

UPTEC W 03 003
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M.Sc. Thesis Work

Studie av kombinerad kemisk- och biologisk fosforrening på Käppalaverket, Stockholm

Evaluation of combined chemical- and biological phosphorus removal at
Käppala wastewater treatment plant in Stockholm

ANNA MARIA BORGLUND
Januari 2003

Handledare

Torsten Palmgren
Dan Fujii

Käppalaförbundet
Sweco Viak

Examinator

Bengt Carlsson

Institutionen för informationsteknologi, Systemteknik

TACK

Först av allt vill jag tacka Torsten Palmgren på Käppalaförbundet och Dan Fujii på Sweco Viak som ställt upp som handledare för ex-jobbet. Torsten har med sitt breda kunnande och kontaktnät bidragit till inspiration och idéer. Tack vare Dan Fujii var det möjligt att använda modellering i GPS-X som ett verktyg.

Jag är tacksam för att professor Bengt Carlsson på avdelningen för systemteknik på Uppsala tekniska högskola hade möjlighet att vara examinator och delta i projektet.

Utan all den hjälp och stöd jag fått från personal på Käppalaverkets laboratorium hade ex-jobbet inte blivit av. Tack Dan Wilhelmsson för hjälp vid utarbetandet av försöksmetoder och alla praktiska lösningar vid genomförandet av mina försök. Derviša Karat, Maria Gustafsson och Adnan Skurlic har verkligen jobbat mycket och hårt med alla extra analyser som massbalansundersökning och försök resulterade i, det är jag verkligen tacksam för. Massbalansdygnet blev intensivt men tack vare driftspersonal och mina ”provtagare” Adnan, Mia, Frida och Derviša fick vi det att gå ihop, jag är skyldig er en middag. Processingenjör Christer Laurell har en stor del i arbetet bakom ex-jobbet med sitt breda processkunnande. Tack för all hjälp och uppmuntran jag fått!

Jag vill tacka all personal på Käppalaverket för att ni förgyllt mina stundtals långa dagar på Käppala. Kräftskiva, fånge på Långholmen, tjejmiddag och julmiddag i vikingastil är några av de trevliga avbrott från vardagen på Käppala som varit under hösten.

Under ex-jobbet har jag även haft kontakt med Eva Tykesson och professor Jes la Cour Jansen på avdelningen för VA-teknik på Lunds Tekniska Högskola. Det har varit en jättebra kontakt och kunskapskälla. Tack för synpunkter rörande ex-jobbet.

Sist men inte minst vill jag tacka Tomas för att du, nästan oavsett vad jag gör, tycker att jag är bäst.

SAMMANFATTNING

”Studie av kombinerad kemisk- och biologisk fosforrening på Käppalaverket, Stockholm”.

Anna Maria Borglund, Institutionen för informationsteknologi, Systemteknik, Uppsala Tekniska Högskola, Lägerhyddsvägen 2, 752 37 Uppsala.

Käppalaverket är ett avloppsreningsverk beläget i Lidingö nordost om Stockholm. Sedan i februari 2001 drivs halva reningsverket med biologisk fosforrening. I perioder har utgående fosforhalter varit mycket låga från biostegen i denna del och en hypotes var att detta är resultatet av en kombinerad kemisk och biologisk fosforrening. Syftet med detta examensarbete var att utreda omständigheterna kring fosforreningen i dessa block. För att göra detta gjordes en omfattande massbalansundersökning av fosfor och järn över reningsverket. Dessutom gjordes en fördjupad studie av bio-P-processen. Denna studie omfattade P-släpps- och P-upptagsförsök, VFA-analyser, fosforfraktionering samt fosfatprofiler av bioblock 01.

Massbalansresultaten visade bland annat att fosformängden ökade med 47% över sandfång och försedimentering. Denna ökning beror på att rejektivattenströmmar från slambehandling och backspolvatten från sandfiltren för med sig fosfor och även järn tillbaka till början av reningsprocessen. I princip allt järn som doseras på sandfiltren förs tillbaka till försedimenteringen med backspolvattnet. Detta järn utgör 80% av det järn som kommer in i försedimenteringen. Knappt hälften av detta järn förs vidare till biosteget där det kan påverka fosforreduktionen. Beräkningar på potentiell kemisk fosforreduktion visade att ca 15% av inkommande fosfatfosfor till biosteget kan fällas med inkommande järn från försedimenteringen. Mängden fosfor som kan renas med en fungerande bio-P-process beräknades till ca 57% av inkommande fosfat. Kombinerad kemisk- och biologisk fosforrening skulle enligt beräkningar resultera i en utgående $\text{PO}_4\text{-P}$ -halt på 1,6 mg/l. Uppmätt halt under massbalansdygnet var 1,3 mg/l vilket stödjer beräkningarna. Massbalansen indikerar att den största delen av fosforreduktionen i den gamla delen av reningsverket var resultatet av biologisk fosforreduktion. Resultaten från fosforfraktioneringen styrker detta då en stor del av fosfor i överskottsslammet var bundet biologiskt. Uppmätt P-släppshastighet vid 19°C och acetat i överskott var 6,9 mg $\text{PO}_4\text{-P}/(\text{gVSS},\text{h})$, vilket tyder på att slammet hade bio-P kapacitet.

En simuleringsstudie av biosteget i simuleringsprogrammet GPS-X påbörjades. Den biologiska modellen ASM2d användes för att simulera kombinerad biologisk- och kemisk fosforrening. Modellen kalibrerades dels mot P-släpps och P-upptagsförsök, dels mot den uppmätta massbalansen över biosteget. Validering av modellen har inte genomförts varför simuleringar inte har kunnat genomföras inom ramen för detta examensarbete.

Nyckelord: vattenrening, kemisk fosforrening, biologisk fosforrening, bio-P, järn, fosfor, recirkulation, massbalans, P-släpps- och P-upptagsförsök, VFA-analys, fosforfraktionering, modellering, GPS-X, ASM2d.

ABSTRACT

”Evaluation of a combined chemical- and biological phosphorus removal at Käppala wastewater treatment plant in Stockholm”.

Anna Maria Borglund, Institution of Information technology, Department of systems and control, Uppsala university, Lägerhyddsvägen 2, 752 37 Uppsala.

Käppala wastewater treatment plant is situated in Lidingö northeast of Stockholm. Since February 2001 the older part of the treatment plant is operated for enhanced biological phosphorus removal (EBPR). The phosphorus concentration in the secondary effluent from this part of the biological treatment step has been very low during some periods of time. A hypothesis was that this was the result of a combined biological and chemical phosphorus removal. The purpose of this masters thesis project was to investigate the phosphorus removal to explain the treatment processes. To do this a mass balance of phosphorus and iron was made over the treatment plant. Furthermore the EBPR process was evaluated using phosphorus release and uptake batch tests, analysis of volatile fatty acids (VFA), phosphorus fractionation and phosphate profiles of the biological treatment.

The mass balance showed that the amount of phosphorus increased by 47% over the sand trap and the primary sedimentation. This increasement is due to supernatant from the dewatering of digested sludge and the sand filters is led back to the plant upstreams of the pre sedimentation. In principle all iron which is fed to the sandfilters is recycled to the pre sedimentation and stands for 80% of the total iron that enters the pre sedimentation. Half of this amount of iron then enters the biological treatment where it could affect the phosphorus removal. Calculations made on the amount of phosphorus removed by chemical precipitation with iron entering the biological basin showed that about 15% of the entering phosphate can med precipitated with the entering iron from the presettling. The EBPR process was estimated to be able to remove 57% of the entering phosphate. The combined chemical and biological phosphorus removal would then result in an effluent discharge of 1,6 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$. The measured concentration of phosphate in the secondary effluent during the mass balance was 1,3 mg/l which shows an agreement between calculated and measured concentration. These results indicate that the major part of the phosphorus removal in the old part of Käppala WWTP is due to EBPR. The results from the phosphorus fractionation of the excess sludge verifies these results showing that a lot of the phosphorus in the sludge was taken up biologically. A P-release batch test at 19°C and an excess of acetate showed an P-release rate of 6,9 mg $\text{PO}_4\text{-P/(gVSS,h)}$, which indicates that the sludge was able to perform enhanced biological phosphorus removal.

A simulation study was started using the software GPS-X. The biological model ASM2d was used to simulate the combined biological and chemical phosphorus removal. The model was calibrated using the phosphorus release and uptake batch tests and the results from the mass balance. A validation of the model was not performed within the scope of this thesis.

Key words: Wastewater treatment, chemical phosphorus removal, biological phosphorus removal, EBPR, iron, phosphorus, mass balance, P-release and P-uptake batch test, VFA, phosphorus fractionation, modelling, GPS-X, ASM2d.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

| | |
|--|-----------|
| 1. INLEDNING | 3 |
| 2. TEORIDEL | 3 |
| 2.1 VATTENRENING I SVERIGE | 3 |
| 2.2 FOSFOR I AKVATISKA MILJÖER..... | 4 |
| 2.3 BIOLOGISK FOSFORRENING..... | 4 |
| 2.3.1 <i>Principer för bio-P</i> | 5 |
| 2.3.2 <i>Biokemisk modell</i> | 5 |
| 2.3.3 <i>Bio-P bakterier</i> | 5 |
| 2.3.4 <i>Förutsättningar för fungerande Bio-P</i> | 6 |
| 2.4 KOMBINERAD BIOLOGISK RENING AV KVÄVE OCH FOSFOR | 7 |
| 2.4.1 <i>Biologisk kväverening</i> | 7 |
| 2.4.2 <i>Konventionell aktivslamprocess med fördenitrifikation</i> | 8 |
| 2.4.3 <i>Processutformning enligt UCT</i> | 9 |
| 2.5 KOMBINERAD KEMISK OCH BIOLOGISK FOSFORRENING..... | 9 |
| 2.5.1 <i>Kemisk fosforrening</i> | 10 |
| 2.5.2 <i>Effekter av kombinerad kemisk- och biologisk fosforrening</i> | 11 |
| 2.6 BIO-P VID AVLOPPSRENINGSVERK MED SLAMBEHANDLING..... | 11 |
| 2.6.1 <i>Slambehandling</i> | 11 |
| 2.6.2 <i>Fosforcirkulation i en aktivslamprocess med rötning</i> | 11 |
| 2.6.3 <i>Fosforsläpp och fosforfällning i rötammaren</i> | 12 |
| 3. KÄPPALAVERKET | 13 |
| 3.1 BELASTNING OCH RENINGSKRAV | 14 |
| 3.2 KÄPPALAVERKETS DRIFT OCH PROCESSER | 14 |
| 3.3 BIO-P PÅ KÄPPALAVERKET..... | 15 |
| 3.3.1 <i>Tidigare undersökningar</i> | 15 |
| 3.3.2 <i>Bio-P i fullskala på Käppalaverket 2002</i> | 16 |
| 4. UTÖKAD STUDIE AV BIO-P I BIOBLOCK 01, KÄPPALAVERKET | 20 |
| 4.1 SYFTE | 20 |
| 4.2 METOD | 20 |
| 4.2.1 <i>VFA-bestämning</i> | 20 |
| 4.2.2 <i>Fosfatprofil</i> | 20 |
| 4.2.3 <i>P-släpps- och P-upptagsförsök</i> | 20 |
| 4.2.4 <i>Fosforfraktionering</i> | 21 |
| 4.3 RESULTAT OCH DISKUSSION..... | 21 |
| 4.3.1 <i>VFA analys av inkommande vatten till biosteget</i> | 21 |
| 4.3.2 <i>Fosfatprofil</i> | 22 |
| 4.3.3 <i>P-släpps- och P-upptagsförsök</i> | 22 |
| 4.3.4 <i>Fosforfraktionering av överskottsslam</i> | 23 |
| 4.4 SLUTSATSER | 23 |
| 5. MASSBALANSUNDERSÖKNING AV JÄRN OCH FOSFOR PÅ KÄPPALAVERKET | 24 |
| 5.1 SYFTE | 24 |
| 5.2 BAKGRUND..... | 24 |
| 5.3 METOD | 24 |

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 5.3.1 | <i>Planering av massbalans</i> | 24 |
| 5.3.2 | <i>Genomförande av massbalansundersökning</i> | 27 |
| 5.4 | RESULTAT OCH DISKUSSION | 29 |
| 5.4.1 | <i>Dygnsvariation under massbalansen</i> | 29 |
| 5.4.2 | <i>Polyfosfater på Käppalaverket</i> | 30 |
| 5.4.3 | <i>Massbalans m a p fosfor och järn</i> | 30 |
| 5.4.4 | <i>Beräkningar och diskussion kring erhållna resultat</i> | 33 |
| 5.4.5 | <i>P-fraktionering</i> | 35 |
| 5.4.6 | <i>Övriga analyser genomförda under massbalansdygnet</i> | 35 |
| 5.5 | SLUTSATSER | 36 |
| 6. | MODELLERING AV BIOSTEGET | 37 |
| 6.1 | BAKGRUND | 37 |
| 6.2 | METODER | 38 |
| 6.2.1 | <i>Modellbygge</i> | 38 |
| 6.2.2 | <i>Modellens indata</i> | 38 |
| 6.2.3 | <i>Kalibrering</i> | 40 |
| 6.2.4 | <i>Validering</i> | 42 |
| 6.3 | RESULTAT OCH DISKUSSION | 42 |
| 6.3.1 | <i>Karakterisering av inkommande vatten</i> | 42 |
| 6.3.2 | <i>Kalibrering</i> | 43 |
| 6.4 | FRAMTIDA MODELLERING VID KÄPPALAVERKET | 44 |
| 6.4.1 | <i>Modellutveckling</i> | 44 |
| 6.4.2 | <i>Simulering</i> | 45 |
| | ORDLISTA | 46 |
| | REFERENSER | 47 |
| | BILAGOR | 50 |

1. INLEDNING

Käppalaverket är ett avloppsreningsverk beläget i Lidingö nordost om Stockholm som renar vatten från motsvarande 520 000 p e. En personekvivalent, p e, motsvarar vattenförbrukningen per person och dygn. På Käppalaverket beräknas denna vara ca 180 l/(person,d). Under en längre tid har Käppalaverket bedrivit försök rörande biologisk fosforering, bio-P, för att se om detta kan vara ett alternativ till den mer konventionella, kemiska reningen av fosfor. Sedan februari 2001 har en del av verket körts med biologisk fosforering utan extra tillsats av järn. En viss mängd järn kommer ändå in i systemet eftersom det återcirkuleras med backspolvatten från sandfiltren i slutsteget där järndosering sker. Stundtals har utgående fosfathalter ut från biosteget här varit mycket låga, under 0,05 mg/l. En hypotes är att detta är resultatet av en kombinerad kemisk och biologisk fosforreduktion.

Examensarbetet syftar till att utreda omständigheterna kring denna kombination av kemisk och biologisk fosforreduktion i den gamla, ombyggda delen på Käppalaverket. Denna utredning ska främst ske genom att studera hur massbalansen ser ut för järn respektive fosfor i bioblocket och returströmmar. Dessutom kommer bio-P processens funktion kartläggas ytterligare genom bland annat P-släpps- och P-upptagsförsök, VFA-analyser och fosforfraktionering. Modellering i simuleringsprogrammet GPS-X används som ett verktyg i projektet.

2. TEORIDEL

2.1 VATTENRENING I SVERIGE

År 2000 renades i storleksordningen 1,4 miljarder m³ avloppsvatten i Sverige, detta mätt från kommunala reningsverk dimensionerade för 2000 p.e eller mer (SCB, 2002). Om det förorenade vattnet skulle nå recipienten utan rening skulle detta få förödande konsekvenser för det mottagande ekosystemet. En ökad tillförsel av organiskt material leder till ökad syreförbrukning och på sikt i värsta fall till syrebrist och fiskdöd. Syrebrist kan även leda till att fosforföroreningar frigörs från bottensedimenten med ökad näringsbelastning som följd. Extra tillförsel av kväve och fosfor från avloppsvatten ger upphov till en ökad tillväxt av alger och växter i recipienten, s k eutrofiering. Vid nedbrytningen av den extra biomassan åtgår en stor mängd syre, s k sekundär syreförbrukning. Denna syreförbrukning, orsakad av den fosformängd som finns i obehandlat avloppsvatten, är fem gånger större än den orsakad av utsläpp av organiskt material i avloppsvatten (Svenska kommunförbundet & VAV, 1996). Utsläpp av kväve i form av ammonium leder till en extra förhöjd syreförbrukning i recipienten eftersom syre åtgår vid förbrukningen av det tillgängliga ammoniumet. Sammanfattningsvis är det av största vikt att rena avloppsvattnet från fosfor och kväve.

Första reningsanläggningen för avloppsvatten byggdes i Skara 1911 men den stora ökningen av antalet reningsverk i Sverige ägde rum under 1960- och 1970-talen (Svenska kommunförbundet & VAV, 1996). Detta i samband med att miljöskyddslagen trädde i kraft 1967 och att de statliga bidragen för utbyggnad ökade. I takt med att upptäckter gjordes av vilka effekter avloppsvattnet hade på recipienten blev också reningskraven högre. Detta ledde till en utveckling av reningstekniken till att till slut omfatta mekanisk, biologisk och kemisk rening.

I dag är utan undantag hela Sveriges tätortsbefolkning ansluten till reningsverk. 95% av tätorternas avloppsvatten genomgår både kemisk och biologisk rening

(Naturvårdsverket, 2002). Jämfört med 1998 har utsläppen från kommunala reningsverk minskat, framför allt av kväve och BOD (SCB, 2002)

2.2 FOSFOR I AKVATISKA MILJÖER

Den största delen av fosfor i naturen är bunden i mineraler såsom apatit och fosforit. I det naturliga kretsloppet förs en del av denna fosfor till hav och sjöar. Fosfor är en ändlig resurs varför det är intressant att fundera på återvinning av den fosfor som återfinns i slammet som är en produkt av reningsprocessen vid reningsverk.

Fosfor i avloppsvattnet kan indelas i tre huvudkomponenter, ortofosfat, polyfosfater och organiskt bunden fosfor. Störst är andelen löst fosfor i form av ortofosfat eller polyfosfater (Tykesson, 2002). Den partikulära fraktionen av inkommande fosfor kan avskiljas i försedimenteringen. Denna andel är maximalt 30% av inkommande fosfor (Kemira, 1989). Löst kväve och fosfor tas upp i bakteriecellen vid bakterietillväxt i reningsverkets biosteg. Detta medför en fosforreduktion, ofta kallad fosforassimilation. Hur stor fosforavskiljningen är med denna mekanism varierar med processutformning och avloppsvattnets sammansättning. Enligt litteraturen kan andelen fosfor som avskiljs variera mellan 10-40 % (Johnson & Jönsson, 1991, Kemira, 1989). Relaterat till inkommande COD ger Johansson (1996) ett mått på avskild fosfor genom assimilation på 0,5 gP/100 kg COD. Ytterligare fosforavskiljning kan fås genom sk bio-P, biologisk fosforreduktion i biosteget, samt genom kemisk fosforrening.

2.3 BIOLOGISK FOSFORRENING

I dag är kemisk fosforrening det vanligaste och mest använda sättet att rena fosfor vid kommunala reningsverk i Sverige. På senare tid har dock ett alternativ till den kemiska reningen lyfts fram, nämligen biologisk fosforrening. Denna reningsmetod utgör ett intressant alternativ eftersom den dels är billigare och dels har lägre miljöpåverkan än kemisk rening. Nedan redovisas några för- och nackdelar med biologisk fosforrening (Jansen, J. la Cour et al, 2000).

Fördelar

- Minskade kostnader för kemikalier
- Främjar biologiska metoder och kretsloppstänkande
- Bättre näringsinnehåll i slam
- Mindre slammängder

Nackdelar

- Känsligare process
- Lång tid för uppstart jämfört med kemisk fosforrening
- Problem med fosforutlakning vid efterföljande rötning av bio-slam

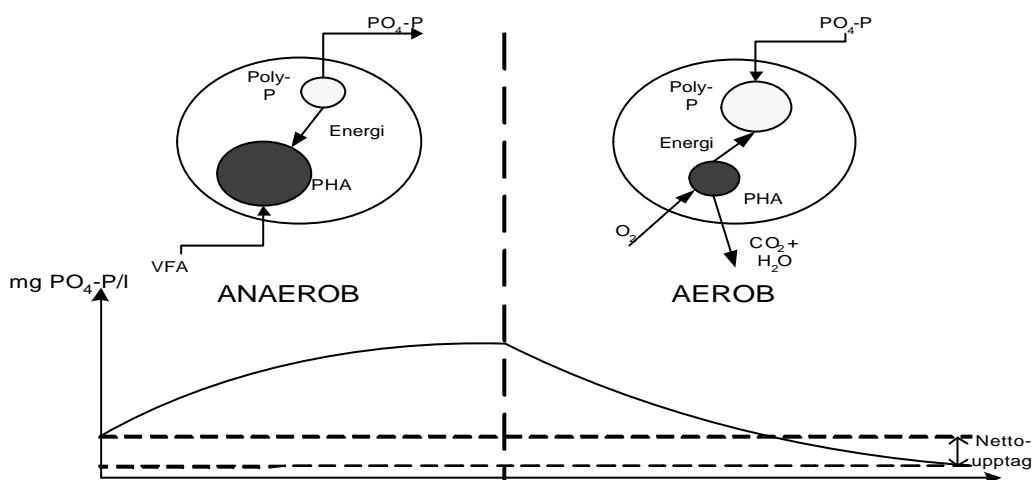
I samband med ombyggnationer för att klara de ökade kväverenkningsskraven under 80-talet byggdes många reningsverk samtidigt om för att kunna drivas med biologisk fosforrening. Under år 2000 gjordes ett försök att kartlägga reningsverk med någon anknytning till biologisk fosforrening i Sverige (Tykesson et al, 2001). Kartläggningen resulterade i en databas med 30 reningsverk där en del drevs med bio-P i fullskala för fosforrening medan andra inte optimerat processen fullständigt eller körde försök i pilotanläggningar.

2.3.1 Principer för bio-P

Enligt en litteratursammanställning gjord av Rybicki (1997) startade utvecklingen av biologisk fosforering på 1960-talet då en förhöjd fosforreduktion observerades och fick gå under benämningen "lyxupptag" av fosfor.

En nödvändig förutsättning för en fungerande bio-P-process är att vattnet förs genom växlande anaeroba och aeroba zoner. I den anaeroba zonen sker ett fosforsläpp från bakterierna till vattenfasen samtidigt som bakterierna tar upp lättillgängligt organiskt material som de lagrar i cellen som reservnäring. Denna lagrade näring används sedan som kolkälla i den aeroba, luftade zonen för att ta upp löst fosfor från vattenfasen.

Fosfor som tagits upp i bakteriecellen lagras som poly-fosfat (poly-P). Poly-P kan sedan användas som energi vid upptaget av organiskt material i anaeroben. Sett över hela biosteget fås ett överskottsuptag av fosfat eftersom bakterierna tar upp en större mängd fosfat i den aeroba zonen än vad som släpps i den anaeroba zonen, se figur 2.1.



Figur 2.1. Principskiss av bio-P processen.

2.3.2 Biokemisk modell

Energi för att ta upp organiskt kol i anaerob miljö fås genom att bryta ner polyfosfatmolekyler inuti bakteriecellerna. Vid denna process frigörs fosfat (PO_4^{3-}), och ett s k fosforsläpp erhålls, vilket medför att fosfatkoncentrationen ökar i vattenfasen. Kålet som tas upp lagras i cellen som polymeriserade syror, PHA. Denna energireserv utnyttjas sedan i den efterföljande aeroba zonen för bakterietillväxt där bakterierna tar upp oorganisk fosfor från vattenfasen och lagrar denna som poly-P i bakteriecellen. Samtidigt som fosfaten släpps i anaerobzonen släpps en ekvivalent mängd katjoner, s k motjoner, för att balansera cellens laddning. Motjonerna utgörs främst av K^+ samt Mg^{2+} (Wastewater microbiology, 1999). Enligt samma princip sker ett upptag av motjoner simultant med fosfatupptaget i aerobzonen. Molförhållandet mellan fosfat och dess motjoner vid fosforsläpp respektive upptag är 3:1:1 (P:Mg:K)(Johansson, 1996).

2.3.3 Bio-P bakterier

Mikroorganismer använder poly-fosfat som energi- och fosforkälla. Karakteristiska egenskaper för bio-P bakterier är dels att de kan lagra energi i form av poly-P, dels att de ackumulerar organiskt kol i form av PHA. Bio-P bakterierna kan lagra mer poly-P än vad de egentligen behöver för sin tillväxt och överlevnad. Det är detta som är nyckeln till att biologisk fosforering fungerar- det s k "lyxupptaget" av fosfor över biosteget.

Under senare år har forskning visat att ett bio-P slam består av en rad olika bakteriesläkten och att den aktuella sammansättningen beror på avloppsvattnets sammansättning och processutformningen (Mino et al, 1998, citerat av Tykesson, 2002). *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Aerobacter*, *Moraxella*, *Escheria coli*, *Beggiatoa* och *Mycobacterium* är exempel på bio-P bakterier (Wastewater microbiology, 1999). *Acinetobakter* är en bio-P bakterie som ofta omnämns i litteraturen som en viktig bio-P bakterie men dess roll har alltså tonats ner på senare år. Tykesson, 2002, lyfter fram *Rhodocyclus*-besläktade bakterier som visat sig ha en viktig roll i bio-P processen. Detta stöds av forskning gjord av bland andra Lee et al., 2002.

GAO-bakterier (Glycogen Accumulating Bacteria) är en typ av bakterier som konkurrerar med bio-P bakterierna om kolkälla i anaeroben. GAO-bakterier använder inte poly-P för att erhålla energi för kolupptaget utan glykogen. Detta medför att P-släpp och P-upptag inte erhålls, och således inte heller någon utökad fosforreduktion. Istället hämmar de bio-P aktiviteten eftersom de utnyttjar den lättillgängliga kolkällan i bio-P bakteriernas ställe.

2.3.4 Förutsättningar för fungerande Bio-P

Bio-P processen är resultatet av en samverkan mellan en rad parametrar kopplade till processutformning, bakteriepopulationen och avloppsvattnets sammansättning. Nedan följer en kort sammanställning av de viktigaste aspekterna.

Kolkälla

Tillgång till lättillgängligt kol i form av korta fettsyror, VFA, är en förutsättning för att bio-P ska fungera. En rad studier har visat på fall där biologisk fosforreduktion inte erhöles på att mängden VFA i inkommande vatten till biosteget inte var tillräcklig (Jönsson, 1996). VFA finns dels i inkommande avloppsvatten men kan även produceras i den anaeroba zonen genom fermentation och hydrolys av lättnedbrytbart organiskt material (Fujii, 2000, Tykesson, 2002). Den maximala mängden VFA som kan finnas tillgänglig för upptag efter fermentation kallas ibland VFA-potential.

Försök redovisade i litteraturen visar att 10-20 mgVFA åtgår per mg PO₄-P som ska renas (Jönsson et al., 1996).

Ett riktmärke vid driften av en bio-P process är att VFA/P-kvoten för inkommande vatten till biosteget bör vara större än 10 för att ha en stabil process (Christensson et al., 1995).

Anaerob miljö

En anaerob zon i början av biosteget är absolut nödvändigt för att få en effektiv fosforrening. Bio-P bakterierna gynnas under anaeroba förhållanden och kan då ta upp organiskt material utan konkurrens från andra bakterier som är fakultativt aeroba. Om syre finns närvarande i anaerobzonen kommer dessutom en del av det organiska materialet att oxideras.

Inverkan av nitrat

I frånvaro av syre kan en del bio-P bakterier använda nitrat som elektronacceptor vid fosforupptag. Närvaro av nitrat i anaeroben leder till att P-släppet ersätts av ett anoxiskt P-upptag vilket stör bio-P processen. Dessutom förlorar bio-P bakterierna den konkurrensfördele de har i anaerob miljö vid nitrattillförsel till den anaeroba zonen som då blir anoxisk. Närvaron av nitrat gynnar denitrifierande bakterier som utnyttjar en del

av det lättillgängliga kolet som bio-P bakterierna behöver för att fungera (Wastewater treatment, 1997).

Undvik sekundärt fosforsläpp

I anaeroba/anoxa miljöer utan tillgång till kolkälla sker ett fosforsläpp utan att PHA lagras (Fujii, 2000). Detta medför att det inte finns tillräckligt med energi för fosforupptaget i den aeroba zonen. Nettoeffekten blir försämrad fosforrening över biosteget. För långa hydrauliska uppehållstider i anoxa zonen ökar risken för att allt organiskt material förbrukats samtidigt som allt nitrat denitrifierats vilket ger en perfekt miljö för sekundärt fosforsläpp. Överdimensionerade anaerobzoner kan också medföra problem med sekundärt P-släpp om all tillgänglig kolkälla förbrukas. Sekundärt fosforsläpp kan även äga rum i sedimentationsbassänger och rötkammare.

Mg och K nödvändiga

Tillräckliga mängder Mg och K behövs för att få ett fullständigt P-upptag eftersom dessa tas upp som motjoner för att balansera fosfatjonens laddning inne i bakteriecellen.

Tillgång av järn, aluminium och kalk

Metaller såsom Fe, Al och Ca ökar fosforavskiljningen genom kemisk fällning. Detta medför att P-upptaget kan bli fosfatbegränsat om en stor del av fosfor försvinner som kemiskt slam. Resultatet blir en försämrad tillväxt av bio-P bakterier.

Slamavskiljning

Eftersom bio-P slam innehåller en stor mängd fosfor är det viktigt att undvika slamflykt vid drift av en bio-P anläggning. Ett filterslutsteg i reningsprocessen säkerställer låga utgående halter fosfor bundet till slam.

2.4 KOMBINERAD BIOLOGISK RENING AV KVÄVE OCH FOSFOR

2.4.1 Biologisk kväverening

Biologisk kvävereduktion är den vanligaste tekniken för att rena avloppsvatten från kväve. Kvävet naturliga kretslopp utnyttjas för att föra över ammoniumkväve i inkommande vatten till kvävgas som kan avgå till atmosfären. Inkommande vatten innehåller främst kväve i ammoniumform men även en del organiskt bundet kväve. En viss del av kvävet kommer återfinnas i slammet (10-30%) eftersom mikroorganismerna tar upp kväve vid sin uppbyggnad men den största delen försvinner ur systemet som kvävgas efter en rad biokemiska reaktioner (Svenska kommunförbundet & VAV, 1996).

2.4.1.1 Nitrifikation

Nitrifikation sker i två steg. Först omvandlas ammonium, NH_4^+ , till nitrit, NO_2^- , enligt:



Här är nitritbildande bakterier av typen *Nitrosomonas* verksamma.

Denna reaktion följs av en omvandling av nitrit till nitrat, NO_3^- :

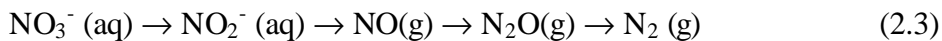


Nu är det istället nitratbildande bakterier av typen *Nitrobakter* som är verksamma.

Nitrifikationshastigheten påverkas av en rad faktorer varav de viktigaste är syrehalt, slamålder, temperatur och pH/alkalinitet. Nitrifikationshastigheten avtar om syrehalten blir lägre än 2 mg/l. Nitrifierande bakterier har en lång generationstid vilket innebär att relativt långa slamåldrar är nödvändiga för att de ska kunna etablera sig i systemet. Låga temperaturer gör att nitrifierarna växer till ännu långsammare vilket missgynnar nitrifikationen. Nitrifikationen fungerar bäst vid pH runt 8. Eftersom reaktionen i sig är svagt försurande är hög alkalinitet i inkommande vatten positivt för processen.

2.4.1.2 Denitrifikation

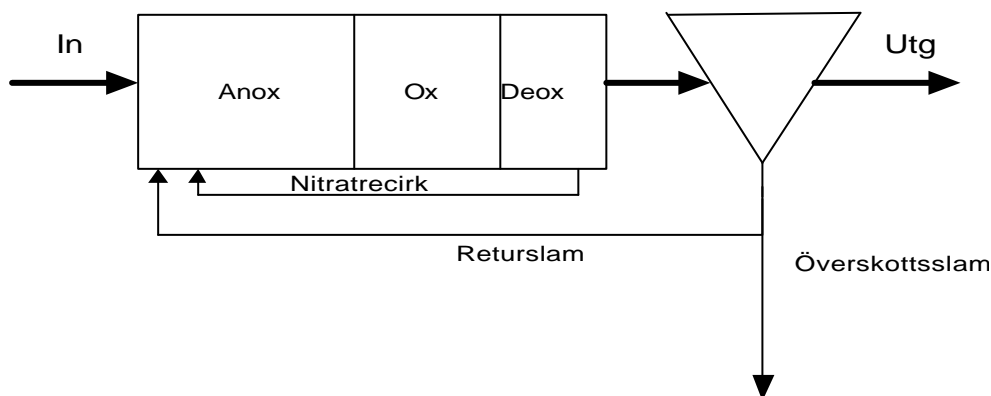
Vid denitrifikation omvandlas nitrat till kvävgas i en serie reaktioner:



Förmågan att denitrifiera finns hos många skilda bakteriesläkten vilket innebär att de i princip alltid finns närvarande i processen. Denitrifikationshastigheten beror främst på faktorer såsom syrehalt, koncentrationen tillgängligt kol och nitrathalt. Denitrifierare är fakultativt aeroba vilket innebär att de kan andas både med syre och nitrat. Eftersom syre är bättre ur energisynpunkt använder de hellre det än nitrat vilket medför en hämmad denitrifikationsprocess i närvaro av syre. Mängden lättillgängligt kol är en begränsande faktor eftersom denitrifierarna använder detta som energikälla. En fungerande nitrifikation är en förutsättning för att denitrifikationen ska fungera eftersom nitratillgången annars blir begränsande.

2.4.2 Konventionell aktivslamprocess med fördenitrifikation

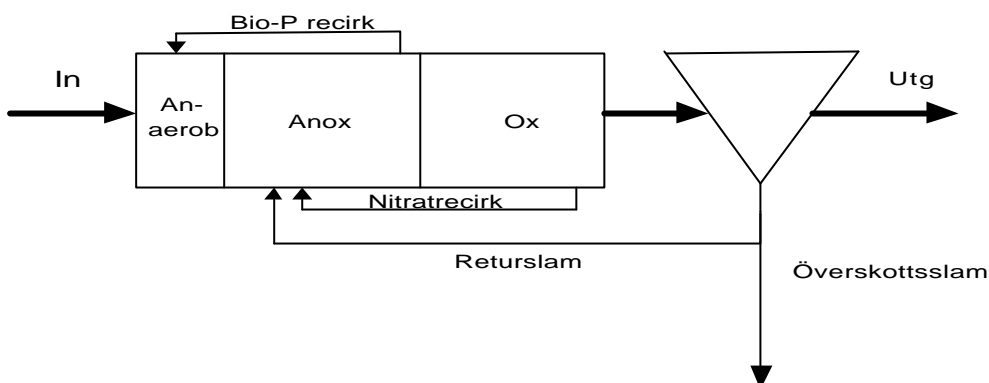
Det finns flera möjliga processutformningar i biobassängen för att erhålla en aktivslamprocess med fungerande kväverening. Kvävereduktionen i biobassängen är en kombination av nitrifikation där ammonium övergår till nitrat, och denitrifikation där den bildade nitraten kan övergå till kvävgas och avgår ur systemet. Vid fördenitrifikation inleds biosteget med en anoxzon där denitrifikation av nitrat i recirkulerat vatten från slutet av den luftade zonen och i returslam kan ske, se figur 2.2. Fördelen med att ha den anoxa zonen i början av biosteget istället för efter en luftad zon är att det lättillgängliga kolet i det inkommande vattnet kan utnyttjas som kolkälla. I en luftad zon skulle det organiska materialet oxideras av syret och inte komma denitrifierarna till nytta. Dosering av extern kolkälla kan i vissa fall vara nödvändig för att erhålla tillräcklig denitrifikation, även för processer med fördenitrifikation.



Figur 2.2. Processutformning för biologisk kväverening med fördenitrifikation.

2.4.3 Processutformning enligt UCT

För att ha en process med kombinerad biologisk kväve- och fosforrening måste hänsyn tas till de faktorer som påverkar och styr processerna. En relativt vanlig processutformning på reningsverk i Sverige med krav på både kväve- och fosforavskiljning är UCT (University of Capetown)-modellen utvecklad i Sydafrika. En principskiss visas i figur 2.3.



Figur 2.3. Processutformning enligt UCT-modellen.

Utformningen påminner en del om en aktivslamprocess med fördenitrifikation men den anoxiska zonen föregås av en anaerob zon för att göra Bio-P aktivitet möjlig. Eftersom returslammet innehåller nitrat som skulle störa den anaeroba miljön förs detta inte in i början av biosteget utan först till den anoxiska zonen. För att få aktivt slam till den anaeroba zonen pumpas vatten från slutet av den anoxiska zonen tillbaka till början av anaerobzonen. Slamhalten i den anaeroba zonen blir lägre än i resten av biosteget vilket är en nackdel med UCT-processens utformning. Åtgärden förutsätter att denitrifikationen fungerar och att all nitrat hinner förbrukas innan anoxzonen är slut. Annars fås ändå en störning i bio-P processen. Det är en avvägningsfråga hur långa de anaeroba- och anoxiska zonerna ska göras. Om uppehållstiden i anaerobzonen är för lång kan problem med sekundärt fosforsläpp uppstå eftersom kolkällan kan ha tagit slut i slutet av zonen förutsatt att man har ett pluggflöde genom biobassängen. Om den anoxiska zonen är för lång erhålls en anaerob miljö då all nitrat förbrukats. Detta gynnar bio-P bakterierna men om kolkällan är förbrukad fås sekundärt P-släpp vilket inte ger någon effektiv fosforrening sett över bioblocket eftersom de inte lagrat tillräckligt med energi i form av PHA för att ta upp fosfaten i den luftade zonen.

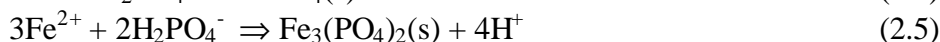
2.5 KOMBINERAD KEMISK OCH BIOLOGISK FOSFORRENING

Fosforreningen på ett reningsverk som drivs med bio-P är ofta en kombinerad kemisk och biologisk rening. Inkommande vatten innehåller metaller så som t ex Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+} och Mg^{2+} vilka faller en del av den lösta fosfor som finns tillgänglig (Aspegren, 1995). Vid anläggningar med bio-P används ofta järn vid efterfällning i slutsteget om den biologiska reningen inte räcker till för att klara utsläppskraven. Järn recirkuleras sedan med backspolvatten från eventuella sandfilter i slutsteget och med rejktvatten från slambehandlingen om verket har en sådan. Detta innebär att även om för- eller simultanfällning av järn inte används medvetet fås i praktiken en simultanfällning i biosteget som påverkar fosforreningen.

2.5.1 Kemisk fosforrening

Kemisk rening i en aktivslamprocess innebär att den lösta fosfor överförs till en fast fas genom tillsats av fällningskemikalier. Den bildade metallfosfaten kan efter att ha bundits till flockor tas bort ur processen vid slamuttag efter sedimentering i antingen försedimenteringen eller i eftersedimenteringen.

Fe^{2+} och Fe^{3+} kan bilda fällningar med fosfat enligt:



Hur mycket fosfat som järnet kan binda beror på i vilken oxidationsform det befinner sig. Den stökiometriska masskvoten för $\text{Fe}^{3+}:\text{P}$ är 1,8:1 och för $\text{Fe}^{2+}:\text{P}$ 2,7:1. Vid dosering av $\text{Fe}(\text{II})$ i form av järnsulfat kommer detta att övergå till $\text{Fe}(\text{III})$ i en oxidationsreaktion vid luftning enligt:



Trevärt järn kan sedan reduceras tillbaka till tvåvärt om det utsätts för anaeroba förhållanden. Detta är en biologisk process som genomförs av $\text{Fe}(\text{III})$ -reducerande bakterier (Nielsen 1996, citerad av Tykesson, 2002). Eftersom Fe^{3+} binder till sig mer järn än Fe^{2+} släpper järnet ifrån sig en del av den bundna fosfor vid reduktion från trevärt till tvåvärt järn.

Ofta behöver mer järn tillsättas än den teoretiskt tillräckliga mängden eftersom en rad sidoreaktioner äger rum parallellt med fällningsreaktionen. Vid dessa sidoreaktioner reagerar järnet dels med omgivande vattenmolekyler men också med alkaliniteten i vattnet (Tykesson, 2002). I ekvation 2.7-2.9 åskådliggörs reaktionsformlerna för dessa sidoreaktioner för Fe^{2+} , reaktionerna för Fe^{3+} sker på motsvarande sätt.



Den bildade järnhydroxiden binder också till sig fosfat genom adsorption eller jonbytesreaktioner vid ytan. Enligt Gillberg et al., (1996) är denna fällningseffektivitet lägre än vid fällning med ren järnsulfat. De kemiska reaktionerna kring kemfällning är alla pH-beroende. Detta medför i sin tur att fällningseffektiviteten varierar med pH. Vid pH kring 6,5, vilket är fallet vid Käppalaverket, är fällningseffektiviteten för järnhydroxider ca 25%. Fällningseffektiviteten för doserad järnsulfat är högre, ca 70%. Räknar man om de stökiometriska masskvoterna angivna enligt ovan efter denna fällningseffektivitet erhålls en korrigerad stökiometrisk masskvot mellan Fe^{3+} och P på 2,6:1 och för Fe^{2+} och P 3,9:1.

Magnesium och ammonium kan tillsammans med fosfat bilda magnesiumammoniumfosfat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), även kallad struvit. Detta mineral har påträffats i ett flertal studier av fosfatfällning under rötningsprocessen (Jardin & Pöpel, 1994, Wild et al, 1997) men inte i samband med aktivslamprocessen (Aspegren, 1995).

2.5.2 Effekter av kombinerad kemisk- och biologisk fosforrening

Biologisk fosforrening medför förhöjda koncentrationer av fosfat, kalcium och även magnesium i anaerobzonen i samband med bio-P bakteriernas P-släpp. De förhöjda halterna medför en förändring i löslighet för metallerna och det är svårt att säga hur detta påverkar de kemiska jämvikter som styr den kemiska fällningen. Klart är att det påverkar fördelningen mellan biologiskt bunden fosfor och kemiskt bunden fosfor (Aspegren, 1995). Utöver fällning med kalcium och magnesium måste hänsyn tas till den kemfällning som sker med fällningskemikalier såsom järn och aluminium. Risker med en kombinerad kemisk och biologisk rening av fosfat är att bio-P-processen riskerar att bli fosfatbegränsad om halten löst fosfat blir låg i den luftade zonen där P-upptag äger rum. Om P-upptaget blir begränsat lagras mindre poly-P vilket leder till att upptaget av fettsyror i anaeroben blir poly-P begränsat. Resultatet blir en försämrad biologisk fosforrening och försämrad tillväxt av bio-P bakterier. Poly-P begränsningen för bio-P bakterierna gynnar GAO-bakterierna som inte behöver poly-P som energikälla utan istället använder glykogen. GAO-bakterierna kan på bekostnad av bio-P bakterierna ta upp VFA i anaerobzonen. Vid övergången från kemisk fosforreduktion till biologisk fosforreduktion är ett tänkbart scenario att en konkurrenssituation om tillgängligt kol uppstår mellan bio-P bakterier och GAO-bakterier. GAO-bakterierna har då övertaget på den tidigare fosforbegränsningen för bio-P bakterierna (Tykesson, 2002). Detta kan försvåra övergången till en fungerande bio-P-process.

Undersökningar i pilotskala har visat att simultanfällning med järn har en negativ effekt på P-släpp- och P-upptagningsförmågan hos bio-P bakterier även då fosfor är tillsatt i överskott (Haas et al., 2000, citerat av Tykesson, 2002). Detta indikerar att bakomliggande mekanismer hämmas då järn finns i systemet.

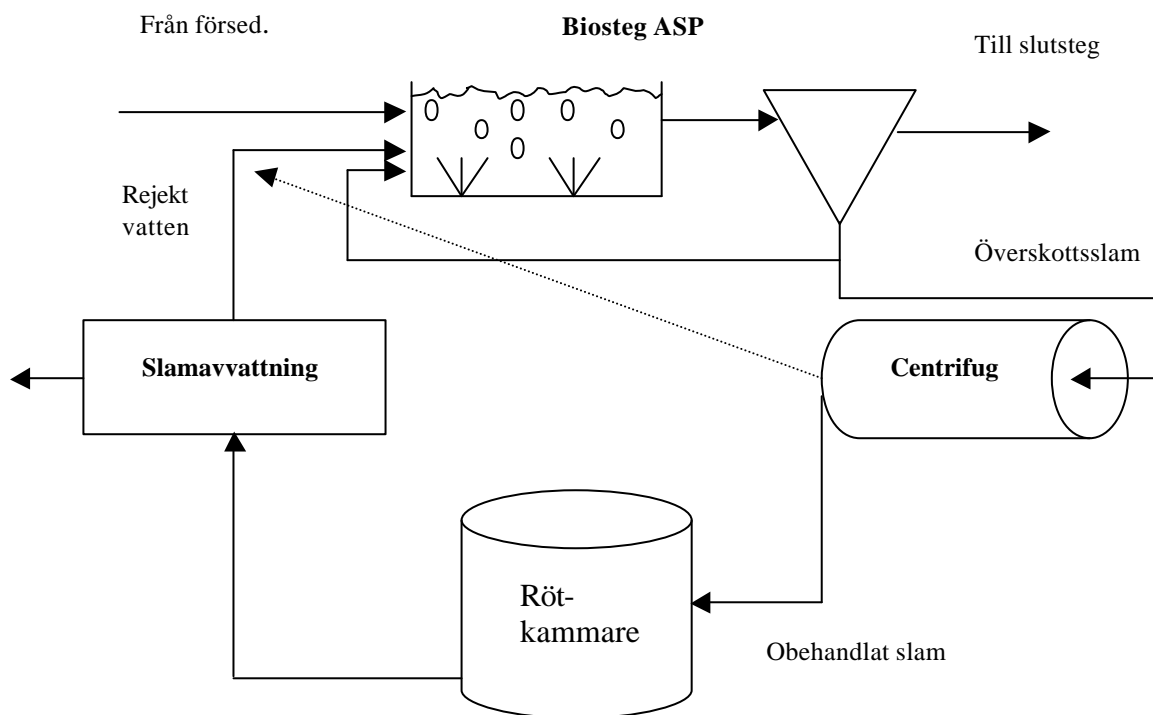
2.6 BIO-P VID AVLOPPSRENINGSVERK MED SLAMBEHANDLING

2.6.1 Slambehandling

Slambehandlingen vid avloppsreningsverk drivs ofta med syftet att stabilisera slammet innan det transporteras vidare. En principskiss över en typisk slambehandlingsanläggning ses i figur 2.4. Stabiliseringen av slammet utgörs ofta av en anaerob rötning följt av en slamavvattning. För att förtjocka slammet innan rötning föregås denna ibland av centrifugering. Rejektvatten från centrifug och slamavvattning förs ofta tillbaka till processen utan mellanliggande behandling.

2.6.2 Fosforcirkulation i en aktivslamprocess med rötning

Fosforbelastningen i rejektvatten från anaerob behandling kan vara stor i anläggningar med biologisk fosforrening. Detta beror på att man i den anaeroba miljön i röttningsprocessen får ett sekundärt fosforsläpp där en stor del av den fosfor som bundits biologiskt i biosteget frigörs och kommer i lösning. Hur stor del av fosfor som återförs till processen med rejektvattnet från slamavvattningen beror på processutformning, slamegenskaper samt metallinnehåll (Wild et al., 1997).



Figur 2.4. Principskiss över slambehandling.

Även en del av den kemiskt bundna fosfor kan släppas i en anaerob rötningsprocess eftersom Fe^{3+} reduceras till Fe^{2+} och därmed binder 50% mindre fosfor. Wild et al. (1997) gjorde försök i laboratorieskala för att se om effekten blev olika med olika typer av slam. Olika blandningsförhållanden av primärslam (från försedimenteringen) och överskottsslam (biologiskt slam) testades. Det man kom fram till var att primärslam blandat med överskottsslam minskar problemen med återförsel av fosfatfosfor. Detta beror dels på att en utspädningseffekt, dels på att primärslammet ger ett extra tillskott av metaller som kan fälla en del av den släppta fosfor kemiskt.

2.6.3 Fosforläpp och fosforfällning i röt-kammaren

Även om mycket av den biologiskt bundna fosfor släpper vid anaerob rötning behöver det inte betyda att all frigjord fosfat återförs till processen med rejecktvalet. Med stor sannolikhet fälls en del av den frigjorda fosfor med metaller som finns tillgängliga i rötningsprocessen. Enligt Aspegren (1995) återförs ca 2/3 av den fosfor som tagits upp i bio-P processen tillbaka till reningsprocessen med rejecktvalet. Vid försök i laboratorieskala gjorda vid Sjölunda reningsverk framkom att halten lösta metaller i inkommande vatten har avgörande betydelse för vad som sker i röt-kammaren (Nyberg et al, 1994). Ett alternativt sätt att mäta P-släppshastigheten under rötningsprocessen är att analysera K^+ istället för mängden släppt fosfat eftersom kaliumjonen inte är lika benägen att bilda komplex med andra ämnen som fosfatjonen är. Nyberg et al. (1994) gjorde fosforfraktionering av obehandlat respektive behandlat slam, d v s innan och efter rötning. Detta för att se i vilken form fosfor var bunden till slammet, biologiskt bunden som poly-fosfater (bio-P), kemiskt (kem-P) eller i organiskt bunden i bakteriecellen (cell-P). Resultatet av denna undersökning redovisas i tabell 2.1. Här ses tydligt att den biologiskt bundna fosfor i det obehandlade slammet övergår till kemiskt bunden fosfor och löst fosfor under rötningsprocessen.

Tabell 2.1. Fosforfraktionering av obehandlat respektive behandlat slam (Nyberg et al, 1994)

| Fraktion | Andel innan rötning (%) | Andel efter rötning (%) |
|----------|-------------------------|-------------------------|
| Bio-P | 37 | 0 |
| Me-P | 18 | 64 |
| Cell-P | 45 | 4 |

Det järn som finns i rötkammaren reagerar primärt med svavel och bildar då fällningen FeS(s) (Wild et al. 1997). Först efter det att all tillgänglig svavel är slut reagerar järnet med den lösta fosfat som frigjorts. En viktig fällningsprodukt i rötningsprocessen är magnesiumammoniumfosfat, struvit. Bildningen av denna har dokumenterats av flera forskare och är av avgörande betydelse för avskiljningen av den frigjorda fosfat som annars förs tillbaka till processen (Jardin & Pöpel, 1994, Aspegren, 1995, Wild et al, 1997).

Kraven på bio-P-processens effektivitet blir således högre då anläggningen har en slambehandling med tillhörande rötningsprocess. De ökade fosfathalterna in i biosteget kan ses som en ökad belastning och processen måste anpassas efter denna för att inte få förhöjda halter fosfat i utgående vatten. Risken är att inkommande mängd VFA inte räcker till för att rena all fosfat som kommer in till biosteget. En lösning kan vara att fälla en del av fosfaten i rejektvattnet eller på annat sätt tillföra järn i rötkammaren.

3. KÄPPALAVERKET

Käppalaverket är beläget i Lidingö nordost om Stockholm och drivs av Käppalaförbundet. Käppalaförbundet är ett kommunalförbund som ägs av nio kommuner i nordvästra Stockholm. Förutom dessa nio är ytterligare två kommuner anslutna till verket. Alla anslutna kommuner finns utmärkta i figur 3.1. Avloppsvattnet leds genom ett ca 6 mil långt tunnelsystem.



Figur 3.1. Käppalaverkets upptagningsområde.

3.1 BELASTNING OCH RENINGSKRAV

Belastningen 2002 motsvarar ca 520 000 pe varav utsläpp från verksamheter (kontor, sjukhus, skolor och industrier) motsvarade ca 120 000 pe. Det reade vattnet leds ut på 45 m djup i Halvkaksundet utanför Käppala, Lidingö. Eftersom Käppalaverket är ett kustnära reningsverk med Östersjön som recipient råder relativt höga reningskrav. Enligt gällande utsläppsgränser får kvartalsmedelvärdet för utgående halt BOD₇ vara högst 8 mg/l, årsmedelvärdet för utgående halt total fosfor högst 0,3 mg/l. För kväve gäller ett riktvärde för årsmedelvärdet av utgående halt på 10 mg/l.

I tabell 3.1 presenteras inkommande belastning för 2001 respektive 2002.

Tabell 3.1. Inkommande belastning Käppalaverket år 2001 respektive 2002

| Parameter | 2001 | 2002 |
|---------------------------|-------|-------|
| Flöde (m ³ /h) | 5 800 | 6 000 |
| BOD ₇ (ton/d) | 29 | 29 |
| Kväve (kg/d) | 5 200 | 5 000 |
| Fosfor (kg/d) | 860 | 840 |

3.2 KÄPPALAVERKETS DRIFT OCH PROCESSER

Käppalaverket är insprängt i berg, se figur 3.2. Reningsverket består av en nybyggd del och en äldre, ombyggd del. Den nya delen invigdes 1998 och ombyggnationen av den gamla delen blev klar under år 2000. Anledningen till nybyggnationen var bland annat strängare krav på kväverening och ett allt större behov av extra kapacitet då belastningen på verket förutspås öka med ökande befolkning i Stockholm. Verket är dimensionerat för predikterad belastning år 2020 vilket innebär att det i dagsläget inte är fullbelastat.

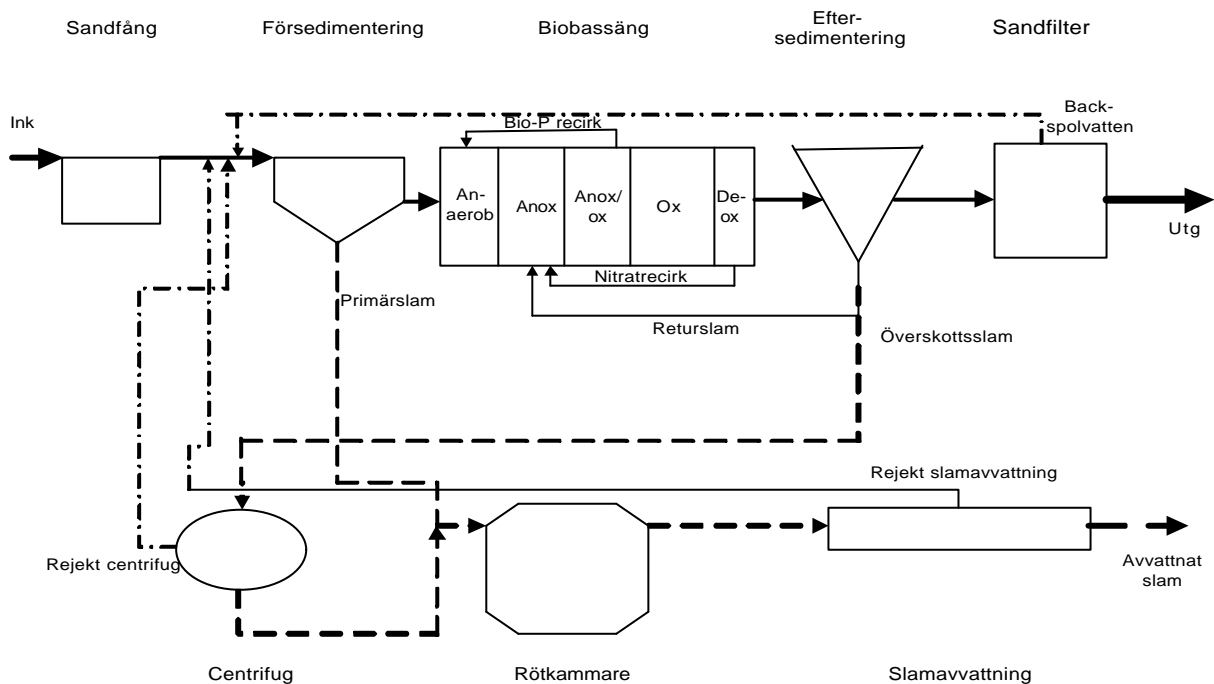


Figur 3.2 Översiktsbild av Käppalaverket, Lidingö.

Det inkommande avloppsvattnet genomgår en flerstegsprocess på sin väg genom verket. Det första steget är den mekaniska reningen med silgaller och sandfång där de större partiklarna avlägsnas. Efter sandfånget delas flödet upp mellan den nya och gamla delen av reningsverket. Ca 1/3 av flödet går till BB01-BB06 (gamla verket) och 2/3 till BB07-BB11 (nya verket). I den efterföljande försedimenteringsbassängen sedimenterar en stor del av partiklarna och förs bort som primärslam till slambehandlingen. Den biologiska delen av reningsverket tar emot det försedimenterade vattnet. Här renas

organiskt material, kväve och fosfor med en kombination av biologisk och kemisk rening. En figur över biostegets utformning ses i figur 3.3. Kvävereningen sker med fördenitrifikation, där organiskt material i inkommande vatten utnyttjas som kolkälla. Under större delen av 2002 har gamla verket haft fosforrening utan tillsats av fällningskemikalier, medan man i den nya delen har doserat järn i biobassängerna. Bio-P processen är en s k UCT-process där returslammet förs in till anoxzonen istället för till anaerobzonen. I BB07-BB10 doseras järnsulfat i returslamkanalen för reduktion av fosfat. BB11 har fungerat som en försökslinje för bio-P under hösten, varför inget järn har doserats där.

Vatten från samtliga bioblock går ihop innan slutsteget som består av efterfällning och filtrering genom sandfilter. Backspolvatten från sandfiltren förs tillbaka till efter sandfånget innan försedimenteringen. I anslutning till reningsverket finns en slambehandlingsanläggning där rötning av överskottsslam och primärslam sker. Överskottsslammet centrifugeras för att öka TS-halten innan slammet leds in i rötkammaren. Efter rötningen avvattnas slammet i de efterföljande filterpressarna innan det tas ut ur processen. Rejektvatten från centrifug och slamavvattning förs tillbaka till innan försedimenteringen.



Figur 3.3. Processchema över Käppalaverket inklusive slambehandlingen.

3.3 BIO-P PÅ KÄPPALAVERKET

3.3.1 Tidigare undersökningar

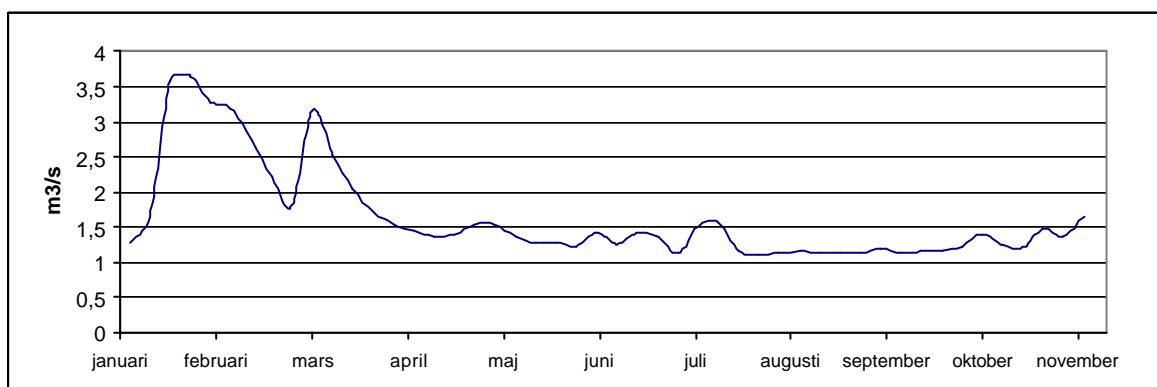
Under 1992 utfördes försök i en SBR-pilotanläggning på Käppala för att undersöka om det gick att kombinera biologisk kväve- och fosforavskiljning på Käppalaverket (Wikberg, 1992). P-släppsförsök gjordes för att se om slammet hade förmåga att reducera fosfor i en bio-P process. Två månader efter försökets start erhöles ett P-släpp på 0,8 gP/(kg VSS,h). Referensslammet hade då ett P-släpp på 0,13 gP/(kg VSS,h). Detta indikerade en viss ökning i bio-P aktivitet men fosforsläppet var lågt jämfört med

vad som uppmätts för andra bio-P slam. Under 1993 genomfördes fullskaleförsök i en av sex linjer i biosteget (Vretblad, 1993). Inga höga P-släpp uppmättes vilket tros ha berott på fosfatbegränsning i systemet p g a simultanfällningen som inte stängdes av i försöket. Efter tillbyggnaden av den nya delen i reningsverket gjordes en licenciatavhandling av Dan Fujii på Käppalaverket (Fujii, 2000). Syftet var bland annat att undersöka möjligheterna att införa bio-P i kombination med dåvarande kväverening. De metoder som användes utgjordes bland annat av karakterisering av inkommande vatten med fokus på VFA, datorsimuleringar av bio-P och kväverening och ett fullskaleförsök i nya verket. Fullskaleundersökningen gjordes i BB11 som isolerades och kördes som ett separat system. För att kartlägga bio-P processen användes P-släppsförsök och fosforfraktionering. Uppmätta P-släppshastigheter var som högst 4,6 mg PO₄-P/(gVSS,h). De slutsatser som Fujii (2000) drog utifrån datorsimuleringar var att inkommande VFA-halt i medeltal var för lågt för att erhålla en fungerande bio-P process. Dessutom försämrades bio-P funktionen p g a stort sekundärt P-släpp i anoxzoner och eftersedimenteringsbassänger. Laborieförsök indikerade att för lite primärslam fanns tillgängligt för produktion av VFA genom hydrolys.

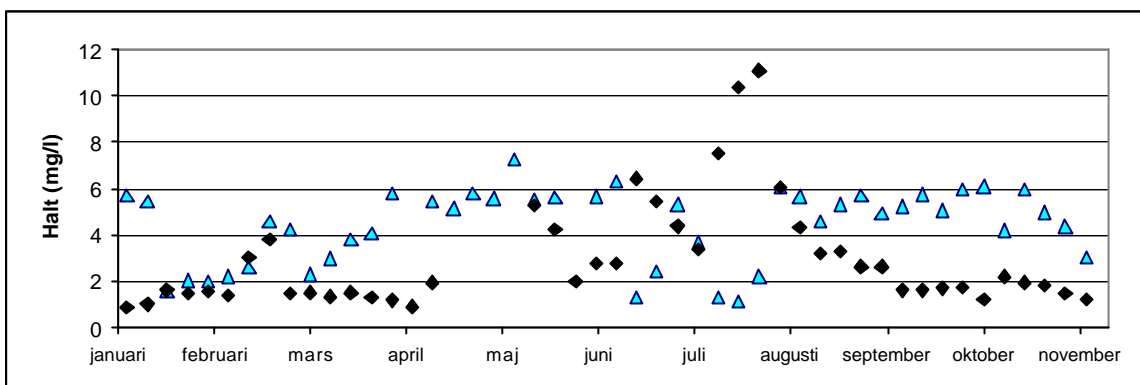
3.3.2 Bio-P i fullskala på Käppalaverket 2002

Under perioden februari 2001 till december 2002 har BB01-BB06 körts utan extra tillsats av järn. BB11 har sedan hösten 2001 även den körts med bio-P drift utan tillsats av järn.

Under de första tre månaderna av 2002 var inkommande flöde till bioblocket betydligt högre än under resterande delen av året, se figur 3.4. Detta medför att inkommande halter av PO₄-P och Tot-Fe blir låga p g a utspädning, se figur 3.5. Under juli-augusti var inkommande halter fosfat låga vilket kan förklaras av industrisemestern.

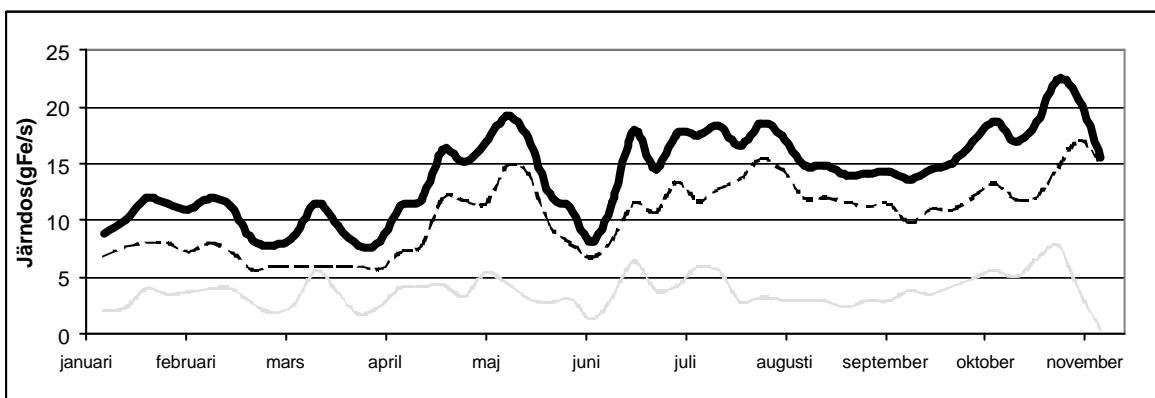


Figur 3.4. Inkommande flöde till biosteget januari-november 2002.

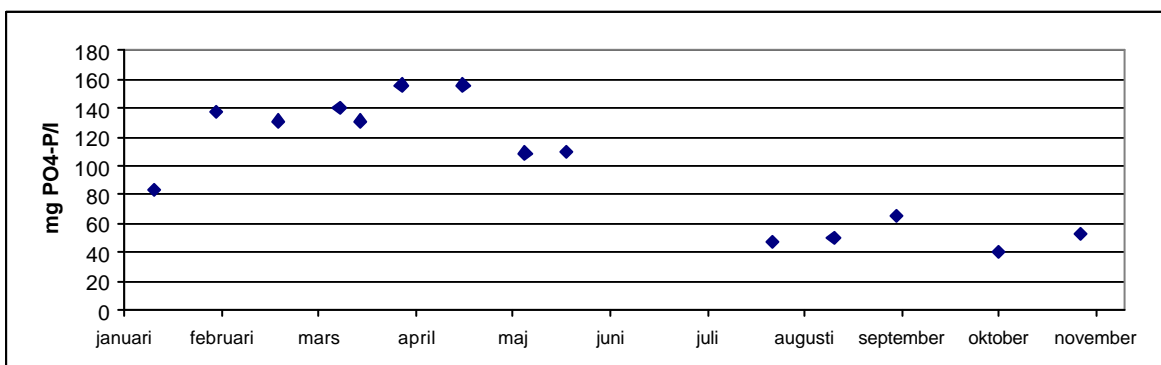


Figur 3.5. Inkommande halter PO₄-P och Tot-Fe in till biosteget januari-november 2002. Δ: PO₄-P, ◊: Tot-Fe.

Järn doserades i två olika punkter under den aktuella perioden. Dels i returslamkanalen för BB07-BB10, dels innan sandfiltren. Järndoseringen var låg i början av året men ökades då höga halter fosfatfosfor som recirkulerades med rejektvattnet från rötkammaren gjorde att utgående gränsvärden hotades, se figur 3.6 respektive 3.7. De mycket höga fosfathalterna i rötkammaren indikerar ett stort sekundärt P-släpp under rötningsprocessen. Detta innebär att en stor del av fosfor i det obehandlade slammet tagits upp vid biologisk fosforering i biosteget. Järndoseringen ökades i BB07-BB10 för att på så sätt få in mer järn i rötkammaren och fälla en del av fosfaten kemiskt.



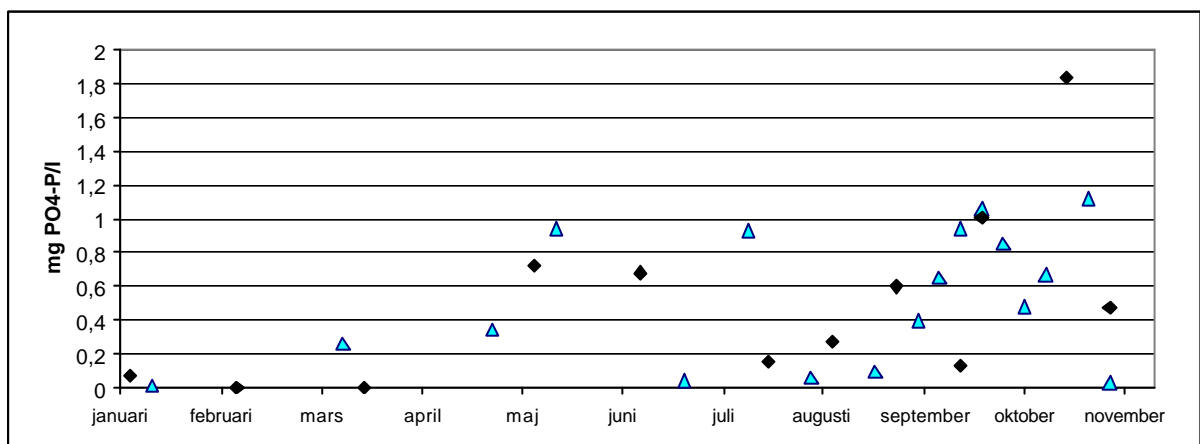
Figur 3.6. Järndosering Käppalaverket januari-november 2002. Tjock linje: total järndos, streckad linje järndos i BB07-BB10, prickad linje: järndos innan sandfiltren.



Figur 3.7. Fosfatfosforhalter i rötkammaren Käppalaverket januari-november 2002.

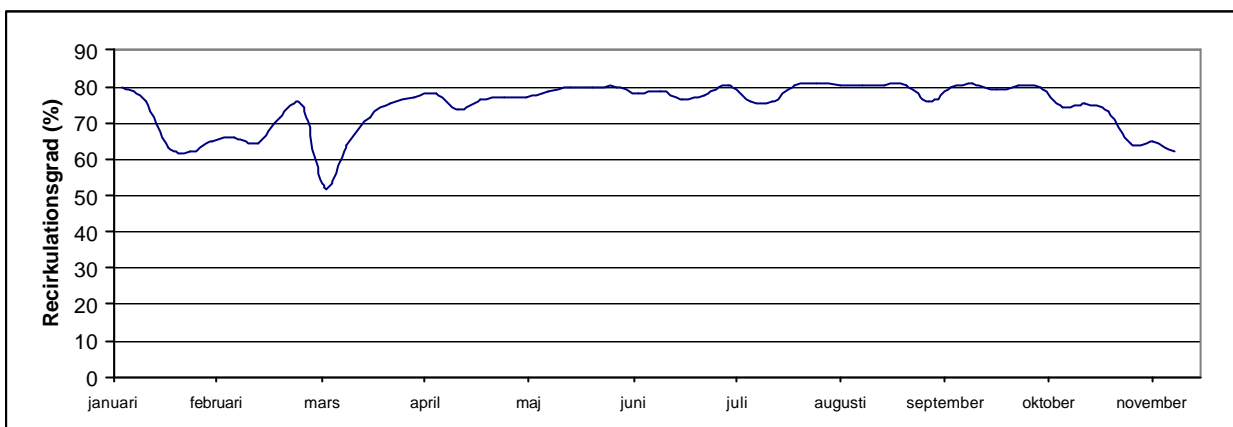
En studie av reningsresultatet över biosteget visar att utgående halter fosfatfosfor i gamla delen av verket (BB01-BB06) periodvis varit mycket låga, se figur 3.8. I slutet av året har reningen fungerat sämre än i början av året med undantag för i slutet av november då lika låga halter upp mättes som i början av året. Förklaringen till de stundtals mycket goda reningsresultaten är inte uppenbara utan är troligen en kombination av goda förutsättningar för en fungerande bio-P-process i samverkan med kemfällning. Inkommande järnmängd från försedimenteringen tycks inte ha någon hämmande effekt på den biologiska fosforreduktionen. I figur 3.10 redovisas molförhållandet mellan inkommande järn och fosfatfosfor till biosteget. Vid jämförelse mellan denna figur och reningsresultaten i BB01-BB06 kan slutsatsen dras att det inte är inkommande järnmängd som i första hand bestämmer hur reningsresultatet blir över biosteget eftersom samma molförhållanden leder till varierande reningsresultat.

En viktig parameter för bio-P-processen är inkommande mängd lättillgängligt kol. Eftersom VFA-analyser inte genomförs med någon kontinuitet på Käppalaverket kan man inte säga om det är mängden VFA som varit begränsande de perioder som fosforreduktionen fungerat sämre. Under hösten gjordes en rad provtagningar för analys av VFA, se vidare kapitel 4.

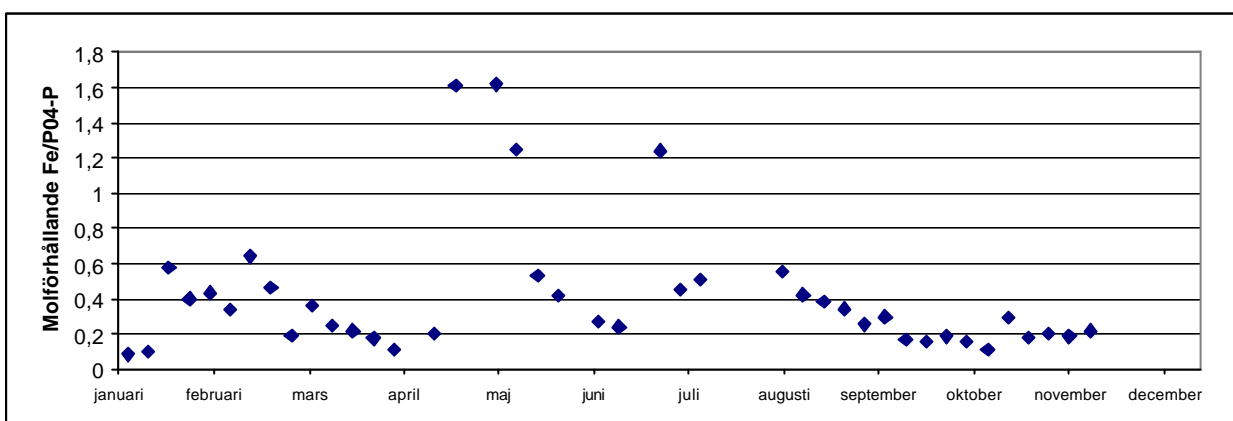


Figur 3.8. Halter PO₄-P uppmätta från stickprov tagna i slutet av den luftade zonen i biobassängen. Δ: PO₄-P BB01, ◊: PO₄-P BB03.

Vid Käppalaverket drivs processen i biosteget med en kombinerad biologisk kväve- och fosforrening. Ett dilemma vid denna typ av process är hur mycket nitratrikt vatten som recirkuleras till anoxzonen. Om för mycket nitrat recirkuleras kommer inte allt hinna denitrifieras i anoxzonen och förs därför med bio-P-recirkulationen in i den anaeroba zonen där bio-P-processen då störs. I figur 3.9 ses recirkulationsgraden för BB01 under året. Den var något lägre i början av året och ökades sedan upp till 80%. I november minskades recirkulationen igen för att gynna bio-P-processen vilket också tycks ha gett resultat.

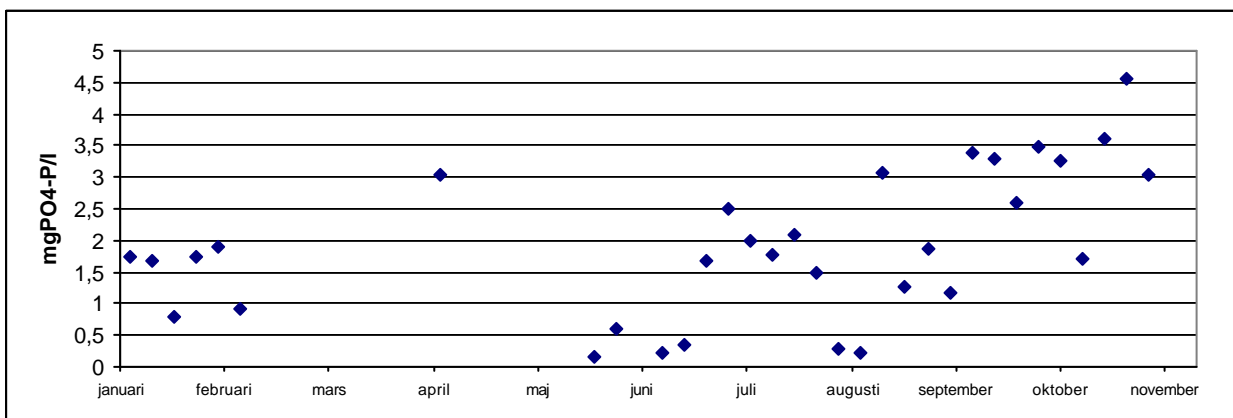


Figur 3.9. Recirkulationsgrad BB01 januari-november 2002.



Figur 3.10. Molförhållande Fe/PO₄-P försedimenterat vatten.

Generellt är reningsresultaten med avseende på fosfor betydligt bättre i BB01-BB06 än i BB11. Under en längre tid har BB11 körts separat utan tillsats av järn men ingen tydlig bio-P process har kommit igång, se figur 3.11. Skillnaden mellan de olika delarna i verket kan bero på olikheter i bassängutformning, olika hydraulik och driftssätt. Detta kan medföra att processen fungerar olika i verkets två delar. Ytterligare studier behöver göras för att fastställa vad som gör att processerna inte fungerar likadant i gamla och nya verket.



Figur 3.11. Halter PO₄-P uppmätta från stickprov tagna i slutet av den luftade zonen i biobassäng 11.

4. UTÖKAD STUDIE AV BIO-P I BIOBLOCK 01, KÄPPALAVERKET

4.1 SYFTE

För att få ökad förståelse för fosforreduktionen i BB01-BB06 där processen körs utan extra dosering av järn genomfördes en rad undersökningar i en av linjerna, BB01. Resultaten var dessutom tänkta att kunna användas som underlag vid simuleringar av processen.

4.2 METOD

4.2.1 VFA-bestämning

Bestämningen av VFA gjordes med fempunktstitrering, för metodbeskrivning, se Bilaga 8. Vid bestämning av VFA är provhanteringen viktig eftersom denna del av kolkällan lätt förbrukas innan analysen är genomförd. Eftersom en del av den lättnedbrytbara fraktionen förbrukas även om den förvaras i kyla (Christensson et al.,1995) kunde dygnsprover inte användas vid provtagningen utan analysen genomfördes på färska stickprover. För att undersöka möjligheten att konservera provet för senare analys gjordes dubbelprov där det ena provet filtrerades direkt efter provtagning, först genom glasfiberfilter och sedan genom membranfilter. Därefter frystes provet direkt. Det andra provet analyserades färskt. Analysen av dubbelproverna visade en markant minskning av VFA-halten för de prover som hade varit frysta. Orsaken till att VFA förbrukas vid denna provhantering är dels att en del VFA försvinner vid filtreringsprocessen, dels att provet utsätts för frysning följt av upptining. Vid ett analystillfälle undersöktes hur snabbt VFA-halten i provet avtog för att se hur länge provet kan stå innan analys genomförs. Under en dryg timma analyserades samma prov fyra gånger med ca 15 minuters mellanrum. Resultatet visade att halten VFA var den samma under hela perioden, 62 mgVFA/l. Detta indikerar att provet kan analyseras inom en timme efter provtagning utan att VFA förbrukas.

För att undersöka om det sker någon spontan hydrolys och fermentation över försedimenteringen togs vid fyra tillfällen stickprover både före och efter försedimenteringsbassängen.

Dygns- och veckovariationen av VFA undersöktes under en tvåveckorsperiod.

4.2.2 Fosfatprofil

Två fosfatprofiler gjordes i BB01 där den första profilen gjordes med stickprov där proven glasfiberfiltrerades på plats och sedan membranfiltrerades och syrakonserverades på laboratoriet. Profilen från den 11 oktober är hydraulisk, d v s att en ”plugg” vatten följts genom linjen under dagen. Med hjälp av uppehållstider i varje zon kunde vattnets ungefärliga hastighet beräknas. Varje prov filtrerades och konserverades direkt efter provtagning.

4.2.3 P-släpps- och P-upptagsförsök

Med syftet att kartlägga bio-P processens funktion i BB01 gjordes P-släpps och P-upptagsförsök vid ett tillfälle under hösten. Försöket gjordes på slam från slutet av den luftade zonen i BB01 med acetat i överskott vid försökets start. För metodbeskrivning, se Bilaga 9. Ett parallellförsök gjordes för att säkerställa tillförlitligheten hos resultaten.

Det enda som skiljde försöken åt var SS-halten, som var dubbelt så hög i den ena bågaren. Teoretiskt ska detta inte påverka resultatet som relateras till den aktuella VSS-halten.

4.2.4 Fosforfraktionering

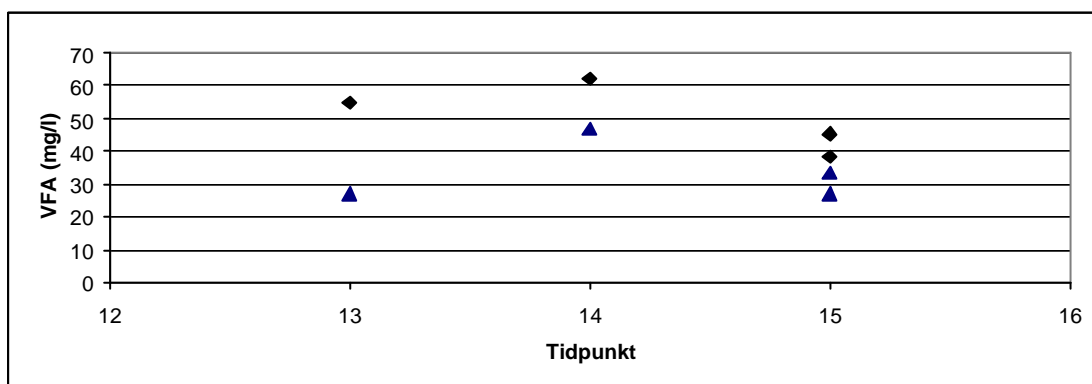
Fosforfraktioneringen genomfördes i början av december. Vid det aktuella tillfället fungerade kväve- och fosforeringen bra på Käppalaverket. Fosforfraktioneringen genomfördes av forskningsingenjör Monika Löwén på Institutionen för Mark- och vattenteknik på KTH, Stockholm. P-fraktioneringen gjordes enligt metod beskriven av Uhlmann et al., (1990) (citerad av Fujii, 2000) modifierad något med avseende på skaktider och temperatur (Fujii, 2000). För att se hur fosforreduktionen fungerar i BB01 togs prov på överskottsslam för fosforfraktionering. Ur denna analys fås svar på hur stor andel av den bundna fosfor som är bunden kemiskt respektive biologiskt. Dessutom togs även ett prov från slutet av den luftade zonen för fosfatanalys.

4.3 RESULTAT OCH DISKUSSION

4.3.1 VFA analys av inkommande vatten till biosteget

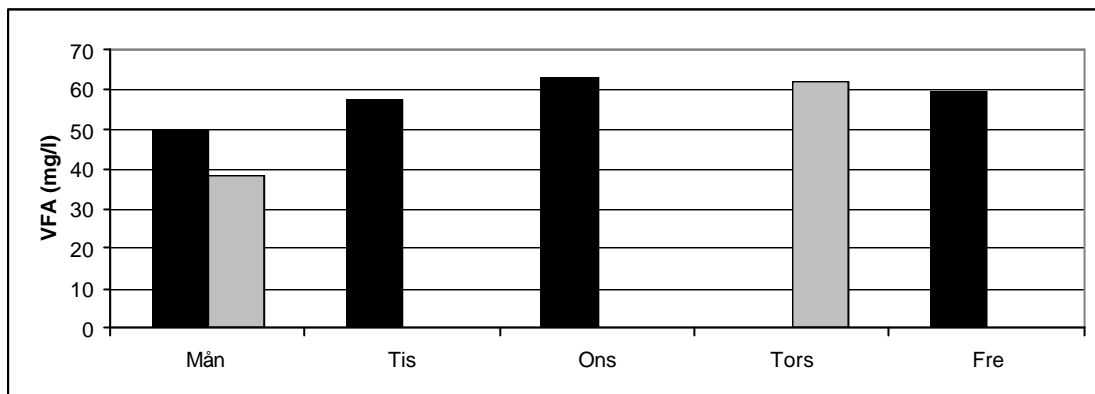
För att undersöka om det sker någon spontan hydrolys av organiskt material över försedimenteringen togs vid fyra tillfällen stickprover för VFA-analys både före och efter försedimenteringsbassängen.

Analysresultaten visade att VFA-halten ökar över försedimenteringen, se figur 4.1. Detta är gynnsamt för bio-P-processen eftersom inkommande VFA-mängd ofta är begränsande för bio-P-processen.



Figur 4.1. VFA innan respektive efter försedimenteringsbassängen Δ: VFA innan FS, ◆: VFA efter FS.

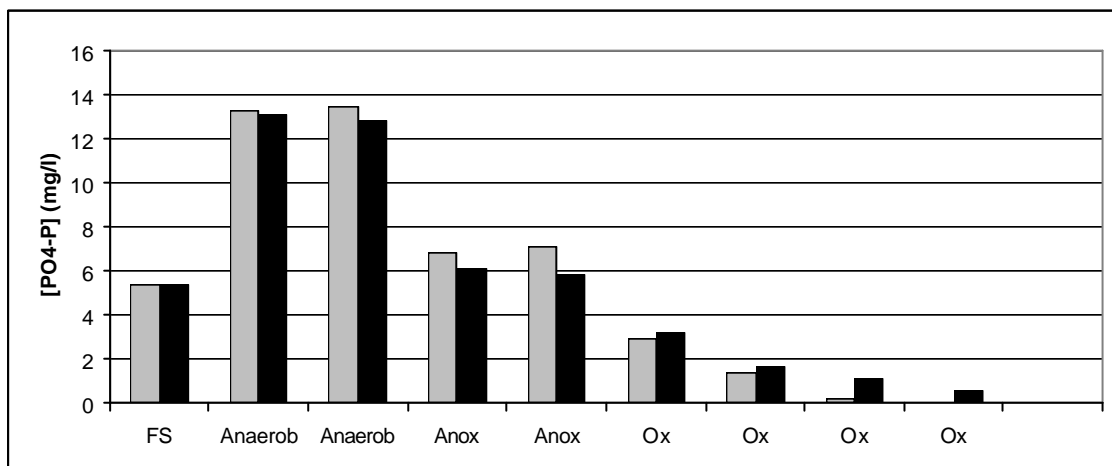
Under två veckor studerades veckovariationen i inkommande VFA till biosteget, se figur 4.2. VFA-halten i början av veckan var lägre än för resterande dagar vilket kan förklaras av att inkommande belastning minskar något under helgen. De uppmätta VFA-halterna är relativt höga, 40-60 mg/l, vilket innebär att förutsättningarna för att få en fungerande bio-P process finns. Dygnsvariationen under två dagar i vecka 41 undersöktes men inga klara variationer kunde urskiljas.



Figur 4.2. Veckovariation för inkommande VFA till biosteget. Svart: v41, grått: v42.

4.3.2 Fosfatprofil

Profilerna från båda provtagningstillfällena redovisas i figur 4.3. Profilerna är typiska för biobassänger med fungerande bio-P process, med förhöjda halter fosfat i anaerobzonen och ett upptag av fosfat i den luftade zonen. De lägre halterna i anoxzonen förklaras av den utspädningseffekt som erhålls då returslam och nitratretur leds in efter anaerobzonen. Upptaget i den luftade zonen resulterade i fosfathalter på 0,05 mg/l respektive 0,54 mg/l i slutet av aerobzonen.

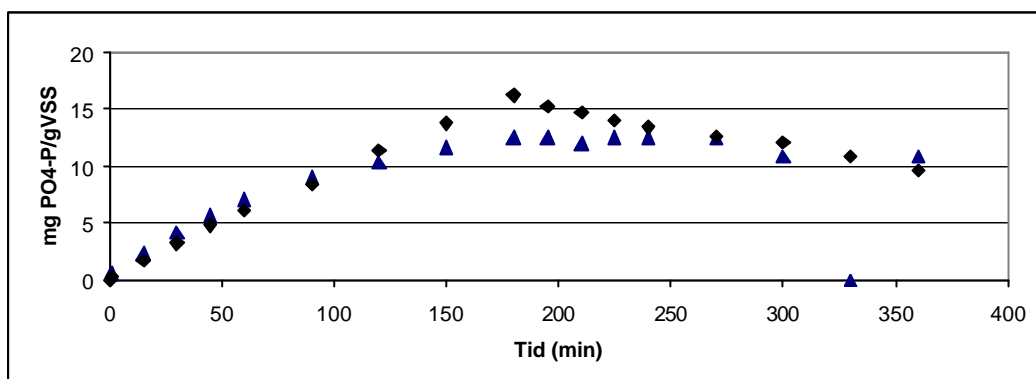


Figur 4.3. Fosfatprofiler över BB01. Grått: 2002-10-04, Svart: 2002-10-11.

4.3.3 P-släpps- och P-upptagsförsök

Resultatet av försöket redovisas i figur 4.4. Fosfatläppshastigheten beräknades utifrån den första linjära delen av P-släppskurvan och var för försök A 6,9 mg PO₄-P/(gVSS,h) och för försök B något lägre, 6,1 mg PO₄-P/(gVSS,h). Det maximala P-släppet beräknades som differensen mellan högsta och lägsta halten fosfat i den anaeroba delen av försöket. I försök B erhöles ett högre maximalt P-släpp, 16,2 mg PO₄-P/gVSS, än i försök A. P-släppskurvan för försök B hade inte börjat plana ut efter de tre timmar som försöket pågick vilket tyder på att det maximala P-släppet kunnat vara ännu högre. I försök A planade kurvan ut tidigare än i försök B vilket kan förklaras av att kolkällan tagit slut eller att släppet blivit poly-P begränsat. Eftersom acetat var tillsatt i överskott kan kolkällebegrensningen inte vara förklaringen. P-upptaget var obefintligt för försök A vilket kan förklaras av att det fanns så mycket kolkälla kvar i försöksbägaren att bakterierna hellre utnyttjade denna för sin tillväxt istället för den kolkälla som de lagrat

upp i cellerna (Janssen et al., 2002, citerad av Tykesson, 2002). I försök B erhöles ett visst fosforupptag med en hastighet på 2,8 mg PO₄-P/(gVSS,h).



Figur 4.4. P-släpps respektive P-upptagsförsök. Parallellförsök vid 20°C. Δ: Försök A, ◊: Försök B. SS_A=1,0 g/l, SS_B=2,0 g/l. I övrigt identiska försök.

4.3.4 Fosforfraktionering av överskottsslam

Vid det aktuella tillfället var PO₄-P halten i slutet av den luftade zonen i BB01 0,03 mg/l vilket är resultatet av en hög fosforreduktion. Fosforfraktionering av överskottsslammet påvisar i vilken form fosfor var bunden och därmed om den höga fosforreduktionen är ett resultat av kemisk eller biologisk rening. Resultaten från fosforfraktioneringen visade att 21% av fosfor var bunden kemiskt och 79% biologiskt. Detta indikerar att slammet var av bio-P karaktär. Liknande resultat har rapporterats (Aspegren, 1995, Jönsson et al., 1996) där den biologiska fraktionen utgjorde ca 80% av den bundna fosfor. I samband med fosforfraktioneringen fastställdes fosforinnehållet i slammet till 4,2 % mätt som massprocent av TS. Denna fosforhalt är typisk för bio-P slam (Jönsson et al., 1996). Aktivt slam har normalt fosforhalter på ca 2-3% P.

4.4 SLUTSATSER

På Käppalaverket sker en viss hydrolys av organiskt material över försedimenteringsbassängen. Detta medför en förhöjd halt VFA in i biosteget vilket gynnar bio-P processen.

En viss veckovariation (från mån-fre) i inkommande halter VFA kunde uppvisas med lägre halter VFA i början av veckan. Uppmätta VFA-halter in i biosteget var maximalt 62 mg VFA/l. Någon tydlig dygnsvariation kunde inte urskiljas.

Fosfatprofilerna från BB01 är typiska för biobassänger med fungerande bio-P-process, med förhöjda halter fosfat i anaerobzonen och ett upptag av fosfat i den luftade zonen.

P-släpps och P-upptagsförsök med acetat i överskott genomfördes för att få ett mått på bioslammets bio-P kapacitet i BB01. Ett tydligt P-släpp erhöles vilket innebär att slammet har bio-P kapacitet. P-upptaget var något begränsat men detta kan bero på att acetat fanns kvar efter P-släppet samt att försökstiden inte täckte upp det fullständiga upptaget.

Fosforfraktionering av överskottsslam från BB01-BB06 visade att 79% av fosfor i slammet var bunden biologiskt vilket är resultatet av en fungerande biologisk

fosforreduktion. Fosforhalten i slammet var 4,2% mätt som massprocent av TS vilket är typiskt för bio-P slam.

5. MASSBALANSUNDERSÖKNING AV JÄRN OCH FOSFOR PÅ KÄPPALAVERKET

5.1 SYFTE

Syftet med undersökningen var att kartlägga järn- och fosforbalansen i Käppalaverket för att kunna följa hur fosforreduktionen i verket fungerade.

5.2 BAKGRUND

Käppalaverket består av en äldre del och en nybyggd del. I de gamla bioblocken (linje 01-06) sker fosforreduktionen utan tillsats av järn medan man i linje 07-10 i den nya delen tillsätter järnsulfat till returslammet. Linje 11 körs separat och under undersökningen doseras här ingen järnsulfat. Vatten från samtliga linjer går ihop innan slutsteget som består av efterfällning och filtrering genom sandfilter. Backspolvatten från sandfiltren förs tillbaka till kanalen före försedimenteringen. Med denna ström förs järn tillbaka till början av reningsprocessen och hålls därmed kvar i systemet. Det järn som inte avskiljs i försedimenteringen kommer in i bioblock 01-06 och kan påverka fosforreduktionen i biosteget. I anslutning till reningsverket finns en slambehandlingsanläggning där rötning av primärslam och överskottslam sker. I den anaeroba miljön i röt-kammaren erhålls s k sekundärt P-släpp vilket innebär att en stor del av den fosfor som bundits biologiskt i Bio-P processen frigörs som fosfat. Den fosfat som inte fälls med bland annat järn i röt-kammaren återförs till reningsprocessen med rejektvatten från slamavvattningen. Frågan som ställs här är i hur hög grad återcirkulationen av järn- och fosfor från röt-kammare och sandfilter påverkar den totala fosforreduktionen.

5.3 METOD

Massbalansen genomfördes i två etapper. I Etapp 1 gjordes systembegränsningen vid vattendelen av verket och det rejektvatten som kommer tillbaka till processen från slambehandlingen (centrifuger och slamavvattning) ses som inkommande flöden. Se Figur 5.1. Denna massbalansundersökning genomfördes under ett dygn i november månad. En egentlig massbalansundersökning över slambehandlingen genomfördes inte eftersom tidsskalorna i slambehandling och vattendel är så olika vilket innebär att en sådan undersökning skulle behöva genomföras under en längre tid. En mindre omfattande undersökning utfördes dock för att översiktligt kartlägga järn- och fosforbalansen över slambehandlingen, här kallad Etapp 2. Denna del av massbalansundersökningen omfattade fosforfraktioneringar som visade hur fosfor var bunden i slammet, biologiskt eller kemiskt. Detta kan användas som ett verktyg för att kartlägga hur järn- och fosfor interagerar i röt-kammaren genom att göra en fosforfraktionering av överskottslam från biosteget och rötat slam från röt-kammaren. Detta visar vad som händer med den biologiskt bundna fosfor i röt-kammaren och hur mycket av fosfor som förs tillbaka till processen med rejektvatten.

5.3.1 Planering av massbalans

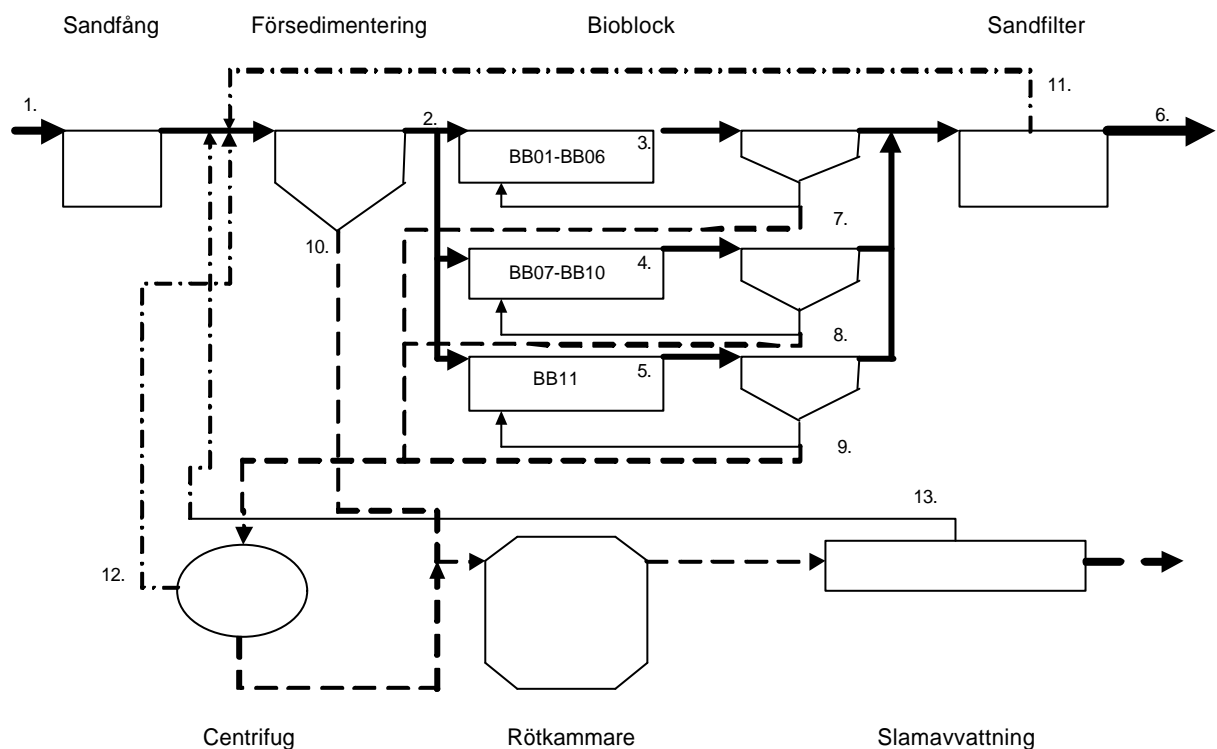
Många faktorer behöver beaktas vid planeringen av en massbalansundersökning. Tidpunkten för massbalansundersökningen bestämdes relativt långt i förväg för att undvika onödiga förändringar i processen dagarna innan undersökningen.

För att få massbalansen för ett dygn att gå ihop måste förhållandena i processen vara relativt stabila också dygnet innan och efter massbalansdygnet. Detta beror på att man har ca ett dygns tidsförskjutning över processen, d v s att den aktuella inkommande belastningen inte ger utslag på utgående vatten förrän ett dygn senare.

Vid driften av verket dagen innan, under massbalansdygnet och dagen därpå beaktades följande:

- Generellt: Driftsstörningar undveks i den grad det var möjligt.
- Jämnt inkommande flöde
- Konstant antal pressar i slamavvattningen för att få ett jämnt rejektivattenflöde.
- Oförändrad järndosering.
- Oförändrad internrecirkulation etc.
- Jämn returslampumpning och primärslampumpning.

En oerhört viktig del vid en massbalansundersökning är planeringen av representativa provtagningspunkter, antal prov som behövs för att få ett representativt samlingsprov, vilka analyser som ska genomföras och inte minst hur provbehandlingen ska gå till. Ett processchema med aktuella provtagningspunkter utmärkta finns i figur 5.1. I tabell 5.1 finns en instruktion för provtagning där provtagningspunkter, typ av provtagning, antal prov och vilka analyser som gjordes sammanfattas.



Figur 5.1. Processchema över Käppalaverket med provtagningspunkter (1-13) för massbalansen. (-): vattenflöden i verket, (-.-.-): rejektivattenströmmar, (- - -): slamflöden.

Tabell 5.1. Driftsinstruktion för provtagning och analyser vid massbalansundersökning. Provtagningspunkter enligt Figur 5.1 inom parentes.

| |
|--|
| <p><i>Inkommande vatten (1).</i> För att följa dygnsvariationen i inkommande belastning analyseras tot-P och COD på 4h samlingsprov (totalt 6 prov, kl 06:01-05:59). Dygnsmedelvärdet beräknas utifrån dessa (beräknas flödesproportionellt). Tot-Fe och (Tot-P)_f analyseras på samlingsprovet för dygnet. Ingen syrakonsivering används för att få ett representativt värde på COD_f och (Tot-P)_f.</p> <p><i>Försedimenterat vatten (2).</i> Provtagning med fast provtagare och stickprov görs parallellt. Flödesproportionellt samlingsprov tas med den fasta provtagaren och analyseras m a p Tot-P, Tot-Fe och COD. Stickprover är nödvändiga för att analysera SS, PO₄-P och filtrerad Tot-P. Filtrerad Tot-P används för att beräkna mängden poly-P som går in i bioblocket. PO₄-P och filtrerad Tot-P analyseras på flödesproportionellt samlingsprov för stickproverna. SS analyseras på 3 av stickproverna, se provtagningschema.</p> <p><i>Utgående vatten från biobassängerna (3-5).</i> SS-halten ges av on-linemätare på plats, kontrollerade dagen innan massbalansen. För att ha möjligheten att följa eventuella avvikelser under dygnet analyseras samtliga stickprover från slutet av biobassängen m a p Tot-P (totalt 3*5=15 prover). PO₄-P och Tot-Fe analyseras på samlingsprovet av de 5 stickproverna.</p> <p><i>Utgående vatten(6).</i> Här används fast provtagare, PO₄-P mätare och stickprov för provtagning och analys. Eftersom PO₄-P mätaren visar dygnsvariation hos fosfor tas här endast 2 stickprover för PO₄-P och (Tot-P)_f-analys. SS analyseras för de två stickproven. Stickprovstagning under spoltoppar från sandfiltren bör undvikas eftersom detta inte ger ett representativt prov av utgående vatten.</p> <p><i>Överskottsslam (7-9).</i> On-linemätare används för att kontrollera SS-halt på överskottsslam från BB01-BB06 respektive BB07-BB10. SS-analys är nödvändig på överskottsslam från BB11 eftersom on-linemätare saknas. Analysen görs på två av stickproverna under dygnet, se provtagningschema. För att kartlägga variation i Tot-P under dygnet analyseras Tot-P på samtliga stickprov från överskottslammet från BB01-BB06. Tot-Fe och PO₄-P analyseras för samlingsprovet. För överskottsslam från BB07-10 respektive BB11 analyseras endast samlingsprovet.</p> <p><i>Primärslam (10).</i> Här tas tre momentanprover som slås ihop till ett samlingsprov för analys av Tot-P och Tot-Fe. TS och GR måste analyseras för varje individuellt prov eftersom frysning gör att provet förändras. Provet tas ur den gemensamma primärslamledningen för nya och gamla FS varför direkt hänsyn till pumpningsfrekvenser och tider inte behöver tas.</p> <p><i>Backspolvatten (11).</i> Tre stickprover tas dagtid. För att flödet ska vara kontinuerligt under dagen stryps ventilen på backspolvattenledningen. SS analyseras på varje stickprov, övriga analyser genomförs på samlingsprovet.</p> <p><i>Rejekt centrifug (12).</i> SS analyseras på respektive stickprov. Stickprover slås ihop till samlingsprov.</p> <p><i>Rejekt slamavvattning (13).</i> SS-analys på respektive stickprov (3 st). Stickprover slås ihop till samlingsprov.</p> |
|--|

Förutom de prover som behövs för järn-, fosforbalansen analyserades även COD, NO₃-N, NH₄-N och Kj-N i vissa punkter med syfte att användas i andra sammanhang. I Bilaga 3 finns en förteckning över aktuella provpunkter.

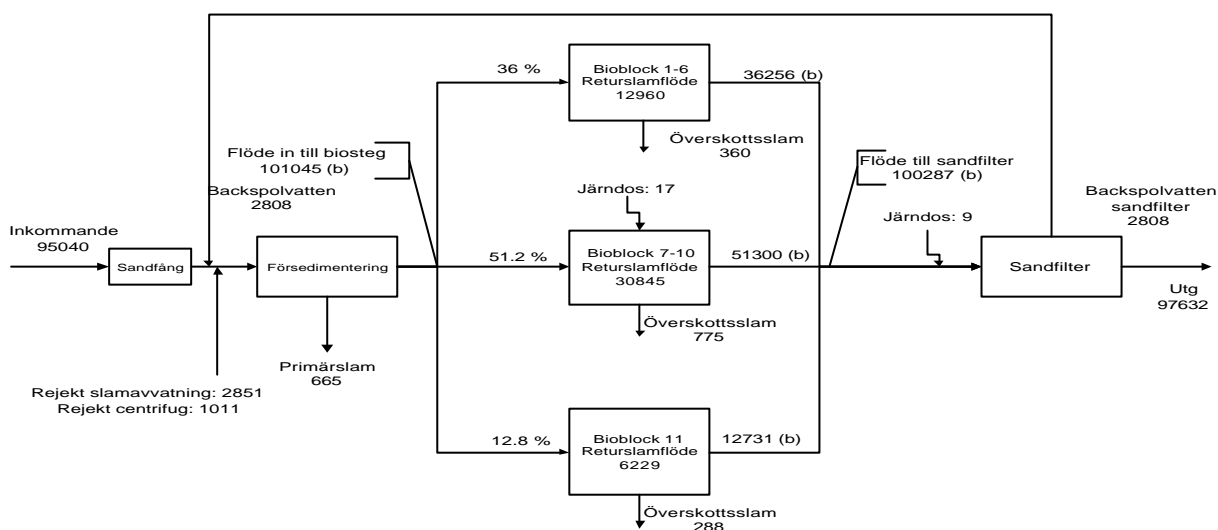
5.3.2 Genomförande av massbalansundersökning

Massbalansen genomfördes under ett dygn med start onsdag 6 november 2002 kl 6:00.

Driftsförhållanden under massbalansdygnet

Inkommande flöde var i princip konstant under massbalansdygnet, i medeltal 1,10 m³/s med en standardavvikelse på 0,03 m³/s. Övriga flöden under dygnet visas i figur 5.2. Käppalaverket har många on-line flödesmätare vilket gjorde det möjligt att genomföra massbalansen. Flödesbalansen över verket stämmer förhållandevis bra.

Flödesfördelningen mellan bioblocken kontrollerades genom att jämföra syreförbrukningen i respektive del. Syreförbrukningen i biobassängen är ett mått på belastningen som i sin tur är ett mått på flödet genom respektive block. Resultaterande flödesfördelning stämde väl överens med antagen flödesfördelning enligt figur 5.2.



Figur 5.2. Flödesbalans (m³/dygn) under massbalansdygnet. Beräknade flöden utmärkta med (b) i figuren.

Den luftade slamåldern i respektive del av verket beräknades enligt:

$$\dot{A}_{luftad} = \frac{V_{ox} \cdot SS_m}{Q_{\overset{\circ}{O}S} \cdot SS_{\overset{\circ}{O}S} + Q_{ut} \cdot SS_{ut}} \quad (5.1)$$

- \dot{A}_{luftad} : luftad slamålder (dygn)
- V_{ox} : total volym oxzoner (m³)
- SS_m : medelhalt SS i biobassängen (g/l)
- $Q_{\overset{\circ}{O}S}$: överskottsslamuttag (m³/d)
- $SS_{\overset{\circ}{O}S}$: SS-halt överskottsslam (g/l)
- Q_{ut} : utgående flöde (m³/d)
- SS_{ut} : SS-halt utgående vatten (g/l)

De beräknade luftade slamåldrarna blev för BB01-BB06 9 dygn, för BB07-BB10 12 dygn och för BB11 9 dygn.

Två block av sex var nedtappade i BB01-BB06 under massbalansdygnet, BB04 p g a problem med returslampumpningen och BB05 p g a en trasig slamskrapa i eftersedimenteringsbassängen. Under en längre period innan och under massbalansundersökningen fanns stora mängder flytslam i BB01-BB06. Under arbetet med att få bort detta stördes processen men dagarna innan och under massbalansdygnet undveks processtörningar i bioblocken. I slutet av veckan hade man problem med järndoseringen över slutsteget vilket resulterade i förhöjda fosfathalter i utgående vatten. Utgående veckomedelvärde för den aktuella veckan, v 45, var m a p Tot-P 0,34 mg/l, NH₄-N 1,7 mg/l och NO₃-N 8,8 mg/l.

Provtagningschema

Ett detaljerat provtagningschema var sammanställt för hela massbalansdygnet, se Bilaga 4.

Provbehandling

På plats: De filtrerade proverna glasfiberfiltrerades med handpump på plats med undantag för överskottsslamprover där centrifugering på laboratoriet var nödvändig för att avskilja slam från klarfasen. För att underlätta filtrering på plats tilläts provet sedimentera någon minut innan filtrering.

På laboratoriet: Centrifugering enligt ovan. Membranfiltrering av de glasfiberfiltrerade proverna. Konservering.

Erforderliga provmängder och provbehandling för respektive prov ses i tabell 1 och 2 i Bilaga 2.

Flödesproportionella samlingsprover blandades från de individuella stickproven. Generellt var flödena i verket relativt konstanta under massbalansdygnet varför det inte ställde till med några större svårigheter med flödesproportionella prov.

Analys

Samtliga analyser genomfördes på Käppalaverkets ackrediterade laboratorium. De analysmetoder som där används för respektive analys finns förtecknade i tabell 5.2.

Tabell 5.2. Förteckning över Käppalaverkets analysmetoder

| Analys | Metod | Anmärkning |
|------------------------------------|-------------------------------------|--|
| Suspenderad substans (SS) | SS-EN872 | Okonserverat prov |
| Torrsubstans (TS) | SS-028113 | Okonserverat prov |
| Glödrest (GR) | SS-028113 | Okonserverat prov |
| Totalfosfor (tot-P) | SS-028127 | |
| Fosfatfosfor (PO ₄ -P) | SS-028126 | |
| Totaljärn (tot-Fe) | SIS-028129 | |
| COD | Hach-1500 | Ampullmetod |
| Ammoniumkväve (NH ₄ -N) | IM 345-74W | Autoanalyser |
| Kjeldahlkväve (Kj-N) | Tecator AN 16/83, (Cu) IM345-74W | Autoanalyser |
| Nitratkväve (NO ₃ -N) | IM 857-871 | Autoanalyser, analyserar summan av nitrat och nitrit |

5.3.3 Kartläggning av förändring i fosforfraktioner i obehandlat respektive rötat slam

Röttningsprocessen på Käppalaverket sker i två seriekopplade rötkammare, förrötkammaren följt av efterrötkammaren. Uppehållstiden i respektive rötkammare är ca 10 dygn, vilket ger en total rötningstid av 20 dygn. Liknande undersökningar har genomförts (Jardin et al., 1994) och då har konstaterats att det mesta av omvandlingen av den bundna fosfor sker redan i början av rötningen, i förrötkammaren. Därför antogs här att prov från efterrötkammaren var representativt för hur fosforfraktionerna var fördelade efter rötningen. De prover som fosforfraktionerades var följande:

Primärslam. Från den gemensamma primärslamledningen för verket.

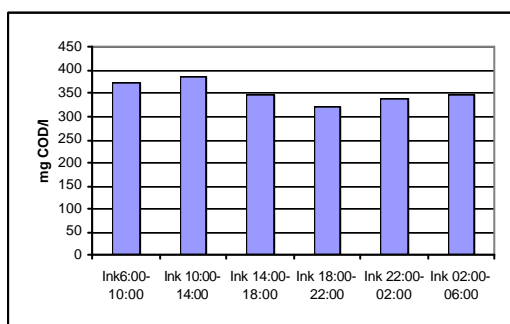
Efter centrifug. Fosforfraktionering av centrifugerat överskottsslam, PO₄-P-analys av rejektvatten.

Efterrötkammare. Fosforfraktionering av rötat slam, PO₄-P-analys av rejektvatten från slamavvattning.

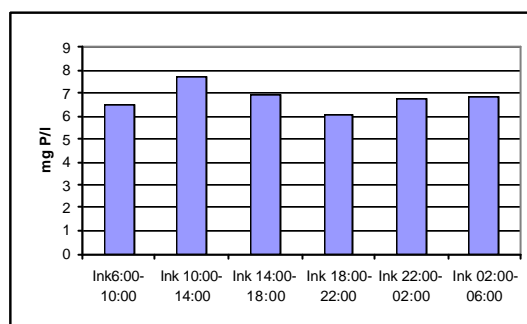
5.4 RESULTAT OCH DISKUSSION

5.4.1 Dygnsvariation under massbalansen

För att kontrollera samlingsprovets tillförlitlighet analyserades samtliga stickprover i en del av provpunkterna. I figur 5.3 och 5.4 ses dygnsvariationen för inkommande halter Tot-P och COD. Skillnaden mellan dygnsprovets Tot-P och medelvärdet av stickprovets Tot-P är marginell, de uppmätta halterna var 6,7 mg/l respektive 6,8 mg/l. För COD var differensen något större, med en uppmätt halt på 375 mg/l och ett stickprovsmedelvärde på 354 mg/l.



Figur 5.3. Inkommande COD 6-7/11-02



Figur 5.4. Inkommande Tot-P 6-7/11

På samma sätt analyserades de enskilda stickproven från biobassängerna samt överskottsslam från BB01-BB06 m a p Tot-P. Här kunde konstateras att inget av stickproven från dygnet skiljde sig nämnvärt från de övriga i samma serie. Detta tyder på att processen varit stabil under dygnet.

För att kontrollera att förhållandena under massbalansen var stabila kontrollerades utgående Tot-P och Tot-Fe halter för dygnsprovet efter massbalansen. Tot-Fe halten i utgående vatten var stabil men Tot-P ökade dygnet efter massbalansen. Detta beror på problem med järndoseringen på sandfiltren dagen efter massbalansen.

5.4.2 Polyfosfater på Käppalaverket

Andelen polyfosfater i verket kan vara intressant att analysera eftersom de kan brytas ner till fosfat och delta i processerna i biosteget. Inkommande polyfosfater härrör från bland annat tvättmedel och industriprocesser. Polyfosfaterna består av olika typer av kedjor varför de är olika svårnedbrytbara. Poly-P koncentrationen beräknas genom att dra bort fosfatkoncentrationen från den uppmätta totalfosforkoncentrationen för filtrerat prov. Analyserna genomfördes på ej konserverade prov eftersom syrakonservering kan medföra att polyfosfater bryts ner till fosfat. I tabell 5.3 presenteras resultaten från denna undersökning. Dessa resultat pekar på att den största delen av den polyfosfat som kom in i verket under massbalansdygnet bröts ner i biosteget.

Tabell 5.3. Poly-P koncentrationer på Käppalaverket under massbalansdygnet.

| Provtagningstunkt | [Tot-P] _f (mg/l) | [PO ₄ -P] (mg/l) | [Poly-P] (mg/l) |
|-------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------|
| Ink | 4,7 | 4,5 | 0,2 |
| FS | 5,9 | 5,7 | 0,2 |
| Utg | 0,21 | 0,19 | 0,02 |

Under februari-mars 2001 gjordes ett antal stickprover för analys av poly-P i inkommande vatten. Då utgjorde poly-P 2-14% av inkommande filtrerat totalfosfor. Under massbalansdygnet var andelen ca 4% vilket är förhållandevis lågt.

5.4.3 Massbalans m a p fosfor och järn

Syftet med massbalansen var att få en översikt över järn- och fosforströmmar i Käppalaverket för att på så sätt kunna se betydelsen av de olika flödena för den totala fosforreduktionen i verket. Resultatet från massbalansen är för detta syfte tillförlitliga trots att det finns en rad felkällor kopplade till en sådan här undersökning.

Resultatet av massbalansundersökningen redovisas i figur 5.5 och 5.6. För analysresultat och uppmätta koncentrationer hänvisas till Bilaga 1.

Massbalansen över sandfiltren går inte ihop vare sig för järn eller fosfor. Enligt massbalansen sker en stor ackumulation av järn och fosfor över sandfiltren. En viss upplagring över filtren över lång tid är inte orimlig men det borde inte ge ett så stort utslag i massbalansen. Under massbalansdygnet spolades ungefär hälften av de 30 sandfiltren, men provtagningen av backspolvattnet gjordes tre gånger under dagtid, då ca 1/4 av filtren spolades. Om koncentrationerna järn och fosfor i backspolvattnet vid dessa spolningar inte var representativa fås en missvisande massbalans. Analyser av järn på utgående vatten visar att i huvudsak allt järn som doseras på filtren avskiljs i filtren. Detta måste vid jämvikt betyda att i stort sett allt järn som doseras på sandfiltren förs bort med backspolvattnet. Vid en omräkning av massbalansen med detta antagande stämmer även massbalansen över försedimenteringen

betydligt bättre, dessa värden redovisas inom parentes i figur över resultat (figur 5.5 och figur 5.6). Järn som förs bort med backspolvattnet har här ökat med en faktor 6 jämfört med de uppmätta värdena. Med en antagen fällningseffektivitet på 70% för järnsulfat fås en stökiometrisk masskvot mellan Fe^{2+} : P på 3.9:1 vilket innebär att mängden fosfor som förs tillbaka med backspolvattnet skulle vara ca 0.19 ton. Denna mängd finns markerad inom parentes i massbalansfiguren.

Ytterligare en felkälla är att dygnsprovet av primärslam troligen inte är helt representativt eftersom slammet pumpas från olika slamfickor och har varierande TS-halt under dygnet.

Massbalansen över bioblocken går inte ihop fullständigt. En jämförelse av in- och utgående mängder järn och fosfor tyder på en viss ackumulation i systemet. I förhållande till den totala mängden järn och fosfor i biobassängen är differensen dock försumbar. Det ska poängteras att mängden P och Fe som uppehåller sig i eftersedimenteringen inte tagits med i beräkningen eftersom det är svårt att uppskatta mängden slam som uppehåller sig här.

En skattning av slamflykten från eftersedimenteringen gjordes eftersom dessa analyser inte gjordes under massbalansdygnet. Slamflykten beräknades utifrån uppmätta Tot-P och Tot-Fe halter i eftersedimenterat vatten från ES01 det aktuella dygnet samt järn- och fosformängden uppmätt i slammet under massbalansen. Slamflykten skattades till 0,03 g SS/l vilken är en förhållandevis hög halt. Detta förklaras med att slamflykten var högre än normalt p g a problemen med flytslam.

Fosforbalansen

Under det aktuella dygnet var inkommande totalfosforhalt till Käppalaverket 6,7 mg/l. Med en utgående totalfosforhalt på 0,32 mg/l var det alltså en 95%-ig fosforreduktion över verket.

Inkommande fosforflöde till försedimenteringen utgjordes till största delen av fosfor från inkommande vatten (68%) men resterande fosfor tillfördes med backspolvatten och med rejekt från slamavvattningen. Fosfor i rejektet från slamavvattningen bestod till stor del av fosfatfosfor vilket kan förklaras av att den biologiskt bundna fosfor till stor del frigörs i den anaeroba miljön i rötammaren.

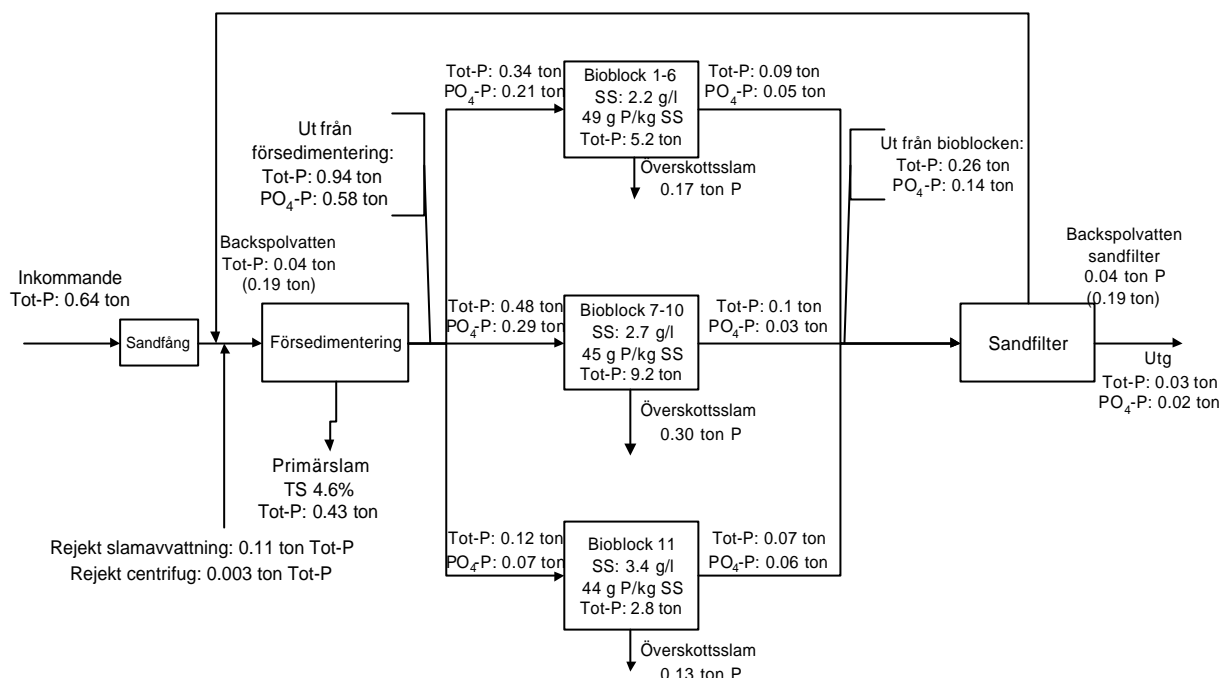
I försedimenteringen avskiljdes ca 1/3 av fosfor med primärslammet. Sett över sandfång och försedimentering ökade totalfosformängden med 47% jämfört med inkommande fosfatmängd p g a recirkulation av fosfor med rejektvatten och backspolvatten.

Fosfor som gick in i bioblocken bestod till ca 60% av $\text{PO}_4\text{-P}$.

Det aktuella dygnet fungerade fosforreduktionen bäst i BB07-BB10 med en utgående $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration på 0,5 mg/l. BB01-BB06 hade en utgående $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration på 1,3 mg/l vilket är relativt högt jämfört med perioder då fosforreduktionen fungerat bra. I BB11 var fosforreduktionen i det närmaste obefintlig med en utgående $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration på 4,6 mg/l.

Fosfathalten i överskottsslammets klarfas från BB01-BB06, 3,8 mg/l, är högre än utgående halter fosfat från biobassängen, 1,3 mg/l. Detta skulle kunna tyda på att ett sekundärt P-släpp sker i den anaeroba miljön i eftersedimenteringens slamficka. Denna ökning av fosfat i överskottsslammet kan inte observeras för överskottsslammen från BB07-BB10 eller BB11. Detta beror antagligen på att man här inte har någon fungerande bio-P-process.

0,12 ton PO₄-P fälldes med järn över sandfiltren. Denna fosfor förs sedan tillbaka till försedimenteringen med backspolvattnet.



Figur 5.5. Fosforbalans Käppalaverket 6-7 november 2002. Mängder redovisade som ton/dygn.

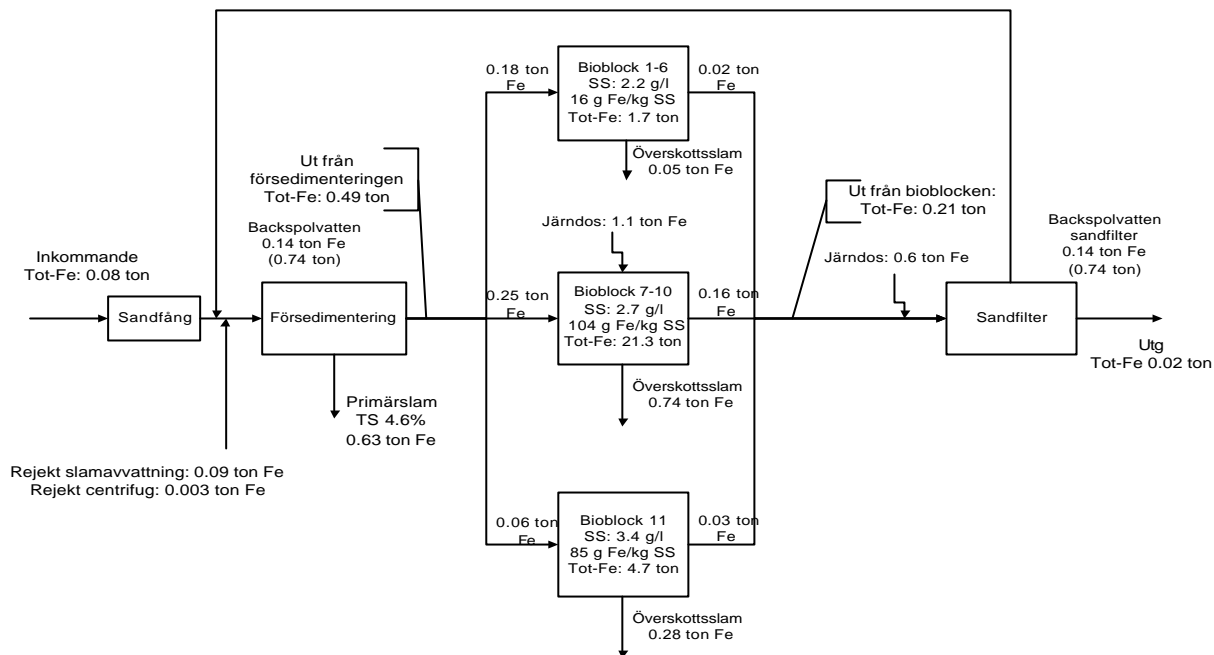
Järnbalansen

Under det aktuella dygnet doserades totalt 1,7 ton järn i form av FeSO₄*7H₂O. Den största delen av detta järn, 1,1 ton, doserades i returslamkanalen till BB07-BB10.

Totala mängden järn som kom in i försedimenteringen var knappt 1 ton varav ca 80% recirkulerades från sandfiltren med backspolvattnet. Drygt hälften av järnet som fördes bort från försedimenteringen pumpades i primärslam till röt-kammarna. Resterande järn fördes via suspenderat material till bioblocken. Järnhalten i detta material var ca 44 gFe/kg SS.

Sett över bioblocken är järnhalten i slammet mätt som g Fe/kg SS betydligt högre i BB07-BB10 vilket är en följd av järndoseringen. Mer förvånande var att BB11 som körs utan extra järntillskott sedan hösten 2001 ändå har förhållandevis hög järnhalt i slammet jämfört med BB01-BB06 som också körs utan järndosering.

Av det järn som tillfördes röt-kammaren kom 50% från överskottsslam från BB07-BB10.



Figur 5.6. Massbalans m a p järn. Käppalaverket 6-7 november 2002. Mängder redovisade som ton/dygn.

5.4.4 Beräkningar och diskussion kring erhållna resultat

Inkommande järn till biosteget

Enligt massbalansundersökningen kom under dygnet totalt 0,49 ton Fe in till biosteget från försedimenteringen. En stor del av detta järn recirkuleras från sandfiltren med bakspolvattnet som förs tillbaka till innan försedimenteringen. En viktig aspekt är i vilken form järnet befinner sig när det kommer in i bioblocken. Bakspolvattnet innehåller med största sannolikhet en stor del järnfosfater. Eftersom järnsulfat används som fällningskemikalie antas det recirkulerade järnet vara tvåvärt då det når bioblocken. Ytterligare en aspekt som talar för detta är att det trevärda järnet bildar flockar med bättre sedimenteringsegenskaper och därför avskiljs i försedimenteringen. Som tidigare nämnts antas 70% av den doserade järnmängden reagera med fosfaten och bilda $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ medan resterande 30% bildar bland annat järnhydroxider. Denna sammansättning antas gälla för allt järn som kommer ut ur försedimenteringen.

Beräkning av mängd fosfat som fälls med inkommande järn till BB01-BB06

I BB01-BB06 sker ingen medveten järndosering utan det järn som finns i systemet har kommit in via försedimenteringen. Enligt ovan antas 70% av inkommande järnmängd vara i form av järnfosfat och resterande i form av järnhydroxider. Det är svårt att säkerställa i vilken form järnet befinner sig i biosteget eftersom det inte finns någon enkel analysmetod för detta. Rasmussen och Nielsen, 1996, lyckades dock fastställa att det i färskt aktivt slam är en liten andel Fe^{2+} , 70-90% av järnet bestod av Fe^{3+} . Om allt inkommande järn antas oxideras från Fe^{2+} till Fe^{3+} medför detta att det järn som kommer in i biosteget i form av tvåvärd järnfosfat kan binda till sig ytterligare fosfat. Utifrån de stökiometriska masskvoterna beräknas ett extra fosfatupptag på 0,185 ton $\text{PO}_4\text{-P}$ / ton Fe.

Följande uppskattningar kan göras:

Inkommande mängd i form av järnfosfat: 0,126 ton Fe.

Extra fosfat som denna järnfosfat binder till sig vid oxidation i biosteget: 0,023 ton $\text{PO}_4\text{-P}$.

Inkommande mängd i form av järnhydroxider: 0,054 ton Fe.

Mängd fosfat som binds med järn från järnhydroxider: 0,008 ton PO₄-P.
Total mängd fosfat som fällts med järn från inkommande vatten: 0,031 ton vilket motsvarar ca 15% av inkommande fosfat.

Förutom det järn som kommer in i systemet med försedimenterat vatten finns en relativt stor järnmängd upplagrad i slammet i biobassängen, 1,7 ton Fe. Det är svårt att uttala sig om hur reaktivt detta järn är och i hur hög grad det bidrar till fosforreduktionen.

Beräkning av potentiell reduktion av fosfat med bio-P i BB01-BB06.

Under perioden september-november har VFA-halterna ut från försedimenteringen legat på mellan 38 och 64 mg/l. Vid en provtagning den 11 november låg VFA-halten på 46,5 mg/l ut från försedimenteringen. Eftersom ingen VFA-analys gjordes vid massbalansstillfället antas VFA-halten ha varit ca 50 mg/l. Inkommande fosfathalt vid massbalansdygnet var i medeltal 5,7 mg/l. Detta ger en VFA/P-kvot på 8,8. Detta kan tolkas som att förutsättningarna för bio-P inte var optimala eftersom en viss kolkällebegränsning rådde.

Erfarenheter från genomförda studier kring bio-P visar på att det åtgår mellan 10-20 mg VFA för att rena 1 mg fosfor. Mängden VFA som kom in i BB01-BB06 under dygnet var 1,82 ton. Utgående halt fosfatfosfor hamnar på 0,8 respektive 3,3 mg/l vid beräkningar med VFA-åtgång på 10 respektive 20 mg VFA/mg renad PO₄-P. Bio-P kapaciteten antas vara i mitten av ovanstående intervall, d v s att det åtgår 15 mg VFA/mg renad fosfor. Detta innebär att den inkommande mängden VFA kan rena 0,12 ton fosfor, vilket skulle motsvara en utgående halt på 2,5 mg PO₄-P/l.

Sammantagen effekt av kem-P och Bio-P i BB01-BB06

Reduktionen av fosfat med kem-P och bio-P sammantaget uppgår enligt ovanstående beräkningar och antaganden till 0,15 ton PO₄-P. Detta skulle motsvara en utgående koncentration på 1,6 mg/l vilket är högre än den uppmätta som var 1,3 mg/l. Detta innebär att fosforreduktionen det aktuella dygnet var högre än beräknat här. Skillnaden kan bero på att järnfällningen är större än beräknat, eller att VFA-halten i inkommande vatten det aktuella dygnet var högre vilket ger en högre bio-P potential. Det kan inte fastställas exakt hur mycket respektive reningsprocess bidrar till fosforreningen eftersom båda beräkningarna är förknippade med antaganden och förenklingar.

Interaktion mellan järn och fosfor i BB07-BB10

I BB07-BB10 doseras järnsulfat i returslamkanalen. Detta medför att det här är mycket stora järnmängder i omlopp. Fosforreduktionen sker med simultanfällning mellan järn och fosfat. Med så höga järnhalterna finns det ingen möjlighet att här erhålla en fungerande bio-P-process eftersom det råder en stark fosfatbegränsning. Den doserade järnmängden är förhållandevis hög, under dygnet doserades 1,1 ton Fe, att jämföra med de 0,25 ton Fe som kom in med inkommande vatten. Inkommande vatten in till biosteget antas som tidigare bestå av 70 % tvåvärd järnfosfat och 30 % järnhydroxid.

Fosfatreduktion med Fe i inkommande vatten

Total mängd PO₄-P som fällts med inkommande järn beräknas till 0,04 ton PO₄-P på samma sätt som tidigare där den tvåvärda järnfosfaten antas oxideras till trevärd.

Fosfatreduktion med simultanfällning

Den doserade mängden järn, 1,1 ton, skulle teoretiskt kunna fälla 0,28 ton PO₄-P. Sett över reducerad mängd fosfat i biosteget per tillsatt mängd järn är den verkliga fosfatreduktionen

mindre effektiv. $Fe_{doserat}:P$ kvoten för den reducerade fosfaten blir 4,2 vilket är något högre än den kvot som finns angiven i litteraturen, 3,9. Det sker en viss medveten överdosering av järn till BB07-BB10 för att få in järn i rötammaren där direkt dosering av järn inte är möjlig. Av totalt 1,48 ton Fe som tillfördes rötammaren kom 50% med överskottsslam från BB07-BB10. Detta är ett ineffektivt sätt att utnyttja det doserade järnet eftersom en del kommer att bilda järnhydroxider som sedan faller fosfater mindre effektivt än den rena järnsulfaten.

BB 11- försökslinje för bio-P

BB11 är utformad på samma sätt som BB07-BB10 men har under en längre tid inte haft någon tillsats av järn. Någon fungerande bio-P aktivitet har inte kommit igång varför fosforreduktionen under långa perioder varit dålig. Under det aktuella dygnet var fosforreduktionen mycket låg, bara 14% av den inkommande fosfaten reducerades. Denna reduktion är vad det järn som kommer in med inkommande vatten beräknas åstadkomma. Detta skulle betyda att det järn som finns uppbundet i bioslammet inte har någon reningseffekt.

5.4.5 P-fraktionering

På Käppalaverket rötas både primärslam och överskottsslam. Överskottsslammet centrifugeras innan det leds in i rötammaren. Fosfor bunden i primärslammet var till 50% kemiskt bunden fosfor och till 50% biologiskt bunden fosfor. Det centrifugerade överskottsslammet representerar överskottsslam från hela reningsverket vilket innebär att mängden järnbunden fosfor är högre än i överskottsslammet från BB01-BB06 ovan. Kem-P utgjorde 55% av fosfor och resterande fosfor var bunden biologiskt. Av den totala mängden fosfor som gick in i rötammaren var 54% kemiskt bunden och 46% biologiskt bunden. Efter rötningen hade fraktionerna förändrats, den kemiskt bundna fosfor utgjorde nu hela 85% av fosfor i slammet. 15% av fosfor var fortfarande biologiskt bunden. Förändringen i slammets sammansättning är ett resultat av att fosfat bunden med bio-P frigörs under rötningen. Denna fosfat kan sedan bindas till det järn som finns i rötammaren. Den fosfat som inte binds kemiskt till slammet återförs till reningsprocessen med rejektvatten från slamavvattningen. Vid det aktuella tillfället var fosfathalten i rejektvattnet 35,3 mg/l.

5.4.6 Övriga analyser genomförda under massbalansdygnet

Utöver de prover som togs för järn- och fosforbalansen genomfördes en rad andra analyser av kväve och COD. Dessa ska användas för att få en djupare förståelse för de flöden av näringsämnen som finns i verket. Denna information ska användas vid modellering av processen. Resultaten av analyserna redovisas i tabell 5.4.

Tabell 5.4. Analysresultat för prover tagna under massbalansdygnet 6-7 november 2002.

| Provtagningspunkt | NH ₄ -N (mg/l) | NO ₃ -N (mg/l) | Kj-N (mg/l) | (Kj-N) _{filtrerat} (mg/l) | COD (mg/l) | COD _f (mg/l) |
|--|------------------------------|------------------------------|----------------|---------------------------------------|---------------|----------------------------|
| Inkommande dygnsprov | | | | | 375 | 192 |
| Samlingsprov BB01, slutet av luftade zonen | 0,89 | 14,3 | | | 2370 | 33 |
| Samlingsprov överskottsslam BB01-BB06 | 2,0 | 3,6 | | | | |
| Samlingsprov backspolvatten | | | | | 99 | 29 |
| Samlingsprov rejekt centrifug | 2,5 | 5,1 | 10,7 | 4,1 | 123 | 37 |
| Samlingsprov rejekt slamavv. | 378 | 5,9 | 361 | 352 | 418 | 250 |

5.5 SLUTSATSER

Inkommande fosfor till försedimenteringen utgjordes till största delen av fosfor från inkommande vatten (68%). Resterande fosfor tillfördes med backspolvatten och rejekt från slamavvattningen. En stor del av fosfor i rejecktvalet från slamavvattningen var i form av PO₄-P vilket kan förklaras av P-släpp i den anaeroba miljön i rötkammaren. Vid det aktuella dygnet var fosfathalten 24 mg/l vilket är relativt lågt jämfört med medelvärdet för stickprover tagna under 2002, 84 mg/l (min 47 mg/l, max 156 mg/l). Detta tyder på att bio-P aktiviteten inte varit hög perioden innan massbalansen. Dessutom har järndoseringen till verket varit högre under hösten än under början av året vilket leder till att mer fosfat kan fällas i rötkammaren. Recirkulationen av fosfor med rejecktvalet och backspolvatten resulterar i en ökning av fosformängden sett över sandfång och försedimentering.

Av inkommande totalfosfor var 0,2 mg/l polyfosfater. En utgående polyfosfatkoncentration på 0,02 mg/l tyder på att ca 90% av polyfosfaterna brutits ner i biosteget.

I försedimenteringen avskiljdes 1/3 av fosfor med primärslammet. 60% av fosfor som gick in i biosteget var i form av PO₄-P.

En indikation på bio-P aktivitet i BB01-BB06 är att PO₄-P-koncentrationen i överskottsslammet var högre än i slutet av den luftade zonen. Detta tyder på att ett P-släpp skett i den anaeroba slamfickan i eftersedimenteringen.

0,12 ton PO₄-P fälldes med järnsulfat över sandfiltren. Denna fosfor förs sedan tillbaka till försedimenteringen med backspolvattnet.

Av den totala mängden järn som kom in i försedimenteringen under massbalansdygnet var ca 80% recirkulerat från sandfiltren med backspolvattnet.

Drygt hälften av det järn som togs bort ur försedimenteringen pumpades med primärslam till rötkammaren. Resterande mängd järn fördes via suspenderat material till bioblocken. Järnhalten i detta material var ca 44 gFe/kgSS.

Järnhalten i BB07-BB10 var 104 gFe/kgSS vilket var högre än i de övriga blocken. Detta är en följd av järndoseringen till blocket. BB01-BB06 som körs utan järndosering hade en järnhalt på 16 gFe/kgSS.

BB11 hade under en längre period körts som ren bio-P linje utan medveten tillsats av järn till systemet. Trots detta var järnhalten i bioslammet 85 gFe/kgSS. Detta kan eventuellt förklaras av en läcka i returslamkanalen där järnrikt returslam från BB07-BB10 förs in i BB11. Massbalansen över BB11 tyder även den på att järn tillförs till systemet, eftersom utgående mängd järn är betydligt större än uppmätt inkommande mängd.

Den största delen av den doserade järnmängden tillförs via returslamkanalen i BB07-BB10. Den doserade mängden järn i förhållande till renad mängd fosfat i BB07-BB10 det aktuella dygnet stämmer väl överens med den järndos som teoretiskt krävdes för att rena den inkommande fosfaten. Det sker en viss medveten överdosering för att få in järn till röt-kammaren eftersom det där inte är möjligt att dosera järn direkt.

Av det järn som tillfördes röt-kammaren kom 50% från överskottsslam från BB07-BB10.

Vid dosering av järnsulfat antas fällningseffektiviteten vara 70% (Kemira, 1989). Det järn som ej bildar järnfosfat antas bilda järnhydroxider. Det järn som kommer in i försedimenteringen antas till 70% bestå av järnfosfat och till 30% av järnhydroxider. Det tvåvärda järnet oxideras till trevärt järn i den luftade delen av biosteget. Enligt dessa antaganden kan järnet som förs in i biobassängerna med inkommande vatten fälla ca 15% av inkommande fosfat till biosteget.

En del av fosforreduktionen i BB01-BB06 härrör från bio-P aktivitet men exakt hur stor del kan inte nu fastställas. Hur stor fosforreduktionen är med bio-P beror på VFA-halter in och en rad andra faktorer som påverkar bio-P processens effektivitet. VFA-halten i inkommande vatten till biosteget analyserades inte det aktuella dygnet men antas ligga kring 50 mg/l. Detta ger en VFA/P kvot på 8,8 i försedimenterat vatten vilket indikerar en viss kolbegränsning. 15 mgVFA antas åtgå för att rena 1 mg P. Detta skulle betyda att en fungerande bio-P-process skulle kunna rena 0,12 ton fosfor vid den aktuella VFA tillgången, d v s 57% av inkommande fosfat .

Om en samverkan mellan kem-P och bio-P råder enligt ovan skulle utgående fosfatkoncentration från BB01-B06 det aktuella dygnet hamna på 1,6 mg/l. Uppmätt slutkoncentration PO_4 -P var 1,3 mg/l vilket är en bra överensstämmelse.

Under rötningsprocessen förändras slammets sammansättning. En fosforfraktionering av obehandlat respektive rötat slam visade att andelen kemiskt bunden fosfor ökade från 54% till 84%. Detta antas vara ett resultat av kemfällning av fosfat som tidigare varit biologiskt bunden.

6. MODELLERING AV BIOSTEGET

6.1 BAKGRUND

Vid design och dimensionering av nya reningsverk kan modellering vara ett bra verktyg liksom vid processoptimering. Med hjälp av modellering kan olika processutformningar testas innan investeringar i ombyggnationer eller förändringar i processen genomförs.

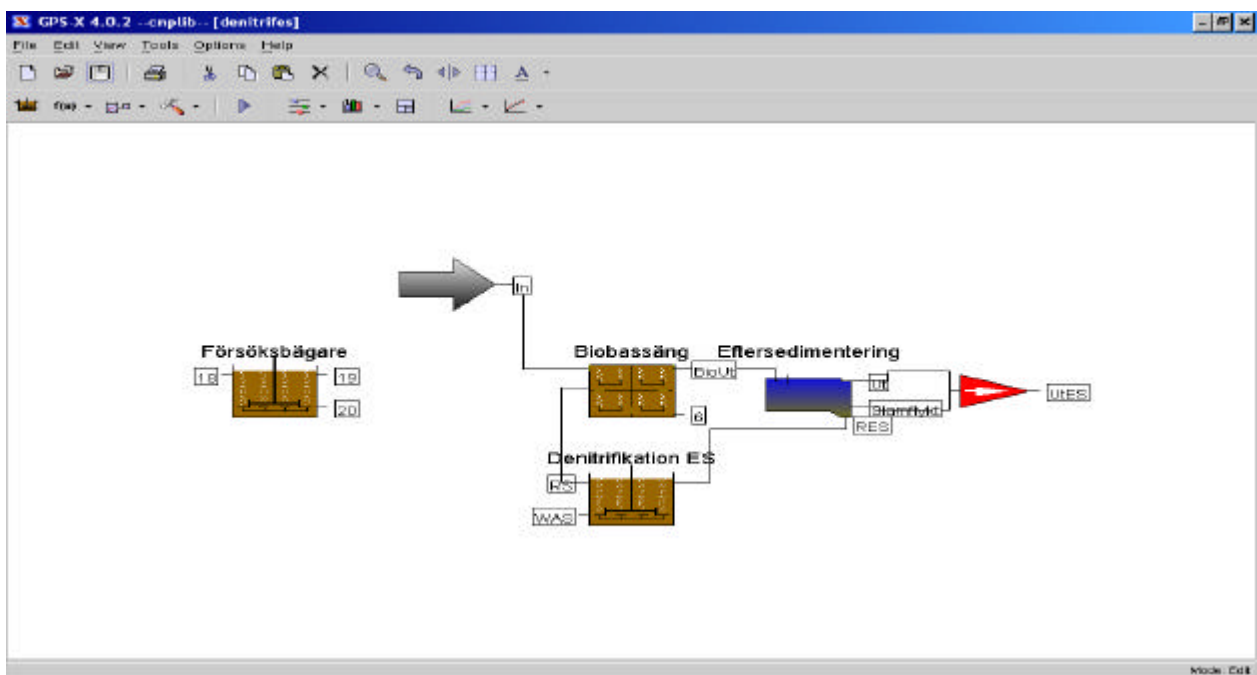
6.2 METODER

6.2.1 Modellbygge

Simuleringarna gjordes med GPS-X™ version 4.0.2 som är ett simuleringsprogram från Hydromantis Inc. Eftersom modellen skulle omfatta både kväve- och fosforrening användes biblioteket CNP. Inkommande vatten modellerades med TSSCOD. Aktivslamprocessen modellerades med ASM2d. Detta är en biologisk modell med möjlighet att kombinera kemisk- och biologisk fosforrening vilket var ett krav vid dessa simuleringar. Eftersedimenteringen modellerades med modellen Simple 1d.

Modell byggdes av bioblocket med tillhörande eftersedimentering. Modellens utformning ses i figur 6.1. Inkommande vatten utgjordes av försedimenterat vatten. I biosteget simulerades ett pluggflöde genom totalt nio zoner som antas vara totalomblandade. Eftersedimenteringen modelleras med en icke-biologisk modell. För att ändå ta hänsyn till den denitrifikation som noterats ske i eftersedimenteringens slamlager lades en extra anoxisk tank till returslamströmmen där denitrifikation simuleras.

Slamflykt från eftersedimenteringen simulerades i modellen genom att pumpa ut slam från eftersedimenteringens slamficka. Detta lades sedan ihop med utgående klarfas från eftersedimenteringen med hjälp av en combiner. I figur 6.1 ses även en fristående totalomblandad bioreaktor. Denna användes vid simulering av labbförsök, se vidare kapitel 6.2.3.



Figur 6.1. Modellutformning i GPS-X. Urklipp från simuleringsprogrammet.

6.2.2 Modellens indata

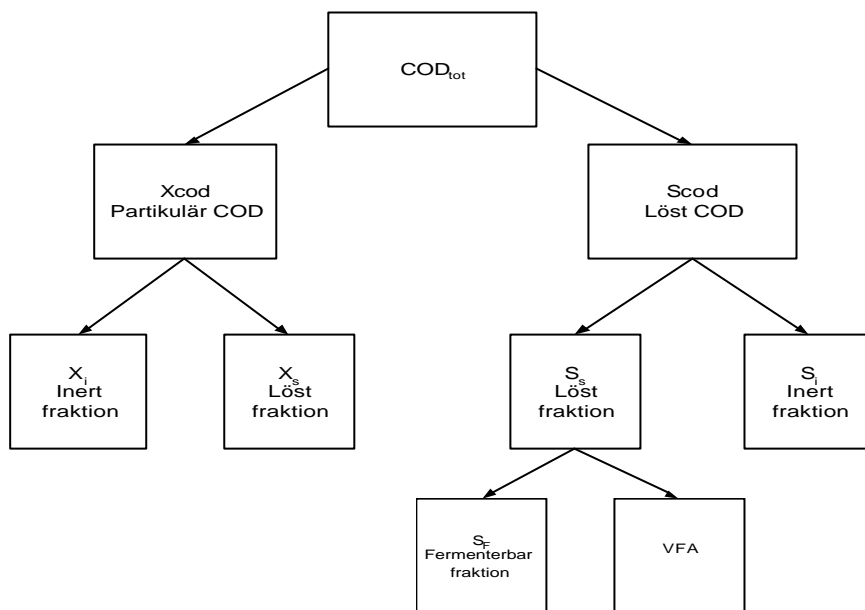
En förutsättning för att få en god prediktion av det simulerade systemet är att de indata som används är representativa för systemet. Därför är insamlandet av indata till modellen en stor och viktig del vid modellering av ASP.

6.2.2.1 Karakterisering av inkommande vatten

När det gäller ASM-modeller har en rad artiklar publicerats om karakterisering av inkommande vatten (Roeleveld et al, 2002, Hulsbeek et al, 2002, Xu & Hultman, 1996).

COD-fraktionering

Inkommande COD fraktioneras enligt figur 6.2. Inkommande fraktionering är viktig eftersom de olika COD-fraktionerna är olika tillgängliga för processen och har olika funktioner. Den partikulära fraktionen COD är inte lika lättillgänglig för bakterierna som den lösta fraktionen. Den lättnedbrytbara fraktionen COD, S_s , består dels av flyktiga fettsyror, VFA, dels av hydrolyserbart organiskt material, S_f . Inkommande halt VFA är en viktig driftsparameter för bio-P-processen eftersom den är en förutsättning för att erhålla P-släpp i anaerobzonen i biosteget.



Figur 6.2. Principskiss av COD fraktionering.

Andelen biomassa i inkommande COD är försumbar (Roeleveld et al., 2002). De heterotrofa bakterierna har en relativt hög tillväxthastighet varför ursköljning är ovanligt. Ofta behöver man inte ta hänsyn till dessa i inkommande COD utan de är inkluderade i X_s och X_i . Autotrofer har däremot låg tillväxthastighet och behöver därför tas med i inkommande fraktion för att kunna etablera sig i biobassängen. Typiskt sätts fraktionerna autotrofa bakterier och bio-P bakterier till 1,0 mg/l vid simuleringar (Fujii, 2000). Övriga fraktioner bestämdes enligt följande:

- Lättnedbrytbart, löst COD, S_s , bestämdes m h a en flockuleringsmetod beskriven av Mamais et al., 1993, se Bilaga 5.
- Löst inert fraktion, S_i . Bestämdes som utgående filtrerat COD eftersom det i stort sett bara är inert, löst COD som finns kvar i utgående vatten (Xu, Hultman, 1996). Den har här bestämts med samma flockuleringsmetod som ovan. Det finns även en alternativ metod där filtrerad COD på utgående vatten analyseras (Xu, Hultman, 1996).
- Partikulär COD, X_{COD} , bestämdes som skillnaden mellan total COD och filtrerad COD.
- Partikulär, ej nedbrytbar COD, X_i , bestämdes genom kalibrering av överskottslamuttag och slamhalt.
- Nedbrytbar, partikulärt material, X_s , beräknas som $COD_{tot} - S_s - S_i - X_i$.
- Flyktiga fettsyror, VFA. Bestäms med fempunktstitrering (Jönsson, L-E., 1995). Metodbeskrivning finns i Bilaga 8.

Kväve- och fosforfraktionering

I detta projekt gjordes ingen utförlig fraktionering av kväve och fosfor eftersom det ansågs vara mindre viktigt än COD-fraktioneringen. Generellt är $\text{NH}_4\text{-N}$ den dominerande kväveformen in i biosteget. Inkommande kvävefraktioner som bestämdes var $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ samt Kjeldahl-N. Tot-P och fosfatfosfor användes för att karakterisera inkommande fosfor till biosteget.

6.2.2.2 Anläggnings- och driftdata

En viktig del vid simulering av aktivslamprocessen är att dimensioner rörande biosteget stämmer överens med verkligheten. Vid denna simuleringsstudie simulerades en separat linje i bioblocket, BB01 i Käppalaverkets gamla del. I biosteget simulerades ett pluggflöde genom totalt nio zoner. Bassängens totalvolym var 7538 m^3 och dess djup 5,9 m. Individuella volymer och fördelning av anaerob-, anox, och aerobzoner ses i tabell 6.1. I anaerobzonen samt anoxa zoner var börvärdet för den lösta syrehalten 0 mg/l , i aeroba zonerna 2 mg/l och i deoxzonen 1 mg/l .

Tabell 6.1. Dimensioner biobassäng.

| Zon | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|------------------------|---------|------|------|---------|-------|-------|-------|-------|------|
| Volym (m^3) | 657 | 1220 | 1220 | 1220 | 749 | 749 | 749 | 749 | 794 |
| Benämning | Anaerob | Anox | Anox | Anox/Ox | Aerob | Aerob | Aerob | Aerob | Deox |

Eftersedimenteringsbassängens yta var 900 m^2 och dess djup 4 m. För att simulera denitrifikation bestämdes slamfickans volym. Ett $0,2 \text{ m}$ tjockt slamtäck på sedimenteringsbassängens botten och en totalvolym av slamfickan på 54 m^3 ger en volym på den extra anoxiska tanken på 234 m^3 . Denna metodik har använts av Finnson (1994). Simuleringar gjorda i Finnsons studie visade att den extra tanken ger upphov till missvisande fördröjningar och utjämnar koncentrationstoppar vid dynamisk simulering. Steady-state simuleringar är därför att rekommendera om metoden används för simulering av denitrifikation i eftersedimenteringen.

I tabell 6.2 presenteras karakteristiska flöden i BB01 under hösten 2002.

Tabell 6.2. Flödesdata. Medelvärden för perioden 2002-09-10 till 2002-10-30

| Flöde | Inkommande BB01 | Returslamflöde | Överskottsslam-uttag | Nitrat-recirkulation | Bio-P-recirkulation |
|---------------------------|-----------------|----------------|----------------------|----------------------|---------------------|
| (m^3/d) | 6515 | 2523 | 88 | 21427 | 8199 |

6.2.3 Kalibrering

6.2.3.1 AUR (Ammonium Uptake Rate)- och NUR (Nitrate Uptake Rate) försök

Ett försök gjordes att använda nitrifikations- och denitrifikationsförsök i labbskala för att kalibrera kvävereningsprocessen. Metodbeskrivningar för de båda försöken finns i Bilaga 6 respektive Bilaga 7. AUR-försöket kunde inte användas eftersom nitrifikationen i försöket hämmades av okänd anledning. NUR-försöket genomfördes vid 20°C och med acetat i överskott. Den resulterande denitrifikationshastigheten var $3,9 \text{ mgN}/(\text{g VSS}, \text{ h})$. För att kalibrera denitrifikationsprocessen simulerades ett laborationsförsök i GPS-X. För att ha ett representativt slam i försöksbägaren kördes först en steady-state simulering i modellen över aktivslamprocessen. Slamegenskaper kalibrerades mot uppmätta COD-fraktioner, SS och

VSS-halter från BB01. De parametrar som användes för att göra detta var kvoten VSS/TSS och överskottsslamuttaget. Det slam som erhöles ur denna steady-state simulering stoppades sedan in i försöksbägaren. Initialkoncentrationen NO₃-N sattes till 30 mg/l och acetatkoncentrationen sattes initialt till 150 mg COD/l. NUR-försöket simulerades dynamiskt över 3h. I litteraturen hittades kalibreringsresultat som visade att bra parametrar att använda vid kalibrering av denitrifikation var maximala tillväxthastigheten för heterotrofer, μ_H , nedbrytningshastigheten för heterotrofer, b_H , liksom reduktionsfaktorn för denitrifikation, η_{NO_3} (Hulsbeek et al., 2002, Fujii, 2000).

6.2.3.2 P-släppsförsök och P-upptagsförsök

Vid en modelleringsstudie gjord av Tykesson et al., (2002) användes med gott resultat P-släppsförsök som ett kalibreringsverktyg vid modellering av en aktivslamprocess med biologisk kväve- och fosforrening. Ett P-släpps-/P-upptagsförsök genomfördes under hösten på Käppalaverket och detta användes sedan för kalibrering av bio-P processen. Försöket genomfördes vid 20°C och med en initial acetatkoncentration på 300 mg/l. Den uppmätta P-släppshastigheten för slam från slutet av den luftade zonen i BB01 var 6,1 mg PO₄-P/(gVSS,h). Upptagshastigheten var 2,8 mg PO₄-P/(gVSS,h). Principen för simuleringen av dessa försök är samma som för NUR-försöket ovan. Försöken simulerades under 6 h där syrehalten var 0 mg/l under det 3 h långa P-släppet och 2 mg/l under det efterföljande P-upptaget. Strategin var att använda parametrar direkt kopplade till P-släppet- och P-upptaget som kalibreringsparametrar, d v s upptagshastigheten av poly-P, q_{pp} , och upptagshastigheten av PHA, q_{PHA} .

6.2.3.3 Massbalans

En massbalansstudie av järn och fosfor genomfördes på Käppalaverket under november 2002. Resultat från denna massbalans användes för att kalibrera modellen ytterligare. Målet var att se till att massbalansen i modellen överensstämde med den verkliga massbalansen. Fokus låg på mängden fosfor och järn in respektive ut ur systemet under massbalansdygnet. Eftersom bio-P processens funktion är starkt kopplad till kvävereningens funktion och hur mycket nitrat som finns kvar i slutet av anoxen kalibrerades även kvävereningen. Den övergripande strategin vid kalibrering mot massbalansen var att kalibrera fosforreduktionen med hjälp av parametrar relaterade till bio-P processen med en parallell kalibrering av kvävereningen. Bio-P-processen var tänkt att kalibreras med hjälp av samma parametrar som ovan, q_{pp} och q_{PHA} , samt med fermentationshastigheten, q_{fe} . Fermentationshastigheten bestämmer acetatproduktionen i den anaeroba zonen vilket i sin tur påverkar P-halten i slam (Tykesson, 2002). Kalibreringen av kvävereningen skedde förhållandevis godtyckligt eftersom det inte togs några prover kopplade till kvävereningen i BB01 under massbalansdygnet. Som riktvärden användes resultat från kväveprofiler tagna i BB01 under hösten. Inkommande fraktionering var ej komplett eftersom en utförlig COD-fraktionering inte gjordes det aktuella datumet. Kväve- och fosforfraktionerna i inkommande vatten till biosteget var kända. I ASM2d kan kombinerad kemisk och biologisk fosforrening simuleras men med en hel del begränsningar. En stor begränsning är att inkommande järn bara kan simuleras som trevärt järn i form av Fe(OH)₃ och FePO₄. Dessutom simuleras ingen oxidation eller reduktion av järn i biobassängen. Detta sammantaget gör det svårt att göra en tillförlitlig modell av den kemiska fosforreduktionen på Käppalaverket där en stor del av det inkommande järnet in till biosteget antas vara tvåvärt. Vid massbalansen har totaljärnhalten analyserats. I ASM2d används halten Fe(OH)₃ respektive halten FePO₄ varför omvandling mellan uppmätt totaljärnhalt och dessa gjordes enligt ekvation 6.1 och 6.2.

$$[\text{Fe}(\text{OH})_3] = 1,91 * \alpha * [\text{Fe-tot}] \quad (6.1)$$

$$[\text{FePO}_4] = 2,7 * (1-\alpha) * [\text{Fe-tot}] \quad (6.2)$$

α : andel järnhydroxider i inkommande vatten

Vid kalibrering av utgående Tot-P och Tot-Fe är det centralt att slamflykten från eftersedimenteringen överensstämmer med verkligheten. Slamflykten justerades i modellen med hjälp av den extra pumpen vid eftersedimenteringsbassängen.

6.2.4 Validering

Då modellen kalibrerats mot en viss tidsperiod behöver en validering mot en annan tidsperiod göras för att säkerställa modellens tillförlitlighet. Det är en fördel om data som används för validering skiljer sig från de som använts för kalibrering för att se hur modellens prediktionsförmåga fungerar även vid andra förhållanden. På grund av brist på tid och data rymmer ingen validering av modellen inom ramen för detta examensarbete. Fortsatt utveckling av modellen kommer fortsätta i framtida projekt på Käppalaverket.

6.3 RESULTAT OCH DISKUSSION

6.3.1 Karakterisering av inkommande vatten

Två kompletta COD-fraktioneringsprovtagningar gjordes av försedimenterat vatten, se tabell 6.3. Intressant med dessa resultat är skillnaden mellan COD_f och S_{COD} som i teorin båda representerar den lösta fraktionen COD. COD_f bestämdes genom filtrering genom GF/A-filer medan S_{COD} bestämdes genom flockulering med $\text{Zn}(\text{OH})_2$. Den senare metoden är noggrannare eftersom man då säkerställer att det bara är den lösta fraktionen som fås med. Dessa resultat indikerar att man vid endast GF/A filtrering inte separerar alla partiklar från provet.

Tabell 6.3. Resultat av COD-fraktionering av försedimenterat vatten.

| Datum | COD_{tot} (mg/l) | X_{COD} (mg/l) | COD_f (mg/l) | S_{COD} (mg/l) | SS (mg/l) | S_i (mg/l) | S_F (mg/l) | VFA (mg/l) |
|------------|----------------------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|-----------|--------------|--------------|------------|
| 2002-10-17 | 304 | 82,5 | 221,5 | 127 | 91,4 | 35,6 | 29,4 | 62 |
| 2002-11-11 | 318 | 125 | 193 | 97,5 | 70,5 | 27 | 24 | 46,5 |

Bärbara provtagare av modell Xian 1000 (Buhler Montec) sattes ut efter FS01 för att få representativa dygnssamlingsprov av försedimenterat vatten. På grund av tekniska problem kunde endast tre dygnssprov användas. För att få mer heltäckande indata användes istället veckoprover som analyserats på Käppalaverkets laboratorium.

Tabell 6.4. Dygnssprov respektive veckoprover försedimenterat vatten.

| Datum | Tot-P (mg/l) | (Tot-P) _f (mg/l) | Tot-Fe (mg/l) | Kj-N (mg/l) | COD (mg/l) |
|---------------|--------------|-----------------------------|---------------|-------------|------------|
| 2002-11-01 | 6,2 | 1,4 | 3,8 | 40 | 320 |
| 2002-11-02 | 6,0 | 1,4 | 2,5 | 37 | 289 |
| 2002-11-05 | 7,0 | 1,6 | 2,2 | 39 | 267 |
| Veckoprov v44 | 6,4 | | 2,2 | 46 | 289 |
| Veckoprov v45 | 8,0 | | 1,9 | 36 | 318 |

6.3.2 Kalibrering

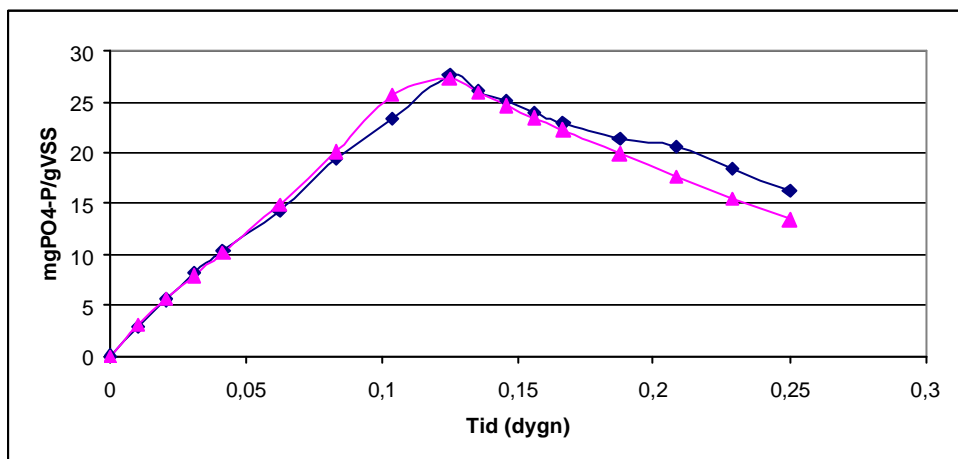
6.3.2.1 NUR-försök

Kalibreringsparametrar: μ_H : maximal tillväxthastighet [d^{-1}]
 b_H : nedbrytningshastighet [d^{-1}]

Uppmätt denitrifikationshastighet vid laborationsförsök: 3,9 mgN/(g VSS, h). Vid kalibrering var μ_H okänslig parameter vilket är orimligt eftersom denitrifierarnas tillväxthastighet rimligtvis bör påverka denitrifikationshastigheten. b_H ändrades från defaultvärde 0,62 d^{-1} till 4,3 d^{-1} för att få bra överensstämmelse mellan simulerat och verkligt försök. Då detta värde fördes över till modellen över biobassängen erhöles en mycket dålig prediktion av denitrifikationen, sämre än vad som erhöles utan vidare kalibrering. Detta är inte så konstigt med tanke på att nedbrytningshastigheten ökas för att få kalibreringen att stämma, men till en orimlig nivå där denitrifierarna förbrukas och denitrifikationen därmed avstannar. Supporten på Hydromantis har kontaktats angående detta problem.

6.3.2.2 P-släpps och P-upptagsförsök

Kalibreringen av bio-P processen gjordes genom att simulera ett P-släpp och ett P-upptagsförsök. Vid kalibrering behövde endast en parameter kalibreras innan prediktionen av både P-släpp och P-upptag var god. Den kalibrerade parametern var q_{pp} , hastighetskonstanten för poly-P-upptag. Denna ändrades från 1,5 till 2 gPP/(gPAO,d). Resultatet efter kalibreringen ses i figur 6.3.



Figur 6.3. Resultat av P-släpps och P-upptagskalibrering vid 20°C. $q_{pp}=2$ gPP/gPAO,d.
?: uppmätt fosfathalt, Δ : simulerad fosfathalt.

6.3.2.3 Massbalans

Massbalansen simulerades vid 16°C vilket var den uppmätta temperaturen vid massbalansundersökningen. Vid massbalansstillfället kördes BB01 med kort anox, varför zon 4 i modellen simulerades som en ox-zon med syrebövråde 2 mg/l.

Strategin vid kalibreringen mot massbalansen var att först få ett representativt slam i biobassängen med SS, VSS och COD som stämde överens med uppmätta halter. Därefter kontrollerades att överskottsslamuttaget var lika stort som det uppmätta.

Inkommande totaljärnhalt fördelades mellan järnhydroxid och järnfosfat på ett sådant sätt att både totalfosfor och totaljärnhalten in till BB01 stämde överens med uppmätta värden. Detta resulterade i att 26% av järnet kom in i form av järnfosfat och resterande som järnhydroxid.

Vid kalibrering av kväverening och bio-P processen justerades de kinetiska parametrarna μ_H , b_H , q_{PHA} och q_{Fe} i ASM2d. Förklaring, defaultvärden och slutliga värden efter kalibrering för dessa parametrar redovisas i tabell 6.5.

Tabell 6.5. Kalibrerade parametrar vid simulering av massbalans.

| Parameter | Beteckning | Defaultvärde | Kalibrerat värde |
|--|------------|----------------------|---------------------|
| Maximal tillväxthastighet denitrifierare | μ_H | 3,2 d ⁻¹ | 3,5 d ⁻¹ |
| Cellnedbrytningshastighet denitrifierare | b_H | 0,62 d ⁻¹ | 1,0 d ⁻¹ |
| Upptagshastighet PHA | q_{PHA} | 3,0 d ⁻¹ | 3,5 d ⁻¹ |
| Fermentationshastighet | q_{Fe} | 3,0 d ⁻¹ | 3,5 d ⁻¹ |

Modellen kalibrerades mot utgående mängder tot-P, PO₄-P och tot-Fe.

I tabell 6.6 redovisas resultatet av simulerad massbalans efter kalibrering. SS-halten i biobassängen under massbalansdygnet var 2,2 g/l och i modellen 2,1 g/l. Glödförlusten i modellen var 71% vilket är rimligt att anta att den var i verkligheten också. COD halten i biobassängen uppmättes till 2370 mg/l i slutet av den luftade zonen i BB01 under massbalansdygnet. I modellen simulerades ett värde på 2280 mg COD/l vilket får anses stämma bra. Järn- och fosforhalten i bioslammet mätt per kg SS var överskattad i modellen. Simulerad järnhalt vid steady-state var 45 gFe/kg SS och fosforhalten 74 gP/kgSS att jämföra med uppmätta 16 gFe/kg SS respektive 49 g P/kg SS. Orsaken till detta är inte funnen, men skillnaden kan eventuellt förklaras av att simuleringarna är gjorda vid steady-state. Vid den aktuella inkommande belastningen är det möjligt att slammet skulle se ut så vid steady-state.

Uttaget av slam var något överskattat i modellen, 852 kgSS/dygn, att jämföra med uppmätt mängd 756 kgSS/d. Detta kan bero på mätosäkerhet vid flödes- och SS-mätning i verket. Eftersom modellen simulerar en perfekt massbalans korrigerades den uppmätta massbalansen så att även den stämde. Detta gjordes genom att lägga till den mängd fosfor och järn som inte togs ut ur systemet till överskottsslamuttaget.

Tabell 6.6. Resultat efter kalibrering mot massbalansundersökningen. Uppmätt/simulerat värde.

| | Tot-P (kg/d) | PO ₄ -P (kg/d) | Tot-Fe (kg/d) | SS (g/l) |
|----------------|-----------------|------------------------------|------------------|-----------|
| Inkommande | 85/83 | 53/53 | 45/43 | |
| Överskottsslam | 62/61 | | 40/37 | 8,4/8,5 |
| Utgående | 23/21 | 13/12 | 5,0/5,7 | 0,03/0,03 |

6.4 FRAMTIDA MODELLERING VID KÄPPALAVERKET

6.4.1 Modellutveckling

En stor begränsning i modellen ASM2d är att inkommande järn bara kan simuleras som trevärt järn i form av Fe(OH)₃ och FePO₄. Dessutom simuleras ingen oxidation eller reduktion

av järn i biobassängen. Detta sammantaget gör det svårt att göra en tillförlitlig modell av den kemiska fosforreduktionen på Käppalaverket där en stor del av det inkommande järnet in till biosteget antas vara tvåvärt. Förhoppningen är att Hydromantis utvecklar kemfällningsmodellen och lägger till fällning med tvåvärt järn samt redoxreaktionerna som äger rum i biosteget.

Nya försök att kalibrera kvävereningen i modellen mot AUR och NUR kommer att göras. Modellen som konstruerats i detta ex-jobb behöver valideras innan den kan användas med tillförlitlighet vid simulering. Hur detta ska göras är i dagsläget inte klart.

6.4.2 Simulering

Modellen över biosteget skulle kunna användas för att simulera olika scenarios där inkommande belastning varierar m a p VFA-halt, $\text{PO}_4\text{-P}$ och Tot-Fe. Detta skulle kunna ge svar på under vilka förhållanden fosforreduktionen fungerar bäst och hur stor inverkan de olika parametrarna har på reningsresultatet. Simuleringar där processutformningen varierar kan ge svar på hur detta påverkar bio-P och kvävereningsprocessen. Exempel på processförändringar är olika långa anoxzoner och varierade recirkulationsflöden.

ORDLISTA

| | |
|------------------|--|
| ASM | Active Sludge Model |
| AUR | Ammonium Uptake Rate, nitrifikationshastighet |
| BB | BioBassäng |
| Bio-P | Biologisk fosforavskiljning |
| BOD | Biochemical Oxygen Demand |
| COD | Chemical Oxygen Demand |
| GAO | Glycogen Accumulating Organism |
| GR | Glödrest |
| Kjeldahl-N | Summan av NH ₄ -N och Org-N |
| NUR | Nitrate Uptake Rate, denitrifikationshastighet |
| PAO | Phosphorus Accumulating Organism, bio-P bakterie |
| PHA | Poly-β-HydroxyAlkanoates, polymeriserade syror |
| Poly-P | poly-fosfater |
| SBR | Sequent Batch Reactor |
| SS | Suspended Solids, suspenderat material |
| S _{COD} | löst COD |
| TS | TorrSubstans |
| UCT | University of Cape Town |
| VFA | Volatile Fatty Acids, flyktiga fettsyror |
| VSS | Volatile Suspended Solids, glödförlust |
| X _{COD} | Partikulär COD |

REFERENSER

- Aspegren, H., 1995. "Evaluation of a high loaded activated sludge process for biological phosphorus removal". Doktorsavhandling TVVA-1004, Lunds tekniska högskola.
- Bitton, D., 1999. Wastewater microbiology, 2nd ed., Wiley-Liss, New York.
- Christensson, M., Jönsson, K., Lee, N., Lie, E., Johansson, P., Welander, T. och Östgaard, K., 1995. "Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg- Processtekniska och mikrobiologiska aspekter". VA-FORSK rapport 1995-04, VAV.
- Finnson, A., 1994. "Computer simulations of full-scale activated sludge processes- strategies and possibilities". Doktorsavhandling TRITA-VAT 1941, KTH, Stockholm.
- Fujii, D., 2000. "Evaluation of biological nutrient removal at Käppala wastewater treatment plant". Licenciatavhandling TRITA-AMI LIC 2048, KTH, Stockholm.
- Gillberg, L., Nilsson, D. och Åkesson, M., 1996. "The influence of pH when precipitating orthophosphate with aluminum and iron salts". Chemical water and wastewater treatment IV, Springer-Verlag, Berlin, s 96-105.
- Haas, D.W.de., Wentzel, M.C. och Ekama, G. A., 2000. "The use of simultaneous precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal". Water SA, 26(4) s 439-452, 467-483, 485-504.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la Cour. och Arvin, E., 1997. Wastewatertreatment: Biological and Chemical Processes, 2nd ed., Springer, Berlin.
- Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roeleveld, P.J. och Loosdrecht, M.C.M. van., 2002. "A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems". Water Science and Technology, 45(6), s 127-136.
- Jansen, J. la Cour., Särner, E., Tykesson, E. och Jönsson, L-E., 2000. "Biologisk fosforavskiljning- stort intresse att ta vara på". VAV-nytt 5/2000 s 49-51.
- Janssen, P.M. J., Meinema, K. och van der Roest, H.F., 2002. "Biological Phosphorus Removal- manual for design and operation". IWA publishing, ISBN: 1 84339 012 4.
- Jardin, N., Pöpel, J., 1994. "Phosphate release of sludges from enhanced biological P-removal during digestion". Water science and technology, 30(6), s 281-292.
- Johansson, P., 1996. "Driftutvärdering av kombinerad biologisk fosfor- och kväveavskiljning". Jubileumsseminarier PURAC.
- Johnsson, S. och Jönsson, K., 1991. "Biologisk fosfor- och kväveavskiljning vid Dalby reningsverk: Resultat från intensivprovtagningar". Examensarbete Lunds Tekniska Högskola.
- Jönsson, L., Johansson, P., Christensson, M., Lee, N., Lie, E., Welander, T., 1996. "Operational factors affecting enhanced biological phosphorus removal at the wastewater treatment plant in Helsingborg, Sweden". Water Science and technology, 34(1-2) s 67-74.

- Jönsson, L-E., 1995. "Analys av VFA - en enkel titrermetod". Vatten nr 4, s 300-303.
- Jørgensen, P., Lindgaard, Nybroe, O., Kristensen, G. Holm och Jansen, J., la Cour, 1990. Kursmaterial från Water Quality Institute mars 1990, "Karakterisering af svenska reningsverk".
- Kemira Kemi AB, 1989. Handbok i vattenvård. s 21-30.
- Kristensen, G. Holm, Jørgensen, P. Elberg och Henze, M., 1992. "Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR". Water Science and technology, 25(6), s 43-57.
- Lee, N., Jansen, J. la Cour., Aspegren, H., Henze, M., Nielsen, P.H och Wagner, M., 2002. "Population dynamics in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal operated with and without nitrogen removal". Water Science and technology, 46(1-2) s 163-170.
- Mamais, D., Jenkins, D. och Pitt, P., 1993."A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater". Water Research, 27(1), s 195-197.
- Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M., och Heijen, J.J., 1998. "Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. Water Research, 32(11), 3193-3207.
- Nielsen, P.H., 1996. "The significance of microbial Fe(III) reduction in the activated sludge process". Water science and technology, 34(5-6) s 129-136.
- Nyberg, U., Aspegren, H., Andersson, B., Elberg Jørgensen, P. och Jansen, J. la Cour., 1994. "Circulation of phosphorus in a system with biological P-removal and sludge digestion". Water science and technology, 30(6), s 293-302.
- Roeleveld, P.J. och Loosdrecht, M.C.M. van., 2002. "Experience with guidelines for wastewater characterisation in the Netherlands". Water Science and Technology, 45(6), s 77-87.
- Rybicki, S., 1997. "Advanced wastewatertreatment- Report No 1: Phosphorus removal from wastewater- A litterature rewiew". Rapport TRITA-AMI 3042, KTH, Stockholm.
- SCB, 2002. "Utsläpp till vatten och slamproduktion 2000. Kommunala reningsverk samt viss kustindustri". Rapport MI 22 SM 0101. <http://www.scb.se>.
- Svenska kommunförbundet & VAV, 1996. "Introduktion till avloppstekniken".
- Svenska naturvårdsverket, 2002. Information från hemsida. <http://www.environ.se>.
- Tykesson, E., 2002. "Combined biological- and chemical phosphorus removal in wastewater treatment – Swedish experience and practical application of phosphorus-release batch test.". Licenciatavhandling TVVA-3007, Lunds tekniska högskola.

Tykesson, E., Aspegren, H., Henze, M., Nielsen, P.H. och Jansen, J. la Cour., 2002. "Use of phosphorus release batch tests for modelling an EBPR pilot plant". *Water Science and Technology*, 45(6), s 99-106.

Tykesson, E., Jansen, J. la Cour. och Särner, E. 2001. "Bio-P på mindre svenska anläggningar". Nordiskt seminarium, Köpenhamn, januari 2001.

Uhlmann, D., Röske, I., Hupfer, M. och Ohms, G., 1990. "A simple method to distinguish between polyphosphate and other phosphate fractions of activated sludge". *Water research*, 24(11), s 1355-1360.

Wikberg, M. och Laurell, C., 1992. "Biologisk fosfor- och kväveavskiljning på Käppalaverket – Pilotförsök med SBR-teknik". Intern rapport Käppalaverket.

Wild, D., Kisliakova, A. och Siegrist, H., 1997. "Prediction of recycle phosphorus loads from anaerobic digestion". *Water research*, 31(9), s 2300-2308.

Vretblad, M. och Laurell, C., 1993. "Biologisk fosforreduktion på Käppalaverket - Försök i fullskala". Intern rapport Käppalaverket.

Xu, S. och Hultman, B., 1996. "Experiences in wastewater characterisation and model calibration for the activated sludge process". *Water science and technology*, 33(12), s 89-98.

BILAGOR

BILAGA 1 Massbalansresultat

BILAGA 2 Provmängder och konservering

BILAGA 3 Provtagningspunkter, antal prov samt analyser massbalans

BILAGA 4 Provtagningschema massbalans

BILAGA 5 Metodbeskrivning för bestämning av S_S m h a flockulering med $ZnSO_4$

BILAGA 6 Metodbeskrivning AUR

BILAGA 7 Metodbeskrivning NUR

BILAGA 8 Metodbeskrivning VFA-mätning

BILAGA 9 Metodbeskrivning P-släpps- och P-upptagsförsök

BILAGA 1: Massbalansresultat

Tabell 1. Analysresultat inkommande, försedimenterat och utgående vatten.

| Prov | Tot-P (mg/l) | Tot-Fe (mg/l) | COD (mg/l) | COD f (mg/l) | PO₄-P (mg/l) | (tot-P)f (mg/l) | SS (g/l) |
|--------------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------------------|----------------------------|---------------------|
| Ink dygnsprov | 6,7 | 0,9 | 375 | 192 | 4,5 | 4,7 | |
| Ink6:00-10:00 | 6,5 | | 376 | | | | |
| Ink 10:00-14:00 | 7,7 | | 385 | | | | |
| Ink 14:00-18:00 | 7,0 | | 349 | | | | |
| Ink 18:00-22:00 | 6,1 | | 323 | | | | |
| Ink 22:00-02:00 | 6,8 | | 341 | | | | |
| Ink 02:00-06:00 | 6,8 | | 349 | | | | |
| Medel | 6,8 | | 354 | | | | |
| FS07 dygnsprov | 9,3 | 4,8 | 310 | | 5,7 | 5,9 | |
| FS stickprov 1 | | | | | | | 0,13 |
| FS stickprov 2 | | | | | | | 0,16 |
| FS stickprov 3 | | | | | | | 0,11 |
| FS stickprov 4 | | | | | | | 0,08 |
| FS stickprov 5 | | | | | | | 0,07 |
| Utg dygnsprov | 0,32 | 0,23 | | | 0,19 | 0,21 | |
| Utg stickprov 1 | | | | | | | 0,00038 |
| Utg stickprov 2 | | | | | | | 0,00038 |
| On-linemätare dygnsmedel | | | | | 0,19 | | |
| Utg 7-8 nov | 0,44 | 0,2 | | | | | |

Tabell 2. Analysresultat biobassänger.

| Prov | Tot-P (mg/l) | Tot-Fe (mg/l) | COD (mg/l) | COD f (mg/l) | PO₄-P (mg/l) | SS (g/l) |
|-------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------------------|---------------------|
| Samlingsprov BB01 | 108 | 35 | 2368 | 33 | 1,3 | |
| BB01-1 | 106 | | | | | 2,3 |
| BB01-2 | 107 | | | | | 2,2 |
| BB01-3 | 1074 | | | | | 2,2 |
| BB01-4 | 110 | | | | | 2,2 |
| BB01-5 | 111 | | | | | 2,3 |
| Samlingsprov BB07 | 122 | 281 | 2160 | | 0,53 | |
| BB07-1 | 123 | | | | | 3,2 |
| BB07-2 | 125 | | | | | 3,2 |
| BB07-3 | 118 | | | | | 3,2 |
| BB07-4 | 118 | | | | | 3,2 |
| BB07-5 | 126 | | | | | 3,1 |
| Samlingsprov BB11 | 148 | 289 | 2924 | | 4,55 | |
| BB11-1 | 143 | 264 | | | | 3,4 |
| BB11-2 | 149 | 260 | | | | 3,4 |
| BB11-3 | 145 | 258 | | | | 3,3 |
| BB11-4 | 147 | 265 | | | | 3,5 |
| BB11-5 | 159 | 236 | | | | 3,4 |

Tabell 3. Analysresultat överskottsslam från bioblocken.

| Prov | Tot-P (mg/l) | Tot-Fe (mg/l) | PO ₄ -P (mg/l) | SS (g/l) |
|-------------------------------|--------------|---------------|---------------------------|----------|
| Samlingsprov Ö-slam BB01-BB06 | 468 | 129 | 3,8 | |
| ÖS BB01-BB06 prov 1 | 462 | | | 8,6 |
| ÖS BB01-BB06 prov 2 | 467 | | | 8,3 |
| ÖS BB01-BB06 prov 3 | 460 | | | 8,5 |
| ÖS BB01-BB06 prov 4 | 491 | | | 9,3 |
| ÖS BB01-BB06 prov 5 | 482 | | | 7,5 |
| Samlingsprov Ö-slam BB07-BB10 | 391 | 949 | 0,15 | |
| ÖS BB07-BB10 prov 1 | | | | 7,9 |
| ÖS BB07-BB10 prov 2 | | | | 7,4 |
| ÖS BB07-BB10 prov 3 | | | | 7,4 |
| ÖS BB07-BB10 prov 4 | | | | 7,4 |
| ÖS BB07-BB10 prov 5 | | | | 9,3 |
| Samlingsprov Ö-slam BB11 | 450 | 973 | 4,6 | |
| ÖS BB11 prov 1 | | | | 12,2 |
| ÖS BB11 prov 2 | | | | 7,6 |

Tabell 4. Analysresultat primärslam.

| Prov | Tot-P (mg/l) | Tot-Fe (mg/l) | COD (mg/l) | TS(%) | GR(%) |
|-------------------------------|--------------|---------------|------------|-------|-------|
| Samlingsprov primärslam (1+3) | 649 | 947 | 48300 | 4,55 | |
| Primärs. Stickprov 1 | | | | 4,5 | 17,5 |
| Primärsl. Stickprov 2 | | | | 4,7 | 16,1 |
| Primärsl. Stickprov 3 | | | | 4,6 | 17,1 |

Tabell 5. Analysresultat backspolvatten. rejekt centrifug samt rejekt slamavvattning

| Prov | Tot-P | Tot-Fe | COD | COD f | PO ₄ -P | SS(g/l) |
|-------------------------------|-------|--------|-------|-------|--------------------|---------|
| Backspolvatten samlingsprov | 14,1 | 48,5 | 99 | 28,5 | 0,18 | |
| Backspol. Stickprov 1 | | | | | | 0,2 |
| Backspol stickprov 2 | | | | | | 0,3 |
| Backspol stickprov 3 | | | | | | 0,2 |
| Rejekt centrifug samlingsprov | 3,28 | 2,56 | 122,5 | 36,5 | 0,19 | |
| Centrifug prov 1 | | | | | | 0,07 |
| Centrifug prov 2 | | | | | | 0,08 |
| Centrifug prov 3 | | | | | | 0,08 |
| Rejekt centrifug samlingsprov | 37,8 | 29,8 | 418 | 250 | 23,7 | |
| Slamavv. Prov 1 | | | | | | 0,2 |
| Slamavv. Prov 2 | | | | | | 0,4 |
| Slamavv. Prov 3 | | | | | | 0,1 |

BILAGA 2: Provmängder och konservering

Tabell 1. Provmängder och konservering vid massbalansundersökning.

| | Backspolvatten | Rejekt centrifug | Rejekt slamavvattning | Primärslam |
|-----------------------------|---------------------------------------|---|---|---------------------------------------|
| Mängd ofiltrerat prov | 500 ml | 500 ml | 500 ml | 500 ml |
| GF/A på plats | | 300 ml | 300 ml | |
| Centifugering | Ja | | | |
| Analys direkt | SS (3 prov) | SS (3 prov) | SS (3 prov) | TS (3 prov) |
| Analys ofiltrerat. prov | COD _{tot} Tot-P Tot-Fe | COD _{tot} Kj-N Tot-P Tot-Fe | COD _{tot} Kj-N Tot-P Tot-Fe | COD _{tot} Tot-P Tot-Fe |
| Analys GF/A filt. prover | COD | COD KJ-N NH ₄ -N NO ₃ -N | COD KJ-N NH ₄ -N NO ₃ -N | |
| Analys membranfilt. prover | PO ₄ -P | PO ₄ -P | PO ₄ -P | |
| Mängd GF/A-filtrerat prov | 50 ml | 150 ml | 150 ml | |
| Mängd membranfiltrerat prov | 100 ml | 150 ml | 150 ml | |
| Konservering | Syrakonservering | Syrakonservering | Syrakonservering | Frysning |

Tabell 2. Provmängder och konservering vid massbalansundersökning.

| | Efter Fs07 | BB01 | BB07 | BB11 | Utg | Ö-slam BB01-06 | Ö-slam BB07-10 | Ö-slam BB11 |
|-----------------------------|-----------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|
| Mängd ofiltrerat prov | 100 ml | 500 ml | 500 ml | 500 ml | 1500 ml | 500 ml | 500 ml | 500 ml |
| GF/A på plats | 200 ml | 200 ml | 200 ml | 200 ml | 250 ml | | | |
| Centifugering | | | | | | Ja | Ja | Ja |
| Analys direkt | SS (5prov) | | | | SS (2 prov) | | | SS (2 prov) |
| Analys ofiltrerat. prov | . | Tot-P*5 COD Tot-Fe | Tot-P*5 COD Tot-Fe | Tot-P*5 COD Tot-Fe | | Tot-P*5 Tot-Fe | Tot-P Tot-Fe | Tot-P Tot-Fe |
| Analys GF/A filt. prover | COD | COD NO ₃ -N | | | | | | |
| Analys membranfilt. prover | Tot-P PO ₄ -P | PO ₄ -P | PO ₄ -P | PO ₄ -P | Tot-P PO ₄ -P | PO ₄ -P | PO ₄ -P | PO ₄ -P |
| Mängd GF/A-filtrerat prov | 30 ml | 50 ml | | | | | | |
| Mängd membranfiltrerat prov | 75 ml | 100 ml | 100 ml | 100 ml | 150 ml | 100 ml | 100 ml | 100 ml |
| Konservering | Syra | Syra | Syra | Syra | Syra | Syra | Syra | Syra |

BILAGA 3. Provtagningspunkter, antal prov samt analyser massbalans

Teckenförklaring: X_m:online-mätare.

| Provtagningspunkt | Benämning | Antal prov | SS (g/l) | TS (%) | GR (%) | COD (mg/l) | Kj-N (mg/l) | NH₄-N (mg/l) | NO₃-N (mg/l) | Tot-P (mg/l) | PO₄-P (mg/l) | Tot-Fe (mg/l) |
|--------------------------|-----------------------------|-------------------|-----------------|---------------|---------------|-------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------|--------------------------------|----------------------|
| 1 | Ink of | Kont. | | | | X | | | | X | | X |
| 1 | Ink f | Kont. | | | | X | | | | X | | |
| 2 | Försed. of | Kont. | | | | X | | | | X | | X |
| 2 | Försediment erat of | 5 | X | | | | | | | | | |
| 2 | Försediment erat f | 5 | | | | X | | | | X | X | |
| 3 | Efter luftning BB01of | 5 | X _m | | | X | | | | X | | X |
| 3 | Efter luftning BB01f | 5 | | | | X | | X | | | X | |
| 4 | Efter luftning BB07of | 5 | X _m | | | | | | | X | | X |
| 4 | Efter luftning BB07f | 5 | | | | | | | | | X | |
| 5 | Efter luftning BB11of | 5 | X _m | | | | | | | X | | X |
| 5 | Efter luftning BB11f | 5 | | | | | | | | | X | |
| 6 | Utg of | Kont. | X | | | | | | | X | | X |
| 6 | Utg f | 3 | | | | | | | | X | X | |
| 7 | Överskottsslam BB01-BB06 of | 5 | X _m | | | | | | | X | | X |
| 7 | Överskottsslam BB01-BB06 f | 5 | | | | | | X | | | X | |
| 8 | Överskottsslam BB07-BB10 of | 5 | X _m | | | | | | | X | | X |
| 8 | Överskottsslam BB07-BB10 f | 5 | | | | | | | | | X | |
| 9 | Överskottsslam BB11 of | 5 | X | | | | | | | X | | X |
| 9 | Överskottsslam BB11 f | 5 | | | | | | | | | X | |
| 10 | Primärslam of | 3 | | X | X | X | | | | X | | X |
| 11 | Backspolvatten of | 3 | X | | | X | | | | X | | X |
| 11 | Backspolvatten f | 3 | | | | X | | | | | X | |
| 12 | Rejekt centrifug of | 3 | X | | | X | X | | | X | | X |
| 12 | Rejekt centrifug f | 3 | | | | X | X | X | X | | X | |
| 13 | Rejekt slamavv. of | 3 | X | | | X | X | | | X | | X |
| 13 | Rejekt slamavv. f | 3 | | | | X | X | X | X | | X | |

BILAGA 4: Provtagningschema massbalans

| Tidpunkt | Provtagningsplats | Antal prover | Analys direkt (innan konservering) |
|-----------------|--------------------------|---------------------|---|
| 8:30 | Backspolvatten | 1 | SS på ofiltrerat prov. |
| | Rejekt centrifug | 1 | SS |
| | Rejekt slamavv. | 1 | SS |
| | Primärslam | 1 | TS |
| 10:30 | Efter FS | 1 | SS |
| | BB | 3 | |
| | Ö-slam | 3 | BB11: SS |
| | Utg | 1 | SS |
| 13:00 | Backspolvatten | 1 | SS |
| | Rejekt centrifug | 1 | SS |
| | Rejekt slamavv. | 1 | SS |
| | Primärslam | 1 | TS |
| 15:30 | Efter FS | 1 | SS |
| | BB | 3 | |
| | Ö-slam | 3 | BB11:SS |
| | Utg | 1 | SS |
| 17:00 | Backspolvatten | 1 | SS |
| | Rejekt centrifug | 1 | |
| | Rejekt slamavv. | 1 | SS |
| | Primärslam | 1 | TS |
| 20:00 | Efter FS | 1 | SS |
| | BB | 3 | |
| | Ö-slam | 3 | |
| 01:00 | Efter FS | 1 | SS |
| | BB | 3 | |
| | Ö-slam | 3 | |
| 06:00 | Efter FS | 1 | SS |
| | BB | 3 | |
| | Ö-slam | 3 | |

BILAGA 5. Metodbeskrivning för bestämning av S_S m h a flockulering med $ZnSO_4$ (enligt Mamais *et al*).

Bakgrund

Med hjälp av flockulering med $ZnSO_4$ kan VFA-potential bestämmas. VFA-potential står i detta sammanhang för summan av lättnedbrytbart organiskt material (eg VFA) och hydrolyserbart organiskt material, se ekvation 1. VFA-potential representeras av fraktionen lättnedbrytbart, löst COD, S_S .

$$\text{VFA-potential} = \text{VFA} + \text{fermenterbart organiskt material} \quad (1)$$

I korthet går metoden ut på att man membranfiltrerar ett prov som först flockulerats vid fällning av $Zn(OH)_2$ vid pH 10.5. Vid flockuleringen binds kolloider mindre än $0.45\mu\text{m}$ som annars skulle ha stört VFA-potentialbestämningen. Man erhåller alltså ett filtrat som bara innehåller löst organiskt material, som här betecknas S_{COD} . Den inerta fraktionen av det lösta organiska materialet, S_i , måste räknas bort för att erhålla VFA-potential enligt ekvation 2. S_i bestäms genom att göra en COD analys enligt flockuleringsmetoden på utgående vatten.

$$\text{VFA-potential} = S_S = S_{\text{COD}} - S_i \quad (2)$$

Material

• Kemikalier

$ZnSO_4$
6 M NaOH

• Apparatur

500 ml bägare
pH-meter
20 ml pipett
Filtereringsutrustning inkl. $0,45\mu\text{m}$ membranfilter.

Förberedelser

ZnSO₄-lösning (100 g/l): 100 g $ZnSO_4$ /l. Här användes $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ vilket gör att 144 g/l motsvarar 100 g/l $ZnSO_4$.

6 M NaOH: 60,0 g NaOH/250 ml ger en 6 M NaOH-lösning.

Metod

1. 1 ml av 100 g/l $ZnSO_4$ -lösning tillsätts till 100 ml avloppsvatten.
2. Rör om häftigt med magnetomrörare i ca 1 minut.
3. Justera pH till ca 10,5 med 6 M NaOH-lösning.
4. Låt provet flockulera några minuter.
5. Tag ut 20 ml prov från klarfasen med pipett.
6. Filtrera provet genom $0,45\mu\text{m}$ membranfilter.
7. Om COD-analys av provet inte genomförs omedelbart måste provet syra-konserveras (pH 2-3) och förvaras i kylskåp fram till analys.

BILAGA 6. Metodbeskrivning för AUR (enl. Kristensen *et al.*)

Bakgrund

AUR-försök genomförs för att bestämma maximala nitrifikationshastigheten.

Material

- **Kemikalier**
 - (NH₄)₂SO₄
 - NaHCO₃
 - 0,9% NaCl(aq)
 - 4 M H₂SO₄
- **Apparatur**
 1. 2 l provflaska
 2. 2 st 2 l glasbägare
 3. Luftningsanordning
 4. 10 ml provupptagningspruta
 5. Filteringsutrustning
 6. Termometer
 7. 13 st provbehållare

Förberedelser

Bered NH₄-lösningen (1000 mgNH₄-N/l). NaHCO₃ tillsätts för att säkerställa att alkaliniteten inte tar slut under försöket. Väg upp 4,72 g (NH₄)₂SO₄ och 1,10 g NaHCO₃, lös i 1000 ml avjoniserat vatten.

0,9% NaCl: 45 g NaCl/5 l avjonat vatten.

Metod

1. 2 l slam tas från den luftade zonen i luftningsbassängen.
2. *Slamtvätt*: Centrifugera slammet på 850 rpm i ca 2 minuter. Häll bort klarfasen och ersätt den med 0,9% NaCl (undvik vatten eftersom osmotiskt tryck kan spränga cellerna). Centrifugera ytterligare en gång och häll bort klarfasen. Blanda till ca 500 ml slamprov i en 2 l bägare genom att tillsätta 0,9% NaCl till det centrifugerade provet.
3. Tillsätt 20 ml NH₄-lösning till slamprovet. Tillsätt sedan 0,9% NaCl upp till 1000 ml strecket. Detta ger en initial NH₄-N koncentration på 20 mgNH₄-N /l och en NaHCO₃-koncentration på ca 220 mg/l.
4. Placera blandningen i vattenbad för att hålla en vattentemperatur på 20 °C. Kontrollera temperaturen regelbundet under försöket.
5. Lufta blandningen för att hålla slammet i suspension och hålla en syrekoncentration på 6-8 mg O₂/l under hela försöket.
6. Tag ur 10 ml prov var 15:e minut i 3h. Vid två tillfällen under försökets gång tas 25 ml prov ut för analys av slamhalt (SS) och glödförlust (VSS).
7. Filtera proven omedelbart (GF/A-filter) och konservera genom direkt frysning.
8. Analysera proven för NH₄-N, NO₃-N samt NO₂-N.
9. AUR [mgN/gVSS*h] beräknas från lutningen hos kurvan som beskriver NO₃-N/NO₂-N produktion mot tiden. Som kontroll beräknas även lutningen hos NH₄-förbrukningskurvan.

BILAGA 7. Metodbeskrivning för NUR (enl. Kristensen et al., 1992 och Jørgensen et al., 1990)

Bakgrund

NUR-försök genomförs för att bestämma maximala denitrifikationshastigheten.

Material

- **Kemikalier**
 - KNO₃
 - NaAc
 - 4 M H₂SO₄
 - N₂ (g)

- **Apparatur**
 - 2l plastflaska
 - 2l bägare
 - Parafilm som lock
 - Filteringsutrustning
 - Termometer
 - Syremätare
 - Provbehållare

Förberedelser

NO₃-lösning (2000 mg NO₃-N/l): Väg upp 1,444 g KNO₃ och blanda till 100 ml lösning med avjonat vatten.

Acetat-lösning: 25,625 g/l NaAc ger en lösning motsvarande 20 000 mgCOD/l.

Metod

1. 4 l slam tas från slutet av den anoxa zonen i luftningsbassängen.
2. *Slamtvätt:* Centrifugera slammet på 850 rpm i ca 2 minuter. Häll bort klarfasen och ersätt den med 0,9% NaCl (undvik vatten eftersom osmotiskt tryck kan spränga cellerna). Centrifugera ytterligare en gång och häll bort klarfasen. Blanda till ca 1500 ml slamprov genom att tillsätta 0,9% NaCl till det centrifugerade provet.
3. Placera blandningen i vattenbad (20 °C). Kontrollera temperatur regelbundet under försöket.
4. Sätt provet på omrörning (använd magnetomrörare). Mät provets syrehalt, ska vara nere på 0,0 mg O₂/l då denitrifikationsförsöket startar. Kontrollera att provet är syrefritt regelbundet under försöket.
5. Tillsätt avjoniserat vatten upp till ca 1950 ml.
6. Tillsätt 15 ml av acetatlösningen. Initial koncentration 150 mgCOD/l.
7. Tillsätt 30 ml av NO₃-lösningen, erhåller en initial koncentration på 30 mg NO₃-N /l. Nu startar försöket och tidtagning sätts igång.
8. Täck behållaren med Parafilm. Vid uttag av prov används kvävgas, N₂ (g) för att undvika syresättning av provet.
9. Det sk nollprovet tas ut efter 1 minut för att låta allt blanda sig ordentligt i bägaren. Tag ut 30 ml prov för både NO₂/NO₃-N- analys samt löst COD.
10. Tag sedan ur 10 ml prov var 15:e minut i 3h. Vid två tillfällen tas 25 ml prov ut för analys av slamhalt (SS), glödförlust (VSS). Efter halva försökstiden samt i försökets slut tas prover ut för analys av löst COD.

11. Filtrera proven omedelbart (GF/A-filter) och konservera genom direkt frysning. COD-proven konserveras med syra och sparas i kyl fram till analys.
12. Analysera proven för $\text{NO}_3\text{-N}$ samt $\text{NO}_2\text{-N}$. Dessutom COD-analys enligt ovan.
13. NUR [$\text{mgN/gVSS}\cdot\text{h}$] beräknas från lutningen hos kurvan som beskriver $\text{NO}_3\text{-N/NO}_2\text{-N}$ förbrukning mot tiden.

BILAGA 8. Metodbeskrivning VFA-analys med fempunktstitrering

Denna metodbeskrivning erhöles på kursen "Introduktion till bio-P på kommunala reningsverk" som hölls på Öresundsverket hösten 2002.

Material

Termometer
pH-mätare med två decimalers noggrannhet
Konduktivitetsmätare
HCl 0,05 M med titreringsutrustning
NaOH 0,05 M med mätpipett
Mätpipetter med möjlighet att mäta 50 ml, 40 ml och 10 ml.
Provbägare
Destillerat vatten
Omrörare och magnetloppor
Tidtagarur/klocka
(Ev. utrustning för att analysera oorganiskt P, N och S)

Metod

Provet tas om hand direkt efter provtagning.

Mät konduktivitet direkt i flaskan, mS/m (heltal). Mät ev. också oorganiskt P, N och S. På Käppalaverket används resultat från veckoprovsanalys av tot-P som mått på halten P. Halten oorganiskt N erhålls från NH₄-N analys av veckoprov. Halten oorganiskt S anses försumbar.

Blanda provet försiktigt och mät upp 50 ml prov i en bägare. Lägg i en "loppa". Sätt ned pH- och temperatur-elektrodena i provet och sätt på omrörning i 15 s. Anteckna temperaturen på provet. Stäng av omröraren och vänta ytterligare 45 s. Läs sedan av pH med två decimaler.

Titra med 0,05 M HCl till pH 6,7-5,9-5,2 och 4,3 (+/- 0,10). Låt omröraren vara på 30 s efter tillsats, stäng av och vänta ytterligare 30 s. Anteckna åtgången av syra vid varje pH och även pH (med två decimaler).

Om det ursprungliga pH-värdet är mindre än 6,6 tillsätts 0,05 M NaOH till pH 6,7 (+/- 0,10). Det ursprungliga pH-värdet skrivs in som initialt pH och det uppjusterade pH-värdet skrivs in som pH1. Åtgången av NaOH skrivs in som Vx1 och sedan ska denna siffra adderas till VX2-4.

Om totala åtgången av HCl överstigit 20 ml vid pH 4,3 (d v s om alkaliniteten är större än 500 mg CaCO₃/l) görs en spädning av provet. Tag 10 ml och späd med destillerat vatten till 50 ml.

Resultat räknas ut med hjälp av datorprogrammet titra5.

BILAGA 9. Metodbeskrivning P-släpps- och P-upptagsförsök

Denna metodbeskrivning erhöles på kursen "Introduktion till bio-P på kommunala reningsverk" som hölls på Öresundsverket, Helsingborg, hösten 2002.

Material

- Bägare med omrörning
- Möjlighet att lufta slam i reaktorn
- Filter och trattar för filtrering av prov
- Vattenbad
- Termometer
- Utrustning för analys av PO₄-P, VSS och GR.

Förberedelser

Natriumacetatlösning: En stamlösning med 25,625 g/l NaAc ger 20 000 mgCOD/l. Tillsats med 15 ml av denna lösning per liter slam ger koncentrationen 300 mgCOD/l. Tillsatsmängden är satt så att det ska finnas kolkälla tillgänglig i överskott.

Metod

I korthet går metoden ut på att man låter aktivt slam först förluftas och därefter utsättas för anaeroba förhållanden med riklig tillgång på lättillgänglig kolkälla. Därefter följer en period med luftning. Genom att mäta halten fosfatfosfor i filtrerade prover kan man då följa först fosforläppet och sedan fosforupptaget.

Försöket delas in i tre perioder enligt följande:

Period 1: 0.5-1 h luftning. O₂ tillsätts under hela perioden.

Period 2: 3 h anaerobt. Luftningen avstängd.

Period 3: 3 h aerobt. O₂ tillsätts under hela perioden.

Utförande

1. 1800 ml slam från slutet av den luftade zonen i biobassängen används vid försöket.
2. Försöket utförs vid konstant temperatur, gärna i vattenbad.
3. Då luftningen stängts av efter period 1 bör syrehalten kontrolleras för att säkerställa att slammet är anaerobt vid period 2:s början. Kontrollera syrehalten under försökets gång.
4. Natriumacetat tillsätts vid Period 2:s början. Se till att luftningen är avstängd innan tillsats, så att inte kolkällan förbrukas av syret. 27 ml av stamlösningen NaAc tillsätts för att erhålla en initial COD-koncentration på 300 mg/l.
5. 50 ml prov tas ut före start av period 2, direkt efter tillsats av acetat och därefter var 15:e minut under hela försöksperiod 2 och 3 för analys av PO₄-P. Eventuellt kan prov tas mer sällan i slutet av respektive period. Filtrera provet direkt genom GF/A filter. Syrakonservera proven fram till analys.
6. Mätning av SS och VSS görs två gånger under försöket. 25 ml prov tas direkt ur reaktorn. Var noggrann så att provet blir representativt.
7. Fosfatfosforhalten ritas mot tiden. Det maximala P-släppet räknas ut som skillnaden i P i början och i slutet av period 2. Man kan ange det maximala P-släppet både som

mg/l och som mg/g VSS. Fosfatläppshastigheten räknas ut för den del av period 2 då kurvan är linjär, se ekvation 1.

$$n_{släpp} = \frac{P_{II} - P_I}{(t_{II} - t_I) \cdot VSS} \quad (\text{Ekvation 1})$$

| | |
|---------------|--|
| $v_{släpp}$: | Fosfatläppshastighet (mg P/(gVSS*h)) |
| P_I : | Fosfathalten i början av period 2 (mgP/l) |
| P_{II} : | Fosfathalten i slutet av den linjära delen av period 2 (mgP/l) |
| t_I : | Tidpunkten då P_I mäts (h) |
| t_{II} : | Tidpunkten då P_{II} mäts (h) |
| VSS: | Slamhalten i försöksbägaren (g VSS/l) |

P-upptagshastigheten beräknas på motsvarande sätt.