

Luftflödesstyrning på Käppalaverket – utvärdering av konstanta styrsignaler

Aeration control at the Käppala WWTP –
evaluation of constant control signals

Åsa Nordenborg

REFERAT

Luftflödesstyrning på Käppalaverket – utvärdering av konstanta styrsignaler

Åsa Nordenborg

På Käppalaverket i Stockholm står luftningen av de biologiska bassängerna för omkring en femtedel av verkets totala elenergiförbrukning. I ett försök att minska energikostnaden utvärderades under hösten 2010 nya metoder för luftflödesreglering på verket. Grundtanken var att styra luftflödet efter medelvärdet på utgående ammoniumkoncentration under en längre tid, istället för som idag efter momentana värden.

Ett vanligt sätt att styra luftflöden på reningsverk idag är att använda återkoppling från utgående ammoniumkoncentration, vilket syftar till att alltid hålla den utgående koncentrationen vid ett valt börvärde. Lagstiftade gränsvärden på ammonium avser dock normalt medelvärden över en längre tid, såsom kvartal eller år. Istället för att anpassa luftflödet efter den inkommande belastningen är det därför möjligt att hålla luftflödet relativt konstant medan istället den utgående koncentrationen tillåts variera.

I denna studie visades en energibesparing kunna erhållas om luftflödets variation reduceras. Två strategier utvärderades i vilka luftflödet respektive syrehalten hölls så konstant som möjligt. Dessa jämfördes med den idag använda styrstrategin på Käppalaverket, i vilken luftflödet anpassas efter den inkommande belastningen genom återkoppling.

Studien inkluderade både simuleringar i modellen Benchmark Simulation Model no. 1 och fullskaleförsök på Käppalaverket. I både simuleringar och fullskaleförsök resulterade de två utvärderade strategierna i en lägre luftförbrukning per reningsgrad än den idag använda återkopplingsstrategin. I fullskaleförsöken erhöles en luftflödesreduktion på 11 % då luftflödet hölls konstant och 15 % då syrehalten hölls konstant. Båda strategierna genererade dock en kraftigt varierande utgående ammoniumkoncentration. Variationerna var störst då luftflödet hölls konstant och korrelerade inte med den dygnsbaserade belastningsprofilen.

Sammanfattningsvis visade studien att en reduktion av luftflödets variation resulterar i en lägre luftförbrukning men också i en ökad instabilitet. En konstant syrehalt gav en större energivinst och även en stabilare ammoniumreduktion än ett konstant luftflöde, varför denna metod har störst potential till vidare implementering i fullskala.

Nyckelord: luftflödesstyrning, aktivslamprocess, nitrifikation, denitrifikation, K_{La} , monodkinetik, BSM1

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.

Box 337, SE-751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Aeration control at the Käppala wastewater treatment plant – evaluation of constant control signals

Åsa Nordenborg

The aeration of the bioreactors is responsible for one fifth of the energy consumption at the Käppala wastewater treatment plant (WWTP) in Stockholm. In this report, new methods for aeration control were evaluated in order to reduce the energy costs at the plant. The main idea was to control the effluent ammonia concentration in terms of mean values instead of momentary values.

A quite common approach for aeration control is to use feedback from the effluent ammonia concentration, thus aiming to keep the effluent concentration consistently at a certain set point. However, discharge limits normally refer to mean values over longer periods of time, such as months or years. Instead of adjusting the airflow to the incoming load it is therefore possible to keep the airflow fairly constant while allowing a fluctuating effluent concentration.

In this paper, it was shown that by reducing the variation of the airflow, energy could be saved. Two methods were evaluated in which the airflow and oxygen concentration respectively was held constant. These methods were compared to the control strategy used today at the Käppala WWTP, where feedback control adjusts the airflow to the influent load.

The study consisted of simulations with the Benchmark simulation model no. 1 (BSM1) as well as full scale experiments at the Käppala WWTP. Both the simulations and full scale experiments showed a reduced aeration per nutrient removal for the evaluated methods. In full scale, the total airflow reduction was 11 % when the airflow was held constant and 15 % when the oxygen concentration was held constant. However, the methods resulted in large variations of the effluent ammonia concentration, which did not correlate to the daily influent load. The variations were especially large when the airflow was held constant.

In summary, this study showed that a reduced airflow variation results in lower aeration costs but also less stability. A constant oxygen concentration required less aeration and provided a more stable degree of ammonia removal than a constant airflow. For this reason, aeration control with a constant oxygen concentration has the best potential for further use at the Käppala WWTP.

Keywords: aeration control, activated sludge process, nitrification, denitrification, K_La , monod kinetics, BSM1

Department of Information Technology, Uppsala University.

Box 337, SE-751 05 Uppsala

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är en del av civilingenjörsutbildningen i Miljö – och vattenteknik på Uppsala universitet och omfattar 30 hp.

Handledare	Andreas Thunberg, Käppalaförbundet
Ämnesgranskare	Bengt Carlsson, Institutionen för Informationsteknologi, Uppsala universitet
Examinator	Allan Rodhe, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Andreas Thunberg på Käppalaverket för all hjälp och stöd under arbetet. Tack också till min ämnesgranskare Bengt Carlsson för ditt engagemang och intresse och till Linda Åmand för hjälp med referenser och korrekturläsning.

Sist men inte minst vill jag tacka personalen på Käppalaverket för hjälp med analyser, givare och provtagning och för att ni fått mig att känna mig välkommen under min tid på verket.

Uppsala, 2011

Åsa Nordenborg

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I ett avloppsreningsverk renas vatten från bland annat organiskt material, kväve och fosfor. Reduktionen av dessa ämnen görs i allmänhet med mekaniska, kemiska eller biologiska metoder. Som namnen antyder innefattar mekaniska metoder olika former av filter, medan kemisk rening sker med kemikalietillsatser. Vid biologisk rening utnyttjas istället bakterier.

Den idag vanligast använda metoden för biologisk rening är den så kallade aktivslamprocessen. Med hjälp av det aktiva slammet, som består av bakterier, kan kväve avlägsnas från vattnet genom att omvandlas till kvävgas. I avloppsvatten förekommer kväve främst i form av kväveföreningen ammonium. Ammoniumet omvandlas av bakterier till en annan kväveförening, nitrat, genom så kallad nitrifikation. Andra bakterier kan sedan omvandla det bildade nitraten vidare till kvävgas genom så kallad denitrifikation.

För att bakterier ska kunna nitrifiera behöver de syre. I allmänhet gäller att ju högre syrehalten i vattnet är, desto snabbare växer bakterierna till och desto mer kväve avlägsnas. Syrehalten ökas genom att luft blåses in i vattnet. Detta är mycket energikrävande och anses i allmänhet stå för omkring hälften av reningsverkens elenergiförbrukning. Det finns lagstiftade gränsvärden på hur mycket kväve reningsverken maximalt får släppa ut. Om luftflödet är för lågt omvandlas inte tillräckligt mycket kväve till kvävgas och reningsverken överstiger de lagstiftade gränsvärdena. Om luftflödet istället är för högt krävs en onödigt hög energikostnad. Idealt bör alltså luftflödet hållas precis så högt att tillräckligt mycket kväve avlägsnas, men inte högre. För att åstadkomma detta krävs någon form av reglering som styr hur högt luftflödet ska vara vid varje tidpunkt.

Ett vanligt sätt att styra luftflödet är att variera det efter hur mycket kväve som kommer in till reningsverket. På detta sätt får bakterierna alltid tillgång till precis så pass mycket syre som behövs för att de ska kunna sänka halten kväve till gränsvärdet. Praktiskt genomförs detta genom mätningar av kvävehalten i utgående vatten, vilka används till så kallad återkoppling. Återkopplingen innebär att luftflödet ökas om kvävehalten är högre än gränsvärdet och att det på motsvarande sätt sänks om kvävehalten är lägre än gränsvärdet.

Avloppsreningsverk har dock normalt inga krav på sig att i alla tidpunkter hålla den utsläppta halten kväve under något satt värde. De lagstiftade gränsvärdena avser ofta medelvärden över längre tider, som kvartal eller år. I denna rapport testades nya metoder för att styra luftflödet som istället kontrollerar medelvärdet på den utgående halten under en längre tid. Istället för att öka och minska luftflödet efter kvävehalten gick metoderna ut på att minska variationerna i luftflöde och istället låta den utgående kvävehalten variera. Det visade sig att den totala energiförbrukningen kunde minskas om luftflödets variationer reducerades.

Två nya metoder för att styra luftflödet undersöktes. I den första metoden hölls helt enkelt luftflödet så konstant som möjligt. I den andra metoden hölls istället syrehalten i bassängen konstant. Båda metoderna innebär att luftflödet varierade mycket litet medan istället stora variationer uppkom i den utgående kvävehalten. Konkret betyder detta att ”för lite” kväve avlägsnades då kvävehalten var hög, vilket kompenseras av att ”för mycket” kväve avlägsnades då kvävehalten var låg. Som jämförelse varierades luftflödet genom återkoppling efter kvävehalten i vattnet. Metoderna utvärderades med både simuleringar i en modell och tester i en fullskalig aktivslamprocess. De fullskaliga testerna genomfördes på Käppalaverket i Stockholm.

Försöken visade att det totalt sett krävs ett lägre luftflöde för att avlägsna en viss mängd kväve då luftflödet eller syrehalten hålls konstant än då luftflödet styrs med återkoppling. Försöken på Käppalaverket visade på en luftflödesminskning på 11 % då luftflödet hölls konstant och 15 % då syrehalten hölls konstant. Både ett konstant luftflöde och en konstant syrehalt resulterade dock i en kraftigt varierande utgående kvävehalt. Särskilt stora variationer uppkom då luftflödet hölls konstant. Detta kan göra metoderna svåra att använda i fullskala.

Orsaken till energivinsten är att luftflödets relativa effekt blir mindre ju högre det är. Den ökning av luftflödet som krävdes vid höga kvävehalter kompenserades därför inte av en motsvarande sänkning av luftflödet vid låga halter. Genom att minska variationerna i luftflödet utnyttjades det mer energieffektivt.

Sammanfattningsvis antydde resultaten att det är mindre energikrävande, men också mer instabilt, att minska variationerna i luftflöde i en aktivslamprocess. Av de två utvärderade metoderna visade sig en konstant syrehalt vara energieffektivare och fungera stabilare.

ORDLISTA

Aerob	Miljö där syre finns tillgängligt
Anaerob	Miljö utan tillgång på vare sig syre eller nitrat
Anox	Miljö där nitrat finns tillgängligt men inte syre
ASM1	<i>Activated Sludge Model no 1</i>
BSM1	<i>Benchmark Simulation Model no 1</i>
COD	<i>Chemical oxygen demand</i> . Mått på mängden organiskt material. Beskriver hur mycket syre som förbrukas då organiskt material oxiderar kemiskt
Denitrifikation	Bakteriell omvandling av nitrat till kvävgas
DO	<i>Dissolved oxygen</i> . Syrehalt i vatten
Kjeldahlkväve	Ammoniumkväve och organiskt kväve
K_{La}	Syreöverföringshastighet
Nitrifikation	Bakteriell omvandling av ammonium till nitrat
OUR	<i>Oxygen uptake rate</i> . Syreförbrukningshastighet
TOC	<i>Total organic carbon</i> . Mått på mängden organiskt material
UCT-process	<i>University of Cape Town</i> -process. Processutformning för kombinerad kväve och fosforrening
VSS	<i>Volatile suspended solids</i> . Organisk (icke-inert) slamhalt

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
2. BAKGRUND	2
2.1. AKTIVSLAMPROCESSEN	2
2.1.1. Mikroorganismer i en aktivslamprocess	2
2.1.2. Biologisk kvävereduktion	3
2.1.3. Biologisk fosforreduktion	5
2.1.4. Sedimentation.....	5
2.2. SIMULERING AV AKTIVSLAMPROCESSEN: BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 1.....	6
2.2.1. Modellens uppbyggnad	6
2.2.2. Activated Sludge Model no 1	7
2.3. REGLERING AV LUFTFLÖDE I EN AKTIVSLAMPROCESS.....	7
2.3.1. Luftflödets inverkan på ammoniumreduktionen	8
2.3.2. Fördelning av luftflöde längs en aerob bassäng	11
2.3.3. Vanliga problem vid luftflödesreglering	11
2.3.4. Simuleringsstudier av energikostnaden för olika reglerstrategier	12
2.4. LUFTFLÖDESTYRNING MED KONSTANTA STYRSIGNALER.....	14
2.4.1. Styrning mot medelvärde på utgående ammoniumkoncentration.....	14
2.4.2. Reglering med konstanta styrsignaler	14
2.4.3. Luftflödesstyrning med konstanta styrsignaler	17
2.4.4. Möjliga reglermetoder	17
2.5. KÄPPALAVERKET	18
2.5.1. Processutformning.....	18
2.5.2. Rötning och slambehandling.....	19
2.6. LUFTFLÖDESSTYRNING PÅ KÄPPALAVERKET	20
2.6.1. Luftflödesventiler och kaskadreglering av syrehalt	20
2.6.2. Luftflödesstyrning med två syregivare och trappning.....	21
2.6.3. Brister i luftflödesstyrningen med trappning	22
2.6.4. Luftflödesstyrning med återkoppling från utgående ammoniumkoncentration	22
3. SIMULERINGSSTUDIE	23
3.1. SYFTE	23

3.2. METOD	24
3.2.1. Använd modell	24
3.2.2. Utvärderade reglerstrategier	25
3.2.3. Utvärderingsmetoder	26
3.3. RESULTAT - SIMULERINGSSSTUDIE.....	27
3.3.1. Variation i luftflöde, syrehalt och utgående ammoniumkoncentration.....	27
3.3.2. Förbrukad luftningsenergi	29
3.3.3. Fördelning av luftflöde och syrehalt	30
3.4. DISKUSSION - SIMULERINGSSSTUDIE	31
3.4.1. Energiförbrukning	31
3.4.2. Fördelning av syrehalt och luftflöde	31
3.4.3. Jämförelse med tidigare studier.....	32
3.4.4. Applicerbarhet på verkligheten	32
4. FULLSKALEFÖRSÖK PÅ KÄPPALAVERKET	33
4.1. SYFTE	33
4.2. METOD	33
4.2.1. Försöksuppställning	33
4.2.2. Genomförda analyser	34
4.2.3. Beräkning av teoretisk syreförbrukningshastighet.....	34
4.2.4. Genomförda försök	36
4.3. RESULTAT - FULLSKALEFÖRSÖK	38
4.3.1. Luftflödesstyrning utifrån glidande dygnsmedelvärden på syre och utgående ammoniumkoncentration.....	38
4.3.2. Luftflödesstyrning med en konstant syrehalt	42
4.4. DISKUSSION - FULLSKALEFÖRSÖK.....	46
4.4.1. Variation i utgående ammoniumkoncentration	46
4.4.2. Utvärdering av använda reglerstrategier	46
4.4.3. Total luftflödesförbrukning per reningsgrad	47
4.4.4. Möjlighet till implementering i fullskala	48
5. SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH SLUTSATS	49
6. REFERENSER	50
APPENDIX I	52

1. INLEDNING

Avloppsreningsverk står inför den ständiga utmaningen att rena vatten med så liten energi- och kemikalieförbrukning som möjligt. Särskilt energikrävande är luftningen i det biologiska reningssteget, som ofta står för cirka 50 % av reningsverkens totala elenergiförbrukning (Yong m.fl., 2005).

Med syfte att minska energiförbrukningen har luftflödesreglering på reningsverk ökat markant sedan 1970-talet. Ett stort antal studier har genomförts på hur luftflödet kan styras på ett mer energieffektivt sätt. Flera av dessa visar att en bättre anpassning av luftflödet till inkommande belastning, till exempel genom fram- och återkoppling, resulterar i en lägre luftförbrukning per reningsgrad (Stare m.fl., 2007; Zhang m.fl., 2008).

På Käppalaverket i Stockholm står luftningen för cirka 20 % av verkets totala elenergiförbrukning (Magnusson, 2006). I ett försök att minska energikostnaden genomfördes ett examensarbete på verket 2006, i vilket flera reglerstrategier utvärderas i fullskala. Arbetet resulterade i en återkopplingsstrategi som anpassar luftflödet efter inkommande belastning (Thunberg, 2007).

I likhet med denna återkopplingsstrategi syftar många idag använda reglerstrategier till att alltid hålla utgående halter under ett satt gränsvärde. Reningsverkens utsläppskrav i Sverige avser dock normalt inte momentana värden utan medelvärden över en längre tid, såsom kvartal eller år. Utgående halter kan därför tillåtas variera kring gränsvärdet, vilket öppnar för nya sätt att styra luftflödet.

Med detta i åtanke genomfördes ytterligare ett examensarbete på Käppalaverket under våren 2010. Genom simuleringar visades att det totala luftflödet minimeras om antingen luftflödet eller syrehalten hölls konstant (Lundberg, 2011). Detta motsäger tidigare studier, som snarare visar att luftflödet bör anpassas efter belastningen. Förutom en potentiell energivinst reducerar ett konstant luftflöde respektive syrehalt behovet av en avancerad reglering, vilket även det är önskvärt ur kostnadssynpunkt. Resultaten från Lundbergs studie lämnar flera frågor obesvarade, som huruvida motsvarande resultat kan erhållas i fullskala, hur stora variationerna i utgående halter blir och hur en lagom nivå på luftflödet eller syrehalten kan hittas.

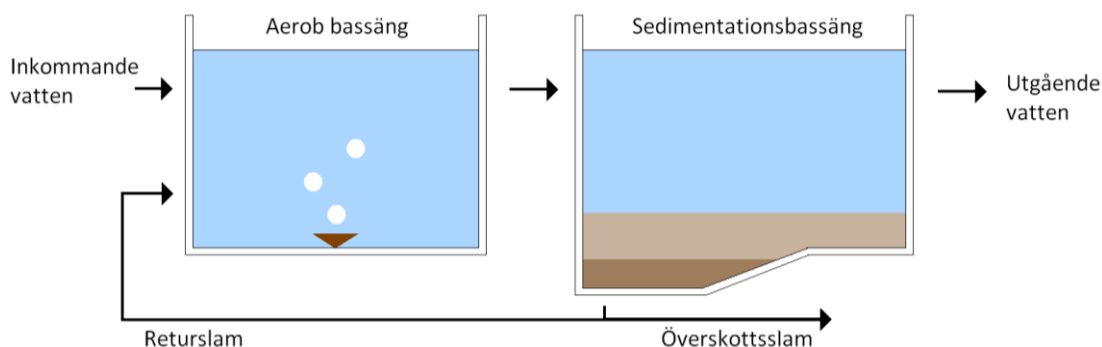
Syftet med detta examensarbete var att undersöka om en energivinst kan erhållas vid användandet av konstanta luftflöden respektive syrehalter i jämförelse med andra reglerstrategier samt att utvärdera möjligheten till implementering av metoderna i fullskala. Strategierna utvärderades både med simuleringsverktyg och i fullskala i en av linjerna på Käppalaverket.

2. BAKGRUND

2.1. AKTIVSLAMPROCESSEN

Aktivslamprocessen är den idag vanligast använda metoden för biologisk rening i avloppsreningsverk (Carlsson & Hallin, 2003). Processen utformades ursprungligen för att avskilja organiskt material, men används idag även för reduktion av kväve och fosfor.

Reningsmetoden bygger på aktivt slam bestående av mikroorganismer. Anläggningen utgörs i sin enklaste form av två skilda bassänger i serie, se figur 1 (Tchobanoglous, 2002). Den första bassängen är luftad och här bryter mikroorganismer ner organiskt material i det inkommande vattnet. Luftflödet behövs för att tillgodose mikroorganismernas syrebehov och håller samtidigt slammet i suspension. I den andra bassängen avskiljs det aktiva slammet från vattnet genom sedimentation och pumpas därefter tillbaka till den första, luftade, bassängen. Detta så kallade returslamflöde gör att mikroorganismerna får en längre uppehållstid i processen än vad vattnet har. På grund av mikroorganismernas ständiga tillväxt pumpas även en bråkdel av slammet ut från processen för att hålla en konstant slamhalt i bassängerna. Detta överskottsslam skickas vanligen vidare till någon form av slambehandling.



Figur 1 Processutformning av aktivslamprocess för rening av organiskt material.

Kväve och fosfor reduceras med 10-30 % i en aktivslamprocess genom mikroorganismernas näringsupptag, så kallad assimilation (Borglund, 2004). En utökad kväve- och fosforreduktion kräver en mer avancerad processutformning med fler bassänger.

2.1.1. Mikroorganismer i en aktivslamprocess

Aktivslamprocessen är beroende av mikroorganismer, vilka i sin tur behöver näringsämnen och energi. Som energikälla kan både organiska och oorganiska föreningar användas. I en aktivslamprocess med kväverening nyttjas särskilt de mikroorganismer som använder de oorganiska föreningarna ammonium och nitrit.

Energien erhålls genom oxidation, vilket medför att ett oxidationsmedel krävs. Syre är ett vanligt använt oxidationsmedel, men även nitrat eller sulfat kan användas. I ett avloppsreningsverk skiljer man på tre typer av bassänger beroende på tillgänglighet av oxidationsmedel. En bassäng där syre finns tillgängligt kallas aerob medan en syrefri bassäng med nitrat tillgängligt kallas anoxisk. En bassäng utan vare sig syre eller andra oxidationsmedel kallas anaerob.

2.1.2. Biologisk kvävereduktion

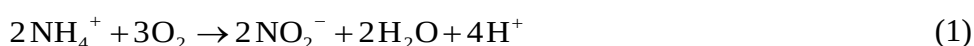
Kväve i inkommande avloppsvatten förekommer främst i form av ammonium, NH_4^+ , och organiskt bundet kväve (Henze m.fl., 2002). Det organiska kvävet bryts ner av mikroorganismer till ammonium (Carlsson & Hallin, 2003) och kvävereningen är därför inriktad på just ammoniumkväve. Vid biologisk kvävereduktion kan ammonium omvandlas till kvävgas av bakterier genom de två processerna nitrifikation och denitrifikation.

Nitrifikation

Nitrifierande bakterier använder ammonium som energikälla genom att oxidera föreningen till nitrat, NO_3^- . Dessa bakterier är autotrofer och erhåller all sin energi från ammonium, vilket medför att de är oberoende av organiska föreningar (Painter, 1970). Förmågan att nitrifiera är ovanlig hos bakterier och finns endast hos ett fåtal arter.

Nitrifikationen sker i två separata steg av två olika grupper av bakterier.

Ammoniumoxiderande bakterier oxiderar först ammonium till nitrit enligt ekvation (1), varefter nitritoxiderande bakterier oxiderar nitrit vidare till nitrat enligt ekvation (2) (Tchobanoglous, 2002).



Oxidationen är pH-sänkande och eftersom syre används som oxidationsmedel krävs en aerob miljö.

Denitrifikation

Nitrat som bildats vid nitrifikation kan omvandlas vidare till kvävgas genom denitrifikation. Denitrifierande bakterier använder nitrat som oxidationsmedel genom att reducera det enligt ekvation (3) (Tchobanoglous, 2002). Hela reduktionen sker inom en och samma bakterie.



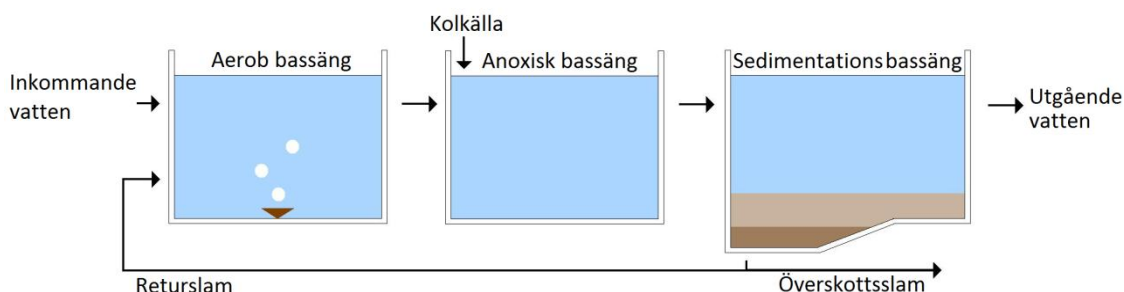
Denitrifierande bakterier är heterotrofa och till skillnad från nitrifikation är förmågan att denitrifiera spridd bland många bakteriesläkten. Processen är pH-höjande, vilket i en aktivslamprocess kan uppväga den pH-sänkning som orsakas av nitrifikationen.

Att använda nitrat som oxidationsmedel är mindre energieffektivt än att använda syre, varför denitrifierande bakterier fördrar att använda syre då detta finns tillgängligt (Carlsson & Hallin, 2003). För att erhålla denitrifikation krävs således syrefria, anoxiska, miljöer.

Processutformning

Nitrifierande bakterier lever i aeroba vatten rika på ammonium medan denitrifikationen kräver anoxiska miljöer rika på nitrat och organiskt material. En ensam luftad bassäng räcker således inte för att omvandla ammonium till kvävgas. Två vanligt använda processutformningar som uppfyller ovan nämnda krav är för- och efterdenitrifikation.

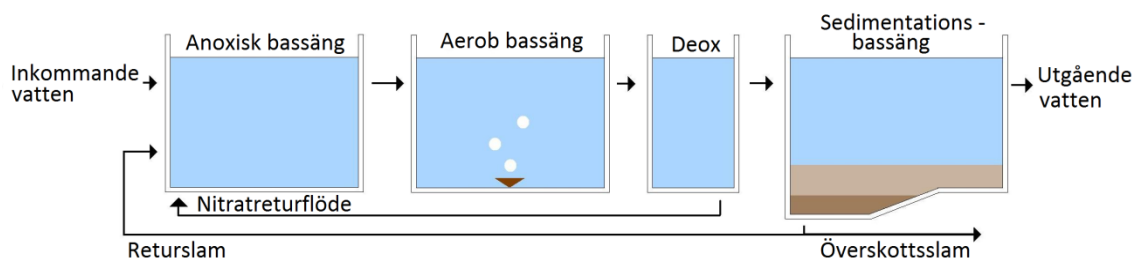
Det nitrat som används vid denitrifikation är slutprodukt i nitrifikationen. Det är därför intuitivt att tänka sig en processutformning med en aerob bassäng placerad innan en anoxisk. En sådan utformning kallas efterdenitrifikation och visas i figur 2.



Figur 2 Processutformning för en aktivslamprocess med efterdenitrifikation

Med denna utformning bryts dock en stor del av det organiska materialet i inkommande vatten ner innan det når den anoxiska bassängen, varmed en extern kolkälla behöver tillsättas för att tillgodose de denitrifierande bakteriernas kolbehov (Danielsson, 2010).

I en aktivslamprocess med fördenitrifikation är istället den anoxiska bassängen placerad innan den aeroba enligt figur 3. På detta sätt kan de organiska föreningarna i inkommande vatten utnyttjas som energikälla till denitrifikationen och ingen extern kolkälla behöver tillsättas. Eftersom kväve i inkommande vatten främst förekommer i form av ammonium krävs dock ett returflöde med nitratrikt vatten från den aeroba bassängen till den anoxiska. För att förhindra att syrerikt vatten recirkuleras placeras ofta en avluftningsbassäng, så kallad deoxbassäng, efter den aeroba bassängen.



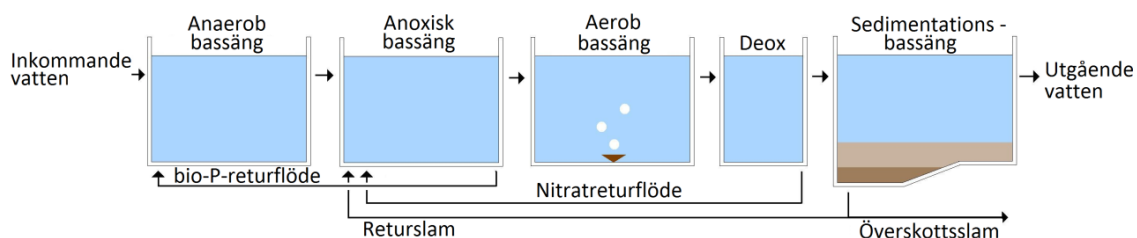
Figur 3 Processutformning för en aktivslamprocess med fördenitrifikation

2.1.3. Biologisk fosforreduktion

Fosfor i avloppsvatten kan avskiljas genom kemisk eller biologisk fosforreduktion. Då fosfor renas kemiskt tillsätts metallsalter, vilka tillsammans med fosfor fäller ut olösliga komplex som kan avlägsnas genom sedimentation (Henze m.fl., 2002).

Vid biologisk fosforreduktion utnyttjas så kallade bio-P-bakterier, vilka har förmågan att ta upp mer fosfor än vad som krävs för tillväxt och överlevnad (Carlsson & Hallin, 2003). Under anaeroba förhållanden tar dessa bakterier upp organiskt material i form av flyktiga fettsyror. För att få energi till upptaget släpper bakterierna fosfor, varmed fosforhalten i vattnet ökar. Bakterierna kan sedan utnyttja det lagrade kolet under aeroba förhållanden för att ta upp fosfor och lagra det i form av energirikt polyfosfat. Upptaget i den aeroba bassängen är större än släppet i den anaeroba och den totala effekten är att fosforhalten i vattnet minskar (Borglund, 2004).

En vanligt använd processutformning för kombinerad biologisk kväve- och fosforreduktion är den så kallade UCT-processen (University of Cape Town) (Borglund, 2004). I denna placeras en anaerob bassäng vid det fettsyrerika inflödet och följs av en anoxisk och en aerob bassäng enligt figur 4. Kvävereningen sker således med fördenitrifikation och nitratrikt vatten returneras från den aeroba bassängen till den anoxiska. För att förhindra att nitrat i returslammet når den anaeroba bassängen pumpas även returslamflödet till den anoxiska bassängen. Aktivt slam når den anaeroba delen genom ytterligare ett returflöde, vilket tas från slutet av den anoxiska zonen där nitrathalten är som lägst.



Figur 4 Processutformning enligt UCT-processen för en aktivslamprocess för kombinerad kväve- och fosforrening

2.1.4. Sedimentation

Aktivslamprocessen är beroende av mikroorganismernas förmåga att bilda flockar och sedimentera. Endast mikroorganismer med bra flockningsegenskaper stannar kvar i aktivslamprocessen medan övriga följer med utgående vatten.

Bakteriesammansättningen reglerar således sig själv till att bevara bakterier med god flockningsförmåga.

En bra, stabil flock bildas i slam innehållande en lagom sammansättning av de två bakterietyperna filamentbildande och extracellulära bakterier. De filamentbildande bakterierna bildar långa trådar och de extracellulära bakterierna producerar polymerer,

vilket tillsammans sammanfogar flockar likt armering och klister. Om det ansamlas för mycket av någon bakteriesort försämras flockningsegenskaperna och flockarna blir luftiga och går lätt sönder. Denna så kallade slamsvällning medför sämre sedimentering och i värsta fall att slam följer med utgående vatten, så kallad slamflykt.

Det vanligaste problemet i reningsverk är slamsvällning orsakad av filamentbildande bakterier. Genom sina långa filament har dessa bakterier en större yta per volym än andra mikroorganismer, vilket medför att de är mer konkurrenskraftiga vid låga syre- och näringshalter (Stypka, 1998). Alltför låga syrehalter i en aktivslamprocess kan således leda till försämrade sedimenteringsegenskaper.

2.2. SIMULERING AV AKTIVSLAMPROCESSEN: BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 1

Åtskilliga studier har genomförts för att finna reglerstrategier som gör aktivslamprocessen effektivare och mindre energikrävande. Studierna utförs vanligen genom simuleringar i en modell eller i fullskala i ett reningsverk. Olika reningsverk och modeller skiljer sig dock åt med avseende på processutformning och inflöde. Detta, tillsammans med det faktum att olika utvärderingskriterier används, gör det svårt att jämföra olika studier med varandra (Pons m.fl., 1999).

Av denna anledning utvecklade *COST (European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research) 682 working group No 2* mellan 1998 och 2004 en modell av en aktivslamprocess med syfte att skapa en allmän utvärderingsplattform för reglerstrategier. Modellen, Benchmark Simulation Model no 1 (BSM1), är uppbyggd kring en standardiserad aktivslamprocess och innefattar inflödesdata, givare, regulatorer och evalueringskriterier.

2.2.1. Modellens uppbyggnad

Följande avsnitt bygger på en beskrivning av BSM1 skriven av Alex m.fl. (2008). BSM1 byggs upp av fem bassänger, två anoxiska och tre aeroba, samt en sedimentationsbassäng. Modellen simulerar en aktivslamprocess med fördenitrifikation. För att beskriva dynamiken i biobassängerna används modellen Activated Sludge Model no 1 (ASM1) medan sedimentationen simuleras med Takács modell (Takács m.fl. 1991).

Inflödet beskrivs av 14 parametrar, vilka representerar flöde samt koncentration av bland annat organiskt material, kväve och biomassa. Inbyggt i modellen finns fyra färdiga inflödesfiler som ska motsvara ett konstant inflöde, torrt väder samt två varianter av regnigt väder.

För att efterlikna verkligheten modelleras givare med en specifik mätosäkerhet och responstid och det finns möjlighet att lägga på olika former av mätbrus på uppmätta värden. I BSM1 finns två regulatorer modellerade, vilka styr luftflödet in i den sista

aeroba zonen respektive nitratrecirkulationen. Användaren kan sedan själv skapa egna regulatorer för att utvärdera olika reglerstrategier. Erhållna resultat kan utvärderas genom färdiga beräkningsmetoder av bland annat förbrukad energi för luftning och pumpning, slamproduktion, tillsats av extern kolkälla samt total kostnad.

2.2.2. Activated Sludge Model no 1

Activated Sludge Model no 1 (ASM1) är en modell över de biologiska processer som sker i en aktivslamprocess (Henze m.fl., 1987). Modellen är utvecklad av IWAQ (Association of Water Quality) och beskriver reduktionen av organiskt material och kväve i aeroba och anoxiska bassänger. Den är dock inte giltig för anaeroba bassänger och kan således inte användas för att simulera biologisk rening av fosfor (Sotomayor m.fl., 2001).

ASM1 inkluderar 13 variabler och åtta separata processer. Processerna som modelleras är tillväxt och död av mikroorganismer samt omvandling mellan olika former av organiskt material och kväve. Hastigheten på dessa processer styrs av de modellerade variablerna, vilka inkluderar autotrof och heterotrof biomassa, syre samt organiskt material och kväve i olika former. Processernas hastighet styr i sin tur hur snabbt variablerna förändras.

2.3. REGLERING AV LUFTFLÖDE I EN AKTIVSLAMPROCESS

För att hålla gränsvärden och samtidigt spara energi krävs reglering av kvävereduktionen i en aktivslamprocess med biologisk kväverening. Denitrifikationen och därmed utgående nitratkoncentration regleras vanligen av storleken på nitratreturflödet eller av tillskottet av extern kolkälla, beroende på vad som är begränsande, medan nitrifikationen och därmed utgående ammoniumkoncentration ofta regleras med storleken på luftflödet till den aeroba zonen. I allmänhet gäller att en ökning av dessa styrparametrar resulterar i en större kvävereduktion, men också i en högre kostnad. Genom reglering kan styrparametrarna väljas så att önskad kvävereduktion erhålls med så liten förbrukning av energi och kemikalier som möjligt.

Luftflödesreglering på reningsverk har ökat markant sedan 1970-talet (Olsson m.fl., 2005). Vid denna tid blev syregivare tillräckligt pålitliga och robusta för att det skulle vara möjligt att använda dem till återkoppling. Det huvudsakliga målet var då att inte överlufta vid låga inkommande flöden (Olsson m.fl., 2005). De mätvariabler som vanligen används vid luftflödesreglering är syrehalt i de luftade bassängerna och ammoniumkoncentration i utgående eller inkommande vatten. Ett vanligt använt sätt att reglera luftflöden är att sätta ett konstant börvärde på syrehalten, som genom en regulator hålls i bassängerna med hjälp av luftflödet. Problemet med denna lösning är att finna ett optimalt börvärde. Detta kan exempelvis beräknas genom återkoppling från ammoniumkoncentrationen i utgående vatten. Återkopplingen kan kombineras med framkoppling för att tidigt upptäcka och kompensera för belastningsstörningar.

2.3.1. Luftflödets inverkan på ammoniumreduktionen

Luftflödets inverkan på syrehalten

Luftflödets inverkan på syrehalten i en bassäng beror av flera faktorer, såsom aktuell syrehalt i bassängen, temperatur, placering och utseende på luftardysor samt utformning och djup på bassängen (Lindberg, 1997). Även gasens yta mot vattnet samt dess tid i bassängen är av vikt. Det är att föredra att blåsa in små luftbubblor, eftersom dessa har större yta per volym samt stiger långsammare och därmed får en längre kontakttid med vattnet.

Förutom luftflödet påverkas syrehalten i en bassäng av syrehalten i inkommande vatten samt mikroorganismernas syreförbrukning. Förändringen av syrehalten kan beskrivas enligt ekvation (4) (Lindberg, 1997).

$$\frac{d(DO(t))}{dt} = K_L a \cdot (DO_{sat} - DO(t)) + \frac{Q}{V} DO_{in}(t) - \frac{Q}{V} DO(t) - R(t) \quad (4)$$

där

$DO(t)$ = syrehalt i aerob bassäng [mg/l]

t = tid [h]

$K_L a$ = syreöverföringshastighet [1/h]

DO_{sat} = mättad syrehalt i vatten [mg/l]

Q = inkommande och utgående flöde [m^3/h]

V = volym på aerob bassäng [m^3]

$DO_{in}(t)$ = syrehalt i inkommande vatten [mg/l]

$R(t)$ = respirationshastighet [mg/(l·h)]

Syreöverföringshastigheten, $K_L a$, beror av luftflödet. Ju högre syrehalten i en bassäng är, desto större värde på $K_L a$ behövs för att erhålla en viss syrehaltsökning. Det är således mer energikrävande att öka syrehalten i en bassäng med hög syrehalt än i en bassäng med låg syrehalt.

Vid modellering antas ofta sambandet mellan $K_L a$ och luftflöde vara linjärt. En mer korrekt beskrivning är dock att effekten av luftflödet på syreöverföringshastigheten minskar med ett ökat luftflöde. En använd modell för att beskriva detta visas i ekvation (5) och i figur 5 (Lindberg, 1997).

$$K_L a(q_{luft}) = k_1 \cdot (1 - e^{-k_2 q_{luft}}) \quad (5)$$

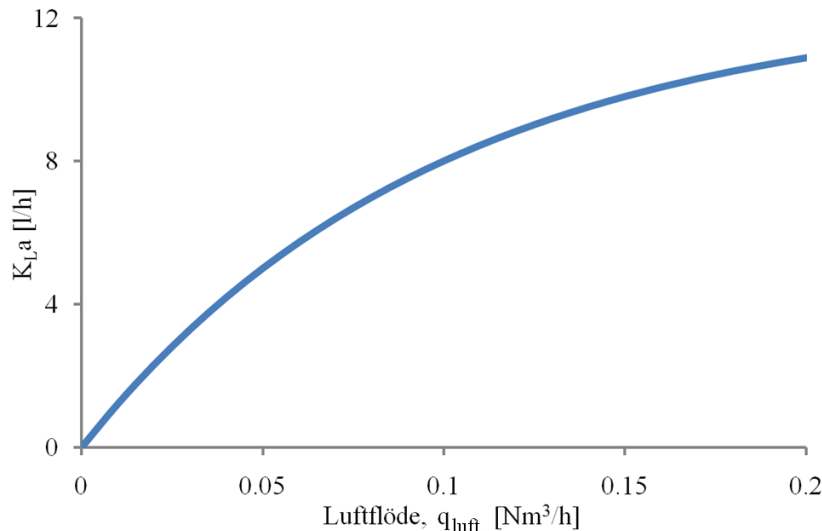
där

$K_L a(q_{luft})$ = syreöverföringshastighet [1/h]

q_{luft} = luftflöde per m^3 luftad vattenvolym [m^3/h]

k_1 = konstant 1 [1/h]

k_2 = konstant 2 [h/m^3]



Figur 5 Syreöverföringshastighet, K_{La} , som funktion av luftflöde, q_{luft} , enligt modellen i ekvation (5) med $k_1 = 12,5$ och $k_2 = -10,22$ enligt Thunberg (2007).

Värdet på syreöverföringshastigheten K_{La} påverkas även av vattnets egenskaper. I allmänhet är det svårare att syresätta smutsigt avloppsvatten än rent. Denna effekt kan beskrivas av det så kallade alfavärdet, som definieras som kvoten mellan K_{La} i smutsigt vatten och i rent vatten enligt ekvation (6) (Lindberg, 1997).

$$\alpha = \frac{K_{La_{\text{smutsigtvatten}}}}{K_{La_{\text{rent vatten}}}} \quad (6)$$

Syrehaltens inverkan på nitrifikationshastigheten

Den viktigaste faktorn som påverkar nitrifikationshastigheten är tillväxthastigheten hos de aktiva bakterierna (Stenström & Poduska, 1979). Oxidation av ammonium ger relativt lite energi i förhållande till den energi som krävs för att fixera koldioxid, vilket medför att nitrifierande bakterier i allmänhet har en låg tillväxthastighet. Nitrifikationen är därför det hastighetsbegränsande steget vid biologisk kväverening och kräver stora volymer och höga slamhalter (Borglund, 2005). För att överhuvudtaget erhålla nitrifikation krävs att slamåldern, det vill säga slammets uppehållstid i aktivslambassängerna, överskrider tillväxthastigheten (Carlsson & Hallin, 2003).

Nitrifierande bakteriers tillväxt påverkas bland annat av syrehalt, ammoniumkoncentration, temperatur, pH och förekomsten av gifter (Stenström och Poduska, 1979). I ett enkelt uttryck för bakteriernas tillväxthastighet antas hastigheten begränsas av syrehalten och ammoniumkoncentrationen i vattnet enligt ekvation (7) (Tchobanoglous, 2002). Ett liknande uttryck används för att modellera de nitrifierande bakteriernas tillväxt i modellen ASM1 (Alex m.fl., 2008).

$$\rho = \rho_{\max} \frac{\text{DO}}{K_{\text{DO}} + \text{DO}} \cdot \frac{\text{NH}_4}{K_{\text{NH}} + \text{NH}_4} - \rho_{\text{död}} \quad (7)$$

där

ρ = specifik tillväxthastighet [1/dygn]

$\rho_{\max}$ = maximal tillväxthastighet [1/dygn]

DO = syrehalt [mg/l]

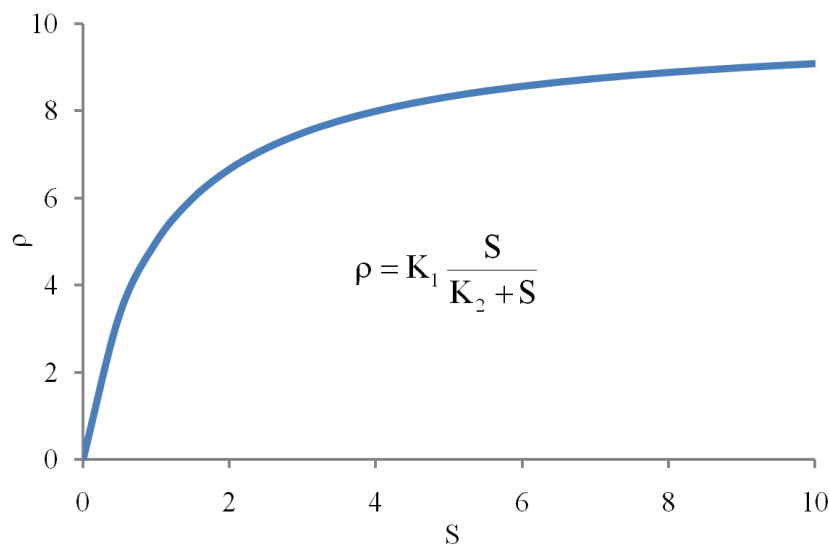
K_{DO} = halvmätnadskonstant för syrehalt [mg/l]

NH_4 = ammoniumkoncentration [mg/l]

K_{NH} = halvmätnadskonstant för ammoniumkoncentration [mg/l]

$\rho_{\text{död}}$ = hastighet för avdöd [1/dygn]

Både syrehaltens och ammoniumkoncentrationens påverkan på tillväxthastigheten i ekvation (7) sker genom så kallad monodkinetik. Ett typiskt sådant samband visas i figur 6 och innebär att effekten av en substratändring på tillväxthastigheten minskar med ökade substratkoncentrationer. En ökning av syrehalten i en aerob bassäng har således större effekt på tillväxthastigheten om syrehalten i bassängen är låg än om den är hög. Halvmätnadskonstanten, som i figur 6 betecknas K_2 , avser den substratkoncentration vid vilken hälften av den maximala tillväxthastigheten uppnås.



Figur 6 Påverkan på tillväxthastighet, ρ , av ett substrat, S , genom monodkinetik. Värdet på konstanterna K_1 och K_2 är i figuren 10 respektive 1

Flera studier har genomförts för att finna värdet av halvmätnadskonstanten för syre. I en resultatsammanställning av Stenström och Poduska (1979) presenteras värden mellan 0,25 och 2 mg/l. Att resultaten skiljer sig beror bland annat på att syrehaltens inverkan på tillväxthastigheten påverkas av omrörningen i bassängen och flockningen av bakterier. I mitten av en flock är syrehalten ofta lägre än i resten av bassängen, varför vatten med stora flockar kräver en högre syrehalt för att uppnå samma tillväxthastighet som vatten med mindre flockbildning.

En ökning av syrehalten ökar endast tillväxten av nitrifierande bakterier upp till en viss gräns. Allmänt gäller att en syrehalt på 2-3 mg/l ger den högsta möjliga tillväxthastigheten i ett aktivt slam (Olsson m.fl., 2005). Vissa studier har dock visat på en förbättring av nitrifikationen upp till en syrehalt på 4 mg/l (Stenström och Poduska, 1979). Vid tillräckligt låga syrehalter avstannar nitrifikationen helt. Gränsen för detta anses ligga mellan 0,2 och 0,5 mg/l.

2.3.2. Fördelning av luftflöde längs en aerob bassäng

Nitrifierande bakteriers syreförbrukning, och därmed luftflödesbehov, varierar längs en aerob bassäng. Detta beror på att ammoniumkoncentrationen sjunker längs bassängen i takt med att det omvandlas till nitrat. I reningsverk är den aeroba bassängen oftast uppdelad i flera skilda zoner i serie, till vilka luftflödena kan styras separat. Olika luftflödesfördelningar till dessa zoner kan resultera i samma ammoniumreduktion men olika energiförbrukning (Olsson m.fl., 2005). Vid luftflödesreglering måste således hänsyn tas både till det totala luftflödet och till dess fördelning mellan de aeroba zonerna.

Om samma luftflöde används längs hela bassängen kommer syrekoncentrationen att öka för varje zon i takt med att nitrifikationen och nedbrytningen av organiska föreningar blir mer och mer fullständig. Av denna anledning väljs ofta luftflödet högt i den första zonen och därefter mindre för varje zon. En alltför brant sådan fördelning kan dock leda till att nitrifikationen blir fullständig redan i den första eller andra zonen, vilket medför låga ammoniumkoncentrationer och därmed onödigt höga syrehalter i de senare zonerna.

I en undersökning genomförd av Olsson m.fl. (2005) används modellen ASM1 för att finna den mest kostnadseffektiva luftflödesfördelningen i en aerob bassäng. Resultatet från studien är en nästintill jämn luftflödesfördelning längs hela bassängen. Det bör dock tilläggas att ett konstant inflöde används och att ingen hänsyn tas till något annat än att minimera energin för luftningen under förutsättning att nitrifikationen blir fullständig.

2.3.3. Vanliga problem vid luftflödesreglering

Biologiska processer är i allmänhet svåra att styra då de innefattar olinjära samband och varierande tidskonstanter. Luftflödesreglering i en aktivslamprocess kompliceras dessutom ytterligare av hydrauliska tidsfördröjningar och begränsningar på tillåtna luftflöden och syrehalter.

Tidsfördröjningar

Tiden det tar för vatten att ta sig igenom en aktivslamprocess är av storleksordningen timmar, vilket påverkar möjligheten för återkoppling från ammoniumkoncentrationen i utgående vatten. Ammoniumgivare för återkoppling placeras vanligen i den sista aeroba zonen eller i slutet av sedimentationsbassängen. En mätning i sedimenteringsbassängen

är i allmänhet mer pålitlig eftersom vattnet är renare här. Tidsfördröjningen vid en sådan placering riskerar dock att bli så pass stor att mätvärdena kan vara svåra att överhuvudtaget använda till onlinestyrning (Olsson m.fl., 2005).

Ett sätt att minska effekten av tidsfördröjningar är att kombinera återkoppling med framkoppling. Mätningen av ammoniumkoncentrationen görs då vid någon punkt innan aktivslamprocessen, varmed belastningsstörningar upptäcks innan de når den aeroba bassängen. Det kan dock vara svårt att fastställa ett lämpligt börvärde för ammoniumkoncentrationen i mätpunkten. Dessutom uppkommer ofta problem med att utföra pålitliga onlinemätningar av inkommande vatten på grund av höga halter störande ämnen.

Negativa effekter av syre

Vanligt använda processutformningar för biologisk kväverening medför att vatten från en aerob bassäng förs vidare till en anoxisk bassäng med denitrifikation. En hög syrehalt i den sista aeroba zonen medför således att syrerikt vatten når den anoxiska bassängen, vilket kan hämma denitrifikationen genom att bakterierna använder syre istället för nitrat som oxidationsmedel. Syrerikt vatten bidrar även till att organiskt material i den anoxiska bassängen förbrukas, vilket ytterligare hämmar denitrifikationen (Borglund, 2005).

Syret i de luftade bassängerna kan också påverka sedimentationen genom att en alltför hög eller låg syrekonzentration kan försämra slammets flockbildningsförmåga. Vid ogynnsamma syrehalter kan lustgas, N_2O , och kvävemoxid, NO , bildas vilka är skadliga för miljön. Lustgas är en effektiv växthusgas som bryter ned ozonskiktet medan kvävemoxid kan oxidera till salpetersyra i luften och därmed bidra till försurning och övergödning. Med ogynnsamma syrehalter menas situationer då syrehalten inte är tillräckligt hög för nitrifikation men inte heller tillräckligt låg för denitrifikation (Carlsson & Hallin, 2003). De båda processerna hämmas och fullbordas inte, varvid de miljöfarliga gaserna bildas.

Begränsningar på luftflödet

Luftflödets storlek i ett reningsverk begränsas av blåsmaskinernas maximala kapacitet. I aeroba bassänger utan omrörning finns det även ett minimalt luftflöde som inte får underskridas eftersom luftflödet har till uppgift att hålla slammets i suspension (Olsson m.fl., 2005).

2.3.4. Simuleringsstudier av energikostnaden för olika reglerstrategier

Flera studier har genomförts i modellen BSM1 för att jämföra energikostnaden för olika luftflödesregleringar. I en simuleringsstudie av Zhang m.fl. (2008) utvärderas en luftflödesreglering med kombinerad återkoppling och framkoppling från ammoniumkoncentrationen i utgående respektive inkommande vatten. Utsignalen från den kombinerade fram- och återkopplingen används som börvärde på syrehalten i en aerob bassäng. Luftflödet styrs i sin tur med en PI-regulator utifrån differensen på

syreböörvärdet och den aktuella syrehalten i bassängen. Strategin jämförs med användandet av ett konstant syrehalt i bassängen. Författarna finner att luftningskostnaderna, enligt den inbyggda utvärderingsmetoden i BSM1, är lägre för den kombinerade återkopplingen och framkopplingen samt att denna strategi ger mindre variationer i utgående ammoniumkoncentration.

I en liknande studie av Yong m.fl. (2005) utvärderas förutom de två ovan nämnda reglerstrategierna även en ren återkoppling från ammoniumkoncentrationen i utgående vatten. Precis som för den kombinerade fram- och återkopplingen används utsignalen från återkopplingen som böörvärde på syrehalten. Till skillnad från studien av Zhang m.fl. (2008) används tre aeroba bassänger, vilka alla får samma syreböörvärde. Författarna finner att återkopplingsstrategierna ger energivinster jämfört med användning av ett konstant syreböörvärde samt att belastningsstörningar regleras bort fortast då framkoppling används. I studien utvärderas även reglerstrategierna i en aktivslamprocess i labbskala. Även här finner författarna en energivinst för kombinerad fram- och återkoppling från utgående ammoniumkoncentration jämfört med användandet av konstanta syreböörvärden.

Stare m.fl. (2007) har genomfört en simuleringsstudie i BSM1 som visar på samma resultat. I studien utvärderas förutom de ovan nämnda strategierna även användandet av ett konstant luftflöde, vilket i BSM1 motsvaras av ett konstant värde på variabeln K_{La} . Fyra aeroba zoner används, vilka alla erhåller samma luftflöde respektive syreböörvärde. Författarna använder de utvärderingskriterier som finns inbyggda i BSM1 och finner att användning av konstanta K_{La} -värden kräver störst luftförbrukning och i medel ger störst utgående ammoniumkoncentration av de utvärderade reglerstrategierna. Vid reglering med konstanta K_{La} -värden respektive konstanta syrehalter är utgående ammoniumkoncentration betydligt högre än gränsvärdet vid hög belastning och lägre än gränsvärdet vid låg belastning. Författarna finner även stora variationer i syrehalten då konstanta K_{La} -värden används.

Istället för att styra luftflödet kan kvävereduktionen regleras genom variation av den luftade volymen. Detta har undersökts av Ekman m.fl. (2006), vilka utvärderade metoden både i BSM1 och på pilotanläggningen Hammarby Sjöstadsvärk. Regleringen utformades så att den totala luftade volymen ökades vid hög belastning. Beroende på belastning användes en, två eller tre luftade zoner. Strategin jämfördes med användandet av konstant syreböörvärde och författarna fann att en varierad luftad volym medförde en minskad luftförbrukning och en i medeltal lägre utgående ammoniumkoncentration.

2.4. LUFTFLÖDESSTYRNING MED KONSTANTA STYRSIGNALER

2.4.1. Styrning mot medelvärdet på utgående ammoniumkoncentration

Många idag använda strategier reglerar luftflödet efter inkommande belastning med syfte att alltid hålla ammoniumkoncentrationen i utgående vatten under ett satt gränsvärde. De utsläppsvillkor som reglerar hur mycket ammonium som får släppas ut från ett reningsverk avser dock normalt inte momentana värden utan medelvärden över en längre tid, såsom kvartal eller år. Detta öppnar för ett nytt sätt att tänka. Luftflödet bör minimeras under förutsättning att medelvärdet på utgående ammoniumkoncentration över en längre tid underskrider ett satt gränsvärde.

2.4.2. Reglering med konstanta styrsignaler

De många processer som styrs i ett reningsverk kan förenklat modelleras av en insignal, $u(t)$, en utsignal, $y(t)$ och en störningssignal, $d(t)$, enligt ekvation (8).

$$y(t) = f(u(t)) + d(t) \quad (8)$$

Funktionen f är sällan linjär. En vanlig form av olinjäritet är att verkningsgraden minskar med ökade insignaler, till exempel genom monodkinetik. För processer där funktionen f minskar med ökande insignaler motsvaras detta av att funktionen f har en strikt negativ derivata och en strikt positiv andraderivata.

I ett reningsverk kan utsignalen $y(t)$ till exempel vara en koncentration i utgående vatten, vars medelvärde under en viss tid ska hållas lika med ett gränsvärde, α , med hjälp av styrsignalen $u(t)$. Medelvärdet beräknas lämpligen flödesproportionellt för att ta hänsyn till variationer i flöde. Det kan antas att en ökning av insignalen $u(t)$ också innebär en ökad energi eller kemikaliekostnad, varför det är önskvärt att minimera $u(t)$. Om samtliga signaler antas vara diskreta, så att $u = [u(1), u(2), \dots, u(N)]$ och $y = [y(1), y(2), \dots, y(N)]$, kan problemet matematiskt formuleras enligt följande (Carlsson, 2010):

Minimera:

$$c(u) = \sum_{k=1}^N u(k) \quad (9)$$

under bivillkoret:

$$g(y) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N y(k) = \alpha \quad (10)$$

Enligt villkoret i ekvation (10) ska medelvärdet av utsignalen vara lika med ett satt gränsvärde α . I praktiken bör villkoret snarare formuleras som $g(y) \leq \alpha$. Det kan dock antas att ekvation (9) minimeras då likhet erhålls i bivillkoret. Under förutsättning att $y(t)$ avser en utgående koncentration kan valet av N och α baseras på lagstiftade gränsvärden. I praktiken kan det dock vara lämpligt att välja ett lägre N , såsom 24 timmar.

Under förutsättning att funktionen f är olinjär på ett sådant sätt att den har en strikt negativ derivata och en strikt positiv andraderivata är den optimala lösningen till problemet (9) och (10), enligt Carlsson (2010), ett konstant värde på insignalen $u(t)$. Den totalt krävda insignalen minimeras således om den hålls konstant.

Matematiskt bevis med Langrangemetoden

Att problemet (9) och (10) minimeras av en konstant insignal $u(t)$ kan visas matematiskt med Langrangemetoden enligt Carlsson (2010). Funktionen f antas vara kontinuerlig och antas ha en strikt negativ derivata och en strikt positiv andraderivata.

Genom att använda uttrycket för utsignalen $y(t)$ som ges i ekvation (8) kan optimeringsproblemet formuleras enligt följande:

Minimera

$$c(u) = \sum_{k=1}^N u(k) \quad (11)$$

under bivillkoret

$$h(u) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N (f(u(k)) + d(k)) - \alpha = 0 \quad (12)$$

Det är nu möjligt att definiera en lagrangefunktion enligt ekvation (13).

$$L(u) = c(u) + \lambda \cdot h(u) \quad (13)$$

Uttrycket $h(u)$ är lika med noll och $c(u)$ minimeras i en kritisk punkt till lagrangefunktionen. I en kritisk punkt uppfylls ekvation (14).

$$\nabla c(u) + \lambda \cdot \nabla h(u) = 0 \quad (14)$$

Genom att sätta in ekvation (11) och (12) i uttrycket (14) ovan fås ekvation (15).

$$1 + \lambda \frac{1}{N} \frac{\delta f(u(k))}{\delta u(k)} = 0 \quad k = 1, 2, \dots, N \quad (15)$$

För att ekvation (15) ska vara lika med noll krävs ett konstant värde på derivatan av f . Utseendet på funktionen f innebär att varje insignal $u(t)$ ger ett unikt värde på funktionens derivata. Lösningen till optimeringsproblemet (11) och (12) är således en konstant insignal enligt ekvation (16).

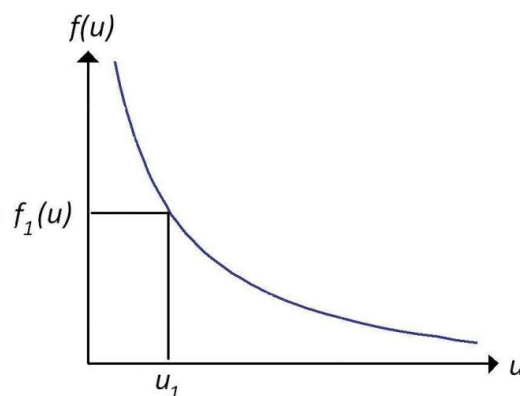
$$u(k) = u_0 \quad k = 1, 2, \dots, N \quad (16)$$

Ovanstående bevis visar att en konstant insignal är ett nödvändigt villkor för kriteriet (11) med bivillkoret (12). För vidare bevis för att en konstant insignal också är tillräckligt, se Carlsson (2010).

Grafisk illustration

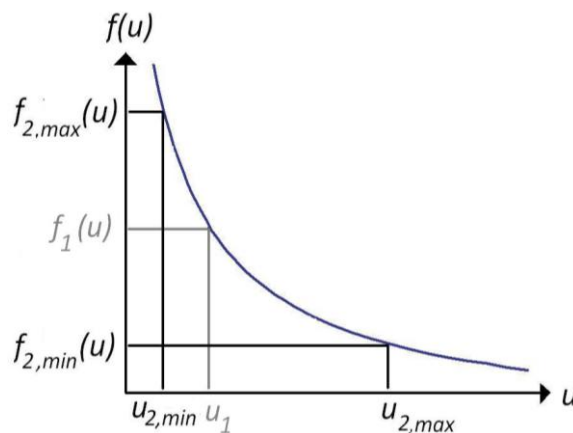
Att en konstant insignal minimerar den totalt krävda insignalen till processen i ekvation (8) kan illustreras schematiskt genom att jämföra två fall. I det första fallet hålls insignalen, u , konstant under förutsättning att medelvärdet på utsignalen under en viss tid är lika med ett satt gränsvärde. Enligt ovan bör detta minimera den totalt krävda insignalen. I det andra fallet hålls utsignalen, y , lika med ett konstant gränsvärde. Detta kan jämföras med att en utgående koncentration regleras till ett gränsvärde genom variation av till exempel luftflödet. Den inkommande störningen, d , antas variera något kring ett medelvärde.

För det första fallet hålls insignalen, u , konstant vilket medför ett konstant värde på funktionen f , se figur 7.



Figur 7 En konstant insignal, u_1 , samt det resulterande funktionsvärdet, $f_1(u)$, för en olinjär funktion f

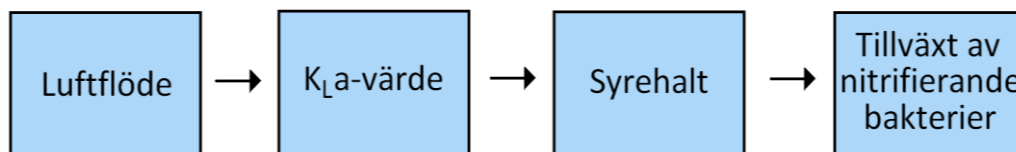
För det andra fallet, i vilken en konstant utsignal y ska erhållas, måste värdet på funktionen f varieras i takt med att störnsignalen d varierar. Funktionen antas behöva variera mellan ett högsta värde, $f_{\max}$, och ett lägsta värde, $f_{\min}$. På grund av olinjäriteten i funktionen f kräver detta ett högre medelvärde på insignalen än om en konstant styrsignal används, se figur 8. Detta trots att medelvärdet på utsignalen y under en längre tid är lika för de två metoderna.



Figur 8 Maximalt och minimalt krävd insignal, u_2 , för att erhålla funktionsvärdena $f_{\max}$ och $f_{\min}$ för en olinjär funktion f . Markerat i grått visas den insignal, u_1 , som krävs för att erhålla motsvarande medelvärde på funktionen f .

2.4.3. Luftflödesstyrning med konstanta styrsignaler

I avsnitt 2.3.1. redogjordes för luftflödets inverkan på ammoniumreduktionen. Inverkan sker med flera mellanparametrar, vilket förenklat visas i figur 9.



Figur 9 Luftflödets inverkan på nitrifikationshastigheten. Luftflödet påverkar K_{La} -värdet, vilket i sin tur påverkar syrehalten. Syrehalten påverkar i sin tur tillväxthastigheten hos nitrifierande bakterier.

Luftflödet påverkar ammoniumhalten genom flera olinjära samband med liknande egenskaper som de som beskrevs för funktionen f ovan. Sambandet mellan luftflöde och K_{La} -värde samt sambandet mellan syrehalt och tillväxt av nitrifierande bakterier är båda olinjära på ett sådant sätt att verkningsgraden minskar med ökade styrsignaler. Effekten av luftflödet respektive syrehalten avtar således med ökade signaler, vilket enligt ovan antyder att nitrifikationen optimalt bör styras med ett konstant luftflöde eller en konstant syrehalt. Detta motsäger de simuleringsresultat som presenterades i avsnitt 2.3.4. och skiljer sig från hur luftflödena styrs på många reningsverk idag.

Lundgren (2011) undersökte nya sätt att reglera luftflödet genom ett examensarbete på Käppalaverket under 2010. Här genomfördes simuleringar i BSM1, i vilka reglering med konstanta luftflöden, konstanta syrebörvärden samt återkoppling från ammoniumkoncentrationen i utgående vatten undersöktes. Studien visade att användandet av återkoppling från utgående ammoniumkoncentration gav en högre energiförbrukning än både ett konstant luftflöde och en konstant syrehalt.

Grundtanken är att ett utsläpp av ammonium över gränsvärdet under höga belastningar ska kompenseras av ett underskridande vid låga belastningar. Huruvida en konstant syrehalt eller ett konstant luftflöde minimerar den totala energiförbrukningen är dock inte självklart. På grund av bland annat en varierande respiration medför en konstant luftflöde i allmänhet en varierande syrehalt. På motsvarande sätt krävs ett varierande luftflöde för att hålla en konstant syrehalt.

2.4.4. Möjliga reglermetoder

Användning av konstanta insignaler avlägsnar inte behovet av reglering. Reglering behövs både för att finna ett lämpligt värde på den konstanta styrsignalen och för att kompensera för stora störningar.

Vilket värde som ska användas på styrsignalen beror av framtida störningar, vilket i fallet för luftflödesstyrning motsvarar kommande belastningsvariationer. Belastningen in till ett avloppsreningsverk påverkas framförallt av hur mycket avloppet används men även av till exempel regnflöden. Avloppsanvändandet är större på dagen än på natten

och skiljer sig mellan veckodagar och helgdagar, vilket medför att belastningen har en viss periodicitet över dygns- och veckoskala.

Periodiciteten gör att det delvis går att förutsäga framtida belastningsvariationer och finna en lämplig styrsignal genom iterativ reglering. Grundtanken med en sådan reglering är att regulatorn lär sig av sina tidigare fel. Regleringen kan förslagsvis ske på dygnsskala på ett sådant sätt att insignalen hålls konstant över dygnet för att därefter uppdateras inför nästa dygn utifrån skillnaden mellan dygnsmedelvärdet i utgående ammoniumkoncentration och dess börvärde.

Vid stora slumpmässiga störningar, såsom kraftiga regnflöden, kan det vara behövligt att frångå styrningen med konstanta insignaler för att hålla utsläppskraven och för att inte skada andra processer genom till exempel alltför höga eller låga syrehalter.

2.5. KÄPPALAVERKET

Käppalaverket är ett avloppsreningsverk placerat längst ut på Lidingö i Stockholm. Verket invigdes 1969 och är idag det tredje största i Sverige. Det drivs av Käppalaförbundet, som utgörs av elva kommuner i norra Stockholm. Dessa är Sigtuna, Upplands-Bro, Upplands Väsby, Sollentuna, Solna, Täby, Vallentuna, Danderyd, Lidingö, Nacka och Värmdö (Thunberg, 2007).

Sedan invigningen har Käppalaverket byggts ut för att möta en ökad befolkning och ökade reningskrav. Den nya delen stod klar 1998 och är, tillsammans med den gamla delen, dimensionerad för att klara av en predikterad belastning för 2020, vilket motsvarar 700 000 pe¹. I dagsläget är belastningen endast 540 000 pe och verket är således inte fullbelastat.

Den gamla och nya delen av verket är uppdelad i sex respektive fem parallella linjer. På grund av skillnader i bassängvolym fördelas två tredjedelar av det inkommande vattnet till den nya delen.

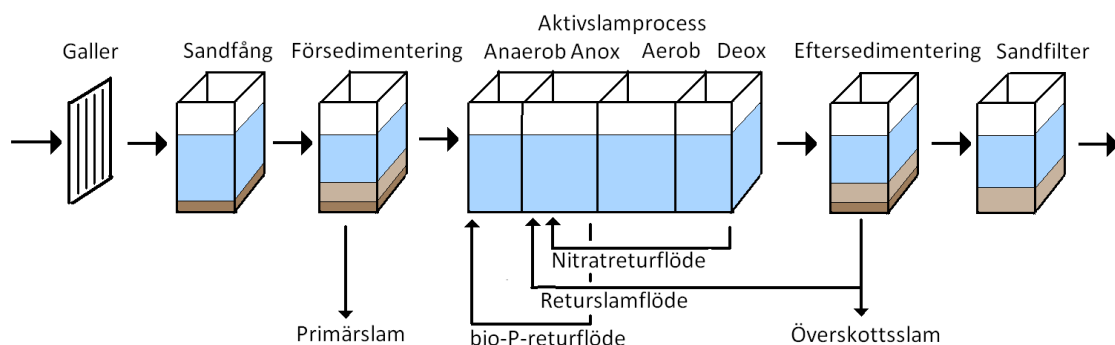
2.5.1. Processutformning

Avloppsvatten kommer till Käppalaverket via en 65 km lång tunnel. Tunneln har en genomsnittlig lutning på en promille och förutom tre pumpstationer rinner vattnet med självfall.

Vattnets väg genom Käppalaverket visas schematiskt i figur 10. Inkommande vatten passerar först ett silgaller där det grövsta materialet, så kallat rens, avlägsnas. Vattnet förs vidare till fyra parallella sandfång för sedimentering av grova partiklar. Efter sandfången delas vattnet upp mellan verkets elva parallella linjer.

¹ 1 pe (personekvivalent) = 70 g BOD₇/(dag*person)

I nästa steg i reningsprocessen, försedimenteringen, avlägsnas partiklar från vattnet genom sedimentation. Det ansamlade slammet på bassängens botten, så kallat primärslam, skrapas ner i slamfickor och pumpas till rötkammare för rötning.



Figur 10 Vattnets väg genom Käppalaverket. Aktivslamprocessen är i bilden utformad enligt UCT-modellen och illustrerar den gamla delen av verket

Från försedimenteringsbassängerna förs vattnet vidare till verkets aktivslamprocess. Käppalaverket utnyttjar fördenitrifikation och de anoxiska zonerna är således placerade innan de aeroba. I den gamla delen av verket tillämpas biologisk fosforrening och processutformningen följer UCT-modellen. Reningen av fosfor i den nya delen av verket sker istället kemiskt genom så kallad simultanfällning. Som kemikalie används tvåvärt järnsulfat, som för att underlätta omblandningen tillsätts i returslamflödet. De bildade flockarna sedimenterar med det biologiska slammet och följer så småningom med överskottsslamflödet till rötkammarna. Att fällningen kallas simultan innebär att kemikalietillsatsen sker i samma steg som den biologiska reningen.

I samtliga linjer följs de aeroba bassängerna av en så kallad deoxzon, i vilken vattnet avluftas innan det pumpas tillbaka till de anoxiska zonerna. De aeroba bassängerna är uppdelade i ett antal zoner till vilka luftflödet kan styras separat. Den första luftade zonen i samtliga linjer samt de två sista luftade zonerna i den nya delen av verket är utrustade med omrörare. Genom omrörarna är luftflödet inte nödvändigt för att förhindra sedimentation, vilket gör det möjligt att stänga av det helt och således låta zonen bli anoxisk. På detta sätt är det möjligt att variera den totala luftade volymen under året.

Innan det renade vattnet lämnar verket passerar det 30 parallella sandfilter, där kvarvarande material samlas upp innan vattnet släpps ut i havet. I detta steg tillsätts vid behov ytterligare järnsulfat för att avlägsna fosfor ur vattnet. Sandfiltren backspolas regelbundet för att förhindra igensättning. Backspolningsvattnet förs till början av försedimenteringsbassängerna för avskiljning av slam till rötkammarna. Sedan vattnet filtrerats förs det ut i havet på 45 meters djup, 100 meter från land.

2.5.2. Rötning och slambehandling

Det slam som avlägsnas i processerna rötas för att minska slammängderna. Rötning innebär att organiskt material bryts ner i syrefri miljö till koldioxid och metan. På

Käppalaverket sker rötningen genom så kallad parallell seriedrift med två rötkammare. Primärslam från försedimenteringen pumpas till den första rötkammaren medan överskottsslam från det biologiska reningssteget förs in i den andra rötkammaren tillsammans med rötat slam från den första kammaren. Rötningen sker i 34-37 grader och slammet har en total uppehållstid på mellan 20 och 35 dygn (Norén, 2009).

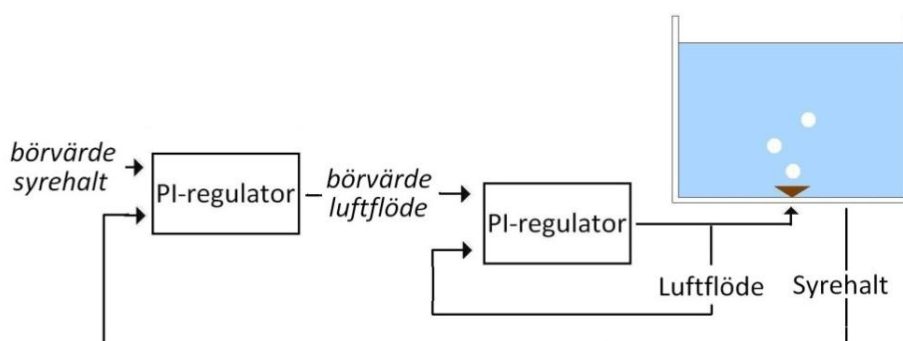
Det återstående slammet avvattnas och sprids därefter på åkermark. Biogasen som produceras förädlas och säljs sedan 2010 som fordonsgas till SL. Den gas som inte SL kan ta emot används för att producera värme till Fortums fjärrvärmenät.

2.6. LUFTFLÖDESSTYRNING PÅ KÄPPALAVERKET

Luftflödesregleringen på Käppalaverket sker idag med två olika strategier. I fyra av linjerna i den nya delen av verket regleras det totala luftflödet och dess fördelning mellan zonerna utifrån syregivare i den första och sista luftade zonen. På grund av brister i denna reglering utvecklades en ny strategi 2006, i vilken luftflödet styrs med återkoppling från utgående ammoniumkoncentration (Thunberg, 2007). Denna strategi används idag i samtliga linjer i den gamla delen av verket samt i en linje i den nya delen.

2.6.1. Luftflödesventiler och kaskadreglering av syrehalt

För att erhålla en önskad syrehalt i en aerob zon styrs luftflödet med så kallad kaskadreglering, se figur 11. En överordnad regulator beräknar ett börvärde på luftflödet utifrån differensen mellan syrebörvärdet och uppmätt syrehalt i den aeroba bassängen. En underordnad regulator styr därefter ventilläget genom återkoppling från uppmätt luftflöde. Reglerstrategin används för att motverka störningar i luftflödet och för att minimera effekten av olinjäriteter i ventilerna (Thunberg, 2007).



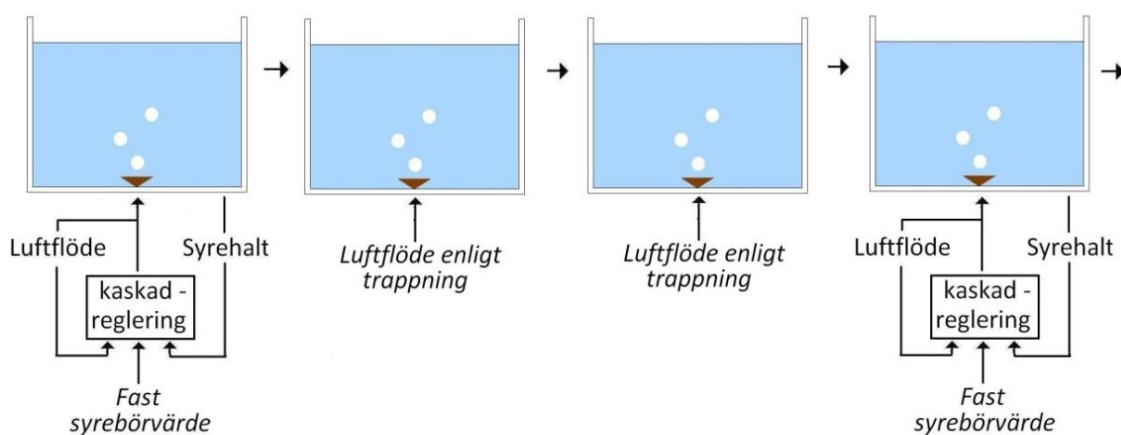
Figur 11 Kaskadreglering av luftflöde för att erhålla ett önskat syrebörvärde

Luftflödet till ventilerna genereras av blåsmaskiner. Kaskadregleringen påverkar endast ventilernas öppningsgrad och kräver att trycket till ventilerna är tillräckligt högt för att önskat luftflöde ska erhållas. Att hålla ett för högt tryck är dock inte önskvärt, eftersom nästan är helt stängda ventiler leder till tryckförluster och därmed onödiga energikostnader (Carlsson & Hallin, 2003). Ett lagom högt tryck erhålls genom

reglering utifrån ventilernas öppningsgrad, vilket syftar till att hålla den mest öppna ventilen nästan helt öppen. Om öppningsgraden på den mest öppna ventilen är större än önskat ökas trycket, vilket kompenseras av kaskadregleringen genom en minskad öppningsgrad. På samma sätt minskas trycket ifall öppningsgraden på den mest öppnade ventilen är för låg.

2.6.2. Luftflödesstyrning med två syregivare och trappning

I de fyra linjer där luftflödesstyrningen sker utifrån två syregivare sätts börvärden på syrehalten i den första och sista luftade zonen manuellt av processoperatören, se figur 12. Genom kaskadreglering styrs luftflödet så att dessa syrebörvärden hålls. Luftflödet till de mellanliggande zonerna fördelas med en mjukvaruregulator på ett sådant sätt att den första zonen får mest luft och luftflödet därefter minskar för varje zon (Borglund, 2005).



Figur 12 Luftflödesreglering med två syregivare och trappning.

Det totala luftflödet till samtliga zoner styrs av syregivaren i den första zonen medan den erhållna luftflödestrappans lutning, det vill säga luftflödet fördelning mellan zonerna, styrs utifrån syregivaren i den sista zonen. Luftflödestrappans lutning regleras så att den är stor vid låg belastning och liten vid hög belastning (Borglund, 2005).

Vid låg belastning ökar syrehalten i den sista zonen och blir därmed större än sitt börvärde. Regulatorn minskar då luftflödet till den sista zonen genom att öka trappans lutning. En mindre andel av det totala luftflödet fördelas således till den sista zonen. Den ändrade fördelningen medför att luftflödet till den första zonen ökar. För att hålla syrebörvärdet i denna zon minskar regulatorn det totala luftflödet till hela linjen. På motsvarande sätt kompenserar regulatorn för en hög belastning genom att minska luftflödestrappans lutning så att en större andel av luftflödet fördelas till de senare zonerna.

2.6.3. Brister i luftflödesstyrningen med trappning

På Käppalaverket har luftflödesstyrningen med två syregivare och trappning tidvis fungerat dåligt. Vid låg belastning och höga vattentemperaturer lyckas strategin inte alltid hålla syrebörvärdet i den sista zonen, med förhöjda halter som följd. De höga syrehalterna medför både en onödig luftningskostnad och att syrerikt vatten recirkuleras till de anoxiska zonerna. Mätningar av syrehalten i de mellanliggande zonerna som har genomförts vid dessa tillfällen visar även de på halter långt över börvärdet (Borglund, 2005). Den låga belastningen medför att trappningen ställs in på maximal lutning. Det totala luftflödet begränsas då av minflödet till den sista zonen, vilket måste hållas för att förhindra sedimentation. Luftflödet i den första zonen riskerar att bli så pass högt att nitrifikationen blir fullständig innan vattnet förs vidare till efterliggande zoner (Borglund, 2005). Luftflödet till de mellanliggande zonerna begränsas av trappningen, vilket resulterar i ett onödigt högt luftflöde och höga syrehalter.

Även vid normalbelastning inträffar tillfällen med höga syrekoncentrationerna i de mellanliggande zonerna. Detta trots att luftflödet till den sista zonen är högre än minflödet, vilket tyder på att nitrifikationen inte blivit fullständig i den första zonen (Thunberg, 2007).

2.6.4. Luftflödesstyrning med återkoppling från utgående ammoniumkoncentration

I den gamla delen av verket samt i en linje i den nya delen finns syregivare installerade i samtliga aeroba zoner. Därmed är det möjligt att sätta individuella syrebörvärden till varje zon. I dessa linjer används samma börvärde på syrehalten i alla zoner utom den sista. Processoperatören sätter ett börvärde på utgående ammoniumkoncentration och på syrehalten i den sista aeroba zonen. Börvärdet på syrehalten i övriga zoner beräknas genom återkoppling från utgående ammoniumkoncentration och syrehalten i den sista aeroba zonen enligt figur 13.

Båda regulatorerna är av typen PI och syrehalten beräknas som en summa av regulatorernas utsignaler och ett offsetvärde enligt ekvation (17).

$$r = u_1 + u_2 + K \quad (17)$$

där

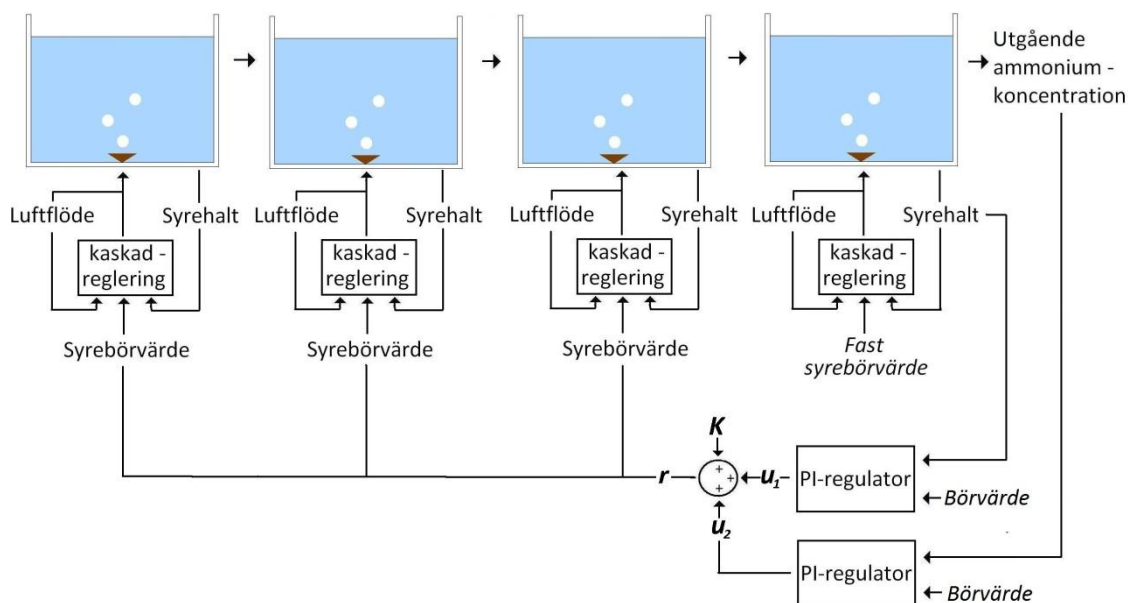
r = börvärde på syrehalt till samtliga zoner utom den sista

u_1 = utsignal från reglering av syrehalt i sista aeroba zonen

u_2 = utsignal från reglering av utgående ammoniumkoncentration

K = konstant

Både utgående ammoniumkoncentration och syrehalten i den sista zonen varierar med inkommande belastning. Strategin medför således höga syrebörvärden, och därmed luftflöden, vid hög belastning och låga luftflöden vid låg belastning.



Figur 13 Luftflödesreglering genom återkoppling från utgående ammoniumkoncentration och syrehalt i den sista luftade zonen.

Till skillnad från luftflödesregleringen med trappning används samma börvärde på syrehalten i samtliga zoner utom den sista. Detta innebär att nitrifikationen förskjuts längre ner i bassängen vilket hindrar uppkomsten av höga syrehalter i de sista zonerna. Förskjutningen av nitrifikationen mot senare liggande zoner innebär även att syrehalten i den första zonen blir lägre, vilket bidrar till en effektivare syreöverföring.

3. SIMULERINGSSTUDIE

3.1. SYFTE

Användandet av konstanta styrsignaler vid luftflödesstyrning utvärderades genom simuleringar i Benchmark simulation model no 1, som beskrivs i avsnitt 2.2. Syftet med simuleringarna var att få en teoretisk bild av hur konstanta luftflöden respektive syrehalter påverkar syrehalten i bassängen och utgående ammoniumkoncentration samt att undersöka vilken potentiell energivinst som kan erhållas i jämförelse med andra luftflödesstyrningar. Som jämförelse användes en återkoppling från utgående ammoniumkoncentration, vilken får representera de styrstrategier som syftar till att alltid hålla koncentrationen i utgående vatten vid ett satt gränsvärde.

3.2. METOD

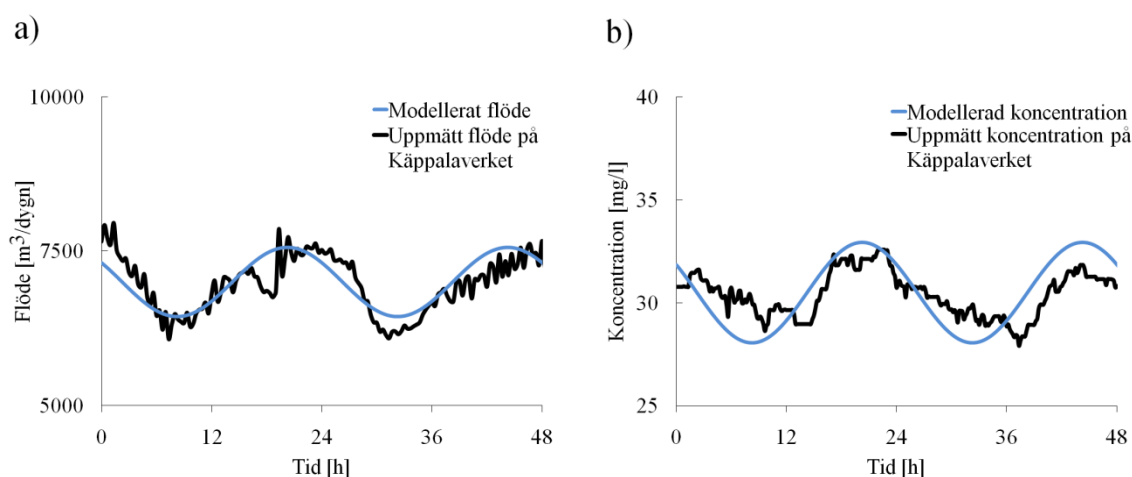
3.2.1. Använd modell

Simuleringarna genomfördes i modellen BSM1 implementerad i Matlab/Simulink. Modellen förenklades för att få mer lättolkade resultat och dess inflöde och bassängvolym anpassades till hur det ser ut på Käppalaverket. Koncentrationen i inflödet av biomassa, syre och nitrat sattes till noll och alkaliniteten antogs vara konstant. Övriga inflödesvariabler antogs variera sinusformat över dygnet. Det antogs inte uppkomma några belastningsstörningar eller någon skillnad i inflöde mellan vardag och helgdag. Inflödesparametrarna, här kallade X , varierade kring ett medelvärde, X_m , enligt ekvation (18).

$$X(t) = X_m \cdot (1 + \alpha \cdot \sin(at + b)) \quad (18)$$

Parametrarna a och b valdes så att en period motsvarade ett simuleringsdygn. Medelvärdet, X_m , av parametrarna inkommande flöde samt koncentration av ammonium och organiskt material beräknades från motsvarande uppmätta värden i inflödet till Käppalaverket. Övriga inflödesparametrar antogs ha samma medelvärde som i den ursprungliga modellen. Värdet på variabeln α bestämmer hur mycket inflödet varierar och sattes till samma värde för samtliga parametrar. Vid valet $\alpha = 0$ var således inflödet konstant.

Att det är rimligt att anta att inflödet varierar sinusformat kan motiveras av figur 14, vilken visar sinusanpassningen av inkommande flöde och ammoniumkoncentration samt motsvarande uppmätta värden under två dagar på Käppalaverket.



Figur 14 Modellerat inkommande flöde (a) och inkommande ammoniumkoncentration (b) under två dygn samt motsvarande uppmätta värden i inflödet till Käppalaverket.

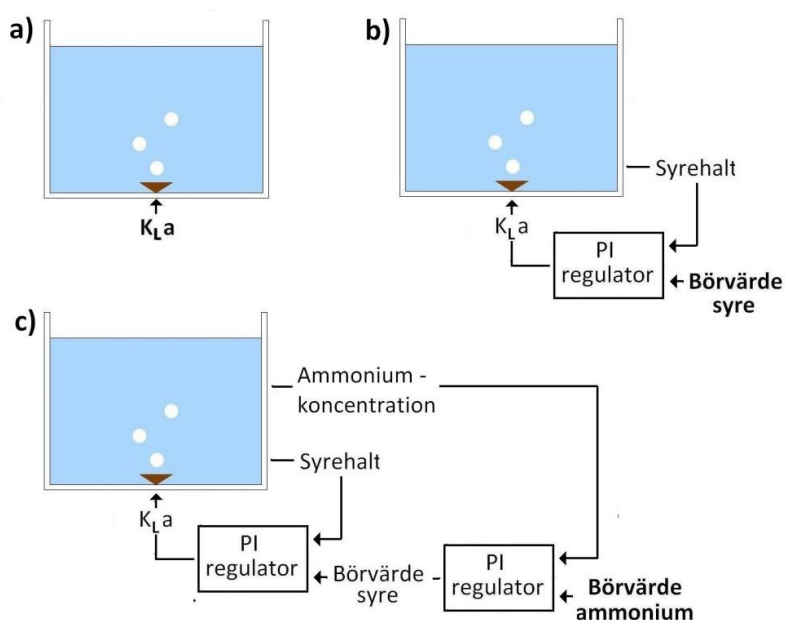
Eftersom det endast var nitrifikationen som var av intresse simulerades ingen anoxisk bassäng och storleken på nitratreturflödet sattes konstant lika med medelvärdet på inflödet. Antalet aeroba bassänger reducerades för att få ett mer lättolkat resultat. Vid

studier av olika luftflödesfördelningar simulerades två bassänger, medan det i övrigt endast antogs finnas en aerob bassäng. En total bassängvolym på 3500 m^3 användes, vilket motsvarar volymen på den aeroba bassängen i en av linjerna på Käppalaverket. Samtliga givarvärden i modellen antogs vara helt brusfria. Alla genomförda simuleringar motsvarade 21 dygn, varav utvärderingen av resultatet endast gjordes på de sista 7 dygnen.

3.2.2. Utvärderade reglerstrategier

I modellen utvärderades tre olika strategier för att styra luftflödet. I den första hölls luftflödet konstant under förutsättning att ett satt gränsvärde uppnåddes på dygnsmedelvärdet av utgående ammoniumkoncentration. Samma utsläppskrav användes i den andra strategin, i vilken luftflödet reglerades så att syrehalten i den aeroba bassängen hölls konstant. Dessa två metoder jämfördes med en tredje strategi, där luftflödet styrdes momentant mot ett satt gränsvärde på utgående ammoniumkoncentration genom återkoppling.

Ett konstant luftflöde motsvarades i BSM1 av ett konstant värde på variabeln $K_L a$. För att erhålla en konstant syrehalt reglerades värdet på $K_L a$ genom återkoppling från aktuell syrehalt i den aeroba bassängen. Vid återkoppling från utgående ammoniumkoncentration infördes ytterligare en regulator, vilken beräknade ett börvärde på syrehalten utifrån differensen mellan aktuell utgående ammoniumkoncentration och dess börvärde. De tre jämförda strategierna visas schematiskt i figur 15.



Figur 15 Simulerade reglerstrategier: a) konstant luftflöde ($K_L a$ -värde) b) konstant syrehalt c) återkoppling från utgående ammoniumkoncentration. Variabler som markeras med fet text hölls konstanta.

Samtliga regulatorer var av typen PI och beräknade således en utsignal utifrån ett reglerfel enligt ekvation (19).

$$u(t) = K \left(e(t) + \frac{1}{T_i} \int e(x) dx \right) \quad (19)$$

där

u = styrsignal

e = reglerfel

K = förstärkning

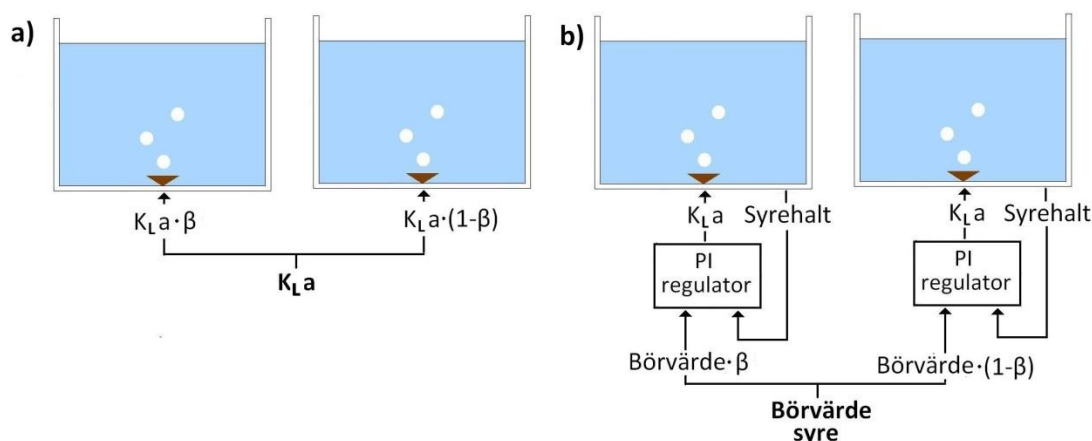
T_i = integrationstid

Prestandan hos en återkoppling från utgående ammoniumkoncentration är starkt beroende av regulatorns snabbhet. Av denna anledning utvärderades två återkopplingsregulatorer med olika förstärkning. Parametervärdena, se tabell 1, valdes för att få så bra prestanda som möjligt.

Tabell 1 Värde på variablerna K och T_i för samtliga använda PI-regulatorer

	K	T_i
Syrehaltsregulator	25	0,002
Snabb ammoniumregulator	10	0,2
Långsam ammoniumregulator	5	0,2

Olika fördelningar av ett konstant luftflöde respektive en konstant syrehalt studerades genom simulering med två aeroba bassänger enligt figur 16. Fördelningen varierades genom att ändra värdet på variabeln β .



Figur 16 Simulering av olika fördelningar av luftflöde och syrehalt vid användning av konstant luftflöde (a) och konstant syrehalt (b). Variabler som markeras med fet text hölls konstanta.

3.2.3. Utvärderingsmetoder

Gränsvärdet på utgående ammoniumkoncentration valdes till 1 mg/l och utsläppskravet baserades på ett vanligt koncentrationsmedelvärde. Som jämförelse användes även ett flödesproportionellt medelvärde enligt ekvation (20). Ett flödesproportionellt

medelvärde tar hänsyn till huruvida en koncentration inträffar vid ett högt eller ett lågt flöde, varför det bör ge en bättre uppskattning av den totala utgående mängden.

$$FMV = \frac{\sum_{k=1}^N NH_4(k) \cdot Q(k)}{\sum_{k=1}^N Q(k)} \quad (20)$$

där

FMV = flödesproportionellt medelvärde av ammoniumkoncentration [mg/l]

NH_4 = ammoniumkoncentration [mg/l]

Q = utgående flöde [l/s]

Luftflödet som krävs för en viss reglerstrategi representeras i BSM1 av en serie K_La -värden. För att överföra dessa till energiförbrukning användes en inbyggd funktion i modellen enligt ekvation (21).

$$LE = 24 \cdot \sum_{k=1}^N (0,007 \cdot K_La(k)^2 + 0,3267 \cdot K_La(k)) \cdot t_{obs} \quad (21)$$

där

LE = förbrukad luftningssenergi [kWh]

N = antal diskreta punkter i beräkningen

K_La = syreöverföringshastighet [1/dygn]

t_{obs} = tid per diskret punkt [dygn]

Det använda sambandet mellan energiförbrukning och K_La -värde är inte linjärt, vilket delvis kan tänkas spegla den olinjäritet som finns mellan luftflöde och K_La -värde.

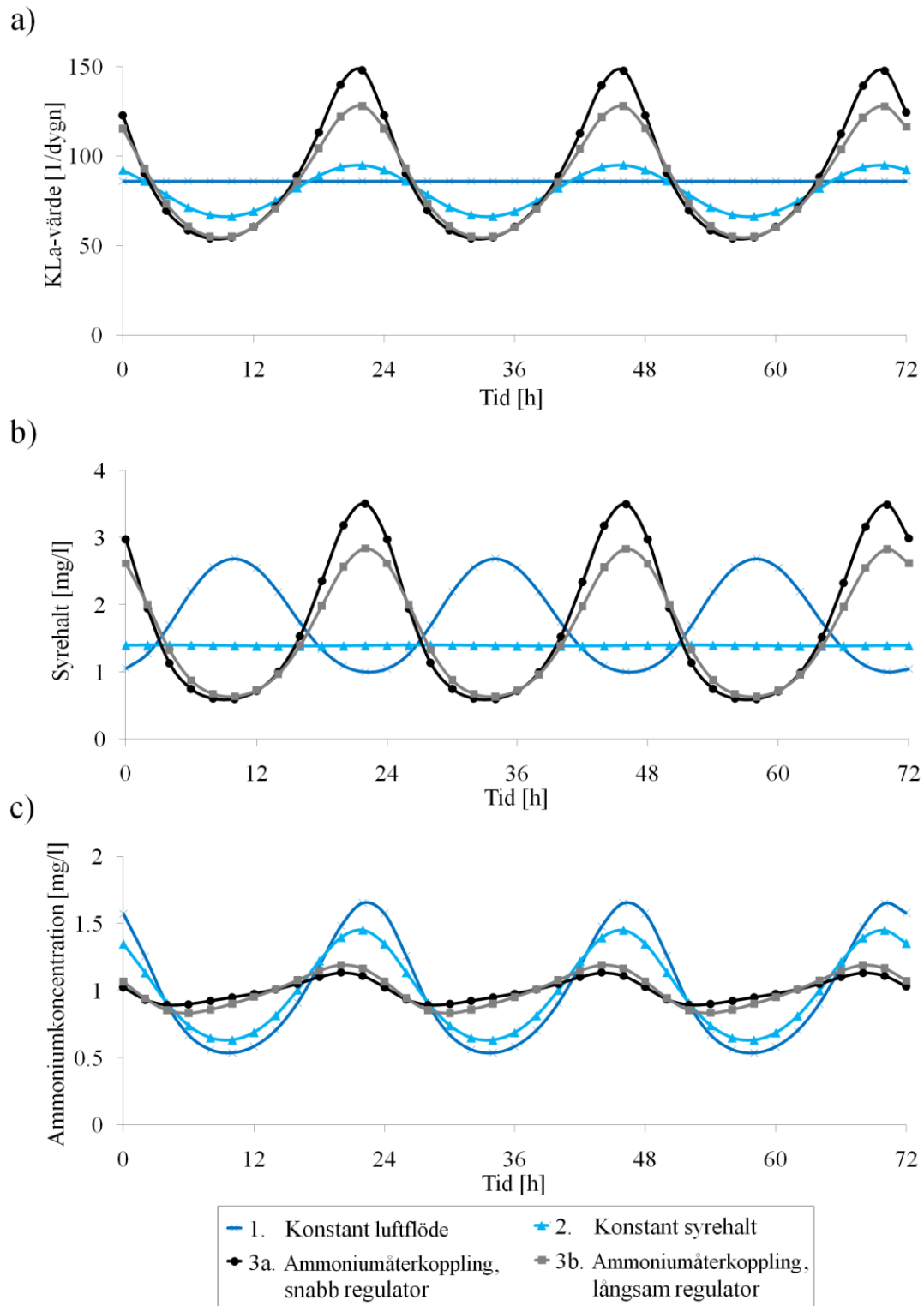
3.3. RESULTAT - SIMULERINGSSTUDIE

3.3.1. Variation i luftflöde, syrehalt och utgående ammoniumkoncentration

När luftflödet hölls konstant varierade syrehalten i den aeroba bassängen, se figur 17. Detta beror på att respirationshastigheten ändrades i takt med att belastningen av organiskt material och kväve varierade. Vid låg belastning minskade respirationshastigheten, varvid syrehalten ökade i bassängen. På motsvarande sätt sjönk syrehalten vid hög belastning. Att hålla luftflödet konstant medförde även kraftiga variationer i utgående ammoniumkoncentration. Vid låg belastning reducerades mer ammonium än vad som krävdes för att nå det satta gränsvärdet. Detta kompenserade det överskott av ammonium som släpptes ut vid hög belastning.

När istället syrehalten hölls konstant krävdes en viss anpassning av luftflödet för att kompensera för respirationshastighetens variation med inkommande belastning. När belastningen ökade krävdes således en luftflödesökning för att önskad syrehalt skulle hållas. På motsvarande sätt krävdes en sänkning av luftflödet vid låg belastning. På samma sätt som då luftflödet hölls konstant varierade utgående

ammoniumkoncentration med belastningen. Variationen var dock mindre i detta fall, vilket beror på att luftflödet till viss del reglerades efter den inkommande belastningen.



Figur 17 Simuleringsresultat av (a) erhållet luftflöde (K_{La} -värde), (b) syrehalt i den aeroba bassängen samt (c) ammoniumkoncentrationen i utgående vatten för de simulerade styrstrategierna konstant luftflöde, konstant syrehalt samt återkoppling från utgående ammoniumkoncentration. Inflödet antas maximalt avvika från medelvärde med 15 % ($\alpha=0.15$).

Styrstrategin med återkoppling från utgående ammoniumkoncentration syftade till att alltid reducera utgående ammoniumkoncentration till gränsvärdet. En ökad belastning svarade mot att ammoniumregulatorn gav ett ökat syrebörvärde, vilket medförde en ökad ammoniumreduktion. På motsvarande sätt minskades syrehalten då belastningen var låg. Variationerna i syrehalt erhöles genom ett ökat eller minskat luftflöde. Värt att notera är att syrehaltsvariationerna för denna strategi således var motsatta de variationer som uppkom då ett konstant luftflöde användes.

På grund av det olinjära sambandet mellan syrehalt och nitrifikationshastighet krävdes en större ökning av syrehalten, och därmed också luftflödet, vid hög belastning än den sänkning som kunde erhållas vid låg belastning. Effekten var tydligare för den snabbare återkopplingen, eftersom denna genererade en kraftigare variation i syrehalt.

3.3.2. Förbrukad luftningsenergi

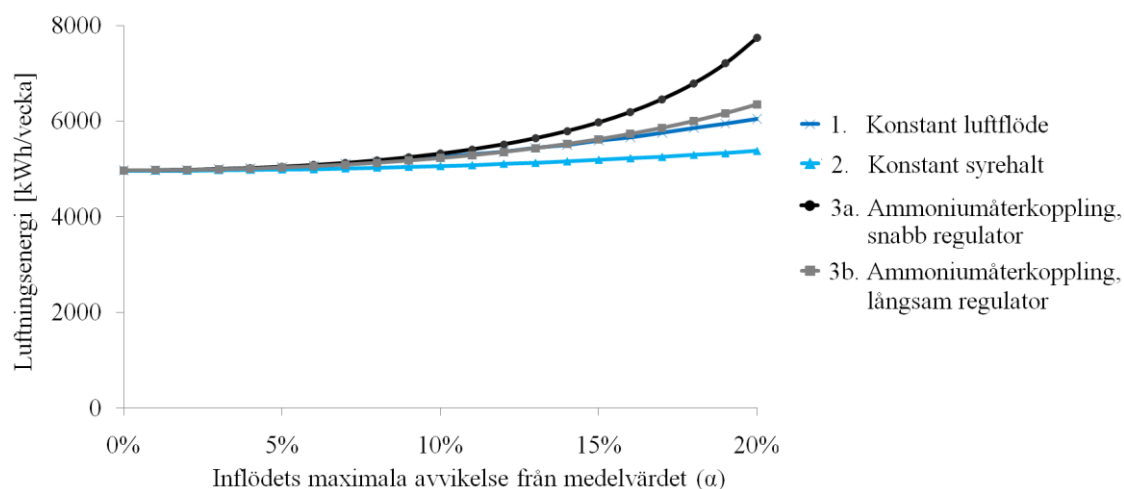
De höga luftflödestoppar som erhöles vid hög belastning resulterade i att den snabba återkopplingsstrategin totalt sett förbrukade mer luftningsenergi per reningsgrad än användandet av både ett konstant luftflöde och en konstant syrehalt. De fyra styrstrategiernas energiförbrukning vid simuleringarna i figur 17 visas i tabell 2.

Energivinsten blev något mindre om strategierna utvärderades med ett flödesproportionellt medelvärde på utgående ammoniumkoncentration. Detta beror på att höga utgående koncentrationer inträffade i samband med höga flöden. Lågst energiförbrukning erhöles då syrehalten hölls konstant.

Tabell 2 Luftningsenergi för de simulerade strategierna konstant syrehalt, konstant luftflöde samt återkoppling från utgående ammoniumkoncentration. Procentvärdena i parentes avser reduktionen i energi jämfört med den snabba återkopplingen. Inflödet antas maximalt avvika från medelvärdet med 15 % ($\alpha=0.15$).

	Luftningsenergi [kWh/vecka]
Snabb ammoniumåterkoppling	5971
Långsam ammoniumåterkoppling	5619 (-6%)
Konstant syrehalt	
- vanligt medelvärde	5191 (-13%)
- flödesproportionellt medelvärde	5306 (-11%)
Konstant luftflöde	
- vanligt medelvärde	5590 (-6%)
- flödesproportionellt medelvärde	5748 (-4%)

Den erhållna energivinsten var kraftigt beroende av hur mycket inflödet varierade, se figur 18. I tabell 2 ovan erhöles en energireduktion på 13 % då syrehalten hölls konstant. Då inflödets variation ökades så att det istället avvek från medelvärdet med maximalt 20 % ($\alpha=0.2$) var motsvarande reduktion 31 %.

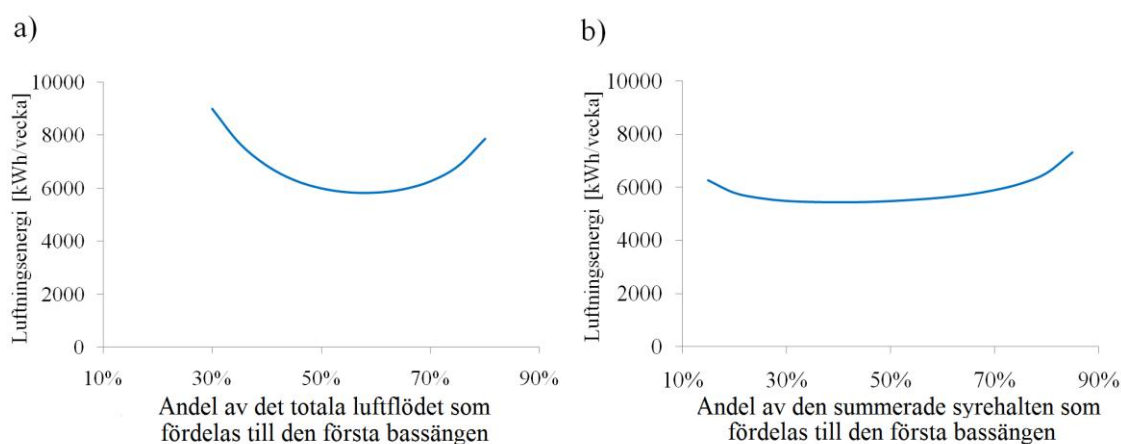


Figur 18 Luftningsenergi som funktion av inflödets variation för de simulerade styrstrategierna konstant luftflöde, konstant syrehalt samt återkoppling från utgående ammoniumkoncentration. För samtliga simuleringar erhöles ett medelvärde på utgående ammoniumkoncentration på 1mg/l.

För samtliga strategier ökade luftningsenergin med ökad inflödesvariation. Denna effekt var störst för den snabba återkopplingen och endast mycket liten för användandet av en konstant syrehalt. Som synes i figur 18 krävdes approximativt samma luftningsenergi för den långsamma återkopplingen som för användandet av ett konstant luftflöde.

3.3.3. Fördelning av luftflöde och syrehalt

Genomförda simuleringar i två aeroba bassänger visade att fördelningen av luftflödet har stor påverkan på den totala luftningsenergin per reningsgrad. När luftflödet hölls konstant minimeras energiförbrukningen om cirka 60 % av luftflödet fördelades till den första bassängen, se figur 19.



Figur 19 Luftningsenergi som funktion av olika fördelningar av ett konstant luftflöde (a) respektive en konstant syrehalt (b) mellan två aeroba bassänger. För samtliga simuleringar erhöles ett medelvärde på utgående ammoniumkoncentration på 1mg/l.

Förbrukningen var även relativt låg då luftflödet fördelades lika mellan bassängerna men ökade därefter ju större del av luftflödet som fördelades till den andra aeroba bassängen. På motsvarande sätt ökade luftförbrukningen för att erhålla en viss reningsgrad då alltmer luft fördelades till den första bassängen.

Då syrehalten hölls konstant kunde istället den summerade syrehalten för båda bassängerna fördelas olika. Syrehaltsfördelningen visade sig vara mindre betydelsefull för den totala energiförbrukningen än luftflödesfördelningen. Energiförbrukningen minimerades då cirka 40 % av den summerade syrehalten fördelades till den första bassängen. Detta uppnåddes genom att 60 % av det totala luftflödet fördelades till denna bassäng och resultatet motsvarade således den optimala fördelningen av luftflöden.

För samtliga fördelningar reducerades den inkommande ammoniumhalten med cirka 90 % i den första aeroba bassängen. Det ammonium som fördes vidare till den andra aeroba bassängen reducerades ytterligare med cirka 70 %, vilket resulterade i en utgående koncentration på 1 mg/l.

3.4. DISKUSSION - SIMULERINGSSTUDIE

3.4.1. Energiförbrukning

Att variera luftflödet med återkoppling för att på så vis erhålla en konstant utgående ammoniumkoncentration visade sig vara mindre energieffektivt än att hålla syrehalten eller luftflödet konstant. På grund av luftflödets och syrehaltens olinjära inverkan på nitrifikationshastigheten krävdes vid återkoppling en högre ökning av dessa parametrar vid hög belastning än motsvarande sänkning som kunde erhållas vid låg belastning. Effekten blev större ju snabbare återkopplingen var, eftersom detta medförde ökade syrehalts- och luftflödesvariationer. Av samma anledning ökade energivinsten med belastningens variation.

Simuleringsresultaten visade även på en tydlig energivinst i användandet av en konstant syrehalt jämfört med ett konstant luftflöde. Troligtvis beror detta på att syrehalten varierade då luftflödet hölls konstant, varmed en totalt sett högre syrehalt krävdes för att erhålla önskad reningsgrad. Detta antagande stöds av att motsvarande stora syrehaltsvariationer uppkom vid den långsamma återkopplingsstrategin, vilken krävde approximativt samma energiförbrukning som användande av ett konstant luftflöde.

3.4.2. Fördelning av syrehalt och luftflöde

Resultaten från simuleringarna i två aeroba bassänger visade att både syrehalten och luftflödet bör fördelas relativt jämnt mellan olika zoner för att minimera energiförbrukningen. Dessa resultat stämmer överens med dem som presenterades av Olsson m.fl. (2005), se avsnitt 2.3.2. Det visade sig till och med mer energieffektivt att hålla en högre syrehalt i den sista aeroba zonen. Idag fördelas vanligtvis luftflödet på reningsverk så att syrehalten är högre i de första zonerna. Enligt resultaten finns det

besparingsmöjligheter med en jämnare fördelning. I simuleringarna visades dock bara effekten på luftningsenergin och ingen hänsyn togs till att syrehalten i den sista bassängen bör hållas låg.

3.4.3. Jämförelse med tidigare studier

Erhållna simuleringsresultat skiljer sig från tidigare genomförda simuleringsstudier, se avsnitt 2.3.4., som istället visar på en energiförlust vid användandet av en konstant syrehalt respektive luftflöde i jämförelse med återkoppling från utgående ammoniumkoncentration. Orsaken till detta kan vara skillnader i använda inflöden, regulatorparametrar och börvärden. I simuleringarna som genomfördes i denna rapport antogs inflödet variera sinusformat i likhet med inflödet till Käppalaverket. Det inbyggda inflödet i BSM1 har dock en annan dynamik med en hög flödestopp under en kort period och därefter ett relativt lågt flöde. Detta kan tänkas minska effekten av syrehalts- och luftflödestoppar vid återkoppling.

I flera av de tidigare studier som presenterats i avsnitt 2.3.4. användes mer än en aerob bassäng. Fördelningen av luftflödet tillkommer som en ytterligare reglerparameter som kan ha stor effekt på den totala luftförbrukningen.

3.4.4. Applicerbarhet på verkligheten

Modellen som användes i simuleringarna ger endast en förenklad, ideal bild av verkligheten. I modellen antas samtliga biologiska processer bero med monodkinetik på ett begränsat antal variabler och det tas således ingen hänsyn till de många andra parametrar, såsom gifter i inflödet, som påverkar den biologiska aktiviteten. I verkligheten uppkommer också många fysiska begränsningar och tidsfördröjningar som inte finns med i modellen.

Förhoppningen är dock att modellen ger en relativt korrekt bild av de olinjära sambanden mellan luftflöde och ammoniumreduktion. Det kan antas att luftflödesdynamiken i alla fall idealt stämmer med verkligheten, varmed ett konstant luftflöde och syrehalt bör kunna ge energibesparingar även i fullskala. Resultaten bör också kunna ge en viss förståelse för hur en konstant syrehalt och luftflöde påverkar syrehalten och ammoniumkoncentrationen idealt.

Simuleringsresultaten lämnar således många frågor obesvarade, såsom hur syrehalten och ammoniumkoncentration påverkas i verkligheten, hur en lagom nivå på syrehalten respektive luftflödet hittas och hur en reglering med konstanta styrsignaler reagerar på en stor belastningsstörning. Dessa besvaras med fördel genom att testa strategierna i fullskala.

4. FULLSKALEFÖRSÖK PÅ KÄPPALAVERKET

4.1. SYFTE

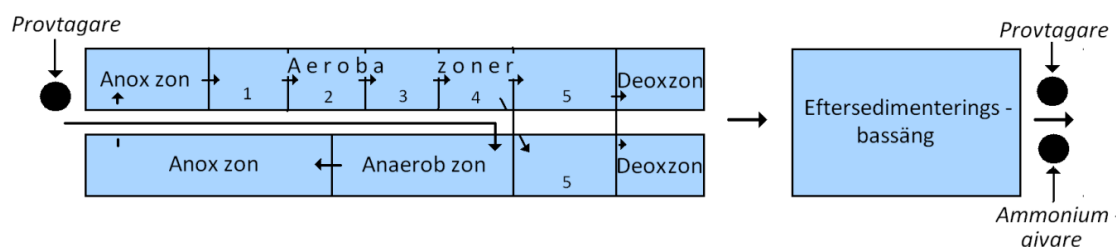
Luftflödesstyrning med konstanta styrsignaler utvärderades i fullskala i en av linjerna på Käppalaverket. Två försök genomfördes i vilka luftflödet respektive syrehalten hölls så konstant som möjligt. Strategierna jämfördes med den återkoppling från utgående ammoniumkoncentration som idag styr luftflödet i sju av verkets linjer. Syftet var att undersöka om en energivinst kan erhållas i fullskala samt att utvärdera stabiliteten och möjligheten till reglering vid användande av konstanta luftflöden och syrehalter.

4.2. METOD

4.2.1. Försöksuppställning

Fullskaleförsöket genomfördes i en av Käppalaverkets elva parallella linjer och resultatet jämfördes med en närliggande referenslinje, i vilken den nuvarande använda strategin med återkopplingen från utgående ammoniumkoncentration användes, se avsnitt 2.6.3. Som försöks- och referenslinje användes linje 3 respektive 5, vilka båda ligger i den gamla delen av verket. Dessa linjer valdes eftersom dess aeroba bassänger har samma volym och samma zonfördelning av luftardysor. I båda linjerna användes fem luftade zoner. Luftflödet mättes i samtliga zoner, medan syregivare endast fanns installerade i zon 1, 3, 4 och 5. Det var därför inte möjligt att styra luftflödet mot ett syrebörvärde i zon 2.

I slutet av eftersedimenteringsbassängerna i både försöks- och referenslinjen placerades ammoniumgivare, vilka användes till återkoppling. Tiden det tar för vattnet att transporteras från de aeroba bassängerna till slutet av eftersedimenteringsbassängen var av storleksordningen timmar. Prover på inkommande och utgående vatten till båda linjerna togs var 20:e minut med automatiska provtagare. Linjernas utformning samt placeringen av provtagare och ammoniumgivare visas i figur 20.



Figur 20 Utformning av försöks- och referenslinjen samt placering av provtagare och ammoniumgivare. Pilarna visar hur vattnet rör sig genom linjerna.

4.2.2. Genomförda analyser

Veckoprover från de automatiska provtagarna analyserades med avseende på COD (chemical oxygen demand), TOC (total organic carbon), ammoniumkväve, nitratkväve och total mängd kväve. COD och TOC är vanligt använda mått på mängden organiskt material i vatten. COD avser den mängd syre som förbrukas vid kemisk nedbrytning av organiskt material. Analyser av COD och TOC genomfördes på både filtrerat och ofiltrerat vatten, vilket ger ett mått på halten lösta organiska föreningar respektive den totala mängden organiskt material.

4.2.3. Beräkning av teoretisk syreförbrukningshastighet

Vid jämförelse av luftförbrukningen i försöks- och referenslinjen behövde hänsyn tas till att linjerna skiljde sig med avseende på belastning och reningsgrad.

Luftförbrukningen skalades därför mot vardera linjens teoretiska syrebehov. Syre förbrukas i en aktivslamprocess vid nitrifikation och nedbrytning av organiskt material samt frigörs vid denitrifikation. Det teoretiska syrebehovet i en bassäng kan således beräknas utifrån mätningar av inkommande och utgående koncentrationer av organiskt material och kväve.

Den totala mängden syre som teoretiskt förbrukats per vecka, OUR (oxygen uptake rate), beräknades enligt ekvation (22) (Hulsbeek m.fl. 2002).

$$\text{OUR} = \text{COD}_i - \text{COD}_e - (2,86 \cdot N_d) - (1,42 \cdot Q_s \cdot C_{\text{vss}}) + (4,56 \cdot N_n) \quad (22)$$

där

OUR = Syreförbrukningshastighet (oxygen uptake rate) [kg O₂/vecka]

COD_i = COD i inkommande vatten [kg O₂/vecka]

COD_e = COD i utgående vatten [kg O₂/vecka]

N_d = Total massa denitrifierad kväve [kg N/vecka]

2,86 = Omräkningsfaktor för erhållen massa syre vid denitrifikation [kg O₂/kg N]

Q_s = Volym överskottsslam per vecka [m³/vecka]

C_{vss} = Organisk slamhalt, VSS (volatile suspended solids), i överskottslammet [kg VSS/m³]

1,42 = Omräkningsfaktor från organisk slamhalt, VSS, till syreförbrukning [kg O₂/kg VSS]

N_n = Total massa nitrifierad kväve [kg N/vecka]

4,56 = Omräkningsfaktor för den massa syre som tas upp vid nitrifikation [kg O₂/kg N]

Genomförda analyser av COD på inkommande vatten, COD_i, visade på stora skillnader mellan försöks- och referenslinjen. Vid analyser på ofiltrerat vatten erhöles skillnader på i medel 20 %, medan motsvarande differens vid analyser på filtrerat vatten var 10 %.

Belastningsskillnaden bör vara relativt liten mellan linjerna, varför analyserna på filtrerat vatten ansågs vara mer rimliga. Dessa analysresultat användes vid beräkningen av syreförbrukningshastigheten och det antogs således att inkommande partikulärt organiskt material inte bidrog till syreförbrukningen i bioblocken. Detta är dock en förenkling eftersom en del av det partikulära materialet hydrolyseras.

Den organiska slamhalten i överskottsslammet, C_{VSS} , antogs endast utgöras av partikulärt organiskt material. Detta antagande understöds av en artikel av Jönsson och Jansen (2006) som finner andelen löst organiskt material i överskottsslam till endast 1-3 %. Eftersom partikulärt organiskt material inte antogs bidra till syreförbrukningen sattes termen C_{VSS} lika med noll i ekvation (22).

Mängden nitrifierat kväve, N_n , kan inte mätas direkt utan beräknades enligt ekvation (23). Kjeldahlkväve betecknar mängden ammoniumkväve och organiskt kväve.

$$N_n = N_{ki} - N_{ke} - N_s \quad (23)$$

där

N_n = Total massa nitrifierad kväve [kg N/vecka]

N_{ki} = Kjeldahlkväve i inkommande vatten [kg N/vecka]

N_{ke} = Kjeldahlkväve i utgående vatten [kg N/vecka]

N_s = Total massa kväve i överskottsslammet [kg N/vecka]

På motsvarande sätt beräknades mängden denitrifierat kväve enligt ekvation (24) (Hulsbeek m.fl. 2002).

$$N_d = N_i - N_e - N_s \quad (24)$$

där

N_d = Total massa denitrifierad kväve [kg N/vecka]

N_i = Total massa kväve i inkommande vatten [kg N/vecka]

N_e = Total massa kväve i utgående vatten [kg N/vecka]

N_s = Total massa kväve i överskottsslammet [kg N/vecka]

Total massa kväve i överskottsslammet, N_s , mättes inte varje vecka. Istället antogs sambandet mellan den totala massan kväve och mängden organiskt material i överskottsslammet vara linjärt (Thunberg, 2007). Genom detta antagande kunde den totala massan kväve uppskattas utifrån mätningar av den organiska slamhalten enligt ekvation (25). Konstanten k uppskattades utifrån stickprover på den totala massan kväve i överskottsslammet till 0,09.

$$N_s = k \cdot C_{VSS} \cdot Q_{slam} \quad (25)$$

där

N_s = Total massa kväve i överskottsslammet [kg N/vecka]

k = Omräkningsfaktor från organisk slamhalt, VSS, till kvävekoncentration [kg N/kg VSS]

C_{VSS} = Organisk slamhalt, VSS, i överskottsslammet [kg VSS/m³]

Q_{slam} = Flöde av överskottsslam [m³/vecka]

4.2.4. Genomförda försök

Under åtta veckors tid genomfördes två fullskaleförsök i vilka först luftflödet och därefter syrehalten hölls så konstant som möjligt.

Luftflödesstyrning utifrån glidande dygnsmedelvärden på syre och utgående ammoniumkoncentration

Under perioden 2010-11-08 – 2010-12-05 (vecka 45 – 48) genomfördes försök med en luftflödesreglering vars syfte var att hålla luftflödena så konstanta som möjligt. Under perioden 2010-11-15 – 2010-11-21 (vecka 46) uppkom dock stora belastningsstörningar, varför denna vecka inte tagits med i utvärderingen.

Att manuellt finna ett konstant luftflöde som resulterade i dygnsmedelvärdet 1 mg/l på utgående ammoniumkoncentration visade sig vara svårt. Istället implementerades en automatisk luftflödesreglering som kunde generera en viss variation i luftflödena för att möta inkommande belastningsstörningar.

Regleringen utformades i syfte att hålla luftflödet konstant så länge medelvärdet på utgående ammoniumkoncentration ett dygn bakåt var lika med ett satt gränsvärde på 1 mg/l. På detta sätt skulle idealt ingen luftflödesjustering ske på grund av periodiska dygnsvariationer i inkommande belastning. Styrstrategin baserades således på teorin att ett konstant luftflöde vid en periodisk belastning genererar en periodisk utgående ammoniumkoncentration på dygnsbasis, enligt simuleringsresultaten i avsnitt 3.3.1. Om däremot medelvärdet på utgående ammoniumkoncentration ett dygn bakåt låg över eller under gränsvärdet justerades luftflödet efter detta. Genom regleringen skulle således luftflödet idealt varieras efter belastningsstörningar men inte efter normala dygnsvariationer.

På motsvarande sätt reglerades luftflödena efter medelvärdet på syrehalten i den sista luftade zonen ett dygn bakåt. Denna reglering implementerades för att få en snabbare respons på stora belastningsstörningar och för att minska risken för syretoppar i den sista luftade zonen.

Luftflödena reglerades således av två separata regulatorer enligt figur 21. Båda regulatorerna var av typen PI och dess reglerfel beräknades som differensen mellan ett börvärde och ett glidande dygnsmedelvärde på den uppmätta signalen. För att hålla ett tämligen konstant luftflöde även vid större belastningsstörningar sattes gränser på regulatorernas maximala utsignaler. Det totala luftflödet till hela linjen beräknades enligt ekvation (26). Värdet på konstanten K och gränserna för regulatorernas utsignaler varierades något under försöket.

$$r = K + u_1 + u_2 \quad (26)$$

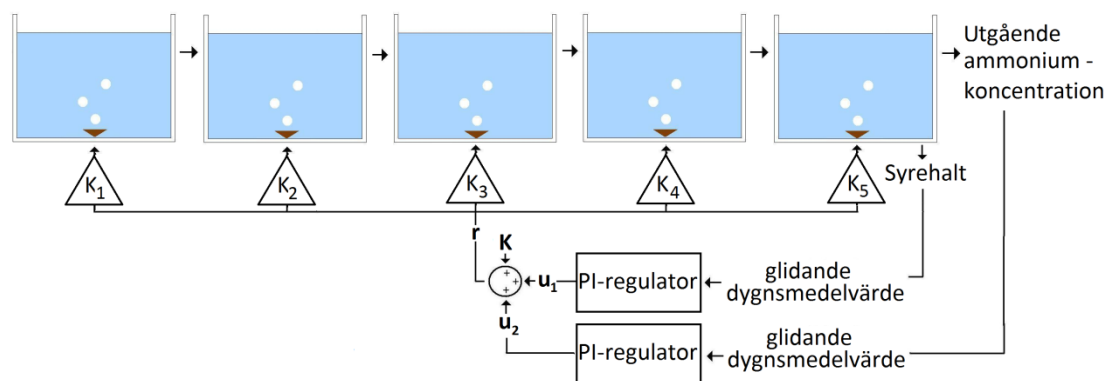
där

r = börvärde på det totala luftflödet till zon 1-5

K = konstant

u_1 = utsignal från reglering av syrehalt i den sista aeroba zonen

u_2 = utsignal från reglering av utgående ammoniumkoncentration



Figur 21 Reglering av luftflödet till samtliga fem använda aeroba zoner utifrån glidande medelvärde på syre och utgående ammoniumkoncentration.

Styrstrategin i figur 21 skiljde sig från återkopplingsstrategin som idag används på Käppalaverket på två grundläggande punkter. För det första skedde regleringen utifrån glidande dygnsmedelvärden istället för momentana värden för att minska inverkan av dygnsvariationer i den inkommande belastningen. För det andra beräknades ett börvärde på luftflödet istället för på syrehalten för att på ett lättare sätt kunna hålla ett konstant luftflöde. Det skedde således ingen reglering av syrehalterna i bassängerna.

Fördelningen av det totala luftflödet mellan de aeroba zonerna baserades på dysornas fördelning så att varje enskild dysa genererade samma luftflöde, se tabell 3. Återkopplingen reglerade luftflödet till samtliga zoner, till skillnad från den återkopplingsstrategi som används idag i vilken syrehalten hålls konstant i den sista zonen. Detta valdes då en kaskadreglering i den sista zonen till viss del skulle kompensera för syrehaltsvariationer orsakade av det konstanta luftflödet i övriga zoner och således motverka effekten av ett konstant luftflöde.

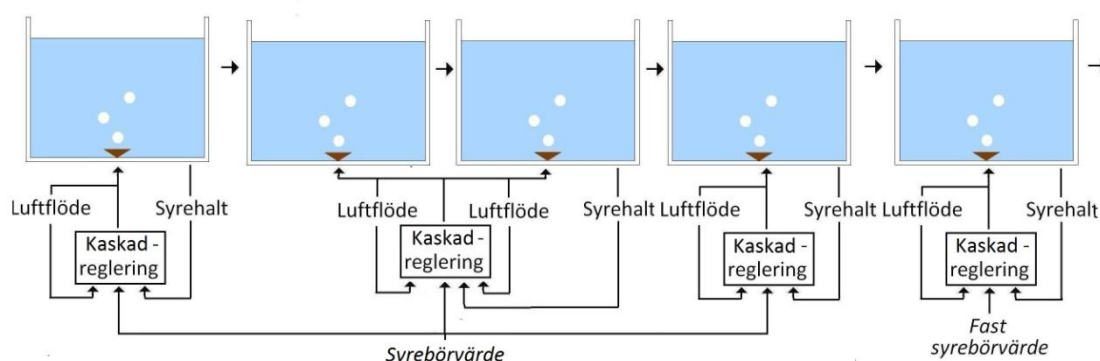
Tabell 3 Fördelning av dysor och luftflöde mellan de aeroba zonerna i försökslinjen

Aerob zon	Antal dysor	Luftflöde i procent av det totala luftflödet
1	248	29 %
2	200	24 %
3	145	17 %
4	128	15 %
5	130	15 %

Belastningen är i allmänhet lägre på helger än vardagar, varför en regulator där återkopplingen sker från glidande dygnsmedelvärden kan beräkna ett för högt luftflöde på helgen och därefter ett för lågt luftflöde i början av veckan. Av denna anledning gjordes beräkningen av dygnsmedelvärden separat på vardagar och helger. Detta innebär att återkopplingen på vardagar skedde utifrån dygnsmedelvärden beräknade på senast föregående vardag medan återkopplingen på helger på motsvarande sätt skedde från senast föregående helgdag.

Luftflödesstyrning med en konstant syrehalt

Under perioden 2010-12-07 – 2011-01-02 (vecka 49 - 52) genomfördes försök med en konstant syrehalt i de aeroba bassängerna. Samma syrehalt användes i de fyra första zonerna, medan syrehalten i den sista zonen hölls konstant till 1 mg/l, se figur 22. Eftersom syrehalten inte mäts i zon 2 användes samma börvärde på luftflödet till zon 2 och 3.



Figur 22 Luftflödesreglering med en konstant syrehalt. Samma syrehalt användes i de första fyra zonerna, medan syrehalten i den sista zonen hölls fast på 1 mg/l. Syrehalten mättes inte i zon 2.

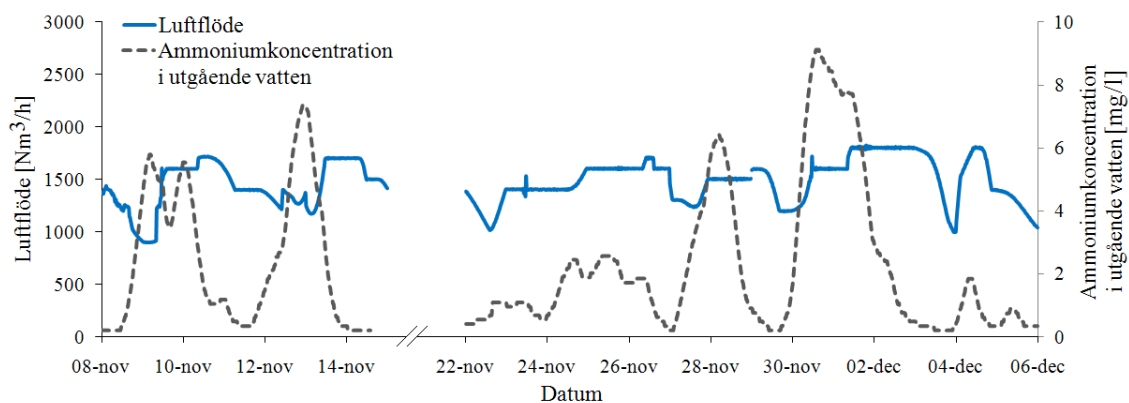
Till skillnad från användandet av ett konstant luftflöde var det möjligt att manuellt finna en syrehalt som genererade ett önskat medelvärde på utgående ammoniumkoncentrationen. Börvärdet på syrehalten uppdaterades manuellt en gång per dygn utifrån mätdata på utgående ammoniumkoncentration. Denna uppdatering skedde dock inte på helger.

4.3. RESULTAT - FULLSKALEFÖRSÖK

4.3.1. Luftflödesstyrning utifrån glidande dygnsmedelvärden på syre och utgående ammoniumkoncentration

Luftflöde och ammoniumkoncentration i utgående vatten

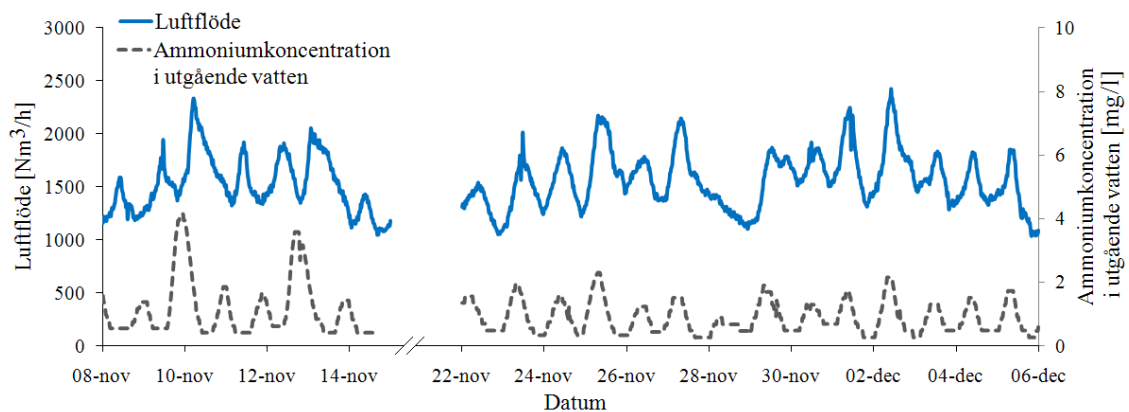
Trots syftet att hålla luftflödet till försökslinjen konstant varierade det något under försöksperioden, se figur 23. Detta beror på de stora variationer i ammoniumkoncentration som erhöles i utgående vatten. Koncentrationen följde inte den dagliga belastningen och istället för att variera runt det satta gränsvärdet på 1 mg/l uppmättes värden mellan 0 och 10 mg/l. Att luftflödet under vissa perioder ändå hölls konstant beror på satta gränser i regulatorernas utsignaler, vilka begränsade dess möjlighet att påverka luftflödet.



Figur 23 Totalt luftflöde till hela försökslinjen samt uppmätt ammoniumkoncentration i utgående vatten från eftersedimenteringsbassängerna i försökslinjen under vecka 45, 47 och 48. Perioden 2010-11-15 – 2010-11-21 (v 46) är borttagen.

Motsvarande värden uppmätta i referenslinjen visade på tydliga luftflödesvariationer med inkommande belastning, se figur 24. En hög belastning medförde en hög utgående ammoniumkoncentration, vilket svarades av regulatoren med ett ökat börvärde på syrehalten och därmed ett ökat luftflöde. Till skillnad från försökslinjen varierade utgående ammoniumkoncentration periodiskt över dygnet.

Värt att notera är att inte heller referenslinjen lyckades hålla en konstant utgående ammoniumkoncentration och att koncentrationen tidvis var uppe i 2-3 mg/l, trots börvärdet på 1 mg/l. Koncentrationsvariationerna var dock avsevärt mindre än i försökslinjen.



Figur 24 Totalt luftflöde till hela referenslinjen samt uppmätt ammoniumkoncentration i utgående vatten från eftersedimenteringsbassängerna i referenslinjen under vecka 45, 47 och 48. Perioden 2010-11-15 – 2010-11-21 (v 46) är borttagen.

Reningsgrad

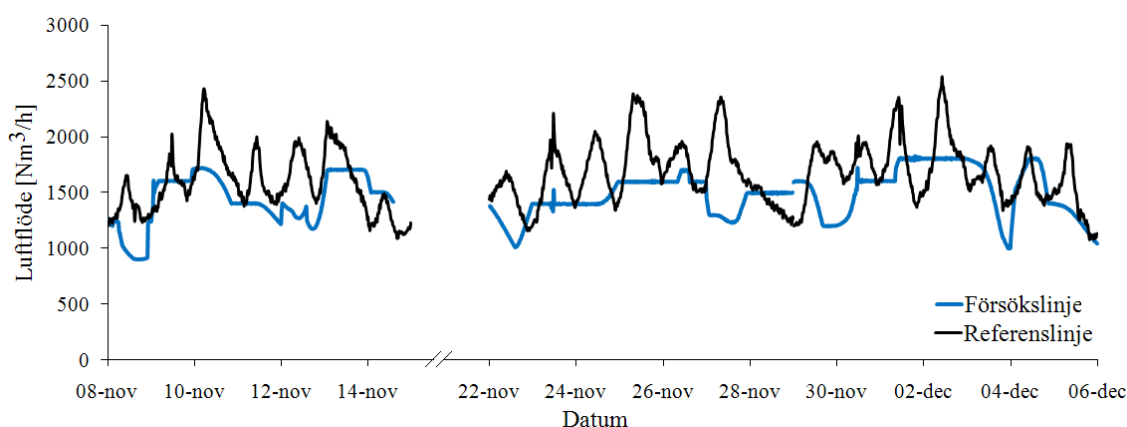
Den kraftiga variationen i utgående ammoniumkoncentration från försökslinjen medförde att regleringen inte lyckades hålla gränsvärdet på 1 mg/l. Medelvärdet under hela perioden på ammoniumkoncentrationen i utgående vatten från försökslinjen var 2,6 mg/l. Motsvarande värde för referenslinjen var 1,6 mg/l, vilket innebar att inte heller denna reglerstrategi klarade att hålla gränsvärdet. Även utgående nitratkoncentrationer var högre i försökslinjen än i referenslinjen. Effekten av detta på den totala reningsgraden av ammonium och total mängd kväve visas i tabell 4. Reningsgraden av löst organiskt material var högre i försökslinjen under hela perioden.

Tabell 4 Reningsgrad av ammonium, totalkväve och organiskt material (COD) i försöks- och referenslinjen under vecka 45, 47 och 48.

Period	Ammonium, $\text{NH}_4\text{-N}$ [%]		Totalkväve, Tot-N [%]		COD [%]	
	försökslinje	referenslinje	försökslinje	referenslinje	försökslinje	referenslinje
v 45	92	95	69	75	68	60
v 47	92	95	78	77	67	65
v 48	93	96	77	83	74	71
Hela perioden	92	95	75	79	70	66

Luftförbrukning per reningsgrad

Som önskat varierade luftflödet betydligt mindre i försökslinjen än i referenslinjen. I figur 25 visas de uppmätta luftflödena efter att de har skalats med avseende på teoretiskt syrebehov. Hänsyn har således tagits till att olika belastning och reningsgrad erhålls i linjerna och luftflödena är direkt jämförbara.



Figur 25 Luftflöde till samtliga zoner i försöks- och referenslinjen för vecka 45, 47 och 48. Luftflödena är normerade med avseende på teoretiskt syrebehov. Perioden 2010-11-15 – 2010-11-21 (v 46) är borttagen.

Luftflödet i försökslinjen varierades inte efter de dagliga variationerna i inkommande belastning och därmed undveks luftflödestoppar vid hög belastning. Följden blev en totalt sett mindre luftförbrukning per reningsgrad. Medelvärdet av det totala luftflödet i referenslinjen, skalat med avseende på teoretisk syreförbrukning, var 11 % lägre än i referenslinjen, se tabell 5.

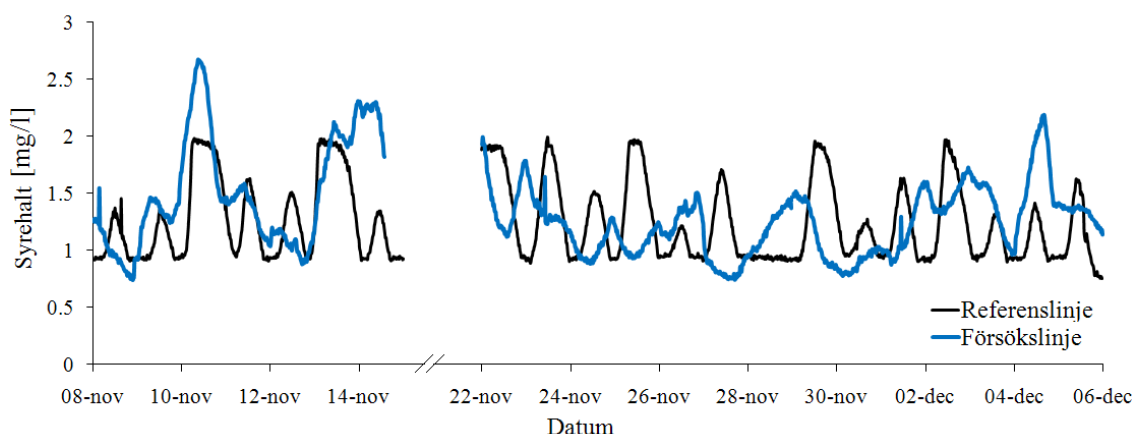
Tabell 5 Medelvärde på normerat luftflöde till hela försöks- respektive referenslinjen under veckorna 45, 46 och 48 samt för hela perioden.

Period	Normerat luftflöde		Procentuell luftflödesreduktion i försökslinjen
	försökslinje	referenslinje	
v 45	1431	1587	10 %
v 47	1440	1675	14 %
v 48	1540	1688	9 %
Hela perioden	1490	1654	11 %

Syrehalter

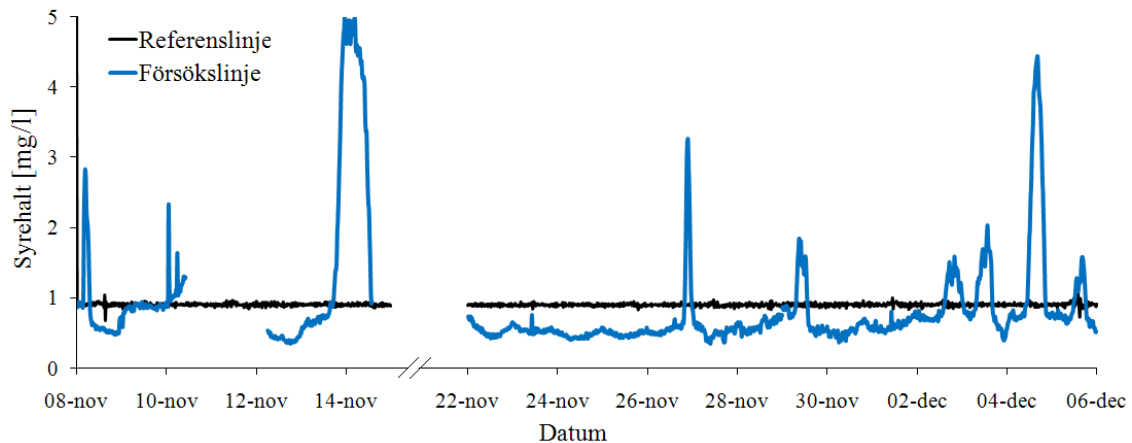
Syrehalten i zonerna 1, 3 och 4 i referenslinjen varierade som väntat med den inkommande belastningen, se figur 26. En hög inkommande belastning medförde att utgående ammoniumkoncentration steg, varmed regleringen ökade börvärdet på syrehalten.

Motsvarande syrehalter i försökslinjen varierade mer oregelbundet och något kraftigare. Detta beror på att respirationshastigheten varierade i bassängen.



Figur 26 Medelvärde på syrehalten i zon 1, 3 och 4 i försöks- och referenslinjen för vecka 45, 47 och 48. Perioden 2010-11-15 – 2010-11-21 (v 46) är borttagen.

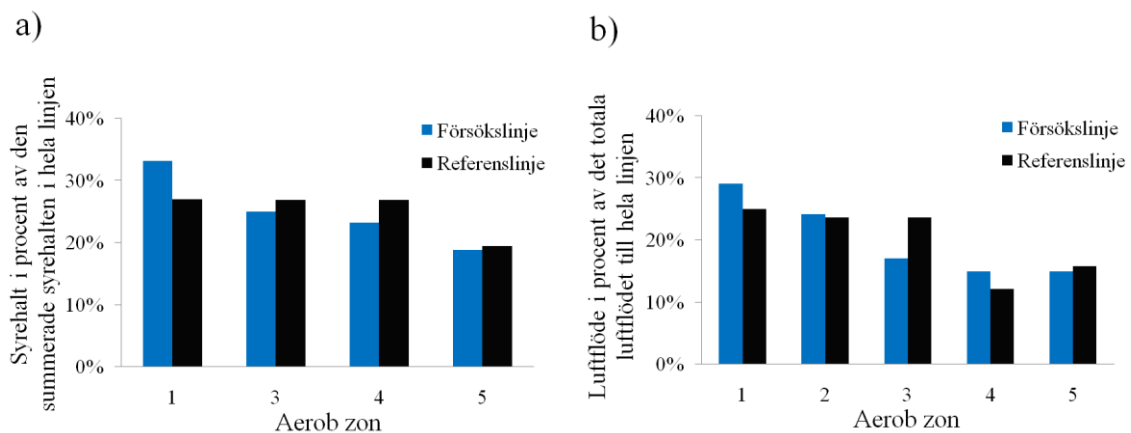
Syrehalten i den sista aeroba zonen är av särskilt intresse eftersom detta vatten förs vidare till de anoxiska zonerna. I försökslinjen uppkom vid flera tillfällen kraftiga syrehaltstoppar i denna zon, se figur 27, vilket beror på att ingen reglering skedde av syrehalten. I referenslinjen reglerades syrehalten effektivt mot ett fast börvärde.



Figur 27 Syrehalt i zon 5 i försöks- och referenslinjen. Perioden 2010-11-15 – 2010-11-21 (v 46) är borttagen. På grund av givarfel saknas data från försökslinjen för en del av vecka 45.

Fördelning av luftflöde och syrehalt

Att fördela luftflödet efter dysorna resulterade i en syrehaltsfördelning som visas i figur 28. Syrehalten var störst i den första aeroba zonen och minskade därefter för varje zon. Fördelningen skiljer sig således från referenslinjen, där samma syrehalt användes i zon 1, 3 och 4. Denna skillnad resulterade även i en brantare luftflödesfördelning i de första tre zonerna, se figur 28.

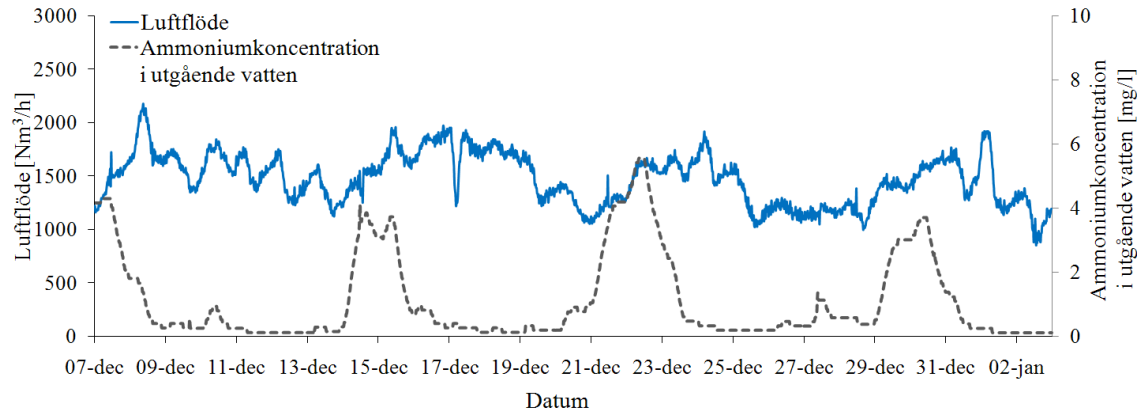


Figur 28 Medelvärde på fördelning av syrehalt (a) och luftflöde (b) i försöks- och referenslinjen under hela försöksperioden. Syrehalten mäts inte i zon 2.

4.3.2. Luftflödesstyrning med en konstant syrehalt

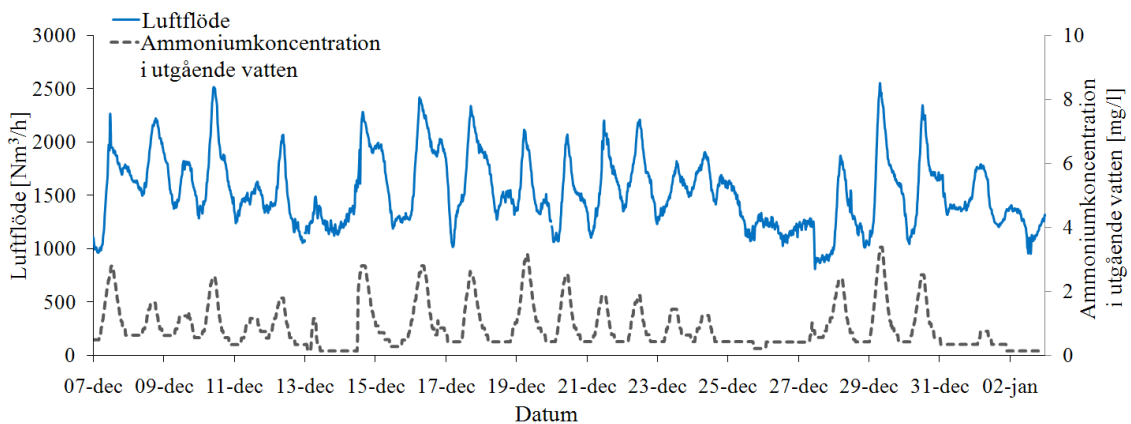
Luftflöde och ammoniumkoncentration i utgående vatten

För att hålla syrehalten konstant reglerades luftflödet i försökslinjen något efter belastningsvariationerna över dygnet och veckan, se figur 29. Stora variationer uppmättes i ammoniumkoncentrationen i utgående vatten. Variationerna korrelerade inte med belastningsvariationerna över dygnet utan var under de fyra försöksveckorna hög under början av veckan för att sedan ligga mycket nära noll under veckoslutet.



Figur 29 Totalt luftflöde till hela försökslinjen samt uppmätt ammoniumkoncentration i utgående vatten från eftersedimenteringsbassängerna i försökslinjen under vecka 49 - 52.

Luftflöde och utgående ammoniumkoncentration i referenslinjen varierade med belastningsvariationerna, se figur 30. Koncentrationen varierade periodiskt över dygnet mellan cirka 0 och 3 mg/l.



Figur 30 Totalt luftflöde till hela referenslinjen samt uppmätt ammoniumkoncentration i utgående vatten från eftersedimenteringsbassängerna i referenslinjen under vecka 49 - 52.

Reningsgrad

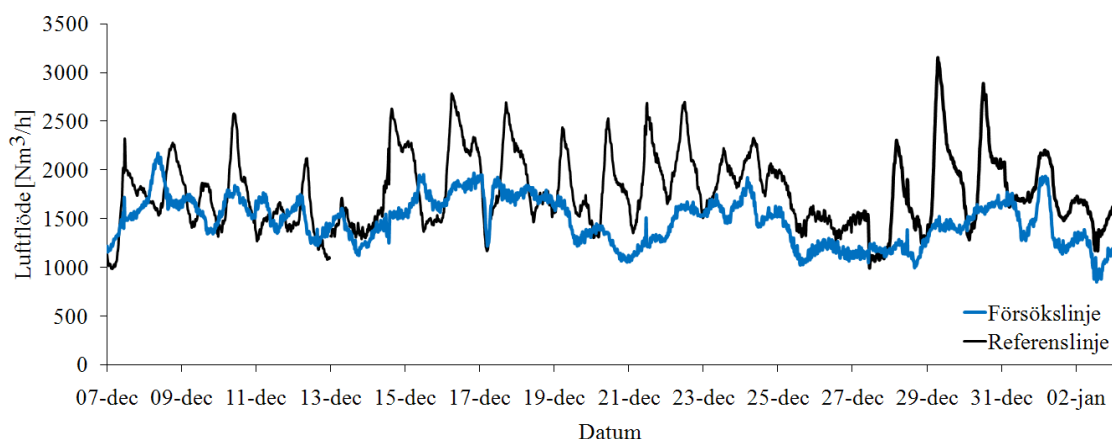
Trots den varierande koncentrationen i utgående vatten var reningsgraden av ammonium i försökslinjen lika hög som i referenslinjen under samtliga försöksveckor, se tabell 6. Ingen av linjerna klarade dock att hålla börvärdet på 1 mg/l utan medelvärdet under hela perioden låg för båda linjerna på 1,7 mg/l. Reningsgraden av löst organiskt material var större i försökslinjen än i referenslinjen.

Tabell 6 Reningsgrad av ammonium, totalkväve och organiskt material (COD) i försöks- och referenslinjen under vecka 49 – 52.

Period	Ammonium, NH ₄ -N [%]		Totalkväve, Tot-N [%]		COD [%]	
	försökslinje	referenslinje	försökslinje	referenslinje	försökslinje	referenslinje
v 49	97	96	82	82	78	77
v 50	96	94	82	81	78	75
v 51	95	97	81	83	76	71
v 52	96	96	81	83	89	85
Hela perioden	96	96	82	82	80	77

Luftförbrukning per reningsgrad

Att hålla syrehalten konstant medförde en mindre luftflödesvariation än då den varierades genom återkoppling, se figur 31. Luftflödena i figuren är normerade efter teoretiskt syreförbrukning och är således direkt jämförbara.



Figur 31 Luftflöde till samtliga zoner i försöks- och referenslinjen för vecka 49 - 52. Luftflödena är normerade med avseende på vardera linjens teoretiska syrebehov.

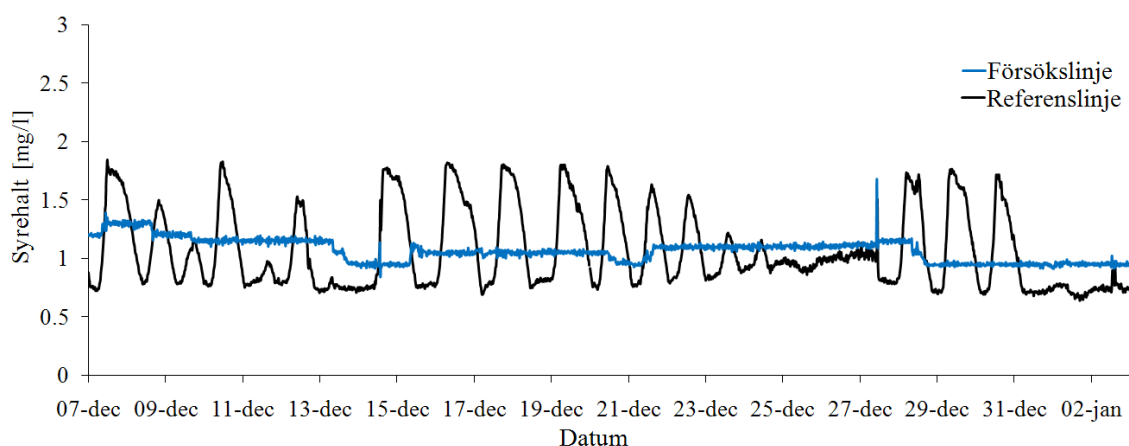
Luftflödesökningen vid hög belastning var betydligt större i referenslinjen än i försökslinjen, vilket resulterade i ett totalt sett lägre luftflöde då syrehalten hölls konstant. Luftflödet per reningsgrad för hela perioden var 15 % lägre i försökslinjen, se tabell 7. Reduktionen varierade mellan de fyra försöksveckorna och var som mest 24 %.

Tabell 7 Medelvärde på uppmätt luftflöde till hela försöks- respektive referenslinjen under veckorna 49 - 52 samt för hela perioden.

Period	Normerat luftflöde		Procentuell luftflödesreduktion i försökslinjen
	försökslinje	referenslinje	
v 49	1574	1609	5 %
v 50	1605	1601	13 %
v 51	1384	1501	24 %
v 52	1349	1417	23 %
Hela perioden	1478	1532	15 %

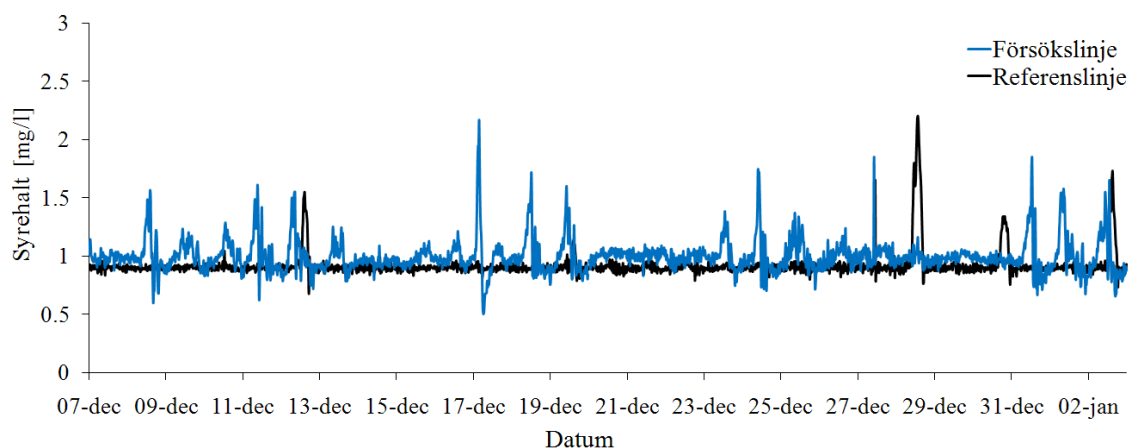
Syrehalter

Börvärdet på syrehalten i försökslinjen varierades vid några tillfällen manuellt under försöksperioden, se figur 32. Motsvarande syrehalter i referenslinjen varierade kraftigt med inkommande belastning och som synes i figur 32 är differensen i syrehalten mellan linjerna större vid hög belastning än vid låg belastning. Detta kan tolkas som att syrehaltsökningen som krävdes vid hög belastning var större än den reduktion av syrehalt som kunde erhållas vid låg belastning.



Figur 32 Medelvärde på syrehalten i zon 1, 3 och 4 i försöks- och referenslinjen för vecka 49 - 52.

Syrehalten i den sista aeroba zonen reglerades mot ett konstant börvärde i både försöks- och referenslinjen. Som synes i figur 33 klarade inte kaskadregleringen i försökslinjen att hålla det önskade börvärdet utan syrehalten ökade något i samband med att belastningen var hög. Det uppkom dock inga större syretoppar under försöksperioden och i övriga zoner lyckades kaskadregleringen hålla syrehalten konstant.



Figur 33 Syrehalt i zon 5 i försöks- och referenslinjen under vecka 49 - 52.

4.4. DISKUSSION - FULLSKALEFÖRSÖK

4.4.1. Variation i utgående ammoniumkoncentration

Under det första försöket varierade utgående ammoniumkoncentration kraftigt, trots att luftflödet hölls relativt konstant. Det finns inga tecken på att de höga koncentrationstopparna beror på en ökad belastning. Det inkommande flödet var inte högre under perioder med en hög utgående koncentration och det syntes inte heller något ökat luftflöde i referenslinjen under dessa perioder. Resultatet tyder på att nitrifikationen är känslig för störningar och att dess hastighet varierar kraftigt om inte en minskad nitrifikation direkt kompenseras av ett ökat luftflöde.

Ammoniumkoncentrationen varierade mindre då konstanta syrehalter används. Höga koncentrationer uppkom alltid i början av veckan och kan därför delvis antas bero på veckovariationer i inkommande belastning.

Resultaten skiljer sig från erhållna simuleringsresultat, där den utgående koncentrationen följde de dygnsbaserade belastningsvariationerna. Denna typ av periodicitet uppkom i referenslinjen men inte i försökslinjen, vilket antyder att linjerna av någon anledning betedde sig olika. Eventuellt kan försökslinjen ha utsatts för störningar, såsom gifter, eller på något annat vis påverkats så att den ej betedde sig normalt. För att utreda om ett konstant luftflöde eller syrehalt verkligen ger detta instabila svar i ammoniumkoncentration behövs vidare tester i en annan linje eller i ett annat avloppsreningsverk.

Eftersom utgående gränsvärden avser medelvärden är det egentligen inget problem att utgående koncentration varierar. Vid alltför stora variationer kan det dock vara svårt att reglera koncentrationen mot ett valt börvärde.

4.4.2. Utvärdering av använda reglerstrategier

Eftersom ammoniumkoncentrationen i utgående vatten inte, som väntat, varierade periodiskt över dygnet fungerade inte reglerstrategin i det första försöket som önskat. Luftflödet hölls inte konstant trots att det under perioden inte uppkom några större belastningsstörningar. Att variationerna trots allt var mindre än i referenslinjen beror snarare på satta begränsningar i regulatorernas utsignaler än på regulatorns utformning. Strategin klarade inte heller att hålla gränsvärdet på utgående ammoniumkoncentration.

Återkopplingen i referenslinjen reglerade inte luftflödena tillräckligt för att hålla utgående ammoniumkoncentration konstant lika med det satta gränsvärdet. Detta beror delvis på de tidsfördröjningar som gjorde att luftflödet inte ändrades direkt vid en belastningsstörning. Syrehalten låg konstant under de perioder då den var som lägst, vilket tyder på att börvärdet på grund av begränsningar i regleringen inte kunde sänkas tillräckligt. Syrehalterna blev därför högre än vad som krävdes för att reducera ammonium till gränsvärdet. Regulatorn, som är integrerande, kompenserade för detta genom att överstiga gränsvärdet vid hög belastning. Resultatet liknar den effekt som är önskad vid användning av en konstant insignal, det vill säga att ett ökat utsläpp vid hög

belastning kompenseras av ett minskat utsläpp vid låg belastning. Att alltid hålla koncentrationen vid gränsvärdet hade krävt större variationer i syrehalt och luftflöde, vilket hade resulterat i högre luftflödestoppar och således en högre energiförbrukning.

4.4.3. Total luftflödesförbrukning per reningsgrad

Under samtliga försöksveckor erhöles ett lägre luftflöde per teoretisk syreförbrukning i försökslinjen än i referenslinjen. Belastning och reningsgrad, och därmed också den teoretiska syreförbrukningen, skiljde sig dock kraftigt mellan linjerna. Normeringen av luftflödena ska teoretiskt kompensera för olika reningsgrad, men eftersom skillnaden var så pass stor uppkommer stora osäkerheter i de beräknade värdena. Ytterligare felkällor tillkommer genom att andra parametrar, såsom slamhalten, påverkade syreförbrukningen.

Särskilt stor är osäkerheten i den beräknade reningsgraden av organiskt material, som för samtliga veckor var högre i försökslinjen än i referenslinjen. De genomförda analyserna visade att försökslinjen fick en större andel löst organiskt material, medan andelen partikulärt organiskt material var större till referenslinjen. I genomförda beräkningar antogs det endast vara löst organiskt material som bryts ner i bioblocken och ingen hänsyn togs till hydrolysen av partikulärt material. Eftersom inflödet av partikulärt organiskt material var större i referenslinjen bör hydrolysen, och därmed syrebehovet, vara något större här än vad som har antagits i beräkningarna. Ett större syrebehov medför ett lägre normerat luftflöde och således en mindre energiförlust i jämförelse med försökslinjen. För att illustrera osäkerheten i de beräknade värdena antas att reningsgraden av organiskt material istället är lika mellan linjerna. Med detta antagande beräknas endast en luftflödesreduktion på 5 % då luftflödet hålls relativt konstant och 7 % då syrehalten hålls konstant. För dessa värden tas således hänsyn till differensen i reningsgrad av kväve men inte av organiskt material. På grund av det långa tunnelsystemet som vattnet passerar innan det når Käppalaverket kan det dock antas att en stor del av hydrolysen redan har skett innan vattnet når verket.

Att en reduktion av luftflöde per reningsgrad erhöles under samtliga sju utvärderade veckor antyder ändå att det är mer energieffektivt att reducera luftflödets variation. När luftflödet varierades med återkoppling krävdes mycket höga syrehalts- och luftflödesökningar vid hög belastning. På grund av de olinjära sambanden mellan luftflöde och nitrifikationshastighet kompenseras inte dessa luftflödestoppar av en motsvarande minskning vid låg belastning. Genom att minska variationerna på luftflöde och syrehalt kunde således en energibesparing erhållas.

De genomförda försöken tydde på att besparingen är större då en konstant syrehalt används än då luftflödet hålls konstant. Enligt teorin om konstanta insignaler, se avsnitt 2.4.2., minimeras insignalen till ett system där verkningsgraden minskar med ökade insignaler om den hålls så konstant som möjligt. I de genomförda försöken krävde en konstant syrehalt små variationer i luftflöde, medan användandet av ett konstant luftflöde genererade stora variationer i syrehalt. Att besparingen var större då syrehalten

är konstant tyder på att de kraftigt varierande syrehalterna var mer energikrävande än de små variationerna i luftflöde.

4.4.4. Möjlighet till implementering i fullskala

Att använda konstanta luftflöden visade sig generera kraftiga variationer i framförallt utgående ammoniumkoncentration men även i syrehalt i de aeroba bassängerna. Detta försvårar möjligheten att iterativt hitta ett konstant luftflöde som håller medelvärdet av ammoniumkoncentrationen vid ett satt gränsvärde på dygns eller veckobasis. Att direkt reglera luftflödet medför att ingen kontroll sker av syrehalten i bassängerna. Detta kan framförallt bli ett problem i den sista aeroba zonen, där syrehalten bör hållas låg. Vid användandet av ett konstant luftflöde skulle det förmodligen krävas ytterligare regleringar för att förhindra alltför stora syrehaltsvariationer vid belastningsstörningar.

En konstant syrehalt resulterade också i en viss variation i utgående ammoniumkoncentration. Variationerna bör dock kunna minskas genom en automatisk reglering av syrebörvärdet. Till exempel kan en iterativ reglering användas som uppdaterar börvärdet på dygns- eller veckobasis utifrån medelvärdet av utgående koncentration tidigare dygn eller vecka. Effekten av veckovariationerna bör kunna minskas genom att hålla en högre syrehalt under vardagarna än på helgen. Eftersom en viss anpassning sker efter inkommande belastning är metoden stabilare än då konstanta luftflöden används. Reglering med en konstant syrehalt har således mer potential att användas i praktiken och medför dessutom, enligt denna undersökning, en större energivinst än användningen av ett konstant luftflöde.

Det totalt krävda luftflödet bör minska så länge dess variation reduceras. För att få ökad stabilitet kan därför luftflödena fortfarande tillåtas variera något efter belastningen, till exempel genom återkoppling. Ju mindre luftflödena tillåts variera desto större bör energibesparingen bli.

5. SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH SLUTSATS

I denna studie erhöills, i både simuleringar och fullskaleförsök, ett totalt sett lägre luftflöde per reningsgrad då luftflödet respektive syrehalten hölls konstant än då luftflödet reglerades med återkoppling från utgående ammoniumkoncentration. Genom att styra luftflödet efter medelvärden istället för momentana värden och på så sätt låta utgående halter variera var det således möjligt att minska luftförbrukningen. Idén är applicerbar på alla processer som är olinjära på ett sådant sätt verkningsgraden minskar med ökade insignaler.

Att hålla luftflödet konstant medförde en ökad instabilitet genom att kraftiga variationer uppkom i utgående ammoniumkoncentration. I simuleringar visade sig dessa variera periodiskt på dygnsbasis, medan de i fullskala inte korrelerade med den inkommande belastningen. Detta försvårar möjligheten att iterativt hitta ett konstant luftflöde som håller medelvärdet av ammoniumkoncentrationen vid ett satt gränsvärde på dygns eller veckobasis.

Då syrehalten hölls konstant skedde en viss anpassning efter den inkommande belastningen, vilket resulterade i en stabilare ammoniumreduktion. En större energivinst erhöills även för denna metod än då luftflödet hölls konstant. Syrebörvärdet bör kunna regleras iterativt på dygns- eller veckoskala så att gränsvärdet uppnås för medelvärdet på utgående ammoniumkoncentration. Metoden har således potential till vidare implementering i fullskala och bör kunna reducera energiförbrukningen på Käppalaverket med en bibehållen reningsgrad.

6. REFERENSER

- Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Nopens, I., Pons, M.N., Steyer, J.P. & Vanrolleghem, P., (2008) *Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1)*. Lunds universitet
- Borglund, A-M., (2004) *Kombinerad kemisk och biologisk fosforrening på Käppalaverket, Lidingö – en studie ur ett processtekniskt, mikrobiologiskt och ekonomiskt perspektiv*. VA-forsk, rapport nr 2004-06
- Borglund, A-M., (2005) *Reglering av syrehalter i Käppalas biosteg*. Intern rapport, Käppalaverket.
- Carlsson, B. & Hallin, S., (2003) *Reglerteknik och mikrobiologi i reningsverk*. VA-forsk, rapport nr 27.
- Carlsson, B., (2010) *Constant is optimal – a strategy for resource efficient control of a class of processes*. Uppsala universitet
- Danielsson, A., (2010) *Utvärdering av åtta svenska avloppsreningsverk utbyggda för kväverening*. Examensarbete i Arena jordens resurser, Luleå tekniska universitet.
- Ekman, M., Bjorlenius, B. & Andersson, M., (2006) Control of the aeration volume in an activated sludge process using supervisory control strategies. *Water research*, vol 40, s 1668-1676.
- Henze, M., Harremoës, P., Arvin, E. & la Coer Jansen, J., (2002) *Wastewater Treatment, Biological and chemical processes*. Springer.
- Henze, N., Grady, C.P.L. Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R. & Matsuo, T., (1987) *Activated Sludge Model No. 1*. Scientific and Technical Report No. 1, IAWPRC.
- Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roeleveld, P.L. & van Loosdrecht, M.C.M., (2002) A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Water science and Technology*, vol 35, nr 6, s 127-136.
- Jönsson, J., Jansen, J la C., (2006) Hydrolysis of return sludge for production of easily biodegradable carbon: effect of pre-treatment, sludge age and temperature. *Water science and technology*, vol 53, nr 12, s 47-54.
- Lindberg, C-F., (1997) *Control and estimation strategies applied to the activated sludge process*. Doktorsavhandling, Uppsala universitet.
- Lundgren, M., (2011) *Utveckling av en energieffektiv luftningsstrategi vid Käppalaverket, Lidingö*. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, UPTek W 10 035.

Magnusson, A-S., (2006) *Elenergieffektivisering vid Käppalaverket*. Examensarbete i Kemi och kemiteknik, Kungliga tekniska högskolan.

Norén, K., (2009) *Utveckling av ett prognosverktyg för Käppalaverkets biogasproduktion*. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, UPTEK W 09 009.

Olsson, G., Nielsen, M. K., Lynggaard-Jensen, A., Yuan, Z. & Steyer, J-P., (2005) *Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Systems*. IWA Publishing.

Painter, H.A., (1970) A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Water research*, vol 4, s 393-450.

Pons, M.N., Spanjers, H. & Jeppsson, U., (1999) Towards a benchmark for evaluating control strategies in wastewater treatment plants by simulation. *Computer and chemical engineering*, vol 3, nr 1, s 403-406.

Sotomayor, O.A.Z., Park, S.W., & Garcia, C., (2001) A simulation benchmark to evaluate the performance of advanced control techniques in biological wastewater treatment plants. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, vol 18, nr 1, s 588-593.

Stare, A., Vrecko, D., Hvala, N. & Strmcnik, S., (2007) Comparison of control strategies for nitrogen removal in an activated sludge process in terms of operating costs: A simulation study. *Water Research*, vol 41, s 2004-2014.

Stenstrom, M.K. & Poduska, R.A., (1979) The effect of dissolved concentration on nitrification. *Water Research*, vol 14, s 643-649.

Stypka, A., (1998) *Factors influencing sludge settling parameters and solids flux in the activated sludge process, a literature review*. Kungliga tekniska högskolan.

Takác, I., Patry, G.G. & Nolasco, D., (1991) A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, vol 25, nr 10, s 1263-1271.

Tchobanoglous, G., (2002) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Metcalf & Eddy Inc.

Thunberg, A., (2007) *Energieffektivisering av luftningssteget på Käppalaverket, Lidingö*. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, UPTEK W 07 005.

Yong, M., Yongzhen, P. & Shuying, W., (2005) Feedforward-feedback control of dissolved oxygen concentration in a predenitrification system. *Bioprocess and biosystems engineering*, vol 27, nr 4, s 223-228.

Zhang, P., Yuan, M. & Wang, H., (2008) Improvement of nitrogen removal and reduction of operating costs in an activated sludge process with feedforward-cascade control strategy. *Biochemical engineering journal*, vol 41, nr 1, s 53-58.

APPENDIX I

Tabell A1 Analysresultat av COD i veckoprover på inkommande och utgående vatten från försökslinjen

Vecka	COD [mg/l], Försökslinje			
	Inkommande vatten		Utgående vatten	
	ofilt	filt	ofilt	filt
45	159	103	44,4	32,5
46	197	124	41,4	41,4
48	278	151	44,4	38,8
49	257	165	44,2	36,7
50	264	158	37,7	35,3
51	235	147	40,8	34,6
52	261	139	20,6	15,2

Tabell A2 Analysresultat av COD i veckoprover på inkommande och utgående vatten från referenslinjen

Vecka	COD [mg/l], Referenslinje			
	Inkommande vatten		Utgående vatten	
	ofilt	filt	ofilt	filt
45	229	100	41,0	39,9
46	252	110	42,2	38,2
48	255	147	45,7	42,3
49	304	161	43,8	36,6
50	324	142	38,3	35,1
51	281	124	41,0	35,7
52	310	107	23,3	15,9

Tabell A3 Analysresultat av nitratkväve (NO₃-N), ammoniumkväve (NH₄-N) och totalkväve (Tot-N) i veckoprover på inkommande och utgående vatten från försökslinjen

Vecka	NO ₃ -N, NH ₄ -N och Tot-N [mg/l], Försökslinje					
	Inkommande vatten			Utgående vatten		
	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N
45	0	31,0	35,0	6,8	2,5	10,8
46	0	33,8	40,4	5,4	2,5	9,0
48	0	40,9	48,5	7,1	3,0	11,3
49	0	47,4	50,7	7,1	1,3	9,3
50	1,4	46,1	54,0	7,8	1,6	9,5
51	0	46,8	51,9	6,5	2,4	9,9
52	1,4	43,5	49,7	6,8	1,6	9,3

Tabell A4 Analysresultat av nitratkväve (NO₃-N), ammoniumkväve (NH₄-N) och totalkväve (Tot-N) i veckoprover på inkommande och utgående vatten från referenslinjen

Vecka	NO ₃ -N, NH ₄ -N och Tot-N [mg/l], Referenslinje					
	Inkommande vatten			Utgående vatten		
	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot-N
45	0	30,8	37,3	6,5	1,4	9,2
46	0	32,4	40,5	4,8	1,7	9,1
48	0	39,8	49,2	5,6	1,8	8,5
49	0	43,2	51,7	6,3	1,8	9,4
50	2,0	43,4	53,8	6,1	2,4	10,0
51	2,5	42,1	51,4	6,3	1,3	8,5
52	1,6	39,1	48,6	5,9	1,4	8,4

Tabell A5 Inkommande flöde och flöde av överskottsslam samt analysresultat av glödrest (GR) och halt suspenderat material (SS) från stickprover på överskottsslam

Vecka	Inkommande flöde [m ³ /vecka]	Överskottsslam		
		Flöde [m ³ /vecka]	GR [%]	SS [kg/m ³]
45	72576	1300	29,5	5,6
46	81446	1482	29,0	6,4
48	53401	1562	29,5	5,5
49	49090	1411	28,5	6,8
50	48384	1361	29,0	5,3
51	47376	1007	28,5	6,3
52	45563	1007	28,5	6,7