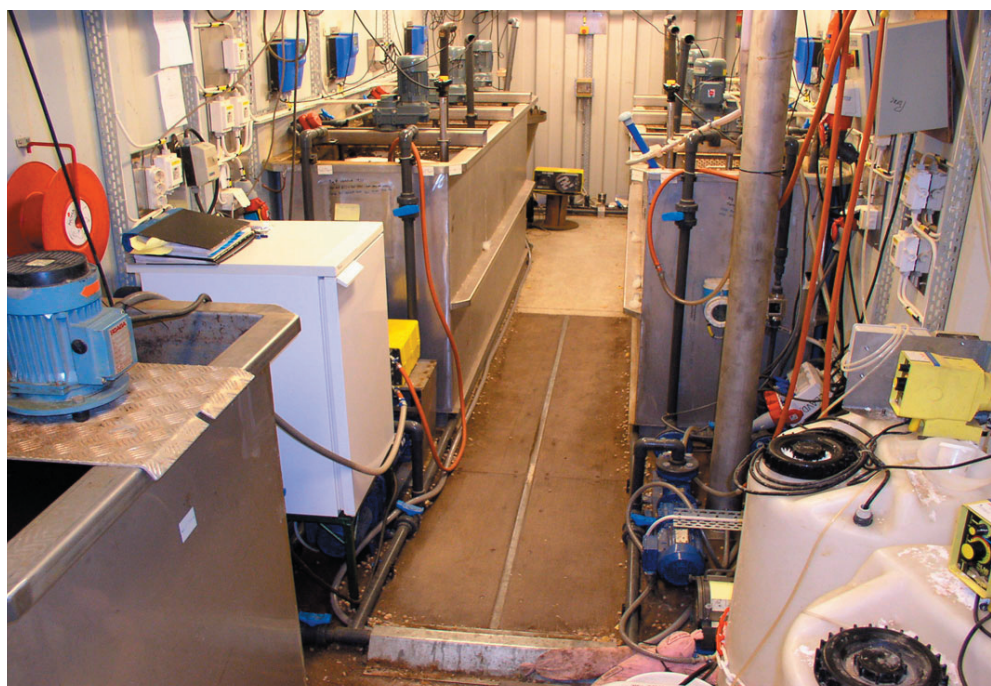


Deammonifikation som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt

– experiment i pilot-skala

Józef Trela
Elżbieta Płaza
Beata Szatkowska
Luiza Gut
Bengt Hultman



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

Rapportens titel:	Deammonifikation som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – experiment i pilot-skala
Title of the report:	Deammonification as a new process for treatment of wastewater with high nitrogen content – pilot plant experiment
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2004-09
Författare:	Józef Trela, Elżbieta Płaza, Beata Szatkowska, Luiza Gut, Bengt Hultman, Kungliga Tekniska Högskolan
VA-Forsk-projektnr:	22-132
Projektets namn:	Deammonifikation som en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – pilot-plant experiment
Projektets finansiering:	VA-Forsk, SYVAB, PURAC
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	68 A4
Sökord:	Ammonium, Anammox, deammonifikation, konduktivitet, kväverening, nitritation, rejektivatten
Keywords:	Ammonium, Anammox, deammonification, conductivity, nitrogen removal, nitritation, digester supernatant
Sammandrag:	Experimentella försök har genomförts i en pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket med en ny teknik för kväverening av rejektivatten med hjälp av en serie-kopplad tvåstegprocess: nitritation och Anammox. Jämfört med traditionell nitrifikation och denitrifikation erfordrar processtekniken enbart 38 % av syre och inget organiskt material behövs för kvävgasbildningen.
Abstract:	Pilot plant experiments have been carried out at the Himmerfjärden WWTP to study a new technology for nitrogen removal from digester supernatant with two reactors in series with nitritation and Anammox. In comparison to traditional nitrification and denitrification, the oxygen demand in the process combination comprises 38 % of the oxygen needed for oxidation of all ammonium to nitrate and there is no need for addition of organic material.
Målgrupper:	Processchefer, VA-konsulter, forskare
Omslagsbild:	Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket. Fotograf: Jozef Trela
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2004
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Ett samarbetsprojekt pågår mellan SYVAB och forskargruppen för 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.

Denna rapport sammanfattar resultaten uppnådda under år 2003 från pilotplant studier av deammonifikationsprocessen utförda vid Himmerfjärdsverket (SYVAB) för behandling av rejektivatten från centrifugering av rötslam.

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.

KTH och Lars Erik Lundbergs Stipendiestiftelse har bidragit med stipendier till doktorander (Beata Szatkowska och Luiza Gut).

Stockholm februari 2004

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Bakgrundsbeskrivning	9
1.1 Olika vägar att möta ökade krav på kvävereduktion	9
1.2 Motiv för och nya metoder att biologiskt behandla rejektvatten för att avlägsna kväve	9
2 Projektbeskrivning	11
2.1 Problembeskrivning	11
2.2 Projektmålsättning	12
3 Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (SYVAB) . . .	13
4 Driftstrategier för experiment	13
4.1 Bakgrund	13
4.2 Tidigare driftstrategier: mars 2002–november 2002	14
4.3 Driftstrategier från 8 november 2002	14
5 Försöksresultat – period I: 8 november 2002–5 maj 2003	15
5.1 Reaktor 1	15
5.1.1 Flöde och hydraulisk uppehållstid	15
5.1.2 Omvandlingar av kväve	16
5.1.3 Driftparametrarna: syre, temperatur, pH och konduktivitet	16
5.2 Reaktor 2	19
5.2.1 Driftsätt	19
5.2.2 Kväveomsättningar	20
5.2.3 Driftparametrarna: syre, temperatur, pH och konduktivitet	20
6 Försöksresultat – period II: 6 maj–29 augusti 2003 . . .	22
6.1 Reaktor 1 – partiell nitritation	23
6.1.1 Flöde och hydraulisk uppehållstid	23
6.1.2 Driftparametrar: syre och temperatur	23
6.1.3 Effekter på pH, konduktivitet, SS och VSS	23
6.1.4 Omvandlingar av kväveföreningar	26
6.1.5 Mätning av profiler för syre, pH och kvävefraktioner	27
6.1.6 Mätningar av COD och total löst fosfathalt	28
6.2 Reaktor 2 – Anammox	28
6.2.1 Flöde och uppehållstid	28
6.2.2 Driftparametrarna: syre, temperatur och pH	28
6.2.3 Konduktivitetsändring	30
6.2.4 Kväveomsättningar	30
6.2.5 Mätning av profiler för syre, pH och kvävefraktioner	32
6.2.6 Mätningar av COD, total löst fosfat och suspenderade ämnen	33

7	Försöksresultat – period III: 30 augusti–20 december 2003	35
7.1	Reaktor 1 – partiell nitritation	35
7.1.1	Flöde och uppehållstid	35
7.1.2	Driftparametrar: syre, temperatur, pH och konduktivitet	36
7.1.3	Omvandlingar av kvävefraktioner	38
7.1.4	Inkommande och utgående total oorganisk kvävehalt	38
7.1.5	Mätning av profiler för kvävefraktioner, syre, pH och konduktivitet	39
7.1.6	Fri ammoniak	41
7.1.7	Mätningar av COD och organiska syror	42
7.1.8	Mätningar av total löst fosfat och suspenderade ämnen	42
7.2	Reaktor 2 – Anammox	42
7.2.1	Flöde och uppehållstid	42
7.2.2	Driftparametrarna: syrehalt, temperatur, pH-värde och konduktivitet	43
7.2.3	Kväveomsättningar	45
7.2.4	Mätning av profiler för kvävefraktioner, syre, pH och konduktivitet	48
7.2.5	Halt av COD, organiska syror och total löst fosfat	49
7.2.6	Halt suspenderade och flyktiga suspenderade ämnen	50
8	Förenklad driftkontroll	50
9	Diskussion	52
9.1	Systemuppbyggnad	52
9.2	Rejektvattnets sammansättning	52
9.3	Nitritationssteget	55
9.4	Anammox	58
9.4.1	Processbetingelser och försöksresultat	58
9.4.2	Effekter av processparametrarna: syre, pH, temperatur och utgående nitrit	60
9.4.3	Annan inverkan på Anammox	61
9.5	Styrning och kontroll av processerna	62
9.5.1	Användning av konduktivitetmätningar	62
9.5.2	Styrning av nitritationssteget	62
9.5.3	Steg med anaerob oxidation av ammonium och nitrit	63
9.6	Kombination av delprocesser	63
	Referenser	65

Sammanfattning

Ett samarbetsprojekt mellan SYVAB (Himmerfjärdsverket) och KTH (Kungliga Tekniska Högskolan) pågår för att studera ny teknik för kväverening av delströmmar med hög kvävehalt. Experimentella försök genomförs i en pilotanläggning byggd av PURAC AB. Anläggningen har två linjer med en volym på två m³ vardera, och är till hälften fyllda med Kaldnesringar (bärarmaterial för biofilm). Det första steget drivs med syfte att oxidera ca hälften av inkommande ammoniumkväve till nitritkväve utan att detta överförs till nitratkväve (s.k. nitrifikation). I det andra steget skall kvarvarande ammoniumkväve reagera med bildat nitritkväve till kvävgas (Anammox-process). Behandlat flödet är rejektvatten från avvattnings av rötslam med hög halt ammoniumkväve och relativt låg halt biologiskt nedbrytbart organiskt material.

Jämfört med traditionell teknik med nitrifikation och denitrifikation kräver deammonifikationsprocessen låg tillförsel av syre och ingen tillförsel av organiskt material vilket kan ge betydligt lägre driftkostnad.

Viktiga resultat och erfarenheter hittills:

- Det är möjligt att nå önskad kvot mellan ammonium- och nitritkväve (ca 1:1,3) i det första steget för fortsatt behandling i det andra steget med Anammox-processen. Viktiga faktorer är pH-värde och syrehalt.
- Det mest kritiska och minst kända steget är det andra där ammonium- och nitritkväve överförs till kvävgas (Anammoxprocessen). Reaktor två har under de första månaderna körts med diskontinuerliga försök för att etablera rätt bakteriekultur. Därefter kopplades reaktor ett och två ihop till en kontinuerlig process. Genomförda försök visar att bakteriekulturen som svarar för Anammoxprocessen etablerats och har under nio månader givit en ökande kvävereduktion från 6 till 94 %, som mest har 580 mg N/l avlägsnats. Processen kördes med genomsnittliga värden för syrekonzentration 0,3 mg O₂/l, temperatur 33,5 °C, pH 8,1 och en uppehållstid på minst 2 dygn.
- Processerna kan enkelt följas upp med mätning av konduktivitet som går att korrelera med halt oorganiskt kväve.

Genomförda studier har visat på den nya teknikens potential och identifierat de huvudsakliga kunskapsluckor som närmare behöver utredas med hjälp av fortsatta experiment för att överföra teoretisk kunskap och erfarenheter från pilotskala till tillämpningar i fullskala.

Summary

Pilot plant-scale experiments have been carried out to study a new technology for nitrogen removal from wastewater. The pilot plant was built by PURAC and it has been operated with co-operation of the Royal Institute of Technology (KTH) at the Himmerfjärden wastewater treatment plant (SYVAB). The plant comprises two parallel lines, which now operate as a two-step process. Two pilot plant reactors (each volume of 2 m³) are filled with Kaldnes rings (biofilm carrier) up to 50 % of their volume. In the first step of the process, half of the ammonium is oxidized to nitrite without further oxidation of nitrite to nitrate (nitrification process). Then the second step follows, where equal amounts of ammonium and nitrite reacts to form nitrogen gas (Anammox process). The pilot plant is continuously fed with supernatant from digested sludge dewatering process at the Himmerfjärden WWTP. This type of wastewater had a high ammonium nitrogen concentration and a low content of biodegradable organic matter.

In comparison to the traditional nitrogen removal technologies such as nitrification and denitrification, the oxygen demand in the deammonification process is low and there is no need for organic material. This way the process offers possibilities for substantial savings in operation costs.

Results from the pilot plant experiments showed that:

- It is possible to obtain a proper NO₂-N/NH₄-N ratio (about 1.3) in the effluent from the first step, for further treatment in the second Anammox step (depending on DO concentrations and pH).
- The most critical step is the second one with Anammox (anaerobic ammonium oxidation). During first months, reactor 2 operated as a “batch” experiment to establish the bacterial culture responsible for Anammox. In May 2003 reactor 1 (nitrification step) and reactor 2 (Anammox step) were connected. The results indicated that the microorganisms that could accomplish the process were cultivated in the pilot plant and nitrogen removal efficiency in the range of 6–94 % was achieved. The maximum removed nitrogen concentration was 580 mg N/l. Oxygen concentrations of 0.3 mg O₂/l in combination with temperature of 33.5 °C and a retention time of more than two days were needed to successfully operate the process.
- Processes could be monitored by conductivity measurements, which are easy to carry out. A linear correlation was obtained between an inorganic nitrogen concentration and conductivity in both influent and effluent.

The studies showed the opportunities that this technology had offered as well as identified the parts that should be more investigated before full-scale applications.

1 Bakgrundsbeskrivning

1.1 Olika vägar att möta ökade krav på kvävereduktion

Ökade krav kan komma att ställas på kommunala avloppsverk för att åstadkomma en högre kvävereduktion jämfört med nuvarande krav. Vid Naturvårdsverket kommer en utredning att ske om förutsättningar för att höja de kommunala avloppsverkens kvävereduktion. Samtidigt finns önskemål att inte alltför mycket höja de kommunala VA-taxorna för att möta de nya kraven. Det är därför av intresse att utvärdera om ny kunskap kan effektivisera och förbilliga nuvarande traditionellt byggda system för kvävereduktion. Många kommunala avloppsverk byggdes med den på 1970-talet utvecklade tekniken med fördenitrifikation, dvs. ombyggnad av luftningsbassänger med en första zon där denitrifikation sker (omvandling av nitrat till kvävgas) och en efterföljande zon för nitrifikation (oxidation av ammonium till nitrat, ett nödvändigt steg för att åstadkomma denitrifikation). Ett flertal modifieringar finns av denna teknik och de har naturliga begränsningar med hänsyn till uppnådd reningseffekt som ligger på ca 60–70 %.

Begränsningarna baseras bl.a. på (1) möjlig recirkuleringsgrad av nitratrik slamsuspension tillbaka till denitrifikationszonen (bl.a. med hänsyn till pumpningskostnader och tillförsel av syrerikt vatten tillbaka till denitrifikationszonen) och (2) tillgång på tillräcklig mängd organiskt material i lättnedbrytbar form för att säkerställa denitrifikationen.

Om en högre reningseffekt av inkommande kvävereduktion skall säkerställas (t.ex. 75–90 %) finns olika vägar, bl.a.:

- Ökad tillförsel av organiskt material (speciellt i lättnedbrytbar form) för att gynna denitrifikationen. Omfattande försök (tillämpat på pilotanläggningar bl.a. vid Himmerfjärdsverket och Kungsängsverket i Uppsala) och sammanställning av litteratur har redovisats i en doktorsavhandling av Trela (2000). Det organiska materialet kan antingen tillföras externt (Plaza *et al.* 1990a, b) eller produceras internt på avloppsverket (främst via hydrolys av slam).

- Ökad styrning av nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna bl.a. med hänsyn till syrehalt och storleksandel av denitrifikations- och nitrifikationszoner
- Tvåstegsteknik för huvudflödet av avloppsvattnet, varvid nitrifikationen sker som ett första steg följt av ett denitrifikationssteg. Det första steget sker vanligen i en aktivslamprocess följt av ett denitrifikationssteg med bakterierna på ett fastsittande material (fluidiserad bädd, filter etc.).
- Tvåstegsteknik för kvävereduktion där delar av kvävereduktionen sker på rejektvatten efter avvattnings av rötslam (totalt avlägsnad mängd av kväve ca 10–20 %) i kombination med kvävereduktion för huvudströmmen av avloppsvattnet. Studier av kvävereduktion har tidigare gjorts vid KTH i form av bl.a. två licentiatavhandlingar (Tendaj-Xavier 1985; Mossakowska 1994) främst på nitrifikationsprocessen och senare på en kvävereduktionsprocess med den nya teknik som beskrivs som deammonifikation (Plaza *et al.* 2002; Trela *et al.* 2001). För ett befintligt avloppsverk kan de olika vägarna kombineras och val av metod är till stor del beroende av avloppsverkets uppbyggnad (inkl. volymer/uppehållstider) och inkommande avloppsvattens sammansättning.

De tre första vägarna är väl beskrivna i litteraturen och effekter av olika åtgärder kan relativt väl förutses. Däremot behöver processer som deammonifikation och Anammox studeras och utvärderas som teknik att införa i full skala för att förbättra ett avloppsverks kvävereduktion. Denna teknik har en stor potential att på ett kostnadseffektivt sätt förbättra kvävereduktionen.

1.2 Motiv för och nya metoder att biologiskt behandla rejektvatten för att avlägsna kväve

Separat behandling av rejektvatten efter avvattnings av rötslam har studerats under en lång tid med användning av biologiska eller fysikalisk-kemiska metoder (jfr Tendaj-Xavier 1985 och Mossakowska 1994). Viktiga skäl för detta har varit:

- Rejektvattnets ammoniumhalt (kvävehalt) är minst tio ggr högre än motsvarande halt i inkommande

avloppsvatten och det är generellt sätt mer kostnadseffektivt att behandla en koncentrerad ström (för en viss avlägsnad föroreningsmängd) än en utspädd ström

- Rejektvattnets förhållandevis höga och konstanta temperatur gynnar biologiska processer
- Erhållet slam vid biologisk teknik från rejeckt-vattenhanteringen kan öka säkerheten hos kväve-reduktionsprocessen i huvudströmmen pga. in- ympningseffekter

Trots detta har biologisk behandling av rejeckt-vatten inte fått en betydande användning i full skala (ex-empel på fullskaletillämpningar finns i Sverige i Linköping och Motala och för den speciella deam- monifikationsprocessen finns den första fullskaleanlägg-ningen i Rotterdam). De väsentligaste nackdelarna med traditionell nitrifikation och denitrifikation av rejeckt-vatten är:

- Vid enbart nitrifikation räcker alkaliniteten endast till för att nitrifiera halva inkommande ammoni- ummängden
- Erforderligt syrebehov är stort för att nitrifiera hela ammoniummängden till nitrat
- Halten biologiskt nedbrytbart organiskt material är låg i inkommande rejeckt-vatten och därför måste organiskt material tillsättas för att åstadkomma denitrifikation

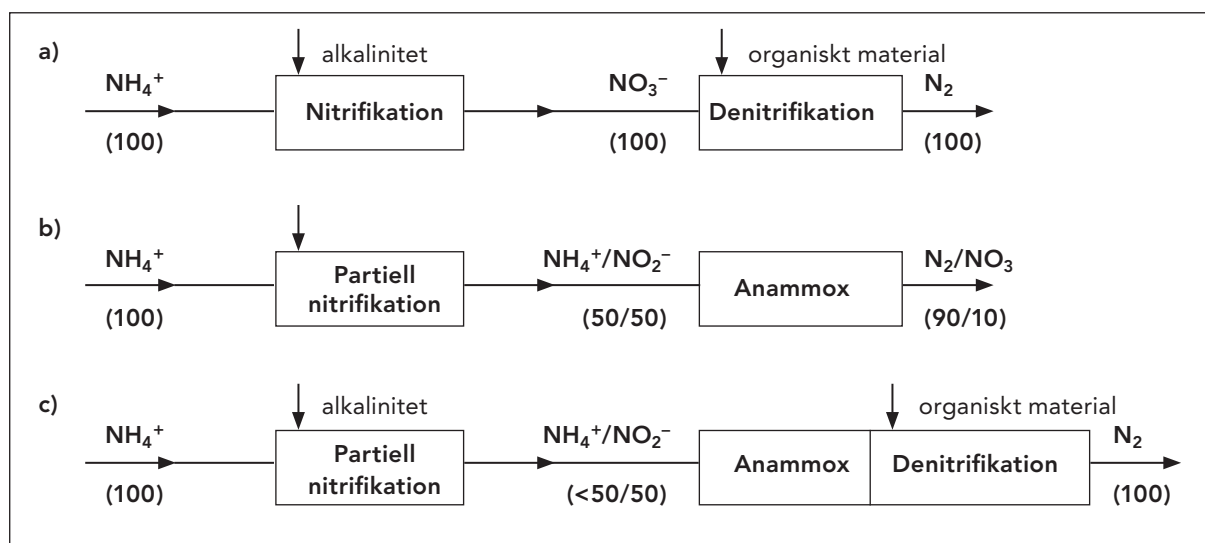
Dessa nackdelar kan till stor del undvikas om man kombinerar nitritation (oxidation av ammonium till nitrit) av ca halva ammoniummängden följt av Anammox (syrefri oxidation av ammonium med

nitrit till kvävgas). Kombinationen har fått namnet deammonifikation och kan ske i samma bassäng eller i två separata bassänger. Erfarenheter från experiment vid Himmerfjärdsverket pekar på att det är betydligt lättare att styra reaktionsförloppen om de sker i två separata bassänger. Deammonifikationsprocessen har dock vissa andra nackdelar bl.a.:

- Det är betydligt svårare att få en stabil process som innebär att ungefär halva ammoniummängd- en oxideras till nitrit och att bildad nitrit inte sedan överförs till nitrat (jämfört med om t.ex. allt ammonium vid tillförsel av alkalinitet oxiderades till nitrat).
- De bakterier som vid syrefria betingelser oxiderar ammonium med nitrit till kvävgas identifierades nyligen (1999) och studeras för närvarande intens- ivt. Tiden att etablera en fungerande bakteriekultur är mycket lång (flera månader).
- Fullskaleerfarenheter saknas, även om en fullskale- anläggning byggts i Rotterdam och nyligen tagits i drift, och detta innebär osäkerheter i att garantera vissa prestanda

En lämplig strategi kan vara att utforma ett An- ammoxsystem så att det även kan drivas med kon- ventionell nitrifikation och denitrifikation och att möjligheter finns att kombinera Anammox med konventionell teknik. En sådan strategi skall exempli- feras i figur 1-1.

I figur 1-1 a illustreras en konventionell tvåstegs- process med traditionell nitrifikation följt av denitri- fikation. I det första steget oxideras ammonium till nitrat och för att denna reaktion skall bli fullständig



Figur 1-1. a) Illustration av tänkbara processschema för konventionell nitrifikation och denitrifikation, b) nitrifikation följt av Anammox och c) exempel på kombinationsteknik med Anammox och traditionell teknik.

erfordras tillsats av alkalinitet (t.ex. vätekarbonat). I det följande steget överförs nitrat till kvävgas och härvid måste tillföras biologiskt nedbrytbart organiskt material. Som tidigare nämnts är nackdelar med processtekniken behov av alkalinitet, högt syrebehov och därmed energi samt behov av organiskt material. Vid recirkulering av vatten från denitrifikationsdelen till nitrifikationsdelen kan behovet av alkalinitets-tillsats kraftigt minskas.

Deammonifikationstekniken illustreras av figur 1-1 b. I det första steget oxideras bara halva ammoniummängden till nitrit och detta innebär att en alkalinitetstillsats inte är nödvändig och att syrebehovet kraftigt kan minskas jämfört med första steget i figur 1-1 a. I det andra steget i figur 1-1b sker Anammox varvid ammonium och nitrit reagerar till kvävgas. Ingen tillsats av organiskt material erfordras.

En kombination av tekniken i figur 1-1 a och 1-1 b exemplifieras av figur 1-1 c. Nitrifikationsgraden kan ökas med hjälp av alkalinitetstillsats till första steget (t.ex. för att öka kvoten nitrit till ammonium i utgående flöde) och organiskt material (t.ex. metanol) kan avlägsna rester av nitrit och nitrat från det andra steget. Med recirkulationsteknik kan utgående ammoniumhalt från steg två minskas.

De tre processscheman i figur 1-1 har tagits som utgångspunkt för att illustrera:

- Ett system med traditionell nitrifikation och denitrifikation kan byggas upp på liknande sätt som ett system med nitritation följt av Anammox (två bassänger, luftningsutrustning i första bassängen och syrefria förhållanden i den andra bassängen försedd med omröring, lämpligt bärarmaterial etc.)
- Om driftsättet ändras från traditionell nitrifikation och denitrifikation mot ökad grad av nitritation (utan bildning av nitrat) och Anammox kan mycket stora besparingar göras av kemikalier och energi

Risken för felinvestering i teknik med nitritation följt av Anammox är relativt liten eftersom samma systemuppbyggnad kan användas för traditionell kvävereduktion. I takt med ökade processtekniska kunskaper kan den traditionella och relativt välkända tekniken (även för rejektivattenbehandling) successivt överföras till mer kemikalie- och energisnåla processer. Rejektivattenbehandling har bortsett från rejektivattnets höga salt halter och temperatur även fördelen av att inte behöva utgöra slutsteg, eftersom behandlat rejektivatten kan tillföras t.ex. aktivslamsteget för

behandling av huvudströmmen. Tillfälliga driftstörningar i rejektivattenbehandlingen får därför mindre konsekvenser än störningar på slutsteget. Separat rejektivattenbehandling kan även höja hela avloppsverkets driftstabilitet för kvävereduktion om inympning sker av bildade bakterier från rejektivattenbehandlingen (nitrifikationsbakterier, ev. metanoladapterade denitrifikationsbakterier och bakterier med förmåga att oxidera ammonium med nitrit).

2 Projektbeskrivning

2.1 Problembeskrivning

Projektet inriktas mot vatten med en hög ammoniumhalt och samtidigt en låg halt av biologiskt nedbrytbart organiskt material. Experimenten har genomförts med rejektivatten från avvattningsavslutning av rötslam, men tekniken kan ha tillämpning också för t.ex. lakvatten, vatten från sprängningsarbeten i tunnlar och vatten från processer vid framställning av gödselmedel.

En redovisning av teori och erhållna resultat från tidigare experiment med deammonifikationsprocessen vid en laboratorieanläggning vid KTH (med rejektivatten från Bromma reningsverk) har presenterats av Trela *et al.* (2001) och Plaza *et al.* (2002, 2003).

De traditionella kvävereningsmetoderna 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 kol-källa. Detta leder också till en slamproduktion, som måste hanteras på något sätt. 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.

En ny teknik, deammonifikation, erfordrar bara ca 38 % (1,72 g O₂/g N) av syrebehovet vid fullständig

Tabell 2-1. Jämförelse av traditionell kväverening med deammonifikation.

	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

nitrifikation och ingen tillsats erfordras av organiskt material. En jämförelse av traditionell teknik för kvävereduktion med användning av deammonifikation visar att energianvändning kan reduceras till 60 % samt driftkostnader kan minskas kraftigt ned mot 90 % tabell 2-1.

Två huvudproblem finns vid utnyttjande av den biologiska tekniken:

1. kontroll av oxidationen av halva ammoniummängden till nitrit utan att denna oxideras vidare till nitrat
2. utveckling av en bakteriekultur med förmågan att oxidera ammonium med nitrit till kvävgas

Den första punkten kan åstadkommas med olika metoder t.ex. användning av låg syrehalt (ger anrikning av hydroxylamin som hämmar nitritoxidation), pH-kontroll (fri salpetersyrighet eller fri ammoniak hämmar nitritoxidationen) eller 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 start-up tiden rapporterades som 200 dagar) utvecklas en väl fungerande kultur och val av betingelser för att åstadkomma 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 på att en sådan kultur utvecklats både i laboratorieskala vid KTH (Szatkowska *et al.* 2003a, b) och i större pilotskala vid Himmerfjärdsverket. Experimenten genomförda vid KTH med rejektvatten från Bromma reningsverk under treårsperiod 2001–2003 (utspädd till koncentrationer 150–300 mg NH₄-N/l) har visat att processen kan ge upp till 90 % kvävereduktion (70 % som medelvärde har uppnåtts).

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 nitritationen och Anammox är:

- Konduktivitetsmätningar. Dessa kan utnyttjas för att mäta inkommande ammonium- och vätekarbonathalt (dominerande salter i rejektvatten) och utgående halt 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 nitritjoner till kvävgas (minskar salthalten).
- Mätningar av pH-värde. Vid sänkning av pH-värdet erhålles information om att inkommande alkalinitet till det partiella nitritationssteget börjar att ha förbrukats och att kvoten ammonium- och nitritkväve i utgående flöde är ca 1:1. Vid tillsats av alkalinitet minskas denna kvot.
- 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 ge ett tekniskt-ekonomiskt underlag för att i full skala införa ett system för kvävereduktion av rejektvatten från avvattning av rötslam vid kommunala avloppsverk baserat 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). Hittills genomförda studier i samverkan SYVAB och KTH har visat på teknikens potential och identifierat de huvudsakliga kunskapsluckorna som närmare behöver utredas för att överföra

teoretiska kunskaper och försök från pilot-skala till fullskaletillämpningar. Det kunskapsbehov som bedömts nödvändigt är:

- 1) Säkerställande av att erhålla i ett första steg lämplig kvot mellan utgående ammonium- och nitritkvävehalt (ca 1:1,3) för fortsatt behandling i steg två med Anammox.
- 2) Etablering av lämplig kultur för Anammox och mätning av dess aktivitet med hänsyn till olika omgivningsfaktorer
- 3) Utveckling av enkla kontrollsystem för de två processtegen

3 Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (SYVAB)

Anläggningen byggd av PURAC består av 2 linjer, båda med en volym av 2 m³, fyllda till 50 % med Kaldnes ringar (tabell 3-1).

Tabell 3-1. Parametrar för pilotanläggning.

Parameter	Värde
Volym: pilot (m ³)	2,0
Volym av varje zon (m ³)	0,67
Volym av avloppsvatten (m ³)	1,56
Volym av avloppsvatten i varje zon (m ³)	0,52
Kaldnes fyllning (%)	50 %
Kaldnes yta L1 (m ²)	507,1
Kaldnes yta L2 (m ²)	507,1
Volym av försedimenteringstank (m ³)	0,8
Volym av eftersedimenteringstank (m ³)	0,125

Processen har följts upp genom:

- on-line mätningar (pH, temperatur)
- analyser (N-fraktioner, COD, organiska syror, alkalinitet, PO₄-P) i: inkommande rejektivatten till piloten, utgående vatten från reaktorer
- mätningar (flöde, syrehalt, temperatur, pH, konduktivitet) i alla zoner
- "batch" tester för studier av processkinetik

4 Driftstrategier för experiment

4.1 Bakgrund

Processtekniken för att genomföra oxidation av ca halva ammoniummängden till nitrit och därefter bakteriellt oxidera ammonium med nitrit till kvävgas är en tvåstegsprocess. Det kan genomföras i en reaktor där tvåstegsprocessen sker i biofilmen. I den yttre delen av biofilmen sker partiell oxidation av ammonium till nitrit och i den inre delen sker under syrefria förhållanden reaktionen mellan ammonium och nitrit. Tekniken har använts vid ett flertal studier vid Hannovers tekniska högskola med Kaldnes-material för att erhålla en biofilm. Processen har i Holland fått namnet CANON (completely autotrophic N-removal over nitrite) (Hao & van Loosdrecht 2002).

Den andra tekniken är att använda två reaktorer, den första reaktorn för oxidation av halva mängden ammonium till nitrit och den efterföljande reaktorn för att i syrefri miljö åstadkomma reaktionen mellan ammonium och nitrit till kvävgas. Denna teknik utnyttjas vid fullskaleanläggningen i Rotterdam, där oxidation av halva mängden ammonium till nitrit sker med den speciella processen "SHARON" (Van Dongen *et al.* 2001a, b)) och reaktionen mellan ammonium och nitrit i ett torn med tillflödet i botten för att erhålla syrefria betingelser.

Tidigare erfarenheter från Himmerfjärdsverket och från Delfts universitet visar att det är mycket svårt att ställa in lämpliga processbetingelser med enreaktorsteknik med biofilm. Syrehalten och biofilmens tjocklek påverkar andelen syrehaltig och syrefri del av biofilmen och därmed den procentuella kvävereduktionen. Eftersom pilotanläggningen vid Himmerfjärdsverket från början var byggd med två parallella linjer var det lätt att ställa om driften till seriekopplad drift (hösten 2002).

4.2 Tidigare driftstrategier: mars 2002–november 2002

Verksamheten vid pilotanläggningen under perioden mars 2002–november 2002 hade i huvudsyfte att etablera en kultur med deammonifikationsbakterier. Genomförda försök före mars 2002 (La Rocca 2001; Horeglad 2001) visade att en bakteriekultur inte hade etablerats på bärarmaterialet. Därför bedömdes det vara lämpligt att köra de två reaktorerna i pilotanläggningen diskontinuerligt och under sådana betingelser att enbart deammonifikationsbakterier kunde tillväxa, medan andra organismer inte skulle kunna växa på grund av brist av något väsentligt ämne. Gynnsamma betingelser för deammonifikationsbakterier (och betingelser som samtidigt kraftigt hämmade andra bakterier och minskade inverkan av kvävereaktioner som ammoniakavdrivning, utfällning av magnesiumammoniumfosfat och ammonifikation) bedömdes vara:

- Mycket låg syrehalt eftersom inget syre krävs för reaktionen vid deammonifikation men däremot för nitrifikation (nitritation och nitratation) och minimera ammoniakavdrivning
- Hög temperatur, ca 30–35 °C
- pH-värde omkring 8
- Samtidig närvaro av nitrit och ammonium som utgör grunden för anammoxreaktionen, varvid nitrithalten inte fick vara alltför hög pga. hämningsreaktioner

- Mycket låg närvaro av löst organiskt material för att undvika denitrifikation av heterotrofa bakterier
- Relativt låg inkommande fosfathalt för att undvika utfällningar av t.ex. magnesiumammoniumfosfat (men ändå tillräckligt hög för att kunna tillgodose bakteriella reaktioner)

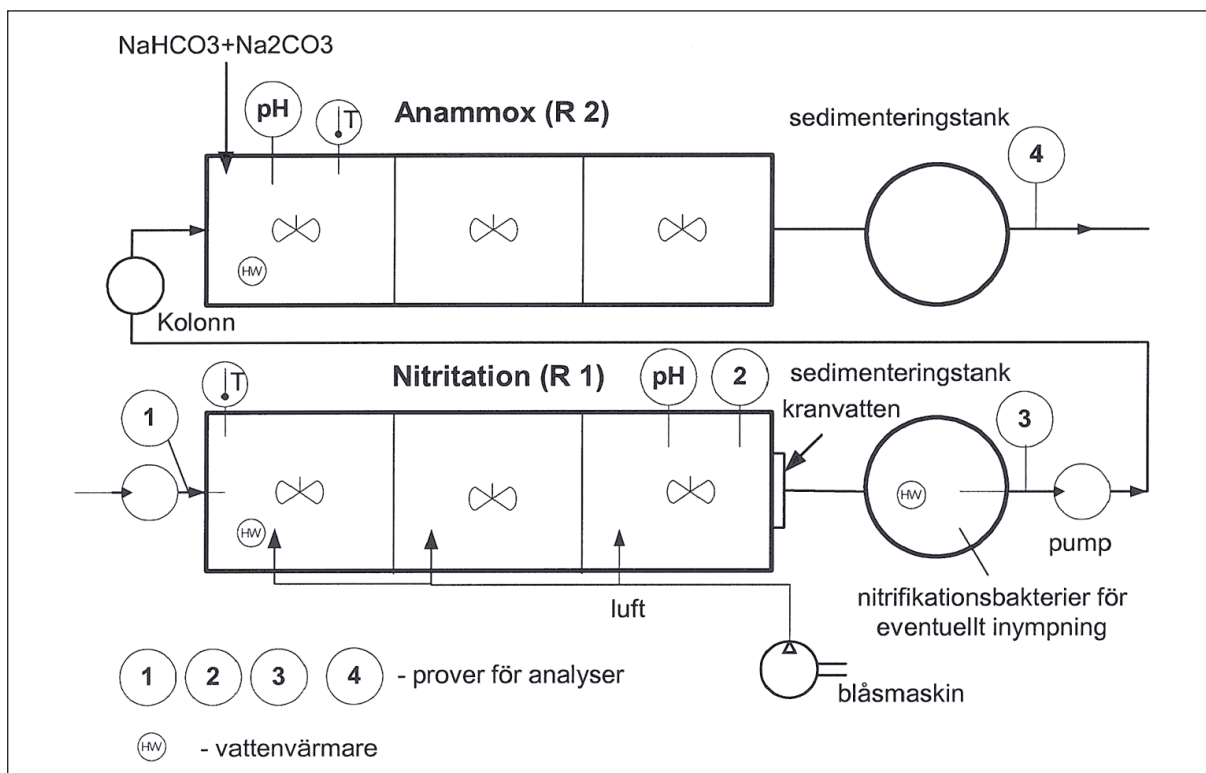
Under perioden från januari 2002 till november 2002 tillsattes ammoniumklorid och/eller natriumnitrit vardera till pilot-anläggningens båda reaktorer. Deammonifikationsbakteriernas fördubblingstid uppgår vid gynnsamma betingelser till 13 dygn och därför genomfördes provtagningar relativt sällan. Efter ca tre månader i linje L2 och 5 månader i linje L1 började en samtidig minskning att erhållas av ammonium och nitrit, vilket visade att en deammonifikationskultur började erhållas. Ammoniumhalten var i visst överskott i förhållande till nitrithalten och ett fullständigt avlägsnande av nitrit kunde erhållas efter tillsatser inom 3–4 dygn. Deammonifikation skedde i båda reaktorerna men den var högre i reaktor 2.

4.3 Driftstrategier från 8 november 2002

Sammanställning av de olika driftstrategierna är presenterat i tabell 4-1.

Tabell 4-1. Driftstrategier för pilotanläggning.

Period	Driftstrategier	
	Reaktor 1	Reaktor 2
1 mars–8 november 2002 mål: etablera en kultur med Anammoxsbakterier	Diskontinuerligt drift – med ammoniumklorid och/eller natriumnitrit	Diskontinuerligt – med ammoniumklorid och/eller natriumnitrit
8 november–28 april 2003 mål: R1 – etablera nitritation i R1, R2 – etablera en kultur med Anammoxsbakterier	Kontinuerligt drift med nitritation av inkommande rejektvatten	A. Diskontinuerligt drift – med ammoniumklorid och/eller natriumnitrit (8 november–20 december) B. Kontinuerligt drift med utgående rejektvatten från R1 (14 januari–12 februari) Diskontinuerligt – med rejektvatten från R1 (13 februari–28 april)
29 april–20 december 2003 mål: köra igång 2-steps-processen	Kontinuerligt drift med nitritation av inkommande rejektvatten	Kontinuerligt drift med Anammox av utgående rejektvatten från R1



Figur 4-1. Schematisk bild av system för experiment.

Eftersom kemikalietillsatserna i huvudsak hade som syfte att etablera en bakteriekultur för deammonifikation beslöts att ändra om driftsättet från 6 november 2003 så att:

- Den reaktor som hade lägst deammonifikationsaktivitet drevs med kontinuerlig tillförsel av rejeckt-vatten och med syfte att erhålla partiell nitritation (oxidation av ungefär halva inkommande ammoniumhalt till nitrit) och så att oxidationen av bildat nitrit till nitrat (nitrataion) hämmades
- Fortsatt satsvis drift av reaktorn med högst deammonifikationsaktivitet men från 13 februari med skillnaden att tillsats av ammonium och nitrit inte längre skedde med kemikalierna ammoniumklorid och natriumnitrit utan istället genom diskontinuerlig tillförsel av utgående behandlat rejeckt-vatten från linjen med partiell nitritation

Under perioden 29 april–20 december 2003 har experimenten genomförts med en seriekopplad tvåstegsprocess enligt ett system presenterat i figur 4-1. Det första steget drivs med syfte att få nitritationsprocess (reaktor 1), det andra steget drivs med syftet att få Anammox-process (reaktor 2). Kranvatten kan tillsättas men är inte nödvändig. Syftet med kolonnen är att minska syrehalt i inflödet till Anammoxsteget och kombinationen NaHCO_3 och Na_2CO_3 ger förutsättningar för att enkelt erhålla lämplig pH-värde på 8–8,2.

5 Försöksresultat – period I: 8 november 2002–5 maj 2003

5.1 Reaktor 1

5.1.1 Flöde och hydraulisk uppehållstid

Driftsförhållanden under perioden 8 november–5 maj 2003 har sammanställts i tabell 5-1.

Tabell 5-1. Driftsbetingelser för reaktor 1.

Datum	Inkommande flöde (medel), (l/h)	Uppehållstid (d)
8 nov.–11 feb.	64	1,0
11 feb.–5 maj	40	1,6

5.1.2 Omvandlingar av kväve

Inkommande ammoniumhalter i rejektvatten var låga under de första veckorna och varierade mellan 200–350 mg N/l. Den låga inkommande halten orsakades av samtidig tillförsel av kondens- och skrubbevatten från torkningsanläggning. Mellan 19 februari och 25 februari varierade ammoniumhalten mellan 660–850 mg N/l. Koncentrationen minskade därefter för att åter öka mot slutet av försöksperioden (se figur 5-1). Genomsnittlig inkommande ammoniumkoncentration uppgick till 624 ± 185 mg N/l.

Redan två veckor efter omställning av drift till partiell nitrifikation kunde approximativt en önskad kvot erhållas mellan nitrit- och ammoniumkväve och denna uppgick härvid till 0,96. Emellertid medförde variationer i inkommande ammoniumhalt och svårigheter att hålla konstant syrehalt att kvoten varierade betydligt och genomsnittlig nitrit-/ammoniumkvävehalt uppgick till $0,77 \pm 0,31$. Den genomsnittliga utgående ammoniumhalten uppgick till 326 mg N/l och varierade mellan 120–500 mg N/l. Utgående nitrithalt uppgick till 234 mg N/l med en variation mellan 54–400 mg N/l. Relativt låga nitrathalter erhöles, i genomsnitt 19,8 mg N/l och den varierade mellan 3–52 mg N/l (se figur 5-1).

En relativt låg kvävereduktion på i genomsnitt 11,7 % (63,9 mg N/l) erhöles under perioden (se

figur 5-2). Denna kan bero att en viss deammonifikationsaktivitet fanns i reaktorn före omläggning till partiell nitrifikation. Kvävereduktionen kan också bero på närvaro av organiska syror i inkommande rejektvatten vilka tillsammans med nitrit och nitrat kan åstadkomma heterotrof denitrifikation.

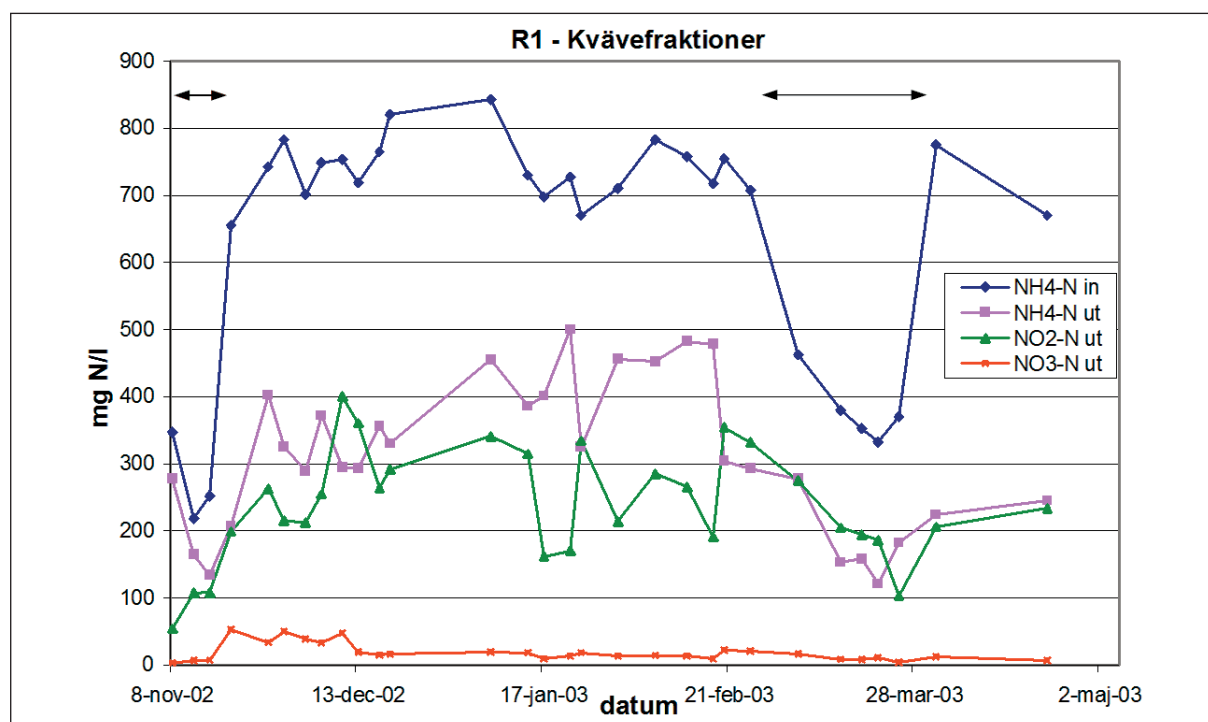
5.1.3 Driftparametrarna: syre, temperatur, pH och konduktivitet

Syre

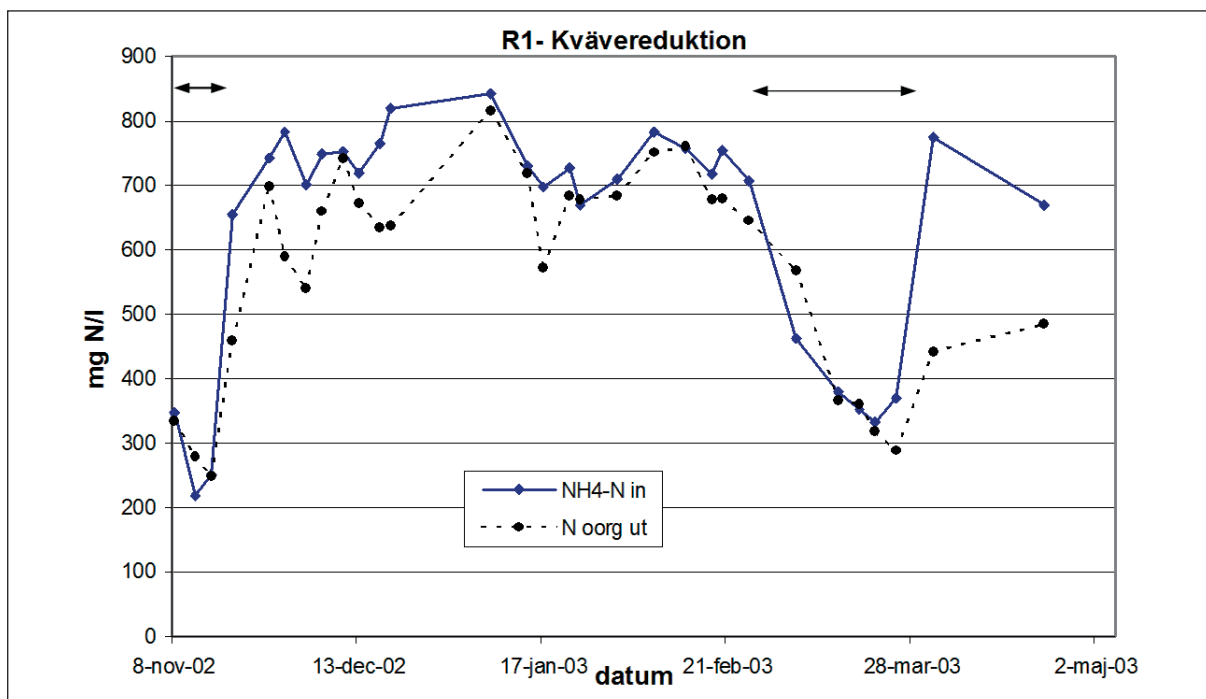
Zon 1 i reaktorn luftades inte och syrehalten varierade mellan 0,2–1,4 mg O₂/l och var lägre än i de luftade zonerna 2 och 3. Syrehalten i zon 2 varierade mellan 0,6–4,1 mg O₂/l. I zon 3 var syrehalten högst och den översteg vid flera tillfällen 4 mg O₂/l (se tabell 5-2 och figur 5-3).

Tabell 5-2. Statistik över driftparametrarna: syre och temperatur.

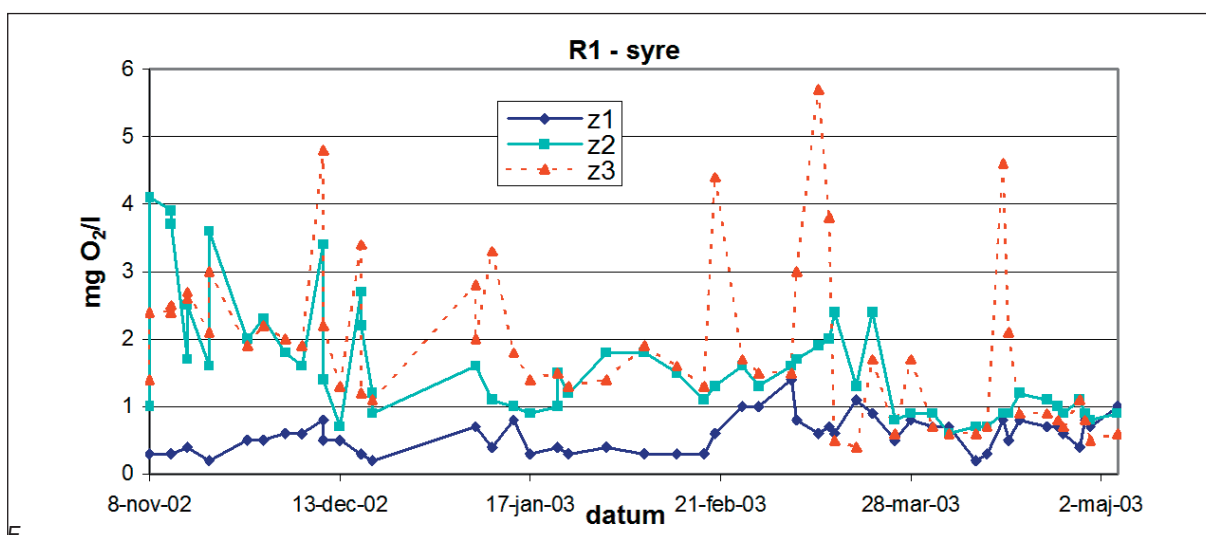
R1		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	medel	0,53	1,56	1,85
	st. avvikelse	0,25	0,79	1,08
T (°C)	medel	35,0	33,4	32,5
	st. avvikelse	2,5	2,3	2,5



Figur 5-1. Kvävefraktioner i reaktor 1 (pilen visar perioder med kondens- och skrubbevatten från torkanläggning)



Figur 5-2. Kvävereduktion i reaktor 1 (pilen visar perioder med kondens- och skrubbevatten från torkanläggning).



Figur 5-3. Syrehalt i reaktor 1.

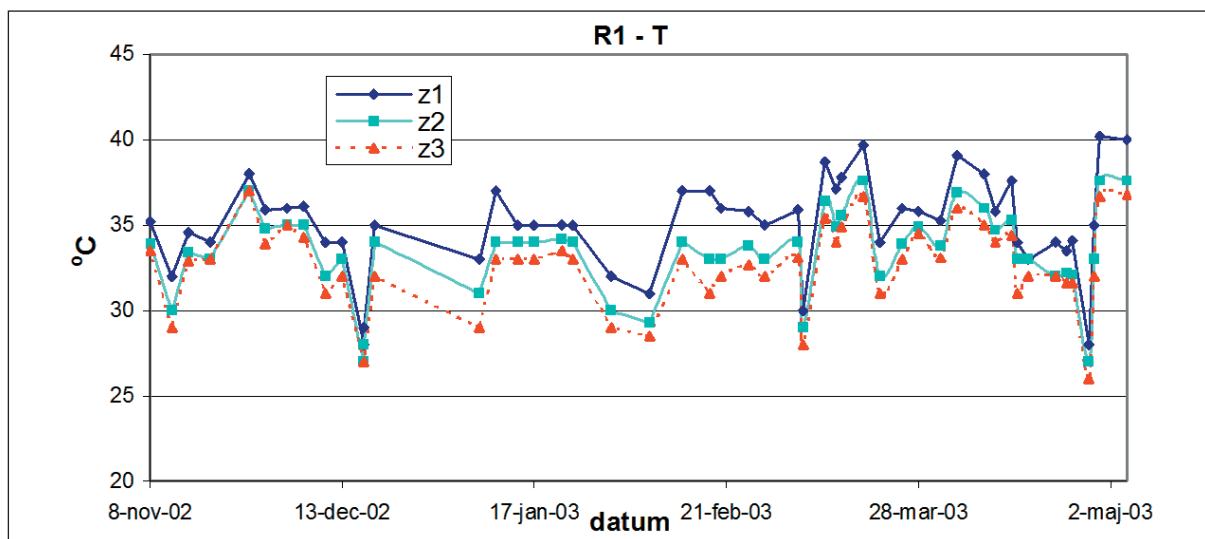
Temperatur

En doppvärmare var installerad i den första zonen och temperaturen i denna zon var vanligen ca 30–35 °C även om temperaturen tillfälligt kunde nå 40 °C. Temperaturen i andra zonen varierade mellan 27–38 °C och i den tredje zonen mellan 26–37 °C (se tabell 5-2 och figur 5-4).

pH-värde

Under driftperioden mättes pH-värdet i de tre zonerna och för inkommande samt för utgående pH-värde från 13 december. Inkommande pH-värde var relativt stabilt och varierade mellan 7,7–8,5 med ett medelvärde på 7,9. pH-värde i utgående avloppsvatten var

ungefär lika med det i zon 3 (sista zonen). Huvudsaklig variation av pH-värdet skedde i de tre zonerna med en successiv minskning av pH-värdet mellan zon 1 och 3 (se tabell 5-3 och figur 5-5). pH-värdet styrs i hög grad av halten kvarvarande vätekarbonat. När denna halt i hög grad avlägsnats pga. vätejonbildning vid nitrifikation sker en betydande pH-sänkning. pH-värdet kan dock inte bli lägre än ca 6 på grund av att nitrifikationen alltmer hämmas av låga pH-värden. Ett lågt pH-värde (under t.ex. 6,5) indikerar att alkaliniteten i reaktvattnet i huvudsak har förbrukats. Med hänsyn till nitrifikationens vätejonproduktion och alkalinitet i reaktvattnet svarar detta mot att ca hälften av reaktvattnets ammoniumhalt oxiderats.

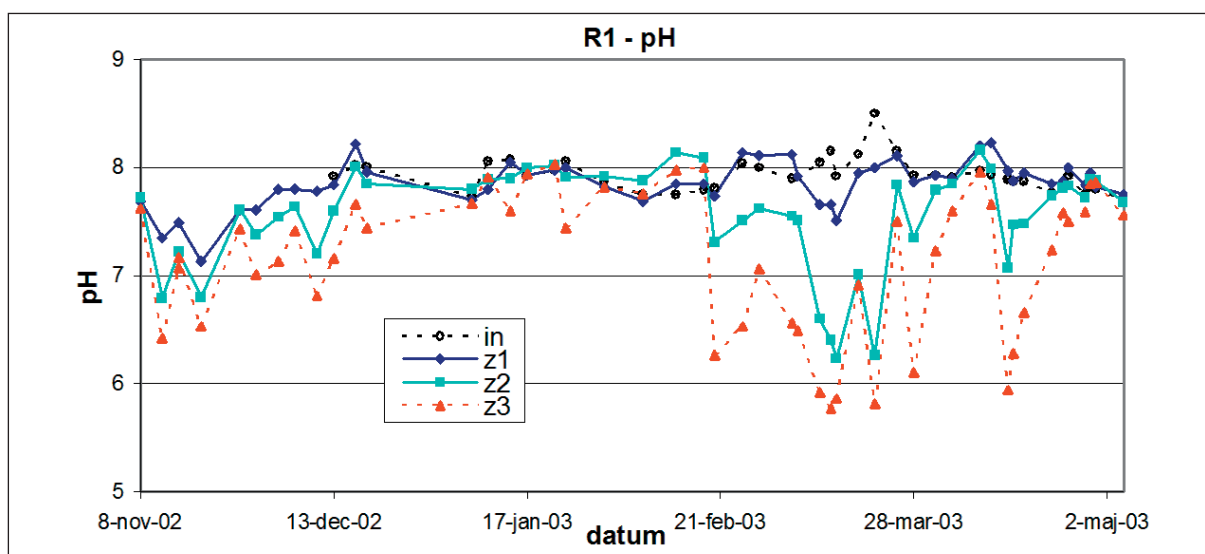


Figur 5-4. Temperatur i reaktor 1.

Tabell 5-3. Statistik – pH, alkalinitet och konduktivitet.

R1		in	Z 1	Z 2	Z 3	ut
pH	medel	7,93	7,83	7,59	7,24	7,37
	min	7,71	7,13	6,23	5,77	5,86
	max	8,50	8,23	8,16	8,03	8,04
	st. avvikelse	0,15	0,23	0,46	0,64	0,68
Alkalinitet (HCO_3^-)* (mmol/l)	medel	47,8	–	–	–	11,5
	min	26,0	–	–	–	9,0
	max	88,7	–	–	–	15,1
	st. avvikelse	24,5	–	–	–	2,8
Konduktivitet (mS/cm)	medel	5,09	4,22	3,72	3,43	3,31
	min	2,08	1,59	1,32	1,32	1,23
	max	6,61	5,83	5,02	4,59	4,57
	st. avvikelse	1,25	1,10	0,96	0,86	1,02

*prover utan att ta hänsyn till hydraulik uppehållstid.



Figur 5-5. pH parameter i reaktor 1.

Konduktivitet

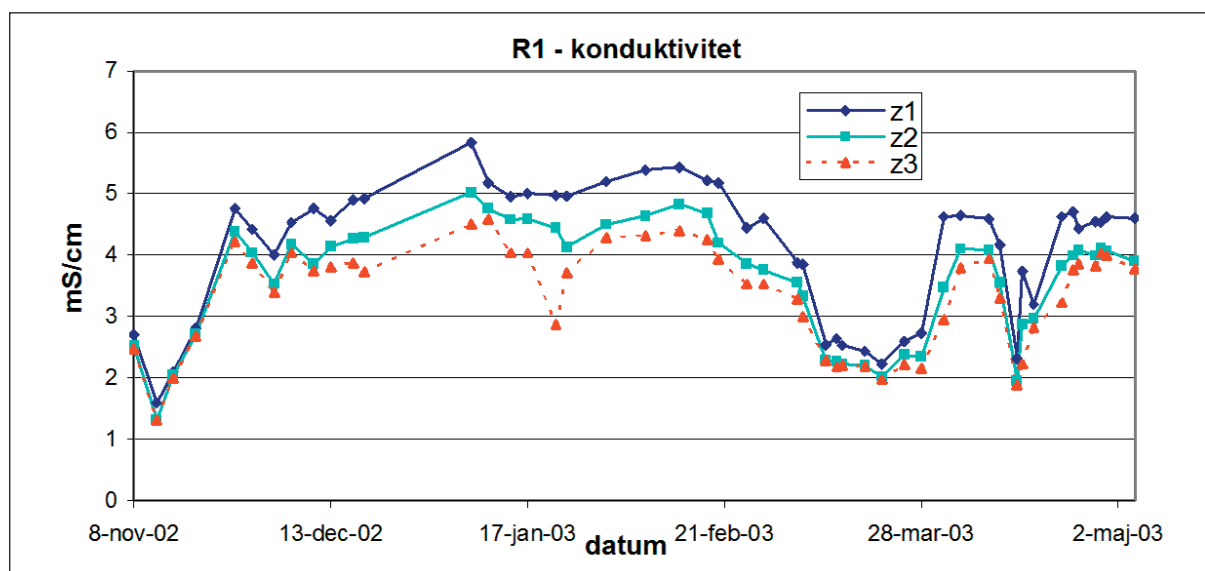
Konduktivitet mättes i de tre zonerna i reaktorn och i inkommande och utgående behandlat rejecktatten (se tabell 5-3). Skillnad i konduktivitet mellan zonerna (se figur 5-6) beror på överföring av vätekarbonat (jon) till koldioxid (molekyl) pga. inverkan av bildade vätejoner vid nitrifikation. Konduktivitetsändringar mellan inkommande och utgående rejecktatten styrs i hög grad av avlägsnad alkalinitet. Avlägsnad konduktivitet i förhållande till inkommande konduktivitet bör därför vara relativt konstant vid partiell nitrifikation till en nitrit-ammoniumkvot till 1. Detta illustreras av figur 5-7 varvid ungefärliga konduktivitetsminskningen uppgick till 31 %.

5.2 Reaktor 2

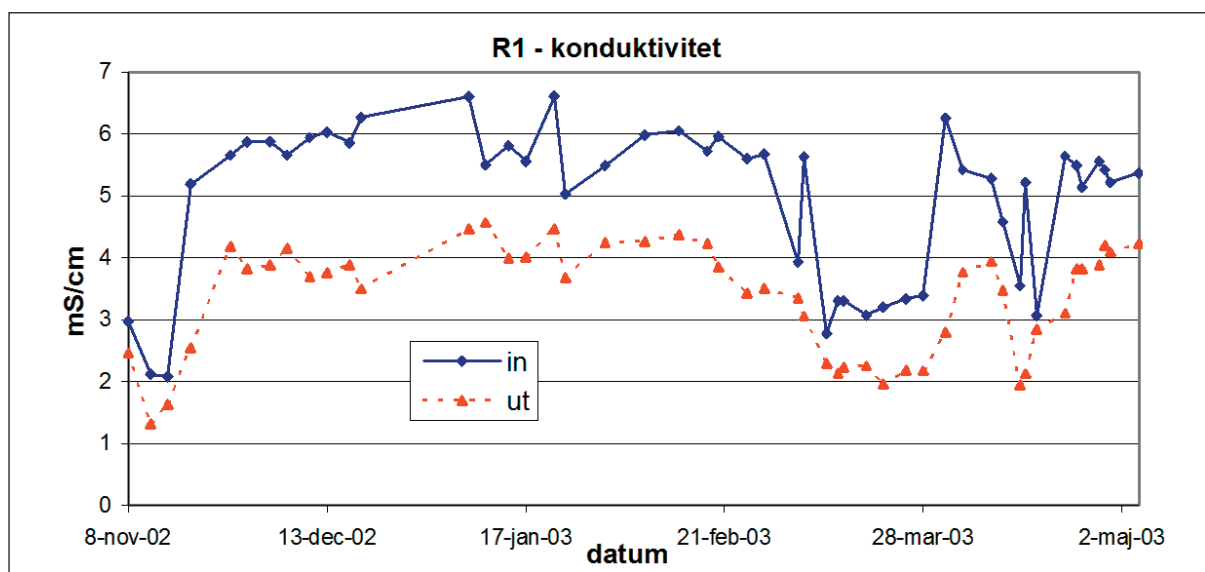
5.2.1 Driftssätt

Driftsätt under perioden 8 november 2002–28 april 2003 har indelats i 2 perioder (se tabell 4-1 för detaljer):

- **Period A:** Under perioden 8 november–20 december drevs reaktor 2 satsvis som tidigare med tillsats av ammoniumklorid (NH_4Cl) och natriumnitrit (NaNO_2) med syftet att höja ammonium- och nitrithalterna i samma takt som de förbrukades pga. Anammox.



Figur 5-6. Konduktivitet mellan zonerna i reaktor 1.



Figur 5-7. Konduktivitet mellan inkommande och utgående rejecktatten.

- **Period B:** Under julperioden (21 december–13 januari) fick anläggningen ingen tillsats av kemikalier och från 14 januari till 12 februari skedde en kontinuerlig tillförsel av utgående behandlat rejektvatten från reaktor 1. Därefter beslutades att reaktor 2 även fortsättningsvis skulle drivas satsvis och med diskontinuerlig tillförsel av utgående rejektvatten från reaktor 1. Kemikalier tillsattes endast vid två tillfällen under perioden. Detta driftsätt pågick under ca 2,5 månader fram till 28 april 2003.

5.2.2 Kväveomsättningar

Ammoniumklorid tillsattes för att hålla en ammoniumhalt i reaktorn på ca 100–200 mg N/l. Eftersom litteraturuppgifter indikerade att nitrithalter över 70 mg N/l kunde hämma Anammox begränsades tillsatsen av natriumnitrit så att detta värde normalt inte överstegs. Försöksresultat visas i figur 5-8 (period A). En höjning av halten ammonium eller nitrit innebär att en kemikalietillsats genomförts. Efter en tillsats sker en minskning av både ammonium och nitritkväve vilket indikerar att Anammox äger rum. Kvoten mellan avlägsnat nitritkväve och ammoniumkväve uppgick till 0,9. Under perioden avlägsnades 22,6 g N/m³d och hastigheten för kväveavlägsnandet begränsades vid vissa tillfällen av låg nitrithalt. Under december skedde en successiv ökning av nitrathalten som uppgick till ca 60 mg N/l den 20 december.

Ingen betydelsefull kväveminskning erhöles under perioden B (ca 10 g N/m³d). Nitrithalten ökade över 100 mg NO₂-N/l (med maximum värde av 176

mg NO₂-N/l) och hämmade Anammox-processen. Nitrathalten var låg och underskred 12 mg NO₃-N/l.

5.2.3 Driftparametrarna: syre, temperatur, pH och konduktivitet

Syrehalt

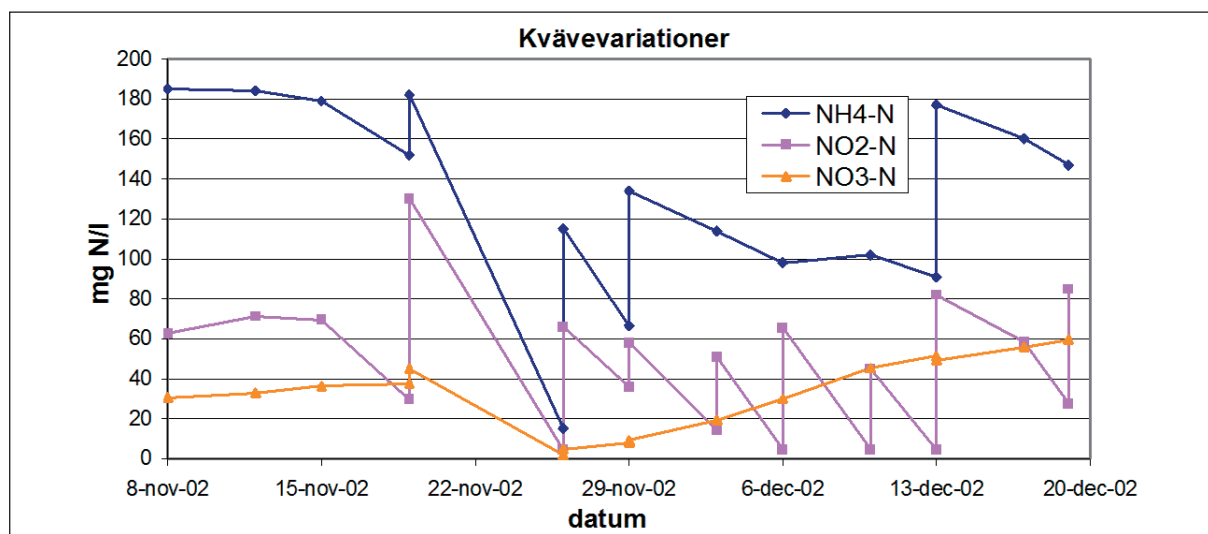
Syrehalt beror på tillfört syre pga. omröring i reaktorn och syreförbrukande reaktioner och var svår att kontrollera. Betydande variationer i syrehalt erhöles under period A med ett maximivärde på 1,3 mg O₂/l. Under period B kunde dock syrehalten hållas relativt konstant och den underskred 0,7 mg O₂/l. Genomsnittlig syrehalt under hela perioden uppgick till 0,39 mg O₂/l (se figur 5-9). Betingelser för de tre zonerna med hänsyn till syrehalt redovisas i tabell 5-5.

Tabell 5-5. Statistik – syre och temperatur.

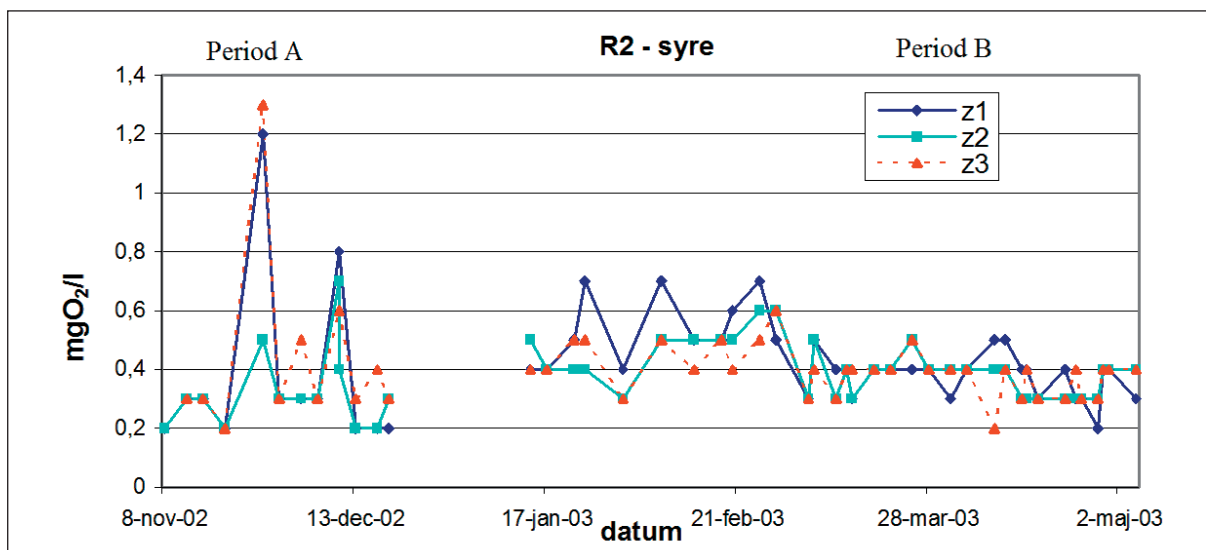
R1		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	medel	0,41	0,37	0,41
	st. avvikelse	0,21	0,11	0,19
T (°C)	medel	34,3	32,5	31,5
	st. avvikelse	3,4	3,5	3,5

Temperatur

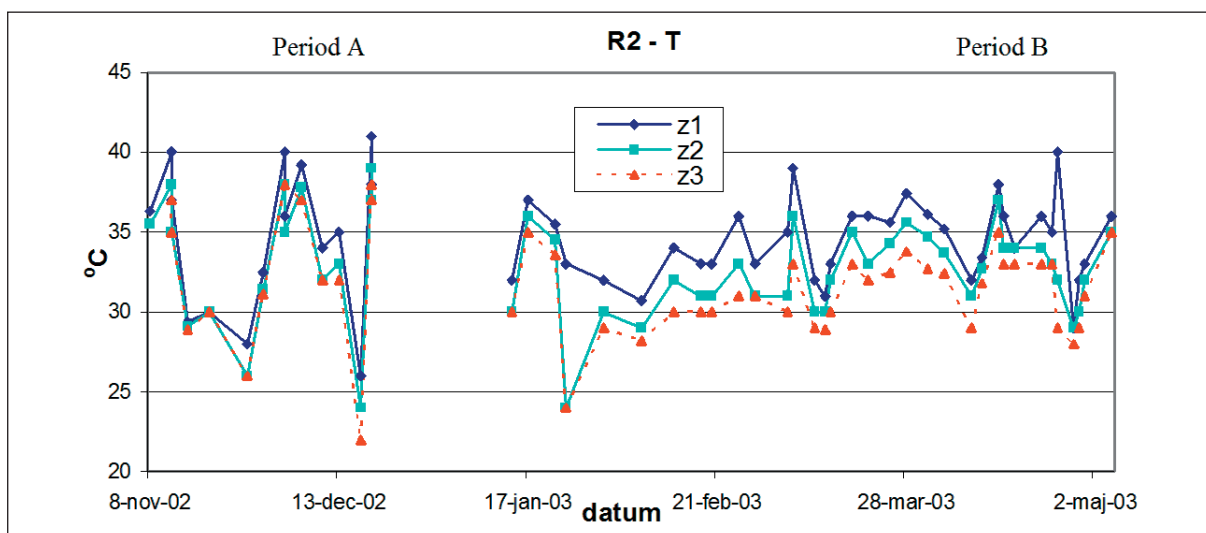
Temperaturen i de tre zonerna redovisas i figur 5-10. Under period A förelåg driftsproblem med doppelvärmaren och betydande temperatursvängningar erhöles med högsta temperatur omkring 40 °C och lägsta temperatur på 22 °C. Relativt konstanta temperaturförhållanden kunde åstadkommas under period



Figur 5-8. Kvävevariationer i reaktor 2, zon 1 (Period A).



Figur 5-9. Syrehalt i reaktor 2.



Figur 5-10. Temperatur i reaktor 2.

B. Statistiska uppgifter om temperaturen i de tre zonerna har sammanställts i tabell 5-5.

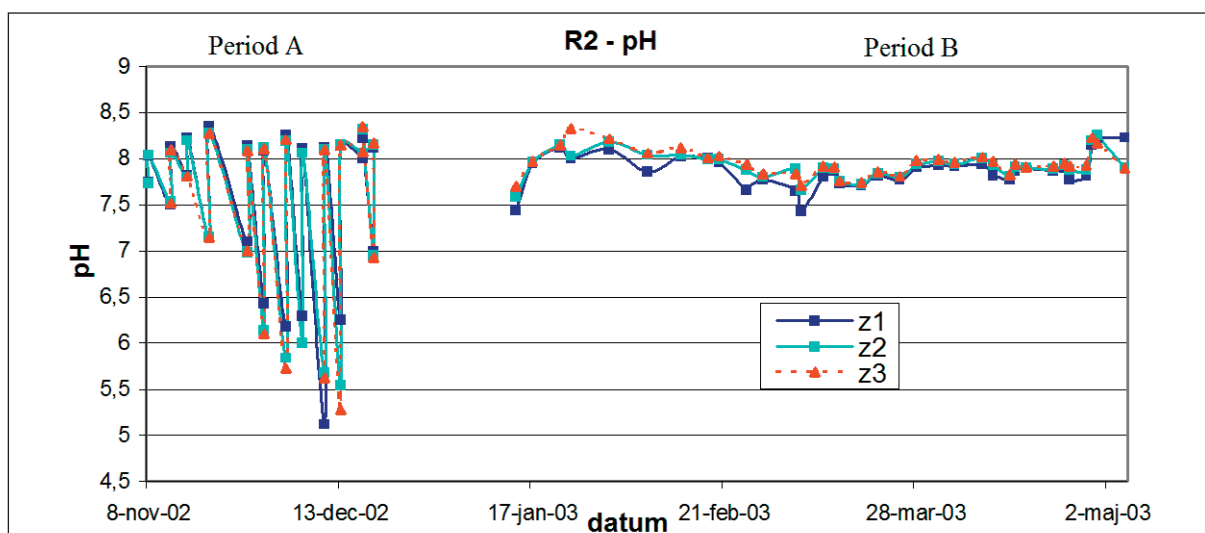
(se figur 5-11). Statistiska uppgifter för de tre zonerna redovisas i tabell 5-6.

pH-värde

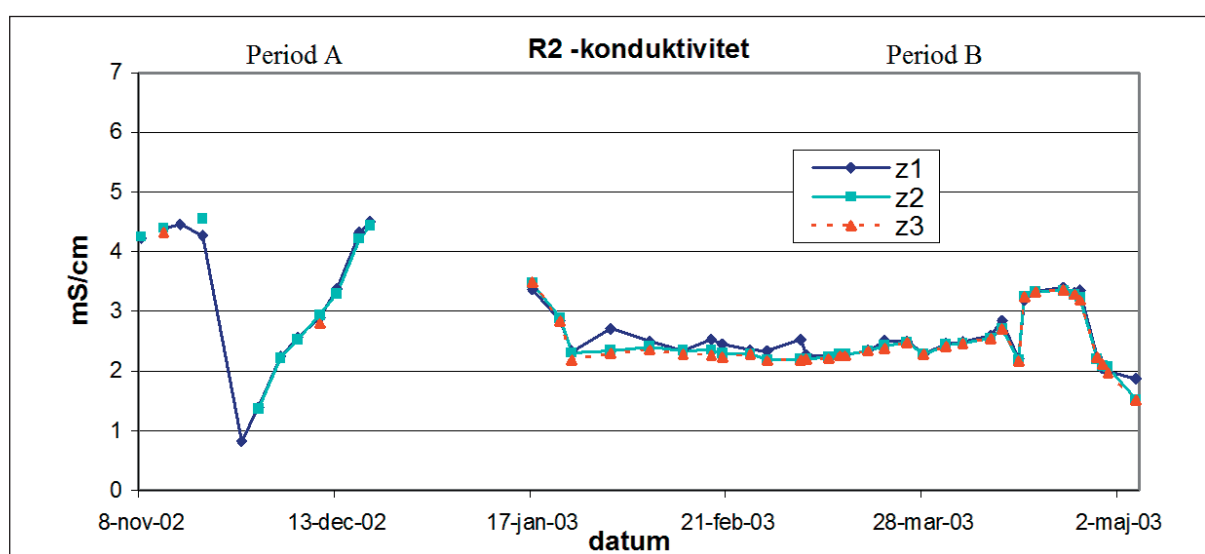
Under period A doserades diskontinuerligt natriumhydroxid för att återställa pH-värdet till ca 8–8,3. Nitrifikation medförde att pH-värdet efter tillsats kraftigt minskade på grund av att nitrifikationen åstadkommer produktion av vätejoner och därmed en minskning av alkaliniteten. Genomsnittligt pH-värde var 7,7 och värdet varierade mellan 5,1–8,45. Från slutet av mars doserades istället kontinuerligt en blandning av soda (Na_2CO_3) och vätekarbonat (NaHCO_3) för att erhålla en buffertkapacitet och undvika risker med att erhålla ett alltför högt pH-värde vid eventuell överdosering. Under period B var pH-värdet relativt konstant pga. låg aktivitet av nitrifikationsbakterier och ändrad doseringsteknik

Konduktivitet

Försöksresultat från konduktivitetsmätningar redovisas i figur 5-12 och tabell 5-6. Under period A beror konduktivitetsminskning på överföring av joner till molekyler, främst vätekarbonat till koldioxid och ammonium och nitrit till kvävgas. Ökningen av konduktiviteten i slutet av perioden beror på tillsats av salter (ammoniumklorid och natriumnitrit). Under period B var konduktiviteten relativt konstant beroende på att konduktivitetsminskande reaktioner kompensades av konduktivitetsökande effekter av pH-korrigerande tillsatser.



Figur 5-11. pH-parameter i reaktor 2.



Figur 5-12. Konduktivitet mellan zonerna i reaktor 2.

Tabell 5-6. Statistik – pH och konduktivitet.

R1		Z 1	Z 2	Z 3
pH	medel	7,73	7,74	7,77
	min	5,12	5,54	5,28
	max	8,35	8,32	8,35
	st. avvikelse	0,59	0,63	0,64
Konduktivitet (mS/cm)	medel	2,82	2,83	2,58
	min	0,83	1,37	1,52
	max	4,51	4,56	4,32
	st. avvikelse	0,92	0,87	0,59

6 Försöksresultat – period II: 6 maj–29 augusti 2003

Avsikten var att driva reaktor 1 med partiell nitrifikation med approximativt oxidation av halva mängden ammonium till nitrit samtidigt som oxidationen av nitrit till nitrat skulle hämmas. Utgående flöde beskickades sedan helt eller delvis till reaktor 2 där avsikten var att åstadkomma Anammox, dvs. oxidation av ammonium med nitrit.

6.1 Reaktor 1 – partiell nitritation

6.1.1 Flöde och hydraulisk uppehållstid

I tabell 6-1 har sammanställts data om flöde in till reaktor 1 och motsvarande hydraulisk uppehållstid. Avsikten med att öka flödet med en faktor 1,7 var att undersöka om uppställda reningskrav kunde uppfyllas med den högre hydrauliska belastningen.

Tabell 6-1. Driftbetingelser för reaktor 1.

Datum	Inkommande flöde (medel), (l/h)	Upphållstid (d)
6 maj–27 juni	38,0	1,7
27 juni–29 aug.	65,1	1,0

6.1.2 Driftparametrar: syre och temperatur

Syrehalt

I början av driftperioden hölls syrehalten vid ett lågt värde så att den inte överskred 0,8 mg O₂/l. Eftersom aktiviteten av ammoniumoxiderande bakterier blev låg ökades syrehalten efter den 1 juli till ca 2 mg O₂/l. Syrehalten i den andra zonen varierade mellan 0,4–2,3 mg O₂/l och den överskred ibland 3 mg O₂/l i den tredje zonen (se figur 6-1). Medelvärden och standardavvikelse för de tre zonerna anges i tabell 6-2.

Tabell 6-2. Statistik – syrekonzentrationer och temperatur.

R1		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	medel	1,24	1,45	1,29
	st. avvikelse	0,73	0,44	1,10
T (°C)	medel	34,0	33,1	32,9
	st. avvikelse	1,38	1,13	1,13

Temperatur

Temperaturen under försöksperioden var mycket stabil och var i genomsnitt 33–34 °C i de tre zonerna (se tabell 6-2 och figur 6-2).

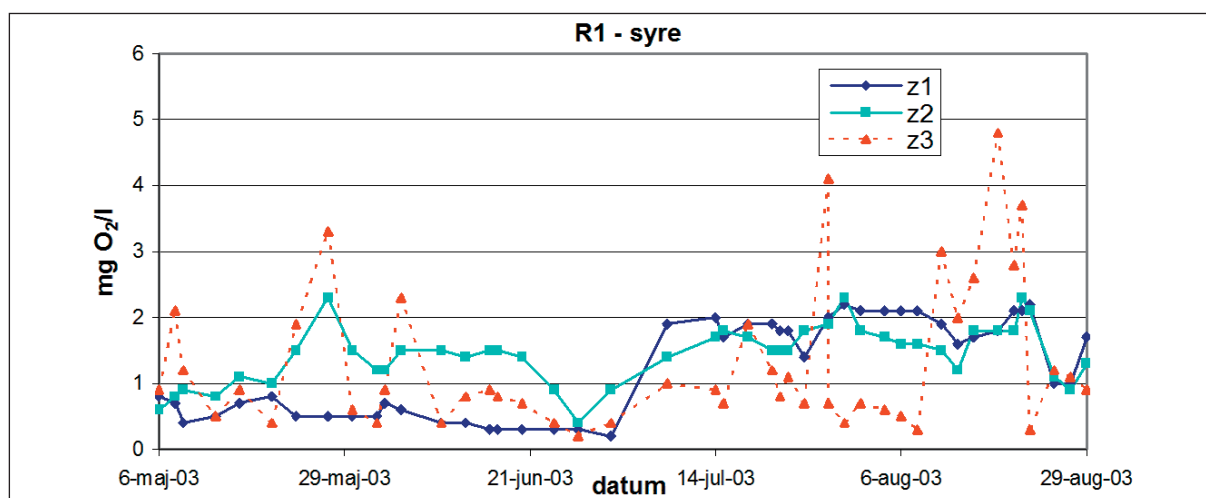
6.1.3 Effekter på pH, konduktivitet, SS och VSS

pH-värde

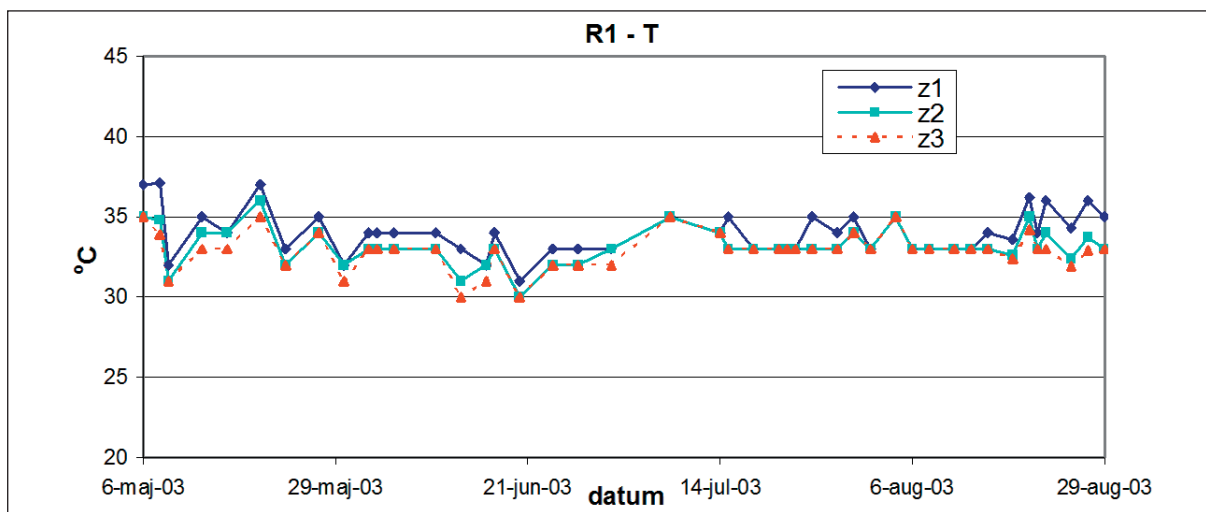
Inkommande pH-värde i rejektvattnet var stabilt och omkring 8. Minskningen i första zonen var vanligen liten medan den kraftigt minskade i andra zonen och sedan ytterligare i den tredje zonen (se figur 6-3 och tabell 6-3). Den successiva minskningen av pH-värdet beror på vätejonproduktion vid nitrifikation och den samtidiga övergången av vätekarbonat till koldioxid.

Konduktivitet

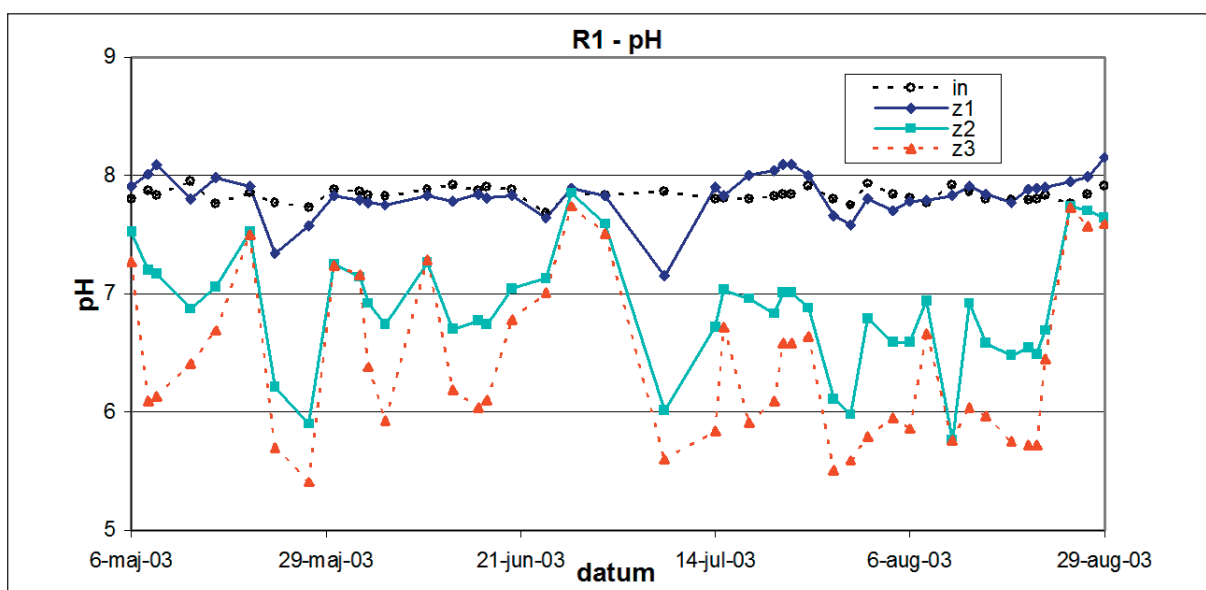
Konduktiviteten mättes i de tre zonerna och i inkommande och utgående rejektvatten (se tabell 6-3). Konduktiviteten i zonerna var under halva försöksperioden omkring 2–3 mS/cm för att sedan öka till ca 4–5 mS/cm (se figur 6-4). Variationerna följde approximativt de för inkommande ammoniumhalt i rejektvattnet.



Figur 6-1. Syrekonzentrationer i reaktor 1.



Figur 6-2. Temperatur i reaktor 1.

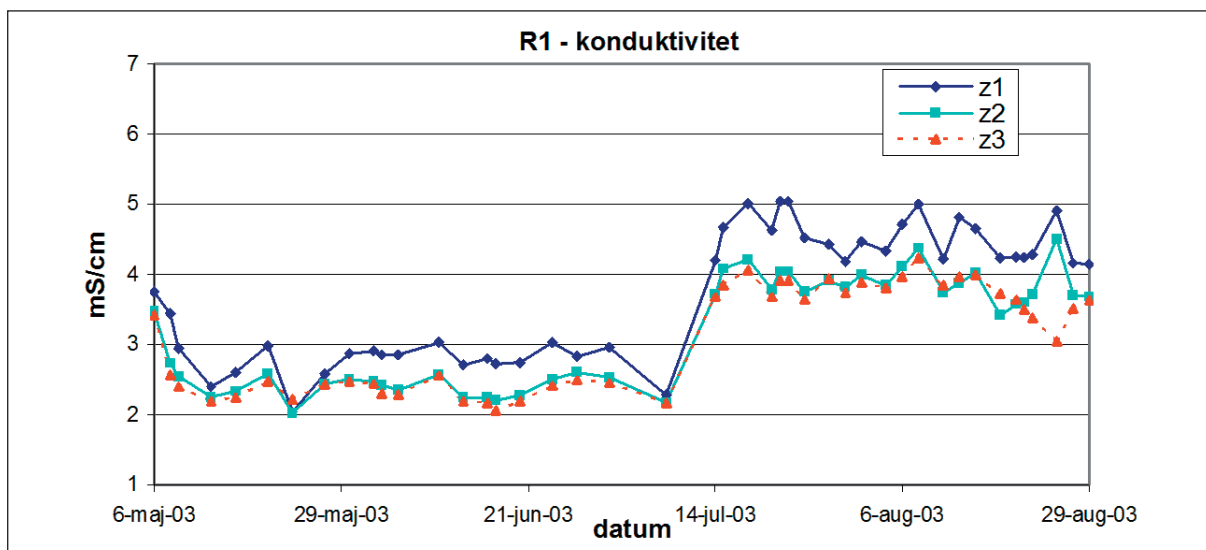


Figur 6-3. pH parameter

Tabell 6-3. Statistik – pH, alkalinitet och konduktivitet.

R1		in	Z1	Z2	Z3	ut
pH	medel	7,83	7,83	6,86	6,39	6,63
	min	7,68	7,15	5,76	5,41	5,71
	max	7,95	8,15	7,85	7,74	7,79
	st. avvikelse	0,1	0,20	0,50	0,70	0,60
Alkalinitet (HCO ₃ ⁻)* (mmol/l)	medel	51,07	–	–	–	14,92
	min	18,5	–	–	–	9,6
	max	76,5	–	–	–	23
	st. avvikelse	19,71	–	–	–	4,13
Konduktivitet (mS/cm)	medel	4,49	3,72	3,21	3,12	2,24
	min	2,88	2,04	2,02	2,06	0,86
	max	6,05	5,04	4,50	4,23	3,99
	st. avvikelse	1,1	0,90	0,80	0,80	1,00

*prover utan att ta hänsyn till hydraulisk uppehållstid

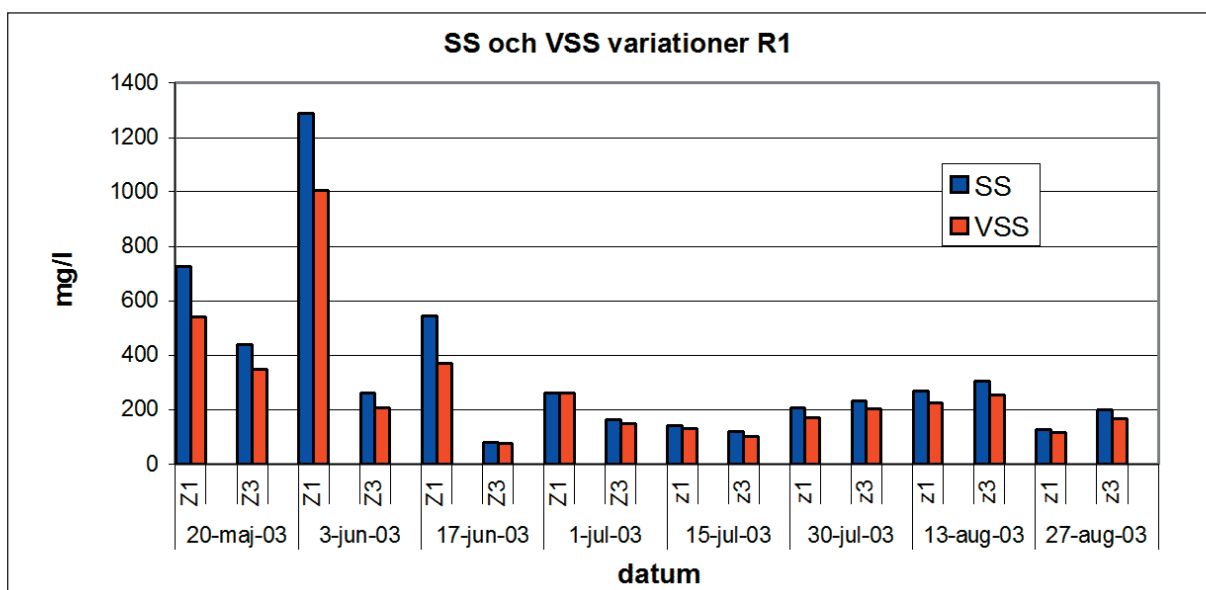


Figur 6-4. Konduktivitet i reaktor 1.

Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen

I början av försöksperioden var halten av suspenderade ämnen hög och var som högst ca 1300 mg/l i zon 1. Kvoten mellan VSS och SS uppgick till 0,77. Halten

suspenderade ämnen var betydligt lägre i zon 3 jämfört med zon 1. Från den 1 juli var både halten SS och VSS lägre och uppgick till ca 200 mg/l. Genomsnittliga värdet på VSS/SS uppgick till 0,9 (se figur 6-5 och tabell 6-4).



Figur 6-5. Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R1.

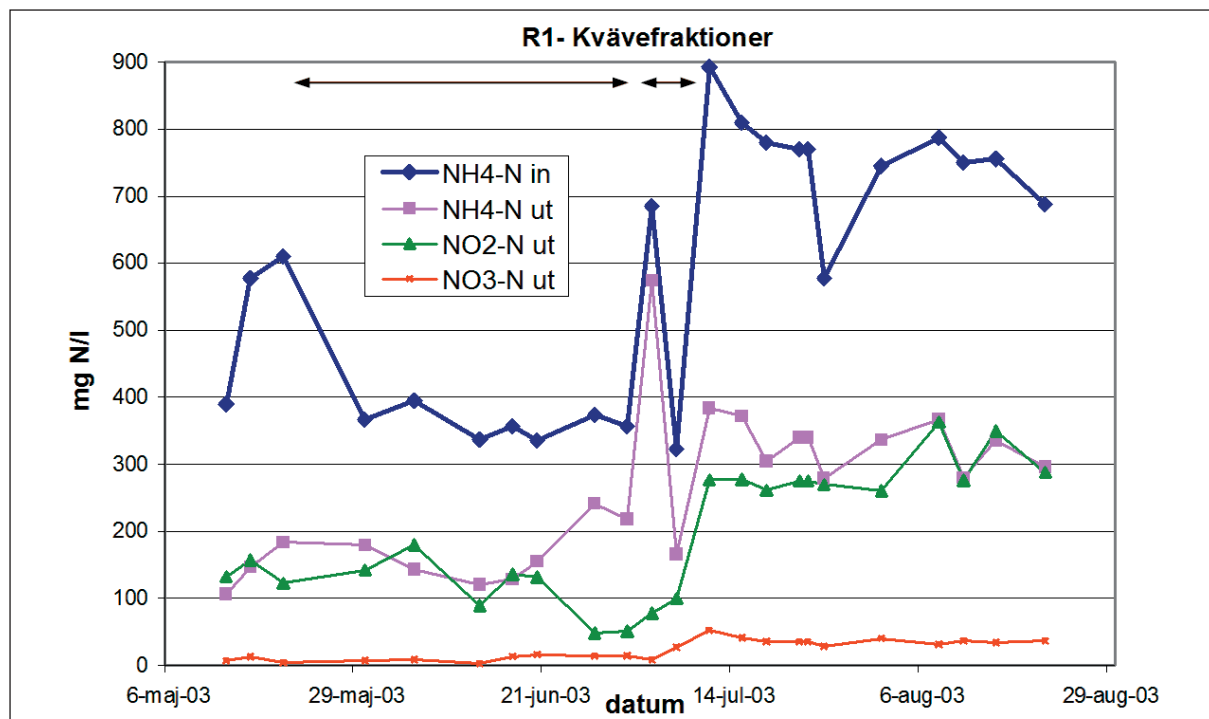
Tabell 6-4. Statistik – suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R1.

	Z1			Z3		
	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS
medel	466	353	0,78	243	193	0,78
min	128	118	0,68	112	80	0,69
max	1290	1005	0,92	440	350	0,87
st. avvikelse	388,8	297,5	0,08	98,6	83,3	0,07

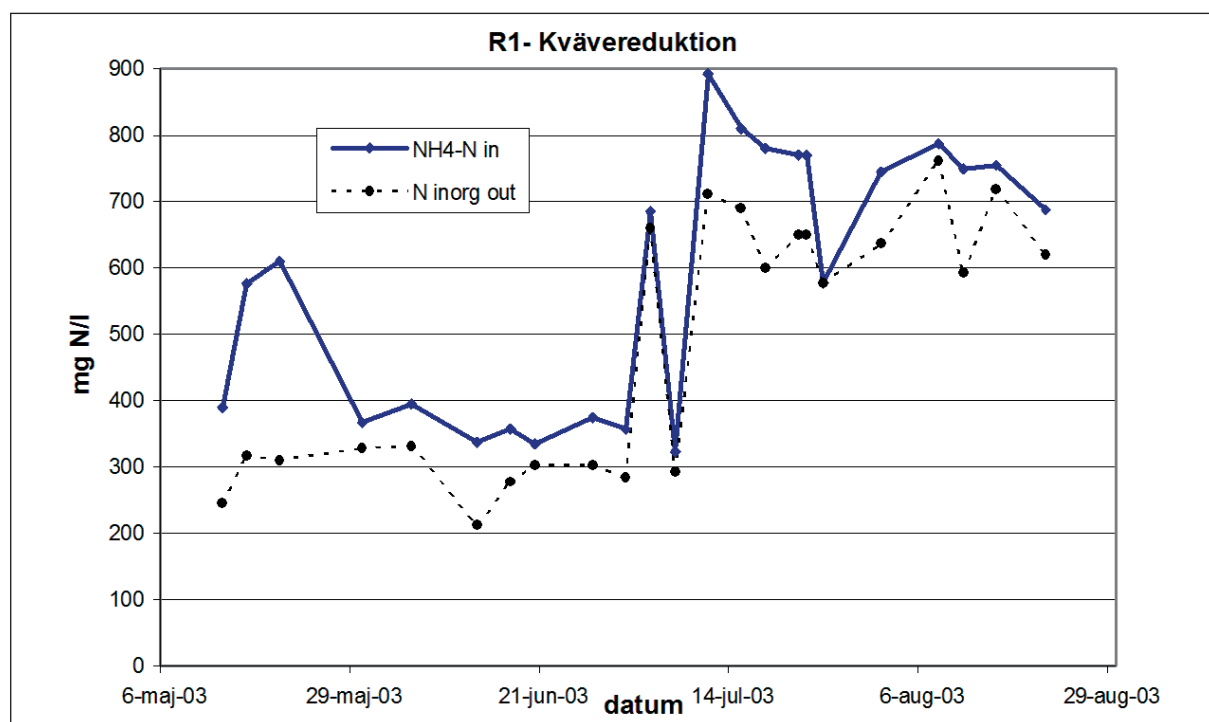
6.1.4 Omvandlingar av kväveföreningar

Under den första hälften av perioden varierade inkommande ammoniumhalt mellan 300–600 mg N/l (inverkan av kondens- och skrubbevatten från torkanläggning) och den varierade därefter mellan ca 600–900 mg N/l.

I utgående rejektivattenflöde var ammonium- och nitritkvävehalten approximativt lika bortsett från en kortare period under slutet av juni och början av juli. Nitrathalten kunde hållas vid låga värden (se figur 6-6). Inkommande ammoniumhalt och utgående halt av ammoniumnitrit och nitratkväve visas i figur 6-7. Kvävereduktionen uppgick till 17 %.



Figur 6-6. Kvävefraktioner i reaktor 1 (pilen visar perioder med kondens- och skrubbevatten från torkanläggning).

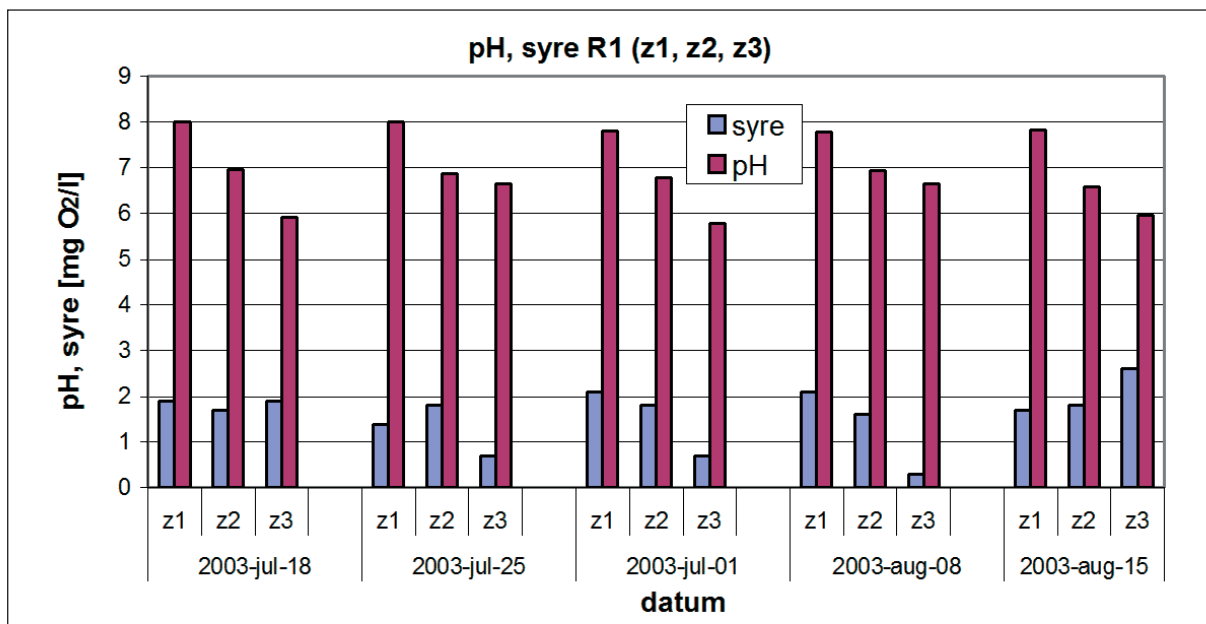


Figur 6-7. Kvävereduktion i reaktor 1 (pilen visar perioder med kondens- och skrubbevatten från torkanläggning).

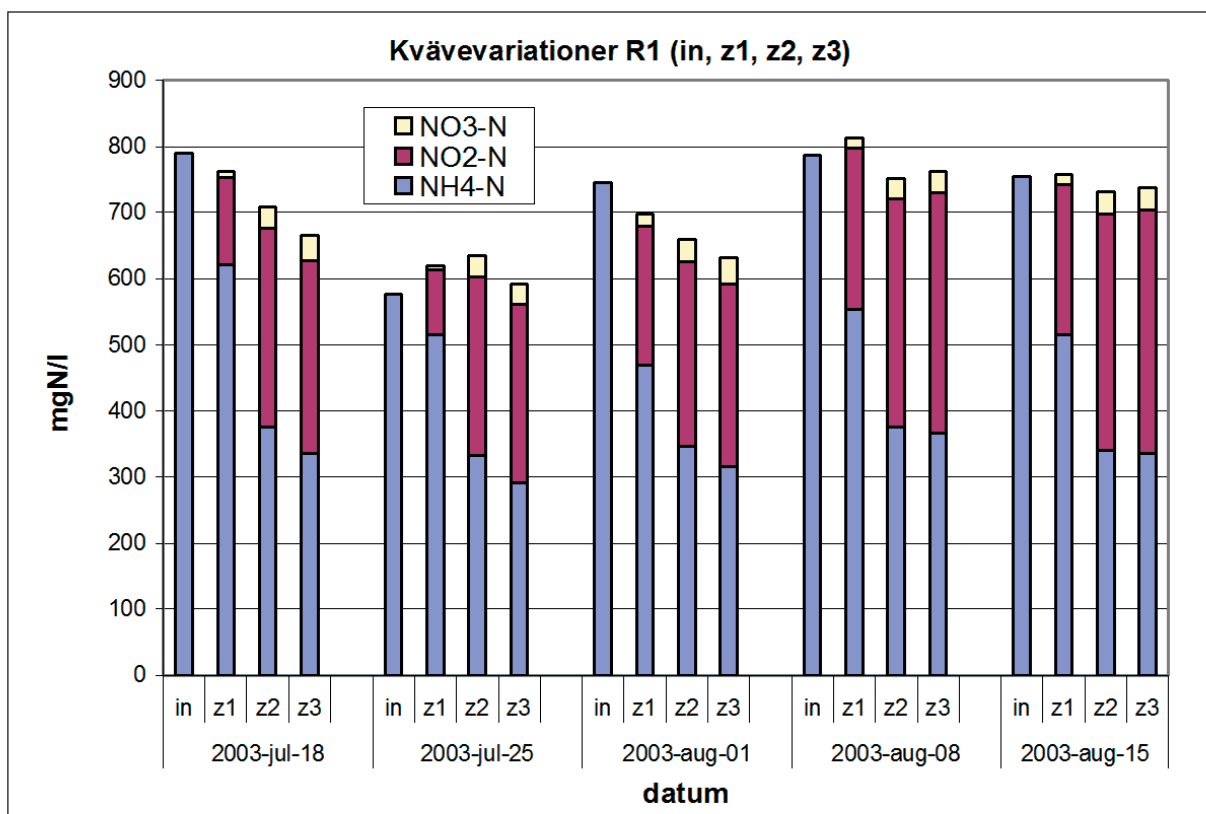
6.1.5 Mätning av profiler för syre, pH och kvävefraktioner

Under driftsperioden togs vid fem tillfällen ut prover för att mäta förändring av syrehalten, pH i de olika zonerna samt kvävefraktioner mellan inkommande avloppsvatten och de tre zonerna. Dessa profiler visar

på en successiv minskning av ammoniumhalten och en ökning av nitrit- och nitrathalten. En svag minskning av kvävehalten erhöles successivt. Vid de fem mätningarna var pH-värdet relativt konstant i den första zonen (uppgick till ca 8,0) och minskade successivt mellan de tre zonerna från 8,0 till minimum värde 5,8. Syrehalten varierade mest i den tredje zonen (mellan 0,3–2,6 mg O₂/l) (se figur 6-8 och 6-9).



Figur 6-8. Profiler: pH och syre i reaktor 1.



Figur 6-9. Profiler: förändring av kvävefraktioner i reaktor 1.

6.1.6 Mätningar av COD och total löst fosfathalt

Under driftperioden uppmättes vid åtta tillfällen inkommande COD_f och total löst fosfathalt (se tabell 6-5). Betydande variationer erhöles för de uppmätta halterna.

Tabell 6-5. COD och PO₄-P i inkommande rejektivatten.

R 1	COD _f (mg O ₂ /l)	PO ₄ -P (mg/l)	n - prover
medel	384	22,8	8
min	168	15,1	
max	704	32,9	
st. avvikelse	207	7	

f- filtrerade prover

6.2.2 Driftparametrarna: syre, temperatur och pH

Syrehalt

En statistisk utvärdering av syrehalten i de tre zonerna visas i tabell 6-7 och genomsnittliga halten i zonerna uppgick till 0,29–0,32 mg O₂/l. Variationen för syrehalten med tiden under försöksperioden redovisas i figur 6-10.

Tabell 6-7. Syrehalt och temperatur.

R1		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	medel	0,32	0,29	0,30
	st. avvikelse	0,15	0,13	0,14
T (°C)	medel	34,1	33,3	33,0
	st. avvikelse	1,7	1,5	1,7

Temperatur

Under försöksperioden var temperaturen relativt konstant och varierade mellan 29–37 °C (se figur 6-11 och tabell 6-7).

pH-värde

För att upprätthålla ett pH-värde omkring 8 tillsattes en blandning av natriumvätekarbonat och soda. Under första hälften av försöksperioden varierade pH-värdet mellan 7,8–8,4 och under andra hälften mellan 7,7–8,2. pH-värdet var något högre i zon 1, till vilken dosering skedde, än i zon 2 och 3 på grund av nitrifikation som ger en produktion av vätejoner (se figur 6-12 och tabell 6-8). Av tabell 6-8 framgår att doseringen av vätekarbonat och karbonat ledde till en svag alkalinitetsökning.

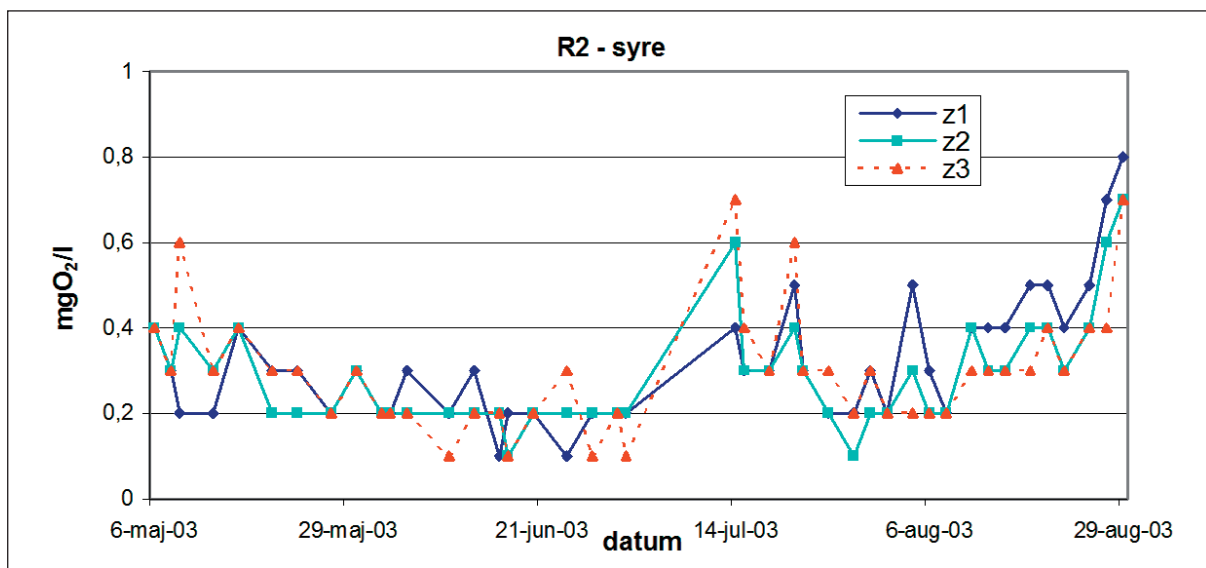
6.2 Reaktor 2 – Anammox

6.2.1 Flöde och uppehållstid

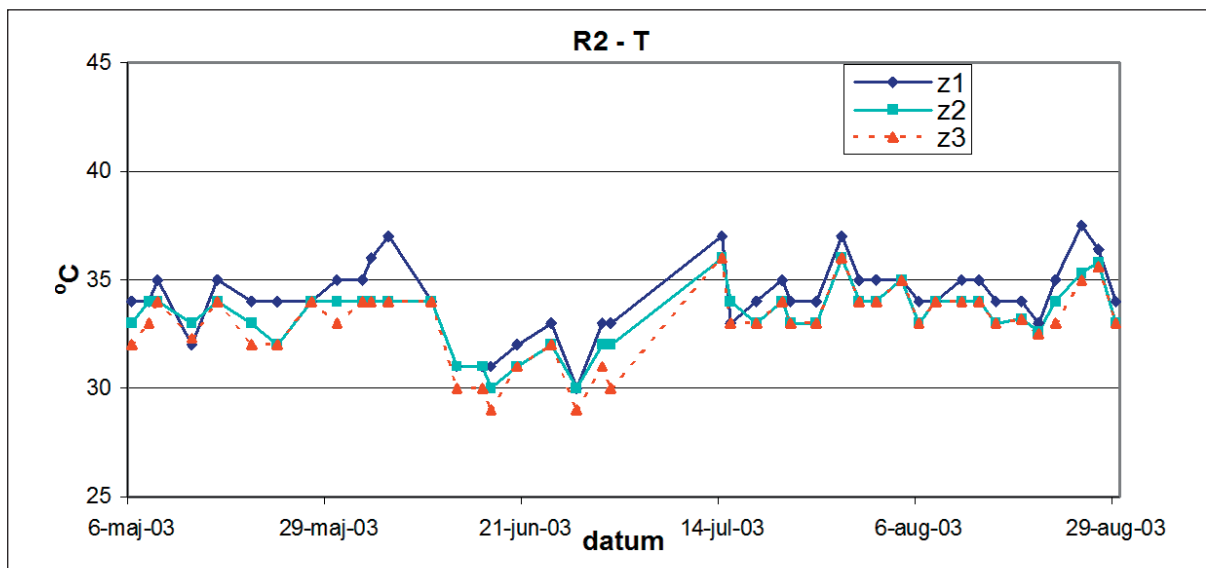
Under perioden 6 maj till 29 augusti 2003 varierades både utgående flöde från reaktor 1 och tillsats av spädvatten för att erhålla lämpliga halter av ammonium och nitrit för att kunna variera belastningen till reaktor 2. Inkommande flöde till reaktor 2, spädningsfaktor och erhållen hydraulisk uppehållstid visas i tabell 6-6.

Tabell 6-6. Driftbetingelser för reaktor 2.

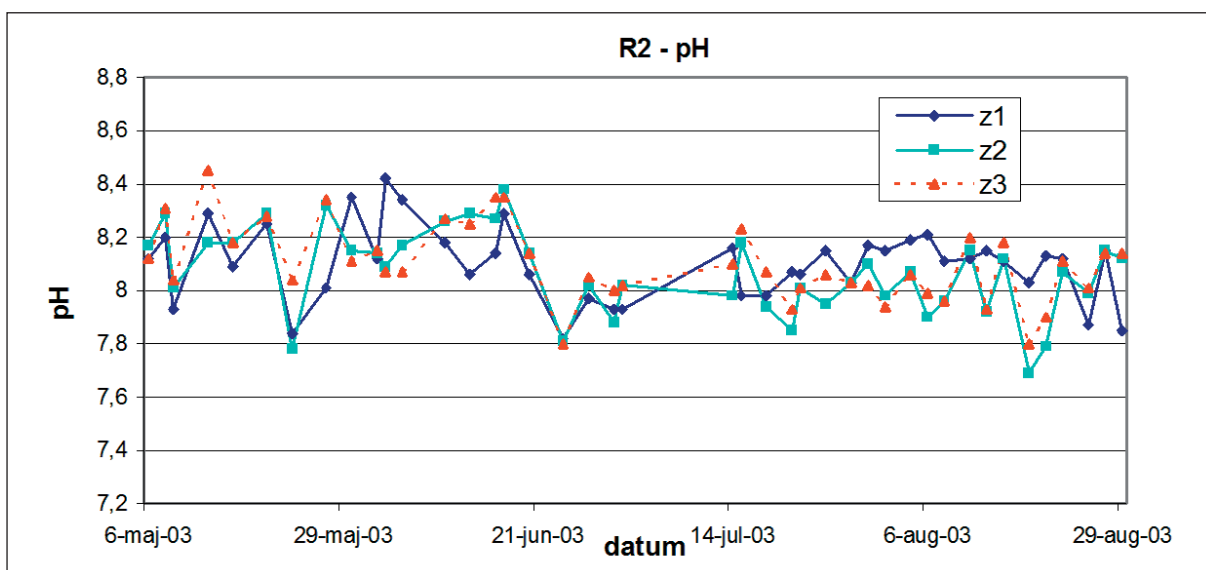
Datum	Inkommande flöde (medel) (l/h)	Spädningsfaktor (vatten/rejektivatten)	Uppehållstid (d)
6 maj–13 maj	20,2	2,8	3,2
13 maj–16 juni	21,4	1,3	3,0
16 juni–17 juni	21,4	0,6	3,0
17 juni–24 juni	22,3	0,4	2,9
24 juni–1 juli	21,4	Utan spädning	3,0
1 juli–25 juli	21,4	0,8	3,0
25 juli–8 augusti	32,6	0,8	2,0
8 augusti–29 augusti	32,6	Utan spädning	2,0



Figur 6-10. Syrehalt i de tre zonerna i reaktor 2.



Figur 6-11. Temperatur i reaktor 2.



Figur 6-12. pH-värden i de tre zonerna i reaktor 2.

Tabell 6-8. Statistik – pH, alkalinitet och konduktivitet.

R1		in	Z1	Z2	Z3	ut
pH	medel	7,06	8,10	8,07	8,10	8,12
	min	6,00	7,82	7,69	7,80	7,75
	max	9,23	8,42	8,38	8,35	8,37
	st. avvikelse	0,73	0,14	0,16	0,14	0,12
Alkalinitet (HCO ₃ ⁻)* (mmol/l)	medel	8,76	–	–	–	9,15
	min	6,3	–	–	–	3,93
	max	14,6	–	–	–	17,6
	st. avvikelse	2,73	–	–	–	3,86
Konduktivitet (mS/cm)	medel	2,28	1,51	1,40	1,37	1,35
	min	0,84	0,65	0,58	0,61	0,61
	max	4,01	3,82	2,98	2,94	2,90
	st. avvikelse	0,93	0,79	0,63	0,61	0,59

*prover utan att ta hänsyn till uppehållstid

duktivitetsminskningen skede främst i den första zonen (se tabell 6-8).

6.2.3 Konduktivitetsändring

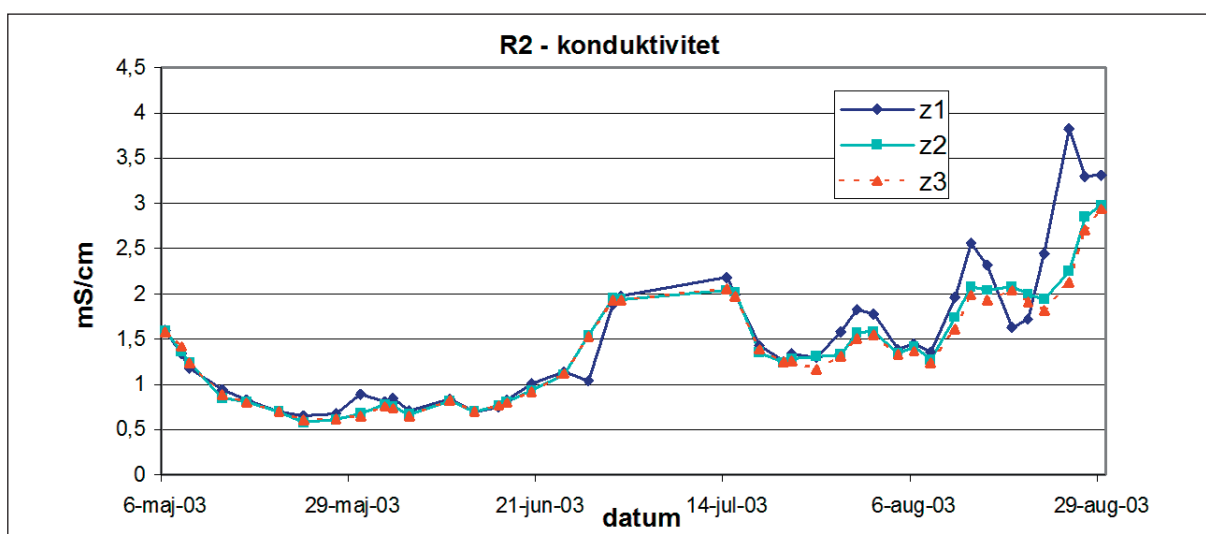
Faktorer som påverkar konduktiviteten i reaktor 2 är konduktiviteten i utgående rejektivatten från reaktor 1, grad av utspädning av rejektivattent från reaktor 1, tillsats av kemikalier och reaktioner som överför joner till molekyler (främst vätekarbonat till koldioxid och ammonium och nitrit till kvävgas).

Tabell 6-8 visar att en konduktivitetsminskning erhöles. Eftersom alkaliniteten ökade något (ökad vätekarbonathalt) torde konduktivitetsminskningen främst bero på Anammox. Konduktiviteten var relativt lika i de tre zonerna (se figur 6-13) och kon

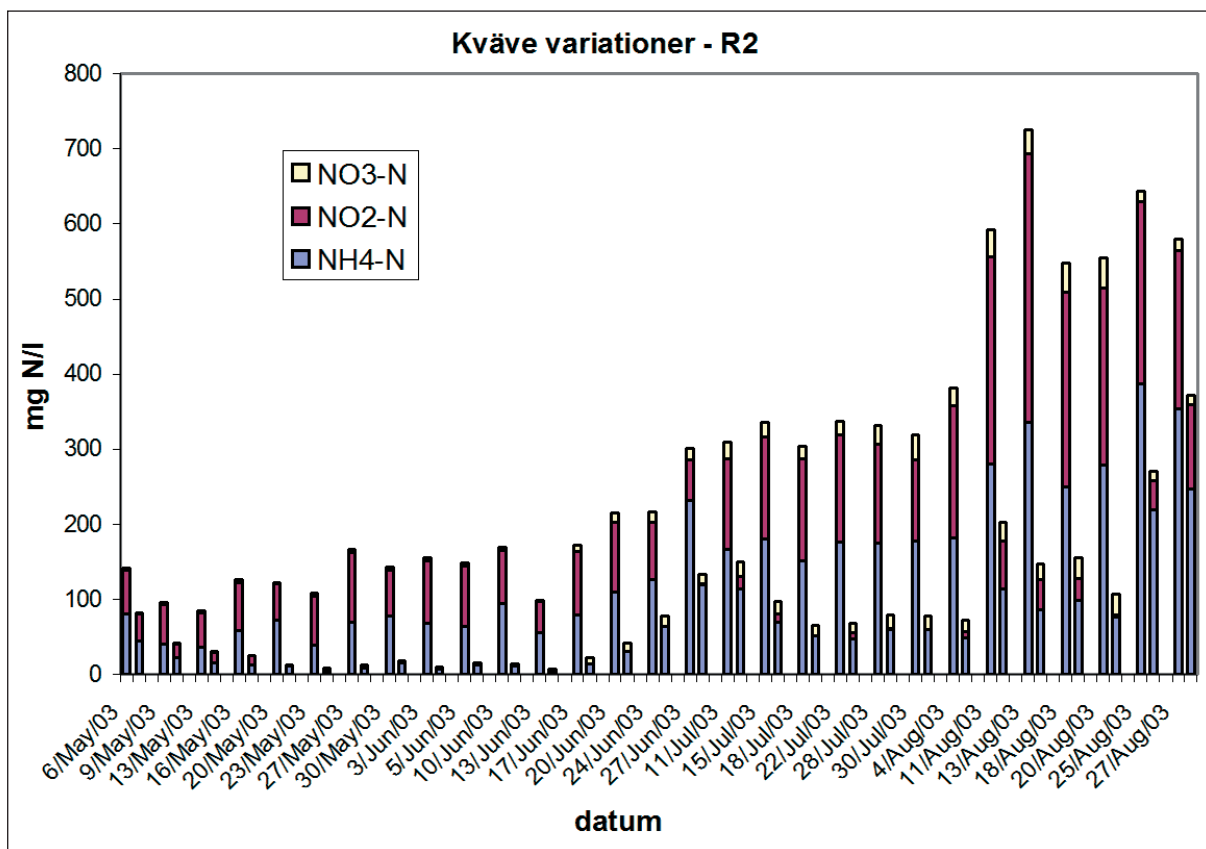
6.2.4 Kväveomsättningar

Sedan utgående vatten från reaktor 1 kopplats till reaktor 2 uttogs prov för mätning av ammonium, nitrit och nitrat på in- och utgående flöde. Med hänsyn till uppehållstiden i reaktor 2 togs prover på utgående vatten med 2 eller 3 dygns tidsförskjutning i förhållande till provtagning på inkommande vatten. Erhållna resultat redovisas i figur 6-14.

Inkommande kvävehalt var låg i början av försöksperioden på grund av utspädning av utgående vatten från reaktor 1 med kranvatten. Skälet till att



Figur 6-13. Konduktivitet i de tre zonerna i reaktor 2.



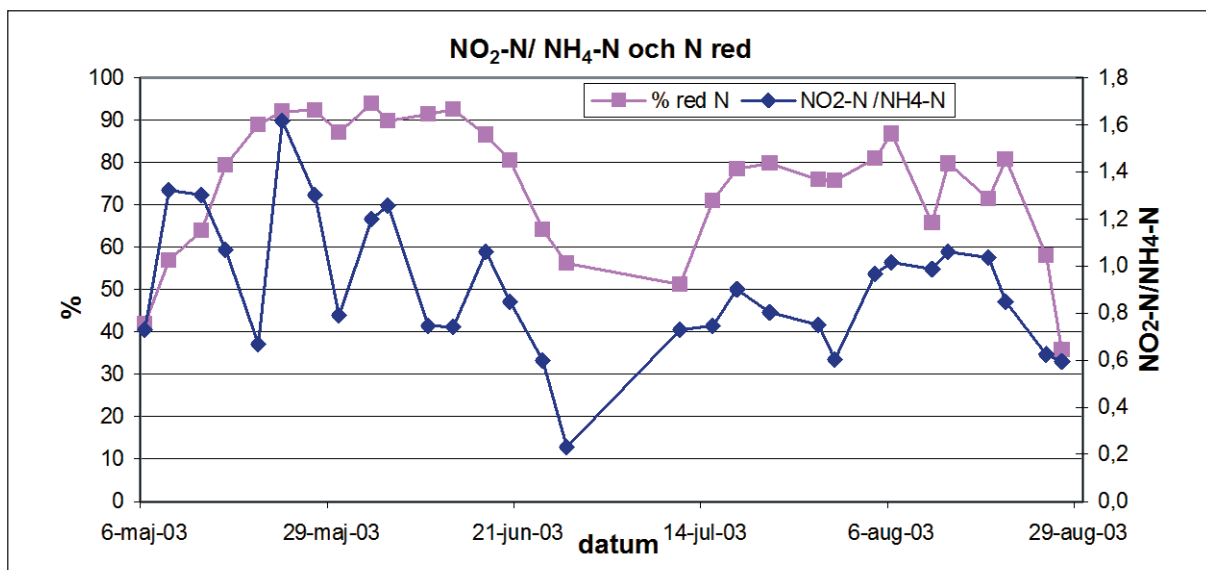
Figur 6-14. Kvävereduktion i reaktor 2.

utspädning användes var att det bedömdes finnas en risk för att nitrithalterna från reaktor 1 skulle hämma Anammox. Andelen kranvatten minskades sedan successivt tills utspädningen avbröts den 8 augusti. En ökande halt av kväve kunde successivt avlägsnas under försöksperioden.

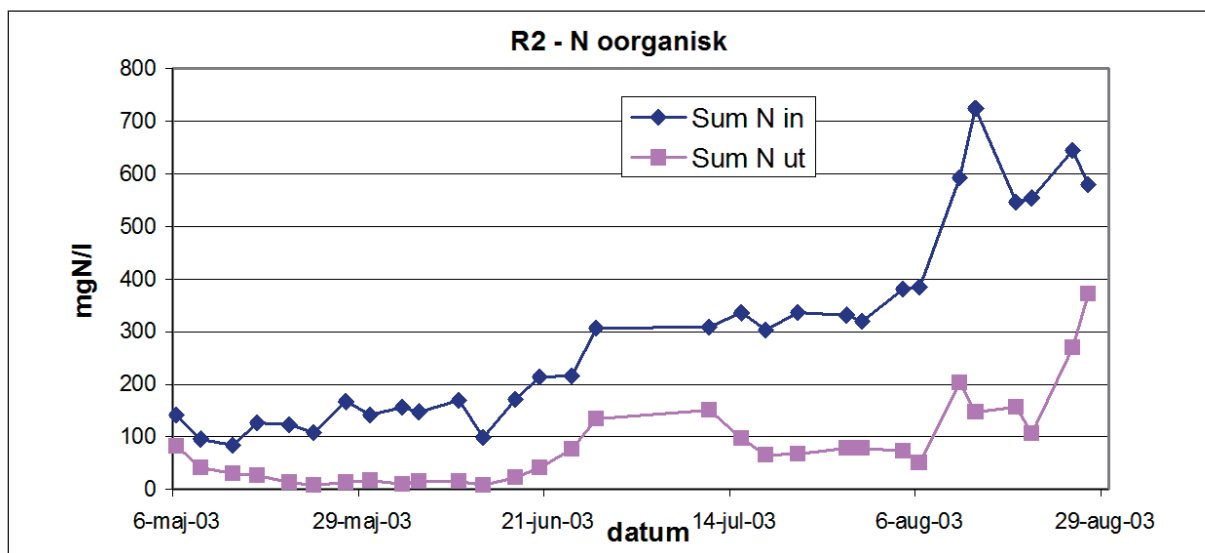
Det stökiometriska värdet på kvoten $\text{NO}_2\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ för bakterier som genomför Anammox-processen med hänsyn även till cellsyntes är ca 1,3.

Erhållen kvot vid försöken uppgick till 0,9 och den varierade mellan 0,2–1,6. En minskning av kvoten mellan nitrit- och ammoniumkväve medförde en minskad kvävereduktion (se figur 6-15).

Summan av ammonium-, nitrit- och nitratkväve redovisas i figur 6-16 för in- och utgående vatten för reaktor 2. Skillnaden mellan in- och utgående kvävehalter ökade gradvis i takt med minskad utspädning av inkommande vatten. Medelvärde för avlägsnande



Figur 6-15. Kvävereduktion och kvoten $\text{NO}_2\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$, R2.



Figur 6-16. Oorganisk kväve i inkommande och i utgående flöde, R2.

av oorganiskt kväve uppgick till 212 mg N/l under perioden 6 maj–29 augusti. Den 13 augusti uppgick avlägsnad kvävehalt till 578 mg N/l (se figur 6-16).

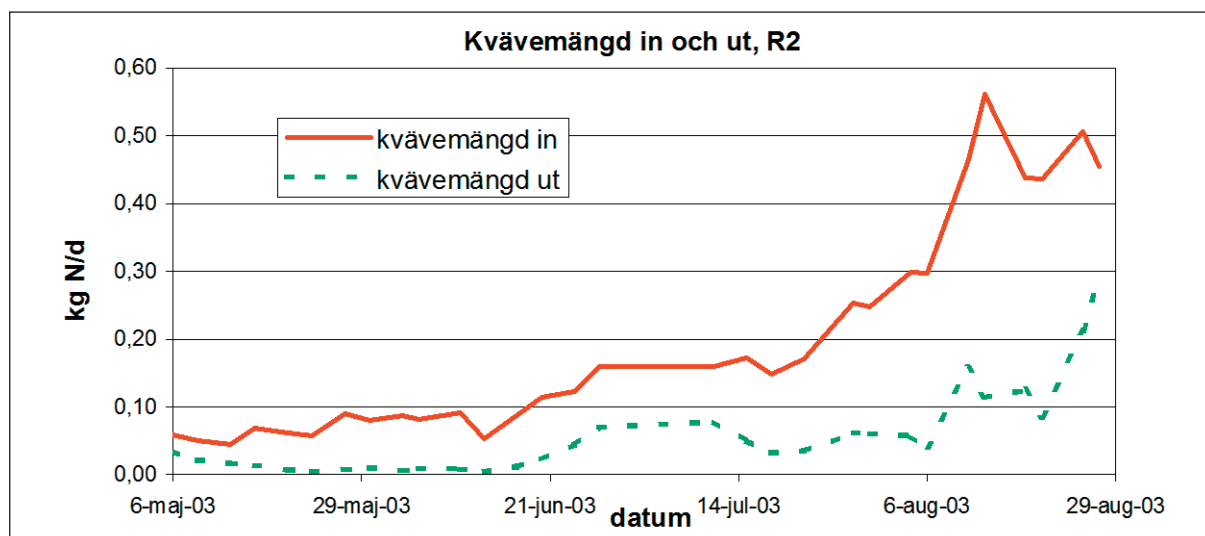
Under försöksperioden ökades successivt belastningen på reaktor 2 dels på grund av ökande inkommande kvävehalter dels på grund av ökande flöde av rejektivatten från reaktor 1. Genomsnittligt avlägsnande av kväve uppgick under perioden till 0,141 kg N/d med ett maximivärde den 13 augusti på 0,45 kg N/d. Belastningen i kg N per dygn visas i figur 6-17. Per m³ avlägsnades i genomsnitt per dygn 0,090 kg N och maximalt 0,29 kg N.

Procentuell reduktion av ammonium- och nitritkväve visas i figur 6-18. Kurvorna löper i stort sett parallellt vilket är en indikation på Anammox. I början av försöksperioden erhöles ett nära fullständigt avlägsnande av nitriten. Sedan utspädningen avbrutits med kranvatten minskade nitritreduktionen något

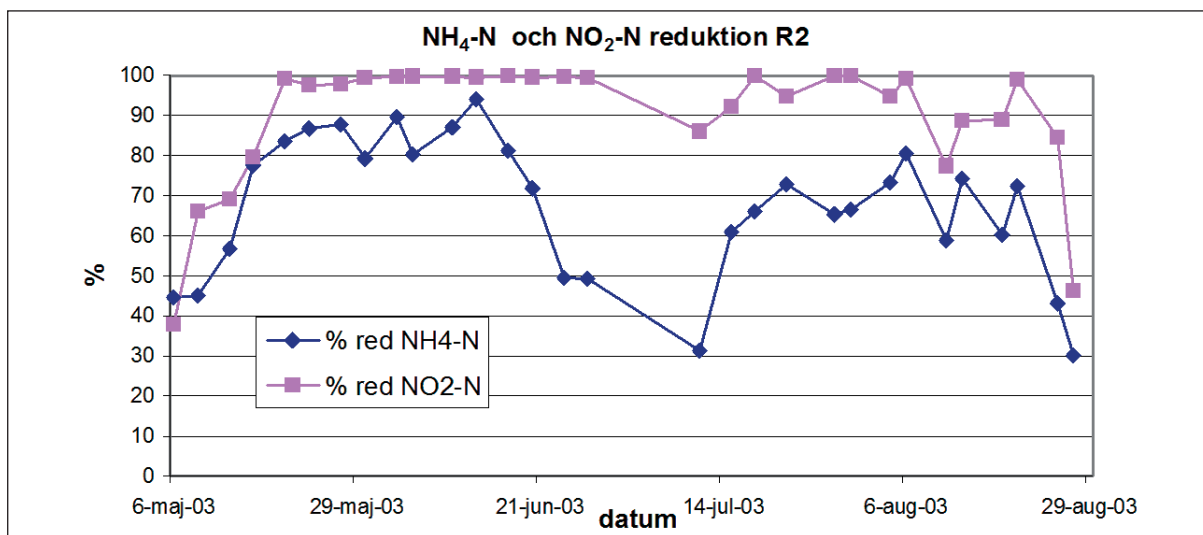
men var fortfarande hög och varierade mellan 80 och 100 %. Eftersom nitrit var den begränsande komponenten för Anammox erhöles en lägre procentuell reduktion av ammonium än av nitrit. Under försöksperioden avlägsnades i genomsnitt 67,3 % ammonium och 89,8 % nitrit.

6.2.5 Mätning av profiler för syre, pH och kvävefraktioner

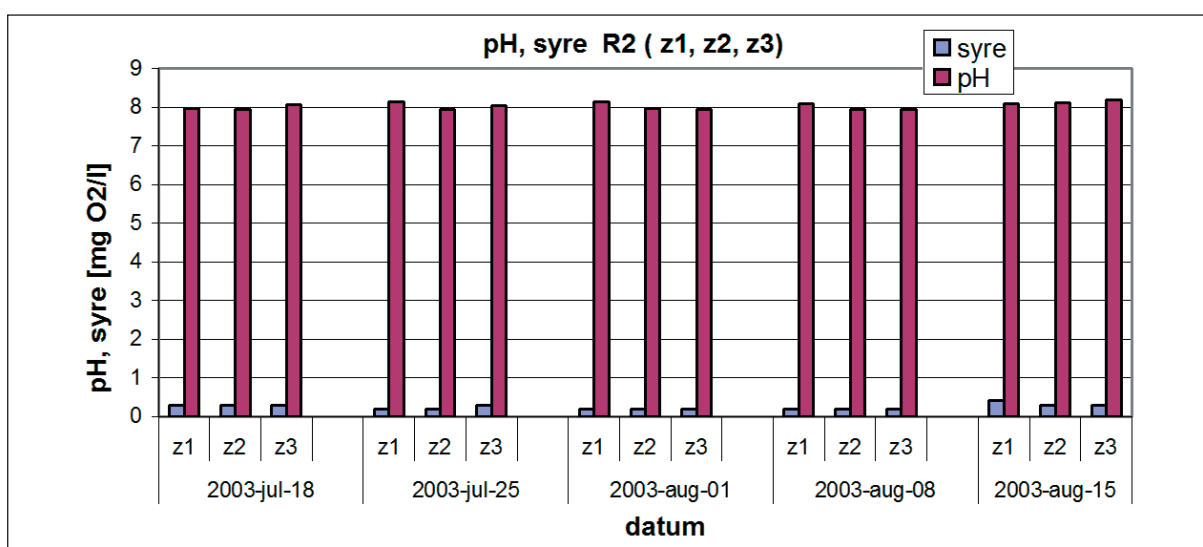
På liknande sätt som för reaktor 1 genomfördes mätningar av syrehalten och pH i olika zoner samt kvävefraktioner i de 3 zonerna och i inkommande och utgående flöden. Vid de 5 mätningarna var pH-värdet relativt konstant och uppgick till ca 8 och syrehalten varierade mellan 0,2–0,4 mg O₂/l (se figur 6-19).



Figur 6-17. Avlägsnad kvävemängd, R2.



Figur 6-18. NH₄-N och NO₂-N reduktion, R2.



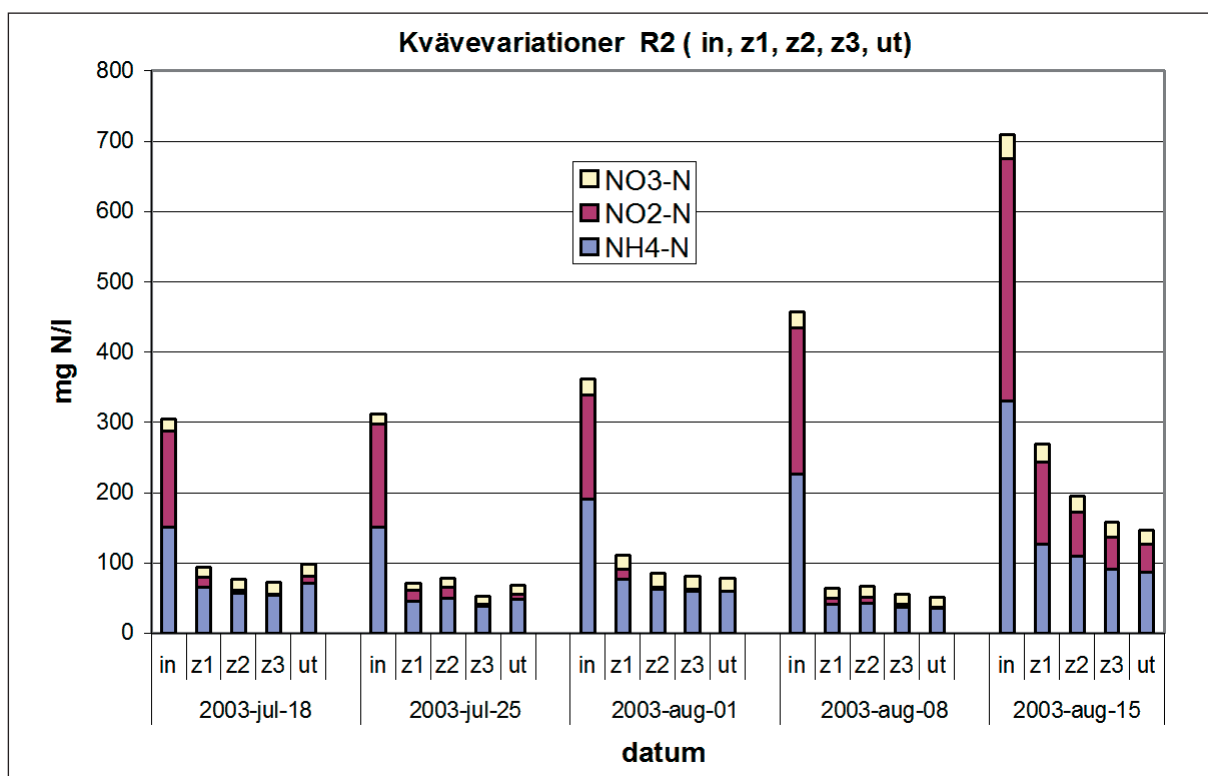
Figur 6-19. Profiler för syrehalt och pH i reaktor 2.

Ungefär halva inkommande oorganiskt kvävehalten bestod av ammoniumkväve och övriga andelen av nitrit- och nitratkväve. Nitrathalten var låg (ca 10,5 % av totala inkommande kvävehalten). Totala kvävehalten i olika zoner var relativt konstant vid de första fyra mättillfällena, medan kvävehalten minskade successivt vid det sista mättillfället vid vilket reaktorn hade en hög kvävebelastning. Anammox avlägsnar ungefär 1,3 g nitritkväve per g avlägsnat ammoniumkväve och därför är den procentuella reduktionen av nitrithalten högst. Nitrathalten är relativt konstant vilket visar att nitratproducerande och nitratreducerande reaktioner balanserar varandra (se figur 6-20).

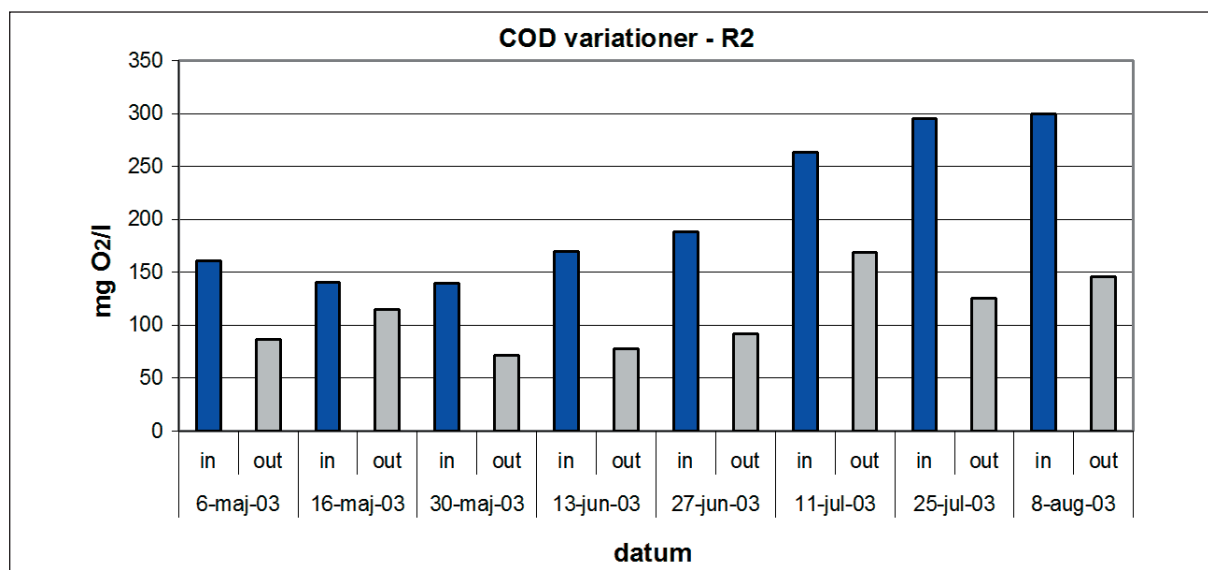
6.2.6 Mätningar av COD, total löst fosfat och suspenderade ämnen

COD

COD för inkommande och utgående vatten för reaktor 2 mättes vid åtta tillfällen på filtrerat prov (se tabell 6-9 och figur 6-21). COD-värdena ökade i takt med att utspädning av reaktvatten från reaktor 1 minskade. En betydande minskning erhöles för uppmätt COD-halt och den uppgick i genomsnitt till 45,4 % och varierade mellan 18,4–57,6 %. Minskning av COD-värde dvs. kemisk syreförbrukning svarar 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.



Figur 6-20. Profiler för kvävefraktioner i reaktor 2.



Figur 6-21. COD i inkommande och utgående reaktvatten, R2.

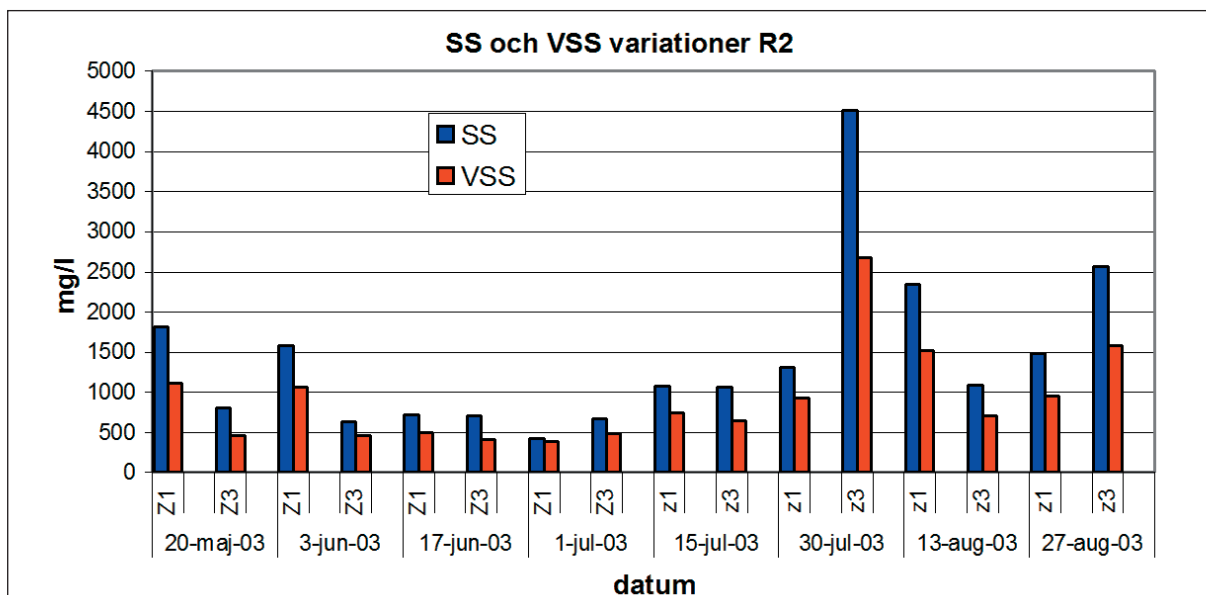
Tabell 6-9. Statistik – COD i inkommande och utgående reaktvatten.

R2	COD _f (mg O ₂ /l)	
	in	ut
medel	207	110
min	140	72
max	300	169
st. avvikelse	67,8	34,7

f-filtrerade prover

Tabell 6-10. Total löst fosfathalt i R2.

R2	PO ₄ -P (mg/l)	
	in	ut
medel	12,9	12,4
min	4,1	2,1
max	20,1	22,9
st. avvikelse	6,9	7,0



Figur 6-22. Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R2.

Tabell 6-11. Statistik – suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R2.

	Z1			Z3		
	SS(mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS
medel	1 346	902	0,70	1 510	932	0,63
min	420	380	0,61	640	415	0,57
max	2 350	1 515	0,90	4 520	2 680	0,73
st. avvikelse	612,4	360,6	0,10	1 369,6	802,0	0,10

Total löst fosfathalt

Halten av totalt löst fosfat mättes på filtrerat prov vid sju tillfällen på in- och utgående flöde och erhållna resultat redovisas i tabell 6-10. Utgående halt varierade mellan 2,1 och 22,9 mg P/l och visar att fosfat inte begränsade den mikrobiella aktiviteten. Genomsnittlig fosfathalt var ungefär densamma i inkommande (12,9 mg P/l) som i utgående flöde (12,4 mg P/l).

Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen

Halten av suspenderade (SS) och flyktiga suspenderade ämnen (VSS) uppmättes vid åtta tillfällen i zon 1 och 3 (se figur 6-22 och tabell 6-11). Kvoten VSS/SS uppgick till 0,7 i zon 1 och till 0,64 för zon 3. I genomsnitt var halten SS i zon 1 1346 mg/l med en variation mellan 420–2350 mg/l och i zon 3 1610 mg/l med en variation mellan 640–4520 mg/l. Stora variationer erhöles för halten suspenderade ämnen och ofta för haltskillnader mellan zonerna.

7 Försöksresultat – period III: 30 augusti–20 december 2003

7.1 Reaktor 1 – partiell nitrifikation

7.1.1 Flöde och uppehållstid

Använda flöden och motsvarande hydraulisk uppehållstid för reaktor 1 under perioden 30 augusti till 20 december 2003 har sammanställts i tabell 7-1.

Tabell 7-1. Driftbetingelser för reaktor 1.

Datum	Inkommande flöde (medel), (l/h)	Uppehålls- tid (d)
30 aug.–30 sep.	64,6	1,0
30 sep.–20 dec.	32,3	2,0

Skälet till att minska syrehalten under andra delperioden var att den hydrauliska belastningen minskades med en faktor 2. Variationer av syrehalten i de tre zonerna framgår av figur 7-1 och av tabell 7-2. Genomsnittliga halter i de tre zonerna varierade mellan 1,03 och 1,29 mg O₂/l. Största variationer för syrehalten erhöles för zon 3.

Tabell 7-2. Statistik – syrehalt och temperatur.

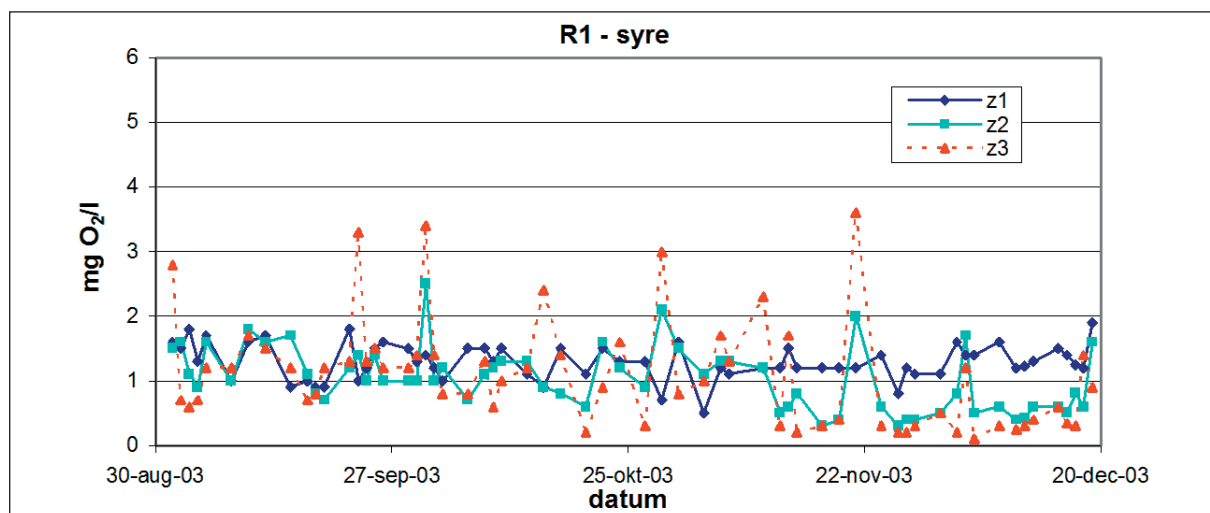
R1		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	medel	1,29	1,03	1,08
	st. avvikelse	0,28	0,49	0,84
T (°C)	medel	35,6	34,1	33,4
	st. avvikelse	2,3	2,2	2,1

7.1.2 Driftparametrar: syre, temperatur, pH och konduktivitet

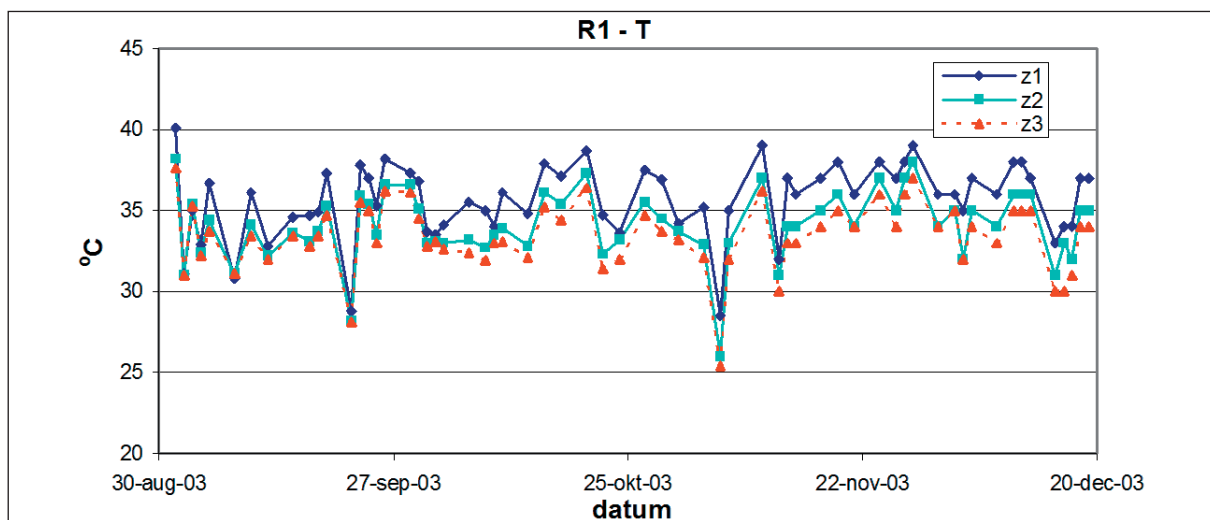
Syrehalt

Syrehalten uppgick under försöksperioden enligt:

- 30 augusti–12 november: zon 1 och 2: 1,5–2,0 mg O₂/l; zon 3: 1,0–1,5 mg O₂/l
- 12 november–20 december: zon 1: 1,0–1,5 mg O₂/l; zon 2 och 3: 0,5–1,0 mg O₂/l



Figur 7-1. Syrekonzentrationer i reaktor 1.



Figur 7-2. Temperatur i reaktor 1.

Temperatur

Temperaturen varierade i genomsnitt mellan 33,4 och 35,6 °C (se tabell 7-2) och redovisas som funktion av tiden under försöksperioden i figur 7-2. Vid ett par tillfällen erhöles en lägre temperatur; 28 °C den 22 september och 25 °C den 5 november.

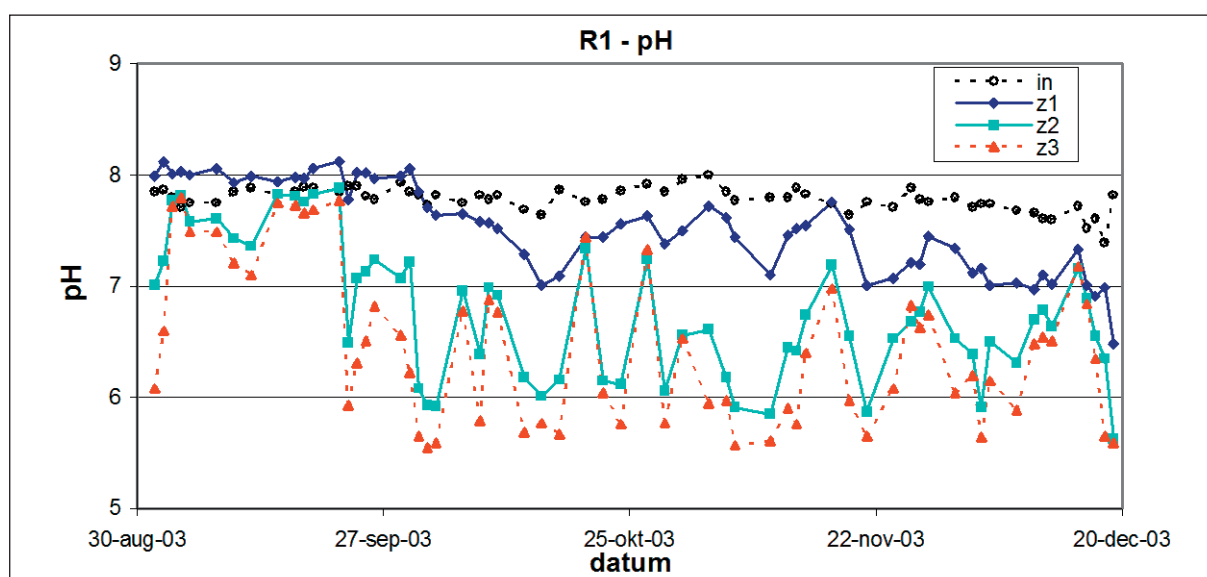
pH-värde

Betydande minskning av pH-värdet erhöles speciellt mellan zon 1 och 2 beroende på bildning av vätejoner vid nitrifikation och att systemets buffertkapacitet successivt utarmades. Under försöksperioden minskade i genomsnitt pH-värdet mellan in- och utgående flöde med en pH-enhet och alkaliniteten minskade

i genomsnitt med ca 80 % (se figur 7-3 och tabell 7-3). Minskningen av pH-värdet var betydligt lägre mellan inkommande rejektivatten och zon 1 och mellan inkommande rejektivatten och zon 3 under perioden 30 augusti–30 september än efterföljande period beroende på att flödet under denna period hade halverats. Med minskat flöde minskas buffertkapaciteten och därmed pH-värdet.

Konduktivitet

Konduktiviteten minskade successivt med tiden (se figur 7-4) beroende på minskande inkommande halt av kväve. En liten minskning av konduktiviteten erhöles mellan zonerna.

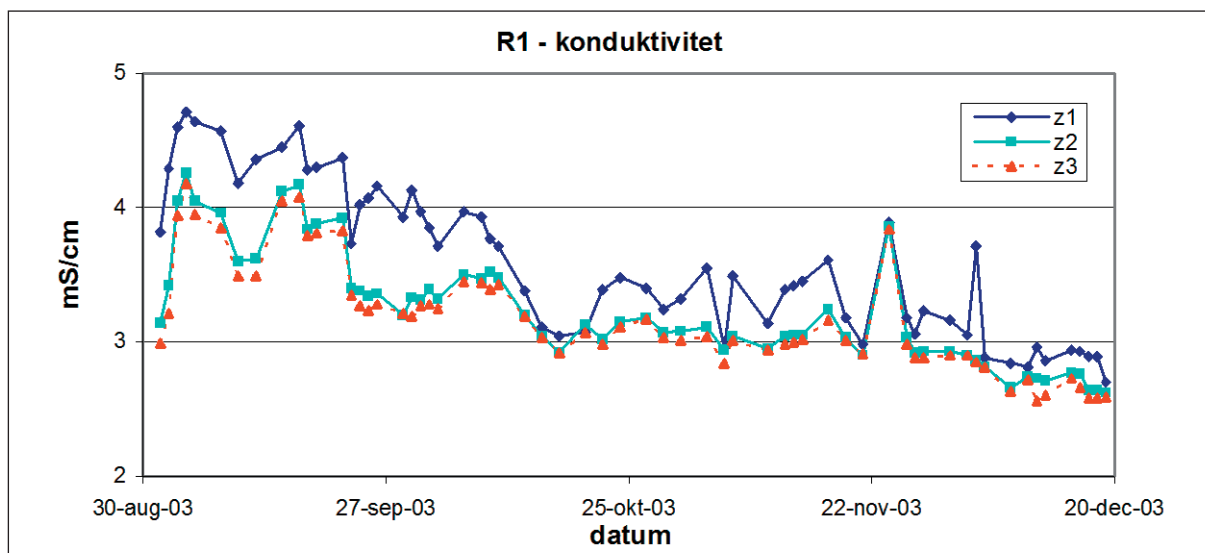


Figur 7-3. pH-parameter i reaktor 1.

Tabell 7-3. Statistik – pH, alkalinitet och konduktivitet.

R1		in	Z1	Z2	Z3	ut
pH	medel	7,78	7,53	6,76	6,46	6,81
	min	7,39	6,48	5,63	5,55	5,56
	max	8,00	8,12	7,88	7,80	7,85
	st. avvikelse	0,11	0,40	0,61	0,71	0,51
Alkalinitet (HCO ₃ ⁻)* (mmol/l)	medel	39,7	–	–	–	8,0
	min	30,2	–	–	–	1,0
	max	53,0	–	–	–	20,4
	st. avvikelse	8,7	–	–	–	7,3
Konduktivitet (mS/cm)	medel	4,43	3,59	3,24	3,17	1,87
	min	3,40	2,70	2,62	2,56	0,73
	max	5,40	4,71	4,26	4,18	4,28
	st. avvikelse	0,51	0,57	0,43	0,41	1,02

*prover utan att ta hänsyn till hydraulisk uppehållstid



Figur 7-4. Konduktivitet mellan zonerna i reaktor 1.

Skillnader mellan konduktiviteten i inkommande reaktvatten och zon z 3 redovisas i figur 7-5. Inkommande konduktivitet och konduktiviteten i zon 3 följde varandra väl och skillnaden var relativt konstant och uppgick i genomsnitt till 1,26 mS/cm.

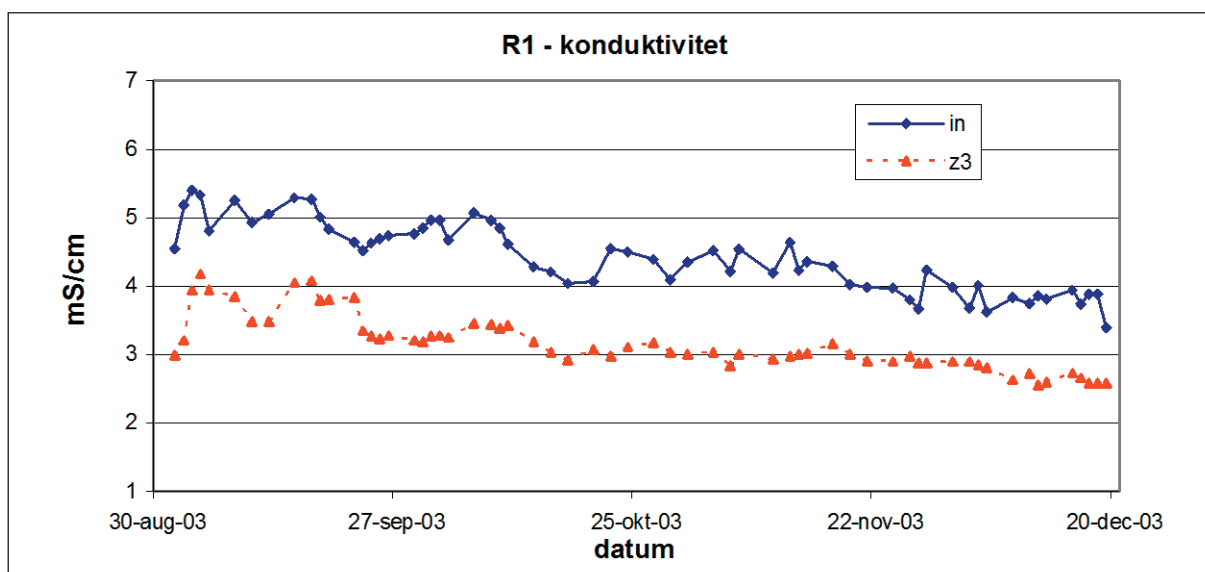
2003 överskred nitrithalten värdet för ammoniumhalten i utgående reaktvattenflöde och ett genomsnittligt värde mellan nitrit- och ammoniumkväve uppgick till 1,32 mellan 22 oktober och 20 december.

7.1.3 Omvandlingar av kvävefraktioner

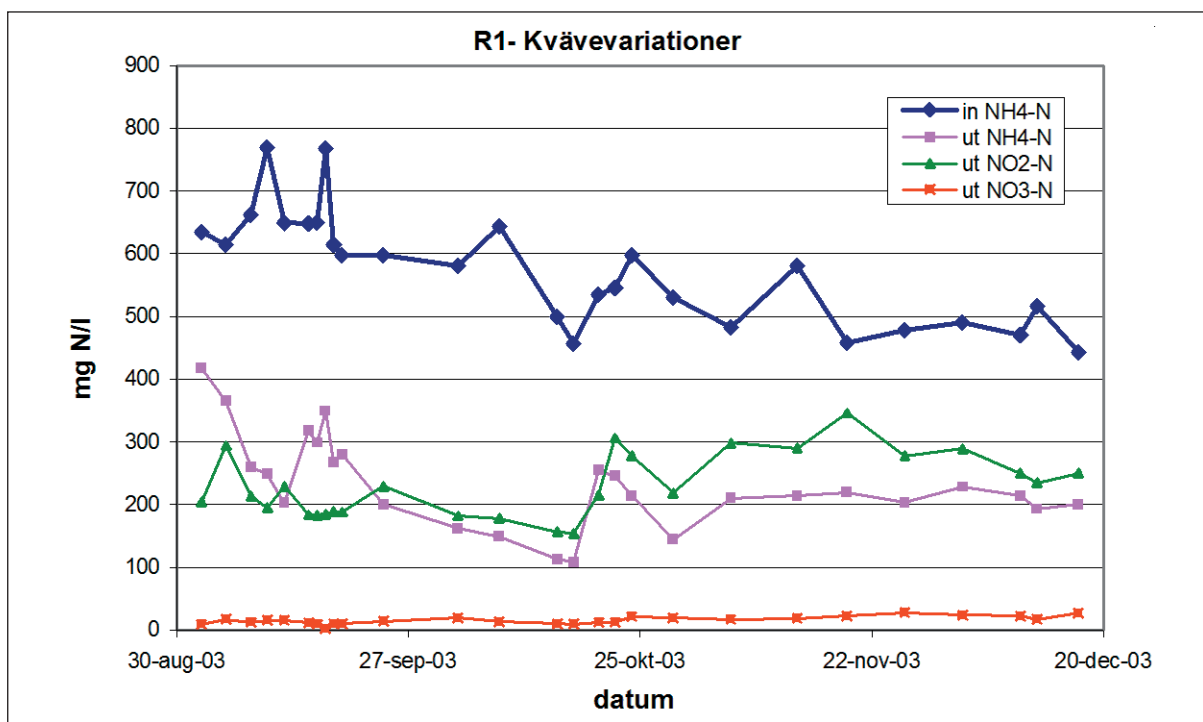
Inkommande ammoniumhalt och utgående ammonium-, nitrit- och nitrat halt redovisas i figur 7-6. Utgående halt av nitratkväve kunde hållas låg och varierade mellan 3–46 mg N/l och var i genomsnitt 19 mg N/l. Minskningen av flöde (och därmed ökning av uppehållstid) efter den 30 september 2003 ledde till att kvoten mellan utgående nitrit- och ammoniumkväve ökade från ca 0,72 till 1,21. Efter den 22 oktober

7.1.4 Inkommande och utgående total oorganisk kvävehalt

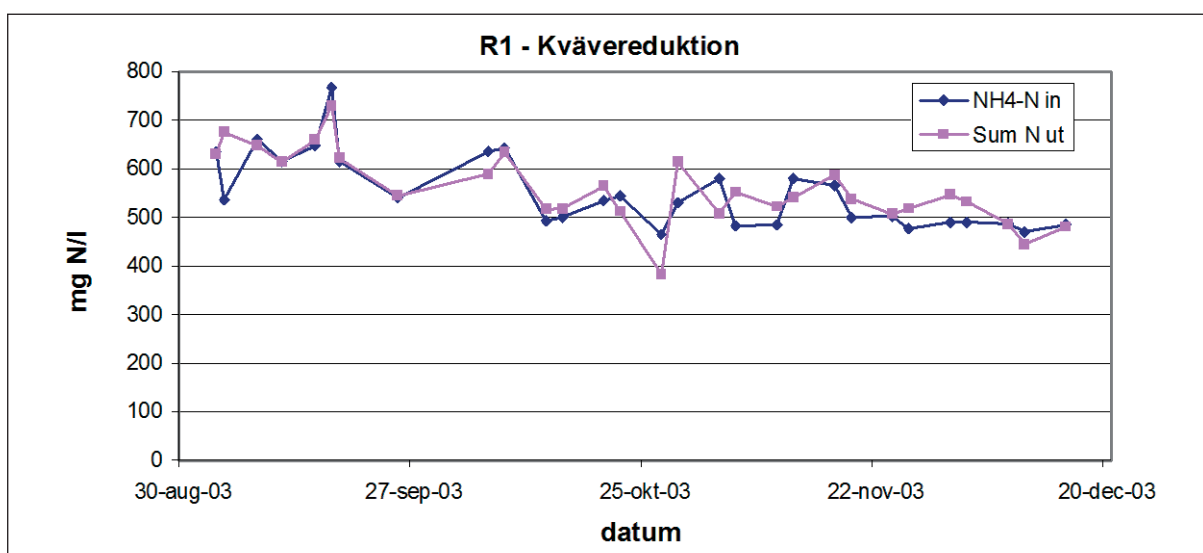
Genomsnittlig inkommande halt av ammoniumkväve i reaktvattnet till reaktor 1 och utgående halt av oorganiskt kväve från reaktorn uppgick till 550 resp. 538 mg N/l, dvs. ingen minskning erhöles av kvävehalten. Kurvorna mellan inkommande ammoniumkvävehalt och utgående halt oorganiskt kväve löper i huvudsak parallellt även om viss kväveavgång indikeras vid några provtagningstillfällen (se figur 7-7).



Figur 7-5. Konduktivitet mellan inkommande och zon 3 i reaktor 1.



Figur 7-6. Kvävefraktioner i reaktor 1.



Figur 7-7. Inkommande och utgående total oorganisk kvävehalt i reaktor 1.

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

Syre, pH och konduktivitet

Sex provtagningar genomfördes under september och oktober. Syrehalten varierade mellan ca 0,7 och 1,8 mg O₂/l i de olika zonerna och var relativt konstant mellan zonerna. När den hydrauliska belastningen minskade med en faktor 2 efter 30 september hölls

syrehalten vid ungefär samma värden under oktober i zon 1 och 2 (variationer mellan ca 0,7 och 2,0 mg O₂/l) medan den i zon 3 vid två tillfällen översteg 2 mg O₂/l. pH-värdet varierade under september mellan 7,3 och 8 i de tre zonerna med något minskande pH-värde mellan zonerna. Efter det att den hydrauliska belastningen minskats erhöles under oktober ett betydligt minskande pH-värde mellan zon 1 och 2 och sedan ytterligare mellan zon 2 och 3. I zon 3 var det genomsnittliga pH-värdet under oktober ca 5,9 beroende på att alkaliniteten i huvudsak avlägsnades mellan zon 1 och 3 vid provtagningstillfällena i oktober. Konduktiviteten minskade något mellan zonerna

vid de tre första provtagningsstillfällena för att vara relativt konstant de tre följande tillfällena (se figur 7-8).

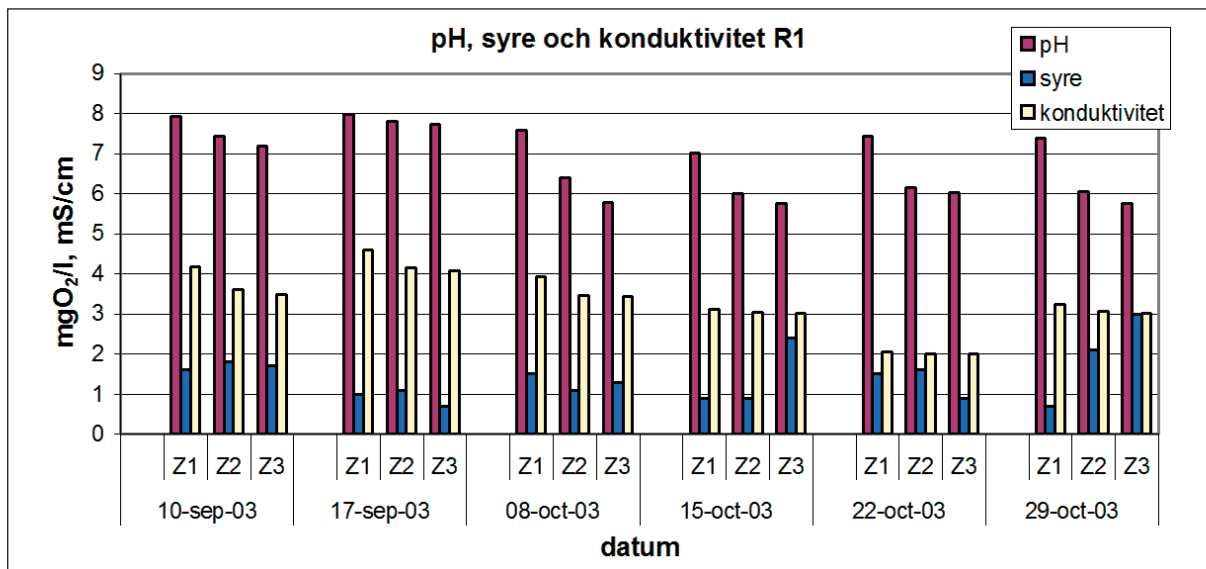
Under november och december skedde fem provtagningar. Syrehalten varierade mellan ca 0,8 och 1,2 mg O₂/l i den första zonen och hölls mellan ca 0,2 och 0,5 mg O₂/l i zon 2 och 3. pH-värdet minskade successivt mellan de tre zonerna från ca 7,5 till 6,0 vid fyra av provtagningsstillfällena. Vid provtagningsstillfället den 26 november var pH-ändringen betydligt mindre. Konduktiviteten minskade obetydligt mellan de tre zonerna och uppgick till ca 3 mS/cm (se figur 7-9).

Kväveprofiler

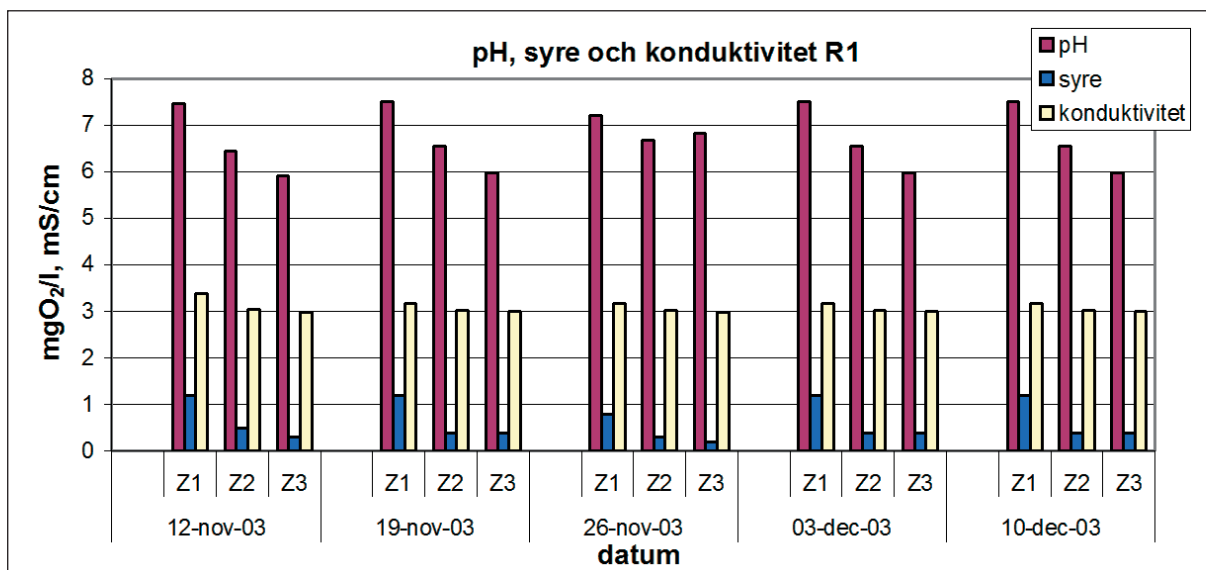
Vid elva tillfällen uppmättes under perioden 1 september–20 december 2003 halten av ammonium-, nitrit- och nitratkväve i inkommande rejektivatten,

varav vid sex tillfällen under september och oktober och vid fem tillfällen under november och december. Resultat för september och oktober redovisas i figur 7-10. Nitrithalten och andelen nitrit till ammonium ökade mellan zon 1 och 2 och zon 2 och zon 3 under september. Kvoten nitrit- till ammoniumkväve varierade mellan 0,28–1,13, 0,48–1,27 och 0,50–1,37 för zon 1, 2 respektive 3. När den hydrauliska belastningen minskades den 30 september skedde den huvudsakliga nitritbildningen i zon 1. En svag ökning erhöles av nitrathalten mellan zon 1 och 3 från ca 9,0 mg N/l till 31,7 mg N/l.

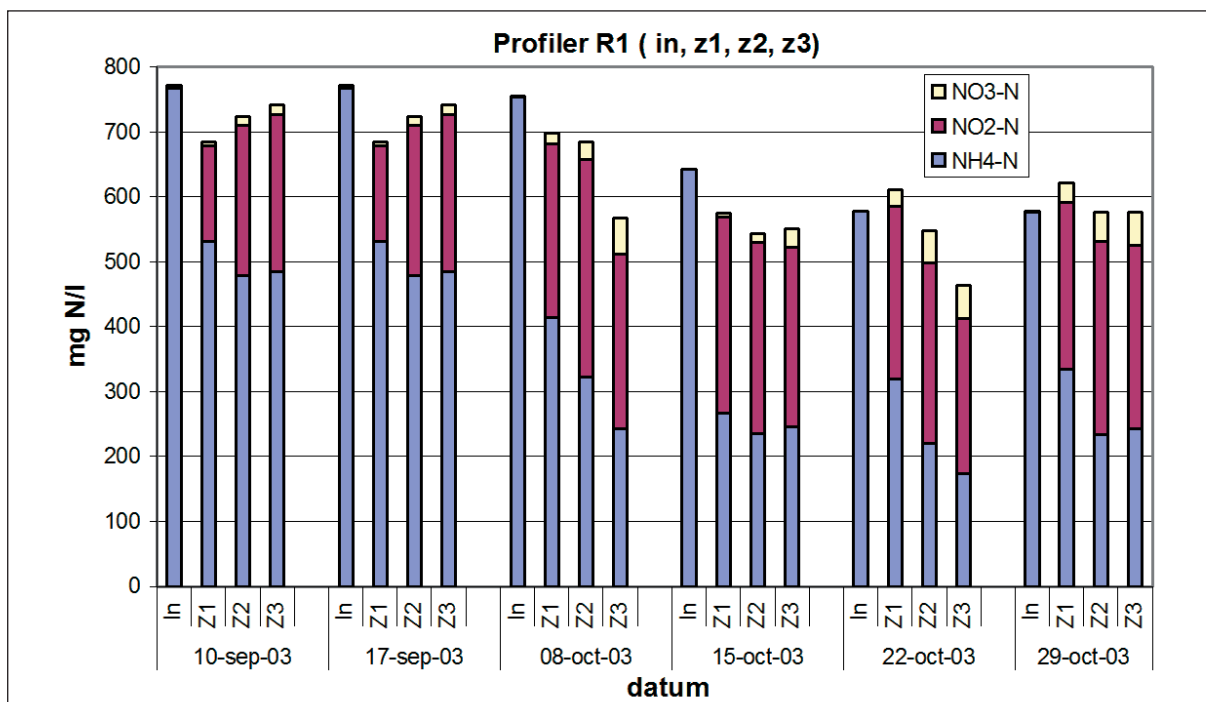
Vid tre mättillfällen under november och december 2003 erhöles en minskning av kvävehalten speciellt mellan zon 2 och 3. En svag ökning erhöles för nitrathalten, varvid nitratbildning speciellt erhöles i zon 3.



Figur 7-8. Profiler: pH, syre och konduktivitet i reaktor 1.



Figur 7-9. Profiler: pH, syre och konduktivitet i reaktor 1.



Figur 7-10. Profiler: förändringar av kvävevariationer i reaktor 1.

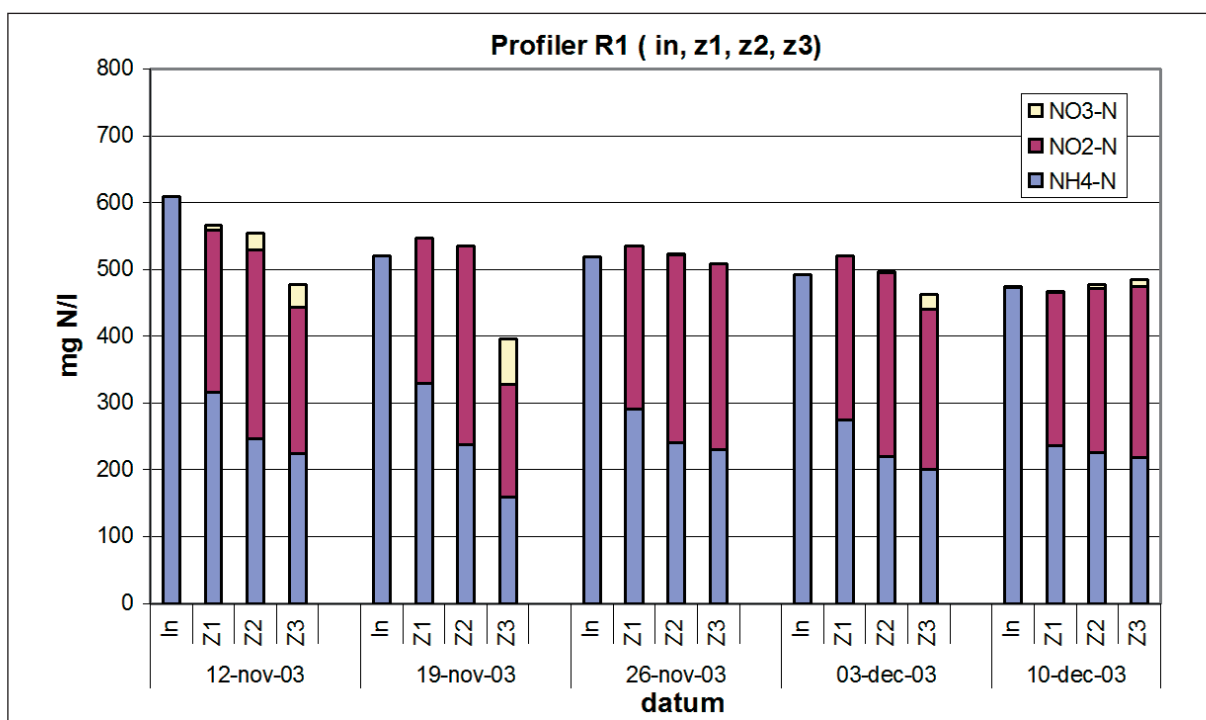
Genomsnittliga kvoten för nitrit- och ammoniumkväve uppgick till 0,65–0,97, 1,09–1,25 och 0,97–1,21 för zon 1, 2 respektive 3 (figur 7-11).

$$NH_3 - N = \frac{17}{14} * \left\{ \frac{NH_4 - N * 10^{pH}}{\exp \left(\frac{6344}{273 + T} \right) + 10^{pH}} \right\}$$

7.1.6 Fri ammoniak

Halten fri ammoniak kan beräknas enligt (Anthonisen 1976):

Utifrån experimentella värden för ammonium, pH och temperatur har den fria ammoniak beräknats. Erhållna värden anges i tabell 7-4 för de tre zonerna vid de elva provtagningstillfällena. Den fria ammoniakhalten var högst i zon 1 där både ammoniumhalt



Figur 7-11. Profiler: förändringar av kvävevariationer i reaktor 1.

Tabell 7-4. Fri ammoniak.

R1	NH ₃		
	Z 1	Z 2	Z 3
medel	19,54	5,41	3,94
min	3,66	0,36	0,17
max	61,96	35,25	29,37
st. avvikelse	21,33	10,93	8,88

och pH-värde var högst. För zon 2 och 3 skedde en betydande minskning av fria ammoniakhalten när den hydrauliska belastningen halverades den 30 september och med åtföljande minskning av ammoniumhalt och pH-värde i dessa zoner.

7.1.7 Mätningar av COD och organiska syror

Uppmätta värden har sammanställts i tabell 7-5 utifrån mätningar på inkommande och utgående rejektivatten.

Ökning av utgående COD-värde svarar i detta fall inte mot ökning av organiskt material utan mot ökning av nitrithalt. Under COD analys förbrukas syre inte bara för oxidation av organiskt material, men också för oxidation av nitrit kväve, som finns i stora halter i utgående rejektivatten från R1.

Tabell 7-5. Statistik – COD och organiska syror i inkommande och utgående rejektivatten.

R1	COD _f (mg O ₂ /l)		Organiska syror (mg/l)	
	in	ut	in	ut
medel	339	468	67	61
min	117	292	21	34
max	704	634	201	86
st. avvikelse	188	103	60	21

f-filtrerade prover

Tabell 7-7. Statistik – suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R1.

	Z 1			Z 3		
	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS
medel	128	108	0,86	164	142	0,87
min	88	63	0,65	63	73	0,67
max	170	137	0,96	260	220	0,95
st.avvikelse	29,4	56,1	0,13	25,3	49,9	0,10

7.1.8 Mätningar av total löst fosfat och suspenderade ämnen

Total löst fosfathalt

Total fosfathalt minskade något i reaktor 1 mellan inkommande och utgående rejektivatten, från 15,1 mg P/l till 11,0 mg P/l (se tabell 7-6).

Tabell 7-6. Total löst fosfathalt.

R1	PO ₄ -P (mg/l)	
	in	ut
medel	15,1	11,0
min	12,4	5,3
max	19,3	17,0
st. avvikelse	2,3	4,4

Suspenderade ämnen

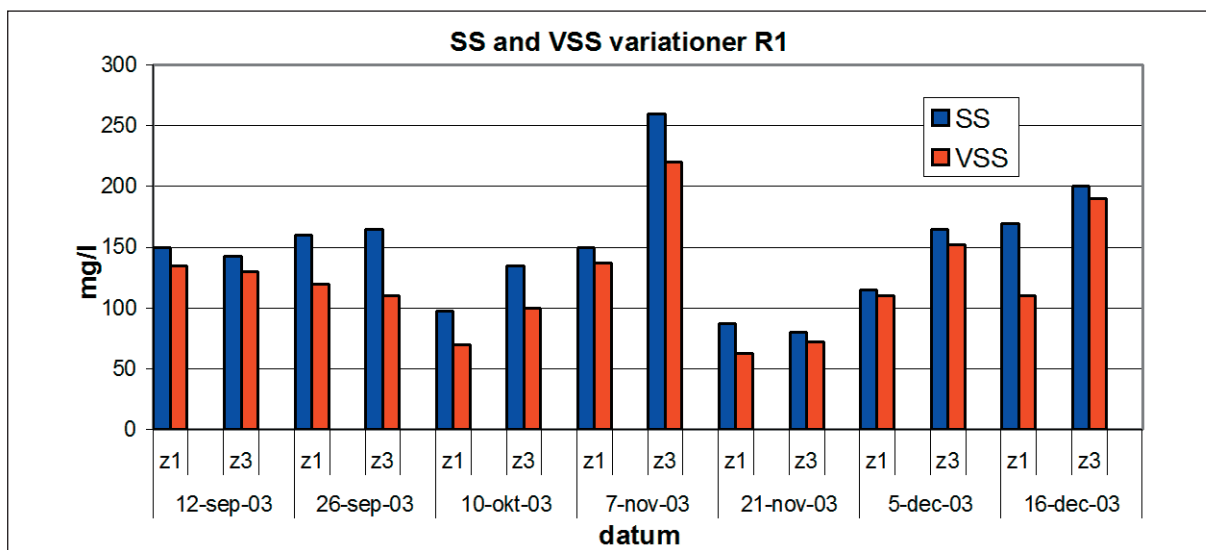
och flyktiga suspenderade ämnen

Halten av suspenderade (SS) och flyktiga suspenderade ämnen (VSS) visas av figur 7-12 för zon 1 och 3 vid åtta provtagningstillfällen. Resultaten har bearbetats i tabell 7-7. Genomsnittliga kvoten VSS/SS uppgick till 86 % med en betydande spridning (65–96 %). Halten suspenderade ämnen var i genomsnitt 126 mg/l i zon 1 och något högre i zon 3 (142 mg/l).

7.2 Reaktor 2 – Anammox

7.2.1 Flöde och uppehållstid

Inkommande flöde varierades dels beroende på tillfört flöde från linje 1 dels på användning av spädvatten. Betingelser med hänsyn till flöden och hydraulisk



Figur 7-12. Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R1

Tabell 7-8. Driftbetingelser för reaktor 2.

Datum	Inkommande flöde (medel) (l/h)	Spädningsfaktor (vatten/rejektvatten)	Uppehållstid (d)
30 augusti–5 september	32,5	Utan spädningsfaktor	2,0
5 september–20 oktober	32,3	0,8	2,0
20 oktober–27 oktober	”batch”	–	–
27 oktober–5 november	24,2	1,0–4,0	2,7
5 november–20 december	21,7	4,1	3,0

uppehållstid visas i tabell 7-8. Utspädning med vattenledningsvatten påbörjades den 5 september pga. den minskande Anammoxaktiviteten och den därmed sammanhängande ökning av nitrithalten som kan hämma Anammox. Eftersom Anammoxaktiviteten fortsatte att minska drevs reaktor 2 satsvis (diskontinuerligt) mellan 20 och 27 oktober. Därefter utnyttjades ett relativt lågt flöde av utgående rejeckt vatten från reaktor 1 och varierande grad av utspädning med kranvatten.

7.2.2 Driftparametrarna: syrehalt, temperatur, pH-värde och konduktivitet

Syrehalten varierade i genomsnitt mellan 0,30–0,35 mg O₂/l och temperaturen var i genomsnitt 33–35 °C i de tre zonerna (se tabell 7-9). Variationer för de tre zonerna för syrehalt och temperatur redovisas i figurerna 7-13 respektive 7-14. Relativt stora variationer erhöles för temperaturen med variationer mellan 25–45 °C.

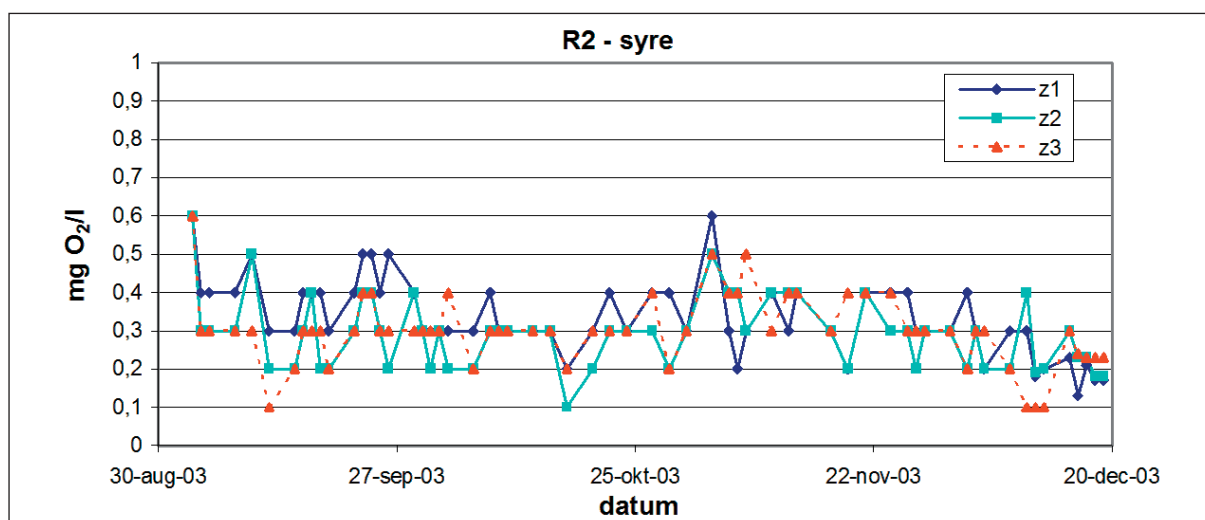
pH-värdet var i genomsnitt 7,8–8,2 i de tre zonerna och var relativt konstant med variationer mellan 7,4

Tabell 7-9. Statistik – syrehalt och temperatur.

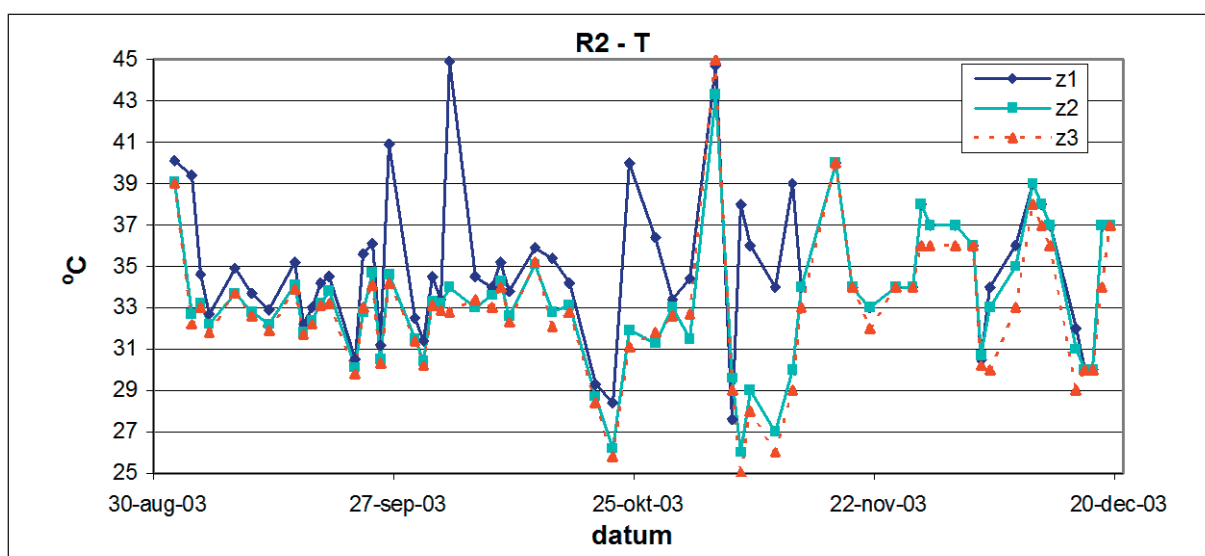
R2		Z 1	Z 2	Z 3
Syre (mg O ₂ /l)	medel	0,35	0,30	0,31
	st. avvikelse	0,13	0,12	0,12
T (°C)	medel	35,0	33,3	32,8
	st. avvikelse	3,4	3,2	3,3

och 8,6. Inkommande alkalinitet var i genomsnitt 4,2 med variation mellan 0,8 och 13,8 mmol HCO₃⁻/l (tabell 7-10 och figur 7-15).

Konduktiviteten var relativt lika i de tre zonerna och minskade successivt under försöksperioden från ca 4 mS/cm till 1 mS/cm (se figur 7-16). Minskningsen följde samma trend som in- och utgående totala kvävehalten (se följande avsnitt).



Figur 7-13. Syrekonzentrationer i reaktor 2.

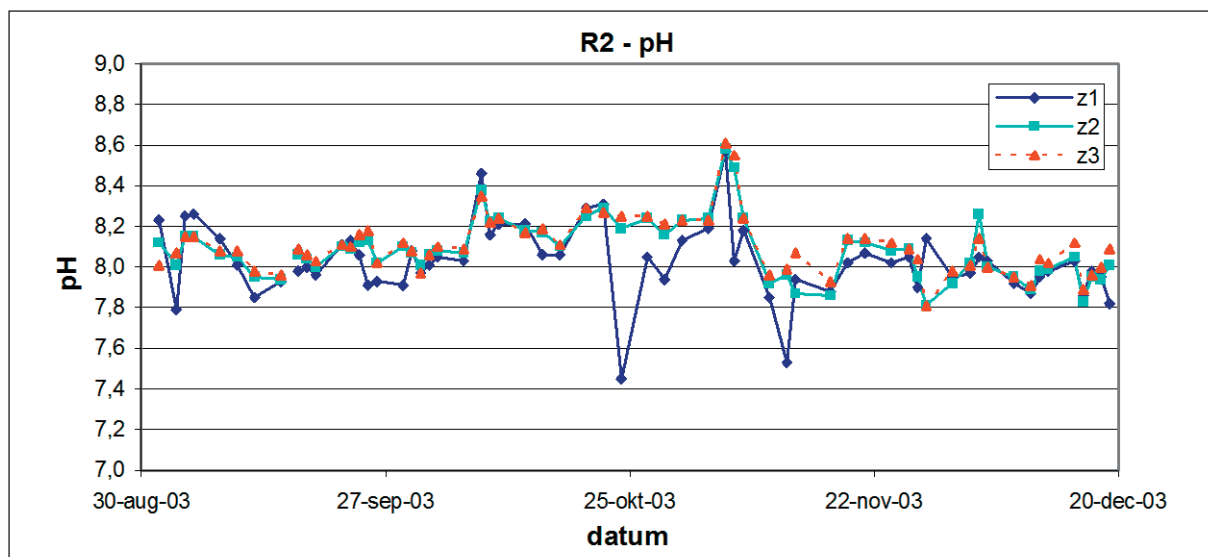


Figur 7-14. Temperatur i reaktor 2.

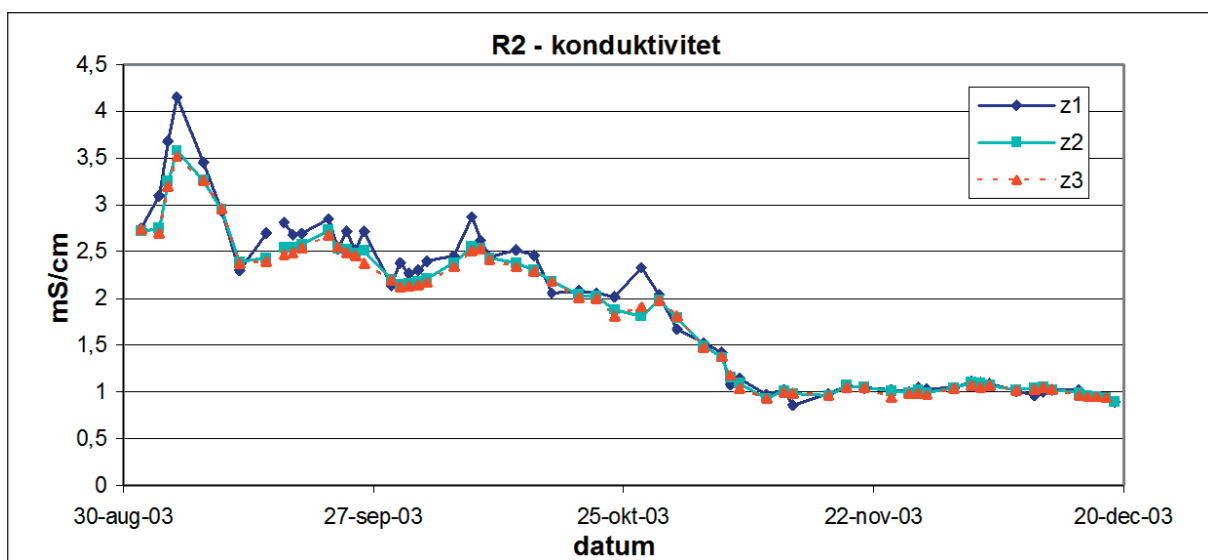
Tabell 7-10. Statistik – pH , alkalinitet och konduktivitet.

R2		in	Z 1	Z 2	Z 3	ut
pH	medel	7,05	8,03	8,08	8,11	8,15
	min	6,20	7,45	7,81	7,81	7,83
	max	7,91	8,57	8,58	8,61	8,62
	st.avvikelse	0,43	0,18	0,15	0,14	0,15
Alkalinitet* (mmol HCO ₃ ⁻ /l)	medel	4,2	–	–	–	7,7
	min	0,8	–	–	–	3,3
	max	13,4	–	–	–	12,5
	st.avvikelse	4,9	–	–	–	3,4
Konduktivitet (mS/cm)	medel	1,75	1,90	1,82	1,81	1,79
	min	0,63	0,86	0,89	0,93	0,93
	max	4,28	4,15	3,58	3,52	3,30
	st.avvikelse	1,01	0,85	0,76	0,75	0,75

*prover utan att ta hänsyn till hydraulisk uppehållstid



Figur 7-15. pH parameter i reaktor 2.



Figur 7-16. Konduktivitet mellan zonerna i reaktor 2.

7.2.3 Kväveomsättningar

Inkommande halt av ammonium-, nitrit- och nitratkväve redovisas i figur 7-17. För att minska inkommande nitrithalt, som kan verka hämmande på Anammox, utspäddes utgående reaktvatten från reaktor 1 med kranvatten. Inkommande oorganiska kvävehalt minskade från 644 mg N/l den 3 september till 246 mg N/l den 22 oktober. Därmed kunde nitritkvävehalten minskas från ett högsta värde på 157 mg N/l till värden under ca 70 mg N/l som angetts i litteraturen som halt vid vilken hämning kan erhållas.

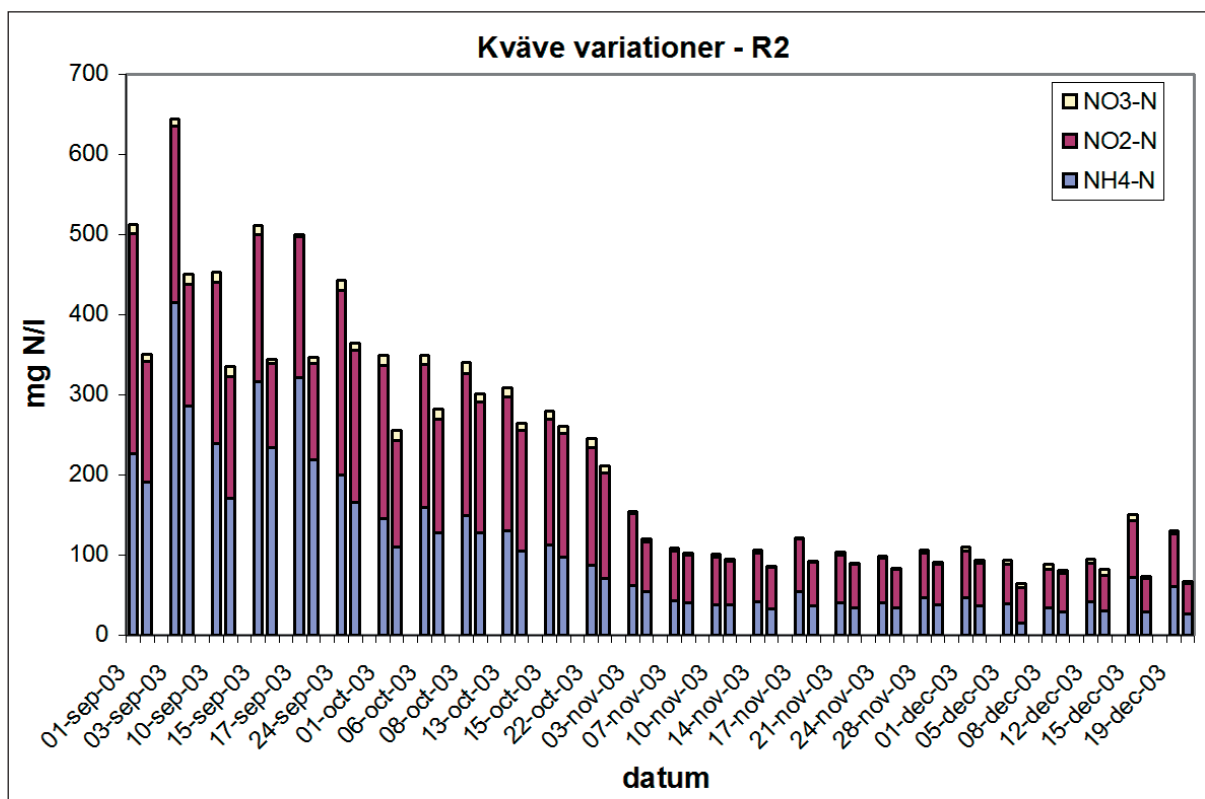
In- och utgående halt av oorganiskt kväve visas i figur 7-18. Avlägsnad kvävehalt minskade successivt

mellan september och november och var mycket låg under november och halva december, varefter en indikation på begynnande återhämtning erhöles för de två sista mätpunkterna. Samma tendens erhöles för avlägsnad kvävemängd per dygn (se figur 7-19). I början av september var den 0,52 kg N/dygn för att minska till 0,06 kg N/dygn den 7 november. Därefter var avskiljningen fortsatt låg med en indikation på ökad avskiljning först efter mitten av december.

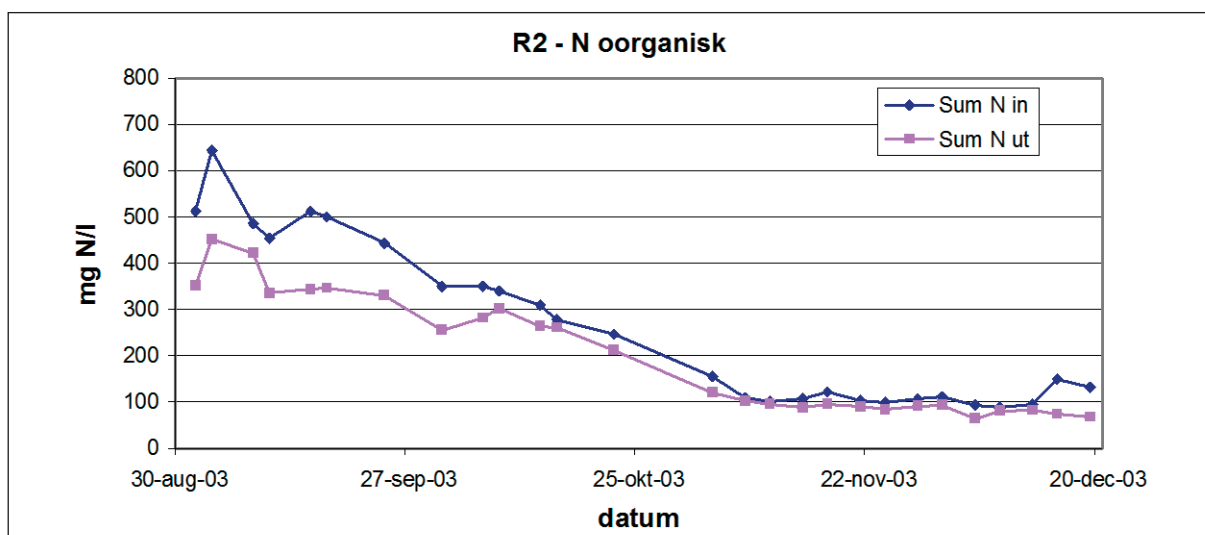
Inkommande kvot mellan nitrit- och ammoniumkväve var omkring 1,3 (förutom under tre veckor i september då den var betydligt lägre och omkring 0,7), vilket är gynnsamt för Anammoxprocessen. Trots detta var kvävereduktionen låg och under oktober och november varierade den mellan ca 10 och 20 %. För hela perioden var kvävereduktionen i genomsnitt 21 % (se figur 7-20). Den procentuella

reduktionen av ammonium och nitrit visas i figur 7-21. Kurvorna följer varandra relativt väl vilket är en indikation på att viss Anammox skett under hela perioden även om den var låg. Genomsnittliga

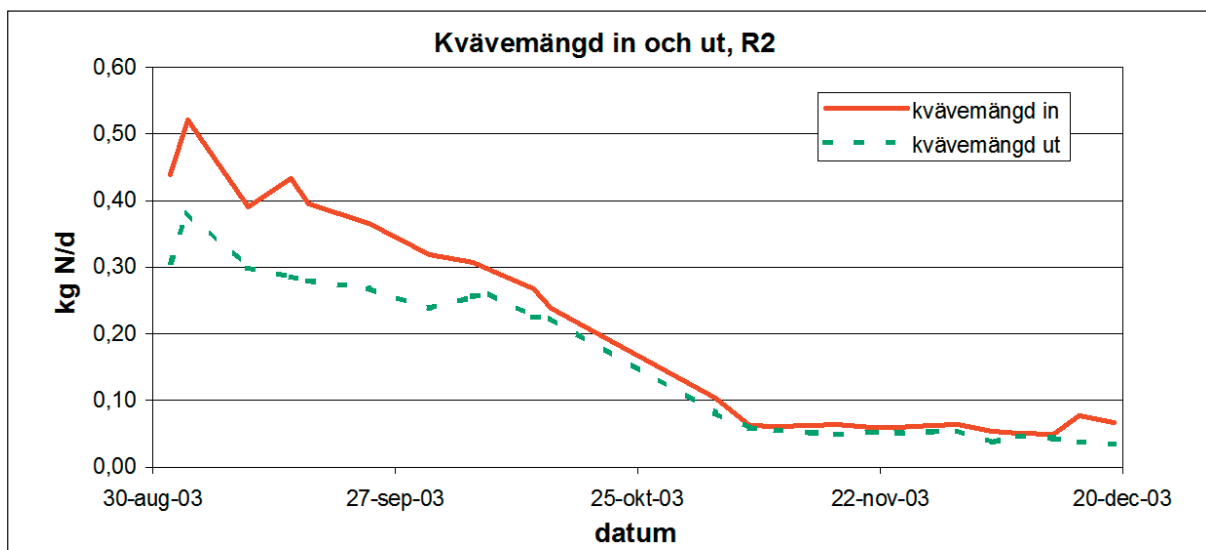
reduktionen av ammonium och nitrit var under perioden 23 % respektive 20 %. Den 15 december var ammoniumreduktionen 59 % och nitritreduktionen 41 %.



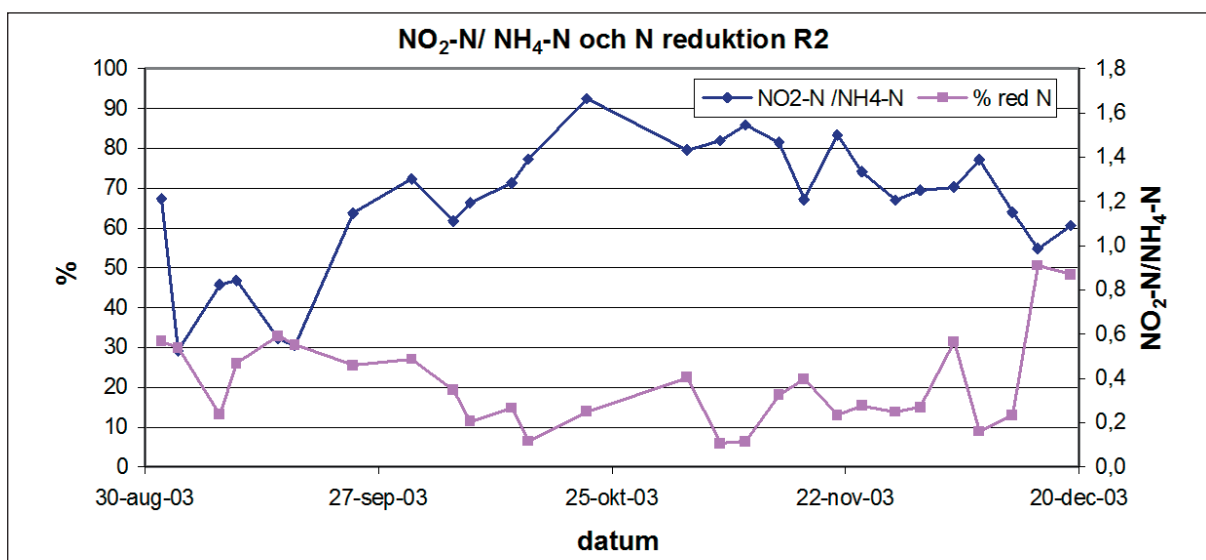
Figur 7-17. Kvävereduktion i reaktor 2.



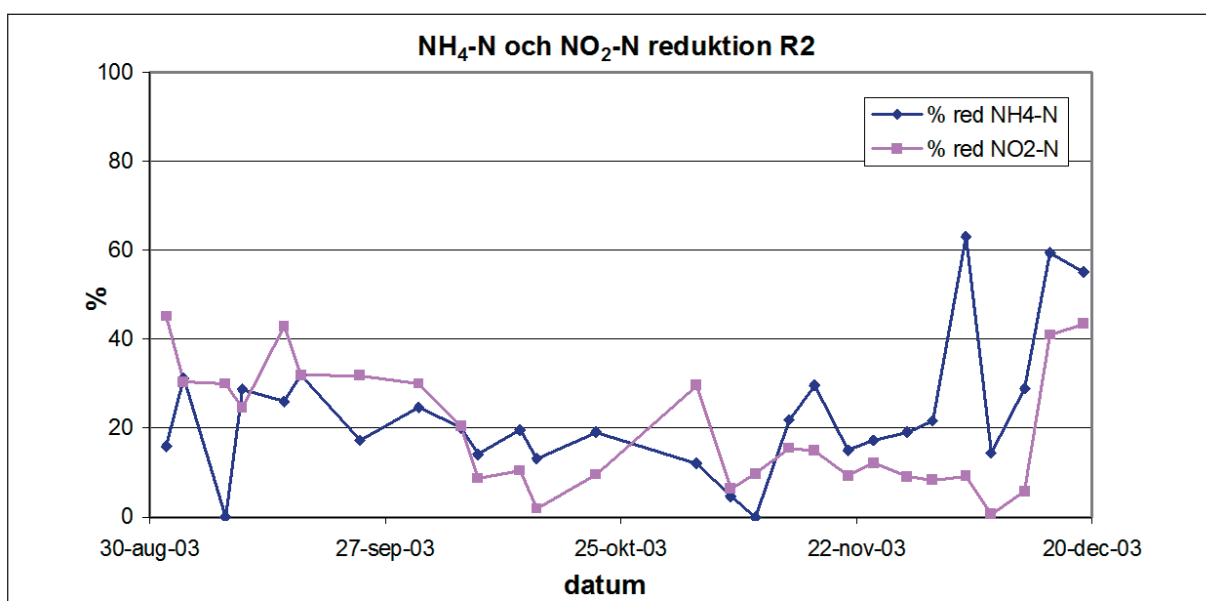
Figur 7-18. Inkommande och utgående total oorganisk kvävehalt, R2.



Figur 7-19. Avlägsnad kvävemängd, R2.



Figur 7-20. Kvävereduktionen och $\text{NO}_2\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$, R2.



Figur 7-21. Reduktionen av ammonium och nitrit, R2.

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

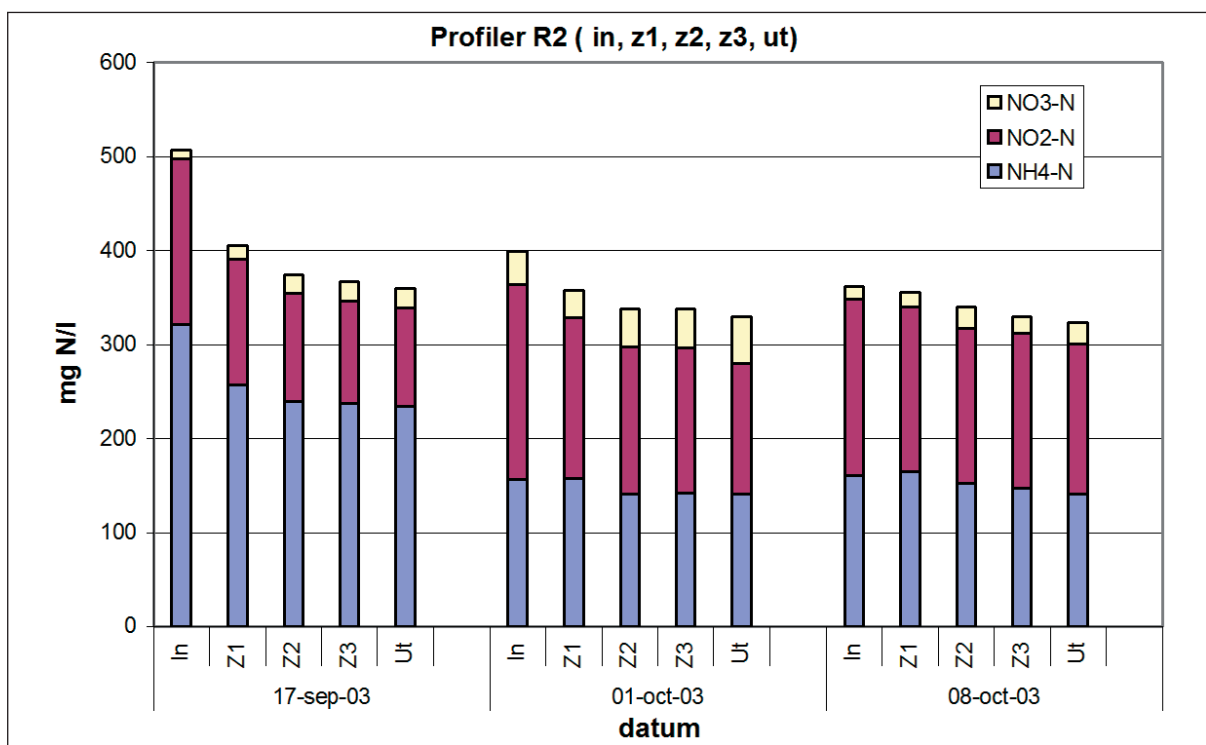
Kväveprofiler

Vid tre tillfällen uppmättes ammonium-, nitrit- och nitratkväve i in- och utgående rektvatten och i de tre zonerna för reaktor 2. Bortsett från det första mätillfället erhöles en successiv minskning av totala kvävet även om minskningen var relativt låg (figur 7-22). Kvävereduktionen var högst den 17 september vilket

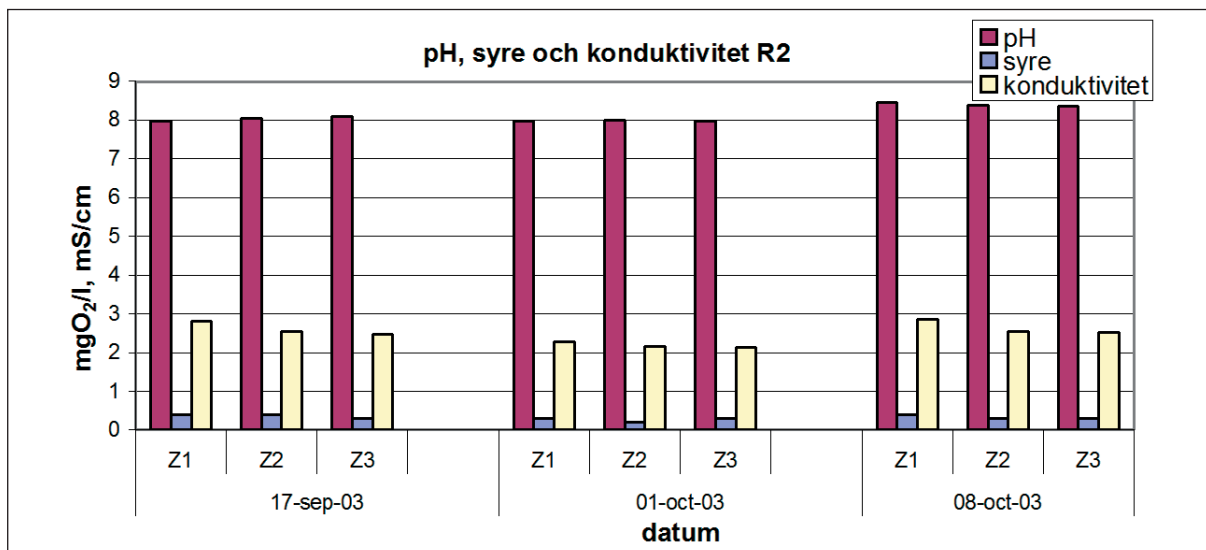
kan bero på att nitrithalten var något lägre i zonerna (ca 119,6 mg N/l) jämfört med uppmätta nitrithalter vid de andra mätillfällena (ca 164,2 mg N/l).

Profiler för pH, syrehalt och konduktivitet i zonerna

pH-värdet var relativt konstant för de tre zonerna och varierade vid mätillfällena mellan ca 8–8,3. Konduktiviteten var också relativt konstant i zonerna och följde samma trend som halten oorganiskt kväve i zonerna. Syrehalten var i genomsnitt ca 0,32 mg O₂/l (figur 7-23).



Figur 7-22. Profiler: förändringar av kvävevariationer i reaktor 2.



Figur 7-23. Profiler: pH, syre och konduktivitet i reaktor 2.

7.2.5 Halt av COD, organiska syror och total löst fosfat

Mätningar genomfördes av halt COD, organiska syror och totalfosfor på filtrerat prov på inkommande och utgående rejektivatten för reaktor 2. Halten av COD och organiska syror minskade under försöksperioden beroende på spädning med kranvatten av utgående rejektivatten från linje 1. Bortsett från första mättillfället var halten COD approximativt lika i inkommande och utgående rejektivatten, medan en svag minskning erhöles för organiska syror (se figur 7-24 och 7-25). En statistisk utvärdering av mätresultaten redovisas i tabell 7-11.

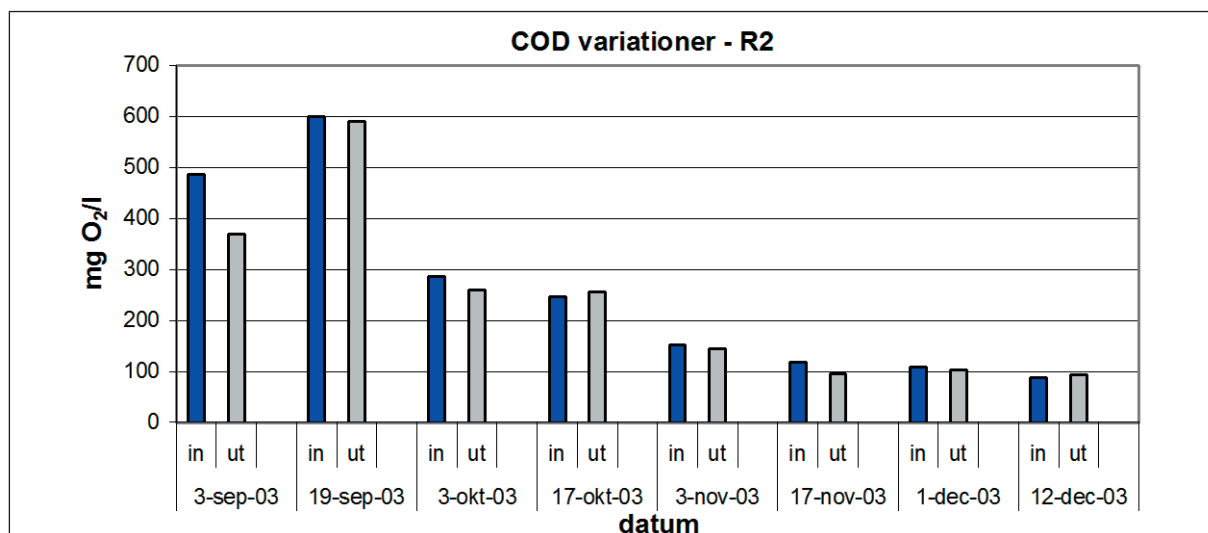
Tabell 7-11. Statistik – COD och organiska syror i inkommande och utgående rejektivatten.

R2	COD _f (mg O ₂ /l)		Organiska syror (mg/l)	
	in	ut	in	ut
medel	260	239	42	34
min	88	54	16	15
max	599	591	90	77
st. avvikelse	170	194	23	23

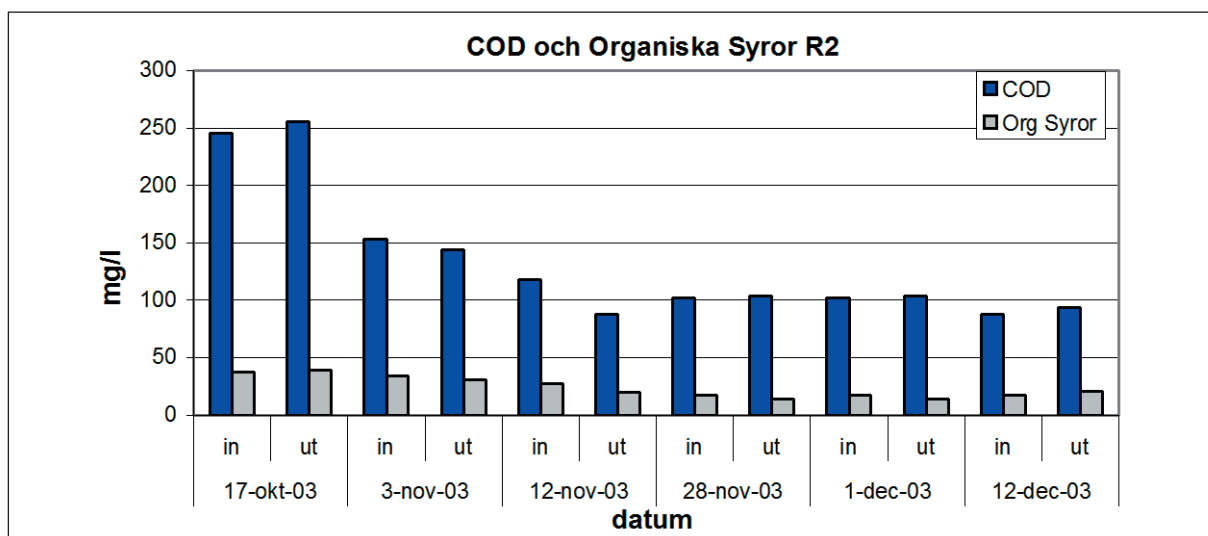
f-filtrerade prover

Total löst fosfathalt

In- och utgående fosfathalter mättes vid åtta tillfällen på filtrerat prov (se tabell 7-12). Inkommande och utgående fosfathalter var relativt lika och uppgick i genomsnitt till 7,7 respektive 8,5 mg PO₄-P/l.



Figur 7-24. COD i inkommande och utgående rejektivatten, R2.



Figur 7-25. COD och organiska syror i inkommande och utgående rejektivatten, R2.

Tabell 7-12. Total löst fosfathalt, R2.

R2	PO ₄ -P (mg/l)	
	in	ut
medel	7,7	8,5
min	2,3	3,4
max	13,8	14,1
st. avvikelse	4,6	3,9

De förhållandevis höga värdena och att ingen fosforreduktion erhöles visar att fosfathalt inte var en begränsande faktor för Anammoxprocessen.

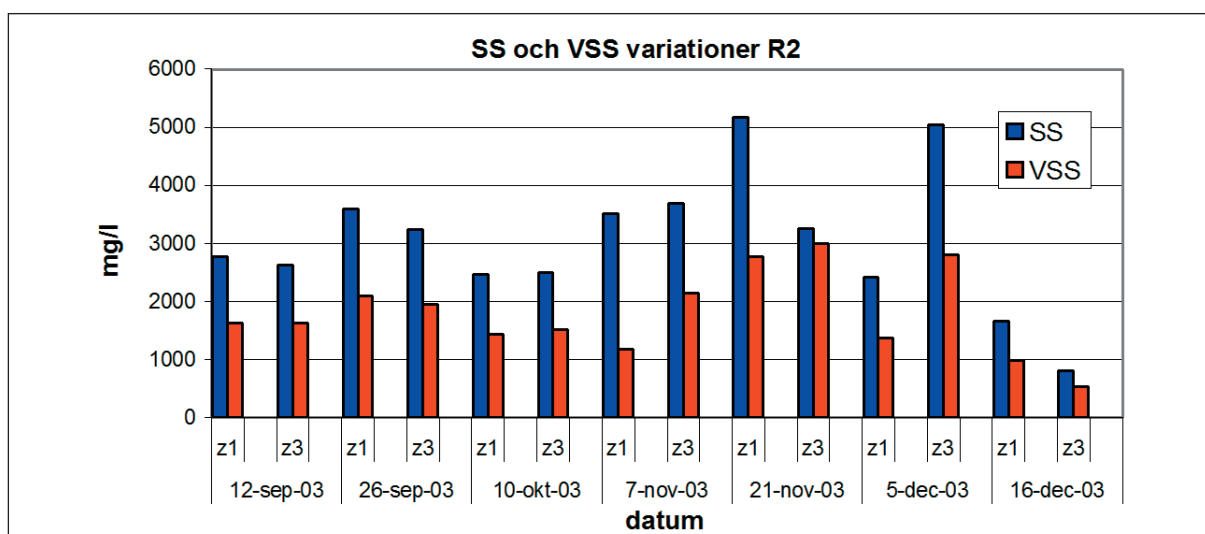
ämnen var relativt lika i de två zonerna, 3 085 mg/l i zon 1 och 3 070 mg/l i zon 2. Stora variationer erhöles för halten suspenderade ämnen som varierade mellan 1 670 och 5 170 mg/l i zon 1 och mellan 810 och 5 040 mg/l. En ökning av halten SS skedde mellan 12 september till den 21 november varefter halten minskade.

8 Förenklad driftkontroll

7.2.6 Halt suspenderade och flyktiga suspenderade ämnen

Halten av suspenderade ämnen (SS) och flyktiga suspenderade ämnen (VSS) uppmättes vid sju tillfällen i zon 1 och 3 och visas av figur 7-26. En statistisk bearbetning har genomförts i tabell 7-13. Kvoten VSS/SS uppgick i genomsnitt till 54 % i zon 1 och 65 % i zon 3. Genomsnittlig halt av suspenderade

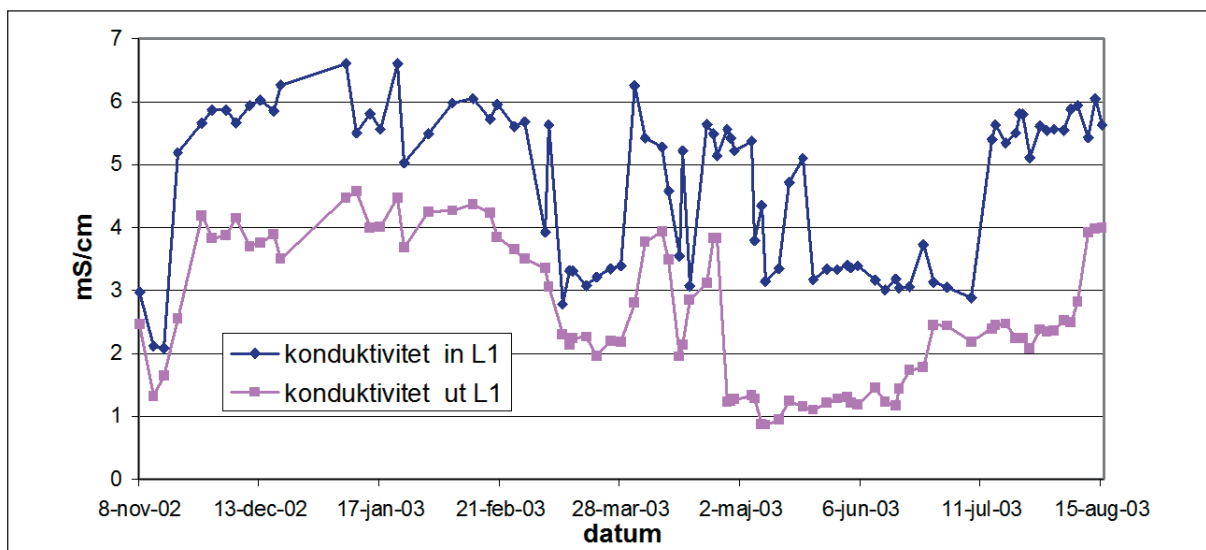
Det system som föreslås måste på ett enkelt sätt kunna styras och kontrolleras. Kontinuerlig mätning av olika kvävefraktioner eller täta mätningar är alltför kostsamt. Därför är det naturligt att istället utnyttja förändringar i pH-värde eller salthalt. Den viktigaste komponenten i rötslamvatten är ammoniumvätekarbonat. Schematiskt kan reaktionen mellan ammoniumvätekarbonat och syre och efterföljande reaktion



Figur 7-26. Suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R2.

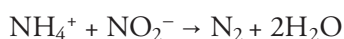
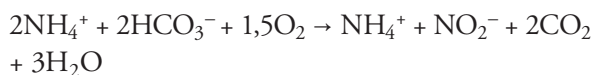
Tabell 7-13. Statistik – suspenderade ämnen och flyktiga suspenderade ämnen, R2.

	Z1			Z3		
	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VVS/SS
medel	3085	1639	0,54	3070	1991	0,65
min	1670	980	0,34	810	540	0,58
max	5170	2780	0,59	5040	3260	0,91
st.avvikelse	1130	614	0,09	1302	906	0,12



Figur 8-1. Resultat från försök vid Himmerfjärdsverket – linje 1: konduktivitetsmätningar.

mellan ammonium och nitrit skrivs:

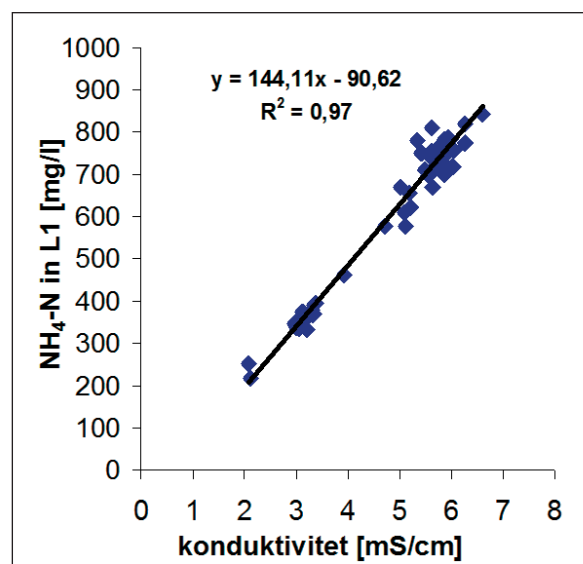


Den första reaktionen visar att alkaliniteten räcker till för att oxidera halva mängden ammonium till nitrit. Därefter har alkaliniteten förbrukats och därmed sjunker pH-värdet kraftigt och fri salpetersyrighet bildas som hämmar reaktionen för oxidation av nitrit till nitrat. pH-värdet kan därför vara en lämplig kontrollparameter för att visa att ungefär halva ammoniummängden har oxiderats. Med kompletterande mätningar som temperatur, flöde och syrehalt kan man säkerställa att oxidationen hämmas av nitrit till nitrat.

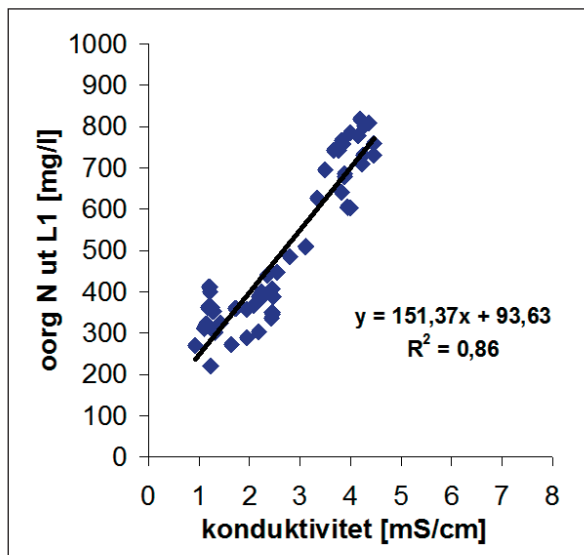
Mätningar av pH och konduktivitet är relativt enkla att genomföra. I linje 1 följdes nitreringsprocessen genom konduktivitetsmätningar (figur 8-1). Minskningen av konduktiviteten mellan in och ut för linje L1 beror på att vätekarbonat överförs till koldioxid och i mindre grad på överföring av nitritjon till fri salpetersyrighet. Med hjälp av mätningar av kvävefraktioner kan erfarenheter skapas av hur uppmätta pH-värden och konduktivitetsmätningar skall kunna överföras till kunskaper om erhållen kvävereduktion. Figur 8-2 visar ett starkt samband mellan konduktivitet och ammonium kväve i inkommande vatten. Detta beror på att rektvattnets huvudsakliga joner är ammonium och vätekarbonat i ett molförhållande på ca 1:1 och att de har ungefär samma ledningsförmåga.

Den andra reaktionen visar att salthalten (och därmed konduktiviteten) minskar genom att ammonium- och nitritjoner reagerar till kvävgas. Reaktionen bör

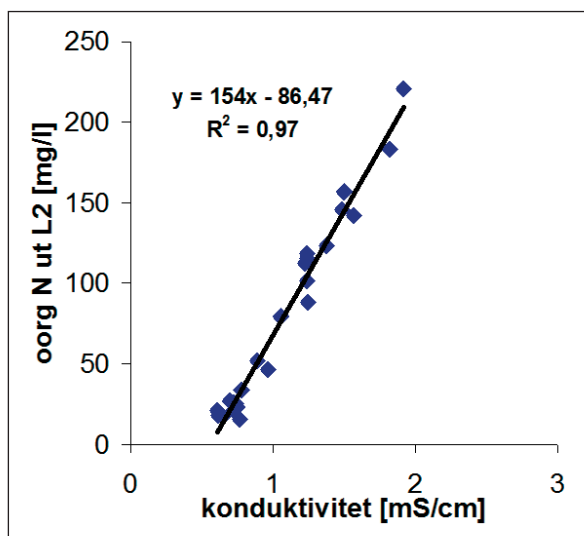
därför kunna kontrolleras med hjälp av konduktivitetsmätningar på inkommande (i figur 8-3 används värden på utgående oorganiskt kväve från L1, som inkommande till L2 före utspädning och före pH justering) och utgående vatten som normal kontrollparameter. Eftersom minskningen av summan ammonium och nitrit är korrelerad till konduktiviteten kan denna användas som kontinuerlig mätningssätt för att bedöma lämpliga tidpunkter för uttag av stickprov för mätning av kvävefraktioner (figur 8-3 och 8-4).



Figur 8-2. Resultat från försök vid Himmerfjärdsverket – linje 1: samband mellan konduktivitet och ammoniumkväve i inkommande vatten (period I och II).



Figur 8-3. Resultat från försök vid Himmerfjärdsverket – linje 1: samband mellan konduktivitet och oorganiskt kväve (ammonium-, nitrit och nitratkväve) i utgående vatten (period I och II).



Figur 8-4. Resultat från försök vid Himmerfjärdsverket – linje 2: samband mellan konduktivitet och oorganiskt kväve i utgående vatten (period II).

9 Diskussion

9.1 Systemuppbyggnad

Huvudavsikten med uppbyggnaden av behandlingssystemet var att överföra ammonium i rejektivattnet efter avvattning av rötslam till kvävgas med en tvåstegs-process, där det första stegets uppgift är att oxidera approximativt hälften av inkommande ammonium till nitrit, varefter i ett andra steg ammonium oxideras av nitrit till kvävgas. Systemuppbyggnaden erfordrar bl.a. kunskaper om följande delfrågor, vilka kommer att diskuteras och summeras enligt följande:

- Rejektivattnets sammansättning
- Möjligheter att uppnå nitritation (oxidation av ammonium till nitrit) av halva ammoniummängden och utan bildning av nitrat
- Möjligheter att erhålla deammonifikation med oxidation av ammonium och nitrit till kvävgas
- Styrning av processerna
- Kombination av olika delprocesser

9.2 Rejektivattnets sammansättning

Rejektivattnets sammansättning kommer till största del bero på de nedbrytningsreaktioner som sker av slam och 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:

$$\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N (slam)} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 5/4\text{CH}_4 + 3/2\text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{NH}_4^+$$

Pga. krav på elektroneutralitet kompenseras den positiva laddningen av ammonium av den negativa laddningen för vätekarbonat. Därför bildas vid nedbrytning av organiskt slambundet kväve 1 mmol vätekarbonat per mmol bildad ammonium.

(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 bi-
draget till salthalt och bikarbonatalkalinitet i ett

rejektvatten beror på bildning av ammoniumväte-
karbonat. I en lösning av ammoniumvätekarbonat
är vid låg halt och vid 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) ammonium-
vätekarbonat har konduktiviteten 8,48 mS/cm.
Uppmätta värden för rejektvattnet sammanfattas i
tabell 9-1.

Tabell 9-1. Sammansättning för rejektvattnet in till pilotanläggningen.

		Period I 8 nov 02– 5 maj 03	Period II 6 maj– 29 aug 03	Period III 30 aug– 20 dec 03	Total 8 nov 02– 20 dec 03
NH₄-N (mg/l)	Medelvärde	624	557	556	580
	Minimum	219	335	443	219
	Maximum	843	810	769	843
	St. avvikelse	185	192	83	154
	Antal prov	53	23	37	113
NH₄-N (mmol/l)	Medelvärde	46,3	41,2	39,7	42,4
	Minimum	14,6	23,0	31,6	14,6
	Maximum	60,2	63,7	54,9	63,7
	St. avvikelse	13,0	14,1	6,4	11,1
	Antal prov	53	23	37	113
COD (mg O₂/l)	Medelvärde		384	339	359
	Minimum	–*	168	117	117
	Maximum		704	704	704
	St. avvikelse		207	188	198
	Antal prov		8	8	16
Organiska syror (mg/l)	Medelvärde			67	67
	Minimum	–*	–*	21	21
	Maximum			201	201
	St. avvikelse			60	60
	Antal prov			10	10
Alkalinitet (HCO₃⁻) (mmol/l)	Medelvärde	48	49	40	45
	Minimum	26	19	30	19
	Maximum	89	77	53	89
	St. avvikelse	24	19	9	18
	Antal prov	7	7	9	23
PO₄-P (mg/l)	Medelvärde		23	15	19
	Minimum	–*	15	12	12
	Maximum		33	19	33
	St. avvikelse		7	2	6
	Antal prov		8	8	16

(forts. på tabell 9-1)		Period I 8 nov 02– 5 maj 03	Period II 6 maj– 29 aug 03	Period III 30 aug– 20 dec 03	Total 8 nov 02– 20 dec 03
Konduktivitet (mS/cm)	Medelvärde	5,08	4,49	4,42	4,70
	Minimum	2,08	2,08	3,40	2,08
	Maximum	6,61	6,05	5,40	6,61
	St. avvikelse	1,25	1,12	0,51	1,06
	Antal prov	70	45	62	177
NH₄-N/Kond. (mmol/l / mS/cm)	Medelvärde	8,76	8,83	8,85	8,80
	Minimum	5,28	7,71	7,18	5,28
	Maximum	9,53	10,43	11,14	11,14
	St. avvikelse	0,75	0,81	0,74	0,75
	Antal prov	53	23	37	113
Alk./Kond. (mmol/l / mS/cm)	Medelvärde	10,40	10,01	8,60	9,58
	Minimum	8,10	6,15	5,95	5,95
	Maximum	14,17	12,04	10,50	14,17
	St. avvikelse	2,05	1,92	1,43	1,89
	Antal prov	7	7	9	23
NH₄-N/Alk. (mmol/l / mmol/l)	Medelvärde	0,77	0,89	1,06	0,92
	Minimum	0,53	0,67	0,84	0,53
	Maximum	0,95	1,30	1,51	1,51
	St. avvikelse	0,15	0,20	0,20	0,22
	Antal prov	7	7	9	23
Org. syror/NH₄-N (mg/l / mg/l)	Medelvärde			0,12	0,12
	Minimum	–*	–*	0,04	0,04
	Maximum			0,35	0,35
	St. avvikelse			0,11	0,11
	Antal prov			10	10

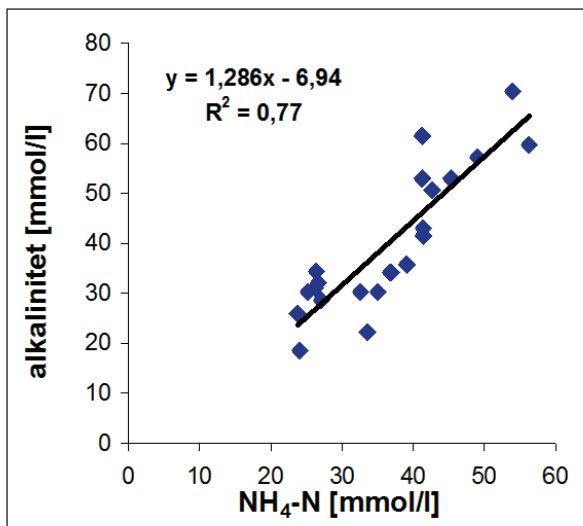
* ingen provtagning

De olika mätvärdena kan jämföras med teoretiska värden om rejektivattnets sammansättning varit ammoniumvätekarbonat (tabell 9-2) och visar på en god överensstämmelse. Detta gäller speciellt för period III. Största avvikelsen mellan experimentella och teoretiska värden erhöles för kvoten alkalinitet/

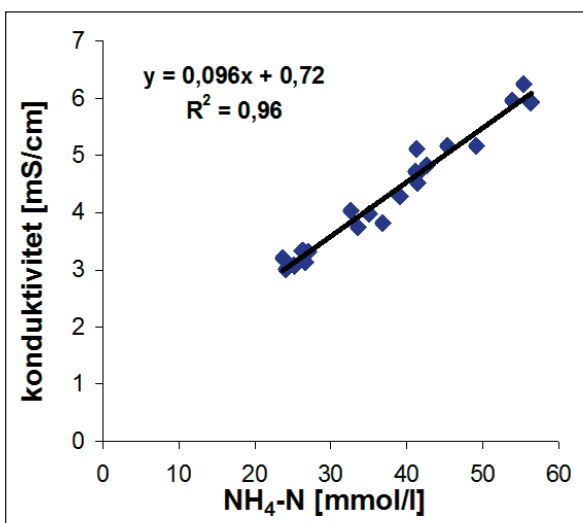
konduktivitet för period I och II, men denna kvot baseras på relativt få samhörande mätningar. Samband mellan ammonium och alkalinitet, ammonium och konduktivitet och alkalinitet och konduktivitet för hela perioden visas av figur 9-1, 9-2 respektive 9-3 och visar på en hög korrelation.

Tabell 9-2. Experimentella medelvärden enligt tabell 9-1 jämfört med teoretiska värden om rejektivattnet består av ammoniumvätekarbonat.

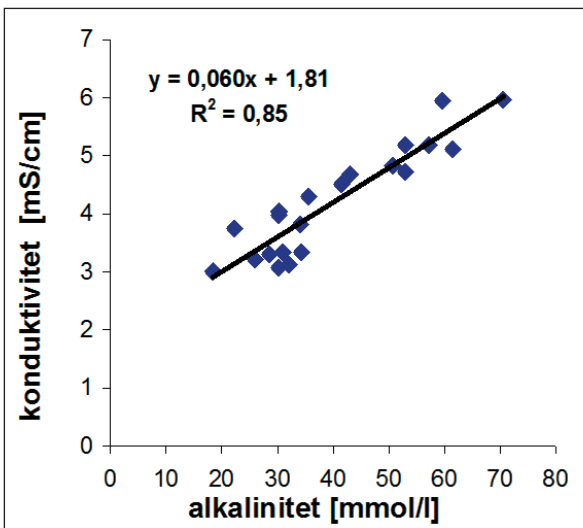
Parameter	Enhet	Medelvärde				Teoretiskt värde
		Period I	Period II	Period III	Total	
NH ₄ -N/alkalinitet	mmol/mmol	0,77	0,89	1,06	0,92	1,0
NH ₄ -N/konduktivitet	(mmol/l)/(mS/cm)	8,76	8,83	8,85	8,80	8,48
Alkalinitet/konduktivitet	(mmol/l)/(mS/cm)	10,40	10,01	8,60	9,58	8,48



Figur 9-1. Alkalinitetsminskningen i nitritationssteget.



Figur 9-2. Konduktivitetsminskning i nitritationssteget.



Figur 9-3. Konduktivitet som funktion av alkaliniteten.

Konduktivitet är enkel att mäta och kan användas för att approximativt beräkna rejektivattnets alkalinitet och ammoniumhalt. Sambanden överstämmer i

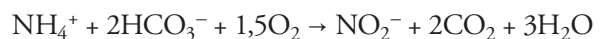
huvudsak med antagandet att rejektivattnets sammansättning är ammoniumvätekarbonat. Flera faktorer medför dock att samband mellan konduktivitet, alkalinitet och ammonium varierar i rejektivatten, bl.a.:

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

9.3 Nitritationssteget

I tabell 9-3 presenteras en sammansättning av försöksbetingelser och försöksresultat från nitritationssteget för alla 3 perioder.

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



Formeln visar på tre viktiga sidoeffekter vid nitritation av rejektivatten. För det första erfordras 2 mmol vätekarbonat per mmol oxiderat ammonium. Om ingen alkalinitetstillägs 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. Jonkonduktiviteten för ammonium, nitrit och nitrat uppgår per 1 mmol till 0,0734, 0,0718 respektive 0,0714 mS/cm, dvs. relativt lika värden och speciellt för nitrit och nitrat. För vätekarbonat är jonkonduktiviteten 0,0445 mS/cm. Om rejektivattnet 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.

Tabell 9-3. Nitritation i reaktor 1.

Parameter	Period I		Period II		Period III	
	Medel	Intervall	Medel	Intervall	Medel	Intervall
Hydraulisk uppehållstid (d)	1,3	1–1,6	1,2	1,0–1,7	2	1,9–2,1
Inkommande oorganisk N (mg/l)	649	219–843	557	322–892	550	443–769
Utgående oorganisk N (mg/l)	585	249–815	481	212–762	538	383–730
Reduktion – N (%)	11,6*	–	17*	–	2,3	0–4,7
pH värde – inkommande (median)	7,84	7,13–8,23	7,83	7,68–7,95	7,8	7,4–8
pH värde – utgående (median)	7,44	5,77–8,03	6,53 (z3)	5,4–7,4	6,8 (z3)	5,6–7,8
Syrehalter (mg O ₂ /l)	1,31	0,20–5,70	Z1 1,20 Z2 1,45 Z3 1,29	0,2–4,8	Z1 1,29 Z2 1,03 Z3 1,08	Z1 0,5–1,9 Z2 0,3–2,5 Z3 0,1–3,6
Temperatur (°C)	33,6	26,0–40,2	33,3	30–37,1	34,4	25,4–39
Reduktion av konduktivitet (%)	31,5	7,17–59,2	30 (in–z3)	3,3–58*	28,2	3,3–40

*prover utan att ta hänsyn till hydraulisk uppehållstid

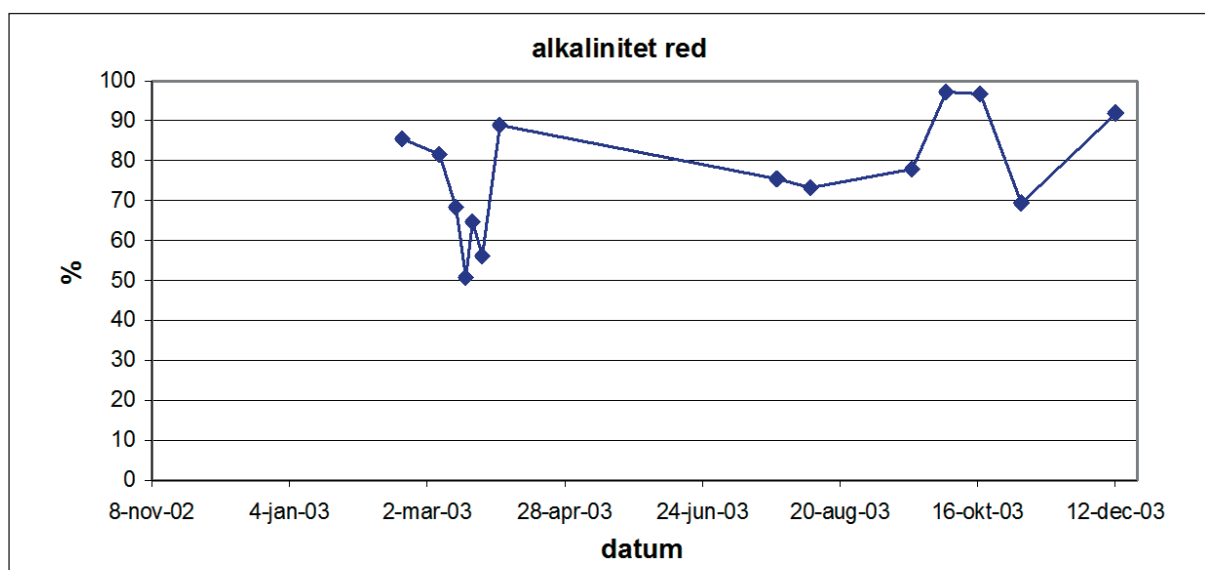
Bortsett från en kort period i slutet av mars varierade alkalinitetsminskningen mellan 70 och 100 %, dvs. huvuddelen av alkaliniteten avlägsnades (se figur 9-4). Konduktivitetsminskningen varierade kring 30 %, dvs. en minskning svarande mot avlägsnande av ca 80 % av alkaliniteten och ingen deammonifikation (se figur 9-5). Högre och lägre konduktivitetsminskning indikerar deammonifikation respektive lägre alkalinitetsminskning än 80 %.

Ett flertal möjligheter har föreslagits för att selektivt gynna oxidationen av ammonium till nitrit

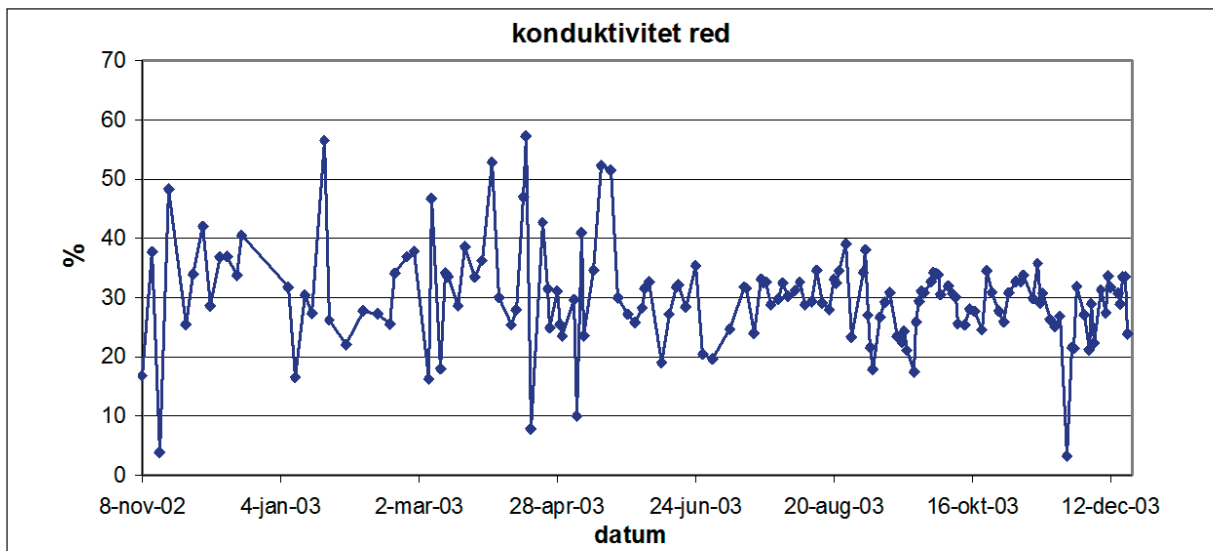
och hämma fortsatt oxidation av nitrit till nitrat, bl.a.:

- Ökning av temperatur
- Minskning av syrehalt sannolikt beroende på ökad ackumulering av hydroxylamin
- Användning av lågt pH-värde för att öka halten fri salpetersyrighet
- Användning av högt pH-värde för att öka halten av fri ammoniak

Vid experimenten användes en relativt hög temperatur som varierade mellan 25 och 39 °C. Ingen



Figur 9-4. Alkalinitetsminskningen i nitritationssteget.



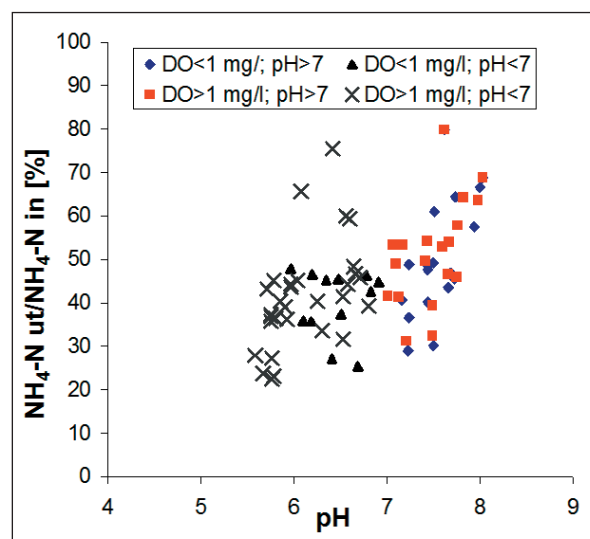
Figur 9-5. Konduktivitetsminskning i nitreringssteget.

tillsats gjordes av alkalinitetshöjande ämnen och pH-värdet kom därför att styras av hur långt oxidationen skett av ammonium och den därmed erhållna minskningen av alkaliniteten. Med minskande pH-värde minskar oxidationshastigheten av ammonium och speciellt av nitrit pga. inverkan av fri salpetersylt. Vid försöken eftersträvades en konstant temperatur mellan 30–35 °C och pH-värdena var lägre än ca 8,5 där effekter av fri ammoniak kan börja erhållas. De faktorer som främst kom att påverka processförloppen var låga pH-värden och syrehalter. Detta illustreras av figurerna 9-6 till 9-10 för kvoterna räknat på kväve för utgående ammonium/ inkommande ammonium, utgående nitrat/utgående nitrit, utgående nitrit/utgående ammonium, utgående nitrit- och nitrat/utgående ammonium respektive utgående oorganiskt kväve/inkommande ammoniumkväve.

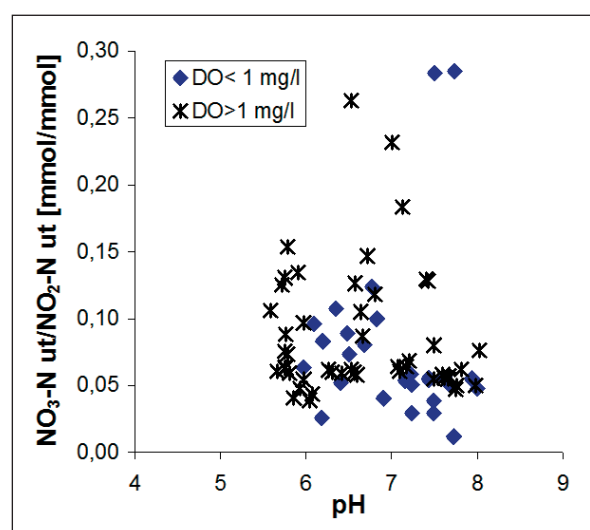
Figur 9-6 visar att kvoten mellan utgående ammonium och inkommande ammoniumkväve underskrider 50 % för alla datavärden med pH-värden under 7 och syrehalter under 1 mg O₂/l. Minskningen av ammonium beror dels på oxidation av ammonium till nitrit dels reaktionen mellan ammonium och nitrit till kvävgas. För pH-värden över 7 är trenden att ökande pH-värde ger en ökad kvot mellan utgående och inkommande ammoniumkväve och ammoniumoxidationen blir alltmer ofullständig i förhållande till tillgänglig alkalinitet.

Vid pH-värden under 7 och syrehalter under 1 mg O₂/l underskred kvoten mellan utgående nitrit- och nitratkväve 0,12 eller 12 % (genomsnitt 7,3 %) (figur 9-7).

Trenden var att kvoten mellan utgående nitritkväve och ammoniumkväve och kvoten mellan summa



Figur 9-6. Inverkan av pH-värde och syrehalt på kvoten mellan utgående och inkommande ammoniumkväve.



Figur 9-7. Inverkan av pH-värde och syrehalt på kvoten mellan utgående nitrit- och nitratkväve.

nitrit-, nitratkväve och ammoniumkväve ökade med minskade pH-värde. En tendens fanns att kvoterna ökade med minskande syrehalter (se figur 9-8 och 9-9). För pH-värden under 7 och syrehalter under 1 mg O₂/l varierade kvoten mellan utgående nitrit- och ammoniumkväve mellan 0,19 och 1,57 och med ett medelvärde på 0,85 och för kvoten mellan utgående summa nitrit- och nitratkväve och ammoniumkväve mellan 0,2 och 1,68 och med ett medelvärde på 1,03. Ingen inverkan erhöles av pH- värde och syrehalt på avlägsnad kvävehalt (figur 9-10).

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:

- Genomsnittlig kvot på utgående nitrit- och ammoniumkväve på ca 0,85 från nitreringssteget (variation mellan 0,19 och 1,57)
- Kvot för utgående nitrit- och nitratkväve under skridande 12 % (i genomsnitt 7,3 %)
- Minskad kvävebelastning pga. viss kvävereduktion i nitreringssteget (i genomsnitt 10,3 %).

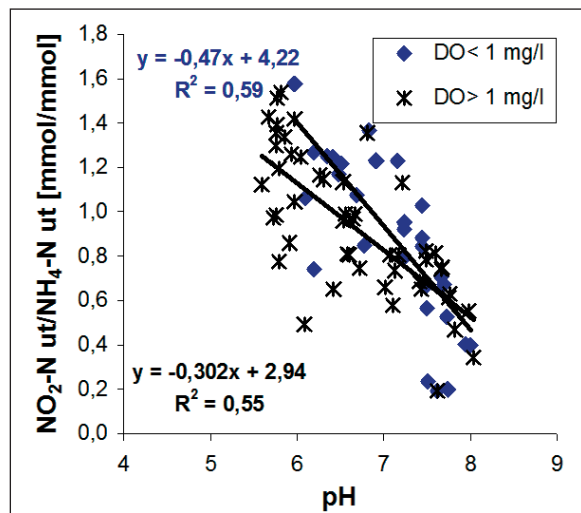
9.4 Anammox

9.4.1 Processbetingelser och försöksresultat

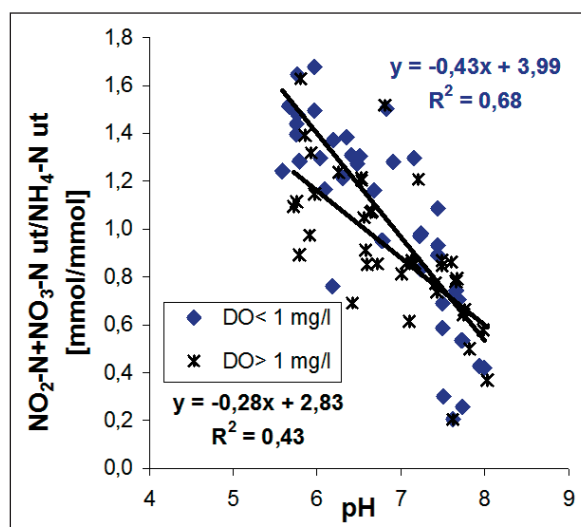
Olika processbetingelser och försöksresultat med inriktning på kvävereduktion har sammanställts i tabell 9-4 för alla 3 perioder och med inriktning på kvävebelastningar i tabell 9-5 för perioderna II (6 maj–29 augusti 2003) och III (30 augusti–20 december 2003).

Under perioden var vissa betingelser i genomsnitt ungefär desamma under period II och III:

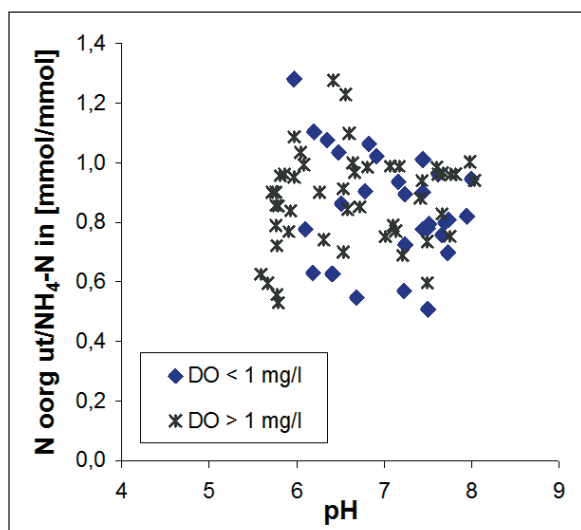
- Hydraulisk uppehållstid 2,6 och 2,4 för period II respektive III
- Inkommande halt oorganiskt kväve 295 och 259 mg N/l för period II respektive III
- Kvävebelastning 0,126 och 0,119 kg N_{org}/m³dygn för period II respektive III
- Kvot mellan inkommande nitrit- och ammoniumkväve på 0,90 och 1,16 för period II respektive III
- Kvot mellan avlägsnat nitrit- och ammoniumkväve var 1,2 och 0,87 för period II respektive III



Figur 9-8. Inverkan av pH-värde och syrehalt på kvoten mellan utgående nitrit- och ammoniumkväve.



Figur 9-9. Inverkan av pH-värde och syrehalt på kvoten mellan utgående nitrit- och nitratkväve och utgående ammoniumkväve.



Figur 9-10. Inverkan av pH-värde och syrehalt på kvoten utgående oorganiskt kväve/inkommande ammoniumkväve.

Tabell 9-4. Anammoxsteget i reaktor 2

Parameter	Period I		Period II		Period III	
	Medel	Intervall	Medel	Intervall	Medel	Intervall
Hydraulisk uppehållstid (d)	satsvis drift	satsvis drift	2,6	1,9–3,8	2,4	1,9–3,3
Inkommande oorganisk N (mg/l)	satsvis drift	satsvis drift	295	85–725	259	89–644
Utgående oorganisk N (mg/l)	satsvis drift	satsvis drift	83	7–372	200	64–451
Utgående nitrithalt (mg N/l)	satsvis drift	satsvis drift	13,9	0,2–113	95	37–162
Reduktion – N (%)	satsvis drift	satsvis drift	75	36–94	21,2	6–51
pH värde – inkommande (median)	(z1) 7,87	5,12–8,35	7,06	6–9,2	7,05	6,2–7,9
pH värde – utgående (median)	(z3) 7,94	5,28–8,35	8,1	7,8–8,4	8,1	7,8–8,6
Syrehalter (mg O ₂ /l)	0,40	0,20–1,30	0,3	0,1–0,8	0,31	0,1–0,6
Temperatur (°C)	32,75	22,0–41,0	33,5	29–37,5	33,7	25,0–45,0

Tabell 9-5. Driftresultat i reaktor 2 med avseende främst på kväveparametrar

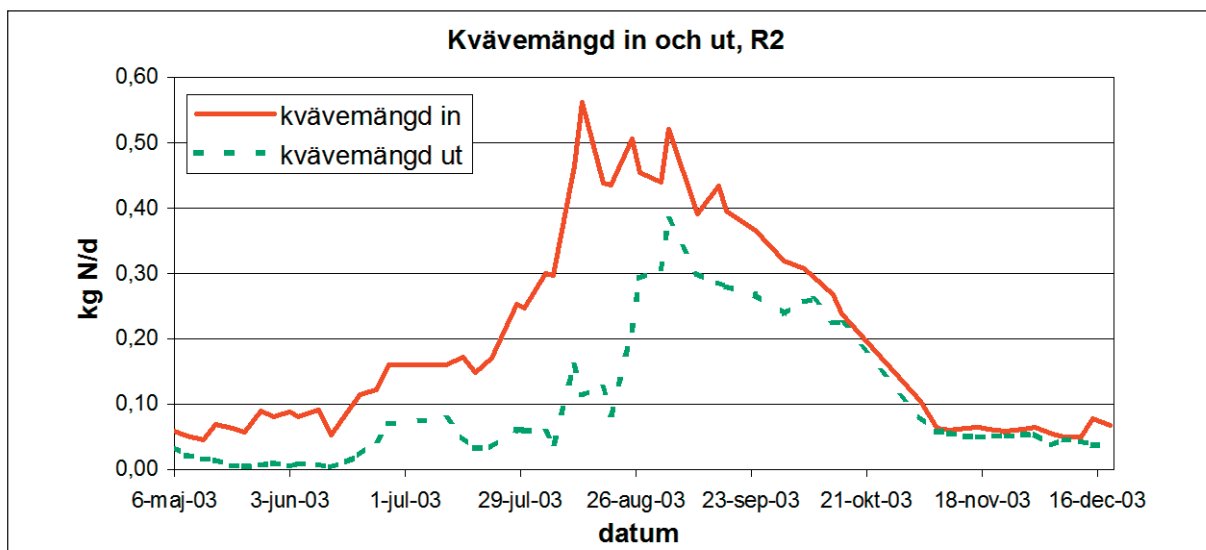
Processförhållande	Period II		Period III	
	Medel	Intervall	Medel	Intervall
N belastning (kg N _{oorg} /m ³ ·d)	0,126	0,029–0,357	0,119	0,029–0,316
N reduktion (kg N /m ³ ·d)	0,090	0,016–0,285	0,028	0,002–0,095
NH ₄ -N reduktion (kg N /m ³ ·d)	0,040	0,006–0,123	0,015	0,001–0,063
NO ₂ -N reduktion (kg N /m ³ ·d)	0,048	0,006–0,156	0,013	0–0,063
Hydraulisk uppehållstid (d)	2,6	1,9–3,8	2,4	1,9–3,3
NO ₂ -N/NH ₄ -N kvot	0,90	0,38–1,00	1,16	0,53–1,55
N reduktion (%)	75	36–94	21	6–51

Kvävereduktionen var dock avsevärt olika under perioderna:

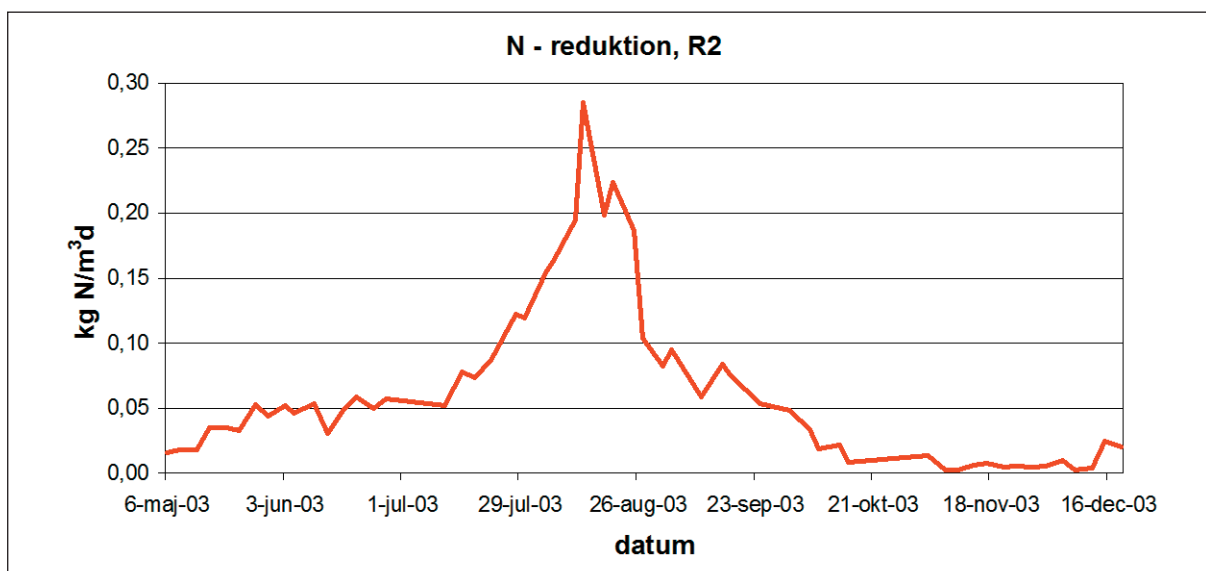
- Avlägsnande av ammoniumkväve var 0,040 och 0,015 kg N/m³d för period II respektive III
- Avlägsnande av nitritkväve var 0,048 och 0,013 kg N/m³d för period II respektive III
- Kvävereduktionen var 75 och 21 % för period II respektive III

Kvoten mellan avlägsnat ammoniumkväve och nitritkväve var ungefär 1 och detta indikerar att Anammox var huvudsakliga mekanismen för kvävereduktionen, eftersom nitrat inte bildades i anläggningen.

Ett viktigt motiv med anammoxförsöken var att undersöka hur hårt systemet kunde belastas utan att alltför mycket försämma reningsresultatet. Effekten av en allt ökande tillförd kvävemängd per dygn (kg N/d) på utgående mängd kväve (kg N/d) under period II och III redovisas i figur 9-11. De två kurvorna följer



Figur 9-11. Inkommande och utgående kvävemängd i Anammox reaktor.



Figur 9-12. Kvävereduktion i Anammox reaktor.

delvis varandra. Skillnaden mellan in- och utgående värden räknat som avskild kvävemängd per m^3 reaktorvolym (minskad med volymen av Kaldnes-ringar) och dygn visas i figur 9-12. Med den allt ökande kvävetillförseln under försöksperiod II (6 maj–29 aug. 2003) erhöles parallellt en allt ökande kväveavskiljning. Därefter minskade alltmer kväveavskiljningen för att i det närmaste helt försvinna fram till mitten av december. Därefter erhöles indikationer på att systemet började återhämta sig (vilket bekräftats av senare mätningar då återigen höga kvävereduktioner erhöles). Den högsta avskilda kvävemängden uppgick till $0,29 \text{ kg N/m}^3\text{d}$.

9.4.2 Effekter av processparametrarna: syre, pH, temperatur och utgående nitrithalt

I tabell 9-5 och efterföljande diskussion har visat att i genomsnitt var flera av parametrarna kring kväve relativt lika för period II jämfört med period III men en stor skillnad erhöles för erhållen kvävereduktion med 75 % under period II och 21 % under period III. Orsaker till detta kan vara inverkan av ett antal andra processparametrar.

En jämförelse av processparametrarna syrehalt, pH, temperatur och utgående nitrithalt är utifrån tabell 9-4:

- Lösta syrehalten under period II var i genomsnitt 0,30 mg O₂/l (variationer mellan 0,1 och 0,8 mg O₂/l) och under period III i genomsnitt 0,31 mg O₂/l (variationer mellan 0,1 och 0,6 mg O₂/l)
- För utgående vatten var pH-värdet under period II som medianvärde 8,1 (variationer mellan 7,8 och 8,4) och under period III som medianvärde 8,1 (variationer mellan 7,8 och 8,6)
- Temperaturen under period II var i genomsnitt 33,5 °C (variationer mellan 29 och 37,5 °C) och under period III 33,7 °C (variationer mellan 25 och 45 °C)
- Utgående nitritkvävehalt under period II var i genomsnitt 13,9 mg N/l (variationer mellan 0,2 och 113 mg N/l) och under period III i genomsnitt 95 mg N/l (variationer mellan 37 och 162 mg N/l)

Löst syrehalt och pH-värde hade så lika medelvärden och variationer att de inte kan förklara skillnaderna i kvävereduktion mellan period II och III. Även temperaturen var i genomsnitt lika för period II och III även om variationerna i temperatur var större under period III än period II. Tillfälliga höga temperaturer (maximumvärde på 45 °C under period III) kan ha orsakat hämning av processen men det är svårt att motivera att tillfälliga temperaturtoppar skulle ha orsakat den gradvisa minskningen av aktiviteten för anammoxprocessen (jfr figur 9-11).

I figur 9-13 visas hur procentuella nitritreduktionen och utgående nitrithalt varierade under försöksperiod II och III. Utgående nitrithalt under maj-augusti underskred 20 mg N/l och bortsett från en

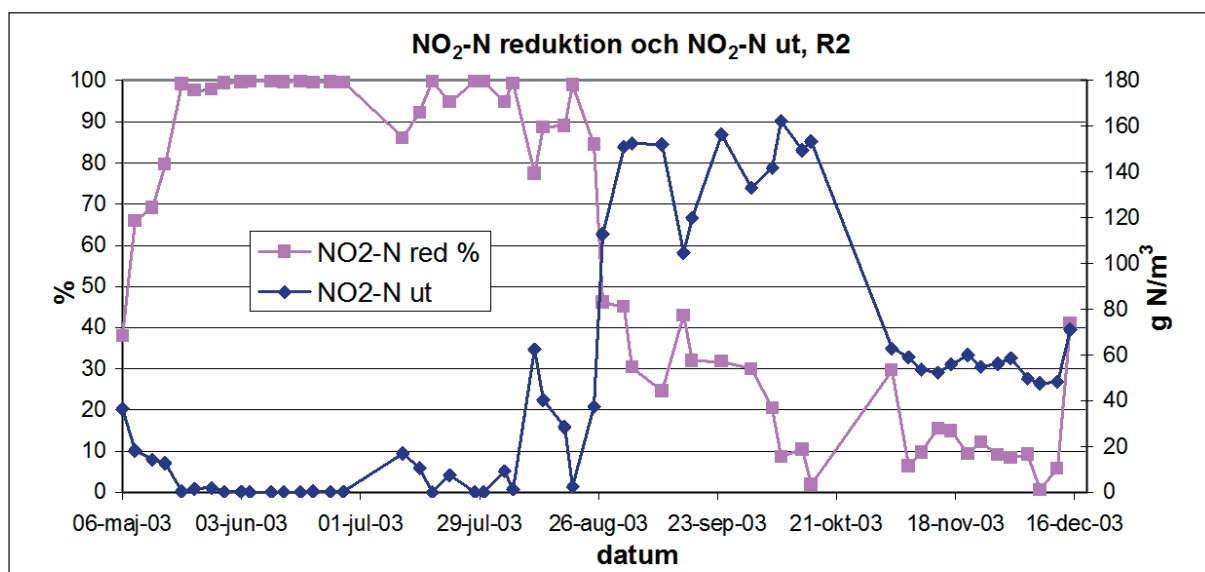
initialperiod var nitritreduktionen över 90 %. När belastningen ökade kraftigt under augusti erhöles efter en viss tidsförskjutning en hög halt nitrit (mellan ca 100 och 160 mg N/l) under september och oktober. Från början av november erhöles efter tillräcklig utspädning av inkommande rejektivatten en utgående nitrithalt mellan ca 40 och 60 mg N/l. Först efter 1,5 månader med denna minskade nitrithalt observerades åter en begynnande Anammox.

Nitrithalter över 70 mg N/l uppges i litteratur orsaka hämning av Anammox (Van Dogen *et al.* 2001a). Eftersom genomsnittliga nitritkvävehalten ut från reaktor 2 överskred detta värde under period III (men var betydligt lägre i genomsnitt under period II) är detta en möjlig orsak till de skilda kvävereduktionerna under period II och III.

9.4.3 Annan inverkan på Anammox

Ett flertal andra faktorer kan ha orsakat störningar på Anammox under period III. Detta gäller t.ex. inblandning av kondensvatten från torkanläggningen där även toxiska ämnen kan ha förekommit. Röttningsprocessen varierade något i funktion under försöket vilket även kan ha påverkat resultatet.

Halten av suspenderat material i R2 var i genomsnitt betydligt högre under period III (ca 3 080 mg/l) än under period II (ca 1 480 mg/l). Detta indikerar att någon processfaktor fått slammet att lossna från bärrarmaterialet. Utgående halt av suspenderade ämnen från R1 (nitritationssteget) var i genomsnitt under 200 mg/l. Inkommande halt av suspenderade



Figur 9-13. Nitritreduktion och utgående nitrithalt, R2.

ämnena till anammoxreaktor var ännu lägre pga. effekter av sedimentering och spädning mellan R1 och R2.

9.5 Styrning och kontroll av processerna

9.5.1 Användning av konduktivitetsmätningar

Vid behandling av rejektivatten med biologiska kväve-reduktionsprocesser har konduktivitetsmätningar många användningsområden. Skäl för detta och exempel på användningar är:

- Konduktivitetsmätningar är enkla att använda och skulle även kunna utnyttjas kontinuerligt
- Inkommande rejektivattens viktigaste joner är ammonium och vätekarbonat och kvoten mellan ammonium och vätekarbonat i mmol är approximativt 1 eftersom huvudsakliga källan för ammonium och vätekarbonat är nedbrytning av proteiner vid rötningsprocessen. Därför är konduktiviteten för rejektivatten efter avvattning av rötslam väl korrelerad till rejektivattnets ammoniumhalt och alkalinitet, vilket illustrerats av figurerna 9-2 och 9-3.
- De olika kväveföreningarna ammonium, nitrit och nitrat har ungefär samma konduktivitet. De konduktivitetsändrande reaktionerna är därför främst överföring av vätekarbonat till koldioxid och överföring av ammonium och nitrit till kvävgas.
- I steg 1 var den väsentligaste konduktivitetsändrande reaktionen överföring av vätekarbonat till koldioxid och en minskning skedde av konduktiviteten med ca 30 % (se figur 9-5), svarande mot att ca 80 % av alkaliniteten avlägsnades (se figur 9-4). Utgående vattens kvävehalt från steg 1 med huvudsaklig sammansättning av ammonium- och nitritjoner var också väl korrelerad till konduktiviteten vilket illustrerats i figur 6-3.
- Den viktigaste konduktivitetsändrande reaktionen i steg 2 var oxidation av ammonium med nitrit till kvävgas. Även om en mindre mängd salt (natriumvätekarbonat och soda) tillförts för pH-justeringsändring är dominerande joner ammonium, nitrit och nitrat i utgående vatten och en god korrelation erhöles mellan utgående halt oorganiskt kväve och utgående konduktivitet (se figur 6-4).

9.5.2 Styrning av nitritationssteget

De viktigaste mätningarna som behöver göras för att styra nitritationssteget är pH och syrehalt. Styrning av steget med hjälp av pH-värdet har som utgångspunkt att rejektivattnet innehåller lika halter i mmol/l av ammonium och vätekarbonat. Eftersom oxidationen av ammonium till nitrit ger 2 mmol vätejoner per mmol oxiderat ammonium kan bara halva mängden ammonium oxideras innan alkaliniteten förbrukats. För låga pH-värden under ca 7 kommer därför kvoten mellan nitrit- och nitratkväve och ammoniumkväve bli approximativt 1. Minskning av pH-värdet har därtill effekten att nitrifikationshastigheten minskar och därvid speciellt för oxidationen av nitrit till nitrat som alltmer hämmas på grund av bildning av fri salpetersyrighet.

Syrehalten har rollen att påverka hur snabbt oxidationen sker av ammonium och ökande syrehalt ger en ökad oxidationshastighet. Samtidigt ger en minskande syrehalt en selektiv hämning av oxidationen av nitrit till nitrat sannolikt beroende på ackumulering av hydroxylamin vid oxidationen av ammonium till nitrit.

Sammantaget är därför målsättningar med val av pH-värde och syrehalt att följande villkor uppfylls:

- pH-värde och syrehalt måste vara tillräckligt höga för att i befintlig reaktorvolym och med hänsyn till andra betingelser (temperatur, inkommande halter, flöde etc.) möjliggöra att ca hälften av inkommande ammoniumhalt hinner oxideras.
- pH-värdet bör vara så lågt att nitratbildning minimeras
- Syrehalten bör vara så låg att nitratbildning minimeras

Vid försöken föreföll pH-värden under 7 i kombination med syrehalter under 1 mg O₂/l ge lämpliga betingelser för fortsatt oxidation av ammonium med nitrit i det efterföljande steget. Andra faktorer kan dock komma att påverka val av börvärden, t.ex. alkalinitetstillstånd och möjlighet till viss partiell heterotrof denitrifikation med hjälp av organiska syror i rejektivattnet i kombination med recirkulering av nitrit- och nitrathaltiga strömmar från steg 1 eller 2. Eventuell lustgasbildning kan även påverka val av pH-värde och syrehalt.

Även om styrning med hjälp av pH-värde och syrehalt ger en god information om olika processförlopp

är det önskvärt att ytterligare kontrollera processförloppen med hjälp av mätningar av konduktivitet och alkalinitet samt av olika kvävefraktioner. Temperaturen är en annan viktig faktor som bör mätas och eventuellt användas för att styra värmetillförsel till processen. Temperaturen påverkar både reaktionshastighet och bildad nitrat i förhållande till nitrit.

9.5.3 Steg med anaerob oxidation av ammonium och nitrit

Den huvudsakliga reaktionen i detta steg är anaerob oxidation av ammonium med nitrit till kvävgas. Vid konstant dosering av kemikalier för pH-justerings (detta kan göras genom att välja lämplig kvot av soda till natriumvätekarbonat vid doseringen) är tillsatt alkalinitet och konduktivitet kända. Den konduktivetsminskning som erhålles över steget och med hänsyn till tillsatt konduktivitet kommer att vara väl korrelerad med avlägsnat kväve. Eftersom även inkommande och utgående konduktivitet är väl korrelerad till inkommande respektive utgående kvävehalter är konduktivetsmätningar lämpliga för att registrera oorganiska kvävehalten och processfunktionen. Förutom konduktiviteten är andra parametrar viktiga att mäta, t.ex. pH-värde, syrehalt och alkalinitet och olika kvävefraktioner. Behov kan även finnas av mätningar av temperatur, t.ex. för att styra värmetillförsel så att en lämplig temperatur erhålles för processen.

9.6 Kombination av delprocesser

Det system som valdes för att åstadkomma överföring av ammonium i rejektivattnet till kvävgas var en tvåstegsprocess med ett första steg med huvudsyfte att åstadkomma partiell nitrifikation och ett efterföljande steg för att åstadkomma anaerob oxidation av kvarvarande ammonium med bildad nitrit till kvävgas. Uppehållstiden var ca 1–2 dygn i det första och 2–3 dygn i det andra steget. I detta steg kunde maximalt ca 0,29 kg N/m³d avlägsnas (se figur 9-12) innan olika processtörningar inträffade (sannolikt främst pga. alltför höga nitrithalter). Ett avloppsverk som avlägsnar 40 g N/m³ vid en uppehållstid på 0,5 dygn avlägsnar 0,08 kg N/m³d (kortare uppehållstider

kan utnyttjas vid användning av bärarmaterial). Använda uppehållstider för rejektivattenbehandlingen kan också jämföras med de som utnyttjas vid rötningsprocessen (ca 2–3 veckor), och bör kunna minskas betydligt vid bättre kunskaper om de olika reaktionsförloppen. Processsystemet bör kunna motiveras även vid använda uppehållstider med hänsyn till besparingar av driftkostnader och ökad flexibilitet.

Partiell nitrifikation/Anammox av rejektivatten kan utnyttjas för att förstärka avloppsverkets kväve-reduktion för huvudströmmen, modifieras med olika recirkuleringsmetoder eller ändras till konventionell drift med nitrifikation/ denitrifikation, t.ex. genom:

- Beskickning av behandlat rejektivatten till huvudflödet vid lämpliga betingelser t.ex. med avseende på belastning eller C/N förhållande för huvudflödet in till aktivslamsteget
- Inympning av bildade bakterier från steg 1 (nitrifikation) och 2 (Anammox) till huvudflödet
- Användning av recirkulationsteknik i reaktor 1 eller 2 för att minska koncentrationsskillnader mellan de olika zonerna
- Återföring av nitrit- och nitrathaltigt utgående vatten från steg 1 eller 2 till inloppet till första steget för att åstadkomma heterotrof denitrifikation med hjälp av rejektivattnets innehåll av organiska syror
- Drift av första steget (nitrifikationssteget) med fullständig nitrifikation genom höjning av syrehalt och tillsats av alkaliska ämnen
- Drift av steget med Anammox som traditionell denitrifikation genom tillsats av organiskt material

I en nyligen utkommen avhandling från ETH i Schweiz (Fux 2003) anges att separat biologisk behandling av rejektivatten från röt-kammare antingen med nitrifikation/denitrifikation eller partiell nitrifikation/anammox medför approximativt 50–75 % lägre kostnader än konventionell utökning av aktivslamsystem för huvudflödet. För båda tillämpningarna erfordras en reaktorvolym som är ca två gånger högre än den dagliga produktionen av rejektivatten och omkring 85–90 % av kvävet kan avlägsnas.

Kombinationen nitrifikation och Anammox medför betydligt lägre driftkostnader. Detta system behöver emellertid bättre klarläggas innan det kan rekommenderas för att mer allmänt införas i full skala (en fullskaleanläggning med liknande system har dock nyligen byggts i Rotterdam men redovisade driftresultat saknas ännu). Olika frågeställningar som

bättre bör utredas sträcker sig allt ifrån bättre processförståelse och processkontroll, ekonomi, och möjligheter att införa tekniken vid befintliga avloppsverk till miljöeffekter som lustgasbildning och utvärdering utifrån livscykelanalys, utbildningsbehov av driftpersonal och patentfrågor.

Traditionell teknik med nitrifikation och denitrifikation har införts i full skala vid några avloppsverk i Sverige. De stora fördelarna med besparingar i driftkostnader vid omändrad drift till partiell nitrifikation och Anammox bör med bättre kunskaper leda till en mer allmän användning av denna teknik. Därmed kan önskemål om minskad kvävebelastning till recipienten åstadkommas utan alltför höga kostnader för de kommunala avloppsverken.

Referenser

Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S. & Srinath, E.G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal WPCF*, vol. 48:5, s. 835–852.

Antileo, C., Roeckel, M. & Wiesmann, U. (2003). High nitrite buildup during nitrification in a rotating disk reactor. *Water Environment Research*, vol. 75:2, s. 151–162.

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

Fux, C., Boehler, 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*, vol. 99, s. 295–306.

Hao, X.D. & van Loosdrecht, M.C.M. (2002). A proposed sustainable BNR plant with the emphasis on recovery of COD and phosphate. *Proceedings International Conference From Nutrient removal to recovery*. Amsterdam, 2–4 October 2002.

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.*, vol. 37:9, s. 135–142.

Helmer, C., Trom, C., Hippen, A., Rosenwinkel, K-H., Seyfried, C.F. & Kunst, S. (2000). Single stage biological nitrogen removal by nitrification and anaerobic ammonium oxidation in biofilms systems, *IWA Conference Proceedings*, Paris, France, 3–7 July 2000.

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

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

Johansson, P., Nyberg, A., Beier, M., Hippen, A., Seyfried, C.F. & Rosenwinkel, K-H. (1998). Cost efficient sludge liquor treatment. I: *Joint Polish–Swedish Reports*, Report No 3. Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-AMI Report 3048, s. 65–72.

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*, vol. 75:2, s. 138–150.

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

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 (licentiate thesis).

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.

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

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. & Hultman, B. (2001). Impact of seeding with nitrifying bacteria on nitrification process efficiency. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 43:1, s. 155–164.

Płaza, 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.

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

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

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

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

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.

Schmidt, I., Sliemers, O., Schmidt, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. & Strous, M (2003). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, vol. 772, s. 1–12.

Seyfried, C.F., Rosenwinkel, K-H. & Hippen, A. (2002). Deammonification: a cost-effective treatment process for nitrogen-rich wastewaters. *WEFTEC 2002 Proceedings 75th Annual Conference and Exposition McCormick Place, Chicago, Illinois, USA, September 28–October 2, 2002*.

Siegrist, H., Reithaar, S., Koch, G. & Lais, P. (1998). Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 38:8/9, s. 241–248.

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*, vol. 400, s. 446–448.

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

Szatkowska, B., Płaza, E. & Trela, J. (2003a). Preliminary studies on deammonification process kinetics. I: *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. (2003b). Influence of dissolved oxygen concentration on deammonification process performance. I: *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.

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

Trela, J., Płaza, E., Szatkowska, B., Hultman, B., Bosander, J. & Dahlberg, A-G. (2004). Swedish experience with combined nitrification and anammox: pilot plant experiments. I: *Proceedings of the “EU 5th framework IcoN Symposium: Anammox: new sustainable N-removal from waste water”*, Ghent, Belgium, 21–23 January 2004.

Trela, J., Hultman, B., Plaza, E., Horeglad, P. & La Rocca, N.C. (2001). New methods for biological treatment of supernatant from digested sludge. *Wastewater sludge and management*, Report No. 9, Stockholm, Sweden.

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 (PhD thesis).

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, s. 295–302.

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.*, vol. 44:1, s. 153–160.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se