterat då det tillsattes lite vatten vid varje inlopp. Inflödet är extra svårt att justera eftersom hela blocket har sjunkit på kanterna, vilket leder till att inflödesmängden av vattnet inte går att mäta.

I försök F11 ändrades tryckbörvärdet för blåsmaskinen för att se om det kunde leda till en snabbare reglering. Försöket avbröts snabbt eftersom det gick larm om att blåsmaskinen gick på sitt maximala varvtal, men det gick inte att se någon skillnad i luftflödet ut från blåsmaskinen. För att öka luftflödet krävs det därför att ytterligare en blåsmaskin kopplas in. Istället för att koppla in en ny blåsmaskin bör syreanvändningen försöka minskas med hjälp av en bättre syrerreglering.

Försök F13 genomfördes för att utvärdera hur bra blocket skulle klara av en belastningsökning. Det blev ökade utsläpp av ammonium (tabell 20) under försöket medan utsläppen av nitrat (tabell 21) minskar jämfört med försök F12. Detta beror antagligen på att belastningen var för stor vilket gjorde att syrehalterna inte hann komma upp i 2 mg/l under luftningsperioden. Under vissa tidpunkter var syrehalterna långt under börvärdet. Om detta tillstånd skulle uppstå skulle luftningstiderna kunna förändras. Luftningstiden skulle kunna ökas vilket antagligen skulle leda till en ökning i syrehalt och därmed en bättre ammoniumreduktion. Det kan också vara bra för bioblocket att få in mer vatten eftersom ett ökat inflöde leder till en ökning av mängden kol i linjerna, vilket kan leda till förbättrad denitrifikation.

Under vissa perioder gick syrehalterna inte riktigt ner till noll. Till följd av detta fanns det intresse att se om det var någon skillnad i syrehalt vid ytan, där syremätarna sitter, och längre ner i vattnet vid oluftad fas. En meter ner i vattnet var syrehalten upp till 1 mg/l lägre än i ytskiktet. Denna skillnad beror antagligen på att slammet sjunker och att det förbrukas mest syre där slamkoncentrationen är hög. Som figur 16 visar tar det lång tid för syrehalten att bli noll både vid ytan och en meter ner i vattnet. Det är därför viktigt att syrehalten inte är för hög då detta kan medföra att syrehalten inte hinner ner till noll.

Sedimenteringsförsöket genomfördes eftersom det är en lång tid som vattnet står oluftat och därmed kan sedimentera. Slammets sedimenteringsegenskaper var goda då slammet sedimenterade upp till 150 cm på 50 minuter (figur 17). Detta påverkar dock reningen av vattnet negativt då det är viktigt att slammet är i kontakt med hela vattenmassan. Denna negativa påverkan har dock inte kunnat uppmätas under försöken, vilket antagligen berott på att syrehalterna hunnit sjunka till lägre nivåer under långa oluftade perioder och därmed påverkat denitrifikationen positivt. Reningen hade kunnat vara mer tidseffektiv om det funnits omrörare som förhindrat sedimentation.

Det är omöjligt att avgöra hur bra resultatet är i jämförelse med andra studier. Det beror på att alla reningsverk är olika uppbyggda och har olika koncentrationer på inflödet. Det gör att förutsättningarna för reningen kan vara helt olika. En jämförelse skulle därför inte vara representativ.

5.3 SIMULERINGSSTUDIEN

En viktig aspekt när det gäller simuleringsstudien är att det är en modell som har använts. Modellen beskriver inte exakt hur verkligheten skulle reagera eller bete sig vid de olika försöken. En styrka med simuleringsstudien är att de yttre förhållandena är oförändrade mellan de olika försöken. Det enda som skiljer är de olika regleringarna.

För att modellen skulle fungera krävdes att omvandlingsfaktorn för kolet ändrades från det uträknade på 0,9 till 1,2. Detta eftersom det var för lite kol för att denitrifikationen skulle fungera. Det fanns många olika faktorer som var svåra att ställa in i modellen eftersom det inte fanns några mätvärden för dessa i verkligheten. Exempel är uttaget av slam och syreöverföringshastigheten KLa. För att ställa in svårinställda parametrar ändrades de lite i taget. Därefter jämfördes kurvorna i modellen med de verkliga för att se om beteendet var desamma. Viktigaste var att de fasta parametrarna var lika som de på reningsverket. Variabla parametrar som slamåldern går att variera även på reningsverket.

Vid bioblock A är reglerventilerna olinjära. I modellen används att syreöverföringshastigheten är linjär, vilket alltså ger en skillnad i beteende. Om en PI-regulator implementeras kan det därför vara av intresse att även lägga in en linjärisering för att kompensera för den olinjära ventilkarakteristiken.

Under regnperiodsutvärderingen var som tidigare nämnts de flesta alternativen lika bra (tabell 22). Den som var bäst var dock PI-regleringen som hade en lägre energiförbrukning än de övriga. På liknande sätt hade PI-regleringen en lägre energiförbrukning då torrperioden utvärderades (tabell 23). Det blev tydligt att för ammonium och nitratstyrningarna måste en noggrannare inställning av luftningsintervallen genomföras. I nuläget renas vattnet betydligt mindre än vad det gör för relä och PI-regleringen. Det är tydligt för både regn och torrperioden (figur 18) att relästyrningen har svårt att ställa in sig vid börvärdet. De övriga tre som har PI reglering på luftningen har ett betydligt bättre utseende på syrekurvorna där nästan alltid syrebörvärdet uppnås. Det är dock tydligt att det blir en topp vid varje start. Det skulle därför kunna vara aktuellt att genomföra en trimning av regulatorn. En metod för att genomföra en trimning är lambdametoden (bilaga G). För ammoniumstyrningen blir det en längre luftad period vid samma tidpunkt båda dagarna. Ett återkommande dygnsbeteende, likt det i fullskaleförsöken, visar att det är av intresse att ha någon typ av tidsstyrning på luftningsperioderna.

Det skulle vara svårt att använda ammonium och nitratstyrning vid bioblock A. Detta då de olika linjerna har olika beteende och skulle behövas styras med samma tidsintervall. Det skulle inte vara möjligt att mäta på det utgående gemensamma vattnet efter mellansedimenteringen eftersom det skulle bli lång reaktionstid på systemet. En nitrat- eller ammoniumstyrning skulle kräva mycket rengöring, då dessa givare är känsliga.

6. SLUTSATSER

När de två studierna kopplas samman syns det att små förändringar kan leda till skillnader i både utsläpp av kväve och energiförbrukningen. Vad gäller utsläpp av dikväveoxid är det svårt att avgöra vilket driftsätt som är mest fördelaktigt. Det kan därför vara av intresse att utvärdera det ytterligare.

Utifrån de försök och analyser som genomförts ges följande rekommendationer i förändrad drift:

- Dagens luftningstider rekommenderas att ändras från 150:30 till 50:50, då det, enligt försöken, kan ge en minskad halt av ammonium och nitrat i utgående vatten och en lägre energiförbrukning. Det bör då vara luftning i alla bassänger (utom de med omrörare) för att minska de potentiella utsläppen av växthusgaser.
- För att öka uppehållstiden på vattnet och öka stabiliteten kan vattnet tillsättas till zon DN1 istället för zon DN2.
- För att få en bättre styrning av luftflödet skulle dagens relästyrning kunna bytas ut mot en vältrimmad PI-regulator.
- För att minska syrgastopparna kan en tidsstyrning av luftningsintervallen användas.

7. REFERENSER

7.1 LITTERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

- Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Nopens, I., Pons, M.-N., Steyer, J., Vanrolleghem, P., 2008. Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1).
- Åmand, L., 2008. Evaluation of the step-feed biological nitrogen removal process at Kungsängen wastewater treatment plant (Examensarbete No. UPTEC W08026). Institutionen för informationsteknologi, Uppsala.
- Arnell, M., 2013. Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget (Svenskt Vatten Utveckling No. 2013-11). Stockholm.
- Arnell, M., 2012. Utbildning STAR för Tekniska Verken Linköping.
- Berg, J., 2014. Reduced Energy Consumption and Improved Treatment using Intermittent Aeration at the Ja-Ela/Ekala Wastewater Treatment Plant in Sri Lanka (Examensarbete No. UPTECW14014). Institutionen för informationsteknologi, Uppsala, Sweden.
- Cactus, 2007. Uni-View Operatörsmanual.
- Carlsson, B., 2014. Rening av avloppsvatten- Introduktion.
- Carlsson, B., Hallin, S., 2010. Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk. Svenskt Vatten, Publikation U10.
- Carlsson, U., 2012. Avgång av lustgas från luftningsprocessen på Käppalaverket (Examensarbete No. UPTEC W12008). Institutionen för informationsteknologi, Uppsala, Sweden.
- Cato, E., 2015.Handledning av Examensarbete.
- Czepiel, P., Crill, P., Harriss, R., 1995. Nitrous Oxide emissions from Municipal Wastewater Treatment. Environ. Sci. Technol. Vol. 29, 2352–2356.
- de Mello, W.Z., Ribeiro, R.P., Brotto, A.C., Klingerman, D.C., de S. Piccoli, A., Oliveira, J.L., 2013. Nitrous oxide emissions from an intermittent aeration activated sludge system of an urban wastewater treatment plant. Quím. Nova Vol. 36.
- Dotro, G., Jefferson, B., Jones, M., Vale, P., Cartmell, E., Stephenson, T., 2011. A review of the impact and potential of intermittent aeration on continuous flow nitrifying activated sludge. Environ. Technol. Volym 33.
- Fredriksson, O., 2013. Avloppsteknik 2 - Reningsprocessen, 3rd ed, Avloppsteknik. Åtta45 Tryckeri AB, Stockholm.
- Habermeyer, P., Sánchez, A., 2015. Optimization of the Intermittent Aeration in a Full-Scale Wastewater Treatment Plant Biological Reactor for Nitrogen Removal 229–233.
- HACH Company, 2013. DOC022.53.90323 DR 3900 USER MANUAL.
- Hanhan, O., Insel, G., Ozgur yagci, N., Artan, N., Orhon, D., 2010. Mechanism and design of intermittent aeration activated sludge process for nitrogen removal. J. Environmental Sci. Health Part A 46, 9–16.
- Högström, T., 2014. Miljörapport 2014- Kungsängsverket (Miljörapport). Uppsala, Sweden.
- Huddinge Elteknik AB, 2015. Funktionsbeskrivning för Automatikutrustning, Bioblock A Kungsängsverket Uppsala Kommun.
- IPCC, 2007. 4th Assessment Report: Climate Change 2007, Synthesis Report.
- Jeppsson, U., 1996. Modelling aspects of wastewater treatment processes. Lund.
- Jönsson, H., 2014. VA-systemens historiska utveckling, Dagens läge och framtidens utmaningar (Föreläsningsmaterial).
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C., Jetten, M.S.M., 2009. Nitrous oxide emissions during waste water treatment. Water Res. 43, 4093 – 4103.

- Kimochi, Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Xu, K.-Q., Matsumura, M., 1998. Nitrogen Removal and N₂O Emission in a Full-Scale Domestic Wastewater Treatment Plant with Intermittent Aeration. *J. Ferment. Bioeng.* 86, 202–206.
- Larsson, F., 2015. Programmerbart styrsystem [WWW Document]. ne.se. URL <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/programmerbart-styrsystem> (accessed 11.12.15).
- Park, K.Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Ahn, K.H., 2000. Emission and Control of Nitrous Oxide from a Biological Wastewater Treatment System with Intermittent Aeration. *J. Biosci. Bioeng.* 90, 247–252.
- Rönnkvist, J., 2015. Intermittent luftning vid Örebro reningsverk.
- Sehlén, R., 2016. Studiebesök på Linköpings tekniska verk.
- Svenskt Vatten, 2014. Fakta om Vatten och Avlopp.
- Uppsala Vatten, 2010. Kungsängsverket. Uppsala.
- Wenström, J., 2013. Förbättring av kvävereduktionsprocessen på avloppsreningsverket Lucerna under WTOS-styrning (Examensarbete No. UPTEC W13002). Institutionen för informationsteknologi, Uppsala, Sweden.
- Yoo, H., Ahn, K.H., Lee, H., Lee, K.-H., Kwak, Y.-J., Song, K.-G., 1999. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently- aerated reactor. *Water Res.* 33, 145–154.
- Zhiyuan, B., Shichang, S., Dezhi, S., 2016. Assessment of greenhouse gas emission from A/O and SBR wastewater treatment plants in Beijing, China. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*

7.2 MUNTliga KÄLLOR

- Cato, E., 2015.Handledning av Examensarbete.
- Sehlén, R., 2016. Studiebesök på Linköpings tekniska verk.

8. BILAGOR

BILAGA A

Component →		i	1	2	3	4	5	6	7	8	9
j	Process ↓		S_I	S_S	X_I	X_S	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}
1	Aerobic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	
2	Anoxic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$
3	Aerobic growth of autotrophs							1		$-\frac{4.57}{Y_A} + 1$	$\frac{1}{Y_A}$
4	'Decay' of heterotrophs					$1-f_P$	-1		f_P		
5	'Decay' of autotrophs					$1-f_P$		-1	f_P		
6	Ammonification of soluble organic nitrogen										
7	'Hydrolysis' of entrapped organics			1		-1					
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen										
Observed Conversion Rates [ML ⁻³ T ⁻¹]			$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$								
Stoichiometric Parameters: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_P Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}			Soluble inert organic matter [M(COD)L ⁻³]	Readily biodegradable substrate [M(COD)L ⁻³]	Particulate inert organic matter [M(COD)L ⁻³]	Slowly biodegradable substrate [M(COD)L ⁻³]	Active heterotrophic biomass [M(COD)L ⁻³]	Active autotrophic biomass [M(COD)L ⁻³]	Particulate products arising from biomass decay [M(COD)L ⁻³]	Oxygen (negative COD) [M(-COD)L ⁻³]	Nitrate and nitrite nitrogen [M(N)L ⁻³]

Tabell A1. Första delen av funktionerna som beskriver ASM1 (Jeppsson, 1996). Publicerat med tillstånd av Ulf Jeppsson, 2016-05-02.

10	11	12	13	Process Rate, ρ_j [ML ⁻³ T ⁻¹]
S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
$-i_{XB}$			$\frac{1 - Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H}$ $-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right)$ $\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H}$
$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$
		$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$
		$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$
1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_d S_{ND} X_{B,H}$
				$k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
	1	-1		$\rho_f (X_{ND} / X_S)$
$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$				
$NH_4 + NH_3$ nitrogen [M(N)L ⁻³]	Soluble biodegradable organic nitrogen [M(N)L ⁻³]	Particulate biodegradable organic nitrogen [M(N)L ⁻³]	Alkalinity - Molar units	Kinetic Parameters: Heterotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_H, K_S, K_{O,H}, K_{NO}, b_H$ Autotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_A$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_g Ammonification: k_d Hydrolysis: k_h, K_X Correction factor for anoxic hydrolysis: η_h

Figur A2. Andra delen av funktionerna som beskriver ASM1 (Jeppsson, 1996). Publicerat med tillstånd av Ulf Jeppsson, 2016-05-02.

BILAGA B

```
function y = fcn(u1,u2,KLa3,p,KLa3_0,t)
syrehalt=u1;
syrreref=u2;
    maxvarde=360;
    minvarde=50;
    if t<0.0426 %sätter KLa3 värdet till ett förbestämt värde för alla
tidpunkter under 10 minuter.
        KLa3=KLa3_0;
    else
        if p==0 % if sats för att det inte ska ske något då det är oluftat. Om
inte denna del funnits hade inte styrningen börjat på samma ställe där den
slutade tidigare.
            KLa3=KLa3;
        else
            if syrehalt <= (syrreref-0.15*syrreref); % Huvudstyrningen, testar om
syrehalten är under det tillåtna värdet
                KLa3=KLa3+0.05*KLa3; %Förändring av KLa värdet. värdet på 0,05 stämmer
inte överrens med det som är i det verkliga systemet. Är dock valt för att
rätt beteende på modellen.
            elseif syrehalt > (syrreref+0.15*syrreref);
                KLa3=KLa3-0.05*KLa3;

            else KLa3=KLa3; % Om syrehalten är inom det tillåtna intervallet ska värdet
på KLa vara detsamma.

        end

        % Inför max och minvärden för KLa
        if KLa3 > maxvarde
            KLa3=maxvarde;

        elseif KLa3 < minvarde
            KLa3= minvarde;

        else KLa3=KLa3;

    end
end
end
y = KLa3; %utsignalen från skriptet är KLa3 värdet.
```

BILAGA C

```
function y = fcn(am,i)
%#codegen
% 1=denitrifikation; 0=nitrifikation

    if i==1 %Om det är denitrifikation ska detta tillämpas

        if am<2.5 %Så länge som ammoniumhalten är under 2,5
mg/l ska det vara denitrifikation
            i=1;
        else
            i=0; %Om ammoniumhalten är över 2,5 mg/l ska
nitrifikationen påbörjas.
        end

    else% om det från ingången är nitrifikation kommer denna del köras

        if am>1.2 %Det ska vara nitrifikation tills dess att
ammoniumhalten kommer under 1,2 mg/l. Då ska ett byte till denitrifikation
ske.
            i=0;
        else
            i=1;
        end

    end

y = i;
```

BILAGA D

```
function y = fcn(ni,i)
%#codegen
%Kodens beskrivning stämmer inte då det är nitratstyrning nu
% 1=denitrifikation; 0=nitrifikation

    if i==1 %Om det är denitrifikation kommer denna del köras.

        if ni>7 %Det ska vara denitrifikation så länge som
nitrathalten är större än 7 mg/l.
            i=1;
        else
            i=0; %annars nitrifikation
        end

    else %om det är nitrifikation

        if ni<13 %Det ska vara nitrifikation tills dess att
nitrathalten blir 13 mg/l
            i=0;
        else
            i=1; %Om halten är över 13 mg/l ska det bli
denitrifikation.
        end

    end
y = i;
```

BILAGA E

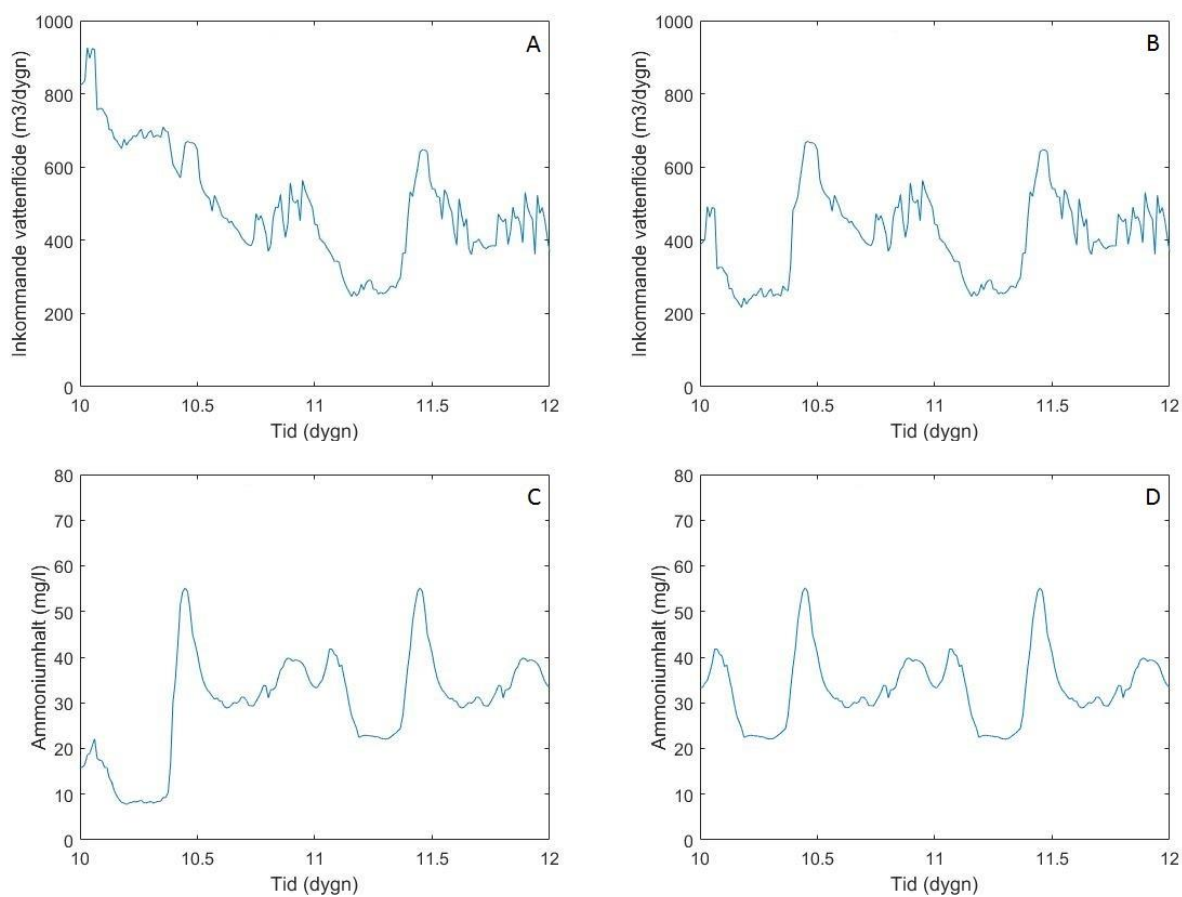
```
% Omvandling av indatan.
load CONSTINFLUENT
load DRYINFLUENT
load RAININFLUENT
load STORMINFLUENT
%Omvandlingsfaktorer för de olika delarna:

Omflode=0.052043804;
Omkvave=1.103615071;
Omorg=0.896751901; %Använder här istället 1,2 vilket kan ses i
omvandlingsvektorn nedan.
OmTSS=0.47;

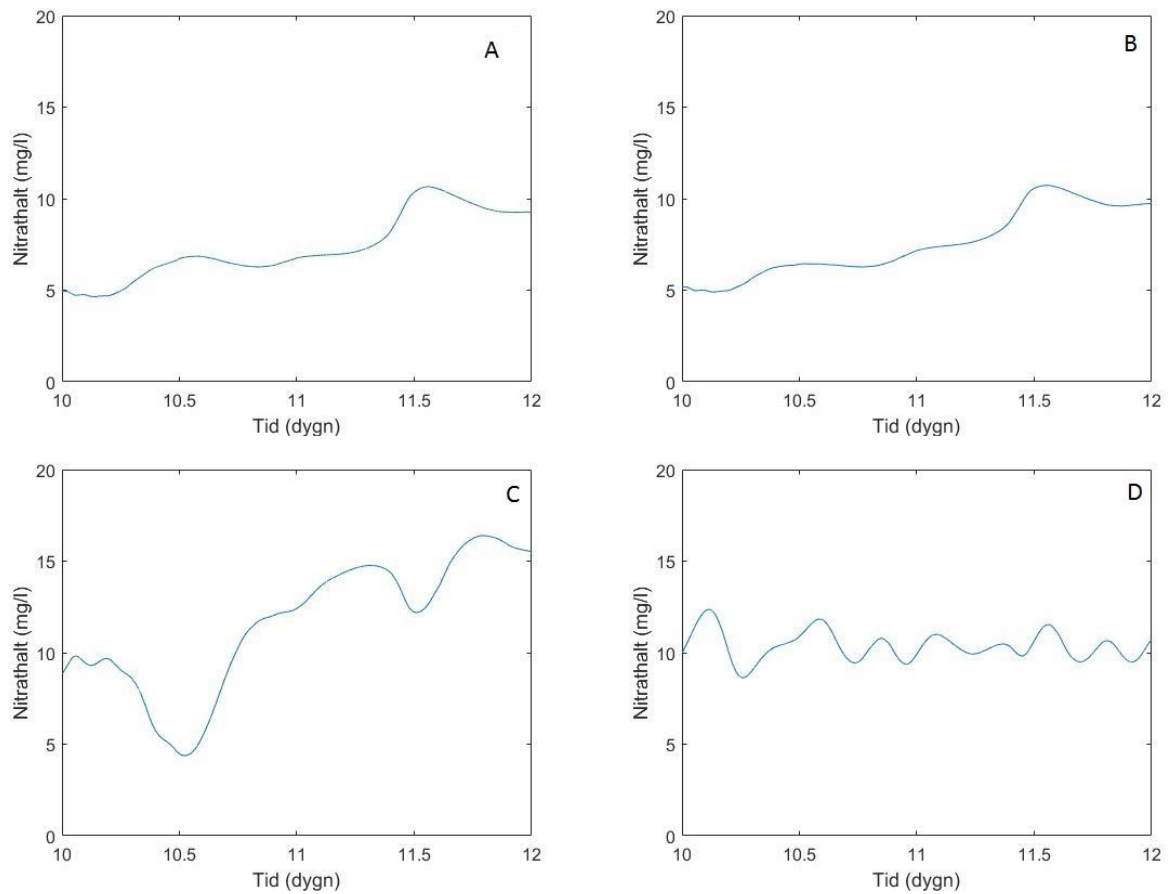
%Om=[1,Omorg,Omorg,Omorg,Omorg,Omorg,1,1,1,1,Omkvave,Omkvave,Omkvave,1,OmTS
S,Omflode];
Om=[1,1.2,1.2,1.2,1.2,1.2,1,1,1,1,Omkvave,Omkvave,Omkvave,1,OmTSS,Omflode];

const=zeros(2,16);
dry=zeros(1344,16);
rain=zeros(1344,16);
storm=zeros(1344,16);
% Skapandet av de nya matriserna
for i=1:16;
const(:,i)=Om(i).*CONSTINFLUENT(:,i);
dry(:,i)=Om(i).*DRYINFLUENT(:,i);
rain(:,i)=Om(i).*RAININFLUENT(:,i);
storm(:,i)=Om(i).*STORMINFLUENT(:,i);
end
CONSTINFLUENT=const;
DRYINFLUENT=dry;
RAININFLUENT=rain;
STORMINFLUENT=storm;
```

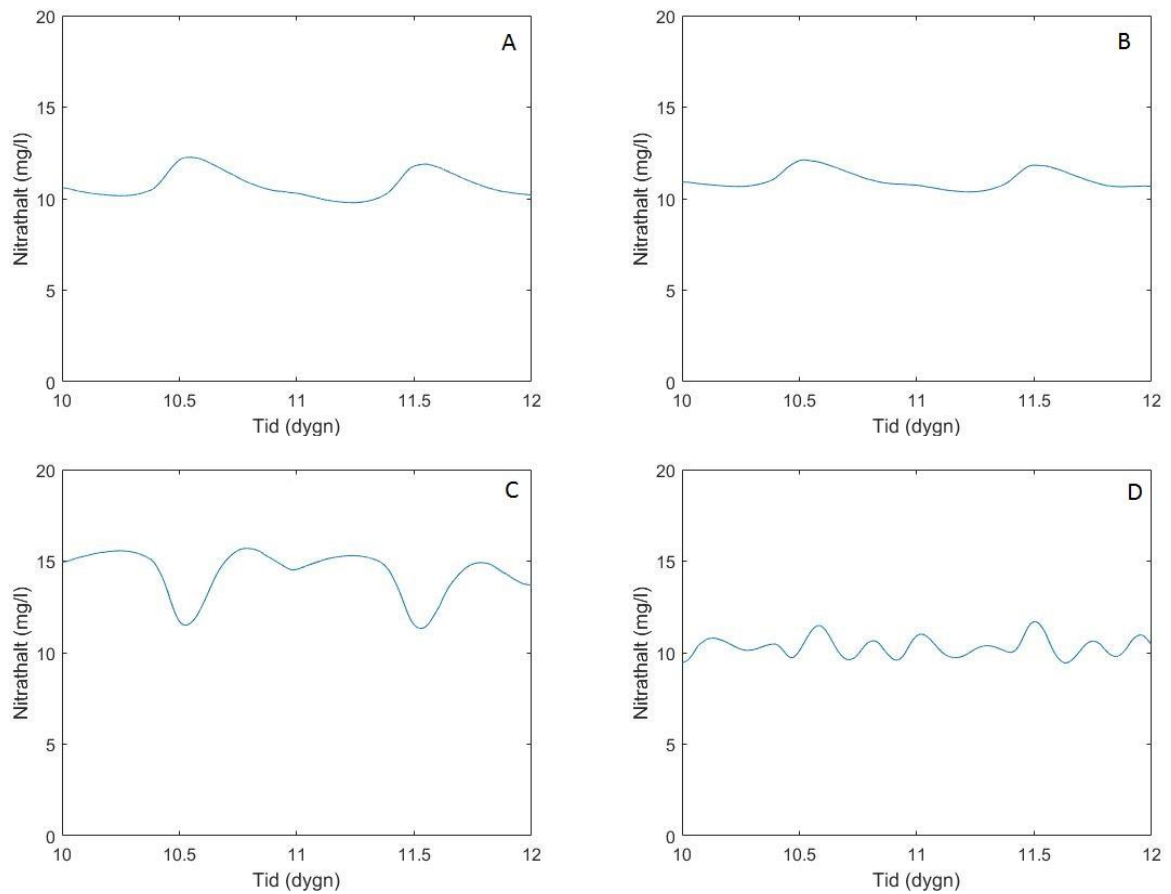

BILAGA F



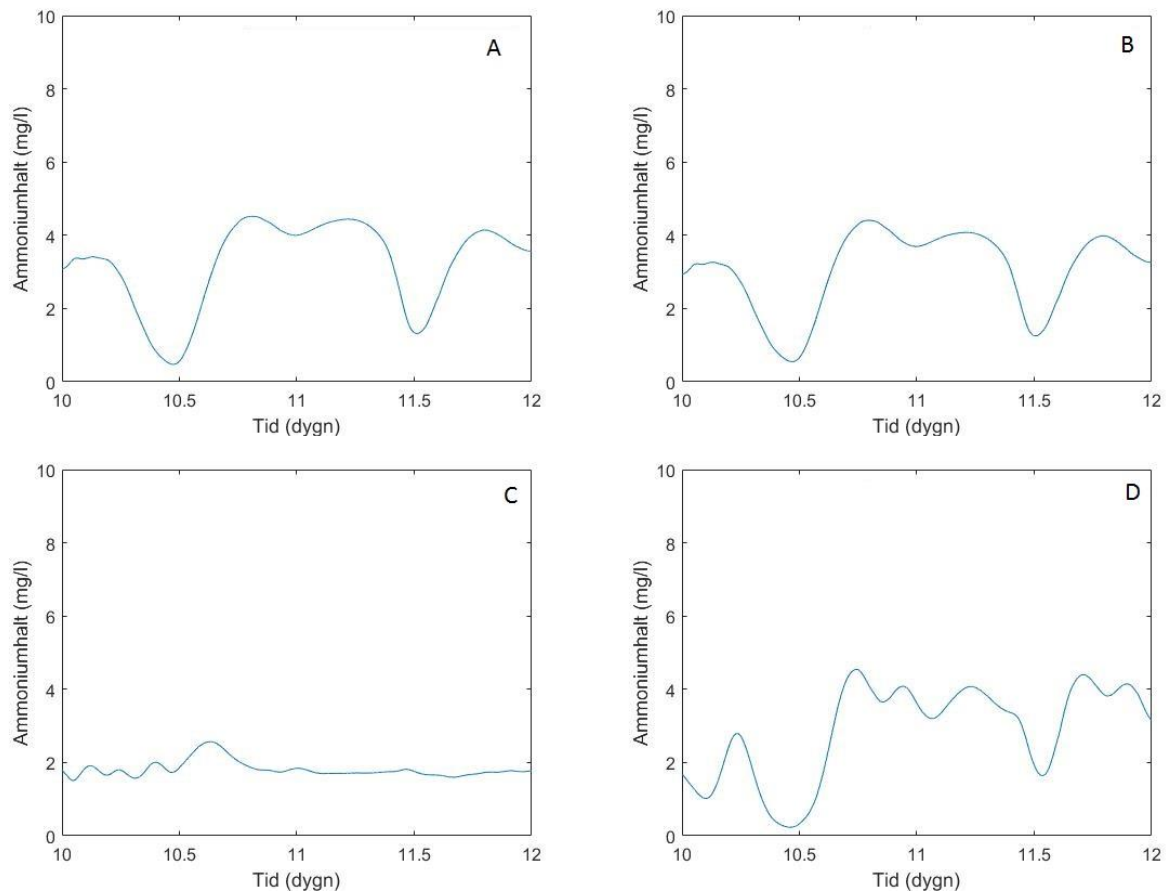
Figur F1. Graf A visar flödet då det är regn medan graf B visar flödet vid torka. I graf C visas den inkommande ammoniumhalten då det är regn medan graf D visar inkommande ammoniumhalt då det är torka.



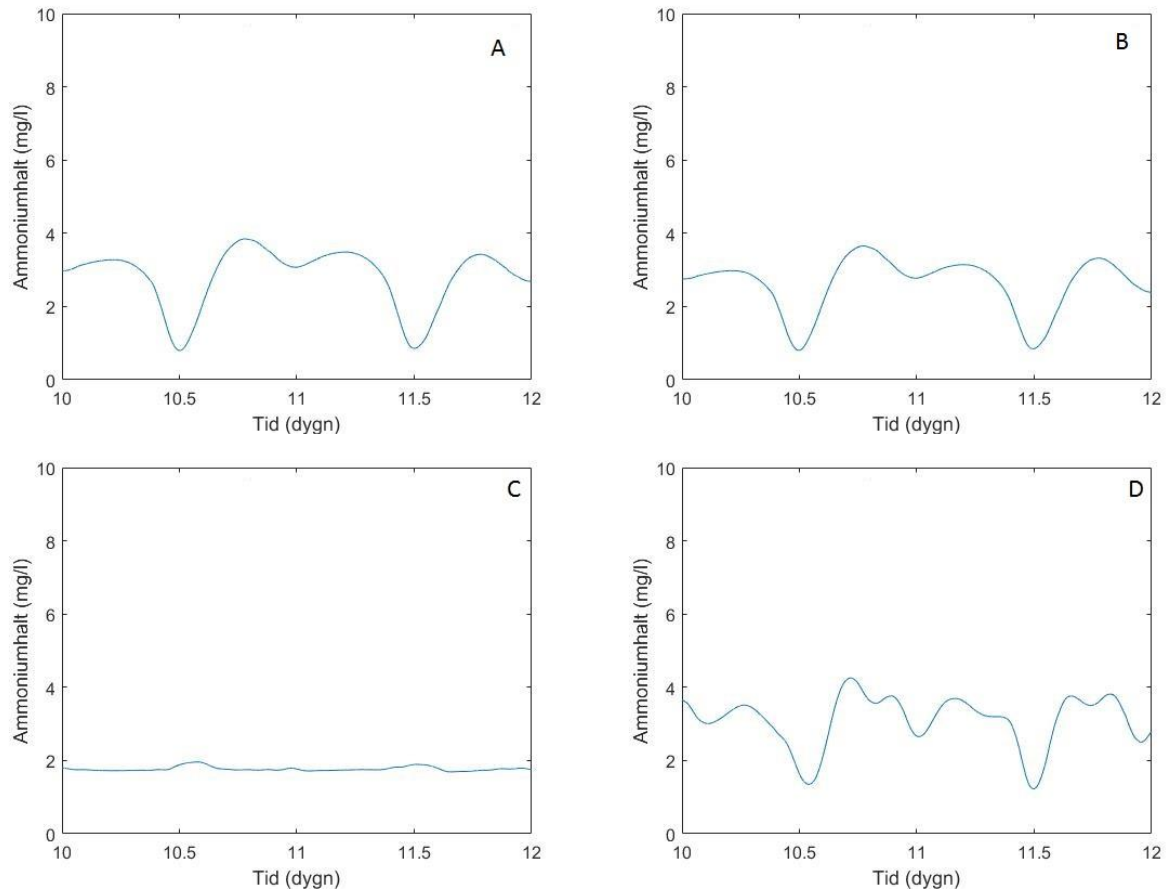
Figur F2. Graf A visar utgående nitrathalt då det är regn för relästyrningen. Graf B visar utgående nitrathalt när det är regn, men för PI-styrningen. Graf C visar utgående halt av nitrat för ammoniumstyrningen medan graf D visar utgående halt av nitrat för nitratstyrningen under en regnperiod.



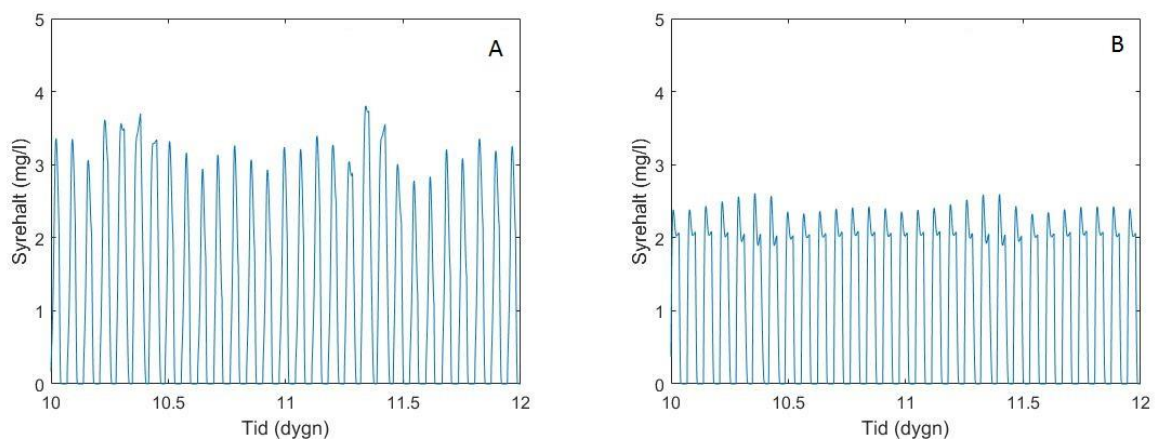
Figur F3. Grafen A visar utgående nitrathalt då det är torka för relästyrningen. Graf B visar även den utgående nitrathalt när det är torka, men för PI-styrningen. Graf C visar utsläppen för ammoniumstyrningen medan graf D visar utsläppen av nitrat för nitratstyrningen under en torrperiod.

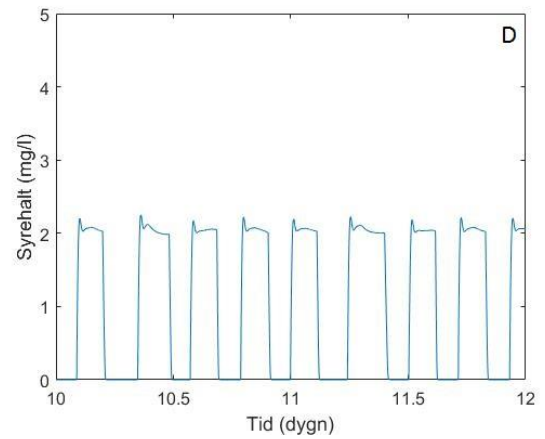
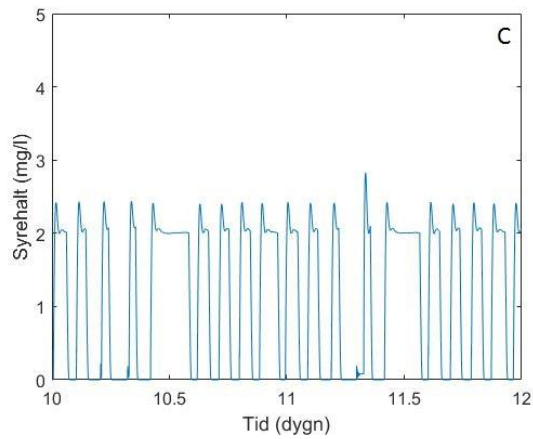


Figur F4. Graf A visar utgående ammoniumhalt då det regnar för relästyrningen. Graf B visar den utgående ammoniumhalt när det är regn, men för PI-styrningen. Graf C visar utsläppen för ammoniumstyrningen medan graf D visar utsläppen av ammonium för nitratstyrningen under en regnperiod.



Figur F4. Graf A visar utgående ammoniumhalt då det är torka för relästyrningen. Graf B visar även den utgående ammoniumhalt när det är torrperiod, men för PI-styrningen. Graf C visar utsläppen för ammoniumstyrningen medan graf D visar utsläppen av ammonium för nitratstyrningen under en torrperiod.





Figur F5. Syrehalterna för zon tre då det är torrväder. Graf A visar relästyrningen och B visar PI-regleringen. C visar PI med ammoniumstyrning och graf D visar PI med nitratstyrning.

BILAGA G

Följande avsnitt baserar sig på *Tillämpad reglerteknik och mikrobiologi i kommunala reningsverk* (Carlsson & Hallin, 2010).

Då en PI-regulator används är det viktigt att den får rätt parameteruppställning. Det finns ett antal metoder för att ställa in parametrarna. Lambdametoden är vanlig att använda vid processer som denna. Lambdametoden är en tumregels metod vilket gör att regulatorparametrarna måste justeras manuellt efter processen ifall inte önskad reglering uppnås.

Parameteruppsättningen tas fram genom fyra steg:

Det första steget är att genomföra ett stegsvarsexperiment. Regulatorn ska då vara urkopplad. Styrsignalen ska ändras med ett steg (Δu) och storleken på steget ska antecknas.

Det andra steget är att granska utsignalskurvan. Storleken på förändringen av utsignalen (Δy) ska bestämmas. Därefter ska även en eventuell dödtid (L) bestämmas liksom tiden det tar för utsignalen att uppnå 63 % av slutvärdet (T). Processens förstärkning (K_s) kan då bestämmas genom:

$$K_s = \frac{\Delta y}{\Delta u} \quad (\text{B1})$$

Det tredje steget är att ett värde på lambda ska bestämmas. Det görs enligt följande regel:

$$\lambda = p * T \quad (\text{B2})$$

där T är stegsvarstiden som bestämdes ovan och p är ett användarval. Valet av p påverkar regleringen starkt. Ett värde under ett ger en aggressiv reglering medan ett värde över tre ger en långsam och stabil reglering. Det är vanligt att p väljs mellan två och tre.

Det fjärde och sista steget innebär att regulatorparametrarna beräknas enligt ekvationerna:

$$K = \frac{T}{K_s(\lambda + L)} \quad (\text{B3})$$

Och:

$$T_i = T \quad (\text{B4})$$

Parametrarna K och T_i kan därefter användas i regulatorn. Det är dock viktigt att genomföra flera stegssvarsförsök efter att de nya parametrarna tagits i bruk. Detta för att utvärdera om regleringen har blivit som önskat.