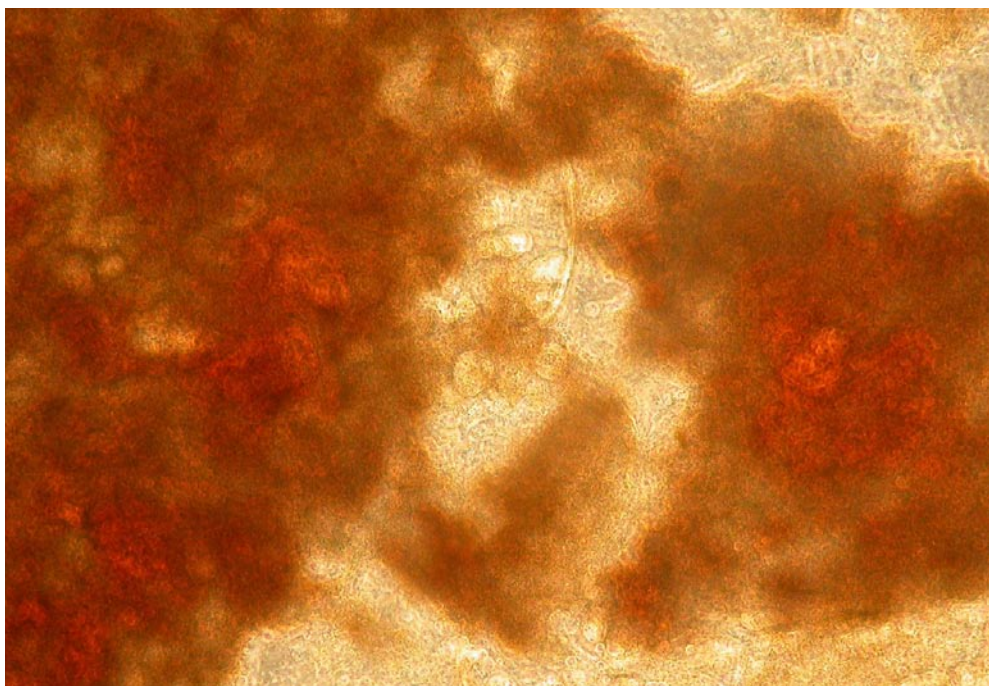


Deammonifikation, en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt

– fortsatta pilot-plant experiment

Józef Trela
Elżbieta Płaza
Luiza Gut
Beata Szatkowska
Bengt Hultman
Jan Bosander



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Deammonifikation, en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – fortsatta pilot-plant experiment
Title of the report:	Deammonification, a new process for treatment of wastewater with high nitrogen content – continued pilot plant experiments
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2005-14
Författare:	Jozef Trela, Elzbieta Plaza, Luiza Gut, Beata Szatkowska, Bengt Hultman, Kungliga Tekniska Högskolan; Jan Bosander, Syvab
VA-Forsk-projektnr:	23-129
Projektets namn:	Deammonifikation som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – fortsatta pilot-plant experiment
Projektets finansiering:	VA-Forsk, SYVAB, PURAC
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	51 A4
Sökord:	Ammonium, Anammox, deammonifikation, konduktivitet, kväverening, nitritation, rejektvatten
Keywords:	Ammonium, Anammox, deammonification, conductivity, nitrogen removal, nitritation, digester supernatant
Sammandrag:	Experimentella försök har genomförts i pilotskala vid Himmerfjärdsverket med partiell nitritation (oxidation av ca hälften av inkommande ammonium till nitrit) följt av Anammox med oxidation av ammonium med nitrit till kvävgas. Stabila driftbetingelser kunde erhållas i båda reaktorerna under år 2004 med en genomsnittlig kvävereduktion på 84 %. Med hjälp av konduktivitets, pH och syrehaltsmätningar kunde processförloppen förutses och styras.
Abstract:	Experimental studies have been performed at the Himmerfjärden WWTP with partial nitritation (oxidation of about half of ammonium to nitrite) followed by Anammox with oxidation of ammonium with nitrite to nitrogen gas. Stable operational conditions could be obtained during the year 2004 with an average nitrogen removal of 84 %. With the help of conductivity, pH and oxygen measurements the process reactions could be predicted and controlled.
Målgrupper:	Processchefer, konsulter, forskare
Omslagsbild:	Aktivt slam från anammoxreaktorn. Fotograf: Jozef Trela
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2005
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Ett samarbetsprojekt pågår mellan SYVAB och forskargruppen med inriktning mot Vattenvårdsteknik och Resurshushållning vid Institutionen för Mark och Vattenteknik, KTH för att studera deammonifikationsprocessen, som är en ny process för behandling av avloppsvatten med hög kvävehalt (och låg halt biologiskt nedbrytbart material).

Denna rapport sammanfattar resultat uppnådda under år 2004 från pilot-plant studier av deammonifikationsprocessen utförda vid Himmerfjärdsverket (SYVAB) för behandling av rejektivatten från centrifugering av rötslam. Resultaten från tidigare försök genomförda under 2003 redovisades i VA-Forsk rapporten Nr 2004-09.

Projektet genomfördes av en arbetsgrupp med:

Józef Trela (projektledare, KTH/SYVAB)

Bengt Hultman (KTH)

Elżbieta Płaza (KTH)

Beata Szatkowska (KTH)

Luiza Gut (KTH)

Jan Bosander (SYVAB)

Alf-Göran Dahlberg (SYVAB)

Projektet har finansierats av VA-Forsk och SYVAB. Pilotanläggningen vid Himmerfjärdsverket byggdes (tidigare) av PURAC och har använts under detta projekt. Stiftelsen J. Gust. Richert och Lars Erik Lundbergs Stipendiestiftelse har bidragit med stipendier till doktorander (Beata Szatkowska och Luiza Gut).

Stockholm mars 2005

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
DEL I BAKGRUND	9
1 Teoribakgrund	9
1.1 Bakgrund till Anammox	9
1.2 Anammox och dess del i biologisk kvävereduktion.....	9
2 Projektbeskrivning	12
2.1 Problembeskrivning	12
2.2 Projektmålsättning.....	13
3 Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (Syvab)	13
4 Driftstrategier för experiment	14
DEL II FÖRSÖKSRESULTAT – PERIOD 6 jan.–20 dec.	15
1 Rejektvattnets sammansättning	15
1.1 Bakgrund	15
1.2 Experimentella värden.....	15
1.3 Korrelation mellan ammoniumhalt, konduktivitet och alkalinitet	16
2 Reaktor 1 – partiell nitritation	18
2.1 Tidsserier, medelvärden, spridningar och profiler.....	18
2.1.1 Flöde och hydraulisk uppehållstid	18
2.1.2 Driftparametrar: syre, temperatur, pH, alkalinitet och konduktivitet	18
2.1.3 Halt suspenderade och flyktiga suspenderade ämnen.....	20
2.1.4 Analyser av COD, organiska syror och totalt löst fosfat	20
2.1.5 Omvandlingar av kvävefraktioner	22
2.1.6 Mätning av profiler för syre, pH, konduktivitet och kvävefraktioner	22
2.2 Partiella nitritationssteget – utvärdering	23
3 Reaktor 2 – Anammox	26
3.1 Tidsserier, medelvärden, spridningar och profiler	26
3.1.1 Flöde och uppehållstid	26
3.1.2 Driftparametrar: syre, temperatur, pH, alkalinitet och konduktivitet	27
3.1.3 Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen.....	29
3.1.4 Halt av COD, organiska syror och total löst fosfat.....	30
3.1.5 Kväveomsättningar	31

3.1.6	Mätning av profiler för syre, pH, konduktivitet och kvävefraktioner	32
3.2	Anammoxsteget – utvärdering	34
3.2.1	Processbetingelser och försöksresultat	34
DEL III SYSTEMTEKNIK OCH PROCESSÖVERVAKNING		38
1	Driftkontroll	38
2	Bildning av lustgas	40
3	Systemteknik	41
Referenser		43
BILAGA A Publicerade arbeten (2001–2004)		46
BILAGA B Rapport om lustgasbildning		48

Sammanfattning

Himmerfjärdsverket (SYVAB) och Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) samverkar i ett projekt för att studera deammonifikation som en ny teknik för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt. Jämfört med traditionell teknik med nitrifikation och denitrifikation erfordrar deammonifikationsprocessen enbart 38 % av syret (oxidation av halva ammoniummängden till nitrit) och inget organiskt material för kvävgasbildningen, vilket innebär mycket stora besparingar i driftkostnader.

Försök genomfördes i en pilotanläggning byggd av PURAC med två reaktorer med volymen 2 m³ vardera, vilka för närvarande drivs som en seriekopplad tvåstegsprocess. Reaktorerna är fyllda till hälften med Kaldnesringar som bärar material för biofilm. Det flöde som behandlas är rejektvatten efter avvattnings av rötslam. Det första steget drivs med syfte att oxidera ca halva inkommande ammoniumhalten till nitrit utan att bildad nitrit överförs till nitrat (partiell nitrifikation) medan det andra steget drivs med syftet att få kvarvarande ammonium att oxideras med bildad nitrit till kvävgas (Anammox process). Tidigare försök genomförda under 2003 visade att det mest kritiska och minst kända steget är det andra dvs. anammoxprocessen.

Resultat från bedrivna försök för år 2004 visar att det är möjligt att nå långtgående stabil process för kväverening med partiell nitrifikation och Anammox. Det önskade värdet på 1,3 för kvoten mellan nitrit- och ammoniumkväve från det första steget uppnås när pH-värdet på 7,8 för inkommande rejektvatten minskar med 1,5 enheter. Med de existerande belastningsförhållandena erhålles ett önskat värde på syrehalten omkring 1 mg O₂/l för att uppnå denna minskning av pH-värdet.

De genomförda experimenten visar att bakteriekulturen som svarar för anammoxprocessen har etablerats i pilotanläggningen och har under de tolv månaderna gett en varierande kvävereduktion mellan 25 och 97 % (medelvärde 84 %). Maximalt avlägsnad kvävehalt uppgick till 366 mg N/l. Processen kördes med genomsnittliga värden för syrekonzentration 0,13 mg O₂/l, temperatur 31,9 °C, pH 8,2 och en uppehållstid på 3 dygn. En betydande potential finns att öka aktiviteten i steg 2.

Processerna kan följas upp med hjälp av konduktivitetsmätningar, som kan användas för att med god korrelation bestämma in- och utgående halter av oorganiskt kväve.

Genomförda studier har visat på den nya teknikens potential och utgör underlag för fortsatt arbete att ta fram dimensioneringsunderlag för fullskaletillämpning.

Summary

Himmerfjärden wastewater treatment plant (SYVAB AB) and Royal Institute of Technology (KTH) collaborate in a project that aims at studying deammonification as a novel technology for treatment of ammonium-rich wastewater. In comparison to the traditional technology with nitrification and denitrification, the deammonification process requires 38 % of the oxygen (oxidation of half of ammonium to nitrite) and there is no need for organic material to form nitrogen gas. In this way, substantial savings in the process operation are attained.

Experiments are performed with the use of a pilot plant built by PURAC. The pilot plant consists of two reactors (2 m³ of volume each) that operate at present as a two-step process. The reactors are filled up to 50 % with Kaldnes rings that are support material for biofilm. The treated influent is a supernatant from dewatering of digested sludge. The first step of the process is operated with the purpose of oxidising around half of the ammonium to nitrite without further oxidation of nitrite to nitrate (partial nitrification) while in the second step the remaining ammonium is oxidised with the produced nitrite to form nitrogen gas (Anammox process). Earlier experiments executed during the year 2003 demonstrated that the most crucial and the least known step is the second one with the Anammox process.

Results from the performed experiments during the year 2004 show that it is possible to achieve a long-lasting stable process for nitrogen removal with partial nitrification and Anammox. The required value of nitrite-to-ammonium ratio amounting to 1.3 from the first step is reached when pH value of 7.8 for the influent decreases by the unit of 1.5. Under the existing load conditions, in order to obtain such pH drop the dissolved oxygen concentration in the bulk liquid is kept around 1 mg O₂/l.

The experiments that were carried out demonstrate that bacterial culture that is responsible for the Anammox process have been established in the pilot plant and have during twelve months coped with the nitrogen removal at the process efficiency varying between 25 and 97 % (an average of 84 %). The maximum nitrogen removal amounted to 366 mg N/l. The process was run at the average values for dissolved oxygen, temperature and pH equal to 0.13 mg O₂/l, 31.9 °C, 8.2, respectively and a retention time of 3 days. There is a significant potential to enhance the activity in the second step.

Processes can be monitored with the help of conductivity measurements, which can be used to establish a good correlation with inorganic nitrogen concentrations in both influent and effluent.

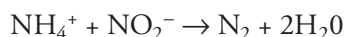
The performed studies have shown the potential of the new technology and serve as the basis for continuing work aimed at full-scale application.

DEL I BAKGRUND

1 Teoribakgrund

1.1 Bakgrund till Anammox

Anammox är en process som innebär att mikroorganismer vid syrefria (anaeroba) betingelser oxiderar ammonium med nitrit till kvävgas enligt den schematiska formeln:



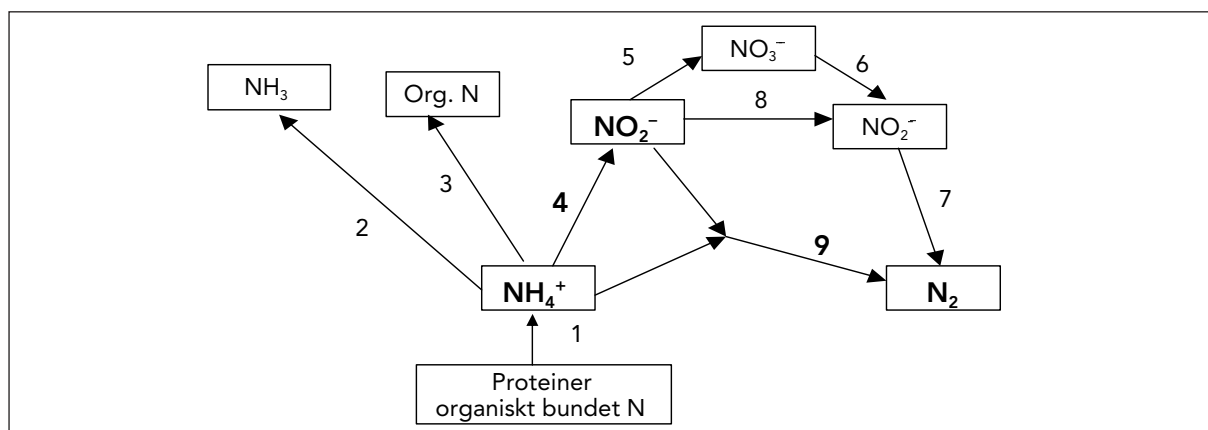
Brodda (1977) var först med att göra antagandet att Anammox är en reaktion som borde förekomma i naturen utifrån det faktum att reaktionen mellan ammonium och nitrit ger en betydande energi. Bland processtekniska empiriska studier kan nämnas att Ackerman och Fialkoff (1978) beskrev en kommersiell produkt (AT5N) med en blandkultur av bakterier som uppgavs kunna bryta ned ammonium direkt till kvävgas. Strous m.fl. (1999) rapporterade att planctomycetales kan genomföra anammoxprocessen. En mer omfattande forskning om Anammox startade kring mitten av 1990-talet och ökningen av information om processen och processteknisk användning har ökat mycket snabbt. Skäl till detta är att anammox-reaktioner har en betydande roll i bl.a. marin

miljö (och detta var inte känt för ett tiotal år sedan) och att de miljömässiga och ekonomiska fördelarna av att utnyttja reaktionen inom processtekniken (bl.a. rejektivattenbehandling vid avloppsverk) är stora. Publikationer inom området har utgått från mikrobiella aspekter studerade vid Delft, Nederländerna (Strous 2000; van Loosdrecht *et al.* 1998, 2003) och Zürich, Schweiz (Egli 2003), marinbiologiska aspekter vid Göteborgs universitet (Engström 2004) och processteknik vid Hannovers tekniska universitet, Tyskland (Helmer *et al.* 2001; Hippen 1997, 2001) och i Zürich, Schweiz (Fux 2002, 2003).

Vid institution för mark och vattenteknik, KTH, startade FoU om Anammox år 2000 på initiativ av SYVAB, och PURAC. En licentiatavhandling med processteknisk inriktning har presenterats vid KTH av Szatkowska (2004a).

1.2 Anammox och dess del i biologisk kvävereduktion

Ammonium erhålles främst vid kommunala avloppsverk som nedbrytningsprodukt från proteiner. Vid biologisk rening kan en vanligtvis försumbar andel överföras till ammoniak i gasfas. En del av ammonium överförs till organiskt kvävehaltigt material i slam, som uttas som överskottsslam, eller i vissa biologiska processer i alger och växter. Ett stort antal vägar kan utnyttjas för att på biologisk väg överföra ammonium till kvävgas. Olika vägar illustreras av figur I-1 och tabell I-1. Andra reaktionsprodukter kan också erhållas t.ex. kväveoxider som lustgas. Den dominerande tekniken för att avlägsna ammonium



Figur I-1. Olika vägar för överföring av ammonium till ammoniak, organiskt kväve och kvävgas vid biologisk rening.

Tabell I-1. Reaktionen främst vid biologisk kväverening.

Reaktionsväg	Huvudreaktion	Processnamn	Involverade organismer	Status (generella kunskaper)	Exempel av studier vid KTH
1a	$C_5H_7O_2N + 4H_2O \rightarrow 2,5CH_4 + 1,5CO_2 + HCO_3^- + NH_4^+$	Ammonifikation (anaerob)	Bakterier	Välkänd process	
1b	$C_5H_7O_2N + 5O_2 \rightarrow 4CO_2 + HCO_3^- + NH_4^+ + H_2O$	Ammonifikation (aerob)	Bakterier	Välkänd process	
2	$NH_4^+ + OH^- \rightarrow NH_3 + H_2O$	Ammonium avdrivning	Inga (fysikalisk process)	Välkänd process	
3	$4CO_2 + HCO_3^- + NH_4^+ + H_2O \rightarrow C_5H_7O_2N + 5O_2$	Assimilation	Bakterier Alger (växter)	Välkänd process	
4	$NH_4^+ + 1,5O_2 + 2HCO_3^- \rightarrow NO_2^- + 2CO_2 + 3H_2O$	Nitritation	Nitrosomonas	Välkänd process	Tendaj 1985; Mossakowska 1997, 1994; Plaza 2001
5	$NO_2^- + 0,5O_2 \rightarrow NO_3^-$	Nitratation	Nitrobacter	Välkänd process	
4 + 5	$NH_4^+ + 2O_2 + 2HCO_3^- \rightarrow NO_3^- + 2CO_2 + 3H_2O$	Nitrifikation	Nitrifikationsbakterier	Välkänd process	
6	$C + 2NO_3^- \rightarrow 2NO_2^- + CO_2$	Denitratation	Denitrifikationsbakterier	Välkänd process	Plaza 1995, 1991, 1990a,b; Trela 2000, 1998
7	$3C + 2H_2O + CO_2 + 4NO_2^- \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^-$	Denitratation	Denitrifikationsbakterier	Välkänd process	
6 + 7	$5C + 2H_2O + 4NO_3^- \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^- + CO_2$	Denitrifikation	Denitrifikationsbakterier	Välkänd process	
8	Direktanvändning av nitrit	–	–	Svårigheter att säkra oxidation av ammonium enbart till nitrit	
9a	$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O$	Anammox (utan cellsyntes)	Planctomycetales	Ny process observerad under det sista årtiondet	BILAGA A
9b	$NH_4^+ + 1,32NO_2^- + 0,132CO_2 \rightarrow 0,26NO_3^- + 1,02N_2 + 0,066CH_2O_{0,5}N_{0,15} + 1,9H_2O + 0,066HCO_3^-$	Anammox (med cellsyntes)	Planctomycetales	Ny process observerad under det sista årtiondet	BILAGA A
4 + 8 + 7	$4NH_4^+ + 6O_2 + 3C + 4HCO_3^- \rightarrow 2N_2 + 7CO_2 + 10H_2O$	Modifierad kvävereduktion	Bakterier	Process under utveckling	
4 + 5 + 6 + 7	$4NH_4^+ + 8O_2 + 5C + 4HCO_3^- \rightarrow 2N_2 + 9CO_2 + 10H_2O$	Traditionell kvävereduktion	Bakterier	Välkänd process	

ur ett avloppsvatten är att överföra den till kvävgas. Den mest resurssnåla vägen är att gå via partiell nitritation följt av Anammox (kombination av vägar 4 och 9). Detta illustreras av tabell I-2. Den alkalinitetsminskning som sker vid denna kombination svarar vanligen mot den alkalitet som finns i tillförd avloppsström varför endast mindre mängder

alkalinitetsändrande ämnen kan behöva tillsättas för pH-justerings.

I tabell I-2 kan man observera att de traditionella kväverenningsmetoderna med nitrifikation och denitrifikation (väg 4 + 5 + 6 + 7), som används vid de svenska avloppsverken, erfordrar betydande resurser: 4,57 g O₂/g N och ca 4 g COD/g N (Plaza

Tabell I-2. Resursbehov och ändringar för alkalinitet och konduktivitet för reaktioner 1a, 4–7 och 9a,b.

Reaktion No.	Process	Alkalinitet ändringar *	Syre-behov	COD behov utan assimilation	COD behov inkl. assimilation **	Konduktivitets-ändringar per mmol avlägsnat inkommande kväve ***
1a	Ammonifikation (anaerob)	+1 ekv/mol N	–	–	–	+ 0,1179 mS/cm
4	Nitritation	–2 ekv/mol N	3,43 g O ₂ /gN	–	–	– 0,0910 mS/cm
5	Nitrataion	–	1,14 g O ₂ /gN	–	–	+ 0,004 mS/cm
4 + 5	Fullständig nitrifikation	–2 ekv/mol N	4,57 g O ₂ /gN	–	–	– 0,0906 mS/cm
6	Denitrataion	–	–	1,72 g COD/gN	2,4 g COD/gN	– 0,004 mS/cm
7	Denitrataion	–	–	1,14 g COD/gN	1,6 g COD/gN	– 0,0269 mS/cm
6 + 7	Fullständig denitrifikation	+1 ekv/mol N	–	2,86 g COD/gN	4,0 g COD/gN	– 0,0273 mS/cm
9a	Anammox (utan cellsyntes)	–	–	–	–	– 0,0724 mS/cm
9b	Anammox (med cellsyntes)	+ 0,066 ekv/mol N	–	–	–	– 0,0629 mS/cm
4 + 9b	0,569 mol ammonium oxideras enbart till nitrit följt av reaktion 9b	– 1,950 ekv/mol N	3,43 g O ₂ /gN	–	–	– 0,1147 mS/cm
4 + 8 + 7	Modifierad traditionell kväverening	–1 ekv/mol N	3,43 g O ₂ /gN	1,72 g COD/gN	2,4 g COD/gN	– 0,1179 mS/cm
4 + 5 + 6 + 7	Traditionell kväverening	–1 ekv/mol N	4,57 g O ₂ /gN	2,86 g COD/gN	4,0 g COD/gN	– 0,1179 mS/cm

Anmärkningar:

– ingen ändring (exkl. effekter av bildning/avdrivning av koldioxid och utfällning)

* En ekv. svarar mot 61 g HCO₃[–]

** 40 % av utnyttjad COD antas åtgå för cellsyntes (assimilation)

*** Använda värden vid beräkning av ledningsförmåga för 1 mmol (25 °C och utspädd lösning): NH₄⁺ 0,0734, NO₂[–] 0,0714, NO₃[–] 0,0718 och HCO₃[–] 0,0445 mS/cm

2001; Trela 2000). Detta betyder ett stort behov av energi och dosering av extern kolkälla. Detta leder också till en stor slamproduktion, som måste hanteras på något sätt. Minskning av resursbehovet kan man uppnå genom oxidering av ammonium bara till nitrit följt av denitrifikation av nitrit till kvävgas (väg 4 + 8 + 7). I denna process (t.ex. SHARON) blir syrebehovet 3,43 g O₂/g N och för organiskt material ca 2,4 g COD/g N. Därmed har behovet av syre minskat med 25 % och för COD med 40 %, i jämförelse med de traditionella processerna (Mulder *et al.* 2000; Hellinga *et al.* 1998).

Den minst resursförbrukande vägen för överföring av ammonium till kvävgas fås vid deammonifikationsprocessen. Hälften av ammonium oxideras till nitrit (väg 4), utan fortsatt oxidation av nitrit till nitrat och syreförbrukningen baserad på initiala ammoniumkoncentrationen är 1,72 g O₂/g N eller bara 38 % av det syre som är nödvändigt för oxidation av all ammonium till nitrat. Denna process (väg 4) följs av anammoxprocessen i vilken lika delar av ammonium- och nitritkväve reagerar till kvävgas (väg 9) utan något behov av organiskt material.

2 Projektbeskrivning

2.1 Problembeskrivning

De traditionella kväverensningsmetoderna med nitrifikation och denitrifikation, som används vid de svenska avloppsverken, erfordrar betydande resurser: 4,57 g O₂/g N och ca 4 g COD/g N. Detta betyder ett stort behov av energi och dosering av extern kolkälla. Detta leder också till en slamproduktion, som måste hanteras.

Den minst resursförbrukande vägen för överföring av ammonium till kvävgas fås vid deammonifikationsprocessen. Hälften av ammonium oxideras till nitrit, (utan fortsatt oxidation av nitrit till nitrat) och följs av anammoxprocessen i vilken ammonium- och nitritkväve reagerar till kvävgas utan något behov av organiskt material (reaktion 9a i tabell I-1). Med hänsyn till cellsyntes erfordras en kvot mellan nitrit och ammonium på ca 1,3 för anammoxprocessen (reaktion 9b i tabell I-1).

Den nya tekniken, deammonifikation (partiell nitrifikation, 50 %, följd av Anammox), erfordrar bara ca 38 % (1,72 g O₂/g N; jfr formel 4 + 9a i tabell I-2) av syrebehovet vid fullständig nitrifikation och ingen tillsats erfordras av organiskt material. En jämförelse med traditionell teknik för biologisk kvävereduktion (oxidation av ammonium till nitrat följd av heterotrof denitrifikation i närvaro av organiskt material) med deammonifikation visas i tabell I-3. Med användning av deammonifikation kan energianvändningen reduceras med 60 % med hänsyn till att energibehovet är starkt beroende av behovet av syretillförsel. Koldioxidutsläpp kan minskas med nära 90 % pga. att ingen kolkälla krävs och minskat energibehov. Driftkostnader med hänsyn till energi och kemikalier kan också minskas ned mot 90 %.

Två huvudproblem finns vid utnyttjande av den biologiska tekniken:

1. Kontroll av oxidationen av ca halva ammoniummängden till nitrit utan att denna oxideras vidare till nitrat eller med hänsyn till cellsyntes en kvot mellan nitrit och ammoniumkväve på ca 1,3 i utgående flöde.
2. Utveckling av en bakteriekultur med förmågan att oxidera ammonium med nitrit till kvävgas.

Det första kravet kan åstadkommas med olika metoder t.ex.:

- a. användning av låg syrehalt (ger anrikning av hydroxylamin som hämmar nitritoxidation),
- b. pH-kontroll (fri salpetersyrighet eller fri ammoniak hämmar nitritoxidation) eller
- c. kombination av uppehållstid och temperatur för att selektivt minska mängden bakterier som oxiderar nitrit till nitrat.

Den andra punkten är svårare att åstadkomma och först efter några månader (hittills kortaste uppstartningstid har rapporterades som 200 dagar) utvecklas en väl fungerande kultur och val av betingelser för att detta är fortfarande mindre väl kända. Strategin för etablering av en kultur för Anammox är att se till att det inte finns konkurrerande kulturer av bakterier för processfunktionen för Anammox, dvs. syrefria eller syrefattiga betingelser, låg halt av biologiskt nedbrytbart material, lämplig kvot ammonium- och nitritkväve, lämpligt pH-värde, lämplig temperatur, etc. Arbeten vid inst. för Mark- och Vattenteknik, KTH, visar dock att en sådan kultur utvecklats både i laboratorieskala vid KTH och i större pilotskala vid Himmerfjärdsverket.

Uppmätning av olika kvävefraktioner manuellt är tids- och kostnadskrävande och automatiska system för kvävefraktioner är relativt dyrbara och kräver betydande skötsel. Betydligt mer kostnadseffektiva mätgivare för kontroll av den partiella nitrifikationen och Anammox är:

1. Konduktivitetsmätningar. Dessa kan utnyttjas för att mäta inkommande ammonium- och

Tabell I-3. Jämförelse av traditionell kväverening med deammonifikation (Paques).

	Energi	Kemikalier (metanol)	CO ₂ emission
Traditionell teknik	1,3 kWh/kg N	2,3 kg/kg N	3,5 ton/ton N
Deammonifikation (Anammox)	0,5 kWh/kg N	0 kg/kg N	0,4 ton/ton N

- vätekarbonathalt (dominerande joner i rejeckt-vatten) och utgående halt av oorganiskt kväve. Information om den partiella nitritationen erhålles genom att vätekarbonat vid lägre pH-värden överförs till koldioxid (minskar salthalten). I anammoxsteget överförs ammonium- och nitrit-joner till kvävgas (minskar salthalten).
2. Mätningar av pH-värde. Vid sänkning av pH-värdet erhålles information om att inkommande alkalinitet till det partiella nitritationssteget börjar ha förbrukats och att kvoten ammonium- och nitritkväve i utgående flöde är ca 1:1.
 3. Mätning av syrehalt, temperatur och flöde (uppehållstid) ger underlag för att kontrollera att oxidationen av nitrit till nitrat effektivt hämmas.

2.2 Projektmålsättning

Projektet avser att utifrån pilotförsök vid Himmerfjärdsverket och kompletterande laboratorieförsök ge ett tekniskt-ekonomiskt underlag för att i full skala införa ett system för kvävereduktion av rejeckt-vatten från avvattning av rötslam vid kommunala avloppsverk. Studerat system baserar på partiell nitritation (oxidation av ca halva ammoniumhalten till nitrit och utan fortsatt oxidation av nitrit till nitrat) följt av anammoxprocessen (oxidation av ammonium med nitrit till kvävgas).

Huvudmålsättning med tidigare experiment genomförda under 2003 var etablering av en lämplig kultur för Anammox för att få ett fungerande system och samla drifterfarenheter om hur deammonifikationen fungerar och kan övervakas.

Målsättning för experimenten i pilot-skala för 2004 var säkerställande av att få en långgående och stabil process för effektiv kväverening med nitritation och Anammox. Hittills genomförda studier i samverkan SYVAB och KTH har visat på teknikens potential och identifierat de huvudsakliga kunskapsluckor som närmare behöver utredas vidare för att överföra teoretiska kunskaper och försök från pilot-skala till fullskaletillämpningar.

Målsättningen med projektet är:

1. Säkerställande av att i ett första steg erhålla lämplig kvot mellan utgående ammonium- och nitritkvävehalt (ca 1:1,3) för fortsatt behandling i steg två med Anammox.

2. Undersökning om en stabil drift kan åstadkommas vid lägre temperatur och utan kemikalietillförsel.
3. Undersökning hur hårt anammox-steget kan belastas utan att minska processeffektiviteten.
4. Utvärdering av lämpliga driftförhållanden.
5. Utveckling av enkla kontrollsystem för de två processstegen.
6. Bedömning av eventuella negativa miljöeffekter – lustgasbildning.

3 Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (Syvab)

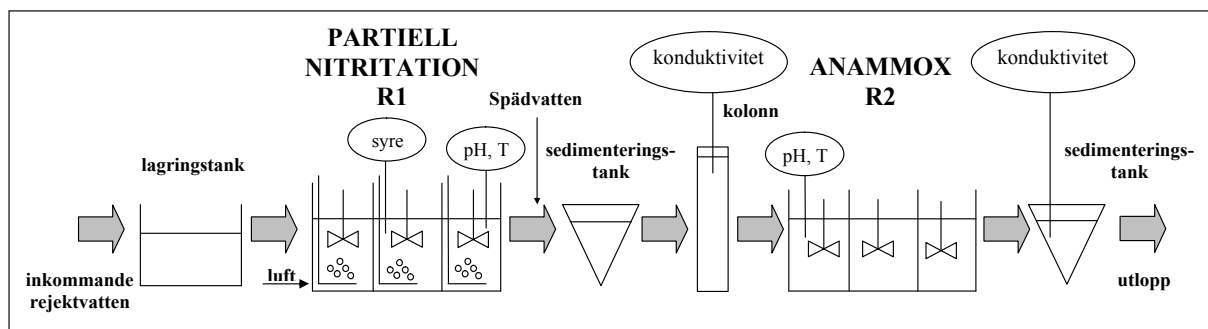
Anläggningen, byggd av PURAC består av 2 linjer, båda med en volym av ca 2 m³ vardera, fyllda till 50 % med Kaldnes ringar (tabell I-4, figur I-2). Experimenten med ett syfte att undersöka volym av Kaldnesringar i systemet utfördes i november 2004. Kaldnesvolymen i reaktor 1 har minskat genom mekaniska skador och uttag för att utföra diskontinuerliga tester.

Tabell I-4. Parametrar för pilotanläggning.

Parameter	Värde
Volym: pilot (m ³)	4,2
Volym av varje zon (m ³)	0,7
Volym av avloppsvatten (m ³)	3,66
Volym av avloppsvatten i varje zon (m ³)	0,61
Kaldnes fyllning R1 (%)	46 %
Kaldnes fyllning R2 (%)	51 %
Kaldnes yta R1 (m ²)	483,5
Kaldnes yta R2 (m ²)	530,2
Volym av försedimenteringstank (m ³)	0,8
Volym av eftersedimenteringstankar (m ³)	0,125

Processen har följts upp genom:

- on-line mätningar: pH, temperatur och sedan oktober 2004 med syremätningar i R1 (nitritationssteget) och sedan december 2004 med konduktivitetsmätningar i R2 (anammoxsteget)



Figur I-2. Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (SYVAB).

- analyser: N-fraktioner, COD, organiska syror, alkalinitet, $\text{PO}_4\text{-P}$ (i inkommande rejecktatten till reaktorer, utgående vatten från reaktorer)
- mätningar: flöde till reaktorer (syrehalt, temperatur, pH, konduktivitet i alla zoner R1 och R2)
- SS och VSS, och profiler.

4 Driftstrategier för experiment

Driftstrategierna för pilotanläggningen under år 2004 planerades så att de genomförda experimenten skulle visa att det går att åstadkomma en stabil deammonifikationsprocess under en lång period, dvs. att erhålla en partiell nitritation i reaktor 1 och en anammox-process i reaktor 2. Uppehållstiden var drygt 2 dygn i reaktor 1 och 3 dygn i reaktor 2.

För de två seriekopplade reaktorerna eftersträvades att driva i det första steget partiell nitritation med en utgående kvot av nitrit till ammoniumkväve på 1,3 och en låg utgående nitrathalt. Ändamålet var att klara av de periodiska variationerna i ammoniumhalten i inkommande rejecktatten. Temperaturen sänktes under försöksperioden från ca 35 °C till ca 30 °C och hölls konstant med hjälp av doppvärmare.

Kontinuerliga syrehaltsmätare installerades för att bättre kontrollera syretillförseln. Dessutom blev den andra och tredje zonen påkopplade för att förbättra syreförhållandet. Den första reaktorn drevs med optimala syrevärden inom intervallet 1–1,5 mg O_2l med syfte att uppnå en pH-minskning på 1,5–2 enheter. Systematiska analyser av alkalinitet i inkommande och utgående rejecktatten genomfördes med målet att förbättra kontrollen av partiell ammoniumoxidering.

I det andra steget (Anammox) eftersträvades en hög överföring av inkommande oorganiskt kväve till kvävgas. Kvoten av nitrit- till ammoniumkväve på 1,3 i inkommande rejecktatten till reaktor 2 var viktig för att uppnå huvudmålet. Inkommande kvävebelastning ökades stegvis genom att utspädningsgraden av utgående rejecktatten från reaktor 1 minskades. Under hösten skedde en successiv minskning av tillfört spädvatten till anammoxreaktorn genom att recirkulera det utgående flödet. Syftet var också att undvika alltför höga nitrithalter i reaktor 2. Temperaturen sänktes under försöksperioden till 30 °C. Tidigare dosering av $\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{NaHCO}_3$ -lösning avbröts för att utvärdera driften utan kemikaliedosering, eftersom ett lämpligt pH-värde omkring 8,2 kunde upprätthållas på grund av biologiska reaktioner. Kontinuerliga konduktivitetmätare installerades för in- och utgående flöde till anammoxreaktorn med syfte att övervaka processframsteg. Genomförda driftstrategier och driftförändringar redovisas i tabell I-5.

Tabell I-5. Driftstrategier och driftförändringar för experimenten under 2004.

Reaktor	Strategier/Driftförändringar
Partiell nitrifikation	• Erhålla 1,3 på utgående kvot av nitrit- till ammoniumkväve • Sänkning av temperaturen från 35 till 30 °C • Kontinuerlig syrekontroll genom on-line elektrod • Förbättring av syrekontroll (zon 2 och 3 sammankopplade)
Anammox	• Ökning av inkommande kvävebelastning genom minskad utspädning och recirkulering av utgående flöde • Sänkning av temperaturen från 35 till 30 °C • Ingen kemikaliedosering för drift av processen • Införande av kontinuerliga konduktivitetmätningar (on-line elektroder) • Minskning av inkommande belastning genom att förbinda zon 1 och 2 till en gemensam zon • Begränsa luftdiffusion och undvika Kaldnesflotation (genom övertäckning av reaktorn)

DEL II FÖRSÖKSRESULTAT – PERIOD 6 jan.–20 dec.

1 Rejektvattnets sammansättning

1.1 Bakgrund

Rejektvattnets sammansättning beror till största delen på de nedbrytningsreaktioner av slam som överför slambundna komponenter till lösta komponenter. Speciellt två reaktioner är av intresse med hänsyn till behandlingssystemet:

1. Nedbrytning av proteiner till metangas, koldioxid, vätekarbonat och ammonium enligt den schematiska formeln (formel 1a i tabell I-1)

2. Bildning av organiska syror som mellanprodukt vid överföring av organiskt material i slammet till metangas och koldioxid (biogas). Bildade organiska syror kan utgöra substrat för heterotrof denitrifikation, dvs. den konventionella renings-tekniken för överföring av nitrit och nitrat till kvävgas.

Den första reaktionen innebär att väsentligaste bidraget till salthalt och bikarbonatalkalinitet i ett rejecktatten beror på bildning av ammoniumvätekarbonat. I en lösning av ammoniumvätekarbonat är vid låg halt och 25 °C jonkonduktiviteten för ammonium 0,0734 (mS/cm)/(mmol/l) och för vätekarbonat 0,0445 (mS/cm)/(mmol/l) och för ammoniumvätekarbonat summan, dvs. 0,1179 (mS/cm)/(mmol/l). 1 mmol/l (79 mg/l) ammoniumvätekarbonat har konduktiviteten 8,48 mS/cm.

1.2 Experimentella värden

Uppmätta och beräknade värden för rejecktatten sammanfattas i tabell II-1 och II-2.

Tabell II-1. Sammanställning av mätvärden i rejeckt-vattnet till pilotanläggningen.

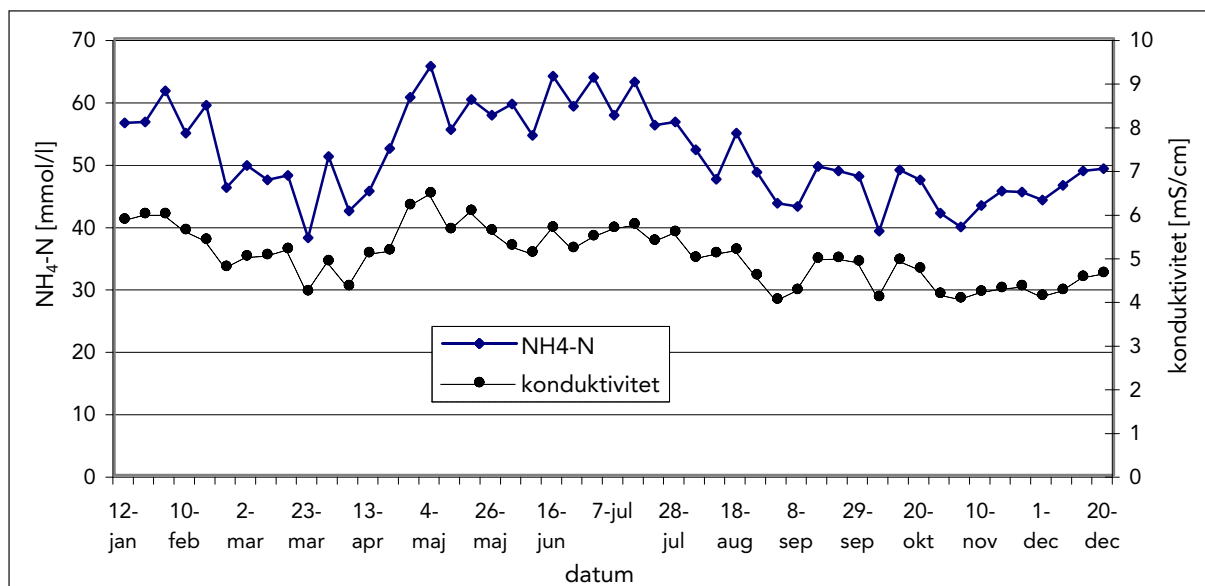
Rejecktatten		Värde
NH ₄ -N [mg/l]	Medelvärde	717,0
	Minimum	532,5
	Maximum	917,5
	St. avvikelse	96,3
	Antal prov	55
COD [mg O ₂ /l]	Medelvärde	369
	Minimum	203
	Maximum	691
	St. avvikelse	136
	Antal prov	24
Organiska syror [mg/l]	Medelvärde	101
	Minimum	24
	Maximum	259
	St. avvikelse	79
	Antal prov	8
Alkalinitet (HCO ₃ ⁻) [mmol/l]	Medelvärde	82,3
	Minimum	15,8
	Maximum	189,3
	St. avvikelse	41,8
	Antal prov	49
PO ₄ -P [mg/l]	Medelvärde	9,7
	Minimum	2,3
	Maximum	28,4
	St. avvikelse	9,1
	Antal prov	13
Konduktivitet [mS/cm]	Medelvärde	4,99
	Minimum	2,72
	Maximum	6,47
	St. avvikelse	0,66
	Antal prov	237
SS [mg/l]	Medelvärde	188
	Minimum	102
	Maximum	463
	St. avvikelse	87
	Antal prov	21
VSS [mg/l]	Medelvärde	160
	Minimum	82
	Maximum	380
	St. avvikelse	74
	Antal prov	21

Tabell II-2. Beräknade kvoter för rejecktvattnets samman-
ställning.

Rejecktatten		Värde
NH ₄ -N [mmol/l]	Medelvärde	51,2
	Minimum	38,0
	Maximum	65,5
	St. avvikelse	6,9
	Antal prov	55
Alk./Kond. [mmol/l / mS/cm]	Medelvärde	16,9
	Minimum	4,8
	Maximum	36,3
	St. avvikelse	7,1
	Antal prov	46
NH ₄ -N/Alk. [mmol/l / mmol/l]	Medelvärde	0,7
	Minimum	0,3
	Maximum	2,0
	St. avvikelse	0,3
	Antal prov	46
NH ₄ -N/Kond. [mmol/l / mS/cm]	Medelvärde	10,2
	Minimum	8,9
	Maximum	11,6
	St. avvikelse	0,6
	Antal prov	49
Org. syror/NH ₄ -N [mg/l / mg/l]	Medelvärde	0,13
	Minimum	0,04
	Maximum	0,37
	St. avvikelse	0,11
	Antal prov	8
COD/NH ₄ -N (mg/l / mg/l)	Medelvärde	0,51
	Minimum	0,34
	Maximum	0,99
	St. avvikelse	0,18
	Antal prov	24

1.3 Korrelation mellan ammoniumhalt, konduktivitet och alkalinitet

Konduktivitet är enkel att mäta och kan användas för att approximativt beräkna rejecktvattnets alkalinitet



Figur II-1. Tidsserier för inkommande ammoniumhalt och konduktivitet för inkommande rejektivatten.

och ammoniumhalt. Sambanden överstämmer i huvudsak med antagandet att det dominerande inslaget i rejektivattnet är ammoniumvätekarbonat. Flera faktorer medför dock att samband mellan konduktivitet, alkalinitet och ammonium varierar i rejektivatten, bl.a.:

1. Reaktioner som förutom nedbrytning av protein innebär en ökning av konduktivitet och alkalinitet, t.ex. bildning av väte- och divätefosfat.
2. Reaktioner som leder till en minskning av alkaliniteten i rötammaren, t.ex. att trevärt järn övergår till tvåvärt järn.
3. Bildning av organiska syror.

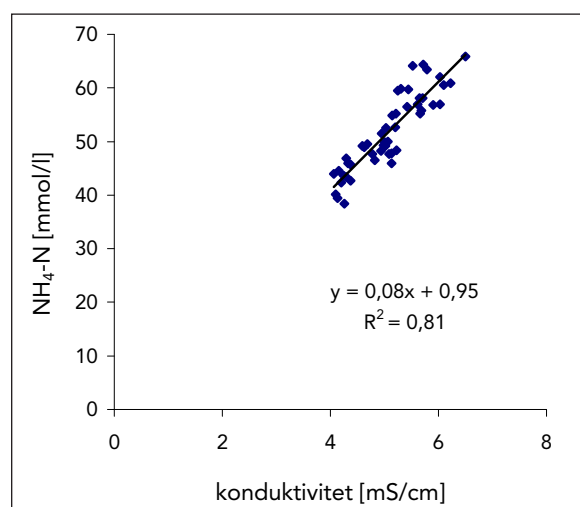
Under perioden mellan 6:e januari och 21 december varierade ammoniumhalten mellan 532 och 917 mg N/l (eller 38–65,5 mmol/l). Konduktivetsmätningar följde väl variationerna i ammoniumhalt (figur II-1).

En god korrelation kan erhållas mellan ammoniumhalt i rejektivattnet och dess konduktivitet (eftersom den huvudsakliga salthalten utgörs av ammoniumvätekarbonat) och redovisas i figur II-2. Sambandet överensstämmer relativt väl med teoretiska värden för ledningsförmåga för ammonium- och vätekarbonatjoner.

Vid nedbrytning av proteiner (äggviteämnen) bildas teoretiskt lika mängder av ammonium och vätekarbonat (räknat som mmol). Den genomsnittliga inkommande ammoniumhalten var 51,2 mmol/l och alkaliniteten 82,3 mmol HCO_3^-/l , dvs. en kvot mellan alkalinitet och ammonium på ca 1,43 mmol/mmol. Denna kvot påverkas av andra alkalinitetsändrande reaktioner än proteinnedbrytning

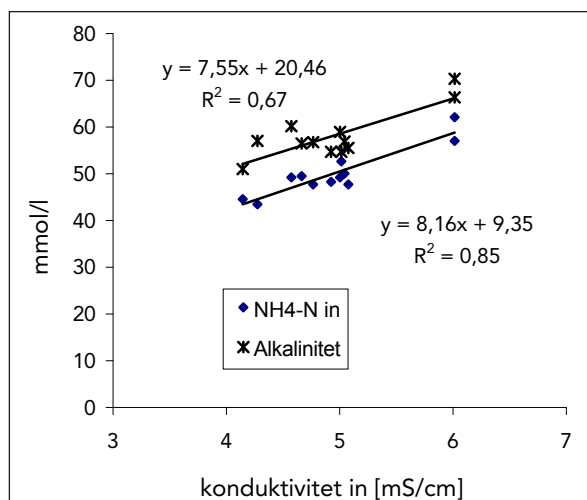
som inverkan av organiska syror, bildning av organiska kväveföreningar vid proteinnedbrytningen, överföring av trevärt järn till tvåvärt, upplösning/utfällning av metalljoner, bildning av väte- och divätefosfatjoner etc. i rötammaren. Ammonium- och vätekarbonatjoner ökar konduktiviteten. Samband mellan ammoniumhalt respektive alkalinitet och konduktivitet visas för värden på kvoten alkalinitet och ammonium mmol/mmol i figur II-3 och en relativt god korrelation erhöles.

Under perioden oxiderades vid den partiella nitrifikationen något mer än hälften av ammoniumkvävet till nitritkväve. Med hjälp av låga syrevärden i kombination med låga pH-värden och nitrithalter hämmades i hög grad oxidationen av nitrit till nitrat. Genomsnittliga värdet av nitrit- och ammoniumkvävekvoten uppgick till ca 1,2. Enligt den stökiometrisk



Figur II-2. Samband mellan ammoniumhalt och konduktivitet i inkommande rejektivatten.

formeln för Anammox enligt Jetten *et al.* (1999) bör kvoten vara 1,3 för att åstadkomma en optimal anammoxreaktion, dvs. oxidation av ammonium med nitrit till kvävgas, med hänsyn tagen även till cellsyntes.



Figur II-3. Samband mellan ammonium respektive alkalinitet och konduktivitet för inkommande rejeckt-vatten och för värden för kvoten alkalinitet och ammonium mellan 1 och 1,3 mmol/mmol.

2 Reaktor 1 – partiell nitrifikation

2.1 Tidsserier, medelvärden, spridningar och profiler

2.1.1 Flöde och hydraulisk uppehållstid

Under år 2004 var den hydrauliska uppehållstiden 2 dygn med ett medel flöde på 32,3 l/h i reaktor 1.

2.1.2 Driftparametrar: syre, temperatur, pH, alkalinitet och konduktivitet

Syrehalt

Medelvärden och standardavvikelse för de tre zonerna anges i tabell II-3. Statistiken visar att det var svårt att hålla önskad syrehalt på en lämplig nivå

i alla zoner. Den höga standardavvikelsen beror på manuell styrning av syrenivån under en större del av driftsperioden. 1,1 mg O₂/l var medelvärdet för syre i samtliga zoner i reaktor 1 under 2004. Figur II-4 visar syrevariationer i zon 1 och 3.

Tabell II-3. Statistik – syrekoncentrationer och temperatur.

R 1		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	Medel	1,03	1,25	1,15
	St. avvikelse	0,41	1,17	1,27
	Antal prov	227	227	227
T (°C)	Medel	32,3	30,9	30,3
	St. avvikelse	2,2	1,9	1,8
	Antal prov	241	241	241

Temperatur

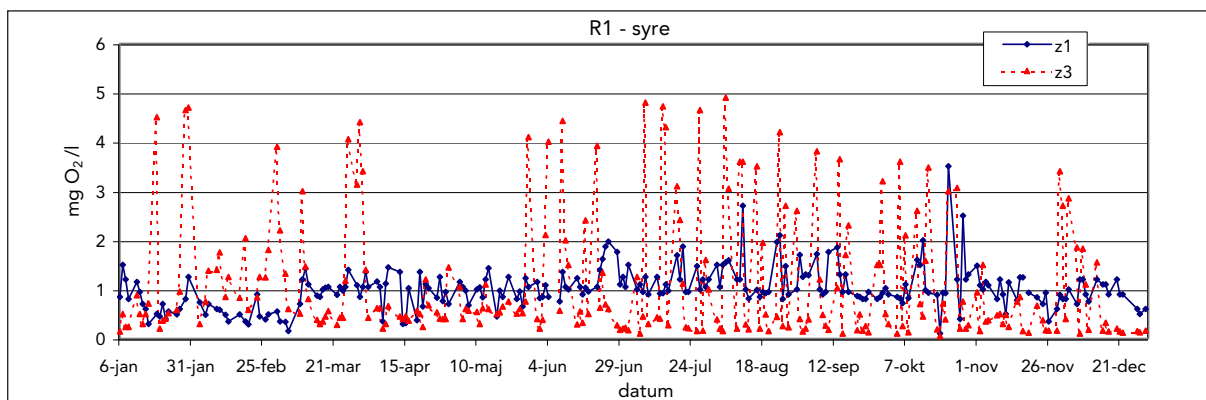
Temperaturen (under försöksperioden) var mycket stabil och var i genomsnitt 30–32 °C i de tre zonerna (se tabell II-3 och figur II-5). Temperaturen minskades i slutet av året till drygt 30 °C. Låg standardavvikelse visar att det var lätt att hålla denna parameter i rätt intervall. Temperaturen på inkommande rejeckt-vatten varierade mellan 21,5 och 26,1 °C.

pH-värde

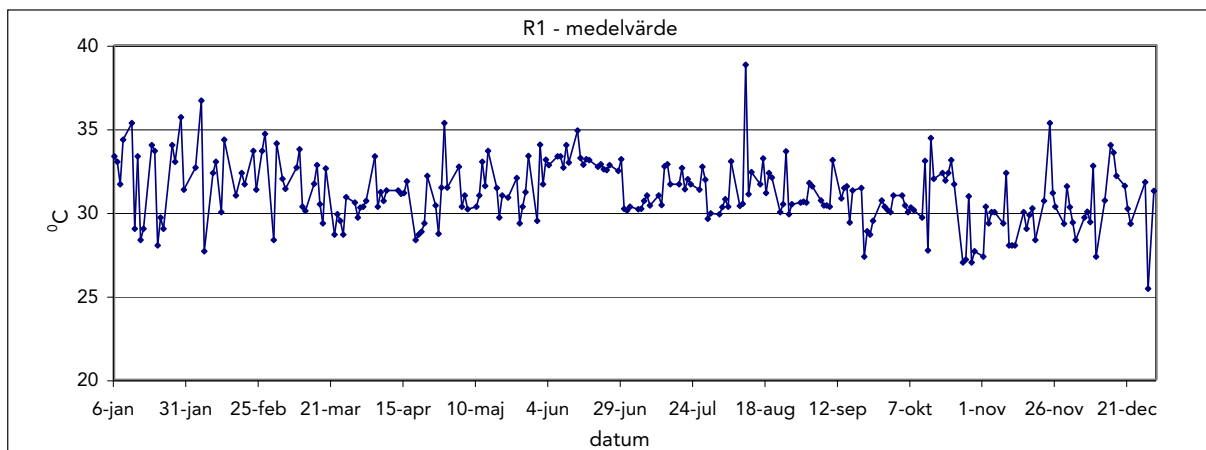
Inkommande pH-värde i rejeckt-vattnet var stabilt, oftast omkring 7,8 (se figur II-6 och tabell II-4). Minskningen i den första och andra zonen var tämligen stor medan den minskade något i den tredje zonen. Den successiva minskningen av pH-värdet beror på vätejonsproduktion vid nitrifikationen och den samtidiga omvandlingen av vätekarbonat till koldioxid. pH-sänkningen uppmättes i medeltal till 1,2.

Konduktivitet

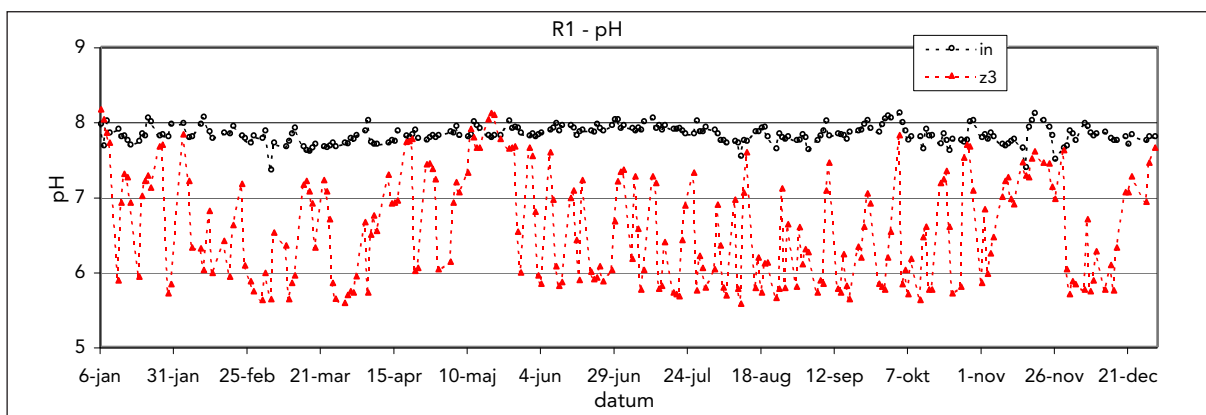
Konduktiviteten mättes i de tre zonerna och i inkommande och utgående rejeckt-vatten (se tabell II-4). Variationerna i inkommande rejeckt-vatten följde approximativt de för inkommande ammoniumhalt. Skillnaden mellan konduktiviteten i inkommande och utgående avloppsvatten (figur II-7) uppgick till 1,53 mS/cm (som medelvärde).



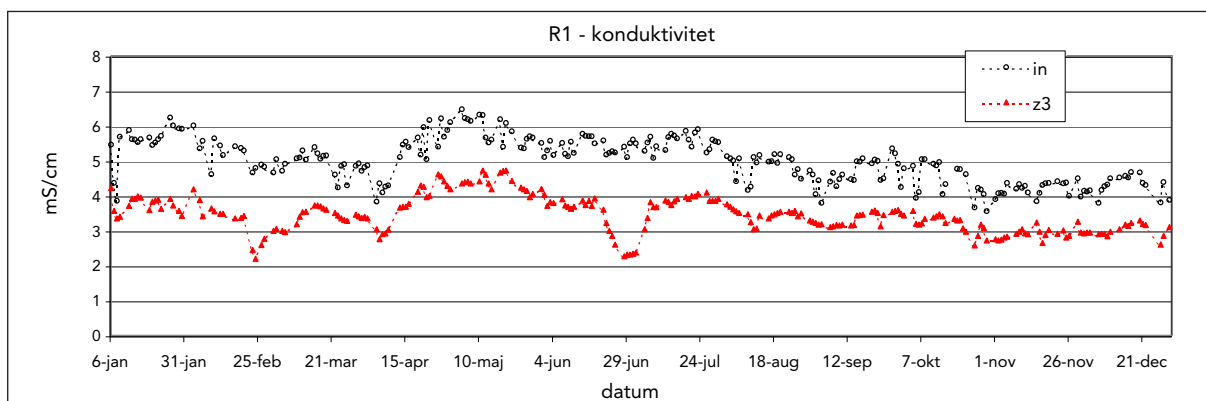
Figur II-4. Syrekoncentrationer i reaktor 1.



Figur II-5. Temperatur i reaktor 1.



Figur II-6. pH parameter.



Figur II-7. Konduktivitet i reaktor 1.

Tabell II-4. Statistik – pH, alkalinitet och konduktivitet.

R1		in	Z 1	Z 2	Z 3	ut**
pH	Medel	7,8	7,5	6,8	6,6	6,9
	Min	7,4	6,0	5,6	5,6	5,7
	Max	8,1	8,3	8,1	8,1	8,2
	St. avvikelse	0,1	0,4	0,6	0,8	0,5
	Antal prov	241	241	241	241	241
Alkalinitet (HCO ₃ ⁻)* (mmol/l)	Medel	82,3	***	***	8,5	***
	Min	15,8			0	
	Max	189,3			53,3	
	St. avvikelse	41,8			9,6	
	Antal prov	49			49	
Konduktivitet (mS/cm)	Medel	4,99	3,89	3,51	3,46	1,67
	Min	2,72	2,63	2,29	2,19	0,83
	Max	6,47	5,85	4,81	4,72	3,12
	St. avvikelse	0,66	0,66	0,52	0,51	0,41
	Antal prov	237	237	237	237	237

* prover utan att ta hänsyn till hydraulisk uppehållstid

** efter utspädning

*** inga prover

2.1.3 Halt suspenderade och flyktiga suspenderade ämnen

I början av försöksperioden var halten av suspenderade ämnen hög och var som högst ca 480 mg/l i zon 1. Halten suspenderade ämnen var lite högre i zon 3 jämfört med zon 1. Från den 1 april var både halten SS och VSS lägre och uppgick till medelvärde 228 mg/l. Genomsnittlig kvot mellan VSS och SS uppgick till 0,85 (se tabell II-5 och figur II-8). Inkommande halt SS and VSS mättes också. Medelhalterna var 190 respektive 160 mg/l.

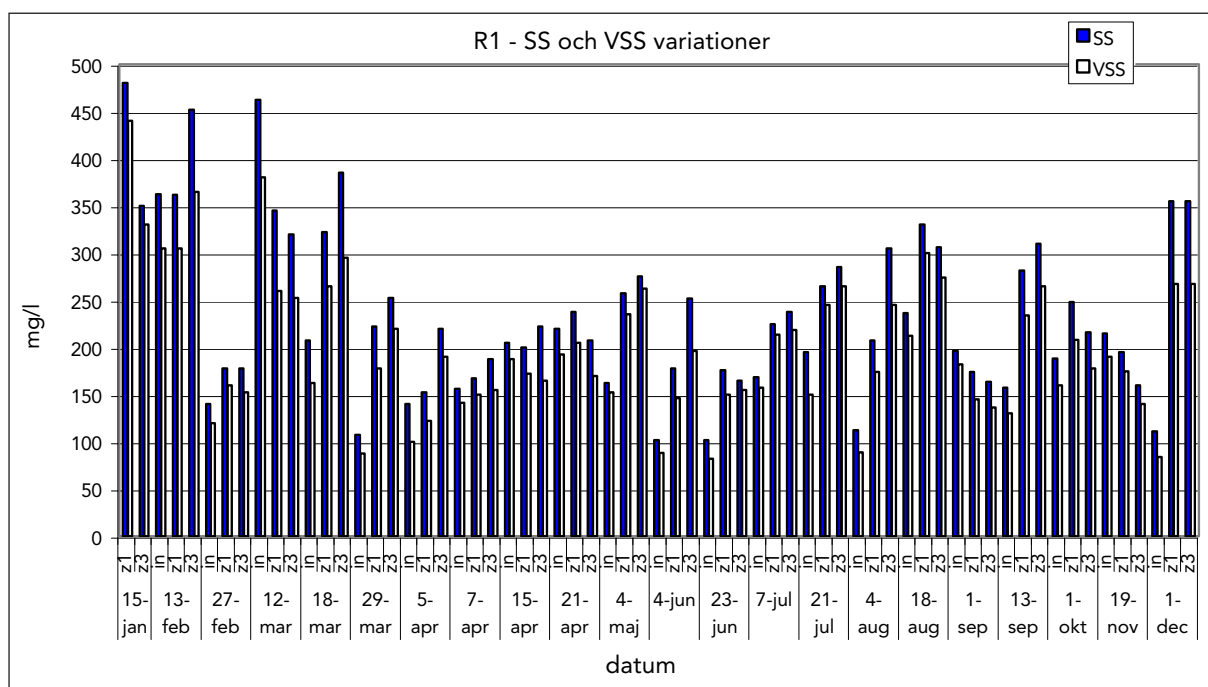
2.1.4 Analyser av COD, organiska syror och totalt löst fosfat

COD och organiska syror

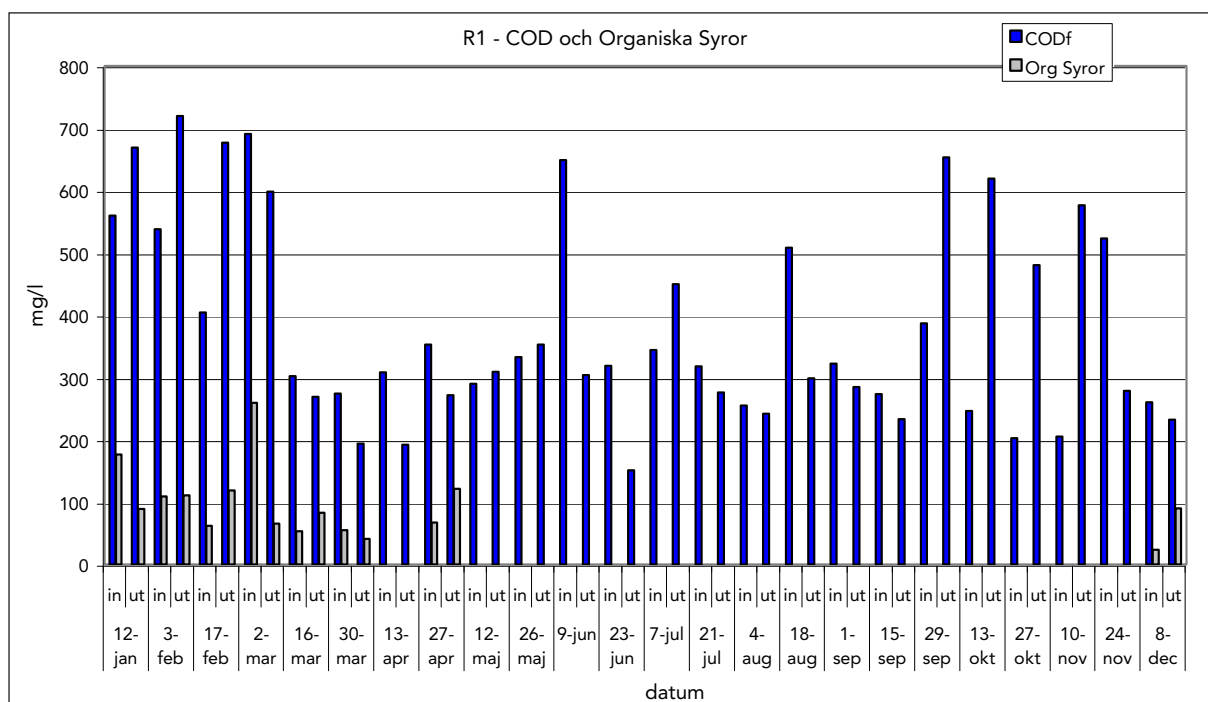
Betydande variationer erhöles för de uppmätta haltarna (se figur 11-9 och tabell II-6). Ökning av utgående COD-värde svarar inte mot ökning av organiskt material utan mot ökning av nitrithalt i reaktor 1. COD analyser förutom syreförbrukning för oxidation av organiskt material mäter även syreförbrukning för oxidation av nitritkväve.

Tabell II-5. Statistik – suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R1.

R 1	Z 1			Z 3		
	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS
Medel	253	216	0,86	264	223	0,85
Min	153	123	0,75	160	136	0,74
Max	480	440	0,95	452	365	0,95
St. avvikelse	83	73	0,05	78	64	0,06
Antal prov	22	22	22	22	22	22



Figur II-8. Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R1.



Figur II-9. COD och organiska syror i inkommande och utgående rejecktatten, R1.

Tabell II-6. Statistik – COD i inkommande och utgående rejecktatten, (f-filtrerade prover).

R 1	COD _f (mg O ₂ /l)		Organiska Syror (mg/l)	
	in	ut	in	ut
Medel	369	389	101	90
Min	203	151	24	41
Max	691	720	259	121
St. avvikelse	136	184	79	27
Antal prov	24	24	8	8

Total löst fosfathalt

Det inkommande rejektivatten var karaktäriserat av mycket varierande koncentration av totalt löst fosfathalt (se tabell II-7). Halten av totalt löst fosfat vid de 7 tillfällen när både analyser på inkommande och utgående rejektivatten utfördes var i genomsnitt 14,1 mg/l respektive 13,0 mg/l.

Tabell II-7. Total löst fosfathalt i reaktor 1.

R1	PO ₄ -P (mg/l)	
	in	ut
Medel	9,7	13,0
Min	2,3	2,8
Max	28,4	27,0
St. avvikelse	9,1	9,4
Antal prov	13	7

2.1.5 Omvandlingar av kvävefraktioner

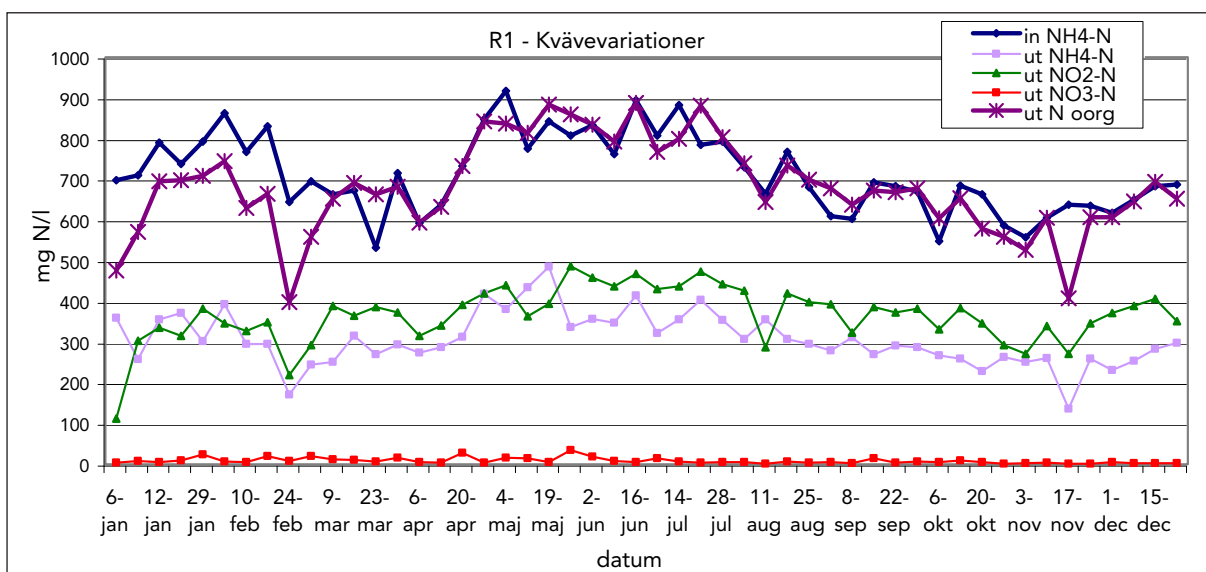
Under driftsperioden varierade inkommande ammoniumhalt mellan 530–917 mg N/l (figur II-10). En gynnsam utgående kvot av nitrit- till ammoniumkväve runt 1,2 hölls övervägande delen av tiden med avvikelse (0,8–2,0) som orsakades av varierande ingående ammoniumkoncentrationer och processförhållanden. Omvandling av ammoniumkväve med en hastighet på $5,8 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^3 \cdot \text{d}$ översteg produktionshastigheten av nitritkväve som var $5,1 \text{ g NO}_2\text{-N/m}^3 \cdot \text{d}$ (årsmedelvärde). Nitrathalten kunde

hållas vid låga värden (medelvärde $8,3 \text{ NO}_3\text{-N/l}$). Tidserier presenterade i figur II-10 bildas med kompensation för hydraulisk uppehållstid. Inkommande ammoniumhalt och utgående halt av totalt oorganiskt kväve visar att kvävereduktionen uppgick till 11 % i genomsnitt.

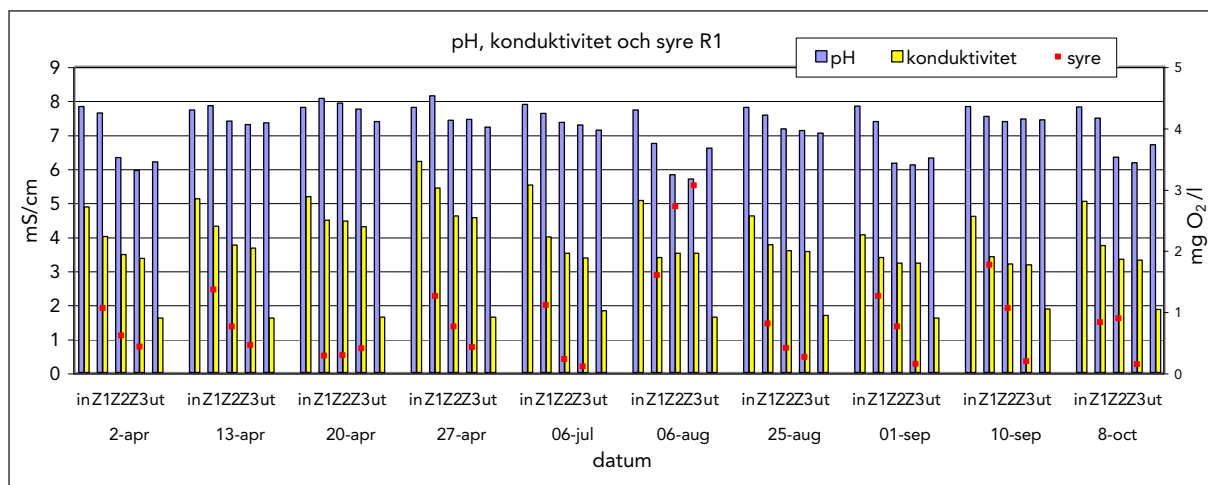
2.1.6 Mätning av profiler för syre, pH, konduktivitet och kvävefraktioner

Mätningar av pH, konduktivitet och syre (figur II-11) utfördes parallellt med analyser av de olika kvävefraktionerna. Syrehalten var ca $0,8 \text{ mg O}_2\text{/l}$ i de olika zonerna och var relativt konstant mellan zonerna. pH-värdet varierade under 2004 mellan 5,7 och 8,2 i de tre zonerna. Nedgången av pH var starkast i den första och andra zonen. I genomsnitt i alla profiler minskade pH med 1,0 enhet. Konduktiviteten minskade mest mellan inkommande rejektivatten och den första zonen. Det var ett tecken på kraftigast reaktion i zon 1.

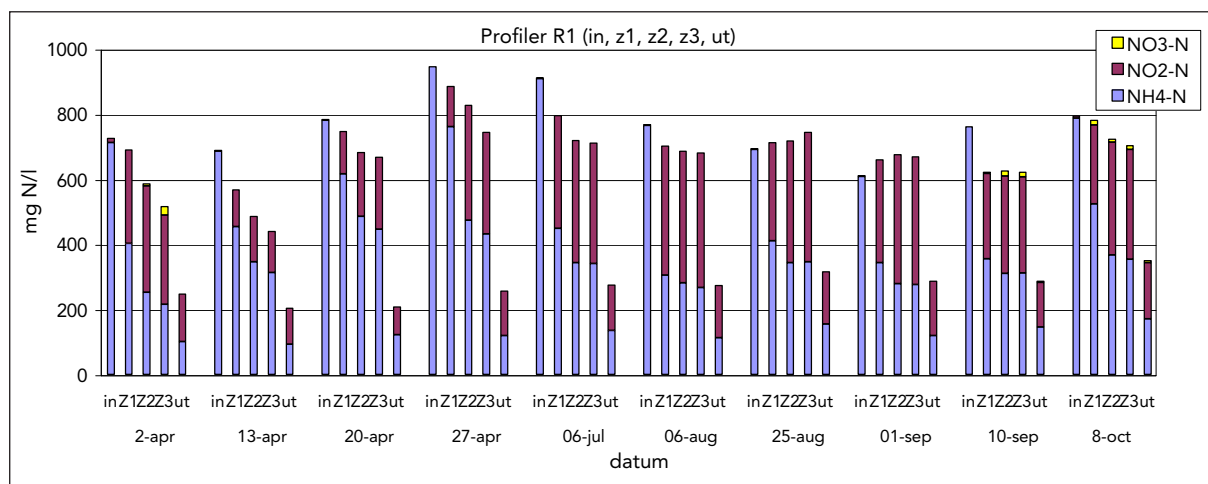
Vid tio tillfällen uppmättes under driftsperioden 2004 halten av ammonium-, nitrit- och nitratkväve i inkommande rejektivatten, i alla delar av reaktorn och i utgående avloppsvatten (figur II-12). Kvoten av utgående nitrit- till ammoniumkväve varierade mellan 0,2–1,3, 0,4–1,4 och 0,4–1,6 för zon 1, 2 respektive 3. När den hydrauliska belastningen ökades skedde den huvudsakliga nitritbildningen i zon 1. Nitrathalten var låg och den överskred inte $15 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$.



Figur II-10. Kvävefraktioner i reaktor 1.



Figur II-11. Profiler: pH, konduktivitet och syre i reaktor 1.

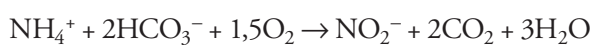


Figur II-12. Profiler för kvävefraktioner i reaktor 1.

2.2 Partiella nitritationssteget – utvärdering

I tabell II-8 presenteras en sammansättning av försöksbetingelser och försöksresultat från partiella nitritationssteget för år 2004.

Partiella nitritationssteget har två syften: att oxidera ammonium partiellt (ungefär halva mängden) och undvika bildning av nitrat. Denna reaktion kan beskrivas med formeln:



Formeln visar på tre viktiga sidoeffekter vid nitritation av reaktvatten. För det första erfordras 2 mmol vätekarbonat per mmol oxiderat ammonium. Om

Tabell II-8. Nitritation i reaktor 1.

Parameter	Medel	Intervall
Hydraulisk uppehållstid (d)	2,0	1,8–2,3
Inkommande oorganisk N (mg/l)	717,0	532,5–917,5
Utgående oorganisk N (mg/l)	674,3	398,2–887,2
Reduktion – N (%)	11,3	0–44,7
pH värde – inkommande (median)	7,8	–
pH värde – utgående (median)	6,5	–
Syrehalter (mg O ₂ /l)	Z1 1,0 Z2 1,2 Z3 1,1	Z1 0,6–3,5 Z2 0,4–5,3 Z3 0,3–4,9
Temperatur (°C)	31,2	24,2–39,5
Reduktion av konduktivitet* (mS/cm)	1,54	0,28–3,27

*prover utan att ta hänsyn till hydraulisk uppehållstid

ingen alkalinitetstillägg görs kommer därför enbart ca hälften av ammonium kunna oxideras innan alkaliniteten försvunnit. Med minskande alkalinitet kommer pH-värdet att successivt minska. Slutligen innebär överföring av ammoniumvätekarbonat till nitrit och koldioxid att konduktiviteten minskar. 1 mmol ammoniumvätekarbonat har vid 25 °C och låg koncentration konduktiviteten 0,1179 mS/cm. För vätekarbonat är jonkonduktiviteten 0,0445 mS/cm. Om rejektvatten bestod enbart av ammoniumvätekarbonat skulle andelen konduktivitet beroende på vätekarbonat vara $0,0445/0,1179 = 37,7\%$ och svarar approximativt mot förväntad konduktivitetsminskning om all alkalinitet avlägsnas men ingen deammonifikation sker (jfr även tabell I-2).

Ett flertal möjligheter har föreslagits för att selektivt gynna oxidationen av ammonium till nitrit och hämma fortsatt oxidation av nitrit till nitrat, bl.a.:

1. Ökning av temperatur.
2. Minskning av syrehalt ger sannolikt ökad ackumulering av hydroxylamin.
3. Användning av lågt pH-värde för att öka halten fri salpetersyrighet.
4. Användning av högt pH-värde för att öka halten av fri ammoniak.

De faktorer som främst kom att påverka processförloppen var låga pH-värden och syrehalter. Ett driftsätt med pH-värden under 7 och syrehalter under 1 mg O₂/l ger lämpliga förhållanden med hänsyn till det följande processteget med huvudsyftet att åstadkomma Anammox:

1. Genomsnittlig kvot mellan utgående nitrit- och ammoniumkväve på ca 1,2 från nitreringssteget (variation mellan 0,3 och 1,6).

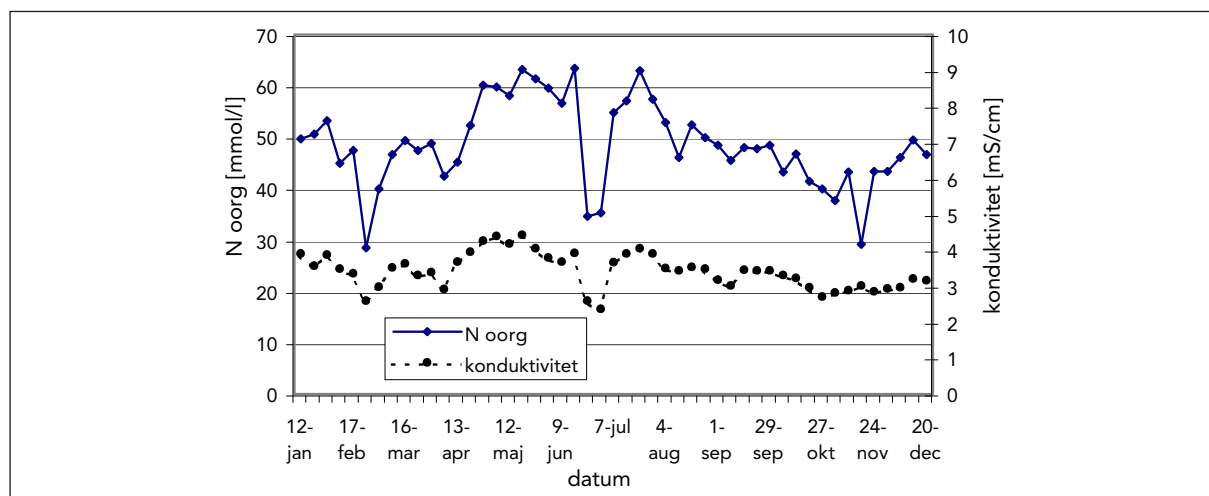
2. Kvot mellan utgående nitrat- och nitritkväve underskridande 7 % (i genomsnitt 2 %).
3. Minskad kvävebelastning pga. viss kvävereduktion i nitreringssteget (i genomsnitt 11,3 %).

Konduktivitetmätningar genomfördes varje vardag. Figur II-13 redovisar tidsserier av oorganiskt kväve och konduktivitet i utgående vatten. Högre halter av oorganiskt material svarar mot en högre konduktivitet.

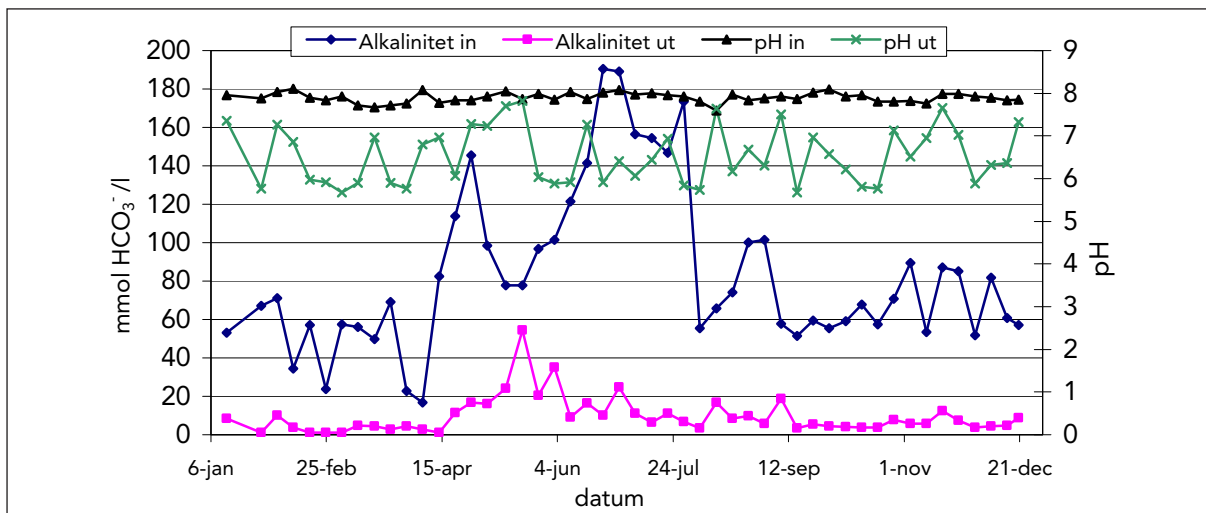
Vid den partiella nitreringen avlägsnas alkaliniteten långtgående, speciellt vid låga utgående pH-värden under ca 7 (figur II-14). Vid den partiella nitreringen oxiderades ca hälften av inkommande ammonium när 50 till 80 mmol vätekarbonat avlägsnades (figur II-15a). När alkaliniteten avlägsnades erhöles en pH-sänkning som medförde att ytterligare oxidation av ammonium hämmades. Ett linjärt samband erhöles mellan oxiderat ammonium och avlägsnad konduktivitet (figur II-15b). Utgående halt oorganiskt kväve följde relativt väl utgående konduktivitet (figur II-13).

pH-värdet är en utmärkt parameter för att övervaka nitreringsprocessen med syftet att erhålla en utgående kvot mellan nitrit- och ammoniumkvävehalt nära önskat värde på 1,3. Figur II-16 redovisar sambandet mellan nitrit-ammonium kvot och minskningen av pH-värdet mätt mellan inkommande rejektvatten och zon 3 i den första reaktorn. Det önskade värdet på 1,3 uppnås när medianvärdet på 7,8 för inkommande rejektvatten (jfr tabell II-8) för pH-värdet minskas med 1,5 enheter.

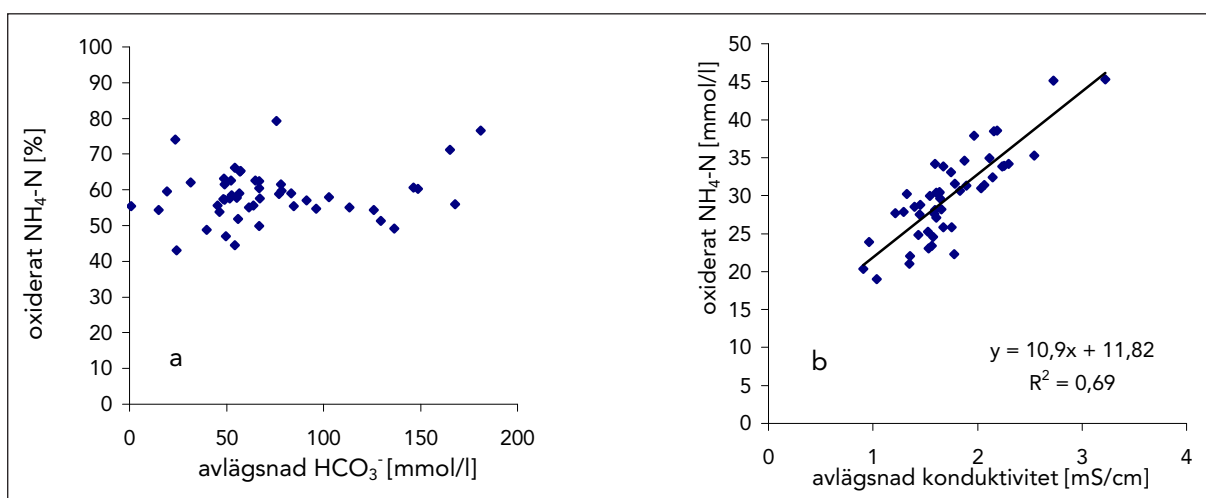
Minskningen av pH-värdet beror av hur mycket av ammonium som överförs till nitrit. Ammoniumoxidationen till nitrit gynnas av ökande syrehalt.



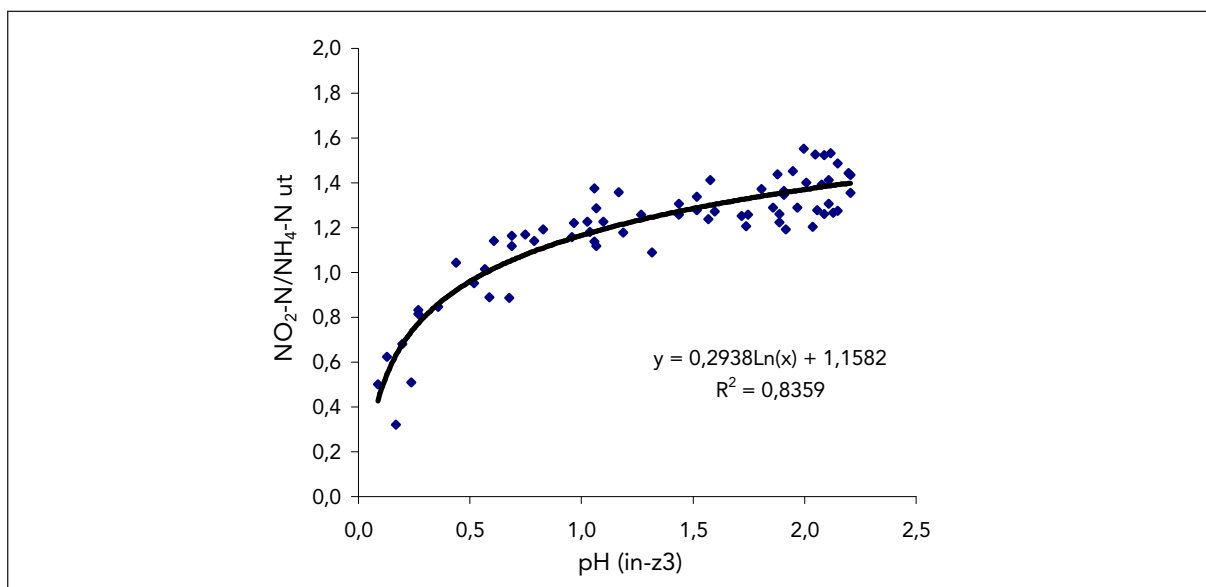
Figur II-13. Tidsserieanalys av utgående halt av oorganiskt kväve och konduktivitet.



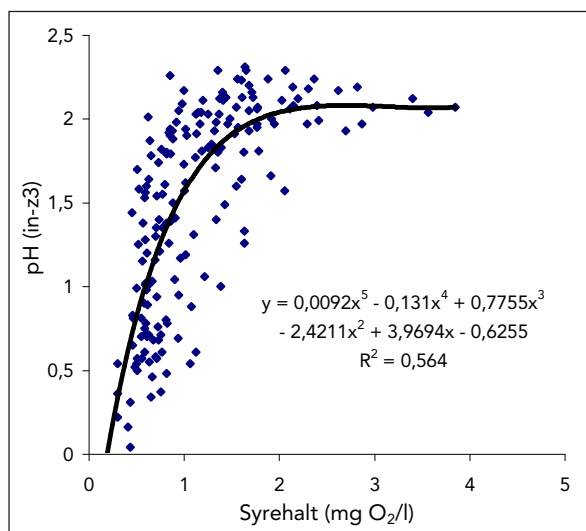
Figur II-14. Alkalinitets- och pH-förändringar vid den partiella nitritationen.



Figur II-15. a) Samband mellan halt oxiderat ammonium och avlägsnad alkalinitet;
b) Samband mellan halt oxiderat ammoniumkväve och avlägsnad konduktivitet.



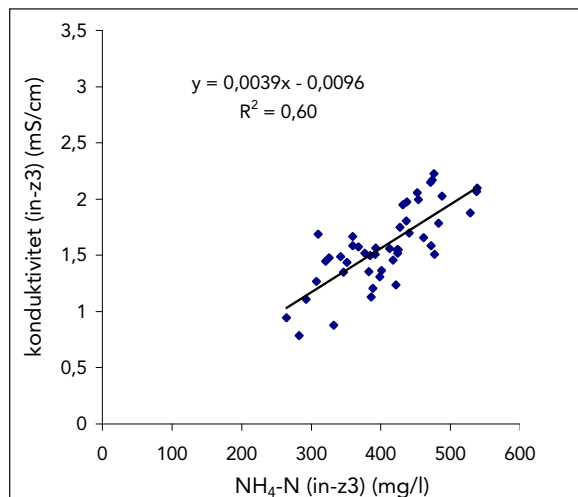
Figur II-16. Samband mellan kvoten nitrit- och ammoniumkväve i utgående flöde från reaktor 1 och minskning av pH-värde mellan inkommande flöde och sista zonen (Z3). Värden baseras på data från 2003 och 2004.



Figur II-17. Samband mellan pH-värdesminskning mellan inkommande flöde och sista zonen (Z3) och genomsnittlig syrehalt i reaktor 1.

I figur II-17 visas sambandet mellan pH-värde (differensen mellan inkommande reaktvatten och zon 3 i första reaktorn) och genomsnittlig syrehalt i reaktor 1. Med de existerande belastningsförhållandena erhålls ett önskat värde på syrehalten omkring 1 mg O₂/l för att uppnå en minskning av pH-värdet med 1,5 enheter. Val av lämpligt börvärde för syrehalten måste även ta hänsyn till ökad nitratbildning med ökande syrehalter.

När ammoniumvätekarbonat i första reaktorn överförs till ammoniumnitrit och koldioxid erhålls en konduktivetsminskning. Sambandet mellan oxiderat ammonium och konduktivetsminskning (mätt på inkommande reaktvatten och zon 3 i första reaktorn) visas i figur II-18. En kontrollstrategi kan därför bygga på on-line mätningar av syrehalt, konduktivitet och pH-värde.



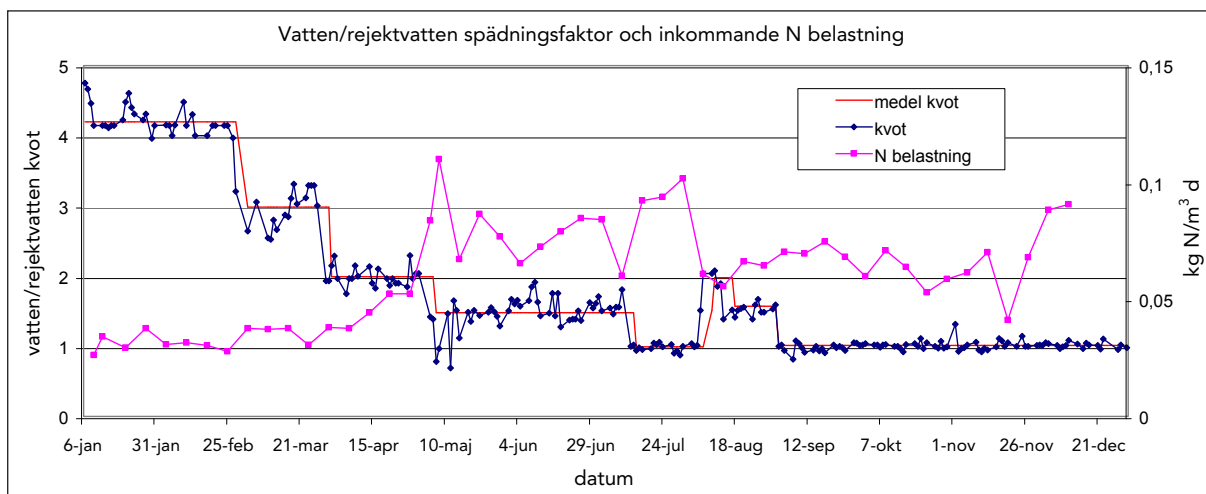
Figur II-18. Sambandet mellan oxiderat ammonium och konduktivetsminskning i reaktor 1.

3 Reaktor 2 – Anammox

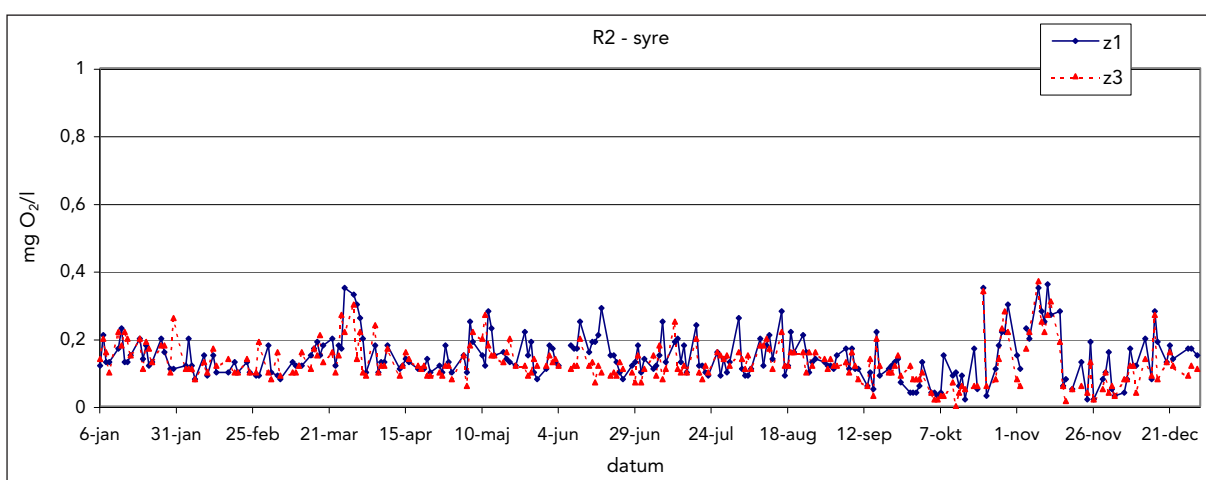
3.1 Tidserier, medelvärden, spridningar och profiler

3.1.1 Flöde och uppehållstid

Under försöksperioden förändrades både utgående flöde från reaktor 1 och tillsats av spädvatten för att erhålla lämpliga halter av ammonium och nitrit för att kunna variera belastningen till reaktor 2. Inkommande flöde till reaktor 2 förändrades i genomsnitt från 20,8 till 21,7 l/h. Hydraulisk uppehållstid var ca 3 dygn. Spädningsfaktor tillsammans med inkommande kvävebelastning visas i figur II-19. Dessutom startades recirkulering den 11 november 2004. Utgående avloppsvatten från systemet recirkulerades till tillflödet till reaktor 2 och utspädningen var stegvis minskad. Recirkuleringsflödet varierade mellan 12,4 l/h och 18,8 l/h.



Figur II-19. Spädningsfaktor och inkommande N belastning, R2.



Figur II-20. Syrekoncentrationer i reaktor 2.

3.1.2 Driftparametrar: syre, temperatur, pH, alkalinitet och konduktivitet

Syrehalt

En statistisk utvärdering av syrehalten i de tre zonerna visas i tabell II-9 och genomsnittliga halten i zonerna uppgick till 0,12–0,14 mg O₂/l. Variationen för syrehalten i zon 1 och 3 med tiden under försöksperioden redovisas i figur II-20.

Temperatur

Under försöksperioden varierade temperaturen mellan 23–42 °C (se figur II-21 och tabell II-9).

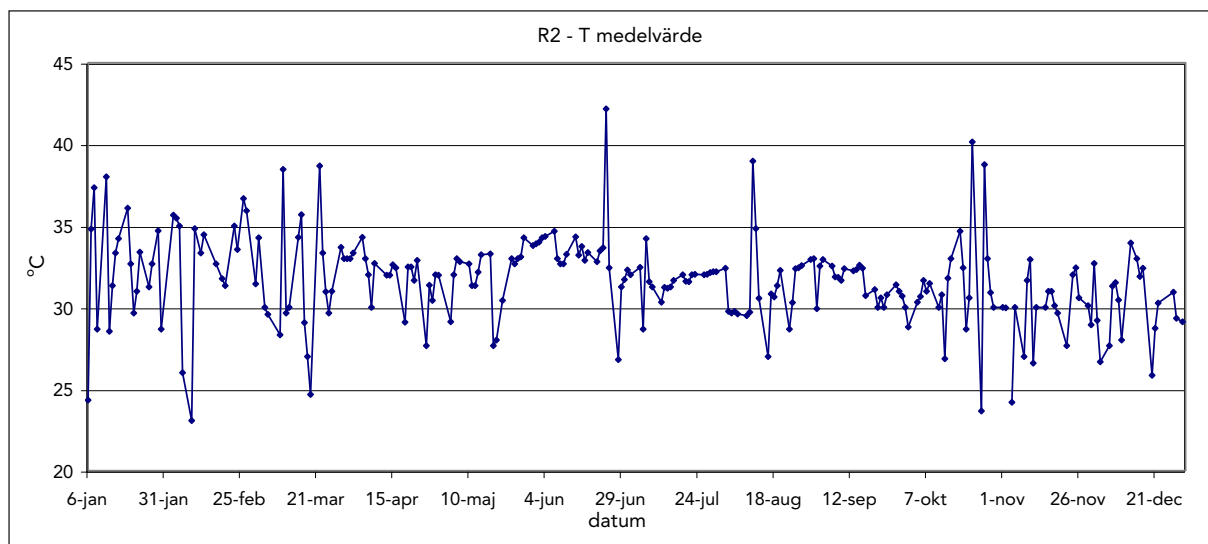
pH-värde

För att upprätthålla ett pH-värde omkring 8 tillsattes en blandning av natriumvätekarbonat och soda i perioden januari–juli. Därefter (9 juli–december)

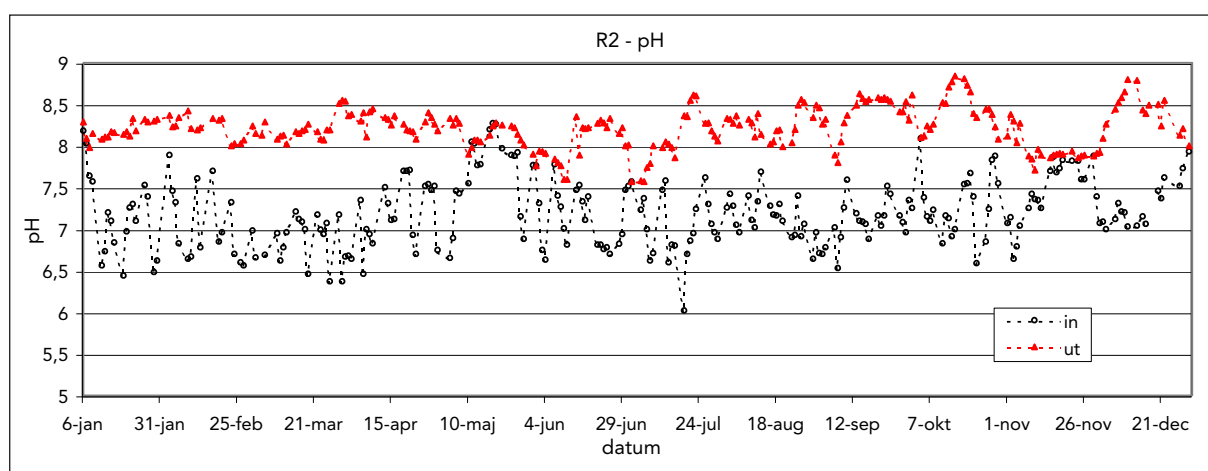
Tabell II-9. Syrehalt och temperatur.

R 2		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	Medel	0,14	0,12	0,13
	St. avvikelse	0,07	0,06	0,06
	Antal prov	238	238	238
T (°C)	Medel	32,0	32,0	31,6
	St. avvikelse	2,2	2,2	2,1
	Antal prov	227	227	227

stängdes doseringen av kemikalier av, för att undersöka inflytandet på systemet. Under första hälften av försöksperioden (med dosering) varierade pH-värdet i reaktor 2 mellan 7,6–8,7. Under andra hälften av perioden (utan dosering) var pH-värdet mellan 7,7–8,9. Medelvärdet för pH i reaktor 2 var något högre i den andra perioden (det ökade från 8,2 till 8,3). pH-värdet ökas mellan ingående och utgående rektvatten i genomsnitt med 1,1 (se figur II-22 och tabell II-10).



Figur II-21. Temperatur i reaktor 2.

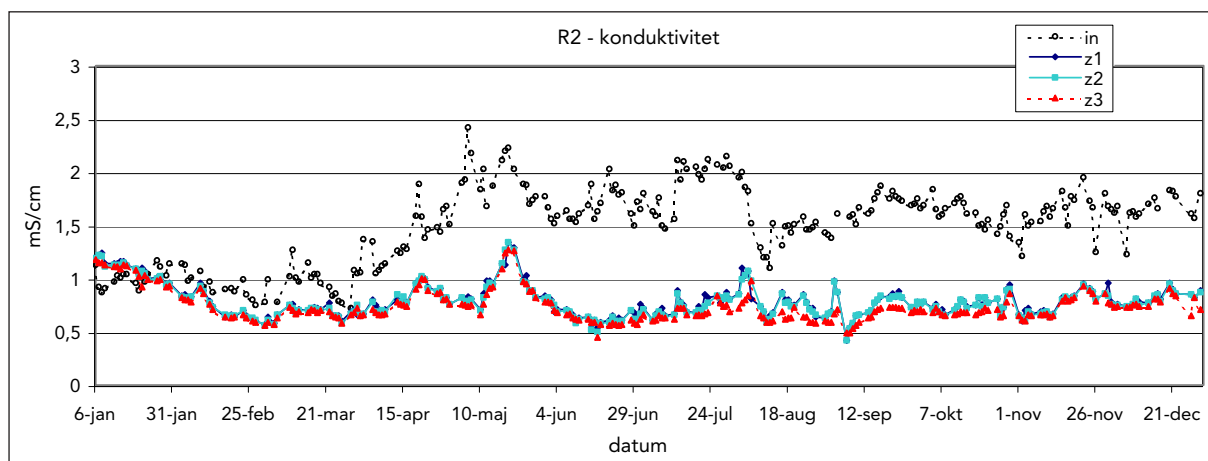


Figur II-22. pH-värden i reaktor 2.

Konduktivitet

Tabell II-10 visar att en konduktivetsminskning erhålls i reaktor 2. Eftersom alkaliniteten ökade något (ökad vätekarbonathalt) torde konduktivetsminskningen främst bero på Anammox. Konduktiviteten var relativt lika i de tre zonerna (se figur II-23) och

konduktivetsminskningen skedde främst i den första zonen (se tabell II-10). Konduktiviteten minskades med 0,7 mS/cm i genomsnitt mellan ingående reaktvatten och zon 1. Alkaliniteten ökades något i anammox-reaktorn mellan inkommande reaktvatten och zon 1 (1,0 mmol HCO_3^-/l som medelvärde).



Figur II-23. Konduktivitet i reaktor 2.

Tabell II-10. Statistik – pH, alkalinitet och konduktivitet.

R 2		in	Z 1	Z 2	Z 3	ut
pH	Medel	7,2	8,3	8,3	8,2	8,2
	Min	5,7	7,7	7,7	7,6	7,6
	Max	8,3	8,8	8,8	8,9	8,8
	St.avvikelse	0,4	0,2	0,2	0,3	0,2
	Antal prov	240	240	240	240	240
Alkalinitet (HCO ₃ ⁻)* (mmol/l)	Medel	6,8	7,8	**	**	6,8
	Min	0	1,0			0,9
	Max	35,0	39,8			36,9
	St.avvikelse	8,0	8,0			7,5
	Antal prov	37	37			47
Konduktivitet (mS/cm)	Medel	1,50	0,80	0,78	0,74	0,74
	Min	0,72	0,54	0,50	0,45	0,48
	Max	2,42	1,34	1,34	1,27	1,27
	St.avvikelse	0,36	0,15	0,15	0,15	0,15
	Antal prov	238	238	238	238	238

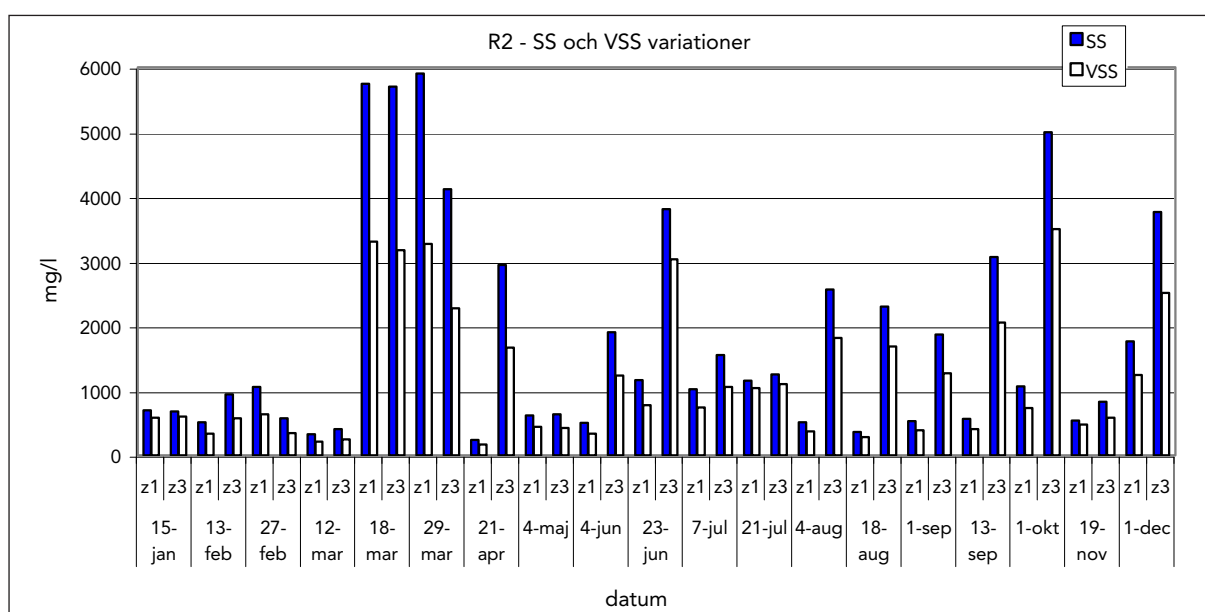
* prover utan att ta hänsyn till uppehållstid

** inga prover

Faktorer som påverkar konduktiviteten i reaktor 2 är konduktiviteten i utgående rejektivatten från reaktor 1, grad av utspädning av rejektivattnet från reaktor 1, tillsats av kemikalier (perioden januari–juli) och recirkuleringsfaktorn. Dessutom påverkas konduktiviteten av reaktioner som överför joner till molekyler (främst vätekarbonat till koldioxid och ammonium och nitrit till kvävgas).

3.1.3 Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen

Halten av suspenderade (SS) och flyktiga suspenderade ämnen (VSS) uppmättes i zon 1 och 3 (se figur II-24 och tabell II-11). Kvoten VSS/SS uppgick till 0,71 i zon 1 och till 0,69 i zon 3. I genomsnitt var



Figur II-24. Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R2.

Tabell II-11. Statistik – suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R2.

R 2	Z 1			Z 3		
	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS
Medel	1334	864	0,71	2274	1526	0,69
Min	323	210	0,55	405	245	0,55
Max	5905	3308	0,90	5698	3500	0,88
St. avvikelse	1674	922	0,10	1630	1036	0,09
Antal prov	18	18	18	18	18	18

Tabell II-12. Statistik – COD i inkommande och utgående rejektivatten.

R 2		in	ut
COD _f (mg O ₂ /l)	Medel	161	105
	Min	85	60
	Max	305	153
	St. avvikelse	63	24
	Antal prov	24	23
Organiska Syror (mg/l)	Medel	27,4	6,2
	Min	16,1	0
	Max	48,0	17,2
	St. avvikelse	11,4	5,8
	Antal prov	8	7

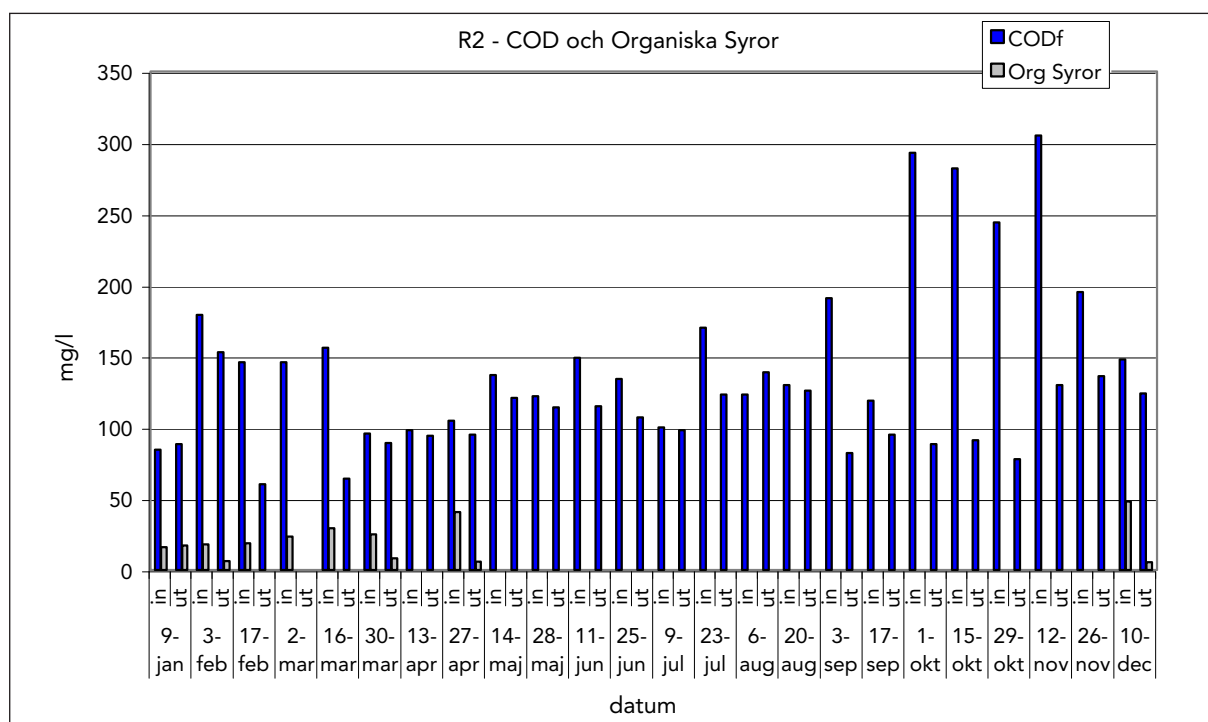
f-filtrerade prover

halten SS 1330 mg/l i zon 1 med en variation mellan 320–5900 mg/l och 2270 mg/l i zon 3 med en variation mellan 400–5670 mg/l. Stora variationer erhöles för halten suspenderade ämnen och ofta var det haltskillnader mellan zonerna.

3.1.4 Halt av COD, organiska syror och total löst fosfat

COD och organiska syror

COD på inkommande och utgående vatten i reaktor 2 mättes på filtrerat prov (se tabell II-12 och figur II-25). En betydande minskning erhöles för uppmätt COD-halt och den uppgick i genomsnitt till 30 % och varierade mellan 2–70 %. Minskning av COD-värdet dvs. kemisk syreförbrukning svarar



Figur II-25. COD och organiska syror i inkommande och utgående rejektivatten, R2.

i detta fall sannolikt inte mot minskning av organiskt material utan mot minskning av nitrithalt. Oxidation av 1 g nitritkväve till 1 g nitratkväve kräver 1,11 g O₂.

Total löst fosfathalt

Halten av totalt löst fosfat mättes på filtrerat prov vid tretton tillfällen på in- och utgående flöde och erhållna resultat redovisas i tabell II-13. Utgående halt varierade mellan 1,4 och 11,6 mg P/l och visar att fosfat inte begränsade den mikrobiella aktiviteten. Genomsnittlig fosfathalt var ungefär densamma i inkommande (6,7 mg P/l) som i utgående flöde (6,2 mg P/l).

Tabell II-13. Total löst fosfathalt i R2.

R2	PO ₄ -P (mg/l)	
	in	ut
Medel	6,7	6,2
Min	1,3	1,4
Max	11,9	11,6
St. avvikelse	3,7	3,6
Antal prov	13	13

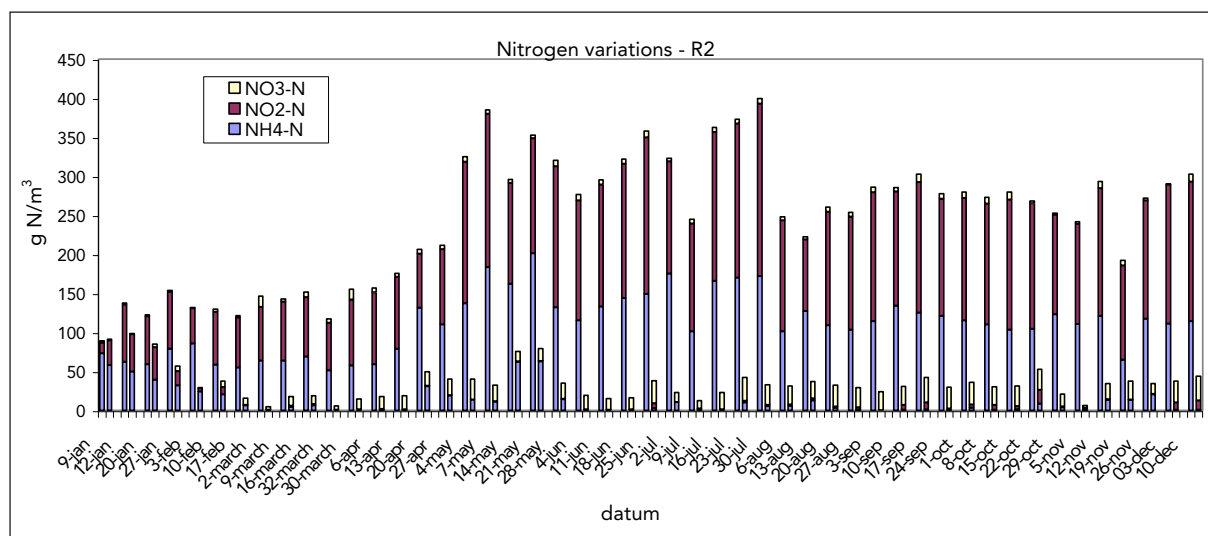
3.1.5 Kväveomsättningar

Med hänsyn till uppehållstiden i reaktor 2 togs prover på utgående vatten med 3 dygns tidsförskjutning i förhållande till provtagning på inkommande vatten. Erhållna resultat redovisas i figur II-26.

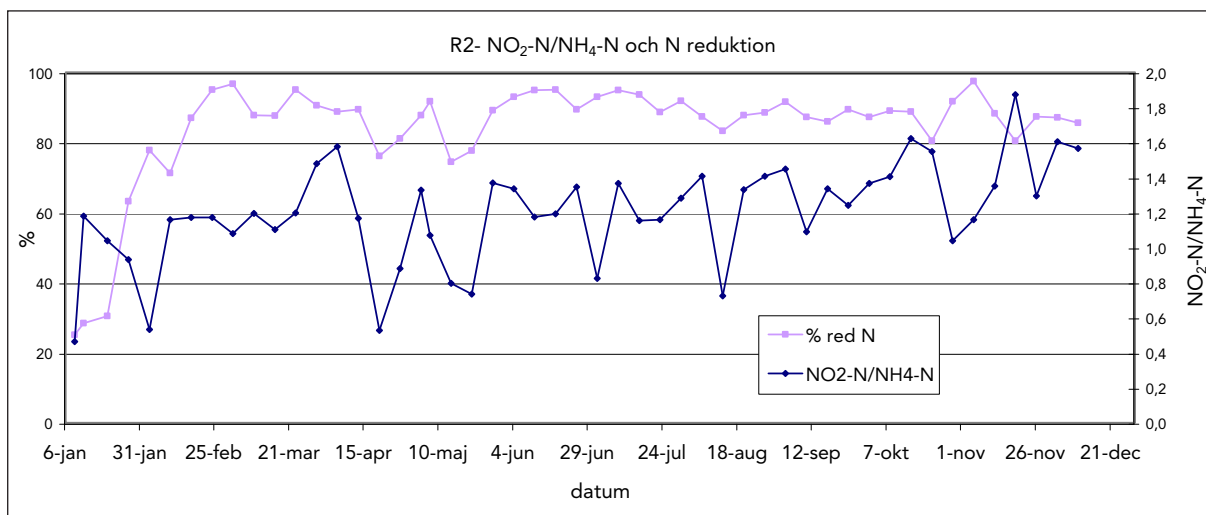
Inkommande kvävehalt var låg i början av försöksperioden på grund av utspädning av utgående vatten från reaktor 1 med renvatten. Skälet till att utspädning användes var att det bedömdes finnas en risk för att nitritalternerna från reaktor 1 skulle hämma Anammox. Andelen renvatten minskades sedan successivt. En ökande halt av kväve kunde successivt avlägsnas under försöksperioden.

Det stökiometriska värdet på kvoten NO₂-N/NH₄-N för bakterier som genomför anammoxprocessen med hänsyn även till cellsyntes är ca 1,3. Erhållen kvot vid försöken uppgick till 1,2 och den varierade mellan 0,5–1,9. En minskning av kvoten mellan inkommande nitrit- och ammoniumkväve under 1,0 och en ökning över 1,6 medförde en minskad kvävereduktion (se figur II-27).

Detta reaktionsförlopp är karaktäristiskt för anammoxprocessen. Medelproduktionen av nitratkväve uppgick till 6,1 % av den totala medelavskiljningen av oorganiskt kväve. Detta är ett bevis på en underproduktion av nitrat. I överensstämmelse med stökiometrin för anammoxprocessen erhöles den maximala teoretiska effektiviteten 88,2 % i anammox-reaktorn. Således förväntas 11,2 % produktion av nitrat jämfört med summan av ammonium och nitrit. Skillnaden i nitrat produktion mellan beräknade och teoretiska värden avslöjar att det är andra reaktioner närvarande i anammox-reaktorn. Simultan denitrifikation med något tillgänglig COD kan inte uteslutas. Förfarandesättet av experimentets faser med ökning av ingående kvävebelastning ledde till en stabil och mycket låg utgående nitritkväve koncentration (i genomsnitt 5,1 mg NO₂-N/l). Effektiviteten av kväveavskiljningen låg på en stabil nivå



Figur II-26. Kvävereduktion i reaktor 2.



Figur II-27. Kvävereduktion och inkommandekvoten $\text{NO}_2\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$, R2.

under en tiomånadersperiod (figur II-27), med ett medelvärde runt 88 % (maxvärde 97 %).

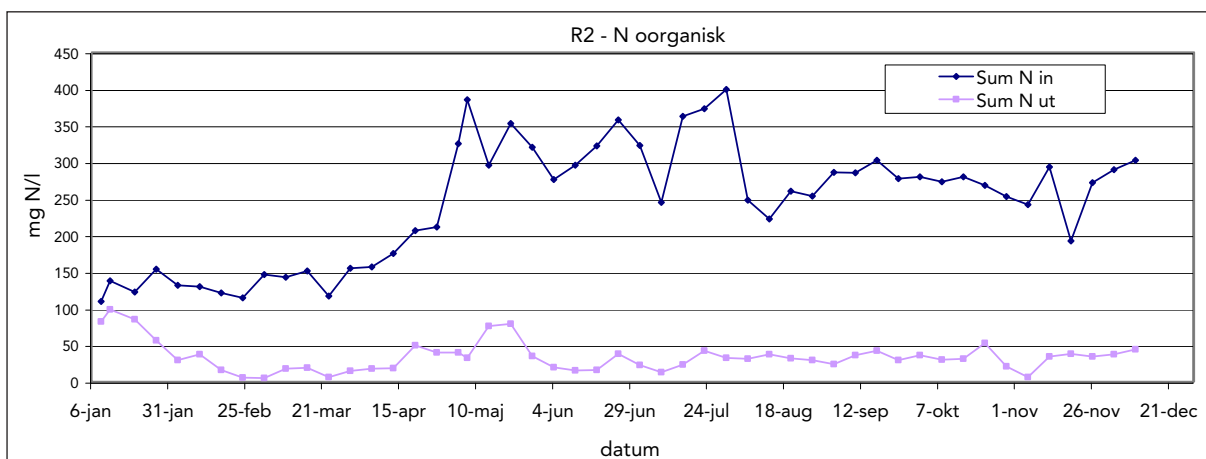
Summan av ammonium-, nitrit- och nitratkväve redovisas i figur II-28 för in- och utgående vatten till/från reaktor 2. Skillnaden mellan in- och utgående kvävehalter ökade gradvis i takt med minskad utspädning av inkommande vatten. En sakta uppbyggnad av systemet var ingångsatt. Medelvärdet för avlägsnande av oorganiskt kväve uppgick till 111 mg N/l under perioden januari–april. Under perioden maj–december uppgick avlägsnad kvävehalt till 261 mg N/l.

Procentuell reduktion av ammonium- och nitritkväve visas i figur II-29. Kurvorna löper i stort sett parallellt vilket är en indikation på en fungerande Anammoxprocess. I början av försöksperioden erhöles ett nära fullständigt avlägsnande av nitrit. En låg $\text{NO}_2\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ kvot minskade ammoniumreduktionen något men var fortfarande hög. Efter som nitrit var den begränsande komponenten för Anammox erhöles en lägre procentuell reduktion av

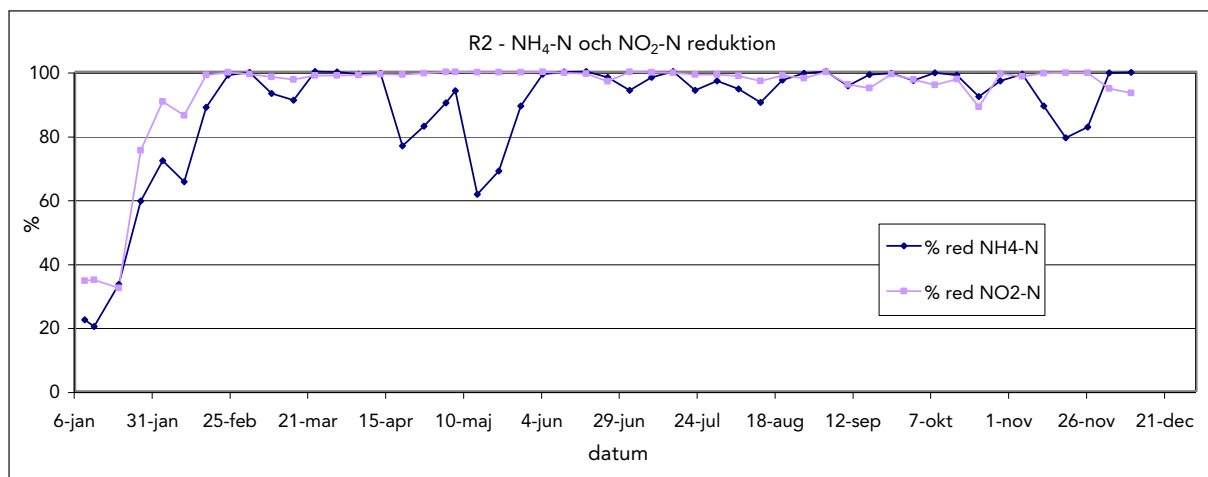
ammonium än av nitrit. Under försöksperioden avlägsnades i genomsnitt 88 % ammonium och 94 % nitrit. Det motsvarar en medelinflödeskvot av nitrit - ammonium på 1,2. Maximala värdena av avskild nitritkväve översteg 200 mg $\text{NO}_2\text{-N}/\text{l}$, vilket inträffade parallellt med högt ammoniumkväveavskiljande (översteg värdet 170 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$ vilket motsvarar ett nästan fullständigt nitritkväve avskiljande). Under försöksperioden var avskiljandet av nitrit- och ammoniumkväve i medel 124 mg $\text{NO}_2\text{-N}/\text{l}$ respektive 98 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$.

3.1.6 Mätning av profiler för syre, pH, konduktivitet och kvävefraktioner

pH-värdet var relativt konstant för de tre zonerna och varierade vid mättillfällena mellan ca 7,6–8,6. Det var en ökning av pH-värdet mellan inkommande och utgående rejecktatten på 1,0 enhet (medelvärde). Konduktiviteten var relativt konstant i zonerna och



Figur II-28. Oorganisk kväve i inkommande och i utgående flöde, R2.

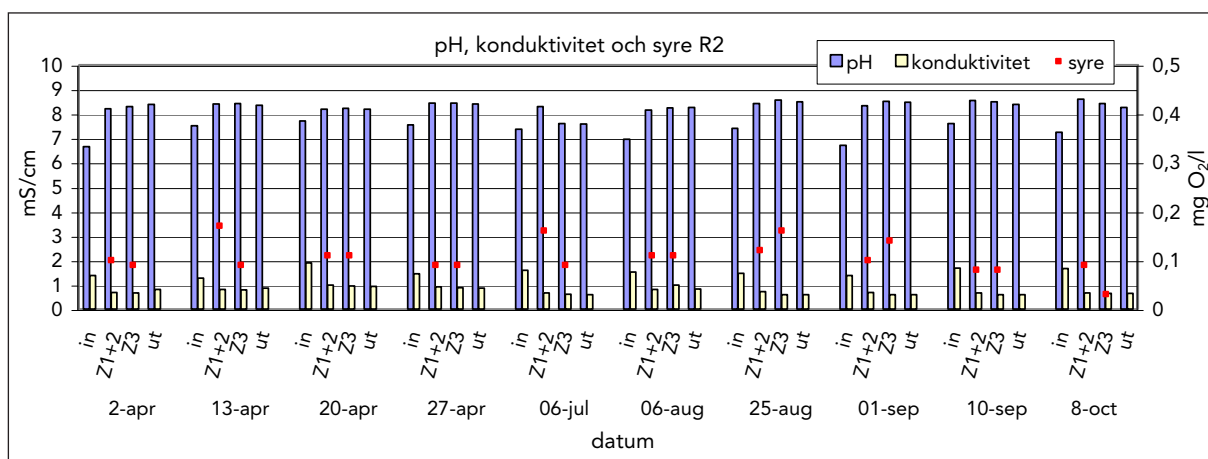


Figur II-29. $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_2\text{-N}$ reduktion, R2.

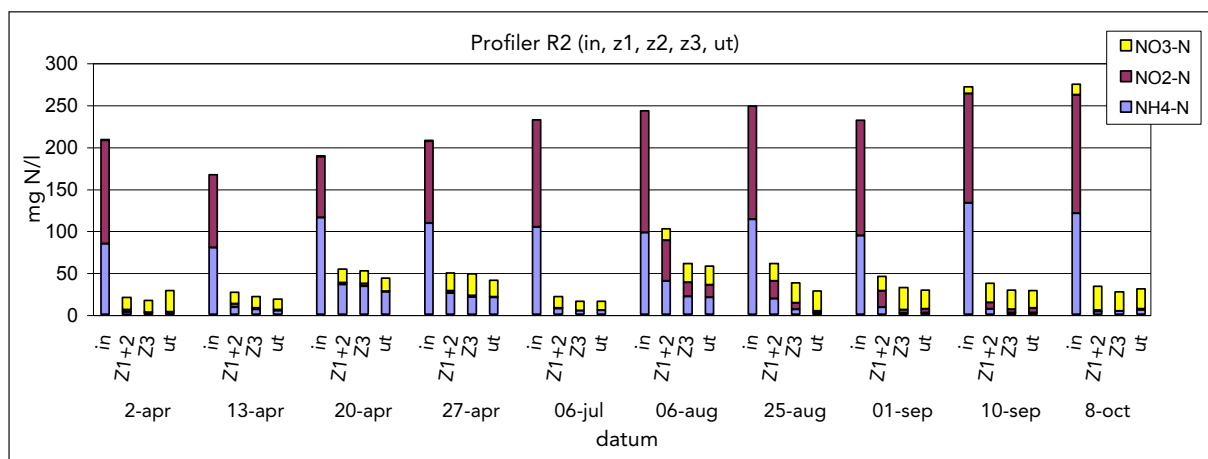
följde samma trend som halten oorganiskt kväve i zonerna. Dessutom skedde en konduktivitetsminskning som är typisk för anammoxprocessen. I medeltal minskade konduktiviteten mellan inkommande och utgående rejektivatten med 0,8 enheter. Syrehalten var i genomsnitt ca 0,11 $\text{mg O}_2/\text{l}$ (figur II-30).

Ammonium-, nitrit- och nitratkväve uppmättes i in- och utgående rejektivatten och i de tre zonerna

i reaktor 2. En successiv minskning av totalkvävet erhöles och det högsta värdet var 216 mg N/l (figur II-31). Den högsta kväveavskiljningen uppmättes i den sammankopplade zonen 1 och 2. Nitratkväve var producerat i reaktor 2 med i genomsnitt 18 $\text{mg NO}_3\text{-N/l}$, vilket motsvarar 10,2 % av ingående halten oorganiskt kväve.



Figur II-30. Profiler: pH, konduktivitet och syre i reaktor 2.



Figur II-31. Profiler för kvävefraktioner i reaktor 2.

3.2 Anammoxsteget – utvärdering

3.2.1 Processbetingelser och försöksresultat

Olika processbetingelser och försöksresultat med inriktning på kvävereduktion har sammanställts i tabell II-14 och II-15.

Utgående vatten från nitrationsreaktorn (steg 1) späddes ut med vattenledningsvatten för att underlätta anammoxreaktionen i steg 2. Graden av utspädning minskades successivt och medförde en ökad belastning av kväve till anammoxreaktorn (flödet hölls konstant). Inkommande kvävehalt varierade mellan ca 110–400 mg N/l (eller 7,8–28,5 mmol N/l). En långtgående minskning av ammonium och nitrit samt hög reduktion erhöles samtidigt med en viss ökning av nitrathalten. Enligt den stökiometriska formeln för anammoxreaktionen kommer vid ett

molförhållande för nitrit och ammonium på 1,32 11 % övergå till nitrat. Den utgående halten av oorganiskt kväve var normalt under ca 50 mg N/l (3,5 mmol/l) (figur II-32b). För att undersöka om anammoxprocessen kan övervakas med hjälp av konduktivitetsmätningar genomfördes mätningar på vardagarna. Inkommande respektive utgående halt av oorganiskt kväve och konduktivitet följde varandra väl (figur II-32). Detta återspeglas i en god korrelation mellan avlägsnad halt oorganiskt kväve och avlägsnad konduktivitet (figur II-33).

Den goda korrelationen mellan halt av oorganiskt kväve och konduktivitet ledde till att kontinuerliga konduktivitetsmätare installerades vid pilotanläggningen på inkommande och utgående flöden i december 2004. Data från erhållna resultat mellan 6 december 2004 och 10 januari 2005 redovisas i figur II-34. Korrelationen mellan manuella och kontinuerliga konduktivitetsmätningar var hög (figur II-35).

Syftet med anammoxreaktorn är att så långt som möjligt överföra ammonium och nitrit till kvävgas. Utgående nitrithalt var låg och mellan 31 januari

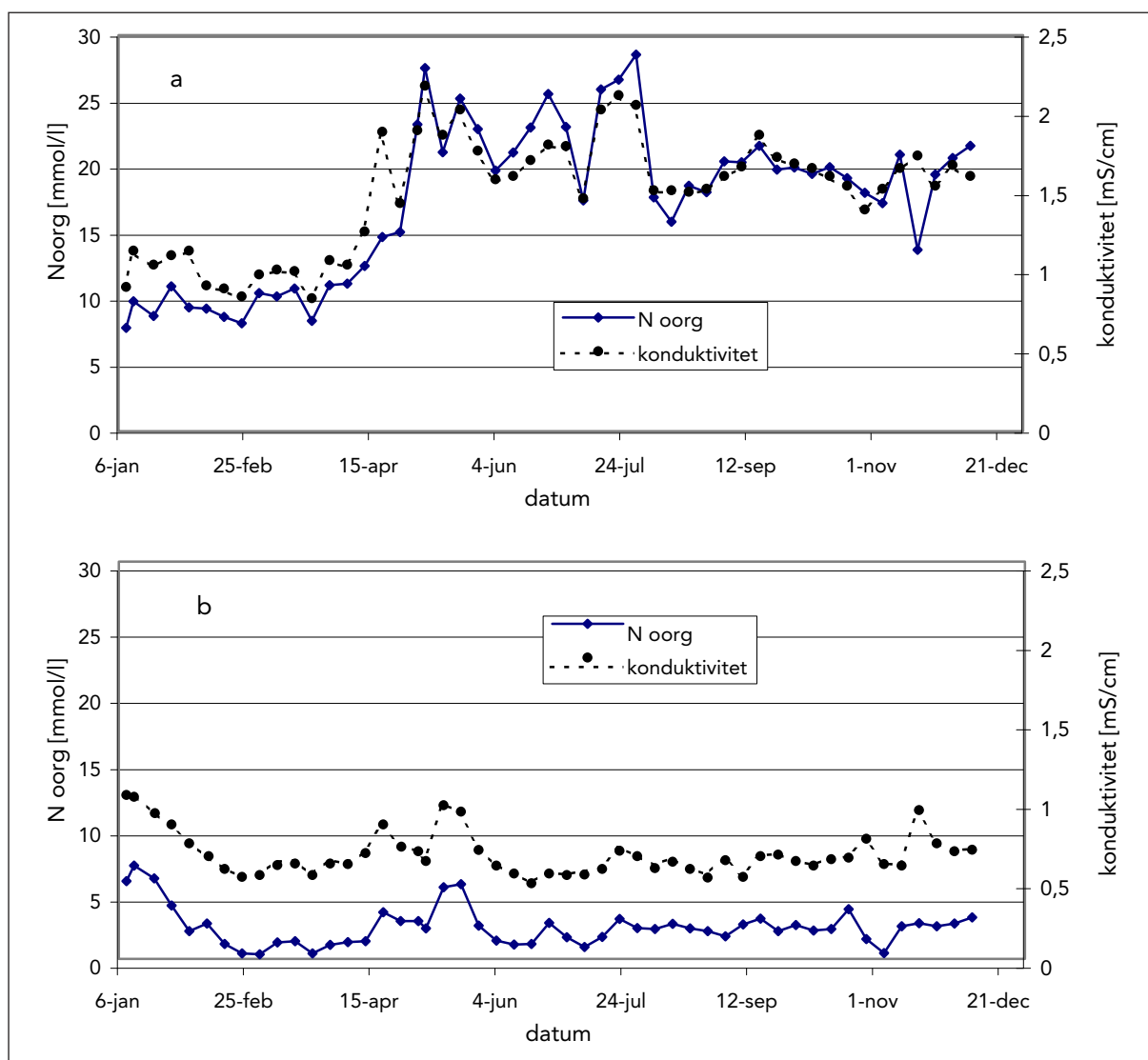
Tabell II-14. Anammoxsteget i reaktor 2.

Parameter	Medel	Intervall
Hydraulisk uppehållstid (d)	3,0	2,6–3,5
Inkommande oorganisk N (mg/l)	243,9	109,7–399,3
Utgående oorganisk N (mg/l)	34,2	4,8–98,6
Utgående nitrithalt (mg N/l)	5,1	0,2–47,9
Reduktion – N (%)	84	25–97
pH värde – inkommande median)	7,2	–
pH värde – utgående (median)	8,2	–
Syrehalter (mg O ₂ /l)	Z1+Z2* 0,13 Z3 0,13	Z1+Z2 0–0,50 Z3 0–0,37
Temperatur (°C)	31,9	27,0–39,2
Reduktion av konduktivitet (mS/cm)	0,76	0,04–1,5

*z1+z2 – zoner 1 och 2 är sammankopplade

Tabell II-15. Driftresultat i reaktor 2 med avseende främst på kväveparametrar.

Processförhållande	Medel	Intervall
N belastning (kg N _{oorg} /m ³ · d)	0,0723	0,0317–0,1327
N reduktion (kg N /m ³ · d)	0,0629	0,0079–0,1216
NH ₄ -N reduktion (kg N /m ³ · d)	0,0297	0,0038–0,0594
NO ₂ -N reduktion (kg N /m ³ · d)	0,0376	0,0034–0,0674
NO ₂ -N/NH ₄ -N kvot	1,2	0,5–1,9
N reduktion (%)	84	25–97

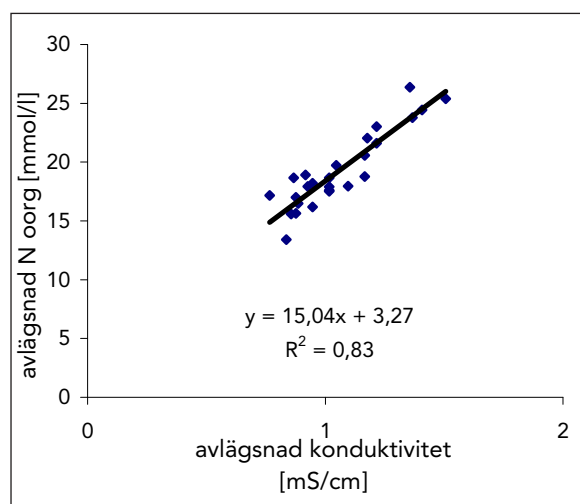


Figur II-32. Tidsserier för halt av oorganiskt kväve och konduktivitet för inkommande (a) och utgående (b) flöde.

och 1 december ca 2,3 mg N/l. Motsvarande nitritreduktion under denna period var ca 98,1 %. Under samma period var utgående ammoniumhalt ca 9,1 mg N/l och med tillfälligt höga värden mellan 15 april och 1 juni (se figur II-36).

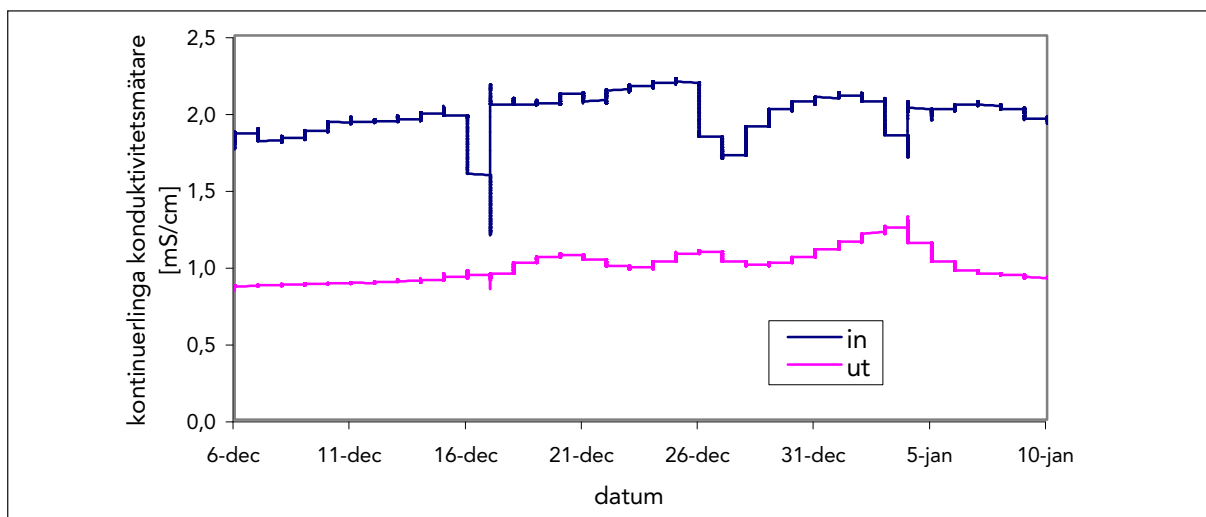
I figur II-37 visas samband mellan avlägsnad ammonium- och nitritkväve. Lutningen för kurvan på 1,18 är nära det teoretiska värdet på 1,3 och är därför en tydlig indikation på att anammoxreaktionen varit dominerande i den andra reaktorn.

Kvävereduktionen beror på stökiometriskt förhållande mellan ammonium- och nitritkväve och bildad nitrathalt p.g.a. cellsyntes och kan därför inte enligt anammoxreaktionen överstiga 89 % $(1 - 0,26/2,32) \cdot 100$. En sådan nivå kunde approximativt erhållas genomsnittligt (87 %) för inkommande kvoter mellan 1,0 och 1,5 mellan inkommande nitrit- och ammoniumkvävehalt (NAR) till anammoxreaktorn (figur II-38). Olika sidoreaktioner

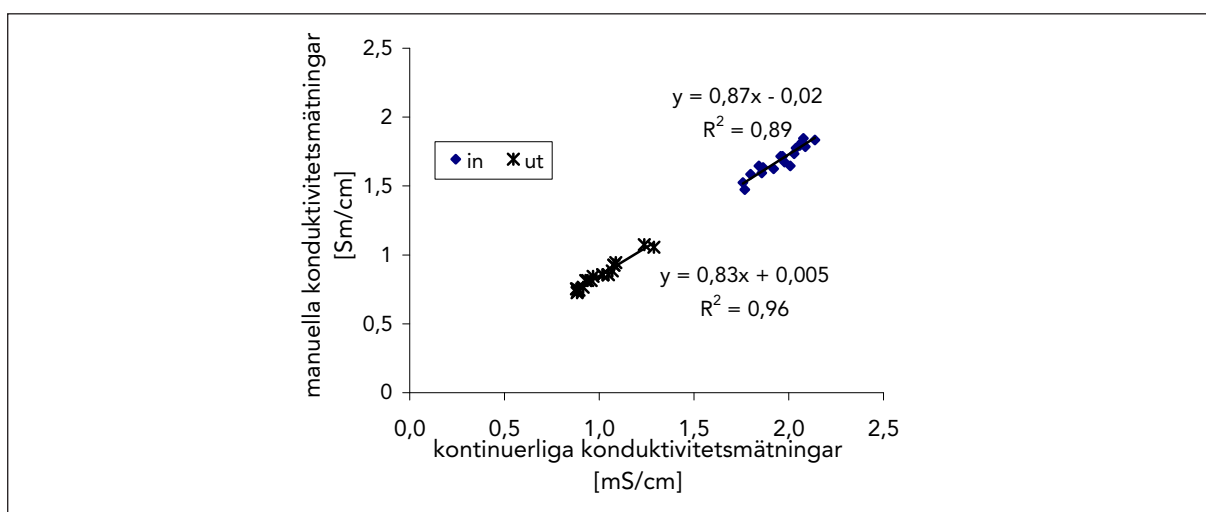


Figur II-33. Avlägsnad halt av oorganiskt kväve som funktion av avlägsnad konduktivitet.

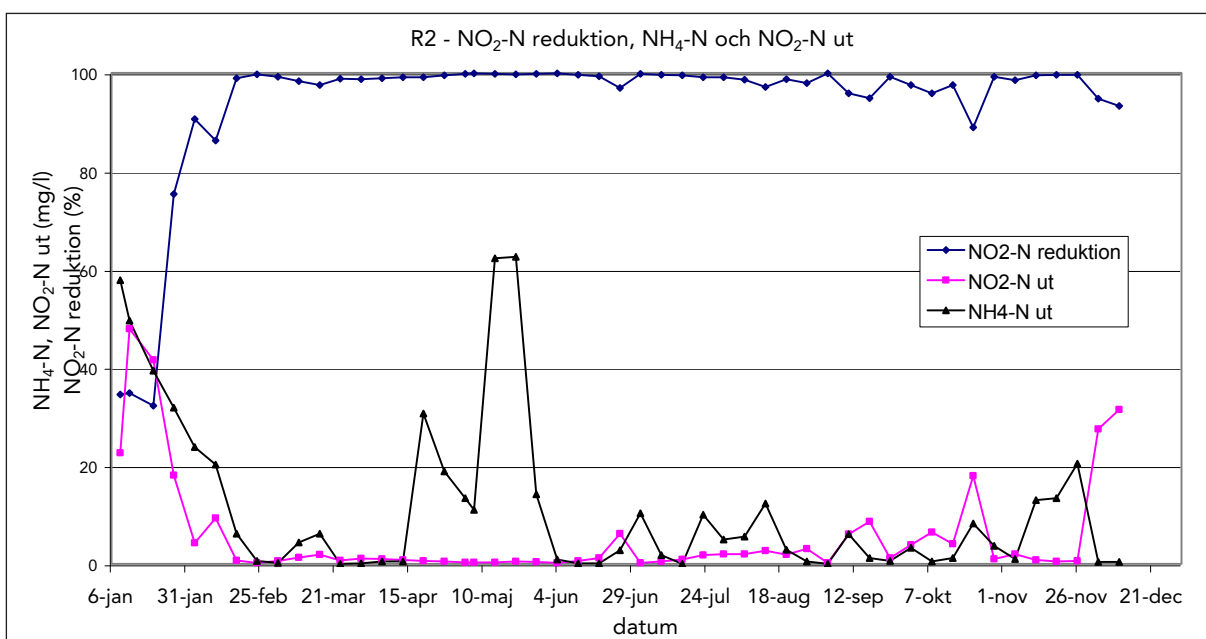
som heterotrof denitrifikation och reaktioner med Nitrosomonas kan ha underlättat en kvävereduktion nära den teoretiska enligt anammoxreaktionen.



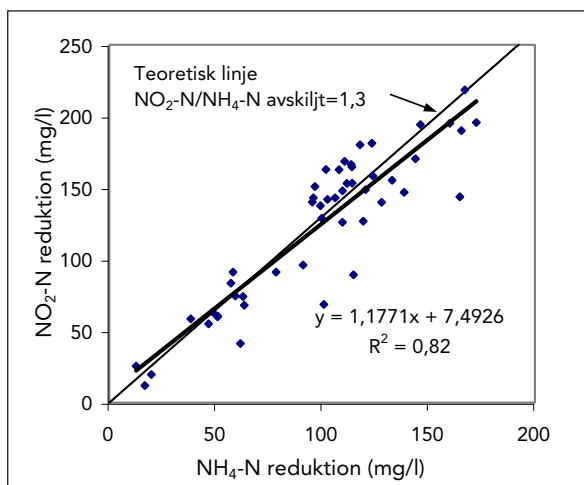
Figur II-34. Data från kontinuerliga konduktivitetsmätningar.



Figur II-35. Samband mellan manuella och kontinuerliga konduktivitetsmätningar.



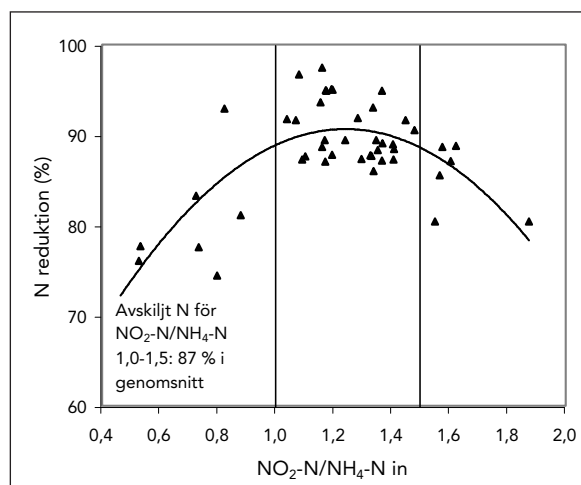
Figur II-36. Nitritreduktion, utgående ammonium- och nitrithalt, R2.



Figur II-37. Samband mellan avlägsnad ammonium- och nitritkvävehalt.

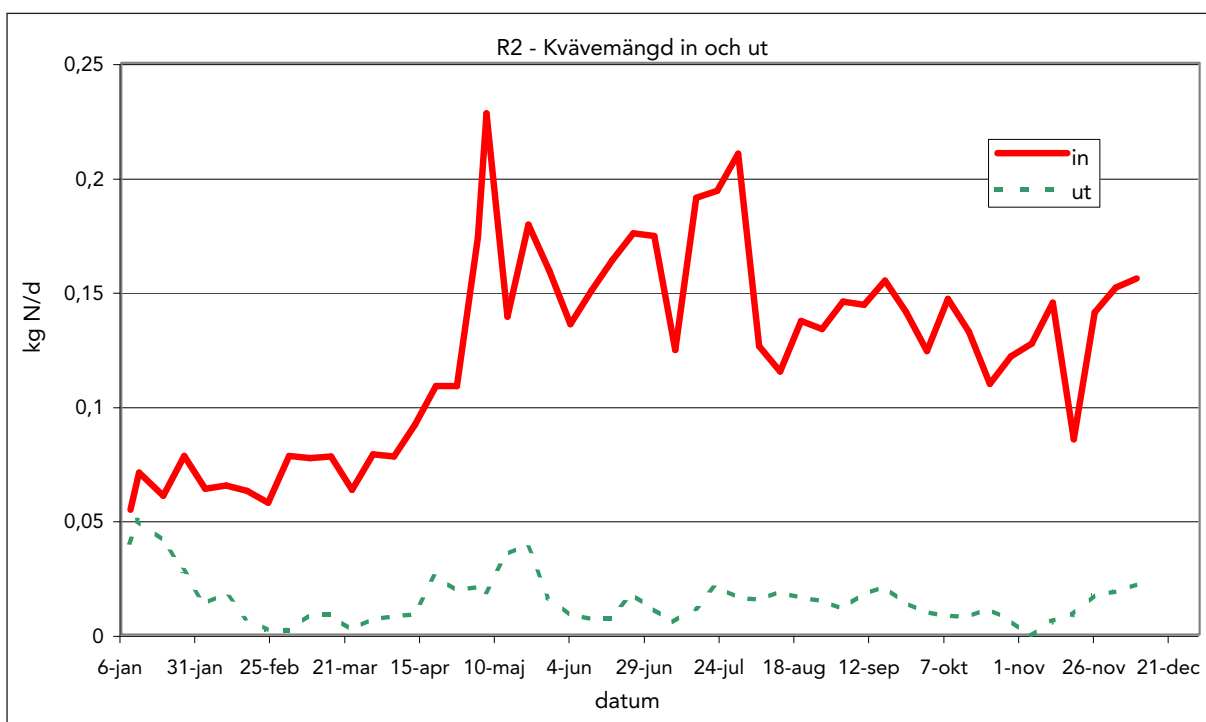
För inkommande NAR-kvot under respektive över 1,0 och 1,5 erhöles en lägre kvävereduktion eftersom ammonium eller nitrit blir begränsande faktor för anammoxreaktionen.

Under försöksperioden ökades successivt belastningen på reaktor 2 på grund av ökande inkommande kvävehalter i reaktvatten från reaktor 1. Den totala oorganiska kvävebelastningen ökades stegvis för att erhålla en fyrfaldig ökning av kvävebelastningen. Effekten av en ökande tillförd kvävemängd per dygn (kg N/d) på utgående mängd kväve (kg N/d) redovisas i figur II-39. Genomsnittligt avlägsnande av kväve uppgick under perioden till 0,11 kg N/d med ett maximivärde den 7 maj på 0,21 kg N/d.

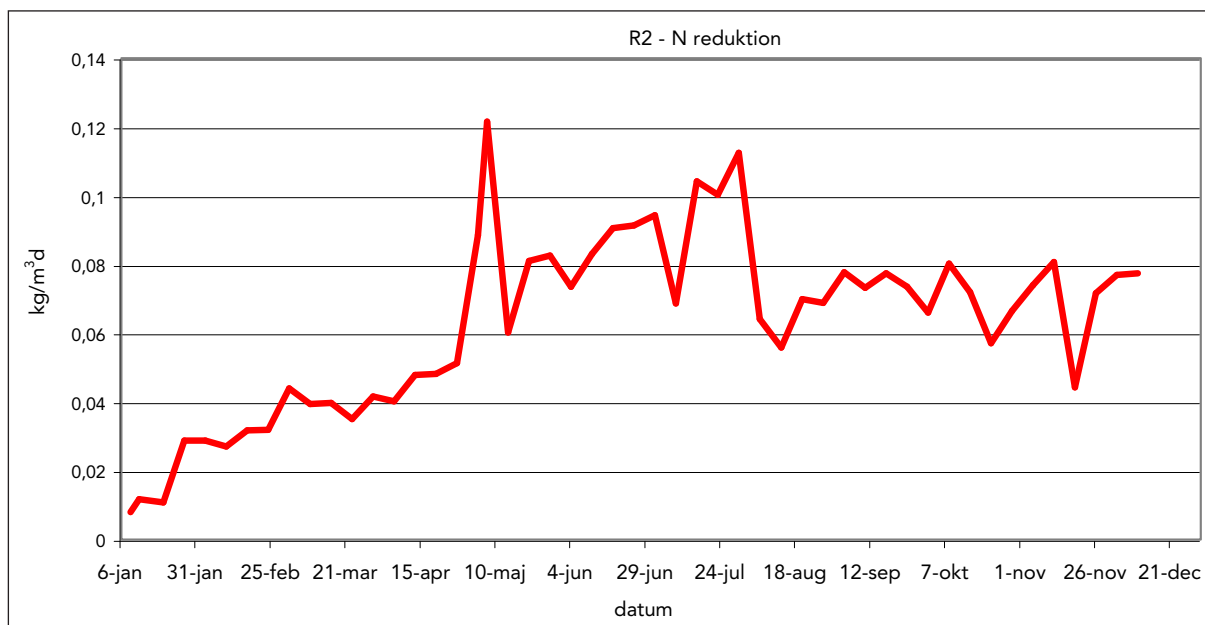


Figur II-38. Kvävereduktion som funktion av inkommande kvot mellan ammonium- och nitritkväve.

I augusti 2004 uppmättes nitritkvävekoncentrationer i anammoxreaktorn till över 50 mg/l vilket gjorde att kvävebelastningen minskade. Nitrithalter över 70 mg N/l uppges i litteraturen orsaka hämning av Anammox (van Dogen *et al.* 2001a, b). Den totala oorganiska kväveavskiljningen visade ett toppvärde på 367 mg N/l. Den ökade belastningen från 0,032 till 0,133 kg N/m³ · d (beräknat för minskad reaktorvolym av volym för Kaldnesringar) resulterade i åtföljande avskiljning av ammonium och nitritkväve med låg nitratproduktion, som bevisade att anammoxprocess var framgångsrikt etablerad. I genomsnitt avlägsnades 0,063 kg N/m³ · d och maximalt 0,122 kg N/m³ · d (figur II-40).

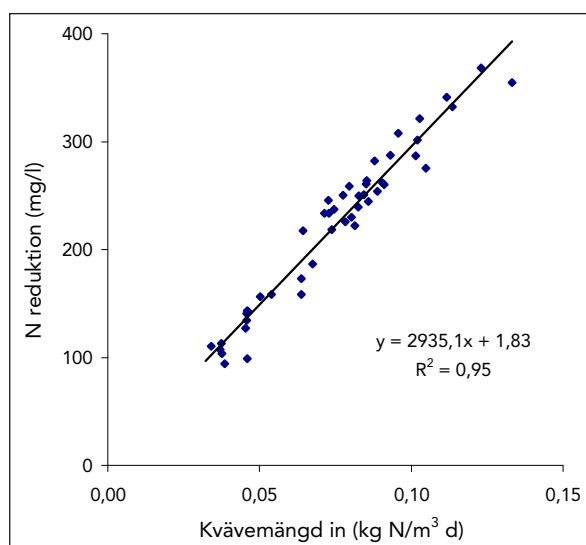


Figur II-39. Avlägsnad kvävemängd, R2.



Figur II-40. Avlägsnat kväve i anammoxreaktorn.

Ett linjärt samband erhöles mellan avlägsnad kvävehalt och belastning (figur II-41). Detta tyder på att den utspädning som använts mellan reaktor 1 och 2 skulle minskas, dvs. att en ökad belastning skulle kunna klaras av utan minskning av kvävereduktionen (den räta linjen i figur II-41 går nära origo).

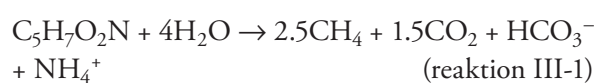


Figur II-41. Samband mellan avlägsnad kvävehalt och kvävebelastning.

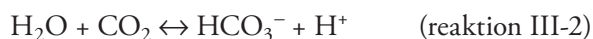
DEL III SYSTEMTEKNIK OCH PROCESSÖVERVAKNING

1 Driftkontroll

Vid avvattning av rötslam erhålles ett rejektivatten med hög ammoniumhalt. Rejektivattnet innehåller ungefär lika stora delar vätekarbonat och ammoniumjoner vid beräknat molförhållande (reaktion III-1). Omvandlingen från joner till molekyler under både partiell nitrifikation och anammoxprocessen gör det möjligt att använda konduktivitetmätningar som en parameter att övervaka kväveavskiljningsprocessen (Szatkowska *et al.* 2004a,b; Trela *et al.* 2004).



Vätekarbonat som en motjon till ammonium är i jämvikt enligt följande reaktion:



Under en partiell nitrifikation medför bildade vätejoner att vätekarbonat (joner) omvandlas till koldioxid (molekyler). Anammox leder till omvandling av ammonium och nitrit (joner) till kvävgas (molekyler). Omvandling av dessa joner till molekyler i båda processerna resulterar i att konduktiviteten minskar vilket gör att konduktivitetmätningar är ett lovande verktyg för att övervaka hela processen.

Denna observation stimulerade till studier att utvärdera användning av konduktivitet som en lätt och enkel parameter att övervaka partiell nitrifikation/Anammoxprocess. För att utvärdera om både partiell nitrifikation och anammoxprocessen kunde övervakas med konduktivitet, introducerades dessa mätningar i de dagliga rutinerna.

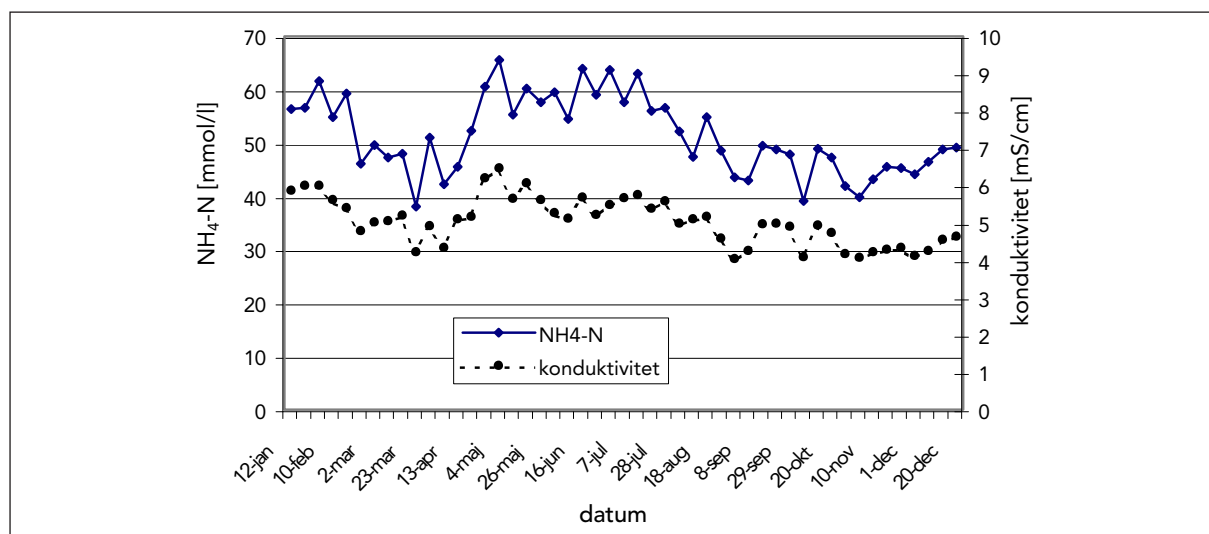
I figur II-13 och II-32 visas manuella konduktivitetmätningar genomförda samtidigt med provtagning och analyser av olika kväveformer. Det kan ses att alla konduktivitetkurvor kan jämföras med kvävekurvorna.

I den första reaktorn (R1), motsvarar högre ammoniumkoncentrationer högre värden på konduktiviteten, medan minskningar i kvävekoncentrationer ger en lägre konduktivitet (figur III-1). Partiell nitrifikation innebär en minskning av ammonium och vätekarbonat, vilka i huvudsak är de joner som existerar i rejektet. Vätekarbonat är nästan fullständigt utnyttjat medan hälften av ammonium är omvandlat till nitrit. Jonladdning av reducerat ammonium

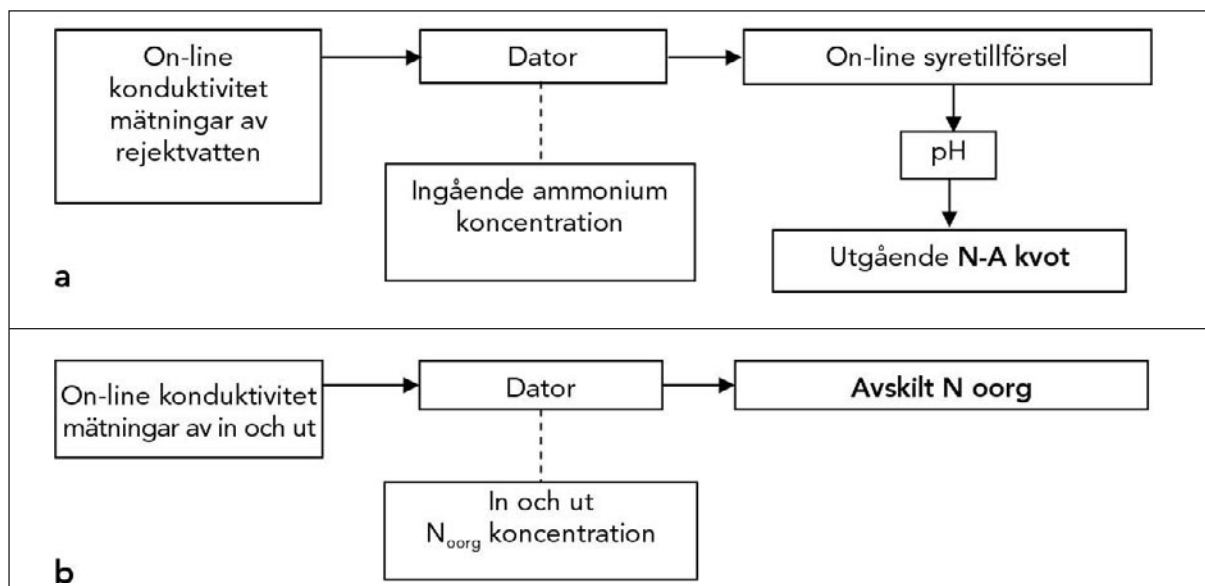
komponeras av producerade nitritjoner. Därför försvagades konduktiviteten i utgående vatten från partiell nitrifikation av minskning av vätekarbonathalten (jämför figur III-1 och II-13). Medelvärde av alkaliniteten för inflödet var lika med 82 mmol HCO_3^-/l , medan utflödet visade 8,5 mmol HCO_3^-/l . En stabil drift av partiell nitrifikation uppnåddes och resulterade i oxidering av ungefär hälften av ammonium till nitrit. Detta motsvarar en stabil skillnad mellan de uppmätta konduktivitetvärdena i ingående respektive utgående vatten för första reaktorn (medelskillnad var 1,53 mS/cm).

Från figur II-32 för anammoxreaktor (R2) kan man se att de ökande värdena på oorganiskt kväve sker parallellt med ökande värden på konduktiviteten. I anammoxprocessen ändrades alkaliniteten obetydligt och konduktiviteten berodde i huvudsak på omvandlingar från ammonium och nitritjoner till kvävgasmolekyler. Under anammoxprocessen är ungefär lika delar ammonium- och nitritjoner omvandlade till molekyler som ger en minskning av konduktiviteten. Den låga halten av utgående oorganiskt kväve var relaterad till de låga värdena på konduktiviteten.

Med hänsyn till korrelationer mellan de parametrar som diskuteras ovan och relaterade till partiell nitrifikation kan kontroll-övervakningssystemet som presenteras i figur III-2 användas. On-line konduktivitetmätningar avläst av datorprogram är korrelerade med värdet på ammoniumkoncentration. Information från konduktivitetläsningar är omvandlad till ingående ammoniumkvävebelastning och kan användas till on-line justeringar av syretillförseln. En lämplig nivå på syrekoncentrationen kan leda till en



Figur III-1. Tidsserier för ammoniumkväve och konduktivitet för inkommande rejektvatten.



Figur III-2. Kontroll-övervaknings system för a. partiell nitrifikation; b. anammoxprocess; N-A = nitrit-ammonium.

tillräcklig minskning av pH-värdet och förhindra nitratbildning. Slutligen kan ett sådant system försäkra en lämplig kvot av nitrit-ammonium i utgående vid partiell nitrifikation, vilket är nödvändigt för att erhålla en hög effektivitet på anammoxprocessen.

Den andra reaktorns process kan övervakas genom mätningar av konduktivitet i både in- och utgående vattenflöden. Senare kan dessa även konverteras av datorn till specifika former av oorganiskt kväve. Skillnaden i mängd oorganiskt kväve kan ge information om mängden kväve avskilt genom Anammox.

Införandet av konduktivitet som ett övervakningsverktyg ger möjlighet att spara tid och driftkostnader. En snabb utvärdering av processens prestation kan genom tillämpning av konduktivitet mätning hjälpa till att undvika störmoment i processen och ger driftoperatören en omedelbar respons om något störande har uppstått.

2 Bildning av lustgas

Bildning av lustgas (N_2O) kan påverka lämplig utformning av systemet partiell nitrifikation följt av anammoxprocessen. Under vissa betingelser bildas lustgas både vid nitrifikation och denitrifikation. Rent stökiometriskt kan samband ställas upp för lustgasbildning även om mekanismerna är bristfälligt kända både för lustgasbildning vid nitrifikation och också vid anammoxprocessen. Dessa reaktioner har

Tabell III-1. Lämpliga parametrar för kontroll och övervakning av ett system med partiell nitrifikation följt av Anammox.

Processparametrar	Kontroll och/eller övervakning
Partiell nitrifikation - Konduktivitet - pH - Syre - Utflöde kvot nitrit/ammonium	- Övervakning av ingående ammoniumkoncentration - Kontroll av oxidation av ammonium till nitrit utan nitratbildning - Kontroll av syretillförsel kan övervakas med on-line mätningar av syre - Kontroll och samspel med parametrarna konduktivitet, pH och syre ger ett lämpligt nitrit/ammonium kvotvärde i utgående vatten
Anammox - Syre - Konduktivitet	- Låg syrehalt är en driftförutsättning för anammoxprocessen - Avlägsnande av konduktivitet kan vara ett övervakningsverktyg för att följa kväveavskiljningen i anammoxprocessen

angetts i tabell III-2 och jämförs med nitritation och anammox-reaktionen. Syrebehovet blir lägre vid oxidation av ammonium till lustgas jämfört med oxidation till nitrit. Detta kan vara ett skäl till att låga syrehalter ökar tendensen till lustgasbildning. En indikation på om lustgas bildas i stället för kvävgas, kan fås genom att följa upp förändringar i alkaliniteten.

Det direkta sättet att mäta lustgasbildning är att mäta gasfasens sammansättning (och med hänsyn till lustgasens löslighet i vatten). Utrustning för detta var inte tillgänglig och därför lämnades ett uppdrag till K-konsult arbetsmiljö-VVS AB att vid ett tillfälle mäta lustgasen i gasfasen vid fyra punkter (två i nitritationsreaktorn och två i anammoxreaktorn). Studien redovisas i bilaga B "Mätning av lustgasemission från vätskeytor vid pilotanläggning för deammonifikation". Betydande osäkerheter finns för uppmätta resultat men dessa tyder på att lustgasbildningen kan vara betydande. Det finns därför anledning att närmare utvärdera lustgasbildningen och om denna kan påverkas med val av processteknik. Eventuellt måste därför gasflödena behandlas (se följande avsnitt).

3 Systemteknik

Det studerade systemet med partiell nitritation och Anammox vid pilotanläggningen vid SYVAB har i första hand syftat till att klarlägga möjligheter att erhålla och säkerställa en stabil kvävereduktion. Olika sidoeffekter och möjligheter till modifierade drift-

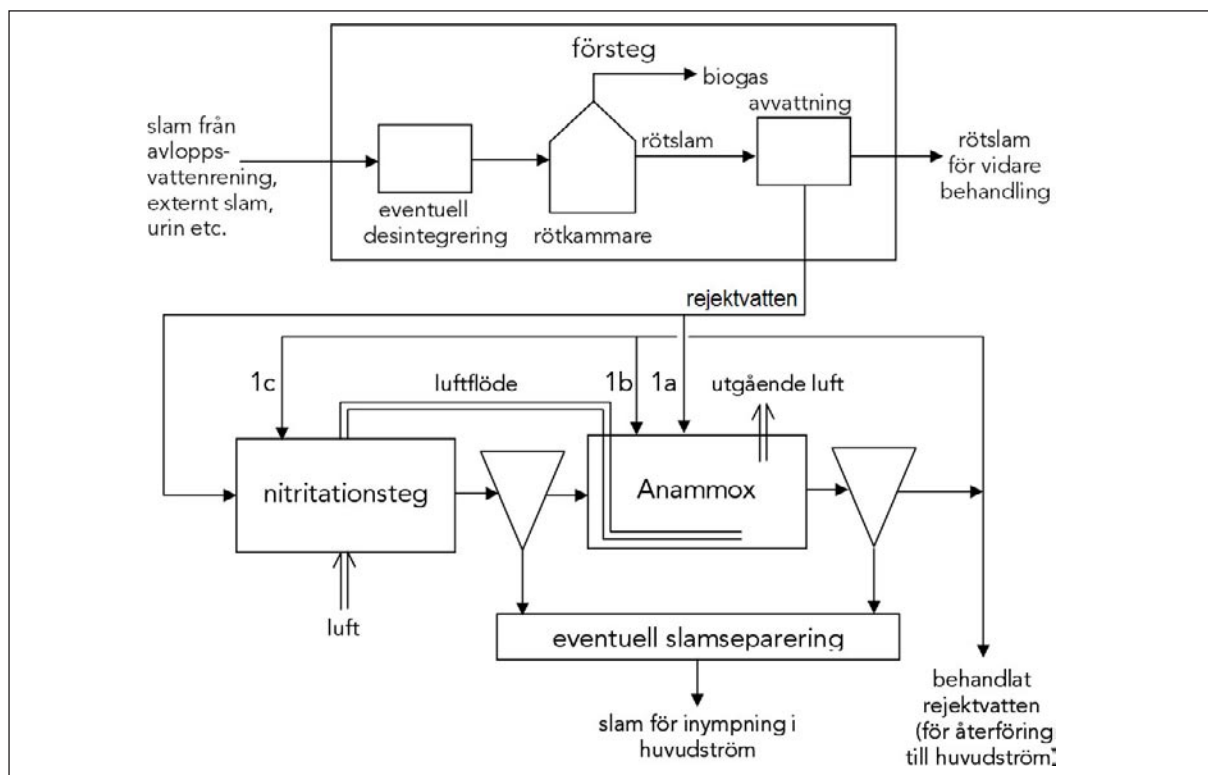
sätt har därför inte närmare beaktats. Olika sådana effekter med hänsyn till eventuell förbehandling av slam före rötkammaren, behandling av luftflöden, recirkulering/tillförsel av rejektivattenströmmar och inympning av bildade bakterier illustreras schematiskt av figur III-3.

Figuren visar hur partiell nitritation (oxidation av ammonium till nitrit) följt av Anammox (oxidation av ammonium och nitrit till kvävgas) kan påverkas genom processmodifieringar och samspel med in- och utgående processteg.

- Rejektivattnets sammansättning efter rötning kommer att påverkas av om externt slam tillförs eller annat kväverikt material (t ex urin) eller om desintegrering av slam utnyttjas så att mer kväve tillförs från slam.
- Nitritationssteget kan innebära att lustgas bildas. En möjlighet är att detta luftflöde tillförs anammox-reaktorn för nedbrytning av lustgas och för omrörning. Om lustgas fortfarande finns i utgående luftström kan denna tillföras huvudflödet för luft eller behandlas separat.
- Olika sätt att tillföra rejektivatten eller recirkulera strömmar kan åstadkommas. Inkommande rejektivatten kan direkt tillföras anammoxreaktorn om kvoten nitrit till ammonium är för hög från nitritationsreaktorn (flöde 1a). Recirkulering av behandlat rejektivatten (flöde 1b) till anammoxreaktorn medför att halterna av olika kväveföreningar (speciellt av vikt för nitrit) kan hållas låga och recirkulering till nitritationssteget (flöde 1c) medgör möjligheter för att avlägsna nitrat (i behandlat rejektivatten) med organiska syror i rejektivattnet med hjälp av traditionell denitrifikation.
- Med eventuell slamseparering avskiljes ett slam med hög halt av nitritationsbakterier respektive anammox-bakterier. Dessa bakterier kan underlätta

Tabell III-2. Stökiometriska samband vid bildning av lustgas respektive kvävgas.

Reaktion	Process	Syrebehov	Alkalinitetsförändring	Konduktivitetsförändring
$2\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2$	Stökiometrisk reaktion vid oxidation av ammonium med syre till lustgas	2,29 g O ₂ /gN	- 1 ekv/mol N	- 0,1179 mS/cm
$\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2 + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2$	Nitritation	3,43 g O ₂ /gN	- 2 ekv/mol N	- 0,0910 mS/cm
$2\text{NH}_4^+ + 4\text{NO}_2^- + 2\text{CO}_2 \rightarrow 3\text{N}_2\text{O} + 4\text{H}_2\text{O} + 2\text{HCO}_3^-$	Stökiometrisk reaktion vid oxidation av ammonium med nitrit till lustgas	-	+ 1 ekv/mol N	- 0,0763 mS/cm
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$	Anammox (utan cellsyntes)	-	-	- 0,0724 mS/cm



Figur III-3. Systemteknik för partiell nitritation och Anammox.

att säkerställa nitrifikation i huvudflödet vid avloppsvattenbehandlingen och att underlätta kvävereduktionen speciellt vid brist på organiskt

lättnedbrytbart material i förhållande till inkommande kvävehalt.

Referenser

Ackerman R.A. & Fialkoff S.D. (1978). Nitrification of industrial wastewaters. *Development in Industrial Microbiology*, Vol 19, Ch. 51, 499–505.

Broda E (1977). Two kinds of lithotrophs missing in nature. *Z. Alg. Microbiol.* 17, 491–493.

Cornelius A. & Rosenwinkel K-H. (2002). Aerob/anoxische Deammonifikation stickstoffhaltiger Abwässer in KALDNES-Biofilmverfahren *Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* (49) nr.10.

Egli K. (2003). *On the use of anammox in treating ammonium-rich wastewater*. PhD Thesis, DISS. ETH NO. 14886.

Engström P. (2004). *The importance of anaerobic ammonium oxidation (anammox) and anoxic nitrification for N removal in coastal marine sediments*. (doktorsavhandling, Göteborgs universitet).

Fux C., Bohler M., Huber P., Brunner I. & Siegrist H. (2002). Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in pilot plant. *Journal of Biotechnology*, 99, 295–306.

Fux C. (2003). *Biological nitrogen elimination of ammonium-rich sludge digester liquids*. Dipl. Ing. ETH, Swiss Federal Institute of Technology, Diss. ETH no. 15018 (doktorsavhandling).

Hellinga C., Schellen A.A.J.C., Mulder J.W., van Loosdrecht M.C.M. & Heijnen J.J. (1998). The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium -rich wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 37(9), 135–142.

Helmer C., Tromm C., Hippen A., Rosenwinkel K-H., Seyfried C.F. & Kunst S. (2001). Single stage biological nitrogen removal by nitrification and anaerobic ammonium oxidation in biofilms systems. *Wat. Sci. Tech.*, 43(1), 311–320.

Hippen A. (2001). *Einsatz der Deammonifikation zur Behandlung hoch stickstoffhaltiger Abwässer*. (doktorsavhandling, des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover).

Hippen A., Rosenwinkel K-H., Baumgarten G. & Seyfried C.F. (1997). Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters. *Wat. Sci. Tech.*, 35 (10), 111–120.

Littleton H., Daigger G., Strom P. & Cowan A. (2003). Simultaneous biological nutrient removal: evaluation of autotrophic denitrification, heterotrophic nitrification, and biological phosphorus removal in full-scale systems. *Water Environment Research*, 75 (2), 138–150.

Mossakowska A. (1994). *Nitrifiering av rejektivatten med SBR-teknik på Bromma reningsverk*. Div. of Water Resources Engineering. Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-VAT-1942 (licentiatavhandling).

Mossakowska A., Reinius L-G. & Hultman B. (1997). Nitrification reactions in treatment of supernatant from dewatering of digested sludge. *Water Environment Research*, 69 (6), 1128–1133.

Mulder M.W., van Loosdrecht M.C.M., Hellinga C. & Kempen R. (2000). Full scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *IWA Conference Proceedings*, Paris, France, 3–7 July 2000.

Paques websida <<http://www.paques.nl/paques/webPages.do;jsessionid=21AA435F31DA2DB996C538E0F1AFEB10?pageID=200522>>

Plaža E. (1990a). *Biological nitrogen removal from municipal wastewater under conditions of organic carbon limitations*. Royal Institute of Technology, Stockholm. TRITA-VAT-1905 (doktorsavhandling).

Plaža E., Hultman B. & Trela J. (1990b). Effect of easily degradable carbon sources on nitrogen removal efficiency. *Wat. Sci. Tech.* 22, (7/8), 281–282.

Plaža E., Bosander J., Dahlberg A.G. & Hellström B.G. (1990). Operational experience with phosphorus and nitrogen removal at the Himmerfjärden Plant, Sweden. *Wat. Sci. Tech.* 22, (7/8), 283–284.

Plaža E., Bosander J. & Trela J. (1991). Factors affecting biological nitrogen removal efficiency in a large wastewater treatment plant. *Wat. Sci. Tech.* 24(7), 121–131.

Plaža E., Jönsson K. & Hultman B. (1995). Nutrient removal from municipal wastewater by continuous up-flow sand filters. *Proceedings "New and Emerging Environmental Technologies and Products Conference for Wastewater Treatment and Stormwater Collection"*. WEF, Toronto, Canada, June 1995.

Plaža E. Trela J. & Hultman B. (2001). Impact of seeding with nitrifying bacteria on nitrification process efficiency. *Wat. Sci. Tech.* 43, (1), 155–164.

Strous M. (2000). Anammox and nitrification. In. *Microbiology of Anaerobic Ammonium Oxidation*. (PhD thesis) 63–81. The Netherlands.

Strous M., Fuerst J.A., Kramer E.H.M., Logemann S., Muyzer G., van de Pas-Schoonen K.T., Webb R., Kuenen J.G. & Jetten M.S.M. (1999). Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature*, 400, 446–448.

Szatkowska B. (2004a). *Treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification/Anammox in a biofilm system*. Royal Institute of Technology, Stockholm. TRITA-LWR.LIC 2023 (licentiatavhandling).

Szatkowska B., Płaza E. & Trela J. (2004b). Conductivity measurements as a tool for monitoring the ammonium removal process. In: *Proceedings of the "EU 5th framework IcoN Symposium: Anammox: new sustainable N-removal from waste water"*, Ghent, Belgium, 21–23 January 2004.

Tendaj-Xavier M. (1985). *Biologisk behandling av rejektivatten från centrifugering av rötslam*. Div. of Water Resources Engineering. Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-VAT-1851 (licentiatavhandling).

Trela J. (2000). *Intensification of biological nitrogen removal in a two-phase activated sludge process with pre-denitrification*. Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-AMI Report 3081 (doktorsavhandling).

Trela J., Płaza E., Mikosz J. & Hultman B. (1998). Addition of organic material for denitrification improvement. *Proceedings of the 2nd International Conference on "Advanced wastewater treatment, Recycling and reuse"*, Milan, Italy, pp. 295–302.

Trela J., Płaza E., Szatkowska B., Gut L. & Hultman B. (2004). *Deammonification som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – experiment i pilot-skala*. VA-Forsk rapport. Nr 2004-09 <<http://www.dataforlaget.net/~vav/filer/VA-Forsk%202004-09.pdf>>.

Van Dongen L.G.J.M., Jetten M.S.M. & van Loosdrecht M.C.M. (2001a). *The combined Sharon/Anammox Process, A sustainable method for N-removal from sludge water*. STOWA Report, London, UK.

Van Dongen L.G.J.M., Jetten M.S.M. & van Loosdrecht M.C.M. (2001b). The Sharon-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 44, (1), 153–160.

Van Loosdrecht M.C.M. & Jetten, M.S.M. (1998). Microbiological conversions in nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.*, 38(1), 1–7.

Van Loosdrecht M.C.M. & Jetten M.S.M. (2003). Method of treating ammonia – comprising waste water. *Official Gazette of the United States Patent and Trademark Office Patents*, 1258(1).

BILAGA A Publicerade arbeten (2001–2004)

Redovisning av hittills utvunna resultat från experiment t.o.m. 2004

Horeglad P. (2001). *Pilot plant study at Himmerfjärden – evaluation of start-up operation*. Master Science Thesis Report. Royal Institute of Technology, AVAT-EX-2000-03.

La Rocca N. (2001). *Deammonification process with a pre-nitrification step to treat supernatant*. Master Science Thesis Report. Royal Institute of Technology, AVAT-EX-2000-02.

Trela J., Hultman B. Płaza E., Horeglad P. & La Rocca N.C. (2001). New methods for biological treatment of supernatant from digested sludge. *Proceedings of a Polish-Swedish seminar*, Nowy Targ, Poland, October 24–26, TRITA-AMI REPORT 3088-SE, pp. 113–125.

Płaza E., Trela J. & Hultman B. (2002). Treatment of ammonium rich waste streams with low content of organic matter. *Proceedings of the “Enviro 2002 IWA World Water Congress”*, Melbourne, 7–12 April 2002.

Płaza E., Trela J., Gut L., Löwén M. & Szatkowska B. (2003). Deammonification process for treatment of ammonium rich wastewater. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No 10*. Royal Institute of Technology, Stockholm, 2003, TRITA-LWR.REPORT 3004-SE, 77–87.

Szatkowska B., Płaza E. & Trela J. (2003). Preliminary studies on deammonification process kinetics. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No 10*. Royal Institute of Technology, Stockholm, 2003, TRITA-LWR.REPORT 3004-SE, 89–97.

Szatkowska B., Płaza E., Trela J. & Bąkowska A. (2003). Influence of dissolved oxygen concentration on deammonification process performance. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No 11*. Royal Institute of Technology, Stockholm, 2003, TRITA-LWR.REPORT 3007-SE, 121–131.

Gut L. (2003). *Deammonification as a novel biological process for treatment of ammonium-rich wastewater – experimental study*. Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-LWR Master thesis, LWR-EX-03-21.

Gut L. & Płaza E. (2003). Laboratory-scale study on treatment of high-strength ammonium wastewater. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No. 11*. TRITA-LWR REPORT 1650-8610-SE, 98–108.

Płaza E., Trela J., Löwén M., Szatkowska B. & Gut L. (2003). *Nitrogen removal from ammonium rich waste streams with low content of biodegradable organic matter*. ÅFORSK Final Report, Project 01-41.

Szatkowska B., Płaza E., Trela J. & Comber A. (2004). Factors influencing Anammox process. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No. 12*, In Press.

Trela J., Płaza E., Hultman B., Bosander J. & Dahlberg A.G. (2004). Pilot-plant experiments with combined nitrification and anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in biofilm system. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No. 12*, In Press.

Gut L., Płaza E. & Hultman B. (2004). Partial nitrification process assessment. In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems, Joint Polish-Swedish Reports, No. 12*, In Press.

Szatkowska B., Płaza E. & Trela J. (2004). Nitrogen removal rates in the deammonification process: batch experiments. In: *Proceedings of the "TWA World Water Congress and exhibition"*, Marrakech, 19–24 September 2004.

Trela J., Płaza E., Szatkowska B., Hultman B., Bosander J. & Dahlberg A.G. (2004). Pilot-plant experiments with combined nitrification and anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in biofilm system. In: *Proceedings of the "TWA World Water Congress and exhibition"*, Marrakech, 19–24 September 2004.

Szatkowska B., Płaza E., Trela J. & Hultman B. (2004). Monitoring of nitrogen removal processes by use of conductivity measurements. *Vatten* 60 (2), 111–118.

Trela J., Płaza E., Szatkowska B., Hultman B., Bosander J. & Dahlberg A.G. (2004). Deammonification as a new process for treatment of wastewater with high nitrogen content. *Vatten* 60 (2) 119–127.

Trela J., Płaza E., Szatkowska B., Gut L. & Hultman B. (2004). *Deammonification som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – experiment i pilot-skala*. VA-Forsk rapport. Nr 2004-09. <<http://www.dataforlaget.net/~vav/filer/VA-Forsk%202004-09.pdf>>.

Szatkowska B. (2004). *Treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification/Anammox in a biofilm system*. Div. of Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-LWR.LIC 2023 (licentiate thesis).

BILAGA B Rapport om lustgasbildning



1(4)

SYVAB

HIMMERFJÄRDSVERKET

MÄTNING AV LUSTGASEMISSION FRÅN
VÄTSKEYTOR VID PILOTANLÄGGNING FÖR
DEAMMONIFIKATION

2005-02-28

K-KONSULT ARBETSMILJÖ-VVS AB

BOX 47044, 100 74 STOCKHOLM

BJÖRN ARMAND

PÄR VIKSTRÖM

TEL. 08 775 88 00

På uppdrag av Jan Bosander, SYVAB, Sydvästra Stockholmsregionens VA-Verksaktiebolag, har K-Konsult Arbetsmiljö-VVS AB utfört mätningar av lustgasemission från vätskeytor, vid en anläggning för pilotförsök med deammonifikation, under perioden februari 2005.

MÄTINSTRUMENT - METODER

Mätningarna har utförts med en IR-analysator typ Binos tillverkad av Leybold Hereus. Instrumentet har mätområdet 0 – 100 ppm.

För att undvika störningar av luftfuktighet och koldioxid utrustades instrumentet med speciella filter, ett silikagelfilter som absorberar koldioxid och ett natronkalkfilter som absorberar koldioxid. Vattenånga och koldioxid har närliggande spektrum och dessa ångor ger interferens med lustgas om de ej tas bort.

Före mätningarna kalibrerades instrumentet med en kalibreringsgas. Filtren för vattenånga och koldioxid testades genom analys av utandningsluft varvid konstaterades att all vattenånga och lustgas eliminerades.

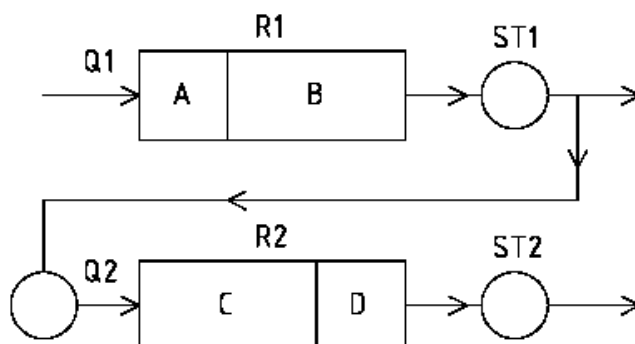
På en huv med ytan 250 *250 mm och en 10 mm hög kant monterades en nippel där slangen till IR-analysatorn anslöts. Huvn hölls omedelbart över vattenytan i resp tank. Luftflödet till analysatorn mättes till 0,5 l/min med rotameter. Luftflödet var något större än blåsluftflödet, dvs all uppströmmande gas fångades in av huvn



Figur 1. Mätning med huv.

Mätplatser

Figur 2 visar schematiskt pilotanläggningen och mätplatserna.

**Figur 2.** Mätplatser

RESULTAT – MÄTNINGAR

Mätresultaten redovisas i tabell 1. Koncentrationen lustgas uppmättes till 3 – 7 ppm i zonerna B, C och D. I den första zonen överskreds instrumentets mätområde.

Mätpl.	konc N2O ppm	Provtagnings- flöde l/min	Mängd lustgas l/min	Prov- yta dm2	Yta på zon dm2	Total flöde lustgas l/h	Process- vattenfl. l/h	liter N2O per m3 processvatten
A	<100 a/	0,5			67			
B	3,0	0,5	0,0000015	6,25	133	0,0019	32,3	0,06
C	4,5	0,5	0,0000023	6,25	133	0,0029	21,5	0,13
D	7,0	0,5	0,0000035	6,25	67	0,0023	21,5	0,10

a/ Instrumentets mätområde överskreds.

Tabell 1. Mätresultat med beräkning av total lustgasavgivning per m3 processvatten

KOMMENTARER

I den första zonen (A) skedde en kraftig luftning. En sannolik förklaring till att instrumentets mätområde överskreds är att det i den zonen skedde en kraftig avgång av vattenånga och koldioxid som silikagelfiltret och natronkalkfiltret inte hade kapacitet att absorbera.

I tabellen har även den absoluta lustgasavgången beräknats. Det bör påpekas att osäkerheten är stor eftersom de baseras på momentana mätningar med en osäker mätning i en zon (A). Beräkningarna indikerar att lustgasavgången är i storleksordningen 0,3 liter lustgas per m³ behandlat processvatten. Med lustgasens densitet ca 1,8 kg/m³ motsvarar det 0,5 gram lustgas per m³ behandlat processvatten.

K-Konsult Arbetsmiljö-VVS AB

Björn Armand

Pär Vikström



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se