



HÖGSKOLAN I BORÅS
Institutionen Ingenjörshögskolan

Karakterisering av reningsprocessen i SBR- reaktorn på Sobacken

Characterization of the nitrogen reduction process in the SBR at Sobacken

Susanna Carlsson & Mija Kanerot

Examensarbetet omfattar 10 poäng och ingår som ett obligatoriskt moment i
Högskoleingenjörsexamen i Kemiteknik, 120 poäng
Nr K7/2006

Förord

Med detta examensarbete avslutar vi vår ingenjörsutbildning i kemiteknik vid Högskolan i Borås. Arbetet utfördes våren 2006 vid Sobackens avfallsanläggning i Borås. Från Högskolan i Borås deltog Robert Kjellstrand (examinator) och Dag Henriksson.

Det har varit ett mycket intressant och lärorikt examensarbete och för detta vill vi särskilt tacka våra handledare på plats, Tisse Jarlsvik och Ulf Martinsson. De har tagit sig tid med oss under arbetets gång och delat med sig av sin kunnighet. Vi tackar dem även för värdefulla synpunkter vid rapportskrivandet. Vi vill också rikta ett tack till personalen vid biogasanläggningen på Sobacken för ett trevligt och hjälpsamt bemötande under provtagningarna. Tack även till Sören Gotthardsson och Linda Jonsson vid Purac AB, samt Maria Doverhög vid Gässlösa reningsverk, som har funnits till hands för att besvara frågor både muntligt och via telefon och mejl. Övriga som deltog vid presentationen av examensarbetet tackas också för den givande diskussion som följde.

Susanna Carlsson

Mija Kanerot

Robert Kjellstrand

Sammanfattning

På Sobackens avfallsanläggning i Borås rötas organiskt avfall som omvandlas till biogas. Rejektvattnet som erhålls vid avvattning av rötslammet innehåller en hög halt kväve, främst i form av ammonium, och genomgår därför kväverening i en SBR-reaktor (Sequencing Batch Reactor eller Satvis Biologisk Rening). Processen bygger på att rejecktattnet renas från ammoniumkväve genom nitrifikation och denitrifikation enligt en cykel av aeroba och anaeroba faser.

SBR-processen kräver resurser i form av energi för syresättning, kolkälla för denitrifikation och natriumhydroxid för pH-justering. Behovet av dessa resurser har varit svårt att fastställa. Processen är därmed i behov av en mer övergripande genomlysning för att kunna nå en optimal utformning av reningscykeln.

Syftet med detta examensarbete var att erhålla fördjupad information om reningsprocessen, dess inkommande substrat och dess behov av resurser för att nå en tillfredsställande reningseffekt. Litteraturstudier genomfördes och provtagningar utfördes under en reningscykel. Provsvaren sammanställdes och analyserades och beräkningar utfördes.

Resultaten av provtagningarna visar att varken syresättning eller befintlig kolkälla utnyttjas på ett optimalt sätt. Dessa resultat ligger till grund för en förändrad receptutformning.

Abstract

At the waste treatment plant Sobacken in Borås organic waste is anaerobically digested to produce biogas. The reject water from dewatering of the digested sludge contains a high nitrogen concentration, primarily in the form of ammonium, and is subjected to nitrogen reduction in a Sequencing Batch Reactor (SBR). In the SBR process the ammonium nitrogen in the reject water is reduced by nitrification and denitrification according to a cycle of aerobic and anaerobic phases.

The SBR process requires resources such as aeration of the reactor, carbon source for denitrification and sodium hydroxide for pH adjustment. These requirements have been difficult to determine. Subsequently, the process is in need of a more thorough review in order to reach an optimal design of the nitrogen reduction cycle.

The aim of this report was to obtain a deeper understanding of the SBR process, the substrates added and the resources required to obtain a satisfying degree of nitrogen reduction. Initially, thesis studies were performed. Samples were collected from the SBR during a nitrogen reduction cycle. The results were compiled and analyzed and calculations were performed.

The analysis of the samples shows that neither aeration of the reactor nor carbon source are optimally utilized. These results have formed the basis of a new design of the nitrogen reduction cycle.

Innehållsförteckning

Förord	2
Sammanfattning	3
Abstract	3
Innehållsförteckning	5
1. Inledning	7
1.1 Bakgrund	7
1.2 Problembeskrivning	7
1.3 Syfte	7
1.4 Metod	8
2. Sobackens biogasanläggning	8
2.1 Förbehandling	8
2.1.1 Linje 1	9
2.1.2 Linje 2	9
2.2 Röttningsprocessen	9
2.3 Slamavvattning	10
2.4 Kväverening av rejektvatten	11
3. Kväverening med SBR-teknik	11
3.1 Historik	11
3.2 Användningsområden	11
3.3 Faser och delprocesser	12
3.4 Processtyrning	12
3.5 Slam	13
3.6 Nitrifikation	14
3.6.1 Nitrifierande bakterier	15
3.6.2 Syrehalt	16
3.6.3 pH	16
3.6.4 Temperatur	19
3.6.5 Inhiberande ämnen	19
3.7 Denitrifikation	20
3.7.1 Denitrifierande bakterier	20
3.7.2 Syrehalt	21
3.7.3 pH	21
3.7.4 Temperatur	21
3.7.5 Kolkälla	21
4. SBR-reaktorn på Sobacken	23
4.1 Reaktorns utformning	23
4.2 Processtyrning	24
4.3 Rejektvattnets karaktär	25
4.4 Aktuella driftförhållanden i SBR-reaktorn	25
5. Provtagning	26
5.1 Utförande	26
5.1.1 Kontrollprovtagning	27
6. Resultat	27
6.1 Förhållanden under provtagningsdygnet	27
6.1.1 Receptutformning	27
6.1.2 Nivå- och volymändringar i reaktorn	28
6.1.3 Karakterisering av rejektvatten, dekantat och översskottsslam	29

6.1.4	Karakterisering av mikrofloran i reaktorn.....	29
6.2	Variationer i syrehalt, pH och temperatur under provtagningsdygnet	30
6.2.1	Syrehalt.....	30
6.2.2	pH.....	31
6.2.3	Temperatur	31
6.3	Kvävehalternas variationer under provtagningsdygnet	32
6.3.1	Ammoniumkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet.....	32
6.3.2	Nitritkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet	33
6.3.3	Nitratkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet.....	34
6.3.4	Samtliga kvävehalters variationer under provtagningsdygnet	34
6.3.5	Kontrollmätning av kvävehalter	35
6.3.6	Kontroll av filtreringens inverkan på uppmätta kvävehalter.....	37
6.4	Beräknad slamålder	37
6.5	Beräknat slamvolymindex	37
6.6	Beräknade massbalanser.....	38
6.6.1	Massbalans över reaktorn m a p totalkväve	38
6.6.2	Massbalanser m a p kvävefraktioner	39
6.7	Beräknad reningsgrad	40
6.7.1	Reningsgrad med avseende på ammoniumkväve.....	40
6.7.2	Reningsgrad med avseende på totalkväve.....	40
6.8	Beräknade reaktionshastigheter	40
6.9	Alkalinitet	42
6.9.1	Teoretisk massbalans.....	44
6.9.2	Beräkning av alkalinitet.....	45
6.10	BOD ₇	46
6.10.1	Teoretiska beräkningar	47
7.	Diskussion.....	48
7.1	Kvävehalter och reaktionshastigheter.....	48
7.2	pH, alkalinitet och tillskott av natriumhydroxid.....	49
7.3	Kolkälla.....	50
7.4	Slammets egenskaper.....	50
7.5	Felkällor och mätosäkerhet.....	50
7.6	Förslag till metod vid eventuell förnyad provtagning	51
7.7	Förslag till ändring av recept	52
8.	Slutsats	53
	Referenslista.....	54

Bilaga 1 B1 Aktuellt recept

Bilaga 2 B2 Provtagningsprogram

Bilaga 3 B3 Mätvärden

B3.1 Uppmätta värden

B3.2 Avlästa onlinevärden

B3.3 Onlinekurvor

B3.3.1 Fyllningsnivå, syrehalt, pH och natriumhydroxid tillsats

B3.3.2 Etanoltillsats

B3.3.3 Natriumhydroxid tillsats, syrehalt och pH

Bilaga 4 B4 Mikroskoperingsprotokoll

Bilaga 5 B5 Ny receptutformning 2006-05-18

1. Inledning

1.1 Bakgrund

På Sobackens avfallsanläggning i Borås rötas organiskt avfall som omvandlas till biogas, vilken därefter uppgraderas till fordonsbränsle. Slammet från rötningen avvattnas och den fasta biogödseln efterkomposteras för att därefter användas som jordförbättringsmedel. Rejektvattnet som erhålls vid avvattningen innehåller en hög halt kväve, främst i form av ammonium, och genomgår kväverening i en SBR-reaktor. Orsaken till att kvävehalten måste reduceras är att ungefär hälften av det rena sk dekantatet från SBR-reaktorn recirkuleras i biogasanläggningen som processvatten. En hög kvävehalt kan vara toxisk för metanbildande bakterier. Överskottet släpps via lakvattendammen till Gässlösa avloppsreningsverk som har utsläppskrav för kväve (muntligt Jarlsvik, 2006).

SBR (Sequencing Batch Reactor eller Satvis Biologisk Rening) är en aktivslamprocess utformad för kväverening. Vid SBR-processen utnyttjas en del av kvävet naturliga kretslopp för att rena rejektivatten från kväve. Processen går ut på att omvandla ammoniumkvävet i inkommande rejektivatten till kvävgas som kan avgå till atmosfären. Detta sker genom en serie omvandlingar som ombesörjs av mikroorganismer (Purac, 2006).

1.2 Problembeskrivning

SBR-reaktorn på Sobacken har varit i drift sedan 2004, dock med större belastning sedan sommaren 2005. Kvävereningen i SBR-reaktorn har under uppstartsperioden genererat en rad frågor. Processen kräver resurser i form av energi för syresättning, kolkälla för denitrifikation och natriumhydroxid för pH-justering. Behovet av dessa resurser har varit svårt att fastställa både på grund av att kvaliteten på inkommande vatten har varierat och att analyser inte har kunnat utföras och utvärderas i nödvändig omfattning. Slamegenskaperna har i början av 2006 visat sig vara dåliga, troligen till följd av kvaliteten på inkommande vatten i kombination med reningscykelns utformning. Processen är därmed i behov av en mer övergripande genomlysning för att kunna nå en optimal utformning av reningscykeln (muntligt Jarlsvik, 2006).

1.3 Syfte

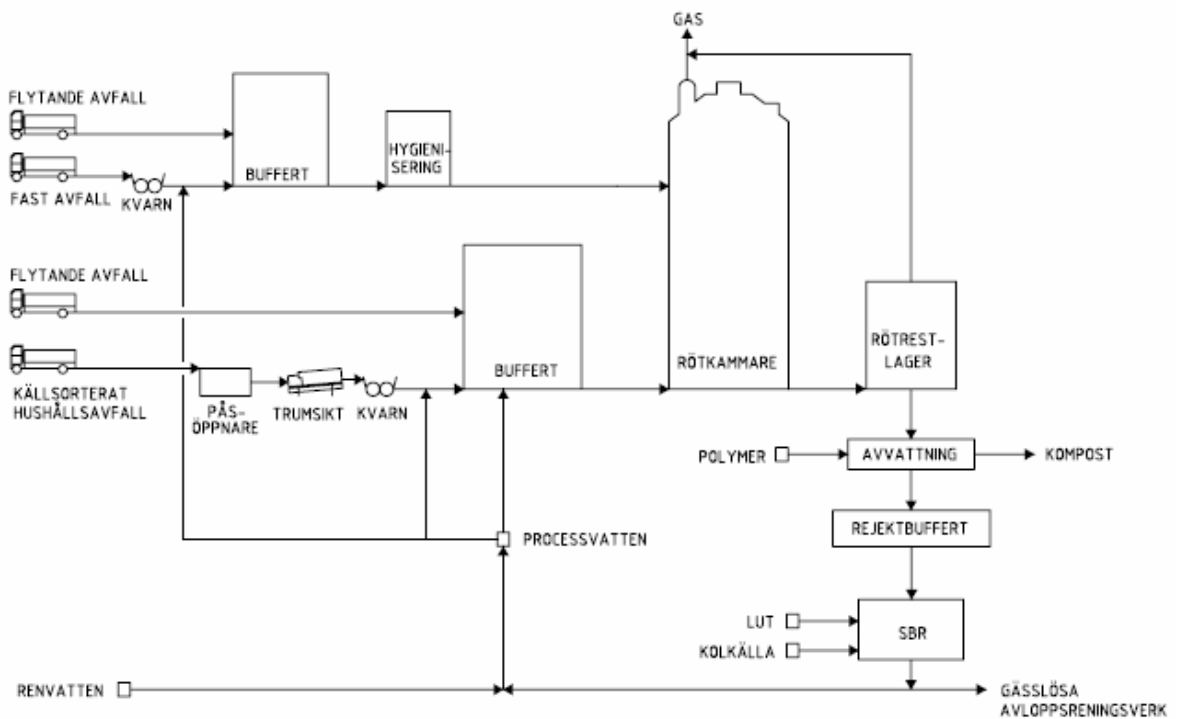
Syftet med detta examensarbete var att erhålla fördjupad information om reningprocessen, dess inkommande substrat och dess behov av resurser för att nå en tillfredsställande reningseffekt. Resultatet från examensarbetet skall kunna användas för att optimera receptinställningen.

1.4 Metod

En litteraturstudie genomfördes för att erhålla en fördjupad förståelse för SBR-processen. Provtagningar utfördes under en reningscykel, då bl a kvävehalternas variationer under cykeln följdes. Provsvaren sammanställdes och analyserades.

2. Sobackens biogasanläggning

Vid Borås kommunala avfallsanläggning, Sobacken, läggs stor vikt vid att maximera återvinning och energiutvinning. Deponering av avfall minimeras i största möjliga utsträckning. Energi utvinns dels genom att krossa brännbart avfall, vilket omvandlas till fjärrvärme i samarbete med Borås Energi, och dels utvinns energi i form av biogas, genom rötning av organiskt material. En biogasanläggning finns i drift på Sobacken sedan 2003. Det organiska material som anläggningen tar emot är hushållsavfall och verksamhetsavfall i fast eller flytande form. Hushållsavfallet består av källsorterat organiskt material från hushållen i kommunen och verksamhetsavfallet kan bestå av slakteriavfall, restaurangavfall, juice, förpackad mat med utgången datum, slamrester från djurfodertillverkning, etc (Purac, 2006).



Figur 1. Principskiss över Sobackens biogasanläggning (Purac, 2006).

2.1 Förbehandling

Eftersom det föreligger olika krav på hygienisering för olika sorters avfall har anläggningen två olika mottagningsstationer (Purac, 2006):

- Linje 1, där sorterat hushållsavfall behandlas. Detta avfall hygieniseras i röt-kammaren vid 55°C i minst sex timmar. Även flytande verksamhetsavfall kan tas emot här.
- Linje 2, hygieniseringslinjen, där avfall klassificerat som animalisk biprodukt behandlas. Detta avfall hygieniseras i en hygieniseringstank vid 70°C i minst en timme. Linje 2 kan ta emot både flytande och fast avfall.

2.1.1 Linje 1

Det organiska hushållsavfallet som ligger i svarta plastpåsar separeras från övrigt hushållsavfall i en optisk sortering. Påsarna avskiljs och avfallet mals sönder i en kvarn, varefter det går vidare till en bioseparator där spädvatten tillsätts. Tyngre partiklar avskiljs i en luftad del där dessa sjunker till botten och flytande material, t ex plastpåsar, fångas upp av ett galler varefter också detta avskiljs. Det finfördelade substratet går till bufferttank 1. Substrat från bufferttank 1 tillsätts satsvis till röt-kammaren, vilken också töms satsvis två till tre gånger per dygn. På så vis säkerställs en hygieniseringstid på minst sex timmar för varje enskild partikel. Inkommande avfall i flytande form går till bufferttank 1 eller direkt till röt-kammaren (Purac, 2006).

2.1.2 Linje 2

Verksamhetsavfallet förs till en kvarn där det utsätts för grovmalning. Därefter sönderdelas det ytterligare och späds med processvatten i en bioseparator. Förpackningsmaterial och tyngre material avskiljs på samma sätt som i linje 1. Det finfördelade substratet leds därefter vidare till bufferttank 2, dit även flytande verksamhetsavfall går. Från bufferttank 2 leds substratet till en hygieniseringstank där det behandlas under omrörning vid 70°C i minst en timme. Det hygieniserade substratet kan ledas direkt till röt-kammaren, men vanligen mellanlagras det i bufferttank 1 (Purac, 2006).

2.2 Rötningssprocessen

Rötning är en anaerob nedbrytningsprocess (inget fritt syre finns tillgängligt). Organiskt material bryts ned och omvandlas till energirik metangas och koldioxid, till skillnad från en aerob (fritt syre finns tillgängligt) nedbrytningsprocess där slutprodukterna istället är vatten och koldioxid. Processen är termofil och håller en temperatur på 55°C. Därmed hygieniseras avfallet från linje 1 (Purac, 2006).

Metangasbildningen sker stegvis och kan enkelt förklaras enligt följande (Purac, 2006), (Bitton, 1999):

1. Hydrolys av polymerer till monomerer, med vilket menas att långa molekyler såsom proteiner, fett och polysackarider, bryts ned till mindre enkla kolföreningar såsom aminosyror, glycerol och glukos med hjälp av enzymer. Enzymerna utsöndras av hydrolytiska mikroorganismer.
2. Syrabildning, som är en fermenteringsprocess där syrabildande bakterier omvandlar ovan nämnda monomerer till enklare fettsyror såsom propion-, smör-, mjölk- och ättiksyra. Av de syror som bildas i detta steg är det endast ättiksyra som kan omvandlas direkt till metan.

3. Ättiksyrabildande bakterier bildar ättiksyra av övriga fettsyror. Dessa bakterier bildar även vätgas och koldioxid som metanbildande bakterier använder i slutsteget.
4. Metangas bildas när metanbildande bakterier bryter ned ättiksyra eller vätgas.

Rötningen är normalt en okomplicerad process. Emellertid måste risken för sk surjäsning beaktas. Vid en röttningsprocess i balans sker alla fyra stegen samtidigt, vilket ger en optimal metangasbildning. Om däremot röttningsprocessen är i obalans och första delen tar överhanden, leder det till en anrikning av fettsyror. Alkaliniteten förbrukas och pH sjunker, vilket får till följd att röttningsprocessen avstannar (Gillberg, 2003). Detta kan inträffa om inkommande substrat innehåller en stor andel lättnedbrytbara ämnen. Även en för hög halt av ammoniumkväve, som vid höga pH övergår till ammoniak, kan ge problem. Ammoniak har en hämmande effekt på röttningsprocessen, varför det är av stor vikt att hålla denna halt låg (Purac, 2006).

Gasen som bildas består till största delen av metan och koldioxid. Metangas löser sig sämre i vatten än vad koldioxid gör. Således innehåller utgående gas mer metan än koldioxid, då denna delvis stannar kvar i vattenfasen (Gillberg, 2003). Rågasen, som tas ut i toppen på reaktorn genom en sk gasdom, innehåller ca 70 % metan. Resterande del består huvudsakligen av koldioxid samt en mindre mängd svavelväte, partiklar och vattenånga. Gasen som produceras används för uppvärmning av anläggningen och överskottet leds till Gässlösa reningsverk för uppgradering till fordonsgas. Vid uppgraderingen uppnår gasen en metanhalt på 99,5 %.

Rötresten tas ut i botten på tanken och pumpas till två rötrestlager för utjämning. Rötslammet lämpar sig väl som gödningsmedel inom jordbruket. Detta alternativ genererar dock vissa problem. Dels är avsättningsmöjligheterna inte tillräckligt goda och dels uppstår logistiska problem då gödsling är en säsongsbetonad företeelse. På Sobacken reducerar man istället slammets volym genom avvattning och därefter används den som kompost. Ca hälften av det avskilda vattnet (rejektvattnet) återanvänds som spädvatten i processen (muntligt Jarlsvik, 2006).

2.3 Slamavvattning

Efter rötningen består slammets till största delen av vatten. Från rötrestslagren pumpas slammets till en centrifug för avvattning (Purac, 2006). Till centrifugen tillsätts polymerer, vilka har en sammandragande effekt på slammets och ger det en ökad mekanisk styrka. Sammandragningen av slammets finpartikulära substans och större aggregat ger en större andel lättavvattnat hålrumsvatten. Den ökade mekaniska styrkan gör att slammets tål den mekaniska belastning som avvattningen innebär (Gillberg, 2003).

Den avvattnade rötresten, vilken har en torrsubstans på ca 25 %, transporteras via band till kompostanläggningen där den får eftermogna innan den förpackas och säljs som jordförbättringsmedel.

Rejektvattnet från centrifugeringen samlas i en rejektbufferttank.

2.4 Kväverening av rejektvatten

Rejektvattnet innehåller en hög halt kväve främst i form av ammoniumjoner (NH_4^+). En hög ammoniumhalt kan vara toxisk för metanbildande bakterier, varför en kväverening är nödvändig innan vattnet recirkuleras och används som spädvatten i processen. Allt vatten kan dock inte recirkuleras då detta innebär ackumulering av salter i systemet, vilka har en hämmande effekt på rötningsprocessen. Dessutom kan salterna orsaka korrosion i systemet. En del av det reade vattnet släpps därför till lakvattendammen för att därifrån tillsammans med lakvattnet ledas till det kommunala reningsverket (Purac, 2006).

Från rejektbufferttanken pumpas rejektvattnet in i en SBR-reaktor. Processen bygger på att rejektvattnet renas från ammoniumkväve genom nitrifikation och denitrifikation enligt en cykel av aeroba och anaeroba faser. När behandlingen är avslutad får slammet sedimentera, varefter reat vatten dekanteras, överskottsslam tas ut och en ny sats orenat vatten pumpas in (Welander, 1998). Dekantatet leds till en dekantatbrunn. Överskottsslammet leds antingen till bufferttank 1 eller till rötrestlagret. Tiden för en hel reningscykel är satt till 24 timmar (Purac, 2006).

3. Kväverening med SBR-teknik

3.1 Historik

Behandling av avloppsvatten innehållande biokemiskt nedbrytbara föreningar har använts i mer än 100 år. Det mest kända är aktivslamsystemet, vilket utvecklades i början av 1900-talet som ett satsvist system. På grund av brist på tillförlitlig automatikutrustning och svårigheter med manuell drift gick man på 1920-talet över till kontinuerliga processer, vilka fortfarande dominerar inom reningstekniken. Efter en lång tid med en mycket begränsad användning av satsvis rening, startade en intensiv utveckling av utpräglade satsvisa system i USA och Japan på 1970-talet. Professor Robert Irvines arbete och fullskaleförsök i Culver, Indiana utgör de mest grundläggande insatserna inom modern SBR-teknik. Han definierade även delprocesserna inom SBR-sekvensen. I Skandinavien inleddes ett antal pilotförsök på bl a kommunalt avloppsvatten i slutet av 1980-talet och under 1990-talet genomfördes ett antal fullskaleförsök i Polen och Skandinavien (Morling, 1996).

3.2 Användningsområden

Processens användbarhet kan sägas sammanfalla med kontinuerliga aktivslamprocessers. I Sverige har ett flertal SBR-anläggningar installerats för rejektvattenbehandling vid kommunala avloppsverk. Förutom den mer uppenbara användningen för kommunala avloppsvatten har en rad olika industrier nyttjat SBR-anläggningar, allt från farmaceutisk industri till ammunitionsfabriker och bensinstationer (Morling, 1996).

3.3 Faser och delprocesser

SBR står för Sequencing Batch Reactor eller på svenska Satsvis Biologisk Rening. SBR-processen är en satsvis aktivslamprocess utformad för kväverening. SBR-tekniken är något enklare än den konventionella aktivslamanläggningen då samma bassäng används för behandling och sedimentering (Welander, 1998). Någon separat sedimenteringsbassäng och returslamspumpning behövs inte, däremot krävs en utjämningsbassäng (Mossakowska, Reinius, 1992). Processen bygger på att reaktvattnet renas satsvis enligt en cykel av aeroba och anaeroba faser. Det som sker i ett satsvist system är en simultan nitrifikation/denitrifikation, till skillnad från det konventionella betraktelsesättet med antingen för- eller efterdenitrifikation som en volymmässigt isolerad process. Behandlingscykeln utformas och anpassas efter kraven på det renade vattnet och den kemiska sammansättningen hos det inkommande orenade vattnet (Welander, 1998).

Professor Robert Irvine definierade, på 1970-talet, delprocesserna inom SBR-sekvensen (Morling, 1996):

1. Fyllning Nytt orenat vatten tillförs reaktorn.
2. Omrörd fyllning Reaktorn fylls under omrörning.
3. Luftad fyllning Reaktorn fylls under luftning.
4. Reaktion Fyllning av reaktorn har stoppats, luftning och/eller omrörning pågår.
5. Sedimentering Alla processmaskiner har stoppats. "Ideal" sedimentering sker i reaktorn.
6. Dekantering Färdigbehandlat vatten avleds från reaktorn.
7. Vila Reaktorn i "vila" i väntan på att nästa sats ska tillföras.
8. Slamuttag från reaktorn Uttag av överskottsslam.

Alla delprocesser behöver inte nödvändigtvis ingå i sekvensen, möjligheter finns att anpassa processen efter rådande behov.

3.4 Processtyrning

En SBR-reaktor är utrustad med luftare och omrörare samt kontinuerliga mätinstrument för olika parametrar som avläses från en styrdator. En fördel med processen är att den med lätthet kan styras genom att ändra parametrar som tillflöde, slamkoncentration, syrekoncentration samt tider för de olika delprocesserna. Behandlingstiden kan regleras och processjusteringar utföras tills en tillfredställande rening uppnåtts. En annan fördel med SBR-processen är att den är tillförlitlig och kräver relativt lite tillsyn (Mossakowska & Reinius, 1992).

Det maskinella driftsättet gör att SBR-processen är elementär, sett ur ett drifttekniskt perspektiv, eftersom operationer som fyllning, omrörning, luftning

och tömning utformas så enkelt och driftsäkert som möjligt. Processen är även mycket komplex, då ett satsvist system kräver en processteknisk flexibilitet. Det största intresset för SBR-processens utformning har därför koncentrerats till hur sekvensen ska utformas och optimeras (Morling, 1996).

Den sannolikt intressantaste utmaningen för SBR-tekniken är huruvida tillförlitliga kontinuerliga mätinstrument finns tillgängliga. I slutet av 1990-talet begränsades instrumenteringen i en SBR-anläggning till mätare för nivå, syrehalt, temperatur, redoxpotential, pH, slamhalt, ammonium och nitrat (Haker, 1999). Med tillförlitliga kontinuerliga mätare av exempelvis ammonium öppnas intressanta möjligheter att styra en satsvis behandling optimalt vad avser energiförbrukning och reningsresultat (Morling, 1996).

3.5 Slam

De kemiska processer som sker i en SBR-reaktor fungerar i princip på samma sätt som i naturen. Det aktiva slammet består av bakterier som bildat flockar. Omrörare håller aktivslamflockarna i konstant suspension för att underlätta kontakten mellan mikroorganismerna och det inkommande substratet (Bitton, 1999). Bakterierna bryter ner och omvandlar organiskt material och lösta ämnen i rejektvatten till nytt bioslam, koldioxid, kvävgas och andra ämnen (Purac, 2006).

Nitrifikationen sker i de luftade faserna då syre finns tillgängligt. Det ammonium som tillförs reaktorn via orenat rejektvatten oxideras till nitrat via nitrit (avsnitt 3.6).

Denitrifikationen sker i de oluftade faserna. Nitrit och nitrat omvandlas till kvävgas (avsnitt 3.7).

För att önskade reaktioner ska fungera optimalt krävs att det aktiva slammet håller en för ändamålet väl anpassad sammansättning (Bitton, 1999).

Vid uppstart av en aktivslamanläggning tillsätts en ymp av mikroorganismer från ett utvalt aktivslamsystem. Det är inte givet att denna sammansättning bibehålls i den nya reaktorn (muntligt, Jarlsvik, 2006). Vad som krävs är att en miljö skapas, som är så gynnsam som möjligt för de mikroorganismer man vill ska etableras i det aktiva slammet. Exempel på fysiologiska faktorer som har betydelse för mikroorganismernas välbefinnande och därmed reaktionshastigheterna är temperatur, pH, syrehalt (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992).

Slamåldern är ett av många verktyg att styra slammets sammansättning med. Den totala slamåldern är ett medelvärde av den tid som slammet uppehåller sig i reaktorn (borträknat tiden för sedimentering, dekantering och slamuttag). För att kunna jämföra slamåldern i en SBR-reaktor med slamåldern i konventionella anläggningar, kan man dessutom beräkna en sk luftad slamålder, dvs den verkliga tillväxttiden utgörs av den tid som reaktorn är luftad (Gotthardsson muntligt, 2006).

Eftersom olika bakterier har olika tillväxthastighet kan slammets sammansättning styras genom att anpassa slamålderns längd. Nitrifierande bakterier har en mycket långsam tillväxthastighet (avsnitt 3.6.1). Därmed krävs en relativt hög slamålder

för att förhindra utspolning. Med ökad temperatur ökar dock tillväxthastigheten och därmed minskar den erforderliga slamåldern (Stockholm Vatten, 2006).

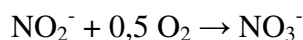
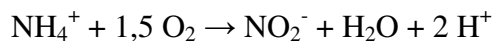
Slamåldern måste beräknas över en längre tid, den förändras inte momentant utan det är slammets historiska ålder som avgör slamåldern och därmed bakteriernas ålder. Vid en ändring av förhållandena t ex genom en förändrad pumpning, kan inte säkra slutsatser dras förrän efter tre till fyra slamåldrar. Slammet har då bytts ut till 95 % vilket får anses som stabila förhållanden för processen. Ständiga förändringar i inkommande belastning försvårar dock statistiska beräkningar (Stockholm Vatten, 2006).

En onödigt hög slamålder innebär en belastning för processen. Slammet mineraliseras alltmer och följaktligen ökar den oorganiska delen i slammet, varvid aktiviteten avtar per slamekvivalent. En ökad mineralisering ger dessutom en ökad syreförbrukning, vilket inte är önskvärt ur ekonomisk synvinkel. Slamåldern bör därför inte hållas högre än den erforderliga (Stockholm Vatten, 2006).

En för låg slamålder, å andra sidan, kan bero på att uttaget av överskottsslam är för stort och/eller att slammet har dåliga sjunkegenskaper (densitet). Sjunkegenskaperna på slammet är avgörande för att sedimentering ska fungera som separationsmetod och kan uppskattas med hjälp av slamvolymindex (SVI). SVI bör ligga mellan 80 och 100 ml/g. Ett SVI >150 indikerar slamsvällning, >200 ml/g tyder på mycket dåliga sjunkegenskaper, vilket gör att det kan vara svårt att behålla mikroorganismerna i systemet. Slamsvällning kan orsakas av trådformiga bakterier (filament). Filamentbildande bakterier är normala komponenter i aktivslamflockar. En balans mellan dessa och flockbildande bakterier ger starka flockar med bra sedimenteringsegenskaper. Filamentbildande bakterier kan under speciella omständigheter konkurrera ut flockbildande bakterier. Detta leder till att densitetsskillnaden mellan slam och vatten minskar och sedimenteringsegenskaperna försämras (Bitton, 1999).

3.6 Nitrifikation

Nitrifikation är en mikrobiologisk process i två steg där ammonium (NH_4^+) oxideras via nitrit (NO_2^-) till nitrat (NO_3^-). Nitrifierande bakterier är ofta autotrofa och använder därmed koldioxid som kolkälla för celluppbyggnad. För att kolet skall kunna tas upp och användas måste det först reduceras. Detta sker genom oxidation av ammonium eller nitrit enligt formlerna (Henze, 1997):



Oxidationsreaktionerna utförs av två olika grupper av bakterier. De flesta av dessa bakterier är strikta aerober.

Nitritoxidation sker i ett enda steg medan ammoniumoxidation sker via hydroxylamin och ett annat, okänt intermediat (Henze, 1997):



3.6.1 Nitrifierande bakterier

Bakterier som kan tillgodose sitt energibehov genom att oxidera oorganiska kväveföreningar kallas med ett gemensamt namn nitrifierande bakterier. Man känner i dagsläget inte till några bakterier som klarar av att utföra en fullständig oxidation av ammonium till nitrat. Nitrifiering sker i naturen istället genom stegvis oxidering som utförs av två olika huvudgrupper av bakterier, ammoniumoxiderare och nitritoxiderare. Ammoniumoxiderarna har oftast släktnamn med prefixet ”*Nitroso-*”, medan nitritoxiderarnas släktnamn oftast bär prefixet ”*Nitro-*” (Madigan & Martinko, 2006).

I teknisk litteratur tenderar ammoniumoxiderande och nitritoxiderande bakterier att klumpas ihop under namnen *Nitrosomonas* respektive *Nitrobacter*, vilket kan ge intryck av att det rör sig om endast två släkten av bakterier. I själva verket kan ammoniumoxiderarna och nitritoxiderarna delas in i vardera fyra släkten: *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* och *Nitrospira* respektive *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospina*, och *Nitrospira*. Inom varje släkte finns ett flertal arter med olika egenskaper och ekologiska nischer. Sammansättningen av den nitrifierande mikrofloran varierar därför mellan olika reningsanläggningar samt beroende på de aktuella processbetingelserna (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992).

Ett annat vanligt missförstånd, som uppkommit genom ovan nämnda generaliseringar, är att alla ammoniumoxiderare är strikta autotrofer samt att nitritoxiderare visserligen *kan* växa heterotroft, men i så fall gör det mycket, mycket långsamt. Detta är dock inte alltid fallet. Många ammoniumoxiderare tillväxer snabbast då de samtidigt har tillgång till koldioxid och någon organisk kolkälla, och är därmed av utpräglad mixotrof natur. Mixotrofa ammoniumoxiderare utnyttjar i huvudsak lättillgängliga lågmolekylära föreningar. Även mer komplexa föreningar som t ex peptoner, jästextrakt och oidentifierade kväveföreningar i avloppsvatten från livsmedelsindustrier har dock visat sig kunna gynna en mixotrof mikroflora. Sammansättningen av mixotrofa och autotrofa ammoniumoxiderare i en reningsanläggning påverkas således av typ och halt av organiska föreningar i inkommande vatten. Även bland nitritoxiderarna finns mixotrofa arter, och dessutom arter som till och med växer bättre heterotroft (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992).

Oxidering av ammonium och nitrit är energimässigt mycket ineffektiva processer. För varje kolatom som används till att bygga upp nya celler, måste ca 100 nitritjoner oxideras. Detta medför att nitrifierande bakterier har en mycket lägre tillväxthastighet än många andra typer av bakterier; under optimala förhållanden förökas de endast 2 -3 gånger per dygn. Av denna anledning kan det ta flera veckor att etablera en fungerande nitrifieringsflora i en reningsanläggning, och den långa generationstiden gör den relativt känslig för störningar (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992).

Nitrifierande bakterier återfinns i de flesta mark- och vattenmiljöer, dock oftast i små mängder utom där förhållandena är extra gynnsamma. Detta kan vara miljöer

med höga ammoniumhalter såsom avloppsreningsverk och gödslade odlingsmarker (VA-Forsk, 2003).

Huruvida nitrifikation kommer att ske beror, förutom tillgången till ammonium, på ett antal faktorer såsom syrehalt, pH, temperatur och förekomsten av inhiberande ämnen.

3.6.2 Syrehalt

De flesta nitrifierande bakterier är strikta aerobes, varför nitrifikation endast kan ske då fritt syre finns tillgängligt. Den erforderliga syrehalten varierar med mängden tillgängligt organiskt material. Höga halter av organiskt material medför ett stort syrebehov, eftersom de nitrifierande bakterierna annars lätt konkurreras ut av heterotrofa bakterier som kan utnyttja syret effektivare. Vid låga halter av organiskt material har syrehalten däremot en selekterande effekt på artsammansättningen av nitrifierare (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992).

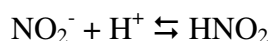
Syrebehovet är tre gånger större vid ammoniumoxidation än vid nitritoxidation (Mossakowska, Hultman & Reinius, 1994). Ammoniumoxiderare är generellt bättre än nitritoxiderare på att utnyttja syret, varför en låg syrehalt kan leda till nitritackumulering (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992). Dessutom sker vid låga syrehalter en ackumulering av fri hydroxylamin som är ett naturligt intermediat vid ammoniumoxidation. Hydroxylamin har en starkt inhiberande effekt på oxidation av nitrit till nitrat (Mossakowska, Reinius & Hultman, 1997). Nitrit har vid höga halter en inhiberande effekt på mikroorganismer (Henze, 1997).

I nitrifikationssteget är det viktigt att uppnå en god syretillgång, då det ökar hastigheten för nitrifikationsreaktionen. I SBR-reaktorer används särskilda luftare för att syresätta vattnet. Dessa är utformade för att skapa maximalt antal luftbubblor med minimal storlek, vilket medför att kontaktytan mellan syret och mikroorganismerna ökar (muntligt Jarlsvik, 2006). Vid låga halter av organiskt material är en syrehalt på minst 2 mg/l (Purac, 2006) nödvändig för att undvika dels nitrit- och hydroxylaminackumulering, dels att nitrifierarna konkurreras ut av heterotrofa bakterier.

Vid höga slamkoncentrationer och otillräcklig omrörning kan en snabb ammoniumoxidation leda till att diffusionen av syre in i flockarna får avgörande betydelse. Syrekoncentrationen inne i flockarna kan då vara mycket lägre än den som uppmäts i vattnet.

3.6.3 pH

Optimalt pH för nitrifikation uppges generellt i litteraturen ligga inom intervallet 6,5-9. pH har betydelse för nitrifikation, troligen främst genom sitt inflytande på jämvikterna mellan ammonium och ammoniak (NH_3) respektive nitrit och salpetersyrighet (HNO_2) (Tendaj-Xavier, 1985):



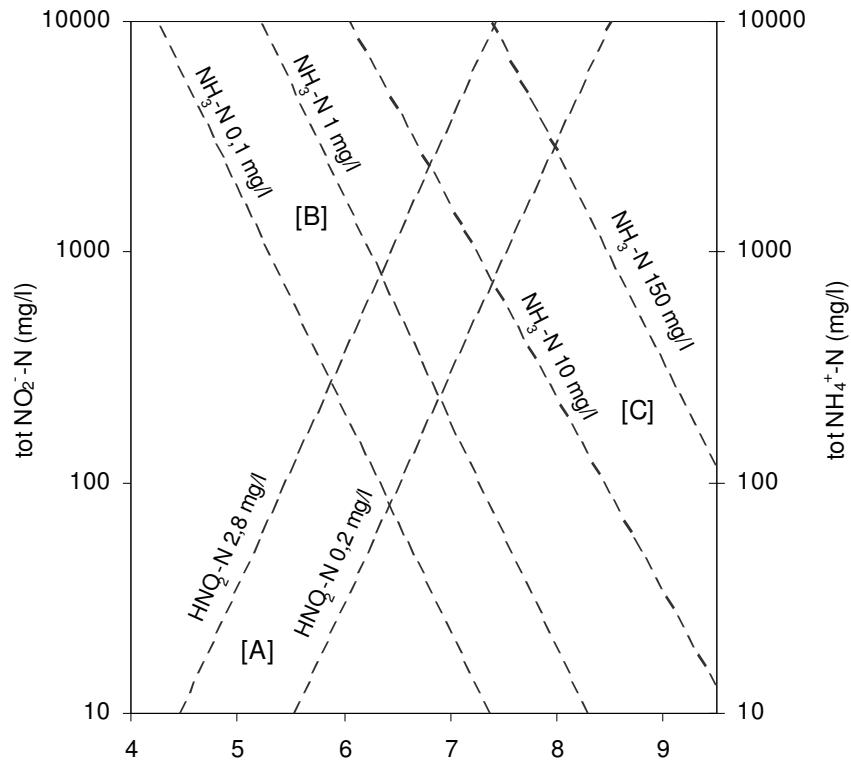
Jämvikten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ förskjuts mot ammoniak vid höga pH och jämvikten $\text{NO}_2^-/\text{HNO}_2$ förskjuts mot salpetersyrighet vid låga pH.

Även om vissa undersökningar tyder på att de oladdade formerna, NH_3 och HNO_2 , är de verkliga substraten för nitrifierande bakterier, så kan både fri ammoniak och fri salpetersyrighet hämma nitrifikationen vid för höga halter. Så länge nitrifierarna inte inhiberas totalt behöver det inte nödvändigtvis leda till en minskad nitrifieringsgrad, processen kommer dock att gå betydligt långsammare (Henze, 1997). Studier av Anthonisen et al. (1976) har även visat att denna typ av inhibition inte är permanent; så snart halterna av fri ammoniak respektive salpetersyrighet sjunkit tillräckligt lågt återupptas nitrifikationen.

Nitritoxiderare är mer känsliga för fri ammoniak än vad ammoniumoxiderare är. Tillväxten för *Nitrobacter* hämmas redan vid fria ammoniakhalter på 0,1-1 mg NH_3/l medan betydligt högre halter av fri ammoniak (10-150 mg NH_3/l) krävs för att även tillväxten för *Nitrosomonas* skall hämmas. Av denna anledning finns det en risk att det andra nitrifikationssteget (nitritoxidation) uteblir och nitrit ackumuleras. Risken för denna typ av hämning är större ju högre halter av ammoniumkväve som tillförs. Optimalt pH för *Nitrosomonas* blir därför lägre vid höga ammoniumkvävehalter, samtidigt som deras känslighet för pH-ändringar ökar.

Nitrobacter kan även hämmas av fri salpetersyrighet vid relativt låga halter (0,2-2,8 mg HNO_2/l). Vid pH 5 är halten fri salpetersyrighet betydelsefull redan vid låga nitritkvävekoncentrationer (Tendaj-Xavier, 1985).

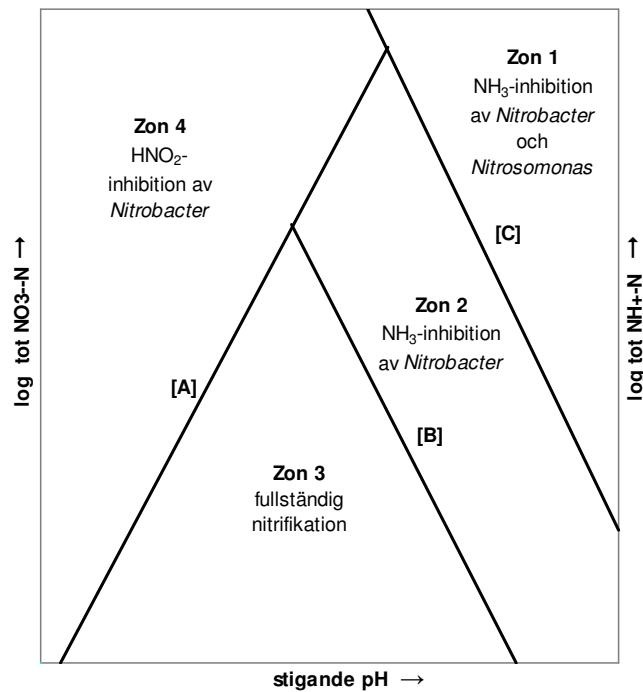
Figur 2 visar sambanden mellan pH, kvävehalter och inhibition av *Nitrosomonas* respektive *Nitrobacter*.



Figur 2. Inhiberande halter av fri ammoniak och fri salpetersyrighet (efter Anthonisen et al., 1976).

Figur 3 visar en förenklad skiss över inhiberande förhållanden för *Nitrobacter* respektive *Nitrosomonas*. Linjerna [A], [B] och [C] representerar intervallen [A], [B] och [C] i figur 2. Zon 1 representerar förhållanden då halten av fri ammoniak är hög nog att inhibera både *Nitrosomonas* och *Nitrobacter*. Ingen nitrifikation kommer under dessa förhållanden att ske och ammonium kommer att ackumuleras i systemet. Vid lägre halter av fri ammoniak (zon 2) inhiberas endast *Nitrobacter* och nitrit ackumuleras i systemet. Vid ännu lägre halter av fri ammoniak inhiberas varken *Nitrobacter* eller *Nitrosomonas* och fullständig nitrifikation kommer att ske (zon 3). Zon 4 representerar förhållanden då halten av fri salpetersyrighet är hög nog att inhibera *Nitrobacter*.

Denna skiss kan användas av processoperatörer som vägledning för att identifiera orsaker till ofullständig nitrifikation samt hur man bör gå till väga för att eliminera dessa (Anthonisen et al., 1976).



Figur 3. Förenklad skiss över inhiberande förhållanden för *Nitrobacter* respektive *Nitrosomonas* (efter Anthonisen et al., 1976).

3.6.4 Temperatur

Nitrifikationsbakterier är som regel mesofiler, vilket innebär att nitrifikationshastigheten ökar tämligen linjärt inom intervallet 10-30°C. Utanför detta temperaturintervall beror nitrifikationshastigheten av vilka arter av nitrifierare som förekommer. Rapporter finns om nitrifikation såväl i 60-gradiga varma källor som under polarisarna där temperaturen når under nollstrecket (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992).

Liksom många andra typer av bakterier, är nitrifierare känsliga för plötsliga temperaturvariationer. En snabb höjning av temperaturen ger en mindre ökning av tillväxthastigheten än den förväntade, medan en plötslig sänkning av temperaturen ger en mycket större minskning i bakteriernas aktivitet (Henze, 1997).

Som nämnts tidigare leder en låg syrehalt ofta till att nitrit ackumuleras. Detta verkar huvudsakligen ske vid höga temperaturer, över 25°C (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992). Nitritbildning går vid dessa temperaturer snabbare än nitratbildning (muntligt Gotthardsson, 2006).

Dessutom har temperaturen betydelse för halten fri ammoniak, då denna är två gånger större vid 30°C än vid 20°C, vid samma ammoniumkvävehalt och samma pH (Tendaj-Xavier, 1985).

3.6.5 Inhiberande ämnen

Den nitrifierande mikrofloran betraktas på sin relativt stora störningskänslighet som den svagaste länken i reningsprocessen. Nitrifierarnas oförmåga att utnyttja andra föreningar än ammonium för sitt energiupptag gör dem totalt beroende av

ett fungerande ammoniumoxidas. Alla substanser som blockerar detta enzym kommer att fullständigt strypa nitrifikationen.

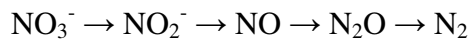
Många svavelinnehållande föreningar, däribland aminosyrorna cystein och methionin, förefaller vara särskilt effektiva inhibitorer av ammoniumoxidaset (Ternström, Welander & Gunnarsson, 1992). Organiska föreningar som anilin, fenoler och cyanidföreningar har också starkt inhiberande effekt på nitrifierande bakterier (Henze, 1997).

Enstaka fall har rapporterats från svenska reningsverk där man kunnat härleda nitrifikationshämmning till höga halter av vissa metaller, t ex zink eller krom (VA-Forsk, 2003). Risken för hämmning p g a metaller ökar med sjunkande pH, då detta kan medföra att metallkomplex delvis löses upp (Tendaj-Xavier, 1985).

Om nitrifierarna samtidigt utsätts för flera inhiberande ämnen tillkommer ofta en synergistisk effekt (Henze, 1997).

3.7 Denitrifikation

Denitrifikation är en anaerob process som omvandlar nitrat till gasformiga kväveföreningar, främst kvävgas (N₂) (Madigan & Martinko, 2006). I frånvaro av fritt syre reduceras nitrat stegvis av heterotrofa mikroorganismer, vilka använder organiska föreningar som kolkälla (Henze, 1997):



Samtliga intermediat i reaktionen är giftiga eller oönskade; nitrit har en inhiberande effekt på mikroorganismer, kväveoxid (NO) förekommer i bilavgaser och dikväveoxid (lustgas, N₂O) är en växthusgas samt har anestesieffekt på människor (Henze, 1997). Vid denitrifikation är halterna av dessa ämnen normalt mycket låga. Om processen utsätts för stress, t ex genom brist på organiskt material eller andra näringsämnen, kan halterna öka.

De viktigaste faktorerna för denitrifikation är tillgång till nitrat och organiskt kol, samt frånvaro av fritt syre. De bästa förutsättningarna för denitrifikation finns således i miljöer där omväxlande aeroba och anaeroba zoner möjliggör en samtidig nitrifikation som försörjer denitrifierarna med nitrat, samt där det finns en god tillgång på organiskt material. Av betydelse för processen är även pH och temperatur.

3.7.1 Denitrifierande bakterier

Denitrifierande bakterier kännetecknas av förmågan att använda nitrat som elektronacceptor vid anaerob respiration. Nitrat är ett av de vanligaste alternativen till syre vid anaerob respiration. Denitrifikation utförs därmed av många arter av bakterier, varav de flesta hör till gruppen *Proteobacteria*. Två vanliga exempel på denitrifierande arter är *Paracoccus denitrificans* och *Pseudomonas stutzeri* (Madigan & Martinko, 2006).

Tack vare sin stora artrikedom återfinns denitrifierare i de flesta miljöer, men främst i mark, sediment, sjöar, hav och aktivt slam. Det uppskattas att mellan en

och femton procent av alla bakterier i dessa miljöer har denitrifierande förmåga (VA-Forsk, 2003).

De flesta denitrifierare är fakultativa aerober och använder nitrat som elektronacceptor endast då syre ej finns tillgängligt. Många arter kan även reducera andra elektronacceptorer anaerobt, t ex Fe^{3+} och vissa organiska föreningar (Madigan & Martinko, 2006).

3.7.2 Syrehalt

Som nämnts ovan sker denitrifikation endast under syrefria eller näst intill syrefria förhållanden. Då fritt syre finns tillgängligt utnyttjar bakterierna hellre detta, eftersom det ur energisynpunkt är mycket effektivare än nitratespiration (VA-Forsk, 2003). Det syre som finns kvar då luftningsfasen avslutas förbrukas snabbt av mikroorganismerna i reaktorn, varefter denitrifikation tar vid.

Om syrehalten i reaktorn är för hög, > 0,5 mg/l, kan denitrifikationen hämmas (Purac, 2006). Syre hämmar syntesen av de enzymer som är inblandade i de olika stegen i nitratreduktionen (Madigan & Martinko, 2006).

En för hög syrehalt kan även leda till en ökad bildning av de oönskade mellanprodukterna kväveoxid och lustgas (VA-Forsk, 2003).

3.7.3 pH

Optimalt pH för denitrifikation ligger i allmänhet inom intervallet 7-9, men kan variera beroende på lokala förhållanden. Mikrobiella system har ofta en förmåga att anpassa sig till avvikande pH om förändringen sker långsamt.

Låga pH (<7) kan ha betydelse för slutprodukten vid denitrifikation. Mängden producerade kväveoxider, speciellt dikväveoxid, ökar med sjunkande pH (Henze, 1997).

3.7.4 Temperatur

Denitrifikationshastigheten ökar linjärt med stigande temperatur inom intervallet 5-30°C (Henze, 1997).

3.7.5 Kolkälla

Alla denitrifierande bakterier är heterotrofa, d v s de är beroende av en organisk kolkälla för uppbyggnad av nya celler. De flesta arter använder även organiskt kol som energikälla (VA-Forsk, 2003). Tillgången på lättillgängliga organiska föreningar utgör därmed en viktig begränsande faktor för denitrifikation. Om det organiska material som finns i rejektvattnet inte räcker för en fullständig denitrifikation, måste extern kolkälla tillsättas. För denitrifiering av 1 g nitratkväve behövs kolkälla motsvarande 3,5-4 g BOD₇ (Sundström Karlberg, Engberg & Ekblom, 1993).

För att uppnå bästa möjliga effektivitet i reningsprocessen bör den externa kolkällan uppfylla vissa kriterier (VA-Forsk, 2003). Den ska:

- ge hög denitrifikationshastighet.

Olika kolkällor påverkar denitrifikationshastigheten olika mycket. De högsta denitrifikationshastigheterna uppnås vanligen med ättiksyra, eftersom den liknar de lättnedbrytbara organiska föreningar som normalt finns i inkommande vatten.

- ha kort tillväxningsperiod.

Här framstår etanol som det bästa alternativet då enzymer för att bryta ned etanol verkar finnas hos denitrifierande bakterier i aktivt slam även utan tillsats av denna kolkälla. Då etanol doseras mättas dessa enzymer samtidigt som en snabb syntes av nya enzymer sker. Bakterierna anpassar sig därför snabbt till etanol. För metanol går tillväxningen betydligt långsammare och en fullständig anpassning uppnås inte förrän efter flera månaders kontinuerlig dosering.

- ha så liten påverkan på bakteriesamhällets sammansättning och funktion som möjligt.

Olika kolkällor har visat sig ha olika effekter på den nitrifierande populationens sammansättning. Metanol ger visserligen en effektiv kväverening, men förändrar också den denitrifierande populationens egenskaper så att de blir sämre på att utnyttja de enkla organiska föreningar som redan finns tillgängliga i inkommande rejektvatten. Den troliga förklaringen till detta är att metanol selekterar fram en mycket specialiserad population av bakterier som är närmast beroende av metanoltillsats för denitrifikation.

Etanol gör däremot denitrifikationsbakterierna bättre på att utnyttja befintliga kolkällor i vattnet.

Alkoholer leder i allmänhet till ett större antal denitrifierare, medan organiska syror (t ex ättiksyra) verkar gynna en större artvariation.

Den mest komplexa artsammansättningen fås i allmänhet med kolkällor som socker, stärkelse och råsirap. Dessa kolkällor kan dock få oönskade effekter genom att de gynnar även fermenterande, nitritbildande och ammoniumbildande bakterier, vilket får till följd att kolkälla förbrukas utan att kvävereduktion uppnås.

- inte bidra till en kraftigt ökad slamproduktion.
- vara billig.

4. SBR-reaktorn på Sobacken

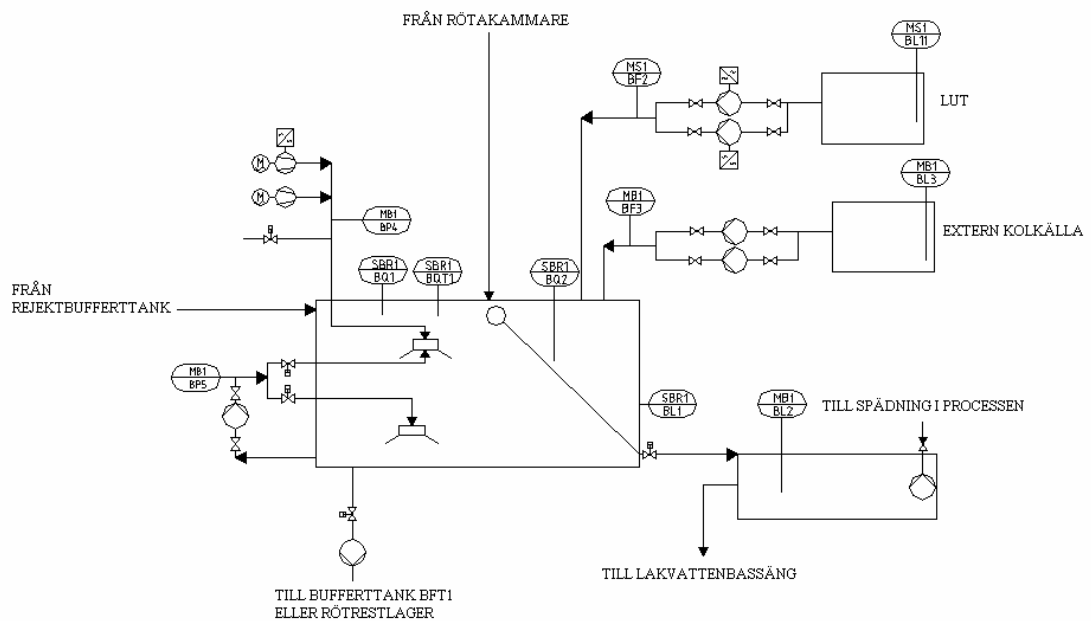
4.1 Reaktorns utformning

SBR-reaktorn på Sobacken har en totalvolym på 2900 m³. Den är cylinderformad med en höjd av 10,5 m och en diameter på 18,3 m. Maximal fyllningsvolym är 2415 m³, vilket motsvarar en nivå på 9,5 m, och minimal fyllningsvolym är 2110 m³, vilket motsvarar en nivå på 8,3 m. Detta ger en användbar volym om 305 m³ motsvarande en nivåskillnad på 1,2 m (Purac, 2006).

SBR-anläggningen är utrustad med ett ejektorluftarsystem, bestående av blåsmaskiner och drivvattenpumpar, vilka ombesörjer syresättningen under nitrifikationsfaserna. Luften tillförs med hjälp av två blåsmaskiner, en med fast varvtal och en vars varvtal styrs utifrån ett inställt börvärde på syrehalten. Drivvattenpumparna ombesörjer även omrörningen under denitrifikationsfaserna. Vattnet pumpas runt i en cirkulationsström, där en ventil för provuttag finns.

Doseringsutrustning finns för tillsats av lut och även för tillsats av extern kolkälla i form av etanol. Lutdoseringen styrs utifrån ett inställt börvärde på pH, medan dosering av kolkälla styrs utifrån ett sk recept (se nedan).

En fast dekanter för dekantering av renat vatten är placerad 7,9 m över reaktorns botten (Purac, 2006).



Figur 4. SBR-reaktorns utformning (Purac, 2006).

4.2 Processtyrning

Processen övervakas enkelt, då SBR-reaktorn är utrustad med kontinuerliga mätinstrument för slamhalt, nivå, syrehalt, temperatur och pH, vilka avläses från styrdatoren. Förutom dessa kontinuerliga mätningar utförs rutinmässiga vecko- och månadsprovtagningar.

Volymen vatten som ska renas under en cykel varierar beroende på hur hårt systemet är belastat, men vanligen rör det sig om 90-130 m³.

Som nämnts ovan är tiden för en cykel satt till 24 timmar. Tider för fyllning, luftning, omrörning, etanoltillförsel, dekantering och uttag av överskottsslam bestäms utifrån ett recept, vilket vid behov kan ändras via styrdatoren.

Receptet under ett dygn bör enligt Jarlsvik (2006) se ut enligt följande:

- Inpumpning och reaktionsfaser
- Luftning för att driva av kvävgasen
- Sedimentering
- Dekantering
- Slamuttag

För att uppnå fullständig kvävereduktion bör reaktionsfasen utformas så att det med rejektvatten tillförda ammoniumet nitrifieras i en första luftad fas, varefter det producerade nitraten denitrifieras i en oluftad omrörningsfas. Detta förutsätter att inget nytt rejektvatten pumpas in efter luftningsfasens slut (Purac, 2005).

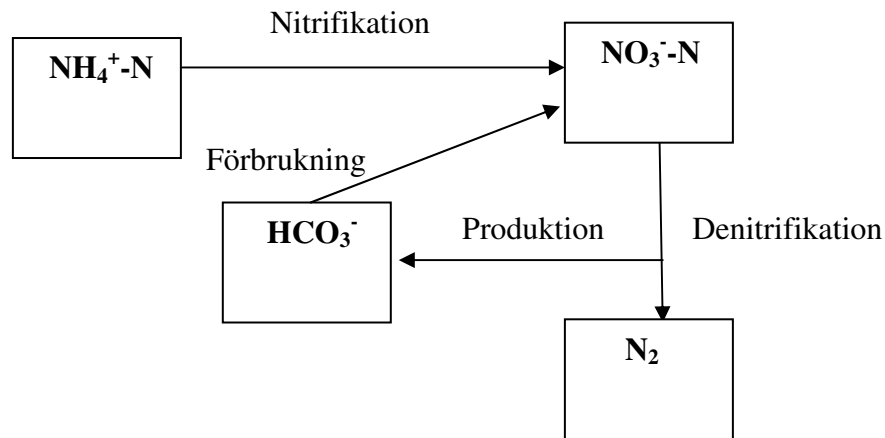
Det kan dock finnas anledning att utforma reaktionsfasen med flera alternerande nitrifikations- och denitrifikationsfaser samt att dela upp inpumpningen av rejektvatten i flera omgångar. På detta sätt kan rejektvatten med höga halter lättnedbrytbara fettsyror utnyttjas som kolkälla vid denitrifikation, vilket minskar behovet av extern kolkälla. Dessutom undviker man genom att dela upp inpumpningen att ammoniumhalten i reaktorn blir alltför hög, vilket kan leda till ammoniakinhibition (Purac, 2005).

Det kan också finnas fördelar med att starta cykeln med oluftad fyllning. Det lättnedbrytbara organiska material som inkommande rejektvatten innehåller kan då utnyttjas för denitrifikation av det nitrit och nitrat som finns kvar i reaktorn från föregående cykel. På detta vis förhindrar man även att aeroba heterotrofa bakterier gynnas. Dessa bakterier bildar ofta filament, vilka försämrar slammets sedimenteringsegenskaper (muntligt Jarlsvik, 2006). Dessutom kan de konkurrera ut de nitrifierande bakterierna (avsnitt 3.6.2).

4.3 Rejektvattnets karaktär

Då rötningsprocessen på Sobacken behandlar relativt stora mängder animaliskt avfall erhålls, vid avvattningen av rötslammet, ett rejektivatten innehållande höga halter av ammonium. Sammansättningen av rejektivattnet varierar dock beroende på rötningsprocessens funktion och inkommande avfall. Rejektivattnet från en rötningsprocess innehåller normalt sett låga halter lättnedbrytbart organiskt material. Om rötningsprocessen däremot är i obalans, t ex på grund av en hög andel lättnedbrytbara fettsyror i substratet, ökar denna andel även i rejektivattnet. En hög organisk belastning av SBR-processen medför en ökad slamproduktion och därmed en ökad syreförbrukning (Purac, 2006).

Rejektivattnet innehåller alkalinitet i form av vätekarbonat (HCO_3^-). Vätekarbonathalten ligger normalt runt 6000 mg/l. Så länge alkalinitet finns i vattnet har det en buffrande förmåga, dvs inga större förändringar av pH-värdet sker vid tillsats av vätejoner. Då alkaliniteten är för svag eller förbrukad sjunker pH under nitrifikationsfasen, eftersom det då bildas vätejoner. I denitrifikationssteget däremot återbildas vätekarbonat, dock bara till en viss grad, vilket på ett naturligt sätt bidrar till att höja buffertförmågan i systemet. Räknet per 1 g kväve förbrukas 8,7 g vätekarbonat vid nitrifikation och endast 4,3 g återbildas vid denitrifikation. (Purac, 2006).



Figur 5. Alkalinitet och kvävereduktion (Purac, 2006).

Rejektivattnet kommer, via avvattning och en relativt kort buffringstid, från en rötningsprocess som håller 55°C. Rejektivattnets temperatur är därför relativt hög och tämligen jämn över året.

4.4 Aktuella driftförhållanden i SBR-reaktorn

Utformningen av receptet har ändrats ett flertal gånger under anläggningens drifttid i syfte att anpassa det till aktuella driftförhållanden. Rejektivattnets innehåll av ammonium och fettsyror har t ex varierat, vilket inneburit ett förändrat behov av luftningstid och etanoltillsats. Som en vägledning för om receptet varit

rätt utformat har halten av kväveföreningar i dekantatet samt onlinemätning av syre- och slamhalt använts.

I slutet av januari 2006 gjordes dock en mer genomgripande förändring av receptet. Fram till dess startades sekvensen med en längre tids luftning och samtidigt inpumpning av rejektvatten. Det höga innehållet av fettsyror innebar att en heterotrof mikroflora gynnades, företrädesvis filamentbildande bakterier. Svårigheter att få upp syrehalten bidrog ytterligare till selektionen av dessa. Till följd av dåliga sedimenteringsegenskaper hos slammet ökade slamhalten dramatiskt under någon månad. För att missgynna filamentbildande bakterier ändrades receptet så att inpumpning i högre grad skedde under syrefri fas, vilket också var den inledande fasen i reningscykeln. Vid provtagningsstillfället hade receptet i huvudsak haft den utformningen under ca tre månader.

Under några dagar i veckan före provtagningen var inpumpning och behandling avstängd dagtid p g a att dykare rengjorde dysorna till blåsmaskinerna. Under helgen före provtagningen gick de för fullt, då helt rengjorda (muntligt Jarlsvik, 2006).

5. Provtagning

5.1 Utförande

Provtagningen utfördes under en hel reningscykel, den 10-11 april 2006. För att kunna följa reaktionsförloppet mättes halterna av ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve en gång i timmen samt i slutet av varje luftad/oluftad fas. Alkaliniteten (vätekarbonathalten) mättes i slutet av varje fas för att se om eventuella justeringar av lutdoseringen var möjliga. Även BOD₇ mättes i slutet av varje fas, då tillgången på kolkälla är avgörande för doseringen av etanol. Halten av suspenderade ämnen (SS) i reaktorn mättes vid ett tillfälle, i syfte att användas vid beräkning av slamålder, slamvolymindex och reaktionshastigheter. För att kunna utföra en massbalans över SBR-reaktorn med avseende på kväve mättes totalkvävehalten i cirkulationsströmmen vid cykelns start, i rejektvattnet, i överskottsslammet samt i dekantatet. Dessutom mättes ammoniumkvävehalten i rejektvattnet och dekantatet samt slamhalten i överskottsslammet. Provtagningsprogrammet återfinns i bilaga 2.

Provtagningarna påbörjades vid SBR-cykelns start kl 09.00 och pågick till kl 08.00 nästa morgon. Vid varje provtagningsstillfälle togs prov ut från cirkulationsströmmen i SBR-reaktorn. För att få reaktionerna att avstanna filtrerades slammet bort (ej totalkväve- och slamhaltproverna). Vid filtreringen användes filterpapper av fabrikatet Munktells, klass 3. Som en ytterligare åtgärd för att undvika vidare reaktioner i provflaskorna kylde proverna efter filtrering. Proverna analyserades av ett ackrediterat analysföretag, AK-lab, i Borås. Ett ofiltrerat mikroskoperingsprov skickades till AnoxKaldnes i Lund.

För att kontrollera om onlineinstrumentet för pH-mätning fungerar tillfredsställande mättes pH med en separat pH-meter av märket Philips PW 9420.

Slamvolymen uppmättes vid tre tillfällen för att få en uppfattning om slammetts sedimenteringsegenskaper. Från cirkulationsströmmen togs ett prov om 0,5 l. Detta prov späddes med 0,5 l dekantat. Provet fick sedimentera i ett mätglas i 30 minuter, varefter slamvolymen i botten mättes.

I samband med provtagningsdygnet tog Sobackens personal även ordinarie månadsprover vilka användes som komplement. Dessa prover analyserades på det ackrediterade analysföretaget Alcontrol i Linköping.

Parallellt med provtagningarna avlästes onlinevärden från styrdatorn på följande parametrar: fyllningsnivå, syrehalt, pH, temperatur samt tillsats av natriumhydroxid och etanol.

5.1.1 Kontrollprovtagning

Då vissa av provsvaren verkade osäkra utfördes några extra kontrollprover den 8 maj 2006.

Prover togs från cirkulationsströmmen vid fem tillfällen mellan kl 09:00 och 15:00. Proverna filtrerades inte utan lämnades direkt (inom 40 min) till laboratoriet vid Borås kommuns avloppsreningsverk Gässlösa för snabbtest. Vid ett av provtagningstillfällena togs även ett extra prov från cirkulationsströmmen, vilket filtrerades och kylades innan det lämnades till Gässlösa där det analyserades dagen därpå. Samtliga prover analyserades m a p ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve.

Då en VSS-halt (Volatile Suspended Solids) saknades för att kunna beräkna reaktionshastigheterna under reningscykelns olika faser, togs även ett prov från cirkulationsströmmen, vilket analyserades på Gässlösa m a p SS och GF (glödförlust) hos det suspenderade materialet.

6. Resultat

Samtliga avlästa och uppmätta värden redovisas i bilaga 3, tabell 1-5. I bilaga 3 återfinns även onlinekurvor från styrdatorn.

6.1 Förhållanden under provtagningsdygnet

6.1.1 Receptutformning

Tider för inpumpning, omrörning, luftning, sedimentering, dekantering, slamuttag samt natriumhydroxid- och etanoltillsats följde receptet för aktuell cykel (se bilaga 1). De aeroba respektive anaeroba faserna kommer fortsättningsvis att benämnas enligt tabell 1 och i vissa av diagrammen kommer de att illustreras m h a lodräta streckade linjer. Den sista luftningen (fas 6) görs huvudsakligen för att driva av bildad kvävgas, vilken annars skulle kunna störa sedimenteringen (fas 7).

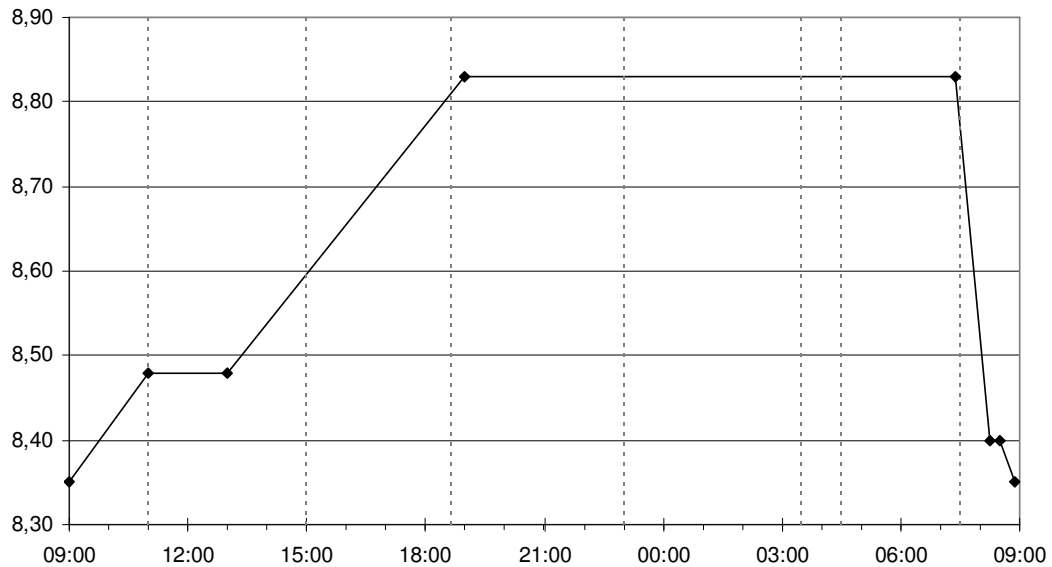
Tabell 1: Reningscykelns faser.

Fas 1	oluftad	kl 09:00 - 11:00
Fas 2	luftad	kl 11:00 - 15:00
Fas 3	oluftad	kl 15:00 - 18:40
Fas 4	luftad	kl 18:40 - 23:00
Fas 5	oluftad	kl 23:00 - 03:30
Fas 6	luftad	kl 03:30 - 04:30
Fas 7	oluftad	kl 04:30 - 07:30

6.1.2 Nivå- och volymändringar i reaktorn

Inpumpning av rejektivatten till reaktorn skedde i två omgångar, 09:00-11:00 och 13:00-19:00. Dekantering och slamuttag skedde 07:30-08:30 respektive 08:30-09:00.

Volymen orenat rejektivatten som under provtagningsdygnet pumpades in i SBR-reaktorn var 126,2 m³. En lika stor volym togs ut genom dekantering (112,2 m³) och slamuttag (14,0 m³). Figur 6 visar nivåändring i reaktorn vid fyllning, dekantering och slamuttag (avläst från styrdatorn). Tabell 2 visar avlästa och beräknade nivå- och volymändringar i reaktorn. Dessa har använts för omräkningar från halt till massa.



Figur 6. Nivå i reaktorn under reningscykeln [m]. Lodräta linjer representerar start/slut av respektive fas.

Tabell 2. Nivåändring [m] och volymändring [m³] i reaktorn.

	Nivå _{start}	Nivå _{slut}	Nivåändring	Volym _{start}	Volym _{slut}	Volymändring
Fas 1	8,35	8,48	0,13	2196,0	2230,2	34,2
Fas 2	8,48	8,60	0,12	2230,2	2261,8	31,6
Fas 3	8,60	8,81	0,21	2261,8	2317,0	55,2
Fas 4	8,81	8,83	0,02	2317,0	2322,3	5,3
Dekantering	8,83	8,40	-0,43	2322,3	2210,1	-112,2
Slamuttag	8,40	8,35	-0,05	2210,1	2196,1	-14,0

6.1.3 Karakterisering av rejektivatten, dekantat och överskottsslam

Tabell 3 visar uppmätta halter av totalkväve, ammoniumkväve, vätekarbonat totalalkalinitet, fettsyror, suspenderat material och BOD₇ i rejektivattnet, dekantatet och överskottsslammet.

Tabell 3. Karakterisering av rejektivatten, dekantat och överskottsslam. Alla halter i [mg/l].

	N _{tot}	NH ₄ ⁺ -N	HCO ₃ ⁻	TA	FA	SS	BOD ₇
Rejektivatten	1900	1600	5800 *	7400 *	3000**		3400 *
Dekantat	69	0,02				68 *	52 *
Överskottsslam	670					7900	

* Ordinarie månadsprover, tagna av Sobackens personal och analyserade på Alcontrol i Linköping.

** Uppmätt i rötbufferten, antas vara densamma i rejektivattnet.

Tabell 4 visar med rejektivattnet inpumpade mängder ammonium, kolkälla (BOD₇) och vätekarbonatalkalinitet.

Tabell 4. Inpumpade mängder ammonium, kolkälla (BOD₇) och vätekarbonatalkalinitet [kg].

NH ₄ ⁺ -N	HCO ₃ ⁻	BOD ₇
201,9	732	429,1

6.1.4 Karakterisering av mikrofloran i reaktorn

Analysen av mikroskoperingsprovet visade på genomgående små flockar, vilka bestod av fyra strukturer. Merparten av flockarna var normalkompakta med låg halt filament. Ungefär en fjärdedel av flockarna var mycket kompakta och troligen uppbyggda av nitrifierare. Dessa saknade helt filament, vilket innebär att de har goda sedimenteringsegenskaper och kan förmodligen dra med sig de övriga flocktyperna vid sedimentering. I övrigt fanns en typ av flockar som var runda och mycket ensidigt sammansatta (liknade fosforbakterier) samt en mindre andel zoogloeala flockar. Zoogloea är ett bakteriesläkte, tillhörande familjen Pseudomonas, som bildar tjocka höljen utanpå cellerna, vilket klumpar ihop bakterierna i sega beläggningar på ytor och i flockar. Släktet är vanligt förekommande i aktivslamanläggningar.

Halten filament i flockarna var låg. Däremot fanns det mycket rikligt med frilevande filament i vätskefasen. Dessa var ca 100 µm långa och tämligen raka. De kunde inte identifieras.

Vätskefasen var mycket grumlig till följd av en mycket hög halt frilevande filament samt en mycket hög halt frilevande småbakterier.

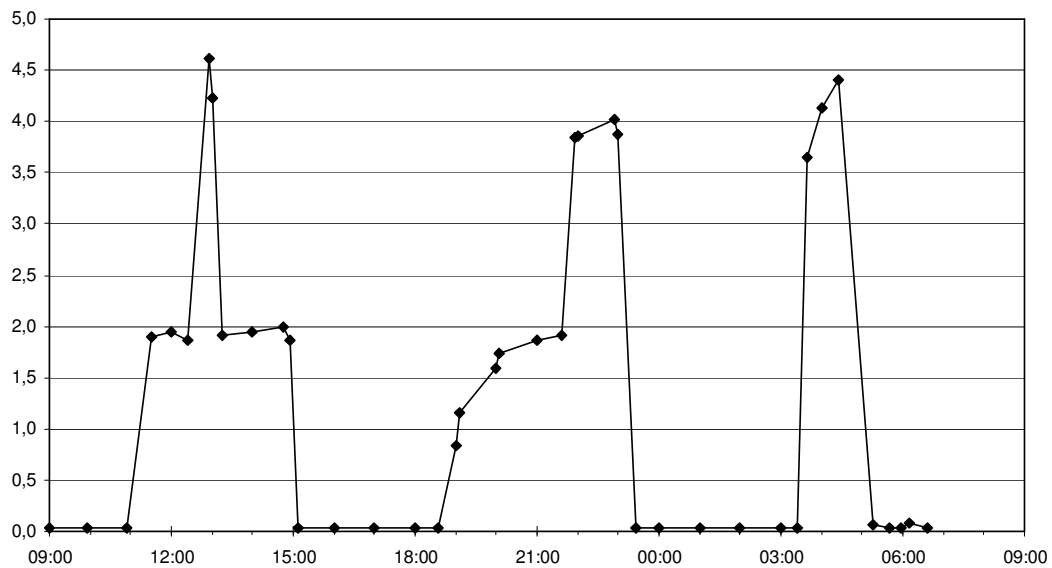
Filtrerande mikrodjur saknades nästan helt (Ternström, 2006).

Mikroskoperingsprotokoll från Anox Kaldnes återfinns i bilaga 4.

6.2 Variationer i syrehalt, pH och temperatur under provtagningsdygnet

6.2.1 Syrehalt

Figur 7 visar hur syrehalten i reaktorn varierar under reningscykeln. Syrehalten regleras under de luftade faserna utifrån ett inställt börvärde, vilket under provtagningsdygnet var inställt på 2 mg/l. Att syrehalten stiger över detta värde beror på att blåsmaskinerna har en viss lägsta kapacitet. Då syreförbrukningen minskar stängs den ena av blåsmaskinerna av, därefter går den reglerade luftpumpen ner i varvtal men stängs ej av helt.

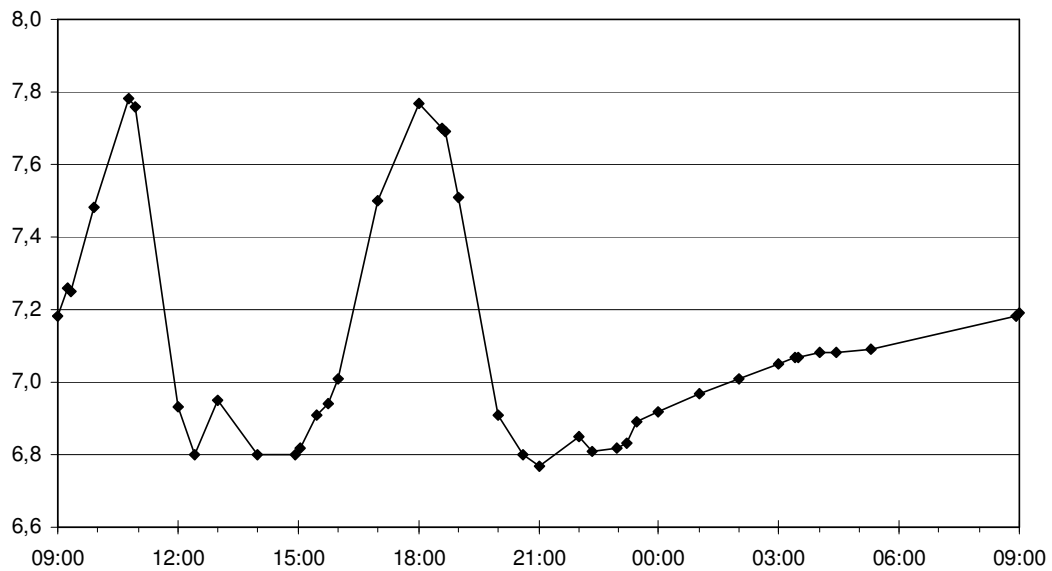


Figur 7. Syrehalt i reaktorn [mg/l].

6.2.2 pH

pH i reaktorn under provtagningsdygnet rörde sig, enligt onlinemätningarna, inom intervallet 6,8-7,8. Börvärdet för pH var under provtagningsdygnet inställt på 6,8.

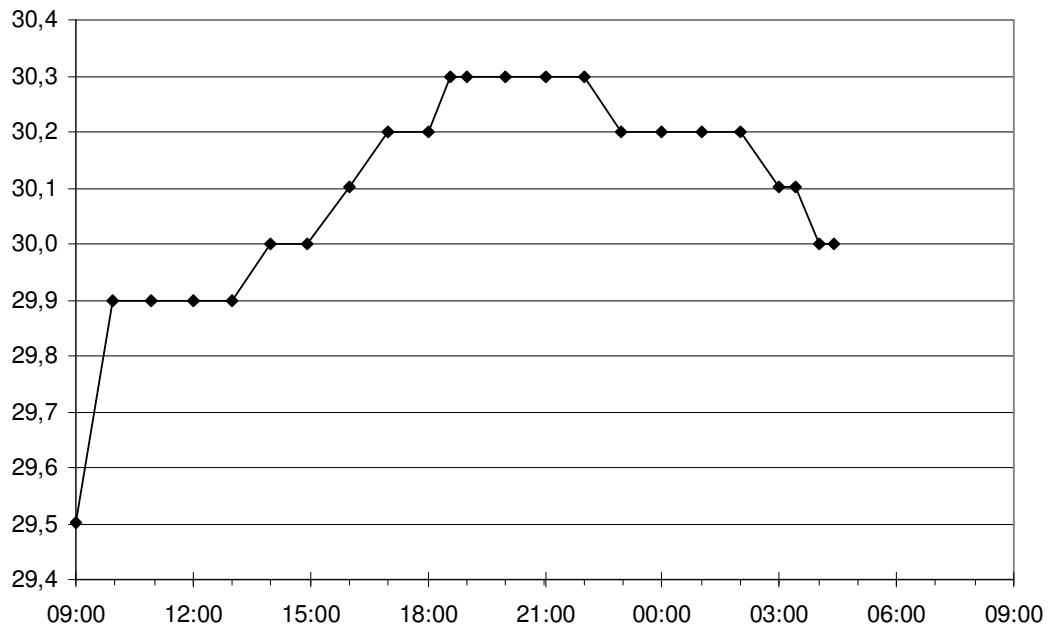
De manuella mätningarna av pH visade genomgående högre pH-värden (bilaga 3, tabell 2 och 5), vilket föranledde en omkalibrering av pH-mätaren i reaktorn. Vid kalibreringen visade det sig att reaktorns pH-mätare visade 0,2 pH-enheter för lågt.



Figur 8. pH i reaktorn (onlinemätning).

6.2.3 Temperatur

Temperaturen i reaktorn höll sig under provtagningsdygnet stadigt runt 30°C med ett maxvärde på 30,3°C och ett minimivärde på 29,5°C. Den höga och jämna temperaturen beror på att rejektvattnet kommer, via rejektbufferten, från en termofil rötningsprocess som håller 55°C.



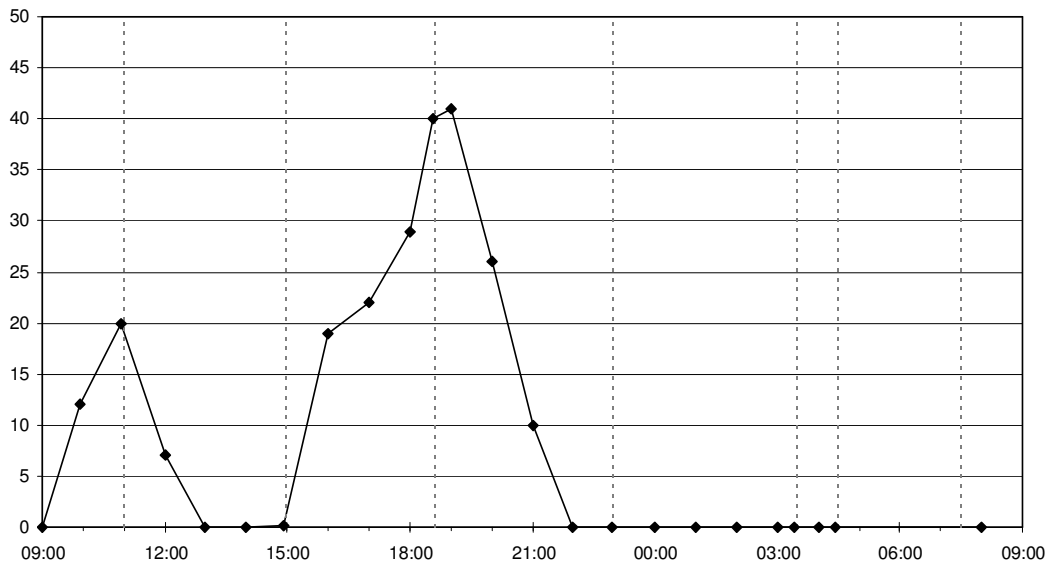
Figur 9. Temperatur i reaktorn [°C].

6.3 Kvävehaltens variationer under provtagningsdygnet

Analyssvaren från provpunkten 09:00 antydde att provtagningen utförts innan cirkulationen startat, på stillastående vatten. Nitrit- och nitratkvävehalten i reaktorn vid cykelns början antogs därför vara samma som vid cykelns slut. I grafer och beräkningar används därmed mätvärdena från provpunkt 08:00 (dekantatet). Då ammonium, nitrit och nitrat är lösliga i vatten bör halten i reaktorn vid cykelns slut vara densamma som dekantatet.

6.3.1 Ammoniumkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet

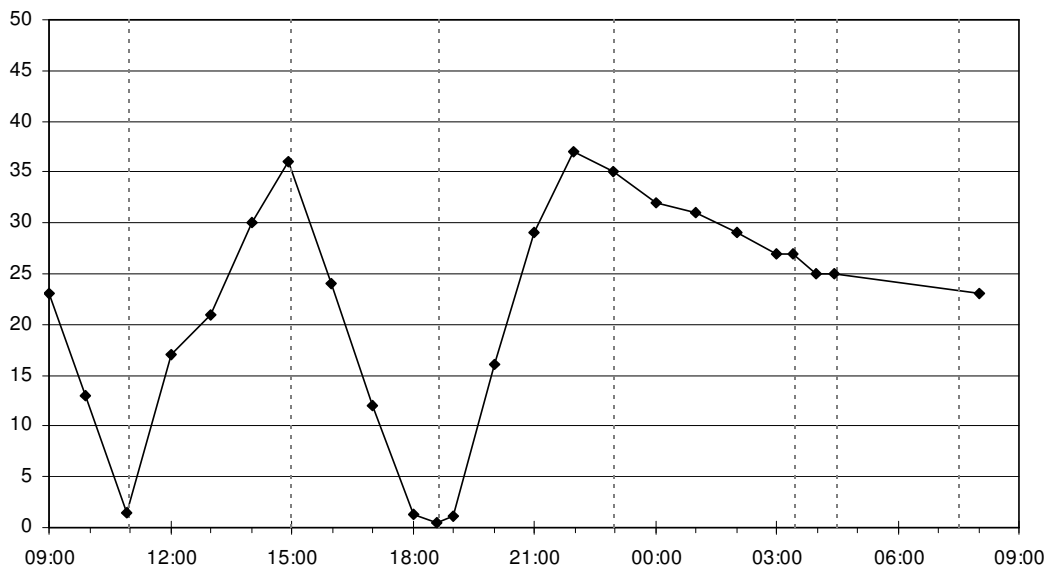
Figur 10 visar ammoniumkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet. I fas 1 stiger ammoniumkvävehalten i takt med inpumpningen i reaktorn. I Fas 2 däremot, sker nitrifikation och ammoniumkvävehalten sjunker till 0,02 mg/l där den är stabil fram till fasens slut, trots att inpumpning av nytt reaktvatten startar kl 13:00. Den mängd ammonium som tillförs reaktorn förbrukas i samma takt som den pumpas in, vilket innebär att inpumpningen är begränsande för reaktionshastigheten. Förloppet under fas 3 är i princip samma som under fas 1. I fas 4 sker endast en liten inpumpning i början av fasen och allt ammonium oxideras till nitrit.



Figur 10. Ammoniumkvävehalt i reaktorn [mg/l].

6.3.2 Nitritkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet

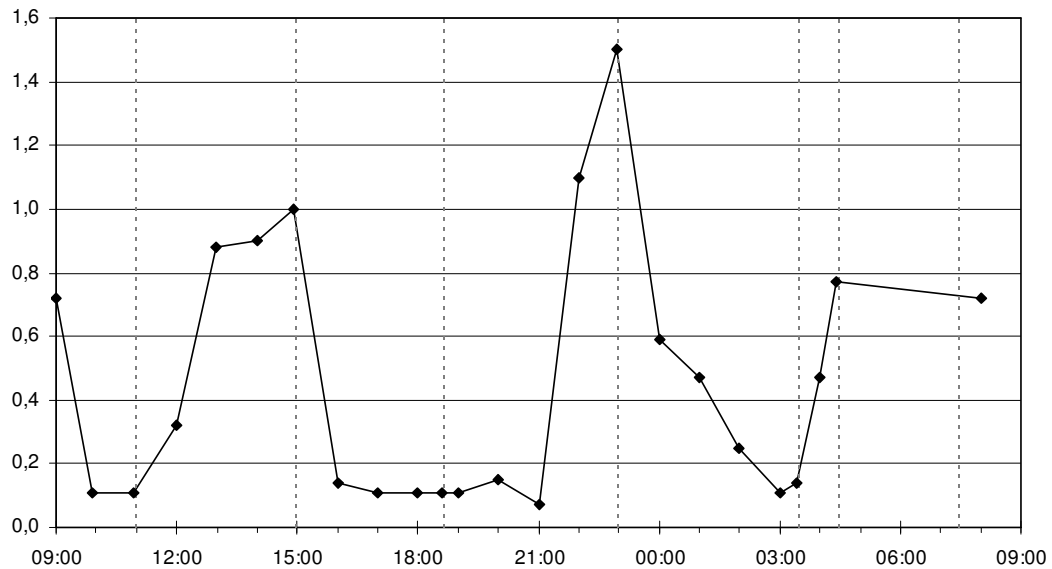
Figur 11 visar nitritkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet. Den nitrit som fanns i reaktorn vid reningscykelns start förbrukas genom denitrifikation i fas 1. I fas 2 ökar nitritkvävehalten till följd av att ammonium oxideras. I tredje fasen sker en fullständig denitrifikation, allt nitrit förbrukas och nitritkvävehalten sjunker, för att återigen stiga under nitrifikationen i fas 4. I slutet av fas 4 börjar nitrithalten sjunka. Allt ammonium är då förbrukat och endast det andra nitrifikationssteget (nitritoxidation) sker. Detsamma gäller för fas 6. Under fas 5 och 7 sker denitrifikation i avsevärt lägre grad än i fas 1 och 3.



Figur 11. Nitritkvävehalt i reaktorn [mg/l].

6.3.3 Nitratkvävehaltens variationer under provtagningsdygnet

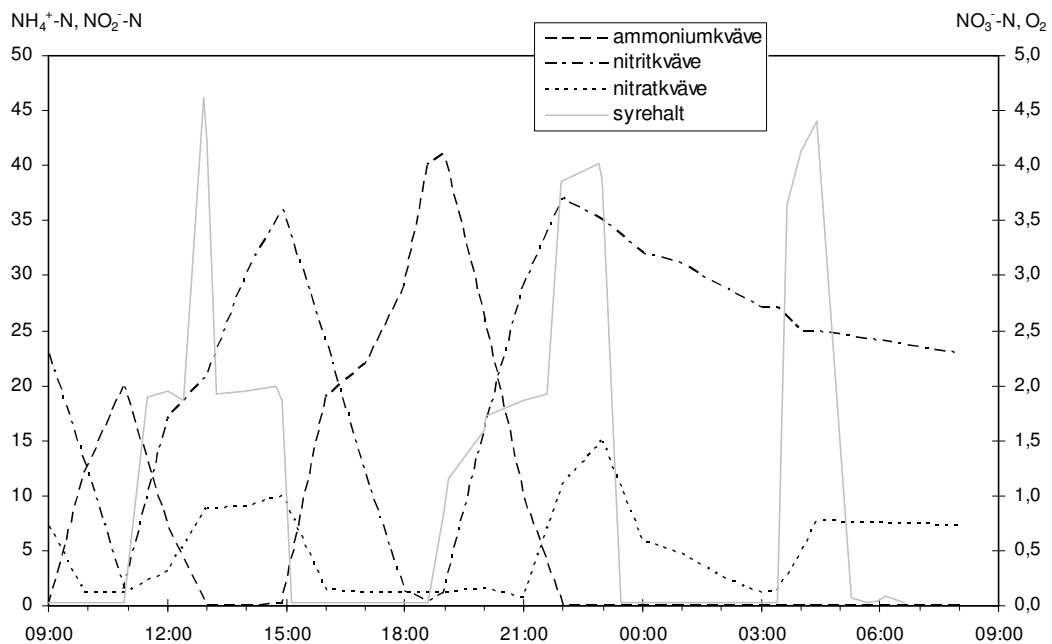
Nitratkvävehalten är under hela reningscykeln avsevärt mycket lägre än nitritkvävehalten, men följer ungefär samma trender (figur 12). Ökningarna av nitratkvävehalten i fas 2 och 4 har dock en fördröjning jämfört med nitritkvävehalten.



Figur 12. Nitratkvävehalt i reaktorn [mg/l].

6.3.4 Samtliga kvävehalters variationer under provtagningsdygnet

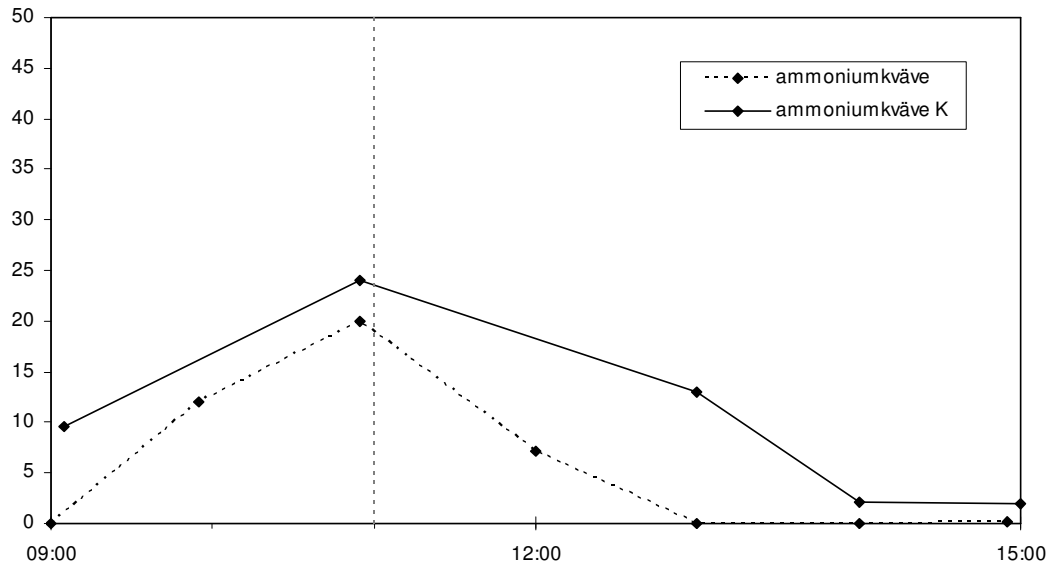
Figur 13 visar variationerna av samtliga kvävehalter tillsammans med syrehalten under reningscykelns gång. Nitratkvävehaltens ökning i fas 2 och 4 korrelerar väl med ökning av syrehalten.



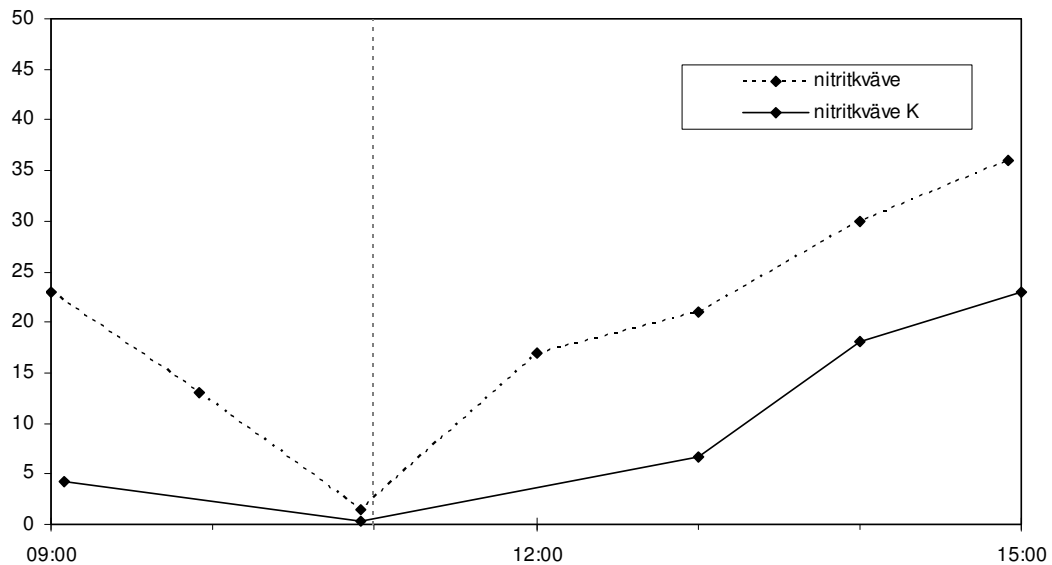
Figur 13. Ammoniumkvävehalt, nitritkvävehalt, nitratkvävehalt och syrehalt i reaktorn [mg/l].

6.3.5 Kontrollmätning av kvävehalter

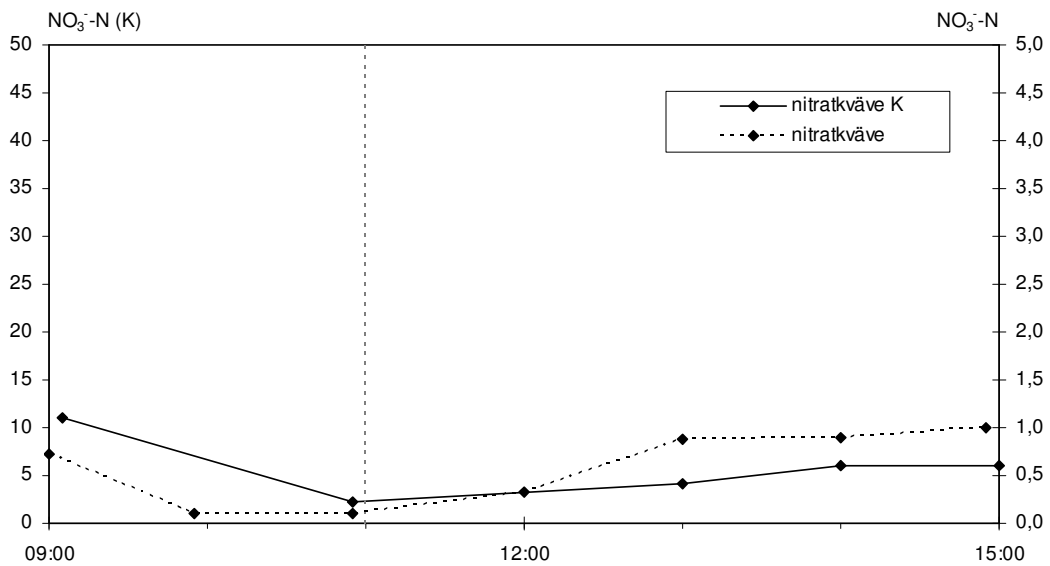
Figur 14, 15 och 16 visar att ammoniumkvävehalten från kontrollproven ligger genomgående något högre än ammoniumkvävehalten från provtagningsdygnet, att nitritkvävehalten från kontrollproven ligger genomgående något lägre än nitritkvävehalten från provtagningsdygnet samt att nitratkvävehalten från kontrollproven ligger avsevärt högre än nitratkvävehalten från provtagningsdygnet.



Figur 14. Ammoniumkvävehalt under en del av provtagningsdygnet samt ammoniumkvävehalt (K) vid kontrollprovtagningsstillfället [mg/l].

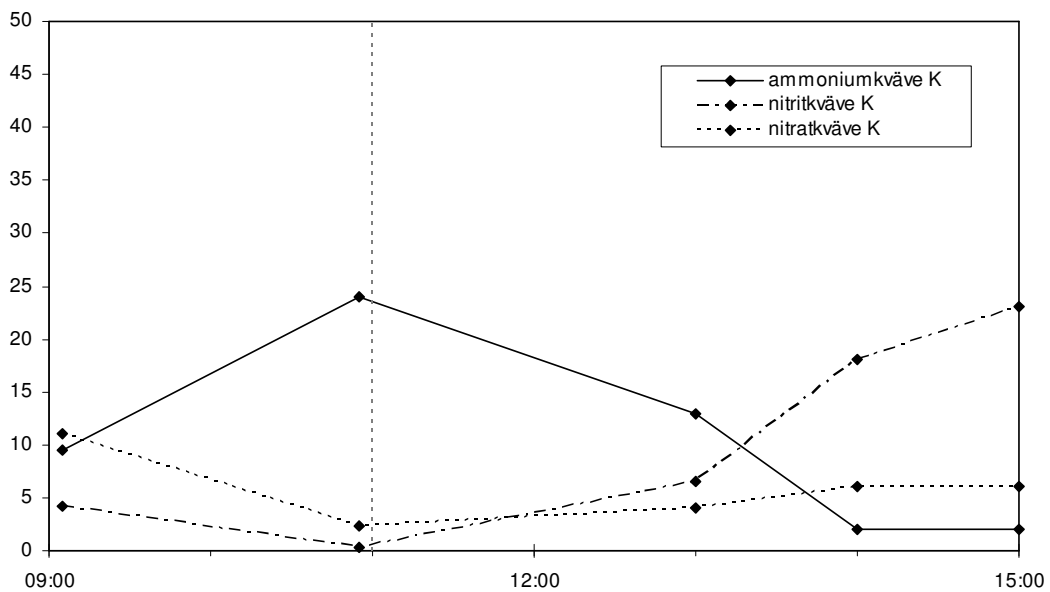


Figur 15. Nitritkvävehalt under en del av provtagningsdygnet samt nitritkvävehalt (K) vid kontrollprovtagningsstillfället [mg/l].



Figur 16. Nitratkvävehalt under en del av provtagningsdygnet samt nitratkvävehalt (K) vid kontrollprovtagningstillfället [mg/l].

Figur 17 visar variationerna av samtliga kvävehalter under kontrollprovtagningstillfället. Skillnaden mellan nitrit- och nitratkvävehalterna är inte lika stor som vid provtagningsdygnet. Trenderna följer dock ungefär samma mönster.



Figur 17. Ammoniumkvävehalt (K), nitritkvävehalt (K) och nitratkvävehalt (K) vid kontrollprovtagningstillfället [mg/l].

6.3.6 Kontroll av filtreringens inverkan på uppmätta kvävehalter

En jämförelse mellan filtrerat och ofiltrerat prov (från provpunkten 10:55) visar inga större skillnader i uppmätta kvävehalter (se tabell 5).

Tabell 5. Kvävehalter [mg/l] vid provpunkten 10:55.

	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N
filtrerat	25	0,86	2,9
ofiltrerat	24	0,36	2,3

6.4 Beräknad slamålder

Slamålder definieras som kvoten mellan slammängden i aktivslamreaktorn och den totala mängden utgående slam per dygn. Den totala mängden utgående slam innefattar uttagen mängd överskottsslam samt suspenderat material i dekantatet.

Under provtagningsdygnet var slammängden i reaktorn 7664 kg, mängden överskottsslam 111 kg och mängden suspenderat material i dekantatet 8 kg.

$$\text{Slamålder} = \frac{7664 \text{ kg}}{(111 + 8) \text{ kg / dygn}} = 64 \text{ dygn}$$

Den momentana slamåldern under provtagningsdygnet beräknades utifrån ovanstående formel till 52 dygn.

Den totala luftningstiden i reaktorn under provtagningsdygnet var 9,33 timmar.

$$\text{Luftad slamålder} = \frac{7664 \text{ kg}}{(111 + 8) \text{ kg / dygn}} \cdot \frac{9,333 \text{ h}}{24 \text{ h}} = 25 \text{ dygn}$$

Den luftade slamåldern beräknades till 25 dygn.

6.5 Beräknat slamvolymindex

Slamvolymindex (SVI) definieras som kvoten mellan slamvolymen och slamhalten i reaktorn, uppräknad med en faktor tusen.

$$\text{SVI} = \frac{\text{SV} [\text{ml / l}]}{\text{SS} [\text{mg / l}]} \cdot 1000 = [\text{ml / g}]$$

Slamvolymen mättes vid tre olika tillfällen under provtagningsdygnet (bilaga 3, tabell 1). Medelvärdet av dessa var 716,7 ml/l. Slamhalten var 3300 mg/l.

$$SVI = \frac{716,7 \text{ ml/l}}{3300 \text{ mg/l}} \cdot 1000 = 217 \text{ ml/g}$$

Slamvolymindex beräknades till 217 ml/g.

6.6 Beräknade massbalanser

6.6.1 Massbalans över reaktorn m a p totalkväve

En massbalans m a p totalkväve beräknades över reaktorn. Total kvävemängd i reaktorn vid cykelns start antogs vara densamma som vid cykelns slut.

Massbalansen får därmed följande utseende:

$$N\text{-tot}_{\text{rejekt}} = N\text{-tot}_{\text{dekantat}} + N\text{-tot}_{\text{överskottsslam}} + N_{\text{kvävgas}}$$

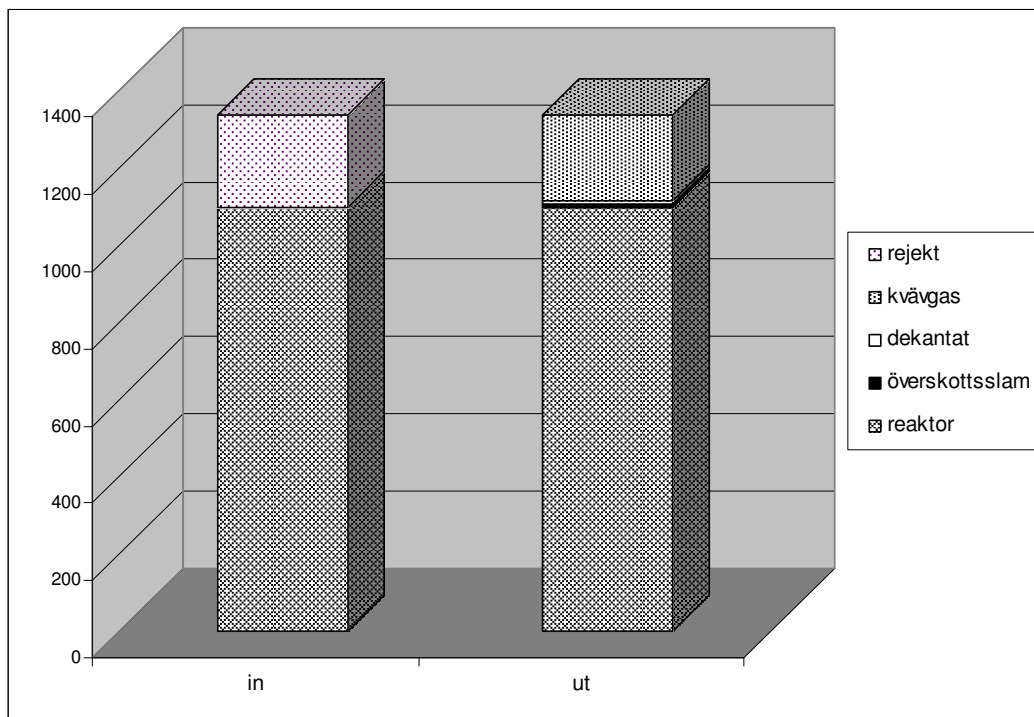
Under provtagningsdygnet var totala kvävemängden i rejektvattnet 240 kg, totala kvävemängden i dekantatet 8 kg och den totala kvävemängden i överskottsslammet 9 kg.

Beräknad mängd bildad kvävgas under provtagningsdygnet var 223 kg.

Den totala kvävemängden som var kvar i reaktorn beräknades utifrån halten i slammet respektive dekantatet. Slammets volym antas vara densamma som den uppmätta slamvolymen om 716,7 ml/l. Därmed var klarfasens volym 283,3 ml/l.

Beräknad mängd totalkväve som fanns kvar i slammet var 1 055 kg, i klarfasen 43 kg. Beräknad mängd totalkväve i reaktorn var 1 098 kg.

Figur 18 visar omsättningen av totalkväve över reaktorn. Den största andelen utgörs av kväve bundet i biomassa och partiklar i reaktorn. Den del totalkväve som tillsätts via rejektvattnet omvandlas huvudsakligen till kvävgas. Endast en mycket liten del följer med ut vid dekantering respektive slamuttag.



Figur 18. Omsättning av totalkväve över reaktorn [kg].

6.6.2 Massbalanser m a p kvävefraktioner

Kvävefraktionernas halter, i de olika faserna, räknades om till mängder utifrån volymen i reaktorn för respektive fas. För beräkning av start- och slutvärden användes i reaktorn uppmätta kvävehalter (bilaga 3, tabell 1). För beräkning av invärden användes i rejecktvalet uppmätta halter.

Tabell 6. Massbalanser m a p ammoniumkväve, nitritkväve och nitratkväve [kg] över respektive fas.

	NH ₄ ⁺ -N				NO ₂ ⁻ -N			NO ₃ ⁻ -N		
	start	in	slut	summa	start	slut	summa	start	slut	summa
Fas 1	0,04	54,7	44,6	44,6*	50,5	3,4	-47,1	1,6	0,3	-1,3
Fas 2	44,6	49,1	0,2	-93,5	3,4	81,4	78,0	0,3	2,3	2,0
Fas 3	0,2	89,8	92,7	92,7*	81,4	1,0	-80,1	2,3	0,3	-2,0
Fas 4	92,7	8,4	0,05	-101,1	1,0	81,3	80,3	0,3	3,5	3,2
Fas 5	0	0	0	0	81,3	62,7	-18,6	3,5	0,3	-3,2
Fas 6	0	0	0	0	62,7	58,1	-4,6	0,3	1,8	1,5

* Inpumpad mängd stämmer inte med uppmätt mängd.

I de fall inpumpad mängd ammonium avviker från uppmätt mängd ammonium i reaktorn har den senare använts för vidare beräkningar. Avvikelsena beror troligen på mätosäkerhet.

6.7 Beräknad reningsgrad

6.7.1 Reningsgrad med avseende på ammoniumkväve

Mängden ammoniumkväve i inkommande orenat vatten var under provtagningsdygnet 202 kg. Denna mängd reducerades till $2,2 \cdot 10^{-3}$ kg.

Reningsgraden var därmed 99,99 %.

6.7.2 Reningsgrad med avseende på totalkväve

Mängden totalkväve i inkommande orenat vatten var under provtagningsdygnet 240 kg. Denna mängd reducerades till 8 kg.

Reningsgraden var därmed 96,7 %.

6.8 Beräknade reaktionshastigheter

Medelvärden av reaktionshastigheterna över respektive fas beräknades utifrån uppmätta nitrit- och nitratkvävehalter i reaktorn.

Reaktionshastigheten definieras som g omvandlat kväve per kg mikroorganismer och timme.

$$\text{Reaktionshastighet} = \frac{g \text{ N}}{kg \text{ VSS} * h}$$

VSS representerar den aktiva delen av slammet och beräknas genom att mäta glödförlusten (GF) i slammet.

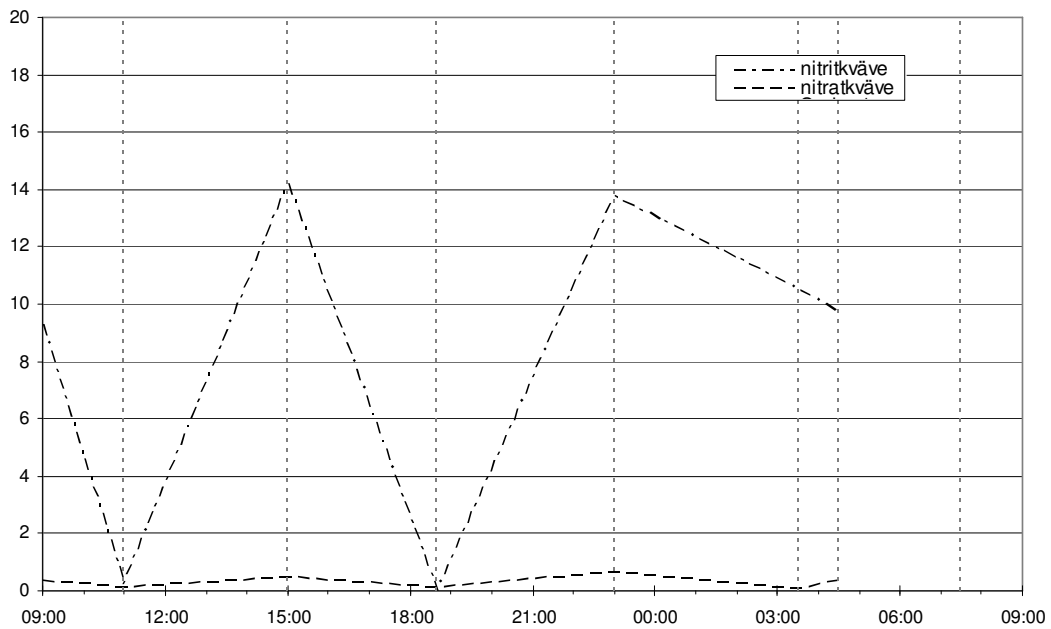
$$VSS = GF * SS$$

Glödförlusten hos det suspenderade materialet, vilken analyserades vid kontrollprovtagningsstillfället, var 75 % och antogs vara oförändrad sedan det ordinarie provtagningsdygnet. För beräkningar av reaktionshastigheterna användes slamhalten från provtagningsdygnet (3300 mg/l).

Reaktionshastigheterna för respektive fas redovisas i figur 19 och tabell 7.

Denitrifikationshastigheten i fas 1 och 3 är relativt lika. Den nitrit och nitrat som finns i reaktorn vid fasens början denitrifieras fullständigt. I fas 5 däremot är hastigheten betydligt lägre och nitriten blir bara delvis denitrifierad.

Nitrifikationshastigheten i fas 2 och 4 är relativt lika. Det ammonium som finns tillgängligt i dessa faser oxideras. I fas 6 finns dock inget ammonium tillgängligt. Därmed sker endast det andra steget i nitrifikationen; nitrit oxideras till nitrat.



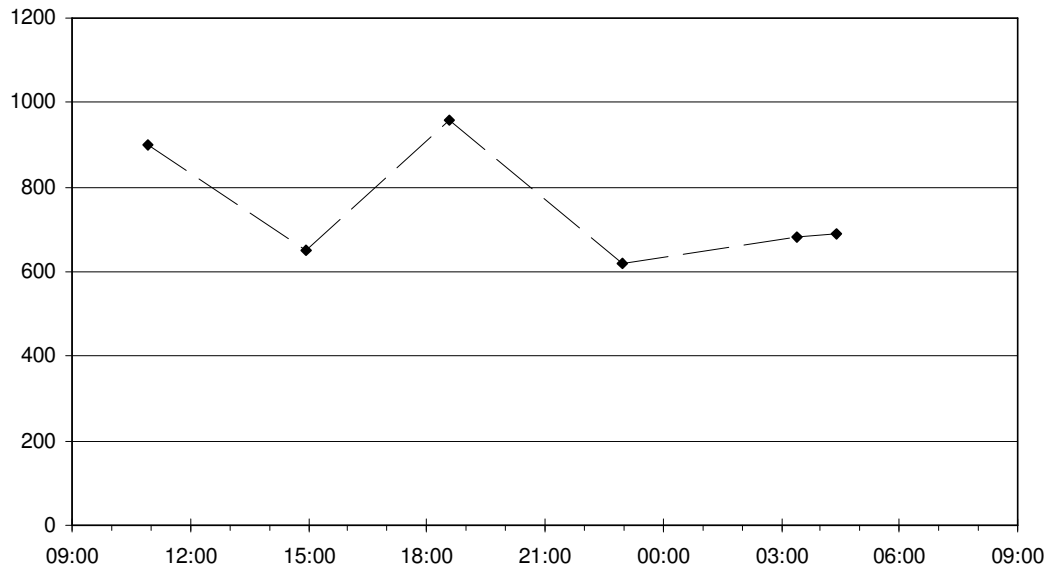
Figur 19. Mängd nitritkväve och nitratkväve per mängd mikroorganismer [g N/kg VSS].

Tabell 7. Bildningshastigheter i varje fas [g N/(kg VSS*h)].

	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N
Fas 1	-4,531	-0,128
Fas 2	3,491	0,088
Fas 3	-3,917	-0,100
Fas 4	3,177	0,125
Fas 5	-0,727	-0,125
Fas 6	-0,808	0,257

6.9 Alkalinitet

Figur 20 visar hur alkaliniteten, i form av vätekarbonat, i reaktorn varierar under reningscykeln.

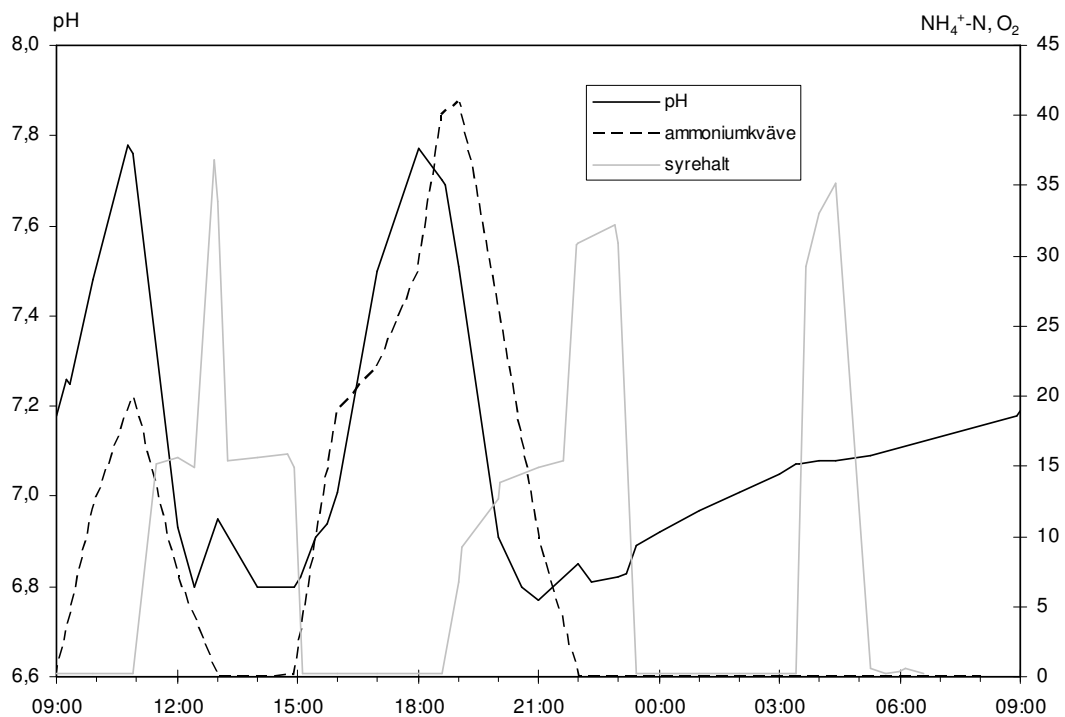


Figur 20. Vätekarbonathalt i reaktorn [mg/l].

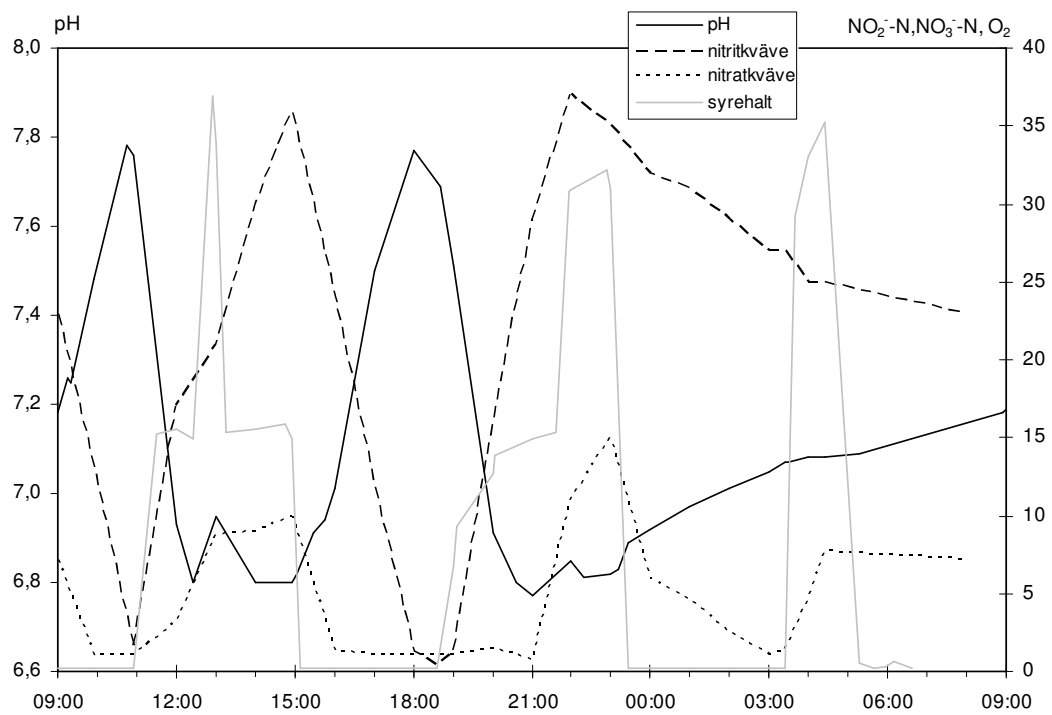
Figur 21, 22 och 23 visar hur pH varierar under reningscykelns olika faser. I de luftade faserna, då nitrifikation sker, produceras vätejoner. Alkalinitet (vätekarbonat) förbrukas och pH sjunker dramatiskt. De små topparna i mitten av fas 2 och 4 beror på att natriumhydroxid tillsätts då pH når sitt börvärde 6,80 (figur 23).

I den sista luftade fasen sjunker dock inte pH, eftersom inget ammoniumkväve finns kvar att oxidera.

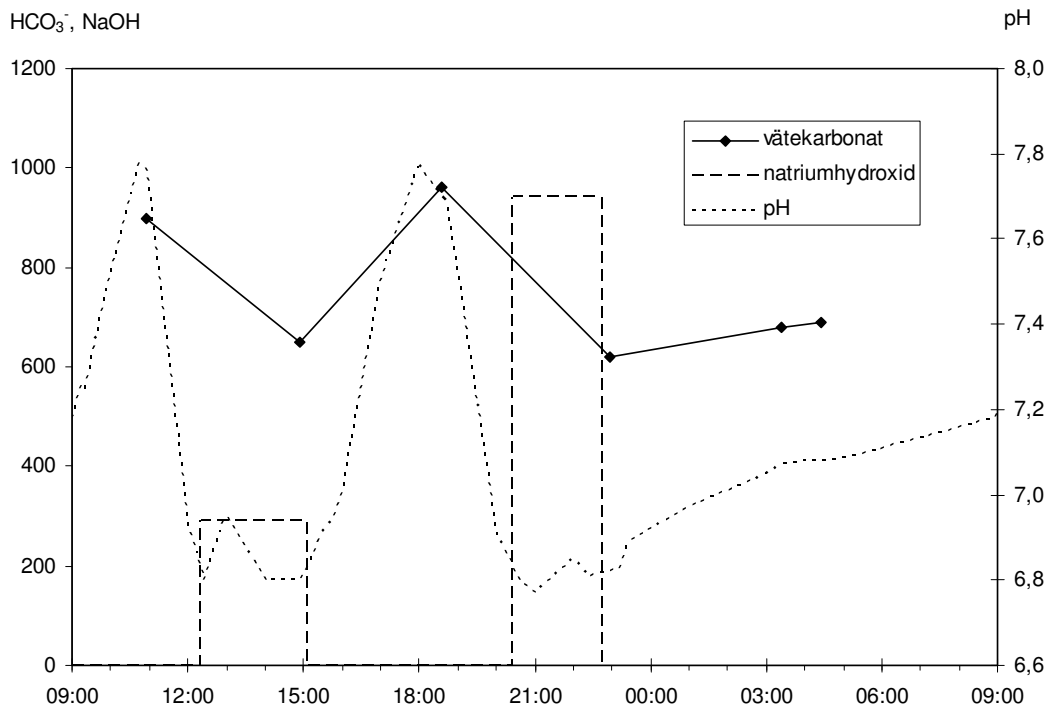
Under fas 1, 3 och 5, då denitrifikation sker, stiger pH på grund av att hydroxidjoner bildas, vilka även bidrar till att alkalinitet i form av vätekarbonat återbildas.



Figur 21. pH, ammoniumkvävehalt [mg/l], och syrehalt [8*mg/l].



Figur 22. pH, nitritkvävehalt [mg/l], nitratkvävehalt [10*mg/l] och syrehalt [8*mg/l].



Figur 23. Vätekarbonathalt [mg/l] och pH i reaktorn samt natriumhydroxid tillsats [20*l/h].

6.9.1 Teoretisk massbalans

Vid beräkningarna av det teoretiska alkalinitetsunderskottet togs ingen hänsyn till halten i reaktorn i början av respektive fas, utan endast till tillskott i form av inpumpning av reaktvatten. Tillskottet av vätekarbonat under inpumpningsperioderna räknades om från halt till mängd.

Vid nitrifikation förbrukas 8,7 kg vätekarbonat per kg oxiderat ammoniumkväve. Som underlag för beräkningarna av mängden förbrukad vätekarbonat har mängden förbrukad ammonium i fas 2, 4 och 6, enligt tabell 6, använts.

Vid denitrifikation återbildas 4,3 kg vätekarbonat per kg reducerat nitratkväve. Vid de teoretiska beräkningarna antogs att allt kväve som ska reduceras under denitrifikationsfaserna föreligger i form av nitrat. Som underlag för beräkningar av mängden producerad vätekarbonat har därför summan av förbrukad nitrit och nitrat i fas 1, 3 och 5, enligt tabell 6, använts.

De teoretiska beräkningarna indikerar ett underskott av alkalinitet i fas 2 och 4 samt ett totalt underskott på ca 300 kg vätekarbonat (se tabell 8).

Tabell 8. Tillskott samt teoretisk förbrukning och produktion av vätekarbonat [kg] i respektive fas.

	Tillskott	Förbrukning	Produktion	Netto
Fas 1	198,3	0,0	208,0	406,3
Fas 2	177,9	813,5	0,0	-635,6
Fas 3	325,5	0,0	353,0	678,5
Fas 4	30,6	879,6	0,0	-849,0
Fas 5	0,0	0,0	93,7	93,7
Fas 6	0,0	0,0	0,0	0,0
Summa	732,3	1693,1	654,7	-306,1

6.9.2 Beräkning av alkalinitet

Figur 23 visar att i nitrifikationsfaserna svarar pH omedelbart med att sjunka till börvärdet på 6,8 där det regleras med natriumhydroxid. Beräkningar utfördes för att kontrollera om vätekarbonaten har någon effekt i systemet och i såfall vilken.

Alkaliniteten är beräknad över tiden kl 19:00-20:00.

Uppmätt ammoniumkvävehalt kl 19:00 var 41 mg/l, vilket motsvarar $2,92 \cdot 10^{-3}$ M.

Uppmätt halt vätekarbonat var 960 mg/l kl 18:35. Vätekarbonathalten kl 19:00 beräknades, genom att göra en massbalans över de första 20 minuterna i fas 4, till 950 mg/l, vilket motsvarar $1,557 \cdot 10^{-2}$ M.

Uppmätt ammoniumkvävehalt kl 20:00 är 26 mg/l, vilket motsvarar $1,86 \cdot 10^{-3}$ M.

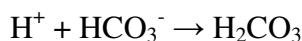
Det avlästa pH-värdet kl 19:00 var 7,51.

pK_a (25°C) för vätekarbonat är 6,3665.

Enligt formeln nedan bör då koncentrationen av kolsyra ha varit $1,12 \cdot 10^{-3}$ M.

$$pH = pK_a + \log \left[\frac{bas}{syra} \right] \quad (\text{Zumdahl, 2002})$$

För varje ammoniumjon som förbrukas frigörs två vätejoner. Dessa vätejoner reagerar med vätekarbonat och kolsyra bildas enligt formeln:

**Tabell 9.** Koncentrationer av ammoniumkväve, vätejoner, vätekarbonat och kolsyra [M].

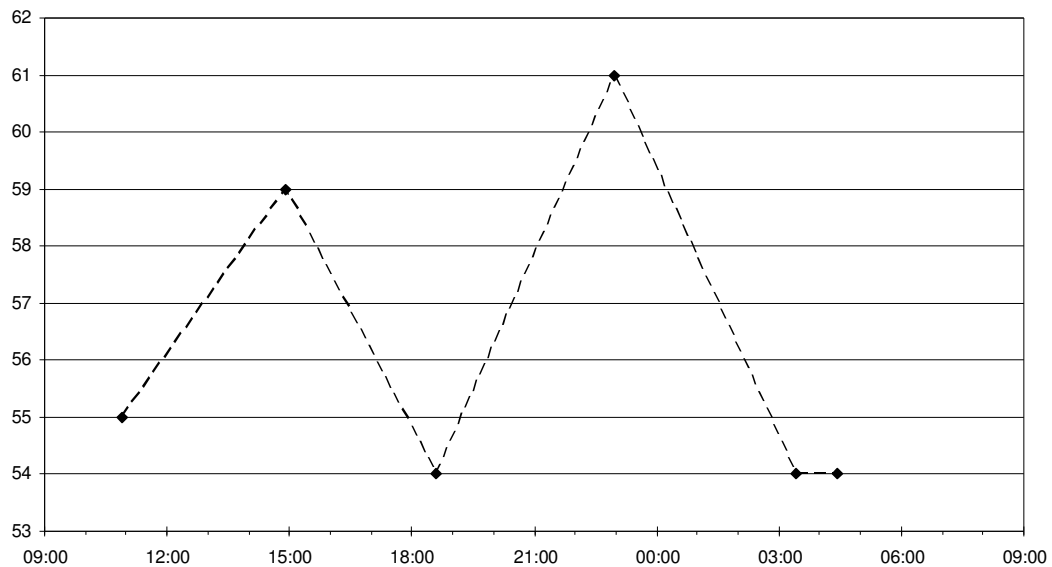
	$[NH_4^+-N]$	$[H^+]$	$[HCO_3^-]$	$[H_2CO_3]$
kl 19:00	$2,92 \cdot 10^{-3}$		$1,557 \cdot 10^{-2}$	$1,12 \cdot 10^{-3}$
reagerat	$-1,06 \cdot 10^{-3}$	$2,12 \cdot 10^{-3}$	$-2,12 \cdot 10^{-3}$	$2,12 \cdot 10^{-3}$
kl 20:00	$1,86 \cdot 10^{-3}$		$1,345 \cdot 10^{-2}$	$3,24 \cdot 10^{-3}$

Det beräknade värdet på pH efter reaktionen är, enligt formeln ovan, 6,98.
Uppmätt värde vid samma tidpunkt är 6,91.

Utän buffertförmåga i systemet hade vätejonkoncentrationen varit $2,12 \cdot 10^{-3}$ M, vilket hade inneburit en sänkning av pH till 2,67.

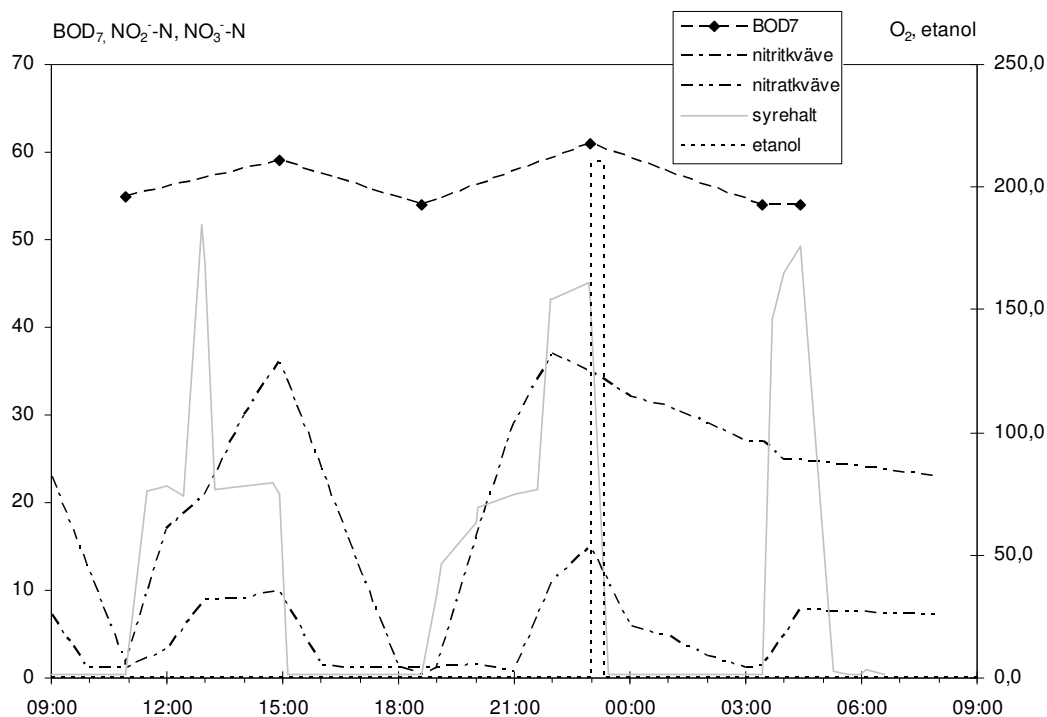
6.10 BOD₇

Figur 24 visar BOD₇-halten i reaktorn varierar under reningscykeln. Provpunkten 09:00 har utelämnats, då provtagningen utfördes på ett felaktigt sätt.



Figur 24. BOD₇-halt i reaktorn [mg/l].

BOD₇-halten i reaktorn under reningscykeln ligger mellan 54 och 64 mg/l. I fas 2, 3 och 4 sker inpumpning till reaktorn och därmed ett tillskott av BOD₇, främst i form av fettsyror. I fas 3 leder dock denitrifikation till en minskning av BOD₇-halten. I fas 4 sker inpumpning endast under de 20 första minuterna, vilket knappast förklarar den stora ökningen i BOD₇-halten. I fas 5 sker en större minskning av BOD₇-halten än i fas 3, eftersom ingen inpumpning till reaktorn då sker. Denitrifikation sker dock i lägre grad än i fas 1 och 3, trots att BOD₇, i form av 68,4 l etanol, har pumpats in kl 23:00-23:20, och att halten BOD₇ är 54 mg/l vid fasens slut (figur 25). Etanoltillsatsen ger inget utslag på BOD₇-kurvan, då mätpunkterna är för glesa.



Figur 25. BOD₇-halt [mg/l], etanoltillsats [10* l/h], nitritkvävehalt [mg/l], nitratkvävehalt [10*mg/l] och syrehalt [40*mg/l].

6.10.1 Teoretiska beräkningar

Det teoretiska BOD₇-behovet beräknades utifrån antagandet att halten BOD₇ var 0 mg/l vid början av respektive denitrifikationsfas, dvs endast det tillskott av fettsyror som skett under oluftade faser har tagits med i beräkningarna. Vid de teoretiska beräkningarna antogs även att allt kväve som ska reduceras under denitrifikationsfaserna föreligger i form av nitrat. Som underlag för beräkningarna av BOD₇-behov har därför summan av förbrukad nitrit och nitrat i fas 1, 3 och 5, enligt tabell 6, använts.

1 kg nitrat förbrukar ca 3,5 kg BOD₇ (Sundström Karlberg, Engberg & Ekblom, 1993).

Tillskott av kolkälla i form av fettsyror respektive 70 mass% etanol räknades om till BOD₇ utifrån förhållandena

1 kg fettsyror \leftrightarrow 1 kg BOD₇

1 kg 99 % etanol \leftrightarrow 2,1 kg BOD₇ (muntligt Jarlsvik, 2006)

De teoretiska beräkningarna indikerar ett underskott av BOD₇ i fas 1, 3 och 5. Det totala underskottet beräknades till 411 kg BOD₇ (tabell 10).

Tabell 10. Tillskott samt teoretiskt behov och underskott av BOD₇ [kg].

	Tillskott		Behov	Underskott
	Fettsyror	Etanol		
Fas 1	102,6	0,0	182,4	79,8
Fas 3	168,4	0,0	293,0	124,6
Fas 5	0,0	90,1	296,8	206,7
Summa	271,0	90,1	772,2	411,1

7. Diskussion

7.1 Kvävehalter och reaktionshastigheter

Analyssvaren från provtagningsdygnet visade på avsevärt mycket högre halter av nitrit än av nitrat under hela reningscykeln. Den uppmätta nitritkvävehalten låg inom intervallet 0,43-37,0 mg/l, medan nitratkvävehalten låg inom intervallet 0,02-1,50 mg/l. Vid fullständig nitrifikation skulle nitrithalten förväntas vara låg under hela reningscykeln, eftersom nitrit då omsätts direkt. Nitrathalten däremot skulle vara hög i slutet av nitrifikationsfaserna. Den låga nitrathalten tyder på inhibition av nitritoxiderarna, vilka är de mest känsliga av nitrifierarna.

Syrehalten i reaktorn under de luftade faserna är relativt låg. Ammoniumoxiderarna använder syret mer effektivt än nitritoxiderarna och en låg syrehalt kan därför leda till att det andra nitrifikationssteget inhiberas så länge ammonium finns kvar i reaktorn. Då det mesta av ammoniumet har förbrukats stiger syrehalten i reaktorn och därmed ökar nitratbildningshastigheten.

Risken för nitritackumulering är särskilt stor då temperaturen är över 25°C. Nitritbildning går vid dessa temperaturer snabbare än nitratbildning.

Vid ammoniumkvävehalter upp mot 40 mg/l och pH mellan 6,8 och 7,8 erhålls enligt figur 2 en halt av fri ammoniak på 0,1-1 mg/l, vilket kan verka inhiberande på *Nitrobacter* och därmed skulle kunna vara orsak till den höga nitrithalten.

Bevisligen sker en sänkning av nitrithalten i denitrifieringsfaserna och rimligtvis avgår denna som kvävgas, vilket dock inte har kunnat mätas. Förutsatt att så är fallet, kan man konstatera att nitrifikationen inte går hela vägen till nitrat och att det heller inte är nödvändigt. Om denitrifikation av nitrit fungerar väl kan det ha fördelar, då det innebär besparingar av kolkälla såväl som energi för syresättning. Enligt Maria Dåverhög vid Gässlösa reningsverk eftersträvas denna effekt på vissa reningsverk i energisparande syfte, men den kan vara svår att uppnå. Troligtvis är det den förhållandevis höga temperaturen i SBR-reaktorn på Sobacken som möjliggör ett sådant förlopp.

Reaktionshastigheterna för nitritbildning i fas 2 och 4 samt för kvävgasbildning i fas 1 och 3 kan, enligt Sören Gotthardsson vid Purac AB, anses vara bra. Troligtvis beror en hög nitritbildningshastighet på god tillgång på ammonium i kombination med hög temperatur och en hög denitrifikationshastighet på god tillgång på nitrit och kolkälla.

Den låga nitratbildningshastigheten beror troligtvis på ammoniakhämmning i kombination med en låg syrehalt.

Reaktionshastigheten i den sista denitrifikationsfasen (fas 5) är avsevärt mycket lägre än i fas 1 och 3, vilket leder till en relativt hög halt av nitrit i reaktorn vid reningscykelns slut. Orsaken till detta är troligen brist på kolkälla, trots att halten BOD₇ i reaktorn, enligt figur 25, är 54 mg/l vid slutet av fasen. Då BOD₇ representerar mängden organiskt material som bryts ned inom sju dygn, hinner troligen inte allt detta material brytas ned under den korta tid som denitrifikation pågår. Här borde kanske en annan analysmetod användas.

Den nitrit som finns kvar i reaktorn förbrukas under den första oluftade fasen i nästa reningscykel. En hög nitrithalt i dekantatet utgör inte heller något större problem. Nitriten i den del som recirkuleras i systemet denitrifieras i bufferttankarna som föregår röt-kammaren, där tillgången till kolkälla är god. Nitriten i den del som går till lakvattendammen denitrifieras troligen där, eller under sin väg till avloppsreningsverket.

7.2 pH, alkalinitet och tillskott av natriumhydroxid

Mätningarna av alkalinitet, i form av vätekarbonathalt, ligger inom intervallet 620-960 mg/l. Figur 22 visar att i fas 2 och 5, då nitrifikation sker, svarar pH direkt med att sjunka drastiskt. Halten vätekarbonat ser ut att vara för låg för att ha en buffrande förmåga.

Den teoretiska massbalansen av vätekarbonat (avsnitt 6.9.1), indikerade ett underskott på ca 300 kg. I dessa beräkningar har dock ingen hänsyn tagits till den mängd vätekarbonat som eventuellt fanns i reaktorn i början av respektive fas. Någon hänsyn har heller inte tagits till den mängd vätekarbonat som återbildas när hydroxidjoner reagerar med kolsyra, vid tillsats av natriumhydroxid.

Beräkningarna i avsnitt 6.9.2 stödjer teorin om att vätekarbonatens buffrande förmåga inte är tillräckligt stark för att hålla pH stabilt, men att den ändå har en bromsande effekt. Utan alkalinitet i systemet skulle pH sjunka avsevärt mycket mer under nitrifikationsfaserna än vad som är fallet.

Enligt beräkningarna i avsnitt 6.9.2, skulle pH ha varit 6,98 kl 20:00. Det avlästa pH-värdet för samma tid var 6,91. Skillnaden på 0,07 pH-enheter kan bero på den ovan diskuterade mätosäkerheten samt att det för beräkningarna använda pK_a-värdet gäller vid 25°C. Dessutom kan den missvisande pH-mätaren ha haft en viss inverkan på resultatet. Alkalinitet är mycket komplicerat att beräkna, då många faktorer påverkar buffringsförmågan.

7.3 Kolkälla

De teoretiska beräkningarna i avsnitt 6.10.1 är utförda utifrån antagandet att halten BOD₇ i början av respektive fas är 0 mg/l. Därmed är den mängd fettsyror, motsvarande 108 kg BOD₇, som tillkommer via inpumpningen i fas 2 och 4 inte medräknad. Antagandet baserades på teorin att de fettsyror som pumpas in under luftade faser till stor del förbrukas av aeroba heterotrofa bakterier, vilka är mycket effektiva på att utnyttja tillgänglig kolkälla. Detta är inte enbart slöseri med kolkälla, utan kan dessutom vara negativt för slamegenskaperna. Denna typ av bakterier är ofta filamentbildande, och kan orsaka slamsvällning. Eftersom beräkningarna visade på att det fanns en brist på kolkälla om ca 400 kg under denitrifikationsfaserna borde det vara eftersträvansvärt att pumpa in endast under oluftade faser.

7.4 Slammets egenskaper

Beräknat slamvolymindex, på 217 ml/g, är mycket högt och tyder på slamsvällning. Mikroskoperingsanalysen stödjer teorin att slammet har tendenser till svällning, eftersom det visar att slammet innehåller en stor del frilevande filament. Enligt resonemang i avsnitt 7.3, är inpumpning i reaktorn, i luftade faser när ammoniumhalten är mycket låg, troligtvis en nackdel för slammets sammansättning. Heterotrofa bakterier, vilka kan vara filamentbildande, kan då gynnas, eftersom de är mycket effektiva på att utnyttja syret.

Slamsvällning medför dåliga sedimenteringsegenskaper och innebär därmed vid konventionella reningsanläggningar att det kan vara svårt att behålla slammet i reaktorn. Detta gäller dock inte i lika hög grad SBR-reaktorer, eftersom dekanteringen där sker på en hög nivå och endast en liten del av totalvolymen dekanteras. Snarare kan det vara svårt att få ut en tillräcklig mängd slam vid slamuttaget, eftersom slammet, vilket tas ut i botten av reaktorn, vid slamsvällning får en mycket porös struktur. Slamsvällning i SBR-reaktorer skulle i såfall leda till att slamhalten ökar, med ett ökat syrebehov som följd.

Den beräknade totala slamåldern, 52 dygn, verkar hög och tyder inte på att slammet uppehåller sig för kort tid i reaktorn.

Den luftade slamåldern på 25 dygn är jämförbar med konventionella anläggningar och kan anses vara normal.

Slammet i ett aktivslamsystem har en mycket komplex sammansättning. Dess egenskaper är svåra att beskriva exakt, eftersom de beror av en rad faktorer. Då en karakterisering av slammet ligger utanför ramen för detta arbete, utelämnas en mer djupgående diskussion i ämnet. Det kan dock noteras att mikroskoperingsanalysen visade att filtrerade mikrodjur saknades nästan helt i SBR-reaktorn. En tänkbar orsak till detta är att den höga nitrithalten kan vara giftig för mikrodjuret.

7.5 Felkällor och mätosäkerhet

Porstorleken i det filterpapper (Munktells, klass 3) som användes vid filtreringen av proverna är stor nog att släppa igenom frilevande bakterier. Detta kan ha

orsakat att vidare reaktioner skett i provflaskorna, vilket i så fall skulle innebära att analysresultatet var missvisande. En tänkbar reaktion som skulle kunna ha inträffat är denitrifikationen av nitrat, men att reaktionen inte varit fullständig, utan stannat vid nitrit.

Mätosäkerheten kan dessutom ha bidragit till missvisande resultat.

Tabell 11. Mätosäkerhet vid analys på AK-lab.

	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	BOD_7	HCO_3^-	N_{tot}
Mätosäkerhet	13 %	6 %	9 %	15 %	5 %	11 %

De kontrollprover som togs vid ett senare tillfälle visade på mindre skillnader mellan nitrit- och nitrathalterna. Trenderna var dock samma som under provtagningsdygnet, varför vi valde att lita på provtagningsdygnets provresultat.

Även dessa analysresultat kan vara missvisande, då det under tiden för transport till laboratoriet kan ha skett reaktioner i flaskorna, vilka innehöll ofiltrerade prover. Analysen av proverna föregicks av en sugfiltrering. Detta medför ett stort tillskott av syre, vilket skulle kunna leda till nitrit- och nitratbildning.

Vid kontrollprovtagningsstillfället lämnades ett filtrerat prov för analys, vilket skulle tjäna som jämförelsematerial till det ofiltrerade. Detta prov togs vid en tidpunkt då nitrit- och nitrathalterna var mycket låga. Då nitrit- och nitrathalterna var av störst intresse borde kanske provet ha tagits vid en tidpunkt då dessa halter var högre. Skillnaderna i kvävehalter mellan det filtrerade och det ofiltrerade provet är små. Om skillnaderna ligger inom mätosäkerheten är svårt att avgöra, då laboratoriet vid Gässlösa inte har kunnat lämna någon mätosäkerhetsuppgift.

7.6 Förslag till metod vid eventuell förnyad provtagning

Vid eventuell förnyad provtagning bör man eftersträva att så lite reaktioner som möjligt sker mellan provuttag och analys. En effektivare avskiljning av slammet är ett sätt att uppnå detta. Om filterpapper med en finare porstorlek används krävs dock en kraftfull suganordning eftersom filtreringen annars blir väldigt tidskrävande. Det stora syretillskott som sugfiltrering innebär kan även ha motsatt effekt då nitrifikation på detta sätt underlättas. Ett annat alternativ är att konservera provet genom att tillsätta en kemikalie som inaktiverar slammet.

Ett sätt att kontrollera om reaktioner skett i provflaskan är att mäta pH vid provuttaget och vid analys av provet. Eventuell skillnad mellan dessa pH-värden indikerar att reaktioner skett.

När det gäller att nå en övergripande förståelse för processen är exakta mätvärden kanske av mindre betydelse. Det skulle dock kunna vara av intresse att följa förändringarna av olika halter lite närmare genom att ta så täta prover som möjligt under hela eller delar av reningscykeln.

7.7 Förslag till ändring av recept

Vid studie av resultaten från provtagningsdygnet kan man se att vissa förändringar av receptet skulle kunna leda till en optimering av processen.

Figur 13 visar att det finns utrymme för att eventuellt korta luftningsfaserna. I den första luftningsfasen sjunker ammoniumhalten snabbt, för att runt kl 12:00 vara så låg att den blir begränsande för reaktionshastigheten. Förmodligen är den nere på 0 mg/l redan innan kl 13:00. Detta syns inte på kurvorna, då provpunkterna är för glesa. Att ammoniumet är slut märks även på syrehalten, eftersom den stiger då syrebehovet minskar. Kl 13:00 börjar inpumpningen av nytt rejektvatten igen, men ammoniumkvävehalten ligger kvar på 0 mg/l till luftningsfasens slut, vilket innebär att inpumpningen är begränsande för reaktionshastigheten.

I den andra luftningsfasen sker nästan ingen inpumpning av nytt rejektvatten och kl 22:00 är allt ammonium förbrukat. Visserligen fortsätter nitrit att oxideras till nitrat, men inte i någon större omfattning, och frågan är om det är nödvändigt.

För att förhindra en för stor pH-sänkning är det nödvändigt med någon form av pH-reglering. Tillskott av natriumhydroxid är det enklaste sättet att reglera pH. Ur ekonomisk synvinkel skulle det vara önskvärt att, i möjligaste mån, minska denna tillsats. En sänkning av börvärdet för pH skulle innebära besparingar av natriumhydroxid, emellertid måste risken för salpetersyrighetinhibition av nitrifierande bakterier beaktas. För att undvika salpetersyrighetinhibition bör, enligt figur 2, pH ligga över 6,3 vid nitrithalter på upp till 40 mg/l. En sänkning av pH skulle dock innebära en lägre ammoniakhalt, vilket i sin tur skulle leda till minskad nitritackumulering. På så sätt undviks höga halter av nitrit i reaktorn och risken för salpetersyrighetinhibition minskar.

Figur 2 tar dock inte någon hänsyn till temperaturen, vilken är relativt hög i reaktorn och därmed har viss inverkan på jämvikterna ammonium/ammoniak och nitrit/salpetersyrighet.

Optimalt pH för denitrifikation ligger i allmänhet inom intervallet 7-9. En alltför stor och snabb sänkning av pH kan ha en negativ inverkan på denitrifierande bakterier. Om däremot en eventuell sänkning av pH sker långsamt, har bakterierna större möjlighet att anpassa sig.

Börvärdet för pH sänktes indirekt med 0,2 enheter, då pH-mätaren i reaktorn kalibrerades om. Det inställda börvärdet på 6,8 ändrades inte.

En förändring av receptet m a p inpumpning och luftning, skulle kunna leda till att fettsyrorerna i rejektvattnet utnyttjades mer optimalt. Därigenom skulle man kunna åstadkomma besparingar av etanol.

I den första luftade fasen pumpas rejektvatten, innehållande fettsyror, in i reaktorn mellan kl 13:00 och 15:00. Förmodligen förbrukas dessa fettsyror av heterotrofa bakterier, vilka utnyttjar kolkälla mycket effektivt. Detta är en nackdel ur ekonomisk synvinkel, eftersom det blir nödvändigt att tillsätta extern kolkälla, i form av etanol, då fettsyror tar slut. Dessutom konkurrerar de heterotrofa bakterierna om syret i reaktorn, vilket leder till ett ökat syrebehov. Förutom dessa direkta ekonomiska konsekvenser har heterotrofa bakterier en negativ inverkan på slammets sammansättning, vilket kan påverka ekonomin indirekt.

Inpumpning av rejektvatten till reaktorn bör istället ske enbart under oluftade faser, då nitrifikation sker.

8. Slutsats

Det aktiva slammet i en SBR-reaktor utgör ett mycket komplext system. Många faktorer har inverkan på reningsprocessens funktion, vilket man måste ta hänsyn till vid utformningen av det recept, med vilket man styr reningscykeln. Syftet med detta examensarbete var att undersöka möjligheterna till en optimering av receptutformningen ur ekonomisk synvinkel.

Resultaten av provtagningen visar att varken syresättning eller befintlig kolkälla, i form av fettsyror, utnyttjas på ett optimalt sätt. Dessa resultat låg till grund för en förändrad receptutformning som infördes den 18 maj 2006. Det nya receptet innehåller fler men kortare luftade reaktionsfaser. Inpumpningen av rejektvatten sker endast under oluftade faser och är uppdelad i kortare perioder, vilket ger ett effektivare utnyttjande av fettsyror i rejektvattnet. Dessutom undviks med denna receptutformning att ammoniumhalten sjunker för lågt och därmed blir begränsande för reaktionshastigheten. Därigenom utnyttjas även syresättningen mer effektivt. Det nya receptet återfinns i bilaga 5.

Börvärdet för pH sänktes indirekt med 0,2 enheter då pH-mätaren i reaktorn kalibrerades om. Detta innebär en besparing av natriumhydroxid.

Den nya receptutformningen innebär att de resurser som reningsprocessen kräver, utnyttjas på ett mer effektivt sätt. Således är syftet med detta examensarbete uppfyllt. Resultaten från provtagningsdygnet är dock specifika för just detta dygn och är i fortsättningen endast användbara i vägledande syfte, varför en förnyad provtagning kan vara av intresse vid fortsatt undersökning av optimeringsmöjligheter.

Även en mer djupgående undersökning av slammet skulle kunna vara av intresse, då slammets egenskaper och sammansättning är ytterligare en betydande faktor för reaktionshastigheterna.

Referenslista

- Anthonisen, A. C. et al. (1976). "Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid" *Journal WPCF* 48(5), s. 835-852.
- Bitton, G. (1999). *Wastewater Microbiology*. New York:Wiley-Liss.
- Dåverhög, M. (2006) Processingenjör, Gässlösa reningsverk, tel. 033- 357531 [muntligt 060627]
- Gillberg, L. et al. (2003). *Konsten att rena vatten*. Helsingborg: Kemira Kemwater.
- Gotthardsson, S. (2006) Utvecklingsingenjör, Purac AB, tel. 046-191987 [telefonsamtal under arbetets gång]
- Haker, R. (1999). "Experiences with Online Measuring Instruments for SBR Operation in Kalmar" *Vatten* 55(1), s. 33-39.
- Henze, M. et al. (1997). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Jarlsvik, T. (2006) Processingenjör, Sobackens avfallsanläggning, tel. 033-357496 [muntligt under arbetets gång]
- Madigan, M. T. & Martinko, J. M. (2006). *Brock Biology of Microorganisms*. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall.
- Morling, S. (1996). "Modern SBR-teknik I Europa – tio års erfarenheter" *Vatten* 52(1), s. 25-30.
- Mossakowska, A. & Hultman, B. (1994) "Observationer av slamegenskaper i en SBR-reaktor med nitrifiering av rejektvatten" *Vatten* 50(1), s. 47-55.
- Mossakowska, A., Hultman, B. & Reinius, L-G. (1994). "Kväverreaktioner vid nitrifiering av rejektvatten med SBR-teknik" *Vatten* 50(2), s. 117-127.
- Mossakowska, A. & Reinius, L-G. (1992). "Pilotskaleförsök med nitrifiering av rejektvatten med SBR-teknik på Bromma reningsverk" *Vatten* 48(1), s. 231-236.
- Mossakowska, A., Reinius, L-G. & Hultman, B. (1997). "Nitrification Reactions in Treatment of Supernatant from Dewatering of Digested Sludge" *Vatten* 53(1), s. 9-14.
- Purac (2005). *Anläggningsinstruktion Sobacken biogasanläggning*. Projektnr 30-31055.
- Purac (2006). *Anläggningsbeskrivning Sobacken, Borås*. Projektnr 900100/30-31055.

- Stockholm Vatten (2006). Avlopp: Reningsprocess.
<http://www.stockholmvatten.se/avlopp/reningsprocess/biologisk2.asp>
[hämtad 2006-05-05].
- Sundström Karlberg, T., Engberg, H. & Ekblom, B. (1993). "Reduktion av ammonium i lakvatten i satsvis biologisk reaktor" *Vatten* 49(2), s. 87-93.
- Tendaj-Xavier, M. (1985). *Biologisk behandling av rejektivatten från centrifugering av rötslam*. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan.
- Ternström, A. (2006). AnoxKaldnes AB. [Mikroskoperingsprotokoll 060413]
- Ternström, A., Welander, T. & Gunnarsson, L. (1992). "Om nitrifierande bakterier" *Vatten* 48(2), s. 153-156.
- VA-Forsk (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsverk*
<http://www.dataforlaget.net/~vav/filer/VA-Forsk_2003-27.pdf> [hämtad 2006-04-24].
- Welander, U. (1998). *Lakvattenrening: En sammanställning över erfarenheter av olika metoder*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Zumdahl, S. (2002). *Chemical Principles*. Boston, New York: Houghton Mifflin Company.

SEKYENS 1	SEKYENS 2	SEKYENS 3	SEKYENS 4	SEKYENS 5
Inpumpning	Omrörning	Sedimentering	Dekantering	Slamutttag
Paus	Paus	Paus	Paus	Paus
Drift	Drift	Drift	Drift	Drift
0	120	180	60	30
240	360			
Omrörning	Luftning			
Paus	Paus			
Drift	Drift			
0	120			
360	220			
840	270			
Luftning	Lutdosering			
Paus	Paus			
Drift	Drift			
120	240			
580	260			
1110	60			
Lutdosering	Etanoldosering			
Paus	Paus			
Drift	Drift			
120	1050			
Etanoldosering				
Paus	Paus			
Drift	Drift			
840	20			

B2. Provtagningsprogram

Bilaga 2 1(2)

Prov	9.00	10.00	10.55	12.00	13.00	14.00	14.55
NH₄⁺-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC SBRIN	SBRC
NO₂⁻-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
NO₃⁻-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
N-tot	s, ej f SBRC					ej f SBRIN	
BOD₇							SBRC
Alkalinitet			SBRC				SBRC
Susp.halt							
pH	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
Slamvolym							
Mikrosk.prov					s, ej f SBRC		

Prov	16.00	17.00	18.00	18.35	19.00	20.00	21.00
NH₄⁺-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
NO₂⁻-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
NO₃⁻-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
N-tot							
BOD₇							
Alkalinitet				SBRC			
Susp.halt							
pH	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
Slamvolym							
Mikrosk.prov							

SBRIN = rejektivatten
 SBRC = cirkulationsström
 SBRUT = dekantat
 ÖS = överskottslam

s = separat provflaska
 f = filtrering

Prov	22.00	22.55	00.00	01.00	02.00	03.00	03.25
NH₄⁺-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
NO₂⁻-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
NO₃⁻-N	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
N-tot							
BOD₇		SBRC					
Alkalinitet		SBRC					SBRC
Susp.halt		s, ej f SBRC					s, ej f SBRC
pH	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC	SBRC
Slamvolym							
Mikrosk.prov							

Prov	04.00	04.25	08.00	08.45			
NH₄⁺-N	SBRC	SBRC	SBRUT				
NO₂⁻-N	SBRC	SBRC					
NO₃⁻-N	SBRC	SBRC					
N-tot			s, ej f SBRUT	ej f ÖS			
BOD₇		SBRC					
Alkalinitet		SBRC					
Susp.halt			s, ej f SBRUT	ej f ÖS			
pH	SBRC	SBRC					
Slamvolym	SBRC						
Mikrosk.prov							

SBRIN = rejecktvatten
SBRC = cirkulationsström
SBRUT = dekantat
ÖS = överskottslam

s = separat provflaska
f = filtrering

B3.1 Uppmätta värden

Tabell 1. Uppmätta halter i rejektivatten (SBRIN), cirkulationsström (SBRC), dekantat (SBRUT) och överskottsslam (ÖS) [mg/l].

	Provpunkt	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	N _{tot}	HCO ₃ ⁻	BOD ₇	SS	FA
2006-04-10 09:00	SBRC	0,02*	27*	4,1*	46*		64*		
2006-04-10 09:55	SBRC	12,00	13,00	0,11					
2006-04-10 10:55	SBRC	20,00	1,50	0,11		900	55		
2006-04-10 12:00	SBRC	7,10	17,00	0,32					
2006-04-10 13:00	SBRC	0,02	21,00	0,88					
2006-04-10 14:00	SBRC	0,02	30,00	0,90					
2006-04-10 14:00	SBRIN	1600			1900**	5800	3400		3000
2006-04-10 14:55	SBRC	0,09	36,00	1,00		650	59		
2006-04-10 16:00	SBRC	19,00	24,00	0,14					
2006-04-10 17:00	SBRC	22,00	12,00	0,11					
2006-04-10 18:00	SBRC	29,00	1,30	0,11					
2006-04-10 18:35	SBRC	40,00	0,43	0,11		960	54		
2006-04-10 19:00	SBRC	41,00	1,20	0,11					
2006-04-10 20:00	SBRC	26,00	16,00	0,15					
2006-04-10 21:00	SBRC	9,90	29,00	0,07					
2006-04-10 22:00	SBRC	0,02	37,00	1,10					
2006-04-10 22:58	SBRC	0,02	35,00	1,50		620	61		
2006-04-11 00:00	SBRC	0,02	32,00	0,59					
2006-04-11 01:00	SBRC	0,02	31,00	0,47					
2006-04-11 02:00	SBRC	0,02	29,00	0,25					
2006-04-11 03:00	SBRC	0,02	27,00	0,11					
2006-04-11 03:25	SBRC	0,02	27,00	0,14		680	54	3300**	
2006-04-11 04:00	SBRC	0,02	25,00	0,47					
2006-04-11 04:25	SBRC	0,02	25,00	0,77		690	54		
2006-04-11 08:00	SBRUT	0,02	23,00	0,72	69**		52	68**	
2006-04-11 08:45	ÖS				670**			7900**	
2006-05-08 09:05	SBRC	9,5**	4,2**	11**					
2006-05-08 10:55	SBRC	24**	0,36**	2,3**					
2006-05-08 10:55	SBRC	25,0	0,9	2,9					
2006-05-08 13:00	SBRC	13**	6,6**	4,1**					
2006-05-08 14:00	SBRC	2,1**	18**	6**					
2006-05-08 15:00	SBRC	2**	23**	6,1**					

* osäker mätpunkt

** ofiltrerat prov

Tabell 2. Uppmätt pH i reaktorn.

	pH
2006-04-10 14:00	7,84
2006-04-10 14:55	8,04
2006-04-10 16:00	7,77
2006-04-10 17:00	7,97
2006-04-10 18:00	8,23
2006-04-10 18:35	8,17
2006-04-10 19:00	7,97
2006-04-10 20:00	7,48
2006-04-10 21:00	7,41
2006-04-10 22:00	7,43
2006-04-11 00:00	7,59
2006-04-11 01:00	7,65
2006-04-11 02:00	7,63
2006-04-11 03:00	7,64
2006-04-11 03:25	7,62
2006-04-11 04:00	7,71
2006-04-11 04:25	7,68

B3.2 Avlästa onlinevärden**Tabell 3.** Fyllningsnivå i reaktorn [m].

	Fyllningsnivå
2006-04-10 09:00	8,35
2006-04-10 11:00	8,48
2006-04-10 13:00	8,48
2006-04-10 19:00	8,83
2006-04-11 07:23	8,83
2006-04-11 08:14	8,40
2006-04-11 08:29	8,40
2006-04-11 08:52	8,35

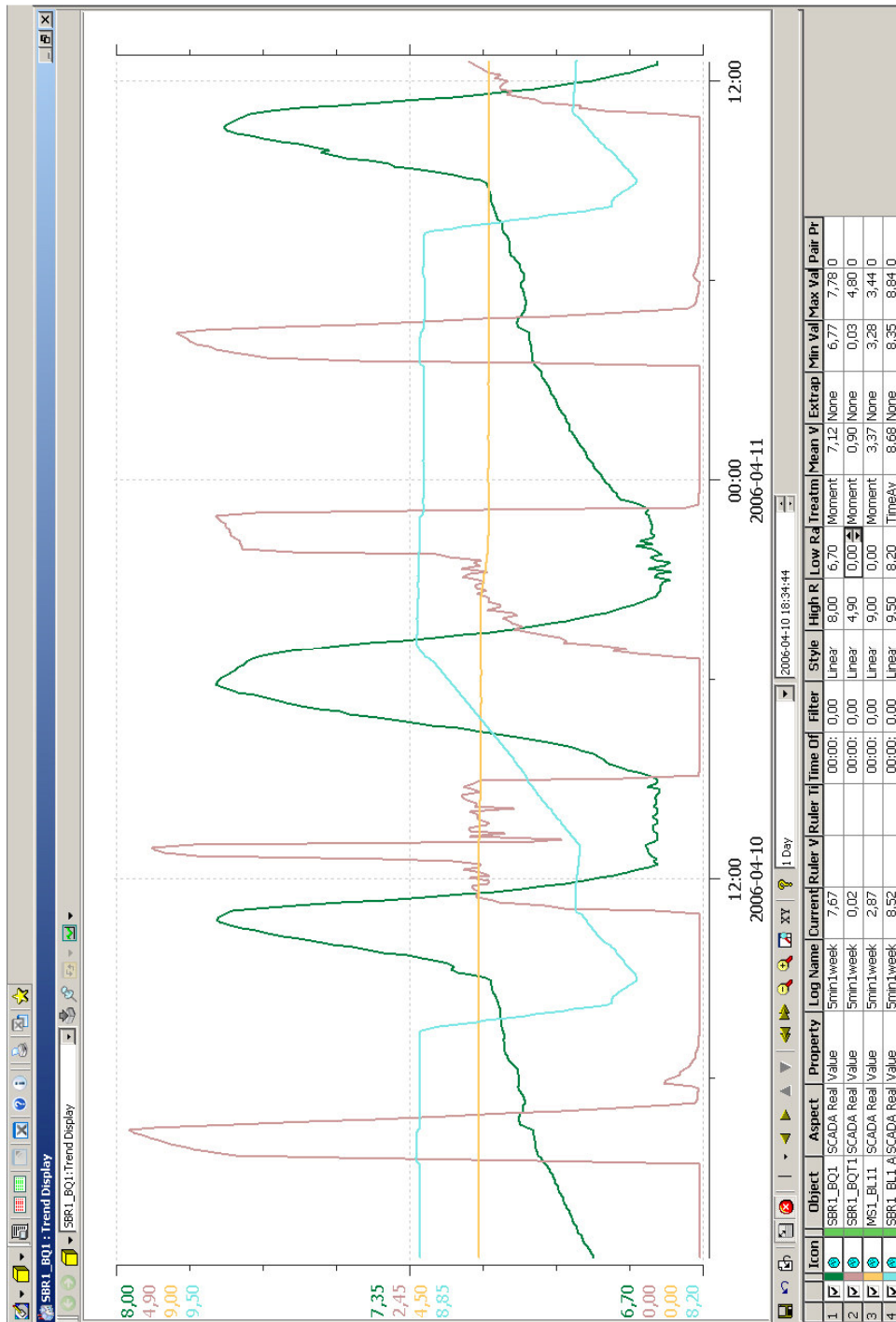
Tabell 4. Natriumhydroxid- och etanolflöde till reaktorn [l/h].

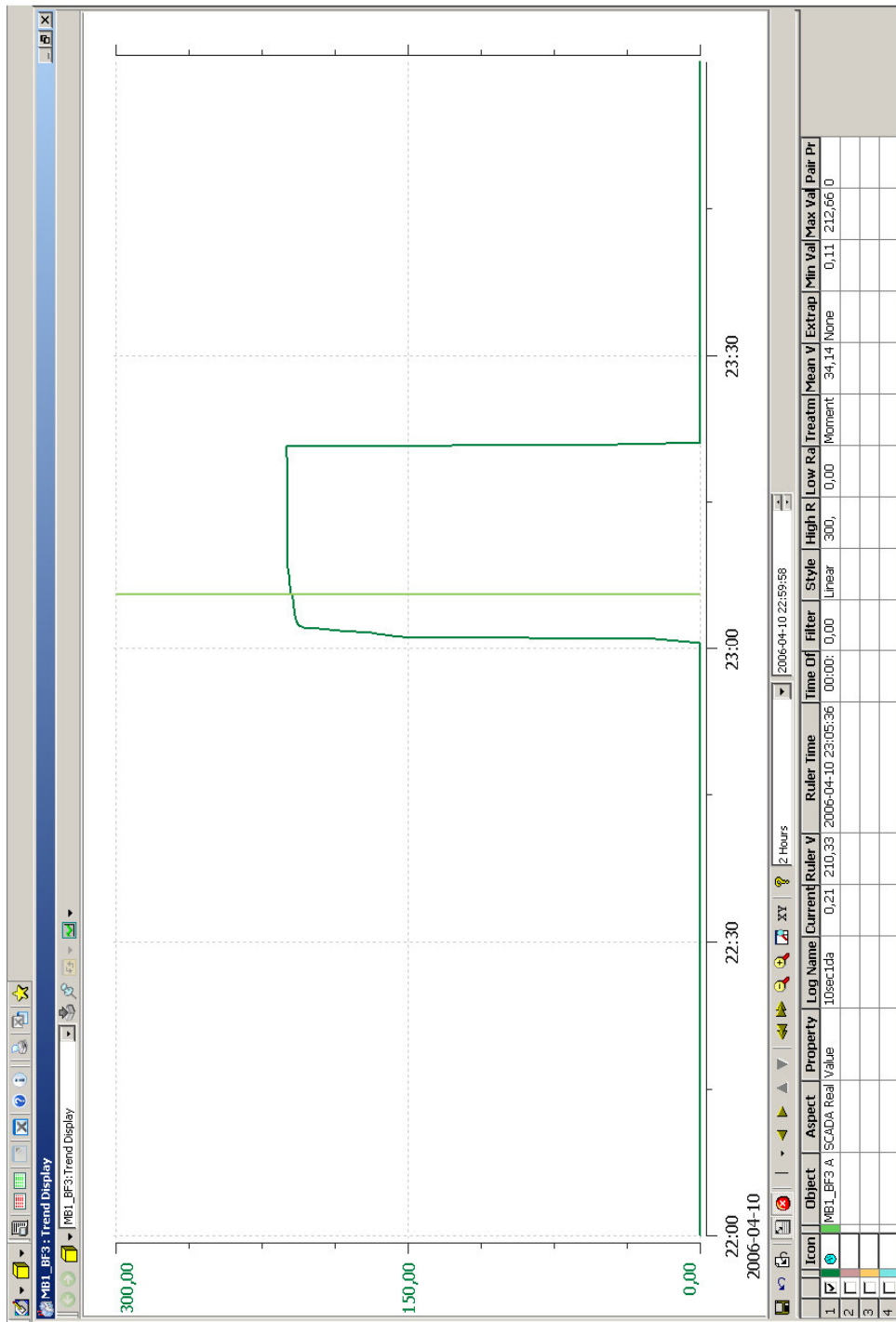
	Natrium- hydroxid		Etanol
2006-04-10 09:00	0	2006-04-10 09:00	0
2006-04-10 12:20	0	2006-04-10 23:00	0
2006-04-10 12:20	14,54	2006-04-10 23:00	15
2006-04-10 15:05	14,54	2006-04-10 23:01	21
2006-04-10 15:05	0	2006-04-10 23:20	21
2006-04-10 20:25	0	2006-04-10 23:20	0
2006-04-10 20:25	47,14	2006-04-11 09:00	0
2006-04-10 22:45	47,14		
2006-04-10 22:45	0		

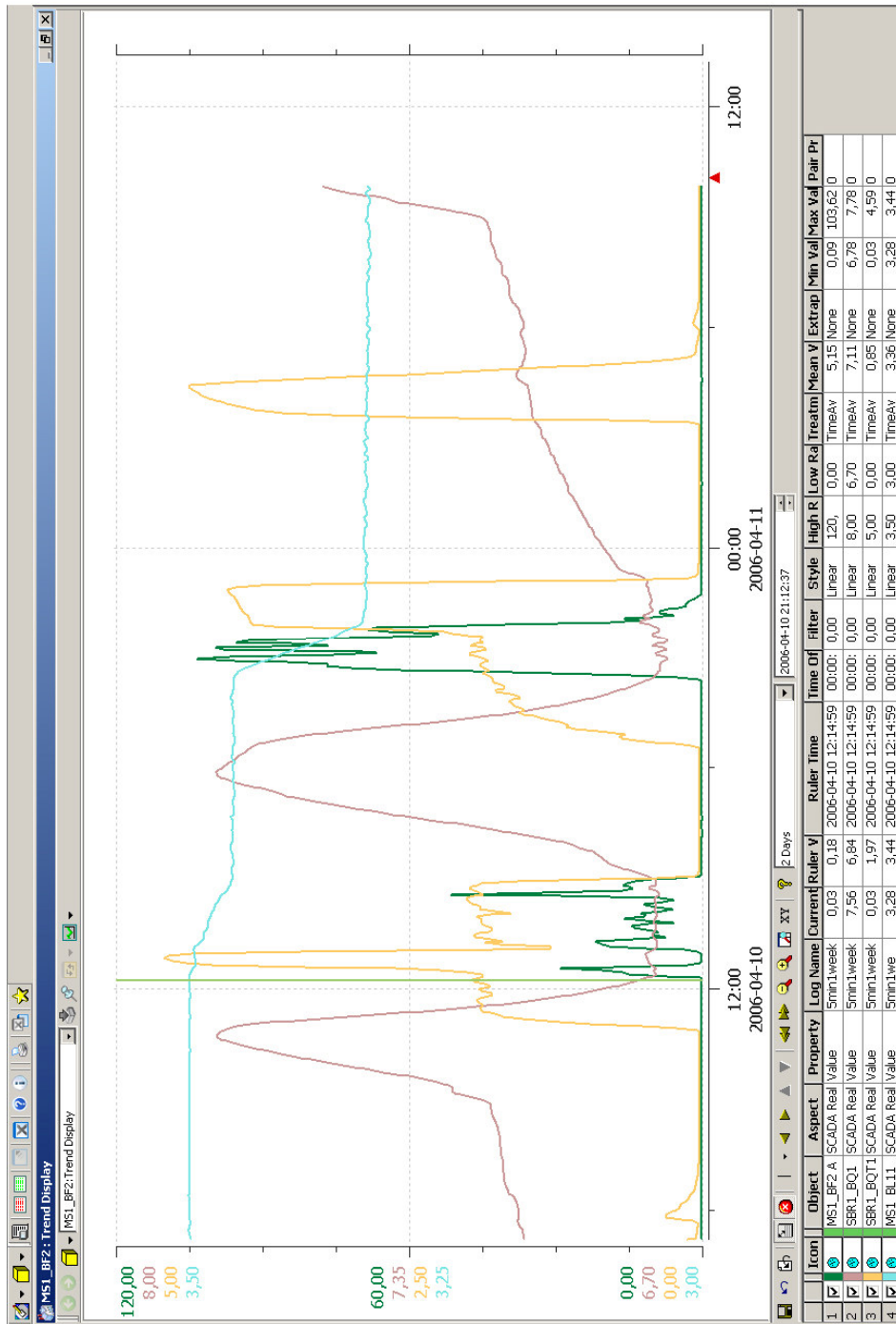
Tabell 5. Syrehalt [mg/l] och pH i reaktorn.

	Syrehalt		pH
2006-04-10 09:00	0,03	2006-04-10 09:00	7,18
2006-04-10 09:55	0,03	2006-04-10 09:15	7,26
2006-04-10 10:55	0,03	2006-04-10 09:20	7,25
2006-04-10 11:30	1,90	2006-04-10 09:55	7,48
2006-04-10 12:00	1,95	2006-04-10 10:46	7,78
2006-04-10 12:25	1,86	2006-04-10 10:55	7,76
2006-04-10 12:55	4,61	2006-04-10 12:00	6,93
2006-04-10 13:00	4,23	2006-04-10 12:26	6,80
2006-04-10 13:15	1,92	2006-04-10 13:00	6,95
2006-04-10 14:00	1,95	2006-04-10 14:00	6,80
2006-04-10 14:45	1,99	2006-04-10 14:55	6,80
2006-04-10 14:55	1,87	2006-04-10 15:04	6,82
2006-04-10 15:08	0,03	2006-04-10 15:27	6,91
2006-04-10 16:00	0,03	2006-04-10 15:45	6,94
2006-04-10 17:00	0,03	2006-04-10 16:00	7,01
2006-04-10 18:00	0,03	2006-04-10 17:00	7,50
2006-04-10 18:35	0,03	2006-04-10 18:00	7,77
2006-04-10 19:00	0,84	2006-04-10 18:35	7,70
2006-04-10 19:06	1,16	2006-04-10 18:40	7,69
2006-04-10 20:00	1,59	2006-04-10 19:00	7,51
2006-04-10 20:03	1,73	2006-04-10 20:00	6,91
2006-04-10 21:00	1,87	2006-04-10 20:36	6,80
2006-04-10 21:36	1,92	2006-04-10 21:00	6,77
2006-04-10 21:56	3,85	2006-04-10 22:00	6,85
2006-04-10 22:00	3,86	2006-04-10 22:20	6,81
2006-04-10 22:55	4,02	2006-04-10 22:58	6,82
2006-04-10 22:58	3,87	2006-04-10 23:11	6,83
2006-04-10 23:27	0,03	2006-04-10 23:26	6,89
2006-04-11 00:00	0,03	2006-04-11 00:00	6,92
2006-04-11 01:00	0,03	2006-04-11 01:00	6,97
2006-04-11 02:00	0,03	2006-04-11 02:00	7,01
2006-04-11 03:00	0,03	2006-04-11 03:00	7,05
2006-04-11 03:25	0,03	2006-04-11 03:25	7,07
2006-04-11 03:40	3,65	2006-04-11 03:30	7,07
2006-04-11 04:00	4,13	2006-04-11 04:00	7,08
2006-04-11 04:25	4,40	2006-04-11 04:25	7,08
2006-04-11 05:17	0,07	2006-04-11 05:17	7,09
2006-04-11 05:40	0,03	2006-04-11 08:55	7,18
2006-04-11 05:58	0,04	2006-04-11 09:00	7,19
2006-04-11 06:09	0,08		
2006-04-11 06:37	0,03		

B3.3.1 Fyllningsnivå, syrehalt, pH och natriumhydroxid tillsats









AnoxKaldnes

Mikroskoperingsprotokoll

Prov BORÅS, SBR										
Provdatum 2006-04-11		Analysdatum 2006-04-13		Signatur AT			Provnummer 06-191			
Flockantal		Inga		Enstaka		Ett flertal		Många ✓		
Flockstorlek (µm)		<150 ✓		150-300 (✓)		300-500		>500		
Flockform		Oregelbunden ✓		Rundad			Nätverk			
Flockkompakthet		0		1		2 ✓		3		4
Flockstyrka		0		1		2 ✓		3		4
Artrik mikroflora i flockarna				Ja ✓			Nej			
Andel biomassa i flockarna				90%						
Andel icke biomassa i provet				Låg						
Zoogloeala flockar		0		1		2		3 ✓		4
Mikrosvampar		✓								Signifikant halt
Filamenthalt, flockar				✓						Obetydlig
Filament, utstickande						✓				Låg halt. OBS! Frilevande filament = 4.5
Spiroketer & spiriller		✓								
Halt fria bakterier								✓		✓
Flagellater				✓						
Frilevande ciliater				✓						200/ml
Stjälkade ciliater				✓						200/ml
Rotatorier		✓								
Nematoder		✓								Amöbor: 0. Skalamöbor: 1
Kommentarer <ul style="list-style-type: none"> • Genomgående mycket små flockar som består av fyra strukturer. Merparten är normalkompakta flockar med låg halt filament. Ungefär en fjärdedel består av mycket kompakta (4) flockar, troligen uppbyggda av nitrifierare. Dessa saknar helt filament och har goda sedimenteringsegenskaper och drar förmodligen med sig de övriga flocktyperna när de sjunker. I övrigt finns en typ av flockar som är runda och mycket ensidigt sammansatta, ser nästan ut som fosforbakterier; samt en mindre andel zoogloela flockar. • Halten filament i flockarna är låg, men det finns mycket rikligt med frilevande filament i väskefasen. Dessa är runt 100 µm i längd och tämligen raka. De kunde inte identifieras. • Vätskefasen är mycket grmlig till följd av en mycket hög halt frilevande filament samt en mycket hög halt frilevande småbakterier. Filtrerande mikrodjur saknas nästan helt. 										
AnoxKaldnes AB, Klosterängsvägen 11A, 226 47 Lund • Tel 046-182150 • Fax 046-133201										

SEKYENS 1			SEKYENS 2			SEKYENS 3			SEKYENS 4			SEKYENS 5					
Inpumpning			Paus	Drift		Omrörning			Sedimentering			Dekantering			Slamutttag		
			0	180		Paus	Drift		Paus	Drift		Paus	Drift		Paus	Drift	70
			360	180													
			720	120													
Omrörning			Paus	Drift		Luftning			Luftdosering			Etanoldosering					
			0	180		Paus	Drift		Paus	Drift		Paus	Drift				
			360	180													
			720	240													
Luftning			Paus	Drift		Luftdosering			Etanoldosering								
			180	180		Paus	Drift		Paus	Drift		Paus	Drift				
			540	180													
			960	180													
Luftdosering			Paus	Drift		Etanoldosering											
			120	1020		Paus	Drift										
Etanoldosering			Paus	Drift													
			740	20													