

Drifterfarenheter av bio-P i Sverige

A M Borglund* , L-E Jönsson**

* Käppalaförbundet, Box 3095, 181 03 Lidingö, annamaria.borglund@kappala.se

** Helsingborgs VA-verk, Gåsebäcksvägen 4, 252 27 Helsingborg, lars-erik.jonsson@helsingborg.se

Sammandrag

På Käppalaverket på Lidingö har fullskaleförsök med biologisk fosforrening, bio-P, pågått under ett antal år med syftet att minimera kemikaliedoseringen till verket. Bio-P-processen har periodvis fungerat mycket bra i den äldre delen av verket, med utgående PO₄-P-halter från biosteget under 0,5 mg/l. I den andra delen av verket, som sattes i drift år 1998, fungerar inte bio-P-processen. Troligen beror detta på konstruktionsfel som gör att en anaerobzon i realiteten saknas. För att automatisera processen görs försök med att styra nitratrecirkulationen med redoxmätning i slutet av anoxozonen. Detta är ett sätt att optimera både kväve- och fosforreningen i biosteget. För att erhålla en stabil bio-P-process bör nitrathalten i slutet av anoxozonen vara < 0,5 mg/l, detta för att inte recirkulera nitrat till anaerobzonen.

Öresundsverket i Helsingborg har tio års erfarenhet av bio-P-processen. Mycket låga restfosforhalter kan nås varaktigt (<0,08 mg/l, filtrerat) ut från bio-P-linjerna. Drift helt utan stöddosering av fällningskemikalier har krävt primärslamhydrolys i försedimenteringsbassängerna för att öka VFA-halten i inkommande vatten till biosteget. Nyligen har styrfilosofin för luftningen ändrats för att undvika överluftning, sålunda att utgående NH₄-N-halt bör ligga på 0,5-1 mg/l. Detta för att undvika förbränning av den för bio-P-processen så viktiga kolkällan. Bio-P-slammets sedimenteringsegenskaper har visat en tydlig årsvariation, sålunda att under den varmare årstiden fås slam med högre sedimentationshastighet. Bio-P-slammets bättre sedimentationsegenskaper (lägre DSVI) än det simultanfällda slammets. Intressant är också att den nya styrfilosofin för luftningen tycks öka skillnaden i sedimenteringsegenskaper mellan Bio-P-slam och simultanfällningsslam.

Introduktion

I dag är kemisk rening det vanligaste och mest använda sättet att rena fosfor vid kommunala reningsverk i Sverige. På senare tid har dock ett alternativ till kemisk rening lyfts fram, nämligen biologisk fosforrening, bio-P.

Lunds Tekniska Högskola (LTH) arbetar sedan några år tillbaka med ett VA-Forsk finansierat projekt, Biologisk fosforavskiljning i Sverige. Inom projektet har man sammanställt en mindre databas över reningsverk i Sverige som arbetar med bio-P-processen i någon form. I dagsläget består databasen av ett tjugotal reningsverk varav en del har erfarenheter av bio-P i större skala och andra är i projekterings- eller uppstartsfasen. Uppskattningsvis finns det ett trettiotal reningsverk i Sverige som är byggda för att kunna ha en biologisk fosforrening (Tykesson, E., 2002). Det finns nu planer på att bilda en bio-P-arbetsgrupp med representanter från reningsverk i Sverige. Syftet med arbetsgruppen är att få ett utökat utbyte av erfarenheter kring drift av bio-P-processen.

I detta föredrag presenteras resultat och erfarenheter från bio-P-drift vid två svenska reningsverk, Öresundsverket i Helsingborg och Käppalaverket på Lidingö.

Erfarenheter från bio-P i fullskala på Käppalaverket, Lidingö

Under en längre period har Käppalaverket på Lidingö nordost om Stockholm drivit bio-P- försök i fullskala i den äldre delen av verket (BB01-BB06) samt i BB11 i den nybyggda delen. Dessa försök avslutades i början av december 2002. Under försöksperioden har reningsresultaten i BB01-BB06 stundtals varit mycket goda vilket är resultatet av en fungerande bio-P-process. Detta styrks av resultat från ett examensarbete som genomförts på Käppalaverket under hösten 2002 (Borglund, A-M, 2003). Fosforreningen i BB11 har dock fungerat betydligt sämre än i den äldre delen av verket vilket var fallet även då Dan Fujii gjorde sin licentiatavhandling om bio-P-processen i nya delen av Käppalaverket (Fujii, D, 2000). Sedan i våras pågår ett bio-P-projekt på Käppalaverket sponsrat av VA-Forsk och Stockholms Läns Landstings miljöönslag. Syftet med projektet är dels att utvärdera försöksperioden med bio-P, dels att undersöka möjligheterna att driva en fungerande, stabil bio-P-process i kombination med minimerad kemikaliedosering på Käppalaverket i framtiden.

Käppalaverket dimensioner, belastning, utsläppsvillkor och processutformning

Belastningen 2002 motsvarar ca 520 000 pe varav utsläpp från verksamheter (kontor, sjukhus, skolor och industrier) motsvarade ca 120 000 pe. Eftersom Käppalaverket är ett kustnära reningsverk med Östersjön som recipient råder relativt höga reningskrav. Enligt gällande utsläppsgränser får kvartalsmedelvärdet för utgående

halt BOD₇ vara högst 8 mg/l, årsmedelvärdet för utgående halt total fosfor högst 0,3 mg/l. För kväve gäller ett riktvärde för årsmedelvärdet av utgående halt på 10 mg/l.

I tabell 1 presenteras inkommande belastning för 2001 respektive 2002.

Tabell 1. Inkommande belastning Käppalaverket år 2001 respektive 2002

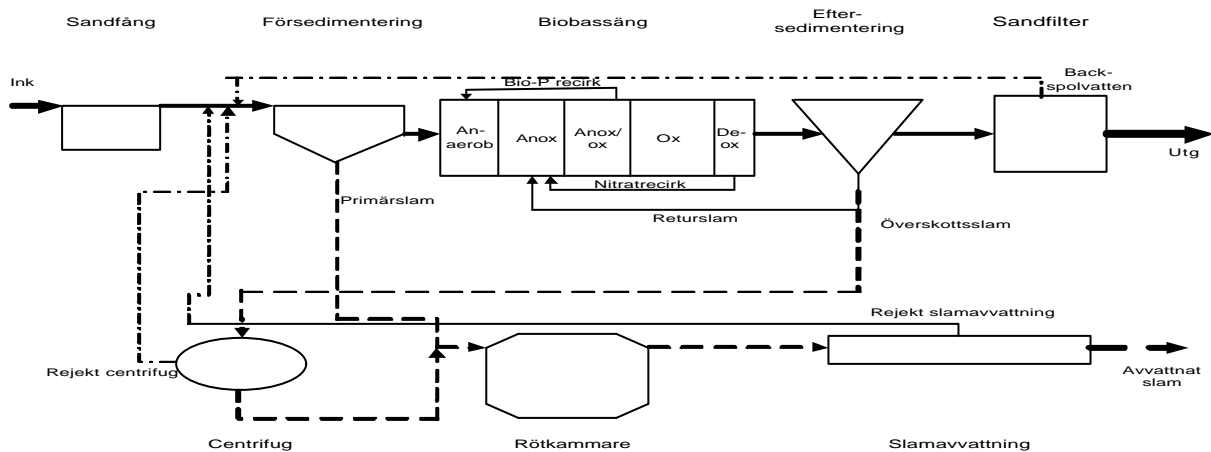
| Parameter | 2001 | 2002 |
|---------------------------|-------|-------|
| Flöde (m ³ /h) | 5 800 | 6 000 |
| BOD ₇ (ton/d) | 29 | 29 |
| Kväve (kg/d) | 5 200 | 5 000 |
| Fosfor (kg/d) | 860 | 840 |

Käppalaverket är insprängt i berg, se figur 1. Reningsverket består av en nybyggd del och en äldre, ombyggd del. Den nya delen invigdes 1998 och ombyggnationen av den gamla delen blev klar under år 2000. Anledningen till nybyggnationen var bland annat strängare krav på kväverening och ett allt större behov av extra kapacitet då belastningen på verket förutspås öka med ökande befolkning i Stockholmsområdet. Verket är dimensionerat för predikterad belastning år 2020 vilket innebär att det i dagsläget inte är fullbelastat.



Figur 1. Översiktsbild av Käppalaverket, Lidingö

Käppalaverkets processutformning ses i figur 2. Efter sandfånget delas flödet upp mellan gamla (1/3 av flödet) och nya verket (2/3 av flödet). I biosteget renas organiskt material, kväve och fosfor i en kombinerad biologisk och kemisk aktivslamprocess. Bio-P har drivits i fullskala i den äldre delen av verket (bioblock 01-06) under perioden februari 2001-november 2002 samt under hösten 2003. Under dessa perioder har järn doserats till returslamkanalen i BB07-BB11 (nya delen av verket) samt på sandfiltren i slutsteget. Bio-P-processen som används är en s k UCT-process, se figur 2. Då bio-P inte används som fosforreningsmetod doseras järnsulfat innan försedimenteringen samt på sandfiltren. I anslutning till reningsverket finns en slambehandlingsanläggning där rötning av överskottsslam och primärslam sker. Överskottsslammet centrifugeras för att öka TS-halten innan slammet leds in i rötkammaren. Efter rötningen avvattnas slammet i de efterföljande filterpressarna innan det tas ut ur processen. Rejektvatten från centrifug och slamavvattning förs tillbaka till innan försedimenteringen.



Figur 2. Processchema Käppalaverket

Kemikaliedosering

På senare år har man på Käppalaverket jobbat aktivt för att optimera och därmed minimera järndosen till reningsverket eftersom detta ligger i linje med Käppalaförbundets miljömål. Som fällningskemikalie används $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Försöken med bio-P-drift är en del i detta arbete och andra delar har bland annat varit att styra järndosen på sandfiltren mot utgående fosfatmätare. Sandfiltren togs i drift 1998 och man har observerat att järndoseringen här är mer effektiv än vad efterfällningen varit tidigare. I tabell 2 redovisas mängd doserad järn för åren 1999-2002 liksom hur mycket järn som åtgått för att rena fosfor i verket. Här ser man tydligt att järnanvändningen minskat och att fosforavskiljningen blivit mer effektiv på senare år.

Tabell 2. Mängd doserad järn samt fällningseffektiviteten mätt på årsbasis.

| År | Mängd doserat Fe (ton) ¹ | ton Fe/ton P avskild |
|------|-------------------------------------|----------------------|
| 1999 | 526 | 2,4 |
| 2000 | 513 | 2,2 |
| 2001 | 455 | 1,6 |
| 2002 | 424 | 1,7 |

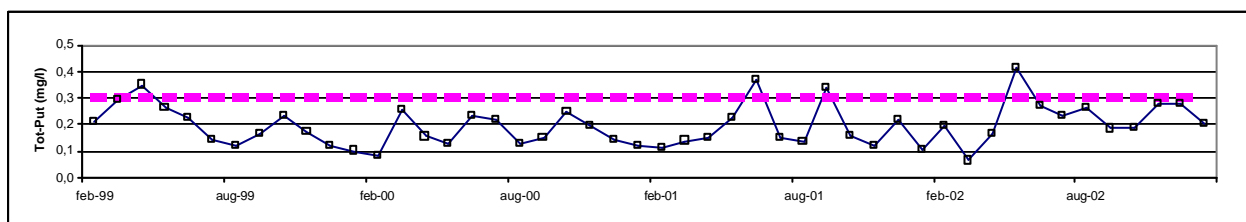
Reningsresultat

I tabell 3 redovisas årsmedelvärden för utgående halter totalfosfor och totalkväve samt kvävereduktionen de senaste fyra åren på Käppalaverket. Generellt kan sägas att reningsprocessen varit stabil och att gränsvärdena inte överskridits. Årsmedelvärdet för tot-N ut från verket har en tendens att öka vilket beror på att kvävebelastningen in till verket ökat successivt. Kvävereningen har optimerats så att kvävereduktionen ligger runt 75% i årsmedel.

Tabell 3. Reningsresultat Käppalaverket 1999-2002.

| År | Årsmedelvärde utgående halt Tot-P (mg/l) | Årsmedelvärde utgående halt Tot-N (mg/l) | Kvävereduktion (%) |
|------|--|--|--------------------|
| 1999 | 0,2 | 9 | 70 |
| 2000 | 0,2 | 8 | 72 |
| 2001 | 0,2 | 9 | 75 |
| 2002 | 0,2 | 9 | 75 |

I figur 3 redovisas Tot-P i utgående vatten och ur detta kan man dra slutsatsen att bio-P-försöken inte stört utgående halter nämnvärt. Detta är mycket tack var möjligheten att dosera järn på sandfiltren i slutsteget i reningsprocessen i de perioder då bio-P-processen inte fungerat fullt ut. Dessutom var det som mest hälften av det inkommande flödet som passerade genom bio-P-blocken, i de övriga bioblocken tillämpades simultanfällning.



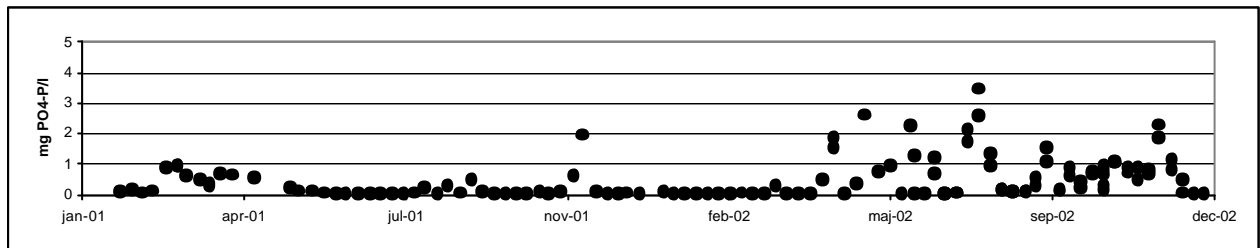
Figur 3. Total-fosfor utgående vatten Käppalaverket 1999-2002. Veckosamlingsprov. Gränsvärdet 0,3 mgP/l utmarkerat i figur.

Skillnader i bio-P-processens prestanda i nya och gamla delen av reningsverket

Bio-P-processen har under långa perioder av försöksdriften fungerat förvånansvärt bra i den gamla delen av Käppalaverket. I figur 4 redovisas resultat från stickprover tagna ut från biobassängerna. Fosfathalterna har

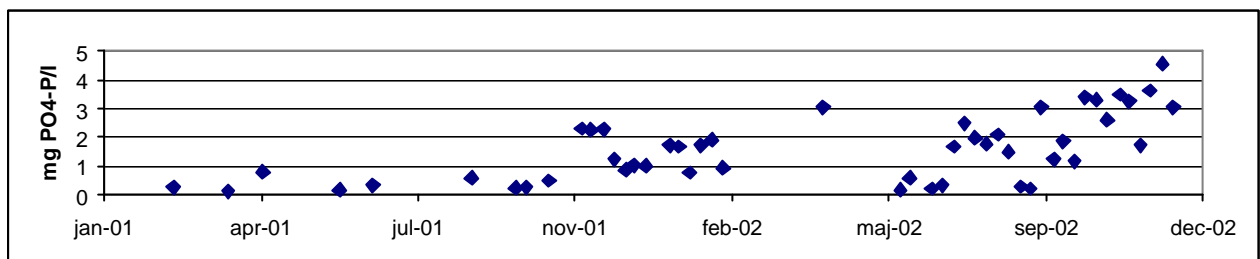
¹ Beräknat med antagandet att fällningskemikalien innehåller 18% Fe

under långa perioder legat under 0,05 mg/l och endast vid enstaka tillfällen har fosfathalterna överstigit 1,5 mg/l. Bio-P-processen fungerade sämre under hösten 2002, troligtvis p g a att processen hämmades p g a avsaknaden av anaerobzon eller brist på kolkälla.



Figur 4. Fosfathalter ut från bio-P-linjerna BB01-BB06. Stickprover februari 2001-december 2002.

Fullskaleförsök har även genomförts i den nya delen av verket, i bioblock 11 som kan isoleras från de övriga blocken. Bio-P-processen har dock aldrig fungerat lika bra i BB11 som i den äldre delen av verket. Resultat från stickprovstagningar ut från bioblocket redovisas i figur 5.



Figur 5. Fosfathalter ut BB11. Stickprover februari 2001- december 2002.

En rad åtgärder har genomförts för att komma tillrätta med problem som man trots kan ligga till grund för avsaknaden av en fungerande bio-P-process i BB11. En felkälla som upptäckts är att nitratrikt vatten recirkulerats tillbaka till anaerobzonen vilket har åtgärdats. Under en massbalansundersökning av fosfor och järn hösten 2002 upptäcktes ett inläckage av järnhaltigt slam från de intilliggande bioblocken med järndos i returslamkanalen.

Biobassängerna i gamla och nya delen av verket har olika dimensioner vilket ger skillnader i pH. De djupare bassängerna i nya verket ger lägre pH eftersom koldioxid har högre löslighet vid högre tryck. Enligt litteraturen gynnas bio-P-processen av högre pH (Tykesson, E, 2002). Bassängerna har även olika hydraulik vilket kan påverka processen.

Driftkontroll och styrning av processen

VFA-halter in till biosteget

VFA i inkommande vatten till biosteget är en viktig parameter vid bio-P-drift. Enligt Christensson et al. (1995) bör kvoten VFA/PO₄-P i försedimenterat vatten vara > 10 för en stabil bio-P-process. VFA-halten in till biosteget på Käppalaverket varierar mellan 20-70 mg/l vilket innebär att mängden kolkälla ibland är begränsande för processen. En veckovariation med stigande VFA-halter under arbetsveckan kan följas.

Fosfatstickprover

Fosfatstickprover dels ut från biobassängerna men också på rejecktattnet från röt-kammaren är centrala för att kunna styra en process med kombinerad kemfällning och bio-P. En stor del av fosfor som binds i slammet i bio-P-processen släpper i den anaeroba miljön i röt-kammaren och recirkuleras tillbaka till processen. Under 2002 uppmättes PO₄-P-halter mellan 40-160 mg/l i rejecktattnet från röt-kammaren. Detta ökar belastningen på biosteget och för att binda fosfor i slammet behöver järn finnas i röttningsprocessen. Som processen ser ut på Käppalaverket kommer det järn som doseras till returslamkanalen i den nya delen av verket upp i röt-kammarna. Det är därmed med denna järndos man styr hur mycket fosfat som kommer tillbaka med rejecktattnet från röt-kammarna.

Redoxmätare- nitratretur

En viktig processparameter vid kombinerad biologisk kväve och fosforering är nitrathalten i slutet av anoxzonen. För att ha en stabil bio-P-process är det viktigt att inte recirkulera nitrat från slutet av anoxzonen tillbaka till anaerobzonen. Om nitrat kommer in i zonen som ska vara anaerob hämmas P-släppet och upplagringen av energikällan PHB. Detta leder till minskat upptag av fosfor i den luftade zonen och stör således bio-P-processens funktion. För att komma tillrätta med detta problem utan omfattande provtagning och analys av nitrat i slutet av anoxzonen har Käppalaverket gjort försök där redoxmätning används för att styra nitratrecirkulationen. Nitratpumparna styrs inte med hjälp av ett börvärde på redoxpotentialen utan av förändringen i redoxpotentialen enligt en algoritm som presenterats på en konferens i Wien år 2002 (S.C.F Meijer et al., 2002). Algoritmen fungerar så att när redoxpotentialen ökar så ska nitratreturen minska och vice versa. På så sätt undviker man att recirkulera mer nitrat till anoxzonen än vad som kan denitrifieras.

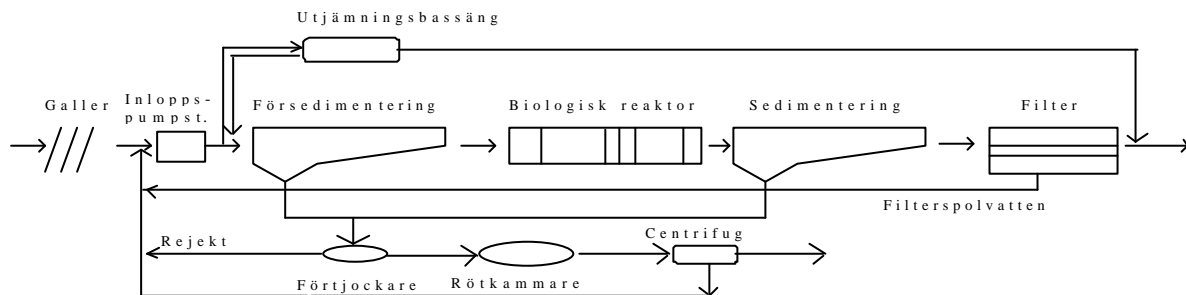
Mikroskopering

Mikroskopering används som ett kvalitativt redskap för att se förekomsten av bio-P-aktivitet. Mikroskoperingen görs på slam från biobassängen. Infärgningsmetoden Sudan Svart används för att färga in PHB i slam från anaerobzonen. En stor andel PHB i preparaten tyder på ett fungerande Psläpp och därmed att det finns förutsättningar för en fungerande bio-P-process. Ytterligare en infärgningsmetod används för att färga in poly-P i slam från den luftade zonen, Gohars infärgningsmetod. Hög andel poly-P tyder på ett fungerande P-upptag och därmed en aktiv bio-P-bakteriekultur. Mikroskoperingen är tillsammans med övrig processkontroll ett bra verktyg att följa upp processen.

Erfarenheter från 10 års Bio-P-drift på Öresundsverket, Helsingborg

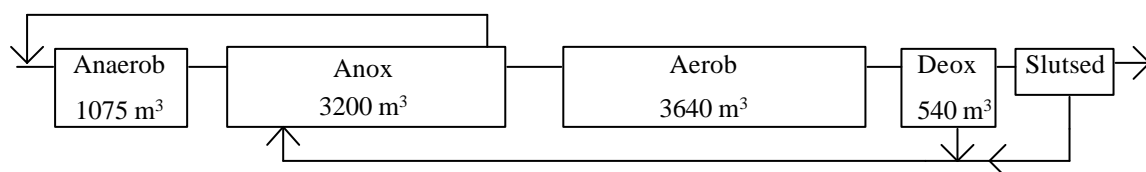
Öresundsverket, Helsingborgs Stads avloppsreningsverk, byggdes under 1990 - 1991 ut för att uppnå långtgående kväve- och fosforreduktion. Anläggningen utformades med fördenitrifikation och med möjlighet att testa biologisk fosforreduktion.

Öresundsverket är en aktivslamanläggning vars utformning framgår av figur 6. Verket har fyra linjer från inloppspumpstationen fram till filtren vilket gör det möjligt att parallellt använda olika processer för fosforavskiljning.



Figur 6. Processchema för Öresundsverket

Biologisk fosforreduktion har bedrivits i en s.k. UCT-process, se figur 7. Den anaeroba kontakttiden har varit 0,65 - 0,75 h, baserat på högsta torrvädersflöde 600 - 800 m³/h och ett slamrecirkulationsflöde på 810 m³/h. Den rekommenderade kontakttiden uppges till 0,75 - 1,0 h under gynnsamma betingelser för Bio-P-processen enligt Boll, R. (1988).



Figur 7. Biostegets konfiguration vid biologisk fosforreduktion (UCT-process).

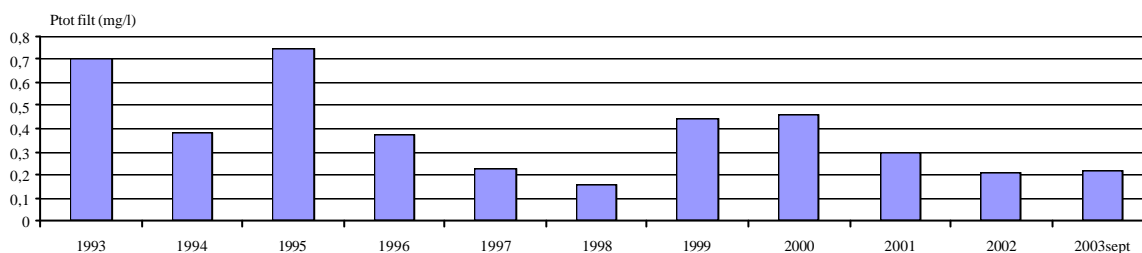
I simultanfällningslinjerna sker fällningen med tvåvärt järnsulfat. Allt slam samrötas och det kan därmed inte uteslutas att en mindre mängd järn återförs även till Bio-P-linjen.

Utsläppsvillkoren för Öresundsverket framgår av tabell 4.

Tabell 4. Utsläppsvillkor Öresundsverket.

| | | |
|------------------|----------|---|
| Totalkväve | 10 mg/l | Årsmedel och riktvärde |
| Totalfosfor | 0,4 mg/l | Månadsmedel och riktvärde Kvartalsmedel och gränsvärde |
| BOD ₇ | 10 mg/l | Månadsmedel och riktvärde Kvartalsmedel och gränsvärde |

I figur 8 visas årsmedelvärden för utgående filtrerad totalfosfor från linje driven med biologisk fosforreduktion på Öresundsverket under åren 1993-2003.



Figur 8. Årsmedelvärden utgående filtrerad totalfosfor från Bio-P-linje

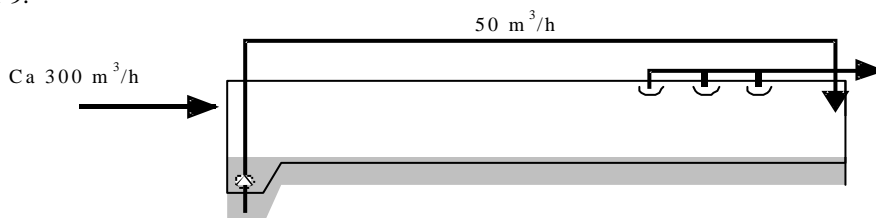
Driftresultaten under åren 1993-1996 presenterades vid den 5:e nordiska konferensen om kväverening och biologisk fosforering i Stockholm januari 1997 av Jönsson et al. (1998). Därvid kunde bland annat följande slutsatser dras:

Bio-P-processen har visat sig relativt stabil. **Funktionen kan tappas mera långvarigt under nederbördsrika vintrar samt i anslutning till industrisemestrar**, möjligen beroende på kort anaerob kontakttid speciellt med hänsyn till att i en UCT-process är slamhalten i anaerobzonen låg.

Avgörande faktorer för funktionen är tillräcklig tillgång på VFA och en COD_{tot}/P_{tot}-kvot större än cirka 40 i inkommande vatten till anaerobzonen. Fosfathalten i anaerobzonen kan användas som en larmparameter för funktionen. Längre perioder med lägre värden indikerar försämrad funktion. Sambandet mellan fosforsläpp i anaerobzonen och utgående totalfosforhalt under nederbördsrika vintrar och industrisemestrar är periodvis svårtolkat mot bakgrund av den gängse uppfattningen om mekanismerna bakom bio-P-funktionen. Som kortsiktiga funktionsparametrar kan användas totalfosforhalten efter den luftade zonen samt totalfosfor efter slutsedimenteringen. Kortvarig funktionsförsämring har hanterats genom polering med järnklorid på filter.

Primärslamhydrolysis

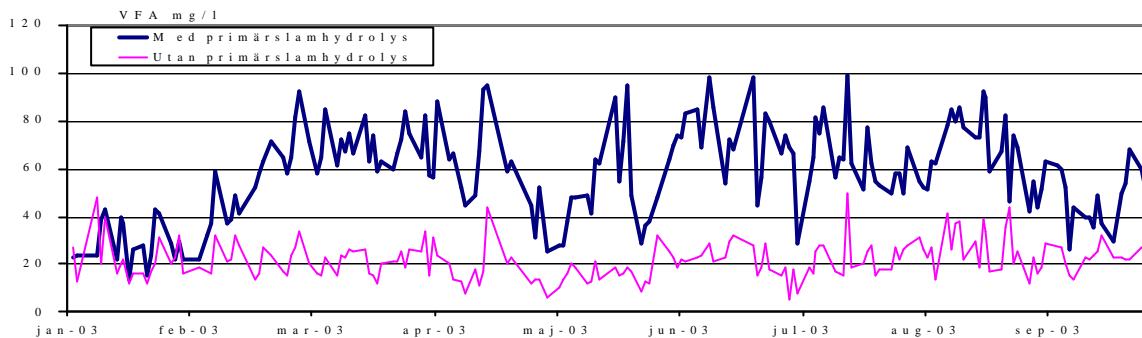
Det konstaterades i slutet av 1992 att mängden lättillgänglig kolkälla i försedimenterat vatten vid Öresundsverket var för liten för god Bio-P-funktion. Därför beslöts det att en enkel process för hydrolysis av primärslam skulle provas. Hydrolysen utförs i befintliga försedimenteringsbassänger genom att slammets uppehållstid i bassängerna ökas, och de flyktiga syror, VFA, som bildas i slamtäcket tvättas ur genom en rundpumpning av slammet. Rundpumpningen sker med ca 50 m³/h per bassäng. Medelflödet till varje bassäng är ca 300 m³/h, se figur 9.



Figur 9. Schematisk bild av primärslamhydrolysisprocessen i försedimenteringsbassäng.

Slammängden i försedimenteringsbassängerna styrdes inledningsvis genom att slamnivån lodades. Lodningen var emellertid ej tillförlitlig, eftersom vattnet svartfärgades av hydrolysisprodukterna. I stället har en enkel analysmetod för VFA tillämpats, som bygger på titring beskriven av Jönsson (1995). Analyserad VFA-halt i

dagliga stickprov (VFA är ej stabil i kylda dygnsprov) på försedimenterat vatten från linje med primärslamhydrolys samt från en referenslinje utan hydrolys visas i figur 10.



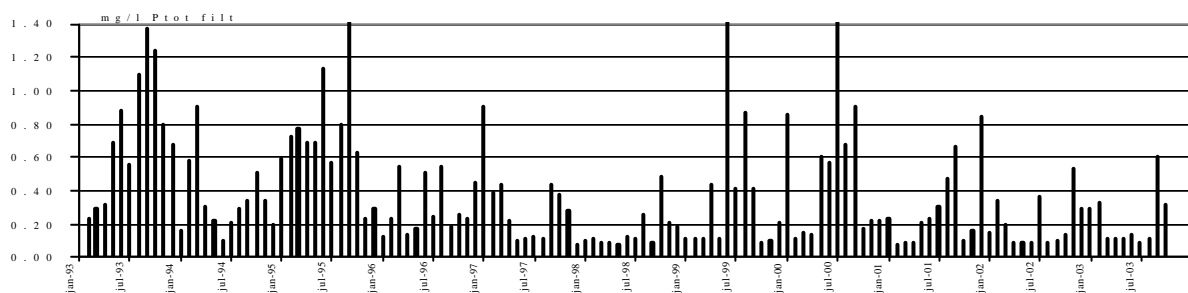
Figur 10 .VFA-halten i försedimenterat vatten med primärslamhydrolys och utan hydrolys.

Figur 10 visar att halten producerad VFA i primärslamhydrolysen varierar i intervallet 0 - 75 mg/l. Vid höga inkommande vattenflöden minskar producerad VFA-halt. Detta är en effekt, förutom av utspädningen, av att vid höga flöden sker slamflykt från hydrolysbassängerna. Det krävs sedan en viss tid för att bygga upp en ny slamhydrolyskultur. Någon uppenbar effekt av temperaturen har ej kunnat spåras.

Driftresultat 1997-2003

I figur 8 ovan syns en tydlig nedgång av utgående fosforhalter under åren 1997-1998. Nedgången beror på ett då pågående fosforåtervinningsprojekt (KREPRO). I KREPRO-processen återfördes stora mängder lösta organiska ämnen till vattenreningen, vilket gynnade den biologiska fosforreduktionen. Även fällningskemikalien bunden i slammet frigjordes och återfördes delvis.

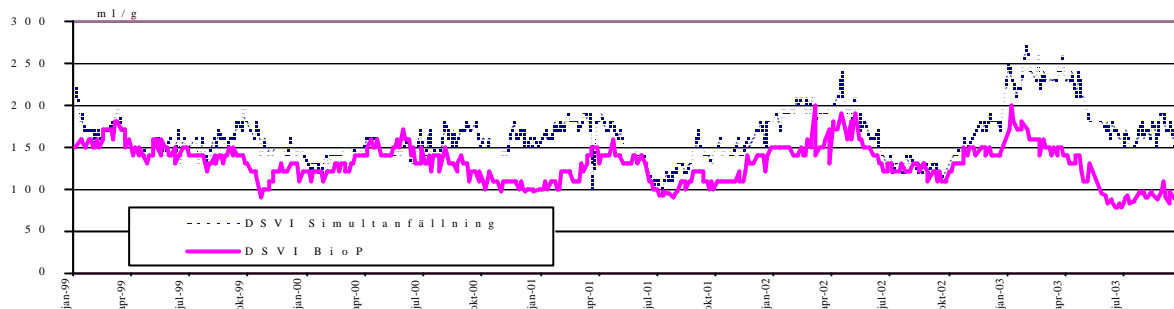
Under senare år har utvecklingen av Bio-P-processen koncentrerats på stabilisering av driften under den årliga industrisemestern i juli-augusti. Vikten av hushållning med kolkällan och nackdelen med överluftning beskrevs av van Loosdrecht et al. (1998). Styrfilosofin för luftningen har ändrats till att utgående $\text{NH}_4\text{-N}$ -halt ligger på 0,5-1 mg/l. Som figur 11 visar har månadsmedelvärdena för utgående filtrerad totalfosfor från Bio-P-linjen förbättrats betydligt under perioden juli-augusti under senare år.



Figur 11. Månadsmedelvärden utgående filtrerad totalfosfor från Bio-P-linjen

Slamegenskaper

Som ett mått på det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper mäts Diluted Sludge Volume Index (DSVI, spädning till 200 ml slutvolym efter 30 min). Av figur 12 framgår att DSVI i Bio-P-linjen oftast är lägre och att en tydlig årsvariation finns, sålunda att en högre vattentemperatur ger lägre DSVI. Intressant är också att den nya styrfilosofin för luftningen tycks öka skillnaden i DSVI mellan de två typerna av aktivt slam.



Figur 12. DSVI för en simultanfällningslinje och en Bio-P-linje

Diskussion och slutsatser

Bio-P-processen vid Öresundsverket har visat sig relativt stabil, men kräver större processkunnande och övervakning. Mycket låga restfosforhalter kan nå varaktigt (<0,08 mg/l, filtrerat). Funktionen kunde tappas mera långvarigt under nederbördsrika vintrar samt i anslutning till industrisemestrar (juli-augusti). Under senare år har processutvecklingen koncentrerats på stabilisering av driften under den årliga industrisemestern. Litteraturuppgifter om vikten av hushållning med kolkällan och nackdelen med överluftning ledde till att styrfilosofin för luftningen har ändrats, sålunda att utgående $\text{NH}_4\text{-N}$ -halt bör ligga på 0,5-1 mg/l.

Bio-P-slammets sedimenteringsegenskaper har visat en tydlig årsvariation, sålunda att under den varmare årstiden fås slam med högre sedimentationshastighet. Intressant är också att den nya styrfilosofin för luftningen tycks öka skillnaden i sedimenteringsegenskaper mellan Bio-P-slam och simultanfällningsslam.

På Käppalaverket jobbar man aktivt med att i möjligaste mån automatisera processen och ett led i detta är att använda redoxmätning i slutet av anoxzonen för att styra nitratrecirkulationen in till anoxzonen. Detta är ett sätt att optimera både kväve- och fosforeringen i biosteget. För att erhålla en stabil bio-P-process bör nitrathalten i slutet av anoxzonen vara < 0,5 mg/l, detta för att inte recirkulera nitrat till anaerobzonen.

Bio-P-processen fungerar i Käppalaverkets äldre biosteg men inte i det nya. Anledningen till detta är ännu inte klarlagd men visar på problemen med att hitta ett stabilt driftsätt av bio-P-processen.

Avslutningsvis kan sägas att Bio-P-processen är ett alternativ till traditionell fosforering och leder fram till en minskning av kemikalieförbrukningen vid avloppsreningsverken. På både Käppalaverket och Öresundsverket har man en kombinerad biologisk kväve- och fosforering vilket ger många parametrar att hålla reda på för att få en stabil aktivslamprocess. På Öresundsverket har man med lång erfarenhet av processen och omfattande provtagningsprogram lyckats erhålla en väl fungerande bio-P-process.

Källförteckning

- Boll, R. (1988). Beitrag zur erhöhten biologischen Phosphorelimination beim Belebtschlammverfahren. Veröff. des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 46.
- Borglund, A-M (2003) Studie av kombinerad kemisk och biologisk fosforering på Käppalaverket, Stockholm. *Examensarbete UPTEC W 03 003*, ISSN 1401-5765, Uppsala Tekniska Högskola.
- Christensson, M., Jönsson, K., Lee, N., Lie, E., Johansson, P., Welanders, T. och Östgaard, K., 1995. "Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg- Processtekniska och mikrobiologiska aspekter". *VA-FORSK rapport 1995-04*, VAV.
- Fujii, D. (2000) Evaluation of biological nutrient removal at Käppala wastewater treatment plant. *Licentiatavhandling TRITA-AMI LIC 2048*, KTH, Stockholm
- Jönsson, L-E. (1995). Analys av VFA - En enkel titrermetod. *Vatten* **51**(4), 300-303
- Jönsson, L-E., Magnusson P.(1998). Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997. *VA-forsk rapport 1998.07*
- van Loosdrecht, M.C.M. et al (1998). Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewater. *Water Research* **32**(1), 200-208.
- Meijer S.C.F., J.J. Heijnen, M.C.M. van Loosdrecht (2002) Oxidation-Reduction-Potential controlled biological nutrient removal, *Proceedings of the IWA conference on Automation in Water Quality Monitoring*, Vienna, Austria, May 21-22, 271-280.
- Tykesson, E. (2002) Combined biological and chemical phosphorus removal in wastewater treatment- Swedish experience and practical application of phosphorus-release batch test. *Licentiatavhandling TVVA-3007*, Lunds Tekniska Högskola, Sverige.