

Rejektvattenbehandlings inverkan på kvävereduktionen vid Arboga reningsverk

Sophie Bergkvist

REFERAT

Rejektvattenbehandlings inverkan på kvävereduktionen vid Arboga reningsverk

Sophie Bergkvist

Under 90-talet uppdagades övergödningsproblematiken i Östersjön, varför omgivande länder enades gällande åtgärder för att minska problemen. De svenska reningsverk som genom sina utsläpp av kväve och fosfor påverkade Östersjön tvingades då införa gränsvärden för kväve- och fosforutsläppen.

Vid Arboga reningsverk, vars recipient är Arbogaån som mynnar i Galten, Mälaren, har kvävereducering sedan en tid tillbaka varit i drift. Dock krävdes från och med år 2012 att totalkvävehalten i utgående avloppsvatten ej översteg 15 mg tot-N/l. Införandet av detta gränsvärde resulterade i åtgärder för att minska kväveutsläppen.

Rejektvattenbehandling är en vanlig metod för att minska halterna totalkväve i utgående avloppsvatten. Normalt utgör rejektivattnet 0,5–1,0 % av totala inflödet till reningsverket men 10–20 % av inkommande totalkvävebelastningen. I Arboga resulterade det nya gränsvärdet för totalkväveutsläpp i en nybyggnation av en rejektivattenbehandling utformad med fördenitrifikation. Detta innebär att rejektivattnet pumpas genom fyra zoner, två anaeroba följt av två aeroba. Ammoniumkvävet i inkommande vatten omvandlas genom detta processupplägg via nitrat till kvävgas.

Denna studie syftade till att kartlägga rejektivattenbehandlings effekt på halterna av totalkväve i utgående avloppsvatten från Arboga reningsverk. Detta inkluderade både simuleringar i Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2) samt studier genom vattenprovtagning vid Arboga reningsverk. Vid simuleringarna genomförda i BSM2 påvisades en märkbart lägre halt totalkväve i utgående avloppsvatten efter rejektivattenbehandlings införande. Även vid den provtagningscykel som genomfördes på Arboga reningsverk under april år 2012 påvisades att markanta förändringar skett i utgående halter totalkväve och ammoniumkväve. Halterna totalkväve och ammoniumkväve i utgående avloppsvatten sjönk med ca 40 % respektive 65 % relativt samma tidsperiod år 2008–2011. Detta är dock endast resultat från det initiala skedet av rejektivattenbehandlingen som togs i drift 16 februari år 2012.

Studien visade sammanfattningsvis att denna typ av processlösning för rejektivattenbehandling ledde till lägre halter av totalkväve och ammoniumkväve i utgående vatten från Arboga reningsverk. Dock krävs vidare studier för att kartlägga den slutgiltiga effekten av rejektivattenbehandlingen, då den i nuläget ännu ej nått sin slutgiltiga kapacitet.

Nyckelord: Rejektivatten, rejektivattenbehandling, aktivslamprocess, nitrifikation, denitrifikation, BSM2

*Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.
Box 337, SE-751 05 Uppsala
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

The effect of reject water treatment on nitrogen removal at Arboga wastewater treatment plant

Sophie Bergkvist

Eutrophication problems were discovered in the Baltic Sea during the 1990s, why the surrounding countries came to an agreement regarding measures to reduce the problem. Swedish wastewater treatment plants that influence the Baltic Sea by their emissions of nitrogen and phosphorus have since introduced limit values for nitrogen and phosphorus concentrations in the effluent water.

At Arboga wastewater treatment plant (WWTP) a nitrogen reduction process with active sludge was implemented a few years back. The recipient Arbogaån leading into Galten, Mälaren, has eutrophication issues, and from the year 2012 the concentration of total nitrogen in treated wastewater must not exceed 15 mg tot-N/l. This limit resulted in measures to reduce nitrogen emissions.

Reject water treatment is a common method to reduce the levels of total nitrogen in treated wastewater. Normally, the reject water contributes to 0.5–1.0 % of the total inflow to the treatment plant but 10–20 % of the incoming total nitrogen load. In Arboga, the new limit for total nitrogen emissions resulted in a reject water treatment facility with predenitrification. The reject water is routed through four zones, two anaerobic followed by two aerobic. Ammonium is by this process converted in to nitrogen gas via nitrate.

This study aimed at identifying the effect from what implementing a reject water treatment on the levels of total nitrogen in treated wastewater from Arboga WWTP. This included simulations in the Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2) as well as water sampling at Arboga WWTP. The simulations that were carried out in BSM2 showed a significantly lower content of total nitrogen in treated wastewater after the reject water treatment was implemented. The sampling cycle conducted at Arboga WWTP in April 2012 revealed that changes occurred in the levels of total nitrogen and ammonium in the effluent water. The concentrations of total nitrogen and ammonia nitrogen in treated wastewater decreased by about 40 % and 65 %, compared to the same time period in 2008–2011. This is, however, only results from the initial stage of the reject water treatment, which began operating on February 16th 2012.

In summary, this study showed that this type of process solution for reject water treatment resulted in lower levels of total nitrogen and ammonia in the effluent water at Arboga WWTP. Further studies are needed to determine the final efficiency of the reject water treatment, since it yet has to reach its full capacity.

Key words: Reject water, reject water treatment, active sludge process, nitrification, denitrification, BSM2

*Department of Information Technology, Uppsala University.
Box 337, SE-751 05 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete som omfattar 30 hp är en del av civilingenjörsutbildningen i Miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet. Arbetet utfördes på Arboga reningsverk på uppdrag av Sweco.

Först och främst vill jag tacka min handledare Åke Petersson på Sweco för att du gjorde detta examensarbete möjligt samt för all hjälp, vägledning och stöd under arbetet. Tack också till min ämnesgranskare Bengt Carlsson på institutionen för informationsteknologi vid Uppsala universitet, som under arbetets gång har gett goda råd. Delar av arbetet skedde vid Arboga reningsverk där jag haft mycket hjälp av driftspersonal. Ett stort tack till personalen på Arboga reningsverk som hjälpt mig under provtagning och analys, ett speciellt tack till Ulf Zackrisson.

Sist men inte minst vill jag tacka de som hjälpt mig med granskning av rapporten.

Örebro, 2012

Sophie Bergkvist

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Rejektvattenbehandlings inverkan på kvävereduktionen vid Arboga reningsverk

Sophie Bergkvist

Avloppsreningsverk tar emot vatten som på olika sätt konsumerats i hushåll för att låta det genomgå flera reningssteg som reducerar mängderna organiskt material, kväve och fosfor. Stegen som inkommande avloppsvatten genomgår består i allmänhet av mekanisk-, biologisk- och kemisk rening. Den mekaniska reningen innebär ofta filtrering med galler och som namnet antyder innefattar kemisk rening tillsatts av kemikalier. Den biologiska reningen sker genom olika bakterier som genom sin tillväxt tar upp fosfor och omvandlar kväve.

Den biologiska reningen utformas idag vanligen med en så kallad aktivslamprocess. Processen bygger på att bakterier, som utgör ett aktivt slam, omvandlar kväve i inkommande avloppsvatten till kvävgas. Kvävet i inkommande avloppsvatten består till största delen av ammoniumkväve. Detta ammoniumkväve omvandlas av bakterier till nitratkväve, genom så kallad nitrifikation. En annan typ av bakterie kan sedan omvandla nitratkvävet till kvävgas genom denitrifikation.

Slammet tillväxer kontinuerligt och måste delvis separeras från den biologiska reningen för att mängden slam ska hållas konstant. För att kunna använda denna restprodukt vid till exempel markarbeten eller gödning samt minska dess volym kan slammet genomgå olika behandlingar. En vanlig behandlingsprocess består av förtjockning, stabilisering och avvattning. Vid förtjockning leds det uttagna slammet till en bassäng i vilken partiklarna sjunker till botten varpå vattenfasen kan avskiljas. Materialet som vid förtjockningen sjunkit till botten pumpas vidare till stabiliseringen, rötning. Detta steg innebär att organiskt material bryts ned och därmed skapar ett stabilare slam. I det sista steget i slambehandlingen pumpas slammet vidare till en avvattningsanläggning vilken ofta består av en centrifug. I centrifugen avvattnas slammet som sedan transporteras för lagring. Vid avvattningen uppstår ett rejektivatten, det vill säga det vattnet som avlägsnats från slammet.

Rejektivattnet innehåller ofta höga halter av ammoniumkväve. Vattnet kan antingen ledas till reningsverkets inlopp för att genomgå reningsverkets reningsprocess, alternativt ledas till en separat behandling innan vidaretransport till reningsverkets inlopp. Genom en separat rejektivattenbehandling kan kvävehalten i utgående avloppsvatten från reningsverket sänkas.

Vid Arboga reningsverk infördes år 2012 ett gränsvärde på 15 mg/l för utsläppen av totalkväve, för att minska miljöpåverkan i recipienten. De nya utsläppskraven resulterade i en nybyggd rejektivattenbehandling utformad som en rund bassäng, som består av fyra zoner genom vilka vattnet leds. I de två första zonerna omvandlas nitratkväve till kvävgas medan det i de två efterföljande zonerna sker en omvandling av ammoniumkväve till nitratkväve.

Rejektivattenbehandlingen vid Arboga reningsverk togs i drift den 16 februari år 2012. Undersökningar som klargjorde hur denna behandling påverkade halterna av totalkväve och ammoniumkväve i utgående avloppsvatten från reningsverket genomfördes under april 2012. För att kartlägga effekten av rejektivattenbehandlings inverkan på

utsläppen av totalkväve genomfördes både simuleringar i en modell samt vattenprovtagning och analys vid Arboga reningsverk.

Vid simuleringarna i modellen påvisades en märkbar minskning av utgående halt totalkväve samt ammoniumkväve. Provtagningen som genomfördes vid Arboga reningsverk i april visade att halterna totalkväve och ammoniumkväve i utgående avloppsvatten sjönk med ca 40 % respektive 65 % relativt samma tidsperiod år 2008–2011. Detta innebar att Arboga reningsverk för april klarade gränsvärdet för totalkväve i utgående avloppsvatten.

Än har rejektvattenbehandlingen ej nått sin fulla kapacitet, varför det är troligt att resultaten kan förändras. Vid låga vattentemperaturer kan det ta månader att bygga upp det aktiva slam som finns i rejektvattenbehandlingen. Att starta denna process i en vintermånad så som februari är inte optimalt. Det är därför inte förrän efter sommaren som den slutgiltiga effekten kan förväntas ha uppnåtts.

Sammanfattningsvis påvisar resultaten från provtagningarna och simuleringarna att halten totalkväve samt ammoniumkväve i utgående avloppsvatten sjunkit efter införandet av rejektvattenbehandlingen.

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>
ASP	Aktivslamprocess
BOD	Biochemical oxygen demand (biokemisk syreförbrukning)
BOD ₇	Biokemisk syreförbrukning under 7 dygn
Box and whiskers diagram	Diagramtyp där median, undre och övre kvartil samt minimum- och maximumvärde redovisas
BSM2	<i>Benchmark Simulation Model no. 2</i>
Denitrifikation	Bakteriell omvandling av nitrat till kvävgas
K _L a	Syreöverföringshastighet
Mesofil	En organism vars optimumtemperatur ligger i intervallet 20-45 °C
NH ₄ -N	Ammoniumkväve
Nitrifikation	Bakteriell omvandling av ammonium till nitrat
NO ₂ -N	Nitritkväve
NO ₃ -N	Nitratkväve
pe	Personekvivalenter, beräknas utifrån det genomsnittliga BOD-utsläppet per person och dag. 1 p e motsvarar 70 g BOD ₇ /dygn.
Tot-N	Totalkväve
Tot-P	Totalfosfor
Suspenderat material	Halt organiska och oorganiska partiklar som kan sedimentera
WWTP	WasteWater Treatment Plant, avloppsreningsverk

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	1
1.2	AVGRÄNSNINGAR.....	2
1.3	ÖVERSIKT.....	2
2	BAKGRUND	3
2.1	AKTIVSLAMPROCESS.....	3
2.1.1	Mikroorganismernas roll i aktivslamprocessen.....	3
2.1.2	Kväveavskiljning	4
2.1.3	Fosforavskiljning	6
2.2	BIOKINETIK I AKTIVSLAMPROCESS	7
2.2.1	Tillväxt	7
2.2.2	Nitrifierarnas kinetik.....	8
2.2.3	Denitrifierarnas kinetik.....	9
2.3	SYREÖVERFÖRING TILL AVLOPPSVATTEN	9
2.3.1	Reglering av luftflöde.....	11
2.4	SLAMBEHANDLING	13
2.4.1	Förtjockning	13
2.4.2	Stabilisering.....	13
2.4.3	Avvattning	14
2.5	REJEKTVATTEN	14
2.5.1	Rejektvattenbehandlingstyper	14
2.5.2	Införande av rejektvattenbehandling vid andra avloppsreningsverk.....	17
2.5.3	Vanliga problem vid rejektvattenbehandling	18
2.6	BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 2 (BSM2).....	19
2.6.1	Modellens uppbyggnad	19
3	ARBOGA AVLOPPSRENINGSVERK.....	22
3.1	PROCESSUTFORMNING	23
3.1.1	Slambehandling	24
3.1.2	Rejektvattenbehandling	25
4	SIMULERINGSSTUDIE.....	29
4.1	METOD	29
4.1.1	Utvärdering av rejektvattenbehandling	30
4.2	RESULTAT–SIMULERINGSSTUDIE.....	31
4.3	DISKUSSION–SIMULERINGSSTUDIE.....	32
5	STUDIE ARBOGA RENINGSVERK	34
5.1	METOD	34

5.1.1	Uppställning reningsverket.....	34
5.1.2	Genomförda analyser.....	34
5.1.3	Analysmetod.....	35
5.2	RESULTAT–ARBOGA	35
5.2.1	Före implementering av rejektivattenbehandling	35
5.2.2	Efter implementering av rejektivattenbehandling	36
5.2.3	Rejektivattenbehandlingen	37
5.3	DISKUSSION–ARBOGA.....	40
5.3.1	Totalkväve	40
5.3.2	Utvärdering av rådande förhållanden i rejektivattenbehandlingen.....	40
5.3.3	Möjligheter till ytterligare reducering av totalkväveutsläpp	41
6	SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH SLUTSATS.....	43
	REFERENSER	44
	BILAGA A	47

1 INLEDNING

Hantering av vatten och avlopp var tidigt en viktig fråga i Sverige och redan år 1934 togs det första avloppsreningsverket i drift i Stockholm. Sedan det första reningsverket byggdes har reningen utvecklats för att klara striktare reningskrav. Att högre krav ställts grundas i en önskan att minimera miljöpåverkan på sjöar och vattendrag. År 1999 införde Sverige nationella miljömål däribland "Ingen övergödning", vilket resulterade i högre krav på reningsgraden av fosfor och kväve (Segnestam & Persson, 2002).

År 1992 inrättades ett sekretariat i Helsingfors, Helsingforskommissionen (Helcom), som fungerar som en regional samarbetsorganisation vars syfte är att skydda Östersjöns havsmiljö. Helcom utvecklade år 2007 Baltic Sea Action Plan, där Östersjöns status kartlades samtidigt som åtgärder mot övergödningens problematik föreslogs. Bland de åtgärder som föreslogs fanns minskade fosfor- och kväveutsläpp från avlopp inkluderade. Det innebär att svenska reningsverk nu genomgår en stor processförändring då det förut inte fanns några specifika krav på kvävereduktion (Helsingforskommissionen, 2007).

Avloppsreningsverken i Sverige och andra länder runt Östersjön står inför utmaningen att öka reningsgraden av fosfor och kväve för att motverka övergödningen. Samtidigt som kraven på reduktionen av kväve och fosfor ökar blir det allt viktigare att minimera energiförbrukningen, varför utvecklingen av nya processlösningar konstant studeras och implementeras. Genom att utveckla den aktiva slamprocessen som används för reducering av syreförbrukande material i reningsverk kan kvävereduktion ske i samma biologiska reningssteg. Denna kombinerade rening införs i en stor del av de svenska reningsverken i dagsläget, så även vid Arboga reningsverk som är objektet för denna studie.

I Arboga finns sedan en tid en kvävereducerande processlösning innefattande en aktivslamprocess vilket resulterat i totalkväveutsläpp kring 18 mg/l till recipienten Arbogaån. Enligt Baltic Sea Action Plan bör dock utsläppsnivåerna för totalkväve ligga under 15 mg tot-N/l för de reningsverk som genom sina utsläpp påverkar Östersjön (Helsingforskommissionen, 2007). För att ytterligare minska utsläppen av kväve har Arboga reningsverk byggts ut med en rejektvattenbehandling. Denna behandling sker separat i reningsverket, till vilken rejektvattnet från slamavvattningen leds. Detta vatten är väldigt ammoniumkväverikt och kan genom behandling resultera i en tydlig sänkning av totalkvävehalten i utgående vatten. Genom tillbyggnad av en rejektvattenbehandling med kväverening beräknas ammoniumkvävet i rejektvattnet från slamavvattningen reduceras kraftigt innan vidaretransport till reningsverkets inlopp. Målet är att utsläppen av totalkväve per år ska sjunka från 36 ton/ år till 30 ton/ år, det vill säga en reducering med ca 15 %. Huruvida detta mål om ökad totalkvävereduktion uppfylls när rejektvattenbehandlingen är i drift beror på hur väl de biologiska processerna fungerar.

1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att studera rejektvattenbehandlingens inverkan på totalkväveutsläppen från Arboga avloppsreningsverk. Detta skedde dels med hjälp av en simuleringsstudie där Benchmark Simulation Model no. 2 användes, dels genom analys av vattenprover vid Arboga reningsverk. De vattenprover som användes för att säkerställa rejektvattenbehandlingens effekt var tagna från reningsverkets inlopp och utlopp samt prover före, efter och i rejektvattenbehandlingsbassängen.

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Studien behandlar Arboga reningsverk, inklusive dess implementerade rejektivattenbehandling. Variablerna är många i ett reningsverk och processerna som påverkas av en rejektivattenbehandling flera. Denna studie inkluderar dock endast rejektivattenbehandlingen samt dess påverkan på kväveutsläppen. Totalkväve, nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve var de parametrar som studerades i utgående och inkommande avloppsvatten samt inkommande och utgående vatten till och från rejektivattenbehandlingen. För att säkerställa en god kväveavskiljning studerades kontinuerligt variabler som vattentemperatur, syrehalt och halt suspenderat material i rejektivattenbehandlingen.

1.3 ÖVERSIKT

Denna studie inkluderar dels en litteraturstudie av rejektivattenbehandlingar (kapitel 2.5), dels en simuleringsstudie i Benchmark Simulation Model no. 2 (kapitel 4) och dessutom en studie genomförd vid Arboga reningsverk (kapitel 5).

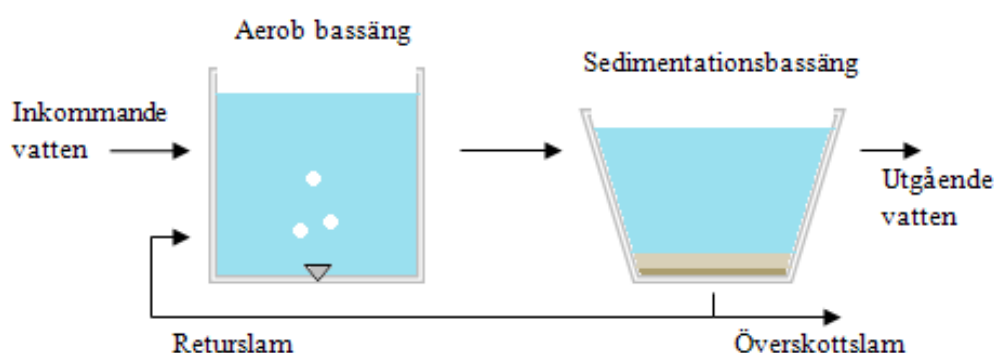
Vid litteraturstudien studerades olika rejektivattenbehandlingar och deras inverkan på halten totalkväve i utgående vatten. Metoderna som används för behandling av rejektivatten studerades som underlag för simuleringsstudien samt som jämförelsematerial till studien vid Arboga reningsverk. Vid simuleringsstudien i Benchmark Simulation Model no. 2 implementerades en rejektivattenbehandling varpå halten totalkväve i utgående vatten kartlades. Denna studie användes som bakgrundsmaterial till studien i Arboga.

Studien genomförd vid Arboga reningsverk inkluderade provtagningsresultat på inkommande och utgående avloppsvatten vid reningsverket samt på inkommande och utgående vatten till och från rejektivattenbehandlingen. Provtagningen innefattade prover av totalkväve, ammoniumkväve samt nitrat- och nitritkväve vilka redovisas för att påvisa rejektivattenbehandlingens effekt på totalkväveutsläppen.

2 BAKGRUND

2.1 AKTIVSLAMPROCESS

För att rena avloppsvatten i ett reningsverk krävs flera olika delsteg. I Sverige består denna rening oftast av rensgaller, försedimentering, biologisk och kemisk rening. Den biologiska reningen består av en aktivslamprocess (ASP) som följs av en eftersedimentering (Tchobanoglous, 1991). Processen bygger på att bakterier och protozoer bryter ned organiskt material. Den enklaste processutformningen av ASP består av en luftad bassäng med efterföljande sedimentering (figur 1). Från sedimenteringsbassängen leds slam tillbaka till luftningsbassängen, för att ge mikroorganismerna längre uppehållstid än avloppsvattnet. På grund av tillväxten, och för att hålla slamhalten konstant i den luftade zonen och sedimenteringsbassängen, måste ett överskottslam tas ut och ledas vidare till slambehandlingen.



Figur 1. Processutformning av aktivslamprocess.

Från början var syftet med ASP att reducera avloppsvattnets innehåll av organiskt material, men processens användningsområden har med tiden utvecklats. När stora eutrofieringsproblem upptäcktes i Sverige under 60- och 70-talet kompletterades ASP med kemiska fällningsprocesser för att minska utsläppen av fosfor från reningsverken. Under 90-talet uppdagades eutrofieringsproblematiken i och med kraftiga algbloomningar i Östersjön, och angränsande länder tvingades därför till en utbyggnad av reningsverken för att implementera kväveavskiljning.

2.1.1 Mikroorganismernas roll i aktivslamprocessen

Mikroorganismer innefattar många olika typer av organismer, såsom bakterier, svampar, arkéer, protozoer och vissa alger och djur. Inom reningsteknik talas det främst om bakterier vars centrala roll finns i det aktiva slammet i den biologiska reningen. Egenskaperna hos olika bakterier skiftar, vissa kräver en syrerik, aerob, miljö, medan andra behöver en syrefri, anaerob, miljö. För tillväxt kräver bakterier kol samt närsalter så som fosfor och kväve för uppbyggnad av cellmassa. Heterotrofa bakterier använder sig av det organiska kolet i inkommande avloppsvatten, medan autotrofa bakterier kan tillgodose sitt kolbehov från oorganiska kolkällor, såsom koldioxid. Mikroorganismer som tillväxer i aktivt slam består främst av heterotrofa bakterier eftersom inkommande avloppsvatten innehåller organiskt kol.

Tillgången på organiskt kol i inkommande avloppsvatten är vanligtvis god, dock består det ofta av mycket komplexa molekyler, såsom proteiner, polysackarider och lipider. Då mikroorganismer inte kan ta upp dessa molekyler direkt måste spjälkning via hydrolys ske för att skapa mer lättillgängliga monomerer. Vid tillväxten kräver heterotroferna

energi som erhålls genom oxidation av organiskt kol (figur 2). När syre finns tillgängligt kommer denna oxidation ske med syre som oxidationsmedel, och störst mängd energi utvinns. Andra oxidationsmedel, vid anaeroba förhållanden, kan vara nitrat, sulfat och järn.



Figur 2. Principiell skiss över de heterotrofa bakteriernas aeroba respiration (Modifierad från Carlsson & Hallin, 2003)

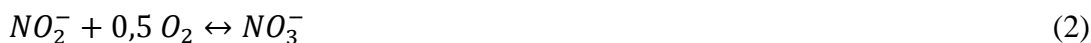
Assimilation kallas det för bakterierna nödvändiga upptaget av fosfor och kväve, vilket i svenska reningsverk kan handla om ca 10–30 % av inkommande kväve och ca 30 % av inkommande fosfor (Carlsson & Hallin, 2003). Reningsgraden till följd av assimilationen är dock ej tillräcklig för att uppnå de krav som ställs på reningsverk i Sverige. Genom att skapa fördelaktiga förhållanden för vissa typer av bakterier i form av luftade och oluftade zoner i en ASP, kan kväveavskiljningen ökas genom ökad nitrifikation och denitrifikation (avsnitt 2.1.2). Även fosforavskiljningen kan ökas på biologisk väg genom den så kallade bio-P-processen (avsnitt 2.1.3).

2.1.2 Kväveavskiljning

Kväve är ett näringsämne som är essentiellt för alla levande organismer. Det kan även orsaka problem som eutrofiering och hälsoskador vilket motiverar att kväve bör reduceras i kommunalt avloppsvatten. För att minska halten totalkväve i inkommande avloppsvatten, som till största del består av ammoniumkväve, utnyttjas två processer; nitrifikation och denitrifikation.

Nitrifikation

Mikroorganismer assimilerar kväve vid tillväxt, som tidigare nämnts krävs idag dock en högre reningsgrad av kväve än vad assimileringen står för. Luftade- och oluftade zoner växlas därför för att gynna tillväxten av nitrifierande bakterier och därmed öka nitrifikationen. Nitrifikation sker i följande två steg:

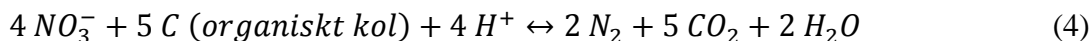
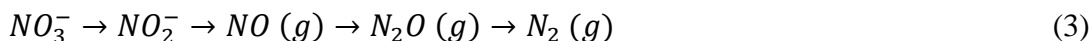


Det första steget (ekvation 1) sker med hjälp av bakterier som oxiderar ammoniumjoner till nitritjoner. Bakterierna som utför detta steg kallas för ammoniumoxiderande bakterier och tillhör bakteriesläktet *Nitrosomonas* (Poduska & Andrews, 1975). Det andra steget i nitrifikationen (ekvation 2) är en oxidation av nitritjoner till nitratjoner. De bakterier som utför detta steg kallas för nitritoxiderarna och tillhör bakteriesläktet *Nitrobacter* (Stenstrom & Song, 1987).

Bakterierna som utför nitrifikation är autotrofa bakterier, de bildar alltså biomassa med koldioxid (oorganiskt material) som kolkälla. Detta är väldigt energikrävande vilket leder till att en stor del av bakteriernas energi används för tillväxten. Som ett resultat av detta sker tillväxt och reproduktion långsammare för dessa autotrofa bakterier än för de bakterier som kan använda organiskt material som kolkälla.

Denitrifikation

För att inte avloppsreningsverket ska släppa ut nitratkväve efterföljs nitrifikationen av denitrifikation. Denitrifikationen kan beskrivas genom följande två samband:



I denitrifikationen omvandlas nitratkväve via flera steg till kvävgas (ekvation 3). Denna omvandling kan ses som en andning som ersätter bakteriens aeroba andning, varför det är avgörande att det inte finns något syre tillgängligt.

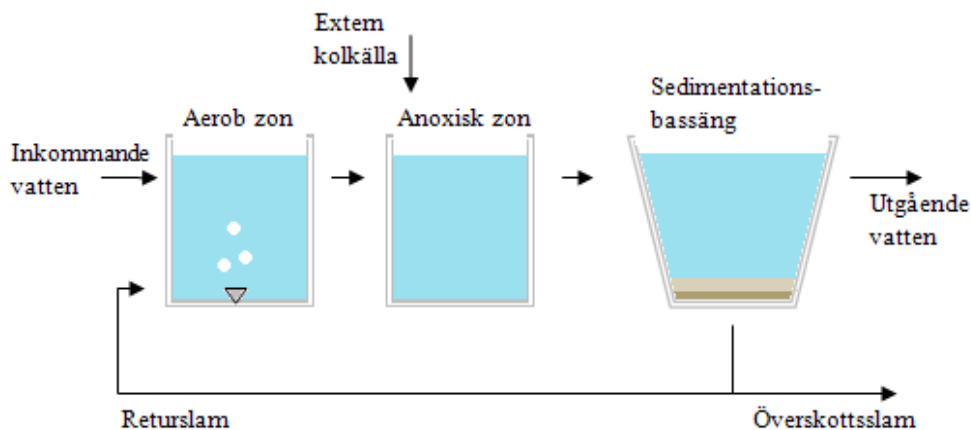
Denitrifikationen utförs av heterotrofa bakterier, det vill säga bakterier som bildar biomassa genom nedbrytning av organiskt material (ekvation 4). Eftersom dessa bakterier använder sig av organiskt material som kolkälla är denna process snabbare än nitrifikationen.

Förutsättningarna för att denitrifikation ska ske är tillgång till nitratkväve, frånvaro av syre, goda temperaturförhållanden samt hög kvalitet på inkommande kol och höga halter av kol i inkommande vatten. Skulle syre nå miljön för denitrifikation kan processen bli ofullständig, vilket innebär att kvävet ej avgår som kvävgas. Den oxiderade formen av ammoniumkväve bildar då istället lustgas och andra kväveoxider vilket leder till negativ miljöpåverkan.

Processutformning

Nitrifikation sker när nitrifierarna har god tillgång på syre och ammoniumkväve medan denitrifierarna kräver höga halter nitratkväve och organiskt material i anaeroba vatten. Två separata zoner krävs därför för att skapa en kvävereducerande process där ammoniumkväve omvandlas till kvävgas. Processen som innefattar kvävereducering i ett reningsverk kan utformas på två sätt, efterdenitrifikation eller fördenitrifikation.

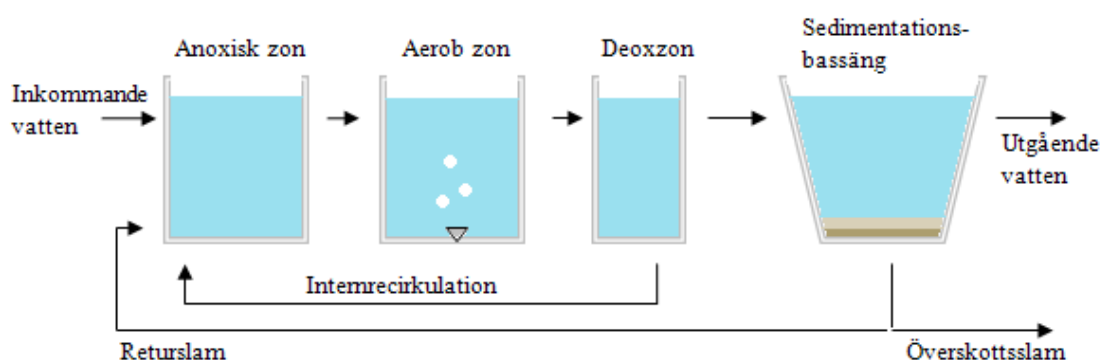
Efterdenitrifikation innebär att nitrifikationen sker före denitrifikationen (figur 3). Omvandlingen av ammoniumkväve till nitratkväve sker i den första zonen medan denitrifikationen, omvandlingen av nitratkväve till kvävgas, sker i den andra zonen. Den sista anoxiska zonen följs av en sedimenteringsbassäng som avskiljer slammet från vattenfasen. För att hålla en konstant slamnivå i det biologiska reningssteget krävs ett returslamflöde från sedimenteringsbassängen till den första aeroba zonen.



Figur 3. Principiell skiss över processlösningen med efterdenitrifikation.

Denitrifierarna i den anoxiska zonen använder sig av organiskt kol som kolkälla för tillväxt. Vid processutformningen med efterdenitrifikation kan denitrifierarna inte använda sig av kolkällan i inkommande avloppsvatten, varför en extern kolkälla kan krävas.

Fördenitrifikation är en processlösning som bygger på att denitrifikation sker före nitrifikation i kvävereduceringssteget (figur 4). Detta innebär att omvandlingen av nitratkväve till kvävgas sker i det första skedet i det biologiska reningssteget varpå nitrifikationen sker i efterkommande zon. Efter nitrifikationen i den aeroba zonen krävs därför ett returflöde där vattnet leds tillbaka till den anoxiska zonen, så kallad internrecirkulation. För att förhindra att syre förs tillbaka till den anoxiska zonen kan med fördel en så kallad deoxzon placeras i slutet av bioreaktorn. Efter aktivslamprocessen leds vattnet vidare till en sedimenteringsbassäng från vilken överskottsslam leds bort och returslam leds tillbaka till den anoxiska zonen.



Figur 4. Principiell skiss över processlösningen med fördenitrifikation

Fördelen med denna typ av processlösning är att extern kolkälla inte krävs för att tillgodose mikroorganismernas behov, dock finns fall där kolet i inkommande avloppsvatten varit av så dålig kvalitet att extern koltillsats ändå tillsatts.

2.1.3 Fosforavskiljning

Reducering av avloppsvattnets halter av fosfor, både bundet och löst kan ske genom två processer; biologisk och kemisk. Den biologiska processen bygger på bio-P-processen medan den kemiska behandlingen baseras på kemisk fällning med metallsalter. Långtgående fosforavskiljning krävs för att minimera eutrofiering i recipienten. I avloppsreningsverk sker kväve- och fosforavskiljningen ofta simultant i samma bioreaktor.

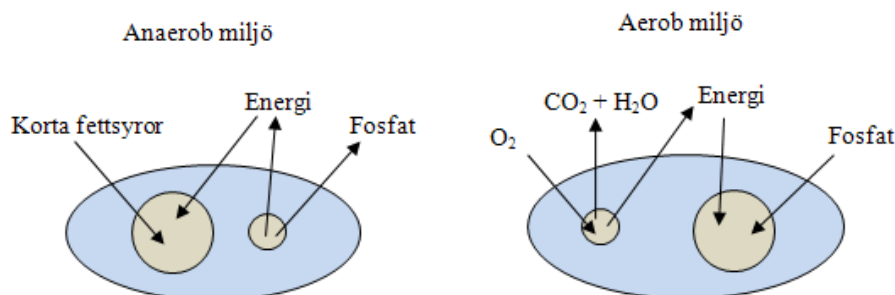
Biologisk fosforrening, bio-P-processen

Vid cellupbyggnad i det aktiva slammet tas fosfor upp av mikroorganismerna. Detta sker via biologiska processer avsedda för avskiljning av organiskt material så som aktivt slam. All fosfor i inkommande avloppsvatten behövs dock inte för cellernas upbyggnad, vilket leder till att ett överskott måste avlägsnas, till exempel med bio-P-processen.

Bio-P-processen sker i två faser, anaerob respektive aerob miljö (figur 5). Under anaeroba förhållanden tar så kallade bio-P-bakterier upp lättillgängligt organiskt material i form av korta, flyktiga fettsyror och lagrar dessa som organiska polymerer. I lagringsprocessen spjälkas långa fosfatkedjor som möjliggör lagring av de flyktiga

fettsyrorna. I denna spjälkning utviner bakterien energi samtidigt som fosfat lämnar cellen. Processen leder därför till en förhöjd halt löst fosfor i vattnet.

När mikroorganismerna når den aeroba miljön omsätts det lagrade organiska materialet. Bakterien bygger åter upp polyfosfater genom upptag av fosfat vilket leder till en minskad fosforhalt i vattnet (Svenskt Vatten, 2007). Totala effekten av dessa två processer leder till en minskad fosforhalt i utgående avloppsvatten relativt inkommande vatten. Den assimilerade fosfor tas ut med överskottsslammet från bioreaktorn.

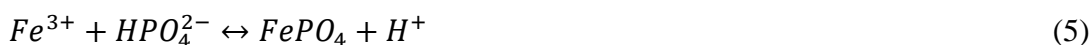


Figur 5. Skiss över bio-P bakteriers upptag och utsöndring av fosfat i anaeroba och aeroba miljöer (Modifierad från Carlsson & Hallin, 2003).

Kemisk fosforrening

I inkommande avloppsvatten till reningsverket kommer fosfor i olika former, organiskt bunden fosfor och oorganisk fosfor (polyfosfat och ortofosfat). Vid kemisk fällning tillsätts ett metallsalt som vanligtvis består av järn- eller aluminiumsalt varpå tre processer äger rum: fosfatutfällning, hydroxidfällning och partikelfällning.

Järnfosfatfällning:



Järnhydroxidfällning:



Det tillsatta metallsaltet reducerar löst fosfat i inkommande vatten och binder det till metalljoner från fällningskemikalien. Detta beskrivs som en fosfatutfällning (ekvation 5). Hydroxidfällning fås genom att positivt laddade metalljoner binder till negativt laddade hydroxidjoner i avloppsvattnet (ekvation 6) och bildar ett så kallat flockningsmedel. Genom att de metalljoner som bundit till fosfaten attraheras av flockningsmedlet sker en sedimentation. Även när metalljoner binder till partiklar i avloppsvattnet, så kallad partikelfällning, sker en sedimentation.

För att få en god flockbildning med aluminiumsalt som fällningskemikalie bör pH ligga mellan 5 och 8. Används istället järn vid fällning kan ett bredare pH-intervall ge god flockbildning (Svenskt Vatten, 2010).

2.2 BOKINETIK I AKTIVSLAMPROCESS

2.2.1 Tillväxt

Det finns en rad olika parametrar som påverkar tillväxten av mikroorganismer i den biologiska reningen, bland annat vattentemperatur, tillgång på substrat och syretillgång.

Vid höga halter av syre och/eller ammoniumkväve och en högre temperatur gynnas tillväxten av nitrifierare (Stenstrom & Song, 1987). Monodkinetik kan beskriva tillväxthastigheten av mikroorganismer:

$$\mu = \mu_{max} \frac{S_s}{S_s + K_s} \quad (7)$$

där

μ = specifik tillväxthastighet [dygn^{-1}]

μ_{max} = maximal tillväxthastighet [dygn^{-1}]

S_s = koncentrationen substrat [mg l^{-1}]

K_s = halvmättnadskonstant för koncentrationen av substrat [mg l^{-1}]

Mikroorganismernas tillväxt vid ASP-modellering följer en så kallad Monodkinetik vid vilken tillväxthastigheten ökar exponentiellt med mängden tillgängligt substrat till en viss maximal tillväxthastighet (ekvation 7) (Stenstrom & Poduska, 1980).

2.2.2 Nitrifierarnas kinetik

Tillväxten av nitrifierare kan enligt Stenstrom & Poduska (1980) beskrivas med hjälp av Monodkinetik:

$$\mu_{nit} = \mu_{nit,max} \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{S,NH_4}} \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{S,O_2}} - b_a \quad (8)$$

där

μ_{nit} = nettotillväxthastighet hos nitrifierare [dygn^{-1}]

$\mu_{nit,max}$ = maximal tillväxthastighet hos nitrifierare [dygn^{-1}]

K_{S,O_2} = halvmättnadskonstanten för koncentrationen av löst syre [mg l^{-1}]

K_{S,NH_4} = halvmättnadskonstanten för koncentrationen av löst ammoniumkväve [mg l^{-1}]

S_{O_2} = löst syre [mg l^{-1}]

S_{NH_4} = löst ammoniumkväve [mg l^{-1}]

b_a = avdödningskoefficient [dygn^{-1}]

Tillväxthastigheten av nitrifierare (ekvation 8) påverkas förutom av vattentemperatur och pH, även av tillgången på ammoniumkväve och syre. För en effektiv kväveavskiljning i en ASP är det viktigt att tillväxten av nitrifierare är god (Stenstrom & Poduska, 1980).

Olika studier har resulterat i olika värden på konstanten för halva mättnadskoncentrationen av löst syre, K_{S,O_2} . Enligt Stenstrom & Poduska (1980) skulle ett rimligt värde kunna vara 0,5 mg/l. Anledningen till att denna konstant tillskrivits olika värden i olika studier kan beror på att andra faktorer än löst syre spelat in i de försök som genomförts (Stenstrom & Poduska, 1980). För att nitrifikation ska ske krävs tillgång till syre, och studier visar att vid syrekoncentrationer under 0,5–1,0 mg/l försämras nitrifikationsförmågan avsevärt. Vid syrekoncentrationer på 0,3 mg/l upphör förmågan helt (Stenstrom & Poduska, 1980).

Temperaturen spelar en viktig roll för nitrifierarnas tillväxt. För att starta upp en nitrifikationsprocess kan vattentemperaturer på 12 °C eller över vara nödvändiga, detta för att kunna bygga upp en bra bakteriekultur. Då dessa bakterier i regel är mesofila

ökar deras nitrifikationshastighet linjärt inom intervallet 10–30 °C, vilket även visats i en studie av Knowles m.fl. (1965).

$$\log_{10}\mu_{nit,max} = 0,0413 \cdot T - 0,944 \quad (9)$$

där

$\mu_{nit,max}$ = tillväxthastighet [dygn⁻¹]
T = vattentemperaturen [°C]

Ekvation 9 visar sambandet mellan vattentemperaturen och tillväxthastigheten för *Nitrosomonas*. En höjning av vattentemperaturen med 1 °C leder till en 9,5 % ökning av tillväxthastigheten (Knowles m.fl., 1965).

Förutom temperatur och syrehalt i avloppsvattnet spelar ammoniumkvävehalten i inkommande vatten en stor roll. Ju mer ammoniumkväve som finns tillgängligt desto mer för nitrifierarna att omvandla till nitratkväve. Dock finns en gräns där en för hög halt ammoniumkväve blir toxisk för nitrifierarna men så pass hög halt uppnås vanligen inte i avloppsvatten från samhällen. För industrier och lantbruksavlopp kan ammoniumkvävekoncentrationerna däremot vara så pass höga att toxiciteten orsakar problem (Sharma & Ahlert, 1976).

2.2.3 Denitrifierarnas kinetik

Denitrifierarnas tillväxthastighet kan även den beskrivas med hjälp av Monodkinetik:

$$\mu_{den} = \mu_{den,max} \frac{S_S}{S_S + K_S} \frac{K_{S,O_2}}{S_{O_2} + K_{S,O_2}} \frac{S_{NO_3}}{S_{NO_3} + K_{NO_3}} - b_a \quad (10)$$

där

μ_{den} = tillväxthastighet hos denitrifierare [dygn⁻¹]
 $\mu_{den,max}$ = maximal tillväxthastighet hos denitrifierare [dygn⁻¹]
 S_S = koncentration av lättillgängligt organiskt material [mg l⁻¹]
 K_S = konstant för halva mätnadskoncentrationen av lättillgängligt organiskt substrat [mg l⁻¹]
 K_{S,O_2} = inhiberingskonstant för löst syre [mg l⁻¹]
 K_{NO_3} = konstant för halva mätnadskoncentrationen av löst nitratkväve [mg l⁻¹]
 S_{O_2} = löst syre [mg l⁻¹]
 S_{NO_3} = koncentration av löst nitratkväve [mg l⁻¹]
 b_a = avdöd [dygn⁻¹]

Tillväxthastigheten beror av tillgången på nitratkväve och lättillgängligt organiskt material (ekvation 10) (Henze m.fl., 1987). Även tillgången till syre påverkar deras tillväxt, men i detta fall leder syret till försämrade tillväxt och därmed även sämre denitrifikation (Carlsson & Hallin, 2003).

2.3 SYREÖVERFÖRING TILL AVLOPPSVATTEN

En ASP med kvävereducering kräver minst en zon som är anaerob och en aerob för att skapa förutsättningar för nitrifikation och denitrifikation. Detta innebär i praktiken att luftningsanordningar placeras på botten av den aeroba bioreaktorn för att syresätta vattnet i vilket nitrifierarna bryter ner organiskt material. Dessa luftningsanordningar är ofta väldigt dyra i drift eftersom de drar mycket energi, varför olika reglerstrategier

studeras för att effektivisera luftningen. För dessa studier utvecklades Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2) (avsnitt 2.6) som gör det möjligt att under väldefinierade förhållanden testa olika reglerstrategiers inverkan på energiförbrukningen.

Syrehalten i en aerob bassäng är direkt kopplad till luftningsflödet men beror även på andra variabler, såsom temperatur, halt suspenderat material i bassängen samt placering och utseende på luftardysorna. För att få en effektivare luftning är det fördelaktigt att blåsa små luftbubblor. De har större yta per volym och stiger långsammare än större luftbubblor, vilket resulterar i en längre kontakttid med avloppsvattnet (Lindberg, 1997).

Förändringen av halten löst syre som blir i den aeroba bassängen kan beskrivas som:

$$\frac{d(S_{O_2}(t))}{dt} = K_L a \cdot (S_{O_2,sat} - S_{O_2}(t)) + \frac{Q}{V} S_{O_2,in}(t) - \frac{Q}{V} S_{O_2}(t) - R(t) \quad (11)$$

där

$S_{O_2}(t)$ = syrehalt i aerob bassäng [mg l^{-1}]

t = tid [h]

$K_L a$ = syreöverföringshastighet [1 h^{-1}]

$S_{O_2,sat}$ = mättad syrehalt i vatten [mg l^{-1}]

Q = inkommande och utgående flöde [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$]

V = volym på aerob bassäng [m^3]

$S_{O_2,in}(t)$ = syrehalt i inkommande vatten [mg l^{-1}]

$R(t)$ = respirationshastighet [$\text{mg l}^{-1} \text{ h}^{-1}$]

Ekvation 11 som beskriver förändringen löst syre visar att förändringen inte bara påverkas av luftningsflödet utan även av bland annat inkommande vattens syrehalt och bakteriernas respirationshastighet (Lindberg, 1997).

Ett exempel (Lindberg, 1997) på en modell för hut syreöverföringshastigheten beror av luftflödet är:

$$K_L a(q_{luft}) = k_1(1 - e^{-k_2 q_{luft}}) \quad (12)$$

där

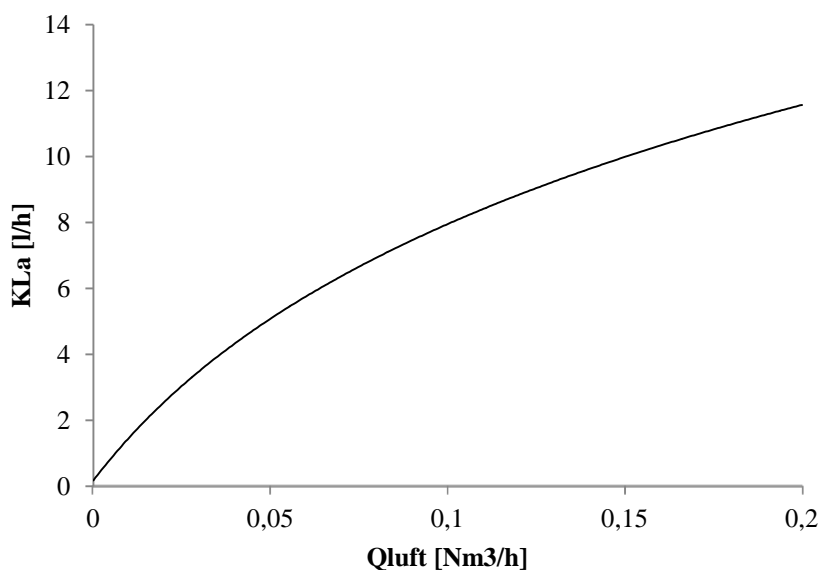
$K_L a(q_{luft})$ = syreöverföringshastighet [1 h^{-1}]

q_{luft} = luftflöde per m^3 luftad vattenvolym [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$]

k_1 = konstant [1 h^{-1}]

k_2 = konstant [h m^{-3}]

Sambandet mellan $K_L a$ och luftflödet antas vid modellering ofta vara linjärt. Dock skulle en mer korrekt beskrivning vara att luftflödets effekt på syreöverföringshastigheten minskar med ett högre luftflöde. I ekvation 12 beskrivs sambandet mellan syreöverföringshastigheten och luftflödet vilket även illustreras i figur 6.



Figur 6. Figuren visar en typisk kurva för syreöverföringshastigheten som funktion av luftflödet med följande värden på konstanterna: $k_1 = 12,5 \text{ h}^{-1}$, $k_2 = -10,08 \text{ h m}^{-3}$ (Thunberg, 2007).

Syreöverföringshastigheten påverkas förutom av luftflöde även av andra variabler som beskriver avloppsvattnets egenskaper. Till exempel är avloppsvattnets sammansättning relevant för hur K_{La} -funktionen varierar. α -värdet beskriver med vilken faktor syreöverföringshastigheten avviker i smutsigt avloppsvatten relativt rent vatten

$$\alpha = \frac{K_{La, \text{smutsigt vatten}}}{K_{La, \text{rent vatten}}} \quad (13)$$

Ofta är detta α -värde mindre än 1 vilket innebär att syreöverföringshastigheten är lägre i smutsigt avloppsvatten jämfört med rent (Lindberg, 1997).

En faktor som kan påverka α -värdet är halten tensider i inkommande avloppsvatten. Halten fosfater har minskats i tvättmedel vilket har resulterat i en ökning av ämnesgruppen tensider för att bibehålla samma funktion i tvättmedlet. Redan en relativt låg halt av tensider påverkar syreöverföringshastigheten negativt, samtidigt som fettsyror som bildas vid nedbrytning av tensider även har en försämrande effekt på syreöverföringen (Röttorp m.fl., 1999).

Skalningsfaktorn β beskriver syrets mättnadsvärde för smutsigt avloppsvatten relativt rent vatten (ekvation 14) (Röttorp m.fl., 1999).

$$\beta = \frac{S_{O_2, \text{sat, smutsigt vatten}}}{S_{O_2, \text{sat, rent vatten}}} \quad (14)$$

2.3.1 Reglering av luftflöde

För att få en god kväveavskiljning i en aktivslamprocess är syrehalten i de aeroba zonerna av stor vikt. För att få en god syretillgång för bakterierna och samtidigt få en energieffektiv process används olika reglerstrategier för att styra luftflödet. Idag är det vanligt att luftflödet styrs med en reglerventil. Ventilen kan ställas in manuellt på ett sådant sätt att önskvärd syrehalt uppnås i bassängen, alternativt kan ventilen styras med hjälp av en regulator. Styning av luftflödet med en regulator kan ske på många olika

sätt. Vanligast är att det sker med hjälp av en återkoppling från den faktiska syrehalten i den aeroba bassängen samt ett konstant börvärde. Problem som kan uppstå vid denna lösning är att det är svårt att finna ett optimalt börvärde för syrehalten i bassängen. Generellt används en syrehalt på 2–3 mg/l som börvärde, eftersom tillväxthastigheten för aktivt slam är som högst då (Olsson m.fl., 2005).

En annan metod för reglering av luftflödet i det biologiska reningssteget kan vara att använda sig av ammoniumhalten i utgående vatten. På detta sätt kan en återkoppling från utgående vattens ammoniumhalt kombineras med en överordnad regulator. Den överordnade regulatorn tar emot ett börvärde för utgående halt ammoniumkväve samt den faktiska halten utgående ammoniumkväve och beräknar ett syrebörvärde. Signalen med syrebörvärdet skickas till en underordnad syreregulator som även får signaler om den faktiska syrehalten, och reglerventilens läge styrs. På detta sätt fås en mer energieffektiv styrning där luftningen anpassas till det behov som finns (Carlsson & Hallin, 2003).

Problem vid reglering av luftflöde

Vid reglering av luftflödet i en ASP kan flera problem uppstå som påverkar processen på olika sätt. Många problem som uppstår vid luftflödesreglering beror på att många av de biologiska processer som sker i ett reningsverk behöver beskrivas med olinjära samband.

Ofta består en ASP av flera zoner som är aeroba, och luftningsanordningar är placerade i varje zon i form av en serie luftdysor kopplade till en reglerventil. Vid reglering av flera luftningsanordningar i samma ASP finns två alternativa styrmetoder, antingen regleras luftflödet efter samma börvärde eller så regleras varje enskild luftanordning för sig. Regleras vardera luftare separat kan en effektivare syresättning uppfyllas samtidigt som det processmässigt bli något mer komplext. Skulle istället samma luftflöde användas i alla aeroba zoner i aktivslamprocessen ökar syrekoncentrationen i varje zon, från att vara lägst i den första zonen till att vara högst i den sista. Denna koncentrationsgradient uppstår på grund av att nitrifikationsprocessen samt nedbrytningen av organiskt material blir mer och mer fullständig. I den första zonen där halten organiskt material är högst sker större delen av nedbrytningen, varför mest syre förbrukas. I de efterföljande zonerna är inte syreförbrukningen lika hög då halten organiskt material är lägre vilket resulterar i en högre syrehalt i zonerna jämfört med den första zonen.

I processutformningen som består av fördenitrifikation är det viktigt att syrehalten i den sista aeroba zonen är låg. Skulle syre följa recirkulationsflödet till den anoxiska zonen används syre som oxidationsmedel av denitrifierarna istället för nitrat vilket hämmar denitrifikationsprocessen.

Flockningsförmågan är en egenskap hos slammet i en ASP som påverkas av syrehalten i de aeroba zonerna. Är syrehalten för låg för nitrifikation och samtidigt för hög för denitrifikation försämras flockningsförmågan och skadliga gaser som lustgas, N_2O , och kvävemoxid, NO , kan bildas. Lustgas klassas som en växthusgas som bryter ner ozonskiktet, varför utsläppen av denna gas bör minimeras. Kvävemoxid bidrar istället till miljöproblem så som försurning och övergödning genom att den i luften oxideras till salpetersyra, varför även dessa utsläpp bör minimeras (Carlsson & Hallin, 2003).

2.4 SLAMBEHANDLING

Slam uppstår som biprodukt vid avskiljning av näringsämnen och föroreningar i reningsverk, och består av partiklar uppslammade i vatten. Innehållet av metaller och icke nedbrytbara ämnen i slammet påverkas av abonnenternas utsläpp i avloppet (Svenskt Vatten, 2010). Råslam, icke behandlat slam kan delas in i tre olika kategorier beroende på vid vilket reningssteg slammet avskilts.

- Mekaniskt slam (primärslam) – utgörs av partiklar som avskilts vid mekanisk rening så som sedimentation
- Biologiskt slam – utgörs av mikroorganismer, benämns ofta vid aktivslamprocesser som överskottsslam eller sekundärslam
- Kemiskt slam – utgörs av flockar som skapats vid fällningsprocesser

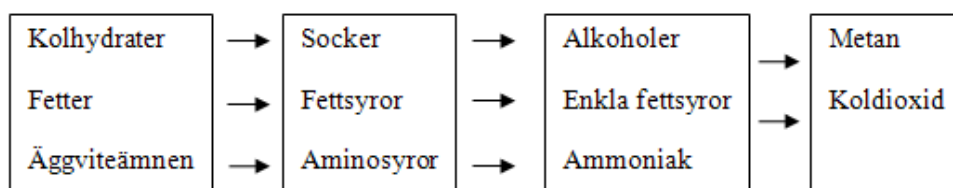
På många reningsverk genomgår det uttagna slammet en behandling för att hygienisera och minimera slammängderna innan vidare transport och användning sker. De vanligaste processerna ett slam går igenom är förtjockning, stabilisering och avvattning (Svenskt Vatten, 2010).

2.4.1 Förtjockning

För att få en god slamvolymreducering inleds ofta slambehandling med en förtjockningsprocess. Förtjockningen kan ske genom sedimentation eller flotation i en reaktor, vanligast är kontinuerlig förtjockning genom sedimentation. Denna typ av anläggning är i regel försedd med bottenmonterade anordningar avsedda för långsam omrörning för att underlätta bildandet av partikelaggregat och frigöra gasbubblor. Den mekaniska omrörningen är även till för att förbättra sedimentationen samt transportera slammet till en slamficka (Svenskt Vatten, 2010). Från denna process bildas ett så kallat slamvatten som kan ledas till en separat vattenbehandling alternativt direkt till inloppet till huvudlinjen på reningsverket. Slammet som förtjockats leds för vidare behandling innefattande stabilisering och avvattning.

2.4.2 Stabilisering

Stabilisering innebär att biologiskt nedbrytbart material i slammet sönderdelas genom nedbrytning. Denna process kan ske på flera sätt, till exempel genom rötning och kompostering. I rötning sker nedbrytningen av organiskt material via tre steg; hydrolys, syrabildning och metanbildning (figur 7). Hydrolys innebär att sammansatta organiska ämnen bryts ned till enkla vattenlösliga föreningar genom enzymer som bakterier avsondrar. Detta delsteg efterföljs av syrabildning i vilken enkla fettsyror bildas, så som ättiksyra och alkohol. I det sista delsteget i röttningsprocessen, metanbildningen, bildas metan och koldioxid, vilka klassas som biogaser, och kan därmed användas för exempelvis drift av biogasfordon (Svenskt Vatten, 2010).



Figur 7. Principiell skiss över den biologiska nedbrytningen i röttningsprocessen (Modifierad från Svenskt vatten, 2010)

2.4.3 Avvattning

För att underlätta transport och hantering avvattnas slammet, ofta med hjälp av en så kallad dekantercentrifug. En dekantercentrifug är konstruerad som en cylindrisk trumma med en skruvtransportör monterad i. Trumman och skruvtransportören roterar i samma riktning med hög hastighet varpå två separata faser uppstår, en koncentrerad slamfas (slamkaka) och en vattenfas, även kallat rejektvatten. För att underlätta avvattningen tillsätts ofta kemikalier i form av polymerer för att öka avskiljningsgraden. Mekaniskt, biologiskt och kemiskt slam har olika elektrisk laddning. Mekaniskt och biologiskt slam har ofta en negativt laddad yta medan kemiskt slam har en positivt laddad yta. Laddningen gör att partiklar i slammet får svårare att attraheras till varandra och därmed bindas samman och avskiljas (sedimenteras). Av denna anledning kan med fördel en polymer tillsättas vid avvattning. Polymeren minskar partiklarnas laddning och gör attraktionen med van der Waals-kraft starkare. Detta resulterar i en högre avskiljningsgrad av suspenderat material (Svenskt Vatten, 2010).

2.5 REJEKTVATTEN

Vid slamavvattningen uppstår så kallat rejektvatten, det vill säga det vatten som centrifugerats bort från slammet. Rejektvattnet som uppstår i ett reningsverk har ofta väldigt höga halter av totalkväve och suspenderat material men samtidigt väldigt låg halt organiskt material. Halten totalkväve består till stor del av ammoniumkväve vilket kan leda till så pass höga ammoniumhalter att de verkar toxiskt på nitrifierare och denitrifierare. Rejektvattnet utgör normalt 0,5–1,0 % av det totala inflödet till reningsverket men 10–20 % av den inkommande totalkvävebelastningen (Mossakowska & Reinius, 1994). Rejektvatten kan antingen återföras direkt till den biologiska reningen eller till inloppet till reningsverket. Alternativt förbehandlas rejektvattnet separat innan det leds till den biologiska reningen. Eftersom kvävekoncentrationen är så pass hög kan rejektvattnet med fördel behandlas separat innan det leds till huvudlinjen med aktivslamprocess (Mossakowska & Reinius, 1994).

Rejektvattnet från centrifugeringen av rötat slam håller en hög temperatur, drygt 20 °C, året runt. Ofta är den kemiska sammansättningen stabil över året vilket leder till små variationer och en biologisk reningsprocess kan drivas stabilt. Den höga temperaturen som rejektvattnet håller är viktig för tillväxten av nitrifierare vilket kan spela en extra stor roll under vinterhalvåret. Metoderna är flera för att separat behandla rejektvatten och utveckling sker kontinuerligt då nya lösningar som ökar reduceringsgraden av totalkväve till en låg energiförbrukning eftersträvas.

2.5.1 Rejektvattenbehandlingstyper

I takt med att kraven på ökad reningsgrad av totalkväve ökar utvecklas nya metoder för kväveavskiljning. Den vanligaste rejektvattenbehandlingen som används i Sverige idag är Sequencing Batch Reactor (SBR). Nya metoder för rejektvattenbehandling utvecklas dock kontinuerligt och två metoder som just nu utvecklas och implementeras är deammonifikationprocessen och SHARON[®]-reaktorn.

Sequencing Batch Reactor (SBR)

Sequencing Batch Reactor (SBR) används idag i stor utsträckning vid reningsverk för rening av rejektvatten. Processen bygger på cykler där flera delsteg sker i samma reaktor, när samtliga steg genomförts påbörjas nästa cykel (Casellas m.fl., 2006). Önskas kväveavskiljning inkluderas nitrifikation och denitrifikation i varje cykel.

En cykel består av följande delprocesser vars upplägg kan variera mellan olika anläggningar.

1. Fyllning – Orenat rejektivatten från slamavvattning tillförs bioreaktorn
2. Aerob omrörning – Nitrifikation sker i bioreaktorn under omrörning
3. Anoxisk omrörning – Denitrifikation sker i bioreaktorn under omrörning
4. Sedimentering – Alla processmaskiner har stoppats, sedimentering sker i reaktorn
5. Dekantering – Färdigbehandlat rejektivatten leds från bioreaktorn tillbaka till försedimenteringen
6. Slamuttag – Uttag av överskottsslam

Vanligtvis pågår en cykel 3–12 timmar beroende på tillrinning och önskat processresultat. Samtliga delprocesser sker alltså i samma reaktor vilket innebär att processtyrningen har stor inverkan på det slutgiltiga resultatet. Det som är positivt med denna processlösning är att varje separat steg kan regleras enskilt vilket gör den väldigt flexibel, till exempel kan den anoxiska omrörningsperioden förlängas om ofullständig denitrifikation upptäcks.

Resultat som påvisats från Motala reningsverk, där denna typ av rejektivattenbehandling implementerats, är en reduceringsgrad av ammoniumkväve med 100 % i behandlingen. Inkommande rejektivattens ammoniumkvävehalt var ca 500 mg/l, medan halten vid rejektivattenbehandlingens utlopp bara var 1 mg/l. Problem som kan uppstå vid flera typer av rejektivattenbehandling är skumning. Skumning innebär att andelen filamentbildande bakterier är hög, varför dessa bildar ett tjockt skum på ytan av bassängen och hindrar sedimentation. Vid Motala reningsverk är erfarenheten att en hög halt suspenderat material motverkar skumning (Falk & Hansson, 2002).

Deammonifikationsprocessen

Genom en ny metod kallad deammonifikation kan kväve renas mer kostnadseffektivt och med hög reningsgrad. Det kan ses som ett alternativ till kväverening med traditionell nitrifikation och denitrifikation (Płaza m.fl., 2003). Deammonifikation bygger på en kombination av anammox-reaktionen och partiell nitrifikation.



Partiell nitrifikation innebär att bara halva ammoniummängden i inkommande vatten oxideras till nitrit. Anammox innebär att en syrefri oxidation av ammoniumkväve med nitritkväve till kvävgas sker (ekvation 15) (Li m.fl., 2011).

För en god deammonifikationsprocess krävs anaeroba förhållanden och låg halt organiskt material. Under dessa förutsättningar undviks att heterotrof denitrifikation sker då de bakterier som utför anammox inte behöver konkurrera med andra bakterier (Trela m.fl., 2008). För att ammoniummängden i den partiella nitrifikationen ska oxideras till nitrit krävs en begränsad syrehalt, men reglering av temperatur och uppehållstid kan även bidra till en selektiv minskning av de bakterier som oxiderar nitrit till nitrat (Trela m.fl., 2004).

Fördelen med denna typ av processlösning för kväverening är att den är väldigt kostnadseffektiv. Används partiell nitrifikation kombinerat med anammox minskar syrebehovet med upp till 40 % jämfört med nitrifikation följt av denitrifikation. Anledningen till att syrebehovet minskas så kraftigt är att bara hälften av inkommande

ammoniumkväve ska oxideras till nitritkväve vilket leder till att energikostnaderna blir avsevärt lägre. Dock är uppstartsperioden väldigt lång eftersom tillväxthastigheten av de bakterier som utför anammox-reaktionen är låg. Att etablera en tillräckligt stor bakteriekultur för fullskalig drift kan ta upp till ett år.

Försök på detta har i Sverige genomförts av Kungliga tekniska högskolan (KTH) och Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag (SYVAB), dels i laboratorium, dels på avloppsreningsverket Himmerfjärdsverket. Vid de experiment KTH genomförde i laboratorium på Bromma reningsverks rejektivatten visades att deammonifikationsprocessen kunde ge upp till 90 % totalkvävereduktion men som medeltal runt 70 % (Trela m.fl., 2004). Processen kan läggas upp med en en- eller flerstegsprocess.

I en enstegsprocess kombineras partiell nitrifikation och anammox i samma steg. I denna processlösning är det av största vikt att syrehalten i bioreaktorn är sådan att både nitrifierarna och de bakterier som utför anammox trivs. En för hög syrehalt ökar bildningen av nitratkväve vilket minskar avskiljningsgraden av oorganiskt kväve och kan verka hämmande för anammox-reaktionen (Trela m.fl., 2009). En nackdel med detta upplägg jämfört med flerstegsprocessen är att reningsgraden av totalkväve blir något lägre och det är svårt att nå en avskiljningsgrad över 70 %.

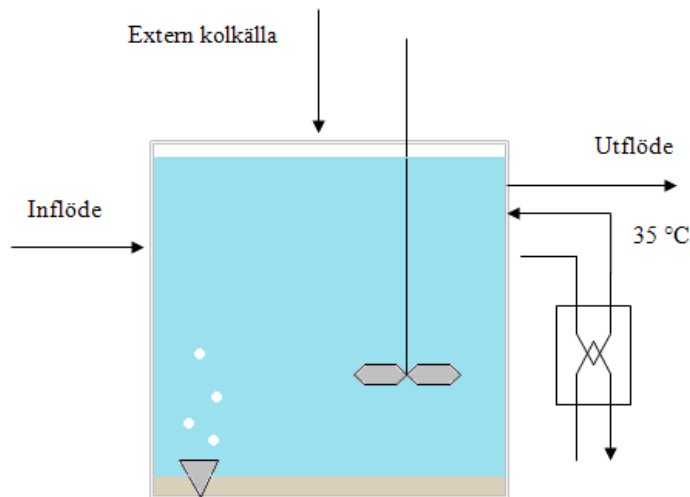
I processlösningen med flera steg sker partiell nitrifikation och anammox-reaktionen separat. Detta upplägg liknar därför den konventionella med nitrifikation och denitrifikation med separata zoner för olika omvandlingar av kväve. I och med detta blir styrningen något lättare och det är även lättare att nå högre avskiljningsgrader (Trela m.fl., 2009). Dock kräver detta processupplägg mer plats, varför en process med ett steg är att föredra vid trånga utrymmen.

SHARON[®]

Single reactor system for High activity Ammonia Removal Over Nitrite, SHARON[®], är en rejektivattenbehandling bestående av biologisk rening för reducering av kväve. SHARON[®] skiljer sig från andra biologiska processlösningar genom att slammets uppehållstid och den hydrauliska uppehållstiden är lika (Van Kempen m.fl., 2001).

I SHARON[®]-reaktorn omvandlas ammoniumkväve i inkommande vatten till nitritkväve genom partiell nitrifikation för att sedan omvandlas direkt till kvävgas. Denna process kräver en relativt hög vattentemperatur, 30–40 °C. Den höga temperaturen gör att de bakterier som oxiderar ammoniumkväve till nitritkväve, *Nitrosomonas*, gynnas medan de bakterier som oxiderar nitritkväve till nitratkväve, *Nitrobacter*, inte trivs alls och därför elimineras ur processen. Förutom vattentemperaturen är pH en viktig variabel att studera. Skulle däremot pH sjunka under 7 hämmas ammoniumoxidationen, varför det är av stor vikt att övervaka pH (Khin & Annachhatre, 2004). Används en reaktor utan två separata zoner för att nå kvävgasbildning används intermittent luftning (figur 8). Reaktorn kan även utformas med två separata zoner, då sker luftning i en zon och omrörningen i den andra zonen varpå vattnet pumpas mellan zonerna.

Omvandlingen av ammoniumkväve till kvävgas kan kräva att extern kolkälla tillsätts, vanligtvis metanol. Detta leder till en ökad kostnad men även en högre reduktion av ammoniumkväve. På grund av den partiella nitrifikationen så blir, precis som i deammonifikationsprocessen, energikostnaderna dock väldigt låga då luftningskostnaderna sjunker kraftigt, vilket gör användandet av SHARON[®]-processen ekonomiskt effektiv (Van Kempen m.fl., 2001).



Figur 8. Skiss över en SHARON[®]-reaktor för reducering av kväve med aerob och anoxisk zon i samma reaktor.

Detta är en rejektivattenbehandlingsmetod som finns implementerad i ett svenskt avloppsreningsverk i Linköping samt på ett tiotal andra reningsverk i världen. Metoden utvecklades på 1990-talet och har därför inte varit tillgänglig länge.

En processlösning som testats är en kombination av SHARON[®] och anammox. Principen bygger då på att rejektivattnet först leds till en aerob SHARON[®]-reaktor där partiell nitrifikation sker. Vattnet leds sedan vidare till en anammox-process i en separat reaktor där omvandlingen till kvävgas sker. Genom en kombination av dessa två processer kan användandet av extern kolkälla exkluderas samtidigt som slamproduktionen minimeras och syrebehovet minskar. Med denna processlösning kan energikostnaden halveras jämfört med traditionell aktivslamprocess på grund av det minskade luftningsbehovet (Khin & Annachhatre, 2004).

2.5.2 Införande av rejektivattenbehandling vid andra avloppsreningsverk

Idag finns separata rejektivattenbehandlingsanläggningar på många svenska reningsverk till följd av ökade krav på kväveavskiljning. Reningsverk i Sverige som infört SBR för rejektivattenbehandling är bland annat Kalmar och Motala. Även i andra delar av världen tillämpas rejektivattenbehandling för reducering av utgående halter totalkväve, men andra processlösningar än SBR dominerar.

Kalmar

I början av 1990-talet byggde Kalmar avloppsreningsverk två SBR-reaktorer för att behandla sitt rejektivatten separat. SBR-reaktorer valdes för att minimera investeringskostnaderna samt för att denna lösning innebar ett litet upptag av befintlig yta. Efter införandet av rejektivattenbehandlingen samt intrimning av denna sågs att den nitrifierande förmågan var mycket god. Halten ammonium var efter varje cykel mycket låg samtidigt som halten nitrat ökade vilket indikerade en otillräcklig denitrifikation. Av denna anledning förlängdes den anaeroba tiden samtidigt som luftningstiden kortades, totalt behölls samma tidslängd på cykeln. Denna åtgärd resulterade i en god kväveavskiljning (Falk & Hansson, 2002).

Utrecht WWTP

Utrecht avloppsreningsverk ligger beläget i Nederländerna och är dimensionerat för 400 000 pe vid vilket en rejektivattenbehandling med SHARON[®]-reaktor infördes år

1997 för att reducera kväveutsläppen. För att studera hur processen fungerade genomfördes först pilotförsök med en 1 m³ stor bassäng, varpå en fullskalig lösning implementerades. Införandet av rejektvattenbehandlingen skedde i två steg, först startades nitrifikationsprocessen för att bygga upp en bra bakteriekultur, för att sedan följas av nästa steg där denitrifikation implementerades. Redan efter tre veckor var nitrifikationseffektiviteten över 95 % varefter denitrifikationen infördes. För att få en god denitrifikation tillsattes externt kol i form av metanol kontinuerligt. Efter att rejektvattenbehandlingen med SHARON[®]-reaktorn implementerats reducerades totalkväveutsläppen från reningsverket med 30 % och under första halvåret 1998 minskade utgående medelhalt av totalkväve från 16 mg/l till 11 mg/l (Van Kempen m.fl., 2001).

Rotterdam Dokhaven WWTP

Avloppsreningsverket Dokhaven i Rotterdam, Nederländerna implementerade samtidigt som Utrecht reningsverk en rejektvattenbehandling med SHARON[®]-reaktor. Att denna processlösning valdes vid just Dokhavens reningsverk var på grund av en utrymmesbegränsning. Vid införandet av SHARON[®]-reaktorn användes samma metod som vid Utrecht reningsverk, nitrifikationen implementerades först för att sedan följas av denitrifikationsprocessen. Vid intrimningen justerades tillsatsen av metanol eftersom denna från början var onödigt hög. Implementeringen av SHARON[®]-reaktorn skedde på vinterhalvåret varför värmepump användes för att nå tillräckligt hög temperatur på rejektvattnet (35 °C), värmepumpen har dock inte krävts efterföljande vintrar. Sedan år 1997, då rejektvattenbehandlingen uppfördes, har utgående medelhalt av totalkväve minskat från 6,1 mg/l till 2,1 mg/l (Van Kempen m.fl., 2001).

2.5.3 Vanliga problem vid rejektvattenbehandling

Skumning

Skumning är det vanligaste sedimenteringsproblemet som ofta uppstår i rejektvattenbehandlingar i Sverige. Bildandet av skum sker för att luftbubblor binds hårt till slammet och ett stabilt skum uppstår som inte kan avlägsnas på ett enkelt sätt. Bindningen av luftbubblor till slammet gynnas av hydrofoba ytor och närvaro av ytaktiva ämnen så som tensider (Hultman & Levlin, 2003). I miljön som skapas vid rejektvattenbehandlingen gynnas filamentbildande bakterier lätt på grund av den relativt låga BOD-belastningen, men även den växlande aeroba och anoxiska miljön är gynnsam. De vanligaste filamentbildande bakterierna i svenska reningsverk med kväverening är *Microthrix parvicella*. Dessa gynnas av lite lägre syrehalter, låg BOD-belastning och långa uppehållstider. Det som gör *Microthrix parvicella* extra konkurrenskraftiga är deras förmåga att använda långa fettsyror för att bilda lagringsprodukter i cellen. Skumning kan leda till att slam följer med det utgående vattnet istället för att sedimentera (Carlsson & Hallin, 2003).

De vanligaste åtgärderna för att motverka problem med skumning är att minska slamåldern samt öka eller minska luftningen i den aeroba zonen, men dessa åtgärder är inte generellt tillförlitliga. Som nämnts tidigare (avsnitt 2.5.1) har även vissa studier påvisat att en högre halt suspenderat material skulle leda till minskade skumningsproblem.

Slamsvällning

Slamsvällning är ett vanligt förekommande problem i reningsverk, begreppet innefattar två olika typer av slamsvällning; filamentös och viskös. Den viskösa slamsvällningen

uppstår oftare i reningsverk för industriellt avloppsvatten där halterna av fosfor och kväve är väldigt låga och beror då på en stor produktion av extracellulära polymerer. Konsekvenserna av denna viskösa slamsvällning blir dålig sedimentering samt slamflykt dvs. slam i utgående vatten. Den filamentösa slamsvällningen beror istället på höga halter av filamentbildande bakterier precis som i fallet med skumning, med samma dominerande bakterier, *Microthrix parvicella*. När dessa filamentbildande bakterier binder samman flockar eller skapar flockar med hålrum försämras sedimenteringen avsevärt och kan leda till svåra fall av slamflykt (Carlsson & Hallin, 2003). Utifrån en beräkning av slamindex (SVI) ges indikationer för hur risken för filamentös slamsvällning ser ut (ekvation 16). Ligger det beräknade SVI i intervallet 80–100 mg/l finns ingen överhängande risk för slamsvällning. Är slamindex istället större än 150 mg/l så är risken stor för problematik med slamsvällning (Carlsson & Kanerot, 2006).

$$SVI = \frac{SV}{SS} \quad (16)$$

där

SV = slamvolym [mg l^{-1}]

SS = slamhalt i bioreaktor [mg l^{-1}]

För att åtgärda slamsvällningsproblematiken vid filamentös slamsvällning kan slammängden i luftningsbassängen minskas, omrörningen ökas eller flockningsmedel tillsätts. Även vid viskös slamsvällning kan tillsats av flockningsmedel fungera som en tänkbar åtgärd. Dock är ingen av dessa åtgärder vetenskapligt bevisade och kan inte ses som generellt tillförlitliga (Carlsson & Hallin, 2003).

2.6 BENCHMARK SIMULATION MODEL NO. 2 (BSM2)

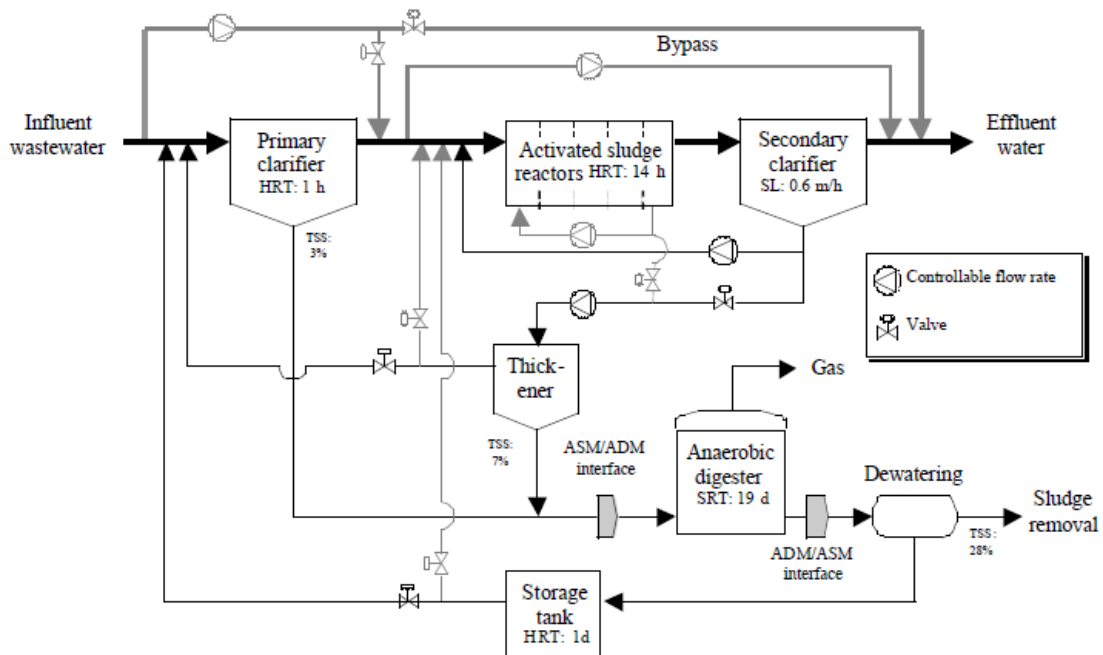
Avloppsreningsverk är stora olinjära system där många variabler, såsom inflöde och belastning, kan variera mycket. Att implementera nya processlösningar och se dess effekt kan därför vara en svårighet. För att enkelt studera hur reningsgraden påverkas av olika reglerstrategier utvecklades Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2). Detta är en modell skapad i MATLAB Simulink som innefattar försedimentering, biologiskt reningssteg med eftersedimentering samt centrifugering och rötning av slammet (figur 9). Utifrån simuleringar i modellen kan reningsgraden av till exempel fosfor och kväve studeras, antingen över ett reningssteg eller över hela reningsprocessen.

2.6.1 Modellens uppbyggnad

Det biologiska reningssteget består av en aktivslamprocess med fem zoner, de två första är anoxiska och de efterföljande tre aeroba vars processutformning även kallas fördenitrifikation (för närmare beskrivning av fördenitrifikation se avsnitt 2.1.2) (Alex m.fl., 2008). Vid beskrivning av dynamiken i bioreaktorn används modellen Activated Sludge Model no. 1 (ASM1). ASM1 är också den utvecklade i MATLAB Simulink och inkluderar åtta separata processer för att beskriva tillväxt och död av mikroorganismer samt omvandling av organiskt material och kväve (Baek m.fl., 2009).

Målet med BSM2 är att efterlikna ett verkligt reningsverk, därför har efterhand delar som inkluderar slamförtjockare, centrifug och rötkammare skapats. För att beskriva den anaeroba rötningen används en modifierad Anaerobic Digestion Model no. 1 (ADM1) (Alex m.fl., 2008). Slammet på många avloppsreningsverk rötas idag då det ger ett

stabil slam som kan vidareanvändas vid till exempel markarbeten, men rötning sker även för gasproduktion (Svenskt Vatten, 2010).



Figur 9. Principiell skiss över Benchmark Simulation Model no. 2 utan rejektivattenbehandling (Alex m.fl., 2008).

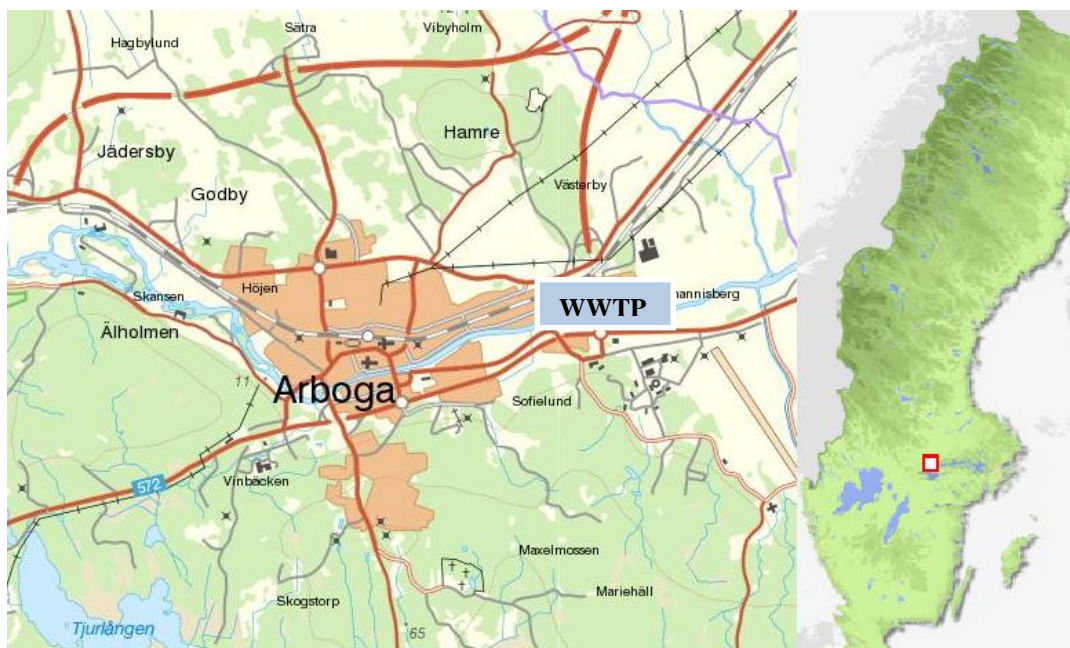
Indata till modellen i form av inflöde finns fördefinierat i två olika inflödesfiler som motsvarar ett konstant inflöde och en med cykliskt varierande flöde. I dessa filer beskrivs inflödet med hjälp av 14 variabler vilka representerar flöde samt koncentration av bland annat organiskt material, kväve och biomassa (tabell 1) (Alex m.fl., 2008). De indata som används är definierade för 609 dagar med start 1 juli, i dessa finns naturliga förändringar i väder så som regn- och temperaturförändringar inkluderat. De inflödesdata som finns att tillgå är anpassade för ett avloppsreningsverk beläget på norra halvklotet (Gernaey m.fl., 2011).

Tabell 1. Lista av de 14 variabler som används i BSM2 för att karakterisera avloppsvattnet

Definition	Beteckning
Löst inert organiskt material	S_I
Snabbt nedbrytbart material	S_S
Partikulärt inert organiskt material	X_I
Långsamt nedbrytbart material	X_S
Aktiv heterotrof biomassa	$X_{B,H}$
Aktiv autotrof biomassa	$X_{B,A}$
Partikulära produkter från avdöd biomassa	X_P
Löst syre	S_O
Nitrat- och nitritkväve	S_{NO}
Ammonium- och ammoniakkväve	S_{NH}
Löst biologiskt nedbrytbart organiskt kväve	S_{ND}
Partikulärt biologiskt organiskt kväve	X_{ND}
Alkalinitet	S_{ALK}
Temperatur	T_{as}

3 ARBOGA AVLOPPSRENINGSVERK

Arboga avloppsreningsverk ligger strax öster om Arboga stad (figur 10). Det byggdes på 1960-talet och har sedan dess mottagit avloppsvatten från hushåll och industriernas hushållsliknande spillvatten. Arboga reningsverk är dimensionerat för ca 17 000 personekvivalenter och 2 000 som industriekvivalenter vilket motsvarar 19 000 personekvivalenter. Medelvattenföringen in till Arboga reningsverk redovisas i tabell 2 tillsammans med belastningen på reningsverket samt koncentration totalfosfor och totalkväve.



Figur 10. Karta över Arboga med avloppsreningsverket (WWTP) markerat (© Lantmäteriet Medgivande I21012/0021).

Recipient till det behandlade avloppsvattnet är Arbogaån som ca 13 km nedströms reningsverket mynnar i Galten, Mälaren. Volymmässigt svarar årsmedelutflödet, 72,6 l/s, från Arboga reningsverk för ca 0,17 % av medelvattenföringen på 44,1 m³/s i Arbogaån (år 2009). I dagsläget har både Arbogaån och Galten klassats som vatten med ”måttlig ekologisk status”. Miljöproblem som båda vattnen lider av är övergödning samt en problematik med tungmetaller så som kvicksilver. Genom vattendirektivet skall alla svenska sjöar och vattendrag uppnå ”God ekologisk status” till och med år 2015 alternativt år 2021 vilket innebär att åtgärder krävs i Arbogaån såväl som Galten.

I dagsläget svarar Arboga reningsverks fosforutsläpp, 0,37 ton tot-P/år, för ca 0,5 % av den totala fosfortillförseln till Galten, 72,3 ton tot-P/år samt ca 3,1 % av kvävetillförseln eller 40 ton av totalt 1281 ton tot-N/år till Galten. Beräkningen är baserad på tillgängliga utsläppsdata från recipientkontrollen 2010 medan medelvattenföringen bygger på data från 2009. I tabell 3 redovisas utsläppshalterna från Arboga reningsverk till Arbogaån.

Tabell 2. Inkommande avloppsvattens halter under året 2011 (Arboga avloppsverk, 2011)

	Årsmedel
BOD ₇ [mg l ⁻¹]	103
Tot-N [mg l ⁻¹]	29
Tot-P [mg l ⁻¹]	3,6
NH ₄ -N [mg l ⁻¹]	23
Vattenflöde [m ³ d ⁻¹]	5721

Tabell 3. Arboga avloppsreningsverks utsläppshalter under år 2011 (Arboga avloppsverk, 2011)

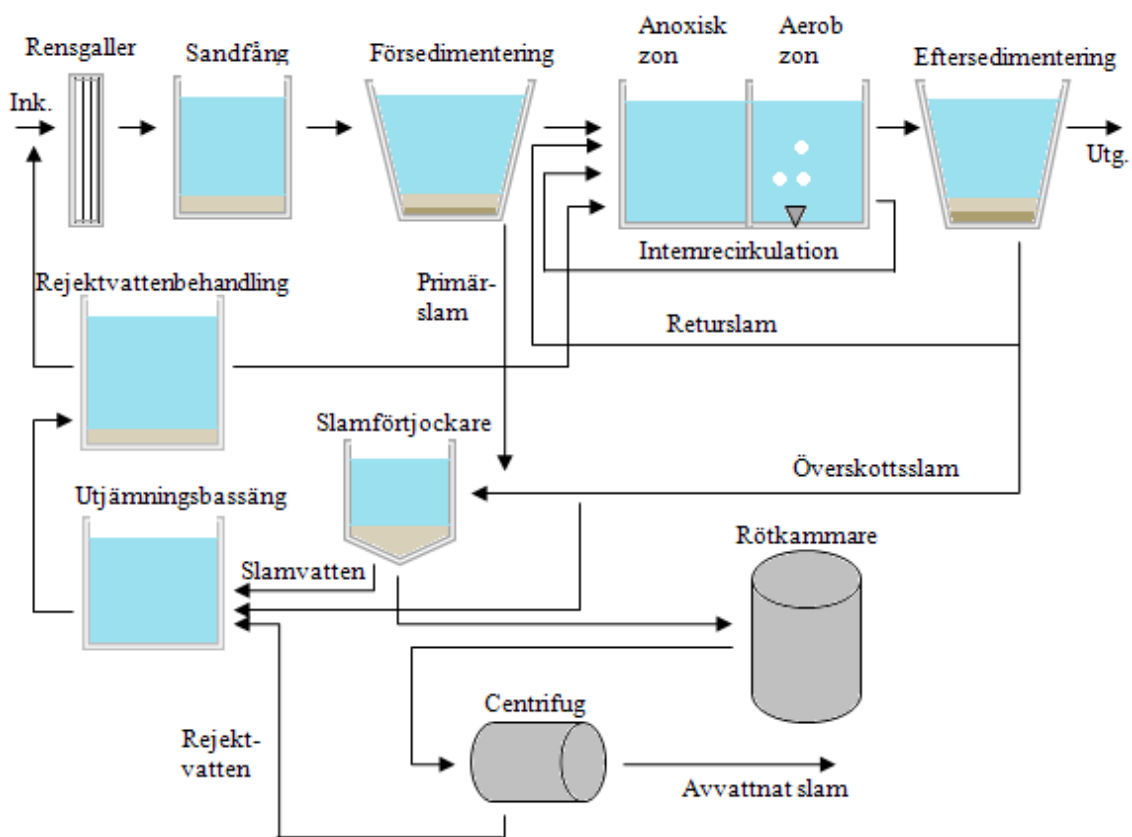
	Kvartal 1	Kvartal 2	Kvartal 3	Kvartal 4	Årsmedel
BOD ₇ [mg l ⁻¹]	3,1	3,2	3,3	3,4	3,5
Tot-N [mg l ⁻¹]	20	22	10	14	15
Tot-P [mg l ⁻¹]	0,13	0,20	0,17	0,16	0,18
NH ₄ -N [mg l ⁻¹]	13,3	10,2	2,0	5,5	7,7

De gränsvärden som Arboga reningsverk idag har på utsläppshalter av BOD₇ är 10 mg/l som årsmedelvärde där 10 mg/l även gäller som riktvärde för kvartalsmedelvärde. För totalfosfor gäller 0,3 mg/l som gränsvärde på årsmedelvärdet där samma utsläppshalt är ett riktvärde på kvartalsnivå.

Utifrån halterna av totalfosfor och totalkväve i inkommande avloppsvatten respektive utgående vatten från reningsverket ges reningsgraden för totalfosfor av 95 % medan den för totalkväve är ca 48 %.

3.1 PROCESSUTFORMNING

Arboga avloppsreningsverk är utformat med mekanisk, biologisk och kemisk behandling (figur 11). Som första steg i reningsprocessen lyfts inkommande avloppsvatten med hjälp av två snäckpumpar upp till den mekaniska reningen som består av rensgaller följt av sandfång och försedimentering. Det mekaniska rensgallret är till för att avskilja plastpåsar och annat som av olika anledningar hamnat i avloppsvattnet. Sandfånget avskiljer sand, grus och andra hårda partiklar, för att minska slitage på pumpar och annan utrustning som används i efterföljande reningssteg. I sandfångets utsläppsände doseras järnklorid (PIX118). Doseringen sker flödesstyrt med anpassning till det inkommande avloppsvattnets konduktivitet. Järnklorid används för att få utfällning av fosfor och för att effektivisera sedimenteringen i försedimenteringsbassängen. Från försedimenteringen leds vattnet vidare till den biologiska reningen, bestående av aktivslamprocess och eftersedimentering. Aktivslamprocessen vid Arboga reningsverk är utformad med fördenitrifikation (se avsnitt 2.1.2) för avskiljning av kväve kombinerat med fosforreducering. Det behandlade avloppsvattnet leds därefter via en kontaktkanal till recipienten Arbogaån.



Figur 11. Principiell skiss över processutformningen vid Arboga reningsverk.

3.1.1 Slambehandling

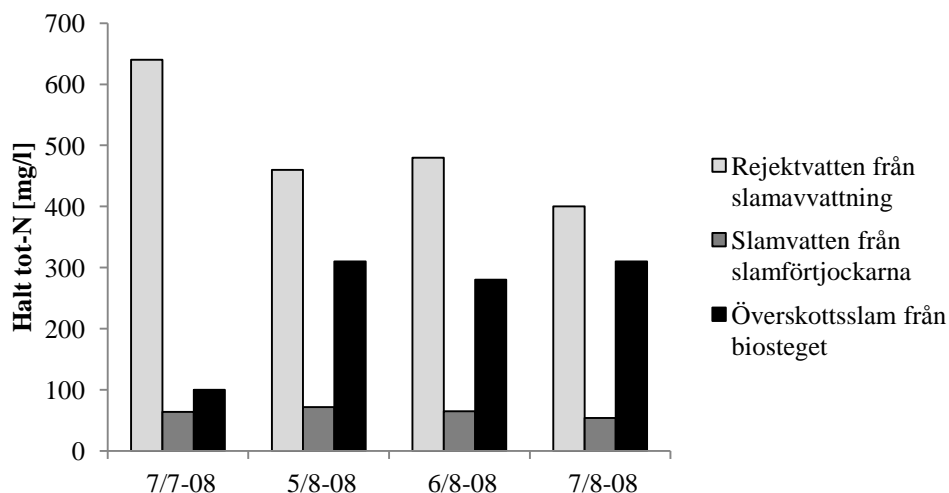
I Arboga reningsverk består slambehandlingen av förtjockning, stabilisering genom rötning samt avvattning av slam. Från försedimenteringsbassängen tas råslam ut med hjälp av en tidsstyrd slampump och pumpas till slamförtjockaren. Även överskottsslam från eftersedimenteringen i biosteget leds till slamförtjockaren. Det förtjockade slammet pumpas vidare för rötning i rötkammaren. Detta genomförs dels för att få slammet stabilt och dels minska dess volym, som en positiv bieffekt av detta sker en biogasbildning. Biogasen som bildas består normalt av 65–70 % metan och 30–35 % koldioxid (Svenskt Vatten, 2010). Denna förbränns i Arboga i en gaspanna och eventuell överskottsvärme från gaspannan levereras till Arboga Energi som fjärrvärme och överskottsgas förbränns genom fackling. Vid reningsverket i Arboga sker en kontinuerlig mesofil rötning vilket innebär att rötningen sker i temperaturintervallet 35–37 °C. Temperaturen i röttningsanläggningen i Arboga brukar dock kunna ligga något under 35 °C. Rötningen efterföljs av slamavvattning med en centrifug. Centrifugen vid Arboga reningsverk körs 4–4,5 timmar varje dag. För att förbättra avvattningsegenskaperna tillsätts en polymer till det rötade slammet innan det avvattnas. Slammet mellanlagras på en slamplatta vid avloppsverket för vidare transport till energiskogsodling eller till framställning av anläggningsjord medan rejektivatnet från centrifugeringen leds vidare till en utjämningsbassäng. Nytt för år 2012 är att rejektivatnet som bildas leds vidare från utjämningsbassängen till en separat rejektivattenbehandling bestående av en aktivslamprocess (se avsnitt 2.1).

3.1.2 Rejektvattenbehandling

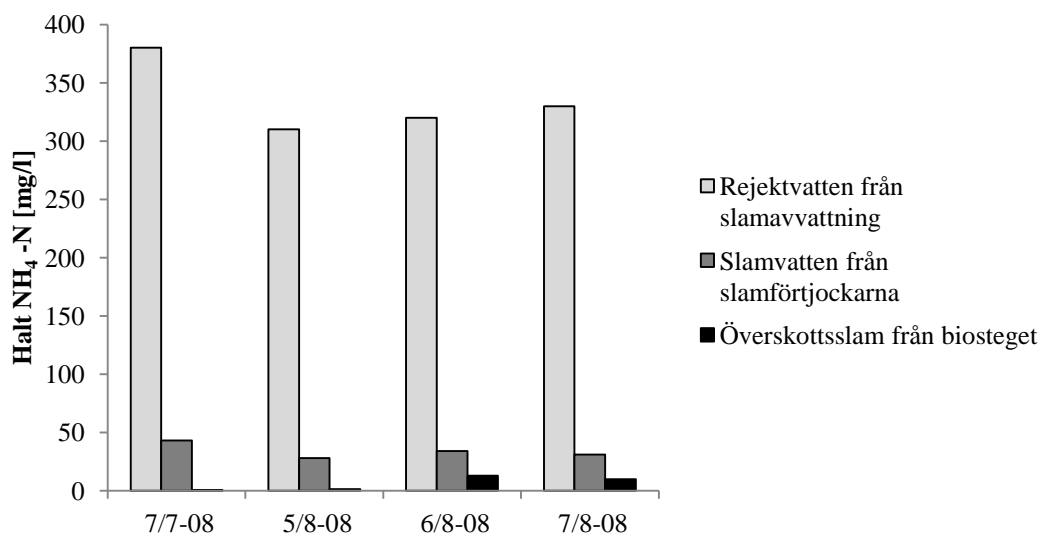
Den nybyggda rejecktwaterbehandlingsbassängen vid Arboga reningsverk som togs i drift den 16 februari 2012 är placerad efter en utjämningsbassäng och tar emot vatten från avvattningscentrifugen, slamvatten från slamförtjockaren samt överskottslam från biosteget. Veckomedelbelastningen från dessa förväntas totalt att vara ca 96 m³/d vilket utifrån de volymförutsättningarna som gäller ger en uppehållstid på 3 dygn.

Upphållstiden 3 dygn valdes utifrån nitrifikationshastigheten som uppmätts i det biologiska huvudsteget vid Arboga reningsverk. Nitrifikationshastigheten har med ledning av uppnådd nitrifikationshastighet i biologiska huvudsteget antagits till 2,0 g NH₄-N/kg VSS vilket motsvarar ca 30 kg ammoniumkväve per dygn. Med den antagna nitrifikationshastigheten bedömdes reduceringen av 30 kg ammoniumkväve per dygn i rejecktwaterbehandlingen vara tillräcklig för att klara det satta gränsvärdet på utgående halt totalkväve.

Inkommande vatten är som tidigare nämnts väldigt rikt på kväve och då främst ammoniumkväve. Vid jämförelse mellan rejecktwater, slamvatten och överskottsslamm syns att rejecktwater innehåller högst halter totalkväve (figur 12). Vid en jämförelse mellan figur 12 och figur 13 kan tydas att större delen av totalkvävehalten i rejecktwater består av ammonium vilket även gäller för slamvatten från slamförtjockarna.



Figur 12. Resultat från provtagning avsedd totalkvävehalten av inkommande vatten och slam till rejecktwaterbehandlingen.



Figur 13. Resultat från provtagning avsedd ammoniumhalten av inkommande vatten och slam till rejktvattenbehandlingen.

Utifrån de data som redovisas i figur 12 och figur 13 beräknades medelvärden för inkommande halt totalkväve, ammoniumkväve och BOD₇ i de tre delflöden som leds till rejktvattenbehandling (tabell 4). Att halten totalkväve i överskottsslammet innehåller en låg andel ammoniumkväve indikerar en god nitrifikations- och denitrifikationsförmåga i huvudlinjens biologiska reningssteg.

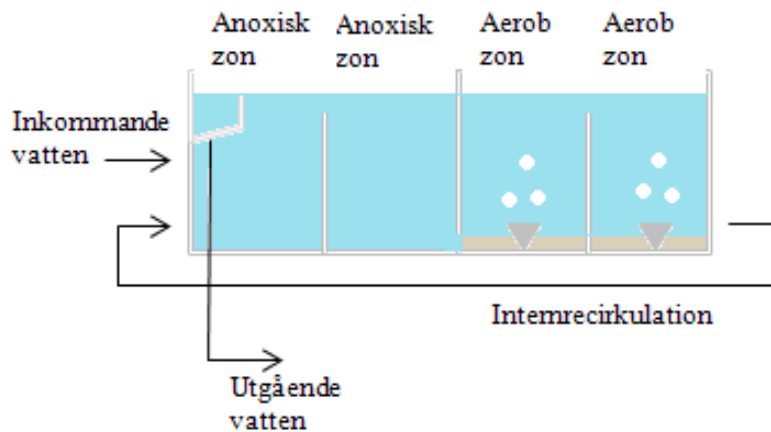
Tabell 4. Beräknade medelhalter av totalkväve, ammonium och BOD₇ i de tre delflöden som leds till rejktvattenbehandlingen samt dess totala summa

	Rejktvatten från slamavvattning	Slamvatten från slamförtjockare	Överskottsslam	Summa
Tot-N [mg/l]	495	64	250	809
NH ₄ -N [mg/l]	335	34	6	375
BOD ₇ [mg/l]	110	503	863	1475

För att denitrifiera ammoniumkväve i inkommande vatten till rejktvattenbehandlingen krävs en viss halt BOD₇ relativt halten nitratkväve i den första anoxiska zonen. Enligt Narkis m.fl. (1979) krävs minst $BOD_7/\Sigma NO_x > 2,3$ för att denitrifikation genom ASP ska vara möjlig.

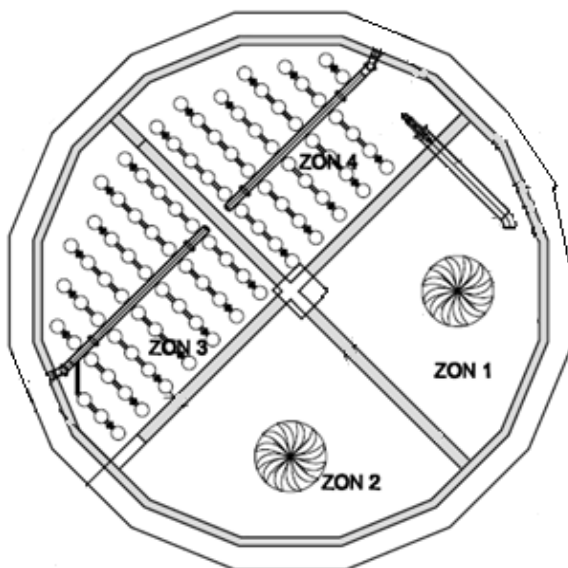
Processutformning och styrning

Inkommande vatten till rejktvattenbehandlingen leds som tidigare nämnts från en utjämningsbassäng. Rejktvattenbehandlingen är utformad med aktivt slam i en bioreaktor vars volym är 324 m³. Bioreaktorn är i sin tur uppdelad i fyra zoner med fördenitrifikation, zon 1 och 2 är vardera 81 m³ och utgörs av anoxzoner för denitrifikation medan zon 3 och 4 med samma volym utgör aeroba zoner för nitrifikation (figur 14).



Figur 14. Illustration över processupplägget av rektvattenbehandlingen vid Arboga reningsverk.

Som figur 15 visar är bireaktorn utformad som en cylinder genom vilken rektvattnet roteras genom alla fyra zoner. I zon 1 och 2 är mekaniska omrörare placerade på botten vars hastighet manuellt anpassas. I zon 3 och 4 är luftdysor placerade på botten för syresättning av rektvattnet. Luftdysorna är tätt placerade i zon 3 medan de i den fjärde och sista zonen tunnas ut, för att minska risken för syresättning i den första zonen. För syresättning används redan existerande blåsmaskiner, en separat delström leds till rektvattenbehandlingen från de två blåsmaskiner som förser huvudsteget med syre. För att få en god omblandning är öppningarna mellan zonerna placerade längs ytterväggen om vart annat vid ytan respektive vid botten (figur 15).



Figur 15. Ritning över rektvattenbehandlingsbassängen vid Arboga reningsverk.

I rektvattenbehandlingsbassängen finns en lamellåda monterad i första zonen från vilken utflödet leds direkt till inloppet till reningsverket. Ingen separat eftersedimentering finns, varför lamellådan som består av en låda med ett antal lameller i får fungera som eftersedimentering. Bottenslammet som bildas i zon tre och fyra töms via en slamflicka 1–2 gånger per dygn på 2 m³ genom att en ventil till bottentömningsledningen öppnas. Anledning till denna tömningsfrekvens är att tömningsfickan inte ska sättas igen. Överskottsslammet från anläggningen används som

källa för bakterier som ympas in i det biologiska reningssteget i huvudreningen. Detta förväntas leda till en ökad effektivitet i huvudlinjens aktivslamprocess.

Med hjälp av givare för halten suspenderat material samt syrehalt i zon 4 kommer dessa att loggas kontinuerligt i driftövervakningssystemet. I och med detta är de biologiska processerna lättare att följa och luftflöde och recirkulationsflöde blir lättare att reglera. Utifrån halten suspenderat material i bassängen regleras bottenlammängd och utloppsflödet. Recirkulationsflödet bör överstiga inflödet till rejektivattenbehandlingsbassängen med 300 % vilket innebär ett recirkulationsflöde på ca 36 m³/h. Upphållstiden i varje zon uppgår då till ca 2 timmar.

För att undvika problem med skumning i bassängen leds de tre delflödena, överskottsslam, slamvatten och rejektivatten in separat till utjämningsbassängen. Initialt leddes dessa tre flöden till en ledning som sedan gick rakt in i bassängen vilket ledde till stora skumningsproblem i ledningen. Dessa problem minskade då delflödena istället leddes in separat.

Problem som kan uppstå i samband med detta processupplägg är att en för låg halt organiskt material i inkommande rejektivatten kan leda till att extern koltillsats krävs för att åstadkomma denitrifikation. Det innebär att driftskostnaderna stiger. Vid Arboga reningsverk planeras att leda slamvatten från slamförtjockarna till rejektivattenbehandlingsbassängen. Då detta vatten innehåller en något högre halt organiskt material förväntas det räcka för att tillgodose denitrifierarnas behov.

Recirkulationsflöde

Recirkulationsflöde är det vattenflöde som leder tillbaka avloppsvattnet från nitrifikationszonen till denitrifikationszonen vid processutformningen med fördenitrifikation. Vid Arboga reningsverks rejektivattenbehandling sätts recirkulationsflödet konstant till 10 l/s. Skulle problem uppstå kan detta dock ställas om manuellt. Problem som skulle kunna uppkomma vid ett lågt recirkulationsflöde är en försämrad kväveavskiljning medan ett för högt recirkulationflöde kan leda till att syrehalten i den anoxiska zonen blir högre (Carlsson & Hallin, 2003).

Vid ideal fördenitrifikation gäller:

$$S_{NO} = \frac{Q_{in}}{Q_{ire} + Q_{in} + Q_{re}} S_{NH}^{in} \quad (17)$$

där

Q_{in} = vatteninflödet till det biologiska reningssteg [m³ s⁻¹]

Q_{ire} = recirkulationsflödet [m³ s⁻¹]

Q_{re} = returslamflödet [m³ s⁻¹]

S_{NO} = koncentration löst nitratkväve i utgående vatten [mg l⁻¹]

S_{NH}^{in} = koncentration löst ammoniumkväve in till denitrifikationszonen [mg l⁻¹]

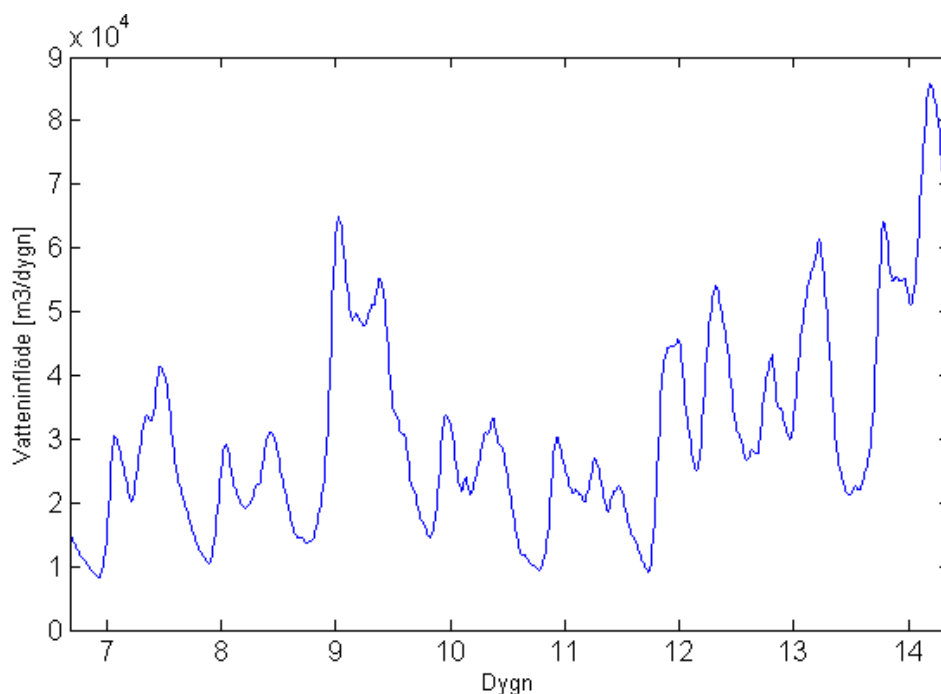
I ekvation 17 som beskriver ideal fördenitrifikation gäller att allt ammoniumkväve i den sista anaeroba zonen omvandlas till nitratkväve samt att allt nitratkväve i den sista aeroba zonen omvandlas till kvävgas.

4 SIMULERINGSSTUDIE

För att utvärdera vad en rejektvattenbehandling har för inverkan på totala kväveutsläppet från reningsverket i Arboga genomfördes simuleringar i Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2) (avsnitt 2.6). Syftet var att få en teoretisk överblick av hur införandet av rejektvattenbehandlingen påverkade utsläppen av totalkväve från reningsverket. Två olika varianter av BSM2 användes, en utan rejektvattenbehandling och en med.

4.1 METOD

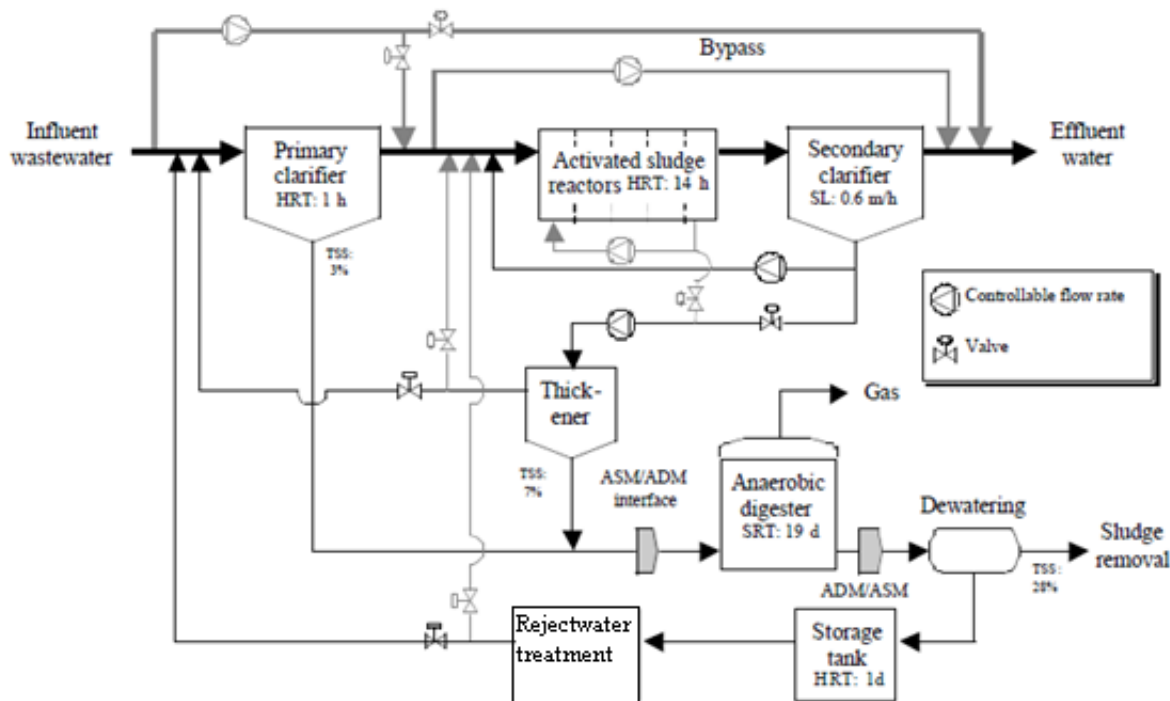
Till simuleringarna användes Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2) som beskrevs i avsnitt 2.6. Vid simuleringarna valdes en indatafil med fluktuationer i flödet. I denna indatafil varierade inflödet periodiskt vilket kan anses motsvara ett normalt inflöde till ett reningsverk. De simuleringar som genomfördes motsvarade 14 dygn, utvärdering av resultatet gjordes dock endast för de 8 sista dyggen.



Figur 16. Vattenflödet för åtta dygn in till reningsverket i Benchmark Simulation Model no. 2 taget från indatafilen.

Vid simulering av Arboga reningsverks avloppsvattenrening utan rejektvattenbehandling användes BSM2 utan några justeringar. Då simuleringarna endast innefattade en jämförelse mellan två scenarion kalibrerades modellen ej för Arboga reningsverk specifikt. Inflödet av avloppsvatten för den valda simuleringsperioden (figur 16) varierar cyklist för att efterlikna verkligheten. När rejektvattenbehandlingsbassängen infördes i modellen skapades ett delsystem efter utjämningsbassängen (figur 17). I detta delsystem återskapades en aktivslamprocess i vilken ammoniumkväve reducerades kraftigt. För att få en korrekt reningsgrad av ammoniumkväve och totalkväve i den adderade behandlingen gjordes vissa antaganden. Ett antagande som gjordes var att det inkommande rejektvattnets halt totalkväve var lika med halten ammoniumkväve, dvs. allt kväve bestod av ammoniumkväve. Detta antagande är rimligt då största delen av totalkvävet i inflödet till

rejektvattenbehandlingsbassängen består av ammoniumkväve. Även antaganden om reningsgraden av ammoniumkväve i rejektvattenbehandlingen gjordes, denna sattes till en fix procentsats på 70 %. Efter studier av införandet av rejektvattenbehandlingar på andra anläggningar är detta antagande realistiskt om än något i underkant. Det slutgiltiga processupplägget i BSM2 illustreras i figur 17.



Figur 17. Processupplägg med rejektvattenbehandlingen inkluderad (modifierad från Alex m.fl., 2008).

4.1.1 Utvärdering av rejektvattenbehandling

För att utvärdera effekten av den införda rejektvattenbehandlingen med aktivslamprocess studerades totalkväveutsläppen i utgående vatten, dvs. totala reningsgraden av kväve i sammanlagda reningsprocessen. Flödesproportionella medelvärden beräknas genom följande samband:

$$FMV = \frac{\sum_{k=1}^M totN(k) \cdot Q(k)}{\sum_{k=1}^M Q(k)} \quad (18)$$

där

FMV = flödesproportionellt medelvärde av totalkvävehalt [mg l^{-1}]

M = antal punkter i beräkningen

totN = totalkvävehalt [mg l^{-1}]

Q = utgående flöde [l s^{-1}]

I ekvation 18 beskrivs hur flödesproportionella medelvärden av totalkväve beräknas i BSM2. Denna typ av medelvärde tar hänsyn till flödets storlek och uppskattningen av utgående mängd totalkväve blir bättre (Alex m.fl., 2008).

På detta sätt kan BSM2 beräkna reningsgraden för totalkväve, och dessutom beräkna den procentuella förbättringen som rejektvattenbehandlingen leder till med avseende på totalkväve. De simulerade utgående halterna totalkväve i BSM2 jämförs med

gränsvärdet 15 mg tot-N/l för att kontrollera hur god reningen är relativt svenska reningskrav.

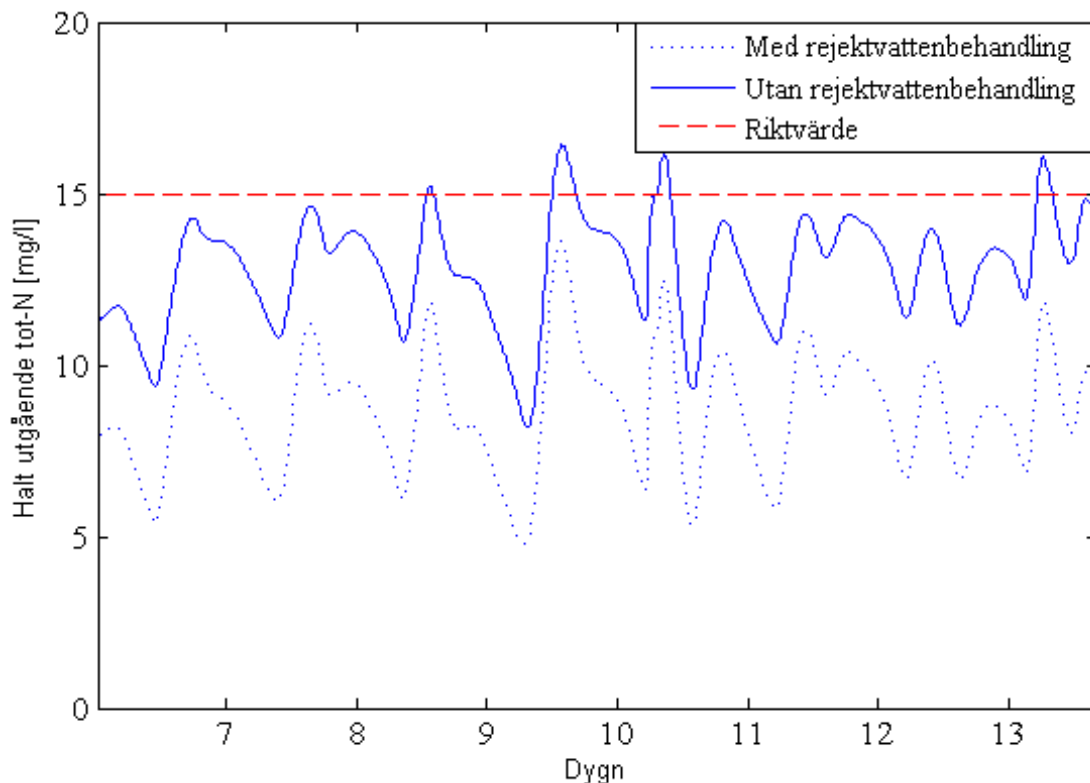
4.2 RESULTAT–SIMULERINGSSTUDIE

Med den utvidgade modellen, som innehöll en rejektvattenbehandling för kvävereduktion av rejektvattnet, erhöles en ökad reduktion av totalkväve. Sammantaget ledde införandet av rejektvattenbehandlingen till en ca 33 % lägre halt av totalkväve i utgående avloppsvatten i BSM2. Av det totala kväve som reduceras är det främst halterna nitrat, NO_3 , och nitrit, NO_2 , i utgående vatten som minskat medan halten ammoniumkväve, $\text{NH}_4\text{-N}$, i stort sett är oförändrad (tabell 5). I jämförelse mellan simuleringen med och utan rejektvattenbehandling ses att vid simuleringar utan rejektvattenbehandling överskrids gränsvärdet på 15 mg/l fyra gånger om än med relativt små värden (figur 18).

Som redovisas i tabell 5 sjunker medelbelastning på utgående avloppsvatten kraftigt. Vid Arboga reningsverk är målet att rejektvattenbehandlingen ska minska utgående mängd totalkväve med 15 % vilket är avsevärt mycket mindre än vad BSM2 påvisar är möjligt.

Tabell 5. Beskrivning av utsläppshalter av kväve i originalmodellen relativt modellen utvidgad med rejektvattenbehandling.

	Originalmodell	Med rejektvatten- behandling	Förbättringsgrad
Utgående medelhalt $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	10,01 mg l ⁻¹	5,91 mg l ⁻¹	41 %
Utgående medelhalt $\text{NH}_4\text{-N}$	0,58 mg l ⁻¹	0,46 mg l ⁻¹	20 %
Utgående medelhalt tot-N	12,91 mg l ⁻¹	8,72 mg l ⁻¹	33 %
Utgående medelbelastning tot-N	317, 39 kg d ⁻¹	214,43 kg d ⁻¹	32 %



Figur 18. Halten totalkväve i utgående vatten i BSM2 för originalmodellen samt den modell som utvidgats med rejektvattenbehandling.

4.3 DISKUSSION–SIMULERINGSSTUDIE

Att införa en rejektvattenbehandling för vattnet från centrifugen visade sig vara väldigt effektivt för att minska totalkväveutsläppen från reningsverket. Att reningsgraden av totalkväve steg med tio procentenheter gör att detta processupplägg lämpar sig väl för de reningsverk som på grund av myndighetskrav måste sänka sina kväveutsläpp. På grund av de allt hårdare kraven på svenska reningsverks utsläppshalter av fosfor och kväve utvecklas kontinuerligt nya processlösningar. Vid de anläggningar som använder sig av rötning samt centrifugering av slammet erhålls rejektvatten med höga halter ammoniumkväve. Kan detta ammoniumkväve reduceras med minst 70 % innan det pumpas tillbaka till huvudlinjen finns goda möjligheter för en kraftig sänkning av totalkväveutsläppen. En sådan reduktion i en rejektvattenbehandling är ingenting ovanligt enligt de tidigare studerade exempelfallen (avsnitt 2.5.2), varför Arboga reningsverks mål att sänka mängden utsläppt totalkväve med 15 % inte är orealistiskt. Dock skulle en så pass hög reducering som ca 30 % av totalkväve i utgående vatten vara överraskande i Arboga reningsverks fall. Detta beror på den låga halten organiskt material i rejektvattnet som leder till en lägre tillväxthastighet av denitrifierare. Ett alternativ för bättre avskiljning av kväve skulle därför vara att tillsätta externt kol, vilket dock ej är aktuellt i dagsläget. Även vattentemperaturen i rejektvattenbehandlingsbassängen talar emot så hög reducering av dagens utsläpp. I SHARON[®]-reaktorn, som flera studier har gjorts på, finns en värmeväxlare för att nå vattentemperaturer kring 35–40 °C, med vilken reduktionen av totalkväve varit ca 30 %. I rejektvattenbehandlingen i Arboga förväntas en vattentemperatur på drygt 20 °C vilket resulterar i en lägre avskiljning.

Hur utvidgningen av en rejektvattenbehandling påverkar den totala energiförbrukningen på reningsverket är ännu ej klarlagt. Då den rejektvattenbehandling som implementerades i BSM2 innehöll grova förenklingar och antaganden är det svårt att säga hur energiförbrukningen påverkades. Det kan dock spekuleras i att utbyggnad av en liknande rejektvattenbehandling som den på Arboga reningsverk kan komma att öka energiförbrukningen något. Det kan främst härledas till ökad luftning av de aeroba zonerna men även ökade kostnader för pumpning. Samtidigt kommer kvävebelastningen att minska på aktivslamprocessen i huvudlinjen i reningsverket vilket leder till minskat energibehov där. Av dessa anledningar är det svårt att uppskatta hur energiförbrukningen förändras vid denna typ av processförändring.

Den utvecklade BSM2-modellen med rejektvattenbehandling kan vidareutvecklas för att bättre simulera implementeringen av en rejektvattenbehandling av typen i Arboga. På grund av tidsbrist var ej detta möjligt i denna studie. Vid en eventuell vidareutveckling kan frågor rörande energiåtgång besvaras tydligare.

5 STUDIE ARBOGA RENINGSVERK

Rejektvattenbehandlingen vid Arboga reningsverk byggdes i syfte att reducera totalkvävehalten i utgående avloppsvatten. Hur stor inverkan införandet av rejektivattenbehandlingen med aktivslamprocess har på halten totalkväve i utgående vatten undersöktes i denna studie. Syftet var att vid Arboga reningsverk kartlägga behandlingens effekt på totalkväveutsläppen samtidigt som förhållandena i rejektivattenbehandlingen studerades för att få ett mått på nitrifikationsförmågan. Vid simuleringar genomförda i BSM2 påvisades av rejektivattenbehandlingen kan resultera i en sänkning av totalkvävehalten med ca 33 % i utgående avloppsvatten. Detta resultat användes som bakgrund till studierna vid Arboga reningsverk som genomfördes i april 2012.

5.1 METOD

5.1.1 Uppställning reningsverket

Vid Arboga reningsverks rejektivattenbehandling samt inkommande och utgående vatten till och från reningsverket genomfördes studien för att kartlägga totalkväve, ammoniumkväve samt nitrat- och nitritkväve. Som referensdata användes tidigare provtagningar på utgående avloppsvatten från reningsverket. Dessa provtagningar genomförs med ett veckoprov två gånger i månaden avsedda för kväveanalyser. Veckoprov innebär i detta fall att en flödesstyrd vattenprovtagare tagit prover under en vecka vilket resulterar i en flödesviktad medelhalt för den specifika veckan.

Vid inkommande och utgående avloppsvatten till och från reningsverket sitter automatiska vattenprovtagare monterade vilka används för att få flödesviktade dygnsprov. Vid de tre delflödena (slamvatten, överskottsslam och rejektivatten) som leds in till rejektivattenbehandlingen finns dock inte denna möjlighet. Manuella prover tas därför ut flera gånger om dagen. Vatten tas vid fem tillfällen under en dag, klockan 7.00, 9.00, 11.00, 13.00 och 15.00. Vid klockan 7.00 tas en liter vattenprov ut medan 0,25 liter vattenprov tas ut vid övriga de tillfällena. Även på utgående vatten från rejektivattenbehandlingen måste manuella prover tas ut direkt från vattenledningen på samma sätt som de tre delinflödena.

Vid uppförandet av rejektivattenbehandlingen placerades en syrehaltsmätare och en mätare för suspenderat material som mäter kontinuerligt i den sista anoxzonen. Mätresultaten från dessa har vid studien använts som hjälpmedel för kartläggningen av de förhållanden som råder i bassängen och påverkar avskiljningen av kväve.

5.1.2 Genomförda analyser

Med automatiska provtagare har veckoprov åren 2008–2011 tagits vilka i denna studie användes som referensmaterial (Arboga reningsverk, 2008, 2009, 2010, 2011). Resultatet från dessa mätningar redovisas i box- och whiskers diagram. I dessa diagram representeras maximum- och minimumvärdena av så kallade whiskers (strecken ovan och under boxarna). Boxarna visar i sin tur 25:e respektive 75:e percentilen som avskiljs av medianvärdet i boxens mitt. De svarta korsen representerar extremvärden som på grund av slump, mätfel eller annan orsak påvisar ett avvikande resultat, så kallade uteliggare. Den maximala längden av de så kallade whiskers är 1,5 vilket motsvarar $\pm 2,7\sigma$ och 99,3 % täckning av normalfördelade data.

Vid kartläggningen av rejektivattenbehandlingen analyserades vattenprov med avseende på totalkväve, ammonium-, nitrat- och nitritkväve. Kontinuerligt loggades syrehalten i den sista anoxzonen och halten suspenderat material vilket gav en indikation på mikroorganismernas levnadsförhållanden och därmed nitrifikationsförmågan.

Under två veckor med start 2012-04-10 genomfördes mätningar vid Arboga reningsverk under vilka rejektivattenbehandlingen var i drift. Under dessa veckor skedde provtagningen av totalkväve, ammonium-, nitrit- och nitratkväve varje dag på inkommande och utgående vatten med undantag för helgdagar. Med samma frekvens genomfördes även mätningar på inkommande och utgående vatten i rejektivattenbehandlingen.

5.1.3 Analysmetod

Vid analyserna av de vattenprover som under två veckor togs dagligen användes förpreparerade provrör från Hach Lange. Till varje analys fanns en tydlig vägledning för hur provet skulle tillsättas till provrören samt hur olika reagenser skulle adderas. För analyserna av totalkväve, ammonium-, nitrat- och nitritkväve användes Hach-Langes kyvettester.

För totalkväve gällde principen att allt oorganiskt och organiskt bundet kväve oxiderades till nitrat genom peroxidsulfat. Nitratjonerna reagerade med 2.6-dimetylfenol och bildade nitrofenol som med hjälp av en fotometer gav en halt totalkväve i provet (Hach-Lange, 2012). För denna analys användes Hach-Lange's kyvettester LCK 338 och LCK 238 beroende på inom vilket intervall analysvärdet låg. Vid analysen för ammoniumkväve användes kyvettester LCK 304. Principen för detta kyvettester var att ammoniumjonerna reagerade med hypoklorit- och salicylatjoner vid pH 12,6 där nitroprussidnatrium användes som katalysator till indofenolblått som kunde mätas i en fotometer. Nitratkväveanalysen skedde med kyvettester LCK 339, där reagerade nitratjoner med 2.6-dimetylfenol i en svavel- och fosforhaltig lösning. Ur denna reaktion bildades 4-nitro-2.6-dimetylfenol som mättes med hjälp av en fotometer (Hach-Lange, 2012). Analysen av nitritkväve skedde med kyvettester LCK 341 som byggde på att nitrit reagerade med primära aromatiska aminer i en syralösning och bildade diazoniumsalter. Dessa salter kombinerat med aromatiska föreningar som innehåller en amino- eller en hydroxylgrupp bildade ett azofärgämne som en fotometer kunde mäta (Hach-Lange, 2012).

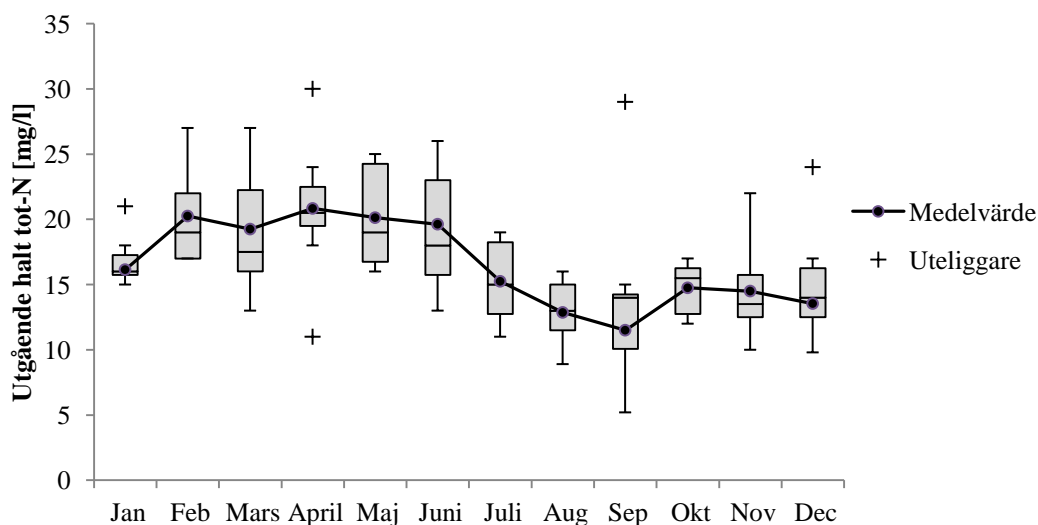
5.2 RESULTAT–ARBOGA

5.2.1 Före implementering av rejektivattenbehandling

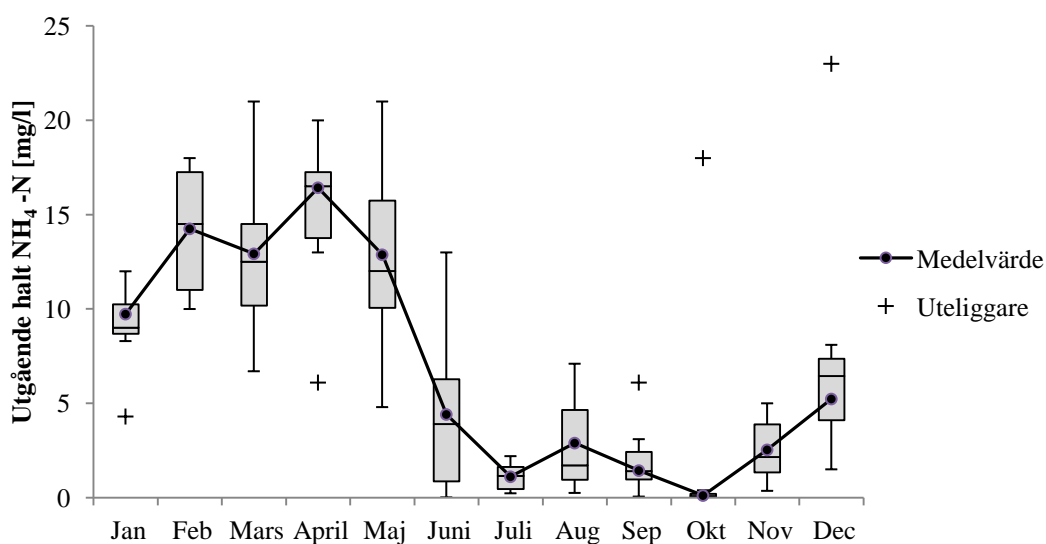
De senaste åren har reningsgraden av totalkväve och ammoniumkväve vid Arboga reningsverk varit stabil runt 50 % respektive 65 %. Utsläppshalten från reningsverket åren 2008–2011 var, med ett flödesviktat medeltal för totalkväve, ca 17 mg N/l. Variationerna över året var dock stora. I figur 19 och 20 visas hur halten totalkväve respektive ammoniumkväve i utgående vatten varierade över årets tolv månader.

Resultatet från provtagningen som skedde under april månad användes för att utvärdera rejektivattenbehandlingens effektivitet. Bortsett från uteliggare är variationen relativt liten. Utgående medelhalten totalkväve under april år 2008–2011 var 20,8 mg N/l oavsett om uteliggare exkluderades eller inkluderades. Som figur 19 visar överskreds

riktvärdet på 15 mg/l under stora delar av året med undantag för sensommaren och hösten. För rådata se bilaga A.



Figur 19. Halt av totalkväve i utgående vatten sammanställt över år 2008–2011.

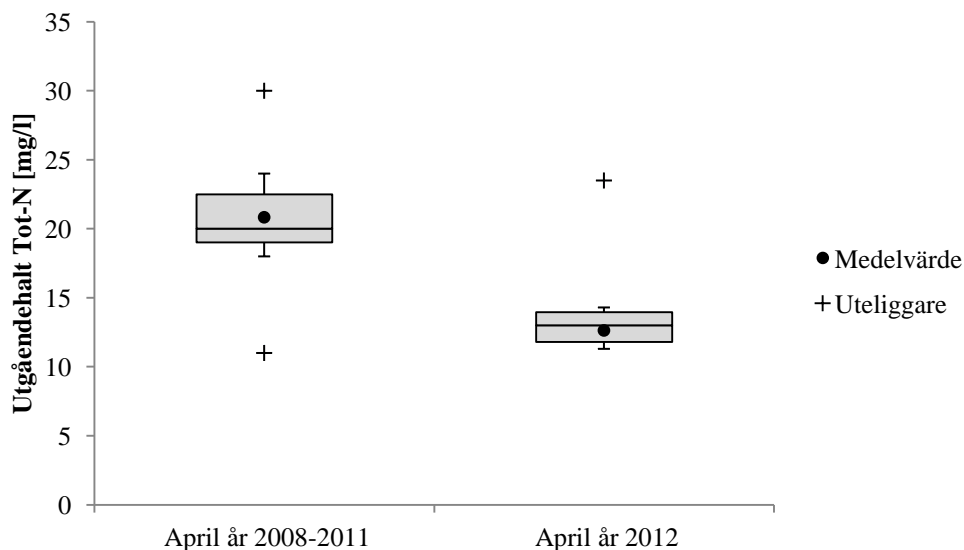


Figur 20. Halt av ammonium i utgående vatten sammanställt över år 2008–2011.

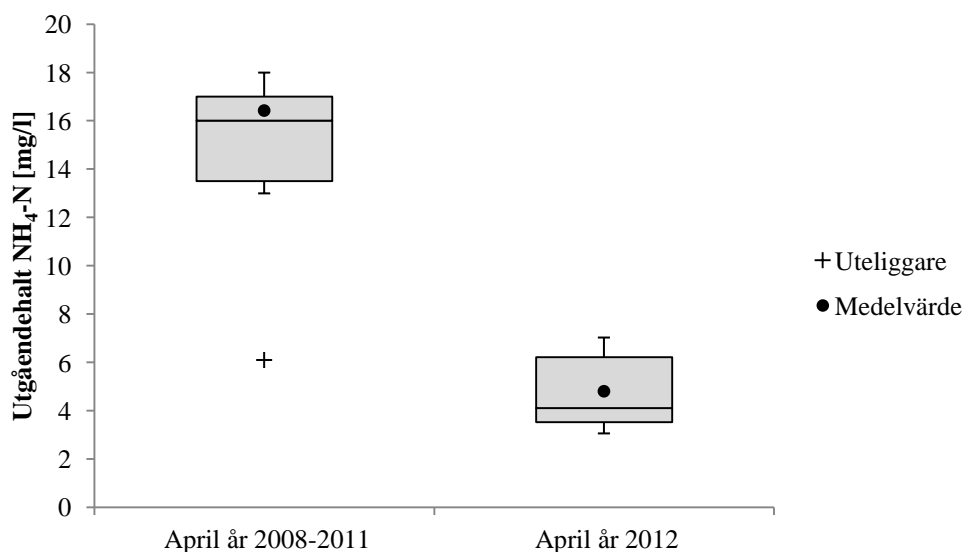
5.2.2 Efter implementering av rejektvattenbehandling

Från och med den 16 februari år 2012, när rejektvattenbehandlingen togs i drift, sjönk totalkvävehalterna i utgående avloppsvatten från reningsverket. Initialt var fokus att skapa en fungerande nitrifikation för att senare implementera denitrifikationen. Detta gjordes för att de höga ammoniumhalterna i rejektvattnet kunde verka toxiskt på det unga slammet i rejektvattenbehandlingen, vilket kan underlättas genom en högre syrehalt. Under april år 2012 fanns i rejektvattenbehandlingen en fungerande nitrifikation som reducerade ca 86 % av inkommande ammoniumkväve från överskottsslammet, slamvattnet och rejektvattnet. Detta resulterade i en markant sänkning av utgående halt totalkväve samt ammoniumkväve (figur 21 och 22). Medelhalten totalkväve i utgående avloppsvatten har reducerats med ca 40 % under april jämfört med data från april åren 2008–2011. Ammoniumkvävehalten i utgående

avloppsvatten har även den sjunkit markant med ca 65 %. Detta trots att rejektvattenbehandlingen ännu ej nått sin slutgiltiga driftskapacitet.



Figur 21. Halten utgående totalkväve vid Arboga reningsverk för april åren 2008–2011 respektive för april år 2012 efter rejektvattenbehandlings implementering.



Figur 22. Halten utgående ammoniumkväve vid Arboga reningsverk för april åren 2008–2011 respektive för april år 2012 efter rejektvattenbehandlings implementering.

5.2.3 Rejektvattenbehandlingen

Under de två provtagningsveckorna studerades förutom utgående avloppsvatten även rejektvattenbehandlingen separat. I denna undersöktes halt suspenderat material, syretillgång, temperatur samt reduktionen av totalkväve, ammonium-, nitrat- och nitritkväve.

Initialt under februari var vattentemperaturen i rejektvattenbehandlingsbassängen ca 12 °C och redan efter en vecka hade den ökat i temperatur med en grad. Under den provtagningscykel som genomfördes i april pendlade vattentemperaturen i rejektvattenbehandlingen mellan 13 °C och 17 °C.

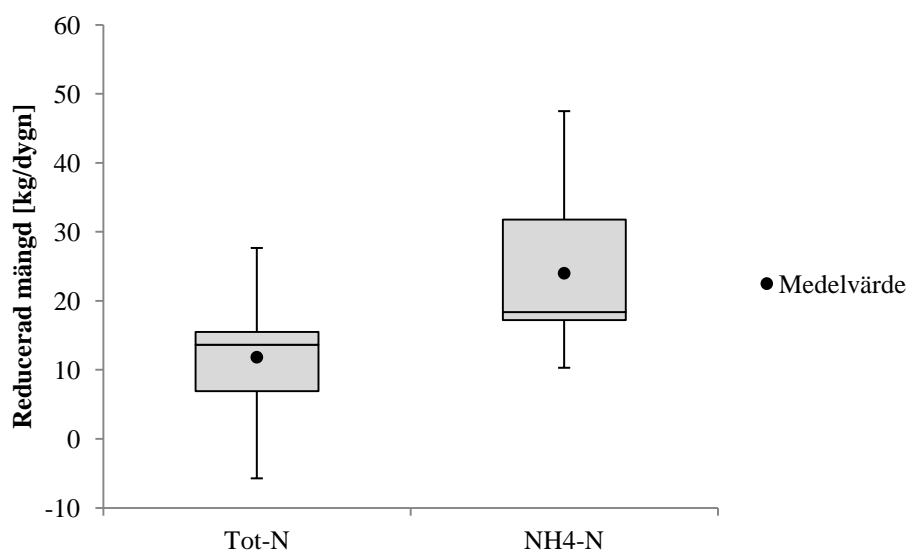
Kväve

Reduceringen av ammoniumkväve i rejektvattenbehandlingen varierade från dag till dag (tabell 6). Reningsgraden var stabil kring 90 % vilket påvisar en god nitrifikation. Även resultat som en reningsgrad på ca 35 % för totalkväve samt en negativ reningsgrad av nitratkväve påvisar en god nitrifikation i rejektvattenbehandlingen. Negativ reningsgrad innebär att det istället för en reduktion har skett en ökning av, i detta fall, nitratkväve, vilket indikerar att denitrifikationen ej är fungerande än.

Tabell 6. Reduceringsgrader av nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve samt totalkväve i rejektvattenbehandlingen

	Reningsgrad NH ₄ -N [%]	Reningsgrad Tot-N [%]	Reningsgrad NO ₂ -N [%]	Reningsgrad NO ₃ -N [%]
10 april	85	9	81	-929
11 april	77	25	-24	-814
12 april	87	32	84	-436
13 april	90	28	54	-1628
16 april	90	36	-888	-739
17 april	88	42	41	-722
18 april	81	34	59	-583
19 april	80	37	-600	-1077
20 april	56	-17	-669	-1407

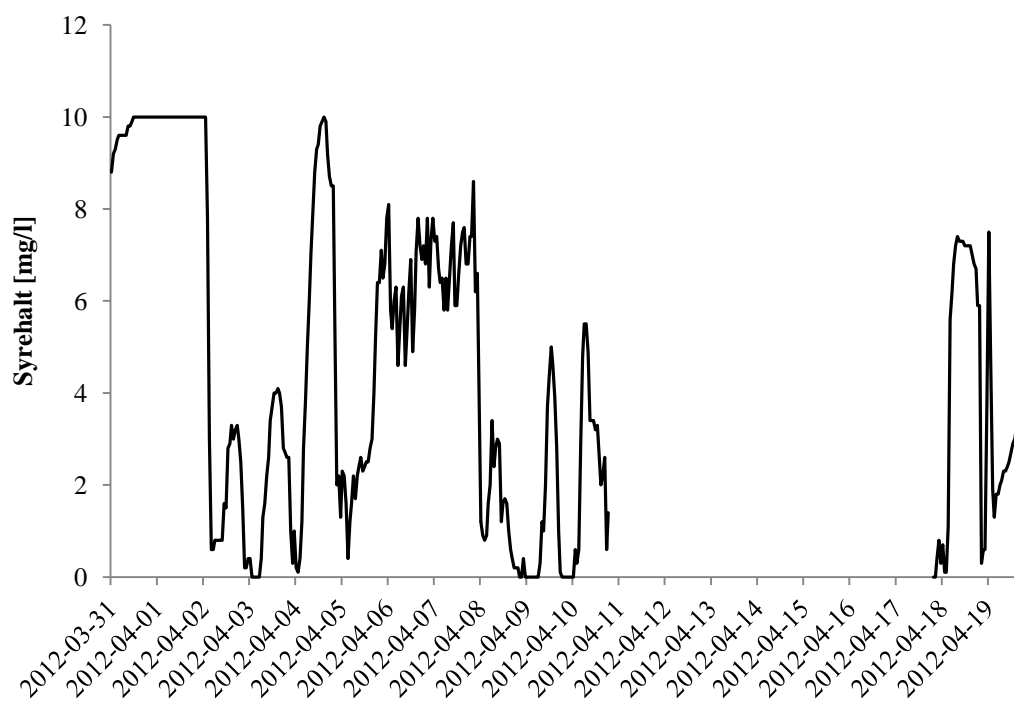
Mängden totalkväve som reducerats från inkommande vatten till rejektvattenbehandlingen pendlar i dagsläget mellan -6 kg tot-N/dygn och 30 kg tot-N/dygn vilket påvisar att totalkvävehalten temporärt skulle ökat i behandlingen (figur 23). I genomsnitt reducerades dock ca 12 kg tot-N/dygn. Gällande ammoniumkväve så reducerades mängder kring 25 kg NH₄-N/dygn. För ammoniumkväve sjönk aldrig reduceringen under 0 kg NH₄-N/dygn trots att reduceringsmängden för ammoniumkväve och totalkväve ofta följdes åt (figur 23).



Figur 23. Mängden reducerat totalkväve och ammoniumkväve i rejektvattenbehandlingen.

Syre

Initialt fungerade inte syresättningen som planerat vilket resulterade i en väldigt ojämn och svårreglerad syrehalt i rejektvattenbehandlingen. Från driftstart och fram till slutet av april var det för driftteknikerna svårt att styra luftningen och periodvis var syresättning 0 mg/l (figur 24). Det som krävdes för en god och jämn syretillgång var en ny blåsmaskin vilket införskaffades och installerades under slutet av april. Av denna anledning är syrehalten i den fjärde zonen i rejektvattenbehandlingen väldigt ojämn och varierar mellan 0 mg/l och 10 mg/l (figur 24).



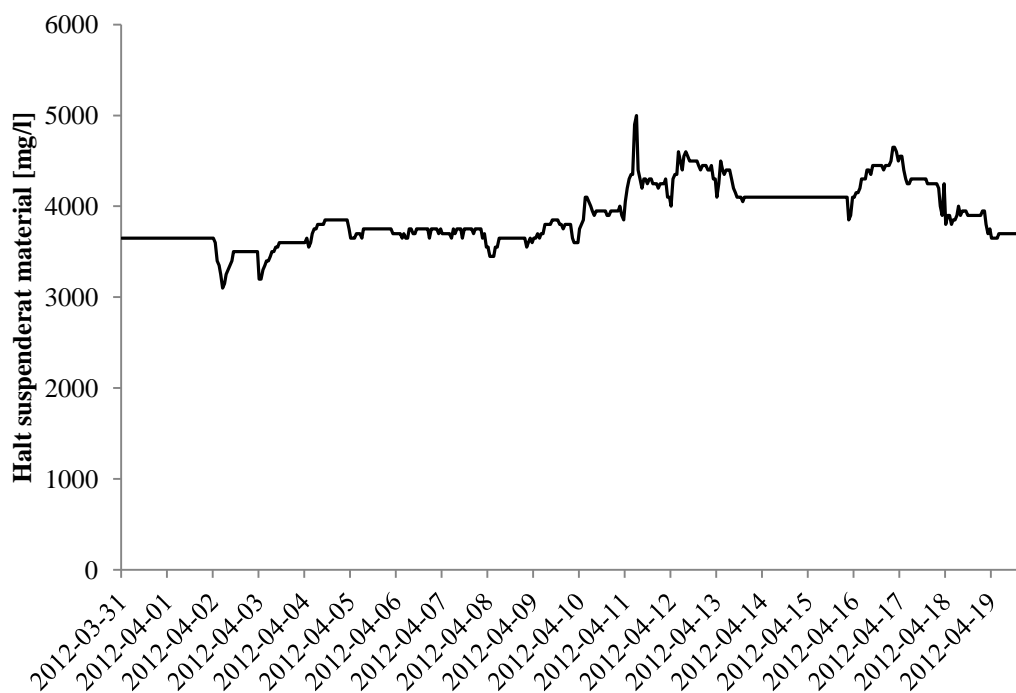
Figur 24. Syrehalten i den fjärde zonen i rejektvattenbehandlingen.

Anledningen till avsaknaden av data mellan 2012-04-11 och 2012-04-17 var att syregivaren som användes vid mätningarna gick sönder. Innan återförsäljaren åtgärdat felet passerade några dagar, dock syntes på reduktionen av totalkväve att det rädde en god tillgång på syre.

Suspenderat material

Halten suspenderat material i behandlingsbassängen var initialt hög, 5000 mg/l. Trots det uppstod skumningsproblematik näst intill direkt efter drifttagandet. För att motverka detta undersöktes möjligheter att tillsätta skumningsdämpande medel, samtidigt som driftspersonalen på reningsverket tillsatte skumningsdämpande medel direkt till behandlingen för att minska skumningen akut.

Under april var halten suspenderat material i rejektvattenbehandlingen stabil kring 4000 mg/l (figur 25).



Figur 25. Halten suspenderat material i den fjärde zonen i rejektvattenbehandlingen.

5.3 DISKUSSION–ARBOGA

5.3.1 Totalkväve

Resultaten som redovisar utgående halt totalkväve från reningsverket i Arboga är överraskande bra efter så kort driftstid av rejektvattenbehandlingen under tidiga vårmånader. Kort tid efter driftsstarten syntes utslag på utgående avloppsvatten och under april hade totalkvävehalten sjunkit med 40 % relativt utsläppshalter för samma tidsperiod år 2008-2011. Genom rejektvattenbehandlingen är därför möjligheterna att klara det nya gränsvärdet på 15 mg tot-N/l väldigt goda. Utsläppen under april 2012 är i medelhalt 12,6 mg tot-N/l vilket är klart lägre än gränsvärdet.

I planeringsstadiet för rejektvattenbehandlingen beräknades att om 30 kg NH₄-N/dygn kunde nitrifieras skulle detta leda till att gränsvärdet på 15 mg/l ej överskreds på årsbasis. I april pendlade den nitrifierade mängden ammoniumkväve mellan 11 kg NH₄-N/dygn och 47 kg NH₄-N/dygn med ett medeltal på 24 kg NH₄-N/dygn. Målet att nitrifiera 30 kg NH₄-N/dygn är inte nått än. Rimligtvis bör målet vara uppfyllt under sommaren år 2012, då vattentemperaturen stiger.

5.3.2 Utvärdering av rådande förhållanden i rejektvattenbehandlingen

Vid uppstarten av rejektvattenbehandlingen lades vissa driftsrutiner om vid Arboga reningsverk. Ett exempel på detta är att centrifugen som vanligtvis kördes ett par gånger i veckan numera körs varje vardag. Detta görs för att generera ett så stort och ett så jämt flöde av varmt rejektvatten som möjligt. Detta har resulterat i en ökande vattentemperatur i behandlingsbassängen under vardagarna samtidigt som temperaturen sjunker under helgen igen. Eftersom uppstarten skedde i februari var det kritiskt att så fort som möjligt få en vattentemperatur vid vilken ett slam kunde tillväxa. Initialt var inte temperaturen högre än 12 °C vilket är gränsvärde för uppstart av en aktivslamprocess. Under provtagningsperioden i april pendlade temperaturen mellan 13 °C och 17 °C

vilken under sommaren troligen kommer stiga ännu mer. En lägre temperatur kan leda till en lägre reduktion av kväve då, som tidigare nämnts, nitrifierarna gynnas av en högre temperatur, varför det var viktigt att uppnå en något högre vattentemperatur.

I rejektvattenbehandlingar finns en utbredd problematik med skumning på grund av de polymerer som tillsätts vid avvattningen genom centrifugering. Skumning uppstod i ett tidigt stadium vid Arboga reningsverk efter drifttagandet av rejektvattenbehandlingen. För att motverka detta tillsatte driftspersonalen skumningsdämpande medel på måfå när det krävdes. Ett förslag till framtiden är dock att vid centrifugeringen använda en polymer som innehåller skumningsdämpande medel.

Syrehalten i rejektvattenbehandlingsbassängen var initialt svår att reglera. En ny blåsmaskin installerades därför under slutet av april och togs i drift under maj för att säkerställa ett kontinuerligt luftflöde. Med den nya blåsmaskinen gavs möjligheten att reglera luftflödet efter ett börvärde i de två aeroba zonerna vilket innebar att syrehalten aldrig bör sjunka till 0 mg/l, vilket det initialt gjorts. En jämnare syrehalt i de två aeroba zonerna bör leda till jämnare reduktion av totalkväve, men även bättre förhållanden för slammet att tillväxa. Att prova en reglerstrategi som innebär att syresättningen regleras efter inkommande ammoniumkvävehalt är inte aktuellt i detta fall med rejektvattenbehandlingen, då halten inkommande ammoniumkväve varierar mycket beroende på när centrifugen körs. Om en sådan reglerstrategi tillämpas skulle syresättningen troligtvis vara 0 mg/l under långa perioder på dygnet. Vad gäller energiåtgången är det ännu oklart vilken inverkan den nya blåsmaskinen har, i jämförelse med hur det var initialt. Dock är det troligaste scenariot att energiförbrukningen stiger märkbart.

Att hålla en tillräckligt hög BOD₇/N-kvot i inkommande vatten till rejektvattenbehandlingen är kritiskt för att få en god denitrifikation. En gräns för mängden nitrat- och nitritkväve relativt BOD₇-halten är 2,3. Vid studierna genomförda vid Arboga reningsverks rejektvattenbehandling tydde mätdata på att kvoten BOD₇/ΣNo_x >2,3. BOD₇ i inkommande vatten till rejektvattenbehandlingen var i medel ca 1400 mg/l medan summan av nitrat- och nitritkväve var ca 55 mg/l vilket resulterar i en tillräckligt hög kvot för att uppnå denitrifikation.

5.3.3 Möjligheter till ytterligare reduktion av totalkväveutsläpp

Initialt fungerade ej regleringen av syrehalten i de två aeroba zonerna i rejektvattenbehandlingen. Detta har under maj månad åtgärdats och styrningen kommer att ske efter ett börvärde. Genom denna åtgärd kan en jämnare reduktion av ammoniumkväve fås. När den nya blåsmaskinen är i drift läggs all fokus på att implementera en fungerande denitrifikation i de två anaeroba zonerna. Initialt var ofta syrehalten högre än normalt i en fördenitrifikation dels för att den var svårreglerad och dels för att nitrifikationen skulle komma igång snabbt. Genom införandet av denitrifikation lättas belastningen av nitrit- och nitratkväve på huvudsteget och totalkväveflödet till huvudsteget reduceras.

Vid uppstarten av rejektvattenbehandlingen beslutades att ingen extern kolkälla skulle tillsättas utan slamvatten som innehåller organiskt material skulle pumpas till behandlingen tillsammans med överskottsslam från huvudbiosteget. Detta har initialt fungerat bra vilket indikeras av att nitrifikationen har byggts upp snabbt. I framtiden kan prover tas kontinuerligt på inkommande vatten till rejektvattenbehandlingen för att säkerställa halten BOD. Inför en eventuell upptäckt att ytterligare kolkälla krävs bör

möjligheten för extern kolkälla undersökas. Om ytterligare reduktion av totalkväve önskas kan en extern kolkälla hjälpa, dock är detta ej aktuellt vid dagens gränsvärde för totalkväve.

Under uppstarten har en viss känslighet märkts av i behandlingsbassängen vid skiftningar i vädret. Hur behandlingen fungerar vintertid är ännu ett frågetecken, mycket beroende på begränsad isolering och en öppen bassäng. Under provtagningsperioden i april upptäcktes att en kall dag med snöblandat regn orsakade en sänkning av vattentemperaturen i bassängen med 1–2 °C. Ett förslag som varit på tal har därför varit att bygga in bassängen till vintern, alternativt stänga av den om gränsvärdet ändå uppnås. Målet att reducera 30 kg NH₄-N/dygn i rejektivattenbehandlingen är ännu ej uppfyllt men med en fungerande luftning och en högre vattentemperatur är chanserna stora att målet uppfylls redan sommaren 2012.

6 SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH SLUTSATS

Implementering av rejektvattenbehandlingen för rejektvatten från slambehandling har gett märkbara effekter på totalkväveutsläppen både från den modifierade modellen BSM2 och vid Arboga reningsverk. Resultaten från simuleringarna i den modifierade modellen BSM2 stämde bra överens med de initiala resultaten från Arboga reningsverk, vilket är en indikation på att modellen stämmer bra överens med verkligheten. I april år 2012, när rejektvattenbehandlingen varit i drift i en och en halv månad, hade halten totalkväve i utgående avloppsvatten från Arboga reningsverk sjunkit med ca 40 % relativt samma tidsperiod år 2008–2011.

Med ökade krav på reducering av totalkväve är rejektvattenbehandling en bra lösning för att minska utsläppen vilket påvisats både i BSM2 samt vid Arboga reningsverk. På en liten yta kan stora mängder totalkväve reduceras till relativt låga driftskostnader. Vid det processupplägg som implementerats i Arboga kan extern kolkälla undvikas tack vare att slamvatten och överskottsslam pumpas till rejektvattenbehandlingen vilket resulterar i en lägre driftskostnad.

Skulle denna processlösning implementeras vid ett annat reningsverk i Sverige eller världen bör eventuellt vidare hänsyn tas till kallt väder. I dagsläget är det oklart hur behandlingen fungerar över ett år. Även om den initialt under våren 2012 påvisar goda resultat så finns en viss indikation på känslighet för vintertemperaturer.

I dagsläget ligger fokus på processoptimering och då speciellt syrerreglering för att kunna inför denitrifikation i de två anaeroba zonerna, eftersom denitrifikationen ej kommit igång än. Efter detta får driftspersonalen på Arboga reningsverk genomföra en ny provtagningscykel där den slutgiltiga effekten kartläggs. De nu tillgängliga resultaten indikerar dock att gränsvärdet på 15 mg tot-N/l i utgående avloppsvatten kommer att underskridas redan första året med rejektvattenbehandling.

REFERENSER

- Alex, J., Benedetti, L., Copp, J., Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Nopens, I., Pons, M.N., Rosen, C., Steyer, J.P. & Vanrolleghem, P., (2008). *Benchmark Simulation Model no. 2 (BSM2)*. Lunds Universitet
- Arboga avloppsverk, (2008). *Miljörapport enligt miljöbalken 2008*, Arboga kommun
- Arboga avloppsverk, (2009). *Miljörapport enligt miljöbalken 2009*, Arboga kommun
- Arboga avloppsverk, (2010). *Miljörapport enligt miljöbalken 2010*, Arboga kommun
- Arboga avloppsverk, (2011). *Miljörapport enligt miljöbalken 2011*, Arboga kommun
- Baek, S.H., Jeon, S.K. & Pagilla, K., (2009). Mathematical modeling of aerobic membrane bioreactor (MBR) using activated sludge model no. 1 (ASM1). *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 15 835–840
- Carlsson, B. & Hallin, S., (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i reningsverk*. VAForsk, rapport nr 27
- Carlsson, S. & Kanerot, M., (2006). *Karakterisering av reningsprocessen i SBR-reaktorn på Sobacken*. Examensarbete i kemiteknik, Högskolan Borås, Nr K7/2006
- Casellas, M., Dagot, C. & Baudu, M., (2006). Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal. *Process Biochemistry* 41 1994–2001
- Falk, A. & Hansson, S., (2002). *Rejektivattenbehandling med SBR-teknik – Erfarenheter från rejektivattenanläggningen vid Sundets avloppsverk i Växjö*. Examensarbete LTU-EX-02/193-SE
- Gernaey, K.V., Flores-Alsina, X., Rosen, C., Benedetti, L. & Jeppsson, U., (2011). Dynamic influent pollutant disturbance scenario generation using a phenomenological modelling approach. *Environmental Modelling & Software* 26 (2011) 1255e1267
- Hach-Lange, (2012). http://www.hach-lange.se/countrysites/action_q/shop_documents%3Beshop/SA_ID/12/lkz/SE/spkz/sv/TOKEN/Q5RNMiU8sjBOnMoHGu5CYNQqFa8/M/Ngvoag (Hämtad 2012-04-16)
- Helsingforskommissionen, (2007). HELCOM Baltic Sea Action Plan- HELCOM Ministerial Meeting Krakow, Poland, 15 November 2007. http://www.helcom.fi/stc/files/BSAP/BSAP_Final.pdf (Hämtad 2012-03-06)
- Henze, M., Grady, Jr C.P.I., Gujer, W., Marais, G.v.R. & Matsuo, T., (1987). *Activated Sludge Model No. 1*. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1 London: IAWPRC.
- Hultman, B. & Levlin, E., 2003. *Minskning av skumningsproblem och slammängd i röt-kammare*. Mark och Vattenteknik, KTH, ISSN 1650-8610
- Khin, T. & Annachhatre, A. P., (2004), Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances* 22 (2004) 519–532

- Knowles, G., Downing, A.L. & Barrett, M.J., (1965). Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer. *Journal of General Microbiology*, Vol. 38, 263-278
- Lantmäteriet, (2012). <http://kso.lantmateriet.se/kartsok/kos/index.html> (Hämtad 2012-03-15)
- Li, Z., Maa, Y., Hira, D., Fujii, T. & Furukawa, K., (2011). Factors affecting the treatment of reject water by the anammox process. *Bioresource Technology* 102 (2011) 5702–5708
- Lindberg, C-F., (1997). *Control and estimation strategies applied to the activated sludge process*. Doktorsavhandling, Uppsala Universitet
- Mossakowska, A. & Reinius, L-G., (1994). *Nitrifiering av rejecktatten med SBR-teknik på Bromma reningsverk*. Stockholm vatten AB
- Narkis, N., Rebhun, M. & Sheindorf, CH. (1979). *Denitrification at various carbon to nitrogen ratios*. Environmental Engineering Laboratories. Technion. Israel Institute of Technology. Haifa, Israel
- Olsson, G., Nielsen, M. K., Lynggaard-Jensen, A., Yuan, Z. & Steyer, J-P., (2005) *Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Systems*. IWA Publishing.
- Plaza, E., Trela, J., Gut, L., Löwén, M. & Szatkowska, B., (2003). *Deammonification process for treatment of ammonium rich wastewater*. Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, S-100 44 Stockholm, Sweden
- Poduska, R.A. & Andrews, J.F., (1975). Dynamics of nitrification in the activated sludge process. *Journal (Water Pollution Control Federation)* © 1975: Vol. 47, No. 11
- Röttorp, J., Allard, A. S., Ek, M., Kaj, L., Remberger, M. & Solyom, P., (1999). *DIKA Driftstörningar i kommunala avloppsreningsverk- en studie av syreöverföring, ytaktiva ämnen, slamegenskaper och styrmöjligheter 1996- 1998*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Rapport B 1328 A
- Segnestam, L. & Persson, Å. (2002). *Index, indikatorer, presentationsverktyg och de svenska miljömålen - med en pilotstudie av försurningsmålet*. Naturvårdsverket Rapport 5206 ISSN 0282-7298
- Sharma, B. & Ahlert, R.C., (1976). Nitrification and nitrogen removal. *Water Research* vol II. pp. 897 to 925. Pergamon Press 1977.
- Stenstrom, M. K. & Song, S., (1987). *The Effect of Mass Transport Limitation on Nitrification in the Activated Sludge Process*. Civil Engineering Department School of Engineering and Applied Science Los Angeles, California 90024-1593
- Stenstrom, M.K. & Poduska, R.A., (1980). The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Research* Vol. t4, pp. 643 to 649 0043-1354/80/0601-0643i32.00/0 © Pergamon Press Lid 1980. Printed in Great Britain
- Svenskt Vatten, (2007). *Avloppsteknik 2 Reningsprocessen*, Publikation U2, Svenskt Vatten, Stockholm

- Svenskt Vatten, (2010). *Avloppsteknik 3 Slamhantering*, Publikation U3, Svenskt Vatten, Stockholm
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. & Stensel, H. D., (1991). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Metcalf & Eddy Inc.
- Thunberg, A., (2007) *Energieffektivisering av luftningssteget på Käppalaverket, Lidingö*. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, UPTEC W 07 005
- Trela, J., Hultman, B., Płaza, E, Levin, E. & Fernández, I., (2009). *Mätteknik för att styra och optimera deammonifikation*. Svenskt Vatten Utveckling.
www.svensktvatten.se
- Trela, J., Płaza, E., Hultman, B., Cema, G., Bosander, J. & Levlin, E., (2008). *Utvärdering av enstegsprocess för deammonifikation*. Svenskt Vatten Utveckling.
www.svensktvatten.se
- Trela, J., Płaza, E., Szatkowska, E., Gut, L. & Hultman, B., (2004). *Deammonifikation som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – experiment i pilot-skala*. Svenskt Vatten Utveckling. www.svensktvatten.se
- Van Kempen, R., Mulder, J.W., Uijterlinde, C.A. & Loosdrecht, M.C.M., (2001). Overview: full scale experience of the SHARON[®] process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Science and Technology*: Vol 44 No1 pp 145–152 © IWA Publishing 2001

BILAGA A

Tabell A1. Utsläppshalterna totalkväve från Arboga reningsverk åren 2008-2011

	2008 [mg l ⁻¹]	2009 [mg l ⁻¹]	2010 [mg l ⁻¹]	2011 [mg l ⁻¹]
Januari	15	16	15	16
	21*	18	16	17
Februari	17	17	21	17
	25	20	18	27
Mars	13	16	27	26
	21	16	16	19
April	30*	18	21	11*
	20	20	24	22
Maj	19	17	25	24
	16	19	16	25
Juni	23	18	18	21
	23	13	15	26
	15	16	16	26
Juli	19	12	15	15
	18	13	19	11
Augusti	13	15	12	13
	15	16	10	8,9
September	14	11	14	5,2
	29*	15	14	7,3
Oktober	13	12	15	16
	16	12	17	17
November	15	14	22	13
	10	13	11	18
December	11	13	17	13
	16	15	24*	9,8

*outliers

Tabell A2. Utsläppshalter ammoniumkväve från Arboga reningsverk åren 2008-2011

	2008 [mg l ⁻¹]	2009 [mg l ⁻¹]	2010 [mg l ⁻¹]	2011 [mg l ⁻¹]
Januari	8,3	8,8	4,3*	12
	10,0	11	9	9
Februari	11,0	10	18	11
	18,0	15	14	17
Mars	6,7	11	21	19
	7,7	13	13	12
April	18	14	17	6,1*
	13,0	16	17	20
Maj	7,2	13	21	21
	11,0	4,8	14	11
Juni	5,1	7,4	9,3	13
	4,8	5,9	1	0,044
	3	2,9	0,44	0,016
Juli	1,6	1,7	0,23	0,68
	0,5	2,2	1,6	0,35
Augusti	0,3	0,38	1,5	7,1
	2,2	7,1		1,7
September	3,1	1,2	1	0,056
	1,6	0,87	6,1*	2,2
Oktober	0,07	0,015	0,39	0,14
	0,1	0,009	0,062	18*
November	5,0	0,36	2,2	4,4
	1,1	1,4	3,7	2,1
December	4,7	5,9	7	1,5
	8,1	2,3	23*	7,1

*outliers

Tabell A3. Analysresultat av totalkväve på inkommande och utgående flöden till och från rejektivattenbehandlingen samt inkommande och utgående avloppsvatten till och från reningsverket.

	Utgående från behandling [mg l ⁻¹]				Inkommande avloppsvatten [mg l ⁻¹]	Utgående avloppsvatten [mg l ⁻¹]
	Slamvatten [mg l ⁻¹]	Rejektivatten [mg l ⁻¹]	Överskottsslam [mg l ⁻¹]			
10-apr	293	239	>800	82,8	38,1	23,5
11-apr	206	139	>750	164	26	11,6
12-apr	271	153	750	328	26,5	12
13-apr	330	119	760	233		
16-apr	283	95,8	910	288	55,5	13
17-apr	294	113	825	303	27	14,3
18-apr	346	111	779	260	26,4	11,3
19-apr	346	101	763	78,2	26,3	13,6
20-apr	>562	105	>1000	215		

Tabell A4. Analysresultat av ammoniumkväve på inkommande och utgående flöden till och från rejektivattenbehandlingen samt inkommande och utgående avloppsvatten till och från reningsverket.

	Utgående från behandlingen [mg l ⁻¹]	Slamvatten [mg l ⁻¹]	Rejektivatten [mg l ⁻¹]	Överskottsslam [mg l ⁻¹]	Inkommande avloppsvatten [mg l ⁻¹]	Utgående avloppsvatten [mg l ⁻¹]
10-apr	29,9	38,3	>650	4,39	17,3	7,03
11-apr	31,4	52,7	>600	2,93	12,1	3,06
12-apr	24,7	52,2	>640	5,6	12,1	3,69
13-apr	31,7	34	>560	2,34		
16-apr	25,3	24,9	755	5,8	11	3,35
17-apr	43,3	32,9	757	4,6	11,4	4,1
18-apr	87,1	30,7	778	5,97	12,7	5,71
19-apr	105	34,4	776	6,3	13,4	6,7
20-apr	122	31,9	713	4,8		

Tabell A5. Analysresultat av nitratkväve på inkommande och utgående flöden till och från rejektivattenbehandlingen samt inkommande och utgående avloppsvatten till och från reningsverket.

	Utgående från behandlingen [mg l ⁻¹]	Slamvatten [mg l ⁻¹]	Rejektivatten [mg l ⁻¹]	Överskottsslam [mg l ⁻¹]	Inkommande avloppsvatten [mg l ⁻¹]	Utgående avloppsvatten [mg l ⁻¹]
10-apr	46,2	0,98	8,3	3,82	0,89	4,3
11-apr	55	1,05	5,06	8,8	1,68	5,98
12-apr	39	1,22	5,05	12,4	1,54	5,08
13-apr	54,1	1,06	4,48	12,5		
16-apr	76,8	0,84	11,8	12,2	1,12	5,45
17-apr	63,5	0,98	4,8	14,9	1	6,8
18-apr	37,5	0,96	5,35	11	0,93	5,86
19-apr	62,4	0,89	6,5	4	0,7	3,34
20-apr	86,9	0,8	6,3	8,97		

Tabell A6. Analysresultat av nitritkväve på inkommande och utgående flöden till och från rejektivattenbehandlingen samt inkommande och utgående avloppsvatten till och från reningsverket.

	Utgående från behandlingen [mg l ⁻¹]	Slamvatten [mg l ⁻¹]	Rejektivatten [mg l ⁻¹]	Överskottsslam [mg l ⁻¹]	Inkommande avloppsvatten [mg l ⁻¹]	Utgående avloppsvatten [mg l ⁻¹]
10-apr	0,1	0,58	1,3	0,025	0,23	0,11
11-apr	0,53	0,78	0,97	0,023	0,29	0,13
12-apr	0,1	0,79	0,92	0,32	0,27	0,13
13-apr	0,33	0,64	0,76	0,19		
16-apr	>6	0,76	0,7	0,4	0,25	0,12
17-apr	0,54	0,75	1,2	0,6	0,24	0,13
18-apr	0,44	0,71	1,37	0,6	0,25	0,13
19-apr	1,67	0,65	0,2	0,03	0,22	0,11
20-apr	>6	0,62	1,5	0,09		

Tabell A7. Inkommande och utgående flöden till och från rejektvattenbehandlingen samt inkommande och utgående flöden avloppsvatten till och från reningsverket.

	Slamvatten [m ³]	Inkommande till behandling [m ³]	Rejektvatten [m ³]	Inkommande/ Utgående avloppsvatten [m ³]	Överskottsslam [m ³]	Utgående från behandling [m ³]
10-apr	24,4	107	29,5	9225	53,1	105
11-apr	28,7	102	19,6	9550	53,7	100
12-apr	32,7	111	29,6	8175	48,7	109
13-apr	32,8	69	34,6	8525	1,6	67
16-apr	25,5	93	29,6	7250	37,9	91
17-apr	27,1	134	59,4	6450	47,5	132
18-apr	22,0	89	49,6	5925	17,4	87
19-apr	16,6	113	75,3	5600	21,1	111
20-apr	21,6	74	27,0	8550	25,4	72