

Utvärdering av avloppsvattenreningen vid Hallsta Pappersbruk

Kartläggning av inkommande avloppsvatten
och optimering av driftparametrar

Anna Ramberg

REFERAT

Utvärdering av avloppsvattenreningen vid Hallsta Pappersbruk - Kartläggning av inkommande avloppsvatten och optimering av driftparametrar

Anna Ramberg

Vid Hallsta Pappersbruk används stora mängder vatten vid tillverkningen av massa och papper. Det förorenade processvattnet renas i två separata anläggningar, BIO1 och BIO2, båda med biologisk rening av typen aktivt slam. Avloppsvattnets höga halter av kolföreningar, vilka analyseras som COD (Chemical Oxygen Demand), kräver extra tillsats av kväve och fosfor för att erhålla tillfredsställande reningsresultat. I den biologiska reningen uppstår periodvis problem med slamsvällning, något som resulterar i höga utsläpp av suspenderat material och organiskt bundna näringsämnen. Även perioder med höga fosforutsläpp förekommer. Syftet med examensarbetet är att genom litteraturstudier och analys av historiska data, med hjälp av multivariat dataanalys, utreda orsakerna till problemen. Även en kartläggning av variationerna i inkommande avloppsvatten med avseende på COD och lättillgängliga näringsämnen genomförs.

Utifrån information från litteraturen tyder problemen med slamsvällning ofta på bristande tillgång på kväve och fosfor vilket bland annat kan resultera i kraftig tillväxt av filamentösa bakterier. För att komma till rätta med problemen startades ett styrt försök med beräknade optimala doseringskvoter. Försöket resulterade i stabil drift för båda anläggningarna med låga utsläppsnivåer av både suspenderat material och näringsämnen.

Resultatet från utvärderingen av driftsdata med multivariat analys visar att slamhalten har betydelse för COD-reduktionen i BIO1. Någon förklaring till problemen med höga fosforutsläpp har inte framkommit vare sig ur litteraturstudie eller multivariat dataanalys.

Vid alkalisk oxiderande blekning av termomekanisk pappersmassa ökar den totala COD-koncentrationen i avloppsvattnet i samband med höjd dosering av blekkemikalier. Studien visar att en ökad COD-koncentration kan observeras i vattnet in till BIO1 ca 12 timmar efter förhöjd dosering av blekkemikalier. Samtidigt ökar andelen lättnedbrytbart COD till följd av ökad blekningsgrad. Kartläggningen av inkommande vatten visar att mängden lättillgängligt kväve i avloppsvattnet in till biologierna motsvarar ca 33 % och 100 % av det teoretiskt beräknade behovet för BIO1 respektive BIO2. För fosfor uppgår motsvarande till minst 25 % respektive 20 % för BIO1 och BIO2.

Under examensarbetets gång har det kunnat konstateras att dosering av närsalter i förhållande till inkommande mängd COD är av stor vikt för en väl fungerande rening av det COD-rika avloppsvattnet vid Hallsta Pappersbruk.

Nyckelord: avloppsvattenrening, skogsindustrin, slamsvällning, filament, närsaltsdosering

*Institutionen för informationsteknologi, Uppsala Universitet, Box 337,
SE-751 05 UPPSALA
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Evaluation of the Wastewater Treatment Plant at Hallsta Paper mill - Survey of Influent Water and Optimisation of Process Parameters

Anna Ramberg

Hallsta paper mill uses large amounts of water during the pulp and paper making processes. The wastewater is treated in two separate activated sludge processes referred to as BIO 1 and BIO 2. The main aim is to reduce the organic substance content, measured as COD (Chemical Oxygen Demand) before the wastewater is released into the environment. Since the effluent produced is very rich in organic substances, the addition of nitrogen (N) and phosphorus (P) are necessary to give satisfactory treatment results. Problems with sludge bulking sometimes occur which lead to increased levels of suspended matter and nutrients in the effluent. Periods of high concentration of phosphorus is also of great concern. The aim of this study is to investigate the causality behind the sludge bulking, with the help of scientific literature and analysis of previously compiled data using multivariate data analysis. COD and nutrients present in the influent will also be surveyed to identify variations in concentration caused by the paper making process.

The scientific literature points toward low nitrogen and phosphorus levels as the major causes of the bulking sludge, as this leads to increased growth of filamentous bacteria to the detriment of the preferred flocculating species. A full scale experiment was conducted in an attempt to evaluate sufficient dosage levels of N and P to reduce this problem. The experiment has produced stable results with low percentages of suspended organic matter and nutrients.

Evaluation of the previously collected data using Multivariate Data Analysis did not lead to any correlation between variables being found, other than the impact of sludge concentration on COD-reduction. No relevant explanation to periods of high phosphorus levels could be found neither in the scientific literature nor in the multivariate data analysis.

Bleaching of the paper pulp, with hydrogen peroxide and lye, results in a subsequent increase in COD concentration in the wastewater. The study shows an increased COD in the water approximately 12 hours after the increased dosing of these bleaching agents. Also the amounts of easily degradable COD increases following increased dosage of hydrogen peroxide and lye. The content of easily accessible phosphorus in the influent represents a minimum of 25 % and 20 % of the amount theoretically required for BIO1 and BIO2 respectively. The influent levels of nitrogen represents 33 % and 100 % for BIO1 and BIO2 respectively.

From this study it has been possible to deduce that a controlled dosage of nutrients in relation to the incoming level of COD, is of great importance to the efficient treatment of COD rich effluent in the systems under investigation at Hallsta Papermill.

Keywords: Wastewater treatment, Pulp and paper mill, Nitrogen, Phosphorus, Bulking sludge, Filaments

Department of Information Technology, Uppsala University Box 337,

SE-751 05 UPPSALA

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Examensarbetets uppdragsgivare har varit Hallsta Pappersbruk, Hallstavik och arbetet har utförts vid Institutionen för informationsteknologi, avdelningen för systemteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet har utförts inom ramen för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och omfattar 20 poäng.

Handledare:	Bengt Mattsson	Hallsta Pappersbruk
Ämnesgranskare:	Bengt Carlsson	Institutionen för informations- teknologi, Avd. för systemteknik, Uppsala universitet

Ett stort tack till min handledare Bengt Mattsson som hjälpt mig förstå hur anläggningen fungerar och som tålmodigt svarat på diverse frågor som uppkommit under arbetets gång. Tack också Jens-Åke Davidsson för kommentarer och idéer som hjälpt till att föra arbetet framåt.

Ett stort tack vill jag också rikta till Sofia Hidén, utvecklingsingenjör på Hallsta pappersbruk, som i sin roll som stödperson har bidragit med idéer och som gett ovärderlig uppmuntran och stöd under hela examensarbetet.

Jag vill även passa på att tacka samtliga skiftgående operatörer för all hjälp med provtagning och analysering som ni bidragit med.

Slutligen vill jag också tacka alla anställda på avdelningen Lab och Utveckling på Hallsta Pappersbruk för att ni är så snälla och rara och har fått mig att trivas så bra i Hallstavik.

Hallstavik, april 2005

Anna Ramberg

1. INLEDNING	I
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE.....	1
1.3 RAPPORTENS UPPLÄGG.....	1
1.4 PAPPERSTILLVERKNING.....	2
2. HALLSTA PAPPERSBRUK	2
2.1 MASSATILLVERKNING VID HALLSTA PAPPERSBRUK	2
2.1.1 Termomekanisk pappersmassa.....	3
2.1.2 Blekning av termomekanisk pappersmassa.....	3
2.1.3 Produktionslinjer på Hallsta Pappersbruk	4
2.2 VATTENRENINGSANLÄGGNINGEN PÅ HALLSTA PAPPERSBRUK	5
2.2.1 Biologi 1	5
2.2.2 Biologi 2	7
3. METODER	9
3.1 LITTERATURSTUDIE.....	9
3.2 MIKROSKOPERING AV BIOSLAMMET	9
3.3 UTÖKAD PROVTAGNING FÖR KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING.....	9
3.4 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRINGSÄMNINGEN	9
3.5 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DRIFTSDATA	9
3.5.1 Multivariat dataanalys	9
4. LITTERATURSTUDIE.....	12
4.1 AVLOPPSVATTENRENING.....	12
4.1.1 Mikrobiologin i avloppsvattenrensningens aktiva slam.....	12
4.1.2 Vanliga driftsstörningar	14
4.1.3 Närsaltens betydelse för väl fungerande drift.....	14
4.1.4 Optimal dosering av närsalter.....	16
5. UTFÖRANDE.....	19
5.1 UTÖKAD PROVTAGNING FÖR KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING.....	19
5.1.1 Variationer i COD-koncentration i samband med olika grad av oxiderande blekning	19
5.1.2 Variationer i COD-sammansättning i samband med olika grad av oxiderande blekning	19
5.1.3 Mängd lättillgängliga näringsämnen i inkommande avloppsvatten	20
5.2 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRSALTER	20
5.3 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DRIFTSDATA	21
6. RESULTAT.....	23
6.1 UTÖKAD PROVTAGNING FÖR KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING.....	23
6.1.1 Variationer i COD-koncentration i samband med olika grad av oxiderande blekning	23
6.1.2 Variationer i COD-sammansättning i samband med olika grad av oxiderande blekning	25
6.1.3 Mängd lättillgängliga näringsämnen i inkommande avloppsvatten	26

6.2 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRSALTER	29
6.2.1 Styrd dosering till BIO1.....	29
6.2.2 Styrd dosering till BIO2.....	32
6.3 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DATA MED HJÄLP AV MULTIVARIAT ANALYS	33
6.3.1 Biologi 1	34
6.3.2 Biologi 2	39
7. DISKUSSION	42
7.1 KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING	42
7.1.1 Variationer i COD-koncentration i samband med olika grad av oxiderande blekning	42
7.1.2 Variationer i COD-sammansättning i samband med olika grad av oxiderande blekning	42
7.1.3 Mängd lättillgängliga näringsämnen i inkommande avloppsvatten	42
7.2 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRSALTER	43
7.2.1 Möjligheter till justering av doseringskvoter	43
7.3 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DRIFTSDATA	44
7.4 FÖRSLAG PÅ FÖRBÄTTRINGAR.....	46
7.5 ÖVRIGT	48
8. SLUTSATSER	49
9. REFERENSER	50
10. ORDLISTA	52
BILAGOR	53
BILAGA 1	53
BILAGA 2	54
BILAGA 3	57

1. INLEDNING

I processerna för massa- och papperstillverkning förbrukas stora mängder vatten. Det avloppsvatten som bildas innehåller en mängd föroreningar så som kolföreningar och suspenderat material varför det måste renas innan det släpps ut till recipienten. Liksom i de flesta anläggningar för rening av avloppsvatten utnyttjar man på Hallsta Pappersbruk mikrobiologisk aktivitet i form av aktivt slam för bryta ner föroreningarna. För att erhålla tillfredsställande reningsgrad med avseende på framför allt kolföreningar, näringsämnen och suspenderat material krävs en stabil mikroflora med rätt egenskaper. En rad olika driftsvariabler, varav en del kan kontrolleras, påverkar mikrofloran i reningsanläggningen.

1.1 BAKGRUND

I driften av reningsanläggningen vid Hallsta Pappersbruk erhålls periodvis problem med tillfälligt höga utsläpp av fosfor vilket resulterar i att gällande riktvärden ibland överskrids. Ett annat problem som man önskar komma tillrätta med är slamsvällning i det aktiva slammet. Slamsvällning resulterar i ökade utsläpp av suspenderat material vilket i sin tur leder till överskridna gränsvärden av både kolföreningar och organiskt bundna näringsämnen. Mängden kolföreningar mäts som COD (Chemical Oxygen Demand).

1.2 SYFTE

Examensarbetet syftar till att studera anläggningen för biologisk vattenrening på Hallsta Pappersbruk i ett försök att komma tillrätta med driftsstörningar i form av slamsvällning och höga fosforutsläpp som ibland uppkommer. Genom en ökad förståelse för den mikrobiologiska processen samt för hur förändringar i inkommande vatten i samband med ändrad pappersproduktion påverkar mikrofloran, vill man åstadkomma en mer optimal dosering av kemikalier. Andra driftsvariablers inverkan på processen, som exempelvis temperatur, pH och syrehalt, önskas utredas för att om möjligt kunna optimeras. En optimering är önskvärd för att kontinuerligt erhålla en effektiv nedbrytning av kolföreningar och låga utsläpp av näringsämnen och suspenderat material.

1.3 RAPPORTENS UPPLÄGG

I kapitel 2 ges läsaren en övergripande presentation av Hallsta Pappersbruk. De delar i tillverkningsprocessen som är av intresse för den aktuella studien presenteras mer ingående. Den i examensarbetet studerade vattenreningsanläggningen presenteras i avsnitt 2.2.

Metoderna som använts presenteras kortfattat i kapitel 3. Tillvägagångssättet vid momenten av analytisk karaktär som varit en del i examensarbetet beskrivs utförligare i kapitel 5.

I kapitel 4 sammanfattas resultatet från litteraturstudien. Kapitlet ger en utförlig beskrivning av mikrobiologiska faktorer som har stor betydelse för driften av en reningsanläggning med biologisk rening. Fokus ligger på rening av avloppsvatten inom skogsindustrin.

Resultaten från de olika försöken redovisas i kapitel 6. Resultaten summeras och diskuteras i kapitel 7 där även en del förslag till förbättringar presenteras.

1.4 PAPPERSTILLVERKNING

Det som idag kallas papper uppfanns och utvecklades i Kina år 105 e.Kr men det dröjde fram till 1565 innan den första papperstillverkningen startade i Sverige. Efter tillstånd från Gustav Vasa byggdes en så kallad papperskvarn i Stockholm (Kungliga Tekniska Högskolan, 2004). Tack vare mycket skog och god tillgång till vattenkraft har pappers- och massaindustrin levt kvar i Sverige och blivit en av våra största industrier för exportprodukter.

För tillverkning av papper behövs någon typ av fibermaterial. Oftast handlar det om växtfibrer av något slag. Tidigt i papperets historia användes bland annat lin och bomull, men under 1800-talets mitt började man använda vedfibrer som råmaterial vid papperstillverkningen (Kungliga Tekniska Högskolan, 2004). För att frilägga vedfibrerna kan man använda antingen kemiska eller mekaniska metoder. Val av metod påverkar papperets olika egenskaper så som ljushet, styrka och hållbarhet. Kemisk massa framställs genom antingen sulfit- eller sulfatprocesser där vedfibrerna frigörs med hjälp av kemikalier och hög temperatur. Mekanisk massa däremot framställs som slipmassa eller termomekanisk massa (TMP). Idag används även pappersmassa av returfibrer till en del papperskvaliteter exempelvis tidningspapper (Fellers, 1998). Massa- och pappersindustrin är en mycket resursintensiv industri som konsumerar stora mängder naturresurser så som vatten och träråvara samt stora mängder energi. Industrin rankas trea i världen efter metall- och kemikalieindustrin med avseende på användningen av färskvatten (Thompson m.fl., 2003). Historiskt sett har pappers- och massaindustrin bidragit till stora delar av de totala utsläppen till miljön. På senare år har emellertid utsläppskraven från myndigheter skärpts avsevärt och tillsammans med ny och bättre teknologi har massa- och pappersindustrin kunnat reducera sina utsläpp till land, luft och vatten med 80-90 % (Thompson, m.fl., 2001). Reduceringen av utsläpp till vatten är en följd av effektivare vattenanvändning i tillverkningsprocessen samt bättre och effektivare anläggningar för vattenrening. Detta resulterar i både lägre halter av föroreningar i utgående vatten samt möjligheten att återta en del av det renade avloppsvattnet i tillverkningsprocessen.

2. HALLSTA PAPPERSBRUK

Hallsta Pappersbruk tillhör Holmen Paper som är en del i Holmenkoncernen. Pappersbruket i Hallstavik är beläget intill Edeboviken och har funnits sedan 1915. Det var då ett av Europas största pappersbruk för tidningspapper. Idag tillverkas standard tidningspapper, förbättrat tidningspapper, journalpapper samt bokpapper. På fyra olika pappersmaskiner produceras idag ungefär 750 000 ton papper per år (PM2, PM3, P11 och PM12).

2.1 MASSATILLVERKNING VID HALLSTA PAPPERSBRUK

Hallsta Pappersbruk är ett integrerat pappers- och massabruk vilket innebär att man producerar den pappersmassa som behövs i anslutning till produktionen av papper. Till största delen är det termomekanisk pappersmassa (TMP) som används, men även slipmassa och returpappersmassa (Deinked Pulp, DIP) används till vissa papperskvaliteter. Pappersmassan tillverkas i två linjer med enbart termomekanisk

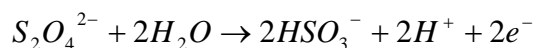
massa (TMP2 och TMP3), en linje med kombinerad termomekanisk- och returpappersmassa (TMP1 och DIP) och slutligen en linje med slipmassa till vilken även små mängder köpt kemisk massa (sulfatmassa) tillsätts.

2.1.1 Termomekanisk pappersmassa

Vid tillverkningen av TMP används vedråvara från gran. Veden barkas och flisas, varefter den förvärms innan den slutligen bearbetas i en så kallad raffinör. I raffinören sker fiberfriläggningen och bearbetning av de frilagda fibrerna vilka utgör grunden i pappersmassan. Fiber materialet drivs genom raffinören av ånga och av centrifugalkraften. Vid framställningen av TMP löses ca 1-1.5 % av ved materialet ut och hamnar i processvattnet. Detta går ut i avloppet och sedan vidare ner till pappersbrukets egen anläggning för avloppsvattenrening. De utlösta kolföreningarna förekommer som löst substans eller som kolloidala partiklar. De sistnämnda utgörs av lipofila extraktivämnen. Extraktivämnen är ett samlingsnamn på föreningar i veden och omfattar bland annat steroler, terpenier och hartssyror (Theliander m.fl., 2002). I de fiberrika avloppsflödena förekommer även en hel del stickor vilka emellertid till största delen sorteras bort genom mekanisk rening innan vattnet behandlas i den biologiska reningprocessen.

2.1.2 Blekning av termomekanisk pappersmassa

Pappersmassa av granved har, då den är helt oblekt, en ljushet på ca 60 % ISO. ISO-ljushet anger hur mycket av infallande ljus av våglängd 457 nm som reflekteras ut från pappersprovet (Fellers, 1998). Genom att bleka massan kan en ljushet på upp till ca 88-90 % ISO erhållas. Anledningen till ljushetsökningen är att färgade strukturer i veden, så kallade kromofora grupper, omvandlas till ofärgade former, leukromoforer. Denna omvandling ska helst ske utan att lignin eller andra vedkomponenter samtidigt löses ut. Samtliga vedkomponenter kan bidra till vedens färg, men det är ligninet som har störst betydelse. För granved utgörs mer än 90 % av färgen av just lignin. Ljusheten hos oblekt TMP påverkas även av den ursprungliga färgen hos veden och dess kemiska sammansättning. Även vedens lagringstid och lagringsförhållanden såsom fuktighet, temperatur och mikrobiologisk aktivitet påverkar massans ursprungliga färg. Exempelvis har färsk granved en betydligt högre ljushet jämfört med gammal lagrad eller dåligt barkad ved. Det finns olika metoder för hur man kan bleka pappersmassa till en högre ljushet. Bland annat kan man använda natriumditionit, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ vilket även kallas hydrosulfit. Hydrosulfiten innebär så kallad reducerande blekning. Den aktiva reducerande jonen vid ditionitblekning är ditionitanjonen $\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$ som donerar elektroner enligt reaktionsformeln:



I denna process avfärgas ligninet utan att gå ut i vattenlösning. En del extraktivämnen bleks och kan delvis lösas ut. Den maximala ljushetsökningen vid reducerande blekning är ungefär 10 ISO-enheter (Theliander m.fl., 2002).

En annan metod för att bleka pappersmassa av gran är så kallad oxiderande blekning vid alkaliska pH. Vid denna typ av blekning använder man en bleklösning bestående av väteperoxid (H_2O_2), lut (NaOH), vattenglas (natriumsilikat), magnesiumsulfat (MgSO_4) och EDTA (komplexbildare). Den aktiva blekande jonen är perhydroxylanjonen, HOO^- vilken är en stark nukleofil. Genom reglering av lut d.v.s. NaOH, kan varierande halter av HOO^- erhållas enligt jämviktsekvationen:

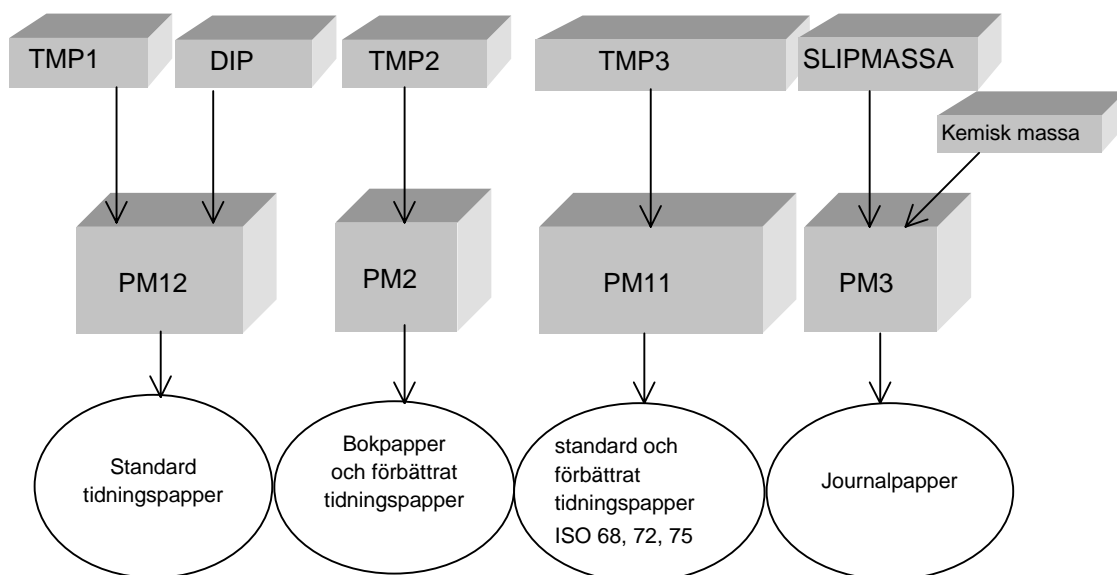


Metaller som exempelvis Fe, Mn och Cu som förekommer i pappersmassan, katalyserar sönderfallet av väteperoxid varför EDTA tillsätts. EDTA är en komplexbindare som binder metallerna hårt utan att påverka blekaktiva kemikalier. Om metallerna förbrukar väteperoxiden riskerar man att erhålla hydroxylradikaler vilka även kan angripa kolhydraterna i massan och därmed orsaka utbytesförluster samt styrkeförluster. Vattenglaslet har till uppgift att buffra det alkaliska pH-värdet (Theliander m.fl., 2002). Vid oxiderande blekning går det avfärgade ligninet ut i lösning och resulterar i en ökad halt COD i avloppsvattnet.

Vid Hallsta Pappersbruk bleks massan från TMP3 och DIP med oxiderande blekning. Övriga pappersmassor bleks med reducerande blekning med hydrosulfit.

2.1.3 Produktionslinjer på Hallsta Pappersbruk

Massa och papper tillverkas på Hallsta Pappersbruk i fyra olika produktionslinjer, se figur 1.



Figur 1. Schematisk bild över massa- och pappersproduktionen vid Hallsta Pappersbruk.

På linje PM12 produceras standard tidningspapper av termomekanisk massa och DIP. På linje PM2 produceras förbättrat tidningspapper och bokpapper. Linje PM11 är den största produktionslinjen och där tillverkas standard- och förbättrat tidningspapper. Det förbättrade tidningspappret tillverkas med olika ljusheter, ISO 68, 72 respektive 75. På linje PM3 tillverkas journalpapper av slipmassa och en liten mängd kemisk massa. Linje PM11 står för ungefär 40 % av den totala pappersproduktionen. Näst störst är linje PM12 som står för ca 27 %, därefter kommer PM3 med ca 18 %. Minst är PM2 med ungefär 14 % av fabriken totala pappersproduktion.

Med anledning av tillverkning av papper med olika ljushet på PM11, går blekningen av TMP3-massan i cykler och varierar beroende på vilken ljushet som produceras. Från

ljushet 68 ökas blekningen till ljushet 72 och därefter till 75 för att sedan återgå till 72 och slutligen ljushet 68. Eftersom oxiderande blekning är den metod som används på TMP3 resulterar olika blekningsgrad i kraftiga svängningar i COD-koncentrationen i inkommande vatten till vattenreningsanläggningen. När det gäller blekningen av DIP hålls denna relativt konstant då standard tidningspapper endast produceras i en ljushet. Variationerna i COD-koncentration blir således betydligt mindre.

2.2 VATTENRENINGSANLÄGGNINGEN PÅ HALLSTA PAPPERSBRUK

Tidigare i pappersbrukets historia lät man avloppsvattnet gå orenat ut i Edeboviken. Till följd av föroreningarna i vattnet fick man emellertid problem med slambankar, övergödning och nedbrytning av organiskt material vilket så småningom ledde till syrefattiga bottenar och en död vik. För att komma tillrätta med dessa problem byggdes 1960 en sedimenteringsbassäng som en första åtgärd att ta hand om industrins eget avloppsvatten. I takt med en större produktion och ökade myndighetskrav på lägre utsläpp av föroreningar, har anläggningen successivt byggts ut.

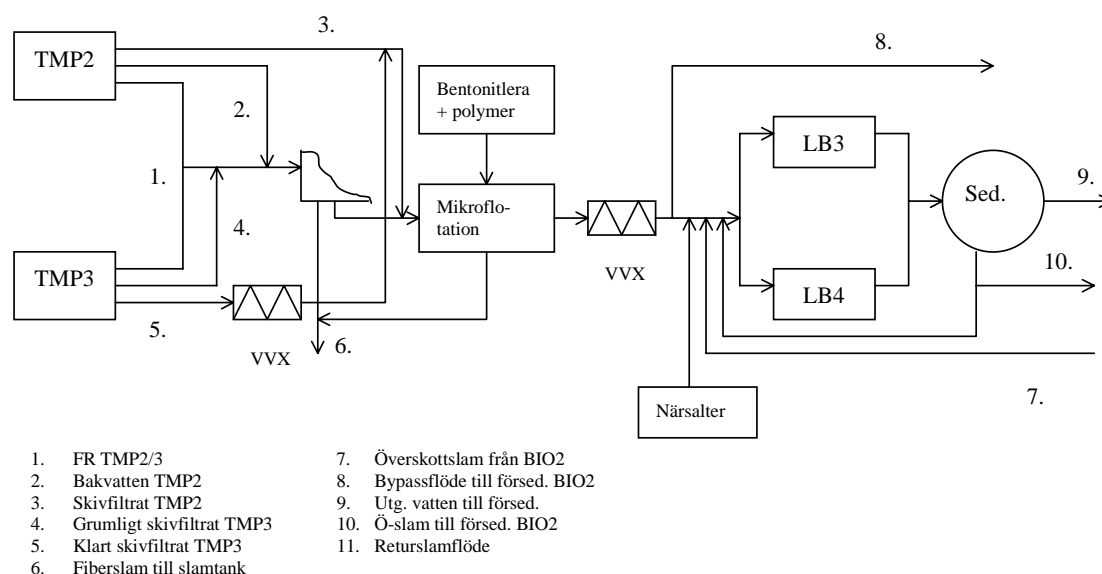
Den första reningsanläggningen med biologisk rening på Hallsta Pappersbruk byggdes 1972. 1980 genomfördes nästa utbyggnad då en ny försedimentering och ytterligare en luftningsbassäng om 4000 m³ togs i drift. En bassäng för kemisk fällning byggdes 1984. Denna första anläggning benämns i texten som biologi 2 (BIO2). Under 1990 byggdes ytterligare en anläggning med biologisk rening för behandling av det mycket COD-rika avloppsvatten från TMP-fabrikerna. Denna anläggning benämns biologi 1 (BIO1). 1997 kompletterades den äldsta biologiska reningen BIO2, med en ny aktivslambassäng med en volym på 25 000 m³.

Bland föroreningarna i avloppsvattnet kan nämnas suspenderat material, olika typer av lösta kolföreningar så som cellulosa, lignin och näringsämnen, samt olika extraktivämnen, fyllnadsmedel och komplexbildare. Exempel på fyllnadsmedel kan vara kalciumkarbonat eller talk (Fellers, 1998). Sammensättningen på avloppsvattnet från massa- respektive papperstillverkningen skiljer sig åt. Vattnet från masstillverkningen är missfärgat på grund av löst lignin och innehåller betydligt högre halter COD och extraktivämnen än vattnet från papperstillverkningen som i huvudsak innehåller cellulosa och fyllnadsämnen (Thompson m.fl., 2001).

2.2.1 Biologi 1

BIO1 inleds med mekanisk rening där flis och större partiklar avskiljs från vattnet i en bågsil (se flödesschema i figur 2). Avloppsvattnet från TMP2 och TMP3 förbehandlas i en mikroflotationsanläggning. Där tillsätts bentonitlera och polyakrylamid som koagulanter för att erhålla en bättre flockning vilket ger en bättre avskiljning av det suspenderade materialet. Efter mikroflotationen kyls det 60-gradigt varma avloppsvattnet i plattvärmeväxlare till ca 30 grader. Det kylda vattnet når sedan de två luftningsbassängerna med aktivt slam (LB3 och LB4). De båda bassängerna är totalomblandade, vardera med en volym på 3000 m³. Vid inloppet till de båda aktivslambassängerna tillsätts näringsämnen i form av kväve och fosfor. Kvävet tillförs som ammonium (NH₄⁺), nitrat (NO₃⁻) och urea ((NH₂)₂CO) medan fosfor tillsätts som fosfat (PO₄³⁻). Tillsats av närsalter i processen är nödvändig för att tillfredsställa mikroorganismernas näringsbehov. Det inkommande vattnet innehåller stora COD-mängder, men inte tillräckligt med andra makronäringsämnen vilka behövs för att

bakteriecellen ska kunna tillgodogöra sig energi- och näringsinnehållet i det lösta substratet. Näringsbalansen beskrivs utförligare i avsnitt 4.1.3 - 4.1.4. Vattenflödet in till BIO1 kan regleras med ett by-passflöde som går direkt till försedimenteringen i BIO2. Vid normala driftsförhållanden är inflödet till BIO1 4- 4,5 m³/min vilket resulterar i en uppehållstid i BIO1 på ca ett dygn. Efter behandling i luftningsbassängerna med aktivt slam leds vattnet till en sedimenteringsbassäng där bioslammet avskiljs från det reade vattnet. Avloppsvattnet leds därefter vidare till försedimenteringsbassängen i BIO2.



Figur 2. Flödesschema över BIO1.

COD-koncentrationen i inkommande vattnet till BIO1 är i genomsnitt 5000 mg/l och COD-reduktionen har under perioden 2003-2004 legat på ca 78 %. De respektive delflödena bidrar med olika mängd COD in till BIO1. COD-mängderna från respektive delström mäts regelbundet sedan våren 2004 och vid normal drift erhålls de genomsnittliga mängder som åskådliggörs i tabell 1. I tabellen anges även tillförd COD-mängd som andel av den totala COD-belastningen på båda biologierna.

Tabell. 1. Genomsnittliga COD-mängder per delström till BIO1.

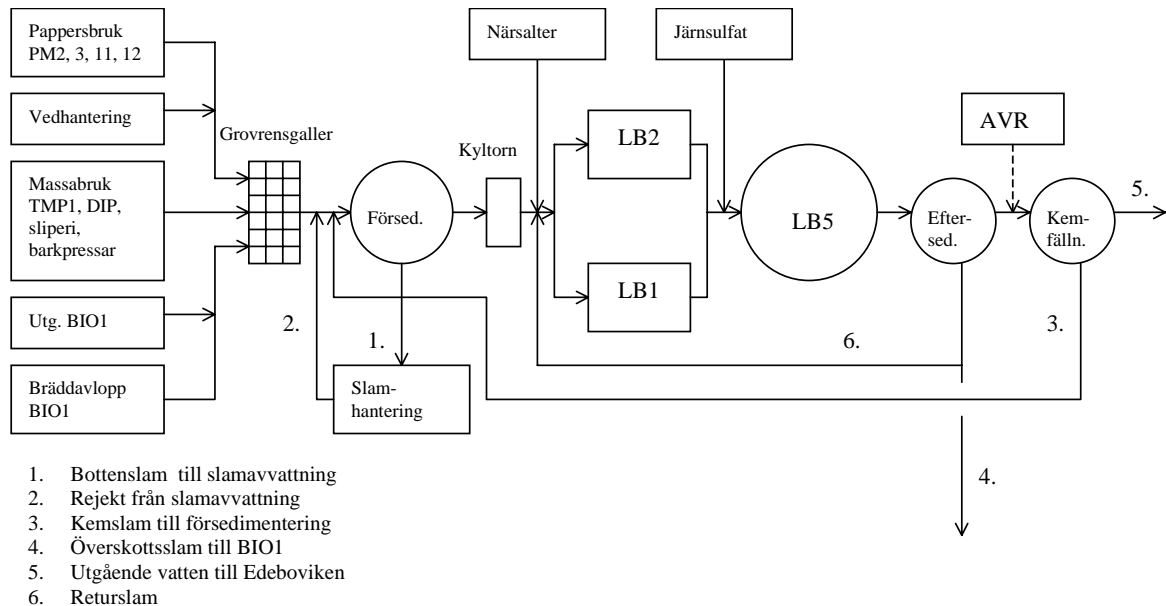
COD-belastning till BIO1	COD-mängd [t/d]	Andel av total COD-belastning [%]
FR TMP2	2,3	2,9
Bakvatten TMP2	2,8	3,5
Klart skivfiltrat TMP2	6	7,5
FR TMP3	27	33,5
Klart skivfiltrat TMP3	16	20,0
Bräddavlopp till BIO2	-7	-8,7
Bypassflöde till BIO2	-7,9	-9,8
Summa:	39,2	48,9

Delströmmarna ovan motsvarar ca 6,5 m³/min. Utav det fiberrika avloppsvattnet från TMP2 och TMP3 (FR TMP2, FR TMP3) och bakvatten från TMP2 (totalt 4,5 m³/min) går ungefär 1 m³/min via bräddavlopp direkt till BIO2. Vid normal drift motsvarar detta ungefär 7 ton COD/dygn. Bypassflödet till BIO2 är också vid normal drift ca 1 m³/min.

Flödet har en något högre COD-koncentration och motsvarar i det här fallet nästan 8 ton COD/dygn.

2.2.2 Biologi 2

Till BIO2 leds avloppsvatten från samtliga pappersmaskiner, TMP1, sliperiet, vedhanteringen, returpappersanläggningen, utgående avloppsvattnet från BIO1 samt filtrat från slamhanteringen via en försedimenteringsbassäng med volymen 7000 m³ (se flödesschema i figur 3). Bioslam är på grund av sin sammansättning mer svåravvattnat än exempelvis fiberslam. Sedan mitten på oktober 2004 pumpas därför överskottsslammet från BIO1 till försedimenteringen för att där låta bioslammet kompaktera och blandas med fiberslam. På så vis erhåller slammet bättre avvattningsegenskaper. I kyltorn kyls sedan avloppsvattnet ner till ca 35 grader innan det leds in i de tre luftningsbassängerna. Två av dem har volymen 4000 m³ och körs, LB1 och LB2. I serie med dessa båda bassänger kommer den nyaste och största aktivslambassängen, LB5. Den har en volym på 25 000 m³. Till bassängerna med aktivt slam doseras, liksom i BIO1, närtsaltslösningar. Efter den biologiska behandlingen i de tre aktivslambassängerna får vattnet sedimentera i en eftersedimenteringsbassäng med en volym på 7000 m³.



Figur 3. Flödesschema över BIO2.

Vattenflödet in i BIO2 är ca 20 m³/min i medeltal och genomsnittskoncentrationen vad gäller COD är knappt 1800 mg/l. Vattnets uppehållstid blir således även här ca ett dygn. I BIO2 har man under de senaste två åren haft en COD-reduktion på drygt 80 %. Liksom för BIO1 redovisas storleken på COD-mängden från respektive delflöde. Därtill kommer bräddavloppet från BIO1 samt utgående avloppsvatten från BIO1 som fortfarande innehåller en hel del COD, se tabell 2.

Tabell 2. Genomsnittliga COD-mängder per delström till BIO2.

COD-belastning till BIO2	COD-mängd [t/d]	Andel av total COD-belastning [%]
FR PM2	1,9	2,4
FR PM3	1,1	1,3
FR PM11	0,9	1,1
FR PM12	1,6	2,0
FR DIP	3,6	4,4
FR TMP1	9,3	11,5
Sliperi	försumbart	-
Barkpressvatten	3,8	4,7
Svartslamma (från DIP)	4,2	5,2
Bypass från BIO1	7,9	9,8
Bräddavlopp från BIO1	7	8,7
Utgående vatten BIO1	(9)	
Summa:	50,3	51,1

Innan vattnet leds ut i Edeboviken passerar det genom en sista bassäng med möjlighet till kemisk rening. I det kemiska reningssteget kan aluminiumsulfat, AVR, tillsättas för att i huvudsak reducera utsläppet av fosfor. Även utsläppen av COD och BOD reduceras vid tillsats av AVR till följd av förbättrade flockningsegenskaper. Sedan den största aktivslambassängen, LB5, byggdes har emellertid reningen fungerat så bra med avseende på fosfor och COD-utsläpp att dosering av AVR inte varit nödvändig mer än vid några enstaka tillfällen. Bassängen för kemisk fällning används istället som en extra sedimenteringsbassäng efter BIO2. Däremot tillsätts alltid en liten mängd järnsulfat till vattnet in till LB5. Detta för att utöver den biologiska reningen även erhålla viss simultanfällning av löst fosfat och organiskt material i det sista steget.

Det av myndigheterna angivna gränsvärdet för COD-utsläpp till recipienten är 12 ton/dygn. Gränsvärdet anges som medelvärdet av utsläppen under ett helt år. Med den reningsgrad man har idag klaras gränsvärdet med marginal.

3. METODER

3.1 LITTERATURSTUDIE

En del i arbetet med att utreda driftsförhållandena vid vattenreningsanläggningen vid Hallsta Pappersbruk har varit att med hjälp av litteraturstudier erhålla mer kunskap om de biologiska processerna som utnyttjas för biologisk rening av avloppsvatten. Litteratursökning har i huvudsak gjorts i databasen Science Direct men artiklar har även erhållits från databasen Paperbase, vilken handhas av Skogsindustrins Tekniska Forskningsinstitut AB (STFI). Även handledare Bengt Mattsson har bidragit med en del artiklar. Artiklarna har i huvudsak varit inriktade mot rening av avloppsvatten inom skogsindustrin och filamentös slamsvällning.

3.2 MIKROSKOPERING AV BIOSLAMMET

Under hela examensarbetets gång har bioslammet kontinuerligt studerats i mikroskop. Mikroskoperingen har inneburit att förändringar i slammets sammansättning med avseende på närvaro av filament, flockstruktur och mängden protozoer och flercelliga djur har kunnat följas i samband med förändringar i processen. Mikroskopering kan ge information om förhållanden i det aktiva slammet som övriga driftvariabler inte kan ge.

3.3 UTÖKAD PROVTAGNING FÖR KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING

Under arbetets gång har viss utökad provtagning, utöver daglig driftsprovning, gjorts i syfte att ytterligare kartlägga variationer i det inkommande vattnets kvalitet med avseende på kväve, fosfor och COD.

3.4 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRINGSÄMNE

Med bakgrund av information om näringsbalans och näringsbehov hos bioslammet som erhållits genom litteraturstudier och analys av bioslammet, gjordes ett styrt försök i fullskala med dosering av närsalter i förhållande till inkommande COD-mängd.

3.5 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DRIFTSDATA

Driftsdata för avloppsvattenreningen för perioden 2003 till 2004 har erhållits från Hallsta Pappersbruks system för fabriksinformation, WinMOPS. Tillgängliga driftsdata omfattade bland annat vatten- och slamflöden, COD-halter i inkommande och utgående vatten, halter av näringsämnen i utgående vatten, pH, temperatur och syrehalt i luftningsbassängerna. Slamhalter, slamvolymindex och suspenderat material fanns också att tillgå.

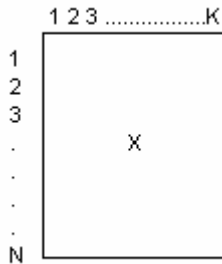
Historiska driftsdata har studerats genom multivariat analys med hjälp av programmet Extract.

3.5.1 Multivariat dataanalys

När stora mängder data ska analyseras kan det bli oerhört tidskrävande och ibland rent av omöjligt att erhålla relevant information då datasetet analyseras på traditionell väg. I komplexa system uppstår ofta betydelsefull information först när olika variabler kombineras. Genom att ta hjälp av matematiska projektionsmetoder kan dataverktyg för behandling av multivariata data skapas. Med hjälp av en projektionsmetod kan man

skaffa sig en överblick av ett dataset och få information om vilka variabler som är viktiga för det undersökta systemet, vilka variabler som är korrelerade, hur objekten är grupperade och vilka objekt som avviker markant från övriga. En sådan projektionsteknik är Principal Component Analysis (PCA).

Utgångspunkten för en PCA är en matris, X , med K kolumner och N rader. Varje kolumn representerar en variabel och varje rad en observation, även kallad objekt, se figur 4.



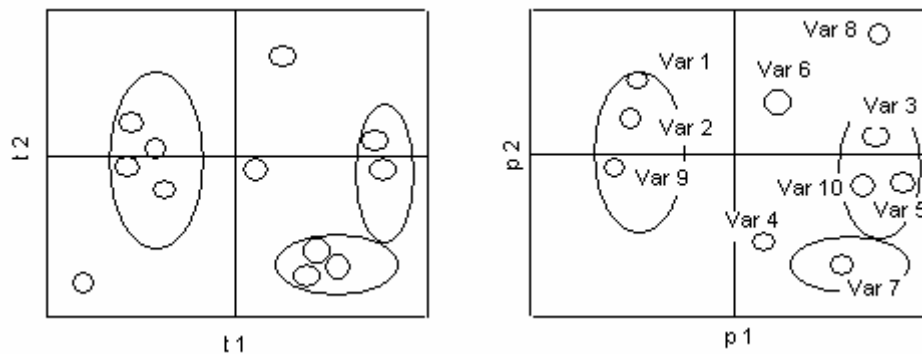
Figur 4. Grundläggande matris för PCA.

Varje objekt (rad) representeras av en punkt i det K -dimensionella, multivariata rummet. Tillsammans bildar objekten en punktsvärm. Punktsvärmen kan projiceras ner på ett annat plan, med färre dimensioner, ett s.k. "hyperplan". Målet med en PCA är att hitta det "hyperplan" som bäst beskriver variationen hos punkterna i det multivariata rummet. Den linje, som genom traditionell minsta kvadratanpassning är bäst anpassad till punkterna i punktsvärmen, bildar den "första principal komponenten", $PC1$. Denna definieras av *loading* p_1^T som är en radvektor. Elementen i vektorn motsvarar cosinus för vinkeln mellan principalkomponenten och de ursprungliga koordinataxlarna. Den andra principalkomponenten, $PC2$, beräknas så att den blir ortogonal mot den första. Även denna beräknas med hjälp av minsta kvadratanpassning. På motsvarande sätt definieras $PC2$ av *loading* p_2^T . Ytterligare principalkomponenter beräknas på motsvarande sätt. Objektens projektion på de båda principalkomponenterna ger *score*-vektorena vilka är kolonnvektorer, t_1 , respektive t_2 . Sammanfattningsvis kan sägas att *scores* anger objektens koordinater i det nya koordinatsystemet, medan *loadings* anger hur variablerna skall kombineras för att ge objekten dess nya koordinater (Lindeberg, 2004).

För att kunna jämföra variabler av olika storlek och varians måste de skalas om innan PC-analysen påbörjas. Autoskalning och medelvärdescentrering innebär att samtliga variabler centreras kring 0 och får standardavvikelsen ett. På så sätt får alla variabler samma chans att påverka modelleringen (Lindeberg, 2004). Innan analysen påbörjas bör även extremvärden som ej antas vara representativa plockas bort ur datasetet.

Resultatet av en PCA för ett dataset blir en PC-modell (Principal Component Model). Denna presenteras som ett *score*- respektive ett *loading*-diagram. I *score*-diagrammet projiceras objekten i det nya koordinatsystemet. På så sätt beskrivs relationen mellan objekten, där grupper, trender och avvikande objekt lättare kan åskådliggöras. Objekt inom samma grupp påverkas på liknande sätt av variablerna, se figur 5. *Loading*-diagrammet beskriver relationen mellan variablerna samt vilka variabler som har stor inverkan på PC-modellen. Variabler som grupperar sig påverkar systemet på liknande sätt och variabler inom samma grupp kan vara korrelerade, men behöver inte vara det.

Variabler som befinner sig långt ut på de respektive axlarna är viktiga för modellen så till vida att en stor del av variationen hos variabeln beskrivs av modellen. På motsvarande sätt är variabler som är placerade nära origo av liten betydelse för modellen. Anledningen kan vara att dessa variabler varierar förhållandevis lite eller inte har någon systematisk variation. Resultatet blir att de inte ger särskilt mycket information om eventuella systematiska samband med övriga variabler i systemet.



Figur 5. Score-diagrammet (t.v.) för en PC-modell visar objektens placering i det nya koordinatsystemet medan *loading*-diagrammet (t.h.) visar variabelernas relationer till varandra i det studerade datasetet.

Genom att jämföra score- och loading-diagram kan information erhållas om vilka variabler som karakteriserar de respektive grupperna bland objekten. Variabler som grupperar sig kan vara korrelerade. Genom att studera intressanta variabler separat, kan eventuella korrelationer bekräftas.

4. LITTERATURSTUDIE

4.1 AVLOPPSVATTENRENING

Traditionell avloppsvattenrening är uppbyggd av mekanisk, biologisk och kemisk rening. Anläggningens utformning är sedan beroende av den kemiska sammansättningen på inkommande avloppsvatten, hydraulisk belastning och graden av rening som ska åstadkommas. Det fundamentala i den biologiska reningsanläggningen är att låta mikroorganismer bryta ner föroreningarna under kontrollerade former istället för ute i recipienten. Mikroorganismerna kan förekomma i ett aktivt slam eller som någon typ av biofilm. Biofilmsteknikerna är många och framförallt inom massa- och pappersindustrin har metoder med suspenderade bärare be vuxna med en biofilm efterföljt av aktivt slam visat sig vara en väl fungerande metod.

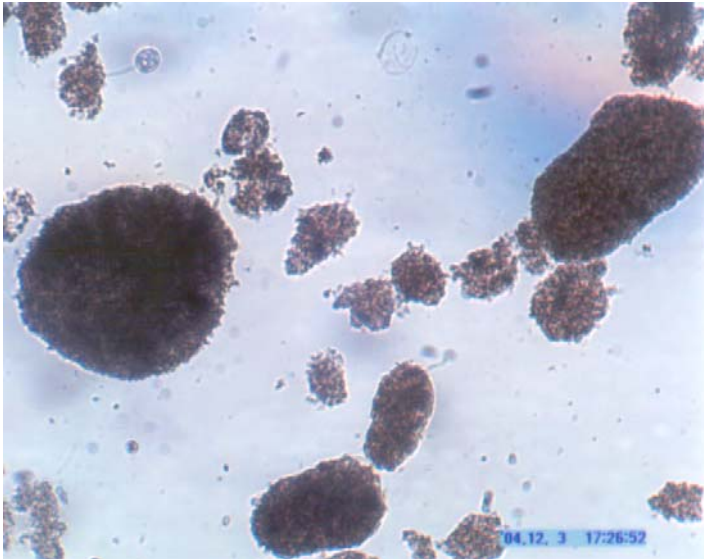
4.1.1 Mikrobiologin i avloppsvattenreningens aktiva slam

Det aktiva slammet i avloppsvattenreningen består av en blandkultur av bakterier, protozoer och metazoer, men även svampar och alger kan förekomma. Bakterierna är encelliga, prokaryota organismer. Den viktigaste rollen i nedbrytningen av det lösta organiska materialet i avloppsvattnet har just bakterierna då de är primärkonsumenter. Vid nedbrytningen av det organiska substratet utvinner bakterierna energi och näringsämnen som kol, kväve, fosfor och svavel. Näringsämnena är nödvändiga för underhåll av cellen och för syntetisering av ny biomassa (Svenska kommunförbundet, 1996). Kväve är en viktig byggsten i alla proteiner och i DNA och RNA medan fosfor är viktig för bakteriens förmåga att tillgodogöra sig den frigjorda energin som erhålls vid nedbrytningen av det organiska substratet. Fosfor ingår i föreningarna ATP och NADPH vilka kan liknas vid bakteriecellens batterier. I dessa föreningar lagras energin i form av energirika fosfatbindningar. Fosfor ingår även i bakteriens DNA och RNA samt som fosfolipider i cellmembranet (Richard, 1999).

I en aktivslambassäng sker nedbrytningen aerobt, d.v.s. med god tillgång till syre, varför vattnet måste syresättas för att en effektiv nedbrytning ska kunna fortgå. Bakterierna i det aktiva slammet kan vara frisimmande, filamentösa eller flockbildande. De filamentösa bakterierna består av flera encelliga organismer som sitter ihop och bildar långa trådar. De så kallade flockbildande bakterierna däremot, producerar ett slem av extracellulära polymera substanser (EPS). Polymererna utgörs av polysackarider, proteiner och DNA (Sponza, 2003). Slemmet bildar en matris runt bakteriecellen och fungerar som ett klister som binder ihop bakterier och oorganiska partiklar till en flock. En bra flock innehåller även flervärda, positiva metalljoner. Studier visar att eliminering av exempelvis kalcium med hjälp av komplexbildare har negativa effekter på flockstrukturen. Det är därför inte förvånande att tillsatser av metallsalter så som kalcium eller magnesium har visat sig vara gynnsamt för bra slamegenskaper (Thompson m.fl., 2003).

För att erhålla en väl fungerande process där slamålder, slamkoncentrationer och andra slamrelaterade driftsvariabler ska kunna styras, samtidigt som en hög grad av rening uppnås, önskar man en väl sammansatt mikroflora där både flockbildande och filamentösa bakterier ingår och bildar starka och kompakta flockar, se figur 6. En måttlig mängd filament bildar ett stärkande skelett inuti flocken. Genom returpumpning av sedimenterat slam kan halten mikroorganismer hållas på önskad nivå. Samtidigt erhålls automatisk en selektering av bakterier med goda egenskaper att bilda flockar då

frisimmande bakterier och små eller luftiga flockar sedimenterar sämre och därför kommer att följa med utgående vatten och på så sätt sköljas ut ur systemet (Ternström m.fl., 1996). Med dåligt sedimenterande slam riskeras slamflykt vilket resulterar i höga utsläpp av både näringsämnen och suspenderat material. Sedimenteringsegenskaperna kontrolleras regelbundet genom mätning av bland annat slamvolymindex (SVI). Slamvolymindex beräknas som slamvolymen dividerat med slamhalten i luftningsbassängen. Slamvolymen bestäms som den volym slammet upptar efter att en liter slam fått sedimentera i 30 min (Svenska kommunförbundet, 1996).



Figur 6. Exempel på ett slam med bra sedimenteringsegenskaper. Slammet är från BIO2 (2004-12-03). Kompakta, stabila flockar gav ett SVI på 35 ml/g (98 gångers förstoring).

Protozerna har också en viktig funktion i en fungerande biologisk rening. Protozoer är encelliga djur som flagellater, amöbor och ciliater. De konsumerar bakterier och dött organiskt material. Ciliaterna exempelvis, betar bakterier och är förhållandevis effektiva predatorer och räknas som de viktigaste djuren i ett biologiskt reningssystem. Det finns frisimmande, krälände och fastsittande arter. Metazoerna däremot är flercelliga organismer som även de är rovdjur. De utgör den högsta trofinivån i aktivslamanläggningen (Ternström m.fl., 1996). Exempel på metazoer är rotatorie (hjuldjur), nematod (rundmask) och annelidmask.

Mikrobiologin i det aktiva slammet är självreglerande så tillvida att då omgivande faktorer förändras kommer även mikrofloran att förändras. De bakterier som mest gynnas av en viss miljö kommer att dominera tills dess att omgivningen åter ändras. Avgörande för mikrofloras sammansättning är exempelvis faktorer som vattentemperatur, pH-värde, syrehalt, tillgänglighet vad gäller organiska ämnen, fosfor, kväve och spårämnen i vattenmassan. Viktigt är också närvaro och halter av toxiska ämnen samt slamåldern d.v.s. slamflockens uppehållstid i systemet. Genom att, när det är möjligt, styra ovanstående variabler kan man försöka skapa förhållanden som gynnar en mikrobiologi som har goda flockbildande egenskaper. Variationerna i den kemiska sammansättningen på avloppsvattnet innebär att varje aktivslamanläggning kan sägas ha sitt eget ekosystem med sin unika mikroflora. Åtgärder som fungerar bra i en anläggning måste inte nödvändigtvis fungera väl i en annan anläggning.

4.1.2 Vanliga driftsstörningar

Av olika anledning fungerar inte alltid den biologiska reningen på det sätt som önskas. Vanliga störningar i en aktivslamanläggning är dålig sedimentering och dålig reducering med avseende på COD, kväve och fosfor. Variationer i inkommande avloppsvatten är svåra att påverka men genom att ändra doseringen av eventuella kemikalier, förändra syresättning och/eller slamföring kan störningarna många gånger hävas. Förhållandena i driften skiljer sig åt mellan rening av avloppsvatten från skogsindustrin och reningen av exempelvis kommunalt avloppsvatten.

4.1.3 Närsaltarnas betydelse för väl fungerande drift

Avloppsvattnets sammansättning är avgörande för hur väl processen fungerar. För att mikroorganismerna ska kunna tillgodogöra sig energi och näringsämnen i substratet krävs att näringsbalansen är den rätta. Fosfor i form av oorganiskt ortofosfat (PO_4^{3-}) eller polyfosfat, $(\text{PO}_4)_n$ kan mikroorganismerna direkt tillgodogöra sig. Samma sak gäller för kväve i form av ammoniumkväve (NH_4^+). Även kväve i form av nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-), är i jämförelse med organiskt bundet kväve, lättillgängligt för mikroorganismerna (Svenska kommunförbundet, 1996). När det gäller avloppsvatten från massa- och pappersindustrin är detta mycket rikt på kolföreningar, d.v.s. högt COD medan mängden kväve och fosfor är betydligt lägre. Samtidigt är stora delar av dessa näringsämnen bundna i olika organiska föreningar och därför inte direkt tillgängliga för mikroorganismerna. Därför är det ofta nödvändigt med extra tillsatts av kväve och fosfor för att tillgodogöra mikrobernas näringsbehov.

En överdosering av närsalter är inget problem för mikroorganismerna då de bara tar upp den mängd de behöver. Däremot innebär en överdosering högre kostnader till följd av överdriven kemikalieförbrukning och en sämre miljö till följd av ökad risk för eutrofiering av recipienten. En för låg dosering kan däremot resultera i ett slam med dåliga sedimenterings- och avvattningssegenskaper. Om underskottet på näringsämnen är stort riskeras även en försämrad COD-reduktion (Richard, 1999). Dåliga slamegenskaper till följd av för låga fosforkoncentrationer kan bero på flera faktorer så som överdriven filamenttillväxt eller överdriven produktion av EPS.

Överdriven filamenttillväxt

Små mängder filament är positivt då de fungerar som ett skelett som stärker och håller ihop slamflocken. Det är när filamenttillväxten kraftigt ökar som problem med slamsvällning kan uppstå. Filamentösa bakterier är en grupp mikroorganismer med liknande morfologi men olika fysiologi. Därför finns inte någon entydig lösning på hur man ska komma tillrätta med problemen. Vissa typer av filament, exempelvis *M. Parvicella* växer till när substratkoncentrationen i förhållande till mängden slam är för låg, så kallad låg F/M-kvot (Food/Microorganism). Andra typer av filament växer till då mängden kväve eller fosfor i förhållande till mängden kolföreningar är låg (låg COD:N:P). Exempel på sådana bakterier är *S. Natans*, Typ 021N med flera. Ytterligare andra typer av filamentösa bakterier gynnas istället av hög COD-belastning och låg syrehalt som *S. Natans*, eller av höga koncentrationer sulfider som *Thiotrix spp* och Typ 021N. (Ternström m.fl., 1996). En del filament förekommer vid flera av dessa förhållanden. De filamentösa bakterierna har en större aktiv yta och får därmed ett övertag gentemot flockbildande bakterier i kampen om tillgänglig näring eller syre (Martins m.fl., 2003). Problemen vid överdriven filamentbildning uppstår när filament växer ut från flockarna och hakar i varandra. Detta leder till att slammet kompakteras dåligt. Vid kraftig filamenttillväxt inuti flocken öppnas denna upp och blir luftig med en

lägre densitet och sämre sedimenteringsegenskaper som följd (Ternström m.fl., 1996). Undersökningar visar dock att närvaro av filamentösa bakterier inte nödvändigtvis associerar med dåliga sedimenteringsegenskaper (Thompson m.fl., 2003).

En möjlig lösning på problemen med filament är att tillsätta toxiska ämnen som dödar filamenten men i större utsträckning skonar de önskvärda, flockulerande bakterierna. Vid denna typ av behandling har klor och väteperoxid använts med framgångsrikt resultat. Det som missgynnar filamenten gentemot de flockbildande bakterierna är den större aktiva ytan då filamenten sticker ut ur flocken. Något som omvänt är en fördel vid begränsad tillgång på näringsämnen. Med en väl avvägd dosering skadas utstickande filament medan flockbildande bakterier i regel klarar sig bättre (Martins m.fl., 2003). Klorering är dock bara en kortsiktig lösning då de filamentösa bakterierna snart återhämtar sig och åter växer till om omgivningen fortsättningsvis är gynnsam för denna typ av bakterier. På längre sikt är det därför viktigt att utreda orsaken till filamenttillväxten.

En annan metod som visat sig vara relativt effektivt för att minska mängden filamentösa bakterier i det aktiva slammet, inom framför allt skogsindustrin, är att införa ett förbehandlingssteg med suspenderade bärare. Bärarna är bevuxna med en biofilm vilken är betydligt tåligare för stöbelastningar och toxiska chocker än bioslammet eftersom koncentrationen mikroorganismer i biofilmen kan hållas högre än i ett aktivt slam. Även förekomsten av filamentösa bakterier är generellt lägre i biofilmsprocesser än i aktivt slam. Dessutom innehåller biofilmen, i högre utsträckning än bakterieflockarna, anaeroba zoner där nedbrytning av exempelvis klorerade föroreningar kan äga rum (Welander, 1995). I biofilmssteget bryts det mest lättillgängliga organiska materialet ner av bakterier. Det efterföljande steget med aktivt slam innehåller däremot generellt en större andel högre djur, som ciliater och rotatorier, än traditionella aktivslamanläggningar. Anledningen är att bakterietillväxten i detta slam missgynnas av bristen på lättnedbrytbart COD. De högre djuren betar på slamflockarna och konsumerar frimående bakterier (Morin, 2003). Konsumtionen av organiska föreningar i de högre trofnivåerna innebär att den totala slamproduktionen blir mindre. Detta eftersom energiutbytet och därmed också celltillväxten blir lägre ju högre upp i näringskedjan man kommer. De större organismerna sedimenterar i allmänhet bättre än bakterier och slammet från aktivslamanläggningen kommer således att få bättre sedimenteringsegenskaper.

Identifiering av filament

Genom identifiering av vilka filament som närvarar kan slutsatser om rådande driftsförhållanden dras. Det finns olika tillvägagångssätt för filamentidentifiering. Den vanligaste metoden innebär mikroskopering och sammanställning om filamentens längd, tjocklek, formation och cellseptas observerbarhet och hur dessa i så fall ser ut. Genom olika typer av infärgningar kan man bland annat avgöra om cellen är grampositiv eller gramnegativ. Genom att följa exempelvis Jenkins- eller Eikelbooms/Buijens identifieringsscheman kan man enligt ovanstående tillvägagångssätt försöka ta reda på vilken typ av filament det rör sig om (Ternström m.fl., 1996). Denna metod har dock sina begränsningar. Många filamentösa bakterier kan ändra sin morfologi beroende på aktuell miljö. Samtidigt kan flera arter ha samma morfologi, medan fysiologi och taxonomi helt skiljer sig åt (Martins m.fl., 2003). Det säkraste sättet att identifiera vilka arter som är närvarande är istället att ta hjälp av olika molekylära metoder och på genetisk väg bestämma arten. Genom att studera genen 16S

rRNA, vilken finns i alla prokaryoter, kan man särskilja de filamentösa arterna genom att jämföra gensekvenser med en gendatabas. Genen 16S rRNA är en så kallad väl bevarad region vilket betyder att gensekvensen förändras så långsamt att den är identisk för alla organismer inom en och samma art och mycket lik mellan arter som är nära besläktade. Fortfarande är dock få filamentösa organismer genbestämda på grund av svårigheter att odla dem i renkulturer (Martins m.fl., 2003).

Överdriven slemproduktion

En annan orsak till dåliga slamegenskaper är en överproduktion av biopolymerer, EPS. På samma sätt som för filament är måttliga mängder slem nödvändigt för att erhålla bra flockningsegenskaper. För mycket slem ger emellertid viskösa, vattenhaltiga flockar som sedimenterar dåligt, så kallade zoogleala flockar. Bioslam med höga halter biopolymerer är även mer svåravvattnat. Den överdrivna produktionen av EPS är ett sätt för bakterien att göra sig av med ett eventuellt kolöverskott då den lever i en kolrik miljö och det samtidigt är brist på exempelvis kväve och fosfor för att kunna syntetisera ny biomassa (Ternström m.fl., 1996).

Aktivt slam från massa- och pappersindustrin har visat sig ha en låg negativ laddning och innehålla stora mängder vatten jämfört med slam i exempelvis kommunala anläggningar. En mindre negativt laddad flockyta indikerar en mer hydrofob flock vilket visat sig korrelera med dåliga sedimenteringsegenskaper enligt Sponza (2003). Skillnaderna i negativ laddning och hydrofoba egenskaper är enligt Sponza beroende av förhållandet mellan proteiner, DNA och polysackarider i producerad EPS, där en större fraktion svårnedbrytbart COD ger ett EPS med lägre proteininnehåll. Enligt hennes studier resulterar en större andel protein och mindre andel DNA i bättre sedimenteringsegenskaper. Effektiv sedimentering beror således av ytkaraktären hos flocken vilken beror av sammansättningen av EPS, vilken i sin tur är beroende av den kemiska sammansättningen på inkommande avloppsvatten (Sponza, 2003). Zoogleala flockar med mycket hydrofoba egenskaper kan även anrikas som ett skumlager på vattenytan.

Studier har visat att korrelationen mellan slammets ytladdning och sedimenteringsegenskaper är bättre än den mellan överdriven filamenttillväxt och slammets förmåga att sedimentera väl. Genom att ta produkten av mängden filament och ytladdning och testa denna mot sedimenteringsegenskaper erhålls den bästa korrelationen enligt Thompson m.fl., 2003.

4.1.4 Optimal dosering av närsalter

Generellt innehåller aktiv biomassa ungefär 12,3 % kväve och 2,6 % fosfor (Eckenfelder, 1980). I en anläggning för kommunalt avloppsvatten består 1-3 % av slammets torrsvikt av fosfor. Aktivt slam inom massa- och pappersindustrin däremot, har snarare ett fosforinnehåll på 0,5-1,5 % (Richard, 1999). För att kunna beräkna en lämplig doseringsmängd i förhållande till inkommande COD-mängd måste man utgå från det aktuella slammets näringsinnehåll och dess utbyteskonstant. Utbyteskonstanten beskriver hur mycket av reducerad COD som resulterar i ny biomassa. Vid nedbrytningen av COD erhåller bakteriecellen förutom energi framförallt kol vilket behövs till huvudsakligen två processer, syntetisering av nya bakterieceller samt underhåll av den befintliga cellen. Vid produktionen av ny biomassa krävs en viss mängd fosfor i förhållande till mängden kol som förbrukas. Kol som används till endogent underhåll av cellen kräver däremot inget fosfor (Richard, 1999). Kännedom

om systemets utbyteskoefficient är därför nödvändigt. Beräkning av utbyteskonstanten Y görs med hjälp av ekvation 1. Tillsammans med informationen om hur många procent av cellens torrsvikt som utgörs av kväve respektive fosfor kan sedan en teoretiskt sett optimal COD:N:P-kvot beräknas.

$$Y = \frac{SS_{\ddot{o}} \cdot Q_{\ddot{o}} + SS_{ut} \cdot Q_{ut} - SS_{in} \cdot Q_{in}}{COD_{red} \cdot Q_{ut}} \quad (1)$$

Y = utbyteskonstant [kg SS_{prod} /kg COD_{red}]

$SS_{\ddot{o}}$ = slamhalt i överskottsslam [kg/m³]

SS_{ut} = suspenderad substans i utgående flöde [kg/m³]

SS_{in} = suspenderad substans i inkommande flöde [kg/m³]

$Q_{\ddot{o}}$ = flöde överskottsslam [m³/d]

Q_{ut} = utgående flöde [m³/d]

Q_{in} = inkommande flöde [m³/d]

$COD_{red} = COD_{in} - COD_{ut}$ [kg/m³]

Kväve- och fosforsammansättningen i slammet kan erhållas genom att bestämma det totala kväve och fosforinnehållet i den suspenderade substansen. Närsaltinnehållet redovisas sedan som andel av slammets torrsvikt i procent, se ekvation 2 och 3.

$$N_{slam} = \frac{(N - N_{filt})}{SS_{LB}} \cdot 100 \quad (2)$$

N_{slam} = total-kväve i slammet [%]

N = total-kväve i ofiltrerat prov [kg/m³]

N_{filt} = total-kväve i filtrerat prov [kg/m³]

SS_{LB} = slamhalt i luftningsbassängen [kg/m³]

$$P_{slam} = \frac{(P - P_{filt})}{SS_{LB}} \cdot 100 \quad (3)$$

P_{slam} = total-fosfor i slammet [%]

P = total-fosfor i ofiltrerat prov [kg/m³]

P_{filt} = total-fosfor i filtrerat prov [kg/m³]

SS_{LB} = slamhalt i luftningsbassängen [kg/m³]

Det optimala förhållandet COD:N:P beräknas därefter enligt följande samband:

$$X_N = \frac{N_{slam} \cdot Y \cdot COD_{red}}{COD_{in}} \quad (4)$$

$$X_P = \frac{P_{slam} \cdot Y \cdot COD_{red}}{COD_{in}} \quad (5)$$

X_N = mängd kväve i förhållande till mängd inkommande COD [kg N / 100 kg COD]

X_P = mängd fosfor i förhållande till mängd inkommande COD [kg P / 100 kg COD]

Förhållandet redovisas som COD:N:P = 100: X_N : X_P .

Ovanstående beräkningar grundar sig enbart på utbyteskoefficienten och slammets näringsinnehåll, men det finns ytterligare faktorer som påverkar hur mycket näringsämnen som bör tillföras systemet för att erhålla ett optimalt COD:N:P-förhållande.

- Slamålder: Den bakteriella tillväxten i aktivt slam är summan av syntetisering av nya celler och nedbrytning av gamla, döda celler (Richard, 1999). Vid nedbrytningen av de döda cellerna frigörs och tillgängliggörs fosfor och kväve som tidigare varit inbunden i biomassa. Vid längre slamåldrar blir recirkulationen av närsalter större i systemet och mindre mängd extern fosfor och kväve måste tillsättas (Richard, 1999) jämfört med vad som stökiometriskt beräknats.
- Temperatur: Underhåll av celler kräver, i motsats till syntetisering av biomassa, inget extra fosfor i förhållande till använd COD. Behovet av cellunderhåll är temperaturberoende och är lägre vid lägre temperaturer. Låga temperaturer innebär att mer biomassa kan syntetiseras av tillgänglig COD och fosforbehovet är därmed också större (Richard, 1999). För Hallsta Pappersbruk innebär detta att slamproduktionen bör vara högre i BIO1 än i BIO2 eftersom temperaturen i BIO1 generellt är lägre.
- Det kolhaltiga substratets sammansättning och anläggningens utformning: Lätt nedbrytbart organiskt substrat kräver större mängd lättillgängliga, lösta närsalter jämfört med mer svårnedbrytbart substrat. De lättnedbrytbara organiska föreningarnas transport in i bakteriecellen sker med enzymtransport medan oorganiska närsalter tar sig in i cellen via diffusion. Hastigheten för upptaget av kolföreningar kan därför överstiga den för närsalternas diffusion och närsaltbrist inne i cellen uppstår. Detta problem kan bara undvikas genom att koncentrationen närsalter i cellens omgivning ökas och på så sätt öka diffusionshastigheten för närsalter in i cellen. I anläggningar med pluggflöde är koncentrationen lättillgängligt kol högt vid inloppet och närsaltbegränsning kan förekomma till följd av mycket hög nedbrytningshastighet. Anläggningar med lägre belastning eller totalomblandade bassänger har en lägre hastighet på COD-reduktionen och klarar ofta en lägre närsaltdosering (Richard, 1999).
- Kemisk sammansättning på inkommande avloppsvatten: Fosfat i inkommande vatten kan vara komplexbundet till lösta kalcium-, järn- och aluminiumjoner beroende på pH. Uppmätta fosfathalter kan därför vara högre än det för mikroorganismerna tillgängliga fosfatet (Richard, 1999).

Ovanstående punkter är alltså att beakta vid planering av dosering i syfte att uppnå optimal dosering av närsalter i förhållande till inkommande COD-halt.

5. UTFÖRANDE

5.1 UTÖKAD PROVTAGNING FÖR KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING

Utökad provtagning, utöver regelbunden driftsprovning, genomfördes för att få bättre information om den kemiska sammansättningen på inkommande avloppsvatten samt hur sammansättningen eventuellt varierar beroende på massa- och pappersproduktionen.

5.1.1 Variationer i COD-koncentration i samband med olika grad av oxiderande blekning

Det är känt att COD-koncentrationen i avloppsvattnet från massatillverkningen ökar i samband med en ökad grad av oxiderande blekning på pappersmassan. Hur stora variationerna är och med vilken tidsförskjutning COD-förändringen uppkommer efter att doseringen av lut förändrats, har man dock inte undersökt tidigare. Under en period (2005-02-04 till 2005-02-13) när pappersproduktionen på PM11 planerades att öka från lägsta ljushet upp till högsta och sen tillbaka igen, ökades provtagningsintensiteten på inkommande avloppsvatten. COD-koncentrationen på inkommande vatten till både BIO1 respektive BIO2 uppmättes var fjärde timma för att sedan jämföras med hur doseringen av lut gjorts under perioden.

COD-analys av inkommande avloppsvatten gjordes på ofiltrerade prover med ampullmetod från HACH (0-1500 mg/l). Informationen om lutdoseringen under perioden erhöles från fabriken informationssystem WinMOPS.

5.1.2 Variationer i COD-sammansättning i samband med olika grad av oxiderande blekning

Förutom att den totala COD-halten ökar i samband med ökad dosering av lut var det intressant att undersöka om även sammansättningen av de organiska föreningarna förändrades i samband med olika grad av oxiderande blekning. Provuttag gjordes därför på inkommande vatten i samband med att ISO 68 (2004-12-09) och ISO 75 (2005-01-04) kördes på PM11. Proverna analyserades med avseende på COD och BOD₇ (Biochemical Oxygen Demand för 7 dygn) för att undersöka om sammansättningen mellan lättnedbrytbara och mer svårnedbrytbara organiska föreningar förändrades.

Mängden BOD₇ representerar den mer lättnedbrytbara fraktionen kolföreningar, medan COD representerar den totala mängden organiska föreningar. En stor andel svårnedbrytbart, löst, organiskt material klarar inte mikroorganismerna av att bryta ner under den relativt korta tidsperioden på sju dygn, varför BOD₇-halten då blir låg. En låg BOD₇ /COD-kvot indikerar således att andelen lättnedbrytbart organiskt material är låg. Enligt litteraturen kräver en stor andel lättnedbrytbart material större mängd lättillgängligt kväve och fosfor då upptaget av näringsämnen sker genom diffusion in i cellen.

Sammansättningen mellan lättnedbrytbara och mer svårnedbrytbara organiska föreningar undersöktes även genom analys av COD efter filtrering genom filter med olika genomsläppligheter. Analyserade vattenprover togs från delströmmarna fiberrikt avlopp från TMP2 och TMP3 (FR TMP2/3) respektive skivfiltrat från TMP3. Det är på TMP3 den oxiderande blekningen är störst och varierar som mest. Anledningen till försöket är att lättnedbrytbara COD-föreningar antas bestå av små molekyler med låg

molekylvikt medan det mer svårnedbrytbara substratet, exempelvis lignin, består av större molekyler. Genom att försöka skilja COD-fraktionerna åt med hjälp av filtrering önskas sambanden mellan COD-fraktionerna vid olika grad av oxiderande blekning utredas.

Varje vattenprov filtrerades först genom ett pappersfilter (filtreringshastighet 700 ml/min). Erhållet filtrat filtrerades därefter genom ett glasfiberfilter (porstorlek 1,6 µm). Slutligen filtrerades detta filtrat genom ett membranfilter (porstorlek 0,6 µm). Efter spädning fyra gånger analyserades respektive filtrat med avseende på COD. Fördelningen mellan svårnedbrytbart respektive lättnedbrytbart substrat redovisas som kvoten mellan COD-koncentrationen för de olika filtraten. COD-analyserna gjordes med metod LCK514 från Dr.Lange.

5.1.3 Mängd lättillgängliga näringsämnen i inkommande avloppsvatten

Halten lättillgängligt kväve och fosfor i förhållande till halten kolföreningar i avloppsvattnet vid Hallsta Pappersbruk är för låg för att optimal biologisk rening ska kunna erhållas. Extra närsalter måste därför tillföras den biologiska reningen. För att undvika en alltför stor överdosering av närsalter är det intressant att utreda hur höga halter av lättillgängligt kväve och fosfor som naturligt följer med avloppsvattnet in till respektive anläggning.

Under perioden 2004-11-01 till 2004-12-01 gjordes analyser med avseende på fosfat, PO_4^{3-} , på inkommande vatten till båda biologierna. Analyser av ammoniumkväve, NH_4^+ -N och nitratkväve $\text{NO}_3\text{-N}$ genomfördes under perioden 2005-01-21 till 2005-01-28. Samtidigt som närsaltsanalyser gjordes analyserades även vattnet med avseende på COD. Nitrat, ammoniumkväve och COD-analyserna gjordes på ofiltrerade prover, medan fosfatanalyser genomfördes på filtrerat prov. Då färgen på vattenproverna misstänktes störa analysen av nitrat- och ammoniumkväve har proverna analyserats i spektrofotometer både före och efter tillsatts av reagens. De redovisade mätresultaten är korrigerade för färgens inverkan.

Samtliga vattenprover är stickprover där COD och fosfat analyserades en gång var åttonde timma medan kväveanalyserna gjordes en gång per dag. Ammoniumkväve och nitratkväve på inkommande vatten har analyserats med hjälp av "Nesslers metod" respektive "Kadmiummetoden" från HACH. Analysen av ortofosfat har gjorts enligt askorbinsyrametoden, metod 8048 från HACH. COD-analys av inkommande avloppsvatten gjordes på ofiltrerade prover med ampullmetod från HACH (0-1500 mg/l).

Analysresultatet för fosforfraktionen anges som mängden fosfat, PO_4^{3-} , men det är mängden fosfor som egentligen är intressant. Därför måste analysresultaten räknas om så att de istället presenteras som mängden $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$. Molmassan för fosfat är 47 g/mol och för rent fosfor 15 g/mol vilket innebär att 1 mg PO_4^{3-} /l motsvarar 0,32 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ /l. De presenterade analysresultaten är korrigerade så att det är koncentrationen fosfatfosfor, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, som redovisas.

5.2 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRSALTER

För att beräkna hur mycket närsalter mikroorganismerna behöver i förhållande till mängden COD i inkommande vatten, måste slamets närsaltssammansättning bestämmas. Bioslammet analyserades med avseende på halten totalkväve och totalfosfor

respektive suspenderat material. Andelen fosfor och kväve i bakteriecellen beräknades därefter enligt ekvation 2 och 3. Ofiltrerade prover spädades 100 gånger innan analys och filtrerade prover analyseras utan att först spädas. COD har analyserats med kyvettmetod LCK514 från Dr Lange. För totalkväve och totalfosfor användes metod LCK138 respektive LCK349. Suspenderad substans analyserades enligt standardmetod SS-EN 872.

Slammets utbyteskonstant, d.v.s. den faktor som anger hur mycket av den reducerade mängden COD som resulterar i ny biomassa, beräknades enligt ekvation 1. Med information om utbyteskonstanten samt andelen kväve och fosfor i bakteriecellen gjordes beräkningar enligt ekvation 4 och 5 vilket resulterade i de teoretiskt sett optimala förhållandena mellan COD, kväve och fosfor som bakterierna behöver i det inkommande vattnet.

Utifrån information från litteraturen antas filamenttillväxten i bioslammet bero av en otillräcklig dosering av kväve och fosfor. I försöket att förändra rutinerna för doseringen av närsalter utgick man därför från en något högre nivå och därmed ett större behov av kväve och fosfor. De beräknade kvoterna för doseringen av närsalter är inte korrigerade för mängden lättillgängligt kväve och fosfor som följer med inkommande avloppsvatten. Inte heller har hänsyn tagits till övriga faktorer som exempelvis slamåldern, som antas påverka behovet av tillsatt mängd näringsämnen. Det innebär att vid försöket med styrd dosering gjordes en medveten överdosering av närsalter för att försöka komma tillrätta med framförallt filamenttillväxten.

Justeringen av närsaltsdoseringen gjordes utifrån den uppmätta COD-mängd driftoperatörerna erhöll då de en gång per skift analyserade COD-koncentrationen på inkommande avloppsvatten. Det innebar att provtagning skedde var åttonde timma och att analysresultatet erhöles tidigast tre timmar efter provuttag. COD-mängden beräknas som koncentration gånger inflöde. De olika närsaltflödena reglerades därefter enligt en doseringstabell så att den totala doserade mängden kväve och fosfor till respektive biologi motsvarade det optimala förhållandet till inkommande COD-mängd. Trots att doseringen reglerades tidigast flera timmar efter COD-analys innebar försöket att justeringen av närsalter kunde ske med en betydligt högre frekvens än vad som gjorts tidigare då doseringen oftast legat på en mer konstant nivå.

5.3 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DRIFTSDATA

Från Hallsta Pappersbruks fabriksinformationssystem, WinMOPS kan en mängd information om driftförhållanden från flera år tillbaka erhållas. Med hjälp av Extract, ett program för multivariat dataanalys, studerades driftsdata från januari 2003 till december 2004.

De variabler som studerades i den multivariata analysen beskriver det inkommande vattnets sammansättning, förhållanden i luftningsbassängen, storlek på slamflöden, samt resulterande halter i det utgående vattnet, se tabell 3. Studien omfattade även värden på hur mycket närsalter som doserats i förhållande till hur stor mängd COD som kommit in till anläggningen. Anläggningarna BIO1 och BIO2 studerades var för sig.

Slamåldern (SÅ) är det genomsnittliga antal dygn som en slampartikel luftas. Det har antagits att en förändring i mikrofloran till följd av förändringar i driften, är möjlig att upptäcka tidigast efter en tidsperiod motsvarande minst en slamålder. Under den

studerade perioden var slamåldern i BIO1 i genomsnitt fem dygn och i BIO2 i genomsnitt 20 dygn. I matrisen för BIO1 har således värden på variabler i utgående vatten förskjutits med en slamålder i förhållande till värden på variabler som beskriver inkommande vatten. Motsvarande har gjorts i matrisen för BIO2. För COD-reduktionen gäller att denna har förskjutits med ett dygn, jämfört med variabler i inkommande vatten. Ett dygns tidsförskjutning motsvarar avloppsvattnets uppehållstid i luftningsbassängerna i respektive anläggning.

Tabell 3. Variabler som studerats i PCA för BIO1 respektive BIO2.

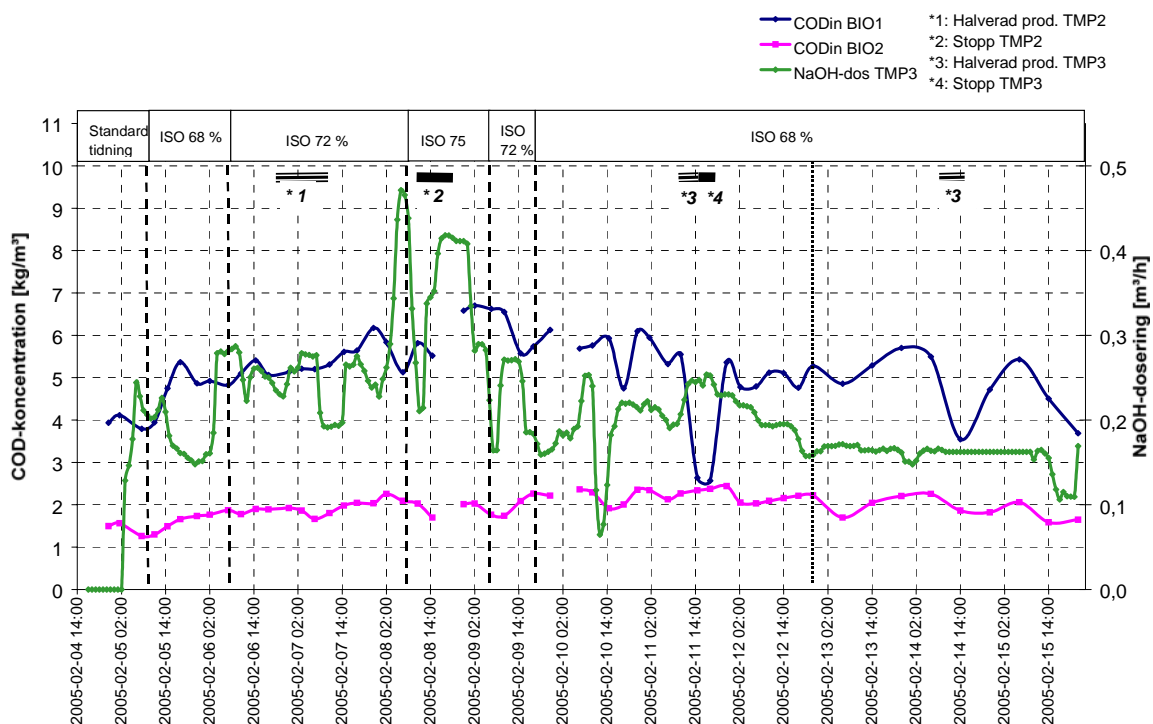
Förkortning	Förklaring
N_{ut}	Nitratkvävekoncentration i utgående vatten efter sedimenteringen, [mg/l]. (Tidsförskjutning motsvarade en slamålder)
P_{ut}	Koncentration fosfat i utgående vatten efter sedimenteringen, [mg/l]. (Tidsförskjutning motsvarade en slamålder)
Temp	Temperatur på inkommande vatten, [°C]
pH	pH i luftningsbassängerna
COD:N	Mängd doserad kväve i förhållande till mängd inkommande COD, [100:X].
COD:P	Mängd doserad fosfor i förhållande till mängd inkommande COD, [100:X].
SS_{ut}	Halt suspenderat material i utgående vatten efter sedimenteringen, [mg/l]. (Tidsförskjutning motsvarade en slamålder)
Gr	Grumlighet i utgående vatten efter sedimenteringen, [mg/l]. (Tidsförskjutning motsvarade en slamålder)
SVI	Slamvolymindex för bioslammet. Slamvolymen efter 30 minuters sedimentering dividerat med slamhalten, [ml/g]. (Tidsförskjutning motsvarade en slamålder)
$Q_{\text{ö}}$	Flöde överskottslam, [m ³ /min]
SB	Slambelastning. Mängd COD per mängd slam i luftningsbassängen, [kg COD/kg SS_{LB} , d]
COD-red	COD-reduktion per dygn [%]. (Tidsförskjutningen motsvarade ett dygn)

6. RESULTAT

6.1 UTÖKAD PROVTAGNING FÖR KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING

6.1.1 Variationer i COD-koncentration i samband med olika grad av oxiderande blekning

Resultatet från försöket där COD-halten på inkommande vatten analyserades var fjärde timma redovisas i figur 7.



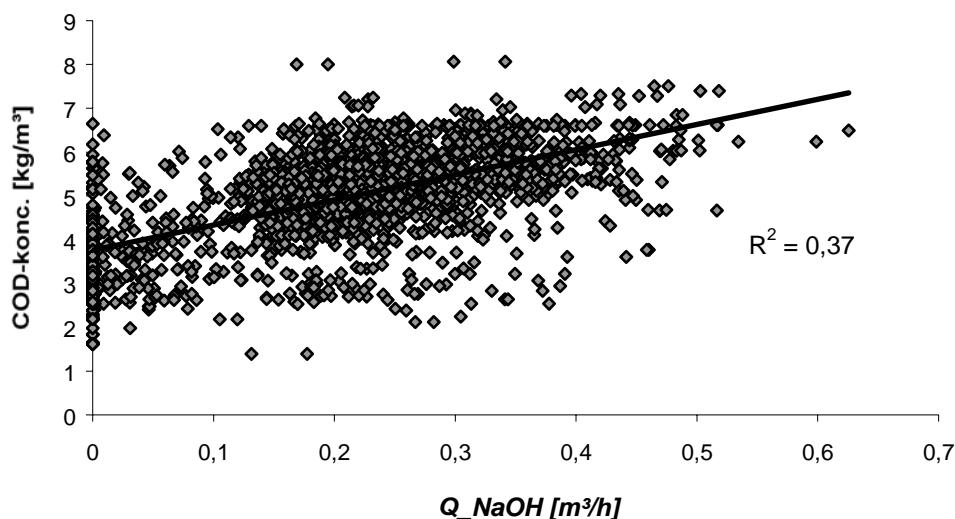
Figur 7. Varierande COD-halt i inkommande vatten till BIO1. Försöket genomfört 2005-02-04 till 2005-02-13.

Från och med den 13 februari återgick provtagningsfrekvensen till normal driftsprovning vilket innebär ett prov var åttonde timma. Enligt figur 7 ser det ut att vara en tidsförskjutning på ca 12 timmar mellan ökad dosering av lut och resulterande ökning av COD-halten i avloppsvattnet in till BIO1. Vid stoppet på TMP3 den 11/2 (*4) minskar COD-halten kraftigt i vattnet till BIO1. Stoppet på TMP2 (*2) ger inte lika stor skillnad i COD-halt men kan vara en bidragande orsak till att COD-toppen efter den kraftiga lutdoseringen är något lägre än förväntat. När lutdoseringen däremot sänks dröjer det ca åtta timmar innan en minskning i COD-koncentrationen kan observeras.

I avloppsvattnet till BIO2 är det svårt att se någon tydlig korrelation mellan lutdosering och COD-halt. Vad man kan se är en långsam ökning av COD-koncentrationen in till BIO2. Toppen nås under natten mellan den 11 och 12 februari. Därefter sjunker COD-koncentrationen åter. Detta innebär en successiv ökning av COD-koncentrationen under flera dygn.

Då fyratimmarsmedelvärden för COD-koncentrationen (för perioden 2004-01-01 till 2004-12-10) förskjuts motsvarande 12 timmar gentemot flödet på lutdoseringen

(Q_{NaOH}), erhålls korrelationen enligt figur 8. Tidsförskjutningen på 12 timmar görs med ledning av resultatet från figur 7.



Figur 8. Fyrtimmarsmedelvärden av lutdosering och resulterande COD-koncentration i inkommande vatten till BIO1. COD-koncentrationen är tidsförskjuten 12 timmar i förhållande till lutdoseringen.

Korrelationen mellan dosering av lut och COD-koncentration i inkommande vatten till BIO1 är förhållandevis låg till följd av bland annat variationerna i COD-koncentrationen i avloppsvattnet från TMP2. Korrelationen kan dock användas till att uppskatta förväntade COD-koncentrationer i samband med varierande produktion på linje PM11.

Den linjära trend som erhålls från korrelationen i figur 8 beskrivs av ekvation 6.

$$COD_{in,BIO1} = k \cdot Q_{NaOH} + 3,76 \quad (6)$$

$COD_{in,BIO1}$ = COD-koncentrationen i inkommande vatten till BIO1 [kg/m³]
 Q_{NaOH} = Flöde lutdosering på TMP3 [m³/h]
 k = 5,73 [kg·h/m⁶]

Genom att studera hur doseringen av lut förändras i förhållande till respektive ljushet som produceras, kan man med hjälp av ekvation 6 uppskatta COD-halter enligt tabell 4.

Tabell 4. Uppskattade COD-koncentrationer i avloppsvattnet in till BIO1 till följd av vilken papperskvalitet som tillverkas på PM11.

Papperskvalitet PM11	Uppskattad COD-koncentration till BIO1 [kg/m ³]
Standard tidningspapper	3,8
ISO 68	4,8
ISO 72	5,5
ISO 75	6,2

Eftersom något tydligt samband mellan lutdosering och COD-koncentration i avloppsvattnet in till BIO2 är svårt att urskilja är det inte möjligt att göra liknande uppskattning för COD-koncentrationen till BIO2. Det är samtidigt många olika

avloppsflöden som går till BIO2 vilket ytterligare försvårar en uppskattning av COD-koncentrationen.

6.1.2 Variationer i COD-sammansättning i samband med olika grad av oxiderande blekning

Om sammansättningen av COD-fraktionerna förändras i samband med förändrad blekningsgrad är det intressant att veta på vilket sätt en sådan förändring sker.

Fraktionering med hjälp av COD- respektive BOD₇-analys

Tabell 5a och b visar att förändrad blekningsgrad av pappersmassan ger en förändrad sammansättning på det organiska substratet med en större andel lättnedbrytbart material vid högre grad av oxiderande blekning. Detta är tydligt framför allt i BIO1. I BIO2 är skillnaden betydligt mindre då en mindre mängd vatten in till anläggningen påverkas av den oxiderande blekningen på TMP3.

Tabell 5a. Förhållandet BOD₇/COD in till BIO1 vid låg- respektive hög grad av oxiderande blekning på TMP3.

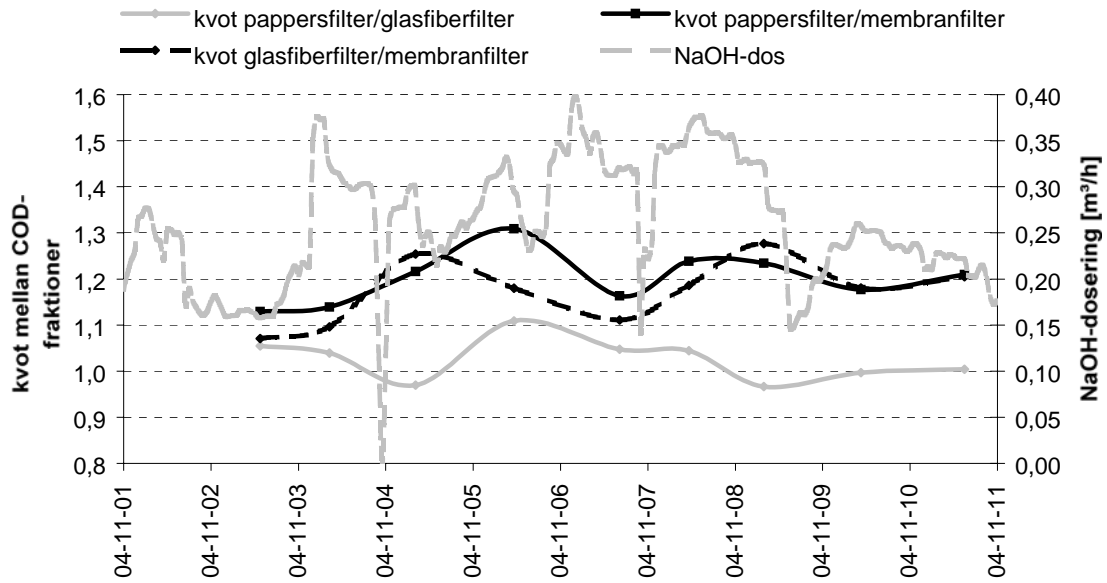
Ljushet PM11	COD-halt ink BIO1 [kg/m³]	BOD₇-halt ink BIO1 [kg/m³]	BOD₇/COD
ISO 68	4,35	2,33	0,54
ISO 75	5,62	4,00	0,71

Tabell 5b. Förhållandet BOD₇/COD in till BIO2 vid låg- respektive hög grad av oxiderande blekning på TMP3.

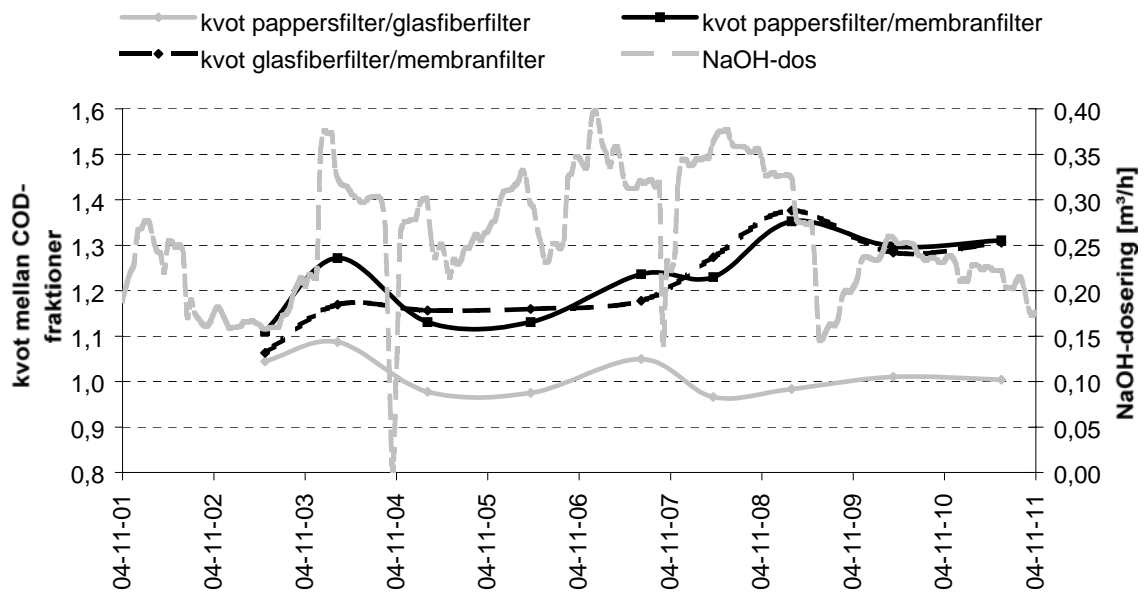
Ljushet PM11	COD-halt ink BIO2 [kg/m³]	BOD₇-halt ink BIO2 [kg/m³]	BOD₇/COD
ISO 68	1,58	0,67	0,42
ISO 75	2,13	1,04	0,49

Fraktionering med hjälp av filtrering

Ett förväntat resultat för COD-analysen med filtrering var en lägre kvot mellan COD för pappersfilter och membranfilter i samband med en hög grad av oxiderande blekning än vid låg blekningsgrad. En lägre kvot innebär att fraktionen lättnedbrytbara organiska föreningar ökat i förhållande till den mer svårnedbrytbara fraktionen. Ur figur 9 och 10 är det emellertid svårt att se några tydliga samband mellan COD-fraktioneringen vid olika grad av oxiderande blekning.



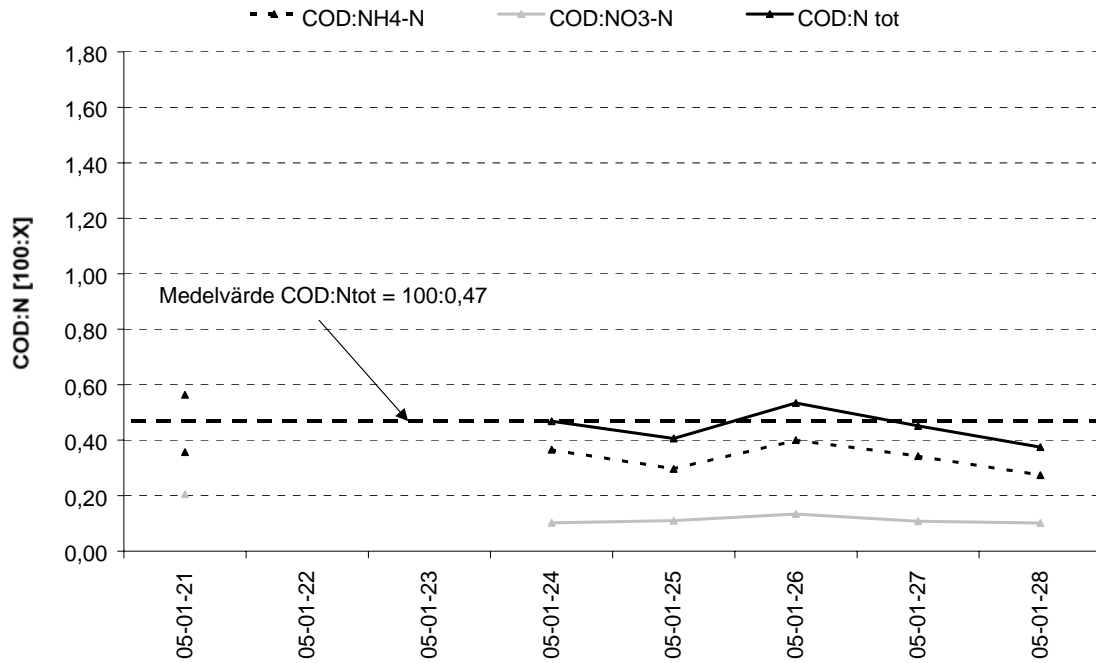
Figur 9. Analys av COD på fiberrikt avlopp från summaavlopp TMP2 och TMP3. Analys gjord efter filtrering med olika filtertyper.



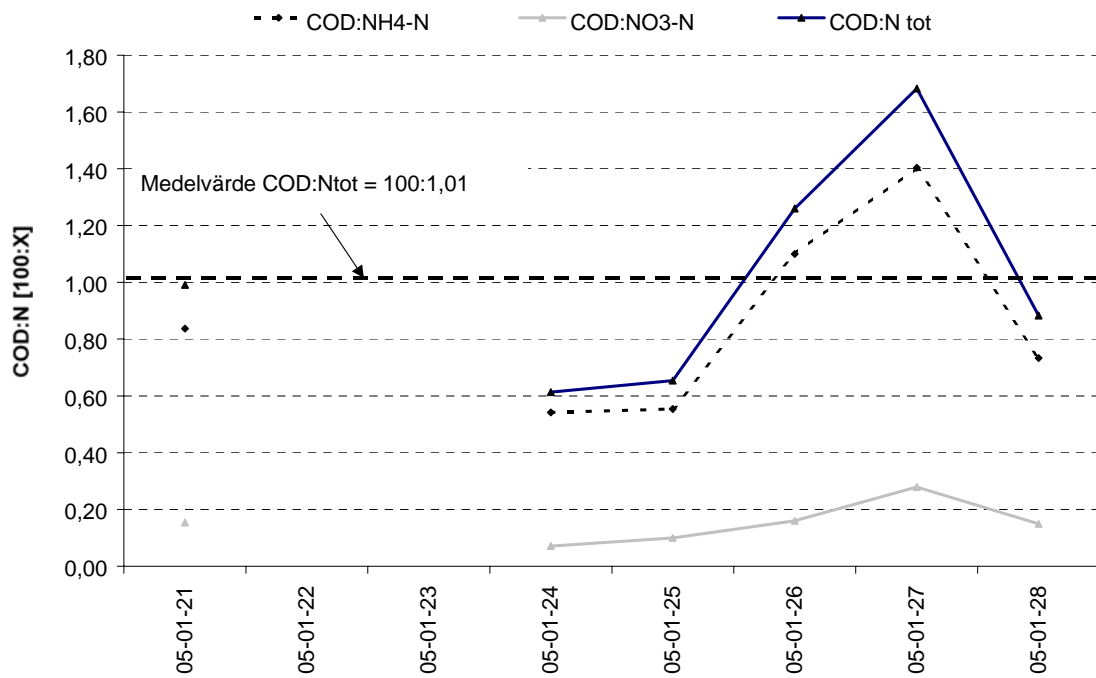
Figur 10. Analys av COD på klart skivfiltrat från TMP3. Analys gjord efter filtrering med olika filtertyper.

6.1.3 Mängd lättillgängliga näringsämnen i inkommande avloppsvatten

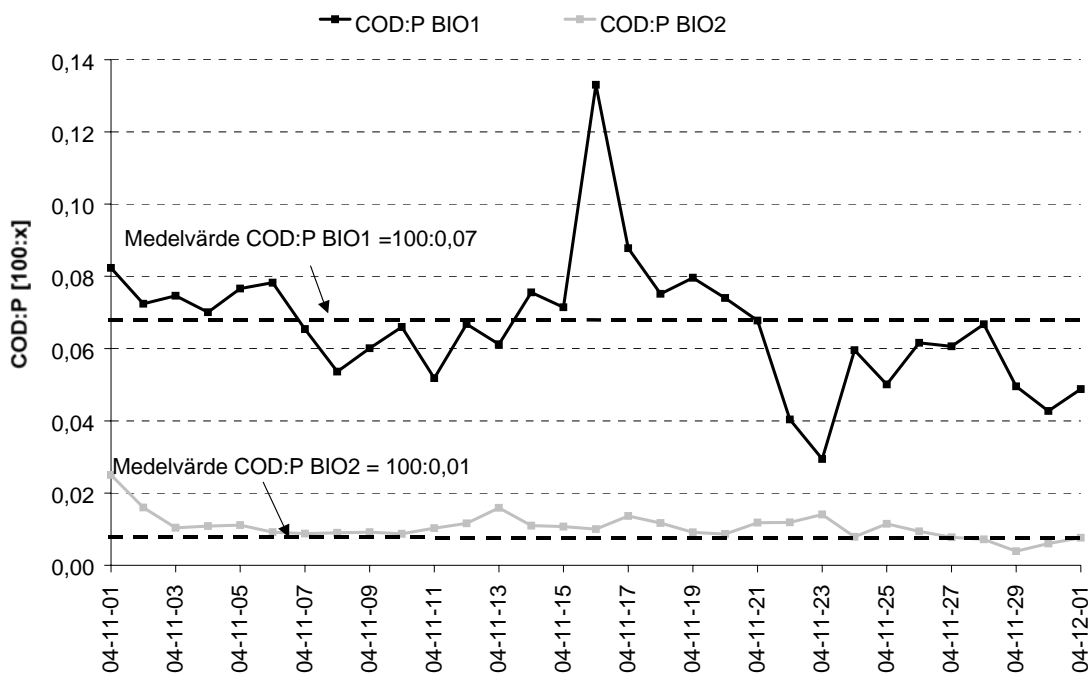
Mängden lättillgängligt kväve i förhållande till mängden COD som tillförs processen med inkommande avloppsvattnet presenteras som förhållandet COD:NH₄-N respektive COD:NO₃-N. Summan av NH₄-N och NO₃-N redovisas som N_{tot}. Mängden lättillgängligt fosfor i inkommande vatten presenteras på liknande sätt som COD:PO₄-P. Resultaten från analysen presenteras i figur 11-13.



Figur 11. Mängd ammonium- respektive nitratkväve i förhållande till mängd COD i inkommande vatten till BIO1 under perioden 2005-01-21 till 2005-01-28.



Figur 12. Mängd ammonium- respektive nitratkväve i förhållande till mängd COD i inkommande vatten till BIO2 under perioden 2005-01-21 till 2005-01-28.



Figur 13. Mängd inkommande fosfatfosfor i förhållande till mängd COD i inkommande vatten till BIO1 respektive BIO2.

Mängden näringsämnen i förhållande till mängden COD i inkommande vatten skiljer sig åt för de båda processerna. Till BIO1 är medelvärdet på förhållandet COD:N 100:0,46 och motsvarande medelvärde för BIO2 är 100:1,01. För inkommande mängd fosfor till BIO1 är förhållandet COD:P i medeltal 100:0,07 och för BIO2 100:0,01. För båda processerna gäller att mängden ammoniumkväve är betydligt högre än mängden nitratkväve, vilket är bra ur mikrobiologiskt perspektiv.

Tabell 6a. Medelvärden för förhållandena COD:N_{tot} respektive COD:P_{tot} i inkommande vatten under respektive försöksperiod.

Biologi	COD:NO ₃ -N	COD:NH ₄ -N	COD:N _{tot}	COD:P _{tot}
BIO1	100:0,11	100:0,35	100:0,46	100:0,07
BIO2	100:0,15	100:0,86	100:1,01	100:0,01

Mängden inkommande kväve till BIO2 varierar kraftigt enligt figur 12. Den lägsta uppmätta mängden innebär ändå att det stökiometriskt beräknade behovet på COD:N = 100:0,6 trots allt uppfylls. För inkommande mängd fosfor till BIO1 varierar även denna kraftigt. Den lägsta nivån under den studerade perioden ligger på COD:P = 100:0,03. För att undvika filamentös bakterietillväxt orsakad av näringsbrist är det av yttersta vikt att närsaltsdoseringen hela tiden hålls tillräckligt hög. Den mängd näringsämnen som man ändå, utifrån den genomförda analysen, kan räkna med följer med det inkommande avloppsvattnet sammanställs i tabell 6b.

Tabell 6b. Minsta mängd näringsämnen som man, enligt analysen, kan räkna med i inkommande vatten.

Biologi	COD:N _{tot}	COD:P _{tot}
BIO1	100:0,4	100:0,03
BIO2	100:0,6	100:0,01

6.2 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRSALTER

Bakteriecellens innehåll av närsalter är tillsammans med utbyteskonstanten de faktorer som avgör hur mycket lättillgängligt kväve respektive fosfor i förhållande till mängd COD i inkommande vatten som är nödvändigt för mikroorganismerna. Om behoven är tillfredsställda har mikroorganismerna potential att effektivt reducera COD-föreningar och samtidigt producera ett slam med bra sedimenteringsegenskaper vilket resulterar i en stabil och effektiv reningsprocess.

Totalt gjordes analyser av slammet vid tre tillfällen. Det är medelvärdena från dessa analyser som redovisas i tabell 7. Fullständiga analysresultat återfinns i bilaga 1.

Tabell 7. Beräknad koncentration totalkväve och totalfosfor i bioslammet i BIO1 respektive BIO2.

Anläggning	Andel N-tot [%]	Andel P-tot [%]
BIO1	4,3	0,38
BIO2	3,8	0,30

Medelvärdet för utbytesfaktorn under åren 2003 till 2004 var ca 0,3 och 0,2 för BIO1 respektive BIO2.

De optimala förhållandena mellan COD:N:P för de båda biologierna beräknades och resultatet redovisas i tabell 8.

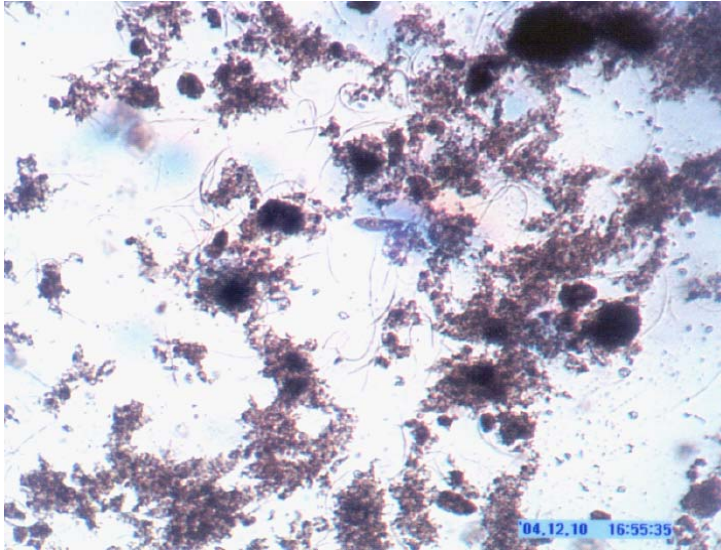
Tabell 8. Beräknade optimala COD:N:P-kvoter för BIO1 respektive BIO2.

Anläggning	COD:N:P [100:Xn:Xp]
BIO1	100:1,0:0,09
BIO2	100:0,6:0,05

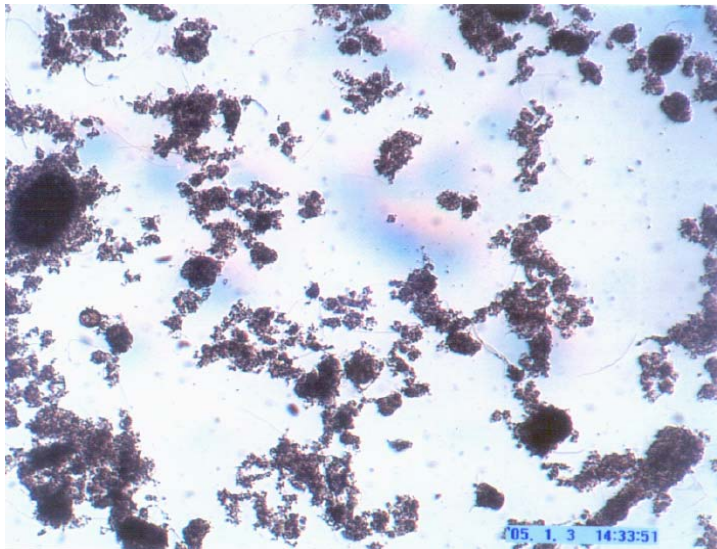
Med anledning av problemen med kraftig filamenttillväxt i framförallt BIO1 avrundades N_{slam} till 5 % och P_{slam} till 0,5 % för bioslammet i BIO1. Resultatet blev ett förhållande COD:N:P på 100:1,2:0,12 för BIO1. I BIO2 uppstår mer sällan problem med överdriven filamenttillväxt varför bara andelen fosfor höjdes något jämfört med det optimalt beräknade förhållandet. Doseringsnivån i BIO2 sattes således till 100:0,6:0,06.

6.2.1 Styrd dosering till BIO1

Den 15/12 2004 började man i BIO1 dosera efter det beräknade förhållandet COD:N:P = 100:1,2:0,12. Doseringen ser ut att ha fungerat väl i BIO1. Det är fortfarande inte lika väl-sedimenterande slam som i BIO2 och det finns fortfarande en del utstickande filament men det ser betydligt bättre ut än innan försöket startades. I figur 14 och 15 åskådliggörs mikroskopibilder av bioslammet några dagar före försöksstart samt efter att försöket pågått i knappt tre veckor.



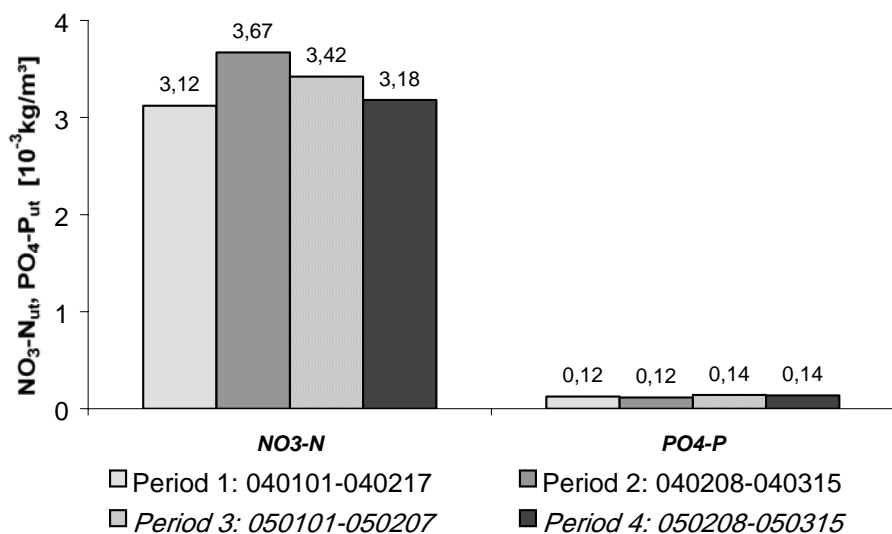
Figur 14. Mikroskopbild av bioslammet 2004-12-10, dagarna innan försöket startas. 39 gångers förstoring.



Figur 15. Mikroskopbild av bioslammet 2005-01-03. Nästan tre veckor efter att försöket med styrd närsaltdosering startats. 39 gångers förstoring.

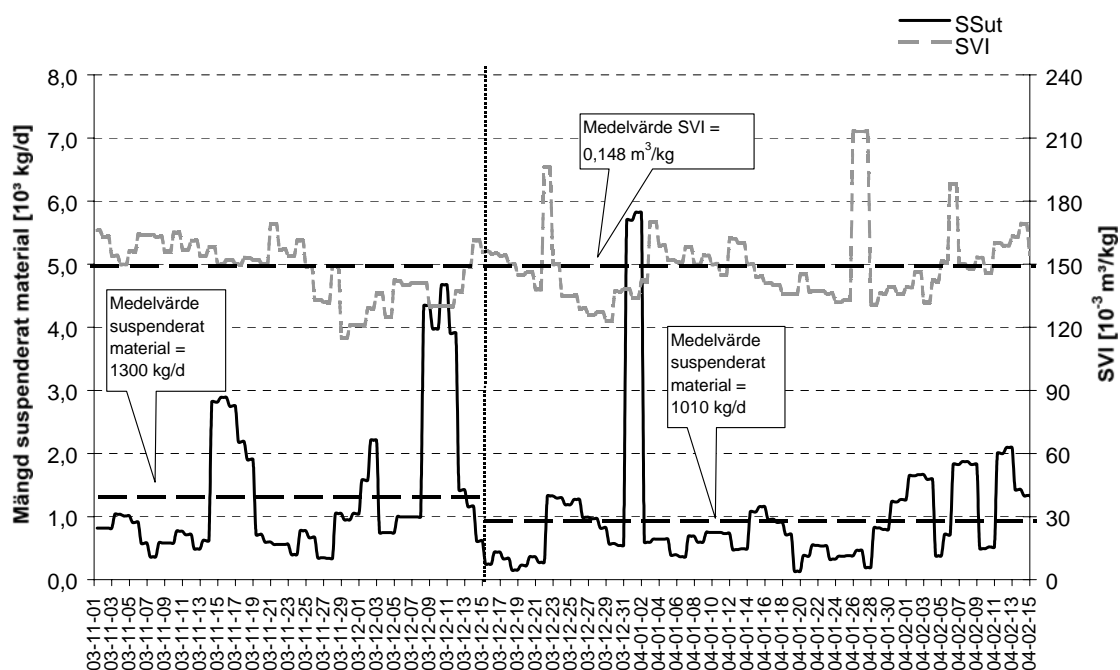
COD-reduktionen ser ut att ha ökat något sedan försöket startades. COD-reduktionen var under perioden första november till 15:e december 2004 i genomsnitt 81 %. Under de första två månaderna med styrd dosering har COD-reduktionen varit ca 84 %. Motsvarande perioder året innan hade 80 % respektive 81 % COD-reduktion (se figur 5 och 6 i bilaga 3).

Utsläppen av näringsämnen har varit stabil under hela försöksperioden och har trots överdoseringen av närsalter inte ökat nämnvärt. I figur 16 redovisas utsläppsmedelvärden för perioden precis före försökets start (period 3) samt under pågående försök (period 4). Även utsläppsmedelvärden för motsvarande tidsperioder året innan (period 1 och 2) presenteras i figuren. I figur 1 och 2 i bilaga 3 redovisas utsläppsnivåerna vid olika tidpunkter.

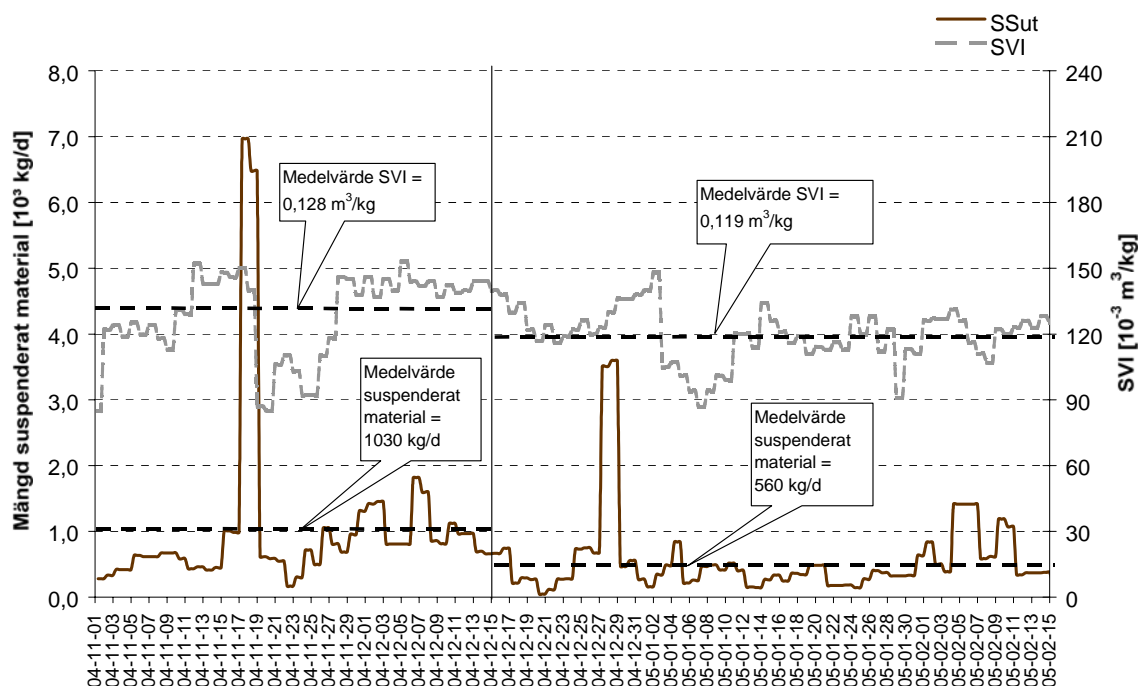


Figur 16. Utsläppsnivåer av nitratkväve och fosfat före- respektive under försöksperioden (*kursivt*) samt för motsvarande perioder ett år tidigare.

Mängden suspenderat material har minskat till nästan hälften jämfört med perioden strax före försökets början. Även slamvolymindex har minskat något. Jämfört med samma tidsperiod ett år tidigare ligger båda dessa parametrar på en lägre nivå, se diagram 17 och 18.



Figur 17. Mängd suspenderat material samt slamvolymindex i BIO1 under perioden 2003-11-01 till 2004-02-15.



Figur 18. Mängd suspenderat material samt slamvolymindex i BIO1 under perioden 2004-11-01 till 2005-02-15.

Sedan försöket startade har uttaget av överskottsslam från BIO1 ökat för att undvika att slamhalten blir för hög. Den ändrade doseringen innebär tydligen att en större andel av det nedbrutna organiska substratet används till syntetisering av ny biomassa, troligen på grund av den bättre tillgången på näringsämnen.

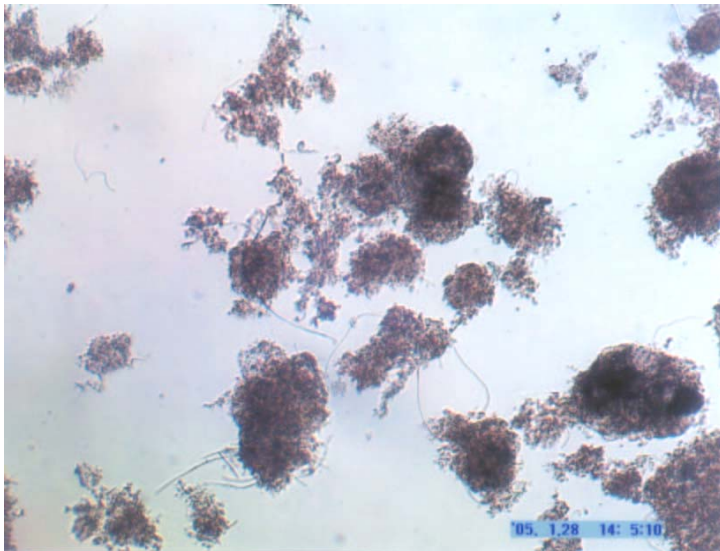
Mellan 2005-02-16 till 2005-02-21 förekom ingen produktion på PM11 och TMP3 vilket resulterade i att COD-belastningen till BIO1 under den här perioden minskade med ca 80 %. Under stoppet fortsatte den styrda doseringen av närsalter. Även sedan uppstart och återigen kraftigt ökande COD-belastning har anläggningen fortsatt att gå stabilt med låga utsläpp av både suspenderat material och närsalter.

Även om processen har gått till synes stabilt sedan doseringen förändrades, behövs dock ytterligare en längre tidsperiod studeras innan några säkra slutsatser om försöket kan dras. Framför allt är det intressant att se hur anläggningen klarar av eventuella årstidsvariationer och varierande vedkvaliteter i massproduktionen.

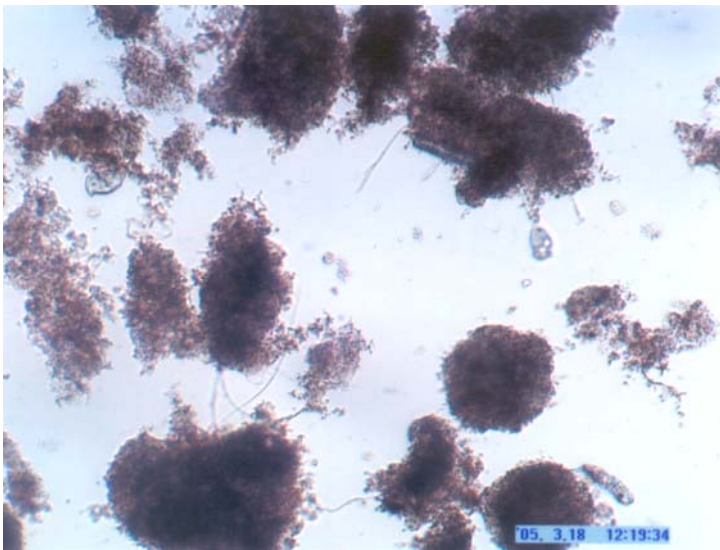
6.2.2 Styrda dosering till BIO2

I BIO2 påbörjades den styrda doseringen den 7:e februari 2005. Då med en COD:N:P-kvot på 100:0,6:0,06.

Efter att försöket med den styrda närsaltdoseringen till BIO2 har pågått i ungefär sex veckor ser även denna process ut att gå stabilt. Enligt figur 19 och 20 förekommer inte någon stor skillnad på slamsammansättningen före respektive efter försöksstart. Möjligtvis att närvaron av protozoer och metazoer är något högre i det senare fallet.



Figur 19. Mikroskopibild av bioslammet 2005-01-28 dagarna innan försöksstart. 98 gångers förstoring.



Figur 20. Mikroskopibild av bioslammet 2005-03-18, nästan sex veckor efter att försöket med styrd närsaltdosering startats. 98 gångers förstoring.

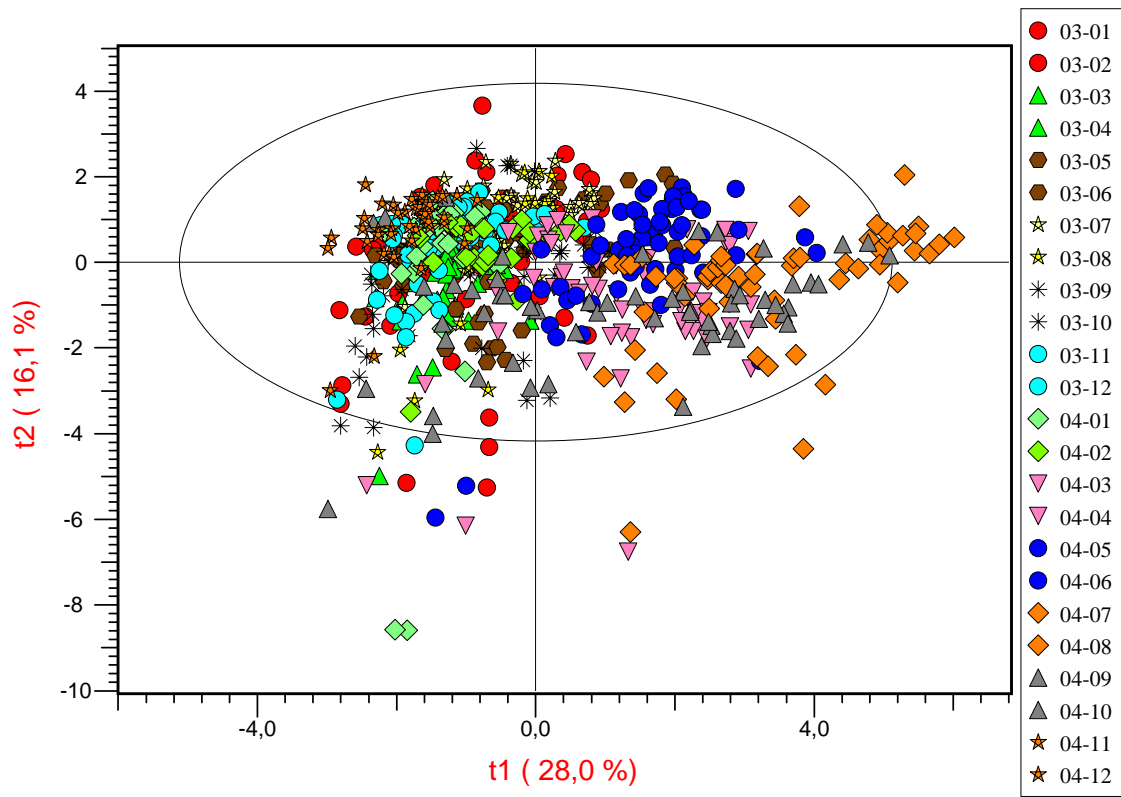
Inte heller utsläppsnivåer av kväve, fosfor, suspenderat material eller SVI har förändrats märkbart sedan försöket med styrd dosering startades i BIO2.

6.3 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DATA MED HJÄLP AV MULTIVARIAT ANALYS

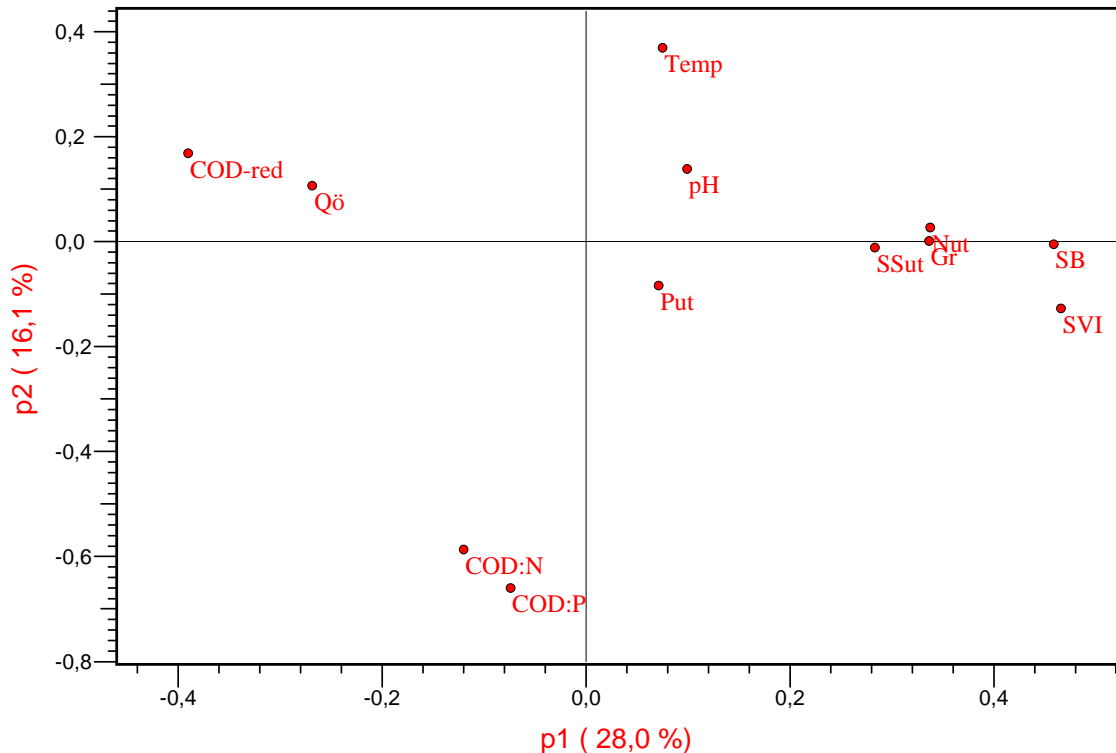
Data för perioden 2003 till 2004 har studerats med hjälp av multivariat analys. Förväntningarna på analysen var att få ökad förståelse för hur driftvariablerna som beskriver förhållandena i inkommande vatten påverkar reningsresultat och slamegenskaper. Framför allt önskas svar på vad som orsakar slamsvällning och höga utsläpp av fosfor.

6.3.1 Biologi 1

Resultatet från analysen av historiska data för BIO1 presenteras i figur 21a och 21b som score- och loading-diagram. Objekten i score-diagrammet är sorterade efter datum för att man på så sätt ska kunna följa hur förhållandena i BIO1 har förändrats med tiden.



Figur 21a. Score-diagram för PCA gjord för BIO1 under åren 2003-2004. Objekten är sorterade efter datum.



Figur 21b. Motsvarande *loading*-diagram för samma PCA.

Procentalen som angivs vid principalkomponenterna, förklarar hur väl modellen beskriver variationerna i det multivariata rummet. Modellen för förhållandena i BIO1 har en låg förklaringsgrad, (p1 [28,0 %] och p2 [16,1 %]).

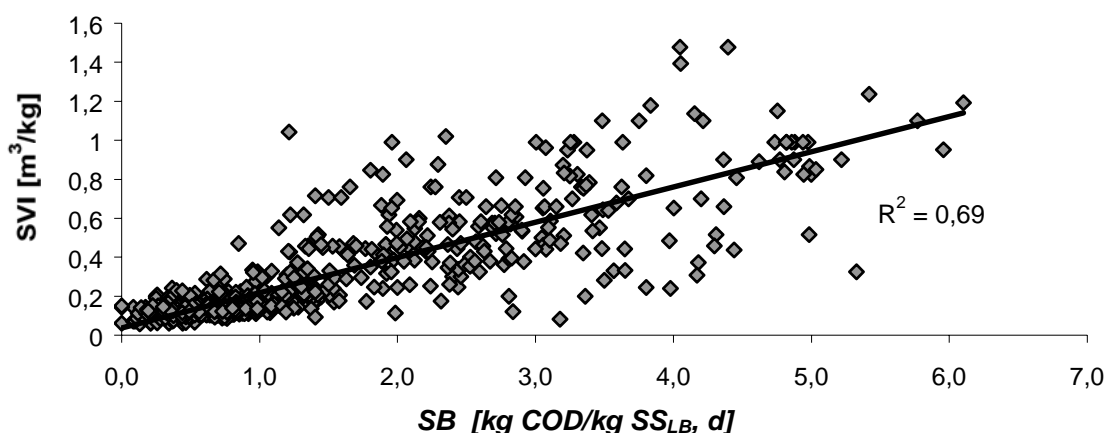
Figur 21a beskriver hur objekten är grupperade. Objekten i respektive grupp karaktäriseras av de variabler som ligger på motsvarande position i figur 21b. Objekten för perioden mars till oktober 2004 drar sig längre och längre åt höger. Placeringar som innebär förhållanden med hög slambelastning och höga slamvolymindex, höga halter partikulärt material i utgående vatten samt låg COD-reduktion. Objekten för slutet av oktober samt november och december 2004 ligger på motsatt sida om origo vilket innebär att de däremot karaktäriseras av rakt motsatta förhållanden. Även november till december 2003 samt januari och februari 2004 ligger placerade till vänster om origo vilket betyder låga värden på slamvolymindex och slambelastning samtidigt som COD-reduktionen är hög. Perioden juli till augusti 2003 ligger strax ovanför origo vilket beror av att perioden karaktäriseras av höga temperaturer. Enligt bilaga 3 karaktäriseras motsvarande period 2004 också av höga temperaturer men samtidigt även av höga värden på bland annat slamvolymindex. Eftersom komponent p1 har en högre förklaringsgrad väger den tyngre och objekten dras mer åt höger istället för uppåt.

Med bakgrund av att bara två års värden har utvärderats är det svårt att dra några slutsatser om eventuella årstidsvariationer.

Samband mellan driftvariabler

Ur loading-diagrammet erhålls ytterligare viktig information om systemet i form av hur de studerade variablerna förhåller sig till varandra. Enligt figur 21b finns det fyra tydliga grupperingar. En av grupperna består av variablerna COD:N och COD:P.

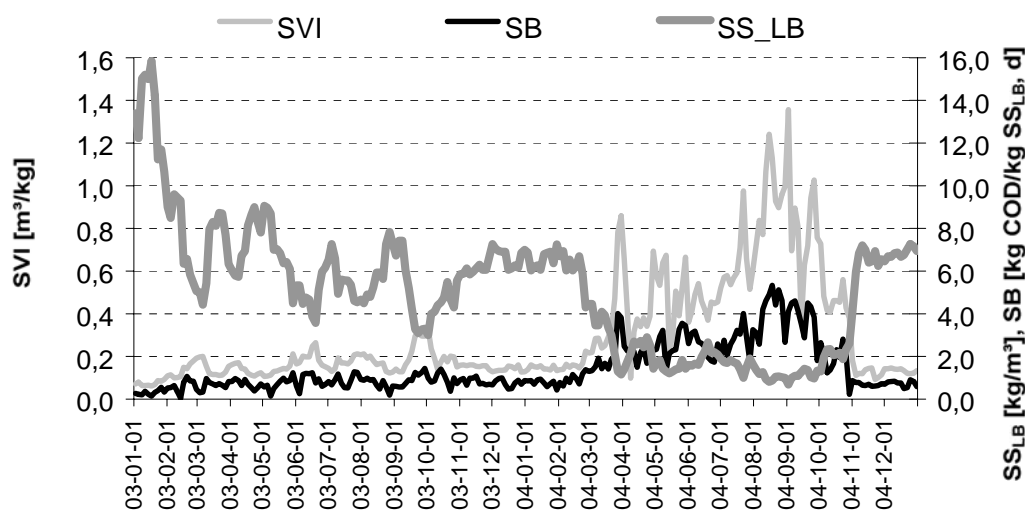
Sambandet var väntat då näringsämnen doseras som en sammansatt näringslösning bestående av 26 % kväve och 6 % fosfor. Sambanden mellan de utgående variablerna SS_{ut} , Gr och N_{ut} var också förväntade. Grumlighet och suspenderat material är två olika metoder att mäta mängden partiklar i vattnet. Nitrathalten i utgående vatten mäts på ofiltrerade prover varför en hög koncentration partiklar resulterar i höga halter nitratkväve till följd av att grumligheten stör analysen. Dessa grupper visar bara att modellen ser ut att stämma med verkligheten. Övriga två grupperingar är emellertid mer intressanta och bör studeras vidare. Sambandet mellan slambelastningen (SB) och slamvolymindex (SVI) stämmer med litteraturen, nämligen att ett högt slamvolymindex kan vara en följd av en hög slambelastning. Förklaringen skulle kunna vara att den höga SB orsakar en ökad halt av filamentösa bakterier och även ökad slembildning i slamflockarna vilket bidrar till ett sämre sedimenterande slam. Då värden på dessa båda variablerna plottas mot varandra kan en tydlig korrelation konstateras, se figur 22.



Figur 22. Korrelation mellan slamvolymindex och slambelastning. Med hänsyn tagen till slamåldern är värden på SVI förskjutna med fem dygn i förhållande till SB

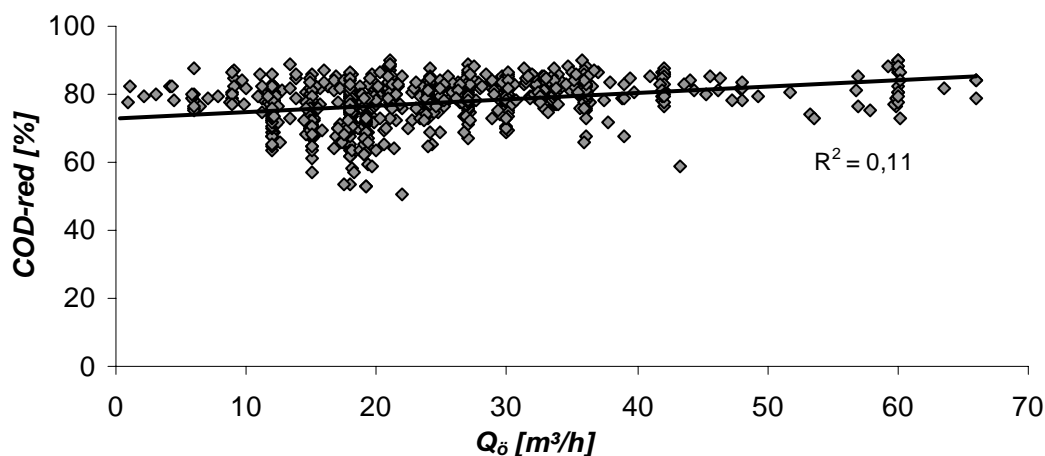
Med anledning av att både slamvolymindex och slambelastningen är beräknade med hjälp av slamhalten (SS_{LB}), vilket framgår av tabell 3, undersöks om korrelationen i figur 22 kommer av slamhaltsberoendet eller av förändringar i mikrofloran.

I figur 23 redovisas hur slamhalten, slamvolymindex och slambelastningen varierar med tiden. Av figuren framgår tydligt att samtidigt som SS_{LB} ökar, minskar både SVI och SB. Motsvarande ökar värdena på dessa båda variabler till följd av en minskad slamhalt. Det är därför rimligt att anta att den korrelation som återges i figur 22 kommer sig av att både SB och SVI är beräknade med hjälp av slamhalten och korrelationen går därför inte att koppla till förändringar i mikrofloran i det aktiva slammet.



Figur 23. Tredygnsmedelvärden för slamhalt, SS_{LB} , slamvolymindex, SVI, och slambelastning, SB. Ingen tidsförskjutning mellan variablerna.

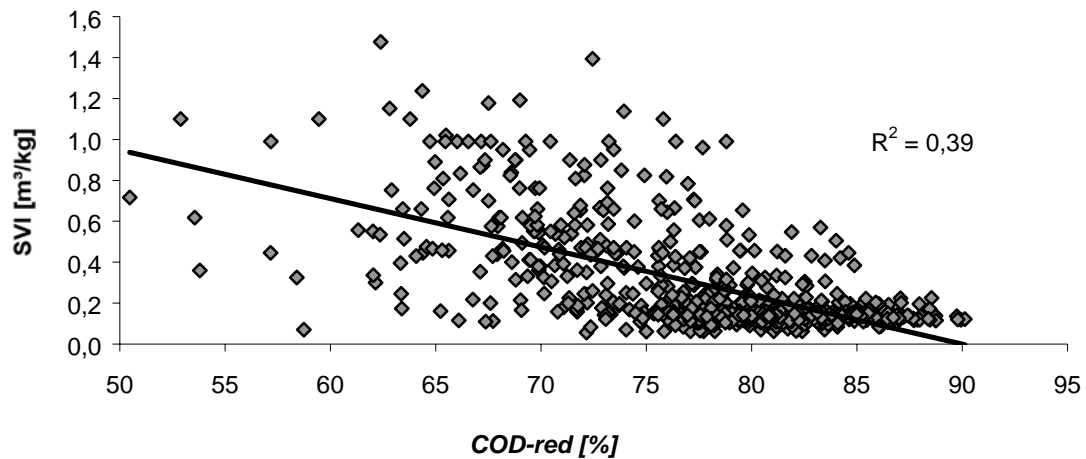
Den fjärde och sista grupperingen som åskådliggörs i figur 21b, visar på en möjlig korrelation mellan variablerna COD-reduktion och flödet på överskottslammet Q_{δ} . En xy-plot av de båda variablerna visar att mycket svag korrelation föreligger, se figur 24.



Figur 24. Korrelation mellan COD-reduktionen och flödet på överskottslammet.

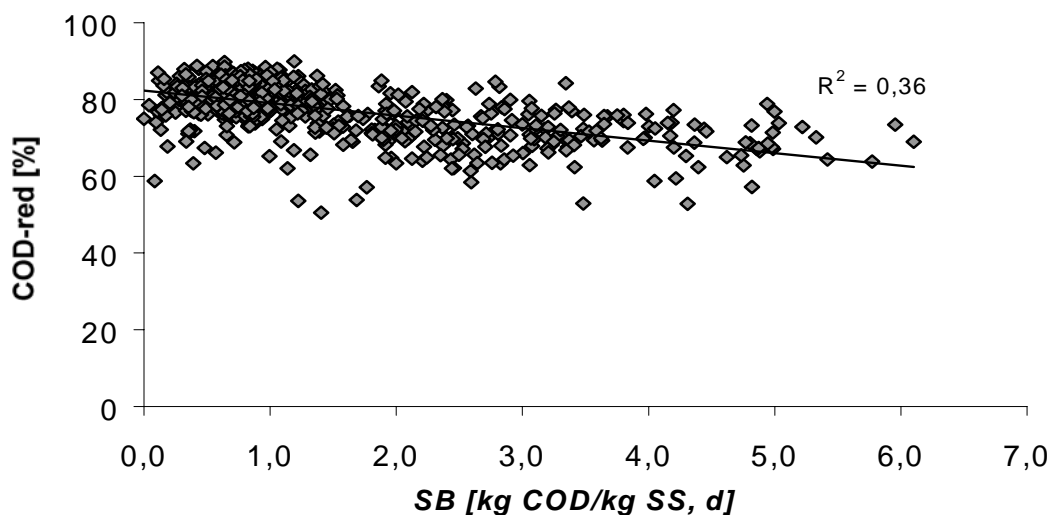
Enligt figur 2 i bilaga 2 ligger både Q_{δ} och COD-red på en låg nivå under perioden mars till oktober 2004. Under denna tidsperiod är även slamhalten mycket låg enligt figur 23. Problemen med låga slamhalter är sannolikt orsaken till att flödet på överskottslammet sänkts i ett försök att höja slamhalten i luftningsbassängen. Det är möjligt att även den låga COD-reduktionen under denna tidsperiod är beroende av den låga slamhalten.

På samma sätt som grupperade variabler kan vara positivt korrelerade kan variabler som ligger på motsatt sida om origo vara negativt korrelerade. Detta skulle kunna gälla för slamvolymindex och COD-reduktionen. Även om variablerna inte ligger exakt på en linje genom origo är det ändå intressant att studera om de båda variablerna är negativt korrelerade med varandra.



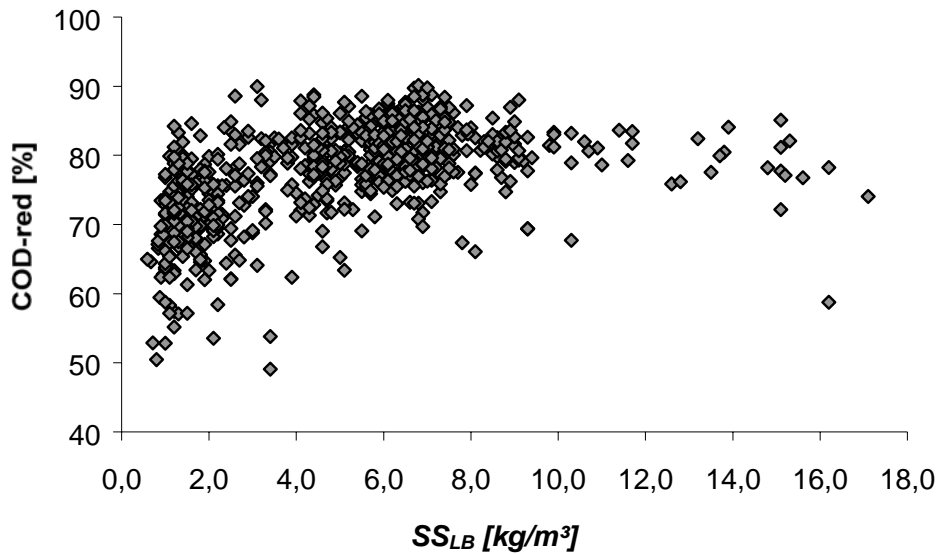
Figur 25. Korrelation mellan slamvolymindex och COD-reduktion.

Enligt figur 25 förekommer en svag, negativ korrelation mellan COD-reduktionen och slamvolymindex vilket skulle kunna innebära att en mikroflora som effektivt klarar av att bryta ner de organiska föroreningarna i avloppsvattnet bildar ett slam som är väl sammansatt av filamentösa och flockbildande bakterier och således sedimenterar väl. Alternativt kommer korrelationen av att en hög slamhalt, vilket oftast ger ett lågt SVI, också ger en bättre COD-reduktion då belastningen per bakterie blir lägre. På motsvarande sätt är det intressant att undersöka om det även kan finnas viss korrelation mellan COD-reduktionen och slambelastningen trots att inte heller dessa variabler ligger på en linje genom origo, se figur 26.



Figur 26. Korrelation mellan COD-reduktionen och slambelastningen.

Liksom för korrelationen med slamvolymindex finns en negativ korrelation mellan slambelastning och COD-reduktion i BIO1. Även här är det rimligt att anta att korrelationen beror av slamhalten. Antagandet bekräftas genom att studera slamhalten i förhållande till COD-reduktionen, se figur 27 (ingen tidsförskjutning mellan COD-red och SS_{LB}).



Figur 27. Slamhaltens inverkan på COD-reduktionen.

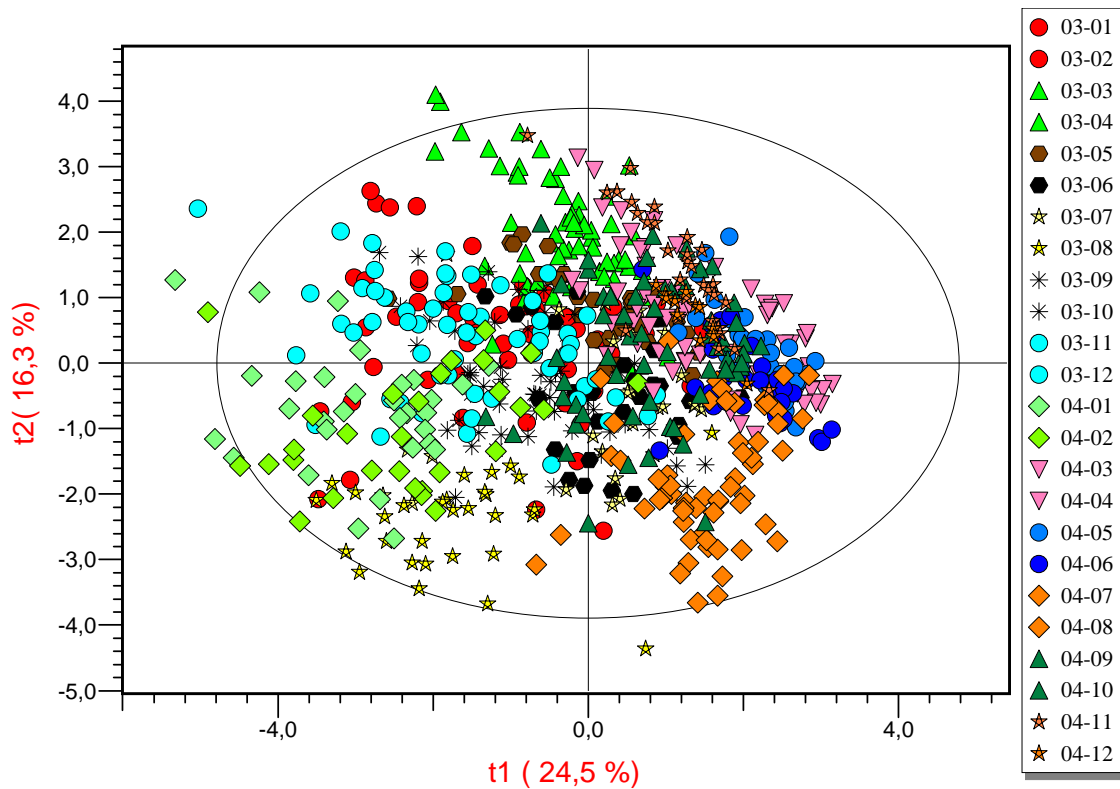
Enligt figur 27 ökar COD-reduktionen med en ökad slamhalt, upp till slamhalter på ca 7,50 kg/m³. Ytterligare ökning av slamhalten ser inte ut att resultera i någon ökad COD-reduktion.

Variablerna som representerar fosfathalten i utgående vatten samt pH-värdet på inkommande vatten, är i figur 21b placerade nära origo. Deras position innebär att de har en begränsad inverkan på modellen. För pH är anledningen sannolikt att pH-värdet håller sig relativt konstant, med mestadels mycket små variationer. Fosfathalten däremot varierar kraftigt emellanåt (se figur 1 i bilaga 2). Placeringen nära origo tyder således på att variationerna ej är systematiska utan uppkommer till synes slumpmässigt.

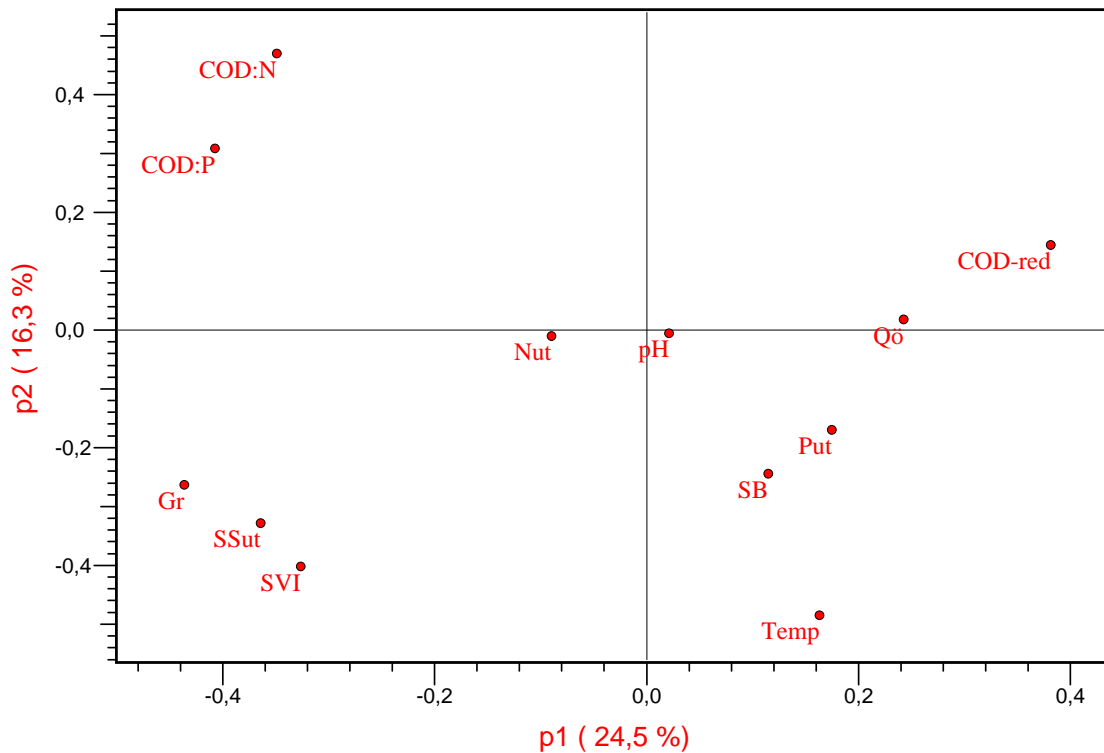
Multivariat analys av historiska driftdata kan inte klargöra orsakerna till problem med slamsvällning och höga fosforutsläpp. Modellen bekräftar emellertid samband mellan driftvariabler som redan tidigare var kända samt resulterar i att korrelationen mellan slamhalt och COD-reduktion kan konstateras.

6.3.2 Biologi 2

På samma sätt som för analysen av BIO1 redovisas resultatet från den multivariata analysen av BIO2 med hjälp av *score*- och *loading*-diagram, se figur 28a och b.



Figur 28a. Score-diagram för PCA gjord för BIO2 under åren 2003-2004. Objekten är sorterade efter datum.



Figur 28b. Loading-diagram tillhörande samma PCA som score-diagrammet ovan.

Score-plotten i figur 28a, visar att det finns några tydliga grupperingar av objekten då de sorteras månadsvis.

Perioden januari till februari 2004 karaktäriseras av höga nivåer på SVI och suspenderat material i utgående vatten, men även av en låg COD-reduktion då objekten är placerade nere i vänstra hörnet. Enligt digrammen i bilaga 2 karaktäriseras perioden även av lägre slamhalter. Sommarmånaderna juli och augusti 2003 är också placerade i samma område om än något närmre mittlinjen. Under perioden förekommer såldes höga nivåer på SVI och SS_{ut}, men även temperaturen är hög under perioden. Även slamhalten är tillfälligt låg. Motsvarande period 2004 ligger längre åt höger vilket innebär höga temperaturer på inkommande vatten samtidigt som doseringen av kväve och fosfor är låg. COD-reduktionen ligger trots detta på en hög nivå. April och maj 2004 bildar tillsammans med juli samma år, en gruppering långt ut till höger på mittlinjen. Perioden karaktäriseras av höga flöden på överskottslammet men framför allt av en hög COD-reduktion. Vintermånaderna under 2003 har försämrade COD-reduktion och låg temperatur och ligger av den anledningen placerade till vänster om mittlinjen.

Samband mellan driftvariabler

Loading-diagrammet i PC-modellen för BIO2 (figur 28b) har grupperat variablerna Gr, SS_{ut} samt SVI tillsammans. Alltså ett liknande scenario som för PC-modellen över BIO1. Sambandet innebär således inte någon ny information om systemet då ökad halt suspenderat material är en naturlig följd av ett slam som sedimenterar dåligt och därför har ett högt värde på SVI. Förutom för variablerna COD:N och COD:P, som precis som förväntat ligger nära varandra, återfinns inga tydliga grupperingar bland övriga variabler. Vad man emellertid kan notera är att variablerna COD:P och P_{ut} ser ut att ligga längs en linje på var sin sida av origo. Förhållandet indikerar att höga fosforutsläpp kan vara ett resultat av låg dosering av fosfor i förhållande till mängd COD i inkommande avloppsvatten. En xy-plot av de båda variablerna visar dock att någon negativ korrelation inte föreligger.

Både pH och N_{ut} ligger nära origo och har således liten inverkan på modellen. Även i BIO2 varierar pH-värdet förhållandevis lite och påverkar därför inte systemet nämnvärt. Detsamma gäller för N_{ut}. Även P_{ut} och SB ser ut att ha liten inverkan trots att variablerna enligt figur 4 respektive 7 i bilaga 2, varierar ofta. Då variationerna uppkommer utan tydlig systematik i förhållande till övriga studerade variabler, blir deras inverkan på modellen liten och variablerna placeras nära origo.

Modellen från den multivariata analysen av driftförhållandena i BIO2 ger ingen information som hjälper till att klargöra orsakerna till slamsvällning eller höga fosforutsläpp. Liksom i fallet med analysen av BIO1 konstaterar den emellertid redan kända samband.

7. DISKUSSION

7.1 KARTLÄGGNING AV INKOMMANDE VATTENS KEMISKA SAMMANSÄTTNING

7.1.1 Variationer i COD-koncentration i samband med olika grad av oxiderande blekning

Att COD-koncentrationen varierar med varierande blekningsgrad var känt. Däremot har man tidigare utgått från en tidsfördröjning på ca ett dygn in till BIO1. Analysen som genomförts tyder dock på att denna tidsfördröjning snarare är 12 timmar. Med bakgrund av denna information kan man i driften av vattenreningsprocessen ligga steget före och i ett tidigare skede justera doseringen av närsalter inför en produktionsförändring. På så sätt kan näringssammansättningen för mikroorganismerna ytterligare optimeras. För BIO2 varierar COD-koncentrationen betydligt mindre och ökningen sker under en avsevärt längre tidsperiod. Detta beror dels på att en mindre andel av inkommande vatten direkt påverkas av den oxiderande blekningen. Dels på att utgående avloppsvatten från BIO1 med förhöjd COD-halt tillförs BIO2 drygt ett dygn senare till följd av uppehållstiden i luftnings- respektive sedimenteringsbassängen i BIO1.

7.1.2 Variationer i COD-sammansättning i samband med olika grad av oxiderande blekning

Undersökningarna av hur COD-sammansättningen förändras i samband med förändrad blekning resulterade i lite olika resultat. Resultatet från analysen av COD respektive BOD₇ är intressant. Enligt litteraturen kräver lättnedbrytbart organiskt substrat ett överskott på näringsämnen eftersom dessa diffunderar in i cellen. Informationen om COD-sammansättningens variationer motiverar en förberedd doseringsökning i samband med ökad grad av oxiderande blekning.

Vid försöket med COD-analys på olika filtrat kunde dessvärre inga liknande slutsatser dras. Liksom vid försöket med variationerna i COD-koncentration hade det troligen behövts betydligt högre provtagningsfrekvens för att bättre fånga upp variationerna i COD-sammansättning i förhållande till mängd doserade blekkemikalier. En annan anledning skulle kunna vara att skillnaderna i filtrens genomsläpplighet inte är tillräckligt stor för att tydligt åtskilja lösta föreningar av olika molekylstorlek varför den skillnad som erhålls blir istället endast en avskiljning mellan olika mängder suspenderat material. Ytterligare en anledning som skulle kunna ha bidragit till det erhållna resultatet kan vara otillräcklig noggrannhet vid analystillfällena. Analysen omfattar flera moment och spädningar och det är möjligt att dessa faktorer till viss del kan ha påverkat resultatet.

7.1.3 Mängd lättillgängliga näringsämnen i inkommande avloppsvatten

I analysen av mängden lättillgängliga näringsämnen som följer med inkommande avloppsvatten in till vattenreningsanläggningarna, är det vid första anblick lite förvånande att COD:N_{tot} in till BIO2 är så mycket högre än för BIO1. Näringsämnena i avloppsvattnet kommer i huvudsak från den använda veden och borde därför framför allt förekomma i BIO1 vilket stämmer väl med avseende på fosfor.

En anledning till det erhållna resultatet kan vara att till försedimenteringen i BIO2 pumpas överskottslammet från BIO1. Det är troligt att det i försedimenteringsbassängen förekommer viss nedbrytning av bioslammet, i huvudsak anaerob. Vid nedbrytningen

mineraliseras en del närsalter och dessa tillförs avloppsvattnet. Kväve tillförs då i form av ammonium. Eftersom kväveinnehållet i bakteriecellen är ca tio gånger högre än fosforkoncentrationen kan detta vara en förklaring till att ammoniumhalten i vattnet ut från försedimenteringen, vilket motsvarar inkommande vatten till BIO2, innehåller nästan tio gånger mer kväve än fosfor. Samtidigt tillförs både kväve och fosfor BIO2 med utgående vatten från BIO1. Mängden närsalter som härrör från BIO1 motsvarar ca 2,5 % av inkommande mängd kväve och 12 % av fosformängden.

7.2 FÖRSÖK MED STYRD DOSERING AV NÄRSALTER

I försöket med styrd närsaltsdosering utgick man från en något högre nivå av kväve och fosfor än vad som beräknats utifrån slammets sammansättning. Ingen hänsyn togs heller till mängden närsalter som tillförs med inkommande vatten eller till övriga faktorer så som exempelvis slamåldern vilken påverkar behovet av tillförda närsalter.

Överdoseringsen var medveten då man som ett första steg framför allt ville komma tillrätta med kraftig filamenttillväxt. Dessutom var doseringsförhållandet 100:1,2:0,12 för BIO1 väl i överensstämmelse med medelvärdet på de tre senaste årens dosering. Detsamma gäller för kvoten för BIO2 100:0,6:0,05. Alltså innebar den föreslagna doseringen inte någon nämnvärt förhöjd kemikalieförbrukning utan förhoppningsvis bara en effektivare dosering jämfört med tidigare år.

För BIO1 har försöket pågått i drygt två månader och ser ut att ha fungerat väl. Om anläggningen fortsätter att gå bra och filamenttillväxten ser ut att kunna stävjas kan justeringar av doseringsmängden göras så att hänsyn till framför allt inkommande mängd näringsämnen tas. Anledningen till att detta inte gjorts tidigare beror på att närsaltsanalysen på inkommande vatten inte företogs förrän doseringsförsöket redan initierats. En annan anledning till att dosering gjorts efter den högre kvoten är att man inte velat riskera den erhållna stabila driften genom en sänkt doseringsnivå, trots att stabil rening teoretiskt borde bli resultatet även med den lägre doseringskvoten. Resultatet av en successiv minskning av doseringsnivån är intressant ur en ekonomisk synvinkel, men enbart så länge en stabil drift kan upprätthållas. Man är även mån om att minimera utsläppen av näringsämnen till recipienten.

Att slamproduktionen i BIO1 ökat sedan doseringsförsöket startades tolkas som att slammet utnyttjar näringsämnena bättre. En ökad tillgång på närsalter i förhållanden till mängden COD som bryts ner, innebär att mer av det tillgodogjorda kolhaltiga substratet kan användas till syntetisering av ny biomassa. Den ökade slamproduktionen är dock en nackdel då allt slam ska omhändertas. En ökad slamproduktion kräver således mer resurser i form av ökade kostnader för kemikalier i samband med slamhanteringen.

För BIO2 har försöket med styrd närsaltsdosering inte resulterat i några tydliga förändringar av driftförhållandena. Anledningen kan dels vara att försöket inte pågått under tillräckligt lång tid då det startades betydligt senare än i BIO1. Dels är en trolig förklaring att man även före försökets start har kunnat hålla en jämn doseringsnivå eftersom variationerna i COD-belastning in till BIO2 normalt varit relativt små.

7.2.1 Möjligheter till justering av doseringskvoter

Med utgångspunkt från de doseringsnivåer som tillämpats i försöket med styrd dosering och som inneburit en överdosering av närsalter, kan kvoterna justeras för att ta hänsyn till den mängd näringsämnen som tillförs systemet med inkommande avloppsvatten.

Genom att utgå från de lägsta nivåer som uppmätts i studien, enligt tabell 8b, undviks risken för underdosering av närsalter. De föreslagna doseringsnivåerna åskådliggörs i tabell 9.

Tabell 9. Föreslagna nivåer för dosering av närsalter. Hänsyn är tagen till mängd näringsämnen i inkommande avloppsvatten.

Anläggning	Nuvarande doserad COD:N:P-kvot	Korrigerad doserad COD:N:P-kvot
BIO1	100:1,2:0,12	100:0,8:0,09
BIO2	100:0,6:0,06	100:0:0,05

Med denna korrigerad dosering kan tillgängliga näringsämnen förväntas utnyttjas mer optimalt samtidigt som kostnaden för närsaltskemikalier kan minskas jämfört med dagens dosering.

7.3 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DRIFTSDATA

Anledningen till att objekten för BIO1 under perioden mars till oktober 2004, placerar sig långt till höger i score-diagrammet är sannolikt att pumpningen av överskottsslam mellan biologierna förändrats under denna period. Efter att tidigare ympat in det bättre sedimentterande slammet från BIO2 till BIO1 fick man under en period problem med driften och man övergick till att istället pumpa BIO1s överskottsslam till BIO2. Förändringen genomfördes under februari månad. Konsekvensen blev dessvärre ett betydligt sämre slam i BIO1 där problem med mycket filament och mycket låga slamhalter uppstod. Resultatet blev bland annat slamsvällning och slamflykt men även försämrade COD-reduktion. Något som tydligt återspeglar sig i den multivariata analysen. Både ett högt slamvolymindex, en hög slambelastning och dålig COD-reduktion har sitt ursprung i en låg slamhalt i luftningsbassängen. Eftersom slammet inte klarar av att växa till erhålls en ond spiral där driften successivt försämras i flera avseenden. I slutet av oktober 2004 återgick man till att pumpa överskottsslam från BIO2 in till BIO1. Resultaten lät inte vänta på sig. Slamhalten i BIO1 tredubblades inom loppet av knappt två veckor vilket medförde att slamvolymindex och slambelastning minskade samtidigt som COD-reduktionen steg.

En av orsakerna till att slammet i BIO2 generellt sett är bättre, d.v.s. har bättre sedimenteringsegenskaper, kan vara att man i BIO2, när vattnet går från LB1 och LB2 över till den större LB5, tillsätter järnsulfat för att erhålla viss simultanfällning av fosfor och organiskt material. Förutom att metalljonerna binder till fosfatmolekylerna stärker de även bakterieflocken. Tillsatsen av flervärt järn tros kunna vara en bidragande orsak till den förbättrade driften, både genom dess flockningsegenskaper, men även som mikronäringsämne för mikroorganismerna. Det är möjligt att organismerna i framförallt BIO1 lider brist på just järn då EDTA, vilken tillsätts vid den oxiderande blekningen, komplexbinder metallen hårt och därmed gör järnet otillgängligt för mikroorganismerna. En annan orsak till det bättre slammet i BIO2 kan vara att COD-belastningen på anläggningen är lägre samtidigt som COD-variationerna in till BIO2 är lägre jämfört med till BIO1. Bakterierna i BIO2 utsätts därför inte för stötblastningar och stress på samma vis.

De höga temperaturerna för sommarmånaderna beror av att kylvattnet som används i värmeväxlarna håller betydligt högre temperaturer än under vintermånaderna. Detsamma gäller även för den luft som används vid kylningen i kyltornen innan BIO2.

Med anledning av att bara två år studerats och att driften av processen under stora delar av perioden drivits på olika vis, är det svårt att dra några slutsatser om eventuella årstidsvariationer, undantaget höga temperaturer under sommarmånaderna. Eftersom massa- och pappersproduktionen förändrats i samband med igångsättandet av PM11 under 2002, är det inte heller intressant att studera driftsdata från perioder före 2003.

När det gäller de periodvis höga utsläppsnivåerna av fosfor erhålls ingen information om orsakerna utifrån den multivariata analysen. Anledningen kan vara att utsläppen orsakas av flera olika faktorer. Man kan tänka sig att utsläppen orsakas av en överdosering av närsalter, ovanligt höga halter fosfatfosfor i inkommande avloppsvatten eller att det sker en mineralisering av bioslammet och frigörelse av fosfat i eftersedimenteringsbassängen. Det senare gäller framför allt vid höga slamåldrar. Man kan även tänka sig att det kan ske ett fosforsläpp i samband med anaerobt upptag av lättillgängligt organsikt material. Något som förekommer i system med biologisk fosforrening (Dick, 2001). Den studerade biologiska vattenreningsanläggningen har emellertid ingen avsiktlig anaerob zon varför helt anaeroba förhållanden knappast förekommer annat än eventuellt i mitten av slamflockarna. En annan teori kan vara att den tillsatta mängden EDTA inte komplexbundet alla metalljoner i avloppsvattnet. I aeroba miljöer kan exempelvis trevärda järnjoner binda till fosfatfosforjoner. Om förhållandena övergår till att bli anaeroba, exempelvis i sedimenteringsbassängen, reduceras det trevärda järnet till att bli tvåvärt. Det kan då inte längre binda den trevärt negativa fosfatfosforjonen varför denna frigörs och fosfatkoncentrationen ökar i avloppsvattnet (Röttorp, 2005).

Den låga förklaringsgraden för den multivariata analysen för båda biologerna kan till viss del förklaras av att variationen hos variablerna inte alltid är systematisk utan ibland uppkommer till synes slumpmässigt. Detta kan dels bero på att massa- och pappersproduktionen varierar och att det ibland blir ett tillfälligt stopp på en eller flera produktionsenheter. Stoppen kan röra sig om enstaka timmar men ibland även flera dagar. Stoppen innebär att vattenflöden och avloppsvattnets kemiska sammansättning varierar. Variationerna kan ibland bli kraftiga beroende på vilken produktion som står still. De olika produktionsenheternas COD-bidrag åskådliggörs i tabell 1 och 2. Dessa faktorer påverkar det biologiska systemet som aldrig hinner nå jämvikt. Den dåliga förklaringsgraden kan även bero av att det mikrobiologiska systemet i sig är mycket flexibelt. I ett fysikaliskt system finns ofta tydliga samband mellan orsak och verkan. Bakterier däremot är otroligt anpassningsbara där små förändringar i den omgivande miljön innebär att nya bakterietyper tar över och dominerar vilket gör att det mikrobiologiska systemet kontinuerligt förändras. Det kan också vara så att komplexa system där sambanden exempelvis är olinjära, inte kan beskrivas i en tvådimensionell rymd.

Att inte analysen varit mer lyckosam beror troligen på just flexibiliteten i det biologiska systemet. Det gör att det är ont om systematiska samband. Samtidigt kan det vara så att en del av de studerade driftsvariablerna inte är riktigt representativa när det gäller att beskriva det biologiska systemet. Exempelvis kanske inte SVI är den bästa metoden att beskriva hur väl slammet sedimenterar. Det är möjligt att karaktärisering av slammet med hjälp av filamentindex (Jenkins, 2004) skulle kunna ge en tydligare koppling till exempelvis SB eller COD:N och COD:P. Även vedsammansättningen kan möjligtvis vara av betydelse för hur mikrobiologin förändras. Koncentrationen av näringsämnen, terpenier, tanniner och andra extraktivämnen varierar sannolikt under olika delar av året.

Näringsämnen kan bland annat förväntas vara högre under tillväxtsäsongen än under vintertid. Veden som används under sommarmånaderna har exempelvis lagrats till skillnad från resten av året då färsk ved används vid massatillverkningen. Lagrad ved kräver bland annat mer blekningskemikalier än färsk ved. Med anledning av bristen på information inom detta område har vedegenskaperna inte tagits med i den multivariata analysen. Det skulle emellertid vara av intresse att vid ett senare tillfälle studera om och hur vedsamansättningen varierar och vad variationerna kan ha för effekt på mikroorganismerna i det aktiva slammet.

De variabler som togs med i modellen antogs antingen påverka mikrobiologin eller vara ett resultat av förändringar i densamma. Syrehalten i bassängen är ofta en viktig variabel för driften men med anledning av att de syrehaltsmätningar som finns att tillgå misstänks ha allt för stor osäkerhet på grund av mätfel, valdes dessa mätningar att uteslutas ur modellen.

7.4 FÖRSLAG PÅ FÖRBÄTTRINGAR

Ammoniumkväve är den kväveform som mikroorganismerna i första hand tillgodogör sig. Det är därför lämpligt att istället för analys av nitratkväve göra motsvarande analys av ammoniumkväve på utgående vatten. På så vis erhålls ett bättre mått på hur väl den tillsatta kvävefraktionen tillgodogörs av bakterierna. Med tillförlitliga och lättanvända analysmetoder är det smidigt att utöka antalet analyser till att omfatta även ammonium- och fosfathalter i inkommande avloppsvatten. Utifrån dessa kan sedan mängden doserade närsalter korrigeras för ytterligare optimering.

Det kan vara intressant att genomföra ytterligare mätningar på hur COD-koncentrationen varierar i samband med förändrad grad av oxiderande blekning. Med ett bredare och därmed mer tillförlitligt underlag för hur variationerna ser ut kan dessa kopplas ihop med produktionsplanerna för de olika produktionsenheterna och presenteras i WinMOPS som förväntade COD-koncentrationer. Detta är framför allt intressant för linje PM11 där variationerna i driften är stora. Man kan även tänka sig att installera någon typ av online-instrument för mätning av COD-koncentrationen på inkommande vatten till luftningsbassängerna. Liksom för många typer av mätinstrument för mätningar online är det dock svårt att kontinuerligt erhålla tillförlitliga mätresultat eftersom instrumenten i allmänhet kräver mycket underhåll för att fungera väl.

På längre sikt kan man tänka sig att det är möjligt att installera mätinstrument för mätning av fosfatfosfor-, COD- och ammoniumkvävekonzentrationen online på inkommande vatten och sedan reglera doseringen av närsalter utifrån dessa värden. Regleringen görs då med en så kallad framkoppling. Tillsammans med framkoppling kan man även tänka sig att reglera närsaltdoseringen med en återkoppling av koncentrationen av fosfatfosfor och ammoniumkväve i utgående vatten. För att en återkoppling ska vara lämplig förutsätts emellertid att utgående koncentrationer är direkt relaterade till doseringsnivån eller andra kända styrbara parametrar. Ännu är orsakerna till de stundtals höga fosfatfosforkonzentrationerna inte klarlagda varför det i nuläget vore olämpligt att reglera fosfordoseringen utifrån utgående koncentrationer. Vad gäller reglering med återkoppling utifrån utgående COD-konzentration kan även detta vara vanskligt med anledning av att filamentösa bakterier är lika effektiva COD-reducerare som flockbildande bakterier men oönskade på grund av sina dåliga sedimenteringsegenskaper. Först när bristen på närsalter är stor kan COD-reduktionen påverkas i någon högre utsträckning.

Möjligheten att doseringen av järnsulfat har en positiv inverkan på flockstrukturen i slammet i BIO2 skulle kunna testas även för BIO1. Dosering av kemikalier, framför allt i form av metallsalter är varken kostnadseffektivt eller miljövänligt, men kan vara nödvändigt att ta till när man får problem med flockningen för att minska utsläppen av framförallt suspenderat material.

Det är lämpligt att införa rutiner för kontinuerlig mikroskopering av det aktiva slammet. Mikroskoperingen kan ge värdefull information om slammets hälsa och ger framför allt bra information om förhållandena mellan frisimmande, flockbildande och filamentösa bakterier men även mängden högre djur. Resurser i form av mikroskop finns redan att tillgå.

Den dåliga tillförlitligheten hos syremätarna är ett problem som man bör försöka komma tillrätta med. Instrument för online-mätning kräver i regel mycket underhåll då membranen snabbt sätter igen av bioslammet. Instrument med inbyggd renblåsning med hjälp av tryckluft kan exempelvis vara ett bra alternativ till traditionella syrehaltsmätare. När man kan förlita sig på värdena från syremätarna kan dels styrda försök göras för att komma fram till en optimal syrenivå i aktivslamprocessen. Dels kan man med bättre tillförlitlighet styra blåsmaskinerna mer effektivt och därmed undvika en onödigt hög energiförbrukning. Kostnaderna för elektricitet är efter kemikaliekostnaden den största utgiften när det gäller driften av vattenreningsanläggningen.

I dagsläget tillsätts inga närsalter till den sista luftningsbassängen, LB5. I denna bassäng finns troligen enbart mycket små mängder lättnedbrytbart substrat kvar för mikroorganismerna att bryta ner. Det kan dock vara intressant att undersöka om COD-reduktionen ytterligare kan ökas i denna bassäng genom att tillföra bakterierna extra kväve och fosfor.

Det är även av stort intressant att fortsätta arbetet med att försöka hitta förklaringar till de stundtals höga utsläppen av fosfat i utgående vatten. Bland annat kan man närmare undersöka hur olika vedtyper påverkar mikrofloran. Genomförandet av en massbalans med avseende på fosfatfosfor och totalfosforkoncentrationer kan också vara en strategi för att få bättre klarhet i hur fosforflödena ser ut i avloppsvattenreningen. Det största problemet med en sådan undersökning är de kraftiga variationerna i flöden och koncentrationer av föroreningar i inkommande avloppsvatten vilket påverkar doseringen av närsalter.

Enligt litteraturen är metoder som innefattar fastsittande biofilm lämpliga inom rening av avloppsvatten inom skogsindustrin. Anledningen är att metoden är betydligt tåligare för störningar än traditionellt aktivt slam, både vad gäller belastning av organiskt material samt toxiska störningar. Detta beror på att man får en betydligt högre slamhalt på de suspenderade bärarna än vad som kan uppnås med aktivt slam. En process kombinerad av suspenderade bärare med biofilm och en efterföljande bassäng med aktivt slam kan även reducera mängden filamentösa bakterier samt den totala mängden bioslam. Under våren 2005 kommer man vid Hallsta Pappersbruk att bygga om en av luftningsbassängerna i BIO2 för att få en sektion med suspenderade bärare. Om resultatet av förändringen blir tillfredsställande kan det vara lämpligt att göra samma sak i BIO1. Där skulle troligen en ännu större förbättring upplevas då kraftiga variationer i COD-koncentration är vanlig och problemen med filamentösa bakterier större än i BIO2. Anledningen till att man valt att testa metoden med suspenderade

bärare i BIO2 istället för i BIO1 är att en mellanvägg i den aktuella luftningsbassängen redan finns tillgänglig. Det blir således en betydligt mindre omfattande ombyggnad som krävs i det nuvarande fallet.

Slutligen bör också ytterligare information om känsligheten i den biologiska reningen och dess begränsningar ges till samtliga berörda inom pappersbruket så att medvetenheten om vad som händer med det som spolats ner i avloppen blir större bland personalen. Med bättre förståelse för den biologiska reningen på alla plan inom produktionen kan kanske toxiska utsläpp förhindras eller onödigt stora mängder vatten undvikas i större utsträckning.

7.5 ÖVRIGT

I ett tidigt skede av examensarbetet fanns idéer på att använda en redan tillgänglig modell för att simulera reningsanläggningen och på så sätt testa olika doseringsnivåer för kväve och fosfor. Den tillgängliga modellen ASM1 är gjord för simulering av kommunala reningsverk och därför inte anpassad för de speciella förutsättningar som förekommer inom industrin. Modellen avser även i huvudsak att simulera nedbrytningen av COD och i det här examensarbetet var det framför allt av intresse att studera de mikrobiologiska förhållandena med filamenttillväxt och utsläpp av fosfor. Något som ASM1 inte tar hänsyn till. Det kändes därför viktigare att, som ett första steg med att komma tillrätta med aktuella driftstörningar, lära sig mer om processen på Hallsta Pappersbruk med andra metoder än med modellering.

8. SLUTSATSER

I samband med en ökad grad av oxiderande blekning på pappersmassan från TMP3 (linje PM11) ökar COD-koncentrationen i avloppsvattnet in till BIO1. Koncentrationsvariationerna följer doseringen av lut med en fördröjning på ca 12 timmar. Sambandet är linjärt. Samtidigt som COD-koncentrationen ökar, ökar även andelen lättnedbrytbart COD till följd av ökad blekningsgrad. Lättnedbrytbart COD kräver mer lättillgängligt kväve och fosfor än motsvarande svårnedbrytbara COD-fraktion. Detta motiverar en styrd dosering av närsalter utifrån produktionsplaneringen för PM11, där informationen om koncentrationsvariationerna för COD vid olika blekningsgrad kan utnyttjas. Detta för att undvika brist på närsalter vilket kan resultera i dåliga slamegenskaper.

En mer följsam och noggrann dosering av närsalter i förhållande till inkommande mängd COD ser ut att ha vara ett framgångsrikt koncept för driften av framför allt BIO1. Trots att justering av dosering görs tidigast tre timmar efter provuttag för COD-analys kan kompensation för varierande COD-mängd göras i betydligt större utsträckning än tidigare vilket resulterat i en stabilare drift av anläggningen med låga utsläpp av näringsämnen och suspenderat material. Eftersom utsläppen av kväve och fosfor ligger långt under angivna riktvärden kan man anta att närsalterna tillgodogörs väl av mikroorganismerna trots en något hög dosering. Utifrån informationen om mängden naturligt tillförda närsalter kan doseringskvoten justeras ytterligare. Förhoppningsvis innebär minskad dosering fortsatt stabil drift samtidigt som utsläppen av näringsämne hamnar på en ännu lägre nivå.

Utvärderingen av historiska data med hjälp av multivariat analys har inte resulterat i särskilt mycket ny information om biologierna som kan vara till nytta vid driften av de båda anläggningarna. För BIO1 har endast kunnat konstateras att COD-reduktionen ökar med ökad slamhalt upp till en nivå på 7-8 g/l. Högre slamhalter leder inte till någon ökad COD-reduktion. PC-modellerna ser emellertid ut att beskriva systemen väl då flera kända och självklara samband har kunnat bekräftas. Det är sannolikt flexibiliteten i det biologiska systemet som gör att förklaringsgraden för modellerna blir låg och att få systematiska samband kan fastställas med hjälp av detta matematiska verktyg.

Någon lämplig förklaring till de periodvis höga utsläppen av fosfor har inte erhållits vare sig från litteraturstudien eller den multivariata analysen.

Sammanfattningsvis kan slutsatsen dras att en noga avvägd dosering av närsalter i förhållande till mängd inkommande COD är en lämplig strategi för att erhålla tillfredställande driftsresultat i vattenreningsanläggningen vid Hallsta Pappersbruk. Ju mindre förhållandena i det aktiva slammet varierar desto stabilare blir den biologiska processen. Med en god näringsbalans kan kraftig filamenttillväxt relaterad till näringsbrist undvikas. Kraftig filamenttillväxt kan leda till slamsvällning vilket medför ökade utsläpp av suspenderat material och därmed även organiskt bundna näringsämnen.

9. REFERENSER

- Dick, R.E., Devine, P.G., Quinn, J.P., and Allen S.J., (2001). *Biologically-driven phosphate precipitation in bio-P sludges*. 2nd Int. Conf. on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes, Holland, NL, 12-13 Mar. 2001
- Eckenfelder, W.W.Jr., (1980). *Principles of Water Quality Management*. CBI Publishing CO., Boston, MA.
- Fellers, C., B., Norman, (1998). *Pappersteknik*, 3rd Ed., Avdelningen för Pappers- och Massateknik, KTH, Stockholm, ISBN 91-7170-741-7.
- Jenkins, D., M.G. Richard and G.T. Daigger, (2004). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming and Other Solids Separation Problems*, 3rd Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, London.
- Martins, A.M.P., K. Pagilla, J. Heijnen and M.C.M van Loosdrecht, (2004). Filamentous bulking sludge- a critical review. *Water Research*, 2004:38, pp 793-817.
- Morin, R., (2003). SCA Graphic Östrands väg till den moderna vattenreningen. *Papper och massa*, 2003:6, pp 42-44.
- Lindeberg, O., (2004). *Kurs i Multivariat Dataanalys*, Extract Information AB, Örnsköldsvik.
- Richard, M.G., (1999). *Causes for variable phosphorus needs in pulp and paper activated sludge*. TAPPI international environmental conference, Nashville, TN, USA, 18-21 Apr. 1999, vol. 2, pp 703-709 (ISBN 0-89852-736-8)
- Sponza, D.T., (2003). Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physiochemical properties of different activated sludge flocs under steady-state conditions, *Enzyme and Microbial Technology*, 2003:32, pp 375-385.
- Svenska kommunförbundet och VAV, (1996). *Introduktion till avloppstekniken*, 1st Ed., Tryckeri Balder, Stockholm, ISBN 91-7099-542-7.
- Ternström ,A., T. Welander, L. Gunnarsson, (1996). *Mikrobiologi för avloppsvattenrening*. Anox Educator AB, Lund.
- Theliander, H. M. Paulsson, H. Brelid, (2002). *Introduktion till Massa- och pappersframställning*, 4th Ed., Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg,
- Thompson, G. and C. Forster, (2003). Bulking in activated sludge plants treating paper mill wastewaters, *Water Research*, 2003:37, pp 2636-2344.
- Thompson, G., J. Swain, M. Kay and C.F. Forster, (2001). The treatment of pulp and paper mill effluent: a review, *Bioresource Technology*, 2001:77, pp 275-286.
- Welander, T., (1995). *Mikrobiologi: jämförelser mellan biofilmer och aktivt slam*, Anox Educator AB/Lunds Universitet, Lund.

Internetreferenser:

Kungliga Tekniska Högskolan, (2004). Papperstillverkning,
www.isk.kth.se/~isk_saru/papperstillverkning.htm (2004-12-14)

Muntliga källor:

Jonas Röttorp, IVL Svenska Miljöinstitutet, 2005.

10. ORDLISTA

BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand)
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand)
COD:N:P	Förhållandet mellan COD, kväve och fosfor
DIP	Returpappersmassa (Deinked Pulp)
EDTA	Etylendiamintetraettersyra, organisk komplexbildare
EPS	Extracellulära Polymera Substanser
Filament	Trådformig bakteriekoloni
Gr	Grumlighet i vatten
ISO-ljushet	Hur mycket av infallande ljus som reflekteras ut från papperet
LB	Luftningsbassäng
MVDA	Multivariat DataAnalys
NaOH	Natriumhydroxid, lut
NH ₄ -N	Ammoniumkväve
NO ₃ -N	Nitratkväve
Oxiderande blekning	Blekning av termomekanisk pappersmassa med väteperoxid och lut
PCA	Principalkomponent analys, projektionsmetod för analys av multivariat data
PM	Pappersmaskin
PO ₄ -P	Fosfatfosfor
Qö	Flöde överskottslam
Reducerande blekning	Blekning av mekanisk pappersmassa med hydrosulfit Na ₂ S ₂ O ₄
SB	Slambelastning (mängd COD per kg slam)
Slamsvällning	Dåligt sedimenterande slam som leder till höga utsläpp av suspenderat material
SS _{LB}	Slamhalt i luftningsbassäng
SS _{ut}	Suspenderat material i utgående vatten
SVI	Slamvolymindex
SÅ	Slamålder, en slampartikelns genomsnittliga tid i luftningsbassängen
TMP	Termomekanisk pappersmassa

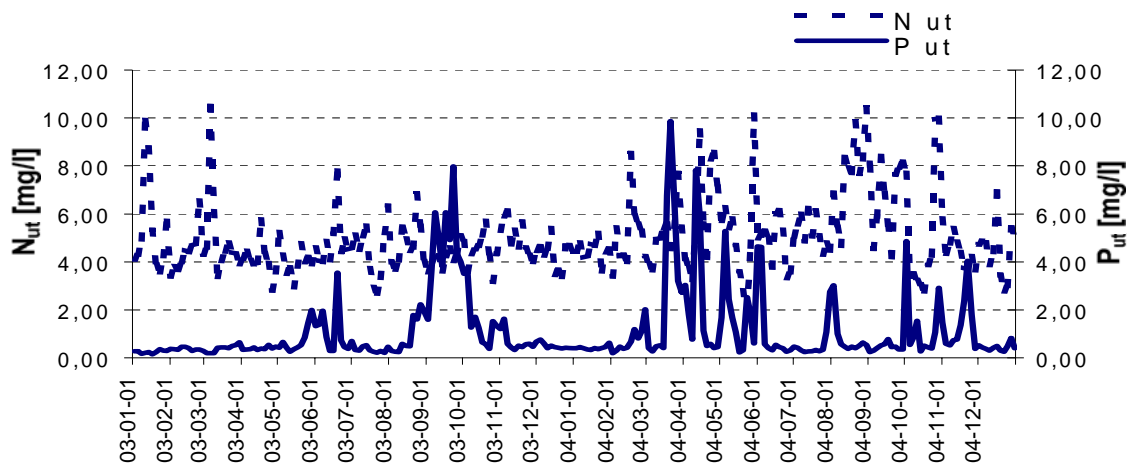
BILAGOR

BILAGA 1

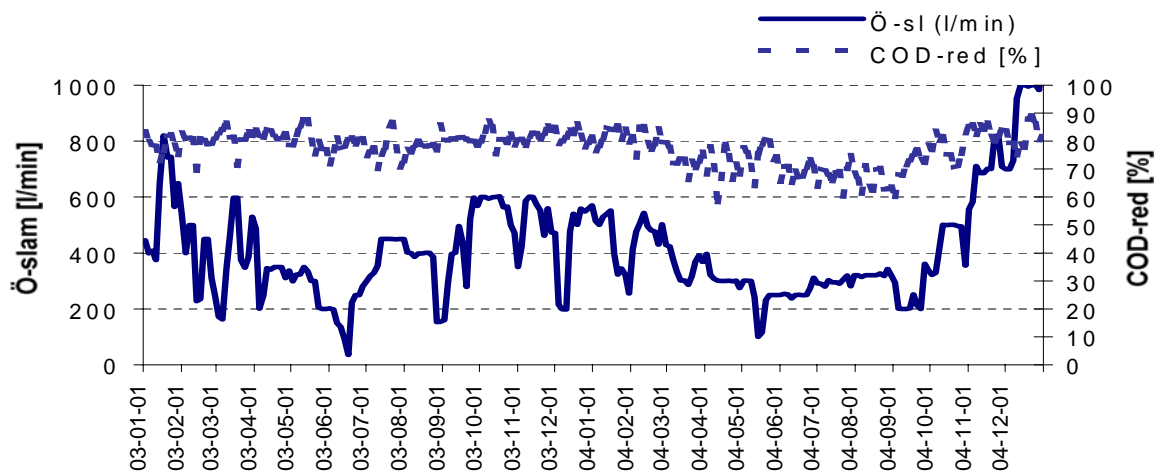
Tabell 1. Resultat från analys av bioslam med avseende på fosfor- och kväveinnehåll.

	provtyp	Susp.-halt [mg/l]	Medel N-tot [mg/l]	Medel P-tot [mg/l]	N _{slam} [%]	P _{slam} [%]
BIO1						
04-12-07	Ofiltrerat	6842	274	25,1	3,90	0,36
	Filtrerat		6,99	0,19		
05-01-21	Ofiltrerat	8145	413	33,2	4,99	0,39
	Filtrerat		6,88	1,32		
05-01-24	Ofiltrerat	8280	348	31,2	4,13	0,38
	Filtrerat		5,93	0,096		
BIO2						
04-12-07	Ofiltrerat	7288	294	24,1	3,96	0,33
	Filtrerat		5,29	0,18		
05-01-21	Ofiltrerat	7885	310	24,5	3,88	0,31
	Filtrerat		3,68	0,06		
05-01-24	Ofiltrerat	7830	292	21,35	3,68	0,27
	Filtrerat		3,50	0,126		

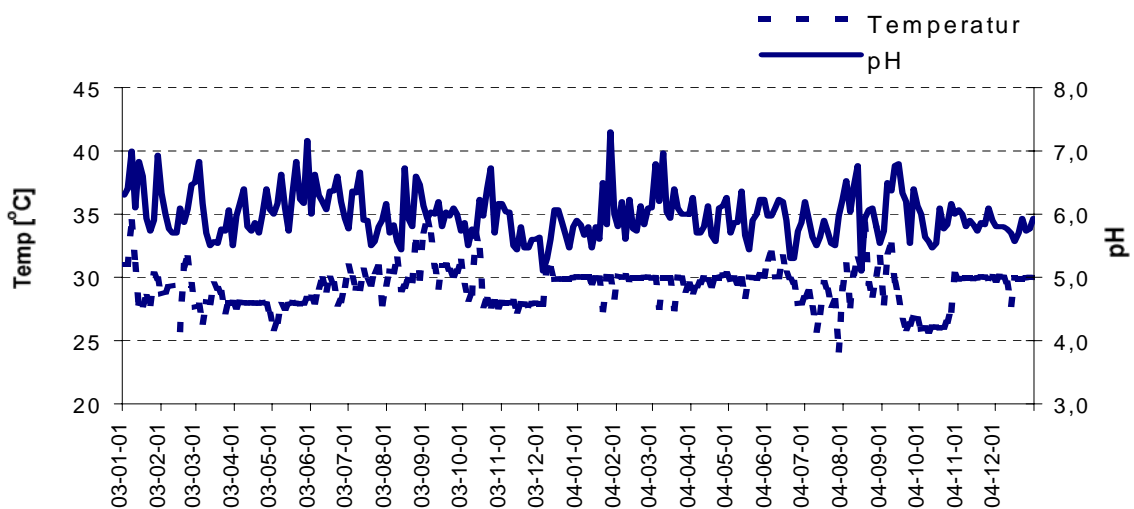
BILAGA 2



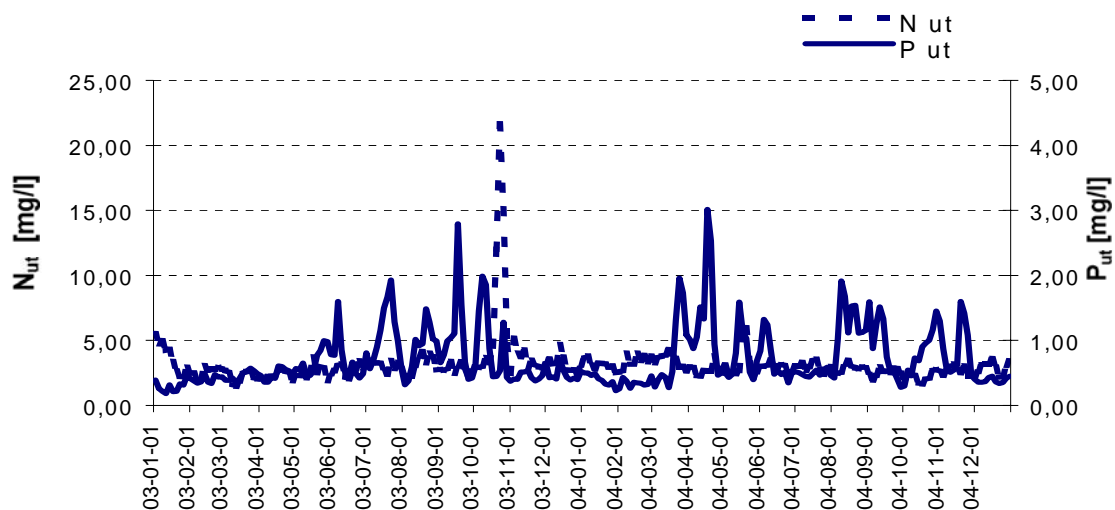
Figur 1. Tredagsmedelvärden på nitratkväve- och fosfathalter i utgående vatten från BIO1.



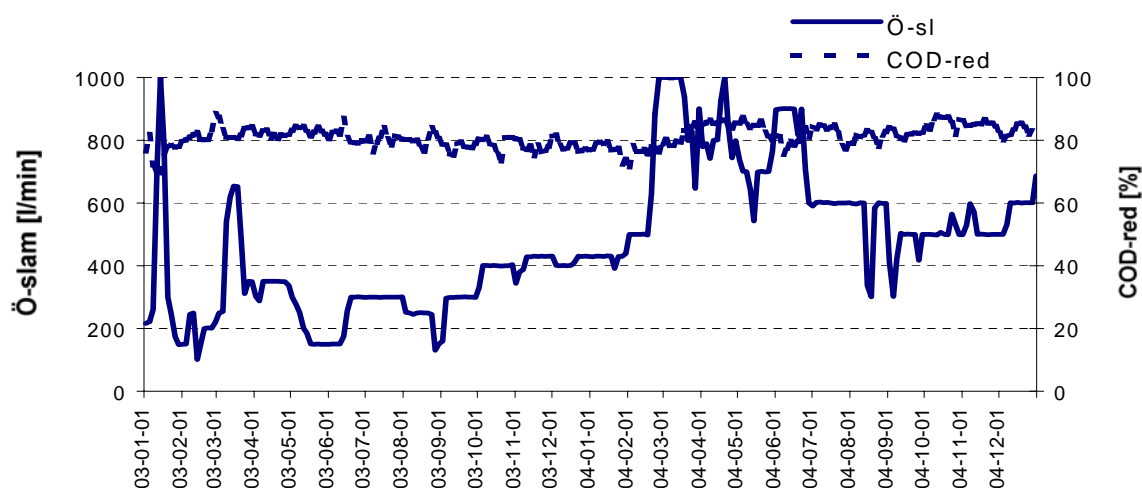
Figur 2. Tredagsmedelvärden på överskottsslamflöde samt COD-reduktionen i BIO1.



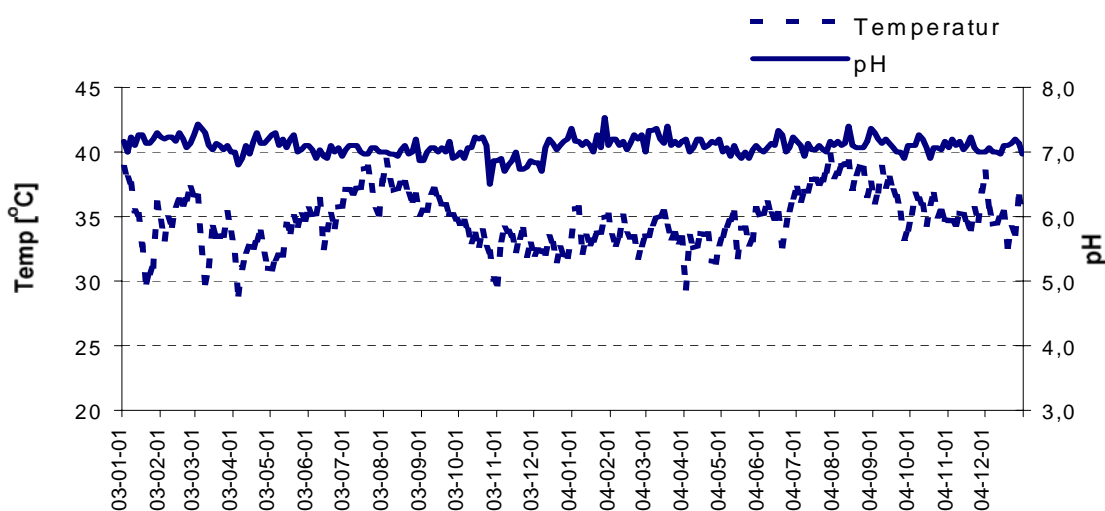
Figur 3. Tredagsmedelvärden för pH och temperatur på inkommande vatten till BIO1.



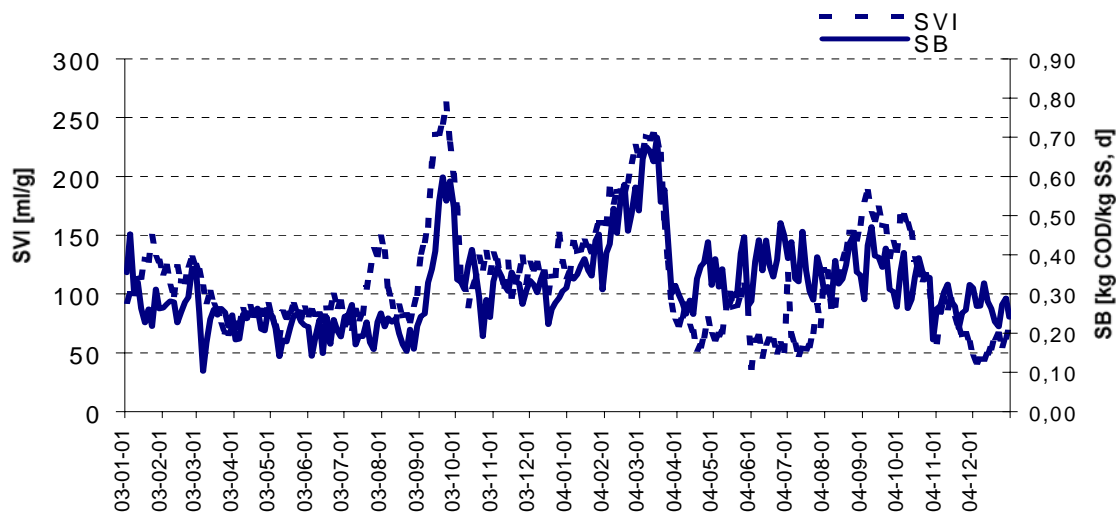
Figur 4. Tredagsmedelvärden på nitratkväve- och fosfathalter i utgående vatten från BIO2.



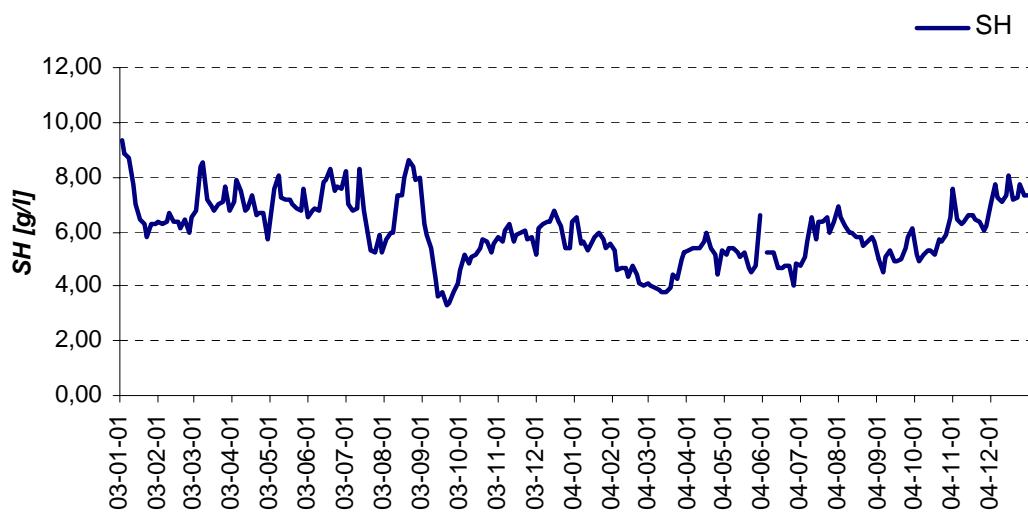
Figur 5. Tredagsmedelvärden på överskottsslamflöde samt COD-reduktionen i BIO2.



Figur 6. Tredagsmedelvärden för pH och temperatur på inkommande vatten till BIO2.

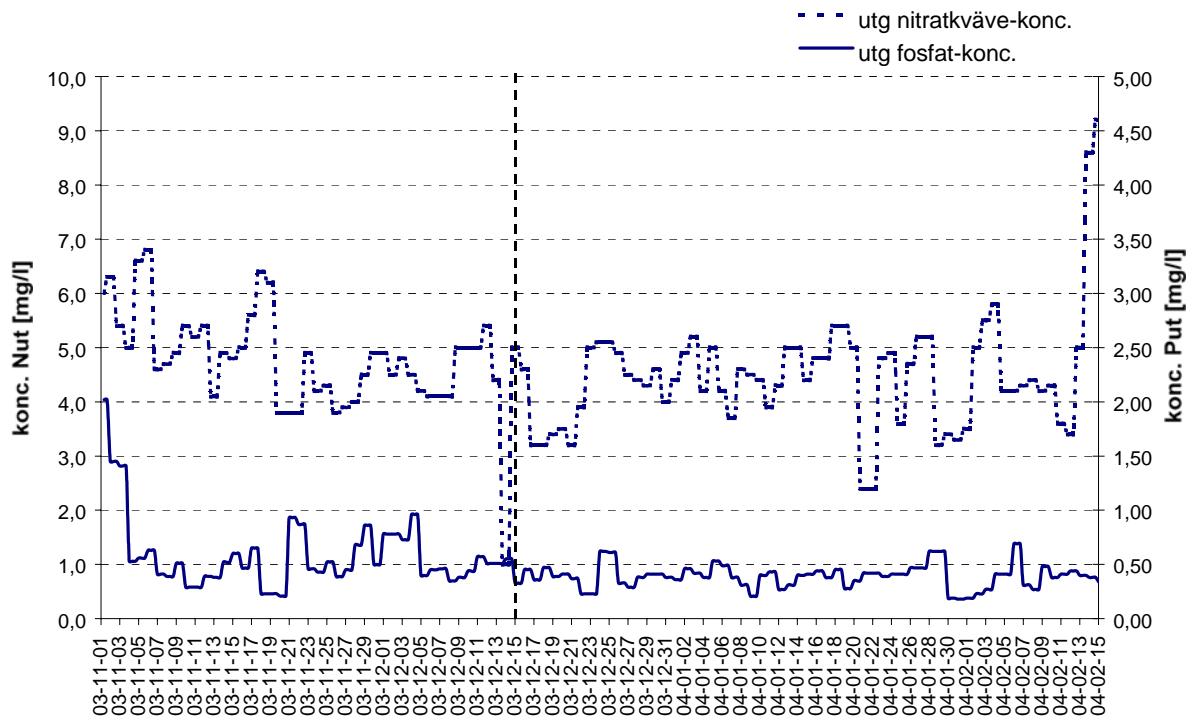


Figur 7. Tredagsmedelvärden för slambelastning och SVI för BIO2.

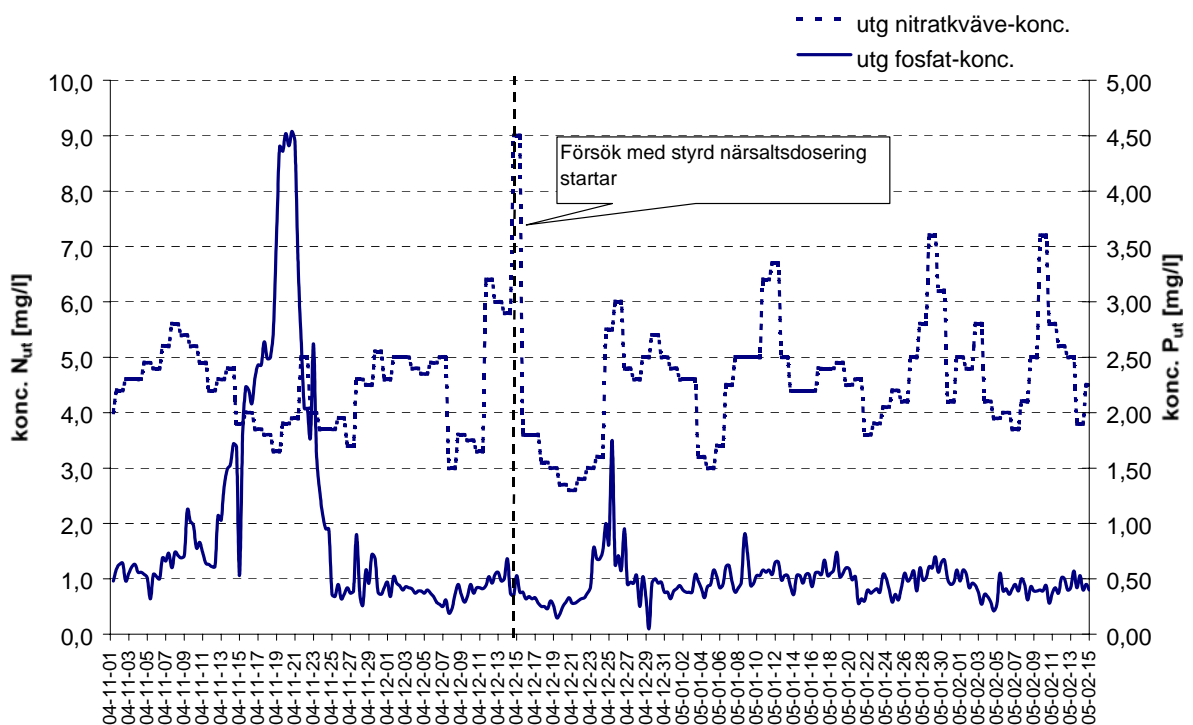


Figur 8. Tredagsmedelvärden för slamhalten i BIO2.

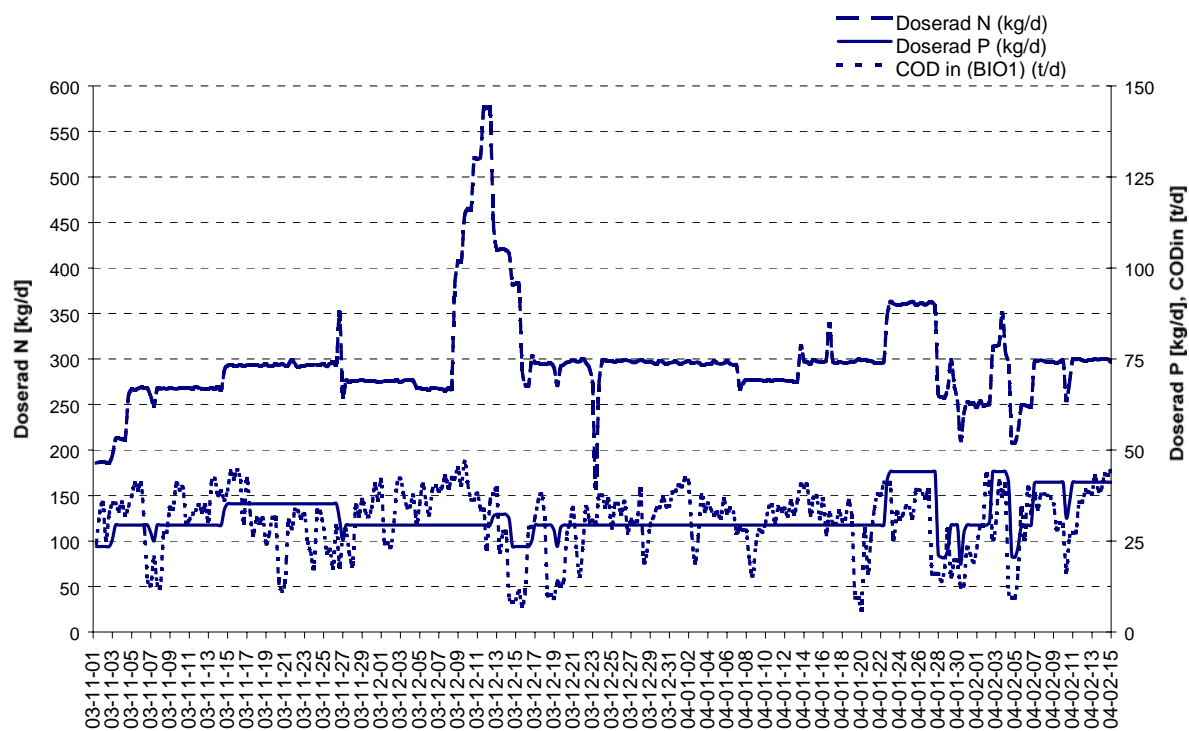
BILAGA 3



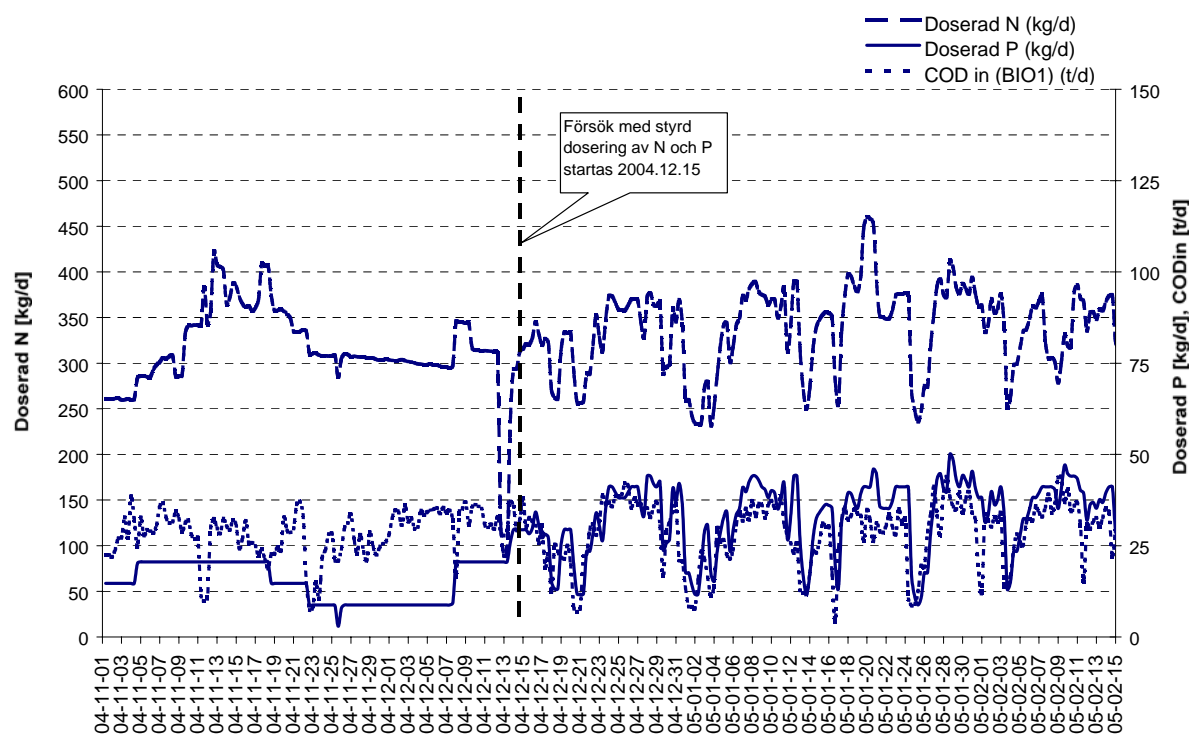
Figur 1. Utgående koncentrationer nitratkväve respektive fosfat från BIO1 (nov 03 –



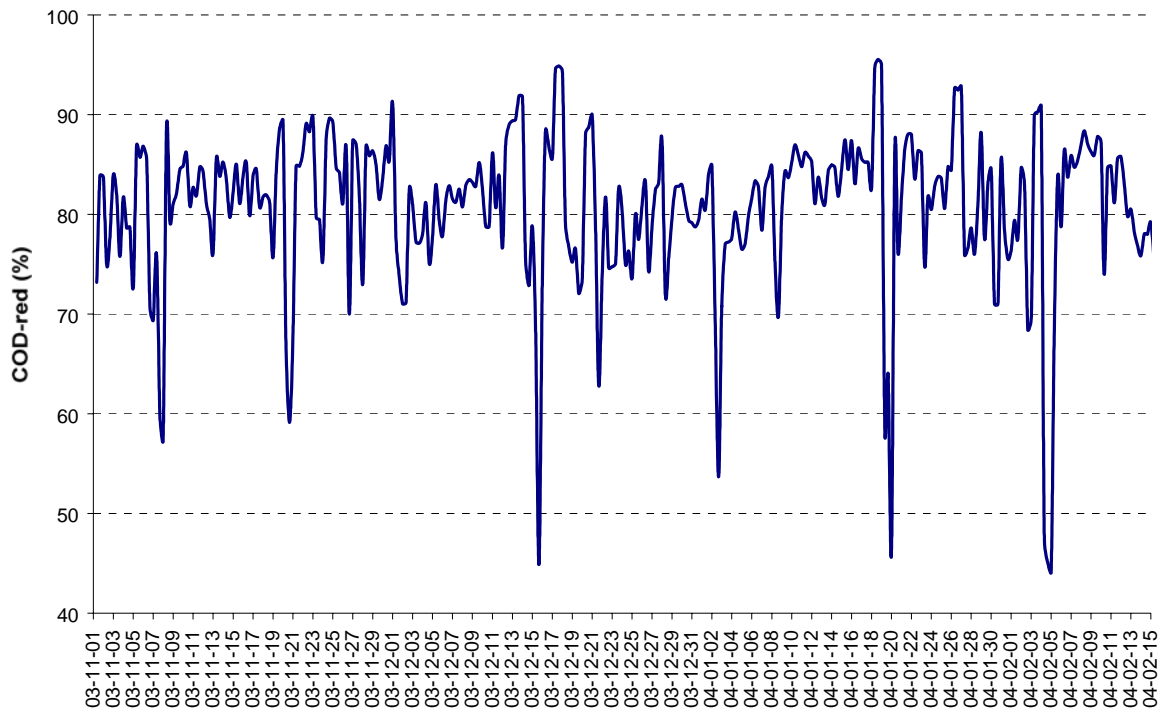
Figur 2. Utgående koncentrationer nitratkväve respektive fosfat från BIO1 (nov 04 – feb 05).



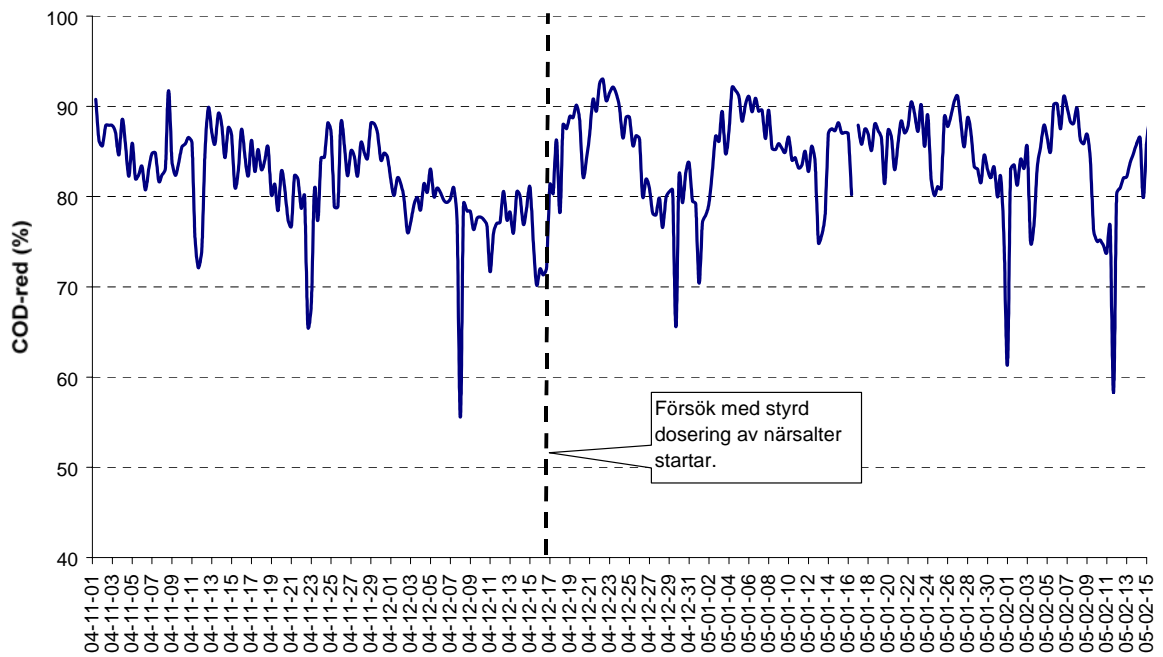
Figur 3. Doserad mängd näringsämnen respektive inkommande mängd COD till BIO1 (nov 03- feb 04).



Figur 4. Doserad mängd näringsämnen respektive inkommande mängd COD till BIO1 (nov 04- feb 05).



Figur 5. COD-reduktionen i BIO1 (nov 03-feb 04).



Figur 6. COD-reduktionen i BIO1 (nov 04-feb 05).