

EDTA-REDUKTION I EN MULTIBIOANLÄGGNING

EDTA-Reduction in a Multibio Plant

av ANDERS ULLMAN¹, TORGNY KINDH² och CHRISTER FASTH³

1 VA-Ingenjörerna AB, Fiskaregatan 46, 392 31 Kalmar
e-post: anders.ullman@vaing.se

2 Miljörevisorerna Environment AB, 602 24 Norrköping
e-post: mr.kind@environment.se

3 Södra Cell AB, Mörrums Bruk, 375 86 Mörrum
e-post: christer.fasth@sodra.se

Abstract

A pilot plant study with biological treatment has been carried out at Mörrum Bruk. The pilot plant was built as the future external treatment plant, a multistage biology or a so-called *Multibio*. The total retention time in the biological stages was slightly more than 7 hours. The volume load was about 5,5 kg COD/m³, d. The sludge content in the active sludge stage varied between 3,5 and 4,0 kg MLSS/m³. The sludge age usually did not exceed 5 days. The plant has been loaded with bleaching filtrate and white water from a drying machine. One of the two parallel bleaching lines is used for ECF- and TCF-bleaching, which is why incoming water is continuously shifting character.

A clear connection between accessible phosphorous and the reduction from EDTA was established. With optimum conditions the EDTA is reduced with more than 90 %. When the phosphorous is low in the untreated effluent, the EDTA-reduction is deteriorated and during some time it almost ceased completely. When the doses of phosphorous was increased the EDTA-reduction returned immediately. Even with the EDTA-reducing organisms in the sludge during the periods with low phosphorous, there was no EDTA-reduction. The tests show that current understanding concerning the connection between pH, sludge age, retention time and the reduction of the EDTA is not correct, at least not if the plant is designed as a *Multibio*. pH in untreated effluent was during some periods lower than 5 and the reduction has not been influenced by short retention time and low sludge age. The COD-reduction had an average of 73 % during the test runs. The sludge production has been approximately 0,1 kg MLSS/kg COD reduction.

Key words – EDTA-reduction, phosphorous, activated sludge, biological treatment, pulp and paper, COD-reduction

Sammanfattning

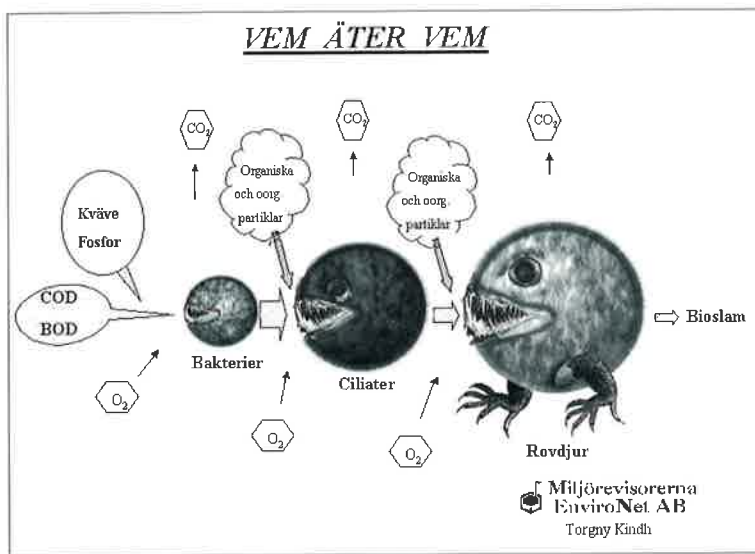
Försök i pilotskala med biologisk rening har genomförts vid Mörrums Bruk. Pilotanläggningen utformades i princip som framtida externrening, en flerstegs biologi eller en s.k. *Multibio*. Den totala uppehållstiden i biosteget uppgick till drygt 7 timmar. Volymbelastningen var ca 5,5 kg COD/m³, d. Slamhalten i aktiv slamstegen varierade mellan 3,5–4,0 kg SS/m³. Slamåldern har vanligtvis inte överstigit 5 dygn. Anläggningen har belastats med blekerfiltrat samt bakvatten från en torkmaskin. En av de två parallella blekerlinjerna används för såväl ECF- som TCF-blekning varför inkommande vatten kontinuerligt skiftat karaktär.

En tydlig koppling mellan tillgänglig fosfor och reduktionen av EDTA har kunnat konstateras. Vid optimala förutsättningarna reducerades EDTA med mer än 90 %. Vid låg fosforhalt i obehandlat vatten försämrades EDTA-reduktionen och under en period upphörde den i stort sett. Då doseringen av fosfor ökades återkom EDTA-reduktionen omgående. Således har EDTA-reducerande organismer funnits i slammet även under perioder med låg fosforhalt, dock utan att någon EDTA-reduktion skett. Försöken visar att gängse uppfattningar om kopplingen mellan pH, slamålder, uppehållstid och reduktion av EDTA inte stämmer, åtminstone inte om anläggningen utformas som en *Multibio*. pH i obehandlat vatten understeg periodvis 5,0 och reduktionen har inte heller påverkats av kort uppehållstid och därmed låg slamålder. COD-reduktionen var i medeltal, 73 % under försöksperioden. Slamproduktionen har uppgått till ca 0,1 kg SS/kg COD_{red}.

Inledning

Vidare skärps kraven avseende närsalter och suspenderat material. För många massabruk innefattar de nya miljödomarna dessutom målsättningsvärden för bl.a. komplexbildare. Komplexbildaren har till uppgift att binda metalljoner, som annars stör blekprocessen. Idag an-

Utsläppsvillkoren skärps vid de flesta massabruken i Sverige. De nya kraven innebär bl.a. att COD-utsläppen till vatten skall understiga 15 kg/ton producerad massa.



Figur 1. Selektion medför att de olika typerna av mikroorganismer gör rätt jobb på rätt plats.

vänds två typer av komplexbildare, antingen DTPA (dietylenetriaminpentaättiksyra) eller EDTA, (etylen-diamintetraättiksyra). Vanligtvis innebär målsättningsvärdena att ca 70–80 % av vattnets innehåll av komplexbildare skall reduceras.

Mörrums Bruk, ett av fem massabruk i Södra Cell, är beläget i Blekinge ca 10 km väster om Karlshamn. Bruket har, mot bakgrund av ovanstående, tagit beslut att bygga en biologisk reningsanläggning, vilken tas i drift våren 2002. Till anläggningen leds enbart avloppsströmmar med hög föroreningsmängd, t.ex. blekeriavloppsvatten. »Rena vatten» som t.ex. kylvatten kommer att ledas förbi anläggningen. Vid Mörrums Bruk används EDTA som komplexbildare.

Bakgrund

Framtida externrening skall ske i en flerstegsbiologi, en s.k. Multibioanläggning. Genom att indela biologin i flera steg, med olika förutsättningar i de olika stegen, erhålls en selektion av mikroorganismer, vilket i sin tur medför en stabilare biologi och därmed effektivare rening. Detta innebär i sin tur att volymbehovet blir betydligt lägre jämfört med konventionella reningsmetoder, för att uppnå en höggradig reduktion av inkommande föroreningar. Lägre volymbehov innebär i sin tur att byggkostnaderna, som utgör ca 50 % av investeringskostnaden vid uppförandet av ett nytt reningsverk, kan reduceras kraftigt.

I syfte att optimera upphandlad anläggning har försök i pilotskala med biologisk rening genomförts. Försöken har genomförts parallellt med projekteringen av fram-

tida extern-reningsanläggning. Pilotanläggningen var i princip utformad som framtida externrening, dvs. en Multibio. Då processen är relativt oprövad, har det varit av största vikt att kontrollera och verifiera vissa parametrar. Speciellt viktigt har det varit att kontrollera anläggningens stabilitet vid de skiftande förutsättningar som hela tiden råder vid Mörrums Bruk till följd av att blekningsprocessen ändras kontinuerligt i en av de två blekerilinjerna. Vidare skall framtida anläggning reducera klorat vid samtidig luftning, höggradig reduktion av EDTA samt minimal dosering av tillsattskemikalier och samtidigt hög reduktion av närsalter och COD.

En annan viktig anledning till att pilotförsök genomförts, har varit att testa olika instrument för optimal styrning av framtida anläggning. Vid utvärdering av de testade instrumenten har, förutom mätnoggrannhet, de viktigaste utvärderingskriterierna varit tillgänglighet och skötsel.

Utformning pilotanläggning och försöksutförande

Anläggningsutformning och styrning

Pilotanläggningens utformningen, framgår av flödes-schemat nedan. Delströmmar från de olika blektestegen har samlats upp i två separata kärl, ett för vardera blekerilinjerna. Varje delström har ställts in med manuella ventiler så att den totala vattenströmmen från respektive blekerilinjerna varit representativ. Vattnet från respektive kärl har blandats, tillsammans med vatten från torkmaskin 2, i ytterligare en tank. Kylningen i framtida externreningsanläggning sker genom direktkylning med luft.

Därför har tanken luftats för att samma förhållanden skall råda i pilotanläggningen. Det förluftade vattnet har letts med självfall till en pumptank varifrån det pumpats till pilotanläggningen.

Pilotanläggningen, som är inrymd i en 40-fots container, har innefattat följande delar:

- blandningstank med omrörare för dosering av närsalter
- rörvärmeväxlare
- biotank indelad i fem steg – totalvolym 7,9 m³
- sedimenteringsbassäng
- utloppslåda
- doseringskärl och doseringspumpar
- inlopps-, retur- och överskottslampump
- elektromagnetisk flödesmätare för obehandlat vatten och returslam
- reglerventiler för kylvatten, luftinblåsning samt retur- och överskottsslamm
- instrumentering (pH, temperatur, syre, slamhalt, susphalt, COD, TOC)
- styrsystem

Det förluftade vattnet har pumpats till pilotanläggningens blandningstank. Pumpen har gått på ett fast varvtal men överreglerats av pH. Om pH i blandningstanken över- eller understiget inställda börvärden har pumpen stoppat. Pumpen har återstartat en viss tid efter att pH åter hamnat inom inställda börvärden. I blandningstanken har fosfor (fosforsyra) och kväve (nutriol) doserats. Kemikalierna har blandats in i vattnet med en toppmonterad omrörare.

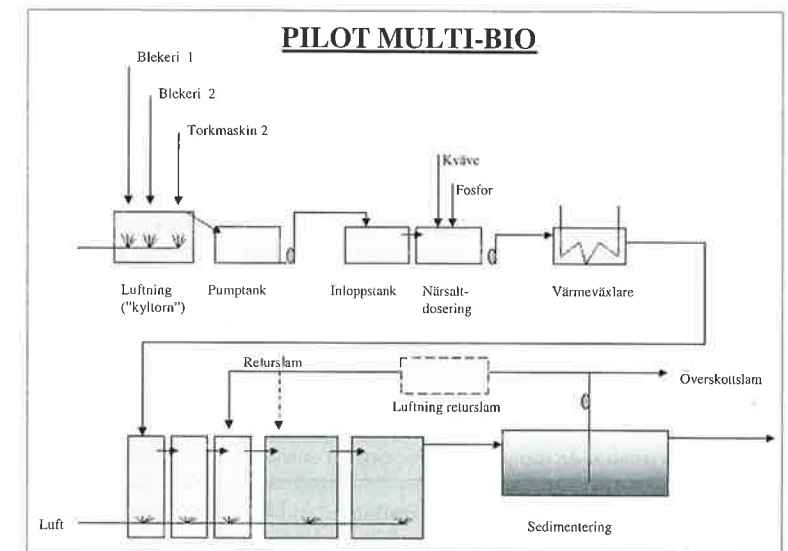
Avloppsvattnet har pumpats via en värmeväxlare till biobassängen. Vattentemperaturen har mätts före respektive efter värmeväxlaren. Inkommande avlopps-

vatten har kylts med kallvatten. Kallvattenflödet har reglerats med en ventil utifrån temperaturgivaren efter värmeväxlaren och inställt börvärde. Regleringen har varit så exakt att temperaturen har kunnat ställas in på graden när.

Biobassängen var indelad i fem steg, frisimmarsteg, kloratreduktionssteg, selektorsteg samt två aktiv slam steg (AS 1 och AS 2). I samtliga steg har inblåsning av luft skett. Under sista hälften av försöksperioden kompletterades anläggningen med ytterligare ett steg för luftning av returslam. Processutformningen syftar till selektion av mikroorganismer så att endast bakterier tillväxer i de två första stegen och högre mikroorganismer, som t.ex. ciliater, klockdjur, hjuldjur, rotatorier etc, i de tre sista stegen. För att åstadkomma denna selektion har de olika stegen drivits med olika förutsättningar. Syrehalten har hållits låg i de första stegen och ökat successivt genom anläggningen.

Vidare har returslam återförts till selektorsteget eller första aktiv slamsteget för att undvika högre organismer i de första stegen. Det andra steget, kloratsteget, har under hela försöksperioden innehållit bärrmaterial. Mängden bärrare har varierats, vid uppstart uppgick mängden bärrare till 30 % av volymen. Under perioden februari–mars fanns även bärrare i frisimmarsteget, fyllnadsgrad 10 %. Från april och fram till försöken avslutades halverades mängden bärrare i kloratsteget och inga bärrare i frisimmarsteget. Luftinblåsningen har styrts till respektive steg med reglerventiler som styrts från syremätare, en i varje steg, och ett ställbart börvärde.

Slamvattenblandningen har letts med självfall från biobassängen till sedimenteringen. I sedimenteringen har bioslammet avskiltat genom sedimentation medan klarfasen förts till utloppslådan via skibord i sedimenter-



Figur 2. Flödeschema pilotanläggning.

ingen. I utloppslådan har susphalten mätts med on-line-instrument. Huvuddelen av slammet, s.k. returslam, har pumpats tillbaka till biobassängen, antingen till sektorsteget eller till första aktiv slam steget. Från början av april och fram tills försöken avslutades pumpades returslammet via en luftad tank innan det återfördes till biobassängen. En mindre mängd slam, s.k. överskottsslam, har uttagits ur anläggningen. Detta har skett genom att returslamledningen delats i två ledningar försedda med automatventiler som tidstyrts. Öppningstiden, och därmed slamavdraget, har hela tiden justerats för optimal slamhalt i aktiv slam steget. Slamkoncentrationen i returslammet, och därmed överskottsslammet, har mätts med on-line mätare vilket medfört en god kontroll av uttaget slam.

Anläggningen har varit möjlig att övervaka och styra, dels via lokal PC dels via modem.

Provtagnings- och analysförfarande

Provuttag har huvudsakligen skett som stickprover. Provtagningspunkterna framgår av flödesschemat. Analyserna har utförts av Mörrums personal vid det egna laboratoriet. Samtliga analyser har skett på filtrerade prover.

Analysmetoder

Analysmetoder för respektive parameter framgår nedan.

COD:Cr	Dr. Lange LCK 114
TOC	SS 029199 Utg. 1
Ntot	Dr. Lange LCK 138
Ptot	Dr. Lange LCK 349
Klorat	Modifierad SCAN W10:93. Intern instruktion KS 085-0503
AOX	SS 028104
EDTA	Intern instruktion KS 085-0515 EDTA i avloppsvatten
H ₂ O ₂	Intern instruktion KS 085-0512
Suspenderat material	SS 028112. Utg.3
pH	Radiometer PHM 93

Slamproduktionen har beräknats utifrån uppmätta slamhalter i returslammet, öppningstiden för överskottsslamventilen kompenserat för öppnings- och stängningstid samt flödesmätare. Slamåldern i aktiv slam steget har beräknats utifrån uppmätta slamhalter i aktiv slam delen, beräknad slamproduktion och analyserade susphalter i utgående vatten.

Resultat

Pilotanläggningen utformades, som tidigare beskrivits, utifrån redan fastställd processutformning. Anläggningen har dock belastats hårdare än framtida extern-

renings anläggning. Uppehållstiden har uppgått till endast ca 7 timmar i pilotanläggningen, vilket är ca 30 % kortare jämfört med framtida fullskalanläggning där uppehållstiden kommer att uppgå till 10,7 timmar vid normalt flöde och 8,8 timmar vid maximalt flöde. Dessutom har mängden bärarmaterial varit betydligt lägre mot vad som antogs behövas. För att åstadkomma erforderlig rening har bärare behövts i endast ett av tre tänkta bärarsteg. Dessutom uppgick fyllnadsgraden till endast 30 % i detta steg mot antagna 50 %. Mot bakgrund av erhållna resultat kommer framtida anläggning att startas med endast ca 420 m³ bärare mot tidigare beräknade 2100 m³.

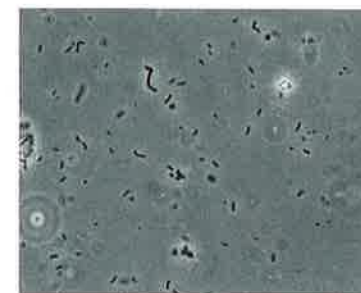
Selektion

Tanken med att åstadkomma en kraftig selektion av mikrofloran i olika steg var att åstadkomma en stabilare och mer lättstyrd biologi än vad som t.ex. erhålls i en konventionell aktiv slam anläggning. Genom att driva de olika stegen med olika förutsättningar (uppehållstid, syrehalt, slamåterföring) tillväxer olika organismer i de olika stegen. Som framgår av bilderna nedan tillväxer endast bakterier i de två första stegen. Detta hänger samman med den korta uppehållstiden och därmed låga slamåldern samt det låga syreöverskottet i dessa steg. Dessutom har ingen återföring av returslam skett. I det tredje steget, selektorsteget, höjdes syrehalten något och dessutom återfördes returslam dit varför tillväxt av högre organismer skedde. I de två sista stegen var syrehalten ytterligare något högre och uppehållstiden längre vilket gynnade tillväxten av högre organismer.

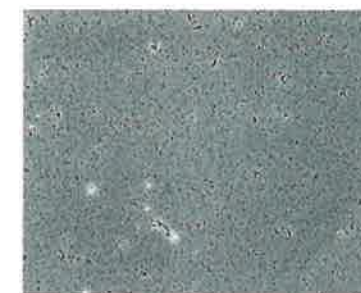
Förutom att biologin blir stabilare, genom denna utformning, blir den också mer tålig mot toxiska förändringar. Bakteriestegen kommer att fungera som en skyddsbarriär för aktiv slam steget. Toxiciteten kommer att reduceras innan vattnet når aktiv slam steget. Om bakteriestegen slås ut till följd av vattnets giftighet återstartas dessa snabbare då bakterier tillväxer betydligt snabbare än de högre organismerna som finns i aktiv slam steget.

EDTA-reduktion

Som framgår av figuren nedan uppgick EDTA-reduktionen, med några få undantag, till 80 % eller mer under försökens första del. I början av mars upphörde dock reduktionen och fram till början av maj översteg den aldrig 40 %. P.g.a. resursbrist utfördes inga analyser av EDTA under mars, i stället frystes proverna. Under april, då de frysta samt nytagna prover började analyseras med avseende på EDTA, uppmärksammades problemet med låg EDTA-reduktion. Under början av maj kom reduktionen igång. Som framgår av figuren nedan ökade EDTA-reduktionen från 25 % till 92 % vid två mätillfällen med endast tre dagars mellanrum.



Frisimmarsteg x 400



Kloratsteg x 100



SELEKTORSTEG x 100



Flock selektorsteg x 100



Klockdjur i AS 1 x 100



AS 2 x 100

Figur 3. Mikroskopbilder, enbart bakterier i bakteriestegen och högre organismer i de efterföljande stegen.

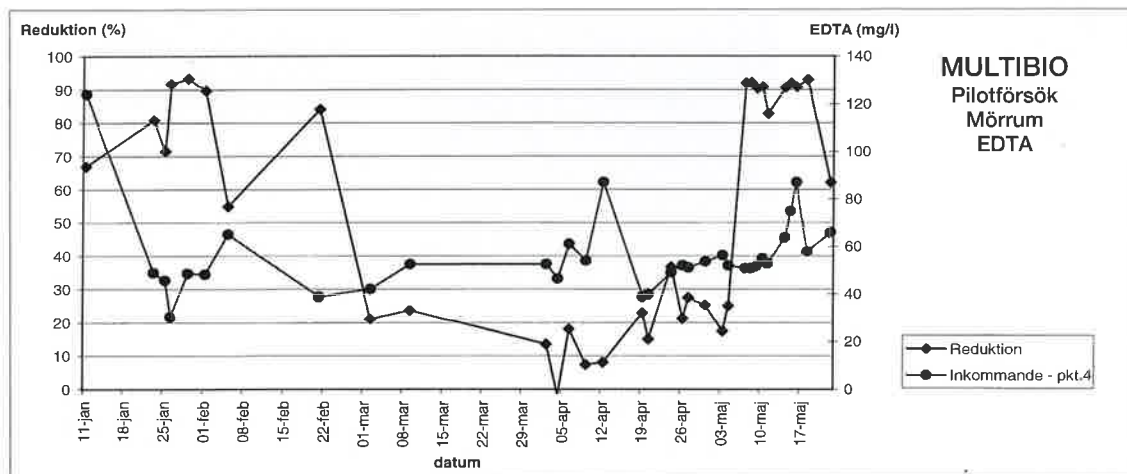
De stora variationerna berodde inte på förändringar i inkommande EDTA-halt, vilket också framgår av figuren nedan, den var i samma storleksordning oavsett hög eller låg EDTA-reduktion.

Ingen utslagning av biologin till följd av toxiska förändringar skedde under perioden mars-april. T.ex. var reduktionen av organiskt material fortsatt hög, se figuren nedan. Inga förändringar i belastningen skedde heller under perioden. Slamhalt samt slamproduktion förändrades inte nämnvärt varför såväl slambelastning som slamålder var densamma även under mars-april. pH varierade under hela perioden och var vare sig extremt högt eller lågt då EDTA-reduktionen upphörde.

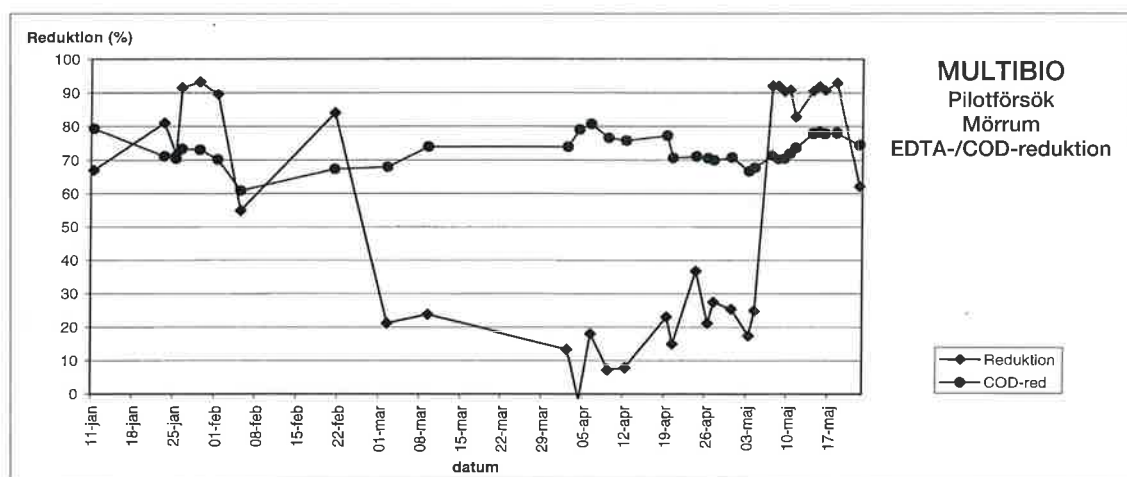
EDTA-reduktion – pH

Som framgår av figuren nedan har pH i obehandlat vatten varierat relativt kraftigt under försöksperioden. Detta hänger samman med produktionen vid Mörrums Bruk där den ena blekerielinjerna skiftar mellan ECF- och TCF-blekning. Trots att ingen pH-justering skett under försöksperioden har pH i behandlat vatten varit relativt konstant, vilket tyder på att biologin fungerat som en buffert, relativt okänsligt för variationer i inkommande pH.

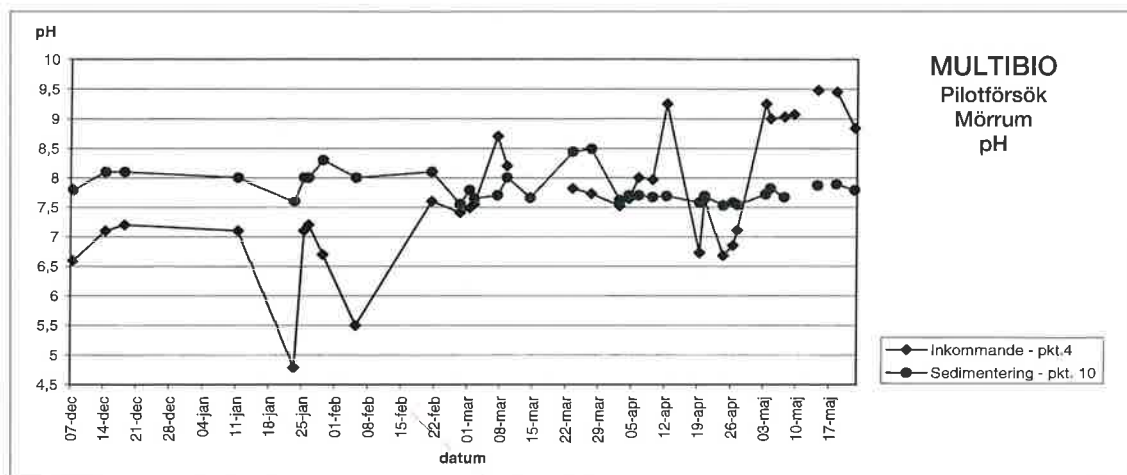
Inget direkt samband mellan pH i obehandlat vatten och reduktionen av EDTA har kunnat konstateras. Reduktionen har överstigit 90 % trots pH i obehandlat



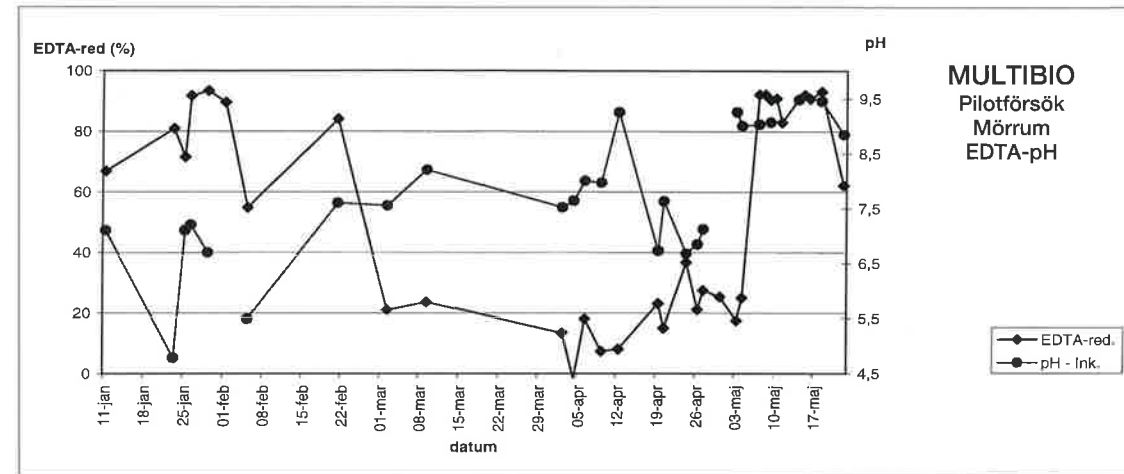
Figur 4. Procentuell EDTA-reduktion respektive inkommande EDTA-halt.



Figur 5. Procentuell EDTA- och COD-reduktion.



Figur 6. pH i obehandlat respektive behandlat vatten.



Figur 7. Procentuell EDTA-reduktion samt pH i obehandlat vatten.

vatten under 7,5. Likaså har reduktionen i stort sett varit obefintlig även under perioder då pH i obehandlat vatten överstigit 8,0, vilket framgår av figuren nedan.

EDTA-reduktion – syrehalt

Vid genomgång av försöksdata och dagboksanteckningar framkom två stora förändringar, under slutet av februari, som eventuellt påverkat COD-reduktionen. Dels förändringar i överskottsyrehalten dels förändringar av doseringen av närsalter. Under slutet av februari fanns fungerande syremätare till samtliga fem biosteg, varför luftinblåsningen övergick från manuell till automatisk styrning i samtliga steg utifrån uppmätta syrehalter. Fram till slutet av februari styrdes endast de sista stegen på automatik, syrehalten i övriga steg reglerades manuellt utifrån dagliga kontroller med portabel syremätare. För att undvika syrebrist till följd av de variationer i inkommande COD-halt drevs dessa steg med något högre syrehalt än vad som var tänkt och för att därigenom skapa lite större marginaler. Vid övergång till automatisk styrning kunde börvärdena för syrehalterna i respektive steg sänkas då inte lika stora marginaler behövdes, svängningarna i inkommande COD-halt medförde förändrad luftinblåsning och därmed en konstant syrehalt i de olika stegen. För att kontrollera om den något lägre syrehalten i de första biostegen inverkar på EDTA-reduktionen ökades därför börvärdena för syrehalterna i slutet av april. Ingen respons erhöles dock, EDTA-reduktionen var fortsatt låg.

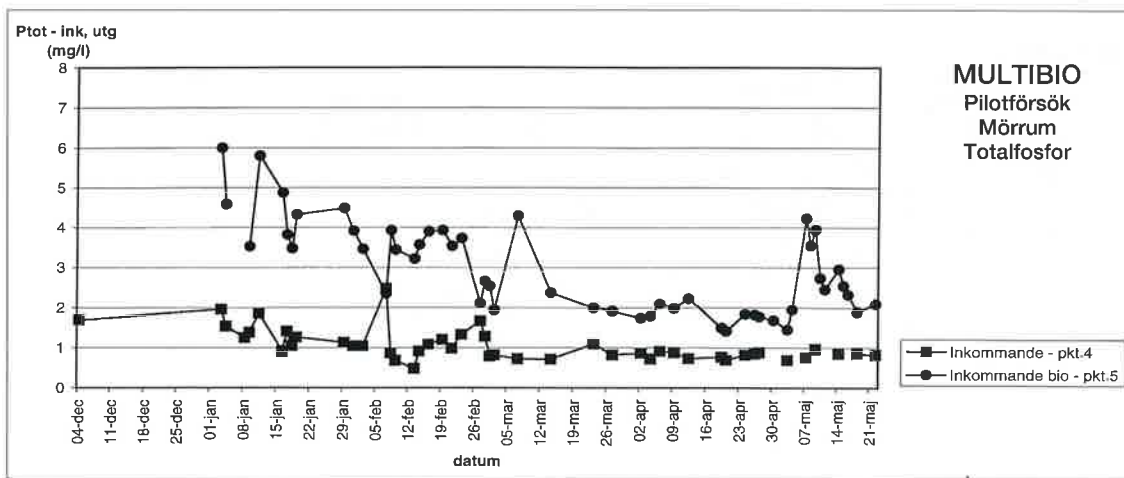
EDTA-reduktion – fosforhalt

Då det obehandlade avloppsvattnets innehåll av närsalter är lågt i förhållande till COD-halten, måste fosfor och kväve doseras för att åstadkomma en höggradig rening. Under försöksperioden har doseringen av närsalter successivt sänkts, i syfte att minimera halterna i behandlat vatten, vilket illustreras av figuren nedan där »inkommande-pkt 4» visar fosforhalten innan dosering och »inkommande bio-pkt 5» visar fosforhalten efter dosering av fosforsyra.

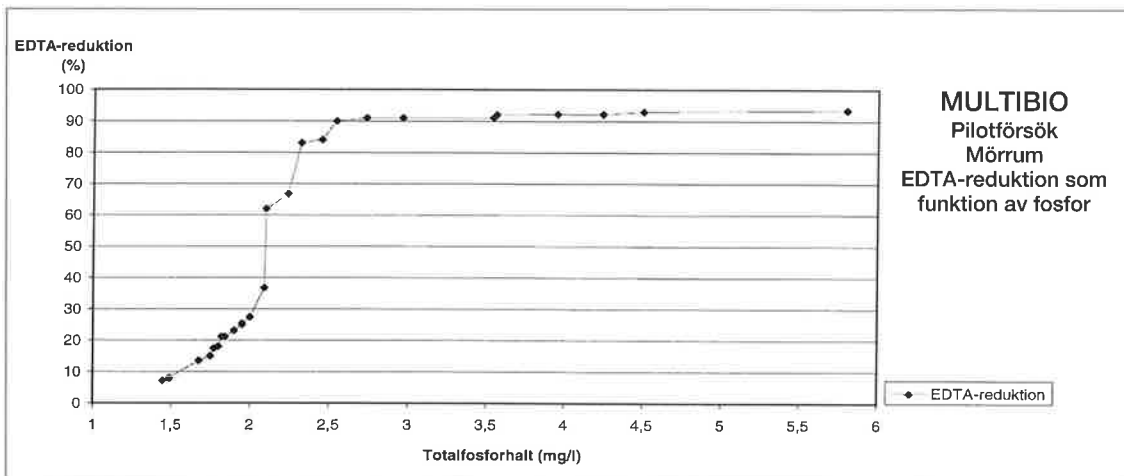
Vid en jämförelse av inkommande fosforhalter och reduktionen av EDTA kunde ett samband konstateras. Vid fosforhalter överstigande ca 3,0 mg/l översteg EDTA-reduktionen 80 %. I början av maj ökades därför doseringen av fosfor. Effekten blev omedelbar, EDTA-reduktionen ökade från 25 % till 92 % då fosforhalten ökade från 1,95 mg/l till 4,25 mg/l. Fosforhalten sänktes sedan successivt. Vid fosforhalter strax runt 2,0 mg/l kunde en minskning i EDTA-reduktionen konstateras.

EDTA-reduktion – kvävehalt

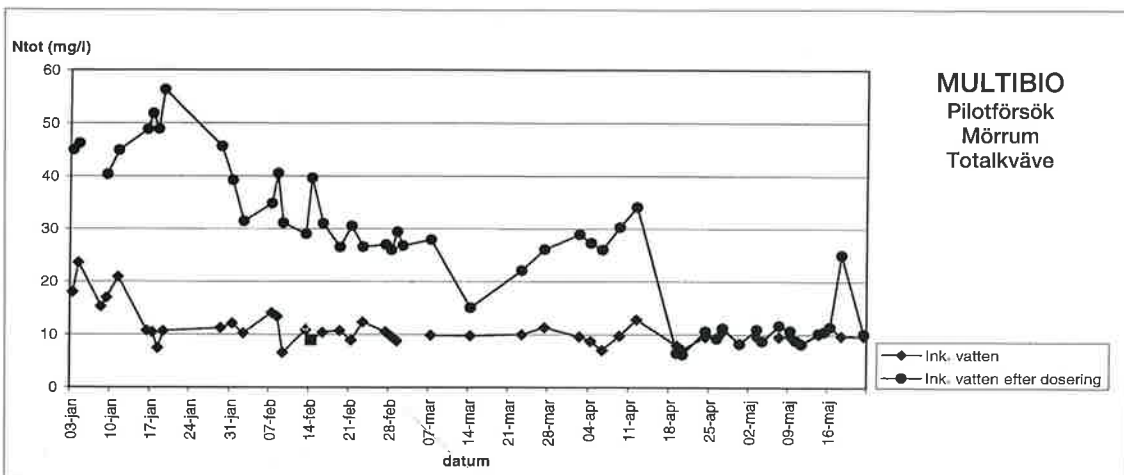
Doseringen av kväve har optimerats under försöks gång. Under slutet av perioden stängdes kvävedoseringen t.o.m. av. Detta hade ingen effekt på COD-reduktionen som förblev hög och stabil också efter det att doseringen stoppats. Inget samband har kunnat konstateras mellan kvävehalten i obehandlat vatten och reduktionen av EDTA. I figuren nedan redovisas kvävehalten före respektive efter dosering i obehandlat vatten samt i behandlat vatten.



Figur 8. Totalfosforhalten före respektive efter dosering av fosforsyra.



Figur 9. Procentuell EDTA-reduktion och totalfosforhalt efter dosering av fosforsyra.



Figur 10. Totalkvävehalten före respektive efter dosering av kväve.

Diskussion

Biologisk reduktion av EDTA är ett relativt outforskat område, få undersökningar har genomförts och då oftast på Lågbelastade Aktiv Slamanläggningar (LAS).

Vid Mönsterås Bruk har mätningar avseende EDTA-halten i vattenfasen genomförts kontinuerligt de senaste åren. I befintlig LAS-anläggning reduceras EDTA med ca 80 %. Multivariat analys av resultaten från Mönsterås tyder på att EDTA-reduktionen gynnas av låg slambelastning (1). Vidare finns ett antal artiklar publicerade från försök i lab- och pilotskala som visar på att såväl pH som slambelastning/slamålder spelar en viktig roll vid biologisk nedbrytning av EDTA (2, 3).

Genomförda försök vid Mörnum uppvisar inte dessa samband. Då reduktionen av EDTA fungerat har ca 90 % reducerats. Detta har skett trots stora pH-variationer i obehandlat vatten och ingen pH-justering har skett under försöksperioden. Slamåldern har varit låg under hela perioden och slambelastningen hög. De svängningar i pH, COD m m som förekommit har inte påverkat reduktionen. Vad anledningen till detta är kan vi endast spekulera i. Multibio anläggningar medför en kraftig selektion, vilket i sin tur medför att balansen mellan olika organismer, som spelar stor roll för den biologiska aktiviteten, blir extremt bra. Varje organism får optimala förutsättningar och slipper samtidigt konkurrens från andra organismer. En stabil biologi klarar därför högre belastning. Vi kan se att COD-reduktionen under hela försöksperioden varit hög och mycket stabil trots kort uppehållstid och därmed höga belastningar och trots variationer i pH, COD m m. Detta innefattar möjligtvis också reduktionen av EDTA, en stabil biologi som ges rätt förutsättningar, i detta fall tillräckligt med fosfor, klarar att reducera EDTA vid höga belastningar och relativt låga pH samt klarar eventuella svängningar bättre.

Vid biologisk reduktion av EDTA är det troligt att

EDTA bryts ned och skulle därmed inte ackumuleras i överskottsslammet (4, 5). Vid Mörnum har inga undersökningar avseende detta genomförts, endast vattenfasen har analyserats.

EDTA-reduktionen var inte kväveberoende, EDTA reducerades vid såväl höga som låga inkommande halter. Detta tyder på att huvudsyftet med nedbrytningen av EDTA inte är att komma åt kvävet. Om nedbrytning av EDTA sker är det troligare att den utnyttjas som kol- och energikälla snarare än som kvävekälla.

EDTA-reduktionens fosforberoende var mycket tydligt. Så fort fosforhalten in till biologin blev tillräckligt hög startade reduktionen omgående. Det verkar som EDTA-reducerande organismer fanns i systemet och omgående började bryta ned EDTA då förutsättningarna blev optimala.

Processen eventuella temperaturberoende har inte kontrollerats. Temperaturen styrdes mot ett börvärde som endast ändrades marginellt under försöksperioden.

Referenser

- (1) Biologisk nedbrytning av EDTA – Lägesrapport december 2000. M. Ek, M. Andersson, IVL rapport A20372 2000-12-12.
- (2) Biological degradation of EDTA in pulping effluents at higher pH – a laboratory study. M. Ek, M. Remberger, A-S Allard, IVL report B1322, 1999-01-01.
- (3) Relative degradation rates of NTA, EDTA and DTPA and environmental implications. J. L. Means, T. Kucak, D.A. Crerar, Environ. Pollut. Ser. B 0143-148X/80/0001-0045, 1980.
- (4) Microbial degradation of EDTA in an industrial waste water treatment plant. U. Kaluza, P. Klingelhöfer, K. Taeger 1998.
- (5) Biodegradation of EDTA in pulp and paper mill effluents by activated sludge. C. G. van Ginkel, H. Kester, C. A. Stroot, A. M. van Haperen, Water Science Technology, Vol.40, No 11-11, pp 259-265 1999.