

# Kontinuerlig biofilmprosess for biologisk fosforfjerning

*Av Torgeir Saltnes, Gjermund Sørensen og Sondre Eikås*

Torgeir Saltnes er Dr.ing., Gjermund Sørensen er prosessingeniør og Sondre Eikås er økolog. Alle er ansatt i Hias IKS.

## Summary

### Continuous biofilm process for enhanced biological phosphorous removal

The demand for more efficient wastewater treatment processes, that will make it possible to recover phosphorous, will increase in the years to come. This is due to the fact that phosphorous is a limited resource and that water and wastewater regulations will become more stringent. EBPR (Enhanced Biological Phosphorous Removal) has been used for decades to remove more phosphorous biologically and to reduce the use of metal based chemicals. Activated sludge systems with EBPR have some significant challenges which are taken care of in the described process. The system presented is a continuous biofilm process using carrier media, with EBPR capability. The results show that the process is able to handle large variations in both organic and phosphorous load, still with very low phosphorous concentrations in the effluent. The average removal efficiency in the pilot plant over a 6 months period has been 90% and 62% for  $PO_4$  and SCOD respectively.

## Sammendrag

Fremgangsmåter for å kunne gjenvinne fosfor fra avløpsvann vil bli mer og mer etterspurt. Dette skyldes at fosfor er en begrenset ressurs og at rammebetingelser for VA-sektoren blir strengere.

Biologisk fosforfjerning i aktivslamanlegg har i flere tiår blitt brukt for å fjerne mer fosfor biologisk, og for å minske bruken av fellingskjemikalier. Bio-P i aktivslam har noen vesentlige utfordringer, som den foreslåtte prosessen er ment å ta hånd om. Prosessen er en kontinuerlig biofilmprosess med bæremedie og bio-P-egenskaper. Resultatene fra pilotforsøk viser at prosessen håndterer de store variasjonene av fosfor og organisk stoff som tilføres Hias RA, og kan likevel oppnå veldig lave konsentrasjoner av fosfor i utløpsvannet. Gjennomsnittlig renseseffekt i pilotanlegget over en periode på 6 måneder har vært 90 % og 62 % for hhv.  $PO_4$  og løst KOF.

## Innledning

Biologisk fosforfjerning blir i dag brukt mange steder i verden, også i Norden. Den vanligste prosessutformingen er da aktivslam med et UCT (University of Cape Town) oppsett (Janssen o.fl., 2002), men det finnes en rekke forskjellige aktivslam bio-P anlegg (biologisk fosforfjerningsanlegg). Noen av hovedutfordringene med denne typen anlegg er avskilling av aktivslam, tilbakeføring av nitrat og at de krever stort anleggsvolum. For å bedre avskillingsegenskapene blir det ofte brukt et metallbasert fellingskjemikalie, noe som fører til lav plantetilgjengelighet av fosfor i slammet fra anlegget (Krogstad o.fl., 2004).

I et bio-P anlegg er man avhengig av å utsette bakteriekulturen for vekslende anaerobe og aerobe forhold. I biofilmprosesser som MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) kan dette gjøres i en batch-prosess, ved først å utsette avløpet for en periode uten luft, for så å luften (Helness, 2007). For større anlegg krever dette imidlertid at man har flere bassenger for hele tiden å kunne ta imot avløp, og det krever tid til fylling og tømning av bassenger.

Norsk avløpsbransje har i mange år hevdet at bio-P er en prosess som ikke egner seg for norske forhold (Ødegaard, red., 2012). Dette pga. norske klimatiske forhold, og mangel på lett biologisk nedbrytbart organisk materiale (flyktige fett-syrer, VFA). Det finnes imidlertid noen få anlegg i Norge som har bio-P, bl. a. Groos renseanlegg i Grimstad.

Fosfor er en begrenset ressurs som det etter hvert blir mer og mer fokus på å gjenvinne. Dette har ført til at det i dag finnes flere kommersielle prosesser for å gjenvinne fosfor fra avløpsslam/rejekt. Skal fosfor gjenvinnest fra slam eller rejekt som  $\text{PO}_4$  ved f.eks. struvittutfelling ( $\text{Mg-PO}_4\text{-NH}_4$ ), er det en stor fordel at den er fjernet med en biologisk prosess, og ikke felt ut med et metallsalt. Utfelling av struvitt er en kjent og anbefalt metode for fosforgjenvinning for anlegg med bio-P (Marti o.fl., 2010).

Ved Hias renseanlegg på Hamar ble det i 2011 satt i gang forsøk med biologisk fosforfjerning i pilotskala. Dette var aktivslam prosesser med UCT eller A/O (anaerob/aerob) utforming. Disse forsøkene viste at bio-P har potensiale på Hias, men at den store utfordringen var avskilling av aktivslam etter den biologiske prosessen.

Hias RA har i dag krav om å fjerne fosfor (0,4 mg/l eller 95 %) og sekundærkrav til BOF og KOF (hhv 70 %/25 mg/l og 75 %/125 mg/l). Dersom man skal overholde fosforkravet uten å bruke etterfelling slik det er i dag, er man avhengig av å ha en stabil, velfungerende bio-P-prosess og en god avskilling som ikke lekker for mye partikulær fosfor.

Proessen som blir presentert her, er prøvd ut i pilotskala på Hias RA i over 1 år, og den er nå patentsøkt. Renseprosessen er en kontinuerlig

biofilmprosess med biologisk fosforfjerning. Målet var å utnytte biofilmprosessens egenskaper, med høy effektivitet per volumenhet og gode avskillingsegenskaper på slammet (Ødegaard, red., 2012), i en prosess hvor biomassen utsettes for vekslende anaerobe og aerobe forhold for å oppnå biologisk fosforfjerning.

## Metode

### Pilotanlegg

Pilotanlegget var plassert på Hias RA i Ottestad. Anlegget besto av en ståltank med totalt volum på 6,8 m<sup>3</sup>, hvor første del var på 2,5 m<sup>3</sup> anaerob sone med mekanisk omrøring. I etterfølgende aerobe sone ble det tilført luft via finluffere langs bunnen av bassenget. Vannets oppholdstid totalt for anlegget har vært 5,5 til 8 timer. Fyllingsgraden av biofilmbæremediet var 60 %, og et standard MBBR bæremedie med 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> ble brukt. Innløpsvannet ble tilført bassenget i starten på den anaerobe sonen. Bæremediet for biofilm strømmet med vannet gjennom den anaerobe og deretter den aerobe sonen. På slutten av den aerobe sonen ble det rensede vannet ledet ut og videre til avskilling, mens bæremediet med biofilm ble mekanisk flyttet til starten av den anaerobe sonen.

Oksygenivået i starten og slutten av den aerobe sonen ble overvåket med optiske oksygensensorer, og oksygenivået varierte mellom 3 og 7 mg/l. Vannmengden som ble pumpet inn til anlegget ble målt med elektromagnetisk mengdemåler og automatisk regulert via PLS og frekvensstyring av innløpspumpe.

### Avløpsvannet

Avløpsvannet inn til pilotanlegget ble hentet fra Hias renseanlegg etter for-sedimentering, det vil si at det var den samme avløpsvannkvaliteten som i dag tilføres det biologiske aktivslam-trinnet på renseanlegget. Mengde avløp ble som regel styrt proporsjonalt med mengden inn til det biologiske rensetrinnet. I perioder ble vannmengden holdt konstant.

### Prøver og analyse

Stikkprøver av avløpsvannet er daglig (mandag til fredag, som regel på morgenen) hentet ut fra

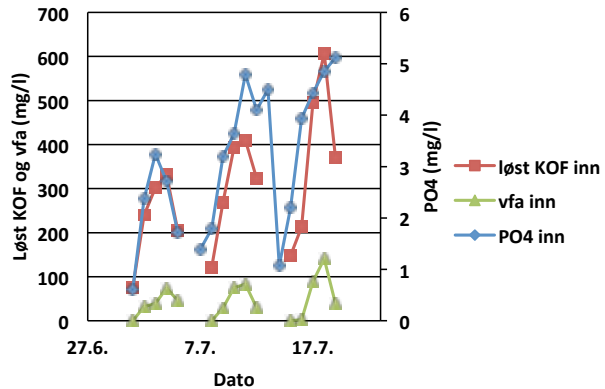
innløp, fra slutten av anaerob sone og fra slutten av aerob sone og analysert for løst fosfor ( $PO_4$ ), løst organisk materiale (løst KOF), nitrat ( $NO_3$ ) og ammonium ( $NH_4$ ). Disse prøvene ble hovedsakelig analysert på egen lab med Spectroquant Nova 60 spektrofotometer. Noen prøver ble i tillegg analysert for VFA (flyktige fettsyrer) ved fempunktstitrering (Moosbrugger o.fl., 1993).

## Resultater og diskusjon

### Innløpsvannets kvalitet

Det er store variasjoner i innløpsvannets kvalitet pga næringsmiddelindustri i området. Dette gjelder både for fosfor og organisk materiale. Figur 1 viser variasjonen i konsentrasjoner av  $PO_4$ , løst KOF og VFA i innløpet til pilotanlegget, tatt ut som daglige stikkprøver over tre uker.

Figur 1 viser ukentlige variasjoner på omlag 4 ganger så mye løst KOF og  $PO_4$  på onsdag-torsdag som på mandag. Innholdet av VFA varierer tilsvarende gjennom uka, men ved lavt løst KOF innhold er det ikke nødvendigvis flyktige fettsyrer i vannet inn til anlegget. En PAO-bakterie (fosfor akkumulerende organisme) tar opp VFA og slipper fra seg fosfor i anaerob sone for så å bruke lagret karbon til fosforopptak i aerob sone. Dersom innløpsvannet ikke inneholder VFA, kan VFA produseres i anaerob sone ved fermentering (Janssen, 2002). Dette vil bl.a. avhenge av oppholdstid i anaerob sone.

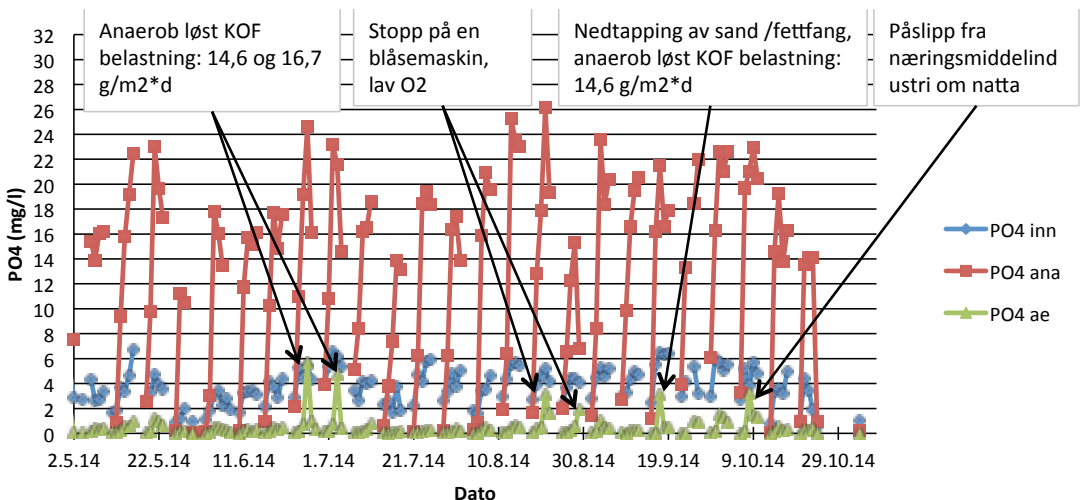


Figur 1. Konsentrasjonen av  $PO_4$ , løst KOF og VFA (alle mg/l) i innløpsvannet til pilotanlegget over en periode på 3 uker.

### Biologisk stabilitet

Pilotanlegget har vist kontinuerlig bio-P aktivitet i over 1 år. Figur 2 viser konsentrasjonen av  $PO_4$  i innløpet, på slutten av anaerob sone og ut aerob sone, fra daglige stikkprøver, for perioden mai til oktober 2014.

De unormalt høye utløpskonsentrasjonene i Figur 2 har sin forklaring i veldig høy organisk belastning, eller svikt på utstyr (beskrevet i Figur 2). Noen timer etter en veldig høy organisk belastning/hendelse, hvor fosforfjerningen tydelig har blitt begrenset, er som regel bio-P aktiviteten gjenopprettet til det den var før hendelsen.

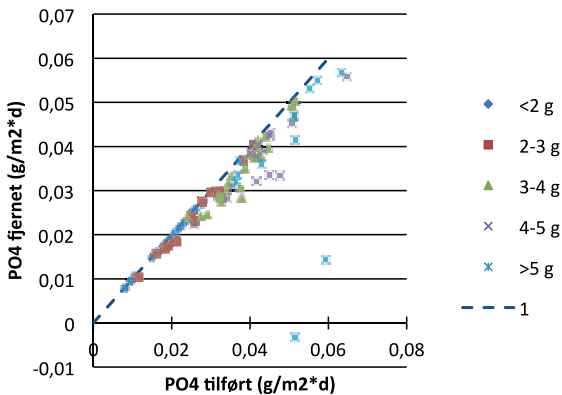


Figur 2. Konsentrasjonen av  $PO_4$  i innløp, ut anaerob og ut aerob sone fra mai til oktober 2014.

**Fosforfjerning**

I en vanlig aktivslam-prosess slik det gjøres i fullskalaanlegget på Hias RA, fjernes normalt 40-60 % av løst fosfor inn til biologisk trinn. En bio-P prosess bør være i stand til å fjerne over 90 % av løst fosfor, og tidligere forsøk med aktivslam bio-P har vist dette (Sørensen, 2013). Figur 3 viser fjerning av løst fosfor som funksjon av løst fosfor tilført (ved forskjellig organisk last), totalt for hele det biologiske trinnet, over en periode på 4 måneder.

Figur 3 viser svært god fosforfjerning (over 95 %) ved total løst KOF belastning under 3 g/m<sup>2</sup>\*d. Ved høyere organisk belastning er det noe mer spredning på resultatene, men over 90 % fosforfjerning er stort sett oppnådd også ved en total organisk last på over 5 g/m<sup>2</sup>\*d. Anleggets maksi-



Figur 3. Løst fosfor tilført og løst fosfor fjernet som mg PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>\*d, og ved forskjellige total løst KOF laster (g løst KOF/m<sup>2</sup>\*d).

male kapasitet til å fjerne fosfor ser ikke ut til å være nådd, da resultatene ligger nær 100 % fjerning også for de høyeste fosforlastene.

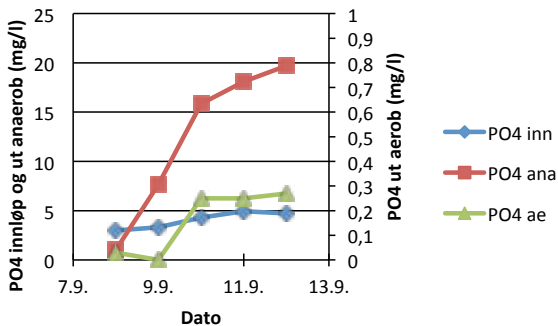
For å være i stand til å overholde en utslipps-tillatelse med 0,4 mg total P/l, bør konsentrasjonen av partikulær fosfor være 0,2 mg/l eller lavere. Figur 4 viser konsentrasjoner av PO<sub>4</sub> i innløpet, i siste anaerobe sone og i utløpet av pilotanlegget tatt ved daglige stikkprøver.

Figur 4 viser variasjoner mellom 2,5 og 5 mg PO<sub>4</sub>/l inn, og dette gir variasjoner i slutten av anaerob sone på mellom 1 og 20 mg PO<sub>4</sub>/l. Den høyeste konsentrasjonen av PO<sub>4</sub> målt i utløpet var 0,27 mg/l, og gjennomsnittet over uka var 0,16 mg/l.

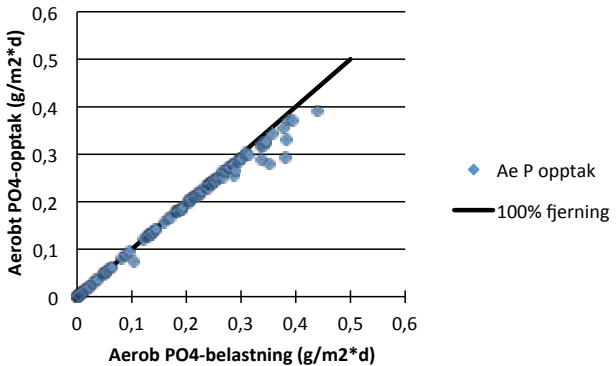
**Aerobt fosforopptak**

Figur 3 viser hvor mye fosfor anlegget har fjernet totalt sett. For å se på aerobt fosforopptak spesielt er det interessant å se på Figur 5 som viser aerob fosforbelastning i forhold til aerobt fosforopptak. Den aerobe fosforbelastningen blir da summen av fosfor på innløpet og den mengde fosfor som PAO har sluppet i anaerob sone, fordelt på aerobt brikkeareal og dag.

Fra Figur 5 kan vi se at aerobt fosforopptak øker med aerob fosforbelastning, og at aerobt opptak er nær 100 % for hele belastningsområdet. Dette antyder at prosessen ikke har nådd sin fosforkapasitetsbegrensning.



Figur 4 Konsentrasjonen av løst fosfor (PO<sub>4</sub>) inn, i slutten av anaerob sone og ut aerob sone (mg/l).



Figur 5, Aerob fosforbelastning og aerobt fosforopptak, begge som (g PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>\*d), over en periode på 6 måneder.

Ved noen av de høyeste verdiene for PO<sub>4</sub>-belastning ligger aerobt fosforopptaket noe lavere enn ellers. Dette er dager med veldig høy organisk belastning.

**Variasjoner i organisk last**

Store variasjoner i organisk last gjennom uka (og året), kan være utfordrende for et biologisk renseanlegg. En biologisk fosforfjerningsprosess er avhengig av lett nedbrytbart organisk materiale (vfa) i anaerob sone for å få kapasitet til å ta opp fosfor i aerob sone. I tilfeller hvor det ikke er vfa i innløpet, og det er lite organisk materiale som kan fermenteres til vfa, vil dette begrense PAO sin fosforopptakskapasitet. Figur 6 viser fosfor-slipp og -opptak som delta fosfor over hhv anaerob og aerob sone, samt løst KOF-belastning over en normal-uke.

Fra Figur 6 kan vi se at ved lave organiske belastninger blir det ikke tilført nok tilgjengelig karbon for PAO til å slippe fosfor i anaerob sone. Vi ser imidlertid et opptak av fosfor i anaerob sone, som kan skyldes fosforopptak av DN-PAO (denitrifiserende PAO) som bruker nitrat som elektronakseptor i stedet for oksygen til å ta opp fosfor. Laboratorieforsøk med bæremedie med biofilm fra pilotanlegget viste at potensialet for tilbakeføring av nitrat med bæremediet var ca 1 mg NO<sub>3</sub>-N/l, men det er usikkert om all nitrat i biofilmen ble løst ut til vannet under laboratorie-

forsøket. Teoretisk skal det gå med 5 mg NO<sub>3</sub>-N for å ta opp 1 mg P ved anoxisk opptak (Janssen o.fl., 2002). Det betyr at det må finnes mer nitrat inne i filmen, dersom det observerte fosforopptaket skyldes DN-PAO. Disse organismene er også avhengig av å bruke lagret karbon som er tatt opp anaerobt (Kerrn-Jespersen o.fl. 1993). Når den organiske lasten øker utover i uka ser vi fra Figur 6 at det er nok tilgjengelig karbon for PAO til å gjøre fosfor-slipp i anaerob sone, og opptak i aerob sone.

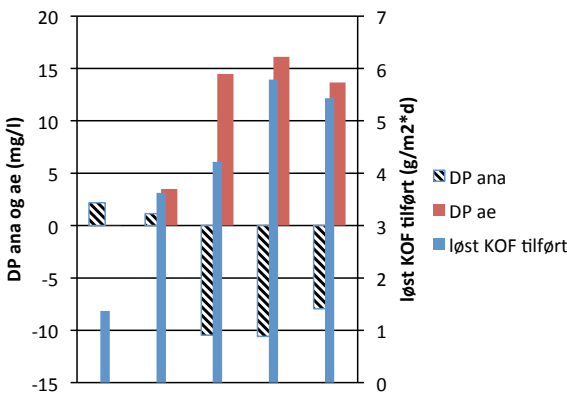
**Fjerning av organisk materiale**

Fjerning av organisk materiale vist som fjerning av løst KOF mot løst KOF belastning er presentert i Figur 7.

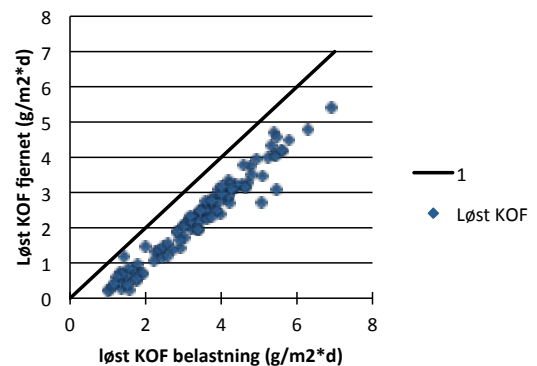
Fra Figur 7 ser vi at fjerningen av løst KOF ligger parallelt med belastningen helt opp til 7 g/m<sup>2</sup>\*d. Dette indikerer at kapasiteten for fjerning av organisk stoff i anlegget ikke er nådd. Resultatene viser også at selv ved lave løst KOF belastninger er det en inert fraksjon av organisk materiale som ikke er biologisk omsettbart innenfor de oppholdstider/betingelser forsøkene er gjennomført ved. Denne inerte KOF-fraksjonen gjør at resultatene for fjerning legger seg på en linje parallelt med linja for 100 % fjerning.

**Biologisk tilgjengelig organisk karbon i aerob sone**

En PAO som får tilgang til oksygen og lett nedbrytbart organisk karbon (VFA) samtidig, noe



Figur 6, Slipp og opptak av fosfor som delta P (mg/l) over hhv anaerob- og aerob-sone og løst KOF-belastning (g/m<sup>2</sup>\*d).



Figur 7 Belastning og fjerning av løst KOF totalt for hele anlegget som g/m<sup>2</sup>\*d.

som kan skje dersom det er en lekkasje av VFA over i aerob sone, vil fortsette å slippe fosfor (Janssen o.fl., 2002). Dette vil redusere fosforopptakskapasiteten. Fosforutslipps- og opptakstester gjennomført på lab med den aktuelle kulturen har vist at opptakshastigheten for fosfor i aerob sone blir redusert når det er VFA igjen etter anaerob sone. Trolig vil det her foregå både opptak og slipp av fosfor. Figur 8 viser fosforopptak og VFA-konsentrasjon fra en laboratorietest med bæremedie fra pilotanlegget. Figuren viser at når VFA er brukt opp øker fosforopptakshastigheten igjen. I et anlegg vil dette fortone seg som om oppholdstiden i aerob sone blir redusert med den tiden det tar å bruke opp resterende mengde VFA.

Denne VFA-hemmingen av aerobt fosforopptak kan vise seg i resultatene fra pilotanlegget ved høye organiske belastninger. Figur 9 viser andel fjernet fosfor som funksjon av anaerob løst KOF-belastning.

Det er tydelig fra Figur 9 at der hvor anaerob løst KOF-belastning er over 14 g/m<sup>2</sup>\*d kan dette redusere fosforopptaket betydelig. Helness (2002) anbefalte en anaerob BSCOD (Biologisk tilgjengelig løst KOF) belastning under 5 g/m<sup>2</sup>\*d for en batch MBBR prosess for biologisk fosforfjerning. Analyser har vist at ved høy organisk last, er andelen biologisk løst KOF i forhold til løst KOF ca 0,75. Dette antyder at en anaerob løst KOF-belastning på 14 g/m<sup>2</sup>\*d tilsvarer ca 10,5 g/m<sup>2</sup>\*d biologisk løst KOF.

For de tre tilfellene med lavest fosforfjerning ble det målt VFA i siste anaerobe sone på 53 og

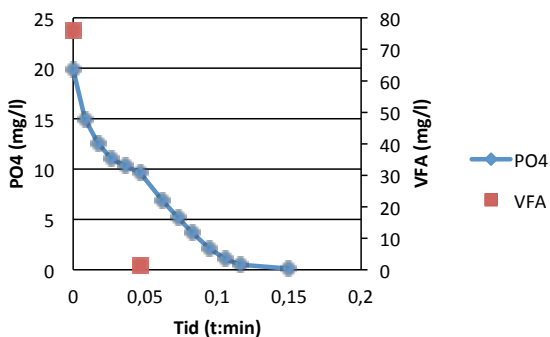
63 mg/l, mens for det ene tilfellet bare ble målt i innløpsvannet (119 mg VFA/l).

### Nitrat/Ammonium

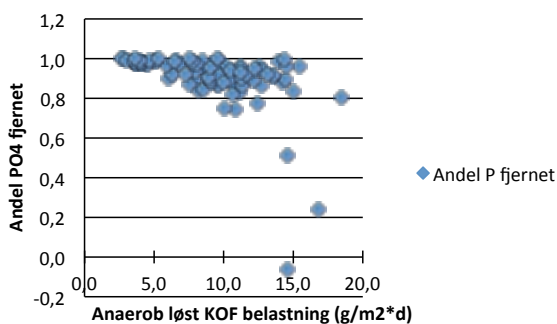
En av problemstillingene med driften av et aktivslam bio-P anlegg er returføring av nitrat tilbake til anaerob sone. Dette problemet oppstår fordi løst nitrat som er dannet ved nitrifikasjon i aerob sone følger med ved returføring av slam, og vil forbruke karbon som kan gå på bekostning av karbonopptak av PAO. I en UCT-prosess vil dette problemet være redusert fordi slammet går via en anoksisk sone før det tilbakeføres til anaerob sone. I anlegget omtalt her flyttes biomassen med bæremediet direkte tilbake til anaerob sone uten å tilbakeføre vann. Det betyr at mengden nitrat som tilbakeføres begrenser seg til det som evt. blir med i biofilmen. Laboratorietester har vist at mengden nitrat som tilbakeføres er lav.

Hias RA har i utgangspunktet ikke krav til rensing av nitrogen. Forsøkene i pilotskala har imidlertid vist at det er mulig å implementere nitrogenfjerning i dette oppsettet. Over en 4 måneders periode har nitrogenfjerningen vært i gjennomsnitt 33 %, uten at anlegget er utformet for dette.

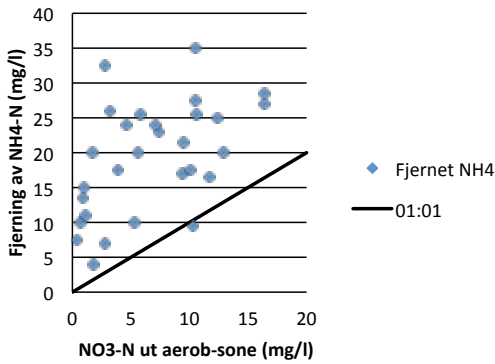
Noe av nitrogenfjerningen foregår trolig ved såkalt simultan nitrifikasjon-denitrifikasjon i aerob sone (Helness, 2007). I en biofilm kan det være soner innerst ved bæremediet som ikke har tilgang på oksygen i aerob sone. Her kan DN-PAO (denitrifiserende fosforakkumulerende organismer) bruke nitrat produsert av nitrifise-



Figur 8, Aerobt opptak av fosfor under påvirkning av VFA.



Figur 9 Andel fjernet fosfor som funksjon av anaerob løst KOF-belastning (g/m<sup>2</sup>\*d).



Figur 10 nitrat-N-konsentrasjonen (mg/l) i slutten av aerob sone og fjerning av NH<sub>4</sub>-N (mg/l).

rere lenger ut i biofilmen til å denitrifisere og ta opp fosfor. Dette er spesielt gunstig i forhold til forbruk av biotilgjengelig karbon, da det samme karbonet brukes til både denitrifisering og fosforopptak. Figur 10 viser nitrat-N-konsentrasjonen i slutten av aerob sone og fjerning av NH<sub>4</sub>-N over en 6-ukersperiode.

Den høyeste konsentrasjonen av nitrit i den aktuelle perioden var 1,9 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Det ser derfor ut til at en del av nedgangen i ammonium-N ikke kan finnes igjen som nitrat-N og nitrit-N.

Ved å dimensjonere anlegget for å oppnå nitrifisering, vil det trolig være mulig å oppnå en stabilt høy fjerning av nitrogen i denne prosessen.

## Konklusjoner

En kontinuerlig biofilmprosess med biologisk fosforfjerning er prøvd ut med gode resultater på Hias RA.

Proessen løser de vanligste problemene som tradisjonelle bio-P anlegg har:

- Unngår slamflukt ved biofilmprosess
- Lettere å avskille biofilmslam enn aktivslam da SS ut gjennomsnittlig er målt til 190 mg/l, mens det fra en aktivslamprosess vanligvis er 2500-4000 mg/l
- Mindre areal/volum til avskilling for biofilmprosess i forhold til aktivslam pga. lav SS
- Minimal tilbakeføring av nitrat til anaerob-sone
- Kontinuerlig prosess, ikke tap av fyller-/tømmetid som ved biofilm batch-prosess.

Det er vist at prosessen totalt har en kapasitet på over 60 mg PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>\*d og over 7 g løst KOF/m<sup>2</sup>\*d. Aerobt PO<sub>4</sub>-opptak har vært oppe i 0,4 g/m<sup>2</sup>\*d.

Som ved alle biologiske fosforfjerningsprosesser vil det være hemmende for fosforopptaket dersom det lekker biologisk tilgjengelig organisk stoff over til aerob sone. I pilotforsøkene med avløpet på Hias RA vises denne hemmingen ved en anaerob løst KOF-belastning på rundt 14 g/m<sup>2</sup>\*d.

## Referanser

Helness H. (2007) **Biological phosphorus removal in a moving bed biofilm reactor**, Dr. ing. Avhandling, NTNU.

Janssen P.M.J., Meinema K. og Van der Roest H.F. (2002) **Biological phosphorus removal, Manual for design and operation**, STOWA report, IWA Publishing.

Kern-Jespersen J.P og Henze M. (1993) **Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions**, Water Research Vol. 27, No. 4, s. 617-624.

Krogstad T., Sogn T.A., Sæbø A. og Asdal Å. (2004) **Resirkulering av fosfor i slam**, Grønn kunnskap, Vol. 8, Nr. 7.

Marti N., Pastor L., Bouzas A., Ferrer J. og Seco A. (2010) **Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation**, Water Research Vol. 44, Is. 7, s. 2371-2379.

Moosbrugger R.E., Wentzel M.C., Ekama G.A. og Marais G.v.R (1993) **A 5 pH point titration method for determining the carbonate and SCFA weak acid/bases in anaerobic systems**, Water Science and Technology, Vol. 28, No. 2, s. 237-245.

Sørensen G. (2013) **Gjenvinning av fosfor fra avløp ved Hias RA, Biologisk fosforfjerning**, Bachelor avhandling ved HiG.

Ødegaard H. (red.) (2012) **Vann- og avløpsteknikk**, Norsk Vann