



**LUNDS**  
UNIVERSITET

---

*Vattenförsörjnings- och avloppsteknik*  
*Institutionen för kemiteknik*

## Optimering av lakvattenrening i pilotskala på Spillepens avfallsanläggning



Examensarbete av

**Karin Görfelt**

---

Maj 2008



Miljøstyrelsen



Projektet är delvis finansierat av Europeiska fonden för regional utveckling Interreg IIIA Öresundsregionen



## Optimering av lakvattenrening i pilotskala på Spillepengs avfallsanläggning

### Optimization of leachate treatment in pilot scale at Spillepeng waste deposition site

Examensarbete nummer 2008-2 av

**Karin Görfelt**

Vattenförsörjnings- och avloppsteknik  
Institutionen för kemiteknik  
Lunds Universitet

Maj 2008

Handledare: professor Jes la Cour Jansen

Examinator: universitetslektor Karin Jönsson

---

Bild på framsidan: "Reningens roll", akvarell av Olof Jönsson

---

**Postal address:**  
P.O Box 124  
SE-221 00 Lund  
Sweden

**Visiting address:**  
Getingevägen 60

**Telephone:**  
+46 (0)46 – 222 82 85  
+46 (0)46 – 222 82 69  
**Telefax:**  
+46 (0)46 – 222 45 26  
**Web address:**  
[www.vateknik.lth.se](http://www.vateknik.lth.se)



# Sammanfattning

När vatten rinner genom deponier lakas ämnen ut från det fasta avfallet och följer med vattnet. Ofta blir lakvattnet så förorenat att det innebär ett miljöhot att släppa ut det i naturen. Från Sysavs avfallsanläggning Spillepeng skickar man lakvattnet till Sjölunda avloppsreningsverk för behandling, men arbete pågår med att ta fram en lokal behandling av lakvattnet på avfallsanläggningen. Man har valt att fokusera på SBR-teknik, som är en biologisk reningsmetod med aktivt slam där flera reningssteg utförs i samma reaktor och processen utförs i cykler. Reningen fokuseras på kväve och organiskt material (COD), som förekommer i stora mängder i lakvattnet. Långtgående kväverening har uppnåtts i laboratorieförsök med lakvattenströmmen P2/P6 och med samlat lakvatten från Spillepeng. På avfallsanläggningen har även en pilotanläggning drivits under ett antal månader, med framgångsrik kväverening av P2/P6 som visar att det går att uppfylla de riktlinjer som givits för utsläpp av kväve.

Syftet med det här examensarbetet är att optimera reningsprocessen i pilotanläggningen på Spillepeng. Det innebär en undersökning av vad som kan förbättras i processen, samt ett mål att komma under riktvärdet även för utsläpp av fosfor. I pilotanläggningen behandlas lakvattenströmmen P2/P6 som har en hög kvävehalt men relativt låg fosforhalt. För att den biologiska reningen av kväve ska fungera behövs därför en tillsats av fosfor. Utmaningen är att hitta en dosering som är tillräcklig för biologisk nedbrytning av kväve och organiskt material, men inte så hög att riktvärdet för fosfor i utsläppet överskrids.

Reningsprocessen studerades med hjälp av ett flertal så kallade cykelstudier av reningsprocessen, där förändringen av vattnets sammansättning studeras under en hel cykel i reaktorn. För att utreda hur mycket fosfor som binds till slammet biologiskt respektive kemiskt utfördes försök där fosfors olika förekomstformer i slammet analyserades. Studierna visade att en stor del av den fosfor som doserades bildade kemiska fällningar, vilket inte är önskvärt. En ny strategi för dosering av fosfor togs fram, doseringen flyttades från aerob fas till anoxisk fas och mängden minskades. Doseringsmängden fick sedan justeras eftersom fosforbrist uppstod i processen, men under några dagar i slutet av försöksperioden uppnåddes målet i och med att både kväve och fosfor underskred riktvärdena i utflödet. Genom försöken togs en kvot fram för behovet av fosfor i förhållande till det behandlade vattnets kväveinnehåll, vilken förhoppningsvis kan användas vid framtida drift.

En parallell del av examensarbetet är en undersökning av vilka kemiska fällningar som bildas i processen. Andelen oorganiskt slam i reaktorn har ökat under försöksperioden, och det visade sig att fällningarna till största delen består av kalcium, klor och natrium.

Examensarbetet har utförts på vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola och på Spillepengs avfallsanläggning, Sysav.



# Förord

Denna rapport utgör det sista momentet i min civilingenjörsutbildning i ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts på vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid institutionen för kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola och på Spillepens avfallsanläggning, Sysav. Arbetet har för mig varit mycket lärorikt och jag hoppas att resultatet kan vara en hjälp på vägen till en god och effektiv rening av lakvatten på Spillepeng och kanske även andra ställen.

Jag vill tacka vissa personer som varit medhjälpiga i detta arbete på olika sätt:

Min handledare, professor Jes la Cour Jansen, som givit mig sakkunnig handledning med många goda råd och idéer.

Erika Heander på Sysav som skött driften av pilotanläggningen och hjälpt mig med allt praktiskt arbete på Spillepeng, försörjt mig med en otalig mängd information samt givit mig moraliskt stöd. Tack också till Anna Andersson, Stig Edner och övrig personal på Sysav.

Gertrud Persson och Ylva Persson i laboratoriet på VA-teknik som delat med sig av värdefulla laboratoriekunskaper, praktisk hjälp och god stämning.

Gunnel Karlsson på avdelningen för materialkemi, som utfört den analys med elektronmikroskop (SEM-EDX) som presenteras i rapporten.

Institutionen för kemiteknik på Lunds Tekniska Högskola som upplåtit en arbetsplats till mig och erbjudit trevligt sällskap på rasterna.

Mina vänner, min familj och min pojkvän Olof som har gett mig mycket stöd och glädje under arbetets gång. Olof har dessutom illustrerat rapportens framsida.

Allra sist vill jag tacka min pappa, som alltid uppmuntrade mig att tro på mig själv och öppna ögonen för lösningarna istället för att förblindas av problemen, och som jag vet gärna hade velat vara med när jag tog min civilingenjörsexamen.

Lund, maj 2008  
Karin Görfelt

## Ordlista

<b>Aerob</b>	Aeroba förhållanden innebär att det finns tillgång till syre ( $O_2$ )
<b>Anaerob</b>	Anaeroba förhållanden innebär att det varken finns tillgång till syre, nitrat eller nitrit
<b>Anoxisk</b>	Anoxiska förhållanden innebär att det finns tillgång till nitrat, men inte syre ( $O_2$ )
<b>BOD</b>	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
<b>COD</b>	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
<b>Denitrifikation</b>	Reaktion där nitrat och nitrit omvandlas till kvävgas
<b>HRT</b>	Hydraulisk uppehållstid (Hydraulic Retention Time), ett mått på hur lång tid en vattenmängd befinner sig i reaktorn
<b>MBBR</b>	Moving Bed Biofilm Reactor
<b>Nitrifikation</b>	Reaktion där ammonium omvandlas via nitrit till nitrat
<b><math>NH_4^+</math>-N</b>	Kväve som förekommer som ammonium. Benämns i texten ofta som $NH_4$ -N eller ammoniumkväve
<b><math>NO_3^-</math>-N</b>	Kväve som förekommer som nitrat. Benämns i texten ofta som $NO_3$ -N eller nitratkväve
<b><math>NO_2^-</math>-N</b>	Kväve som förekommer som nitrit. Benämns i texten ofta som $NO_2$ -N eller nitritkväve
<b><math>PO_4^{3-}</math>-P</b>	Fosfor som förekommer som fosfat. Benämns i texten ofta som $PO_4$ -P eller fosfatfosfor
<b>Recipient</b>	Mottagare för utsläpp, exempelvis hav eller vattendrag
<b>SBR</b>	Sequenced Batch Reactor, översätts ofta till svenska med satsvis biologisk rening
<b>SS</b>	Suspenderat material (Suspended Solids)
<b>SRT</b>	Slamålder (Sludge Retention Time), ett mått på hur länge en slampartikel uppehåller sig i reaktorn
<b>TOC</b>	Totalt organiskt kol (Total Organic Carbon)
<b>VSS</b>	Organiskt suspenderat material (Volatile Suspended Solids)

# Innehållsförteckning

1	Inledning .....	1
1.1	Syfte .....	1
1.2	Metod .....	2
1.3	Avgränsningar .....	2
1.4	Rapportens innehåll.....	3
2	Bakgrund .....	5
2.1	Avfallshantering och lakvattenbildning .....	5
2.1.1	Avfallshantering .....	5
2.1.2	Mål och regler för avfallshantering och deponering .....	6
2.1.3	Utformning av en deponi.....	7
2.1.4	Lakvattenbildning och uppsamling .....	8
2.1.5	Lakvattens karaktär i allmänhet .....	8
2.1.6	Deponins faser och lakvattenkaraktär .....	9
2.2	Rening av lakvatten.....	10
2.2.1	Vad vill man få bort och varför? .....	10
2.2.2	Behandling av lakvatten i Sverige idag.....	10
2.2.3	Kväverening .....	11
2.2.4	SBR-teknik .....	14
2.3	Avfalls- och lakvattenhantering på SYSAV .....	14
2.3.1	SYSAV och avfallsanläggningen Spillepeng.....	14
2.3.2	Lakvatten från Spillepeng .....	15
2.3.3	Behandling av lakvattnet i dagsläget.....	16
2.3.4	Planering för framtida behandling av lakvattnet .....	16
2.3.5	Tidigare studier av biologisk rening på SYSAV.....	17
3	Metod .....	23
3.1	Beskrivning av pilotanläggning .....	23
3.1.1	Driftparametrar.....	25
3.2	Regelbundna mätningar.....	27
3.2.1	Analysmetoder .....	27
3.3	Cykelstudier .....	28
3.4	Analys av fosforfraktioner i slammet.....	28
3.5	Slamstudier.....	30
3.5.1	Studier med ljusmikroskop.....	30
3.5.2	Undersökning av SS-fördelning i reaktorn.....	30
3.5.3	Elektronmikroskopering av oorganisk slamfraktion .....	30
3.6	Ändring och uppföljning av fosfordosering .....	30
3.7	Cykelstudie på lab-uppställning med samlat lakvatten .....	31

4	Resultat .....	33
4.1	Cykelstudier på pilotanläggningen.....	33
4.1.1	Cykelstudie 1, 6 februari .....	33
4.1.2	Cykelstudie 2, 20 februari .....	38
4.1.3	Tolkning av resultat från cykelstudier.....	44
4.2	Analys av fosforfraktioner i slammet.....	45
4.2.1	Fraktioneringsförsök 1 .....	45
4.2.2	Fraktioneringsförsök 2 .....	46
4.2.3	Tolkning av resultat från fraktioneringsförsök.....	47
4.3	Slamstudier.....	48
4.3.1	Bilder från mikroskopering .....	48
4.3.2	Undersökning av slamfördelning i reaktorn.....	49
4.3.3	Elektronmikroskopering av oorganisk slamfraktion .....	50
4.3.4	Tolkning av resultat från elektronmikroskopering.....	52
4.4	Ändring av fosfordosering .....	52
4.4.1	Hittills gällande dosering .....	53
4.4.2	Beräkningar med teoretiska antaganden .....	53
4.4.3	Beräkningar med praktiska studier som utgångspunkt .....	56
4.4.4	Implementering av ny fosfordosering .....	58
4.5	Utvärdering och justering av ny dosering .....	59
4.5.1	Regelbundna mätningar.....	59
4.5.2	Cykelstudie 3, 12 mars .....	62
4.5.3	Cykelstudie 4, 27 mars .....	65
4.5.4	Slutgiltig dosering .....	69
4.5.5	Erfarenheter från ändring av fosfordosering .....	69
4.6	Cykelstudie på lab-uppställning med samlat lakvatten .....	70
4.6.1	Resultat.....	70
4.6.2	Jämförelse med cykelstudier från pilotanläggningen.....	73
4.6.3	Tolkning av resultat från cykelstudie på samlat lakvatten .....	74
5	Diskussion.....	75
6	Slutsatser .....	77
7	Referenser .....	78
8	Bilagor .....	80

# 1 Inledning

Lakvatten från avfallsanläggningar behöver behandlas innan det är tillräckligt rent för att släppas ut i naturen. Tidigare har man ansett att det bäst behandlas tillsammans med kommunalt avloppsreningsvatten på reningsverk, men nu har man övergått till att allt oftare förespråka separat rening av lakvattnet, lokalt på avfallsanläggningen. Sydskånes avfallsaktiebolag, Sysav, skickar idag lakvattnet från Spillepengs avfallsanläggning till det kommunala avloppsreningsverket Sjölunda, men i framtagnandet av ett nytt tillstånd för Sysavs verksamhet från miljödomstolen fokuseras det på lokal rening av lakvattnet på Spillepeng. För att utvärdera och utveckla möjligheterna för lokal lakvattenrening har Sysav utfört laborieförsök tillsammans med Lunds Tekniska Högskola samt tagit två pilotanläggningar med biologisk rening i drift, en SBR (Sequencing Batch Reactor) och en MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor). I detta examensarbete fokuseras helt på SBR-tekniken, som på svenska brukar benämnas satsvis biologisk rening. Pilotanläggningen hade drivits ett antal månader med långtgående kväverening då detta examensarbete påbörjades med målet att optimera processen.

I en deldom från miljödomstolen ges förslag på riktvärden för utsläpp av olika ämnen till recipienten Öresund. Det är främst riktvärdena för kväve, organiskt material (COD) och fosfor som är kritiska, och som reningen med SBR-teknik fokuseras på. Lakvattenströmmarna från Spillepeng har höga halter av kväve och COD. Till den biologiska processen, som utgörs av COD-nedbrytning, nitrifikation och denitrifikation behövs ett visst förhållande mellan kväve, kol och fosfor. Eftersom mängden fosfor i lakvattnet inte är tillräckligt stor tillsätts fosforsyra, och till denitrifikationen tillsätts även etanol som utgör en för mikroorganismerna lättillgänglig kolkälla. För att säkerställa långtgående kväverening och utesluta fosforbrist har fosforsyra doserats till processen i sådan omfattning att riktvärdet i utflödet överskridits i stort sett hela tiden.

En optimering av processen innebär att uppnå målen, det vill säga nå under riktvärdena för utsläpp till recipienten, samtidigt som så lite resurser som möjligt används. Eftersom SBR är en satsreaktor vars process genomförs i cykler är en del av optimeringen att anpassa längden av cykelns faser så att fullständig rening åstadkommes utan att faserna är onödigt långa. En annan del av optimeringen är att dosera tillräckligt mycket etanol och fosforsyra för att fullständig kväverening ska uppnås utan att det blir ett överskott av kol och fosfor som följer med utloppet. Optimeringen är alltså till stor del en balansgång mellan vad som är nödvändigt för processen och vad som är överflöd.

I pilotanläggningen behandlas av praktiska skäl endast en lakvattenström som kallas P2/P6 och inte har exakt samma karaktär som det samlade lakvattnet från hela Spillepeng. För att fastställa att även det samlade lakvattnet kan behandlas med SBR-teknik drevs under ca två månader en SBR i laboratorieskala med rening av samlat lakvatten på VA-teknik på Lunds Tekniska Högskola.

## 1.1 Syfte

Den första delen av syftet med examensarbetet är att studera processen i pilotanläggningen för att se hur den fungerar och vad som kan förbättras, vilka nedbrytningshastigheter som uppnås

under rådande förhållanden och hur de olika fasernas längd kan anpassas efter dem. Den andra delen av syftet är att optimera doseringen av fosforsyra, d v s få ner fosforhalten i utloppet utan att kvävereningen påverkas negativt. Ett parallellt syfte är att undersöka slammet i reaktorn och speciellt vad fällningarna (den oorganiska fraktionen av slammet) består av. Examensarbetets syfte kan delas upp i punktform enligt nedan:

- Studera processen för att se vad som kan förbättras.
- Avgöra hur faserna i processen kan anpassas efter nedbrytningshastigheterna.
- Ta reda på hur stor mängd fosfor som behövs för biologisk aktivitet.
- Utredda hur mycket fosfor som tas upp biologiskt (organiskt) och hur mycket som bildar fällningar (oorganiskt).
- Optimera fosfordoseringen så att halterna av både kväve och fosfor i utflödet understiger riktvärdena.
- Studera egenskaper hos slammet i pilotreaktorn.
- Bestämma sammansättningen av den oorganiska fraktionen av slammet.

Vid sidan av arbetet med pilotanläggningen är ytterligare ett syfte med detta examensarbete följande:

- Jämföra reningsprocessen för lakvattnet P2/P6 (pilot) med reningsprocessen för samlat lakvatten (lab).

## 1.2 Metod

Studier av reningsprocessens förlopp under enskilda cykler i reaktorn, benämnd som cykelstudier, har utgjort en bas i optimeringsarbetet. De har använts för att utvärdera processen, beräkna nedbrytningshastigheter och studera upptaget av fosfor. För att utreda vad som händer med den fosfor som tas upp i processen har fosforfraktionerna i slammet separerats enligt en metod som tidigare använts till analys av naturliga sediment och slam från kommunala avloppsreningsverk. De praktiska studierna, tillsammans med en mindre litteraturstudie, har använts för att ta fram en strategi för dosering av fosforsyra. Strategin har sedan testats på pilotanläggningen, utvärderats med hjälp av regelbundna mätningar samt cykelstudier och därefter ändrats efter behov. Vid sidan av optimeringsförsöken har flera enklare studier av slammet genomförts. För att utreda vilka fällningar som bildas i processen genomfördes en mer omfattande studie av slammets oorganiska fraktion med elektronmikroskop (SEM-EDX), där resultatet visade fördelningen av grundämnen.

För att kunna jämföra reningen av P2/P6 med reningen av blandat lakvatten genomfördes en cykelstudie på den laboratoriereaktor där lakvatten ”mix” behandlades.

## 1.3 Avgränsningar

Anpassningen av fasernas längd till nedbrytningshastigheterna begränsas till utvärdering av befintlig drift och förslag på ändring, inte verkställande av ändringar. Målet att komma under riktvärdena i utloppet från pilotanläggningen begränsas i examensarbetet till att omfatta kväve och fosfor. Nedbrytningen av COD studeras också, men inga andra ämnen. Undersökningen av fosforfraktioner i slammet inkluderar endast en analysmetod, som vad författaren vet inte är beprövad för denna typ av slam. Undersökningen av vilka fällningar som bildas i processen begränsas till analysen av det oorganiska slammets innehåll av grundämnen, ingen ingående analys av möjliga föreningar görs. Arbetet med pilotanläggningen inkluderar bara behandling

av en lakvattenström, P2/P6. Jämförelsen som görs i detta examensarbete med behandling av samlat lakvatten begränsas till en cykelstudie på laboratorieförsök med samlat lakvatten.

## 1.4 Rapportens innehåll

För att få en uppfattning om varför problemställningen i examensarbetet överhuvudtaget uppkommit börjar rapporten med ett kapitel som handlar om varför lakvatten bildas, varför det behöver renas och hur det kan renas. Lakvattens uppkomst och innehåll står att läsa om i kapitel 2.1. Information om varför lakvatten behöver renas och hur det kan gå till finns i kapitel 2.2, där det också finns mer specifik information om den teknik som används i det aktuella fallet, samt om behovet av fosfor i processen. Den sista delen av bakgrunden, som handlar om företaget Sysav och studier som föregått detta examensarbete, återfinns i kapitel 2.3. Därefter följer kapitel 3, som beskriver hur examensarbetet utförts. I kapitel 4 finner man resultaten som framkommit av studierna, tillsammans med en diskussion om resultaten. Som avslutning presenteras en diskussion i kapitel 5 och slutsatser i kapitel 6.



## 2 Bakgrund

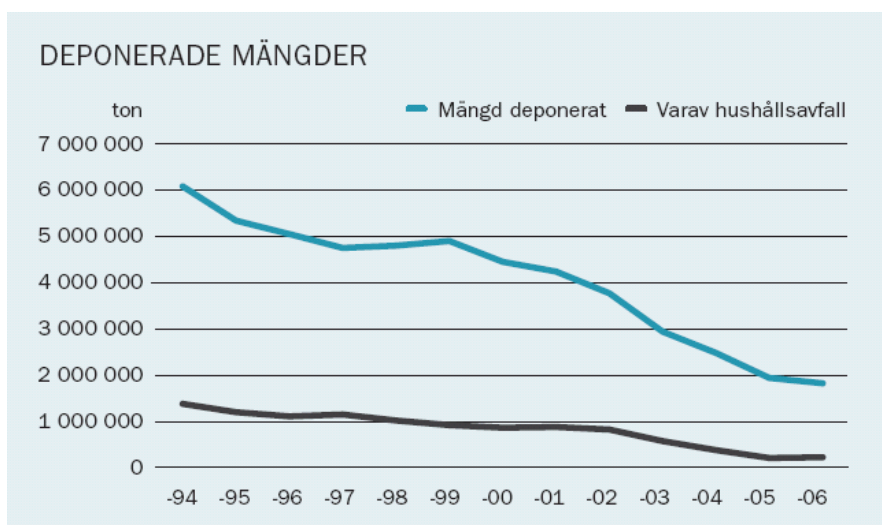
I detta kapitel presenteras bakgrundsinformation som sätter examensarbetet i ett sammanhang. Det börjar med fakta om hur avfall hanteras i Sverige och hur lakvatten bildas, för att sedan följas av ett stycke som handlar om varför lakvatten behöver behandlas och hur det kan utföras. I det sista stycket beskrivs företaget Sysav och studier som föregått detta examensarbete.

### 2.1 Avfallshantering och lakvattenbildning

#### 2.1.1 Avfallshantering

Under 2006 behandlades 4,5 miljoner ton hushållsavfall i Sverige, vilket motsvarar nästan 500 kg per person. Utav detta deponerades 5 procent medan 47 procent förbrändes och ytterligare 47 procent gick till materialåtervinning, inklusive biologisk behandling (Svensk Avfallshantering 2007).

Deponering av avfall i Sverige har minskat betydande sedan 1994, då Avfall Sverige började föra statistik över området. 1994 deponerades totalt ca 6,1 miljoner ton avfall, varav ca 1,4 miljoner ton var hushållsavfall (Svensk Avfallshantering 2007). Under 2006 deponerades 1,8 miljoner ton avfall, inklusive bl a industriellt avfall och aska, se figur 2.1.



**Figur 2.1** Deponerade mängder i Sverige 1994-2006. Källa: Svensk Avfallshantering 2007. Används med tillåtelse från Avfall Sverige (Ingegerd Svantesson, 16 april 2008).

När det gäller hantering av avfall talar man om avfallshierarki (Svensk Avfallshantering 2007), vilket innebär att återvinning står högst upp och är det man föredrar, medan deponering är längst ner i ordningen och bara används när inga andra alternativ är tillämpbara. Mest önskvärt är naturligtvis att minska mängden avfall vid källan. Trots detta verkar omhändertagandet av hushållsavfall i nuläget vara mer framgångsrikt än minskningen av den totala mängden hushållsavfall. Mängden har nämligen ökat, från 4,2 miljoner ton 2002 till 4,5 miljoner ton 2006. Dock har mängden återvunnet material ökat mer än avfallsmängden, så

man kan ändå säga att trenden är positiv (Svensk Avfallshantering 2007). Inräknat i hushållsavfallet är kärll- och säckavfall, trädgårdsavfall, farligt avfall och även motsvarande avfall från kontor, restauranger, affärer, industrier och dylikt. Ansvaret för detta avfall är uppdelat mellan producenterna som ska ta hand om sina respektive förpackningar, och kommunerna som tar hand om det resterande hushållsavfallet. För det övriga avfallet ansvarar industri- och näringslivet.

## 2.1.2 Mål och regler för avfallshantering och deponering

Generella regler för svensk avfallshantering fås av ramar givna av EU (Svensk Avfallshantering 2007), och den miljörelaterade delen av verksamheten styrs övergripande av den svenska riksdagens miljömål. Av de 16 miljömålen är det främst nummer 15, "God bebyggd miljö", som går in på avfallshantering (Miljömålsportalen 2007). Delmål 5, som ses i faktarutan nedan, handlar om avfall och säger bl.a. att mängden deponerat avfall ska minska och andelen återvunnet material ska öka.

### **Miljökvalitetsmål 15. God bebyggd miljö**

#### **Delmål 5, 2005/2015. Avfall**

Den totala mängden genererat avfall skall inte öka och den resurs som avfall utgör skall tas till vara i så hög grad som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. Särskilt gäller att:

- Mängden deponerat avfall exklusive gruvavfall skall minska med minst 50 procent till år 2005 räknat från 1994 års nivå.
- Senast år 2010 skall minst 50 procent av hushållsavfallet återvinnas genom materialåtervinning, inklusive biologisk behandling.
- Senast år 2010 skall minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till såväl hemkompostering som central behandling.
- Senast år 2010 skall matavfall och därmed jämförligt avfall från livsmedelsindustrier m.m. återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser sådant avfall som förekommer utan att vara blandat med annat avfall och är av en sådan kvalitet att det är lämpligt att efter behandling återföra till växtodling.

Senast år 2015 skall minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark.

*Formuleringen av delmålet är hämtad från Miljömålsportalen 2007.*

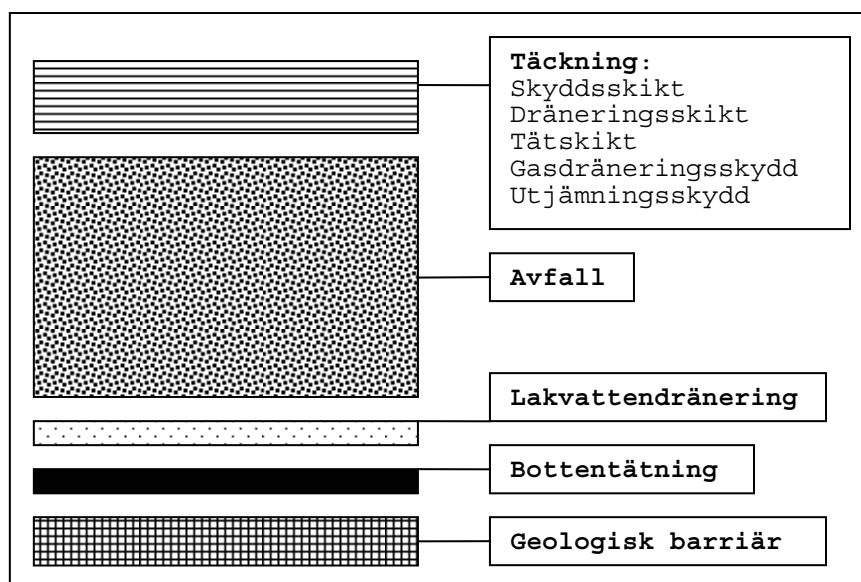
För att nå miljömålen används styrmedel, främst i form av skatter och regler. Det är bestämt att sedan 1991 ska alla kommuner ha en plan för sitt avfall, vilket har lett till bättre system för källsortering och återvinning i synnerhet och avfallshantering i allmänhet (Naturvårdsverket 2007a). Under 2000-talet har krafttag tagits för att minska deponeringen av avfall. Genom att beskatta deponerat avfall sedan 2000 har mängden minskat betydligt. Från och med 2002 är dessutom deponering av brännbart avfall förbjudet, och sedan 2005 är deponering av organiskt avfall förbjudet. För hushållsavfall infördes 2006 en skatt på förbränning av fossilt avfall, med avsikten att öka återvinningen av framför allt plast. Andelen fossilt avfall går inte att beräkna i varje enskilt fall, men man räknar med schablonvärde på 12,6 procent av hushållsavfallet. Skattebeloppet blir olika beroende på om förbränningsanläggningen

producerar värme eller el. Nya regler om hur deponier ska utformas och hur innehållet ska analyseras och kontrolleras har också införts, vilket ger en bättre kontroll på föroreningar och en möjlighet att bättre leda rätt typ av avfall till rätt typ av deponi. Förutom skatter och regler har också investeringsbidrag för minskning av klimatpåverkan lett till ökad produktion och användning av biogas från avfall (Naturvårdsverket 2007a).

### 2.1.3 Utformning av en deponi

Förr skapade man oftast deponier genom att helt enkelt lägga blandade sopor på hög. Idag ser det annorlunda ut, dels för att man sorterar avfallet och behandlar det så långt som möjligt utan att deponera, men också för att man delar in det avfall som ska deponeras i olika kategorier som läggs i separata deponiceller. Dessutom får inte avfallshögarna se ut hur som helst, utan det finns regler och rekommendationer för hur en deponi ska byggas upp. De flesta av dagens aktiva deponier följer alltså en viss linje, men det finns variationer och framförallt finns det gamla deponier som saknar den moderna tätning och dränering som beskrivs nedan. Enklare typer av dränering i form av omkringliggande diken är vanligt vid äldre deponier (Naturvårdsverket 2007b).

Utformningen av deponiceller skiljer sig beroende på typen av avfall, men gemensamt är att de har tätning och täckning för att förhindra spridning av föroreningar. Principen ser ut enligt skissen nedan (Deponihandboken 2004), med en geologisk barriär i botten, följt av en bottentätning med ovanliggande lakvattendränering under avfallet, samt en täckning ovanpå avfallet. För alla skikten finns regler och riktlinjer för tjocklek, material, permeabilitet etc.



Figur 2.2 Principskiss över utformningen av en deponi.

Den geologiska barriären utgör det yttersta skyddet om täckningen och bottentätningen inte fungerar så väl som är tänkt. Den ska fördröja föroreningssläckage så att åtgärder hinner vidtas, samt medverka till utspädning och fastläggning eller nedbrytning av föroreningarna. Eftersom det är svårt att hitta platser med de rätta förhållandena skapas ofta en konstgjord geologisk barriär, t ex av bentonit utblandat med ballastmaterial.

Bottentätningen kan bestå av geomembran av plast eller gummi, men också av naturlig lera eller bentonitmattor (Deponihandboken 2004). Gränsvärdet för hur mycket lakvatten som tillåts tränga igenom bottentätningen är 5 liter per kvadratmeter och år för deponiklass 1, och 50 liter per kvadratmeter och år för deponiklass 2. Ovanför bottentätningen finns ett skikt för dränering av lakvatten som skyddar bottentätningen från högt vattentryck. Dräneringsskiktet består av grova fraktioner såsom stenskärv eller grov makadam. Mellan bottentätningen och dräneringsskiktet finns ett lager som skyddar tätningen mot vasst och grovt material från dräneringsskiktet. För att vattnet ska rinna undan krävs att botten lutar, men är lutningen inte tillräckligt stor brukar dräneringen förstärkas med dräneringsrör. Avledningen av lakvatten är speciellt viktig i början av deponeringen, innan sluttäckningen. (Deponihandboken 2004)

Täckningen av deponin består av flera skikt och har som funktion att hindra vatten och syre från att tränga in i upplaget samt att hindra utläckage av gas som bildats i deponin. Nederst i täckningen anläggs ett utjämningskikt för att skapa ett jämnt underlag med rätt lutning. Som nästa lager rekommenderas att man har ett gasdräneringsskikt, men det är inte tvunget enligt lagstiftning (Deponihandboken 2004). För nästa skikt, tätskiktet, finns dock regleringar som motsvarar dem för bottentätningen. Detta skikt, som består av lera, bentonitmattor eller dylikt, hindrar inträngning av syre och vatten. Över tätskiktet finns ett dräneringsskikt som avleder regnvatten, bestående av grovt grus eller makadam. Allra överst läggs ett skyddsskikt av t.ex. morän eller schaktmassor. Dess funktion är att skydda tätskiktet mot mekanisk påverkan såsom erosion, frost, uttorkning och rotpenetration (Deponihandboken 2004).

En deponi anläggs etappvis, så att de delar som är färdiga kan täckas över så fort som möjligt. Det innebär att endast en liten yta, som är under uppbyggnad, blottas för nederbörd.

#### 2.1.4 Lakvattenbildning och uppsamling

Lakvatten bildas när vatten kommer i kontakt med de deponerade massorna och löser ut olika ämnen som förorenar vattnet. Källan är främst nederbörd, men kan också vara pressvatten från de kompakterade avfallsmassorna eller inträngande ytvatten och grundvatten (Naturvårdsverket 2007b). Hur mycket lakvatten som bildas och hur det sprids påverkas av deponins läge. Om den ligger på ett inströmningsområde<sup>1</sup> är risken större att lakvatten läcker från deponin och förorenar grundvattnet eftersom zonen under är omättad på fukt. Är deponin däremot belägen i ett utströmningsområde<sup>2</sup> så är vattentrycket utifrån så stort att lakvatten inte kan läcka ut, men istället kan grundvatten tränga in, vilket ger en ökad mängd lakvatten (Naturvårdsverket 2007b). Generellt sett är det önskvärt att hålla lakvattenmängden så liten som möjligt eftersom det underlättar omhändertagandet och reningen.

#### 2.1.5 Lakvattens karaktär i allmänhet

I lakvatten från deponier med hushållsavfall och industriavfall finns en stor mängd föroreningar som man vet kan vara miljöfarliga, men eftersom antalet ämnen är så stort så är det praktiskt taget omöjligt att analysera alla (IVL 2000). Karaktären på lakvattnet varierar förutom med typen av avfall också med deponins ålder, vilket beskrivs i nedanstående stycke.

---

<sup>1</sup> Inströmningsområde - område i terrängen där det sker en påfyllnad av grundvattnet (Nationalencyklopedin)

<sup>2</sup> Utströmningsområde - område i terrängen där det sker ett utflöde av vatten i grundvattenzonen (Nationalencyklopedin)

I grova drag kan sägas att de miljöstörande ämnena från lakvatten i allmänhet utgörs av näringsämnen, metaller, salter, syreförbrukande material och organiska miljögifter (Avfall Sverige 2007a, IVL 2000). Det finns inga allmänna metoder eller regler för hur lakvatten ska karaktäriseras, men IVL har tagit fram ett karaktäriseringsprogram som bygger på fem delar; allmän karaktärisering, metaller och andra grundämnen, metallorganiska föreningar, organiska föreningar och organiska summaparametrar samt toxicitet (IVL 2000). I de fem delprogrammen presenteras lämpliga analysparametrar och metoder, samt hur ofta och i vilka sammanhang det är rimligt att använda dem.

### 2.1.6 Deponins faser och lakvattenkaraktär

I en deponi som innehåller någon form av nedbrytbart material pågår biologiska nedbrytningsprocesser i olika steg. De olika faserna delas in efter de förhållanden som råder och de föreningar som bildas. Faserna kan delas in enligt följande (Environmental Biotechnology 2004, Naturvårdsverket 2007b):

- Aerob fas (några veckor)
- Sur anaerob fas (ca 10 år)
- Metanogen fas (ca 100 år)

Efter dessa faser kommer en humusbildande fas (Naturvårdsverket 2007b), men man har inga säkra kunskaper om den. De mest intressanta faserna är den sura och den metanogena fasen

När syret i deponin tagit slut bryts det organiska materialet ned anaeroft, varpå organiska fettsyror bildas (Naturvårdsverket 2007b) vilket medför att pH sjunker. Under den sura anaeroba fasen innehåller lakvattnet mycket kväve i form av ammonium samt svavel och nedbrytbart syreförbrukande material mätt som BOD och COD (Naturvårdsverket 2007b). Under detta stadium är kvoten mellan BOD och COD högre än i den metanogena fasen (Naturvårdsverket 2007b), d.v.s. andelen av det syreförbrukande materialet som är biologiskt nedbrytbart är högre. Eftersom lakvattnet är surt lakas metaller såsom zink, järn och mangan lakas ut och halten av metaller blir alltså hög i vattnet. Dock binds en stor del av metallerna igen genom att sulfat reduceras till vätesulfid ( $\text{HS}^-$ ) som tillsammans med metallerna bildar svårlösliga sulfider vilka binds i deponin (Environmental Biotechnology 2004, Naturvårdsverket 2007b).

Under nästa fas i deponin bildas metangas, varför den kallas den metanogena fasen. Lakvattnets pH höjs igen, till neutralt eller svagt basiskt (Naturvårdsverket 2007b). Halten BOD brukar ha minskat något sedan den sura fasen, medan halten COD fortfarande är hög liksom ammoniumkoncentrationen. Det material som ger upphov till BOD och COD är organiska föreningar, och när andelen BOD minskar i förhållande till COD betyder det att andelen organiskt material som kan brytas ned med hjälp av biologisk behandling minskar. Vad gäller metaller brukar halterna i lakvattnet vara något lägre än under den sura fasen, men järn- och kloridhalter är fortfarande höga och blyhalten kan vara högre än under den sura fasen.

Etappvis anläggning av en deponi medför att olika delar av deponin kan befinna sig i olika faser. Det gör att lakvatten från en deponi inte nödvändigtvis följer precis det mönster som beskrivits ovan. Att lakvattenmängden är större från den nyaste delen av deponin påverkar också sammansättningen av det samlade lakvattnet.

De nya reglerna och förändringen av avfallshantering som kommit under 2000-talet påverkar deponiernas sammansättning och därmed lakvattnets sammansättning. Vid planering av framtida lakvattenhantering är det viktigt att ha i åtanke att lakvattnets sammansättning med stor sannolikhet kommer förändras med tiden.

## 2.2 Rening av lakvatten

### 2.2.1 Vad vill man få bort och varför?

Från beskrivningen av lakvattnets karaktär (kapitel 2.1.5) förstås att lakvattnet måste renas från vissa ämnen innan det släpps ut i recipienten. Det rör sig främst om närsalter, metaller, salter, syreförbrukande material och organiska miljögifter (Avfall Sverige 2007a, IVL 2000). För många ämnen, exempelvis närsalter, metaller och salter, gäller att de inte är miljöfarliga på rätt plats i lagom mängd utan i stället nödvändiga, men i för höga koncentrationer eller på olämplig plats utgör de ett hot mot miljön.

Som närsalter räknas i det här fallet kväve- och fosforföreningar. Anledningen till att de är miljöstörande är att de bidrar till övergödningen av hav, sjöar och vattendrag. Övergödning, eutrofiering, innebär en stor tillväxt av växtplankton och fintrådiga alger på bekostnad av andra arter. Den ökade tillväxten leder till ökad syreförbrukning och när växterna dör, faller till botten och bryts ner skapas syrefattiga eller syrefria bottnar. Den stora mängden växtplankton och fintrådiga alger skuggar och konkurrerar ut andra växter, vilket t.ex. försämrar lekplatserna för många fiskarter. Näringskedjan rubbas och ekosystemet hamnar ur balans eller finner en ny balans, i allmänhet med färre arter. Det är främst tillgången på kväve och fosfor som begränsar tillväxten. I allmänhet är det kväve som är begränsande i hav och fosfor i sötvatten (Nationalencyklopedin 2008). Övergödningen ses, tillsammans med överfisket, av Naturvårdsverket som det främsta hotet mot den biologiska mångfalden i haven runt Sveriges kuster (Naturvårdsverket 2008). I lakvatten är det främst kväve som förekommer i höga koncentrationer, och därför fokuseras reningen av lakvatten mycket på kväve.

Organiskt material förbrukar syre när det bryts ned och kan därför också orsaka syrebrist i vattnet och syrefria bottnar, vilket påverkar många organismer. I denna rapport omtalas organiskt material mest som COD (chemical oxygen demand) vilket är ett mått på den mängd syre som behövs för att oxidera (bryta ned) materialet kemiskt. Ibland används också BOD (biochemical oxygen demand) som är ett mått på hur mycket syre som går åt till biokemisk oxidation av materialet. BOD är mindre eller i vissa fall lika mycket som COD, eftersom det endast motsvarar den del av det organiska materialet som är biologiskt nedbrytbart, medan COD motsvarar hela mängden organiskt material.

### 2.2.2 Behandling av lakvatten i Sverige idag

Som första åtgärd försöker man minska mängden lakvatten som bildas. Det handlar om att minska mängden deponerat lakbart avfall och konstruera deponierna så att så lite vatten som möjligt kan passera genom deponin, se kapitel 2.1. Det lakvatten som ändå bildas samlas upp och behandlas. Tidigare ansågs det som lämpligast att behandla lakvattnet i kommunala avloppsreningsverk, men nu övergår man mer till lokal behandling som är speciellt utformad för det aktuella lakvattnet (Deponihandboken 2004). Anledningen är att reningsprocessen i de

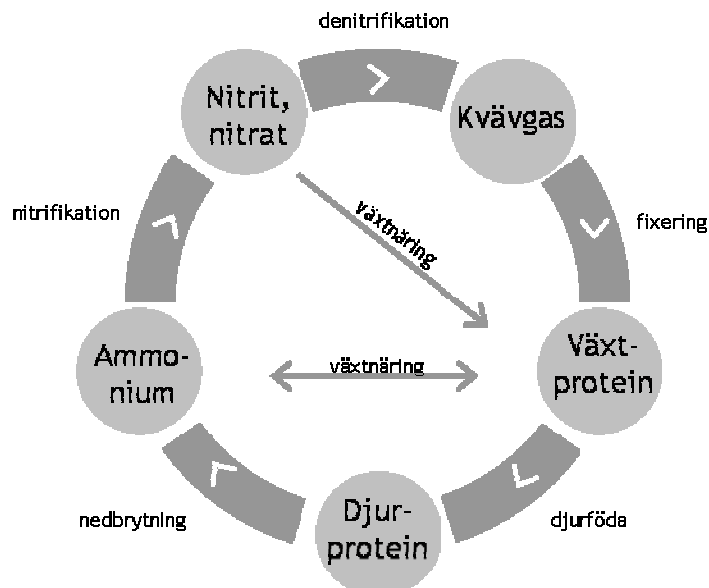
kommunala avloppsreningsverken inte är anpassad för rening av lakvatten, varför reningseffekten kan bli relativt låg. Dessutom kan lakvattnets innehåll störa processen och ansamlas i slammet, vilket försvårar användningen av överskottsslam som gödning på åkrar och dylikt (Deponihandboken 2004). Dock är behandling i kommunalt reningsverk fortfarande den vanligaste metoden för rening av lakvatten i Sverige (Avfall Sverige 2007b).

För lokal behandling av lakvattnet finns flera alternativ. Vanliga metoder är biologisk behandling med aktivt slam, naturliga system som våtmarker eller översilningsytor samt system med kemisk fällning. De biologiska behandlingsmetoderna har hög reningseffekt för kväve, biologiskt nedbrytbart organiskt material samt en viss förmåga att ta upp metaller genom adsorption till slam eller fastbindning till mark och växter. Kemisk fällning används främst för att avlägsna tungmetaller från vattnet, men kan även fälla ut en del organiskt material (Avfall Sverige 2007b).

### 2.2.3 Kväverening

#### *Kvävets kretslopp*

Kväve förekommer i naturen i olika former och i stora drag varierar formerna enligt figur 2.3. I luften återfinns kväve huvudsakligen i form av kvävgas,  $N_2$ . Vissa växter innehar förmågan att kunna fixera kvävgas från luften och tillgodogör sig näringen på det sättet. Växterna äts upp och kvävet används till att bygga upp proteiner i djur, eller dör växterna och bryts ner varefter kvävet övergår till ammonium-form. Ammonium, nitrit och nitrat utgör en tillgänglig kvävekälla för många växter. Oxideringen av ammonium till nitrat kallas nitrifikation och reduktionen av nitrat till kvävgas kallas denitrifikation, se särskilt stycke nedan.



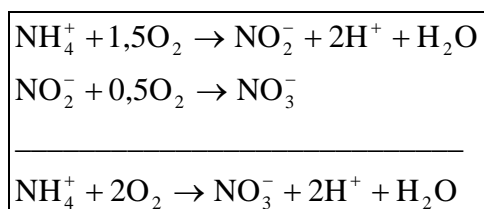
Figur 2.3 Kvävets kretslopp. Källa: Gillberg et al 2003.

## Reningsprocesser

För rening av avloppsvatten med avseende på kväve används nästan uteslutande biologisk rening, vilket innebär att det är mikroorganismer som omvandlar kväveföreningarna i vattnet till kvävgas som avges till luften. Den blandning av mikroorganismer som används kallas för aktivt slam om den är i suspension eller biofilm om den sitter fast på ett bärrmaterial (fast eller rörligt). Bakteriekulturen bygger i allmänhet upp sig själv när man skapar rätt förhållanden för den. Vid uppstart av en anläggning kan man låta slammet byggas upp från de bakterier som finns i avloppsvattnet och i naturen, men det är vanligt att man börjar med att ta slam från en befintlig anläggning. Beroende på hur avloppsvattnet ser ut och vilka förhållanden som råder så anpassar sig bakteriefloran. Det finns olika sätt att konstruera en anläggning för kväverening. Gemensamt är dock att avloppsvatten, liksom lakvatten, främst innehåller kväve i form av ammonium, vilket i reningsanläggningen genomgår nitrifikation och denitrifikation. En mindre del ammonium tas också upp vid biologisk slamtillväxt, eftersom alla organismer behöver kväve som byggsten i cellen (Gillberg et al 2003). Den formen av kväverening kallas assimilativ kvävereduktion, medan omvandlingen till kvävgas genom nitrifikation och denitrifikation kallas dissimilativ kväverening. Vid assimilativt kväveupptag beror kväveupptaget på hur stor slamtillväxten är. Vid aerob nedbrytning brukar man räkna med att 0,5 gram biomassa bildas för varje gram COD (BOD) som bryts ned och att 5 gram kväve tas upp när 100 gram COD tas upp (Gillberg et al 2003). I en process med nitrifikation och denitrifikation utför heterotrofa organismer nedbrytning av COD samtidigt som autotrofa organismer utför nitrifikation.

## Nitrifikation

Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) omvandlas via nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) enligt följande kemiska formel, där den nedre är summan av de två övre (Gillberg et al 2003):



Syre används alltså till att oxidera ammonium i två steg. Reaktionen utförs huvudsakligen av autotrofa bakterier, d v s bakterier som använder koldioxid och solljus som energikälla istället för organiskt kol. För att de ska kunna tillgodogöra sig kolet behöver koldioxid reduceras, vilket sker genom att kvävet oxideras (Henze et al 1995). Eftersom reaktionen frigör 2 mol vätejoner per mol kväve är sannolikheten stor att pH i vattnet sjunker om inte buffertkapaciteten är hög. Optimalt pH för bakterierna är mellan 8 och 9. De nitrifierande bakterierna tar egentligen upp ammoniak,  $\text{NH}_3$ , som är i jämvikt med ammonium i vattnet och återfinns i högre koncentrationer vid högre pH. Vid pH under 5.5 avstannar nitrifikationen helt (Gillberg et al 2003). Nitritoxidationen kan fungera vid lägre pH än ammoniumoxidationen (Gillberg et al 2003). Eftersom nitrifikationen orsakar en sänkning av pH så kommer pH vara lägre inuti bakterieflockar än i vattenlösningen (Henze et al 1995).

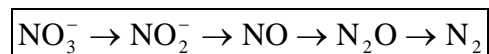
Den övre reaktionen, ammoniumoxidationen, kallas för nitritation, medan den undre reaktionen, nitritoxidationen, kallas för nitrifikation. Ofta brukar man använda nitrifikation som benämning på den totala reaktionen.

Eftersom energiutbytet från nitrifikationen är förhållandevis litet så är tillväxthastigheten för nitrifierande bakterier låg. För varje gram ammonium-kväve som oxideras bildas ca 0,1 g biomassa (Henze et al 1995).

Temperaturen påverkar nitrifikationshastigheten på så sätt att högre temperatur ger en högre nitrifikationshastighet, upp till ca 35°C då hastigheten sjunker för att sedan avstanna helt vid ca 40°C (Henze et al 1995). Nitrifikationsprocessen är möjlig att genomföra ner till ca 4°C men den är då väldigt långsam och kräver en hög slamålder, i storleksordningen 20 dagar (Gillberg et al 2003). Samtidigt som nitrifikationen utförs sker en aerob nedbrytning av organiskt material i vattnet. Eftersom bakterier som bryter ned organiskt material har högre slamproduktion än nitrifierare så är det fördelaktigt för nitrifikationen om halten organiskt material, BOD, är lägre (Gillberg et al 2003). I en vattenreningsprocess vill man dock vanligtvis även minska halterna av organiskt material i, så då är också den aeroba nedbrytningen av BOD önskvärd.

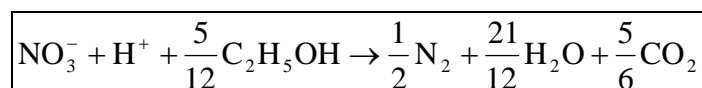
### *Denitrifikation*

När ammonium oxiderats till nitrit eller nitrat är kvävet fortfarande inte avlägsnat från vattnet. Nästa steg i kväverenningsprocessen är denitrifikation, där nitrat omvandlas till kvävgas. Det sker i flera steg, via flera olika kväveföreningar enligt nedan:



De intermediära produkterna är toxiska och därför inte önskvärda i för höga koncentrationer (Henze et al 1995).

Reaktionen utförs av heterotrofa bakterier, dvs bakterier som använder organiska kolföreningar som energikälla. Om kolkällan utgörs av enbart etanol blir reaktionen följande:



Vid denitrifikation reduceras nitrat till kvävgas och det organiska materialet oxideras med hjälp av nitrat till koldioxid. Organismerna som utför reaktionen är fakultativt anaeroba, vilket innebär att de föredrar syre som oxidationsmedel, men om inget syre finns närvarande använder de nitrat istället (Gillberg et al 2003 och Henze et al 1995). För att denitrifikationen ska fungera är det alltså viktigt att det inte finns något syre i vattnet, eller att syrehalten är mycket låg.

I reaktionen förbrukas vätejoner, vilket innebär att pH och alkalinitet höjs. Per mol kväve tas en av de två mol vätejoner som släpptes under nitrifikationen nu upp igen.

Biomassan av organismerna som utför denitrifikationen växer med ca 0,5 g COD<sub>biomassa</sub> per g COD<sub>substrat</sub>. När mikroorganismerna växer så behöver de förutom energi i form av kol också kväve och fosfor att bygga upp sina celler av. För att denitrifikationen ska fungera behövs alltså både energi i form av organiskt kol och närsalt i form av fosfor. I kommunalt avloppsvatten finns oftast tillräckligt med fosfor i vattnet (Henze et al 1995). Till industriellt avloppsvatten och lakvatten däremot, behöver ofta fosfor tillsättas för att denitrifikationen ska fungera. En möjlighet är att tillsätta lite kommunalt avloppsvatten, vilket tillämpas

exempelvis vid Norsa lakvattenreningsanläggning (VafabMiljö 2006). Där tillsätts ca 0,02 m<sup>3</sup> kommunalt avloppsvatten till en kubikmeter lakvatten. Till pilotanläggningen som undersöks i detta examensarbete tillsätts i stället fosforsyra. Någon litteratur om lämpliga doseringsförhållanden för fosforsyra har inte hittats.

## 2.2.4 SBR-teknik

SBR är en förkortning av Sequencing Batch Reactor men benämns ofta på svenska som Satsvis Biologisk Rening. Det är en reningsmetod med aktivt slam där reaktorn fylls satsvis och processen genomförs i cykler, till skillnad från en kontinuerlig process. En viss mängd obehandlat vatten tillförs i början av varje cykel och genomgår olika steg i form av luftning, omrörning utan luftning, sedimentering samt till sist dekantering. Variationer finns gällande hur många och vilka faser man har med i sin process.

Under luftningen skapas aeroba förhållanden vilket behövs för nitrifikation. Under denna fas sker även biologisk nedbrytning av organiskt material med hjälp av syre. Fasen med omrörning utan luftning skapar anoxiska förhållanden i reaktorn, där det finns tillgång till nitrat som oxidationsmedel men inte till syre. Detta, tillsammans med tillgång till kolkälla och fosfor, utgör förutsättningarna för denitrifikation. Under sedimenteringen sjunker slammet till botten vilket tillåter att man dekanterar delar av den övre fasen som består av behandlat vatten. Allt vatten i reaktorn byts inte ut under varje cykel, utan en mängd vatten och slam behålls alltid mellan cyklerna. Hur hög omsättning man väljer att ha på lakvatten och slam bestäms av vilken hydraulisk uppehållstid, HRT, och vilken slamålder, SRT, man kommit fram till som lämplig.

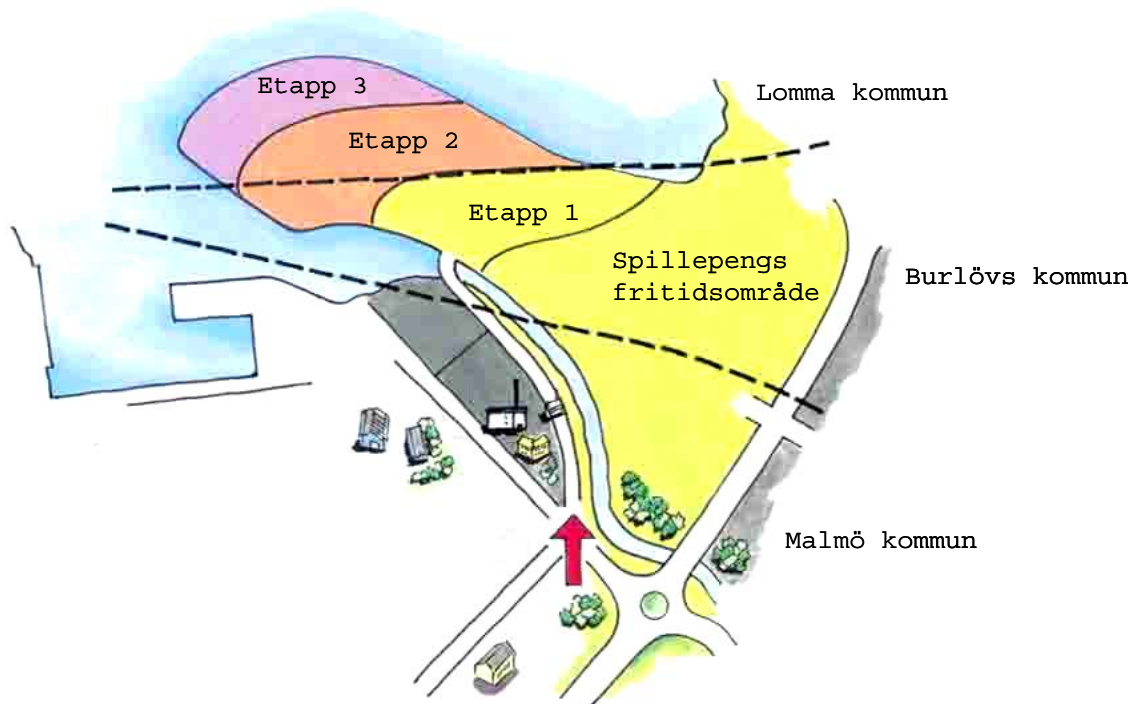
## 2.3 Avfalls- och lakvattenhantering på SYSAV

### 2.3.1 SYSAV och avfallsanläggningen Spillepeng

SYSAV är en förkortning av Sydsånes avfallsaktiebolag (Sysavs hemsida 2008) och är ett bolag som ägs av 14 kommuner i södra Skåne; Burlöv, Kävlinge, Lomma, Lund, Malmö, Simrishamn, Sjöbo, Skurup, Staffanstorps, Svedala, Tomelilla, Trelleborg, Vellinge och Ystad. Sysav tar emot avfall som samlats in av ägarkommunerna eller entreprenörer. Det handlar om både hushålls- och industriavfall, men inte förpackningar, som enligt lagen återvinns av förpackningsindustrin. Företaget har flera avfallsanläggningar, bl a Spillepeng som ligger vid kusten norr om Malmö, precis vid gränsen mellan Malmö, Lomma och Burlövs kommun. Vid Spillepeng har Sysav ett stort kraftvärmeverk där hushållsavfall och brännbart industriavfall förbränns (Sysav: Avfallsvärmeverket i Malmö) och energin tas tillvara som fjärrvärme och el (Sysav: Avfallet blir energi). På Spillepengs avfallsupplag sorteras olika avfallsfraktioner i celler. Exempelvis finns celler för rent träavfall, celler för kompostering av park- och trädgårdsavfall samt specialceller för farligt avfall så som asbest, eternit, slam och askor (Sysav: Spillepeng - avfallsupplag och fritidsområde). Det finns också celler för deponering av olika typer av avfall. Deponeringen var mer omfattande innan den strängare lagstiftningen kom och man deponerade då mer organiskt material. Organiskt avfall har deponerats tillsammans med grovavfall i sk bioceller.

Spillepeng var från början en förhållandevis okontrollerad soptipp (Sysav: Spillepeng – avfallsupplag och fritidsområde). De äldsta delarna, från ca 1950 till 1980-talet har täckts över

och används numera som fritidsområde. Den nyare delen har skapats genom att 55 hektar av Öresund har vallats in, havsvattnet pumpats ut och en udde ut i havet skapats, se figur 2.4. Vallen som omger avfallsanläggningen består av lermorän, geotextil, sten och stenblock (Sysav: Spillepeng - avfallsupplag och fritidsområde). Utbyggnaden har genomförts i tre etapper, den första 1990 och den tredje 1999. Botten på cellerna där avfallet hanteras är belägen 2-3 meter under havsytan, vilket innebär att det stora vattentrycket utifrån hindrar lakvatten från att tränga ut. Dock finns det en risk att lite havsvatten kan tränga in.



Figur 2.4 Skiss över Spillepengs avfallsanläggning och fritidsområde. Källa: Sysav

### 2.3.2 Lakvatten från Spillepeng

Lakvattnet från varje avfallscell dräneras och samlas in. Eftersom cellerna innehåller olika typer av avfall så får också lakvattnet olika karaktär, varför det är en fördel att kunna hantera varje lakvatten för sig (Sysav, 2007). Vattnet självrinner från varje cell till olika pumpstationer, och uppkallas efter numreringen av respektive pumpstation. Ursprunget och sammansättning av varje lakvattenström redovisas i bilaga A. En generell karaktärisering av vatten från olika typer av celler, indelade i tre grupper, presenteras i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Grov karaktärisering av lakvatten från olika typer av celler. Källa: Sysav, 2007.

Celltyp	pH	BOD	Närsalter	Metaller	Klorid
Bioceller/restceller	ca 8	högt	högt	måttligt	hög
Grovavfallsceller	ca 7	lågt	måttligt	lågt	hög
Specialceller	ca 10	lågt	högt	högt	mycket hög

Det vatten som behandlas i pilotanläggningen som används i detta examensarbete är en blandning av P2 och P6, som båda är bioceller. Karaktäriserande för strömmarna är att de har höga halter av kväve, COD och klorid samt måttligt metallhalt och fosforhalt. Större delen av

mängden COD är biologiskt svårnedbrytbar, vilket innebär att andelen BOD är låg. Lakvattnets pH ligger runt 7 och flödet av P2 och P6 var under 2006 sammanlagt ca 40 000 m<sup>3</sup> av totalt 170 000 m<sup>3</sup> lakvatten från hela den verksamma delen av Spillepeng. (Sysav, 2007) Utöver det som tagits med i karaktäriseringen från 2006 kan nämnas att koncentrationen av kalcium (Ca) i P2 och P6 är ca 200-250 mg/l (mätningar från 2002) och att blandprov av lakvatten från etapp 1-3 innehåller mellan 800 och 900 mg Ca per liter (mätningar från 2008) (Heander, E., 2008, muntlig referens).

### 2.3.3 Behandling av lakvattnet i dagsläget

Idag pumpas allt lakvatten till Sjölanda avloppsreningsverk för behandling innan det släpps ut i recipienten Öresund. Några av delströmmarna förbehandlas på Spillepengs avfallsanläggning. Det gäller lakvatten från specialcellen i etapp 1, P3, som infiltreras genom biocellen som är ansluten till pumpstationen P2. Infiltreringen leder till att metaller som finns i lakvattnet P3 binds till det fasta avfallet i biocellen. Eftersom metallinnehållet i lakvattnet P2 inte ökat efter 5 års användning av tekniken, så verkar det som att fastläggningen av metaller fungerar väl. Förbehandlingen gäller också lakvatten från celler med farligt avfall i etapp 2, strömmen S3, som blandas med lakvatten från biocellerna i en fällningsanläggning. När specialcellsvattnet S3, som är rikt på metaller, blandas med biocellsvattnet P2/P6 bildas fällningar av kalcium och metaller, främst bly. Den fasta fasen tas om hand på avfallsanläggningen och klarfasen, kallad Fällning Ut, skickas till Sjölanda avloppsreningsverk.

### 2.3.4 Planering för framtida behandling av lakvattnet

I samband med att den allmänna uppfattningen om hur lakvatten ska tas om hand har övergått från att rening i kommunala avloppsreningsverk setts som den bästa metoden till att lokal behandling anses bättre i många fall, så har också villkoren för Sysav ändrats. I processen för framtagande av nytt tillstånd från miljödomstolen för verksamheten har det fokuserats på lokal behandling av lakvattnet på Spillepengs avfallsanläggning. Den slutgiltiga domen är inte fastslagen ännu, men vissa riktlinjer gällande utsläpp av lakvatten har givits i en deldom, se tabell 2.2

**Tabell 2.2** Riktvärden för tillåtna utsläpp till Öresund från Spillepeng, givna i deldom meddelad 2007-08-23 av Miljödomstolen vid Växjö tingsrätt, mål nr M 3302-05.

<i>Ämne</i>	<i>Koncentration (mg/l)</i>
<i>COD<sub>Cr</sub></i>	500
<i>BOD<sub>7</sub></i>	10
<i>Tot-N</i>	15
<i>Tot-P</i>	0,5
<i>Kvicksilver</i>	0,001
<i>Kadmium</i>	0,001
<i>Vanadin</i>	0,05
<i>Krom</i>	0,05
<i>Bly</i>	0,05
<i>Nickel</i>	0,5
<i>Koppar</i>	0,5
<i>Zink</i>	0,5
<i>Oljeindex</i>	5

Sedan en tid tillbaka pågår ett projekt på Sysav för att undersöka hur lakvattnet i framtiden bäst kan hanteras. Lakvattenprojektet har delvis utförts som en del av ett större projekt som kallas INTERREG IIIA – Källsamarbetet. Projektet är delvis EU-finansierat och är ett dansk-svenskt samarbete kring reduktion av källor till utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen till Öresund (Källsamarbetets hemsida 2008). Projektet på Sysav har bestått av fyra delar: karaktärisering av lakvattnet, biologisk rening, filtreringsmetoder samt utbyte med andra aktörer inom området (Andersson, A. et al 2007).

### 2.3.5 Tidigare studier av biologisk rening på SYSAV

På Spillepeng behöver man ha en reningsmetod som framför allt minskar mängden närsalter, främst kväve, och organiska ämnen. Eftersom platsen är begränsad måste det vara en ganska kompakt anläggning. Med dessa förutsättningar har man valt att studera förutsättningarna för rening med aktivt slam i SBR (Sequencing Batch Reactor) och med biofilm i MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor). Studierna av MBBR-tekniken har främst utförts av AnoxKaldnes i samarbete med Sysav, medan studierna av SBR-tekniken har utförts av Sysav i samarbete med Lunds Tekniska Högskola och till viss del i samarbete med AnoxKaldnes, som hyr ut pilotanläggningen.

#### *SBR i labbskala*

Försök har genomförts på Lunds Tekniska Högskola med biologisk rening av Spillepengs lakvatten med SBR i labbskala. Studierna är uppdelade i fyra delar, där rening av olika lakvattenströmmar undersökts. Experimenten delas upp enligt följande (Sammanfattning av laboratorieresultat, LTH 2008):

- Nitrifikation och inkörning av denitrifikation, P2/P6
- Denitrifikation, P2/P6
- Nitrifikation, Fällning Ut
- Nitrifikation och denitrifikation, samlat lakvatten från etapp 1-3 på Spillepeng, kallat ”lakvatten mix”

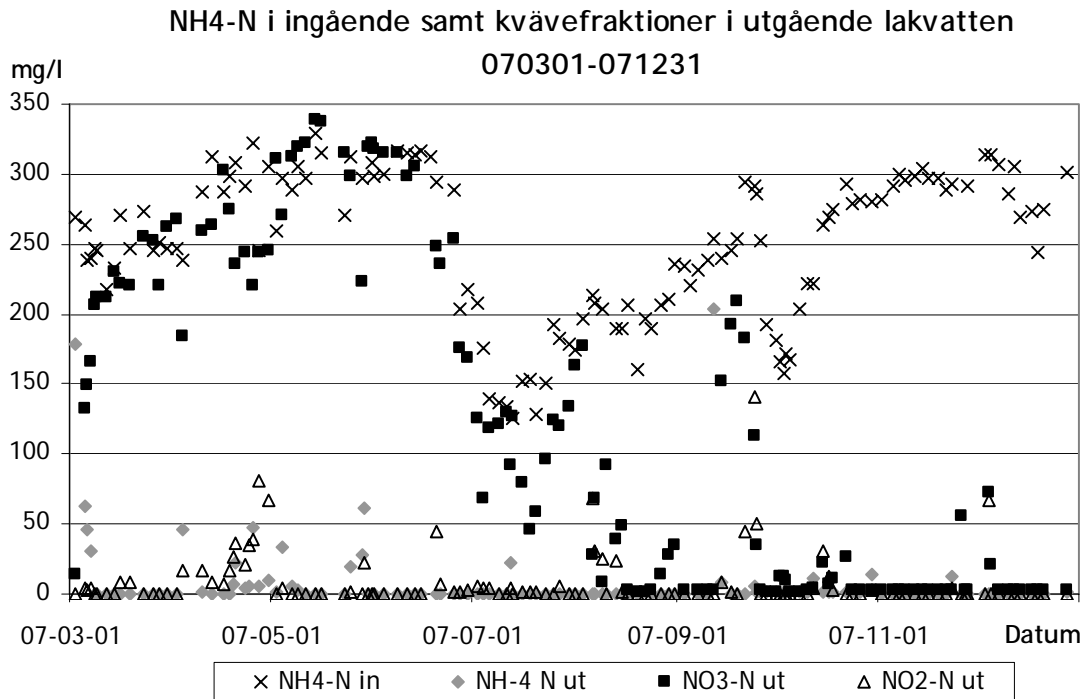
Det första experimentet syftade till att undersöka om det över huvud taget går att åstadkomma en fungerande SBR-process med det aktuella lakvattnet. En anledning till att strömmen P2/P6 valdes var att den strömmen skulle komma att bli aktuell vid drift av en pilotanläggning på Spillepeng. Laboratorieförsöken drevs under en förhållandevis lång tid och påvisade långtgående kväverening utan behov av tillsatt alkalinitet, men med behov av tillsatt fosfor. Till denitrifikation tillsattes som brukligt en kolkälla, här i form av etanol.

Lakvattenströmmen Fällning Ut har också höga COD- och kvävehalter, men lägre alkalinitet än P2/P6 och högre salthalt. Den höga salthalten försvårar reningen eftersom den orsakar utfällningar vilka medför tekniska driftproblem. Vid försöken med Fällning Ut användes slammet från försöken med P2/P6 och man övergick från att behandla enbart P2/P6 till att gradvis blanda i större mängder Fällning Ut. Vid drift med 10 % Fällning Ut och 90 % P2/P6 noterades högre nitritbildning och sämre nitrifikation. Med 30 % Fällning Ut kunde tidvis bra nitrifikation åstadkommas, men med lägre nitrifikationshastighet än vid körning med enbart P2/P6. När andelen Fällning Ut ökades till mer än 30 % kunde stabil nitrifikation ej åstadkommas. Lakvattenströmmen Fällning Ut är alltså svårare att behandla än P2/P6.

Som ett sista laboratorieförsök undersöktes reningen av blandat lakvatten från hela Spillepeng i SBR på samma sätt som de tidigare försöken. Syftet var att se om möjligheterna att rena det vattnet skiljde sig mycket från möjligheterna att rena P2/P6. Eftersom lakvattenströmmarna från de olika cellerna är separata och flödet varierar från var och en så går det inte att få ett exakt förhållande mellan strömmarna så som det kan se ut i framtiden, men man har blandat ihop de olika strömmarna i en proportion som förväntas vara representativ, se bilaga A. Detta blandprov är till sin karaktär ganska likt P2/P6, men har högre COD-halt, något högre salthalt samt lägre alkalinitet. Driftsperioden i laboratoriet var relativt kort, ca två månader, men tillräcklig för att man skulle kunna konstatera att en långtgående kväverening i SBR är möjlig även med detta vatten, men eventuellt med lägre kapacitet än med P2/P6 (Sammanfattning av laboratorieresultat, LTH 2008). I detta examensarbete ingår en cykelstudie på laboratorieuppställningen av SBR med blandat lakvatten, se kapitel 3.7 och 4.6.

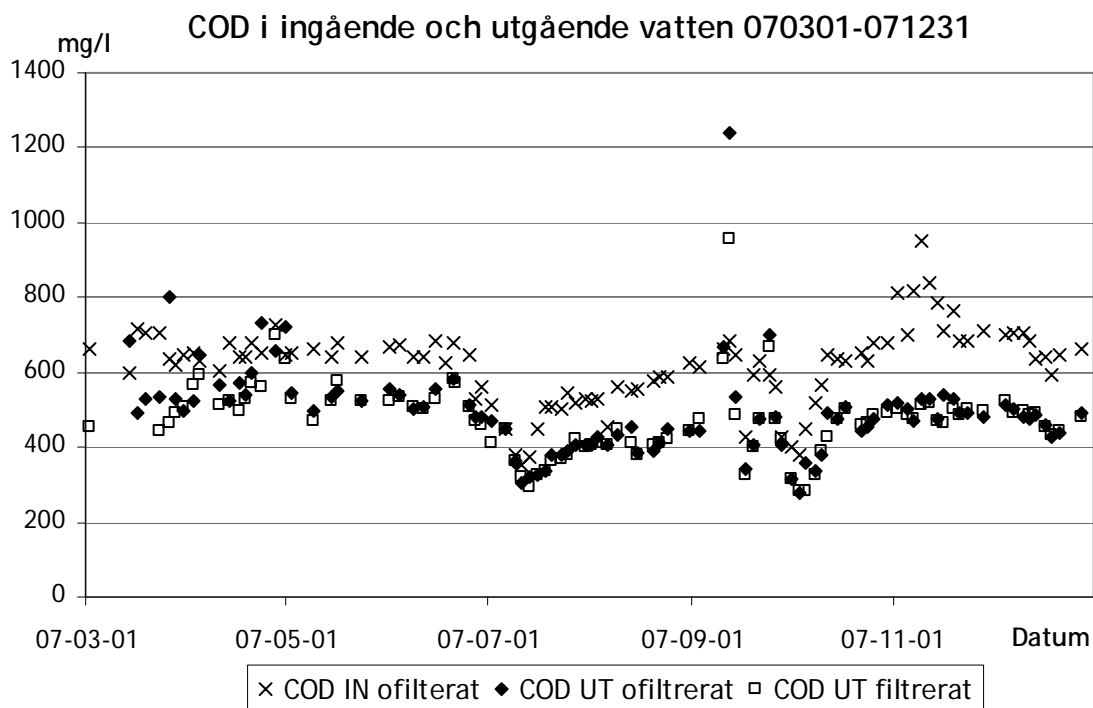
### *SBR i pilotskala*

I mars 2007 startades driften av en SBR i pilotskala på Spillepeng. I början applicerades endast nitrifikation, med ett framgångsrikt resultat då en minskning av ammoniumhalten med 97 % uppnåddes (Heander, 2007). Denitrifikationen tog längre tid att få igång men efter några månaders drift med vissa tekniska problem uppnåddes även fullständig denitrifikation. Ammonium-, nitrat- och nitrit-kväve har mätts regelbundet i utflödet, medan total-kväve analyserats då och då, framför allt när summan av de tre nämnda fraktionerna understigit 15 mg/l. Koncentrationen av de respektive fraktionerna redovisas i figur 2.5. Under de första månaderna utfördes endast nitrifikation, varför halterna av nitrat i utflödet är höga under denna period.



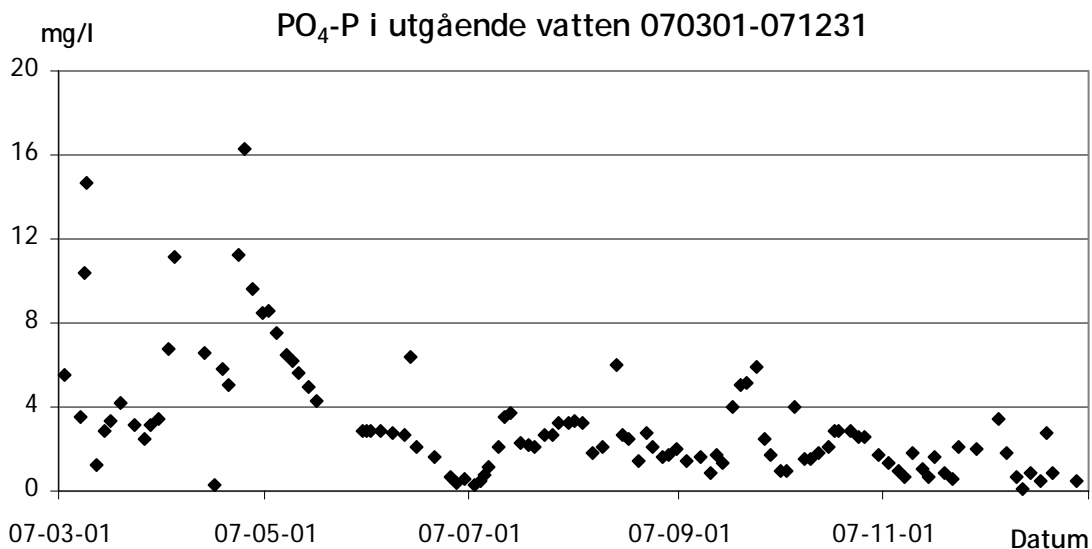
**Figur 2.5** Koncentrationer av kvävefraktioner i utloppet från pilotanläggningen under perioden 3 mars till 31 december 2007.

Minskningen av COD (ofiltrerad) i processen har i genomsnitt varit 20 % under perioden mars till december 2007, och halterna COD i utgående vatten har tidvis varit under riktvärdet 500 mg/l, se figur 2.6. I slutet av 2007 var minskningen av COD mer än 20 %.



**Figur 2.6** COD i ingående och utgående vatten från pilotanläggningen under perioden 1 mars till 31 december 2007.

Koncentrationerna av fosfat-fosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) i utgående vatten från pilot-anläggningen redovisas i figur 2.7. Riktvärdet för utsläpp av total-fosfor är 0,5 mg/l, vilket markerats i figuren. Total-fosfor har inte analyserats regelbundet, men eftersom halten total-fosfor alltid är högre än halten fosfat-fosfor kan det konstateras att riktvärdet överskridits så gott som hela tiden. En viss mängd fosfor tillförs med lakvattnet, men det mesta tillförs genom dosering av fosforsyra. Inget försök att optimera doseringen av fosforsyra har gjorts innan detta examensarbete genomförande.



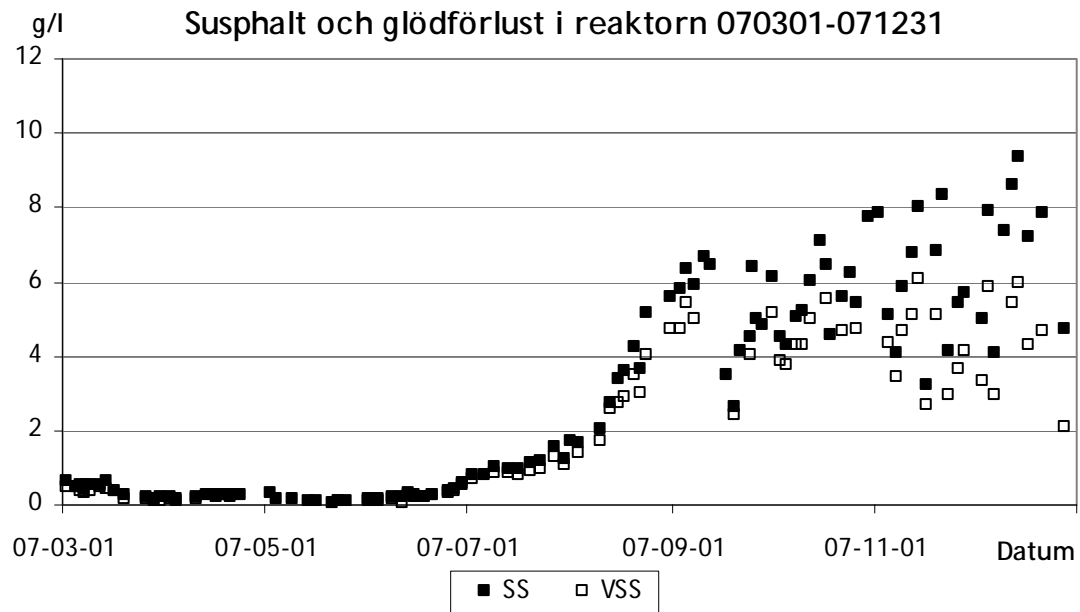
**Figur 2.7** Koncentrationer av fosfat-fosfor i utgående vatten från pilotanläggningen under perioden 1 mars till 31 december 2007.

Medelvärden på halter i utflödet från den relativt stabila perioden 1 oktober till 31 december 2007 redovisas i tabell 2.3. Observera att summan av kvävefraktionerna alltid är lägre än halten total-kväve samt att koncentrationen fosfat-fosfor alltid är lägre än koncentrationen total-fosfor.

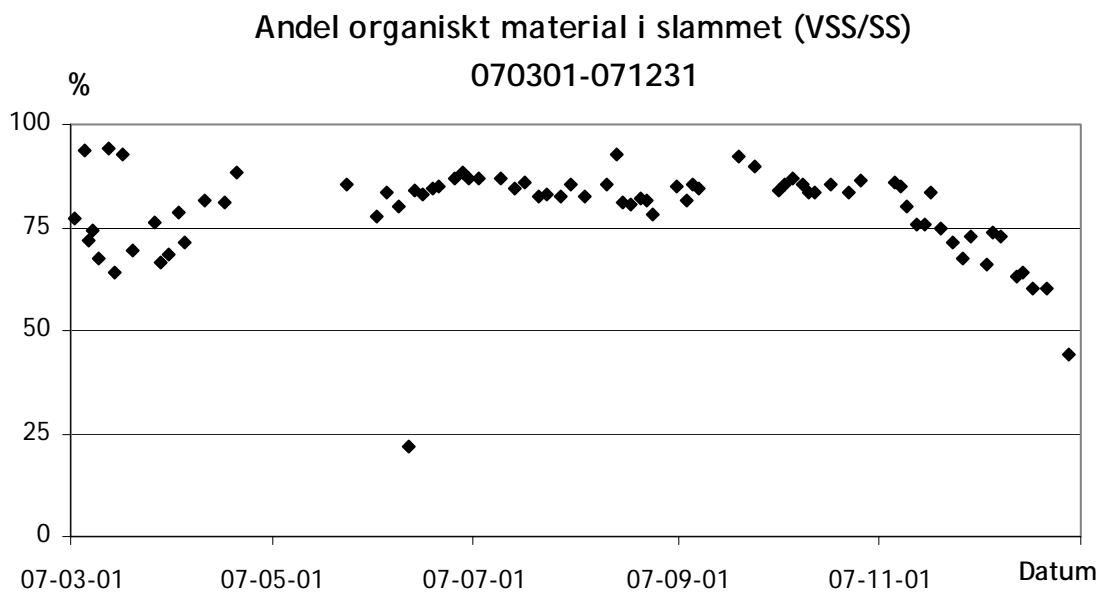
**Tabell 2.3** Genomsnittliga koncentrationer i utflödet från pilot reaktorn från 1 oktober till 31 december.

<i>Medelkoncentrationer i utflöde 071001-071231</i>	
<i>NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N f (mg/l)</i>	13
<i>COD ut f (mg/l)</i>	460
<i>COD ut of (mg/l)</i>	460
<i>PO<sub>4</sub>-P ut f (mg/l)</i>	1,6

För att reningsprocessen ska fungera tillfredsställande behöver vissa förhållanden råda i reaktorn, vilket beskrivs närmare i kapitel 3.1.1. En viktig driftparameter är halten suspenderat material i reaktorn, d v s mängden aktivt slam. Det suspenderade materialet, SS (Suspended Solids), delas upp i organiskt material, VSS (Volatile Suspended Solids) och oorganiskt material. Det organiska materialet består främst av levande och döda mikroorganismer och är därför extra intressant eftersom de levande organismerna utgör den aktiva delen av slammet. I figur 2.8 visas halten SS och VSS under 2007, och i figur 2.9 visas kvoten mellan dem under samma period. Analysresultaten (figur 2.8) varierar väldigt kraftigt från dag till dag, vilket indikerar att det finns något problem med provtagning eller analys och att resultaten därmed är osäkra, men det kan konstateras att andelen organiskt material i slammet minskat under slutet av året (figur 2.9).



Figur 2.8 Koncentration av SS och VSS i pilotreaktorn under perioden 1 mars till 31 december 2007.

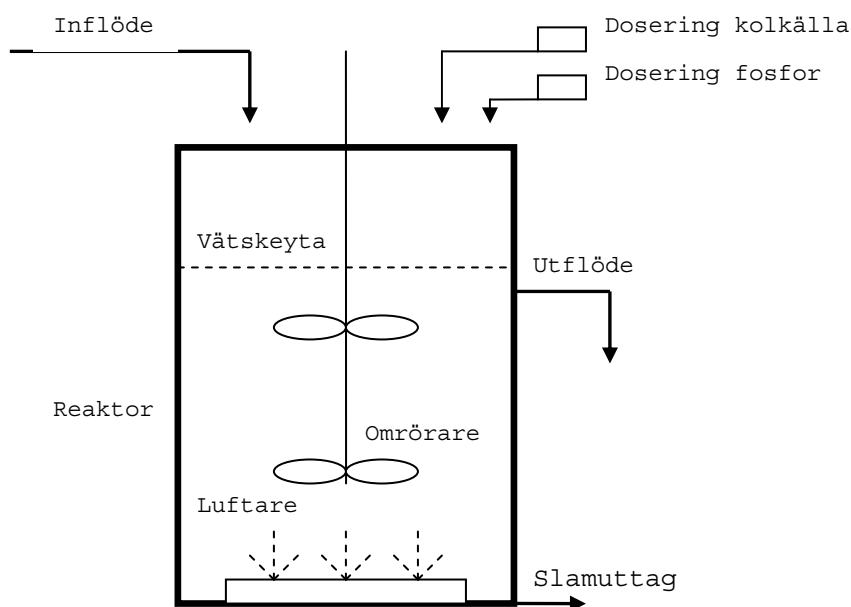


Figur 2.9 Kvoten mellan organiskt slam (VSS) och totalt slam (SS) i pilotreaktorn under perioden 1 mars till 31 december 2007.

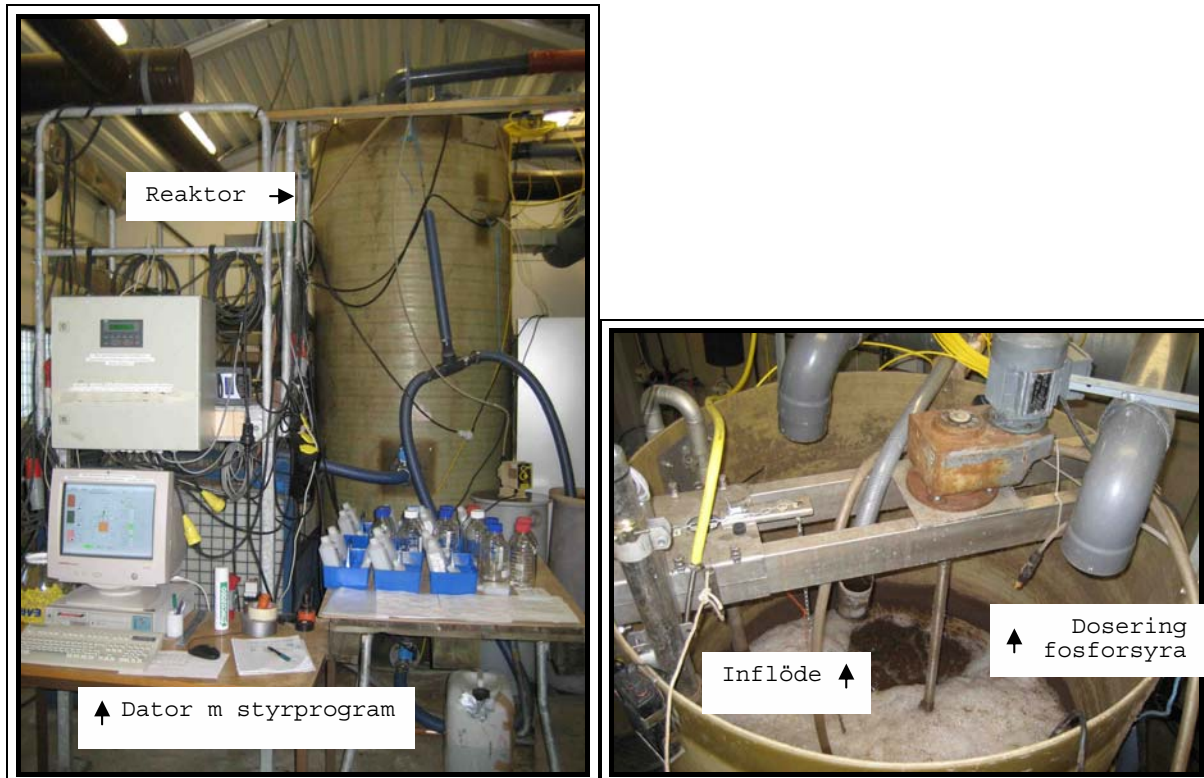
## 3 Metod

### 3.1 Beskrivning av pilotanläggning

Pilotanläggningen består av en cylinderformad reaktor med diameter 1,21 m och volym 3 m<sup>3</sup>. Den är utrustad med omrörare, bottenluftare, slang för inflöde, dränkbar pump och slang för utflöde samt doseringsanordningar för etanol och fosforsyra. Doseringen av lakvatten, etanol (kolkälla) och fosfor görs ovanför ytan. Utflödet tas strax under ytan efter sedimentering och slam tas vid reaktorns botten vid luftning. Se principskiss i figur 3.1 och bilder i figur 3.2.



Figur 3.1 Principskiss över pilotreaktorn.

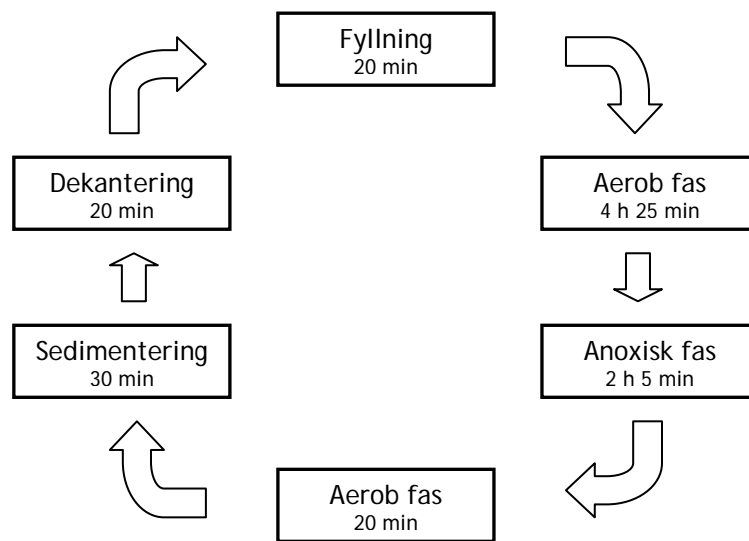


**Figur 3.2** Foto på pilotanläggningen. På vänstra bilden syns den cylinderformade reaktorn i helfigur och på högra bilden syns den uppifrån.

Systemet styrs av ett datorprogram där man reglerar processen genom att ställa in tiden för när luftare, omrörare och pumpar ska vara igång. Inflöde och utflöde regleras genom att en önskad nivå i reaktorn efter fyllning och efter dekantering ställs in, och en sensor känner av nivån.

Fyllnadsgraden har varierat på grund av praktiska orsaker, men under större delen av den period då detta examensarbete utförts har den varit fylld till 63 % vilket motsvarar ca 2170 liter. Det har aldrig varit aktuellt att fylla den till 100 % eftersom det då skulle skumma över under luftningsfasen, men den har under tidigare perioder varit fylld till strax över 80 %. Anledningen till att den varit mindre fylld under denna period är att det varit problem med luftarna, som är placerade vid botten. För att minska trycket på dem har man minskat vattenvolymen.

Upplägget av en cykel har sett likadan ut under hela perioden då examensarbetet utfördes. Fasernas längder har varierat med några minuter, men i stort sett har det sett ut enligt schemat i figur 3.3.



**Figur 3.3** Schematisk bild av en cykel i SBR-piloten.

Under fyllningen är varken luftning eller omrörning igång. Efter påfyllningen med lakvatten är det först en aerob fas med nitrifikation och aerob nedbrytning av organiskt material. Den följs av en anoxisk fas med denitrifikation, varefter en kort aerob fas lagts in för att under aeroba förhållanden bryta ner eventuellt överskott av den kol som doserats till denitrifikationen. Sedan följer 30 minuters sedimentering varefter den övre delen av klarfasen töms ut.

Inkommande lakvatten pumpas från en utjämnings tank på ca 7 m<sup>3</sup> dit P2/P6 med blandningsförhållande ca 40/60 pumpats.

Driften av pilotanläggningen styrs med avseende på olika parametrar som har betydelse för processen, se kapitel 3.1.1.

### 3.1.1 Driftparametrar

#### *Syrehalt*

Eftersom nitrifikationsprocessen kräver syre så tillför man syre under nitrifikationsfasen genom att blåsa in luft i botten av reaktorn. För att syretillförseln ska bli så stor som möjligt har man valt membranluftare, som ger små luftbubblor vilket underlättar för syreöverföringen från luften till vattnet. Under luftningsfasen vill man gärna ha så hög syrehalt som möjligt i vattnet, så att inte processen begränsas av brist på syre. I pilotanläggningen är det inte bra om syrehalten under nitrifikationsfasen understiger 2 mg/l. Helst ska den vara högre.

Under denitrifikationen ska syrehalten vara så låg som möjligt för att bakterierna inte ska använda syre som oxidationsmedel istället för nitrat. När luftningen avslutas sjunker syrehalten ganska fort.

## *Temperatur*

Eftersom mikroorganismernas aktivitet ökar med ökad temperatur upp till ca 35°C är det en fördel för den biologiska processen om temperaturen är relativt hög. Därför har en doppvärmare installerats i utjämningsstanken varifrån lakvattnet pumpas till pilotanläggningen. Vid eventuellt byggande av en fullskaleanläggning på Spillepeng kommer det finnas möjlighet att höja temperaturen på lakvattnet innan behandling.

## *pH*

Under nitrifikationen sjunker pH eftersom vätejoner frigörs. I vissa processer behöver man tillsätta alkalinitet, alltså en bas, t ex natriumhydroxid. Under den aktuella försöksperioden med pilotanläggningen har alkalinitet inte behövt tillsättas.

## *Omrörning*

För att skapa god kontakt mellan mikroorganismerna och de olika ämnena i vattnet som de ska omvandla så krävs en god omrörning. Under luftningsfasen behöver inte propellern användas eftersom bottenluftningen skapar turbulens och god omrörning i reaktorn. Under den anoxiska fasen används propellern, som ger en lite mindre kraftig omrörning.

## *Slamegenskaper*

Processens effektivitet styrs också av det aktiva slammets egenskaper. Den totala koncentrationen av slam mäts som SS (g/l) och den organiska delen som VSS (g/l). Beroende på hur hög slamproduktionen är bestäms hur mycket slam som ska tas ut, och uttaget görs under luftad fas varje cykel. I pilotanläggningen vill man ha en slamhalt på mellan 4 och 4,5 g/l. I början reglerade man efter den uppmätta mängden SS, men sedan den oorganiska delen av slammets blivit större har man gått över till att reglera efter den uppmätta halten VSS i reaktorn, eftersom den halten säger mer om mängden mikroorganismer i reaktorn. Då det är mikroorganismerna som utför den biologiska reningsprocessen strävar man efter att en stor andel av slammets ska vara organisk. Utöver koncentrationen av slam så mäts också slamvolymen regelbundet i reaktorn. För att säkra goda sedimentationsegenskaper vill man hålla slamvolymen under 150 ml/l.

Slamåldern, d v s en slampartikelns uppehållstid i reaktorn, är i pilotanläggningen satt till att vara 25 dagar. Utgångspunkten är ett teoretiskt värde för hur hög den aeroba slamåldern behöver vara för fullständig nitrifikation vid den aktuella temperaturen, omräknat med avseende på hur stor del av dygnet som aeroba förhållanden råder.

## *Tillgång till substrat och näring*

Organismerna som utför nitrifikation behöver inte organiskt kol för sin tillväxt eftersom de tillgodogör sig koldioxid från luften. Som näring behöver de förutom kväve också fosfor, men eftersom de växer långsamt är behovet litet jämfört med under denitrifikationen.

Till denitrifikationen tillförs kolkälla i form av etanol eftersom det organiska kol som finns i lakvattnet inte är tillräckligt lättillgängligt. Att mängden etanol som tillförs är tillräckligt stor är essentiellt för denitrifikationen. Behovet av fosfor är betydligt större än under nitrifikationen.

Under en lång period doserades fosforsyra vid luftningens start, alltså under nitrifikationen. Under detta examensarbets utförande har doseringspunkten flyttats till samma tidpunkt som etanoldoseringen.

Etanol doseras under den anoxiska fasen, 10 minuter efter att luftningen avslutats. Anledningen till att doseringen inte sker direkt efter luftningen slutat är att man vill försäkra sig om att syrehalten hunnit sjunka så att inte etanolen går åt till aerob nedbrytning av organiskt material istället för denitrifikation.

Doseringen av etanol och fosforsyra sker med tidsinställda pumpar från respektive tank. Etanolen som doseras har koncentrationen 99,5 %, vilket avrundas till 100 % vid beräkningar. Fosforsyran som doseras har koncentrationen 0,86 %, vilket har åstadkommit av 100 gångers spädning av den inköpta fosforsyran som har koncentrationen 86 %.

## 3.2 Regelbundna mätningar

Under hela försöksperioden har Sysav utfört regelbundna mätningar på pilotanläggningens driftparametrar samt ingående och utgående flöde tre gånger i veckan. De mätningar som gjorts på förhållanden i reaktorn visar pH, temperatur och syrehalt i reaktorn i början av luftningsfasen samt SS (g/l), VSS (g/l) och slamvolym (ml/l). I inkommande lakvatten har COD och TOC (filtrerat och ofiltrerat, (mg/l)),  $\text{NH}_4\text{-N}$  (mg/l),  $\text{PO}_4\text{-P}$  (mg/l), alkalinitet (mmol/l) och SS (mg/l) analyserats. Utgående vatten har analyserats på SS (mg/l), COD och TOC (filtrerat och ofiltrerat, (mg/l)),  $\text{NH}_4\text{-N}$  (mg/l),  $\text{NO}_3\text{-N}$  (mg/l),  $\text{NO}_2\text{-N}$  (mg/l),  $\text{PO}_4\text{-P}$  (mg/l) samt ibland tot-N (mg/l) och tot-P (mg/l). Samtidigt har loggbok förts över inställningsändringar och specifika händelser.

### 3.2.1 Analysmetoder

För analys av kväve- och fosforfraktioner samt COD har följande Hach Lange-kit använts: LCK 303/304, 341/342, 339, 349 och 114. För att avläsa resultatet har spektrofotometer Dr. Lange Lasa 100 (VA-laboratoriet på LTH) eller Dr. Lange ISiS 9000 (pilotanläggningens laboratorium) använts.

Suspenderat material (SS) och glödgningsrest (VSS) har mätts enligt svensk standard SS-EN 872. Det innebär att en uppmätt volym av provet filtreras genom ett GFA-filter och torkas i 105°C tills konstant vikt uppnåtts, vanligtvis minst 2 h. Det torkade provets vikt tillsammans med filtrerat volym ger mängden suspenderat material (SS) i enheten mg/l eller motsvarande. Därefter glödgas provet 3 h i 550°C, vilket gör att den organiska fraktionen av provet förbränns. Skillnaden mellan den massa provet hade innan glödgningen och massan det har efter glödgningen ger mängden organiskt material, VSS. Temperatur och pH i pilotreaktorn har mätts med pH-metern WTW pH 330, och syrehalt har mätts med LANGE sc100.

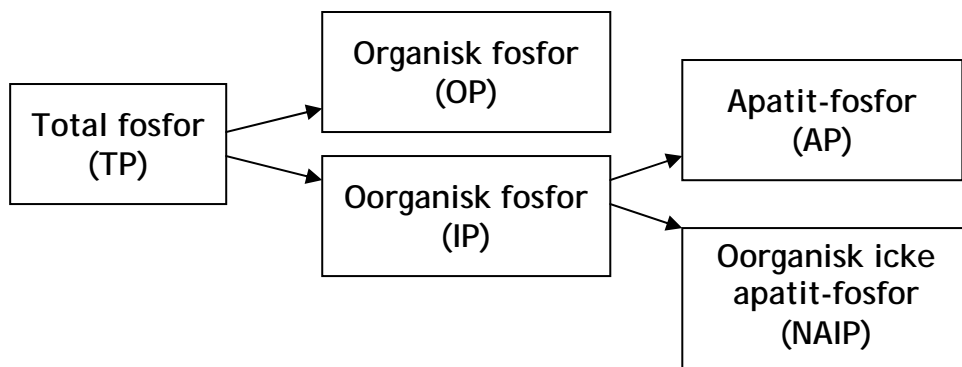
Många av proverna är spädda med destillerat vatten före analys, dels för att halten ska komma inom mätintervallet, men också för att vissa analyser störs av andra ämnen i vattnet. Det är känt att COD-analysen störs av klorid i vattnet, och därför späds alla prover med förhållande 1:1 före analys av COD. Det har också framkommit under Sysavs studier på pilotanläggningen att lakvattnets egenfärg påverkar analysen av  $\text{NO}_3\text{-N}$  genom att i spektrofotometern ge ett utslag på ca 2 mg/l extra.

### 3.3 Cykelstudier

Vid cykelstudierna har prover tagits i reaktorn med jämna intervall under de olika faserna i en cykel för att se förändringar av halterna i reaktorn och därefter kunna räkna ut nedbrytningshastigheter och förhållanden mellan nedbrytning och uppbyggnad av de olika ämnena. I pilotanläggningen har prov tagits med nedanstående provtagningsanordning: en dunk med avklippt kant monterad på ett rep. Vid provtagning trycks dunken ner med hjälp av en stav och prov tas några decimeter under ytan. Alla prover, som inte är märkta med ”ofiltrerat”, är filtrerade genom filter ”Munktell glass microfibre disc, grade MGA” eller ”Munktell general purpose filter paper, grade 1002”. Proverna är filtrerade direkt och sedan analyserade samma dag eller sparade i kylskåp för analys nästa dag. Det som analyserats är ammonium-, nitrit- och nitrat-kväve, COD och fosfat-fosfor. Vid cykelstudie 1 och 2 analyserades dessutom koncentrationen av etanol i reaktorn under den anoxiska fasen med hjälp av GC (gaskromatografi). Vid varje provtagningstillfälle har temperatur, syrehalt och pH i reaktorn avlästs.

### 3.4 Analys av fosforfraktioner i slammet

I det aktiva slammet i SBR-reaktorn förekommer fosfor i olika former. Den fosfor som mikroorganismerna tagit upp föreligger i organisk form medan den fosfor som bildat fällningar är kemiskt bunden i oorganiska föreningar. Främst för att se hur stor andel av fosfor som är organiskt bunden respektive oorganisk genomfördes fraktioneringsförsök enligt metoden beskriven av J.J González Medeiros et al 2005. De olika fosforfraktionerna delas upp enligt nedan:

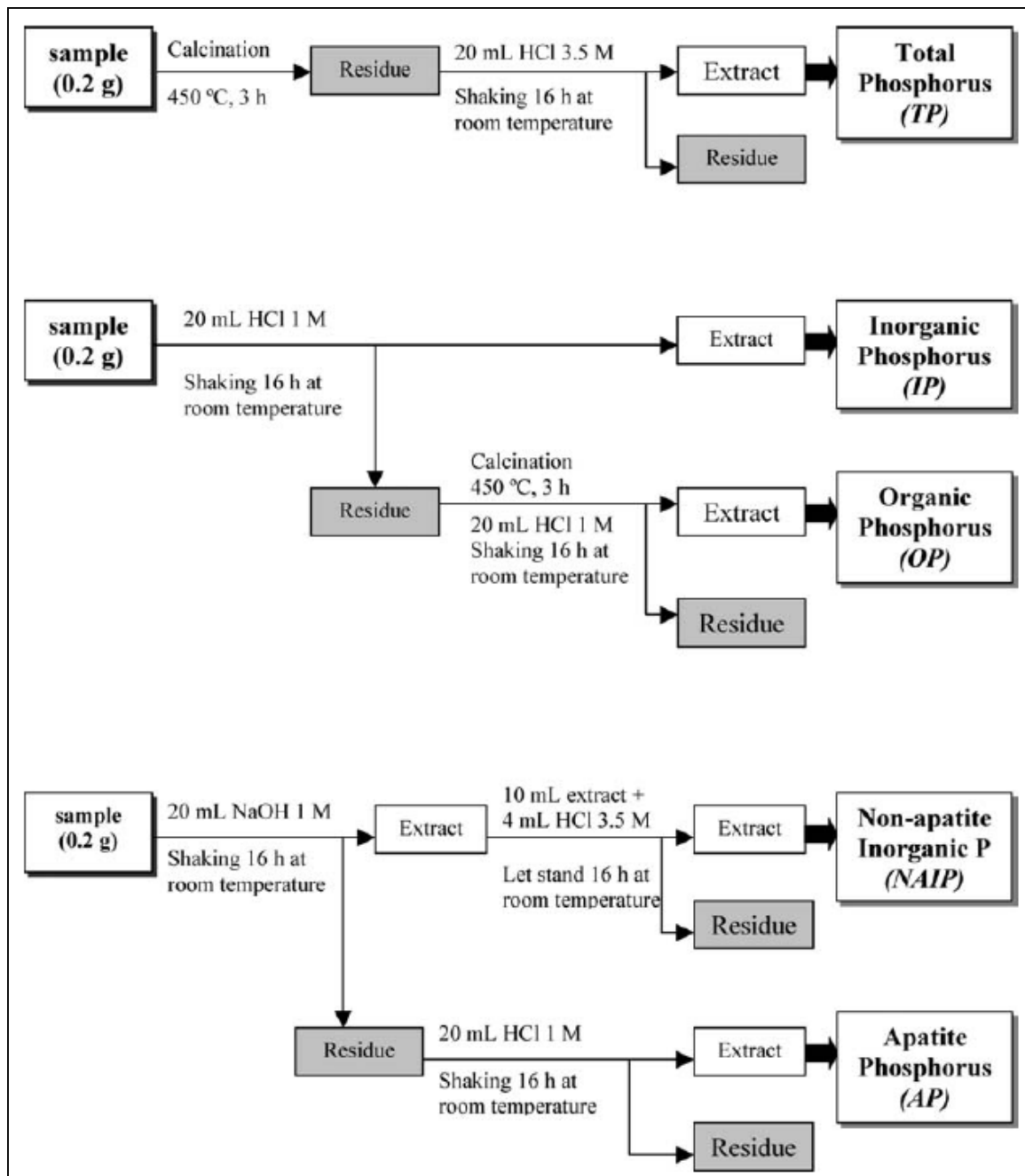


Figur 3.4 Uppdelning i olika fosforfraktioner

Den oorganiska fosforfraktionen delas upp i apatit-fosfor och icke apatit-fosfor efter vilka kemiska föreningar som bildats. Apatit är en grupp av fosfatmineraler med kemisk formel  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$  (Nationalencyklopedin 2008). I försöket räknas oorganiska fosforföreningar med Ca till apatit-fosfor medan oorganiska fosforföreningar bundna till oxider eller hydroxider av Al, Fe eller Mn räknas till icke apatit-fosfor (González Medeiros et al 2005). Metoden har tidigare använts till analys av sediment från sjöar och vattendrag, men González et al använde den med framgång till analys av slam från ett avloppsreningsverk. Någon uppgift om användning av metoden till slam från lakvattenrening har inte hittats.

Slamprov togs i SBR-pilotreaktorn under den aeroba fasen. Tre oberoende extraktionsprocedurer genomfördes för de olika stegen illustrerade ovan – ett prov behövs för att bestämma total fosfor, ett för att bestämma organisk respektive oorganisk fraktion samt ett tredje prov för att utskilja hur stor del av den oorganiska fraktionen som är apatit-fosfor. För att säkerställa resultatet gjordes trippelprov av alla vilket ger 3\*3 prov.

Laborationen har följt schemat som presenteras av J.J González Medeiros et al 2005 och som återges nedan. En mer detaljerad beskrivning av utförandet, på svenska, återfinns i bilaga B. Analysen har genomförts två gånger, med slam från 23 januari respektive 20 februari.



**Figur 3.5** Schema som användes vid extrahering av slammets olika fosforfraktioner. Källa: González Medeiros et al 2005. Används med tillstånd av en av författarna (Benita Perez Cid, 16 april 2008)

## 3.5 Slamstudier

Med anledning av misstankar om fällningsbildning i slammet utfördes några enklare studier av slammet för att se om några särskilda egenskaper kunde iakttas. Slam togs ut från den över delen av reaktor under den luftade fasen och studerades i VA-laboratoriet. Sjunkhastigheten och sedimentationsegenskaperna hos slammet studerades under 30 minuter i en mätcylinder. Sjunkhastigheten undersöktes ytterligare med hjälp av vattenflöde underifrån i en kon. Vidare separerades en övre och en undre del av sedimenterat slam i en separationsträtt. De båda delarna undersöktes med hjälp av ljusmikroskop, se kapitel 3.5.1. Vid de enkla undersökningarna av slammets sedimentationsegenskaper kunde ingen särskild separation av tungt oorganiskt slam och lättare organiskt slam ses, varför studierna inte togs vidare till en mer formell nivå. Resultaten redovisas mycket kortfattat i kapitel 4.3.

### 3.5.1 Studier med ljusmikroskop

Slammet studerades i ljusmikroskop med olika förstoring dels för att se om några kristaller kunde urskiljas men också för att få en bild av vilken typ av organismer slammet innehåller. Bilder från ljusmikroskoperingen publiceras i rapporten, men gör inte anspråk på att vara något vetenskapligt underlag, utan endast ge en inblick på mikronivå.

### 3.5.2 Undersökning av SS-fördelning i reaktor

För att få en bild av omrörningen i pilotreaktorn genomfördes en studie där SS och VSS mättes på tre olika nivåer i reaktor: vid botten, vid medeldjup och strax under ytan. Proven togs med hjälp av ett rör förbundet med en slang till en pump. Rörets ände fördes ner till önskad nivå varefter prov sögs upp. Mellan varje provtagning blåstes röret ur. Från var och en av de tre provflaskorna togs två prov om ca 10-12 ml, efter noggrann skakning, och analyserades. Analysen utfördes strax efter provtagningen och enligt Svensk Standard SS-EN 872.

### 3.5.3 Elektronmikroskopering av oorganisk slamfraktion

Den oorganiska fraktionen av slam från pilotreaktorn analyserades med elektronmikroskop för att bestämma fördelningen av grundämnen i provet. Slamprov taget från pilotanläggningen den 27 februari torkades i 105°C och brändes i askugn 3 h i 550°C (glödades) för att avlägsna den organiska delen av slammet. Glödgningsresten maldes fint med mortel och en liten mängd av pulvret lades på en platta av kol. Ingen beläggning lades på (vilket annars är vanligt vid denna typ av analys). Analys utfördes med svepelektronmikroskop, SEM (Scanning Electron Microscopy) med metoden energidispersiv röntgenanalys, EDX (Energy Dispersive X-ray). Eftersom provet lades på en platta av kol gav resultatet högre halter av kol än vad själva provet innehåller. Hur mycket kol från plattan som registreras i mätningen beror på hur mycket man zoomar in provet.

## 3.6 Ändring och uppföljning av fosfordosering

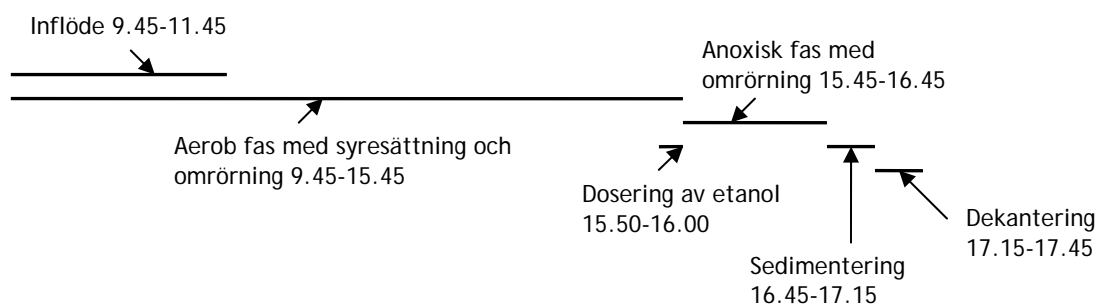
Efter två cykelstudier och två fosforfraktionsanalyser samt studier av data från pilotanläggningen beräknades hur mycket fosfor som verkar tas upp av slammet, biologiskt

och oorganiskt. Utifrån resultaten togs en ny beräkning för dosering av fosforsyra fram, och applicerades på pilotreaktorn. Efter ändringen av doseringen följdes resultatet upp genom tätare analyser av fosfor- och kvävefraktioner, utförda omväxlande av Sysav och examensarbetaren, samt ett par mindre cykelstudier. Beroende på hur processen reagerade på doseringsändringarna så ändrades doseringen ytterligare. Under denna period av mer intensiva studier på pilotanläggningen kontrollerades också om den verkliga mängden doserad etanol och fosforsyra stämde överens med inställningarna. Doseringen av fosforsyra kontrollerades tre gånger genom att volymen som pumpades till reaktorn samlades upp och mättes i mätglas. Doseringen av etanol kontrollerades dagligen under en tid genom att en våg placerades under dunken varifrån doseringen sker, och skillnaden i vikt före och efter dosering noterades.

### 3.7 Cykelstudie på lab-uppställning med samlat lakvatten

En SBR-reaktor med samlat lakvatten från Spillepeng drevs under två månader i bänkskala på VA-teknik vid institutionen för kemiteknik på Lunds Tekniska Högskola. En beskrivning av vattnets blandningsförhållande finns i bilaga A. Under slutet av driftperioden utfördes en cykelstudie på reaktorn. Vätskevolymen i reaktorn varierade normalt mellan 2 och 2,4 liter under cykelns gång; 0,4 liter lakvatten behandlades alltså per cykel. Under dagen för cykelstudiens utförande var dock volymen något mindre p g a omständigheter under tidigare cykler och varierade snarare mellan 1,6 och 2 liter.

SBR-reaktorn i laboratoriet hade tre cykler per dygn, alltså var varje cykel 8 timmar, precis som i pilotreaktorn. Cykelns upplägg var dock lite annorlunda i labreaktorn, och hade följande upplägg: 6 timmar aerob fas med syresättning och omrörning, en timme anoxisk fas med omrörning och tillsats av etanol, en halv timme sedimentering och sist en halv timme dekantering. 400 ml lakvatten pumpas in under två timmar och nitrifieras under den aeroba fasen. Under den anoxiska fasen tillsätts 33 ml etanol med koncentrationen 6,96 g etanol per liter under 10 minuter. Efter denitrifikationen sedimenteras slammet och sedan dekanteras 400 ml av den övre fasen i bågaren. Den cykel som studerades beskrivs i figur 3.6.



Figur 3.6 Schema över en cykel i labreaktorn.

Under cykelstudien togs 10 ml prov var tjugonde minut under den aeroba fasen och var tionde minut under den anoxiska fasen. Alla prov filtrerades med "Munktell general purpose filter paper, grade 1002" och ammonium-kväve ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) analyserades med Hach Lange-kit, se kapitel 3.2.1 för närmare beskrivning. De filtrerade proverna sparades i kylskåp för senare

analys av nitrat- och nitrit-kväve ( $\text{NO}_3\text{-N}$  och  $\text{NO}_2\text{-N}$ ) i AutoAnalyser. I proverna från kl. 15.50 till 16.50 (den anoxiska fasen) analyserades etanol med gaskromatografi (GC). För att konservera proverna GC-analysen togs 900  $\mu\text{l}$  prov och blandades i kyvetter med 100  $\mu\text{l}$  tioprocentig fosforsyra. Proverna sparades i kylskåp till analystillfället.

## 4 Resultat

Resultaten från arbetet med pilotanläggningen delas in i tre delar: undersökande studier av processen och slammets i reaktorn, ändringar av processen samt uppföljning av ändringarna. Den första delen är den mest omfattande och inkluderar två cykelstudier (kapitel 4.1), analys av fosforfraktioner i slammets (kapitel 4.2) samt studier av slammets egenskaper (kapitel 4.3). Beräkningar för och genomförande av ändringar av fosfordoseringen beskrivs i kapitel 4.4, och resultaten efter ändringarna i kapitel 4.5. Resultat från cykelstudie på SBR i bänkskala för rening av samlat lakvatten från Spillepeng redovisas i kapitel 4.6.

### 4.1 Cykelstudier på pilotanläggningen

Två cykelstudier genomfördes för att få en helhetsbild av processen, beräkna nedbrytningshastigheter och studera upptaget av fosfor. Vid tillfället för den första cykelstudien, 6 februari, fungerade inte luftningen så bra och nitrathalten i reaktorn var hög redan innan lakvatten doserades. Dessutom påvisades en mätosäkerhet som gjorde en del av resultaten mindre användbara. Därför genomfördes en andra cykelstudie, 20 februari, när reaktorns drift var mer stabil och orsakerna till mätosäkerheten åtgärdats.

#### 4.1.1 Cykelstudie 1, 6 februari

Prov togs i reaktorn med ca 20 minuters mellanrum under en hel cykel. Det första provet togs på utflödet från föregående cykel. Det andra provet togs i reaktorn under tiden då lakvatten flödade in i reaktorn och ingen omrörning var på. Resterande prover togs i reaktorn under omrörning. Samtliga prover filtrerades innan de analyserades.

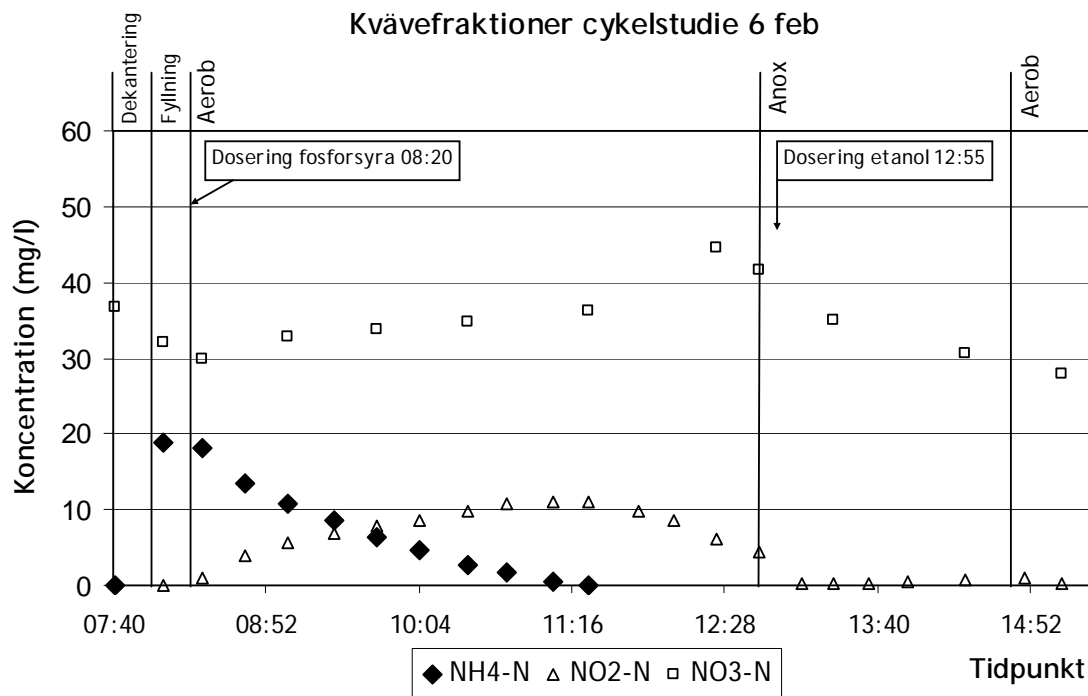
**Tabell 4.1** Driftparametrar vid cykelstudie 1, 6 februari.

<i>Viktiga driftparametrar</i>	
<i>Fyllningsvolym i reaktorn (m<sup>3</sup>)</i>	2520
<i>Behandlad volym (l/cykel)</i>	172
<i>SS (g/l)</i>	4,6
<i>VSS (g/l)</i>	2,7
<i>Dosering etanol (sek; g)</i>	67; 126
<i>Dosering 0,86% fosforsyra (sek; ml)</i>	32; 189

På grund av problem med luftningen hade kvävereningen fungerat dåligt en tid. Vid tiden för cykelstudien fungerade luftningen bättre igen, men för att få bukt med den höga nitrathalten i reaktorn hade belastningen sänkts från 345 liter per cykel till 172 liter per cykel. Fyllnadsgraden i reaktorn var 73 procent, vilket motsvarar 2520 liter. Volymen i reaktorn före och efter fyllningen kan inte bestämmas med exakt antal liter, men vid beräkningar har alla värdesiffror använts.

Koncentrationerna av de tre aktuella kvävefraktionerna ammonium-kväve, nitrat-kväve och nitrit-kväve (NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N och NO<sub>2</sub>-N) redovisas i figur 4.1. Det bör noteras att doseringen

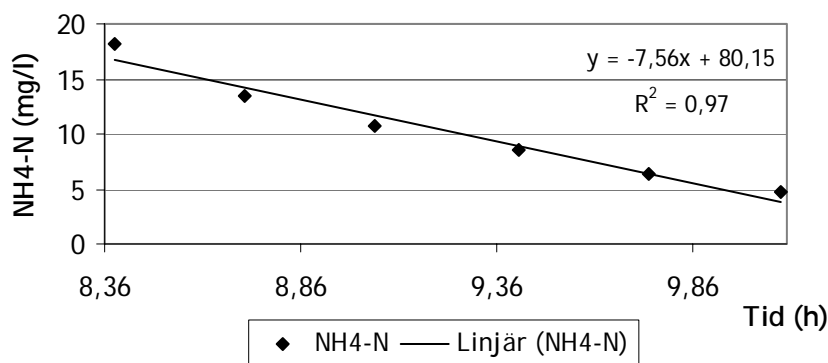
av etanol till denitrifikationen utgick från mängden ammonium i inkommande lakvatten, utan hänsyn till den mängd kväve som redan fanns i reaktorn i form av nitrat.



**Figur 4.1** Uppmätta halter av ammonium-, nitrat- och nitrit-kväve i reaktorn under en cykel. Alla prover är tagna i reaktorn utom vid den första mätpunkten då prov är taget på utflödet från föregående cykel, och andra mätpunkten då prov är taget i reaktorn innan omrörningen börjat.

I figur 4.1 ses att nitrathalten är hög redan i början av cykeln, vilket beror på ofullständig kväverening föregående cykler. Ammoniumhalten är under 0,05 mg/l i utloppet från föregående cykel, som sig bör, och ökar till ca 19 mg/l när lakvatten doserats i början av cykeln. Under den aeroba fasen omvandlas all ammonium till nitrit och nitrat. Nitrit omvandlas till nitrat, vilket syns särskilt tydligt på att nitrithalten minskar och bildningshastigheten av nitrat ökar efter att all ammonium förbrukats och bildningen av nitrit avstannat. Nitrifikationshastigheten beräknas som den linjära hastighet med vilken ammoniumkväve förbrukas. Nedbrytningshastigheten för ammonium är linjär, d v s oberoende av ammonium-, nitrit- och nitratkoncentrationen, ända tills ammoniumkoncentrationen blir mycket låg. Nitrifikationshastigheten beräknas utifrån den period då ammoniumförbrukningen är linjär, se figur 4.2, och är 7,6 mg/(l\*h).

### Nitrifikation (ammoniumoxidation) kl 8:23-10:05



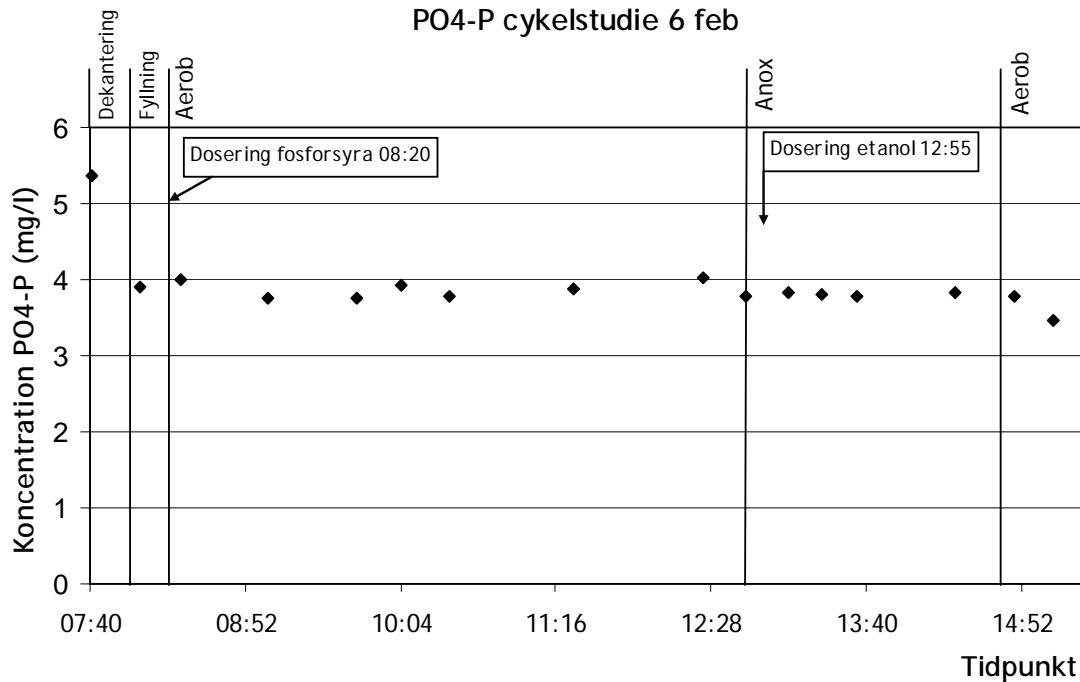
**Figur 4.2** Nitrifikationshastigheten beräknas från den linjära nedbrytningen av ammonium. Nedbrytningshastigheten är detsamma som linjens lutning, alltså 7,6 mg/(l\*h).

Denitrifikationshastigheten beräknad mellan två mätpunkter, kl 12.45 (på strecket) och 13.20, är 11,4 mg NO<sub>3</sub>-N/(l\*h). Mätpunkterna är för få för att säkerställa linjär nedbrytning mellan de två punkterna, men denitrifikationshastigheten är sannolikt minst så hög som det uträknade värdet. För att hastigheterna lättare ska kunna jämföras med hastigheter vid efterkommande cykelstudier redovisas de också i tabell 4.2.

**Tabell 4.2** Nitrifikations- och denitrifikationshastighet vid cykelstudie 1.

<i>Hastigheter cykelstudie 1</i>	<b>(mg/(l*h))</b>	<b>(mg/(g VSS*h))</b>
<i>Nitrifikation, NH<sub>4</sub>-N</i>	7,6	2,9
<i>Denitrifikation, NO<sub>3</sub>-N</i>	11	4,3

Koncentrationen av fosfat-fosfor under cykelns gång redovisas i figur 4.3.



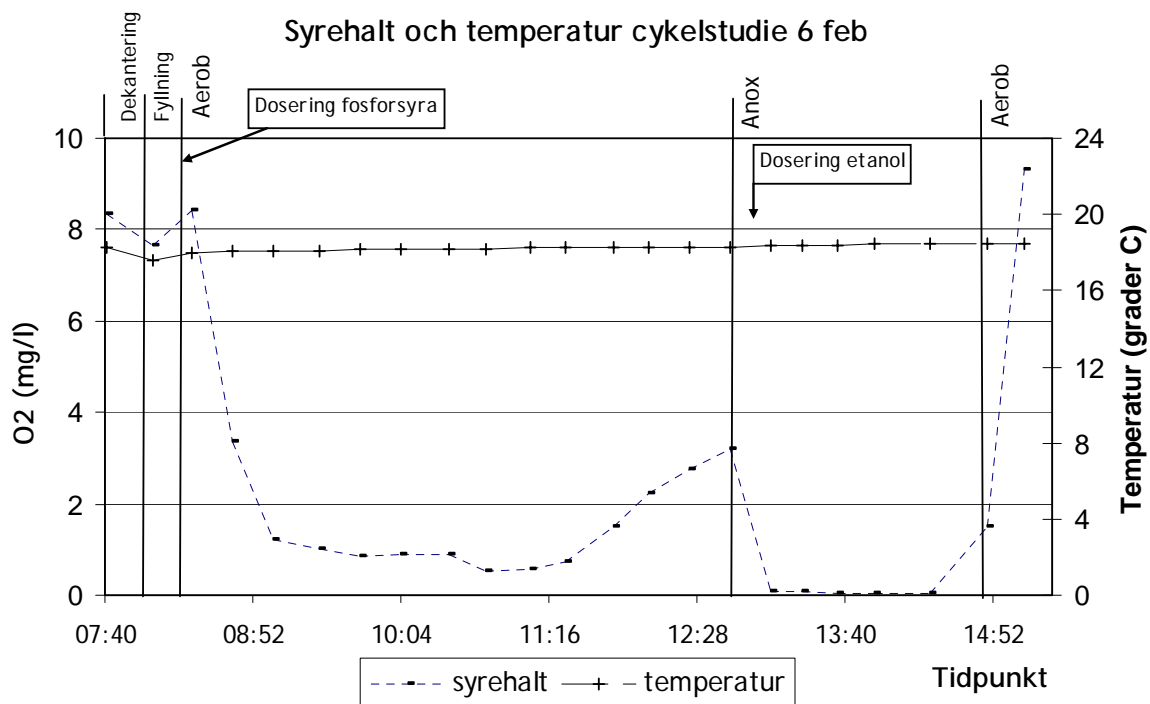
**Figur 4.3** Koncentrationen av fosfat-fosfor i reaktorn. Det första provet är taget i utflödet från föregående cykel, de övriga i reaktorn. Under fyllningen var det ingen omrörning i reaktorn, men under resten av cykeln var det full omrörning i reaktorn.

Det som visas i figur 4.3 är den fosfor som förekommer som fosfat i reaktorn, d v s den fosfor som är mest tillgänglig för mikroorganismerna. För enkelhetens skull benämns den dock enbart som fosfor här. Av figur 4.3 framgår att koncentrationen av fosfor i reaktorn är hög under hela cykeln. Den är mycket hög i utflödet från föregående cykel, 5,4 mg/l, men håller sig sedan mellan 3,7 och 4 mg/l för att sjunka något under den sista aeroba fasen. Resultaten visar på för stor mätosäkerhet för att några tendenser kring upptaget av fosfor i slammet ska kunna avläsas.

I alla uttagna prover analyserades även COD. På grund av att analysen är tidskrävande analyserades bara några av proverna under dagen, medan analysen av de resterande proverna sattes igång och fick stå över natten innan de lästes av i spektrofotometern. Resultaten från de två grupperna av prover blev väldigt olika, så några prover analyserades om. Resultatet av analyserna blev inte tillräckligt trovärdigt för att kunna tolkas, och redovisas därför inte i rapporten.

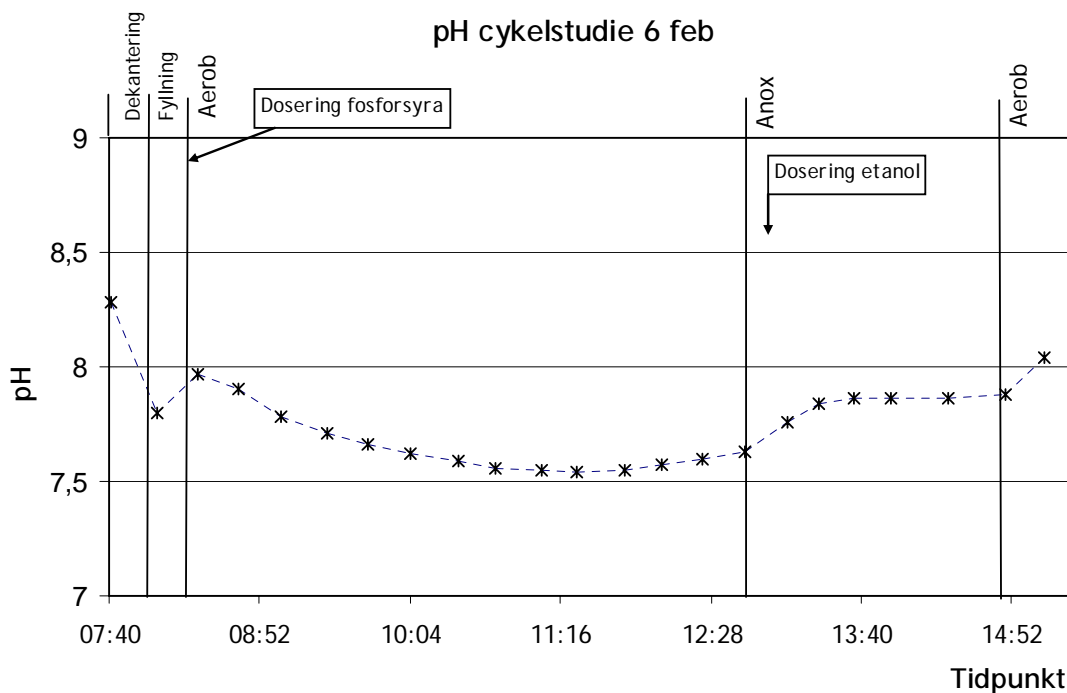
Innehållet av etanol undersöktes i alla prover som tagits efter doseringen av etanol, samt i ett prov som tagits ut innan doseringen. Etanol kunde endast påvisas i det första provet som tagits ut efter doseringen, 4 minuter efter doseringens start.

Figur 4.4 och 4.5 visar rådande förhållanden gällande pH, temperatur och syrehalt i reaktorn under cykelns gång. Observera att strecken mellan punkterna endast är dragna för att det ska bli lättare att se. Det är inte säkert att förändringarna mellan punkterna egentligen är linjära.



**Figur 4.4** Syrehalt och temperatur i reaktorn under cykelns gång.

I figur 4.4 kan avläsas att temperaturen ökar lite i reaktorn under cykelns gång. Lakvattnet som doseras har lägre temperatur än vattnet och slammet i reaktorn, och den mikrobiologiska aktiviteten ökar temperaturen ytterligare. Syrehalten är hög, ca 8 mg/l, i början av luftningsfasen, men sjunker snabbt ner till ca 1 mg/l. Den lägsta uppmätta syrehalten är 0,5 mg/l, vilket är betydligt lägre än önskvärt. För att försäkra att syrehalten inte blir begränsande för den mikrobiologiska aktiviteten vill man att syrehalten inte ska understiga 2 mg/l. Vid jämförelse med figur 4.1, som visar kvävefraktionerna, ser man att syrehalten ökar när all ammonium brutits ner.



Figur 4.5 pH i reaktorn under cykelns gång.

Utflödet från föregående cykel har pH 8.3, medan pH i inkommande lakvatten har pH 7.6. Doseringen av lakvatten gör alltså att pH i reaktorn sjunker något. Under nitrifikationen sjunker pH ytterligare, för att sedan öka något i slutet av luftningsfasen när all ammonium förbrukats och endast omvandling av nitrit till nitrat sker. Under denitrifikationen höjs pH ytterligare.

#### 4.1.2 Cykelstudie 2, 20 februari

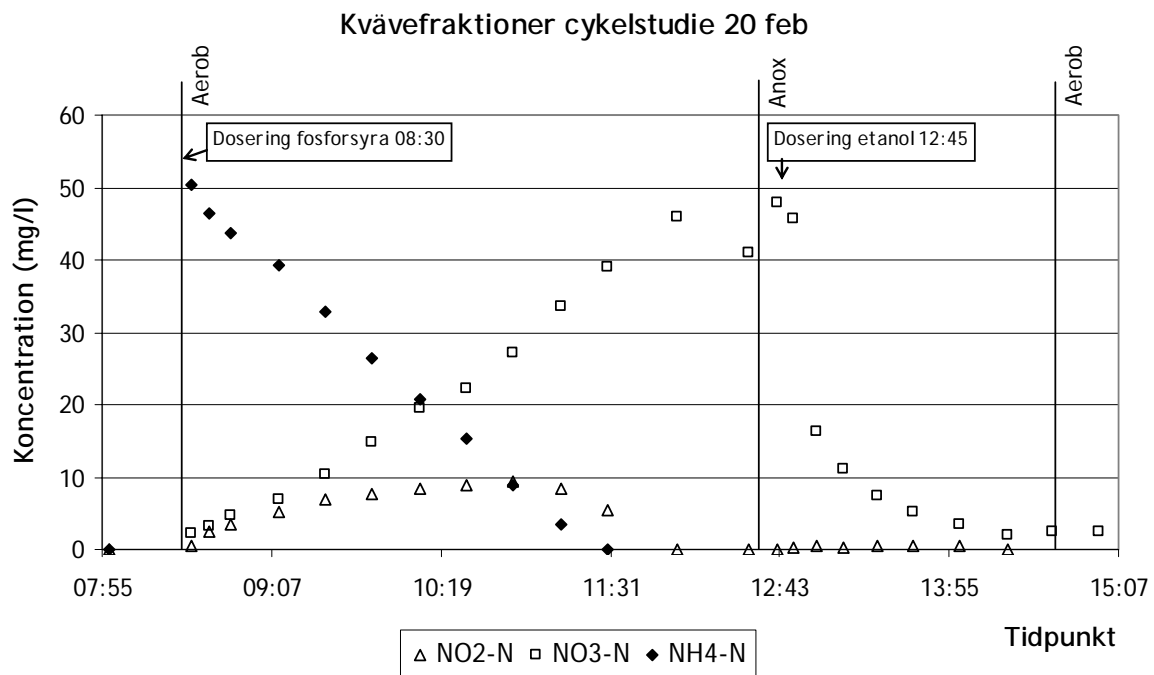
Inför den andra cykelstudien var förutsättningarna något annorlunda än inför den första cykelstudien. Det var fortfarande lite problem med luftningen, men efter att fyllningsgraden i reaktorn minskats och därmed trycket på bottenluftarna minskat, fungerade den tillräckligt bra för att fullständig kväverening skulle uppnås. Fyllningsgraden var 63 procent, vilket motsvarar 2170 liter, och belastningen 411 liter per cykel.

Tabell 4.3 Driftparametrar vid cykelstudie 2, 20 februari.

Viktiga driftparametrar	
Fyllningsvolym i reaktorn (l)	2170
Behandlad volym (l/cykel)	411
SS (g/l)	7,0
VSS (g/l)	4,4
Dosering etanol (sek; g)	136; 257
Dosering 0,86% fosforsyra (sek; ml)	78; 452

Koncentrationen av de tre kvävefraktionerna redovisas i figur 4.6. Det bör observeras att anledningen till att koncentrationen av nitratkväve aldrig ser ut att gå under 2 mg/l är att

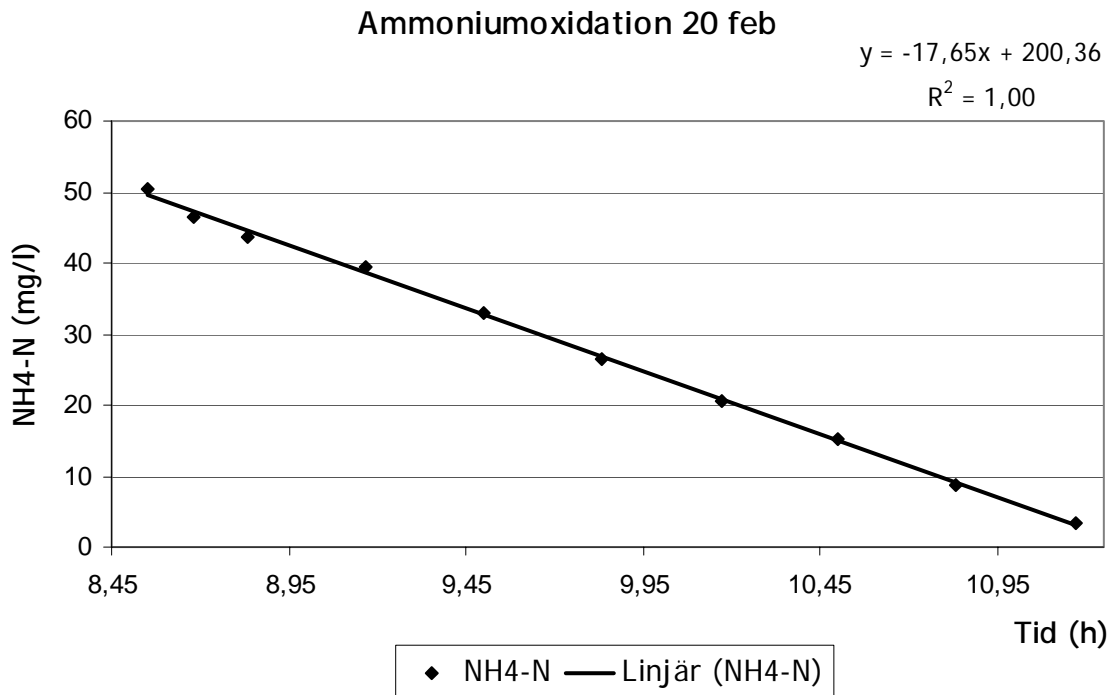
lakvattnets egenfärg ger en störning vid analys med spektrofotometer, som gör att analysresultatet aldrig blir mindre än ca 2 mg/l även om nitratkoncentrationen är lägre.



**Figur 4.6** Kvävefraktionernas koncentration i reaktorn. Interferens med lakvattnets egenfärg gör att koncentrationen nitratkväve inte går under ca 2 mg/l, fast den i själva verket antagligen inte finns någon nitrat kvar i reaktorn.

Från figur 4.6 kan konstateras att kvävereningen är fullständig. Det finns inte något kväve kvar från föregående cykel. Belastningen är högre än den var vid föregående cykelstudie, och koncentrationen av ammoniumkväve uppgår till strax över 50 mg/l efter doseringen av lakvatten. Den sjunker linjärt tills all ammonium är förbrukad, för nedbrytningshastighet se figur 4.7. Nitritkoncentrationen uppgår till ca 10 mg/l som högst, men all nitrit förbrukas innan luftningsfasen är slut. Denitrifikationshastigheten är hög, se tabell 4.4, och större delen av det nitrat som finns åtgår direkt efter etanoldoseringen.

Nitrifikationshastigheten, d v s hastigheten med vilken ammonium oxideras, beräknas under den period då den är linjär och redovisas i figur 4.7.



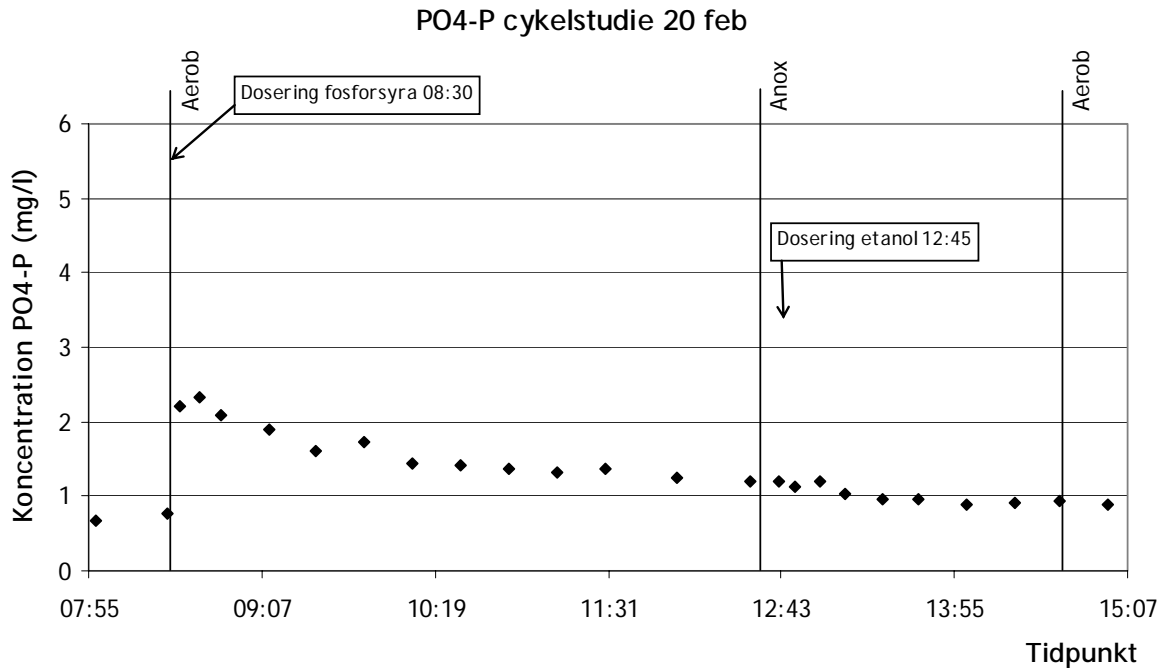
**Figur 4.7** Uppmätt koncentration av ammoniumkväve med anpassad linjär trendlinje. Nitrifikationshastigheten är densamma som linjens lutning, alltså 17,7 mg/(l\*h).

I figur 4.7 ses att minskningen av ammoniumkväve i reaktorn väl följer en rät linje. Nedbrytningshastigheten beräknas till 18 mg NH<sub>4</sub>-N/(l\*h) och 4 mg/(g VSS\*h). Denitrifikationshastigheten beräknas mellan de två första mätpunkterna efter etanoldoseringen, kl 12.49 och 12.59. Den är då 180 mg/(l\*h) eller 25 mg/(g VSS\*h), men eftersom det bara är två mätpunkter går det inte att fastställa om nedbrytningen verkligen är linjär. Denitrifikationen fortsätter efter 12.59, men då med lägre hastighet.

**Tabell 4.4** Nitrifikationshastighet och initial denitrifikationshastighet.

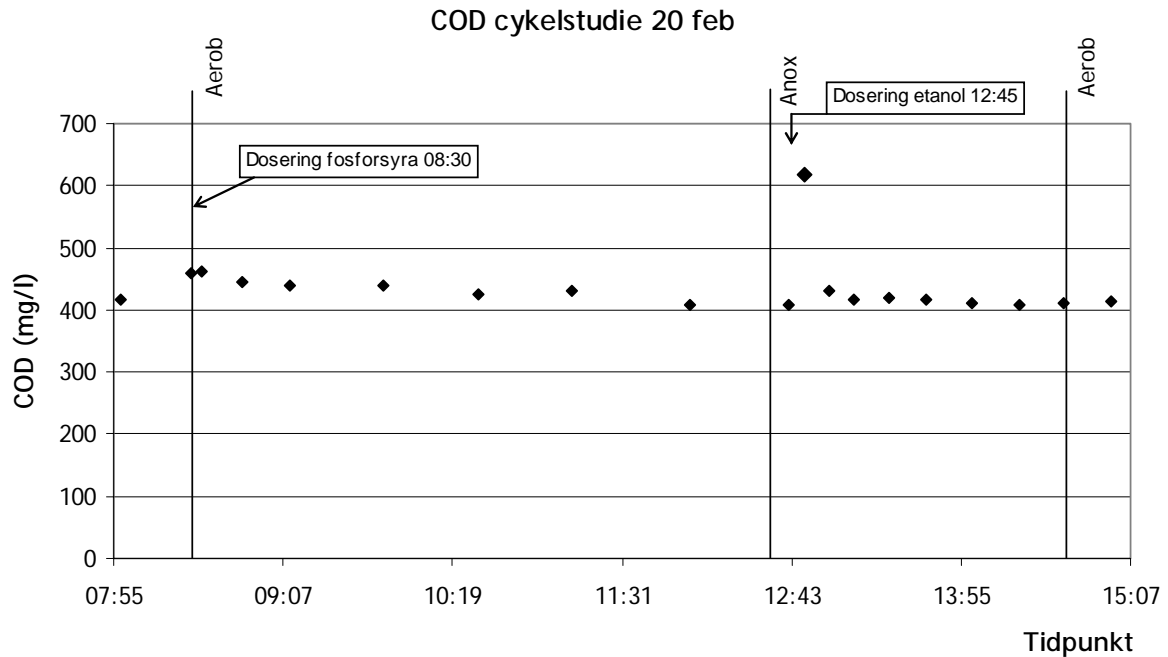
<i>Hastigheter cykelstudie 2</i>	(mg/(l*h))	(mg/(g VSS*h))
<i>Nitrifikation, NH<sub>4</sub>-N</i>	18	4,0
<i>Denitrifikation, NO<sub>3</sub>-N</i>	180	25

Koncentrationen av fosfat-fosfor under hela cykeln redovisas i figur 4.8.



**Figur 4.8** Koncentrationen av fosfat-fosfor i reaktorn. Den första mätningen är gjord innan fyllning med lakvatten, och den andra mätningen är gjord efter fyllning, innan luftning påbörjats.

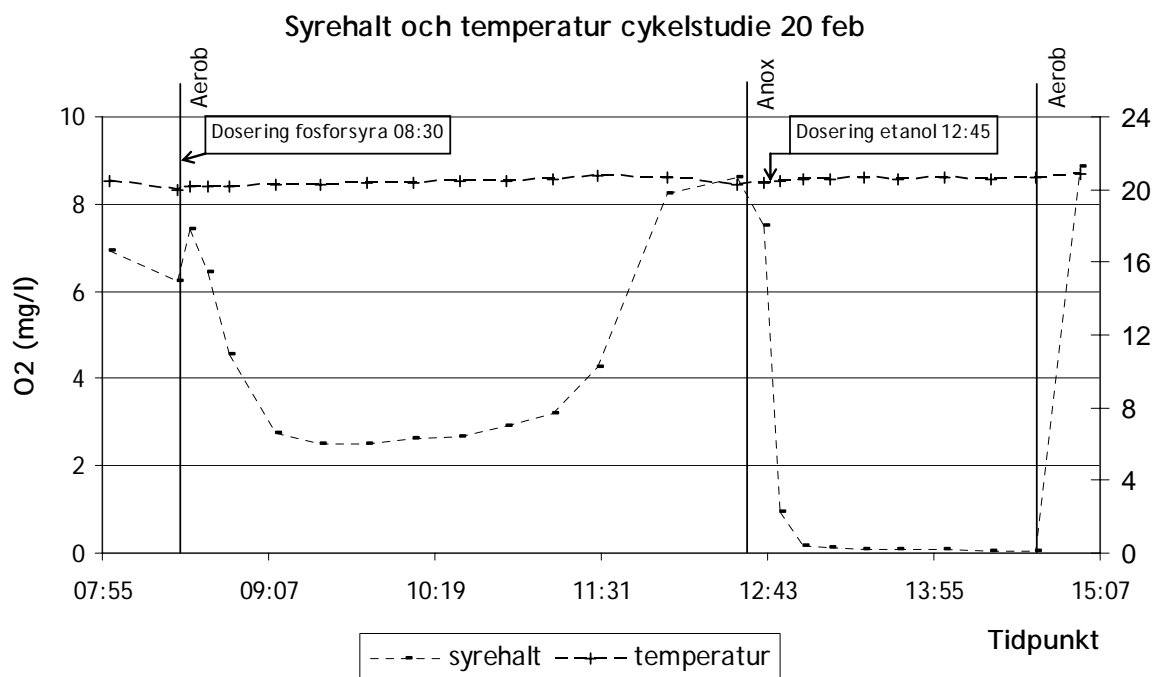
Innan fyllning med lakvatten är fosforhalten 0,68 mg/l (samma som utflödet från föregående cykel) och efter fyllning är fosforhalten 0,76 mg/l (prov taget innan omrörning startat). En större höjning av fosforhalten sker när fosforsyra doseras, samtidigt som luftningen startar. Fosforhalten minskar under hela luftningsfasen, främst i början. Under denitrifikationen, när mest fosfor förväntas åtgå för biologiskt upptag, minskar fosforhalten bara lite.



**Figur 4.9** Koncentration av organiskt material i reaktorn, analyserat som COD. Observera mätpunkten med hög COD-koncentration precis efter etanoldoseringen.

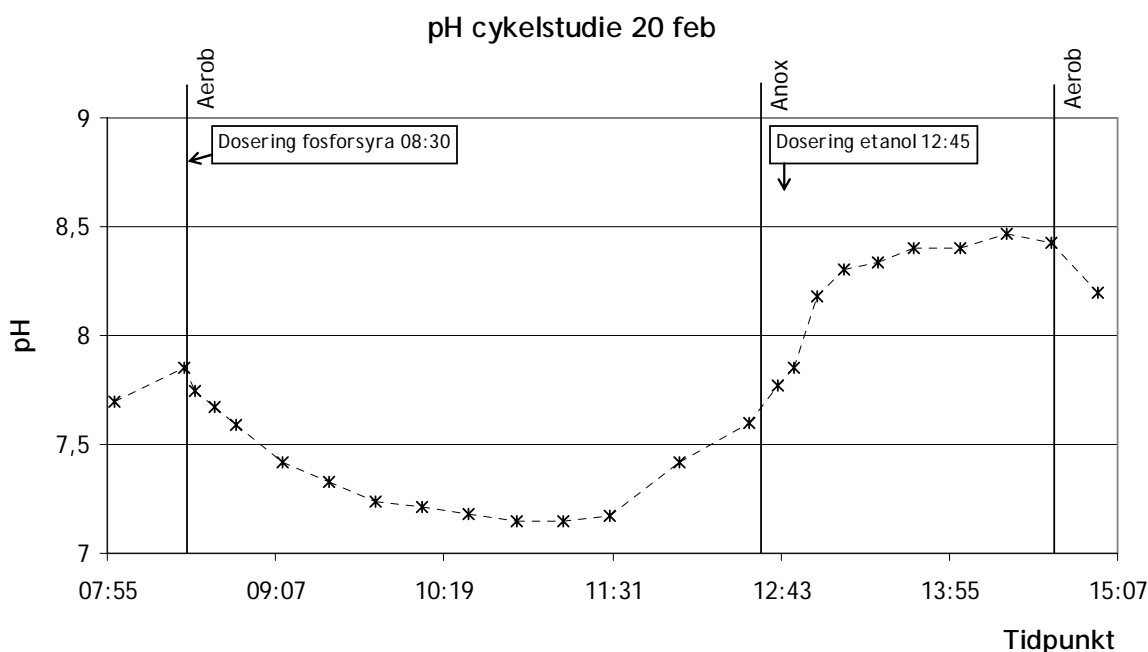
Av figur 4.9 framgår att av den COD som kommer med lakvattnet i början av cykeln förbrukas 54 mg/l under den aeroba fasen. Efter etanoldoseringen i början av den anoxiska fasen ökar COD-halten markant för att sedan minska igen mycket snart. Den absolut största mängden COD åtgår precis i början av denitrifikationen, vilket kan kopplas ihop med den snabba denitrifikationen som påvisades i figur 4.6. I samtliga prover från den anoxiska fasen mättes även etanolhalten, men etanol kunde endast påvisas i det första provet som tagits ut efter doseringen, d v s samma prov som visar hög COD-halt.

Syrehalt och temperatur respektive pH i reaktorn visas i figur 4.10 respektive 4.11.



**Figur 4.10** Syrehalt och temperatur i reaktorn.

Syrehalten och temperaturen visar liknande tendenser som i den första cykelstudien. Under nitrifikationen åtgår syre till reaktionen och syrehalten sjunker, dock inte under 2 mg/l. När all ammonium förbrukats ökar syrehalten igen. Under den anoxiska fasen är vattnet fritt från syre. Temperaturen ökar något under cykelns gång.



**Figur 4.11** pH i reaktorn under hela cykeln.

Variationen i pH visar samma mönster som i första cykelstudien. Vätejoner släpps under nitrifikationen och pH sjunker. Under denitrifikationen tas vätejoner upp och pH höjs. Jämfört

med första cykelstudien sjunker pH lägre under nitrifikationen och stiger högre under denitrifikationen denna gång, vilket antagligen beror på den högre belastningen.

### 4.1.3 Tolkning av resultat från cykelstudier

#### *Nitrifikation*

Vid båda studierna är nitrifikationen fullständig, d.v.s. all ammonium i reaktorn åtgår. Belastningen och nitrifikationshastigheten är betydligt högre vid den andra studien. Med avseende på nedbrytning av ammonium skulle den aeroba fasen i båda fallen kunna vara kortare, alternativt skulle belastningen kunna vara högre. Man vill dock inte riskera att den luftade fasen blir så kort att all ammonium inte hinner brytas ned. Eftersom ammoniumhalten i inflödet varierar lite, och nitrifikationshastigheten också varierar lite, skulle det ur optimeringssynpunkt vara bra att kunna variera fasernas längd från cykel till cykel. Det skulle kunna lösas med ett reglersystem med onlinemätare, som mäter koncentrationer i vattnet kontinuerligt. Om ammoniumhalten mäts kontinuerligt kan man reglera så att reaktorn går över till den anoxiska fasen när ammoniumhalten är nere på noll. Eftersom syre förbrukas under nitrifikationen skulle man också kunna tänka sig att reglera efter syrehalten i reaktorn. Det är tydligt i båda cykelstudierna att syrehalten minskar under nitrifikationen för att sedan öka när all ammonium är förbrukad.

#### *Denitrifikation*

Vid tillfället för den första cykelstudien var nitrathalten hög i reaktorn sen tidigare, och all nitrat denitrifieras inte under den anoxiska fasen. Det kan sannolikt bero på brist på kolkälla, eftersom etanolen doserades enbart med hänsyn till inkommande ammoniumkväve. Nitrathalten går ner till strax under den koncentration som i början av cykeln, vilket kan tolkas som att den mängd kväve som doserades med lakvattnet bröts ned, men inte den mängd som redan fanns i reaktorn. Om mer etanol hade doserats så hade nitratkoncentrationen sannolikt sjunkit mer. I den andra studien sker större delen av nitrifikationen mycket snabbt, men den fortsätter med lägre hastighet ca en timme in i den anoxiska fasen, tills all nitrat är förbrukad. Om nitrathalten kopplas ihop med mätningarna av COD och etanol verkar det som att etanolen går åt väldigt fort, och under den tid det finns etanol så är denitrifikationshastigheten hög, men när etanolen tar slut sjunker hastigheten. Eftersom denitrifikationshastigheten är hög skulle även denna fas kunna kortas ned lite på samma sätt som nitrifikationsfasen. Med onlinemätning av nitrat och automatisk reglering skulle den anoxiska fasen kunna avslutas när nitraten är förbrukad.

#### *Nedbrytning av COD*

I figur 4.9 från 20 februari syns att COD-halten minskar under hela den luftade fasen nästan linjärt. En nackdel med att förkorta den luftade fasen enligt förslaget i föregående stycke skulle alltså vara att reduktionen av COD i lakvattnet minskar. Under denitrifikationen åtgår mer COD än under nitrifikationen, men större delen av den COD som kommer med lakvattnet är svårnedbrytbar och erfarenheter från driften av pilotanläggningen visar att till denitrifikationen behövs mer lättillgänglig COD.

## *Upptag av fosfor*

Av figur 4.8 framgår att en stor del av den fosfor som doseras, med lakvattnet och som fosforsyra, tas upp redan under nitrifikationen. Om endast biologiskt upptag av fosfor skulle ske, och ingen fällningsbildning äga rum, så skulle fosforhalten i reaktorn förväntas vara på en jämn nivå och bara minska lite under nitrifikationen, för att sedan minska mer markant under denitrifikationen. Resultatet från cykelstudien den 20 februari visar ett motsatt resultat, med en stor minskning under den luftade fasen och en mindre minskning under den anoxiska fasen. Med detta som bakgrund finns anledning att tro att en stor del av den fosfor som doseras till processen bildar kemiska fällningar istället för att användas till uppbyggnad av mikroorganismer.

## *Felkällor*

Resultaten från analys av framför allt COD och fosfor från den första cykelstudien uppvisar inkonsekventa värden och vid upprepad analys blev vissa resultat annorlunda. Resultaten från den andra cykelstudien uppvisar ett resultat som verkar mer rimligt. Orsaken till problemen vid den första analysen tros vara praktiska aspekter vid spädning och analys, då många spädningar och analyser gjordes på kort tid i pilotanläggningens provisoriska laboratorium med begränsad mängd provrör och trattar etc. samt begränsade disk-möjligheter. Inför den andra cykelstudien var förberedelserna bättre, med tillräckligt antal maskindiskade trattar och provrör från VA-laboratoriet på Lunds Tekniska Högskola. De filtrerade proverna sparades i kylskåp och flera analysserier utfördes dagen efter i VA-laboratoriet under ordnade former.

## **4.2 Analys av fosforfraktioner i slammet**

Med anledning av misstankar om att en stor del av mängden fosfor i processen bildar kemiska fällningar istället för att tas upp biologiskt, utfördes en studie för att se fördelningen av fosfors förekomstformer i slammet. Den fosfor som förekommer i oorganisk form har bundits till slammet genom att kemiska fällningar bildats, medan den fosfor som är organiskt bunden har tagits upp biologiskt. Metoden som använts för analys av fosforfraktionerna i slammet visar dessutom hur stor del av den oorganiska fraktionen som är kalciumföreningar (här med samlingsnamnet apatit). För att säkerställa resultaten och försöka reda ut oklarheter som uppstod vid den första fraktioneringen så utfördes en andra fraktionering. Resultaten från studierna redovisas i kapitel 4.2.1 och 4.2.2 varefter diskussion följer i kapitel 4.2.3.

Som bakgrund kan nämnas att det är vedertaget att vid överslagsberäkningar räkna med att ca 1 - 1,5 procent av slammet (torrvikt) utgörs av fosfor. En typisk fosforhalt i heterotrofa mikroorganismer i en aerobisk process är 10 - 25 g/kg VSS, d v s 1 - 2,5 viktprocent av det organiska materialet i slammet (Henze et al 1995).

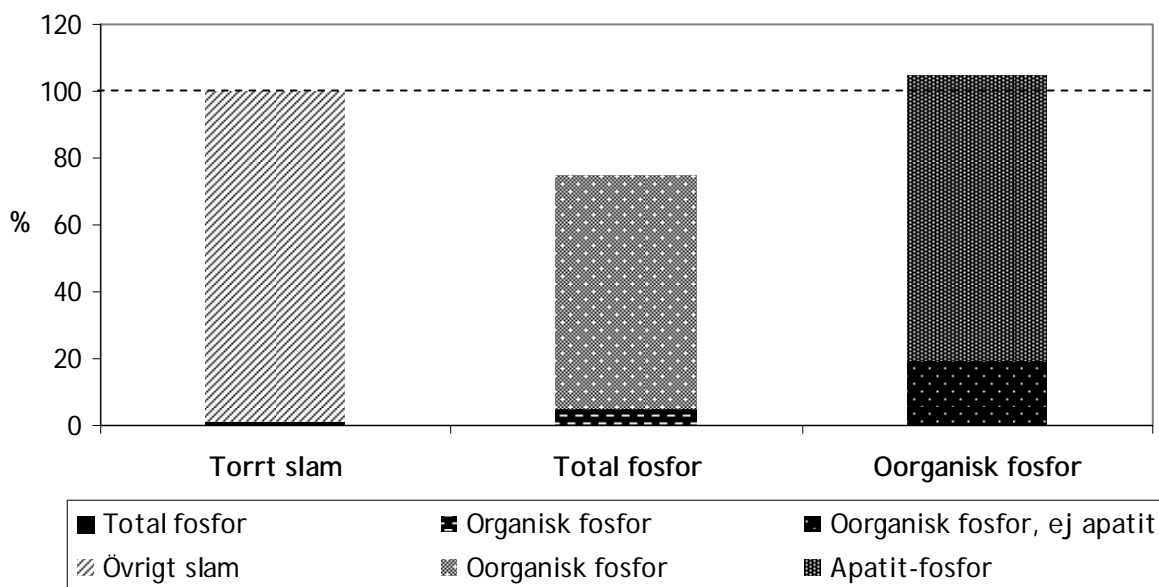
### **4.2.1 Fraktioneringsförsök 1**

Slammet som analyserades i det första försöket togs ut i pilotanläggningen under luftad fas den 23 januari. Medelvärden av resultaten från försöket redovisas i tabell 4.5 och figur 4.12.

**Tabell 4.5** Uppmätta fosforfraktioner i slammet vid första fraktioneringsförsöket. Alla värden är medelvärden framräknade från 3 prover. Summan av oorganisk och organisk fosfor (IP och OP) borde bli 100 procent, men blir bara 75 procent. Summan av oorganisk icke-apatit-fosfor och apatit-fosfor borde vara samma som andelen oorganisk fosfor, 69 procent.

Fraktion	Andel av total fosfor (%)	Andel av torrt slam (%)	Standardavvikelse (%)
Total fosfor (TP)	100	0,89	2,4
Oorganisk fosfor (IP)	69	0,62	1,6
Organisk fosfor (OP)	5,1	0,05	15,3
Oorg. ej apatit-fosfor (NAIP)	14	0,12	9,4
Apatit-fosfor (AP)	59	0,53	1,2
Summa IP + OP	75	0,67	
Summa NAIP + AP	73	0,65	

Fosforfraktioner i slammet, försök 1



**Figur 4.12** Resultat från fosforfraktionering 1. Stapeln längst till vänster visar hur stor del av det totala torra slammet som utgörs av fosfor, ca 1 procent. Mittenstapeln visar hur många procent av total fosfor som är organisk respektive oorganisk. Summan av den analyserade mängden organisk och oorganisk fosfor i provet är inte lika stor som den analyserade mängden total fosfor, utan ca 75 procent av den. Stapeln längst till höger visar hur stor del av oorganisk fosfor som är apatit och hur stor del som inte är apatit. Summan överstiger mängden oorganisk fosfor något. Samtliga värden är medelvärden.

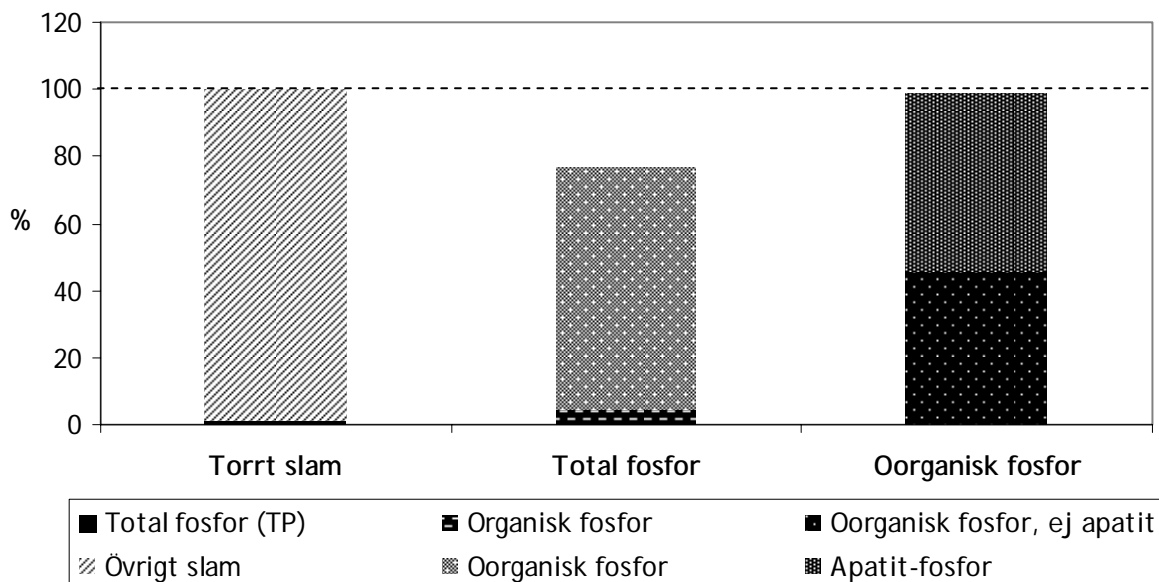
#### 4.2.2 Fraktioneringsförsök 2

Till den andra analysen av fosforfraktioner i slammet togs slam ut under luftad fas den 20 februari, samma dag som cykelstudie 2 genomfördes. Medelvärden av resultaten från analysen redovisas i tabell 4.6 och figur 4.13. Rådata från analysen redovisas i bilaga B.

**Tabell 4.6** Fosforfraktioner i slammet vid andra fraktioneringsförsöket. De presenterade värdena är medelvärden av tre analyserade prover.

Fraktion	Andel av total fosfor (%)	Andel av torrt slam (%)	Standardavvikelse (%)
Total fosfor (TP)	100	1,4	3,3
Oorganisk fosfor (IP)	72	1,0	0,9
Organisk fosfor (OP)	4,7	0,05	7,0
Oorg. ej apatit-fosfor (NAIP)	33	0,46	7,5
Apatit-fosfor (AP)	38	0,54	8,3
Summa IP + OP	76	1,05	
Summa NAIP + AP	71	1,0	

Fosforfraktioner i slammet, försök 2



**Figur 4.13** Resultat från fosforfraktionering 2. Samtliga värden är medelvärden, med enheten procent. Hundra procent av den vänstra stapeln utgör totalt slam (torrt), hundra procent av mittenstapeln motsvarar mängden total fosfor i provet, och hundra procent av den högra stapeln motsvarar mängden oorganisk fosfor i provet.

#### 4.2.3 Tolkning av resultat från fraktioneringsförsök

Resultaten från de två fosforfraktioneringarna är ganska lika. Andelen fosfor i slammet är som väntat ca 1 viktprocent i torr vikt räknat. Vid det första analystillfället var fosforhalten något lägre, 0,9 viktprocent, och vid det andra tillfället något högre, 1,4 viktprocent. Summan av oorganisk och organisk fosfor ska vara lika stor som mängden total fosfor, men vid båda analyserna understiger summan 80 procent av total fosfor, vilket är en oacceptabelt stor felmarginal. Det är svårt att säga om det största felet ligger i den organiska eller oorganiska fraktionen, men tre aspekter pekar mot att det största felet ligger i att mätvärdet på den organiska fraktionen är för litet. Den första är att extraheringsprocessen av organisk fosfor

innehöll fler moment där material kunde gå förlorat. Den andra är att summan av apatit-fosfor och oorganisk icke-apatit-fosfor, som ska vara lika stor som den totala mängden oorganisk fosfor, stämmer ganska väl överens med mängden oorganisk fosfor i båda försöken. Den tredje aspekten är att standardavvikelsen för mätningarna av organisk fosfor är hög vid båda försöken, medan standardavvikelsen för mätning av oorganisk fosfor är låg.

Det andra fraktioneringsförsöket utfördes med hopp om att felmarginalerna från första försöket skulle minska. Trots stor noggrannhet i laboratoriet uppfylldes inte den förhoppningen. Ett försök på en annan typ av slam utfördes samtidigt av en annan exjobbare parallellt med fraktioneringsförsök 2. Laborationerna utfördes på samma sätt, men samma problem uppstod inte med det andra slammet, varför det finns anledning att ifrågasätta analysmetodens lämplighet på denna typ av slam.

Oavsett om 5 procent stämmer som andel organisk fosfor, eller om andelen skulle öka till strax över 20 procent, så är det en ganska liten andel. Det indikerar att fällningsbildning med fosfor förekommer trots att processen inte är skapad för att bilda fällningar. Andelen oorganisk fosfor som är apatit är stor, 85 procent vid första analysen och 53 procent vid andra analysen. Det visar att en stor del av fosforfällningarna har bildats p g a reaktioner med kalcium i vattnet. Slammets karaktär verkar ha ändrats något på den månad som passerat mellan provtagningarna.

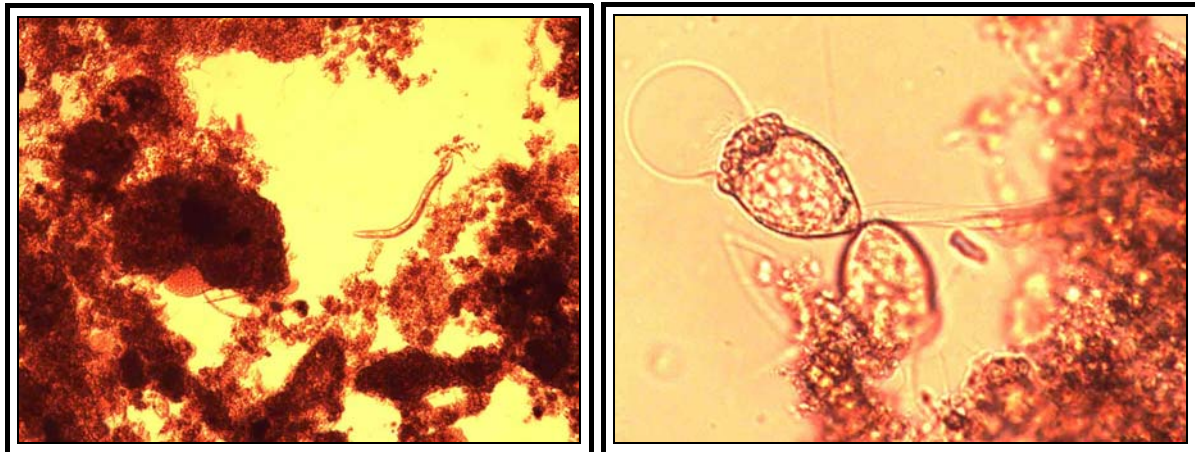
För flera av fraktionerna är standardavvikelsen hög, vilket innebär att det praktiska utförandet av försöket medfört en osäkerhet. Dock skulle inte summan av de olika fraktionerna bli nära hundra procent även om det högsta värdet från alla triplikat valdes, så det finns även en osäkerhet i själva analysmetoden

## 4.3 Slamstudier

I detta kapitel redovisas resultat från ljusmikroskopering, undersökning av slammets fördelning i pilotreaktorn samt elektronmikroskopering. Som nämnts i metodbeskrivningen i kapitel 3.5 utfördes några enklare studier i laboratoriet för att undersöka om det kunde iakttas att olika delar av slammet hade olika sjunkhastighet. Slammet var uttaget i den övre delen av pilotreaktorn under luftning, d v s kraftig omrörning. Vid studie av sjunkhastigheten i mätcylinder kunde det konstateras att slammet inte hade någon tydlig slamspegel, och att en viss del av slammet verkade tyngre eftersom den sjönk fortare. Vid experiment med vattenflöde underifrån i en kon (med den mindre diametern neråt) kunde dock inte någon tydlig skillnad mellan olika sjunkhastigheter fastställas. Slammet fick även sjunka i en separationsträtt varpå den undre delen av det separerade slammet togs ut för sig och den övre delen för sig, varefter de två delarna studerades i mikroskop, se kapitel 4.3.1. Studierna av slammet genomfördes till stor del för att bestämma vad som var intressant att studera vidare.

### 4.3.1 Bilder från mikroskopering

Några kristaller kunde inte iakttas i någon av delarna. I den undre delen av slammet sågs inga protozoer (organismer som livnär sig på bl.a. bakterier), men i den övre delen av slammet kunde några sådana iakttas, se figur 4.14. Studierna med mikroskop är inte tillräckligt grundliga för att vara ett vetenskapligt underlag, men ger ändå ett perspektiv som kan vara intressant. Bilderna i figur 4.14 är från den övre delen av det sedimenterade slammet, och innehåller förutom bakterier ett par större organismer.



**Figur 4.14** Bilder på aktivt slam från pilotreaktorn tagna genom mikroskop. Den vänstra är tagen med ca fem gångers förstoring och den högra med ca 20 gångers förstoring. Bakterierna i slammets ses som små, halvt genomskinliga prickar eller som mörka flockar bestående av många bakterier. På den högra bilden syns klockdjur (Vorticella) som är en typ av ciliater och indikerar goda slamegenskaper (Henze et al 1995).

#### 4.3.2 Undersökning av slamfördelning i reaktorn

För att få en förstärkt uppfattning om fördelningen av slam och omrörningen i reaktorn genomfördes en undersökning där halten totalt slam (SS, suspended solids) och halten organiskt slam (VSS, volatile suspended solids) mättes på tre olika djup i reaktorn. Resultatet i form av medelvärden av duplikat redovisas i tabell 4.7, medan resultatet från samtliga prover redovisas i bilaga C. Studien genomfördes den 8 april, då reaktorn stått på enbart luftning i nästan ett dygn.

**Tabell 4.7** Halter av totalt slam (SS) och organiskt slam (VSS) i pilotreaktorn på tre olika djup, samt andel organiskt slam (VSS/SS).

	SS (mg/l)	VSS (mg/l)	VSS/SS
<i>Ytan</i>	6300	3900	0,61
<i>Mittendjup</i>	6500	4000	0,62
<i>Botten</i>	8600	4800	0,56

Av tabell 4.7 framgår att den totala slamhalten är högre vid tankens botten och där är också andelen organiskt slam lite mindre än högre upp i reaktorn.

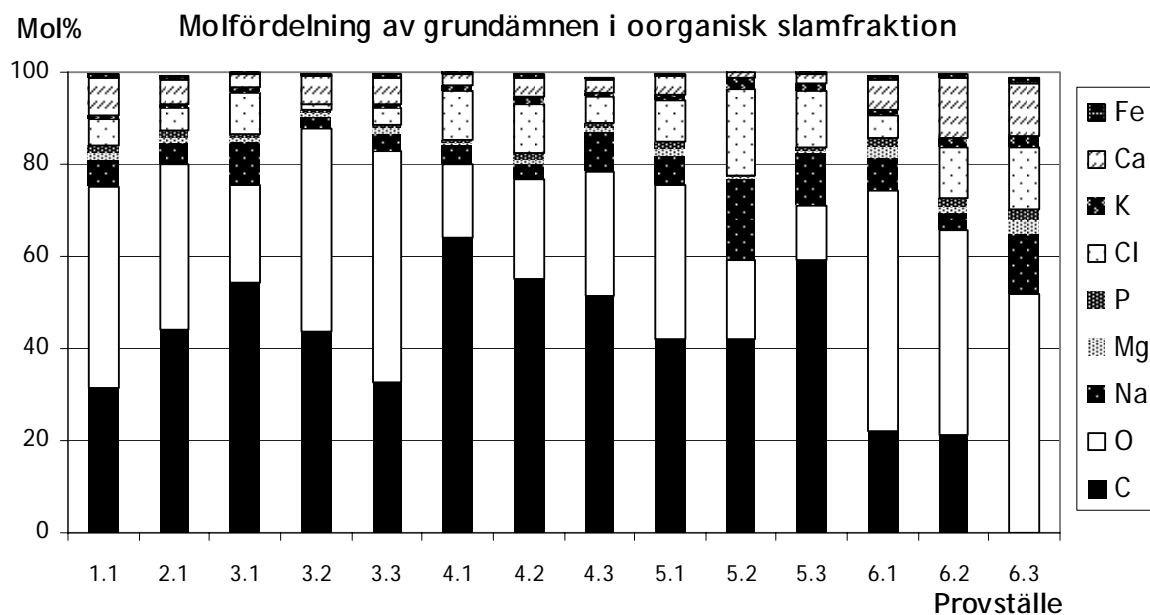
Uttag av överskottsslam görs vid tankens botten under luftad fas, men prov för regelbunden analys av SS och VSS tas i den övre delen av tanken.

Det är tydligt att slamhalten är högre vid reaktorns botten än högre upp, och kvoten mellan VSS och SS indikerar att det till större delen är oorganiskt slam som lägger sig på botten under omrörningen. Studien genomfördes delvis med syfte att undersöka om det kan vara så att oorganiskt slam ackumuleras i reaktorn eftersom det är tungt. Undersökningen visar att slammets inte är riktigt jämnt fördelat i reaktorn, men eftersom slamuttaget sitter vid botten bör den ojämna fördelningen inte leda till någon ackumulering av oorganiskt slam, utan

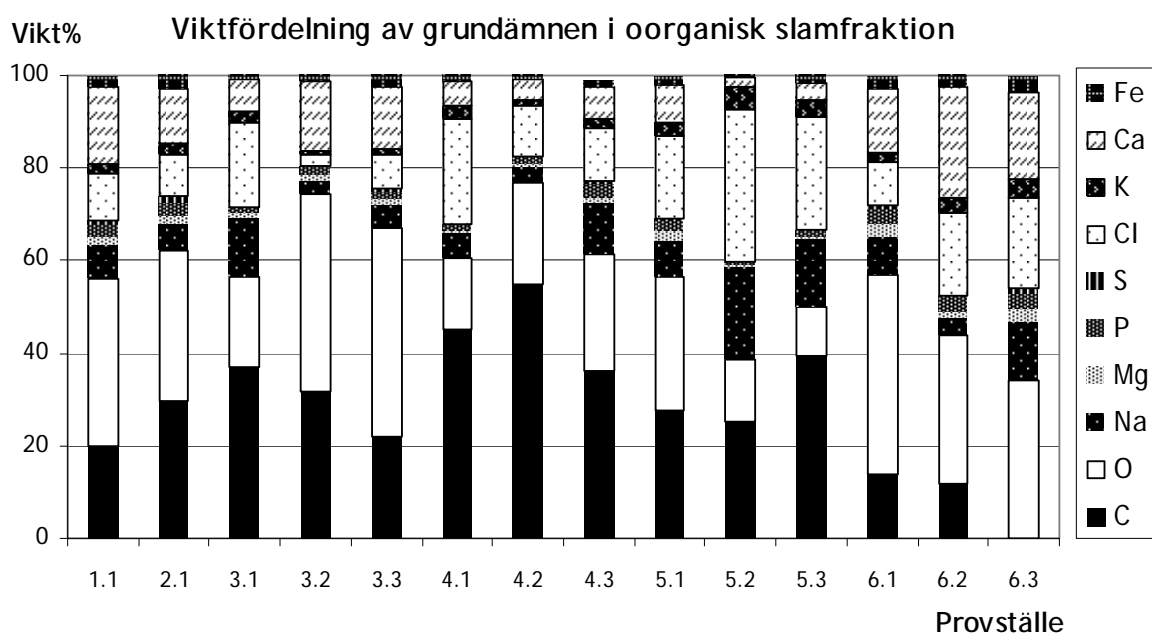
snarare tvärtom. Att slamhalten skiljer sig mellan ytan och botten gör att prov som tas ut nära ytan för SS-analys inte riktigt motsvarar det slam som tas ut som överskottsslam.

### 4.3.3 Elektronmikroskopering av oorganisk slamfraktion

Den oorganiska delen av slammet, som var kvar efter glödning, analyserades i elektronmikroskop med avseende på grundämnesinnehåll. Sex olika ställen zoomades in, med mellan 1000 och 2300 gångers förstoring. Ställen med god täckningsgrad valdes, d v s med minimal exponering av underlaget. Det garanterar ändå inte att genomsläpp av signaler från underlaget hindras helt, vilket medför att resultatet kan ge något högre värde av kol (C) än vad som egentligen finns i provet. På fyra av provställena (3-6) ringades tre olika punkter in för att få en uppfattning om sammansättningen skiljde sig mellan olika partiklar. I figur 4.15 och 4.16 visas fördelningen av grundämnen vid de olika provställena. Molfördelningen av ämnena, som visas i figur 4.15, är intressant för jämförelse med molförhållande i aktuella föreningar. Viktfördelningen, som visas i figur 4.16, ger mer en bild av vilka ämnen som ger mest tyngd och volym till slammet, även fast volymen inte är direkt kopplad till vikten.



**Figur 4.15** Resultat från elektronmikroskopering som visar fördelningen i mol av grundämnen i det oorganiska slammet. Två grundämnen som fanns med i analysresultatet, kisel och svavel, har tagits bort p g a att mängderna var under en viktprocent vid alla provställena.



**Figur 4.16** Resultat från elektronmikroskopering redovisat i viktprocent.

Av figur 4.15 och 4.16 framgår att fördelningen av grundämnen varierar mellan olika provställen, alltså mellan olika partiklar. Det är dock tydligt att de dominerande ämnena är syre (O), kol (C), klor (Cl), natrium (Na) och kalcium (Ca). I mindre mängder förekommer fosfor (P), magnesium (Mg), kalium (K), svavel (S) och järn (Fe). Små molekyler, som väte (H), kommer inte med i analysen.

**Tabell 4.8** Medelvärdet av innehållet i det oorganiska slammet, i enheten molprocent respektive viktprocent.

<i>Grundämne</i>	<i>Mol%</i>	<i>Vikt%</i>
<i>C</i>	40,2	28,1
<i>O</i>	33,7	28,6
<i>Na</i>	7,1	8,5
<i>Mg</i>	1,1	1,4
<i>Si</i>	0,1	0,2
<i>P</i>	1,4	2,2
<i>S</i>	0,3	0,5
<i>Cl</i>	8,7	15,4
<i>K</i>	1,3	2,4
<i>Ca</i>	5,4	10,8
<i>Fe</i>	0,7	1,8
<i>Summa</i>	100	100

### *Några troliga fällningar*

De höga koncentrationerna av kol, syre och kalcium indikerar att en del av fällningarna utgörs av kalciumkarbonat,  $\text{CaCO}_3$ , som är en allmänt vanligt förekommande fällning. En annan möjlig förening är natriumvätekarbonat (bikarbonat),  $\text{NaHCO}_3$ , som bildas av koldioxid och

natriumklorid (Nationalencyklopedin, 2008). Sedan försöken med fosforfraktionering av slammet är det känt att en stor del av fosfor i slammet förekommer som apatit, vilket kan vara hydroxyapatit,  $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$ , eller klorapatit,  $\text{Ca}_5\text{Cl}(\text{PO}_4)_3$ . I medeltal från de olika provställena i analysen är fosforinnehållet 1,4 molprocent. Om man räknar med att 70 procent av den fosfor förekommer som apatit (medeltal från fosforfraktioneringarna) så innebär det att fosforföreningen apatit, med syre och kalcium inräknat, utgör ca 7 molprocent av fällningarna. Den del av fällningarna som är beroende av fosfor för sin bildning är alltså högre än själva andelen rent fosfor. Det faktum att andelen kol i provet kan vara högre i analysresultatet än i verkligheten medför att andelen som de andra ämnena utgör kan vara mindre i provet än i verkligheten. Det innebär att andelen apatit kan vara högre än 7 molprocent. Förstoringen och valet av platser gjordes dock med hänsyn till att så lite signaler från underlaget som möjligt skulle komma igenom, så felkällan som underlaget utgör bör inte vara så stor.

#### 4.3.4 Tolkning av resultat från elektronmikroskopering

På grund av lakvattnets komposition, med mycket natriumklorid från havet samt mycket kalcium var det väntat att de ämnena skulle utgöra en stor del av fällningarna. I de flesta föreningar som är aktuella för fällningsbildning ingår syre, vilket förklarar den stora andelen syre i provet. Många föreningar innehåller också kol. Både syre och kol förekommer i praktiskt taget obegränsade mängder i vattnet, men bildar inte fällningar förrän de reagerar med något annat ämne. Därför är det främst de andra ämnena som är intressanta. Den största betydelsen för fällningsbildningen i reaktorn har klor, natrium och kalcium, men även fosfor, magnesium och kalium har en viss betydelse. Andelen fosfor i den oorganiska slamfraktionen är strax över en molprocent. Det är inte så stor andel, men om man räknar med de ämnen den bildar föreningar med så får ändå mängden en viss betydelse i fällningsbildningen.

#### 4.4 Ändring av fosfordosering

Eftersom fosforhalten i utflödet ständigt varit för hög så behövde doseringen av fosfor ändras. Med anledning av resultaten från studierna av pilotanläggningen antogs två påståenden gälla:

- Doseringen av fosforsyra är för hög.
- Fällningsbildning främjas på bekostnad av biologiskt upptag för att fosforsyran doseras redan under den aeroba fasen.

Med dessa antaganden som grund drogs slutsatserna att fosfordoseringen borde flyttas till den anoxiska fasen och att en mindre mängd borde doseras. Innan doseringen ändrades behövde dock de påståendena styrkas och preciseras. För att räkna ut hur mycket fosfor som verkligen behövs under den aeroba respektive anoxiska fasen beräknades fosforbehovet till COD-nedbrytning, nitrifikation och denitrifikation. Flera olika beräkningar gjordes, med lite olika utgångspunkter. Till alla beräkningar användes vissa resultat från cykelstudie 2, givna i tabell 4.9. I beräkning A och B kombineras förutsättningarna från cykelstudie 2 med teoretiska värden på fosforinnehåll i slammet. Beräkning C och D baseras i stort sett enbart på cykelstudie 2 och fosforfraktioneringarna. Allra först, i kapitel 4.4.1, redovisas en omräkning av den hittills gällande doseringen, till en enhet som går att jämföra med de nya beräkningarna.

**Tabell 4.9** Driftparametrar och mätresultat från cykelstudie 2, 20 februari.

<i>Förutsättningar</i>	
<i>Inflöde (l)</i>	411
<i>Reaktorvolym (l)</i>	2173
<i>Åtgång under aerob fas</i>	
<i>COD (mg/l)</i>	54
<i>COD (g)</i>	117
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (mg/l)</i>	54*
<i>Åtgång under anoxisk fas</i>	
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (mg/l)</i>	50**

\*Beräknat utifrån halten i inflödet. Första mätningen under luftade fasen visar 50,4 mg/l men då kan redan viss nedbrytning ägt rum under fyllningsfasen.

\*\*Högsta uppmätta värdet under anoxisk fas är 48 mg/l, men viss denitrifikation bör ha ägt rum under doseringen. Provtagning gjordes 4 min efter doseringens start, eftersom doseringen pågick i 2 min, och ytterligare 2 min antogs behövas för fullständig omblandning.

#### 4.4.1 Hittills gällande dosering

Fosforsyra doseras till processen enligt förhållande 5,5 ml 86% fosforsyra per 500 liter behandlat lakvatten. Någon preciserande teori bakom doseringen finns inte dokumenterad. I de nya beräkningarna av processens fosforbehov används enheten mg P/ g N, alltså den behövda mängden fosfor per förbrukad kväve, därför omvandlas den gamla beräkningen till samma enhet. Beräkningen baseras på ett medelvärde av lakvattnets kväveinnehåll, se tabell 4.10.

**Tabell 4.10** Omräkning av hittills gällande fosfordosering till enheten mg P / g N

<i>Doseringsförhållande (ml 86% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>/500 l lakvatten)</i>	5,5
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (mg/l) i inkommande lakvatten, medelvärde 070302 - 080229</i>	251
<i>Massa fosfor i 86% H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (mg/ml)</i>	459
<i>Doseringsförhållande (mg P / g N)</i>	20

#### 4.4.2 Beräkningar med teoretiska antaganden

##### *Beräkning A*

I beräkning A är utgångspunkten antagandet att 1 procent av slammet (SS) består av fosfor. Det är ett vedertaget antagande som förstärks av resultaten från analysen av fosforfraktioner i slammet, där medelvärdet av de två analyserna ger att 1,1 procent av slammets torrs substans utgörs av fosfor. Beräkningen i tabell 4.12 baseras på förutsättningarna från tabell 4.9 och 4.11.

**Tabell 4.11** Antaganden till beräkning A. Utbytet av aerob nedbrytning av COD anges som bildad biomassa (X) i enheten gram COD per upptagen mängd substrat (S) i enheten gram COD.

<i>Andel P i SS (%)</i>	1
<i>Utbyte aerob nedbrytning av COD samt denitrifikation (g COD<sub>x</sub>/g COD<sub>s</sub>)</i>	0,5*
<i>COD-innehåll i biomassa (g COD/g biomassa)</i>	1,42**
<i>Utbyte nitrifikation (g VSS/g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)</i>	0,1 <sup>‡</sup>
<i>Förhållande VSS/SS i reaktorn</i>	0,6 <sup>‡‡</sup>

\**(About Water Treatment, 2003, Wastewater treatment, 1995)*

\*\**Gäller för medelmolmassa i aktivt slam vid avloppsvattenrening (Wastewater Treatment, 1995)*

<sup>‡</sup>*(Wastewater Treatment, 1995)*

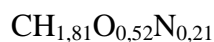
<sup>‡‡</sup>*Uppmätt i reaktorn*

**Tabell 4.12** Beräkning A. Mängden bildad biomassa baseras på förutsättningarna givna i tabell 4.9 och 4.11. Åtgången COD under denitrifikationen baseras på det doseringsförhållande som användes i pilotanläggningen vid cykelstudie 2 (4,5 g COD/g N) och som tagits fram som lämpligt.

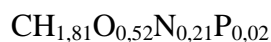
<i>Beräkning utifrån att 1% av SS består av P</i>	
<b>Aerob fas</b>	
<b>COD-nedbrytning</b>	
Bildad biomassa (COD mg/l)	27
Bildad biomassa (VSS mg/l)	19
<b>Nitrifikation</b>	
Bildad biomassa (VSS mg/l)	5,4
<b>Summa aerob fas</b>	
Bildad biomassa (VSS mg)	53052
Bildat slam (SS mg)	88420
Fosforbehov (mg)	884
<b>Anoxisk fas</b>	
<b>Denitrifikation</b>	
COD-åtgång (mg/l) (beräknat utifrån 4,5 g COD/g N)	225
Bildad biomassa (COD mg/l)	113
Bildad biomassa (VSS mg/l)	79
Bildat slam (SS mg/l)	132
Fosforbehov (mg/l)	1,32
Fosforbehov (mg)	2869
<b>Fosforbehov till denitrifikation (mg P/ g N)</b>	<b>26</b>

### **Beräkning B**

Till beräkning B används antagandet att 2,4 viktprocent av biomassan utgörs av fosfor. Det antagandet baseras på medelvärdet av några bakteriers molmassor presenterade i Bioreaction Engineering Principles av Nielsen et al. Där presenteras följande medelvärde för biomassa i enheten C-mol (alla ingående komponenter viktas mot C-innehållet, som sätts till 1 mol):



När P-innehållet i mikroorganismerna redovisas är innehållet ca 0,02 C-mol. Därför antas medelmolmassan för mikroorganismerna uttryckt i C-mol, med P inräknat, vara följande:



Omräknat i viktprocent blir fosforinnehållet 2,4 procent. Värdet bör inte tas som exakt, men ungefärligt. Antagandet förstärks av att det enligt Henze et al (1995) är 10-25 g P / kg VSS (1-2,5%) i heterotrofa mikroorganismer. Det gäller visserligen vid aeroba processer, och 2,4 procent är nära det maximala värdet, men det kan ändå ses som ett rimligt antagande.

**Tabell 4.13** Antaganden till beräkning B. Endast det första antagandet är annorlunda än i beräkning A. \*(*About Water Treatment, 2003*) \*\*Gäller för medelmolmassa i aktivt slam vid avloppsvattenrening (*Wastewater Treatment, 1995*) <sup>†</sup>(*Wastewater Treatment, 1995*) <sup>‡</sup>Uppmätt i reaktorn

Andel P i VSS (%)	2,4
Utbyte aerob nedbrytning av COD och denitrifikation (g COD <sub>x</sub> /g COD <sub>s</sub> )	0,5*
COD-innehåll i biomassa (g COD/g biomassa)	1,42**
Utbyte nitrifikation (g VSS/g NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	0,1 <sup>†</sup>
Förhållande VSS/SS i reaktorn	0,6 <sup>‡</sup>

**Tabell 4.14** Beräkning B

Beräkning utifrån att 2,4% av VSS består av P	
<i>Aerob fas</i>	
COD-nedbrytning	
Bildad biomassa (COD mg/l)	27
Bildad biomassa (VSS mg/l)	19
Nitrifikation	
Bildad biomassa (VSS mg/l)	5,4
Summa aerob fas	
Bildad biomassa (VSS mg)	53052
Fosforbehov (mg)	1273
<i>Anoxisk fas</i>	
Denitrifikation	
COD-åtgång (mg/l) (beräknat utifrån 4,5 g COD/g N)	225
Bildad biomassa (COD mg/l)	113
Bildad biomassa (VSS mg/l)	79
Fosforbehov (mg/l)	1,9
Fosforbehov (mg)	4132
Fosforbehov till denitrifikation (mg P/ g N)	38

### Tolkning av resultat från beräkningar med teoretiska antaganden

Både beräkning A och B gav högre värden på fosforbehovet till denitrifikationen, än det som doseras, se tabell 4.10, 4.12 och 4.14. En anledning till att fosforbehovet enligt beräkning A och B är så högt, kan vara att slamtillväxten i verkligheten inte är så stor som 0,5 g COD<sub>x</sub>/ g

COD<sub>S</sub> (där X står för biomassa och S för substrat). En annan anledning till det höga resultatet i beräkning B kan vara att fosforinnehållet i biomassan inte är så stort som 2,4%. I beräkning A har en ganska stor andel oorganiskt upptag räknats med, eftersom fosforupptaget till allt slam använts, med det gällande förhållandet för VSS/SS; 0,6. Egentligen är en högre kvot mellan VSS och SS önskvärd.

Eftersom det inte är rimligt att mer fosfor ska tillföras än det som redan tillförs, så används inte de framräknade värdena som riktlinje vid en ny dosering. Förhållandet mellan fosforbehov till aerob fas och anoxisk fas som räknades fram i beräkning A och B används dock i beräkning C. Förhållandet baseras förutom på nitrifikation och denitrifikation också på den aeroba nedbrytningen av COD. Innehållet och nedbrytningen av COD kan variera i stort sett oberoende av kväveinnehållet och kvävenedbrytningen, men det framräknade värdet i A och B bör ändå kunna användas som allmänt gällande för beräkningar av fosforbehovet i pilotanläggningen.

#### 4.4.3 Beräkningar med praktiska studier som utgångspunkt

##### *Beräkning C*

I beräkning C används massbalansen för fosfor i cykelstudie 2 tillsammans med det uppmätta värdet av organisk fosfor i slammet från fraktioneringsförsöken samt förhållandet mellan fosforupptag under aerob respektive anoxisk fas från beräkning A och B.

Massbalans för fosfor vid cykelstudie 2:

$$\text{In} + \text{Prod} = \text{Ut} + \text{Ack}$$

$$P_{r1} + P_{\text{inLV}} + P_{\text{H}_3\text{PO}_4} = P_{\text{ut}} + P_{r2} + P_{\text{ack,slam}}$$

Vänsterledet består av det som finns i reaktorn ( $P_{r1}$ ), det som tillförs med lakvattnet ( $P_{\text{inLV}}$ ) samt det som doseras i form av fosforsyra ( $P_{\text{H}_3\text{PO}_4}$ ). Högerledet består av det som följer med utflödet ( $P_{\text{ut}}$ ), det som finns kvar löst i reaktorn ( $P_{r2}$ ) samt det som tagits upp av slammet ( $P_{\text{ack,slam}}$ ).

$$\begin{aligned} [P]_{r1} &= 0,86 \text{ mg/l} \\ [P]_{\text{in}} &= 1,05 \text{ mg/l} \\ [P]_{\text{H}_3\text{PO}_4} &= 459 \text{ mg/ml} \\ [P]_{\text{ut}} = [P]_{r2} &= 0,90 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} V_{r1} = V_{r2} &= 1762 \text{ l} \\ V_{\text{in}} = V_{\text{ut}} &= 411 \text{ l} \\ V_{\text{H}_3\text{PO}_4} &= 4,52 \text{ ml} \end{aligned}$$

$$P_{\text{ack,slam}} = 0,86 \cdot 1762 + 1,05 \cdot 411 + 4,52 \cdot 459 - 0,90 \cdot 411 - 0,90 \cdot 1762 = 2065$$

Det är alltså 2065 mg P som tagits upp av slammet (antalet värdesiffror är för stort för att vara trovärdigt, men så många värdesiffror som möjligt behålls fram till beräkningens slut).

För att beräkna hur stor del av fosforupptaget som är biologiskt används resultaten från försöken med fosforfraktionering. Eftersom de analyserade halterna av organisk och

oorganisk fosfor inte gick jämnt upp med 100 procent, så kan man säga att andelen organisk fosfor är mellan 5 och 29 procent (5 procent organisk fosfor mättes upp, och medelvärdet för oorganisk fosfor var 71 procent). Här används 29 procent som antaget biologiskt fosforupptag. Fördelningen av biologiskt fosforupptag mellan aerob och anoxisk fas antas vara samma som i beräkning A och B, d v s 24 procent till aerob fas och 76 procent till anoxisk fas. Det biologiska fosforupptaget beräknas i tabell 4.15.

**Tabell 4.15** Beräkning C. Beräkning av biologiskt upptag av fosfor under denitrifikationen med utgångspunkt i massbalansen för fosfor från cykelstudie 2 och andelen organiskt slam från fraktioneringsförsöken.

Fosforupptag i slammet (mg)	2065*
Andel biologiskt upptag	0,29
Biologiskt fosforupptag (mg)	599
Biologiskt fosforupptag aerob fas (mg)	144
Behov av fosfor i inflöde för att täcka fosforbehovet under aeroba fasen (mg/l)	0,35
Biologiskt fosforupptag anoxisk fas (mg)	455
Behandlad mängd kväve (g)	118**
Fosforbehov till denitrifikation (mg P /g N)	3,9

\*Med rådande förhållanden: behandlad mängd 411 liter, innehållande 286 mg/l  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

\*\*286 mg/l i 411 liter behandlat lakvatten

### Beräkning D

I beräkning D är utgångspunkten att fosforsyra endast behöver doseras till denitrifikationen, alltså den anoxiska fasen. Den mängd fosfor som kommer med inflödet beräknas vara tillräcklig för nitrifikation och aerob COD-nedbrytning. Omfattningen av fosforbehovet under denitrifikationen beräknas utifrån den minskning av fosforhalten som sker under den anoxiska fasen i cykelstudie 2.

Nedan jämförs koncentrationsförändringarna av  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  och COD under den anoxiska fasen i cykelstudie 2, från kl 12.49 då etanolen precis doserats, till 14.20, då förändringarna avstannat. Eftersom fullständig denitrifikation uppnåtts när förhållandet mellan upptagen mängd kolkälla och närsalter varit enligt nedan så bedöms de kvoterna kunna vara en lämplig utgångspunkt vid dosering.

COD:  $618 \text{ mg/l} - 408 \text{ mg/l} = 210 \text{ mg/l}$

$\text{NO}_3\text{-N}$ :  $45,8 \text{ mg/l} - 0 \text{ mg/l} = 45,8 \text{ mg/l}$  (Analysresultatet kl 14.20 är 1,86 mg/l, men lakvattnet brukar ge interferens på ca 2 mg/l så värdet i tanken antas vara ca 0 mg/l.)

$\text{PO}_4\text{-P}$ :  $1,14 \text{ mg/l} - 0,91 \text{ mg/l} = 0,23 \text{ mg/l}$

**Tabell 4.16** Beräkning D. Kvoter mellan upptag av olika ämnen i cykelstudie 2.

g COD/g N	4,6
mg P/g COD	1,1
mg P /g N	5,0

### Tolkning av resultat från beräkningar baserade på praktiska studier

Beräkning C och D gav betydligt lägre värde på fosforbehovet till denitrifikationen än beräkning A och B. Eftersom beräkning C och D är baserade på studier av just den aktuella anläggningen så bedömdes de som mest praktiskt tillämpbara vid införandet av en ny dosering. Då fosforhalten alltid varit för hög var det knappast aktuellt att höja dosering till de förhållanden som givits i beräkning A och B. Den stora skillnaden mellan resultaten från beräkningarna med teoretiska inslag och de rent praktiska beräkningarna ger dock skäl till misstanke om att ingen av beräkningarna är helt tillämpbara i praktiken. Vid införande av ett nytt doseringsförhållande bestämdes att använda ett mellanting av beräkning C och D, och sedan följa upp processens reaktion och ändra doseringen efterhand beroende på resultatet.

#### 4.4.4 Implementering av ny fosfordosering

Ändringen av fosfordoseringen mjukstartades genom att doseringsmängden behölls men ca 75 procent av doseringen flyttades till den anoxiska fasen. En ny tidpunkt för dosering av fosforsyra infördes alltså, samtidigt som doseringen av etanol 10 minuter in i den anoxiska fasen. I tabell 4.17 visas ett urklipp från excel-filen med driftparametrar. De skuggade delarna visar första och andra fosfordoseringen. Den 3 mars började dosering 2 användas. Dessa inställningar för dosering av fosforsyra användes i en vecka, sedan ändrades doserad mängd enligt de nya beräkningarna. Den 10 mars applicerades den nya doseringen som baserades på förhållandet 4,3 mg P/ g N. Sedan utfördes mätningar av halterna i lakvattnet regelbundet, oftare än vanligt, för att kunna ändra doseringen efter behov. Resultatet av uppföljningen presenteras i kapitel 4.5.

Tabell 4.17 Driftparametrar för pilotanläggningen.

		08-02-29	08-03-03	08-03-10
			13:45	08:00
stoppnivå fyllning	%	63	63	63
fyllttid	minuter	30	30	30
dosertid fosfor	sekunder	78	20	0
luftning	minuter	245	245	245
slamtid	minuter	0	0	0,2
timer omrörning	minuter	125	125	125
vänta med kolkälla	minuter	10	10	10
timer kolkälla	sekunder	147	171	220
dosertid fosfor 2	sekunder	0	58	23
timer luft. tid 2	minuter	20	20	20
timer sed tid	minuter	30	30	30
stoppnivå dekantering	%	52	52	52
stoppnivå pumpen	%	51	51	51
dekanteringstid	minuter	30	30	30

## 4.5 Utvärdering och justering av ny dosering

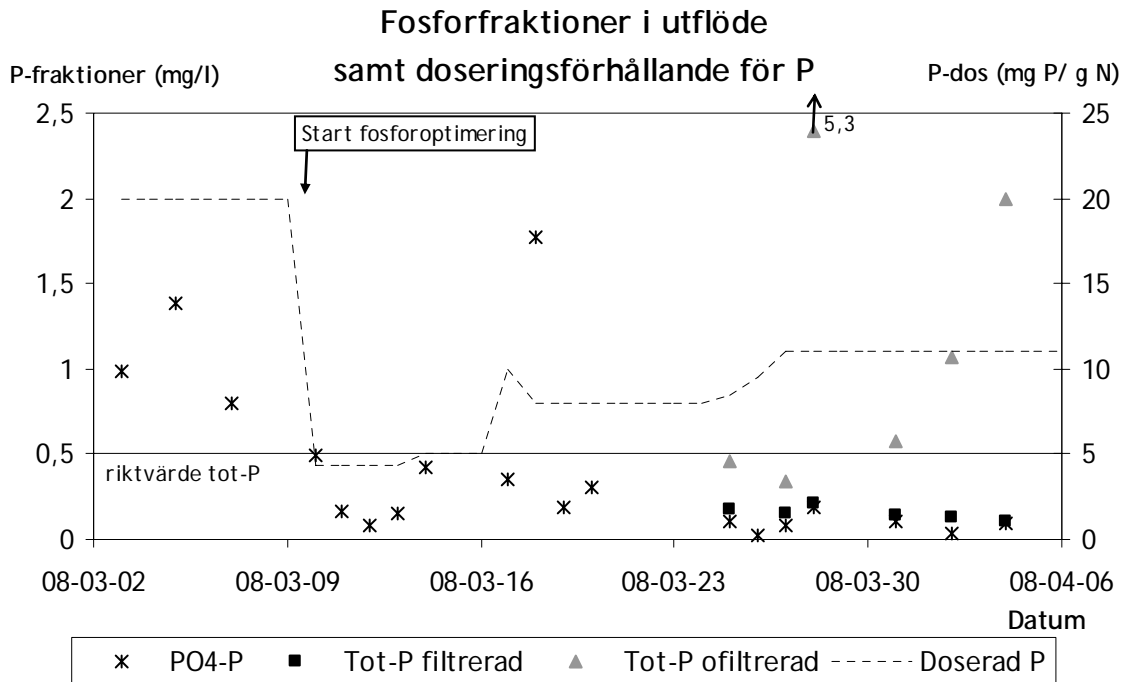
Efter ändringen av fosfordoseringen mättes halterna av fosfor och kväve i utflödet varje vardag under en period omväxlande av examensarbetaren och Sysav. Koncentrationerna i inflödet mättes också oftare än innan. Två mindre cykelstudier genomfördes också för att utvärdera processen, se kapitel 4.5.2 och 4.5.3.

### 4.5.1 Regelbundna mätningar

I figur 4.17, 4.18 och 4.19 redovisas koncentrationerna av kväve- och fosforfraktioner i utflödet under fem veckor; en vecka innan sänkning av dosering och fyra veckor efter sänkning. Under den första veckan doserades lika mycket fosfor som tidigare, men största delen av doseringen hade flyttats från den aeroba till den anoxiska fasen. Den förändringen gav inget märkbart utslag i resultatet. Det bör observeras att under den första veckan som resultat redovisas från var det ovanligt hög koncentration av  $\text{NH}_4^+$ -N i inflödet, vilket gjorde att det blev hög koncentration av  $\text{NO}_3^-$ -N i utflödet. Ungefär i mitten av perioden, den 17 mars, konstaterades också att pumpen som används för dosering av etanol inte doserade så mycket som den var inställd på att göra, varefter kontinuerliga mätningar av etanoldoseringen (m h a en våg placerad under etanoldunken) gjordes och inställningarna ändrades för att kompensera.

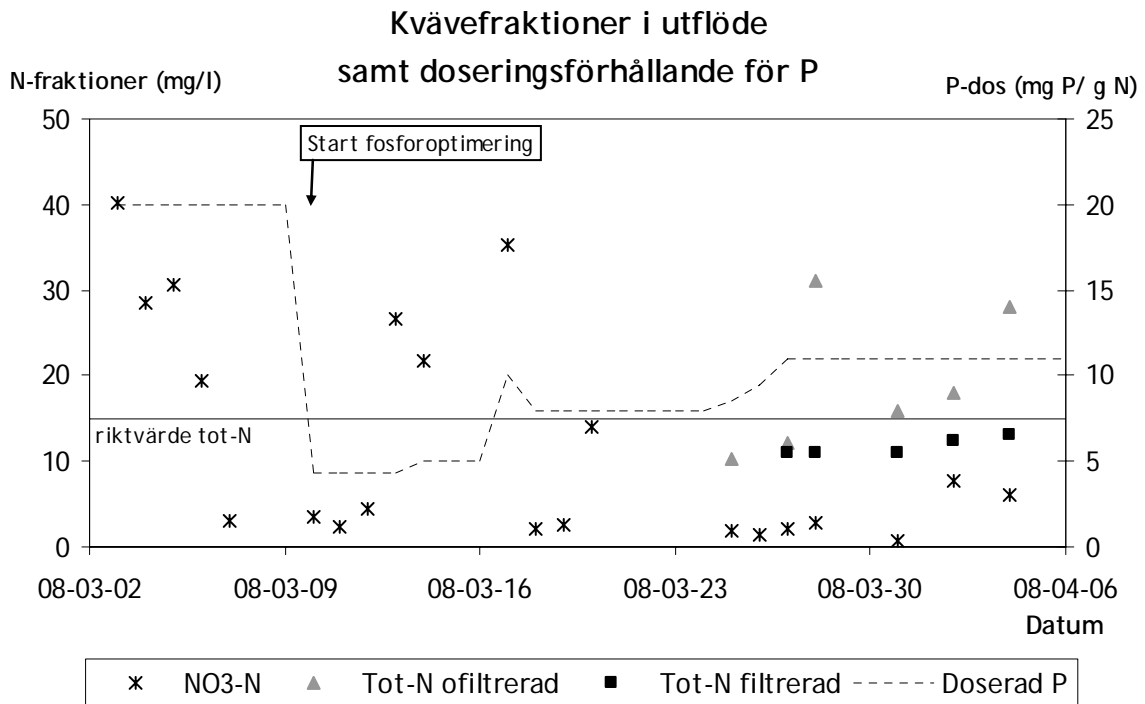
I figur 4.17 och 4.18 redovisas kväve- och fosforfraktionerna var för sig för att det ska bli lättare att se. I dessa figurer visas även hur mycket fosfor som doserats. Doseringen börjar på ca 20 mg P/g N för att sedan sänkas till 4,3 varefter den ökas successivt för att till slut hamna på 11 mg P/g N.

Till en början analyserades enbart de enskilda kvävefraktionerna och fosfat-fosfor, eftersom de visar hur driften går. Så länge någon av de enskilda fraktionerna överskrider riktvärdet finns det ingen större mening med att mäta total-halterna, eftersom de alltid är högre. I slutet av den undersökta perioden analyseras total-halterna i utflödet, eftersom halterna av de enskilda komponenterna då sjunkit. Det är för total-kväve och total-fosfor som riktvärdena gäller.



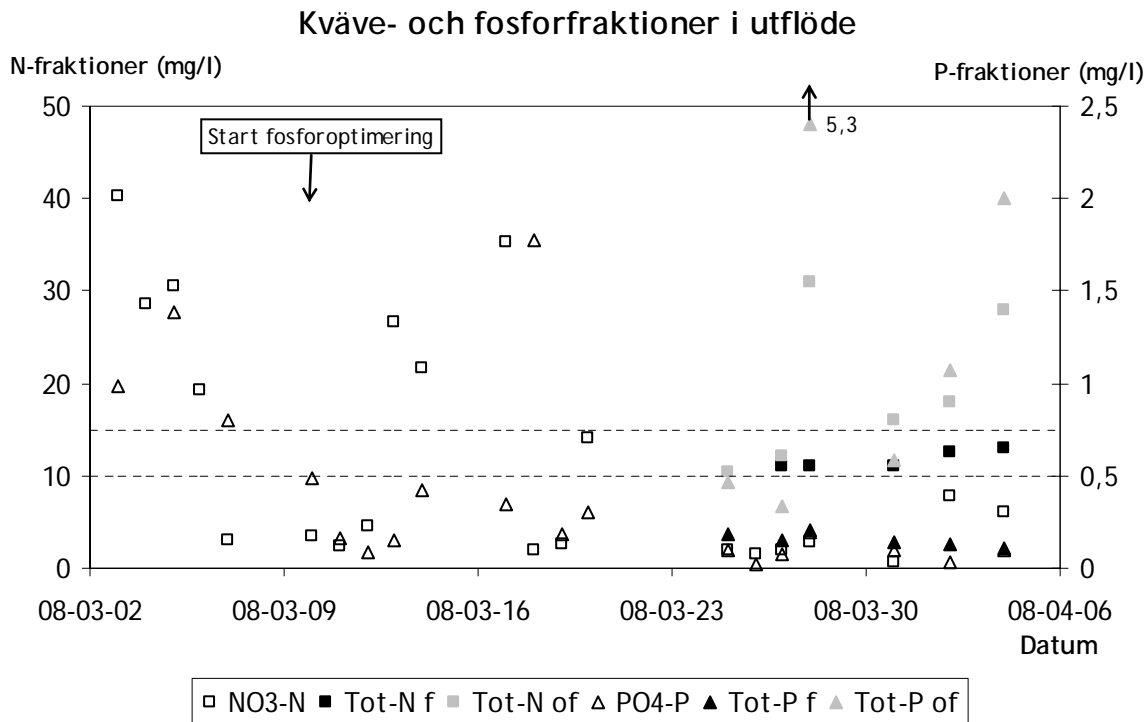
**Figur 4.17** Fosforfraktioner i utflödet samt dosering av fosforsyra.

Av figur 4.17 framgår att fosforhalten i utflödet från reaktorn minskat betydligt efter den minskade doseringen. Till en början mättes endast PO<sub>4</sub>-P men när en viss stabilitet i processen uppnåtts mättes även total fosfor i utflödet, filtrerad och ofiltrerad. Den uppmätta halten av PO<sub>4</sub>-P har varit under gränsvärdet vid i stort sett alla mätningar, med undantag för en fosfortopp precis efter ökningen av doseringen från 5 till 10 mg P/g N. Vid flera tillfällen var det hög SS-halt i utflödet, vilket gav ett högt värde på ofiltrerad total-fosfor.



**Figur 4.18** Kvävefraktioner i utflödet. Till en början analyserades bara nitrat-kväve, men när ett mer stabilt tillstånd uppnått mättes även total-kväve i utflödet, filtrerat och ofiltrerat.

Under de första två veckorna efter sänkningen av fosfordosen visade det sig vid några mätningar vara hög halt av nitrat i utflödet. Det antogs vara på grund av brist på fosfor i processen, så doseringen höjdes. Den 17 mars visade det sig dock att den verkliga doseringen av etanol var mindre än den inställda, vilket också kan ha haft betydelse för nitrathalten. Vid de tillfällen då totalhalten av kväve i utflödet mätts har den understigit riktvärdet med undantag för de tillfällen då SS-halten i utflödet var stor vilket gav hög koncentration i det ofiltrerade provet. Liksom vid tidigare redovisningar av nitratkoncentrationer gäller det att vid de tillfällen halten ligger runt 2 mg/l så är den sannolikt ca 0 mg/l egentligen, p g a interferens.



**Figur 4.19** Koncentrationer av kväve- och fosforhalter i utflödet. Skalan för kvävefraktioner är till vänster och skalan för fosforfraktioner till höger. Den övre streckade linjen visar riktvärdet för totalkväve, 15 mg/l, och den nedre streckade linjen riktvärdet för total-fosfor, 0,5 mg/l.

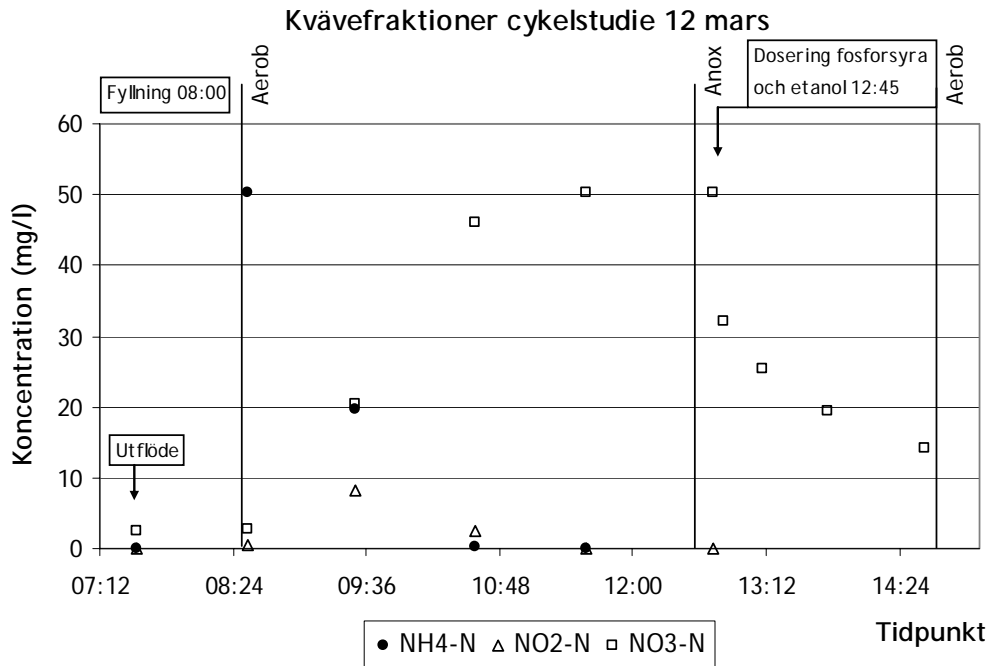
I figur 4.19 redovisas koncentrationerna av både fosfor- och kvävefraktioner för att ge en översiktlig bild. Det framgår att före sänkningen av fosfordoseringen var både fosfor- och kvävehalterna höga. Om koncentrationerna från en längre tidsperiod hade presenterats skulle man se att nitrathalten för det mesta varit lägre, medan fosforhalten många gånger varit högre. Efter sänkningen av fosfordosen sjönk fosforhalten i utflödet, men nitrathalten ökade. I slutet av optimeringsperioden understeg både kväve- och fosforhalten riktvärdet i filtrerat utflöde, men p g a ökad SS-halt i utflödet överskreds riktvärdena i ofiltrerat prov under de sista dagarna.

#### 4.5.2 Cykelstudie 3, 12 mars

Den första cykelstudien under optimeringsperioden genomfördes den 12 mars, när processen i reaktorn var något instabil och hög halt av nitrat i utflödet uppmätts. Studiens omfattning är inte lika stor som vid de föregående cykelstudierna, men ger ändå en viss uppfattning om processens gång. I figur 4.20, 4.21 och 4.22 visas resultaten från mätningarna av kväve, fosfat respektive COD. Mätningar av syrehalt, temperatur och pH gjordes också, men de visade samma trender som under de föregående cykelstudierna så de redovisas inte här. Det bör dock nämnas att luftningen, tack vare rengöring av membranluftarna, fungerade bättre under denna period än vid de två första cykelstudierna. Vid mätningarna den 12 mars var syrehalten som lägst 6,3 mg/l i reaktorn.

**Tabell 4.18** Driftparametrar vid cykelstudie 3, 12 mars.

<i>Viktiga driftparametrar</i>	
Fyllningsvolym i reaktorn (m <sup>3</sup> )	2,17
Behandlad volym (l/cykel)	411
SS (g/l)	11
VSS (g/l)	5,9
Dosering etanol (sek; g)	176; 331
Dosering 0,86% fosforsyra (sek; ml)	30; 157

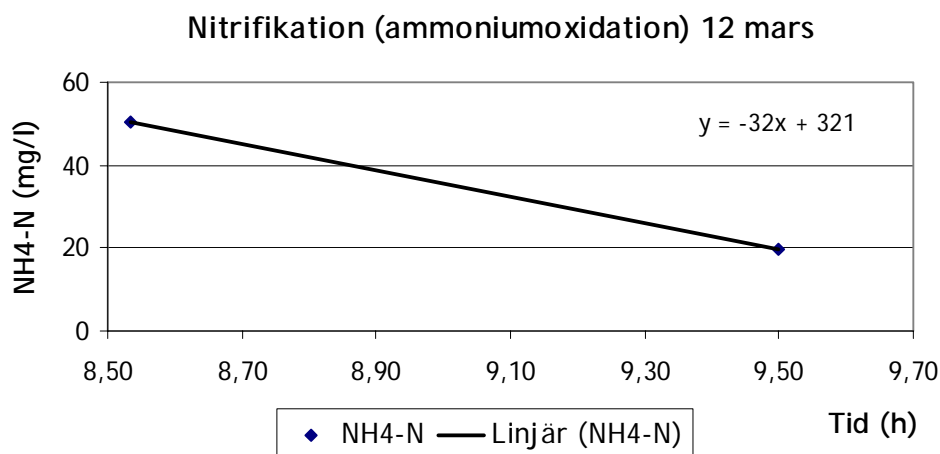


**Figur 4.20** Kvävefraktioner i reaktorn.

Av figur 4.20 framgår att nitrifikationen var fullständig och all ammonium var förbrukad ca halvvägs in i den luftade fasen. En liten nitritbildning konstateras, men nitriten förbrukas innan den luftade fasen är slut. Denitrifikationen går till en början snabbt, för att sedan avta. Vid slutet av den anoxiska fasen är nitrathalten 14 mg/l. Det är relativt få mätpunkter, men ungefärliga hastigheter för nitrifikation och denitrifikation kan ändå beräknas. Nitrifikationshastigheten beräknas mellan kl 08.32 och 09.30, se figur 4.21 och tabell 4.19. Denitrifikationshastigheten beräknas under den period den är som högst, mellan mätpunkterna kl 12.43 och 12.49, och är då 180 mg/(l\*h). Därefter fortsätter denitrifikationen, men hastigheten avtar.

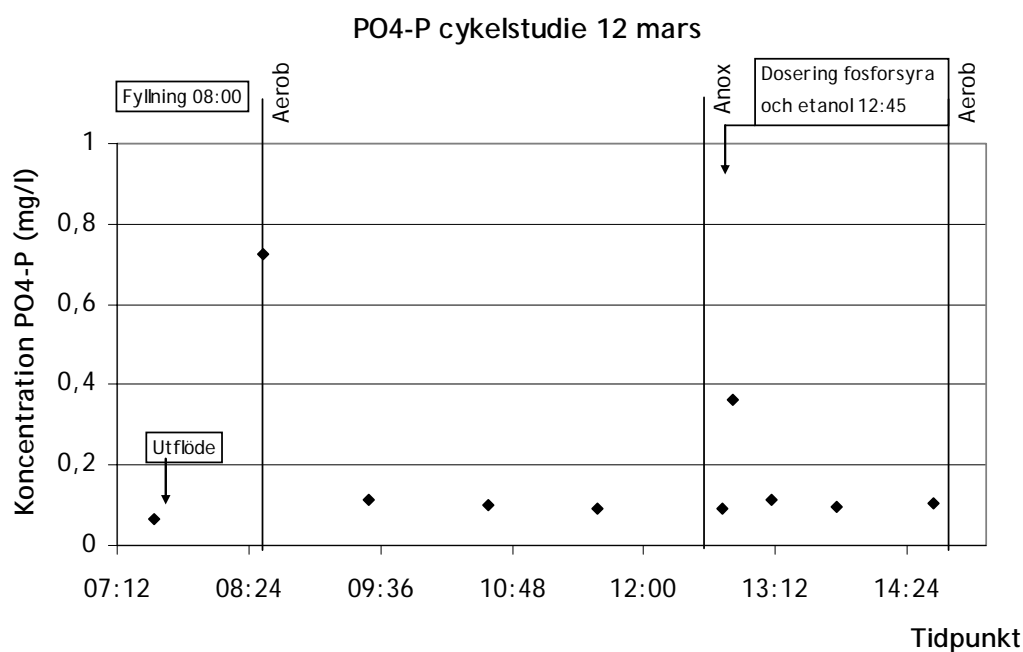
**Tabell 4.19** Nitrifikations- och denitrifikationshastighet.

<i>Hastigheter cykelstudie 3</i>	(mg/(l*h))	(mg/(g VSS*h))
<i>Nitrifikation, NH<sub>4</sub>-N</i>	32	5,4
<i>Denitrifikation, NO<sub>3</sub>-N</i>	180	31



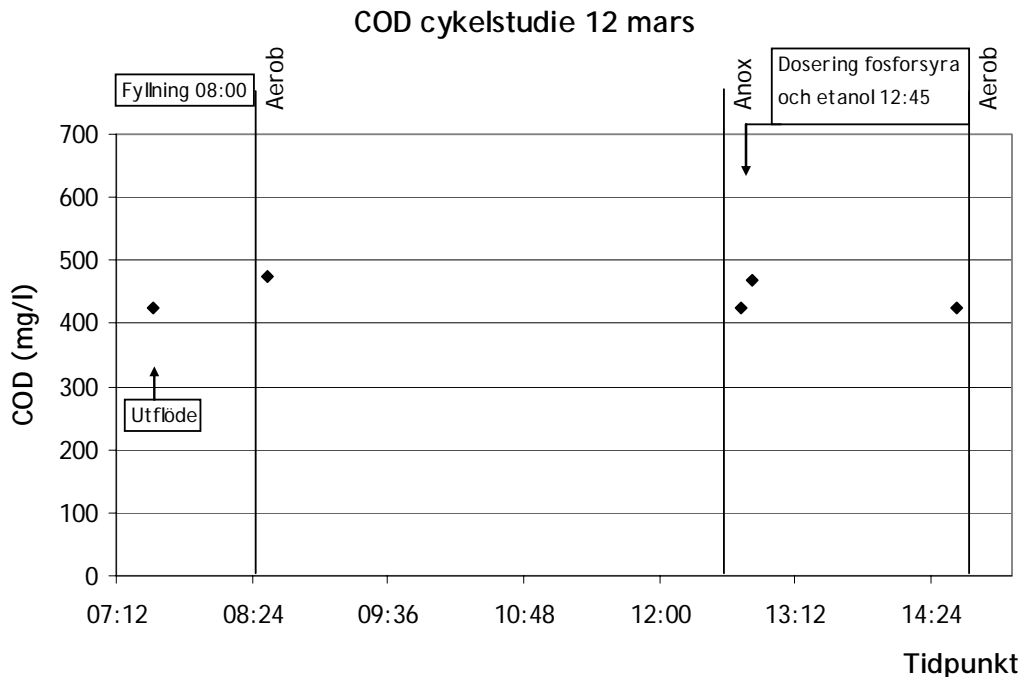
**Figur 4.21** Uträkning av nitrifikationshastighet med linjär trendlinje.

Fosforkoncentrationen i reaktorn under cykelns gång redovisas nedan i figur 4.22.



**Figur 4.22** Fosfat-fosfor i reaktorn.

Från figur 4.22 kan avläsas att fosforhalten överlag är låg i reaktorn. Observera att skalan är annorlunda än vid cykelstudie 1 och 2, då koncentrationerna var högre. Efter inflödet av lakvatten ökar halten löst fosfat-fosfor för att sedan sjunka igen till nästa mätning. Efter doseringen av fosforsyra ökar den igen, men sjunker snabbt.



**Figur 4.23** Koncentration av COD i reaktorn.

Av figur 4.21 framgår att COD-halten under den luftade fasen minskar till samma nivå den var på innan doseringen av lakvatten. Storleksordningen på mängden förbrukad COD under den luftade fasen är samma som vid cykelstudie 2. Det syns även att all COD som doseras till den anoxiska fasen åtgår innan fasens slut.

#### 4.5.3 Cykelstudie 4, 27 mars

Under slutet av optimeringsperioden utfördes ytterligare en mindre cykelstudie. Vid tillfället för studien hade koncentrationerna av kväve och fosfor varit lägre i utflödet än vid föregående cykelstudie.

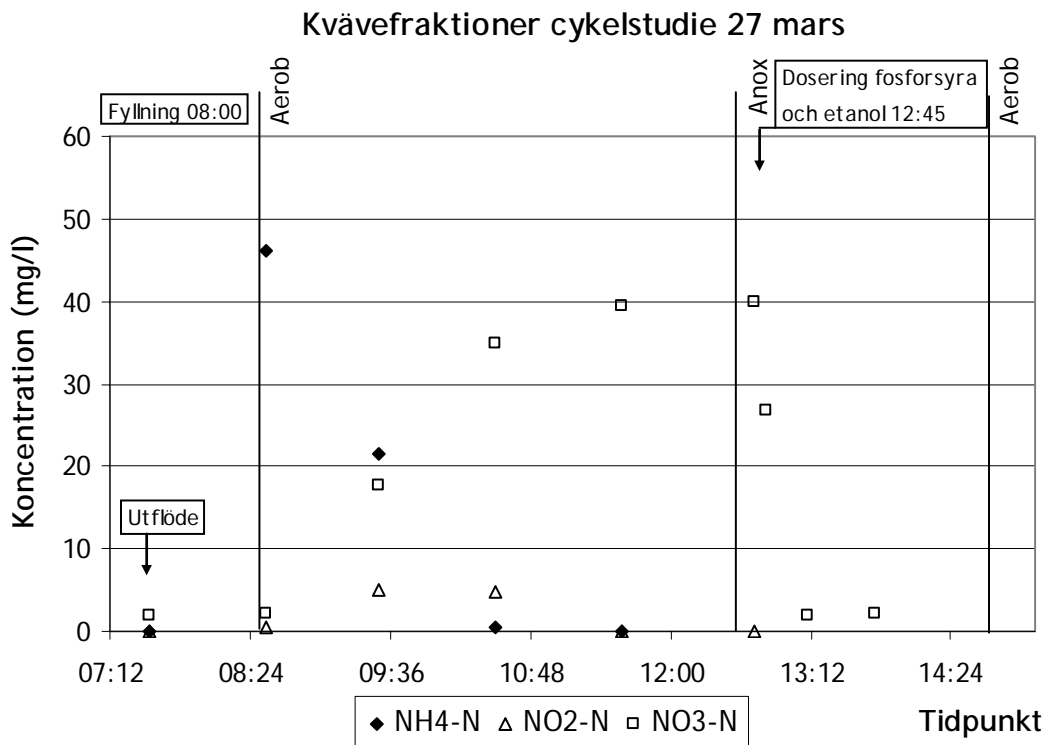
Liksom vid cykelstudie 3 var syresättningen god och den lägsta uppmätta syrehalten under den luftade fasen var 6,0 mg/l. Även temperatur och pH i reaktorn kontrollerades och uppvisade samma trender som tidigare. Temperaturen på inkommande vatten var 18,3°C och i reaktorn var temperaturen mellan 20°C och 21°C. pH på inkommande vatten var 7,4, och på vatten i reaktorn mellan 7,5 och 8,6.

Tabell 4.20 Driftparametrar vid cykelstudie 4, 27 mars.

Viktiga driftparametrar	
Fyllningsvolym i reaktorn (m <sup>3</sup> )	2,17
Behandlad volym (l/cykel)	411
SS (g/l)	10
VSS (g/l)	5,2
Dosering etanol (g)	220*
Dosering 0,86% fosforsyra (sek; ml)	46; 266

\*Uppmätt dosering. Enligt beräkningarna skulle 248 g behövas, och doseringen var inställd på 308 g för att kompensera eftersom det uppdagats att den doserade för litet. Vägningen är inte helt exakt, utan skulle uppskattningsvis kunna ha 10% felmarginal.

Uppmätta halter av kvävefraktioner, fosfat-fosfor och COD redovisas i figur 4.24, 4.25 respektive 4.26.



Figur 4.24 Koncentrationer av kvävefraktioner i reaktorn.

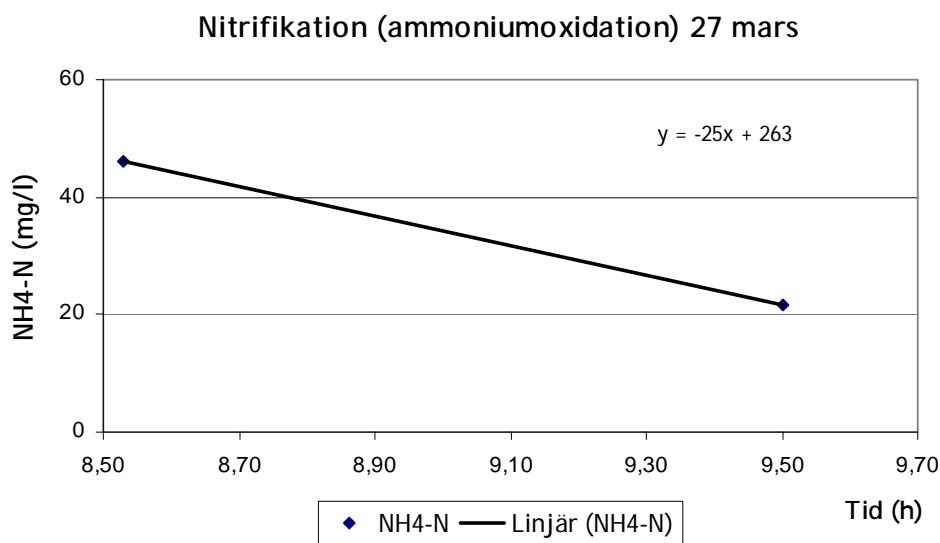
Av figur 4.24 framgår att nitrifikationen är fullständig och all ammonium är förbrukad efter ca två timmars luftning. Nitrifikationshastigheten beräknas till 25 mg/(l\*h), se figur 4.25. En liten mängd nitrit bildas, men den omvandlas till nitrat före den aeroba fasens slut. Fullständig denitrifikation är åstadkommen redan 25 minuter efter doseringen av etanol och fosforsyra. Om denitrifikationshastigheten beräknas mellan de två första mätpunkterna i den anoxiska fasen, kl 12.43 och 12.49, så är den 130 mg/(l\*h), och om den beräknas som en anpassad rät linje mellan 12.43 och 13.10 är den 81 mg/(l\*h) (med  $R^2=0,98$ ). För att hastigheten ska vara

jämförbar med de föregående cykelstudierna anges i tabell 4.21 hastigheten mellan de första punkterna.

**Tabell 4.21** Nitrifikations- och denitrifikationshastighet.

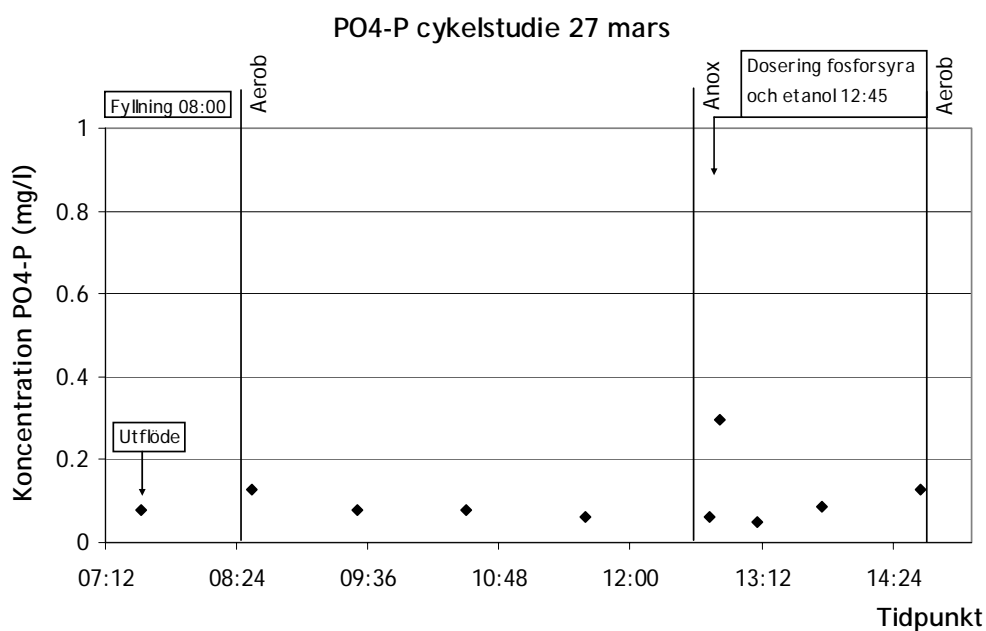
<i>Hastigheter cykelstudie 4</i>	(mg/(l*h))	(mg/(g VSS*h))
<i>Nitrifikation, NH<sub>4</sub>-N</i>	25	4,8
<i>Denitrifikation, NO<sub>3</sub>-N</i>	130	26

Beräkningen av den linjära hastigheten för nedbrytning av ammonium redovisas i figur 4.25.



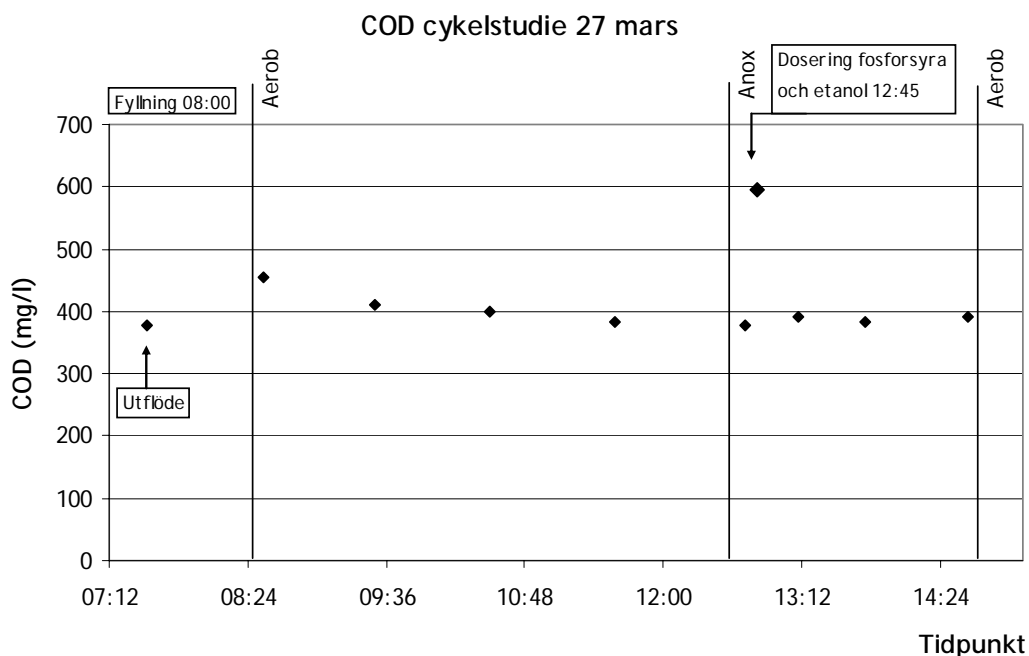
**Figur 4.25** Linjärisering av ammoniumoxidation.

Fosfathalten i reaktorn under cykelstudie 4 visas i figur 4.26.



**Figur 4.26** Koncentrationen av fosfat-fosfor i reaktorn.

Fosforhalten är även under denna cykel generellt låg. Den ökar efter doseringen av fosforsyra för att sedan sjunka direkt igen.



**Figur 4.27** COD-halt i reaktorn.

Under den aeroba fasen minskar COD-halten med 76 mg/l, vilket är lite mer än vid tidigare cykelstudier, men i ungefär samma storleksordning. Halten ökar markant efter doseringen av

etanol, men sjunker sedan mycket snabbt igen vilket kan jämföras med den snabba denitrifikationen som illustreras i figur 4.24.

#### 4.5.4 Slutgiltig dosering

Vid avslutningen av den fosforoptimering som genomfördes i examensarbetet användes nedanstående excel-blad för uträkning av fosfordosering. I de övre fem rutorna som är markerade med grått skrivs in aktuella värden på fyllningsvolym, kvävehalt i inflöde, kvävehalt i utflöde samt volym på inflöde och pumpens doseringshastighet. Fosforbehovet till denitrifikationen är satt till 11 mg P/g N, och doseringen räknas om till antal sekunder, vilket är det som skrivs in i styrprogrammet.

Tabell 4.22 Excel-blad för uträkning av fosfordosering.

<i>Indata</i>		08-04-02
<i>Fyllningsvolym i reaktorn</i>	l	2173
<i>NH4-N in</i>	mg/l	293
<i>NO3-N kvar fr föregående cykel</i>	mg/l	7,73
<i>Mängd N in</i>	g	134
<i>Flöde in</i>	l/cykel	411
<i>Doseringshastighet</i>	ml/s	5,83
<i>Börvärde i utflöde</i>	mg/l	0,2
<i>Förhållande till EtOH-dos (4,7 g COD / g N)</i>	mg P / g COD	2,34
<i>Fosforbehov</i>		
<i>Denitrifikation</i>		
<i>Åtgång generell</i>	mg P / g N	11
<i>Behövd P</i>	mg	1474
<i>Dosering</i>	ml 86% H3PO4	3,2
	ml 0,86% H3PO4	321
<i>Pumpens inställning</i>	sek	55

#### 4.5.5 Erfarenheter från ändring av fosfordosering

Resultatet av försöket med optimering av dosering av fosforsyra visar att det går att komma under riktvärdet för både kväve och fosfor i utsläppet samtidigt. Försöksperioden är dock lite för kort för att garantera att doseringsförhållandet håller i längden. Koncentrationen av fosfor som är tillgänglig för mikroorganismerna (PO<sub>4</sub>-P) understeg 0,1 mg/l, som var satt som lägsta börvärde för att säkerställa biologisk aktivitet. En längre försöksperiod kanske hade visat att fosfordoseringen behövde vara lite högre än det slutgiltiga 11 mg P/g N, men de tidigare studierna på pilotanläggningen har visat att 20 mg P/g N är för mycket. Mätningarna på filtrerat och ofiltrerat utflöde visade att även om riktvärdet understigs med god marginal i det filtrerade provet så händer det att det överskrids i det ofiltrerade provet. Det ger skäl att överväga partikelavskiljning som efterbehandling till SBR-anläggningen.

## 4.6 Cykelstudie på lab-uppställning med samlat lakvatten

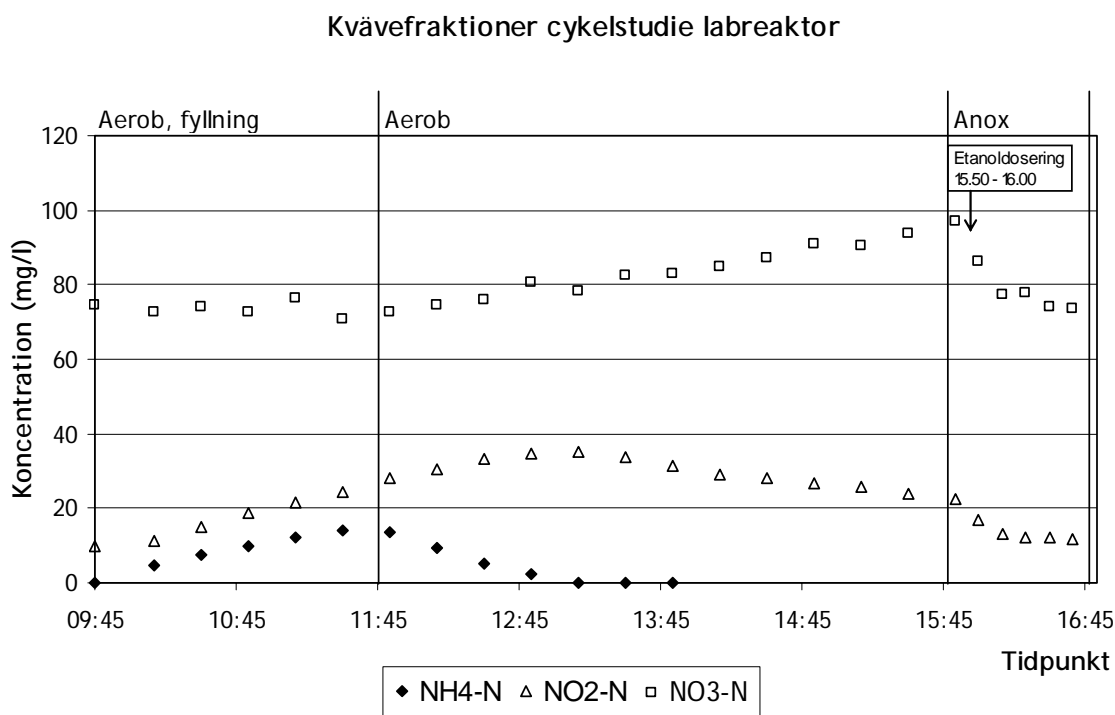
Som en sidostudie till arbetet med pilotanläggningen genomfördes en cykelstudie på en SBR i bänkskala som varit i drift ca två månader med behandling av blandat lakvatten från Spillepeng. Under en cykel analyserades de tre kvävefraktionerna  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  och  $\text{NO}_2\text{-N}$ . Resultatet redovisas i figur 4.28.

**Tabell 4.23** Driftparametrar vid cykelstudie på labreaktor med behandling av lakvatten ”mix”. \*Värdena för SS och VSS är från ca 3 veckor före cykelstudien.

Viktiga driftparametrar	
Fyllningsvolym i reaktorn (l)	2,0
Behandlad volym (l/cykel)	0,4
SS (g/l)	1,9*
VSS (g/l)	1,3*
Dosering etanol (g)	0,23

### 4.6.1 Resultat

Resultatet från cykelstudien på reningsprocessen av blandat lakvatten visas i figur 4.27.



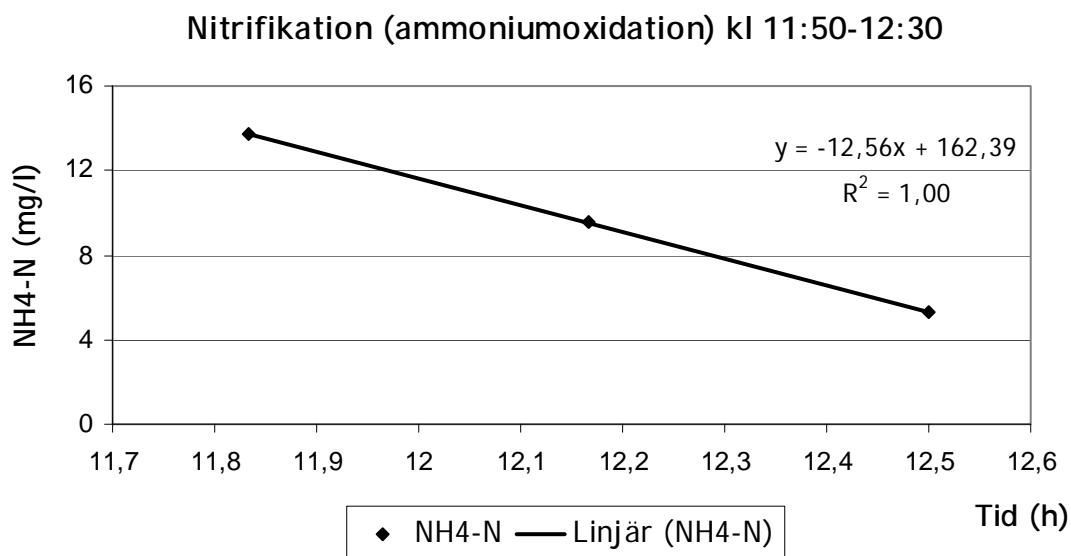
**Figur 4.28** Uppmätta koncentrationer av kvävefraktioner i labreaktor.

Av figur 4.28 framgår att nitrathalten i reaktorn var hög redan i början av cykeln. Det beror på ofullständig rening i samband med hög belastning dagarna innan. Fyllningen pågår i två timmar, under vilka ammonium- och nitrithalten ökar. Efter fyllningens slut fortsätter nitritbildningen tills all ammonium åtgått. Nitratbildning pågår under den luftade fasen efter fyllningens slut. Nitrifikationshastigheten beräknas mellan kl 11.50 och 12.30, se tabell 4.24

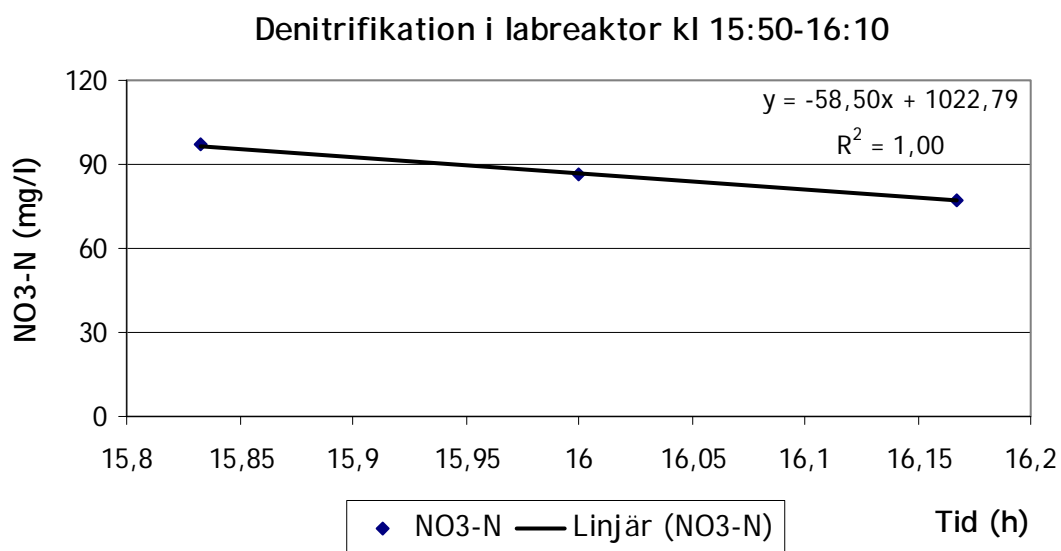
och figur 4.29. Eftersom både nitrit och nitrat bildas under den aeroba fasen och bryts ned under den anoxiska fasen redovisas så både denitrifikations- och denitritions-hastigheten för processen mellan 15.50 och 16.10, se tabell 4.24 samt figur 4.30 och 4.31. Denitrifikationen är inte fullständig, men halterna av nitrit och nitrat återgår till ungefär samma halter de hade i början av cykeln, innan fyllningen.

**Tabell 4.24** Beräknade hastigheter vid cykelstudie på SBR i bänkskala med blandat lakvatten.

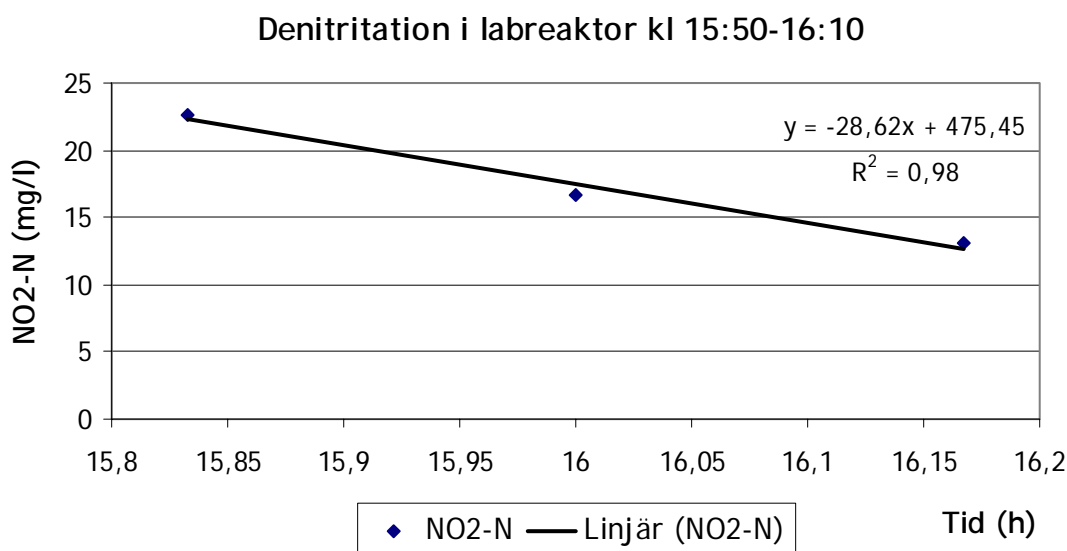
<i>Hastigheter cykelstudie labreaktor</i>	
<i>Nitrifikation, NH<sub>4</sub>-N (mg/(l*h))</i>	13
<i>Denitrifikation, NO<sub>3</sub>-N (mg/(l*h))</i>	59
<i>Denitritation, NO<sub>2</sub>-N (mg/(l*h))</i>	29
<i>NO<sub>x</sub>-nedbrytning, NO<sub>x</sub>-N (mg/(l*h))</i>	87



**Figur 4.29** Nitrifikationshastigheten beräknas till 13mg/(l\*h).



**Figur 4.30** Denitrifikationshastigheten beräknas till 59 mg/(l\*h).



**Figur 4.31** Denitrifikationshastigheten beräknas till 29 mg/(l\*h).

#### 4.6.2 Jämförelse med cykelstudier från pilotanläggningen

Hastigheterna för nedbrytning av ammonium och nitrat i labreaktorn jämförs med hastigheterna från de fyra cykelstudierna på pilotanläggningen. Förutsättningarna har varit lite olika vid de olika studierna och hastigheterna har beräknats med hjälp av olika antal mätpunkter, så jämförelsen görs med viss reservation. Den kan ändå ge en viss uppfattning om hur processen skiljer sig för behandling av blandat lakvatten (laborarieuppställning) och P2/P2 (pilotanläggning).

**Tabell 4.25** Jämförelse av nedbrytningshastigheter.

Cykelstudie (lakvatten)	Nitrifikationshastighet		Denitrifikationshastighet	
	(mg/(l*h))	(mg/(g VSS*h))	(mg/(l*h))	(mg/(g VSS*h))
1 (P2/P6)	7,6	2,9	11	4,3
2 (P2/P6)	18	4,0	180	40
3 (P2/P6)	32	5,4	180	31
4 (P2/P6)	25	4,8	130	26
Lab (samlad)	13	10	87*	70

\*Nedbrytning av både nitrat och nitrit,  $NO_x-N$

Av tabell 4.25 framgår att nedbrytningshastigheterna var lägst vid den första cykelstudien i pilotanläggningen. Det bör dock nämnas att det vid både cykelstudie 1 och 2 var problem med luftningen i reaktorn, och eventuellt doserades inte tillräcklig mängd etanol. Vid cykelstudie 1 var dessutom tiden mellan mätningarna under denitrifikationen längre än vid de senare cykelstudierna. Nedbrytningshastigheten med avseende på vätskevolym är lägre i labreaktorn

med blandat lakvatten, men i den reaktorn var slamhalten betydligt lägre än i pilotreaktorn. Nedbrytningshastighet per mängd organiskt slam (VSS) är avsevärt högre i labförsöket än i pilotreaktorn.

#### 4.6.3 Tolkning av resultat från cykelstudie på samlat lakvatten

Studien av en cykel i SBR-reaktorn i bänkskala visar att kvävereningsprocessen fungerar även för behandling av samlat lakvatten. Nitrifikations- och denitrifikationshastigheten är lägre än hastigheterna i pilotanläggningen om man räknar per volym, men högre om man räknar per mängd aktivt slam. Det går inte att med hjälp av dessa studier fastställa om reningsprocessen av samlat lakvatten går snabbare eller långsammare än processen med lakvatten P2/P6, eftersom förutsättningarna vid försöken är olika, och endast en cykelstudie utfördes med samlat lakvatten.

Det är tydligt att bildningen av nitrit var större vid studien av labreaktorn än vid samtliga studier av pilotreaktorn. Trots att det inte går att säkerställa om orsaken till det är lakvattnets komposition eller andra parametrar, så kan det vara värt att ha i åtanke eftersom nitrit är toxiskt i höga koncentrationer.

## 5 Diskussion

I detta kapitel diskuteras kopplingen mellan examensarbetets syften och resultaten som presenterats i rapporten samt metoderna som använts.

Cykelstudierna som utförts ger en bra bild av processen i SBR-anläggningen. De visar att fullständig nitrifikation och denitrifikation kan genomföras på kortare tid än vad som avsatts för varje fas, men hastigheterna varierar beroende på rådande omständigheter. För nitrifikationen är syrehalten avgörande, medan tillgång till kolkälla och fosfor är avgörande för denitrifikation. Cykelstudierna visar också att nedbrytning av COD pågår under hela den luftade fasen, vilket innebär att en lång aerob fas gynnar nedbrytning av COD. Optimering av processen skulle kunna underlättas med kontinuerlig mätning "online", kombinerat med ett styrsystem som kan reglera de olika fasernas längd efter exempelvis ammonium- eller nitrat halt i reaktorn.

När fosfor doserades under den luftade fasen minskade fosforhalten mer under den aeroba fasen än den anoxiska fasen, trots att det biologiska upptaget bör vara större under den anoxiska fasen. Det indikerar att fosfor bildar kemiska fällningar, vilket inte är önskvärt i denna process. Analysen av fosfors olika förekomstformer i slammet visar att en stor del, minst 70 procent, av fosfor i slammet är oorganiskt bunden, vilket förstärker teorin om kemiska fällningar. Analysen med elektronmikroskop visar att fosfor inte är ett av de dominerande ämnena i den oorganiska slamfraktionen, men om man räknar med de ämnen som fosfor förenas med så har fällningarna ändå en viss betydelse. Framför allt har fällningsbildningen med fosfor betydelse för doseringen av fosforsyra. Förhoppningen var att den ändrade tidpunkten för fosfordosering och den minskade dosen skulle minska andelen fosfor som går till fällningsbildning. Det går inte att fastställa om så är fallet.

Egenskaperna hos slammet är viktiga för reningsprocessen. Ett slam med mycket kemiska fällningar kan ha bra sedimentationsegenskaper i och med att det är tungt. Fällningsbildning kan dessutom vara en effektiv reningsmetod för avskiljning av exempelvis metaller. Dock kan fällningar utgöra ett problem då de orsakar igensättning av ledningar, luftare etc. Trenden visar att en allt större del av slammet i pilotreaktorn utgörs av oorganiskt material, och undersökningen av dess innehåll visar att det framför allt är kalcium, natrium och klor som dominerar fällningsbildningen. Utöver undersökningen av slammets fördelning i reaktorn studeras inte orsakerna till den ökade fällningsbildningen i detta examensarbete. Det visade sig att fördelningen av slam i reaktorn var något ojämn även under kraftig omrörning (luftning), men eftersom slamuttaget är placerat vid botten, där koncentrationen av oorganiskt slam var högst, så borde inte det ha lett till ackumulering av oorganiskt slam. Under arbetets gång ökades temperaturen på lakvattnet för att gynna de biologiska processerna och efterlikna en eventuell fullskaleprocess, där lakvattnet ska kunna värmas vid behov. Temperaturen kan ha betydelse för bildningen av fällningar. Inför behandling av blandat lakvatten i fullskala bör bildningen av fällningar i processen beaktas. Det är troligt att en omfattande fällningsbildning förekommer även vid behandling av samlat lakvatten från hela Spillepeng. Innehållet av NaCl, som har sitt ursprung i inträngande havsvatten, är inte unikt för P2/P6, och vad gäller Ca så förekommer det i högre halter i andra strömmar än i P2/P6. Det är dessutom värt att ta med i planeringen att lakvattnets komposition sannolikt kommer att förändras med tiden. Kanske kan bildningen av fällningar i en SBR-anläggning minska i omfattning med

förbehandling eller justering av driftparametrar. Egenskaperna hos slammet i reaktorn skulle kunna utvärderas ytterligare.

Flera beräkningar, med olika utgångspunkter, utfördes för att beräkna en lämplig dosering av fosforsyra eftersom den föregående doseringen varit för hög. Dock visade sig ingen av beräkningarna ge ett resultat som var praktiskt tillämpbart, utan en lämplig dosering provades fram experimentellt. Den begränsade tillämpbarheten av beräkningarna med utgångspunkt i litteraturen visar att det som generellt gäller för avloppsreningsprocesser inte säkert gäller för en specifik reningsprocess med lakvatten. Produktionen av slam kan vara olika stor beroende på belastningen av processen, vattnets innehåll och slamåldern. Det hade varit intressant att räkna ut slamtillväxten i pilotanläggningen, men den stora variationen i uppmätt slamhalt tillsammans med oklarheter i hur mycket slam som tagits ut (p g a tekniska problem) gjorde det svårt att få fram en trovärdig siffra, varför det utelämnades från rapporten. Att beräkningarna på fosforupptaget från cykelstudie 2 inte heller gav ett användbart förhållande för dosering av fosfor visar att upptaget av fosfor är mer komplext än vad som direkt går att avläsa av en cykelstudie. Under den sista perioden som ingick i examensarbetet var doseringen 11 mg P för varje gram N, doserat under anoxisk fas. Med den doseringen understeg både kväve och fosfor riktvärdena i utsläppet under några dagar, men fosforhalten i reaktorn var lite för låg för att säkerställa god biologisk aktivitet i längden, så den var inte helt optimal. Eventuellt kan lite fosfor behöva doseras även till den luftade fasen, särskilt om fosforhalten i det obehandlade lakvattnet sjunker. Eftersom fosforhalten i utflödet ständigt var för hög när 20 mg P/g N doserades, så bör en lämplig dosering vara mellan 11 och 20 mg P/g N. Även om man kommer fram till ett mer precist doseringsförhållande som fungerar i pilotanläggningen, så är det inte säkert att det fungerar i en fullskaleanläggning, men det kan vara bra att ha som utgångspunkt. Kanske bör man börja med en lite högre dosering för att utesluta fosforbrist, och sedan minska successivt för att hamna under riktvärdet. Följderna av ändringarna i pilotanläggningen visar att systemet reagerar med en viss fördröjning, vilket gör att det kan vara klokt att ändra lite i taget och vänta på resultat. Eftersom mängden fosfor varit avsevärt högre i ofiltrerat utflöde skulle en efterbehandling som inkluderar partikelavskiljning underlätta för att komma under riktvärdet för fosfor i utsläppet

Under hela försöksperioden har P2/P6 behandlats i pilotreaktorn. Reningsprocessens potential för behandling av samlat lakvatten har endast undersökts i laboratorieskala. Jämförelsen mellan de uppmätta nedbrytningshastigheterna vid behandling av P2/P6 och vid behandling av samlat lakvatten visar att potentialen för att komma upp i höga nedbrytningshastigheter vid behandling av samlat lakvatten kan vara lika god som den för P2/P6. Beräknat per liter vätska i reaktorn var nedbrytningshastigheterna med samlat lakvatten lägre än de med P2/P6 i pilotreaktorn, men beräknat per mängd slam var de högre. Skillnaderna kan bero på lakvattnets sammansättning men också på skilda förutsättningar i de båda reaktorerna och olika slamegenskaper.

## 6 Slutsatser

Efter studierna av behandling av lakvattenströmmen P2/P6 i pilotskala kan följande slutsatser dras:

- Nedbrytningshastigheterna för kväve visar att tiden för en cykel i reaktorn skulle kunna förkortas. En förkortning av den luftade fasen skulle dock innebära minskad nedbrytning av COD. Nedbrytningshastigheterna varierar dessutom, så för att säkerställa fullständig rening skulle ett flexibelt styrsystem med onlinemätare behövas.
- Doseringsförhållandet 11 mg P/g N till denitrifikationen, reglerat efter  $\text{NH}_4\text{-N}$  i inkommande lakvatten, räckte för fullständig kväverening under försöksperioden. Den mängd fosfor som fanns i inkommande lakvatten räckte för nitrifikation och COD-nedbrytning under luftad fas.
- Det går att underskrida riktvärdena för både kväve och fosfor i utflödet samtidigt med ovanstående dosering. Eventuellt är en efterbehandling med partikelavskiljning nödvändig.
- Det förekommer en avsevärd fällningsbildning i processen, främst med kalcium, natrium och klor.
- Fällningar bildas också med fosfor. Omfattningen verkar vara av en sådan storlek att det har en större betydelse för doseringen av fosforsyra än för ökningen av mängden oorganiskt slam.

Efter studien av behandling av blandat lakvatten i laboratorieskala kan följande slutsats dras:

- Det finns god potential för att uppnå höga hastigheter för kväverening även med behandling av samlat lakvatten från Spillepens olika delar.

## 7 Referenser

Andersson, A., la Cour Jansen, J. & Persson, K.M., 2007. *Matching Leachate Treatment to new regulation, requirements and conditions – Sysav Spillepeng experiences 1997-2007*.

Avfall Sverige (f.d. RVF): *Deponering*  
[http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=857&\\_locale=1](http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=857&_locale=1)  
Citerat november 2007 (2007a)

Avfall Sverige: *Svensk Avfallshantering 2007*  
[http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=848&\\_locale=1](http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=848&_locale=1)  
Hämtad november 2007. Refereras i texten som ”Svensk Avfallshantering 2007”.

Avfall Sverige: *Deponihandboken*. Senast reviderad 2004-08-11  
[http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=857&\\_locale=1](http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=857&_locale=1)  
Hämtad november 2007. Refereras i texten som ”Deponihandboken 2004”.

Avfall Sverige: *Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier*. Rapport D2007:07, ISSN 1103-4092.  
Tillgänglig på: <http://www.avfallsverige.se>  
Hämtad april 2008. Publicerad 2007, refereras i texten som Avfall Sverige 2007b.

Björnsson, L. et al. *Environmental Biotechnology*. Department of Biotechnology, Lund University 2004.

Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A., Pålsson, A., 2003. *About Water Treatment*. Kemira Kemwater. ISBN 91-631-4344-5.

González Medeiros, J.J., Pérez Cid, B., Fernández Gomez, E., 2005. Analytical phosphorus fractionation in sewage sludge and sediment samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 381 (4), s. 873-878.

Heander, E., 2007. *Potential för kväverening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning samt supplerande COD-reduktion med kemiska oxidationsmedel*. Examensarbete, Lunds Tekniska Högskola.

Heander, Erika. Muntlig referens 2008-04-25.

Henze, M., Harremoës, P., Arvin, E., la Cour Jansen, J., 1995. *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. ISBN 3-540-58816-7.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB: *Handbok för Lakvattenbedömning - Metod för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*. 2000

Källsamarbetet Interreg IIIA, hemsida  
<http://www.kildesamarbejdet.org>  
Citerat april 2008.

Lunds Tekniska Högskola, Vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Institutionen för kemiteknik. *Laboratorieundersökning med kväverening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning, Sysav. Sammanfattning av laboratorieresultat från INTERREG IIIA-projektet Källsamarbetet – Samarbete kring reduktion av källor till utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen.* Lunds Universitet, februari 2008. Refereras i texten som ”Sammanfattning av laboratorieresultat, LTH 2008”.

Miljömålsportalen: *Riksdagens 16 miljömål - mål nr 15, delmål 5*  
[http://miljomal.nu/om\\_miljomalen/miljomalen/mal15.php#bygg\\_5](http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal15.php#bygg_5)  
Citerat november 2007.

Nationalencyklopedin  
<http://www.ne.se>  
Citerat november 2007 och april 2008

Naturvårdsverkets hemsida (”satsning på havsmiljö”)  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Satsning-pa-havsmiljo/>  
Citerat april 2008

Naturvårdsverket: *Styrmedel för en hållbar avfallshantering*  
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Mal-strategier-och-resultat/Styrmedel-for-en-hallbar-avfallshantering/>  
Citerat november 2007. (2007a)

Naturvårdsverket: *Branschfakta: Lakvatten från deponier.* Faktablad.  
Tillgängligt på <http://naturvardsverket.se>  
(2007b)

Nielsen, J., Villadsen, J., Lidén, G., 2003. *Bioreaction Engineering Principles*. 2<sup>nd</sup> ed. New York: Kluwer Academic / Plenum Publishers. ISBN 0-306-47349-6

Sysavs hemsida  
Tillgänglig på: <http://www.sysav.se>  
Citerad april 2008

Sysav, 2007. *Vatten från Spillepengs avfallsanläggning, en beskrivning av systemets uppbyggnad och lakvattnets sammansättning.* Tillgänglig på:  
<http://www.kildesamarbejdet.org/>

Sysav. Broschyrer:  
*Avfallsvärmeverket i Malmö*  
*Avfallet blir energi*  
*Spillepeng - avfallsupplag och fritidsområde*

VafabMiljö, 2006. *Norsa lakvattenreningsanläggning, utvärdering av perioden 1 jul 2004 – 31 dec 2005.*

## 8 Bilagor

### A. Lakvatten från Spillepeng

Tabell 8.1 Beskrivning av ursprung för varje lakvattenström. Källa: Sysav, 2007.

<i>Pumpstation</i>	<i>Beskrivning av deponier och ytor som avvattnas</i>
<i>Etapp 1</i>	
P1	Grovavfallscell (bygg- och industriavfall), 10-15 år gammalt avfall Tvätthallsvatten från tvätt av arbetsfordon (oljeavskiljare finns) Avloppsvatten från kontorets trekammarbrunn
P2	Bioceller med i huvudsak hushållsavfall, 10-15 år gammalt avfall Delar av vatten från P2 pumpas till fällningsanläggningen
P3	Specialavfallscell, 10-15 år gammalt avfall Allt vatten från P3 infiltreras i biocellen som är ansluten till pumpstation P2 (men lakvattnet kan även pumpas till Sjölunda)
<i>Etapp 2</i>	
P5	Ytvatten från ytor för kompostering av trädgårdsavfall Ytvatten från lagring av schaktmassor Avvattnar en mindre del av en deponicell
P6	Bioceller med hushållsavfall, 5-10 år gammalt Delar av vattnet från P6 pumpas till fällningsanläggningen
P9/S3	FA-deponi (deponi för farligt avfall)
P9/S4-S5	FA-deponi Blandas med vatten från P9/S3 och hela delströmmen behandlas i fällningsanläggningen (som Fällning in (S3))
P9/S6	Ytvatten från ej färdigställd FA-deponi (inget deponerat avfall än)
Fällning in (S3)	Inkommande vatten från FA-deponi till fällningsanläggningen
Fällning in (P2/P6)	Inkommande biocellsvatten till fällningsanläggningen (utgörs av ca 40% P2 och 60% P6)
Fällning ut	Utgående vatten från fällningsanläggningen (behandlat)
<i>Etapp 3</i>	
P8:A	Ytvatten från komposteringsverksamheten
P8:B	Del av ytvattnet från sorteringsytan Lakvatten från deponerat avfall (0-5 år gammalt) och från bränslelager
P8:C	Ytvatten från sorteringsytorna som uppsamlats i ett utjämningsmagasin
P8:D	Används inte idag, för framtida FA-deponi
<i>Övrigt</i>	
Behandlingsplatta	Processvatten från behandling av förorenade massor – infiltreras delvis i bioceller på etapp 2

	Uppmätta halter (medel) i uppsamlat lakvatten											Föroreningsmängder i lakvatten som överförs till Sjölanda											
	P1	P2	P3	P5	P6	P9/S3	P9/S6	Fälln ut	P8:A	P8:B	P8:C		P1	P2	P5	P6	P9/S6	Fälln ut	P8:A	P8:B	P8:C	Summa	
<b>Allmän karaktärisering</b>																							
Flöde												m <sup>3</sup>	31 539	19 641	27 467	19 746	1 787	19 142	15 387	22 582	13 135	170 426	
pH		7,1	6,9	6,4	7,5	7,2	11,0	7,2	7,1	7,8	7,5	7,5											
Konduktivitet	mS/m	530	880	3 200	683	1 013	4 548	3 200	3 828	655	1 475	585											
BOD-7	mg/l	14	38	4	124	28	73	6	47	430	89	52	kg	446	755	3 392	545	11	898	6 616	2 019	684	15 366
TOC	mg/l	102	230	30	211	326	106	246	92	688	821	159	kg	3 203	4 517	5 796	6 437	439	1 767	10 583	18 540	2 086	53 368
CODcr	mg/l	226	299	309	585	673	1243	250	694	2133	1430	1149	kg	7 128	5 873	16 068	13 289	447	13 285	32 820	32 292	15 092	136 294
Kväve-tot	mg/l	38	210	120	102	373	219	180	294	85	1155	66	kg	1 198	4 125	2 809	7 355	322	5 637	1 308	26 082	867	49 702
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	33	180	110	78	290	167	180	253	90	990	54	kg	1 041	3 535	2 142	5 726	322	4 843	1 385	22 356	709	42 060
Fosfor-tot	mg/l	1,1	1,5	2,0	1,0	1,5	0,02	0,3	0,1	5,7	5,1	0,8	kg	35	29	27	30	1	2	87	116	10	336
Klorid	mg/l	1 200	2 100	12 000	1 725	2 350	23 538	12 000	16 415	1 360	2 425	1 478	kg	37 847	41 246	47 381	46 403	21 444	314 223	20 926	54 761	19 407	603 638
<b>Metaller</b>																							
Arsenik	µg/l	6	4	27	16	11	52	15	37	34	44	28	g	189	81	448	207	28	699	517	989	372	3 529
Kadmium	µg/l	0,4	0,2	62,0	0,4	0,2	0,7	0,9	0,5	0,3	0,5	1,4	g	13	4	11	4	2	10	5	11	18	77
Koppar	µg/l	33	28	467	41	17	18	2388	9	37	36	199	g	1 041	552	1 126	340	4 266	176	566	811	2 611	11 489
Krom	µg/l	16	17	6	38	56	7	17	8	14	309	43	g	505	330	1 044	1 108	31	157	208	6 982	561	10 925
Kvicksilver	µg/l	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	g	3	2	3	2	0	2	2	2	3	18
Nickel	µg/l	29	40	1085	32	58	41	59	32	37	130	70	g	915	782	879	1 135	106	611	562	2 931	918	8 838
Bly	µg/l	7	2	505	8	5	350	126	6	7	30	84	g	205	33	228	95	226	105	103	680	1 103	2 778
Zink	µg/l	150	48	10000	70	303	50	2376	30	65	124	84	g	4 731	941	1 931	5 985	4 245	569	1 002	2 798	1 103	23 304
<b>Organiska föreningar</b>																							
Cyanid	µg/l	5	5	2	11	13	20	4	15	9	15	9	g	158	98	297	263	7	281	143	339	118	1 704
Fenol	µg/l	5	12	25	47	65	352	51	276	2395	805	94	g	158	236	1 291	1 274	91	5 287	36 844	18 179	1 228	64 587
<b>Övriga parametrar enligt fastställt kontrollprogram</b>																							
Susp material	mg/l	46	56	1500	17	13	49	18	37	162	12	107	kg	1 451	1 100	474	259	32	706	2 497	270	1 402	8 191
Kobolt	µg/l	4	11	11	8	11	15	8	12	8	16	14	g	136	210	211	219	13	228	126	368	179	1 691
Järn	mg/l	7	13	560	3	4	0,1	0,4	1	13	1	8	kg	227	255	84	83	1	15	200	20	110	996
Mangan	mg/l	1,1	0,6	1,9	1,0	0,4	0,0	0,2	0,1	0,9	0,8	0,9	g	35	11	27	9	0,3	2	14	18	11	127

Kommentar: för analyser med värden under rapporteringsgräns/detekteringsgräns har rapporteringsgränsen tagits med i medelvärdesberäkningen.

Figur 8.1 Sammanställning av lakvattenkaraktärisering på Spillepeng 2006. Källa: Sysav, 2007.

**Tabell 8.2** Blandningsförhållande i lakvatten "mix" använt vid försök med rening av samlat lakvatten i laboratorieskala på Lunds Tekniska Högskola.

<i>Lakvattenström</i>	<i>Andel (%)</i>
<i>P1</i>	19
<i>P2</i>	6
<i>P5</i>	17
<i>P6</i>	12
<i>P9/P6</i>	2
<i>Fällning ut</i>	12
<i>P8:A</i>	7
<i>P8:B</i>	15
<i>P8:C</i>	9

## B. Detaljerat utförande samt rådata från fosforfraktioneringar

### *Material*

- 50 ml centrifugrör i plast
- centrifug
- skakbord
- värmeskåp med 105°C respektive 450°C
- Dr Lange-utrustning för bestämning av ortofosfat (LCK 348 och LCK 349)
- spektrofotometer för analys av Dr Lange-rör

### *Kemikalier*

- 3,5 M HCl
- 1 M HCl
- 1 M NaOH

### *Preparering av prover*

1. 8 aluminiumformor användes för torkning av proven. Ca 130 ml vått slamprov hälldes upp i varje form. Två av formarna vägdes för beräkning av TS. Proven torkades i 105°C tills vikten var konstant. Proven var torra efter ett dygn men stod i värmeskåpet i 105°C i 5 dagar (p.g.a. övriga omständigheter).
2. Proven blandades ihop i en mortel och maldes till ett fint pulver.
3. 6\*0,2 g torrt prov vägdes upp på papper och fördes över i 6 centrifugrör av plast till försök 2 och 3. 3\*0,2 g torrt prov vägdes upp i 3 aluminiumformor till försök 1.

Extraktionerna genomfördes enligt schemat från González Medeiros et al som visas i kapitel 3.4 i rapporten. Proceduren beskrivs här lite mer utförligt, på svenska.

### *Försök 1 – bestämning av total-fosfor*

4. Provet torkades och vägdes upp enligt beskrivning ovan. Trippelprov användes, d.v.s 3 likadana analyser genomfördes parallellt.
5. Provet brändes i 450°C under 3 h.
6. Proven överfördes från aluminiumformor till centrifugrör varefter 20 ml 3,5 M HCl tillsattes i varje rör. De sattes på skakning under 16 h i rumstemperatur.
7. Provlösningarna centrifugerades med 2500 rpm i 15 min.
8. Supernatanten sögs upp och filtrerades. Provet späddes 100 gånger med destillerat vatten och halten PO<sub>4</sub>-P mättes med Dr Lange LCK 348. Avfärgning av provet, vilket av González Medeiros et al. utförts med kol, anses inte behövas i detta fall eftersom lösningen endast har svag färg.

### *Försök 2 – bestämning av organisk resp oorganisk fosfor*

1. 0,2 g prov torkades enligt beskrivning ovan och vägdes upp i centrifugrör. Trippelprov användes vid fraktioneringsförsök 1. Vid fraktioneringsförsök 2 användes 6 prover.
2. 20 ml 1 M HCl tillsattes till varje rör.
3. Proven skakades 16 h i rumstemperatur.
4. Lösningarna centrifugerades 2500 rpm i 15 min.
5. Supernatanten sögs upp, filtrerades och späddes 100 gånger med destillerat vatten varefter PO<sub>4</sub>-P analyserades med Dr Lange LCK 349, vilket gav den oorganiska fosforfraktionen (IP).

6. Den fasta fasen tvättades genom skakning i 5 min med 10 ml destillerat vatten. Lösningen centrifugerades med 2500 rpm i 15 min och vattnet sögs upp med pipett. Eftersom allt vatten inte gick att avlägsna på detta sätt fördes proven, m h a en avklippt pipett, över till aluminiumformar och torkades i 105°C. Vid fraktioneringsförsök 2 användes 3 aluminiumformar och tre deglar, vid fraktioneringsförsök 1 endast aluminiumformar.
7. Efter torkningen brändes proven i 450°C under 3 h.
8. De brända proven fördes över från formarna till centrifugrör. De partiklar som inte lät sig hållas över sköljdes ur formarna med 1 M HCl. Till alla prov tillfördes 20 ml 1 M HCl.
9. Proven skakades 16 h i rumstemperatur.
10. Lösningarna centrifugerades med 2500 rpm i 15 min. Halten PO<sub>4</sub>-P, som bestod av den organiska fosforfraktionen (OP), bestämdes med Dr Lange LCK 349.

*Försök 3 – bestämning av apatit-fosfor och oorganisk icke apatit-fosfor*

1. 0,2 g prov torkades, vägdes upp på papper och överfördes till centrifugrör av plast, allt enligt beskrivning av provpreparering ovan.
2. 20 ml 1 M NaOH tillsattes till varje prov.
3. Blandningarna skakade 16 h i rumstemperatur.
4. Proverna centrifugerades med 2500 rpm i 15 min.
5. Supernatanten sögs upp med pipett.
6. 10 ml av supernatanten blandades med 4 ml 3,5 M HCl och provet skakades 16 h i rumstemperatur för att sedan centrifugeras med 2500 rpm i 15 min. Klarfasen sögs upp med pipett, filtrerades och späddes 10 gånger med destillerat vatten. Koncentrationen av PO<sub>4</sub>-P bestämdes med Dr Lange LCK 348, vilket gav mängden oorganisk icke apatit-fosfor (NAIP) i provet.
7. Den fasta fasen tvättades genom skakning i 5 min med 10 ml destillerat vatten. Blandningarna centrifugerades med 2500 rpm i 15 min och vattnet sögs bort med pipett. Endast en liten mängd vatten var kvar i provet, och den bedömdes vara tillräckligt liten för att inte ge missvisande resultat. Till det fasta provet tillsattes 20 ml 1 M HCl, varefter det skakades 16 h i rumstemperatur. Sedan centrifugerades provet med 2500 rpm i 15 min. Klarfasen sögs upp, filtrerades och späddes 100 gånger med destillerat vatten. Mängden PO<sub>4</sub>-P i provet, motsvarande mängden apatit-fosfor, bestämdes med Dr Lange LCK 349.

Tabell 8.3 Resultat från fraktioneringsförsök 1

"Linje"	Fraktion	Märkn.	Dr Lange	Spädn.	Avläst	Resultat	Volym	Mängd i prov	Uppvägd mängd TS	Andel av TS	Standard-avvikelse	Andel av TS	Andel av TP
				(ggr)	(mg/l)	(mg/l)	(ml)	(mg)	(mg)	(%)	(%)	(%) medelvärde	(%) medelvärde
1	<b>TP</b>	11	LCK 348	100	0,911	91,1	20	1,822	202,1	0,902			
1	"	12	LCK 348	100	0,869	86,9	20	1,738	201,4	0,863	2,4	0,89	100
1	"	13	LCK 348	100	0,938	93,8	20	1,876	208,8	0,898			
2	<b>IP</b>	2	LCK 349	100	0,606	60,6	20	1,212	200,2	0,605			
2	"	3	LCK 349	100	0,63	63	20	1,26	201,4	0,626	1,6	0,62	<b>69,4</b>
2	"	4	LCK 349	100	0,622	62,2	20	1,244	201,7	0,617			
2	<b>OP</b>	22	LCK 349	10	0,538	5,38	20	0,1076	200,2	0,054			
2	"	23	LCK 349	10	0,418	4,18	20	0,0836	201,4	0,042	15,3	0,05	<b>5,1</b>
2	"	24	LCK 349	10	0,422	4,22	20	0,0844	201,7	0,042			
3	<b>NAIP</b>	15	LCK 348	10	0,916	9,16	28	0,25648	199	0,129			
3	"	16	LCK 348	10	0,768	7,68	28	0,21504	200,5	0,107	9,4	0,12	<b>13,5</b>
3	"	18	LCK 348	10	0,888	8,88	28	0,24864	200,9	0,124			
3	<b>AP</b>	5	LCK 349	100	0,517	51,7	20	1,034	199	0,520			
3	"	6	LCK 349	100	0,534	53,4	20	1,068	200,5	0,533	1,2	0,53	<b>59,3</b>
3	"	8	LCK 349	100	0,529	52,9	20	1,058	200,9	0,527			

**Tabell 8.4** Resultat från fraktioneringsförsök 2. För beräkning av OP användes endast resultaten från de prover som bränts i degel, eftersom de ansågs mest trovärdiga.

"Linje"	Fraktion	Prov	Dr Lange	Spädning (ggr)	Avläst (mg/l)	Resultat (mg/l)	Volym (ml)	Mängd i prov (mg)	Uppvägd mängd (mg)	Andel av TS (%)	Standard- avvikelse (%)	Andel av TS (%) medel	Andel av TP (%) medel
1	<b>TP</b>	11	LCK 348	100	1,47	147	20	2,94	201,7	1,458			
1	"	12	LCK 348	100	1,43	143	20	2,86	208,8	1,370	3,3	1,41	100
1	"	13	LCK 348	100	1,42	142	20	2,84	204,1	1,391			
2	<b>IP</b>	21	LCK 349	100	1,02	102	20	2,04	199,1	1,025			
2	"	22	LCK 349	100	1,07	107	20	2,14	210,6	1,016			
2	"	23	LCK 349	100	1,03	103	20	2,06	202	1,020			
2	"	24	LCK 349	100	0,988	98,8	20	1,976	198,3	0,996	0,9	1,01	<b>72,1</b>
2	"	25	LCK 349	100	1,01	101	20	2,02	199,4	1,013			
2	"	26	LCK 349	100	1,07	107	20	2,14	211,3	1,013			
2	<b>OP (AI-form)</b>	21b	LCK 349	10	0,488	4,88	20	0,0976	199,1	0,049			
2	"	22b	LCK 349	10	0,537	5,37	20	0,1074	210,6	0,051	6,5	0,05	3,7
2	"	23b	LCK 349	10	0,561	5,61	20	0,1122	202	0,056			
2	<b>OP (degel)</b>	24b	LCK 349	10	0,633	6,33	20	0,1266	198,3	0,064			
2	"	25b	LCK 349	10	0,715	7,15	20	0,143	199,4	0,072	7,0	0,07	<b>4,7</b>
2	"	26b	LCK 349	10	0,672	6,72	20	0,1344	211,3	0,064			
3	<b>NAIP</b>	31b	LCK 348	10	2,95	29,5	28	0,826	194,7	0,424			
3	"	32b	LCK 348	10	3,45	34,5	28	0,966	201,5	0,479	7,5	0,46	<b>33,0</b>
3	"	33b	LCK 348	10	3,49	34,9	28	0,9772	199,8	0,489			
3	<b>AP</b>	31	LCK 349	100	0,572	57,2	20	1,144	194,7	0,588			
3	"	32	LCK 349	100	0,523	52,3	20	1,046	201,5	0,519	8,3	0,54	<b>38,2</b>
3	"	33	LCK 349	100	0,504	50,4	20	1,008	199,8	0,505			

## C. Mätning av slamfördelning i pilotreaktorn

Tabell 8.5 Mätningar av SS och VSS i pilotreaktorn 8 april.

<b>Djup</b>	<b>SS (mg/l)</b>	<b>VSS (mg/l)</b>	<b>VSS/SS</b>
Ytan 1	5724	3657	0,64
Ytan 2	6873	4073	0,59
<b>Ytan medel</b>	<b>6298,5</b>	<b>3865</b>	<b>0,61</b>
Mitten 1	6200	3900	0,63
Mitten 2	6778	4141	0,61
<b>Mitten medel</b>	<b>6489</b>	<b>4020,5</b>	<b>0,62</b>
Botten 1	8089	4605	0,57
Botten 2	9020	4988	0,55
<b>Botten medel</b>	<b>8554,5</b>	<b>4796,5</b>	<b>0,56</b>

## D. Analys med SEM-EDX

Följande inställningar användes vid analys med SEM-EDX (elektronmikroskop):

Detector : Silicon

Accelerating voltage ( kV ) : 20.00

Process time : 6

Site 1:

Magnification : 2300 X

Site 2:

Magnification : 2000 X

Site 3-6:

Magnification : 1000 X

Sample is unpolished X-ray corrections may be approximate.

Sample is uncoated

Detector efficiency : Calculation

Tabell 8.6 Resultat från analys med SEM-EDX i molprocent.

<i>Grundämne</i>	<i>Site/spectrum</i>														
	<i>1.1</i>	<i>2.1</i>	<i>3.1</i>	<i>3.2</i>	<i>3.3</i>	<i>4.1</i>	<i>4.2</i>	<i>4.3</i>	<i>5.1</i>	<i>5.2</i>	<i>5.3</i>	<i>6.1</i>	<i>6.2</i>	<i>6.3</i>	<i>Medel*</i>
<i>C</i>	31,47	44,2	54,18	43,72	32,48	63,88	55,08	51,5	42,21	42,1	59,02	22,13	21,28	0	40,2
<i>O</i>	43,68	35,92	21,14	44,18	50,3	16,21	21,81	26,96	33,26	16,96	12,08	52,3	44,53	51,77	33,7
<i>Na</i>	5,84	4,34	9,73	2,11	3,81	3,98	3,25	8,35	6,06	17,49	11,35	6,99	3,49	13,17	7,1
<i>Mg</i>	1,41	1,22	0,77	0,85	1,08	0,41	0,68	0,82	1,61	0,55	0,33	2,1	1,16	2,64	1,1
<i>Si</i>	0,17	0	0	0	0	0	0	0,62	0,18	0	0	0,23	0	0,4	0,1
<i>P</i>	1,76	1,72	0,73	0,87	0,92	0,71	1,56	1,45	1,61	0,48	0,74	2,07	2,37	2,68	1,4
<i>S</i>	0,43	0,77	0,12	0,23	0,33	0	0,26	0,51	0,23	0	0,11	0,42	0,26	0,76	0,3
<i>Cl</i>	5,53	4,66	9,05	1,19	3,8	10,92	10,74	5,56	9,19	18,77	12,47	5,12	11,04	13,49	8,7
<i>K</i>	0,91	0,96	1,02	0,25	0,5	1,23	1,48	0,77	1,3	2,43	1,65	0,98	1,82	2,46	1,3
<i>Ca</i>	8,05	5,31	2,94	6,16	6,04	2,27	4,27	3,04	3,78	1,09	1,78	6,77	13,02	11,24	5,4
<i>Fe</i>	0,75	0,89	0,32	0,42	0,74	0,4	0,86	0,43	0,57	0,15	0,47	0,87	1,03	1,4	0,7

\*Ställena ej valda slumpvis

**Tabell 8.7** Resultat från analys med SEM-EDX i viktprocent

<i>Grundämne</i>	<i>Site/spectrum</i>													<i>Medel*</i>	
	<i>1.1</i>	<i>2.1</i>	<i>3.1</i>	<i>3.2</i>	<i>3.3</i>	<i>4.1</i>	<i>4.2</i>	<i>4.3</i>	<i>5.1</i>	<i>5.2</i>	<i>5.3</i>	<i>6.1</i>	<i>6.2</i>		<i>6.3</i>
<i>C</i>	19,75	29,85	37,1	31,67	21,85	45,18	55,08	36,11	27,56	25,04	39,34	13,71	11,62	0	28,1
<i>O</i>	36,5	32,31	19,28	42,62	45,07	15,27	21,81	25,17	28,92	13,44	10,73	43,16	32,38	34,27	28,6
<i>Na</i>	7,01	5,61	12,76	2,93	4,9	5,38	3,25	11,2	7,57	19,91	14,48	8,29	3,64	12,52	8,5
<i>Mg</i>	1,79	1,66	1,07	1,24	1,47	0,58	0,68	1,16	2,13	0,66	0,45	2,64	1,28	2,65	1,4
<i>Si</i>	0,25	0	0	0	0	0	0	1,01	0,28	0	0	0,33	0	0,47	0,2
<i>P</i>	2,85	3	1,28	1,63	1,6	1,29	1,56	2,62	2,71	0,73	1,28	3,31	3,34	3,43	2,2
<i>S</i>	0,72	1,39	0,23	0,45	0,59	0	0,26	0,95	0,4	0	0,19	0,7	0,38	1	0,5
<i>Cl</i>	10,25	9,29	18,29	2,55	7,55	22,8	10,74	11,5	17,71	32,95	24,54	9,37	17,79	19,79	15,4
<i>K</i>	1,85	2,12	2,27	0,6	1,09	2,82	1,48	1,76	2,76	4,7	3,58	1,97	3,24	3,98	2,4
<i>Ca</i>	16,85	11,96	6,71	14,9	13,56	5,35	4,27	7,12	8,23	2,16	3,95	14	23,72	18,65	10,8
<i>Fe</i>	2,19	2,8	1,02	1,43	2,31	1,31	0,86	1,39	1,74	0,4	1,46	2,51	2,61	3,24	1,8

\*Ställena ej valda slumpvis



## E. Artikel

# Nitrification and denitrification of leachate with SBR in pilot scale at Spillepeng waste deposition site

Karin Görfelt

Water and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering  
Lund University, Sweden  
May 2008

---

### *Abstract*

This paper presents the results from pilot scale and lab scale investigations of nitrification and denitrification rates when treating leachate with sequencing batch reactor (SBR). Two different leachate streams were treated, both from the Swedish municipal waste landfill Spillepeng. The pilot reactor treated a certain leachate stream (P2/P6), whereas the lab reactor treated mixed leachate. Nitrification and denitrification were studied four times in the pilot reactor and once in the lab reactor. The results were compared and showed that the nitrification and denitrification rates per volume reactor were higher during the treatment of P2/P6 in the pilot reactor, but the nitrification and denitrification rates per amount of VSS were higher during the treatment of mixed leachate in lab scale.

*Keywords:* landfill leachate, sequencing batch reactor, nitrification, denitrification

---

### *Introduction*

When water flows through a landfill, substances from the solid material dissolve in the water and leachate is created. Normally, the polluted leachate has to be treated before it is appropriate to let it out to the recipient.

Sysav's waste deposition site Spillepeng, which is situated north of Malmö in Sweden, is divided into several cells with landfills and waste treatment areas. The leachate is collected from each cell and today the leachate streams are sent to the municipal waste water treatment plant for treatment. However, in connection with a new permission from the authorities, Sysav investigates the possibility to treat the leachate locally, at Spillepeng waste deposition site.

The investigation focuses on treatment with SBR, sequencing batch reactor. It is a biological treatment with activated sludge carried out in a batch reactor with several treatment steps in cycles. The treatment is focused on nitrogen and organic material, since the leachate is very rich in ammonium and COD (chemical oxygen demand).

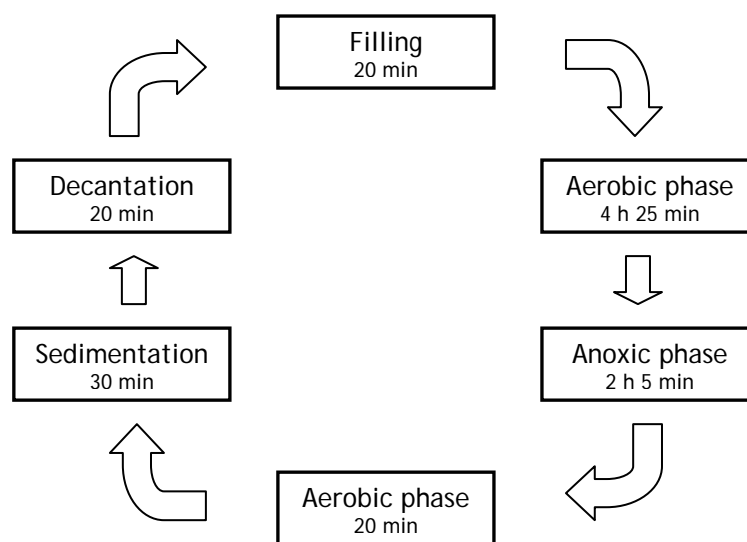
Laboratory studies with treatment of Spillepeng's leachate in SBR have been carried out with good results in nitrogen reduction. An SBR pilot plant with treatment of one leachate stream called P2/P6 is in operation at Spillepeng. Because of practical reasons and logistics, this certain stream was chosen instead of a mix of all the leachate streams. It is believed that the characteristics of P2/P6 is quite representative for the leachate from Spillepeng, but to ensure that the mixed leachate from Spillepeng is treatable with SBR, a laboratory study was carried out with treatment of mixed leachate from Spillepeng. (2,3)

This article focuses on studies of nitrification and denitrification rates, carried out four times in the SBR pilot plant with treatment of P2/P6 and once in the bench scale SBR with treatment of mixed leachate. More results from studies of the pilot plant are found in the master's thesis "Optimization of leachate treatment in pilot scale at Spillepeng waste deposition site" (1).

## Experimental

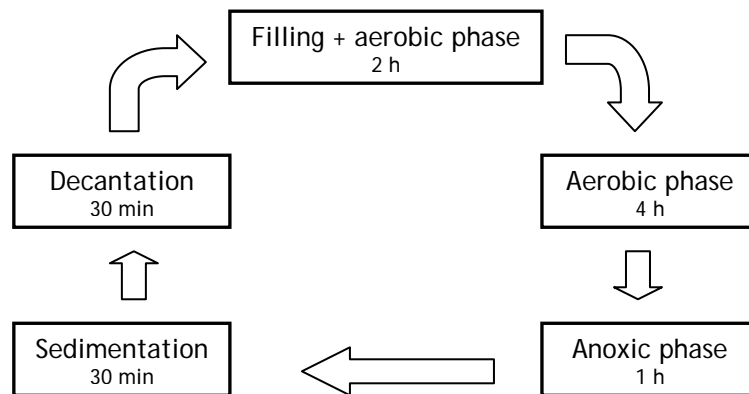
Cycle studies were carried out five times with the same procedure. The cycle studies from the pilot plant with treatment of P2/P6 are referred to as cycle study 1, 2, 3 and 4 respectively, and the cycle study from the bench scale SBR with treatment of mixed leachate is referred to as cycle study lab. Samples were taken in the reactor with certain intervals during a whole cycle. The number of samples varied between the different studies. The samples were filtrated and the different nitrogen compounds were analyzed with Hach Lange kits LCK 303, 304, 341, 342 and 339 and spectrophotometer Dr. Lange Lasa 100 or Dr. Lange ISiS 9000. The concentrations of NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N during the cycle study in the lab reactor were analyzed with autoanalyzer. SS and VSS were analyzed according to standard SS-EN 872.

In the SBR pilot plant there are three cycles per day, which means that each cycle is eight hours. A schematic illustration of a cycle is presented in Figure 1. Each cycle begins with filling of leachate, during which there is no aeration or mixing. The filling is followed by an aerobic phase for nitrification and degradation of COD. After the aerobic phase there is an anoxic phase for denitrification. Ten minutes into the anoxic phase there is a dosage of ethanol, since the microorganisms need an easily degradable carbon source to carry out the denitrification. After the anoxic phase there is a short aerobic phase for degradation of ethanol residues if any. During cycle study 1 and 2 there was a dosage of phosphoric acid in the beginning of the aerobic phase. At the time for cycle study 3 and 4 the dosage was moved to the anoxic phase since it was believed to be a more suitable time for dosage due to the larger sludge production during the anoxic phase. The biological uptake of phosphorus is connected to the growth of microorganisms, i.e. the sludge production.



**Figure 2** Schematic illustration of a cycle in the SBR pilot plant with treatment of P2/P6.

The bench scale SBR with treatment of mixed leachate also has 3 cycles per day, i.e. one cycle is eight hours. A schematic illustration of one cycle is presented in Figure 2. The cycle is slightly different from the one in the SBR pilot plant, with a longer time for filling combined with aeration, a shorter anoxic phase and no second aerobic phase.



**Figure 3** Schematic illustration of one cycle in the bench scale SBR with treatment of mixed leachate.

The liquid volume is about 2500 litres in the pilot plant and about 2 litres in the bench scale reactor.

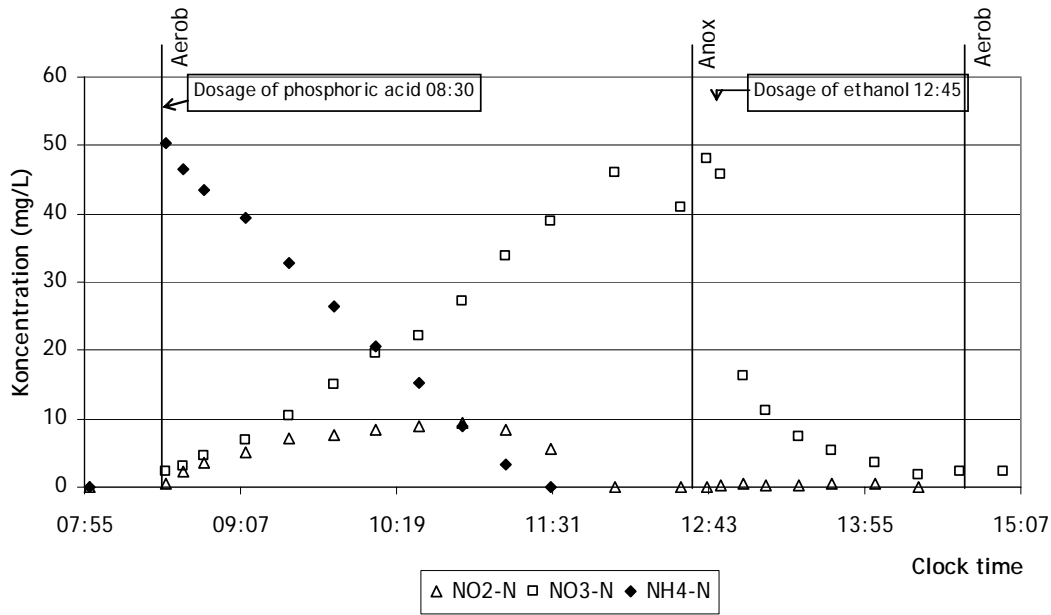
## Results

Some operation parameters from each study are presented in Table 1. In the pilot reactor, SS and VSS were analyzed at the same day as each cycle study, or the day before. SS and VSS were analyzed more seldom in the lab reactor and the values in Table 1 were measured about three weeks before the cycle study. The oxygen concentration in the pilot reactor was measured every time a sample was taken during the cycle study. The lowest notation of oxygen concentration during the aerobic phase from each study is presented in Table 1. At the time for cycle study 1 and 2 there were some problems with the aeration in the pilot plant and the oxygen concentration was quite low in the reactor. The oxygen concentration was not measured in the lab scale reactor, but the aeration was vigorous.

**Table 8** Operation parameters. Oxygen concentrations are from the aerobic phase.

<i>Cycle study (leachate)</i>	<i>VSS (g/L)</i>	<i>SS (g/L)</i>	<i>Lowest O<sub>2</sub> conc. (mg/L)</i>
1 (P2/P6)	2.7	4.6	0.5
2 (P2/P6)	4.4	7.0	2.5
3 (P2/P6)	5.9	11	6.3
4 (P2/P6)	5.2	10	6.0
Lab (mixed)	1.3	1.9	-

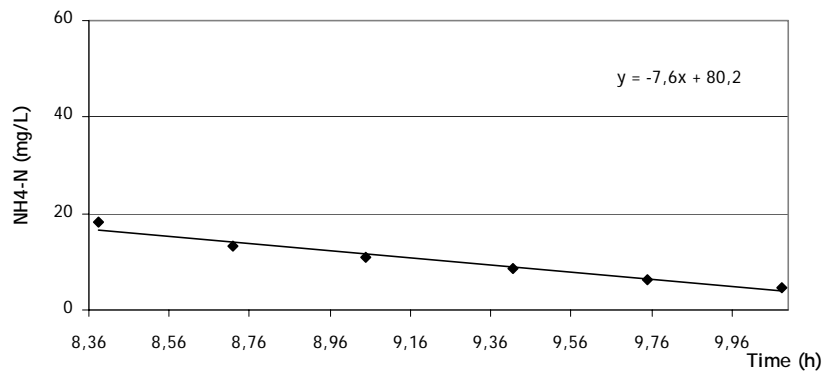
Results from nitrogen measurements in cycle study 2 are presented in Figure 3. The figure gives a representative picture of what the process looks like when everything works.



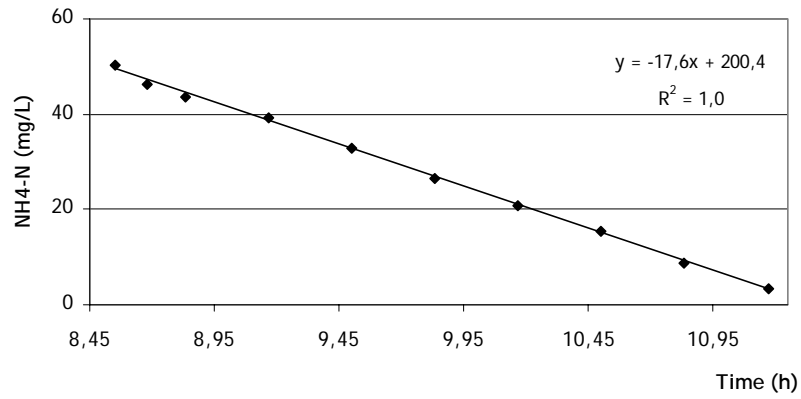
**Figure 4** Concentrations of nitrogen compounds during cycle study 2.

It is seen in Figure 3 that the degradation of ammonium, the nitrification, is linear and complete. Some nitrite is created, but it is converted to nitrate before the end of the aerobic phase. After the dosage of ethanol, ten minutes into the anoxic phase, the concentration of nitrate decreases very rapidly. All cycle studies show a similar trend – that the denitrification rate is very high in the beginning, as long as there is ethanol enough. When the denitrification rates from the different cycle studies are compared, see Table 2, the calculations are based on the initial, linear reduction of nitrate.

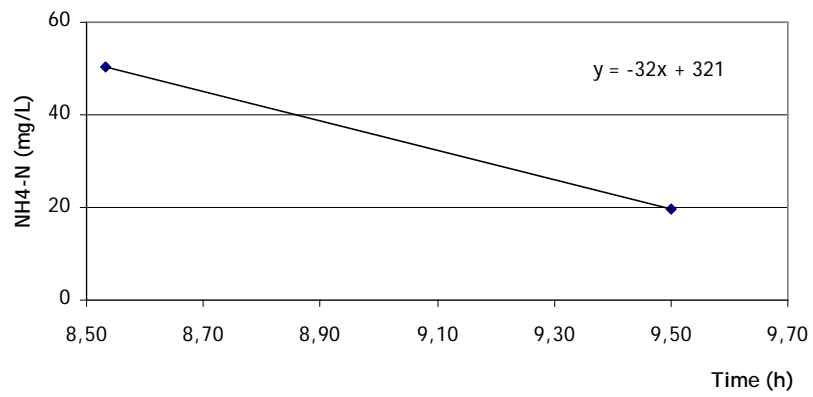
Figure 4 to 8 are plots of the concentration of ammonium nitrogen during the aerobic phase from each cycle study, together with a linear trend line which gives the nitrification rate. Finally, all the nitrification and denitrification rates are presented together in Table 2.



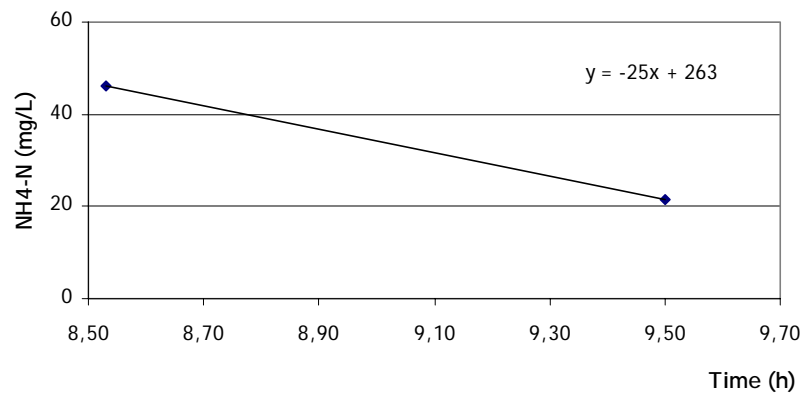
**Figure 5** Concentration of NH4-N during aerobic phase cycle study 1, with linear trend line.



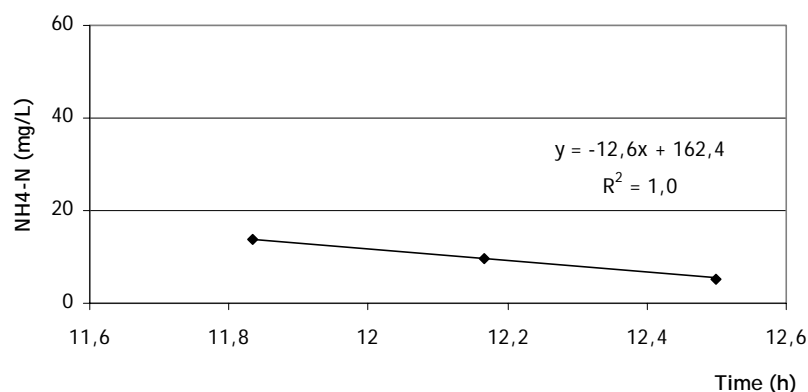
**Figure 6** Concentration of NH<sub>4</sub>-N during aerobic phase cycle study 2, with linear trend line.



**Figure 7** Concentration of NH<sub>4</sub>-N during aerobic phase cycle study 3, with linear trend line.



**Figure 8** Concentration of NH<sub>4</sub>-N during aerobic phase cycle study 4, with linear trend line



**Figure 9** Concentration of NH<sub>4</sub>-N during aerobic phase cycle study lab, with linear trend line

**Table 9** Nitrification and denitrification rates from all cycle studies.

Cycle study (leachate)	Nitrification rate, NH <sub>4</sub> -N		Denitrification rate, NO <sub>3</sub> -N	
	(mg/(L*h))	(mg/(g VSS*h))	(mg/(L*h))	(mg/(g VSS*h))
1 (P2/P6)	7.6	2.9	11	4.3
2 (P2/P6)	18	4.0	180	40
3 (P2/P6)	32	5.4	180	31
4 (P2/P6)	25	4.8	130	26
Lab (mixed)	13	10	87*	70*

\*Degradation of both nitrate and nitrite, NO<sub>x</sub>-N

## Discussion

The nitrification and denitrification rates from the four cycle studies from the pilot plant with treatment of P2/P6 differ somewhat from each other. It should be remembered the oxygen concentration was low in the reactor during cycle study 1. Since oxygen is needed for the nitrification process, a low oxygen concentration is connected with a low nitrification rate. Some other operation parameters, such as the amount of dosed ethanol and phosphoric acid, have varied between the studies. The concentration of sludge (SS, suspended solids) and organic sludge (VSS, volatile suspended solids) has also varied between the times for the studies of the pilot plant, and it is clearly lower in the lab scale reactor. Therefore, when comparing the degradation rates for treatment of P2/P6 (pilot) with the degradation rates for treatment of mixed leachate (lab), it is interesting to compare the rates both with the unit mg/(l\*h) and mg/(g VSS\*h). It can be seen that the degradation rates per reactor volume are higher when treating P2/P6 (pilot plant), but degradation rates per amount of organic sludge (biomass) are higher when treating mixed leachate (lab). Since the value of SS and VSS in the lab reactor was measured three weeks before the cycle study and no sludge had been removed, it is possible that the real sludge concentration was higher than the one used in the calculation. In that case, the specific nitrification and denitrification rates are lower than the ones given in Table 2.

It is clear that the treatment process was slowest during cycle study 1. The explanation for the low nitrification rate is probably lack of oxygen, and the explanation for the low denitrification rate might be lack of carbon source. In general, the nitrification and denitrification rates per volume reactor are higher during the treatment of P2/P6 than during the treatment of mixed leachate. Since the treatment was carried out in two different reactors of different scale and operation parameters it is difficult to say from this study if the degradation of nitrogen is faster when treating P2/P6 or mixed leachate. Clear conclusions from the comparison would require more studies on treatment of mixed leachate. Still, the

investigation shows that the potential for high nitrification and denitrification rates might be as good for mixed leachate as for P2/P6.

## **Conclusions**

Achieved nitrification rates during treatment of leachate P2/P6 in the pilot plant were between 2.9 and 5.4 mg NH<sub>4</sub>-N/(g VSS\*h), and denitrification rates between 4.3 and 40 mg NO<sub>3</sub>-N/(L\*h). During treatment of mixed leachate in lab scale a nitrification rate of 10 mg NH<sub>4</sub>-N/(g VSS\*h) and a denitrification rate of 70 mg NO<sub>x</sub>-N/(g VSS\*h) were achieved. The specific nitrification and denitrification rates during treatment of mixed leachate might be overestimated due to the old measurement of VSS.

- It might be possible to reach as high nitrification and denitrification rates with treatment of mixed leachate as with treatment of P2/P6.
- The oxygen concentration is crucial for the nitrification rate.

## **Acknowledgements**

This paper presents some of the results from my master's thesis "Optimization of leachate treatment in pilot scale at Spillepeng waste deposition site". Supervisor for the project was professor Jes la Cour Jansen at Water and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering at Lund University. A lot of practical help and information was obtained from Erika Heander at Sysav.

## **References**

1. Görfelt, K., 2008. *Optimering av lakvattenrening i pilotskala på Spillepengs avfallsanläggning – Optimization of leachate treatment in pilot scale at Spillepeng waste deposition site* (Swedish). Master's thesis, Lund University.
2. Heander, E., 2007. *Potential för kväverening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning samt supplerande COD-reduktion med kemiska oxidationsmedel* (Swedish). Master's thesis, Lund University. Available at: <http://www.kildesamarbejdet.org>
3. Lund University, Water and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering. *Laboratorieundersökning med kväverening av lakvatten från Spillepengs avfallsanläggning, Sysav. Sammanfattning av laboratorieresultat från INTERREG IIIA-projektet Källsamarbetet – Samarbete kring reduktion av källor till utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen* (Swedish). Lund University, February 2008. Available at: <http://www.kildesamarbejdet.org>

