



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 16020

Examensarbete 30 hp  
Juni 2016

# Järns påverkan på biologisk fosforrening

en studie av reningen vid block B vid  
Kungsängsverket, Uppsala

---

Josefin Hansson

## REFERAT

### **Järns påverkan på biologisk fosforrening - en studie av reningen vid block B vid Kungsängsverket, Uppsala**

*Josefin Hansson*

Grundämnet fosfor är essentiellt för alla levande organismer men kan i överskott leda till problem med övergödning. Det finns därför höga krav på halten avloppsreningsverk släpper ut till recipienter. Idag sker stora delar av fosforreningen kemiskt genom dosering av fällningskemikalier. Det finns dock fördelar med att istället använda en biologisk metod som bygger på att reningsförhållandena premierar tillväxt av bakterier med möjlighet att ta upp mer fosfor än de behöver för sin cellväxt. Bakterierna gynnas genom omväxlande anaeroba och aeroba zoner samt en god tillgång på lättillgänglig kolkälla och fosfor. Många reningsverk kombinerar den kemiska och biologiska fosforreningen men de är inte alltid kompatibla och den kemiska kan störa ut den biologiska.

På Kungsängsverket finns sedan 2010 förutsättningar för en biologisk fosforreduktion men processen har inte fungerat tillfredsställande. Anledningen tros vara höga halter järn i slammet. Järnet fäller delar av den fosfor som är nödvändig för processen. Arbetet har därför syftat till att undersöka om det går att tvätta bioslammet på järn och på så sätt nå en fungerande fosforrening; vid vilka järnhalter detta sker och vilka besparingar det skulle kunna leda till för Uppsala Vatten och Avfall AB. För vidare utredning genomfördes ett pilotförsök där två reaktorer byggdes, en referensreaktor och en försöksreaktor. Reaktorerna matades sedan med vatten med olika sammansättning, främst gällande järnhalt. Även befintlig data för verket och uppgifter kring förutsättningarna på andra reningsverk med en fungerande biologisk fosforreduktion undersöktes.

Pilotförsöket visade att det går att tvätta bioslammet på järn då en sjunkande halt sågs under försökets gång. Halten sjönk från 40 mg Fe/g TS till 18 mg Fe/g TS i försöksreaktorn. En fungerande fosforrening uppnåddes aldrig så inga slutsatser gällande besparingar, eller vid vilka järnhalter en fungerande rening sker, kan dras. Andra reningsverk med biologisk fosforrening har kring 10 mg Fe/g TS vilket ger en indikation på vad halten bör vara. Pilotförsöket visade också att dosering av polymer ledde till att stora delar av den inkommande kolkällan fälldes, kolkälla som behövs för fungerande fosfor- och kväverening. Recirkulation av nitratkväve sågs hämma det fosforsläpp som vid fungerande rening ska ske i den anaeroba zonen och tros ha stört reningen under försökets gång. Förutsättningarna för biologisk fosforrening på Kungsängsverket anses inte vara optimala gällande avloppsvattnets sammansättning, recirkulering av nitratkväve till den anaeroba zonen och mängden lättillgänglig kolkälla från hydrolysbassängen.

Nyckelord: avloppsvattenrening, fosfor, biologisk fosforrening, EBPR

*Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet*

*Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala*

## **ABSTRACT**

### **The effect of iron on biological phosphorus removal – a study of the wastewater treatment in line B at the municipal wastewater treatment plant Kungsängsverket, Uppsala**

*Josefin Hansson*

Phosphorus is an essential element but can cause eutrophication when present in high concentrations. Emission requirements from municipal wastewater treatment plants are therefore strict. Today chemical precipitation is common but there are advantages to using a biological method. It is based on creating conditions that favor growth of a special type of bacteria. These bacteria absorb more phosphorus than they need for growth. To do this they need alternating anaerobic and aerobic zones and access to carbon and phosphorus. A combination between the two methods are common but the precipitation chemicals can under some conditions disturb the biological removal.

At Kungsängsverket the process of biological phosphorus removal has been in place since 2010. It has not worked adequately and the reason could be high concentrations of iron in the biological sludge. The purpose of this thesis has therefore been to investigate whether it is possible to wash out the iron from the bio-sludge and as a result reach a satisfying reduction of phosphorus, to see at which iron content this might happen and what kind of savings a functioning biological phosphorus removal might lead to for Uppsala Vatten och Avfall AB. To test the hypothesis two reactors were built, a reference reactor and an experimental reactor. The two were fed with water with different compositions, primarily regarding iron content. Also, existing data was examined from the plant and records regarding sludge composition at plants with working biological phosphorus removal.

The pilot test showed that it was possible to wash out the iron from the biological sludge. Iron content in the experimental reactor went down from 40 mg Fe/g DM to 18 mg Fe/g DM. A satisfying reduction of phosphorus was never achieved and no conclusions can be drawn regarding savings or at which iron content a reduction might happen. Other wastewater treatment plants with biological phosphorus reduction have shown to have a content of about 10 mg Fe/g DM which can be used as an indication. According to the pilot test dosing of polymer can lead to a large precipitation of carbon source. Lack of carbon will inhibit phosphorus and nitrogen removal. Circulation of nitrate repressed the release of phosphate in the anaerobic zone and is believed to have disturbed the removal during the pilot. The conditions for biological phosphorus removal at Kungsängsverket are not ideal as to the composition of the wastewater, the circulation of nitrate to the anaerobic zone and the amount of carbon source from the hydrolysis.

Key words: wastewater treatment, phosphorus, biological phosphorus removal, EBPR

*Department of earth science, Uppsala university*

*Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala*

## FÖRORD

Examensarbetet har utförts som en del av civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik. En utbildning som läses både vid Uppsala universitet och vid Sveriges lantbruksuniversitet. Vidare har arbetet utförts på uppdrag av Uppsala Vatten och Avfall AB vid Kungsängsverket i Uppsala. Jesper Olsson har agerat handledare för examensarbetet och Roger Herbert vid institutionen för geovetenskaper har varit ämnesgranskare.

Ett varmt tack till medarbetare på Uppsala Vatten och Avfall AB för ett varmt välkomnande och Roger Herbert för hjälp och stöd på vägen. Ett extra tack till Jesper Olsson för idéer, snabba svar oavsett tid på dygnet och allmänt stöd under tiden projektet pågått. Två till som förtjänar ett extra tack är Eric Cato som agerat hjälp på plats på Kungsgängsverket och Mitra Monshi-Zadeh som initialt var handledare på plats.

*Josefin Hansson*  
*Uppsala, juni 2016*

Copyright © Josefin Hansson och Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.  
UPTEC W 16 020, ISSN 1401-5765  
Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2016

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Fosfor är ett grundämne som är livsnödvändigt för alla levande organismer. Det är också ett ämne som inte finns i obegränsad mängd på jorden utan kan ta slut. För stora tillsatser av fosfor i vattendrag och sjöar kan dock leda till ett överskott på näringsämnen. På sikt kan vattnet bli övergött och syrefattigt vilket gör det svårt för organismer att överleva. I avloppsvatten är det god tillgång på fosfor och avloppsreningsverk som tar emot vattnet måste därför ha en fungerande process för att avskilja ämnet. Fosfor är ett ämne som bara kan tas ut på ett sätt från avloppsvatten, via det slam som cirkuleras i reningsprocessen. Slammet består av mikroorganismer och partiklar. Organismerna tar upp näringsämnen ur vattnet och bidrar på så sätt till att rena det. Mängden slam ökar i takt med att mikroorganismerna växer till och det tas regelbundet ut slam ur systemet. Ju mer fosfor som organismerna har tagit upp desto mer kommer som en följd tas ut. När slammet cirkuleras på det sätt som beskrivs ovan, och blandas med det inkommande vattnet, kallas processen aktivslamprocess och renar förutom fosfor också kväve på ett effektivt sätt.

För att flytta fosfor från vattnet till slammet finns två huvudmetoder. Den vanligaste är idag kemisk fosforavskiljning. Då tillsätts kemikalier som fosfor kan binda till och bilda större och tyngre flockar. Dessa kan efter det falla till botten av bassängen när vattnet flödar långsamt, så kallad sedimentering. Slammet på botten tas ut och man får då en reduktion av fosfor. Denna process leder till ett stort användande av kemikalier och transport av desamma. Tvärtemot det miljötänk som idag är viktigt i alla delar av samhället.

Den metod som istället kan användas med mindre kemikalier är biologisk fosforavskiljning. Vid denna process används bakterier som har möjlighet att ta upp mer fosfor än de behöver. För att de ska kunna göra det krävs rätt förutsättningar. Reningen sker i två steg där det första leder till en ökad mängd fosfor i vattnet och det andra till ett stort upptag av fosfor. Båda stegen är viktiga och totalt kommer mer fosfor ha tagits upp än släppts ut och man får på så sätt en minskad koncentration i vattnet. Bakterierna behöver passera en anaerob bassäng, en zon helt utan syre och nitrat, där de genomför det första steget av reningen. Efter detta steg behövs en aerob bassäng, vilket är en väl syresatt zon, där det andra steget kan ske. Sedan tas det ut slam på samma sätt som vid den kemiska metoden. På så sätt fås en minskning av fosfor i systemet. Bakterierna behöver, förutom zonerna, stor tillgång på kolkälla och fosfor. Ofta nyttjas primärt den kolkälla och fosfor som redan finns i inkommande vatten.

På Kungsängsverket, som renar stora delar av avloppsvattnet från Uppsala med omnejd, byggde man 2010 om för att få förutsättningarna för en biologisk fosforreduktion. Förhoppningen var att ombyggnationen skulle leda till en minskad användning av fällningskemikalier. Denna rening har dock inte fungerat tillfredsställande och samma mängd kemikalier används fortfarande. På reningsverket finns tre block som renar vattnet och det var ett av blocken som byggdes om, block B. De övriga två fungerar som innan med kemisk fällning av fosfor. Trots att det idag inte doseras några fällningskemikalier till block B cirkuleras det hela tiden slam till början av blocket. Detta slam är ett kemslam som kommer

från den dosering av fällningskemikalier som görs innan vattnet släpps tillbaka ut i ett närliggande vattendrag. I kemslammet finns stora mängder järn som tros fälla delar av den fosfor som behövs för en fungerande rening.

För att undersöka hur man på Kungsängsverket skulle kunna gå tillväga för att motverka problemet genomfördes under våren 2016 ett pilotförsök. Två reaktorer byggdes där inkommande vatten kunde renas. Vatten togs sedan från två olika platser på verket där det ena innehöll mycket låga koncentrationer järn och det andra högre koncentrationer. På så sätt undersöktes om det gick att få fram ett slam med låg koncentration järn och en fungerande fosforreduktion. Den andra reaktorn användes som referens och drevs på det sätt som reningen idag fungerar på Kungsängsverket. Syftet var alltså att undersöka om det går att tvätta ett slam på järn och på så sätt nå en fungerande rening. Vidare undersöka vid vilka järnhalter en fungerande fosforrening skulle kunna nås och ifall en fungerande rening kan spara pengar för Uppsala Vatten och Avfall AB.

Pilotförsöket visade att det går att tvätta bioslammet på järn då resultaten visade en sjunkande halt järn i slammet i försöksreaktorn. Det gick dock inte att uppnå en fungerande fosforrening så några exakta svar på vid vilka järnhalter i slam detta sker går ej att ge. Andra reningsverk som har en fungerande fosforrening har dock visat sig ha cirka 10 mg Fe/g TS. Halten anger hur mycket järn som finns i slammet. Vid försöket doserades polymer till vattnet in till försöksreaktorn. Polymer doseras för att öka fällningen av partiklar och sågs fälla stora delar av den inkommande kolkällan. På sikt kan det här, storskaligt, störa både fosfor- och kvävereningen vilka båda är beroende av kolkälla för att fungera. Biologisk fosforrening kan störas av nitrat i den anaeroba zonen vilket även framkom från pilotförsöket. En högre halt nitrat in till den anaeroba zonen ledde till att det första steget av reningen, fosforsläppet, försämrades.

Då befintlig data från verket undersöktes visade det sig att den halt kolkälla som finns i inkommande vatten är låg vilket kan leda till dålig fosforreduktion. På samma sätt recirkuleras nitrat till den fullskaliga anaeroba zonen vilket tros påverka reningen negativt. Då en fungerande rening aldrig uppnåddes i försöksreaktorn har inga slutsatser gällande besparingar kunnat dras.

## ORDLISTA

|                                         |                                                                                                                    |
|-----------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Aerob</b>                            | Syresatt processteg eller zon.                                                                                     |
| <b>Ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N)</b> | Den del av kväveinnehållet som finns som ammonium.                                                                 |
| <b>Anaerob</b>                          | Processteg eller zon utan syre eller nitrat.                                                                       |
| <b>Anox</b>                             | Processteg eller zon utan syre, men med tillgång på nitrat.                                                        |
| <b>Askrest</b>                          | Den del av slammets innehåll som inte går att förbränna.                                                           |
| <b>Assimilation</b>                     | Upptag och inlagring av näringsämnen till organismer för tillväxt.                                                 |
| <b>BOD<sub>7</sub></b>                  | Biokemisk syreförbrukning                                                                                          |
| <b>COD</b>                              | Kemisk syreförbrukning. Den delen av föroreningar i vattnet som kan oxideras med ett förutbestämt oxidationsmedel. |
| <b>EBPR</b>                             | Enhanced biological phosphorus removal                                                                             |
| <b>Eukaryoter</b>                       | Organism med cellkärna och en avancerad uppbyggnad.                                                                |
| <b>Fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P)</b>  | Fosfatinnehållet som finns som ortofosfat i löst form.                                                             |
| <b>GAO</b>                              | Glykogenackumulerande organismer                                                                                   |
| <b>Glödförlust (VSS)</b>                | Slammets innehåll av organiskt material, organismer.                                                               |
| <b>Nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N)</b>   | Den del av kväveinnehållet som finns som nitrat.                                                                   |
| <b>PAO</b>                              | Polyfosfatackumulerande organismer.                                                                                |
| <b>PHA</b>                              | Polyhydroxyalkanoat, polyester.                                                                                    |
| <b>PHB</b>                              | Polyhydroxybutyrat, en typ av PHA.                                                                                 |
| <b>Prokaryoter</b>                      | Enkel encellig organism utan cellkärna.                                                                            |
| <b>Slamålder</b>                        | Den genomsnittliga tid en slampartikel finns kvar i reningsprocessen.                                              |
| <b>Sidoströmshydrolys (SSH)</b>         | Anaerob zon dit en delström av returslammet leds för biologisk fosforrening och hydrolys.                          |
| <b>Standardavvikelse</b>                | Hur stor avvikelse som i genomsnitt finns från medelvärdet för en population.                                      |

|                                     |                                                                             |
|-------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| <b>Torrsubstans</b>                 | Den totala halten material i ett slam.                                      |
| <b>Totalfosfor<br/>(tot-P)</b>      | Det totala innehållet av fosfor i vattnet.                                  |
| <b>Uppehållstid (HRT)</b>           | Den tid inkommande vatten befinner sig i reningssteget.                     |
| <b>VFA (flyktiga<br/>fettsyror)</b> | Lättillgängligt organiskt material som tas upp av PAO i den anaeroba fasen. |

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

|                                                                |            |
|----------------------------------------------------------------|------------|
| <b>Referat .....</b>                                           | <b>i</b>   |
| <b>Abstract .....</b>                                          | <b>ii</b>  |
| <b>Förord .....</b>                                            | <b>iii</b> |
| <b>Populärvetenskaplig sammanfattning .....</b>                | <b>iv</b>  |
| <b>Ordlista .....</b>                                          | <b>vi</b>  |
| 1 Inledning .....                                              | 1          |
| 1.1 Syfte .....                                                | 2          |
| 1.2 Avgränsningar .....                                        | 2          |
| 2 Bakgrund .....                                               | 3          |
| 2.1 Fosfor .....                                               | 3          |
| 2.2 Kemisk fosforavskiljning .....                             | 3          |
| 2.3 Biologisk fosforavskiljning .....                          | 4          |
| 2.3.1 Biokemisk modell för biologisk fosforavskiljning .....   | 5          |
| 2.3.2 Mikroorganismer vid biologisk fosforavskiljning .....    | 7          |
| 2.3.3 Viktiga parametrar vid biologisk fosforavskiljning ..... | 9          |
| 2.3.4 Vanliga störningar vid biologisk fosforavskiljning ..... | 11         |
| 2.3.5 Hydrolysens roll vid biologisk fosforavskiljning .....   | 13         |
| 2.3.6 Kombinerad biologisk och kemisk fosforavskiljning .....  | 13         |
| 3 Kungsängsverket .....                                        | 16         |
| 3.1 Reningskrav .....                                          | 17         |
| 3.2 Kemisk rening .....                                        | 17         |
| 3.3 Biologisk rening .....                                     | 18         |
| 3.4 Tidigare försök vid Block B .....                          | 19         |
| 4 Metod .....                                                  | 22         |
| 4.1 Befintliga data .....                                      | 22         |
| 4.2 Pilotförsökets uppställning och genomförande .....         | 22         |
| 4.2.1 Löpande provtagningar .....                              | 25         |
| 4.2.2 Utvärdering av slam efter pilotförsök .....              | 26         |
| 5 Resultat .....                                               | 29         |
| 5.1 Befintliga data .....                                      | 29         |
| 5.2 Pilotförsök .....                                          | 31         |

|        |                                                                             |    |
|--------|-----------------------------------------------------------------------------|----|
| 5.2.1  | Analysresultat dagliga mätningar .....                                      | 31 |
| 5.2.2  | Linjär regression av nitrats påverkan på fosforavskiljning och P-släpp..... | 34 |
| 5.2.3  | Analysresultat från ackrediterat laboratorium .....                         | 35 |
| 5.2.4  | Utvärdering av slam från pilotförsök.....                                   | 37 |
| 6      | Diskussion .....                                                            | 40 |
| 6.1    | Befintliga data.....                                                        | 40 |
| 6.2    | Pilotförsök.....                                                            | 41 |
| 6.2.1  | Analysresultat från dagliga provtagningar .....                             | 41 |
| 6.2.2  | Linjär regression av nitrats påverkan av fosforavskiljning och P-släpp..... | 43 |
| 6.2.3  | Analysresultat från ackrediterat laboratorium .....                         | 43 |
| 6.2.4  | Utvärdering av slam från pilotförsök.....                                   | 45 |
| 6.3    | Felkällor .....                                                             | 46 |
| 7      | Slutsatser.....                                                             | 47 |
| 8      | Vidare arbete vid Kungsängsverket.....                                      | 48 |
| 9      | Referenser .....                                                            | 49 |
| 9.1    | Litterära källor och internetreferenser .....                               | 49 |
| 9.2    | Personlig kommunikation .....                                               | 52 |
| 10     | Bilagor .....                                                               | 53 |
| 10.1   | Bilaga 1 - Översiktsbilder .....                                            | 53 |
| 10.2   | Bilaga 2 - Metoder infärgning av slam.....                                  | 55 |
| 10.2.1 | Gohar:s infärgningsmetod för polyfosfat .....                               | 55 |
| 10.2.2 | Sudan Black:s infärgningsmetod för PHA .....                                | 55 |
| 10.3   | Bilaga 3 – Samtliga mätvärden .....                                         | 56 |
| 10.3.1 | Analysresultat dagliga mätningar .....                                      | 56 |
| 10.3.2 | Analysresultat från ackrediterat laboratorium .....                         | 60 |

# 1 INLEDNING

Fosfor är ett ämne som ständigt inkommer till avloppsreningsverk. Avskiljningen av näringsämnet är viktig på grund av den ändliga resurs grundämnet är och på grund av de problem med övergödning som kan uppstå vid utsläpp av för höga halter (Borglund, 2004). Tykesson (2005) beskriver hur de flesta näringsämnena kan renas genom flera processer vid avloppsreningsverk. Det som särskiljer fosfor är dock att det enbart skiljs ut via ett uttag av slam med en hög fosforhalt.

Idag är fosforrening via kemisk fällning den främsta metoden för rening av fosfor (Borglund, 2004). Metoden är användbar då Sverige har höga krav på en låg halt fosfor i utgående vatten men leder till en stor förbrukning av kemikalier (Särner m.fl., 2004). Det ger även en ökad kostnad för reningsverken i form av inköp, transport och en ökad mängd slam (Jansen m.fl., 2009). Visst fosforupptag pågår vid all biologisk rening via assimilation, utskiljning av den partikulära fraktionen vid sedimentering och vid fällning med naturligt förekommande metaller (Tykesson, 2005). Biologisk fosforrening (EBPR<sup>1</sup>), vilken är ett alternativ till kemisk rening, går enligt Tykesson (2005) ut på att flytta den fosfor som finns löst i avloppsvattnet till slammet via bakterier. Detta görs genom att skapa förhållanden som är gynnsamma för just den här typen av bakterier. En fördel med den biologiska metoden är till exempel en minskning av slammängd och med det minskade kostnader för behandling och slutförvaring. Man får också ett slam av en högre kvalitet och en minskad kostnad för fällningskemikalier. Processen är dock beroende av inkommande vattens sammansättning och har en varierande stabilitet (Janssen, 2002).

Kungsängsverket i Uppsala byggde under 2010–2011 om ett av de biologiska reningsstegen (block B) till en biologisk fosforreduktion med sidoströmshydrolys (SSH). Ett av målen med ombyggnationen var att minska mängden fällningskemikalier som användes. Trots ombyggnationen fungerar den biologiska fosforreningen idag inte tillfredställande vilket resulterar i en användning av samma mängd fällningskemikalier som innan ombyggnationen. I detta arbete har en hypotes till varför utretts i laboratorieskala. Två reaktorer med stegvis biologisk rening (SBR) drevs där de omständigheter som finns på verket efterliknades så långt det var möjligt. Parallellt placerades en anaerob zon som efterliknar den sidoströmshydrolys som idag finns på verket. Den ena reaktorn matades med inkommande vatten utan högt järninnehåll, försöksreaktor, och den andra med det vatten som idag når biosteg B, referensreaktor, med en högre järnhalt. Reningen bevakades genom löpande provtagningar och eventuella skillnader i slamegenskaper utreddes i slutet av projektet genom tre olika utvärderingsmetoder.

---

<sup>1</sup> Enhanced Biological Phosphorus Removal

## **1.1 SYFTE**

Syftet har varit att, genom försök i labbskala, undersöka om det går att tvätta bioslammet vid Kungsängsverket på järn och på så sätt nå en fungerande fosforreningsprocess. Vidare använda de resultaten för att besvara vid vilka järnhalter i slammet en tillfredsställande rening kan uppnås och vilka eventuella besparingar en fungerande fosforrening kan leda till för Uppsala Vatten och Avfall AB.

## **1.2 AVGRÄNSNINGAR**

Projektet har varit tidsbegränsat till de 20 veckor under vilka ett examensarbete genomförs. Utöver det har laborationsdelen av projektet tilldelats 12 veckor och då endast veckodagar.

Möjligheten att nå en exakt likhet mellan den storskaliga reningen på Kungsängsverket och pilotförsöket var begränsad. Tekniken med satsvis biologisk rening är dock vanlig vid försök i labbskala och anses ha gett en tillräcklig likhet för detta försök.

## 2 BAKGRUND

I detta avsnitt beskrivs den teori som ligger bakom kemisk och biologisk fosforrening. Även de mikroorganismer som finns närvarande vid reningen och den biokemiska modell som ligger till grund för den senare reningsmetoden sammanfattas. Vidare beskrivs de störningar som kan minska metodens effektivitet och i synnerhet den inverkan fällningskemikalier med järn har vid kombination av kemisk och biologisk fosforrening.

### 2.1 FOSFOR

I naturen återfinns fosfor i alla levande organismer. Mineraler som apatit och fosforit binder även stora delar av den naturligt förekommande fosfor. Från dessa källor förs det kontinuerligt fosfor till vattendrag, sjöar och hav. Fosfor är en ändlig resurs som måste hushållas med för att den inte ska ta slut (Borglund, 2004). Ämnet står även för ett av de största bidragen till övergödning i hav och sjöar. Den fosfor som finns i vattendrag kommer till viss del från avloppsvatten och mängden kan därför begränsas genom avskiljning i avloppsreningsverk (Tykesson, 2005). Fosfor återfinns i avloppsvatten som oorganiskt fosfor och organiskt bundet fosfor. Den oorganiska delen är främst i formerna ortofosfat och polyfosfat. Ortofosfat kan organismer ta upp direkt medan polyfosfat behöver brytas ner till ortofosfat först (Tchobanoglous m.fl., 2004). Det finns en viss andel av den organiskt bundna fosfor som är partikulär. I den partikulära delen ingår även den fosfor som finns kemiskt bunden i systemet. Denna del binder främst till fasta partiklar som innehåller järn, aluminium, kalcium och magnesium. Fällningskemikalierna kan antingen finnas i inkommande vatten eller tillsättas för att initiera kemisk fosforrening (Janssen, 2002). I stort sett all löst fosfor finns efter den biologiska reningen som ortofosfat och den partikulära delen avskiljs genom mekanisk rening ( Henze m.fl., 1997; Borglund, 2004).

### 2.2 KEMISK FOSFORAVSKILJNING

Det vanligaste sättet att rena avloppsvatten från fosfor är i dagsläget genom kemisk fällning. I avloppsvattnet är det fosfor i form av ortofosfat som binder in och fäller ut. Vid kemisk fällning kan ämnet fällas ut på tre olika sätt:

- Fosfor binder in direkt till fällningskemikalien, så kallad fosfatutfällning.
- Fosfatpartiklar bildas i vattnet och fäster till metallhydroxidernas yta, så kallad hydroxidfällning.
- Fosfor adsorberar till de partiklar som simultant fälls ut, så kallad partikelfällning.

Slamflockar bildas och via sedimentation kan de tre fällningstyperna tas ut med slammet och på så sätt fås en reduktion av fosfor (Svenskt vatten AB, 2013). Några vanliga fällningskemikalier som används är järn, kalcium och aluminium (Tchobanoglous m.fl., 2004). Det är dock endast  $\text{Al}^{3+}$  och  $\text{Fe}^{3+}$  som har egenskapen att bilda hydroxidfällningar,  $\text{Fe}^{2+}$  och  $\text{Ca}^{2+}$  kan endast bilda fosfatfällningar. Eftersom det krävs hydroxidfällningar för att få flockbildning behöver en del av det tvåvärda järnet oxideras till trevärt för hydroxidbildning. Vid användning av kalcium behöver det parallellt bildas kalciumkarbonat

och magnesiumhydroxid som kan agera flockbildare (Svenskt vatten AB, 2013). Henze (1997) nämner skillnaden mellan de olika fällningskemikalierna. Järn och aluminium är mycket lika och beror av molförhållandet mellan den tillsatta kemikalien och den tillgängliga ortofosfaten. Kalcium är dock väldigt beroende av vattnets pH och alkalinitet.

Vad gäller fällning med järn och aluminium faller en mol av kemikalierna en mol fosfat (Tchobanoglous, 2004). Tchobanoglous (2004) nämner dock att molförhållandena ska tas med en nypa salt på grund av att det finns många konkurrerande reaktioner som alla har olika jämviktskonstanter. Faktorer som också spelar in är pH, alkalinitet och spårämnen som finns närvarande vid fällningen. Dosering för enskilda verk bör därför bestämmas genom pilottest och så småningom implementering storskaligt.

Vart i reningsprocessen fällningskemikalierna ska doseras varierar mycket. Det finns tre huvudprinciper som används: förfällning, simultanfällning och efterfällning. Vid förfällning doseras kemikalierna på det inkommande vattnet i början av verket och fällningen tas sedan ut med primärslammet. Simultanfällning innebär dosering i samband med den biologiska reningen. Denna dosering kan ske på vattnet in till den biologiska reningen, direkt i den biologiska reningen eller på det utgående vattnet från den biologiska reningen. Dosering som efterfällning innebär dosering efter den andra sedimenteringen och fällningen avskiljs genom ytterligare sedimentering eller med hjälp av filtrering av utgående vatten (Tchobanoglous m.fl., 2004).

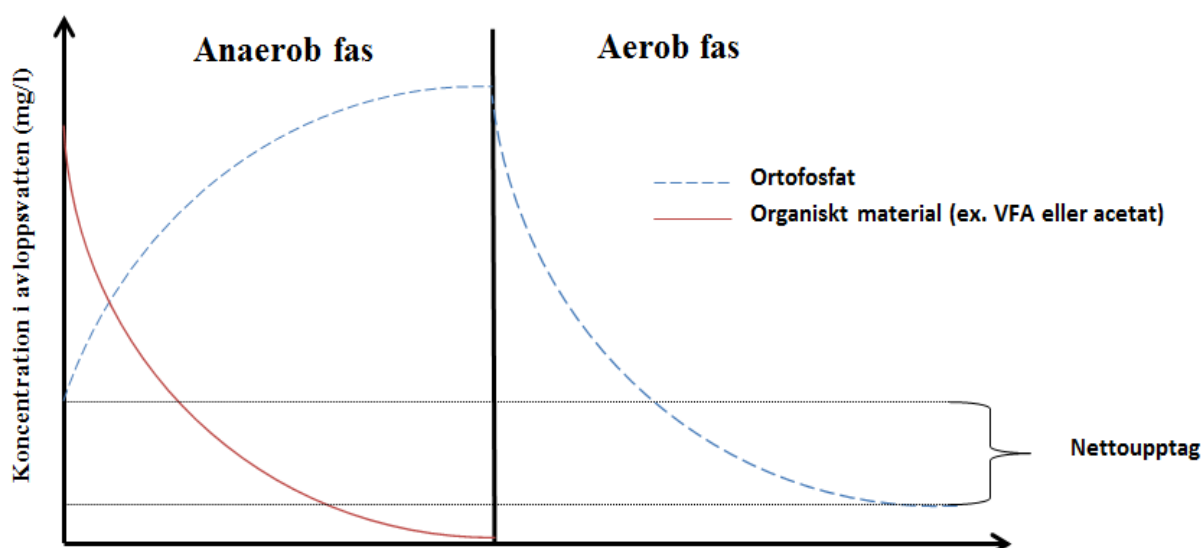
### **2.3 BIOLOGISK FOSFORAVSKILJNING**

Alternativet till kemisk fällning är EBPR vilken också benämns Bio-P-process. Metoden går enligt Tykesson (2005) ut på att flytta den fosfor som finns löst i avloppsvattnet till slammet via bakterier. Biologisk fosforavskiljning upptäcktes av en slump då ett ökat biologiskt upptag av fosfat vid en aktivslamprocess, så kallat lyxupptag, rapporterades i Indien 1959 (Janssen, 2002). I nuläget finns det i Sverige ett nätverk bestående av 20 kommuner som använder biologisk fosforavskiljning. Nätverket är till för att utbyta erfarenheter och öka kunskapen om reningsmetoden (Jansen m.fl., 2009).

Biologisk fosforavskiljning sker kontinuerligt under reningen vid avloppsreningsverk med biologisk rening via organismer närvarande i slammet. Organismerna tar upp (assimilerar) fosfor för sin cellbyggnad. I och med detta följer en viss del fosfor med överskottsslammet ut (Mino m.fl., 1998; Svenskt vatten AB, 2013). Särner m.fl. (2004) nämner dock att denna typ av fosforreduktion inte brukar kallas biologisk fosforrening. Tykesson (2005) talar även om en utfällning av fosfor med i vattnet naturligt förekommande joner, men bidraget anses litet. För de reningsverk som har en utökad biologisk fosforavskiljning krävs enligt Tykesson (2005) anaeroba och anoxa/aeroba zoner. Mino m.fl., (1998) nämner att just uppbyggnaden med anaerob och anox/aerob zon leder till att bakterier som ackumulerar poly-P (polyfosfat) kommer gynnas. Det här beskrivs ytterligare av Seviour m.fl. (2003) som anger att orsaken till dominansen är organismernas möjlighet att växa med endast intern energi och kolkälla.

Eftersom en fungerande EBPR är beroende av dessa bakterier är processens effektivitet direkt relaterad till mängden närvarande organismer (Janssen, 2002).

Organismerna kallas polyfosfatackumulerande organismer (PAO) och tar i den anaeroba zonen upp lättillgängligt organiskt material som lagras i cellen som polyhydroxyalkanoater (PHA) (Mino m.fl., 1998; Janssen, 2002). På grund av avsaknaden av syre i den anaeroba zonen är förmågan att lagra det organiska materialet mycket låg och det krävs därför energi från någon annan process. Denna energi fås från poly-P som finns lagrat i cellen som sönderdelas till ortofosfat och transporteras ut från cellen (Svenskt vatten AB, 2013). I den anaeroba zonen kommer därför halten fosfat öka samtidigt som lättillgängligt organiskt material lagras och koncentrationen i vattnet minskar. I den efterföljande aeroba/anoxiska zonen kommer den PHA som tagits upp användas som kolkälla vid tillväxt. Mino m.fl. (1998) beskriver då ett återupptag av ortofosfat och inlagring av poly-P via oxidering av PHA i cellen. En principskiss över den anaeroba och aeroba fasen kan ses i Figur 1. Uttaget av överskottsslam leder även vid denna process till ett minskat fosforinnehåll i vattnet (Svenskt vatten AB, 2013).



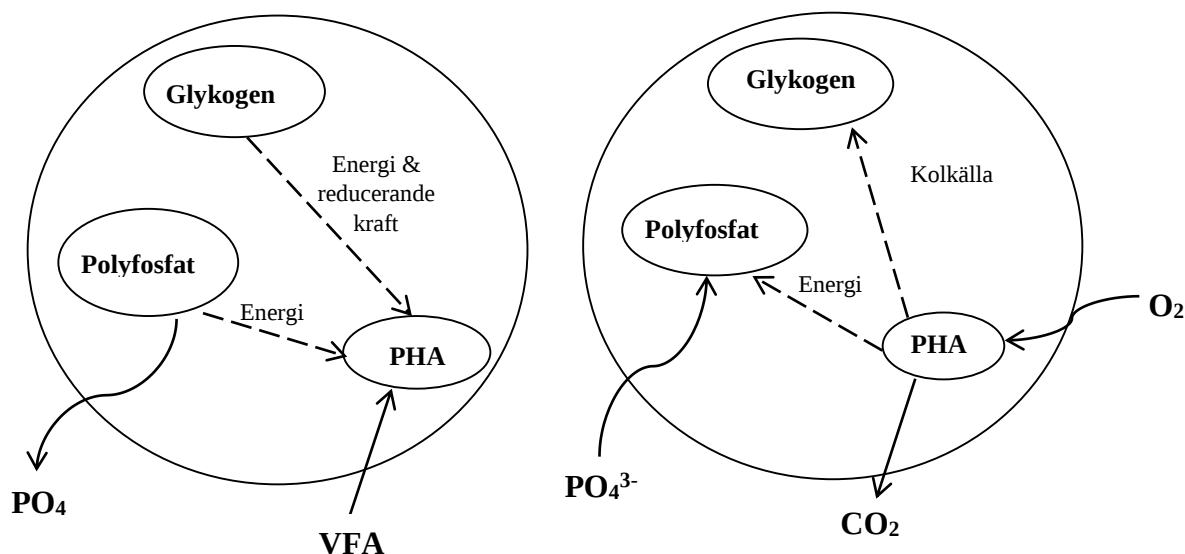
**Figur 1** Principen för biologisk fosforrening där koncentrationen ortofosfat först ökar i den anaeroba fasen och sedan minskar i den aeroba fasen samtidigt som organiska fettsyror tas upp i den anaeroba fasen. Figuren är modifierad från Janssen (2002).

### 2.3.1 Biokemisk modell för biologisk fosforavskiljning

Lättillgängligt organiskt material tas upp och lagras i cellen av PAO under den anaeroba fasen. Det organiska materialet kan vara acetat eller andra flyktiga fettsyror (VFA) och lagras in i organismerna som PHA (Tykesson, 2005). Mino m.fl. (1998) nämner behovet av en reducerande kraft då det krävs för PHA:s syntes. Det krävs alltså en donation av elektroner från andra komponenter för att lagra in PHA som är en mer reducerad komponent än de

flyktiga fettsyror. Även Tykesson (2005) nämner att det krävs energi och en reducerande kraft för processen. Denna kraft kan enligt båda författarna fås genom två olika biokemiska modeller: Comeau/Wentzel-modellen eller Mino-modellen. Båda modellerna får energin för inlagring av PHA vid nedbrytningen av polyfosfat till ortofosfat men föreslår två olika källor till den reducerande kraften. Enligt Comeau/Wentzel-modellen fås kraften från att citronsyracykeln anaerobt oxiderar acetat (eller liknande substrat) till  $\text{CO}_2$  vilket genererar en reducerande kraft i form av NADH (Comeau m.fl., 1986). Enligt Mino-modellen fås dock den reducerande kraften från anaerob reduktion av lagrat glykogen (Arun m.fl., 1988). Enligt Mino-modellen fås även ATP från reduktionen vilket leder till ytterligare en energikälla utöver den från polyfosfat (Tykesson, 2005). Mino m.fl. (1998) lyfter flertalet experiment som talar emot den första modellen men anser samtidigt att den inte helt kan avskrivas. Samma författare anser även att citronsyracykeln främst är aktiv vid respiration, aerob/anoxisk, och alltså inte under den anaeroba fasen då den reducerande kraften behövs. Det finns enligt författaren ingenting som motsäger att citronsyracykeln spelar en viss roll i metabolismen. Seviour m.fl. (2003) styrker det Mino m.fl. (1998) skriver och anser att glykogen spelar en nyckelroll vid EBPR. Det finns även resultat från Hesselmann m.fl. (1999) som nämner citronsyracykeln som ett möjligt sätt att få reducerande kraft om den från glykogenet inte skulle räcka till.

Den aeroba processen är inte lika omtalad som den anaeroba och benämns av Tykesson (2005) som mindre avancerad. När organismerna når de syresatta eller anoxiska zonerna kommer syre eller nitrat oxideras. Energin som då fås används för tillväxt, för att ta upp ortofosfat från vattnet och lagra det som polyfosfat och för att återskapa glykogenreserven (Janssen, 2002). Tykesson (2005) nämner att återlagringen av glykogen sker enligt Mino-modellen. En förenklad skiss över denna modell kan ses i Figur 2.



**Figur 2** Den anaeroba (t.v.) och den aeroba (t.h.) biokemiska modellen enligt Mino-modellen för PAO, modifierad från Tykesson (2002).

### 2.3.2 Mikroorganismer vid biologisk fosforavskiljning

Det är enligt Tykesson (2005) främst bakterier som är närvarande vid EBPR. Det är dock inte identifierat exakt vilka bakterier som genomför processen men man är idag medveten om vilken miljö som främjar deras tillväxt. Det krävs en initial anaerob zon följt av aeroba/anoxiska zoner. I den anaeroba zonen behövs även tillgång på lättillgängligt organiskt material såsom VFA. Under dessa förhållanden kan även glykogenackumulerande organismer (GAO) växa till. GAO tar dock inte upp fosfor i den efterföljande aeroba fasen och är därför inte gynnsamma vid EBPR. Konkurrens kan därför uppstå mellan de två organismerna (Tykesson, 2005; Oehmen m.fl., 2007). Oehmen m.fl. (2007) beskriver hur GAO har glykogen som främsta energikälla och förbrukar därför en större mängd än PAO vilket ökar deras konkurrenskraftighet avsevärt. Denna konkurrenssituation är en viktig parameter vid biologisk fosforavskiljning och beskrivs ytterligare i avsnitt 0.

Vid processen beskriven ovan sker merparten av fosforupptaget i en aerob zon. Oehmen m.fl. (2007) beskriver även hur fosforackumulation kan ske i anoxa zoner. Det är då en typ av denitrifierande PAO (DPAO) som kan använda nitrit eller nitrat som elektronacceptor istället för syre. Detta leder till att organismerna har möjlighet att utföra denitrifikation och fosforupptag simultant (Tykesson, 2005).

Enligt mikrobiologin finns bakterier, arkéer och eukaryoter. De PAO och GAO som finns föreslagna benämns enligt Tykesson (2005) som proteobakterier vilka har fem ytterligare undergrupper. Den undergrupp som främst nämns är beta-proteobakterierna, men även alpha- och gamma- proteobakterier finns nämnda (Prescott m.fl., 1999 citerat av Tykesson, 2005).

#### ***Polyfosfatackumulerande organismer (PAO)***

*Acinetobacter* ansågs tidigt vara de mest betydelsefulla bakterierna för EBPR (Tykesson, 2005). Mino m.fl. (1998) anser dock att denna bakterie inte främst är ansvarig för bio-P. Janssen (2002) nämner att det finns poly-P organismer och PAO där poly-P organismer endast tar upp fosfor för sitt eget underhåll. Där nämns *Acinetobacter* som just en poly-P-organism. Seviour m.fl. (2003) anser dock att man inte helt kan avskriva deras betydelse för biologisk fosforrening då deras styrka kan finnas i andra delar av fosforprocessen. Liu m.fl. (2005) drog slutsatsen att *Acinetobacter* finns närvarande vid EBPR, men att de inte ackumulerar fosfor. Liu m.fl. (2005) slår även fast att identifieringen av bakterierna ansvariga för processen förblir ofärdig. Redan Mino m.fl. (1998) skrev om en stor diversitet hos mikrober vid processen.

Jeon m.fl. (2003) visade genom försök att organismer besläktade med en *Rhodocyclus*-liknande grupp inom beta-Proteobakterierna var ansvariga för det biologiska upptaget av fosfor i en SBR. Liknande fynd nämns av Hesselmann m.fl. (1999) som nämner *Candidatus Accumulibacter phosphatis* som en grupp som spelar stor roll vid EBPR. De benämns i litteraturen främst som *Accumulibacter* (Tykesson, 2005; Oehmen m.fl., 2007). I

en studie där 28 danska kommunala avloppsreningsverk studerades lyftes *Accumulibacter* som viktiga PAO (Mielczarek m.fl., 2013). Lee m.fl., (2003) nämner dock att det är mycket troligt att det finns fler bakterier utöver de *Rhodocyclus*-liknande bakterierna närvarande vid processen. Wong m.fl. (2005) tonar ner betydelsen av *Accumulibacter* och anser att deras betydelse kan vara mindre viktig storskaligt än vad som först ansågs vid laboratorieförsök.

*Actinobacter* nämns av Lee m.fl. (2003) som en bakteriegrupp som tar upp fosfor vid EBPR. Kong m.fl. (2005) bekräftade *Actinobacters* roll vid storskaliga försök av EBPR då man hittade *Tetrasphaera*-liknande bakterier (besläktade med *Actinobacter*). Bakterierna betedde sig dock inte som de tidigare kända biokemiska modellerna för PAO (Oehmen m.fl., 2007). *Tetrasphaera* hittades även av Mielczarek m.fl. (2013) i en högre grad än *Accumulibacter*. Så sent som 2012 skrev Nielsen om sannolikheten att det finns fler PAO närvarande vid fullskalig EBPR och om behovet att kartlägga dem innan man når en full förståelse för processen.

### ***Denitrifierande polyfosfatckumulerande organismer (DPAO)***

Lee m.fl., (2003) visade genom försök att *Rhodocyclus*-besläktade bakterier var närvarande även vid försök med anaerob/anox process vilket kan stödja att dessa bakterier kan denitrifiera så väl som ta upp fosfor. Liknande resultat har redovisats från Tsuneda m.fl. (2005). När Ahn m.fl. (2002) drev tre olika reaktorer med olika elektronacceptorer påträffades olika bakterier i alla. Reaktorererna drevs med:

- endast syre som elektronacceptor
- syre och nitrat som elektronacceptorer
- endast nitrat som elektronacceptor

Reaktorn med syre och nitrat tillsammans visade ett ökat upptag av fosfor under anoxa förhållanden vilket antagligen DPAO var ansvariga för. *Rhodocyclus*-liknande bakterier fanns dock närvarande i alla tre reaktorer vilket kan stödja tesen att de även är DPAO. Liknande resultat har Zeng m.fl. (2003) lagt fram då försök i laboratorieskala visade närvaro av *Accumulibacter* i både anaerob/aerob SBR och anaerob/anox SBR.

### ***Glykogenackumulerande organismer (GAO)***

Tykesson (2005) beskriver svårigheterna i att hitta studier genomförda om GAO och nämner att underlaget är betydligt bättre för PAO. Diversiteten hos gruppen GAO-bakterier anses även vara större än den hos PAO. Många olika bakterier har föreslagits vara GAO, men det är enligt Seviour m.fl. (2003) oklart exakt vilka utav dem som har egenskaperna. Det faktum att de konkurrerar med PAO är dock klart och dessa omständigheter diskuteras ytterligare i avsnitt 0. Nielsen m.fl., (2010) genomförde en undersökning av 25 reningsverk med EBPR och nämner *Competibacter* och *Defluviicoccus* bakterier som de främsta GAO vid fullskalig rening. I den undersökning som gjordes fanns de dock endast i mindre mängder. En likartad undersökning i Nederländerna undersökte närvaron av *Competibacter* och

*Defluviicoccus* bakterier, men inte heller de ansåg att mängderna var så stora att det skulle leda till någon konkurrens (López-Vázquez m.fl., 2008). Författarna menar även att den större studien av reningsverk visar på att den diversitet som föreslagits vad gäller mikroorganismer vid EBPR är något felaktig. Resultaten från studien visar snarare en begränsad mängd kärnarter som fanns närvarande vid alla verken.

### **2.3.3 Viktiga parametrar vid biologisk fosforavskiljning**

Seviour m.fl., (2003) diskuterar varför EBPR ofta beter sig oförutsägbart. Slutsatsen är att populationen PAO vid vissa omständigheter skadas och processen slutar sedan successivt att fungera. Eftersom en stabil process är viktig för att biologisk fosforrening ska kunna konkurrera med den betydligt stabilare kemiska fällningen, diskuteras nedan viktiga parametrar för denna stabilitet.

#### ***Anaerob/aerob uppehållstid***

Eftersom en anaerob zon är nödvändig för en fungerande process krävs det att tiden då anaeroba förhållanden råder är tillräcklig. Upphållstiden varierar beroende på lagringskapaciteten hos PAO, mängden tillgänglig kolkälla och hur mycket fosfor som skall renas biologiskt (Janssen, 2002). Borglund (2004) nämner även det faktum att en fungerande anaerob uppehållstid gynnar PAO istället för DPAO och organismerna slipper då konkurrens.

#### ***Temperatur***

Temperatur är enligt Janssen (2002) en parameter som tydligt kan påverka bio-P processen både positivt och negativt. En sänkning av temperaturen leder till långsammare reaktionshastigheter och ett minskat fosforupptag och fosforsläpp. Samtidigt minskar nedbrytningen vilket ökar slamproduktionen. På så sätt ökar mängden organismer i systemet som kan lagra poly-P. Nitrifikationen försämras vid en temperaturminskning och på så sätt finns mindre nitrat som kan förbruka det substrat som PAO behöver. Den lägre hydrolysen leder samtidigt till att mängden tillgängligt substrat minskar och kapaciteten att lagra poly-P minskar (Janssen, 2002). Temperaturenns påverkan på EBPR är enligt Tykesson (2005) mycket komplex. Eftersom EBPR är en del av en större process med andra bakterier och processer som påverkas av temperaturen kan temperaturen ha flera inverkningar. Tykesson (2005) nämner också nitrifikationens temperaturberoende som ett exempel.

Det råder delade meningar gällande temperaturens egentliga påverkan på processen. Brdjanovic m.fl. (1997) visade genom försök att ett maximum för fosfor-släppet sågs vid 20°C medan de aeroba processernas hastighet fortsatte öka upp till 30°C. Morling m.fl. (2009) rapporterar dock om fungerande fullskalig fosforrening vid temperaturer mellan 5 och 7°C. Brdjanovic m.fl. (1998) vägde senare ihop en andra, storskalig studie, med sin tidigare och nämner då skillnaden för temperaturkänsligheten hos den anaeroba och aeroba processen. Enligt resultaten var den anaeroba processens reaktionskinetik temperaturberoende. För den aeroba processen är fler processer inblandade och de påverkades alla av temperaturen. Främst påverkades PHA-förbrukningen och tillväxten medan fosforupptaget endast påverkades

måttligt. Erdal (2002) nämner att det är accepterat att biologiska processers hastighet sjunker med temperaturen vilket leder till minskad effektivitet vid biologisk rening vid lägre temperaturer. Studien nämner också att man tidigt trodde att lägre temperaturer påverkade EBPR positivt, men att mer moderna rapporter visar att reaktionshastigheterna minskar med temperaturen.

### ***pH***

pH-värdet kan påverka hastigheten med vilken PAO tar upp lättillgängligt organiskt material och på så sätt även hastigheten på släppet av fosfor i den anaeroba fasen. Energin som fås från den lagrade polyfosfaten kommer istället för att omvandla VFA till PHA, användas för att transportera acetat över cellmembranet. Det är därför fördelaktigt att ha relativt höga pH (>7,5) vid biologisk fosforrening (Janssen, 2002). Höga pH kan även påverka processen så att löslighetsprodukten hos flera metall-fosfater ändras. Denna utfällning kan då leda till en minskad halt total-fosfor i systemet (Janssen, 2002). Enligt Tykesson (2005) är all mikrobiell tillväxt olika varandra och influerade av pH. I system med kombinerad biologisk rening av fosfor och kväve är kontrollen av pH extra viktig eftersom nitrifikation, denitrifikation, fosforsläpp och fosforupptag alla har olika pH då de sker optimalt (Mulkerrins m.fl., 2004).

### ***Inkommande vattens sammansättning***

Då vissa processlösningar inom EBPR bygger på att substratet till PAO endast fås från inkommande vatten krävs det att vattnet har rätt sammansättning. Detta är även viktigt för andra processlösningar då mängden substrat är betydelsefull för en fungerande process. Mängden COD i inkommande vatten är avgörande och det krävs enligt Janssen (2002) 20 mg/l COD för att rena 1 mg P via biologisk fosforrening. Det är fördelaktigt för processen om det redan finns VFA eller acetat i inkommande vatten vilka är bra substrat för PAO. Substrat som socker och alkohol kan dock delvis fermenteras till VFA och på så sätt accepteras av PAO (Janssen, 2002). Även Tchobanoglous m.fl. (2004) nämner inkommande vattens sammansättning som en viktig faktor och dess variation som en möjlig störning för EBPR. Nielsen m.fl. (2010) föreslog en modell över ekosystemet i fullskaliga reningsverk med EBPR och drog slutsatsen att de flesta organismgrupper är specialiserade på olika typer av substrat. Det skulle betyda att sammansättningen på inkommande vatten har en betydande roll vid bestämmandet av vilka organismer som finns i systemet. Bristen på VFA hämmar även kraftigt effektiviteten hos en EBPR vilket Tykesson (2005) lyfter fram och nämner även den påverkan det har på konkurrensen mellan PAO och GAO, se ytterligare 0. Ett sätt att öka mängden VFA vid biologisk fosforrening är via hydrolys, denna process beskrivs ytterligare i 2.3.5.

### ***Kalium, Kalcium, Magnesium***

Vid tillväxten av PAO under den aeroba fasen behövs, som beskrivits ovan, fosfor och det är på grund av detta ett ökat upptag ses. Metalljoner tas dock upp parallellt och fungerar som neutraliseringsjoner för den negativt laddade fosfor. Finns det brist på metalljoner i vattnet

finns risken att organismernas tillväxt stannar av och med det upptaget av fosfor. Denna risk är dock liten då det ofta är gott om de här metalljonerna i avloppsvatten (Janssen, 2002; Tykesson, 2005).

### ***Försedimentering***

Eftersom halten biologiskt nedbrytbar COD är viktig för processen har försedimentering en negativ inverkan då det kan minska mängden som sedan når Bio-P. Det är dock så att större delen av den COD som är viktig för processen är i löst form i inkommande vatten och påverkan är därför oftast inte stor (Janssen, 2002).

### ***Slamålder***

Den biologiska fosforeringen påverkas enligt Janssen (2002) av slambelastningen och via den slamåldern, se Tabell 1.

**Tabell 1** Slamålderns påverkan på biologisk fosforering, sammanfattad från Janssen (2002).

|                          |                          |                                                                                     |
|--------------------------|--------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Minskad slamålder</b> | Slamproduktionen ökar    | Högre uttag av fosfor via slammet, minskat behov av uttag via bio-P.                |
|                          | Nitrifikationen minskar  | Minskad mängd nitrat och på så sätt minskad konkurrens om substrat för PAO.         |
| <b>Ökad slamålder</b>    | Slamproduktionen minskar | Minskat uttag via slam och ett ökat behov av en fungerande bio-P                    |
|                          | Risk för överluftning    | Substrat som behövs för bio-P oxideras, försämrade tillväxt av PAO.                 |
|                          | Mineralisering           | Risk för nedbrytning av PAO i aeroba/anoxa zoner och som följd ett släpp av fosfor. |

### **2.3.4 Vanliga störningar vid biologisk fosforavskiljning**

Oehmen m.fl., (2007) nämner att en EBPR-process som fungerar kan drivas relativt billigt och miljövänligt. Det har dock upplevts många störningar gällande stabilitet och pålitlighet av reningsmetoden.

### ***Konkurrens med GAO***

Tykesson (2005) lyfter fram den konkurrens som antas uppstå, vid EBPR, mellan PAO och GAO. Främst handlar det om en eventuell brist på kolkälla vilket kan gynna GAO:s tillväxt. Troligast är att hastigheten med vilken de två organismerna tar upp VFA är olika. Ett avloppsvattens sammansättning varierar hela tiden beroende av den tillfälliga belastningen vilket betyder att det i perioder finns gott om tillgänglig kolkälla. Tykesson (2005) nämner

att det vid tillfällen med överflödiga kolkälla kan ske en tillväxt av GAO eftersom PAO får all den VFA de behöver. Detta leder i så fall till en ökad konkurrens vid efterföljande perioder med låga mängder VFA i inkommande vatten.

Fosforhalten i systemet kan även den påverka konkurrensen då en hög fosforhalt gynnar PAO. Svårigheterna med att hålla höga halter fosfor i vattnet är dock stora då reningskraven i Sverige är så pass höga (Tykesson, 2005). Alternativet är då en kombination av kemisk fällning och biologisk fosforavskiljning vilket diskuteras vidare i avsnitt 2.3.6.

Panswad m.fl. (2003) upptäckte att temperaturen påverkar konkurrensen. En högre temperatur ( $> 25^{\circ}\text{C}$ ) gynnade GAO medan en lägre ( $< 20^{\circ}\text{C}$ ) gynnade PAO. Erdal (2002) fick resultaten att fosforeringen ökade med minskad temperatur. Anledningen tros vara den minskade konkurrensen som fås då PAO gynnas vilket anses överväga de minskade reaktionshastigheterna. Det faktum att många fullskaliga verk med biologisk fosforering tycks fungera och sällan rapporterar problem med GAO kan bero på att avloppsvatten sällan når temperaturer över  $20^{\circ}\text{C}$  (Erdal, 2002). Liknande slutsatser dras även efter undersökningar av fullskaliga reningsverk i Danmark och Nederländerna (López-Vázquez m.fl., 2008; Nielsen m.fl., 2010).

Filipe m.fl. (2001a; 2001b) beskriver pH som en viktig komponent vid konkurrensen mellan PAO och GAO. Höga pH gynnar PAO medan lägre pH istället skulle gynna GAO. Eftersom acetatupptaget är oberoende av pH för PAO men beroende för GAO bör det höjas för att minska konkurrenskraften hos GAO (Filipe m.fl., 2001a, 2001b).

### ***Nitrat/Syre***

Både nitrat och syre är viktiga komponenter i den anoxa och aeroba fasen. Om dessa ämnen även tar sig till den anaeroba fasen, via returslam eller inkommande vatten, kan de hämma bio-P-processen. Både syre och nitrat kommer då oxidera den lättillgängliga kolkälla som är nödvändig för den biologiska fosforeringen. Om nitrat under en längre period finns närvarande i den anaeroba zonen kommer denitrifierande bakterier gynnas och konkurrera med PAO om substratet (Janssen, 2002). Tykesson (2005) lägger även till att om nitrat finns tillgängligt i den anaeroba zonen kan anoxiskt upptag av fosfat ske istället för anaerobt släpp. Detta hämmar i så fall bio-P-processen ytterligare. Den VFA som finns tillgänglig kan alltså användas för både tillväxt och denitrifikation istället för biologisk fosforering. Henze m.fl. (1997) nämner att nitrat hämmar metabolismen hos PAO så att de inte längre kan lagra polyfosfat lika effektivt.

### ***Sekundärt fosforsläpp***

Rapporter om ett sekundärt fosforsläpp kom från Barnard (1984). Det släpp som PAO har i de anaeroba miljöerna kallas då första släpp och det som kan uppstå efter kallas sekundärt släpp. Då bakterierna utsätts för anaeroba förhållanden utan tillgång på VFA kommer de endast släppa fosfor utan att samla på sig VFA. Detta leder då inte till det nettoupptag av

fosfor som EBPR bygger på. Det är alltså mycket viktigt att ha rätt anaerob uppehållstid för att undvika ett sekundärt fosforsläpp. Gustavsson m.fl. (2006) rapporterar om att sekundärt släpp kan ske i den anoxa bassängen om nitraten är slut, i sedimenteringsbassänger och i rötkammare. Det är enligt Borglund (2004) för långa hydrauliska uppehållstider i den anoxa zonen och överdimensionerade anaeroba zoner som kan leda till problem med sekundärt fosforsläpp.

### 2.3.5 Hydrolysens roll vid biologisk fosforavskiljning

De komplexa organiska föreningar som finns vid all biologisk rening omvandlas till mer lättnedbrytbara föreningar genom hydrolys. Hydrolysen sker i processens alla delar och ger, genom syrabildning, upphov till de flyktiga fettsyror som behövs vid den biologiska fosforeringen (Särner m.fl., 2004). Hydrolysen är ofta begränsande och om det inkommande vattnet innehåller få organiska föreningar kommer produktionen av flyktiga fettsyror i sin tur att bli låg. En lösning för detta är en ökad intern hydrolys av primärslam eller returslam (Tykesson, 2005). Särner m.fl. (2004) beskriver även överskottsslammet som ett slam som kan hydrolyseras. Några metoder för ökad hydrolys beskrivs i Tabell 2.

**Tabell 2** Sammanfattning av tre metoder för ökad hydrolys, Tykesson (2005)

|                            |                                                                                                                                                                                                                                           |
|----------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Anaerob reaktor</b>     | En ökad uppehållstid i den anaeroba reaktorn ökar produktionen av VFA simultant med EBPR.                                                                                                                                                 |
| <b>Primärslamshydrolys</b> | Från försedimenteringsreaktorn kan delar av sedimentationen recirkuleras till inkommande vatten. På så sätt utnyttjas VFA producerad i primärslammet. En nackdel är en ökad mängd löst material och fosfor in till den anaeroba reaktorn. |
| <b>Returslamshydrolys</b>  | Den initiala anaeroba zonen ersätts av en hydrolystank dit returslammet leds. EBPR och hydrolys sker sedan simultant. Processen leder till en minskad konkurrens med denitrifikationen.                                                   |

Hydrolysens förbättring av den biologiska fosforeringen beskrevs av Tykesson m.fl. (2005) då Öresundsverkets biologiska fosforering förbättrades efter införandet av primärslamshydrolys. Även Särner m.fl. (2004) beskriver positiva resultat efter införsel av returslamshydrolys vid Källby reningsverk. I Danmark är det vanligt med hydrolys av returslammet för ökad produktion av VFA (Jansen m.fl., 2009).

### 2.3.6 Kombinerad biologisk och kemisk fosforavskiljning

Idag är de reningskrav som finns på fosfor högt ställda och i alla fall är inte biologisk fosforavskiljning tillräckligt. Processen kan även störas i perioder och på grund av detta är

en kombination av kemisk fällning och biologisk fosforavskiljning i många fall ett måste (Jansen m.fl., 2009).

Jansen m.fl. (2009) nämner hur viktigt det är att precis rätt mängd fosfor fälls. Den mängd som ska fällas är endast den mängd som inte utnyttjas av den biologiska processen. Ett av de största problemen vad gäller kombinationen av reningsprocesserna är den långsamma återhämtningen som biologisk fosforrening har. I samma rapport dras slutsatsen att det bästa för kombinerad fällning och biologisk rening är intermittent dosering av fällningskemikalie. Krävs en kontinuerlig dosering kommer det vara mycket svårt att driva processerna separat om förfällning används. Det bästa för den biologiska reningen är om möjlighet finns att hålla processerna helt separerade genom efterfällning och utan inblandning av kemslam. Gustavsson m.fl. (2006) nämner på samma sätt att efterfällning och en separation av kemslam och returslam är att föredra. Detta på grund av den konkurrens som kan uppstå mellan kemikalierna och PAO om fosfor som i så fall minskar den fördel PAO har gentemot andra bakterier. Fällningsprocessen är ofta betydligt snabbare på att utnyttja fosfor än vad PAO är (Tykesson, 2005). Janssen (2002) nämner tydligt de problem som kan uppstå vid kombinerad biologisk fosforrening och kemisk fällning. En ”ond” cirkel beskrivs där en ökad dosering av fällningskemikalier → begränsat fosforupptag hos PAO → färre PAO → mindre fosfat skiljs ut biologiskt → högre kemikaliedosering → färre PAO och så vidare. Denna cirkel skulle i slutändan leda till en mycket liten population av de bakterier som krävs för en fungerande biologisk rening.

Tykesson m.fl. (2003) genomförde ett experiment i laboratorieskala där satsvis biologisk rening med slam från en fungerande fosforrening testades med olika halter av fällningskemikalie. Försökets syfte vara att utvärdera den eventuella förlust på konkurrens för PAO som kan uppstå om delar av den tillgängliga fosfor fälls ut. Resultaten visade att fosforavskiljningsaktiviteten minskade vid tillsats av järnklorid. Då tillsatsen slutade hämtade sig processen igen. Slutsatsen drogs att kemisk fällning kan leda till viss minskning i konkurrenskraftighet från PAO gentemot GAO. Tykesson (2005) nämner dock även att de två metoderna kan samverka och beskriver Öresundsverket som ett exempel. Fosforsläpp gjorda på verket visar att även linjerna med kemisk fällning har ett högt fosforsläpp, men dock betydligt lägre än linjerna utan. Janssen (2002) beskriver ett släpp på över 7 mg/(g VSS\*h) som ett mycket väl fungerande slam och slammet med järnfällning hade hastigheten 9 mg/(g VSS\*h) och slammet utan fällning hade 17 mg/(g VSS\*h). Båda resultaten tyder på en mycket väl fungerande biologisk fosforrening.

Liu m.fl. (2011) menar på att aluminiumsalter påverkar fosforreningen betydligt mer än järnsalter. Vid försök i en SBR sågs att redan vid låga halter av Al (10 mg/l) begränsades det anaeroba fosforsläppet avsevärt. För järn behövdes en betydligt högre dos (50 mg/l) för att få en betydande effekt. Det sågs dock en viss minskning av fosforsläppet redan vid 10 mg/l även för järn. De Haas m.fl. (2001) upptäckte på samma sätt att järns hämning av den

biologiska processen var begränsad. Påverkan ansågs dock vara större då tillgången på fosfor var begränsad jämfört med då det inte fanns någon begränsning alls.

### 3 KUNGSÄNGSVERKET

Kungsängsverket ligger i området Kungsängen i Uppsala och togs i drift 1945. Under perioden därefter har verket utvecklats successivt och renar idag vatten via de traditionella metoderna mekanisk, biologisk och kemisk rening. Kungsängsverket har tre olika block: A, B och C som inbördes fungerar olika, men som alla innehar mekanisk och biologisk rening. Utöver blocken genomförs kemisk rening, slambehandling och biogashantering. Recipient för det renade vattnet från Kungsängsverket är Fyrisån som mynnar i Ekoln (Uppsala vatten och avfall AB, 2014). En översiktsbild över verket ses i Figur 3. Processbilder över slam och vattenlinjer kan ses i Bilaga 1 - Översiktsbilder.



**Figur 3** Översiktsbild Kungsängsverket i Uppsala, bioblock B syns inringat på bilden.

### 3.1 RENINGSKRAV

Reningsverkets föroreningsbelastning 2014 motsvarade 148 700 personekvivalenter (pe) och verket släppte ut 50 400 m<sup>3</sup> vatten/dygn. Utsläppen till Fyrisån fick inte överskrida 10<sup>2</sup> eller 15<sup>3</sup> mg/l av BOD<sub>7</sub> och 70<sup>3</sup> mg/l för COD. Vad gäller totalfosfor och totalkväve var gränserna 0,25<sup>2,4</sup> mg/l för fosfor och 10<sup>3</sup> mg/l eller en 70 % <sup>5</sup> reduktion för kväve. Under 2014 har reningsvillkoren uppfyllts med god marginal (Uppsala vatten och avfall AB, 2014). I Tabell 3 ses halter i inkommande och utgående vatten under 2012 – 2014.

**Tabell 3** Sammanfattning avloppsvattnets sammansättning, i form av årsmedelvärden, in och ut från Kungsängsverket 2012-2014 (Uppsala vatten och avfall AB, 2014)

|                         | 2012 |      | 2013 |      | 2014 |       |
|-------------------------|------|------|------|------|------|-------|
| Konc. i vatten          | In   | Ut   | In   | Ut   | In   | Ut    |
| BOD <sub>7</sub> (mg/l) | 170  | 3    | 170  | <4   | 210  | <3    |
| COD (mg/l)              | 380  | <30  | 410  | <31  | 470  | <31   |
| Tot – P (mg/l)          | 4,7  | 0,13 | 5,4  | 0,13 | 5,8  | 0,085 |
| Tot – N (mg/l)          | 38   | 8,5  | 44   | 10   | 50   | 11    |
| Susp. Substans (mg/l)   | 300  | 8,2  | 270  | 8,2  | 300  | <5,4  |

### 3.2 KEMISK RENING

Den kemiska reningen vid Kungsängsverket sker i två steg. Dosering av järnklorid sker första gången efter att inkommande vatten gått genom ett silgaller och ett luftat sandfång. Efter det sker en järnkloriddosering efter den biologiska reningen men den är betydligt mindre än den första. Utöver tillsatserna av järn leds ett kemsam från efterdoseringen tillbaka till början av block B.

Nedan ses den dosering av järnklorid som använts under 2012–2014, Tabell 4. Under 2014 och 2015 har förfällningsdoseringen till block B varit avstängd vilket under 2014 tros ha minskat mängden med 150–200 ton. Förfällningen har varit avstängd i ett försök att uppnå en fungerande biologisk fosforrening. Trots åtgärden har efterfällningsdoseringen behövt ökas i perioder vilket till viss del kan tillskrivas en inte fungerande rening och till viss del ändrade förutsättningar på inkommande vatten. pH-förändringar har påverkat flockbildningen vilket påverkar fällningsförmågan. Det är dock så att i de perioder med lägre efterfällningsdosering har man efter ett tag upptäckt en ökad halt fosfor från biosteg B vilket tyder på att processen inte fungerar som den ska.

<sup>2</sup> Riktvärde kvartalsmedelvärde

<sup>3</sup> Riktvärde årsmedelvärde

<sup>4</sup> Gränsvärde årsmedelvärde

<sup>5</sup> Riktvärde, årsmedelvärde. Innebär den totala avskiljningen av kväve i verket och i recipienten fram till Östersjön.

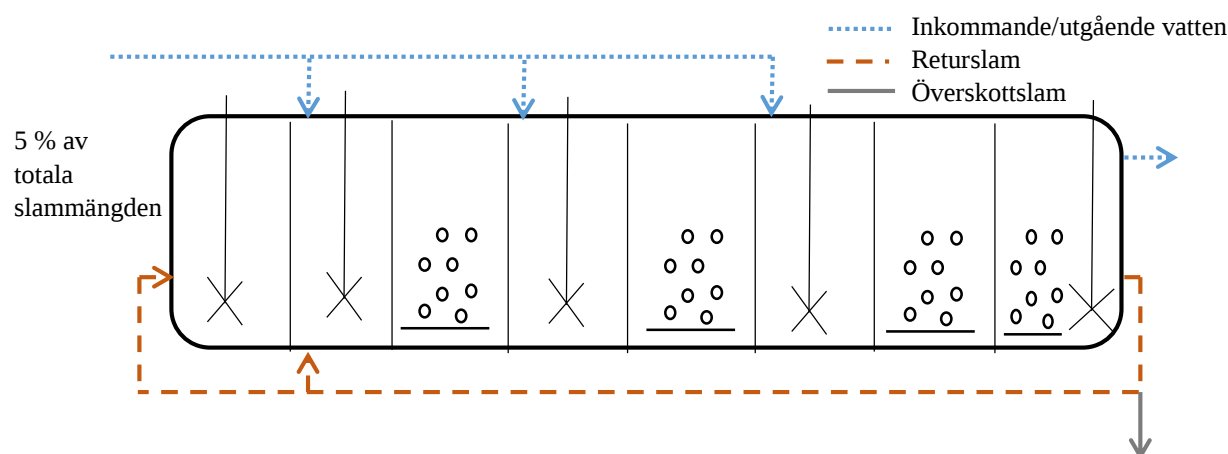
**Tabell 4** Doseringen av järnklorid på årsbasis under 2012-2014 (Uppsala vatten och avfall AB, 2014)

| Fällningskemikalie                     | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|----------------------------------------|------|------|------|------|
| Järnklorid PIX – 111 reningsverk (ton) | 1900 | 2200 | 1960 | 2200 |

Varje ton järnklorid kostade under 2015 1720 kr och under 2016 1760 kr (Cato, 2016). Det betyder att den totala kostnaden under 2015 enbart för fällningskemikalier blev 3 784 000 kr för Kungsängsverket. Om doseringen skulle kunna minskas skulle det innebära stora besparingar.

### 3.3 BIOLOGISK RENING

Biologisk rening av avloppsvatten sker främst för att bli av med kväve. Syresatta zoner varvas med syrefria för att först initiera nitrifikation och sedan denitrifikation. Initialt omvandlas ammonium till nitrat och sedan till kvävgas vilket avgår till luften (Svenskt vatten AB, 2013). De olika blocken skiljer sig något åt, men vid block B, som är aktuellt i det här projektet, används stegvis beskickning. Det innebär att avloppsvattnet tillsätts stegvis till denitrifikationszoner där det blandas med slam som redan finns i systemet. Som en följd kan de organiska föreningarna som finns i inkommande vatten utnyttjas för denitrifikationen. Vattnet får sedan passera syresatta zoner för att efter det sedimentera. Stora delar av slammet förs sedan tillbaka som returslam medan en mindre del tas ut som överskottsslam. Det som främst skiljer block B från de andra blocken är den anaeroba zon som 5 % av den totala slammängden först går genom innan det når den första anoxa zonen. Detta sker för att få en ökad hydrolys av organiska ämnen och ge en fördel till de fosforackumulerande organismer som beskrivits tidigare. Denna anaeroba zon kallas sidoströmshydrolys. Block B innehåller tre identiska linjer och en bild över en linje vid block B kan ses i Figur 4.



**Figur 4** Översiktsskild biosteg B, initial anaerob zon följt av omväxlande anoxa och aeroba zoner. I den anaeroba zonen sker upptaget av organiskt material och släppet av fosfat, fosfaten återupptas sedan i de aeroba zonerna.

### 3.4 TIDIGARE FÖRSÖK VID BLOCK B

Som beskrivits tidigare har den biologiska fosforeringen vid biosteg B inte fungerat tillfredsställande sedan ombyggnationen. På grund av detta har det tidigare gjorts försök och utredningar som ett led för att få en fungerande biologisk rening.

#### *P - släppsförsök*

Det har under perioden sedan biosteg B byggdes om genomförts flera P-släppsförsök. Alla försöken är utförda av personal från Uppsala Vatten och Avfall AB på det ackrediterade laboratoriet, vidare refererat till som Vattenlaboratoriet, på området. Vid ett P-släppsförsök mäts med vilken hastighet ett slam släpper fosfat under anaeroba förhållanden. Denna process har beskrivits tidigare och är mycket viktig för en fungerande rening. Fosfathalten plottas mot tiden och ur kurvans linjära del beräknas hastigheten. Kumpulainen (2013) nämner att det är viktigt att använda samma tidsrymd vid beräkning av hastigheten för att kunna jämföra olika försök. Nedan sammanfattas därför både den linjära hastigheten för de olika försöken och hastigheten vid samma tidsrymd för de fyra olika resultaten (Tabell 5). Resultatet från 2011–11–09 låg till grund för den förstudie som senare gjordes inför utvärderingen av sidoströmshydrolysen.

**Tabell 5** Fosforsläppsförsök utförda på slam från Kungsängsverket block B

| Datum          | Fosfatsläppshastighet<br>0 – 45 min | Fosfatsläppshastighet<br>30 – 60 min | Fosfatsläppshastighet<br>Endast linjära delen |
|----------------|-------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------------------|
|                | (mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h))   | (mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h))    | (mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h))             |
| 2010 – 12 – 30 | 4,46                                | 4,46                                 | 4,46                                          |
| 2011 – 11 – 09 | 2,43                                | 2,88                                 | 2,88                                          |
| 2014 – 10 – 08 | 4,4                                 | 3,7                                  | 2,91                                          |
| 2015 – 07 – 08 | 1,12                                | 0,38                                 | 1,5                                           |

Det som tydligt kan ses är en minskning av släpphastigheten sedan den biologiska reningen infördes. Från en klassning som bra till ett slam som klassas som medelmåttigt enligt Tabell 6.

**Tabell 6** Klassificering av ett slam från bio-P baserat på dess fosfatsläppshastighet, modifierad från Janssen (2002).

| Släpphastighet<br>(mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h)) | Klassificering |
|-----------------------------------------------------|----------------|
| <3                                                  | Medelmåttig    |
| 3 – 7                                               | Bra            |
| >7                                                  | Mycket bra     |

### ***Förstudie inför utvärdering av sidoströmshydrolysen (SSH)***

I oktober 2013 genomfördes en förstudie av Sweco av sidoströmshydrolysen på block B. Hypotesen var att sidoströmshydrolysen inte producerade tillräckligt med flyktiga fettkedjor (VFA) för att få en fungerande biologisk fosforrening. En sammanfattning av resultaten ses i Tabell 7 (Kumpulainen, 2013).

#### **Mätningar inför förstudien**

1. Nitrathalt i returslammet (9 tillfällen)
2. Fosforsläppsförsök, i Uppsala och Lund (1 tillfälle, två analyser)
3. Fosformätningar in till och ut från biosteg B (43 tillfällen 191112 – 030413)
4. Fosformätningar i fyra provpunkter över SSH (9 tillfällen 060212 – 030413)

**Tabell 7** Sammanfattning av förstudie inför utvärdering av sidoströmshydrolysen, Kumpulainen (2013)

| <b>Mätning</b> | <b>Problem</b>                                 | <b>Åtgärdsförslag</b>                                                                                                                                         |
|----------------|------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1              | Höga halter vid några tillfällen.              | Vid huvudstudien bör nitrat och syrehalt mätas.                                                                                                               |
| 2              | Måttlig kvalitet vid båda analyserna.          | Öka returslamscirkulationen för att få fler bio-P-bakterier i anaeroba zonen. Utföra fler släppförsök för att få en bättre uppskattning om slammets kvalitet. |
| 3              | Konstateras att en viss fosforrening finns.    |                                                                                                                                                               |
| 4              | Kan ej dra någon slutsats om VFA-produktionen. | Öka uppehållstiden i SSH, justera tillförseln av strömmarna returslam, primärslam och rejektvatten för att få en anaerob uppehållstid på 24 – 30 h.           |

Utöver de mätningar som gjordes inför förstudien lades en provtagningsplan fram där mätning 5–9 skulle genomföras inför huvudstudien. Swecos förslag var att de åtgärdsförslag som lades fram skulle genomföras innan provtagningarna. Under provperioden inför huvudstudien tillfördes inget rejektvatten och returslampumpningen minskades för att få ett tjockare slam och anaeroba förhållanden innan SSH, i övrigt fungerade verket som tidigare (Cato, 2016).

#### ***Utvärdering av sidoströmshydrolysen***

Knappt ett år efter förstudien genomfördes huvudstudien. I Tabell 8 ses åtgärdsförslagen från denna (Kumpulainen, 2014).

## Mätningar inför huvudstudien

5. Nitrathalt i returslammet (15 tillfällen 010414 – 220514)
6. Totalfosforhalt in till och ut från biosteg B (010414 – 200514)
7. Fosfatprofiler vid block B (8 stycken april – maj 2014)
8. Fosfatfosforhalter i SSH (15 tillfällen 010414 – 220514)
9. Löst COD in till och ut från SSH (15 tillfällen 010414 – 220514)

**Tabell 8** Sammanfattning huvudstudie för utvärdering av sidoströmshydrolysen, Kumpulainen (2014)

| Mätning | Problem                                                                           | Åtgärdsförslag                                                                              |
|---------|-----------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| 5       | Höga halter vid några tillfällen.                                                 | Ökad anaerob uppehållstid. Ändra processlösning, exempelvis anoxisk zon innan den anaeroba. |
| 6       | En betydande reduktion av totalfosfor har skett.                                  | Fosforsläppsförsök med returslammet för att utvärdera dess förmåga att avskilja fosfor.     |
| 7       | Tyder på ett fosfatfosforsläpp i SSH vilket innebär en viss bio-P-aktivitet.      |                                                                                             |
| 8       | Tyder på brist av VFA för bio-P processen.                                        | Öka slamhalten för returslammet.                                                            |
| 9       | Ingen ökning av COD över SSH–bassängen vilket tyder på en ej fungerande hydrolys. | Öka returslamflödet och minska primärslamstillförseln.                                      |

Det påpekades även att kemsam som pumpades till linje B kunde ha påverkan på de polyfosfatackumulerande organismernas (PAO) konkurrenskraftighet. Därför föreslogs det att kemsammet istället endast skulle ledas till linje A och C. Som en uppföljning efter utvärderingen av Sweco stängdes kemsammet av vecka 37–42, 2014. Förhoppningen var att det skulle gynna de fosforackumulerande organismerna och låta dem växa till, men så var inte fallet. En hypotes till att detta inte fungerade var att tiden var för kort för att bygga upp en konkurrenskraftig mängd PAO. Man har även vid ett tillfälle dragit ner pumpningen av primärsam utan lyckat resultat. Utöver det har ytterligare förtjockningsförsök av returslammet utförts och rejektvattnet tas med jämna mellanrum bort från processen. Ingenting har dock förbättrat den biologiska fosforeringen långsiktigt.

## 4 METOD

Detta avsnitt ämnar sammanfatta de metodval som har gjorts för att utvärdera de hypoteser som finns gällande den dåligt fungerande fosforreningen på Kungsgängsverket. Befintlig data från verket och data från andra verk sammanställdes för att bättre förstå fungerande bio-P-verk. Pilotförsöket är projektets största del och gav möjlighet att undersöka hypotesen experimentellt. Utvärderingen av slammet var viktig för att bättre förstå resultaten från pilotförsöket.

### 4.1 BEFINTLIGA DATA

För att utvärdera förutsättningarna för biologisk fosforrening vid Kungsgängsverket och utvärdera vanliga störningsfaktorer tillhandahölls befintlig data för 2015 från verket. Processdata som fanns tillgänglig kom från processövervakningsprogrammet Uniview och från dygnsprover. Värden från Uniview är från onlinemätare som är utplacerade i bassängerna på reningsverket. Dygnsproverna är rutinmätningar som utförs varje vecka av personal på Uppsala Vatten och Avfall AB och analyseras på det ackrediterade Vattenlaboratoriet. Analyssvaren sammanställdes och delades av Cato (2016). Det vatten som undersöktes var inkommande vatten, inkommande vatten till biosteg B, vatten ut från biosteg B och utgående vatten från verket. För vattnen granskades dygnsprover där det finns resultat för flera parametrar, men endast  $\text{PO}_4\text{-P}$ , P-tot, Fe och COD analyserades. Från Uniview finns varierande mätare i de olika bassängerna och här granskades de som ansågs relevanta för arbetets syfte.

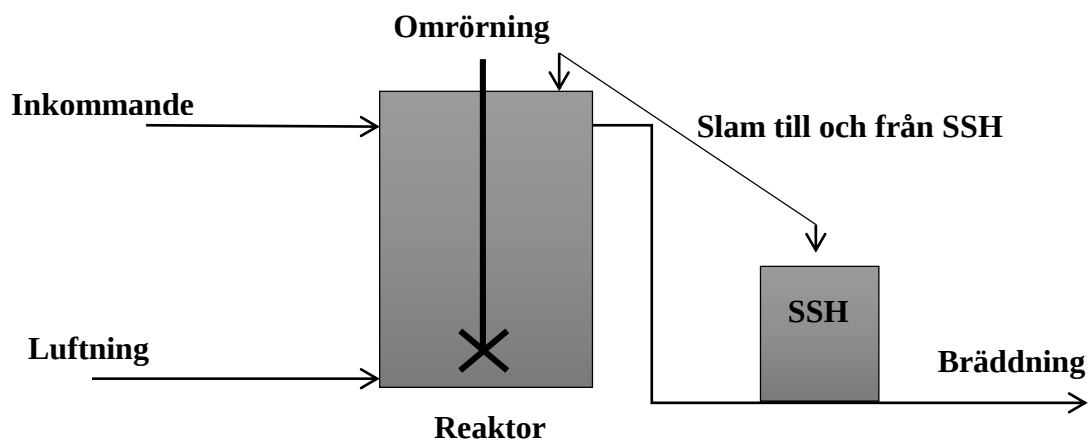
### 4.2 PILOTFÖRSÖKETS UPPSTÄLLNING OCH GENOMFÖRANDE

För att undersöka den effekt järnhalten har i inkommande vatten på den biologiska fosforavskiljningen vid Kungsgängsverket utfördes, under 12 veckor i januari-april 2016, ett pilotförsök. Två identiska reaktorer byggdes där den ena reaktorn agerade som försöksreaktor och den andra som referensreaktor. Reaktorerna startades upp med samma förutsättningar och matades sedan med vatten från olika platser på verket, för exakta platser se Bilaga 1 - Översiktsbilder. Vattnen fick därför olika sammansättning, framförallt gällande järnhalt. Vid uppstarten togs slam från den biologiska reningen vid block B och slam från sidoströmshydrolysen till båda reaktorerna. Referensreaktorn matades sedan med det vatten som idag inkommer till biosteg B och försöksreaktorn med vatten med minimal påverkan från det recirkulerade kemsammet. Initialt behandlades vattnet till försöksreaktorn med polymer, men efter ca 5 veckor beslutades att vattnet skulle tillföras obehandlat.

Fram till och med 16-03-28 togs vatten på morgonen vid 7.30. Det upptäcktes dock inte vara representativt för verket då det innebar ett nattflöde med annat innehåll än merparten av det vatten som inkommer till verket dagligen. Resterande veckor togs därför inkommande vatten vid 10.00 vilket ansågs mer representativt.

I Figur 5 presenteras uppställningen som användes under försöket och i Figur 6 hur det såg ut på uppställningsplatsen. Reaktorernas totala storlek var 4,5 l och hade en hydraulisk uppehållstid på 24 h. Varje vardag togs 1,5 l klarfas ut för provtagning och vid övriga

tillfällen breddades klarfasen ut vid inpumpning. Inpumpning skedde tre gånger/dygn då 1,5 l av det inkommande vattnet pumpades in. Reningstekniken kallad satsvis biologisk rening (SBR) är en aktivslamprocess där alla reningssteg sker satsvis i samma reaktor, se Figur 7 (Tchobanoglous m.fl., 2004). Varje dag togs ~710 ml slam från reaktorn till SSH och det slam som redan fanns i SSH fördes tillbaka till reaktorn manuellt. Mängden slam i SSH innebar en mängd som motsvarade ca 16 % av den totala reaktorvolymen. Detta motsvarar samma förhållande som mellan SSH och de biologiska bassängerna i en linje i biosteg B. SSH hade under veckodagarna en uppehållstid på 24 h och under helger 72 h. Enligt Kumpulainen (2014) rekommenderas en uppehållstid på 24–30 h vilket innebär att intervallet nåddes merparten av tiden. Det är också inom detta intervall SSH på Kungsängsverket ligger.



**Figur 5** Uppställning av de två reaktorer som använts vid pilotförsöket.



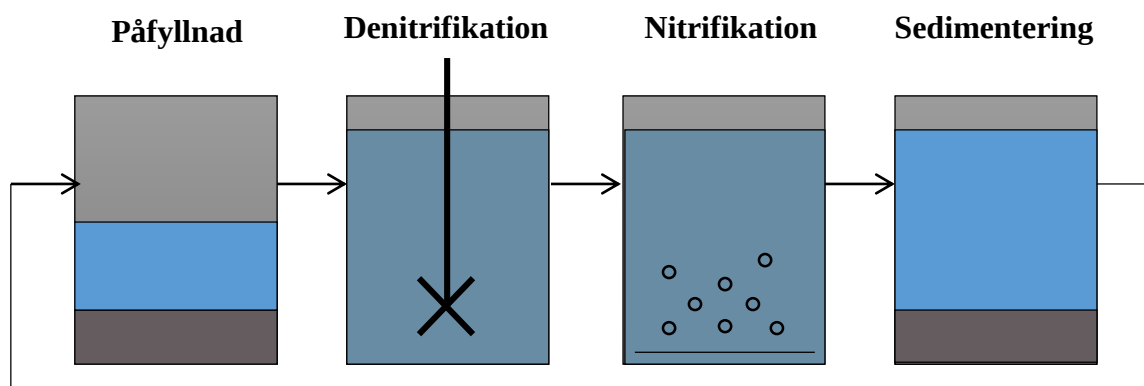
**Figur 6** Pilotförsökets uppställning med försöksreaktor, referensreaktor och sidostromshydrolyser.

Dagligen togs överskottsslam ut för att behålla en slamålder som motsvarade den som finns i de riktiga bassängerna vilken är ca 23 dygn. Det upptäcktes dock att slam läckte från

systemet och uttaget avslutades därför. Läckaget skedde vid flera av processtegen och var därför svårt att få kontroll över. Slamåldern anses därför vara okänd under försökets gång då det ej gick att kontrollera mängden slam ut från reaktorerna. Detta skulle kunna resultera i en oändlig slamålder men denna motverkades av slamläckaget. En ungefärlig genomsnittlig slamålder beräknades till 25 dygn, men anses osäker. Under försökets gång vidtogs åtgärder för att motverka läckaget av slam och under de sista veckorna var det i stort sett obefintligt. Detta efter att en pump använts för att pumpa ut klarfas istället för att brädda ut den.

Från och med 16-04-04 doserades en kolkälla som natriumacetat till SSH. Orsaken var en cirkulation av nitrat på grund av otillräcklig kväverening vilket troddes störa ut fosforeringen. Doseringen beräknades från ett teoretiskt/praktiskt behov på 2,86/5,5 mg COD per denitrifierat mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  (Tchobanoglous m.fl., 2004; Nikolic och Sundin, 2006).

Figur 7 visar den rening som reaktorerna utförde i tre cykler varje dygn. All styrning av omrörning, luftning och inpumpning sköttes via timrar. Initialt beräknades tiden för omrörning och luftning baserat på nitrifikation- och denitrifikationshastigheter från litteraturen (Morling m.fl., 2009; Svenskt vatten AB, 2013). Denna beräkning var dock endast en uppskattning då det finns en mängd faktorer som påverkar kvävereningen så som syrehalt, mängden tillgänglig kolkälla, ingående ammoniumhalt och temperatur (Svenskt vatten AB, 2013). Tidsintervallen justerades därför under projektets gång efter dagliga mätningar av ammonium och nitrat i utgående klarfas. Sedimentationen var konstant 45 min, förutom då klarfas manuellt togs ut då den var 30 min. Inpumpningen var under hela projektets gång 15 min. En sammanställning över vattnets uppehållstider i de olika processtegen ses i Tabell 9.



**Figur 7** Den satsvis biologiska reningen i reaktorerna under tre cykler varje dygn. Under nitrifikationsfasen sker det aeroba upptaget av fosfor förutsatt ett tillräckligt fosforsläpp i den anaeroba zonen, ej på bild.

**Tabell 9** Sammanfattning av uppehållstider i de olika processtegen vid pilotförsöket och vid den fullskaliga reningen. För SSH innebär 72 h en uppehållstid över helg.

| Upphållstid i | Pilotuppställning (h) | Fullskaliga reningen (h) |
|---------------|-----------------------|--------------------------|
| SSH           | 24 (72)               | 24                       |
| Anaerob fas   | 4,5–5                 | 1,9–3,48                 |
| Aerob fas     | 1,75–2,25             | 2,44–4,4                 |
| Inpumpning    | 0,25                  |                          |
| Sedimentering | 0,5–0,75              |                          |

#### 4.2.1 Löpande provtagningar

Varje dag genomfördes provtagningar enligt Tabell 10 och en gång i veckan lämnades prover till Uppsala Vatten och Avfall AB:s ackrediterade laboratorium enligt Tabell 11. De dagar då prover lämnades till laboratoriet togs 2 l klarfas ut och som en följd breddades mindre ut de dagarna. Alla analyser, utom järnhalter på slam är genomförda på det ackrediterade Vattenlaboratoriet. Analyserna på järn i slam är genomförda på ALS Scandinavia AB.

**Tabell 10** Dagliga provtagningar under experimentets gång. Det försedimenterade vattnet filtrerades genom veckfilter innan analys.

| Provpunkt               | SS<br>(mg/l) | PO <sub>4</sub> -P<br>(mg/l) | O <sub>2</sub><br>(mg/l) | NH <sub>4</sub> -N<br>(mg/l) | NO <sub>3</sub> -N<br>(mg/l) | pH | Temperatur<br>(°C) |
|-------------------------|--------------|------------------------------|--------------------------|------------------------------|------------------------------|----|--------------------|
| Försedimenterat vatten  |              | x                            |                          |                              |                              | x  | x                  |
| Biologiskt renat vatten |              | x                            |                          | x                            | x                            | x  | x                  |
| Överskottsslam          | x            |                              |                          |                              |                              | x  |                    |
| Reaktorernas innehåll   | x            |                              | x                        |                              |                              |    | x                  |

**Tabell 11** Provtagningar veckovis gjorda på Uppsala Vatten och Avfall AB:s ackrediterade laboratorium.

| Provpunkt               | N-tot<br>(mg/l) | NH <sub>4</sub> -N<br>(mg/l) | NO <sub>3</sub> -N<br>(mg/l) | P-tot<br>(mg/l) | BOD<br>(mg/l) | Fe-tot<br>(mg/l) | SS<br>(mg/L) |
|-------------------------|-----------------|------------------------------|------------------------------|-----------------|---------------|------------------|--------------|
| Försedimenterat vatten  | x               | x                            |                              | x               | x             | x                | x            |
| Biologiskt renat vatten | x               | x                            | x                            | x               | x             |                  | x            |
| Överskottsslam          |                 |                              |                              |                 |               | x                | x            |

## ***Analysmetoder***

I Tabell 12 och

Tabell 13 sammanfattas analysmetoder använda dagligen och de metoder som använts på Vattenlaboratoriet.

**Tabell 12** Analysmetoder använda vid de dagliga analyserna.

| <b>Analysparameter</b> | <b>Metod</b>                      | <b>Reagens</b>  |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------|
| Suspenderad substans   | Celtrac multitracker              |                 |
| Fosfatfosfor           | Hach DR/2010 Spectrophotometer    | Phosver 3 10 ml |
| Syrehalt               | Hach HQ30d flexi                  |                 |
| Ammonium-kväve         | Hach Dr/3900 Spectrophotometer    | LCK 339/340     |
| Nitrat-kväve           | Hach Dr/3900 Spectrophotometer    | LCK 304/305     |
| pH                     | 330i/SET 2, fältmeter             |                 |
| Temperatur             | Från pH-meter och syrehaltsmätare |                 |

**Tabell 13** Analysmetoder använda på Uppsala Vatten och Avfall AB:s ackrediterade laboratorium.

| <b>Analysparameter</b>                        | <b>Metod</b>           |
|-----------------------------------------------|------------------------|
| Suspenderad substans                          | SS-EN 872:2005         |
| Biokemisk oxygenförbrukning, BOD <sub>7</sub> | SS-EN 1899 utg. 1      |
| Totalfosfor                                   | ISO 15923–1:2013       |
| Totalkväve                                    | EN ISO 11905-1 utg. 1  |
| Ammonium-kväve                                | SS EN ISO 11732:2005   |
| Nitrat-kväve                                  | SS EN ISO 13395 utg. 1 |
| Järn                                          | ISO 17294-2:2005       |

### **4.2.2 Utvärdering av slam efter pilotförsök**

#### ***P-släppsförsök***

Utöver de dagliga och veckovis utförda provtagningarna genomfördes i början och i slutet av projektet P-släppsförsök. Detta för att utvärdera den eventuella påverkan de olika vattnen haft på slammets förmåga att rena fosfor. Totalt genomfördes tre P-släppsförsök, på slammet innan försökets start och på de båda slammen från försöksreaktorn och referensreaktorn efter pilotförsöket. Ett P-släppsförsök genomförs för att undersöka med vilken hastighet ett slam släpper fosfat för att klassificera dess förutsättning för fosforrening.

## Genomförande av P-släppsförsök

Beskrivningen är modifierad från Janssen (2002) och Borglund (2004) enligt det tillvägagångssätt som använts på Kungsängsverket vid P-släpp.

### Material och kemikalier

- Bägare med möjlighet till omrörning
- Möjlighet att lufta slammet alternativt ta luftat slam från verket
- GF/A filter och tratt
- Vattenbad för att garantera konstant temperatur
- Syrehaltsmätare
- Kvävgas för avluftning av slammet
- Möjlighet för analys av PO<sub>4</sub>-P, VSS och GR
- Natriumacetatlösning som kolkälla, tillsats av 15 ml/l slam av en stamlösning på 25,625 g/l NaAc ger en koncentration på 300 mg COD/l vilket innebär en kolkälla i överskott.

### Metod

Luftat aktivt slam utsätts för anaeroba förhållanden då det finns en riklig mängd kolkälla. Genom att, under perioden med god tillgång på kolkälla, mäta fosfatfosforhalten kan man följa fosforsläppet och på så sätt beräkna en släpphastighet.

1. Slam tas från slutet av den luftade bassängen, 1800 ml.
2. Slammet placeras under omrörning i ett vattenbad och kvävgas bubblas genom slammet. Syrehalten mäts för att garantera anaeroba förhållanden regelbundet under försökets gång.
3. Tillsats av 27 ml Natriumacetat leder till en koncentration på 300 mg COD/l slam.
4. 50 ml prov tas direkt efter tillsats av kolkällan och sedan var 15:e minut och analyseras för PO<sub>4</sub>-P efter filtrering genom GF/A filter under ca 3 h.
5. Vid två tillfällen tas 25 ml prov direkt ur bägaren för analys av SS och VSS.
6. Efter försöket avslutats plottas fosfatfosforhalten mot tiden och fosfatläppshastigheten beräknas enligt ekvation 1 från den del på kurvan som är linjär. Det maximala P-släppet beräknas som skillnaden i fosfatfosfor mellan början och slutet av den anaeroba perioden. Detta kan göras antingen som mg/l eller mg/gVSS.

$$v_{\text{släpp}} = \frac{P_2 - P_1}{(t_2 - t_1) \cdot VSS} \quad (1)$$

$v_{\text{släpp}}$ : Fosfatläppshastighet (mg P/(gVSS\*h))

$P_1$ : Fosfathalten i början av den anaeroba perioden (mg P/l)

$P_2$ : Fosfathalten i slutet av den linjära delen av period 2 (mg P/l)

$t_1$ : Tidpunkt för  $P_1$  (h)

$t_2$ : Tidpunkt för  $P_2$  (h)

VSS: Slamhalten i försöksbägaren (gVSS/l)

### ***Slamvolymindex, SVI***

Eftersom ett slam med en stor mängd polyfosfatackumulerande organismer (PAO) kan få bättre slamegenskaper än ett med färre PAO undersöktes i slutet av försöket skillnaden på slamvolymindex mellan slammet från referensreaktorn och försöksreaktorn. Slamvolymindex beskrivs av Tchobanoglous m.fl. (2004) som volymen av 1 g slam efter en viss tid av sedimentering och beräknas enligt ekvation 2.

$$SVI = \frac{\left(\text{sedimenterad mängd slam, } \frac{ml}{L}\right) \left(\frac{10^3 \text{ mg}}{g}\right)}{\left(\text{Suspenderad Substans, } \frac{mg}{L}\right)} = \frac{ml}{g} \quad (2)$$

SVI gav en indikation på om slammet från försöksreaktorn innehöll fler PAO än det från referensreaktorn. PAO är flockbildande och ett slam med en hög mängd PAO borde därför sedimentera bättre än ett slam med färre PAO och därför ha ett lägre SVI.

### ***Mikroskopering***

Ytterligare en utvärdering genomfördes där en infärgning och mikroskopering på slam från båda reaktorerna utfördes. Processen går ut på att man färgar slam från den anaeroba och aeroba delen av aktivslamprocessen. Två olika reagensmetoder användes, Gohar och Sudan svart, för metod se Bilaga 2 - Metoder infärgning av slam. Alla slamprover torkades i ugn vid 105°C innan mikroskopering. Gohar är en reagens som synliggör poly-P som finns lagrat i bakterierna. I det aeroba slammet bör dessa halter vara låga och i det anaeroba bör halterna vara betydligt högre. Sudan svart indikerar halten polyhydroxyalkanoater (PHA) lagrade i bakterierna och där bör det anaeroba slammet hålla höga halter på grund av inlagring av VFA i den anaeroba zonen. Det aeroba slammet bör däremot innehålla låga halter på grund av att PHA utnyttjats vid tillväxten i den aeroba zonen (Jansen m.fl., 2009). Som referensbilder utnyttjades bilder från en infärgning som gjorts på slam från Öresundsverket som publicerades av Jansen m.fl. (2009). Öresundsverket är ett verk som under många år har haft en välfungerande biologisk fosforrening.

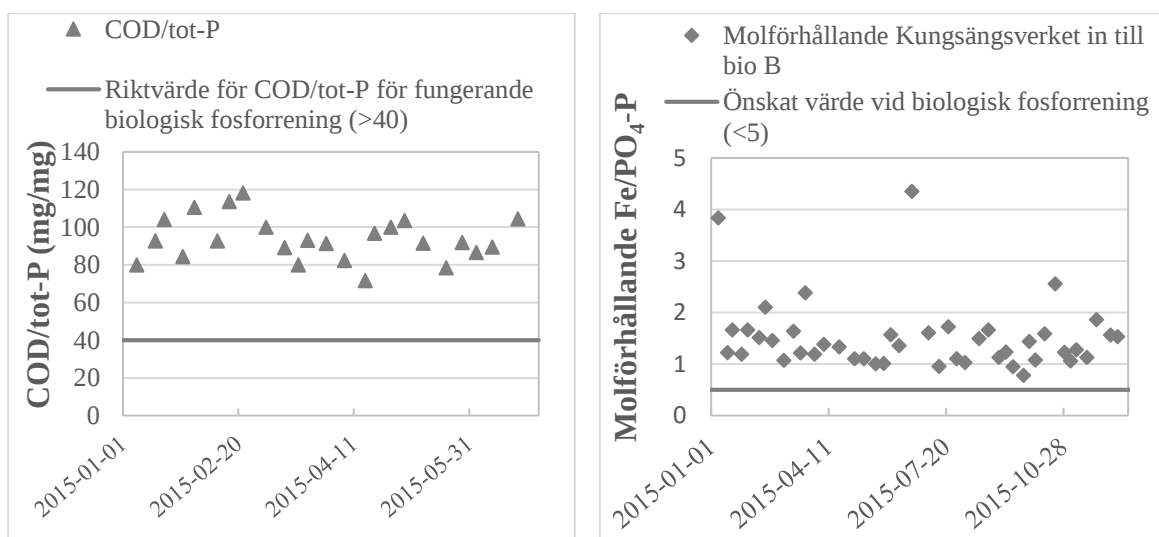
Borglund och Jönsson (2003) beskriver mikroskoperingen som ett bra redskap för att utvärdera bio-p-aktivitet. I den luftade zonen ses mängden poly-P som ett mått på den bio-P-population som finns. I den anaeroba zonen är dock mängden PHA ett mått på både den population av PAO och den population av GAO som finns. På grund av att båda lagrar in PHA och det inte går att skilja dem åt (Borglund, 2004).

## 5 RESULTAT

Nedan visas befintliga data som funnits att tillgå (5.1) och de resultat som sammanställts från pilotförsöket (5.2). Samtliga analysvar från pilotförsöket går att se i Bilaga 3 – Samtliga mätvärden.

### 5.1 BEFINTLIGA DATA

Enligt Borglund och Jönsson (2003) har man på Öresundsverket i Helsingborg kommit fram till att kvoten mellan mängden COD och tot-P som kommer in till biosteget behöver vara högre än 40 för en fungerande biologisk fosforering. I Figur 8 ses resultat från dygnsprover under 2015 på Kungsängsverket över COD och tot-P in till biosteg B och molförhållandet mellan järn och fosfatfosfor. Molförhållandet mellan järn och totalfosfor ska enligt Borglund (2004) vara mindre än 0,5 för att ge en god förutsättning för biologisk fosforering.



**Figur 8** COD/tot-P (t.v.) och molförhållandet Fe/PO<sub>4</sub>-P (t.h.) från dygnsprover under 2015. För COD/tot-P återfinns endast värden fram till juli 2015. 2015-02-22 beräknades molförhållandet till 23, denna punkt betraktas som en outlier och är därför inte markerad.

Tabell 14 visar olika halter, som tre fungerande bio-P-verk har, in till sin rening jämfört med värden från Kungsängsverket. På liknande sätt beskriver Tabell 15 mängden järn i slam från olika reningsverk och deras processlösningar. Information om processlösningarna kommer från respektive verks miljörapport (Gästrike vatten AB, 2014; Gryaab AB, 2014; NSVA, 2014a, 2014b; VA Syd, 2014a, 2014b, 2014c, 2014d).

**Tabell 14** Sammanställning data från reningsverk med bio-P (Cato, 2016).

| Reningsverk     | P-halt in till biosteget<br>(mg/l) | COD-halt in till biologin<br>(mg/l) | COD/P<br>(mg/mg) |
|-----------------|------------------------------------|-------------------------------------|------------------|
| Duvbacken       | 8                                  | 300                                 | 30–40            |
| Skillingaryd    | 8                                  | 700                                 | 90               |
| Ullared         | 3-10                               | 400                                 | 40–100           |
| Kungsängsverket | 2-3                                | 250                                 | 85–100           |

Dygnsprover från 2015 visade att det från att vattnet kommer in till verket och det att det når biosteg B i genomsnitt avskiljs 47 +/- 10 procentenheter av den inkommande totalfosfor och 36 +/- 13 procentenheter av den COD som kom in till verket. Av reningsverken i Tabell 14 har endast Duvbacken och Kungsängsverket försedimentering medan de andra inte har det.

**Tabell 15** Halter järn i slam från olika reningsverk från 2011(Jönsson, 2015)

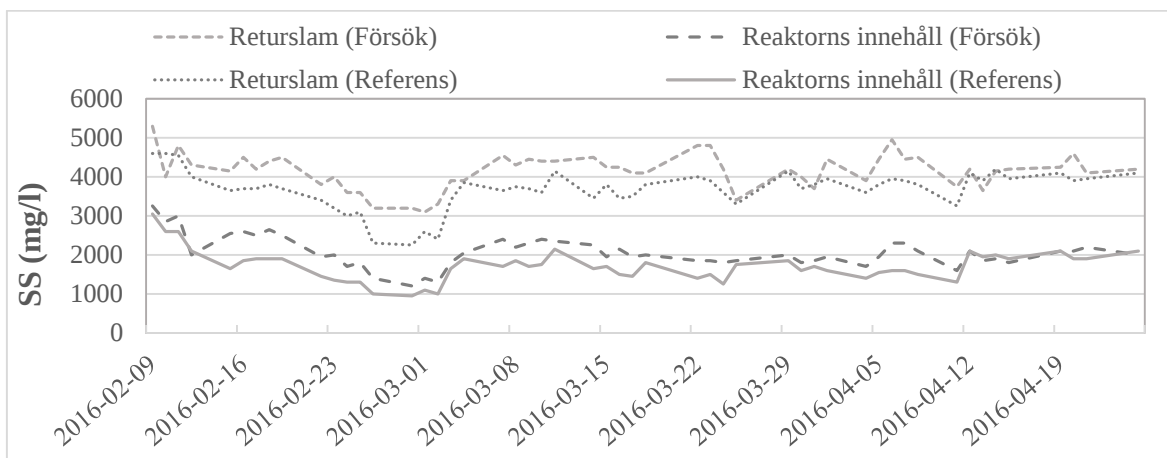
|                 | Slam        | Typ                                | mg Fe/l | mg Fe/g TS |
|-----------------|-------------|------------------------------------|---------|------------|
| Kungsängsverket | Aktivt slam | Bio – P                            |         | 50         |
| Gävle           | Returslam   | Bio – P                            | 103,3   | 10,3       |
| Ryaverket       | Aktivt slam | Järn(II)sulfat, simultanfällning   | 1 065,0 | 106,5      |
| Sjölunda        | Aktivt slam | Järn(II)sulfat, förfällning        | 570,0   | 57         |
| Ellingeverket   | Aktivt slam | Järn + (Al), efterfällning         | 336,6   | 33,7       |
| Lundåkraverket  | Aktivt slam | Bio – P, efterfällning (Al)        | 85,8    | 8,6        |
| Källby          | Aktivt slam | Järn(III), efterfällning           | 382,4   | 38,2       |
| Öresundsverket  | Aktivt slam | Bio – P                            | 110,9   | 11,1       |
| Klagshamn       | Aktivt slam | Järnklorid, för- och efterfällning | 650,0   | 65         |

Innan delen av returslammet som går in i SSH når den anaeroba zonen passerar det en fördelningslåda. Fördelningslådan är till för att ge möjlighet att blanda primärslam, rejektivatten och returslam för att sedan fördela det på de tre linjerna vid biosteg B. I fördelningslådan sitter en nitralthaltmätare som till viss del anses osäker, men som kan ge en indikation på de nitralthalter som når SSH. Dygnsmedelvärden för 2015 från fördelningslådan visar att halten som medel var 11 +/- 4 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Motsvarande var halten i utgående vatten som medel under 2015 11,8 +/- 6,7 mg NO<sub>3</sub>-N/l. Halten COD och fosfor är beräknat från dygnsprover från Cato (2016). Halten nitrat som når SSH ska optimalt vara så låg som möjligt, <0,5 mg NO<sub>3</sub>-N/l enligt Borglund (2004).

## 5.2 PILOTFÖRSÖK

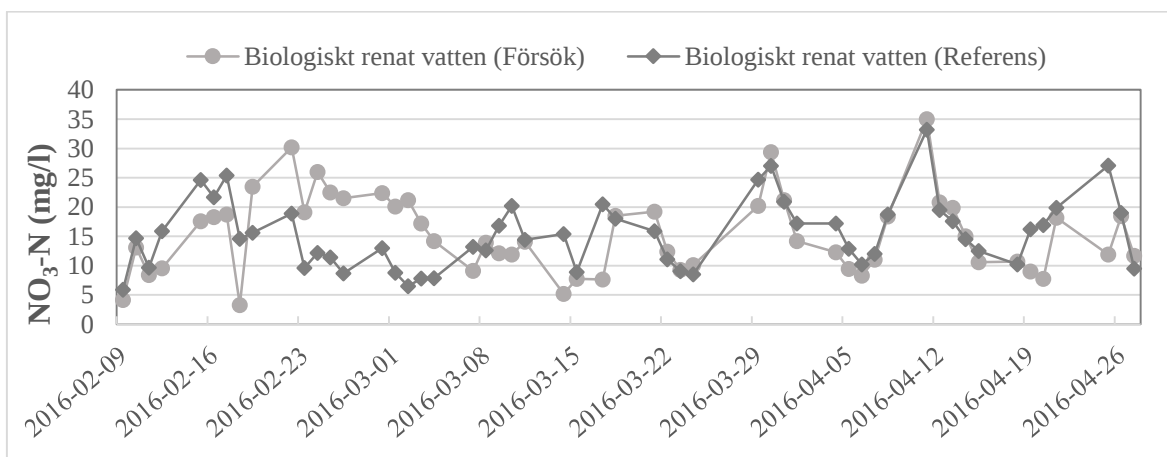
### 5.2.1 Analysresultat dagliga mätningar

Nedan visas resultat från de mätningar som utfördes dagligen på reaktorernas innehåll, slam, inkommande och utgående vatten. För samtliga mätvärden se Bilaga 3 – Samtliga mätvärden. I Figur 9 visas halten slam i reaktorerna och i returslammet som dagligen fördes till SSH.

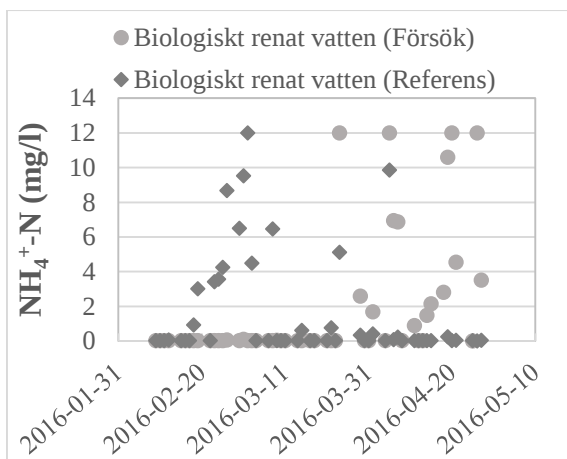


**Figur 9** Slamhalt i mg SS/l i reaktorerna och i returslammet. Ympning till försöksreaktorn 2-4 mars och till referensreaktorn 2-4, 10, 17, 24 mars och 11 april.

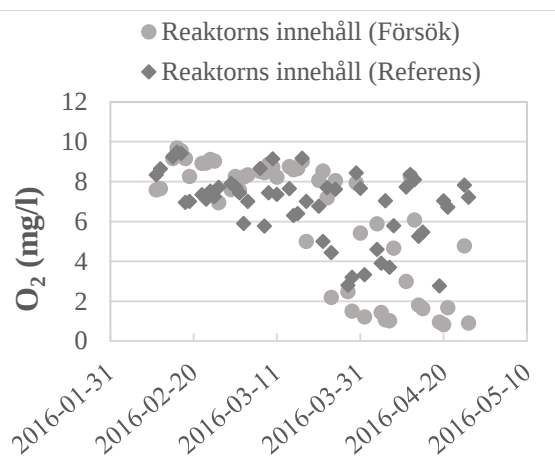
Figur 10 beskriver halten nitrat i utgående vatten från de båda reaktorer under pilotförsökets gång. Halten ammonium efter sista cykelns rening och syrehalten i slutet av tredje cykelns luftning visas i Figur 11 och Figur 12. Hur väl avskiljningen i försöksreaktorn och referensreaktorn fungerat med avseende på dagliga mätningar av fosfatfosfor under pilotförsökets gång sammanställs i Figur 13.



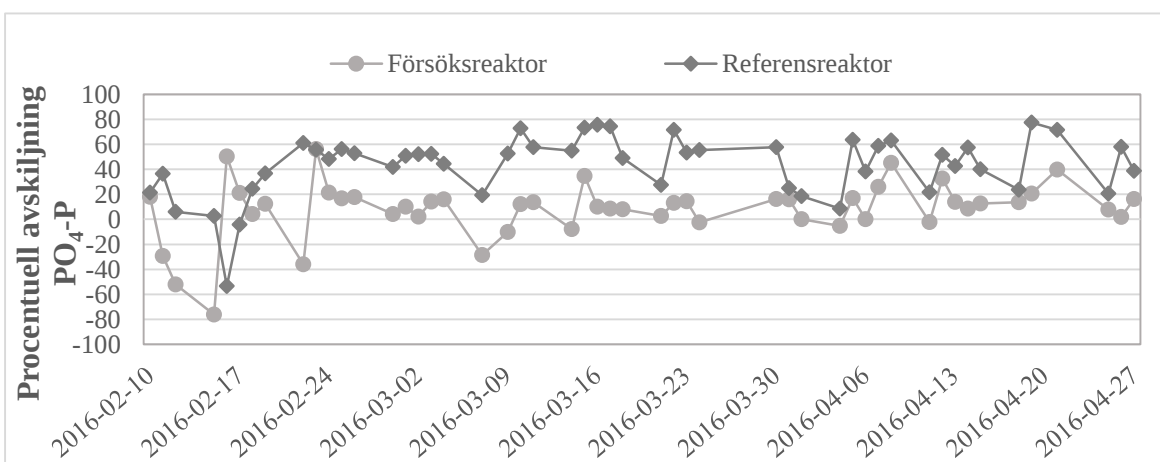
**Figur 10** Nitrathalt som mg NO<sub>3</sub>-N/l i utgående vatten under pilotförsöket. 2016-03-08 slutade polymer att doseras på inkommande vatten till försöksreaktorn.



**Figur 11** Halt ammoniumnitrat i mg  $\text{NH}_4^+$ -N/l i utgående vatten efter sista cykelns rening.

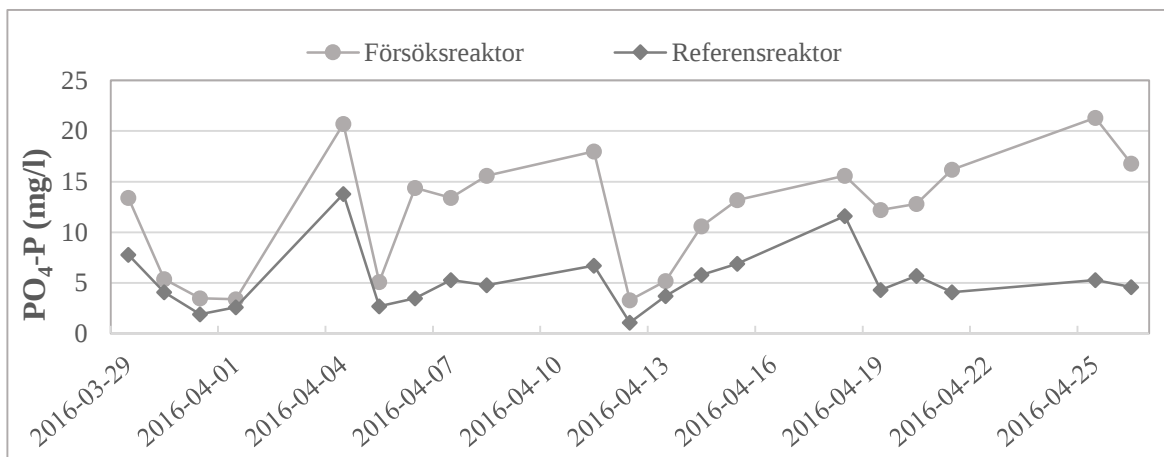


**Figur 12** Halt syre i mg  $\text{O}_2$ /l i reaktorena vid slutet av sista cykelns luftning.



**Figur 13** Procentuell avskiljning av fosfatfosfor i utgående vatten från båda reaktorena under pilotförsöket. 2016-02-18 byttes till en helt lufttät flaska.

Under de försökets fyra sista veckor tilläts SSH att sedimentera en kort tid vid varje matning. Detta gav möjlighet att provta klarfasen och på så sätt få en indikation på det släpp som skett under den anaeroba uppehållstiden. Resultat från mätningarna ses i Figur 14.



**Figur 14** Halt fosfatfosfor i sidoströmshydrolysen efter den fulla uppehållstiden, det vill säga 24 eller 72 h. Från 2016-04-04 doserades kolkälla som natriumacetat.

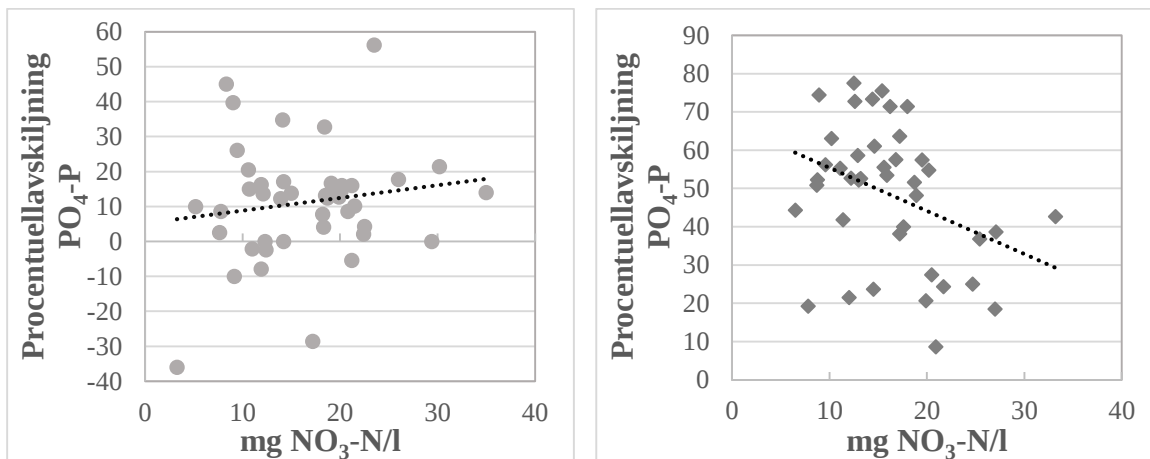
Under hela försökets gång mättes temperatur och pH för att säkerställa en stabilitet, främst gällande pH. Resultaten sammanställs i Tabell 16.

**Tabell 16** Temperatur och pH i de olika vattnen i försöksreaktorn och referensreaktorn. Standardavvikelse är beräknat med Excels verktyg för standardavvikelse.

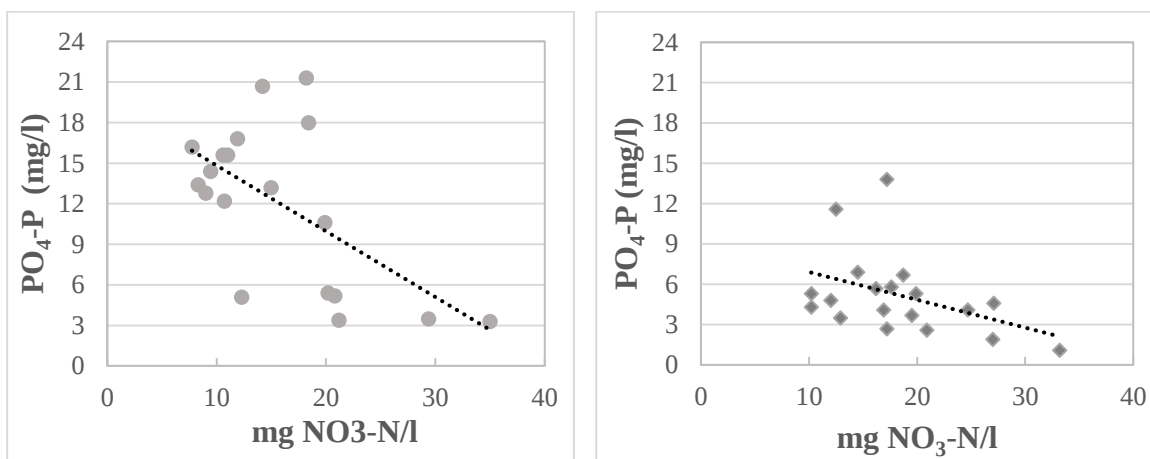
|                        | Försöksreaktor |     |     |     | Referensreaktor |     |     |     |
|------------------------|----------------|-----|-----|-----|-----------------|-----|-----|-----|
|                        | Temperatur     |     | pH  |     | Temperatur      |     | pH  |     |
|                        | °C             | +/- | pH  | +/- | °C              | +/- | pH  | +/- |
| Inkommande vatten      | 13,8           | 1,2 | 8   | 0,1 | 13,9            | 1   | 7,8 | 0,1 |
| Utgående vatten        | 16,3           | 0,8 | 7,9 | 0,3 | 16,1            | 0,7 | 7,8 | 0,2 |
| Reaktoreernas innehåll | 16,6           | 1,1 |     |     | 16,5            | 1   |     |     |
| Överskottslam          |                |     | 7,6 | 0,3 |                 |     | 7,5 | 0,2 |

### 5.2.2 Linjär regression av nitrats påverkan på fosforavskiljning och P-släpp

Med hjälp av Excels verktyg för kurvanpassning testades korrelationen mellan parametrar som kan störa biologisk fosforrening. Denna metod använder en minsta kvadratanpassning för att redovisa en trendlinje. Nitrats påverkan på fosfatfosforreningen sammanställs i Figur 15. Detta för att ge förhållandet mellan hur mycket nitrat som förs till sidoströmshydrolysen och hur väl reningen fungerar som en följd. Nitrats påverkan på P-släppet ses i Figur 16. Regressionen gjordes för att se hur halten nitrat påverkar det släpp som bör ske under anaeroba förhållanden.



**Figur 15** Halten nitratkväve i utgående vatten 2 dagar innan den procentuella avskiljningen mättes. Försöksreaktor till vänster ( $R^2=0,023$ ) och referensreaktor till höger ( $R^2=0,13$ ).



**Figur 16** Nitratkvävehalten i utgående vatten dagen innan halten fosfatfosfor mättes i sidoströmshydrolysen. Försöksreaktor till vänster ( $R^2=0,36$ ) och referensreaktor till höger ( $R^2=0,17$ ).

### 5.2.3 Analysresultat från ackrediterat laboratorium

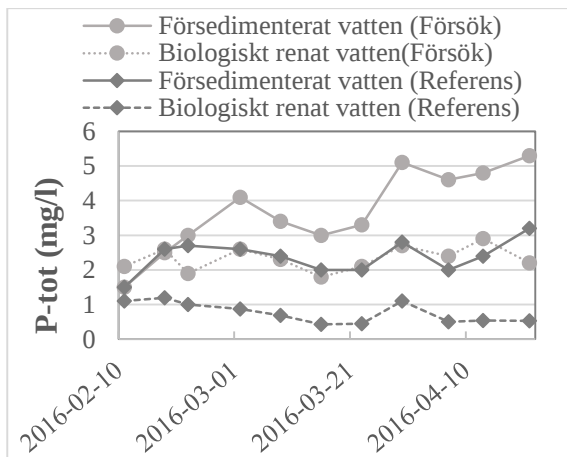
Inkommande och utgående halt totalfosfor sammanställs i Figur 17. Hur väl de dagliga provtagningarna stämmer överens med de som utförts på labb visas i Figur 18. Resultaten visar en god överensstämmelse och ger viss validitet även till de andra dagliga provtagningarna. Figur 19 och Figur 20 beskriver molförhållandet in till de båda reaktorerna och järnhaltens variation i slammet under försökets gång. Inkommande och utgående vattens sammansättning för de båda reaktorerna sammanställs i Tabell 17 och Tabell 18.

**Tabell 17** Halter i inkommande vatten från mätvärden från Vattenlaboratoriet i de båda reaktorerna.

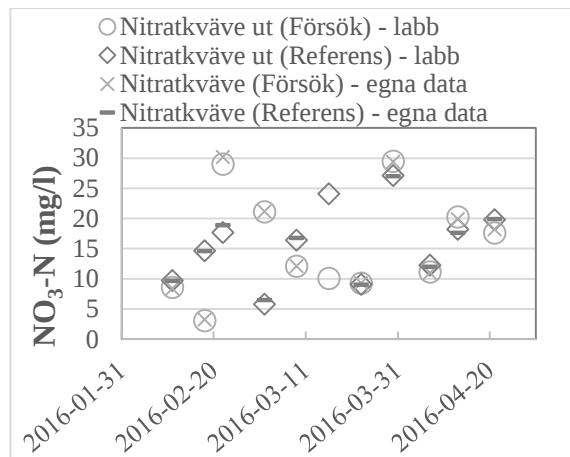
|                                        | Försöksreaktor |       |      | Referensreaktor |       |      |
|----------------------------------------|----------------|-------|------|-----------------|-------|------|
|                                        | min            | medel | max  | min             | medel | max  |
| BOD (mg/l)                             | 23             | 82    | 140  | 50              | 85    | 120  |
| SS (mg/l)                              | 14             | 75    | 130  | 51              | 69    | 91   |
| N-tot (mg/l)                           | 18,8           | 43    | 60,3 | 37,5            | 43,4  | 53,7 |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l) | 15,2           | 33,1  | 58   | 15,9            | 34    | 49,4 |
| Fe-tot (mg/l)                          | 0,3            | 0,6   | 1,2  | 2,7             | 3,7   | 5    |

**Tabell 18** Halter i utgående vatten från mätvärden från Vattenlaboratoriet i de båda reaktorerna.

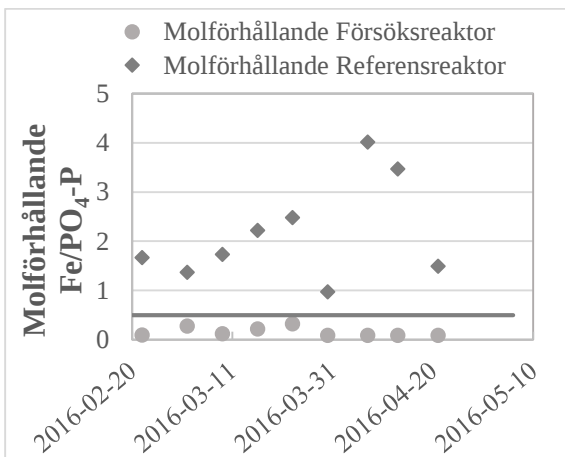
|                                        | Försöksreaktor |       |      | Referensreaktor |       |      |
|----------------------------------------|----------------|-------|------|-----------------|-------|------|
|                                        | min            | medel | max  | min             | medel | max  |
| BOD (mg/l)                             | <3             | 4     | 9    | <3              | 4,5   | 10   |
| SS (mg/l)                              | <5             | 6,4   | 10   | <5              | 8,7   | 13   |
| N-tot (mg/l)                           | 5,9            | 18,9  | 31,1 | 9,9             | 20,22 | 28,6 |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l) | <0,04          | 1,2   | 7,9  | <0,04           | 1,8   | 17,9 |
| NO <sub>3</sub> -N                     | 3,1            | 15,6  | 29,5 | 5,8             | 16    | 27,1 |



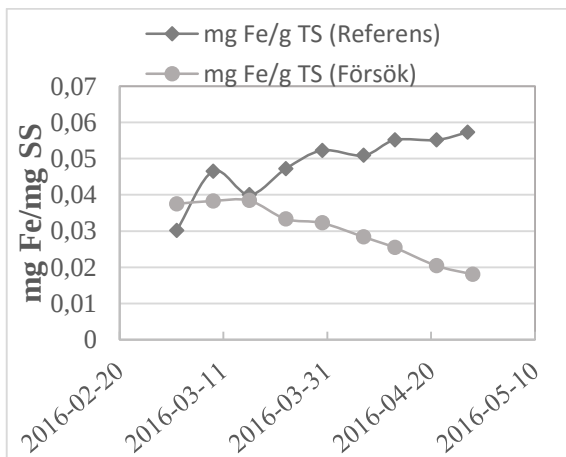
**Figur 17** Halten totalfosfor i inkommande och utgående vatten efter reningen i reaktorena.



**Figur 18** Jämförelse av hur väl de mätningar som utfördes dagligen stämmer överens med de resultat som Vattenlaboratoriet skickade.



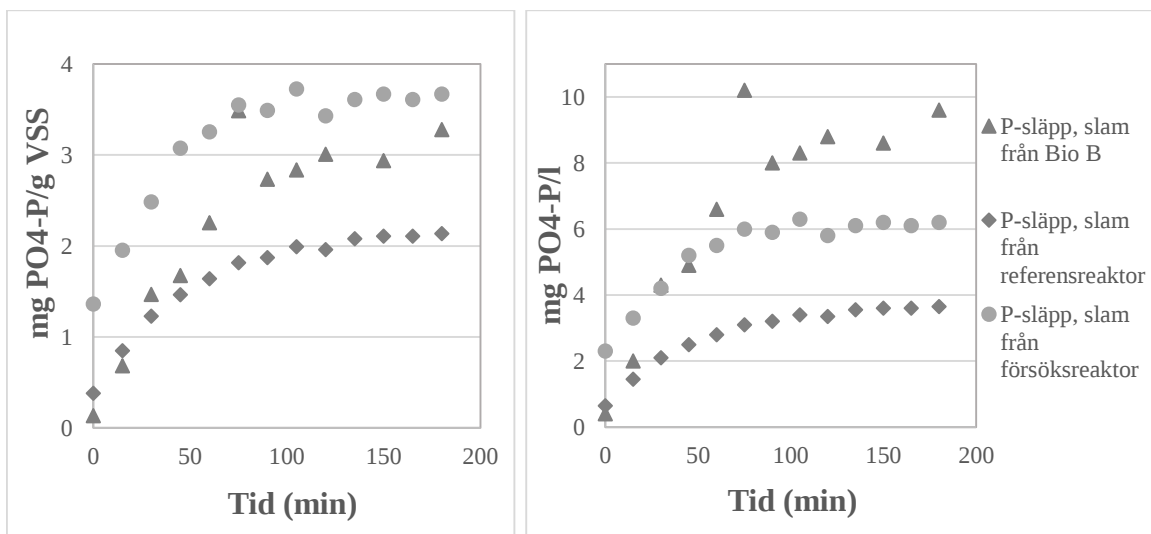
**Figur 19** Molförhållandet mellan järn och fosfatfosfor i inkommande vatten i de två reaktorena. Riktvärde som bör underskridas, 0,5, är markerat med en rak linje.



**Figur 20** Innehållet av järn i slammet i de två reaktorena under pilotförsöket relaterat till mängd torrsubstans för att möjliggöra en jämförelse.

### 5.2.4 Utvärdering av slam från pilotförsök

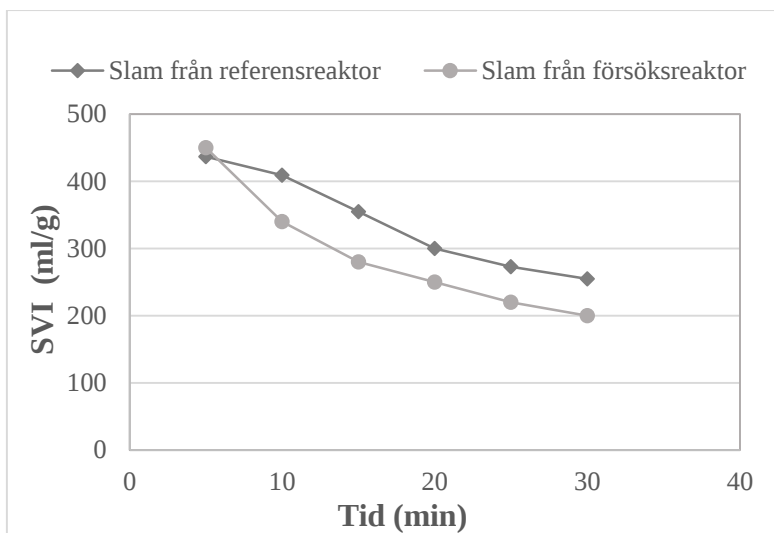
För att utvärdera de olika slammen efter pilotförsöket genomfördes tre olika försök. I Figur 21 visas P-släppsförsökens resultat och i Tabell 19 de resulterande hastigheterna. Den höga halt fosfatfosfor som kontinuerligt funnits i försöksreaktorn syns också då halten vid starten av försöket var hög vilket enligt Jansen (2002) inte ska påverka mätningarnas resultat. Figur 22 visar de slamvolymindex som beräknades för slammet från försöksreaktorn och referensreaktorn. Bilderna från den infärgning av slam som gjordes visas i Figur 23-Figur 26.



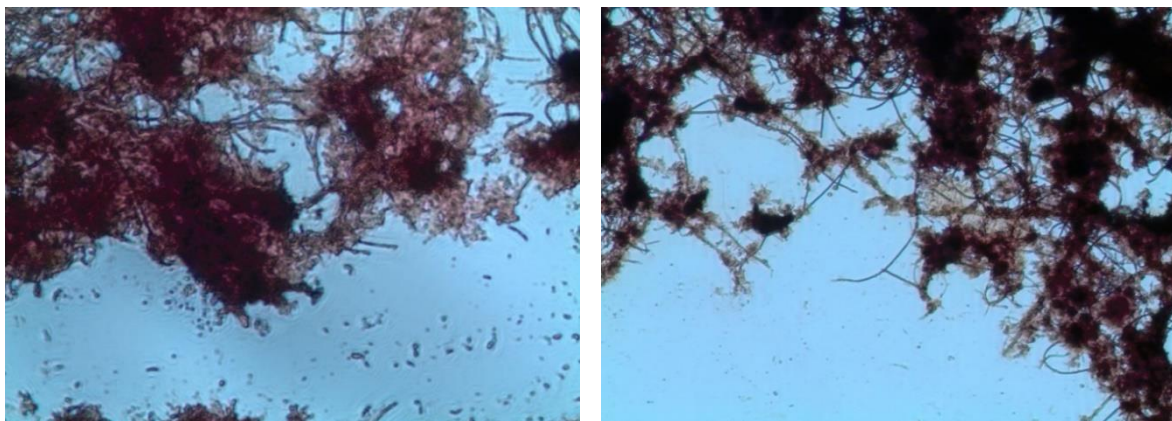
**Figur 21** Fosfathalter från de tre P-släppsförsök som utfördes. Släppet angivet i förhållande till mängd organiskt material i slammet (t.v.) och angivet i mängd per liter (t.h.).

**Tabell 19** Fosfatläppshastighet från de tre olika slammen jämförda på samma sätt som de tidigare utförda släppförsöken vid Kungsängsverket

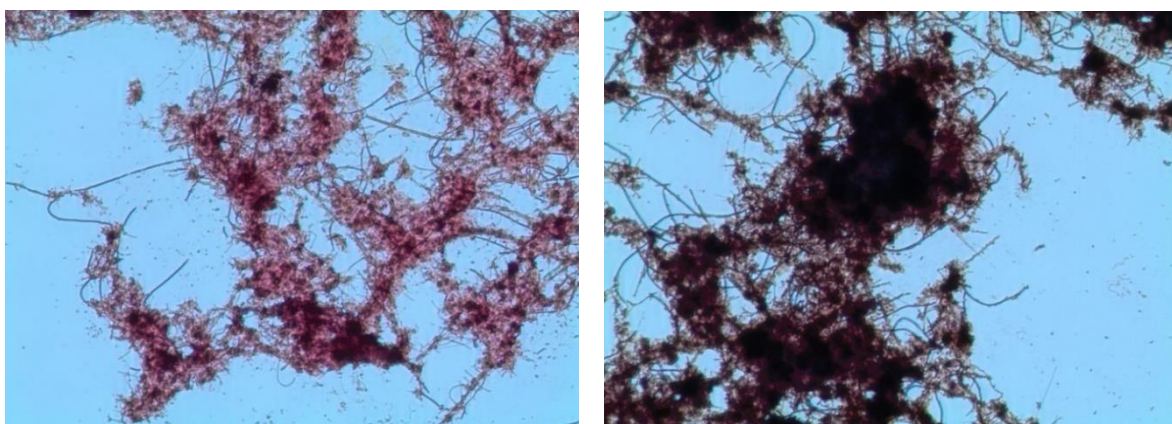
| Slam            | Fosfatläppshastighet<br>0 – 45 min<br>(mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h)) | Fosfatläppshastighet<br>30 – 60 min<br>(mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h)) | Fosfatläppshastighet<br>Endast linjära delen<br>(mg PO <sub>4</sub> -P/(g VSS*h)) |
|-----------------|-------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|
| Bio B           | 2,05                                                                    | 1,57                                                                     | 2,67                                                                              |
| Referensreaktor | 1,44                                                                    | 0,82                                                                     | 1,15                                                                              |
| Försöksreaktor  | 2,29                                                                    | 1,54                                                                     | 2,29                                                                              |



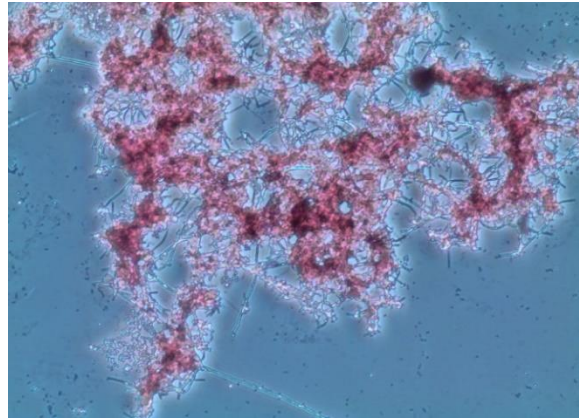
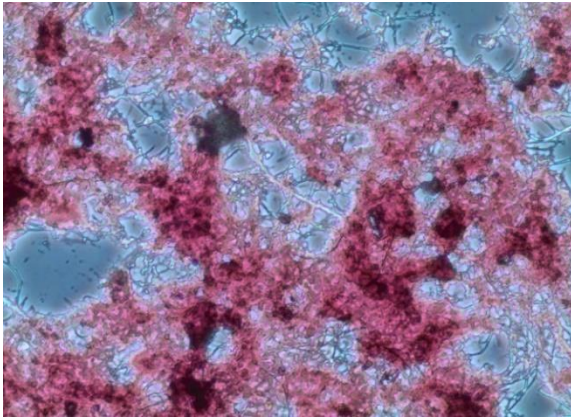
**Figur 22** Slamvolymindex på slam från försöksreaktorn och referensreaktorn.



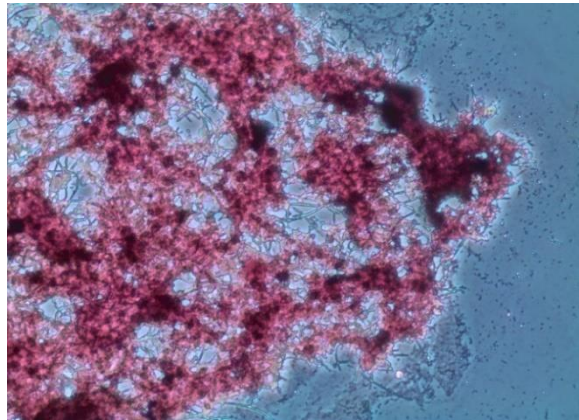
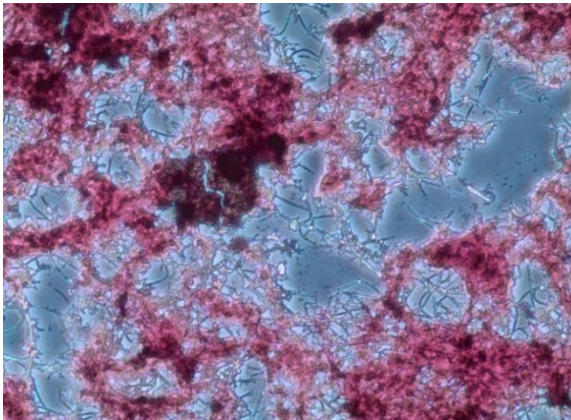
**Figur 23** Gohar infärgning av polyfosfat på slam från referensreaktorn vid anaeroba (t.v.) och aeroba (t.h.) förhållanden vid 400x förstoring



**Figur 24** Gohar infärgning av polyfosfat på slam från försöksreaktorn vid anaeroba (t.v.) och aeroba (t.h.) förhållanden vid 400x förstoring



**Figur 25** Sudan black infärgning av PHA på slam från referensreaktorn vid anaeroba (t.v.) och aeroba (t.h.) förhållanden vid 200x förstoring



**Figur 26** Sudan black infärgning av PHA på slam från försöksreaktorn vid anaeroba (t.v.) och aeroba (t.h.) förhållanden vid 200x förstoring

## 6 DISKUSSION

### 6.1 BEFINTLIGA DATA

Den dåligt fungerande biologiska fosforreningen vid Kungsängsverket kan vara påverkad av fler omständigheter än cirkulation av kemsam med ett högt järninnehåll. Andra viktiga faktorer för fungerande biologisk rening, så som COD och fosfor in till biosteget, kan enligt befintlig data också påverkat reningsresultaten. Även om förhållandet mellan COD och fosfor in till det biologiska steget inbördes når de satta riktvärdena (Figur 8) är halterna var för sig låga. Jämfört med andra verk med en fungerande biologisk fosforrening syns att Kungsängsverkets låga värden skiljer sig mot deras resultat (Tabell 14). Då en hög halt fosfor in till den biologiska fosforreningen är viktigt för att få en god tillväxt av polyfosfatackumulerande organismer (PAO) hämmas konkurrenskraften av de låga halterna fosfor och GAO kan få en chans att växa till och förbruka tillgänglig VFA (se stycke 2.3.5).

Den försedimentering som sker leder till att stora delar av den inkommande fosfor och viss del av COD skiljs ut. Enligt Janssen (2002) är försedimentering dock ett mindre problem för avskiljning av COD då den del som nyttjas av bio-P ofta är löst i vattnet. Trots det har de verk som har en fungerande rening ofta ingen försedimentering. Duvbacken, som ovan är undantaget, har antagligen en redan hög fosforhalt i sitt inkommande vatten. De visar också att det går att få en fungerande rening även med en relativt låg kvot mellan COD och fosfor. Den låga kvoten från Duvbackens värden indikerar att kvoten kan skilja sig mellan olika verk och endast kan ses som ett riktvärde.

Jämförelsen av järnhalter i slam med andra reningsverk tyder på att Kungsängsverket har en järnhalt som motsvarar ett reningsverk med förfällning (Tabell 15). Detta innebär höga halter trots att inkommande vatten till biosteg B under 2014 och 2015 inte har behandlats med järnklorid. Järnet kommer därför från recirkulerat kemsam. Molförhållandet mellan järn och fosfatfosfor, som beräknats på det försedimenterade vattnet in till den biologiska reningen, är också högt (Figur 8). Vid Käppalaverket genomfördes en utvärdering på deras biologiska fosforrening och molförhållandet som redovisades då de var tvungna att använda förfällning var endast något högre än de som ses vid Kungsängsverket under hela 2015 (Borglund, 2004). De hade dock en fungerande biologisk rening som snabbt hämtade sig efter de tillfälliga avbrotten. Om fosforhalten in till biosteg B ökades skulle även molförhållandet närma sig ett värde som bättre skulle gynna den biologiska fosforreningen. Detta behöver dock kombineras med ett säkerställande av hydrolysens effektivitet då reningen även är beroende av VFA. Hydrolysens effektivitet kan enligt Kumpulainen (2014) ifrågasättas.

Den nitralthalmtätare som sitter innan SSH anses osäker, men kan ge en viss indikation på mängden nitrat som recirkuleras. Anledningen till osäkerheterna är att mätaren snabbt slammar igen och då anger för höga halter. Även om halterna var något lägre anses de vara för höga för att gynna en biologisk fosforrening och gynnar istället denitrifikation och som följd blir zonen anox. Misstankarna stärks av Kumpulainen (2014) där mätningar inte visade

en sjunkande halt nitrat över hydrolysbassängen. Någonting som kan förväntas då nitrat bör denitrifieras och halten minska genom bassängen.

## **6.2 PILOTFÖRSÖK**

### **6.2.1 Analysresultat från dagliga provtagningar**

Slamhalten i reaktorerna (Figur 9) var initialt hög efter att försöket startats för att sedan sjunka. Halten ökade sedan igen när slam ympats in för att regelbundet sjunka i referensreaktorn vilket tyder på en högre förlust av slam i referensreaktorn. Det är först mot slutet av försöket som slamhalten stabiliseras. Vid en låg slamhalt fås få mikroorganismer i systemet som kan rena inkommande vatten. Som ett resultat påverkas reningen negativt vilket tros vara fallet i detta försök. Ute i reningsverket hålls en relativt konstant slamhalt på ungefär 4 000 mg SS/l vilket är dubbelt så högt som under pilotförsöket. Davis (2011) anger en slamhalt på 3 000–4 000 mg SS/l som riktvärden vid biologisk fosforrening. Något som alltså inte kunnat följas. Som en följd av reaktorernas låga slamhalt blir den också låg i SSH vilket också det påverkar reningen negativt.

Om försöket fortgått en längre tid skulle en tillväxt av slam antagligen kunnat observeras när läckaget minimerats. På Kungsängsverket hålls en hög slamålder (20-24 dygn) och beräkningar av pilotförsökets slamålder visar att den i snitt har varit 25 dygn. Dessa siffror är dock osäkra på grund av det läckage som regelbundet skett. En hög slamålder leder enligt Janssen (2002) till en minskad slamproduktion vilket kan vara anledningen till att ingen tillväxt observerats trots bytet till ett vatten med högre halt näringsämnen 2016-03-30.

Under pilotförsöket eftersträvades en utgående halt på  $<10 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ . Det är dock tydligt från Figur 10 att det inte har uppnåtts mer än vid ett fåtal tillfällen. Från början doserades polymer på det inkommande vattnet till försöksreaktorn i ett försök att få ett vatten som mer liknade det som når biosteg B och referensreaktorn. Detta vatten går igenom en försedimentering innan det når biosteget. Polymer doserades för att öka flockbildningen och fällningen av partiklar. Halten polymer som doserades var initialt  $5 \text{ g/m}^3$  för att minskas under några veckor till  $1 \text{ g/m}^3$ . För att öka mängden kolkälla in i försöksreaktorn och på så sätt förbättra denitrifikationen. Doseringen avslutades 2016-03-08 och efter detta fungerade kvävereningen i de båda reaktorerna likvärdigt. Polymerdoseringen bidrog alltså till ett vatten med sämre tillgång på kolkälla för denitrifikationen och en icke tillfredsställande kväverening i referensreaktorn. Ett resultat som behöver tas i beaktning om användningen av polymer ska utökas på verket.

Figur 11 visar halten ammonium i utgående vatten. I början av försöket var nitrifikationen relativt dålig i referensreaktorn vilket berodde på läckaget av slam. Nitrifikation utförs av bakterier med långsam tillväxt och deras funktion påverkas negativt av en minskande slamhalt. Efter första ympningen av slam hämtade sig nitrifikationen och fungerade tillfredsställande mot slutet av försöket. I Figur 12 syns de höga syrehalter de pumpar som användes orsakade. Ett försök att motverka detta gjordes 2016-03-22 genom små hål i

luftningsslangarna vilket resulterade i en minskning av syrehalten, främst i försöksreaktorn. Därmed minskade nitrifikationens effektivitet och ammoniumhalten ökade (Figur 11). Resultat som ansågs positiva då det bidrog till att hålla ner mängden nitrat i utgående vatten och som en konsekvens mängden nitrat som recirkulerades till SSH.

Dosering av kolkälla påbörjades efter mätning av nitrat i SSH efter den fulla uppehållstiden 2016-04-01. Mätningarna visade att all nitrat inte förbrukats efter 24 h anaerob uppehållstid, vilket indikerar en anox zon, inte en anaerob, där kolkällan inte räckt för en fullständig denitrifikation. Extern kolkälla doserades därför för att ge tillräckligt med kolkälla för både denitrifikation och biologisk fosforrening. Janssen (2002) nämner dock att en längre tids recirkulation av nitrat till den anaeroba zonen leder till en tillväxt av denitrifierande bakterier. Det är alltså möjligt att innan kolkälla introducerades har PAO inte premierats utan gjorde det först under de sista fyra veckorna. Eventuellt var tiden då inte tillräcklig för att få en tillräcklig mängd bakterier för en fungerande rening. Davis (2011) beskriver även hur perioder av svält minskar inlagringen av glykogen, polyhydroxyalkanoat (PHA) och polyfosfat vilket ger en sämre tillväxt och mindre effektiv rening.

I Figur 13 syns den procentuella avskiljningen av fosfatfosfor som ägt rum i de båda reaktorerna. Avskiljningen i referensreaktorn har fungerat tillfredställande under hela försöket medan den i försöksreaktorn ej varit lika effektiv. Efter att en kolkälla började doseras syntes en viss förbättring i avskiljningen, men den nådde inte upp till samma effektivitet som referensreaktorn. Under hela försöket har det varit tydligt att avskiljningen i början av veckan varit dålig. Detta beror antagligen på den långa uppehållstid som blev över helgen i SSH, 72 h. När den tillgängliga mängden VFA tagits upp fortsatte ett släpp av fosfor utan upptag av polyfosfat. På grund av det kunde inte bakterierna ta upp en större mängd än de släppt och reningen påverkades negativt. Om det under försöket varit brist på kolkälla i SSH har ett högt släpp skett kontinuerligt och höga halter fosfat har recirkulerats till den fullskaliga reningen. Om PAO då inte har den mängd PHA inlagrat som krävs för maximal tillväxt kommer en fungerande rening aldrig att nås.

Det släpp som sker i sidoströmshydrolysen mättes under de sista fyra veckorna genom att låta innehållet sedimentera (Figur 14). Det ökade släpp som sker i början av veckan kan delvis bero på ett högt fosforsläpp utan inlagring av VFA då samma släppmängd inte kunde nås vid 24 h uppehållstid. Förutom det visar dessa mätningar även den ökade släppförmåga som återfanns i försöksreaktorn. Detta betyder att mängden PAO i den samma varit högre än i referensreaktorn. Resultaten kan ses som en indikation på att järnet håller tillbaka tillväxten av PAO i referensreaktorn. På samma sätt har avsaknaden på järn i inkommande vatten bidragit till en mer fördelaktig miljö och en bättre tillväxt i försöksreaktorn. Kumpulainen (2014) beskrev i sin huvudstudie ett mycket begränsat släpp i SSH i den fullskaliga reningen på halter i nivå med de från referensreaktorn. Alltså har en mer fungerande anaerob zon utvecklats i försöksreaktorn.

Temperatur och pH i reaktorerna har under försökets gång varit stabila (Tabell 16) och tros inte ha påverkat reningen avsevärt.

### **6.2.2 Linjär regression av nitrats påverkan av fosforavskiljning och P-släpp**

Vid en kurvpassning av halten nitratkväve i utgående vatten som bestämmande faktor och den procentuella avskiljningen av fosfatfosfor som beroende observerades en skillnad mellan de båda reaktorerna (Figur 15). Då nitratkväve i den anaeroba zonen använder den kolkälla som behövs för PAO borde en hög halt in i SSH påverka avskiljningen negativt. Detta är ett samband som ses i resultaten från referensreaktorn, men inte försöksreaktorn. Det har alltså funnits en viss biologisk fosforrening i referensreaktorn under försöket. Kumpulainen (2014) drog liknande slutsatser kring den fullskaliga reningen. Anledningen till varför inte samma mönster kan ses i försöksreaktorn är antagligen på grund av att den reningen varit betydligt mer instabil och därför inte gett tillräckligt bra värden för att möjliggöra en korrelation.

En liknande jämförelse fast för släppet från SSH gjordes (Figur 16). Då användes halten nitratkväve i utgående vatten som bestämmande faktor och släppet i mg PO<sub>4</sub>-P/l i klarfasen som beroende faktor. Då syns en tydlig korrelation för båda reaktorerna som visar att en högre halt nitratkväve in i den anaeroba zonen leder till ett minskat släpp. Detta på grund av den minskade mängd kolkälla som kan tas upp då denitrifikationen förbrukar den. Det leder också till en minskad anaerob uppehållstid om zonen initialt är anox och inte anaerob. Provpunkterna är relativt få, men anses ändå ge en bild av nitrats påverkan. Tykesson m.fl. (2003) visade genom försök i laboratorieskala att dosering av järn som fällningskemikalie minskade P-släppet. Det minskade släppet påverkade dock inte upptaget av acetat vilket betydde att GAO fick möjlighet att växa till och tog upp acetatet. Samma sak kan vara vad som sker i referensreaktorn och i den storskaliga reningen där järnet håller tillbaka populationen av PAO och istället tillåter en tillväxt av GAO.

### **6.2.3 Analysresultat från ackrediterat laboratorium**

Inkommande vatten till försöksreaktorn har haft högre punktvärden för många av parametrarna, men sammanfattat som medelvärden har vattnet till de båda reaktorerna haft liknande sammansättning (Tabell 17). Det samma gäller utgående vatten där dock en viss skillnad kan ses i halten suspenderat material då försöksreaktorn ofta haft lägre värden. Detta skulle kunna tillskrivas den eventuellt förbättrade sedimenteringskapacitet ett slam med en högre halt PAO har (Tabell 18). Vad som tydligt ses är den ökade halten järn som fås från vattnet in till referensreaktorn, samma vatten som idag når biosteg B. Eftersom inget järn doseras i dagsläget kan i stort sett allt det järn som finns i vattnet tillskrivas recirkulerat järnslam. 3,7 mg Fe/l kan teoretiskt fälla 2 mg PO<sub>4</sub>-P/l och enligt Tabell 14 är det ungefär den halt som når biosteg B. Stora delar av den fosfatfosfor som idag finns i inkommande vatten och som behövs för att premiera PAO fälls alltså av det recirkulerade järnet. Beräkningen är teoretisk och delar av järnet faller också andra ämnen. I dagsläget bidrar dock järnet till att hålla en fungerande fosforavskiljning vid biosteg B.

Halten totalfosfor in till och ut från de båda reaktorerna visas i Figur 17 där utgående halt för referensreaktorn konsekvent legat stabilt. Halten in till och ut från försöksreaktorn har dock fluktuerat vilket var väntat då dagliga provtagningar visat att en tillfredsställande fosforrening inte uppnåtts. Även om inlämnade prover inte motsvarar vatten från samma dagar kan avskiljningsgraden av totalfosfor estimeras. För försöksreaktorn har den som medel varit  $42 \pm 8$  procentenheter och för referensreaktorn  $71 \pm 9$  procentenheter. Detta är en stor skillnad och också den förväntad då inkommande järn i vattnet hjälpt till att fälla fosfatfosfor i referensreaktorn.

Som i Figur 8 har i Figur 19 molförhållandet mellan järn och fosfatfosfor beräknats. In till referensreaktorn liknar förhållandet det som idag når biosteg B. Till försöksreaktorn gör dock den låga halten järn i inkommande vatten, i kombination med den höga halten fosfatfosfor, att värden under 0,5 nåtts under hela försöket. Förhållandet har alltså varit gynnsamt för PAO under försökets gång. På liknande sätt ses i Figur 20 att järninnehållet i försöksreaktors slam har minskats. Minskningen har dock skett långsamt. Enligt Tabell 15 är halten vid sista mätningen ännu inte nere på de värden som verk med bio-P har i sina slam. Enligt värdena borde järnhalten i ett bio-P-slam ligga kring 10 mg Fe/g TS, något som försöksreaktorn har en bit kvar till. Det försök som gjordes storskaligt på Kungsängsverket där man under 4 veckor stängde av kemslammet tordes därför inte varit en tillräckligt lång tid för att minska järnhalten. För att få ner järnhalten i slammet krävs att kemslammet stängs av under en längre tid. Detta skulle dock resultera i en sämre rening under denna period och en ökad användning av fällningskemikalier vid efterfällningen. Det är också osäkert, som nämnts tidigare, om de halter av fosfor och kolkälla som idag inkommer till biosteg B, är tillräckliga för en optimal rening.

De besparingar en fungerande fosforrening på Kungsängsverket kan leda till är svåra att sätta siffror på. Borglund och Jönsson (2003) rapporterar om utgående halter från fungerande bio-P på allt från 0,08 mg/l till 0,5 mg/l. Då Kungsängsverket har egna krav på sig att hålla utgående fosfor under 0,1 mg/l kommer det antagligen krävas dosering av järnklorid vid efterfällningen oavsett om en fungerande rening nås eller ej. Idag styrs denna dosering med inkommande flöde, men det finns förberett för en styrning mot inkommande  $\text{PO}_4\text{-P}$ -halt istället. Optimering av denna styrning kan teoretiskt leda till besparingar på verket. Under 2015 doserades ca 1000 ton  $\text{FeCl}_3$  i efterfällningssteget. Beräkningar visar att denna siffra teoretiskt skulle kunna vara så låg som ca 150 ton/år. Beräkningarna är baserade på den inkommande halten  $\text{PO}_4\text{-P}$  till efterfällningen och det flöde som var ut från den samma under 2015. Önskad halt ut från verket är då satt till 0,05 mg/l. Då beräkningarna är teoretiska finns risken att molförhållandet mellan järn och fosfatfosfor egentligen inte är 1:1 utan någonstans mellan 1,5-2:1. Laborationsförsök krävs för att göra en exakt beräkning enligt Tchobanoglous m.fl. (2004). För varje ton järnklorid som inte doseras sparar dock verket 1760 kr. Vid en minskning av kemikaliedoseringen i slutsteget kommer också cirkulationen av kemslam och som en följd halten järn in till biosteg B minska.

## 6.2.4 Utvärdering av slam från pilotförsök

### *P-släppsförsök*

Det syns en tydlig skillnad mellan slammet från referensreaktorn och det från försöksreaktorn (Figur 21). I jämförelse med slammet som användes vid försökets start är dock skillnaden minimal. P-släppshastigheten är fortsatt dålig och har alltså inte förbättrats på det sätt som förväntats. Natten innan P-släppsförsöket för slammet från försöksreaktorn slutade delar av processen att fungera vilket kan ha påverkat resultaten. Enligt Janssen (2002) kan en period med låg belastning leda till låga upptagshastigheter på grund av överluftning. Då in pumpningen och omrörningen inte fungerade tillfredsställande natten till försöket har alltså belastningen varit mycket låg. På grund av detta kan släpphastigheten tillfälligt hämmas. Denna slutsats dras då släppet från SSH konstant varit högt under de sista veckornas mätningar (Figur 14) och det var betydligt lägre under P-släppsförsöket.

### *Slamvolymindex, SVI*

Slutvolymen vid laborationen för slamvolymindex slutade över 250 ml/l. Enligt Svenskt vatten AB (2013) ska ett slamvolymindex göras om med spädda prov om slutvolymen inte slutar under denna spädningsgräns. Detta gjordes dock inte då intresset endast var att jämföra de två slammen inbördes. Anledningen till att de egentligen ska spädas är det faktum att sedimentationen kan ha påverkats av väggarna vid för stor slutvolym. En något bättre sedimentation uppnåddes med slammet från försöksreaktorn (Figur 22) vilket antagligen kan tillskrivas en högre mängd PAO. Janssen (2002) beskriver att resultat från storskaliga försök har visat både en ökning och en minskning av SVI efter införsel av bio-P. Upplevelsen under hela försökets gång har dock har funnits en bättre sedimentation i försöksreaktorn vilken stärks av det resultat slamvolymindexen visar.

### *Mikroskopering*

Den mikroskopering som genomfördes gav goda resultat vid infärgningen av poly-P, men sämre för PHA. Inga slutsatser kan därför dras gällande slammens förmåga att lagra in PHA (Figur 25 och Figur 26). Gohar-infärgningen för poly-P visar att slammet från försöksreaktorn uppför sig på väntat sätt. Vid färgning av det anaeroba slammet syns en minimal inlagring av polyfosfat vilket indikerar att ett stort släpp skett (Figur 24). Ett mönster som inte kan ses på slammet från referensreaktorn där det trots den anaeroba fasen fortsatt finns stora mängder poly-P inlagrat (Figur 26). Det aeroba slammet visar en stor inlagring av poly-P för slammet från försöksreaktorn och en mindre inlagring för slammet från referensreaktorn. Slammet från försöksreaktorn innehåller alltså fler PAO medan det från referensreaktorn innehåller färre. Det visar också att det finns en viss bio-P-aktivitet i referensreaktorn vilket stämmer med de resultat som Kumpulainen (2014) lagt fram gällande den fullskaliga reningen.

### 6.3 FELKÄLLOR

Cirkulering av nitrat, slamläckage och kraftig luftning har påverkat resultaten från fosforreningen i försöksreaktorn. Det har också visat den höga känslighet som en bio-P-process har. En kontroll över de här parametrarna tidigare kunde eventuellt ha lett till något skilda resultat.

Provtagning av fosfor ska egentligen ske i syradiskade provkärl. Detta har inte varit möjligt vilket ger en ökad osäkerhet i de dagliga mätningarna av fosfatfosfor. Samtidigt har resultaten ut från referensreaktorn följt biosteg B relativt bra och ger därför viss validitet även för försöksreaktors mätresultat.

Det faktum att det togs ut mer klarfas de dagar vatten provtogs till analys på Vattenlaboratoriet tros inte ha påverkat processen. Det har enbart lett till en ökad belastning under första cykeln dessa dagar, något som inte borde ha tillräckligt stor påverkan. Det som kan ha påverkat tillväxten av PAO är den långa uppehållstiden över helgen. Under denna tid kan fosfor släppt utan upptag av kolkälla. Detta försämrar bakteriernas effektivitet under veckans fortsatta rening. Hade möjlighet funnits hade det eventuellt varit bättre att provta dagligen även under helgen.

Inkommande vatten till reaktorerna har endast varit stickprov och representerar inte den variation som dagligen finns in till reningsverket. Dåliga förutsättningar i inkommande vatten då prov tagits har alltså påverkat ett helt dygns rening i reaktorerna.

## 7 SLUTSATSER

Förutsättningarna för biologisk fosforrening vid Kungsängsverket är inte optimala. Om en fungerande rening ska uppnås krävs det att molförhållandet mellan järn och fosfatfosfor minskar till under de riktvärden som finns. Detta kan göras genom en ökad mängd fosfatfosfor eller en minskad mängd järn in till den biologiska reningen. Det enklaste sättet är att minska mängden järn är en omdirigering av det recirkulerade kemslammet. Det behövs även ett säkerställande av en fungerande hydrolys och en minimal recirkulation av nitrat till SSH. Pilotförsöket indikerar att cirkulationen av nitrat kraftigt hämmar det fosforsläpp som ska ske och på grund av det den rening som bakterierna kan genomföra. Det förkortar också den anaeroba uppehållstiden som är nödvändig för en fungerande rening.

Från pilotförsöket kan man visa att det går att tvätta slammet på järn genom att låta det rena vatten med en lägre järnhalt. Processen visade sig dock vara relativt långsam och tidigare försök på Kungsängsverket har varit för korta för att göra tillräcklig inverkan. Den infärgning av slam och det SVI-försök som genomförts visar att det genom tvättningsprocessen växt till en större mängd PAO. Då den biologiska fosforreningens effektivitet är beroende av en hög andel PAO är det här ett resultat som i längden kan leda till en förbättrad rening. Det är tydligt från försöket att kemslammet läcker järn till inkommande vatten i biosteget då halterna järn är betydligt högre där än i inkommande vatten. På grund av att en fungerande fosforrening inte har uppnåtts har inga slutsatser kunnat dra gällande vid vilka järnhalter en fungerande rening kan nås. Indikationer från andra reningsverk tyder dock på att halter kring 10 mg Fe/g TS lett till en fungerande rening. Inte heller vilka besparingar som kan göras på Kungsängsverket kan besvaras, men en dosering vid efterfällningen som styrs mot inkommande halt  $\text{PO}_4\text{-P}$  har potentialen att minska mängden fällningskemikalier som används.

Dosering med polymer bör göras med försiktighet då det har setts fälla en stor andel kolkälla och på så sätt hämma både kväve- och fosforrening. Båda processerna är mycket beroende av halten BOD i inkommande vatten.

## 8 VIDARE ARBETE VID KUNGSÄNGSVERKET

Om beslut tas att fortsätta utvärdera och försöka få igång en fungerande biologisk fosforrening vid verket rekommenderas följande:

- Säkerställande av att hydrolys verkligen sker i den anaeroba zonen för att se till så tillräcklig mängd VFA finns för biologisk fosforrening. Exempel på åtgärder:
  - Ökning av slamhalten i returslammet
  - Hydrolys av primärslam ihop med returslammet. Denna lösning minskar dock andelen PAO i den anaeroba zonen och kan påverka fosforreningen negativt.
  - Dosering av extern kolkälla för att, dels denitrifiera recirkulerat nitrat och öka mängden tillgänglig VFA för PAO.
- Minimera halten nitrat som recirkuleras genom att, i första hand, få igång en pålitlig mätare i fördelningslådan.
- Omled kemslammet från b-blocket till något av de andra blocken under en längre tid och mät kontinuerligt halten järn i slammet i biosteg B, för att säkerställa en sjunkande halt. Omkopplingen bör inte genomföras under semestermånaderna då halten näringsämnen i inkommande vatten då är lägre än normalt.
- Starta upp den fosforhaltstyrda efterdosering av järnklorid som finns installerad, men ej reglerad. På sikt skulle verket kunna soara pengar på fällningskemikalier och få en bättre kontroll på den mängd kemikalier som används.

Om beslut tas att ej fortsätta med biologisk fosforrening också ett säkerställande av hydrolys i den anaeroba zonen då denna kommer fortsätta användas för en ökning av kolkälla till den biologiska reningen. Vid hydrolysen krävs minimal recirkulation av nitrat.

## 9 REFERENSER

### 9.1 LITTERÄRA KÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

- Ahn, J., Daidou, T., Tsuneda, S., Hirata, A., 2002. Characterization of denitrifying phosphate-accumulating organisms cultivated under different electron acceptor conditions using polymerase chain reaction-denaturing gradient gel electrophoresis assay. *Water Res.* 2002, 403–412.
- Arun, V., Mino, T., Matsuo, T., 1988. Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal system. *Water Res.* 22, 565 – 570.
- Barnard, J.L., 1984. Activated primary tanks for phosphate removal. *Water SA* 10, 121–126.
- Borglund, A.M., 2004. Kombinerad kemisk och biologisk fosforrening på a Käppalaverket, Lidingö (VA - Forsk No. 2004 - 06).
- Borglund, A.M., Jönsson, L.E., 2003. Drifterfarenheter av bio-P i Sverige. Nordisk avloppskonferens, Helsingfors. From: <http://www.kappala.se/default.asp>.
- Brdjanovic, D., Logemann, S., Van Loosdrecht, M.C.M., Hooijmans, C.M., Alaerts, G.J., Heijnen, J.J., 1998. Influence of temperature on biological phosphorus removal: Process and molecular studies. *Water Res.* 32, 1035–1048.
- Brdjanovic, D., Van Loosdrecht, M.C.M., Hooijmans, C.M., Alaerts, G.J., Heijnen, J.J., 1997. Temperature effects on physiology of biological phosphorus removal. *J. Environ. Eng.* 123, 144–152.
- Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W., Oldham, W.K., 1986. Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. *Water Res.* 20, 1511–1521.
- Davis, M.L., 2011. *Water and wastewater engineering: design principles and practice*, Int. ed. ed. McGraw-Hill, New York, NY.
- De Haas, D.W., Wentzel, M.C., Ekama, G.A., 2001. The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal: Part 5: Experimental periods using a ferrous-ferrous chloride blend. *Water Sa* 27, 117–134.
- Erdal, U.G., 2002. The effects of temperatures on system performance and bacterial community structure in a biological phosphorus removal system.
- Filipe, C.D., Daigger, G.T., Grady, C.P., 2001a. Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs. *Biotechnol. Bioeng.* 76, 32–43.
- Filipe, C.D., Daigger, G.T., Grady, C.P., 2001b. A metabolic model for acetate uptake under anaerobic conditions by glycogen accumulating organisms: stoichiometry, kinetics, and the effect of pH. *Biotechnol. Bioeng.* 76, 17–31.
- Gästrike vatten AB, 2014. Miljörapport Duvbackens reningsverk 2014 (Miljörapport).
- Gryaab AB, 2014. Miljörapport Ryaverket 2014 (Miljörapport).
- Gustavsson, D., la Cour Jansen, J., Dahlberg, C., 2006. Etablering av biologisk fosforavskiljning i mindre reningsverk. *Vatten* 62, 161–166.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E., 1997. *Wastewater treatment: biological and chemical processes*, 2nd ed. ed, Environmental engineering. Springer, Berlin ; New York.
- Hesselmann, R.P.X., Werlen, C., Hahn, D., Roelof van der Meer, J., Zehnder, A.J.B., 1999. Enrichment, Phylogenetic Analysis and Detection of a Bacterium That Performs

- Enhanced Biological Phosphate Removal in Activated Sludge. *Syst. Appl. Microbiol.* 454–465.
- Jansen, J. la C., Särner, E., Tykesson, E., Jönsson, K., Jönsson, L.-E., 2009. Biologisk fosforavskiljning i Sverige - Uppstart och drift (Forskningsrapport No. 2009-08). Svenskt Vatten Utveckling.
- Janssen, P.M.J., 2002. Biological phosphorus removal: manual for design and operation, Stowa report. IWA [u.a.], London.
- Jeon, C.O., Lee, D.S., Park, J.M., 2003. Microbial communities in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *Water Res.* 37, 2195–2205. doi:10.1016/S0043-1354(02)00587-0
- Kong, Y., Nielsen, J.L., Nielsen, P.H., 2005. Identity and Ecophysiology of Uncultured Actinobacterial Polyphosphate-Accumulating Organisms in Full-Scale Enhanced Biological Phosphorus Removal Plants. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 4076–4085. doi:10.1128/AEM.71.7.4076-4085.2005
- Kumpulainen, E., 2014. Utvärdering av sidoströmshydrolysen vid Kungsängsverket (No. 1832350000). Sweco environment AB.
- Kumpulainen, E., 2013. Förstudie inför utvärdering av sidoströmshydrolysen vid Kungsängsverket (No. 1832322000). Sweco environment AB.
- Lee, N., Nielsen, P.H., Aspergren, H., Henze, M., Schleifer, K.-H., la Cour Jansen, J., 2003. Long-term Population Dynamics and in situ Physiology in Activated Sludge Systems with Enhanced Biological Phosphorus Removal Operated with and without Nitrogen Removal. *Syst. Appl. Microbiol.* 26, 211–227.
- Liu, Y., Shi, H., Li, W., Hou, Y., He, M., 2011. Inhibition of chemical dose in biological phosphorus and nitrogen removal in simultaneous chemical precipitation for phosphorus removal. *Bioresour. Technol.* 102, 4008–4012. doi:10.1016/j.biortech.2010.11.107
- Liu, Y., Zhang, T., Fang, H.H.P., 2005. Microbial community analysis and performance of a phosphate-removing activated sludge. *Bioresour. Technol.* 96, 1205–1214. doi:10.1016/j.biortech.2004.11.003
- López-Vázquez, C.M., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D., Gijzen, H.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2008. Factors affecting the microbial populations at full-scale enhanced biological phosphorus removal (EBPR) wastewater treatment plants in The Netherlands. *Water Res.* 42, 2349–2360. doi:10.1016/j.watres.2008.01.001
- Mielczarek, A.T., Nguyen, H.T.T., Nielsen, J.L., Nielsen, P.H., 2013. Population dynamics of bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal in Danish wastewater treatment plants. *Water Res.* 47, 1529–1544. doi:10.1016/j.watres.2012.12.003
- Mino, T., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 1998. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Res.* 32, 3193–3207.
- Morling, S., Kungliga Tekniska högskolan, Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad, 2009. SBR-technology - use and potential applications for treatment of cold wastewater. Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad, Kungliga Tekniska högskolan, Stockholm.
- Mulkerrins, D., Dobson, A.D., Colleran, E., 2004. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. *Environ. Int.* 30, 249–259. doi:10.1016/S0160-4120(03)00177-6

- Nielsen, P.H., Mielczarek, A.T., Kragelund, C., Nielsen, J.L., Saunders, A.M., Kong, Y., Hansen, A.A., Vollertsen, J., 2010. A conceptual ecosystem model of microbial communities in enhanced biological phosphorus removal plants. *Water Res.* 44, 5070–5088. doi:10.1016/j.watres.2010.07.036
- Nikolic, A., Sundin, A.M., 2006. Teknik för förbättrad kväverening i Sverige-resultat av landsomfattande enkätundersökning. *Vatten* 62, 313–322.
- NSVA, 2014a. Lundåkravet Landskrona (Miljörapport).
- NSVA, 2014b. Öresundsverket Helsingborg (Miljörapport).
- Oehmen, A., Lemos, P., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L., Reis, M., 2007. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Water Res.* 41, 2271–2300. doi:10.1016/j.watres.2007.02.030
- Panswad, T., Dounghai, A., Anotai, J., 2003. Temperature effect on microbial community of enhanced biological phosphorus removal. *Water Res.* 37, 409–415.
- Särner, E., Jonasson, C., Petersson, M., 2004. Hydrolys av returslam för förbättrad biologisk fosforavskiljning. *Vatten* 231–238.
- Seviour, R.J., Mino, T., Onuki, M., 2003. The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems. *FEMS Microbiol. Rev.* 27, 99–127. doi:10.1016/S0168-6445(03)00021-4
- Seviour, R.J., Nielsen, P.H. (Eds.), 2010. *Microbial ecology of activated sludge*, New ed. ed. IWA Publishing, London.
- Svenskt vatten AB, 2013. *Avloppsteknik 2 - Reningsprocessen*, Andra. ed, *Avloppsvattenteknik*. Svenskt vatten.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., Metcalf & Eddy, Inc (Eds.), 2004. *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4. ed., internat. ed., [Nachdr.]. ed, McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. McGraw-Hill, Boston, Mass.
- Tsuneda, S., Miyauchi, R., Ohno, T., Hirata, A., 2005. Characterization of denitrifying polyphosphate-accumulating organisms in activated sludge based on nitrite reductase gene. *J. Biosci. Bioeng.* 99, 403–407. doi:10.1263/jbb.99.403
- Tykesson, E., 2005. *Enhanced biological phosphorus removal* (Doktors avhandling). Lunds universitet, Lund.
- Tykesson, E., Blackall, L.L., la Cour Jansen, J., 2003. Growth of glycogen accumulating organisms as a probable consequence of simultaneous chemical precipitation in enhanced biological phosphorus removal. Presented at the Advancement on Water and Wastewater Applications in the Tropics, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Tykesson, E., Jönsson, L.-E., la Cour Jansen, J., 2005. Experience from 10 years of full-scale operation with enhanced biological phosphorus removal at Öresundsverket. *Water Sci. Technol.* 52, 151–159.
- Uppsala vatten och avfall AB, 2014. *Miljörapport 2014 - Kungsängsverket* (Miljörapport).
- VA Syd, 2014a. *Sjölunda avloppsreningsverk Malmö* (Miljörapport).
- VA Syd, 2014b. *Ellinge avloppsreningsverk Eslöv* (Miljörapport).
- VA Syd, 2014c. *Källby avloppsreningsverk Lund* (Miljörapport).
- VA Syd, 2014d. *Klagshamn avloppsreningsverk Malmö* (Miljörapport).
- Wong, M.-T., Mino, T., Seviour, R.J., Onuki, M., Liu, W.-T., 2005. In situ identification and characterization of the microbial community structure of full-scale enhanced biological phosphorous removal plants in Japan. *Water Res.* 39, 2901–2914. doi:10.1016/j.watres.2005.05.015

Zeng, R.J., Saunders, A.M., Yuan, Z., Blackall, L.L., Keller, J., 2003. Identification and comparison of aerobic and denitrifying polyphosphate-accumulating organisms. *Biotechnol. Bioeng.* 83, 140–148.

## **9.2 PERSONLIG KOMMUNIKATION**

Cato, E., 2016. Sammanställning av data från Kungsängsverket.

Jönsson, K., 2016. Mejlkommunikation angående järnhalter i slam.

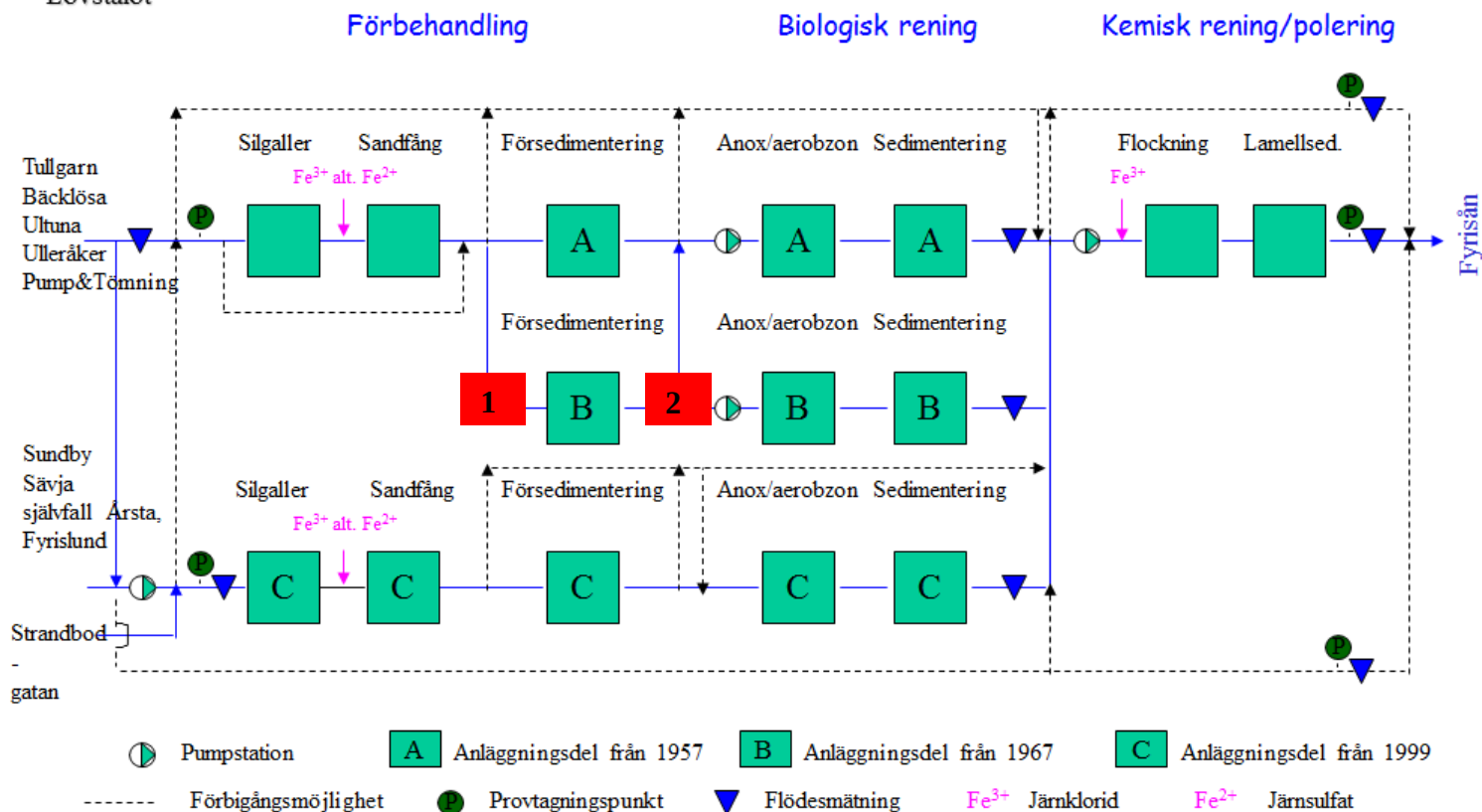
## 10 BILAGOR

### 10.1 BILAGA 1 - ÖVERSIKTSBILDER

#### KUNGSÄNGSVERKET, UPPSALA

##### Avloppsvatten

från Uppsala,  
Bälinge och  
Lövstalöt

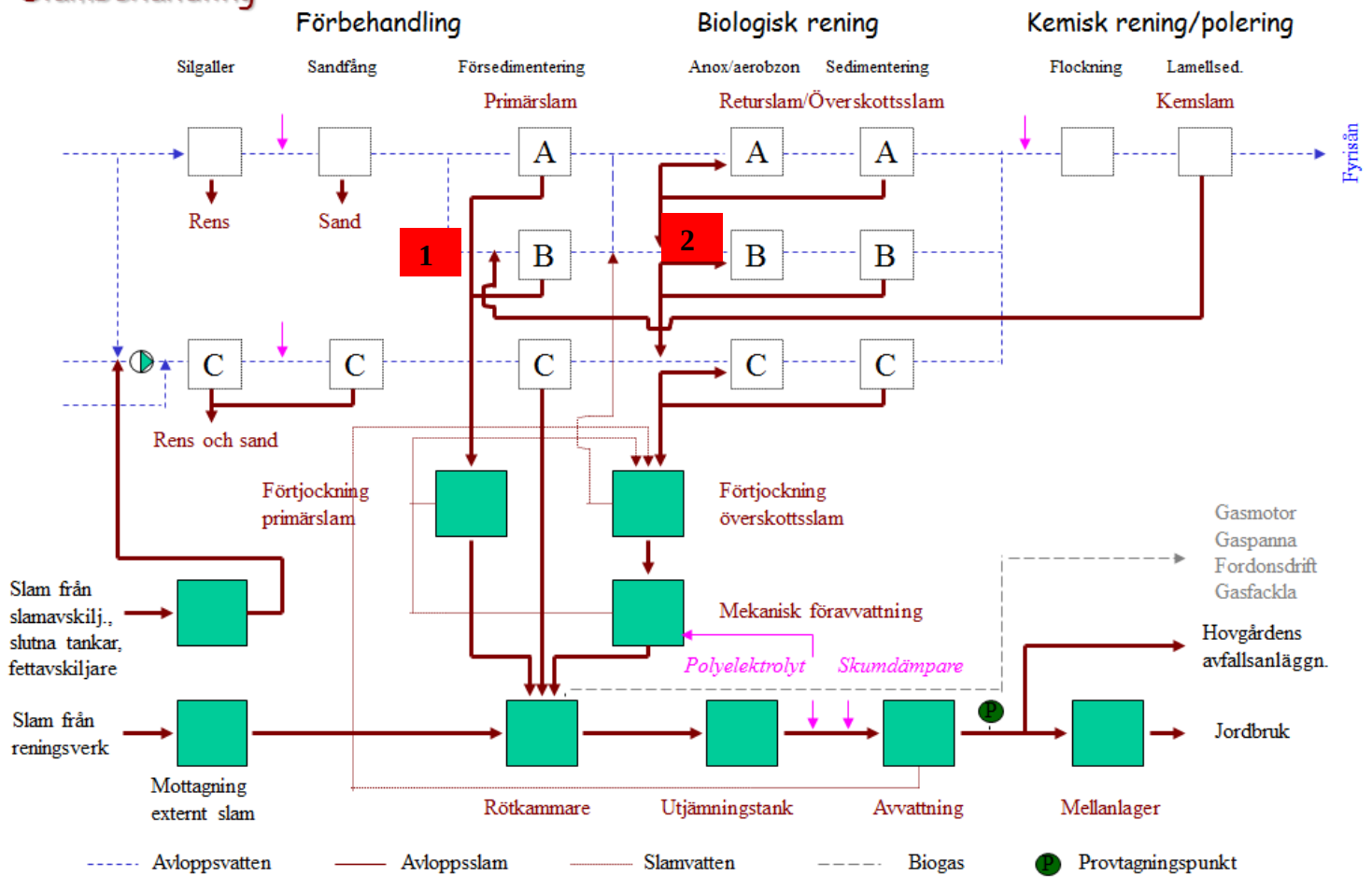


**Figur 27** Processbild över avloppsvattnet vid Kungsängsverket med punkterna för vattenupptag utmärkta, försöksreaktor (1) och referensreaktor (2)

# KUNGSÄNGSVERKET, UPPSALA

## Slambehandling

EOS 99-10-27



**Figur 28** Processbild över slambehandlingen vid Kungsängsverket med punkterna för vattenupptag utmärkta, försöksreaktor (1) och referensreaktor (2)

## **10.2 BILAGA 2 - METODER INFÄRGNING AV SLAM**

### **10.2.1 Gohar:s infärgningsmetod för polyfosfat**

Receptet för infärgning av polyfosfat tillhandahölls från AnoxKaldnes utbildningsmaterial kring mikroskopering (2010) och inga mängder anges enligt överenskommelse.

- Metylenblålösning  
Metylenblåttklorid, etanol och 0,01 % kaliumhydroxid
- Svavelsyralösning  
Koncentrerad svavelsyra och destillerat vatten
- Jodlösning  
Kaliumjodid, jod och destillerat vatten
- Safraninlösning  
Safranin typ 0 och destillerat vatten

#### **Genomförande:**

1. Färga med metylenblålösning.
2. Skölj med vatten.
3. Avfärga med svavelsyra.
4. Skölj med vatten.
5. Färga med jodlösning.
6. Skölj med vatten.
7. Motfärga med safraninlösningen.
8. Skölj med vatten och torka försiktigt med kleenex.

### **10.2.2 Sudan Black:s infärgningsmetod för PHA**

Recept för infärgning av PHA med Sudan Black (IV) gjordes enligt recept från Seviour and Nielsen (2010).

- Sudan Black B (IV) 0,3 g och Etanol (60 %) 100 ml.
- Safranin typ 0 0,5 g och 100 ml destillerat vatten.

#### **Genomförande:**

1. Färga provet med Sudan Black-lösningen i 10 min. Addera extra färg om provet torkar.
2. Skölj med vatten.
3. Färga med Safraninlösningen i 10 s.
4. Skölj med vatten och låt sedan torka innan undersökning.

## 10.3 BILAGA 3 – SAMTLIGA MÄTVÄRDEN

### 10.3.1 Analysresultat dagliga mätningar

I Tabell 20-Tabell 23 sammanställs samtliga resultat från de dagliga mätningarna från pilotförsöket.

**Tabell 20** Resultat från dagliga mätningar på inkommande vatten

| Datum      | Försedimenterat vatten, inkommande vatten |      |                 |                           |      |                 |
|------------|-------------------------------------------|------|-----------------|---------------------------|------|-----------------|
|            | Försöksreaktor                            |      |                 | Referensreaktor           |      |                 |
|            | PO <sub>4</sub> -P (mg/l)                 | pH   | Temperatur (°C) | PO <sub>4</sub> -P (mg/l) | pH   | Temperatur (°C) |
| 2016-02-08 |                                           | 8,12 | x               |                           | 7,82 | x               |
| 2016-02-09 | 1,89                                      | 8,12 | 15              | 0,90                      | 7,72 | 15              |
| 2016-02-10 | 1,39                                      | 8,05 | 13,5            | 1,39                      | 7,74 | 14,4            |
| 2016-02-11 | 1,22                                      | 8,04 | 13,7            | 0,82                      | 7,75 | 13,4            |
| 2016-02-12 | 1,16                                      | 8,15 | 12,5            | 0,70                      | 8    | 13,1            |
| 2016-02-15 | 1,71                                      | 8,22 | 11              | 0,55                      | 7,93 | 12,3            |
| 2016-02-16 | 1,65                                      | 8,15 | 11              | 0,70                      | 7,91 | 11,2            |
| 2016-02-17 | 2,4                                       | 7,9  | 11,6            | 1,15                      | 7,84 | 12,5            |
| 2016-02-18 | 1,6                                       | 7,92 | 11              | 0,95                      | 7,65 | 12              |
| 2016-02-19 | 1,25                                      | 8,03 | 11,5            | 1,9                       | 7,89 | 11,9            |
| 2016-02-22 | 2,4                                       | 7,72 | 12,6            | 0,9                       | 7,74 | 13,2            |
| 2016-02-23 | 2,1                                       | 7,95 | 13,6            | 0,85                      | 7,81 | 13,7            |
| 2016-02-24 | 2,1                                       | 8,04 | 12,5            | 1,05                      | 7,88 | 12,4            |
| 2016-02-25 | 2,25                                      | 8,07 | 13,5            | 1,1                       | 7,87 | 13,4            |
| 2016-02-26 | 2,3                                       | 8,02 | 14              | 1,1                       | 7,88 | 13,5            |
| 2016-02-29 | 2,45                                      | 7,94 | 13,1            | 1,1                       | 7,78 | 13              |
| 2016-03-01 | 2,4                                       | 8,03 | 14              | 1,15                      | 7,87 | 13,9            |
| 2016-03-02 | 2,45                                      | 7,88 | 14,4            | 1,3                       | 7,67 | 13,9            |
| 2016-03-03 | 2,5                                       | 8,08 | 14,1            | 1,15                      | 7,7  | 13,6            |
| 2016-03-04 | 1,75                                      | 7,91 | 13,7            | 1,3                       | 7,82 | 12,9            |
| 2016-03-07 |                                           | 8,15 | 14              |                           | 7,95 | 14,2            |
| 2016-03-08 | 2                                         | 8,06 | 12,7            | 0,95                      | 7,92 | 13,7            |
| 2016-03-09 | 2,45                                      | 7,82 | 14,1            | 1,25                      | 7,67 | 14,1            |
| 2016-03-10 | 2,2                                       | 7,94 | 13,6            | 1,25                      | 7,83 | 13,3            |
| 2016-03-11 | 1,9                                       | 7,9  | 14,2            | 1,15                      | 7,86 | 14,1            |
| 2016-03-14 | 2,3                                       | 7,75 | 14,4            | 0,9                       | 7,85 | 14,4            |
| 2016-03-15 | 2                                         | 7,95 | 14,5            | 0,9                       | 7,92 | 14,7            |
| 2016-03-16 | 1,75                                      | 7,73 | 13,7            | 0,9                       | 7,61 | 14,6            |
| 2016-03-17 | 1,85                                      | 8,11 | 14,5            | 0,9                       | 8,06 | 14,6            |
| 2016-03-18 | 1,95                                      | 7,78 | 13,6            | 0,8                       | 7,67 | 13,6            |
| 2016-03-21 | 1,9                                       | 7,86 | 13,6            | 0,7                       | 7,81 | 13,2            |
| 2016-03-22 | 2,4                                       | 7,98 | 13,3            | 0,73                      | 7,94 | 13,7            |
| 2016-03-23 | 2,1                                       | x    | x               | 0,85                      | x    | x               |
| 2016-03-24 | 2,3                                       | 7,73 | 14,4            | 0,59                      | 7,62 | 14,3            |
| 2016-03-25 | x                                         | x    | x               | x                         | x    | x               |
| 2016-03-28 | x                                         | x    | x               | x                         | x    | x               |
| 2016-03-29 | 3,1                                       | x    | x               | 2,6                       | x    | x               |
| 2016-03-30 | 3,75                                      | x    | x               | 1,6                       | x    | x               |
| 2016-03-31 | 3,35                                      | 7,98 | 14,5            | 1,35                      | 7,83 | 14,1            |
| 2016-04-01 | 2,8                                       | 7,92 | 14,3            | 1,15                      | 7,65 | 14,3            |
| 2016-04-04 | 3,8                                       | 8,11 | 15,5            | 1,1                       | 7,88 | 15,4            |
| 2016-04-05 | 5,8                                       | 7,92 | 16              | 1,1                       | 7,81 | 15,7            |
| 2016-04-06 | 3,45                                      | x    | x               | 0,75                      | x    | x               |
| 2016-04-07 | 2,55                                      | 7,86 | 14,8            | 0,65                      | 7,57 | 15,1            |

|            |      |      |      |      |      |      |
|------------|------|------|------|------|------|------|
| 2016-04-08 | 2,35 | 8,07 | 14,5 | 0,65 | 7,84 | 14,6 |
| 2016-04-11 | 2,9  | 8,07 | 15,7 | 0,6  | 7,83 | 15   |
| 2016-04-12 | 2,85 | 8,09 | 15   | 0,75 | 7,87 | 14,9 |
| 2016-04-13 | 2,9  | x    | x    | 0,8  | x    | x    |
| 2016-04-14 | 2,75 | 8,1  | 14,4 | 0,5  | 7,89 | 14,4 |
| 2016-04-15 | 2,9  | 8,15 | 15,4 | 0,59 | 7,81 | 15,3 |
| 2016-04-18 | 3,65 | 8,08 | 15,7 | 2    | 8,02 | 15,3 |
| 2016-04-19 | 4    | 8,06 | x    | 0,08 | 7,87 | x    |
| 2016-04-20 | 3,4  | x    | x    | 1,05 | x    | x    |
| 2016-04-21 | 3,2  | 7,86 | 15,7 | 1,45 | 7,72 | 15,4 |
| 2016-04-25 | 2,5  | 8,13 | 14,2 | 0,95 | 7,94 | 13,7 |
| 2016-04-26 | 2,45 | 7,91 | 14,1 | 0,75 | 7,84 | 14,5 |

**Tabell 21** Resultat dagliga mätningar på reaktorernas innehåll

| Datum      | Reaktorernas innehåll<br>Försöksreaktor |                 |                       | Referensreaktor |                 |                       |
|------------|-----------------------------------------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------|-----------------------|
|            | SS (mg/l)                               | Temperatur (°C) | O <sub>2</sub> (mg/l) | SS (mg/l)       | Temperatur (°C) | O <sub>2</sub> (mg/l) |
| 2016-02-08 | x                                       | 16              | 7,46                  | x               | 16              | 7,9                   |
| 2016-02-09 | 3250                                    | 13              | 7,82                  | 3050            | 13              | 7,65                  |
| 2016-02-10 | 2850                                    | 13              | 7,4                   | 2600            | 13              | 7,56                  |
| 2016-02-11 | 3000                                    | 13              | 7,58                  | 2600            | 13              | 8,34                  |
| 2016-02-12 | 2000                                    | 16,7            | 7,64                  | 2100            | 16,6            | 8,64                  |
| 2016-02-15 | 2550                                    | 16              | 9,16                  | 1650            | 16              | 9,23                  |
| 2016-02-16 | 2600                                    | 15,2            | 9,69                  | 1850            | 15,2            | 9,47                  |
| 2016-02-17 | 2500                                    | 15,8            | 9,54                  | 1900            | 16              | 9,42                  |
| 2016-02-18 | 2650                                    | 16              | 9,16                  | 1900            | 16,3            | 6,95                  |
| 2016-02-19 | 2500                                    | 16,2            | 8,26                  | 1900            | 16,6            | 7,01                  |
| 2016-02-22 | 1950                                    | 16,4            | 8,91                  | 1450            | 16,7            | 7,34                  |
| 2016-02-23 | 2000                                    | 17              | 8,93                  | 1350            | 17              | 7,11                  |
| 2016-02-24 | 1700                                    | 16,6            | 9,1                   | 1300            | 16              | 7,52                  |
| 2016-02-25 | 1800                                    | 16,9            | 9,03                  | 1300            | 16,4            | 7,25                  |
| 2016-02-26 | 1400                                    | 17              | 6,94                  | 1000            | 16,5            | 7,71                  |
| 2016-02-29 | 1200                                    | 15,7            | 7,59                  | 950             | 15,8            | 7,9                   |
| 2016-03-01 | 1400                                    | 16,2            | 8,26                  | 1100            | 16,3            | 7,75                  |
| 2016-03-02 | 1300                                    | 16,9            | 7,56                  | 1000            | 16,6            | 7,43                  |
| 2016-03-03 | 1800                                    | 16,4            | 8,22                  | 1650            | 16,7            | 5,89                  |
| 2016-03-04 | 2050                                    | 17,4            | 8,33                  | 1900            | 17,1            | 7,01                  |
| 2016-03-07 | 2400                                    | 16,5            | 8,52                  | 1700            | 16,5            | 8,66                  |
| 2016-03-08 | 2200                                    | 16,6            | 8,45                  | 1850            | 16,8            | 5,76                  |
| 2016-03-09 | 2300                                    | 16,1            | 8,86                  | 1700            | 16,6            | 7,43                  |
| 2016-03-10 | 2400                                    | 16,9            | 8,72                  | 1750            | 16,7            | 9,14                  |
| 2016-03-11 | 2350                                    | 17,2            | 8,22                  | 2150            | 17              | 7,35                  |
| 2016-03-14 | 2250                                    | 16,9            | 8,75                  | 1650            | 16,9            | 7,64                  |
| 2016-03-15 | 1950                                    | 17,1            | 8,6                   | 1700            | 17,2            | 6,29                  |
| 2016-03-16 | 2150                                    | 17,4            | 8,66                  | 1500            | 17,1            | 6,4                   |
| 2016-03-17 | 1950                                    | 16,5            | 9,01                  | 1450            | 16,5            | 9,17                  |
| 2016-03-18 | 2000                                    | 16,4            | 4,99                  | 1800            | 16,5            | 7                     |
| 2016-03-21 | x                                       | 16,4            | 8,07                  | x               | 16,6            | 6,76                  |
| 2016-03-22 | 1850                                    | 16,6            | 8,53                  | 1400            | 16,7            | 5                     |
| 2016-03-23 | 1850                                    | 17,4            | 7,18                  | 1500            | 17,1            | 7,7                   |
| 2016-03-24 | 1800                                    | 16,5            | 2,19                  | 1250            | 16,7            | 4,44                  |
| 2016-03-25 | 1850                                    | x               | 8,05                  | 1750            | x               | 7,62                  |
| 2016-03-28 | 2000                                    | x               | 2,47                  | 1800            | x               | 2,79                  |

|            |      |      |      |      |      |      |
|------------|------|------|------|------|------|------|
| 2016-03-29 | 2000 | 17,5 | 1,5  | 1850 | 17,1 | 3,2  |
| 2016-03-30 | 1800 | x    | 7,93 | 1600 | x    | 8,43 |
| 2016-03-31 | 1850 | 17,6 | 5,41 | 1700 | 17,4 | 7,67 |
| 2016-04-01 | 1950 | 17,3 | 1,21 | 1600 | 17,1 | 3,32 |
| 2016-04-04 | 1700 | 17,4 | 5,88 | 1400 | 17,2 | 4,59 |
| 2016-04-05 | 1950 | 17,8 | 1,44 | 1550 | 17,3 | 3,9  |
| 2016-04-06 | 2300 | 17,5 | 1,06 | 1600 | 17,5 | 7,04 |
| 2016-04-07 | 2300 | 17,9 | 1,01 | 1600 | 17,5 | 3,7  |
| 2016-04-08 | 2100 | 17,7 | 4,66 | 1500 | 17,3 | 5,79 |
| 2016-04-11 | 1600 | 17,5 | 2,99 | 1300 | 17,2 | 7,72 |
| 2016-04-12 | 2100 | 16,2 | 8,26 | 2100 | 16   | 8,35 |
| 2016-04-13 | 1850 | 17,6 | 6,08 | 1950 | 17,2 | 8,09 |
| 2016-04-14 | 1900 | 17,4 | 1,81 | 2000 | 17,1 | 5,25 |
| 2016-04-15 | 1800 | 17,7 | 1,63 | 1900 | 17,3 | 5,47 |
| 2016-04-18 | x    | x    | x    | x    | x    | x    |
| 2016-04-19 | 2100 | x    | 0,95 | 2100 | x    | 2,76 |
| 2016-04-20 | 2100 | 17,7 | 0,82 | 1900 | 17,3 | 7,03 |
| 2016-04-21 | 2200 | 17,6 | 1,67 | 1900 | 17,2 | 6,72 |
| 2016-04-25 | 2000 | 17,4 | 4,78 | 2100 | 17,1 | 7,82 |
| 2016-04-26 | 2000 | 17,3 | 0,9  | 2100 | 17,1 | 7,21 |

**Tabell 22** Resultat dagliga mätningar utgående vatten

| Datum      | Biologiskt renat vatten<br>Försöksreaktor |                              |      |                    | PO <sub>4</sub> -P<br>(mg/l) | Biologiskt renat vatten<br>Referensreaktor |                              |      |                    | PO <sub>4</sub> -P<br>(mg/l) |
|------------|-------------------------------------------|------------------------------|------|--------------------|------------------------------|--------------------------------------------|------------------------------|------|--------------------|------------------------------|
|            | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N<br>(mg/l) | NO <sub>3</sub> -N<br>(mg/l) | pH   | Temperatur<br>(°C) |                              | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N<br>(mg/l)  | NO <sub>3</sub> -N<br>(mg/l) | pH   | Temperatur<br>(°C) |                              |
| 2016-02-08 | x                                         | x                            | x    | x                  |                              | x                                          | x                            | x    | x                  |                              |
| 2016-02-09 | 0,015                                     | 4,17                         | 8,05 | 15                 | 0,79                         | 0,028                                      | 5,87                         | 8,06 | 15                 | 0,64                         |
| 2016-02-10 | 0,015                                     | 13,1                         | 8,09 | 17                 | 1,55                         | 0,015                                      | 14,7                         | 8,09 | 16,6               | 0,70                         |
| 2016-02-11 | 0,015                                     | 8,4                          | 8    | 16                 | 1,79                         | 0,02                                       | 9,66                         | 8,17 | 15,8               | 0,88                         |
| 2016-02-12 | 0,015                                     | 9,57                         | 7,96 | 16                 | 1,86                         | 0,061                                      | 15,9                         | 8,09 | 15,3               | 0,77                         |
| 2016-02-15 | 0,015                                     | 17,6                         | 8,18 | 15                 | 2,04                         | 0,015                                      | 24,6                         | 8,2  | 14,5               | 0,68                         |
| 2016-02-16 | 0,015                                     | 18,3                         | 8,3  | 14                 | 0,85                         | 0,015                                      | 21,7                         | 8,2  | 13,7               | 0,85                         |
| 2016-02-17 | 0,015                                     | 18,7                         | 8,27 | 16                 | 1,3                          | 0,015                                      | 25,4                         | 8,04 | 15,5               | 0,73                         |
| 2016-02-18 | 0,015                                     | 3,27                         | 8,26 | 16                 | 2,3                          | 0,922                                      | 14,6                         | 7,81 | 15,8               | 0,87                         |
| 2016-02-19 | 0,015                                     | 23,5                         | 8,02 | 16                 | 1,4                          | 3,02                                       | 15,6                         | 7,83 | 15,6               | 0,6                          |
| 2016-02-22 | 0,015                                     | 30,2                         | 8,08 | 16                 | 1,7                          | 0,015                                      | 18,9                         | 7,91 | 16,1               | 0,74                         |
| 2016-02-23 | 0,015                                     | 19,1                         | 8,18 | 17                 | 1,05                         | 3,41                                       | 9,59                         | 7,84 | 16,6               | 0,4                          |
| 2016-02-24 | 0,015                                     | 26                           | 8,04 | 16                 | 1,65                         | 3,57                                       | 12,2                         | 7,87 | 15,8               | 0,44                         |
| 2016-02-25 | 0,015                                     | 22,5                         | 8,17 | 16                 | 1,75                         | 4,24                                       | 11,4                         | 7,87 | 15,7               | 0,46                         |
| 2016-02-26 | 0,056                                     | 21,5                         | 8,05 | 16                 | 1,85                         | 8,68                                       | 8,68                         | 7,88 | 15,8               | 0,52                         |
| 2016-02-29 | 0,017                                     | 22,4                         | 7,9  | 16                 | 2,2                          | 6,49                                       | 13                           | 7,94 | 15,2               | 0,64                         |
| 2016-03-01 | 0,09                                      | 20,1                         | 7,94 | 16                 | 2,2                          | 9,53                                       | 8,77                         | 7,87 | 16                 | 0,54                         |
| 2016-03-02 | 0,015                                     | 21,2                         | 7,82 | 16                 | 2,35                         | 12                                         | 6,48                         | 8,02 | 15,9               | 0,55                         |
| 2016-03-03 | 0,015                                     | 17,2                         | 7,99 | 16                 | 2,1                          | 4,48                                       | 7,81                         | 7,76 | 16,1               | 0,62                         |
| 2016-03-04 | 0,015                                     | 14,2                         | 8,05 | 16                 | 2,1                          | 0,015                                      | 7,88                         | 7,88 | 15,6               | 0,64                         |
| 2016-03-07 | 0,015                                     | 9,14                         | 8,21 | 15                 | 2,25                         | 0,015                                      | 13,2                         | 8,15 | 15,2               | 1,05                         |
| 2016-03-08 | 0,015                                     | 13,9                         | 8,17 | 16                 | 1,85                         | 6,46                                       | 12,6                         | 7,94 | 15,8               | 0,34                         |
| 2016-03-09 | 0,048                                     | 12,1                         | 7,99 | 17                 | 2,2                          | 0,015                                      | 16,8                         | 7,88 | 16,6               | 0,45                         |
| 2016-03-10 | 0,028                                     | 11,9                         | 8,08 | 16                 | 2,15                         | 0,015                                      | 20,2                         | 8,06 | 15,8               | 0,34                         |
| 2016-03-11 | 0,019                                     | 14,1                         | 8,02 | 16                 | 1,9                          | 0,015                                      | 14,4                         | 7,96 | 16,3               | 0,53                         |
| 2016-03-14 | 0,015                                     | 5,17                         | 8,15 | 17                 | 2,05                         | 0,019                                      | 15,4                         | 7,93 | 16,4               | 0,52                         |
| 2016-03-15 | 0,015                                     | 7,76                         | 8    | 17                 | 1,5                          | 0,612                                      | 8,92                         | 7,67 | 16,5               | 0,24                         |

|            |       |      |      |    |      |       |      |      |      |      |
|------------|-------|------|------|----|------|-------|------|------|------|------|
| 2016-03-16 | x     | x    | 7,97 | 17 | 1,8  | x     | x    | 7,63 | 16,6 | 0,22 |
| 2016-03-17 | 0,015 | 7,64 | 8,03 | 17 | 1,6  | 0,015 | 20,5 | 8,13 | 16,1 | 0,23 |
| 2016-03-18 | 0,015 | 18,5 | 7,71 | 16 | 1,7  | 0,015 | 18   | 7,72 | 15,7 | 0,46 |
| 2016-03-21 | 0,015 | 19,2 | 7,86 | 16 | 1,9  | 0,015 | 15,9 | 7,93 | 16,1 | 0,58 |
| 2016-03-22 | 0,015 | 12,4 | 7,9  | 16 | 1,65 | 0,769 | 11,1 | 7,51 | 15,8 | 0,2  |
| 2016-03-23 | 0,015 | 9,3  | x    | x  | 2,05 | 0,015 | 9,06 | x    | x    | 0,34 |
| 2016-03-24 | 12    | 10,1 | 7,55 | 17 | 2,15 | 5,12  | 8,53 | 7,52 | 16,5 | 0,38 |
| 2016-03-25 | x     | x    | x    | x  | x    | x     |      | x    | x    | x    |
| 2016-03-28 | x     | x    | x    | x  | x    | x     |      | x    | x    | x    |
| 2016-03-29 | 2,59  | 20,2 | 7,42 | 17 | 2,55 | 0,336 | 24,7 | 7,36 | 16,4 | 1,25 |
| 2016-03-30 | 0,019 | 29,4 | x    | x  | 2,6  | 0,026 | 27   | x    | x    | 1,1  |
| 2016-03-31 | 0,016 | 21,2 | 7,38 | 17 | 3,15 | 0,026 | 20,9 | 7,65 | 16,6 | 1,2  |
| 2016-04-01 | 1,69  | 14,2 | 7,44 | 17 | 3,35 | 0,402 | 17,2 | 7,53 | 16,4 | 1,1  |
| 2016-04-04 | 0,015 | 12,3 | 7,78 | 17 | 2,95 | 0,028 | 17,2 | 7,53 | 17,1 | 1,05 |
| 2016-04-05 | 12    | 9,46 | 7,56 | 17 | 3,15 | 9,86  | 12,9 | 7,63 | 16,6 | 0,4  |
| 2016-04-06 | 6,94  | 8,32 | x    | x  | 5,8  | 0,076 | 10,2 | x    | x    | 0,68 |
| 2016-04-07 | 6,86  | 11   | 7,37 | 17 | 2,55 | 0,223 | 12   | 7,42 | 17,1 | 0,31 |
| 2016-04-08 | 0,019 | 18,4 | 7,52 | 17 | 1,4  | 0,017 | 18,7 | 7,63 | 16,7 | 0,24 |
| 2016-04-11 | 0,897 | 35   | 7,22 | 18 | 2,4  | 0,016 | 33,2 | 7,53 | 17,3 | 0,51 |
| 2016-04-12 | 0,015 | 20,8 | 7,74 | 16 | 1,95 | 0,015 | 19,5 | 7,86 | 15,7 | 0,29 |
| 2016-04-13 | 0,015 | 19,9 | x    | x  | 2,45 | 0,015 | 17,6 | x    | x    | 0,43 |
| 2016-04-14 | 1,49  | 15   | 7,48 | 17 | 2,65 | 0,015 | 14,5 | 7,78 | 16,6 | 0,34 |
| 2016-04-15 | 2,15  | 10,6 | 7,56 | 18 | 2,4  | 0,015 | 12,5 | 7,78 | 17,2 | 0,3  |
| 2016-04-18 | 2,8   | 10,7 | 7,97 | 17 | 2,5  | 0,246 | 10,2 | 7,96 | 17,2 | 0,45 |
| 2016-04-19 | 10,6  | 9,02 | 7,81 | x  | 2,9  | 0,015 | 16,2 | 7,84 | x    | 0,45 |
| 2016-04-20 | 12    | 7,75 | x    | x  | 3,4  | 0,048 | 16,9 | x    | x    | 0,18 |
| 2016-04-21 | 4,54  | 18,2 | 7,36 | 17 | 2,05 | 0,018 | 19,9 | 7,41 | 16,9 | 0,3  |
| 2016-04-25 | 0,009 | 11,9 | 7,7  | 16 | 2,95 | 0,003 | 27,1 | 7,92 | 15,7 | 1,15 |
| 2016-04-26 | 12    | 18,4 | 7,58 | 17 | 2,45 | 0,035 | 19   | 7,78 | 16,3 | 0,4  |
| 2016-04-27 | 3,51  | 11,7 | x    | x  | 2,05 | 0,03  | 9,48 | x    | x    | 0,46 |

**Tabell 23** Resultat dagliga mätningar överskottsslam

| Datum      | Överskottsslam              |      | Referensreaktor |      |
|------------|-----------------------------|------|-----------------|------|
|            | Försöksreaktor<br>SS (mg/l) | pH   | SS (mg/l)       | pH   |
| 2016-02-08 | x                           | x    | x               | x    |
| 2016-02-09 | 5300                        | 7,64 | 4600            | 7,7  |
| 2016-02-10 | 4000                        | 7,83 | 4600            | 7,77 |
| 2016-02-11 | 4800                        | 7,71 | 4550            | 7,77 |
| 2016-02-12 | 4300                        | 7,77 | 4000            | 7,67 |
| 2016-02-15 | 4150                        | 8,03 | 3650            | 7,93 |
| 2016-02-16 | 4500                        | 8,03 | 3700            | 8,01 |
| 2016-02-17 | 4200                        | 7,92 | 3700            | 7,86 |
| 2016-02-18 | 4400                        | 8,07 | 3800            | 7,78 |
| 2016-02-19 | 4500                        | 7,76 | 3700            | 7,64 |
| 2016-02-22 | 3800                        | 7,76 | 3400            | 7,67 |
| 2016-02-23 | 4000                        | 7,89 | 3200            | 7,59 |
| 2016-02-24 | 3600                        | 7,98 | 3000            | 7,52 |
| 2016-02-25 | 3600                        | 7,95 | 3100            | 7,25 |
| 2016-02-26 | 3200                        | x    | 2300            | x    |
| 2016-02-29 | 3200                        | 7,91 | 2250            | 7,64 |
| 2016-03-01 | 3100                        | 7,9  | 2600            | 7,62 |
| 2016-03-02 | 3300                        | 7,7  | 2400            | 7,43 |

|            |      |      |      |      |
|------------|------|------|------|------|
| 2016-03-03 | 3900 | 7,62 | 3400 | 7,79 |
| 2016-03-04 | 3900 | x    | 3850 | x    |
| 2016-03-07 | 4550 | x    | 3650 | x    |
| 2016-03-08 | 4300 | 7,7  | 3750 | 7,56 |
| 2016-03-09 | 4450 | 7,71 | 3700 | 7,69 |
| 2016-03-10 | 4400 | x    | 3600 | x    |
| 2016-03-11 | 4400 | 7,62 | 4150 | 7,65 |
| 2016-03-14 | 4500 | 7,73 | 3450 | 7,75 |
| 2016-03-15 | 4250 | x    | 3800 | x    |
| 2016-03-16 | 4250 | 7,76 | 3450 | 7,56 |
| 2016-03-17 | 4100 | x    | 3500 | x    |
| 2016-03-18 | 4100 | x    | 3800 | x    |
| 2016-03-21 | 4000 | 7,6  | 3400 | 7,61 |
| 2016-03-22 | 4800 | 7,66 | 4000 | 7,4  |
| 2016-03-23 | 4800 | x    | 3900 | x    |
| 2016-03-24 | 4200 | 7,33 | 3600 | 7,31 |
| 2016-03-25 | 3400 | x    | 3300 | x    |
| 2016-03-28 |      | x    |      | x    |
| 2016-03-29 | 4200 | 7,25 | 4150 | 7,22 |
| 2016-03-30 | 4000 | x    | 3700 | x    |
| 2016-03-31 | 3700 | 7,2  | 3800 | 7,36 |
| 2016-04-01 | 4450 | 7,22 | 3950 | 7,31 |
| 2016-04-04 | 3900 | 7,43 | 3600 | 7,45 |
| 2016-04-05 | 4450 | 7,4  | 3800 | 7,53 |
| 2016-04-06 | 4950 | x    | 3950 | x    |
| 2016-04-07 | 4450 | 7,08 | 3900 | 7,24 |
| 2016-04-08 | 4500 | 7,26 | 3800 | 7,35 |
| 2016-04-11 | 3750 | 7    | 3250 | 7,33 |
| 2016-04-12 | 4200 | 7,52 | 4100 | 7,59 |
| 2016-04-13 | 3650 | x    | 3900 | x    |
| 2016-04-14 | 4150 | 7,39 | 4200 | 7,45 |
| 2016-04-15 | 4200 | 7,33 | 3950 | 7,4  |
| 2016-04-18 | 3900 | 7,6  | 3800 | 7,43 |
| 2016-04-19 | 4250 | 7,5  | 4100 | 7,36 |
| 2016-04-20 | 4600 | x    | 3900 | x    |
| 2016-04-21 | 4100 | 7,06 | 3950 | 7,36 |
| 2016-04-25 | 4200 | 7,3  | 4100 | 7,36 |
| 2016-04-26 | 4250 | 7,32 | x    | 7,36 |

### 10.3.2 Analysresultat från ackrediterat laboratorium

I Tabell 24-Tabell 28 sammanställs samtliga analysresultat från Vattenlaboratoriet från försöket.

**Tabell 24** Resultat inkommande vatten för försöksreaktorn från Vattenlaboratoriet

| Datum      | Försedimenterat vatten, inkommande vatten, Försöksreaktor |               |            |              |               |                 |
|------------|-----------------------------------------------------------|---------------|------------|--------------|---------------|-----------------|
|            | N-tot (mg/l)                                              | NH4+-N (mg/l) | BOD (mg/l) | P-tot (mg/l) | Fe-tot (mg/l) | SS (mg/l)       |
| 2016-02-11 | 18,8                                                      | 15,2          | 23         | 1,5          | 0,3           | 14 (ej ackred.) |
| 2016-02-18 | 60,3                                                      | 46,3          | 60         | 2,5          | 0,55          | 29              |
| 2016-02-22 | 33,4                                                      | 25            | 70         | 3            | 0,38          | 49              |
| 2016-03-02 | 39,9                                                      | 31,1          | 95         | 4,1          | 1,2           | 130             |
| 2016-03-09 | 34                                                        | 25,3          | 69         | 3,4          | 0,51          | 61              |
| 2016-03-16 | 30,9                                                      | 22,8          | 61         | 3            | 0,67          | 58              |
| 2016-03-23 | 66                                                        | 58            | 100        | 3,3          | 1,2           | 85              |

|            |      |      |     |     |      |     |
|------------|------|------|-----|-----|------|-----|
| 2016-03-30 | 48,5 | 36,5 | 68  | 5,1 | 0,57 | 99  |
| 2016-04-07 | 48,1 | 33,6 | 95  | 4,6 | 0,4  | 74  |
| 2016-04-13 | 44,9 | 35,5 | 120 | 4,8 | 0,47 | 110 |
| 2016-04-21 | 48,7 | 34,8 | 140 | 5,3 | 0,43 | 120 |

**Tabell 25** Resultat inkommande vatten för referensreaktorn från Vattenlaboratoriet

| Datum      | Försedimenterat vatten, inkommande vatten, Referensreaktor |               |            |              |               |           |
|------------|------------------------------------------------------------|---------------|------------|--------------|---------------|-----------|
|            | N-tot (mg/l)                                               | NH4+-N (mg/l) | BOD (mg/l) | P-tot (mg/l) | Fe-tot (mg/l) | SS (mg/l) |
| 2016-02-11 | 51                                                         | 49,4          | 50         | 1,5          | 3,5           | 51        |
| 2016-02-18 | 40,6                                                       | 32,8          | 88         | 2,6          | 3,8           | 84        |
| 2016-02-22 | 40,4                                                       | 30,6          | 90         | 2,7          | 2,7           | 91        |
| 2016-03-02 | 40,3                                                       | 32,9          | 100        | 2,6          | 3,2           | 70        |
| 2016-03-09 | 37,5                                                       | 29,8          | 73         | 2,4          | 3,9           | 63        |
| 2016-03-16 | 39,1                                                       | 30,3          | 71         | 2            | 3,6           | 63        |
| 2016-03-23 | 46,9                                                       | 40,4          | 89         | 2            | 3,8           | 56        |
| 2016-03-30 | 44,6                                                       | 33,8          | 79         | 2,8          | 2,8           | 68        |
| 2016-04-07 | 43,5                                                       | 33,9          | 79         | 2            | 4,7           | 53        |
| 2016-04-13 | 39,8                                                       | 15,9          | 97         | 2,4          | 5             | 73        |
| 2016-04-21 | 53,7                                                       | 43,7          | 120        | 3,2          | 3,9           | 88        |

**Tabell 26** Resultat utgående vatten för försöksreaktorn från Vattenlaboratoriet

| Datum      | Biologiskt renat vatten, Försöksreaktor |               |            |                           |              |           |
|------------|-----------------------------------------|---------------|------------|---------------------------|--------------|-----------|
|            | N-tot (mg/l)                            | NH4+-N (mg/l) | BOD (mg/l) | NO <sub>3</sub> -N (mg/l) | P-tot (mg/l) | SS (mg/l) |
| 2016-02-11 | 9,5                                     | <0,04         | 3          | 8,6                       | 1,5          | <5        |
| 2016-02-18 | 5,9                                     | <0,04         | 6          | 3,1                       | 2,6          | 10        |
| 2016-02-22 | 31,1                                    | <0,04         | 3          | 29                        | 1,9          | 6,6       |
| 2016-03-02 | 23,2                                    | <0,04         | 4          | 21,146                    | 2,6          | 8,8       |
| 2016-03-09 | 13,9                                    | <0,04         | 3          | 12,086                    | 2,3          | 6,2       |
| 2016-03-16 | 11,3                                    | <0,04         | 3          | 10,1                      | 1,8          | 5,2       |
| 2016-03-23 | 10                                      | <0,04         | <3         | 9,3                       | 2,1          | <5        |
| 2016-03-30 | 31                                      | <0,04         | <3         | 29,5                      | 2,7          | <5        |
| 2016-04-07 | 22,8                                    | 7,9           |            | 11,18                     | 2,4          | 6,6       |
| 2016-04-13 | 23,4                                    | <0,04         | 3          | 20,3                      | 2,9          | 6,6       |
| 2016-04-21 | 25,8                                    | 5,4           | 4          | 17,6                      | 2,2          | 5,8       |

**Tabell 27** Resultat utgående vatten för referensreaktorn från Vattenlaboratoriet

| Datum      | Biologiskt renat vatten, Referensreaktor |               |            |                           |              |           |
|------------|------------------------------------------|---------------|------------|---------------------------|--------------|-----------|
|            | N-tot (mg/l)                             | NH4+-N (mg/l) | BOD (mg/l) | NO <sub>3</sub> -N (mg/l) | P-tot (mg/l) | SS (mg/l) |
| 2016-02-11 | 10,7                                     | <0,04         | 3          | 9,7                       | 1,1          | <5        |
| 2016-02-18 | 20,6                                     | 1             | 4          | 14,68                     | 1,2          | 13        |
| 2016-02-22 | 20,5                                     | <0,04         | 6          | 17,67                     | 1            | 10        |
| 2016-03-02 | 28,1                                     | 17,9          | 10         | 5,8                       | 0,87         | 13        |
| 2016-03-09 | 19,8                                     | <0,04         | 4          | 16,39                     | 0,69         | 11        |
| 2016-03-16 | 27,8                                     | 0,5           | 5          | 24,1                      | 0,43         | 9         |
| 2016-03-23 | 9,9                                      | <0,04         | 3          | 9,1                       | 0,45         | 5,2       |
| 2016-03-30 | 28,6                                     | <0,04         | 3          | 27,1                      | 1,1          | 7,4       |
| 2016-04-07 | 15,2                                     | 0,19          | 5          | 12,25                     | 0,5          | 5,2       |
| 2016-04-13 | 19,7                                     | <0,04         | 3          | 18,2                      | 0,54         | 5,8       |

|            |      |       |   |      |      |    |
|------------|------|-------|---|------|------|----|
| 2016-04-21 | 21,6 | <0,04 | 4 | 19,8 | 0,53 | 11 |
|------------|------|-------|---|------|------|----|

**Tabell 28** Resultat överskottsslam för båda reaktorerna från Vattenlaboratoriet

| Datum      | Överskottsslam<br>Försöksreaktor |           | Referensreaktor |           |
|------------|----------------------------------|-----------|-----------------|-----------|
|            | Fe-tot (mg/l)                    | SS (mg/l) | Fe-tot (mg/l)   | SS (mg/l) |
| 2016-02-11 | x                                | 7000      | x               | 5800      |
| 2016-02-18 | x                                | 4600      | x               | 3400      |
| 2016-02-22 | x                                | 4300      | x               | 2900      |
| 2016-03-02 | 97,5                             | 2600      | 78,3            | 3400      |
| 2016-03-09 | 203                              | 5300      | 158             | 3400      |
| 2016-03-16 | 192                              | 5000      | 144             | 3100      |
| 2016-03-23 | 150                              | 4500      | 151             | 3200      |
| 2016-03-30 | 116                              | 3600      | 162             | 3100      |
| 2016-04-07 | 122                              | 4300      | 173             | 3400      |
| 2016-04-13 | 83,9                             | 3300      | 204             | 3700      |
| 2016-04-21 | 77,7                             | 3800      | 204             | 3700      |
| 2016-04-27 | 36,1                             | 2000      | 126             | 2200      |