

Utredning av årstidsvariationer vid Bravikens externa reningsanläggning för avloppsvatten

Investigation of the seasonal variations
at Braviken wastewater treatment plant

Anna Juhlin

REFERAT

Utredning av årstidsvariationer vid Bravikens externa reningsanläggning för avloppsvatten

Anna Juhlin

För att tillverka papper krävs det stora volymer vatten och pappersbruken har därför vanligtvis egna avloppsreningsanläggningar. Personalen vid Bravikens pappersbruk har sedan några år tillbaka konstaterat att den kemiska syreförbrukningen (COD) ut från den biologiska reningen stiger under sommaren, vilket medfört en högre dosering av fällningskemikalier. Syftet med detta examensarbete var att undersöka vad årstidsvariationerna beror på samt försöka komma med förslag på åtgärder.

Efter litteraturstudien skedde en indelning av möjliga orsaker till problemen i den biologiska reningen; belastningen, reduktionen av partikulärt material, toxicitet samt övriga faktorer. För att undersöka dessa hypoteser gjordes en utvärdering av historiska data över flöden och vattenkvalitet, kompletterande analyser på laboratorium, mikrobiella studier samt utvärdering av processförändringar och kemikalieförbrukning.

Det har konstaterats att belastningen av suspenderade ämnen på den biologiska reningen har varit hög under sommaren på grund av mycket partiklar i rejektvattnet från slamavvattningen. Orsaken till detta är oklart och bör undersökas vidare. Det har även framkommit att reduktionen av lösligt COD i selektorbassängen är lägre under sommaren. Om detta beror på att bakterierna är hämmade eller på att en del av det lösliga organiska materialet egentligen är finpartikulärt behöver analyseras under kommande problemperiod. Visar det sig att bakterierna är hämmade kan det bero på en högre andel inert lösligt COD, på främmande biomassa i inkommande avloppsvatten eller syrebrist. En annan orsak till en försämrad COD reduktion kan vara förekomst av mikrodjur i selektorbassängen. De faktorer som har uteslutits är temperaturen, pH och näringsämnen. Bakterierna hämmas troligen inte heller på grund av toxicitet, men denna möjlighet kan inte helt uteslutas.

Är det istället finpartikulärt COD som är problemet bör fokus flyttas till andra delar av reningsprocessen. På grund av låg syrehalt i luftningsbassängen kan inte slamhalten ökas, vilket medför att mer partiklar i så fall behöver reduceras tidigare i processen. Om belastningen av suspenderade ämnen minskar före den biologiska reningen är det möjligt att nuvarande slamhalt blir tillräcklig för att reducera mer av det eventuellt förekommande finpartikulära materialet.

Nyckelord: avloppsrening, biologisk rening, LSP, COD-reduktion, årstidsvariationer, slamavvattning, skogsindustrin

Institutionen för Fysik, Kemi och Biologi, Linköpings Universitet, SE- 581 83 Linköping

ABSTRACT

Investigation of the seasonal variations at Braviken wastewater treatment plant

Anna Juhlin

Large quantities of water are needed to produce paper and therefore paper mills usually have their own wastewater treatment plant. At Braviken paper mill in Norrköping, the chemical oxygen demand (COD) in the outflow from the biological treatment process has been higher during the summer than during the winter since a couple of years. The purpose of this master thesis was to investigate the reasons for the seasonal variations and try to propose measures to improve the treatment efficiency.

The problems in the biological treatment process could be caused by the loading, problems with the settling of suspended solids (SS), toxic substances and other factors like the temperature, pH-value and nutrient availability. To evaluate those hypotheses, monitoring data records were analysed for correlations between different parameters. There were also laboratory analyses, microbial studies and an evaluation of changes in the processes and use of chemicals.

The investigations revealed that the loads of COD and SS to the biological treatment are higher during the summer because of an increased load from the sludge dewatering. It was also shown that the reduction of dissolved COD in the selector basin has been lower during the summers. It could not be clarified if the decreased reduction was caused by an inhibition of the bacteria or if some of the dissolved COD was actually fine particular material. Possible explanations for an inhibition effect could be a lack of oxygen, that the fraction of inert COD is higher, that there is foreign biomass in the reject water from sludge dewatering or that there are predators in the selector. The temperature, nutrients, pH-value and inhibition by toxic substances are not likely causes for the problem.

If on the other hand, the problem is related to the fine particular COD, the focus should be on other parts of the treatment process. It is not possible to raise the sludge content in the aeration basin to increase particular COD removal due to the low oxygen levels in the summer. Instead, if the level of total SS could be decreased earlier in the treatment during the summer then the present content of sludge in the aeration basin might be enough to reduce a larger fraction of fine SS. This would require an increased sedimentation capacity, or adjustments in the sludge dewatering process to avoid the SS and COD load peaks in summer.

Keywords: wastewater treatment, biological treatment, LSP, reduction of COD, seasonal variations, dewatering of sludge, pulp and paper mill

*Department of Physics, Chemistry and Biology, Linköping University, SE-581 83
Linköping
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts inom civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och omfattar 30 högskolepoäng. Examensarbetets uppdragsgivare var Holmen Paper AB, Bravikens pappersbruk.Handledare har varit Elin Tidblom vid Bravikens pappersbruk och ämnesgranskare har varit Karin Tonderski vid Institutionen för Fysik, Kemi och Biologi, Linköpings Universitet.

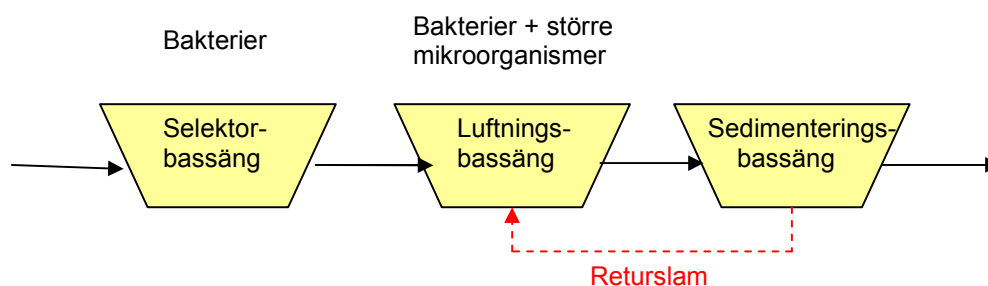
Till att börja med vill jag tacka Elin Tidblom för god handledning, Karin Tonderski för att ha bidragit med många värdefulla kommentarer under rapportskrivningen samt personalen vid Bravikens pappersbruk för all hjälp under arbetets gång och ett trevligt bemötande. Jag vill rikta ett stort tack till Torgny Kindh vid Environnet AB och Åsa Sivard vid Ångpanneföreningen för att ni har tagit er tid att svara på mina frågor och kommit med goda råd. Tack även till övriga konsulter som har bidragit med era kunskaper inom området.

Slutligen vill jag tacka Magnus Revland för att jag fick chansen att genomföra detta examensarbete!

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

För att kunna tillverka papper krävs det stora volymer vatten. Vattnet används för att späda, lösa upp och transportera kemikalier, transportera fibrer samt som värme- eller kylmedel i olika delar av tillverkningsprocessen. Det vatten som används vid papperstillverkningen behöver renas innan det släpps ut i recipienten och pappersbruken har därför i normala fall en egen reningsanläggning för avloppsvatten. Reningsprocessen för avloppsvattnet vid Bravikens pappersbruk består av mekanisk, biologisk och kemisk rening. Den mekaniska reningen används för att avskilja de största partiklarna, till exempel bark och flis. Initialt passerar avloppsvattnet genom ett galler där stora partiklar silas bort. Därefter följer en försedimenteringsbassäng, där partiklar som är tyngre än vatten kan sjunka till botten.

Efter den mekaniska reningen kommer den biologiska. Dit kommer vatten från två flöden; försedimenteringen och slamhanteringen. I slamhanteringen avvattnas slam från både avloppsreningsanläggningen och framställningen av pappersmassa från returpapper. Den biologiska reningen består av bassänger som luftas med syre och två efterföljande parallella sedimenteringsbassänger.



Reningsprocessen bygger på att mikroorganismer använder organiskt material och näringsämnen som kväve och fosfor för sin tillväxt. Nedbrytningen sker enligt:

Organisk substans + syre \rightarrow koldioxid + vatten + ny cellmassa + kemiskt förändrade substanser

Bakterierna är den minsta typen av mikroorganism och kan ätas upp av större mikroorganismer. Mikroorganismerna utgör tillsammans med till exempel organiska fibrer och andra partiklar det som kallas för aktivt slam. För att reningen ska fungera är det viktigt att detta slam har goda sedimenteringsegenskaper och inte följer med det reade vattnet ut från sedimenteringsbassängerna.

Sist, men inte minst, kommer den kemiska reningen som utgörs av en flotationsbassäng. I denna reningsprocess tillsätts fällningskemikalier för att lösligt organiskt material och fosfor ska bilda fällningar och därmed kunna avskiljas från avloppsvattnet. Det tillsätts även en kemikalie som kallas för polymer, som främjar att partiklar fastnar ihop och bildar större flockar. Slammet i flotationsbassängen flyter upp till ytan med hjälp av luftbubblor och kan skrapas bort från ytan.

Efter den kemiska reningen släpps det renade avloppsvattnet ut i Bråviken. Det finns uppsatta gränser för hur mycket kväve, fosfor, partiklar och organiskt material det utsläppta vattnet får innehålla. Under år 2006 understeg utsläppen gränserna för alla fyra parametrarna. Personalen vid Bråvikens pappersbruk har dock sedan några år tillbaka konstaterat att halten av organiskt material ut från den biologiska reningen stiger under sommaren. Detta medför att doseringen av fällningskemikalier i den kemiska reningen måste ökas, vilket gett högre kostnader. Syftet med detta examensarbete var att undersöka vad dessa årstidsvariationer beror på samt försöka komma med förslag på åtgärder.

Den biologiska reningen kan påverkas av sammansättningen av mikroorganismer, slammets sedimenteringsegenskaper, temperaturen, syre, näringsämnen, toxiciteten hos det inkommande vattnet, graden av biologisk nedbrytbarhet hos det organiska materialet, pH samt partiklar i inkommande vatten. För att undersöka dessa faktorer genomfördes en utvärdering av historiska data, kompletterande kemiska analyser på laboratorium, mikrobiella studier samt utvärdering av processförändringar och kemikalieförbrukning.

Undersökningarna har visat att belastningen på den biologiska reningen ökar under sommaren på grund av att det kommer mer partiklar i avloppet från slamavvattningen. Vad detta beror på är oklart och behöver undersökas vidare. Det har även framkommit att avskiljningen av lösligt organiskt material minskar i selektorbassängen under sommaren. Detta kan bero på att bakterierna i selektorbassängen är hämmade eller att en del av det lösliga organiska materialet egentligen är finpartikulärt, vilket behöver analyseras under kommande problemperiod. Om det visar sig vara problem med avskiljningen av lösligt organiskt material verkar bakterierna i selektorbassängen av någon anledning hämmas under sommaren. Tänkbara förklaringar till detta är förekomst av större mikroorganismer i selektorbassängen som kan äta bakterierna, syrebrist, främmande mikroorganismer i avloppsvattnet från slamavvattningen eller att andelen svårnedbrytbart organiskt material kan vara högre under sommaren. För hög temperatur, brist på näringsämnen samt för högt eller lågt pH-värde kan troligen uteslutas som orsak till problemet. Förekomsten av toxiska ämnen är antagligen inte heller orsaken, men denna hypotes kan inte helt förkastas.

Visar det sig istället att det är det finpartikulära organiska materialet som är problemet behöver mer partiklar avskiljas i den mekaniska eller biologiska reningen. Ett sätt att avskilja partiklar i den biologiska reningen är att öka slamhalten i luftningsbassängen. Om slamhalten ökas finns det dock risk att det uppstår syrebrist, vilket påverkar mikroorganismernas nedbrytning negativt. Mängden partiklar kan då istället behöva minskas före den biologiska reningen. Ett alternativ är att slamavvattningen förbättras så att mindre partiklar hamnar i avloppsvattnet under sommaren. Det andra alternativet är att bygga ut försedimenteringsbassängen så att allt avloppsvatten från slamavvattningen kan passera detta reningssteg före det biologiska. Om belastningen av partiklar minskar under sommaren är det möjligt att nuvarande slamhalt blir tillräcklig för att reducera mer av det eventuellt förekommande finpartikulära materialet som nämndes tidigare.

ORDLISTA

AVR	aluminiumsulfat, används som fällningskemikalie
Avvattningsbord	utrustning för att föravvattna slam
Bakvatten	vatten från pappersmaskinen som återförs till processen tillsammans med fibermaterial som ej stannat på viran i pappersmaskinen (för att minska vattenförbrukning och materialförluster)
BOD	biokemisk syreförbrukning, anger hur mycket av vattnets innehåll som består av biologiskt nedbrytbara ämnen
COD	kemisk syreförbrukning, anger hur stor del av vattnets innehåll av föroreningar som kan oxideras med ett kemiskt oxidationsmedel. COD _{tot} är benämningen för summan av partikulärt och lösligt COD.
DIP	de-inked pulp, massa framställd av returpapper. I avloppet som benämns DIP 1 hamnar tätvatten från DIP 1 samt massa och bakvatten vid eventuell överkörning i någon tank. I avloppet från DIP 2 tätvatten från DIP 2, vatten från föravvattningen av DIP-slam från DIP 1 och DIP 2 samt massa och bakvatten vid eventuell överkörning.
Glättning	metod för att få en jämn och glansig yta på papperet
Hydraulisk uppehållstid	ett medelvärde på hur länge en vattenmolekyl stannar i t.ex. ett reningssystem. Den teoretiska uppehållstiden beräknas som systemets volym dividerat med inkommande flöde.
Inloppslåda	från denna matas pappersmassan upp på virorna i pappersmaskinen
LSP	Low Sludge Production, en biologisk reningsslagmetod som används för att minska produktionen av överskottsslam. Metoden bygger på två steg; ett med frisimmande bakterier och ett efterföljande med högre stående organismer. Bakterierna i det första steget konsumeras i det efterföljande. Principen bygger på att energi förloras uppåt i en näringskedja.
Microstickies	klibbiga ämnen som finns i massan och processvattnet. I DIP är det till största del syntetiska polymerer från lim, tryckfärger, bstrykningsmet m.m. Partiklarna är mellan 1 och 100 µm.
Mikroflotation	reningsteknik som vid Braviken används för att avskilja

	microstickies, suspenderade ämnen, mangan och järn från smutsigt processvatten innan det återförs till returmassatillverkningen
Natriumditionit	$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$, reducerande blekmedel som används för att bleka pappersmassan
PM	pappersmaskin. Vid Braviken finns tre pappersmaskiner; PM 51, PM 52 och PM 53.
Polymer	flockningshjälpmedel vid avskiljning av partiklar
Rejektvatten	det vatten som avskiljs från slammet vid slamavvattningen
Silbandspress	utrustning där slammet avvattnas genom att vattnet ”manglas” bort. Det finns även andra typer av pressar, till exempel Andritzpress och Kufferathpress.
Skrubber	tvättar ångan ren från eventuellt medtryckta fibrer före värmeväxlaren (för att förhindra att det bildas fiberbeläggningar i värmeväxlaren)
Slambelastning	ett mått på hur mycket näring mikroorganismerna har tillgängligt per dygn
Slamvolymindex	ett mått på slammets sedimenteringsegenskaper. Beräknas utifrån slamvolymen och halten torrs substans i slammet. Slamvolymen mäts genom att slammet får sedimentera 30 min i ett 1 000 ml stort mätglas.
Slamålder	ett mått på den genomsnittliga tid som en slampartikel luftas
Slask	utrustning för föravvattning av slam
Suspenderade ämnen	partiklar som fastnar vid filtrering av vattnet och förkortas SÄ. Det finns olika definitioner för hur stor porstorlek filtret ska ha, exempelvis 0,45 eller 1,6 mikrometer.
TDP	telefonkatalogpapper (telephone directory paper)
TMP	termomekanisk massa, vid Braviken används gran. I avloppet som benämns TMP 1 hamnar tätvatten från omrörare och pumpar samt massa och bakvatten vid eventuell överkörning. I avloppet som benämns TMP 2 hamnar kondensat från ångomformare, VVX och skrubber på E- och S-linjen samt vatten från flistvätten.
TOC	totala halten organiskt kol, används för att mäta den totala halten

	organiskt material
Tätvatten	smörjande och kylande funktion vid axeltätningar i pumpar
Vira	en typ av duk som massan matas upp på i pappersmaskinen
VVX	värmeväxlare, används för att överföra värmeenergi från ett medium till ett annat utan att de blandas
Ytbelastning	ett mått på hur stor belastning av slam som tillförs och uppskattas utifrån sjunkhastigheten för en partikel som precis hinner nå botten i tid i en sedimenteringsbassäng.
ÅKC	Ångkraftscentralen vid Braviken. Producerar ånga till pappersbrukets olika avdelningar. Har även hand om slamavvattningen.
Ångomformare	där ångan kondenseras

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 ÅRSTIDSVARIATIONER I REDUKTIONEN AV ORGANISKT MATERIAL.....	1
1.2 SYFTE.....	2
1.3 GENOMFÖRANDE	3
2. BRAVIKENS PAPPERSBRUK.....	3
2.1 PAPPERSTILLVERKNING	3
2.2 BRAVIKENS RENINGSANLÄGGNING FÖR AVLOPPSVATTEN.....	4
3. AKTIVT SLAM FÖR AVLOPPSRENING - TEORI.....	9
3.1 AKTIVSLAMPROCESSEN	9
3.2 MIKROORGANISMERNAS I RENINGSPROCESSEN.....	9
3.3 LOW SLUDGE PRODUCTION (LSP).....	11
3.4 FAKTORER SOM PÅVERKAR DEN BIOLOGISKA RENINGEN.....	12
3.5 KEMISK FÄLLNING SOM KOMPLETTERANDE RENINGSMETOD.....	19
3.6 SLAMBEHANDLING.....	20
3.7 TÄNKBARA ORSAKER TILL PROBLEMEN MED AVLOPPSRENINGEN VID BRAVIKEN	20
4. METODIK.....	22
4.1 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DATA ÖVER FLÖDEN OCH VATTENKVALITET	22
4.2 KOMPLETTERANDE ANALYSER	25
4.3 MIKROBIELLA STUDIER.....	27
4.4 UTVÄRDERING AV PROCESSFÖRÄNDRINGAR OCH KEMIKALIEFÖRBRUKNING	27
5. RESULTAT OCH DISKUSSION.....	28
5.1 ANALYS AV SAMBAND	28
5.2 BELASTNING	31
5.3 REDUKTION AV PARTIKULÄRT MATERIAL	42
5.4 TOXICITET	44
5.5 ÖVRIGA FAKTORER SOM PÅVERKAR NEDBRYTNINGEN.....	47
6. SLUTSATSER.....	52
7. REKOMMENDATIONER.....	53
8. REFERENSER	54
8.1 DIGITALA KÄLLOR.....	56
8.2 MUNTLLIG KONTAKT OCH KONTAKT VIA E-MAIL.....	57
BILAGOR.....	58
INNEHÅLLSFÖRTECKNING BILAGOR.....	58
BILAGA 1.....	59
BILAGA 2	61
BILAGA 3.....	62

BILAGA 4.....	63
BILAGA 5.....	66
BILAGA 6.....	67
BILAGA 7.....	68
BILAGA 8.....	69
BILAGA 9.....	70
BILAGA 10.....	71

1. INLEDNING

För att kunna tillverka papper krävs det stora volymer vatten. Vattnet används för att späda, lösa upp och transportera kemikalier, transportera fibrer samt som värme- eller kylmedel i olika delar av tillverkningsprocessen. När flis och fibrer behandlas kemiskt hamnar olika föroreningar, tillsatssämnen och även fibrer i vattnet (Nilsson, 2001).

Sammansättningen hos avloppsvattnet beror till exempel på de processer, träslag, teknik och intern cirkulation som används på det aktuella pappersbruket (Pokhrel & Viraraghavan, 2004). På grund av avloppsvattnets komplicerade sammansättning kan det vara svårt att precisera exakt vilka ämnen vattnet innehåller. Istället är det vanligt att göra en indelning i grupper. Förslag på en gruppindelning av de organiska komponenterna som motsvarar nästan hela innehållet av kemiskt syreförbrukande organiskt material är lignin, kolhydrater, extraktivämnen, metanol och lågmolekylära syror (Nilsson, 2001).

För flera år sedan var det en livlig debatt om utsläppen från pappersindustrin. Utsläppen av klorföreningar som användes vid blekning av pappersmassan orsakade exempelvis missbildningar hos vattenlevande organismer i recipienterna. Påtryckningar från konsumenter, miljöorganisationer med flera ledde till att pappersindustrin utvecklade sina processer, minskade vattenanvändningen samt förbättrade avloppsreningen (Lerner et al, 2007). Avloppsvatten från pappersindustrin är svåra att rena biologiskt och strängare gränser för utsläppen ställer allt högre krav på reningsprocesserna.

1.1 ÅRSTIDSVARIATIONER I REDUKTIONEN AV ORGANISKT MATERIAL

På grund av att pappersbruken är stora vattenkonsumenter har de ofta egna reningsanläggningar för avloppsvatten. Miljöarbetet inom pappersbruken har dock lett till att mer och mer av vattnet som används i processerna renas vid själva utsläppskällan och kan cirkuleras internt (Kemira Kemwater, 2003). Det vatten som inte renas internt leds till den externa avloppsreningen.

För utsläppen av renat avloppsvatten från den externa avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk i Norrköping finns både rikt- och gränsvärden för halterna av suspenderade ämnen, totalfosfor, totalkväve samt kemisk syreförbrukning (COD). Under år 2006 understeg utsläppen rikt- och gränsvärdena för samtliga parametrar. Personalen vid Bravikens pappersbruk har dock sedan några år tillbaka konstaterat att reningsanläggningen för avloppsvatten fungerar bättre på vintern än på sommaren. Årstidsvariationerna började synas år 2004 och sedan år 2005 har det varit ett tydligt problem. Problemet med avloppsreningen sommartid är att halten COD i utgående vatten från den biologiska reningen stiger. För att hålla utsläppsnivån under rikt- och gränsvärdena krävs en ökad dosering av fällningskemikalier i den kemiska reningen (fig. 1), vilket ger höga kostnader och innebär en ökad resursanvändning.

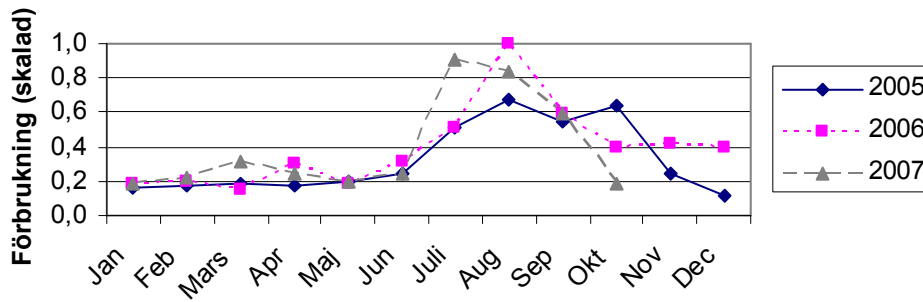


Fig. 1 Förbrukningen av fällningskemikalien AVR under år 2005, 2006 och 2007 i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk. Förbrukningen i ton per dygn beräknades som medelvärden per månad. Den högsta förbrukningen har värdet 1 och förbrukningen under övriga månader anges relativt denna.

Några månader innan problemen i avloppsreningsanläggningen uppstod hade aktivslamprocessen byggts om till en så kallad Low Sludge Production (LSP) process. Ombyggnaden till LSP innebar inte några större ingrepp på den befintliga avloppsreningsanläggningen; i selektorbassängen installerades ytterligare två ytluftare och returslammet pumpades till luftningsbassängen istället för selektorbassängen. Målet med ombyggnaden var att minska mängden överskottslam med 50 %, vilket bland annat skulle ge minskade kostnader för polymeranvändningen i slamavvattningen (Hagberg, 2003).

Igångkörningen av LSP skedde den 1 september 2003 och därefter behövde anläggningen trimmas in. För att skapa förutsättningar för en låg slamproduktion ökades slamhalten i luftningssteget i mitten på oktober för att därigenom få en högre slamålder. Halten suspenderade ämnen ökade från ungefär 4000 mg/l till knappt 5000 mg/l. Reduktionen av COD i selektorbassängen rekommenderades vara 50 % och månaderna efter installationen uppgick reduktionen till ungefär 40 %. Detta ansågs vara tillräckligt på grund av en viss reduktion i utjämningsbassängen (Hagberg, 2003).

Före ombyggnaden till LSP genomfördes ett pilotförsök i sex månader. Under pilotförsöket var slamreduktionen över 50 %, men tre år efter igångkörningen av LSP var den endast 10 %. I fullskala har processen alltså inte riktigt fungerat fullt ut vid Bravikens reningsanläggning. Orsakerna till detta är inte helt uppenbara, men det kan bero på en ökad belastning på avloppsreningsanläggningen och slamavvattningen samt svårigheter att trimma in anläggningen (Revland, 2007).

1.2 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att försöka identifiera varför det förekommer årstidsvariationer i avloppsreningen. Förhoppningen var att därmed kunna ta fram förslag på hur försämringen av den biologiska reningen under sommarhalvåret kan motverkas. Om mer av det organiska materialet reduceras i den biologiska reningsprocessen kan kemikalieanvändningen minska och därmed även kostnaderna för detta.

1.3 GENOMFÖRANDE

Antingen kan den försämrade biologiska reningen under sommaren bero på problem med att avskilja partikulärt COD eller så hämmas bakteriernas nedbrytning av lösligt COD. Examensarbetet inleddes därför med en litteraturstudie för att undersöka vilka faktorer som påverkar den biologiska delen av reningsprocessen. Tänkbara orsaker kunde delas in i hypoteser kring belastningen, reduktionen av partikulärt material, toxicitet och övriga faktorer som temperatur, näringsämnen och pH. Hypoteserna undersöktes därefter genom utvärderingar av historiska data över flöden och vattenkvalitet, kompletterande analyser till Bravikens ordinarie analyser på laboratorium, mikrobiella studier samt utvärderingar av processförändringar och kemikalieförbrukning.

2. BRAVIKENS PAPPERSBRUK

År 1977 invigdes Bravikens pappersbruk, som är beläget utanför Norrköping. Pappersbruket är en av fyra enheter inom affärsområdet Holmen Paper AB och har ungefär 700 anställda. Med sina tre pappersmaskiner PM51, PM52 och PM53 har Braviken kapacitet att tillverka över 700 000 ton tidnings- och telefonkatalogpapper per år.

2.1 PAPPERSTILLVERKNING

Grundbehovet för att tillverka papper är fibrer, vatten och energi. En bra beskrivning av papperstillverkning ges av Bristow et al. (1991). Till att börja med framställs massa från en råvara. Råvaran mals och det kan även ske annan behandling av fibrerna. Olika typer av kemikalier tillsätts massan för att exempelvis få en blekande effekt.

Vid pappersmaskinerna sker en fördelning i inloppslådan, och sedan avvattnas och konsolideras pappersmassan på viror. Pappret pressas mellan valsar och torkas på cylindrar. Vid vissa typer av papperskvaliteter kan det även krävas ytlimning, bstrykning och glättning.

2.1.1 Massaframställning

Vid Braviken används både termomekanisk massa (TMP) av gran och avsvärtad returpappersmassa (DIP = de-inked pulp) för att tillverka papper. Vid den termomekaniska massaframställningen värms granflisen med ånga och sedan förs den in i en flisraffinör. Raffinören har en roterande och en stillasittande malskiva som defibrerar flisen.

Vid framställning av massa från returpapper bearbetas returpappret mekaniskt i en uppslagningstrumma för att defibrera pappret. Därefter silas, floter och tvättas massan i flera steg innan den slutligen pumpas till pappersmaskinerna.

2.1.2 Blekning av massan

I både veden och den framställda massan är det till största delen lignin som påverkar färgen. Avsikten vid blekning av mekanisk massa är att förändra och förstöra färggivande grupper. Vid Braviken används natriumditionit (natriumhydrosulfit, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) för att bleka den termomekaniska massan. Vid blekning av returpappersmassan används även väteperoxid. Under blekningsprocessen med väteperoxid bildas perhydroxylanioner (OOH^-), som är den aktiva substansen vid peroxidblekning. En effekt av blekningen är att extraktivämen avlägsnas (Tidblom, 2005). Detta skulle kunna innebära att en högre dosering av ditionit ger mer extraktivämen i avloppsvattnet.

2.2 BRAVIKENS RENINGSANLÄGGNING FÖR AVLOPPSVATTEN

Vid Braviken består den externa avloppsreningen av mekanisk, biologisk samt kemisk rening (fig. 2). År 2006 var medelflödet in till avloppsreningsanläggningen $1\,065\text{m}^3/\text{h}$. Flödet varierade mellan 700 och $1\,300\text{m}^3/\text{h}$. Avloppsvattnet är relativt varmt och medeltemperaturen år 2006 var 43°C i utloppet från försedimenteringsbassängen.

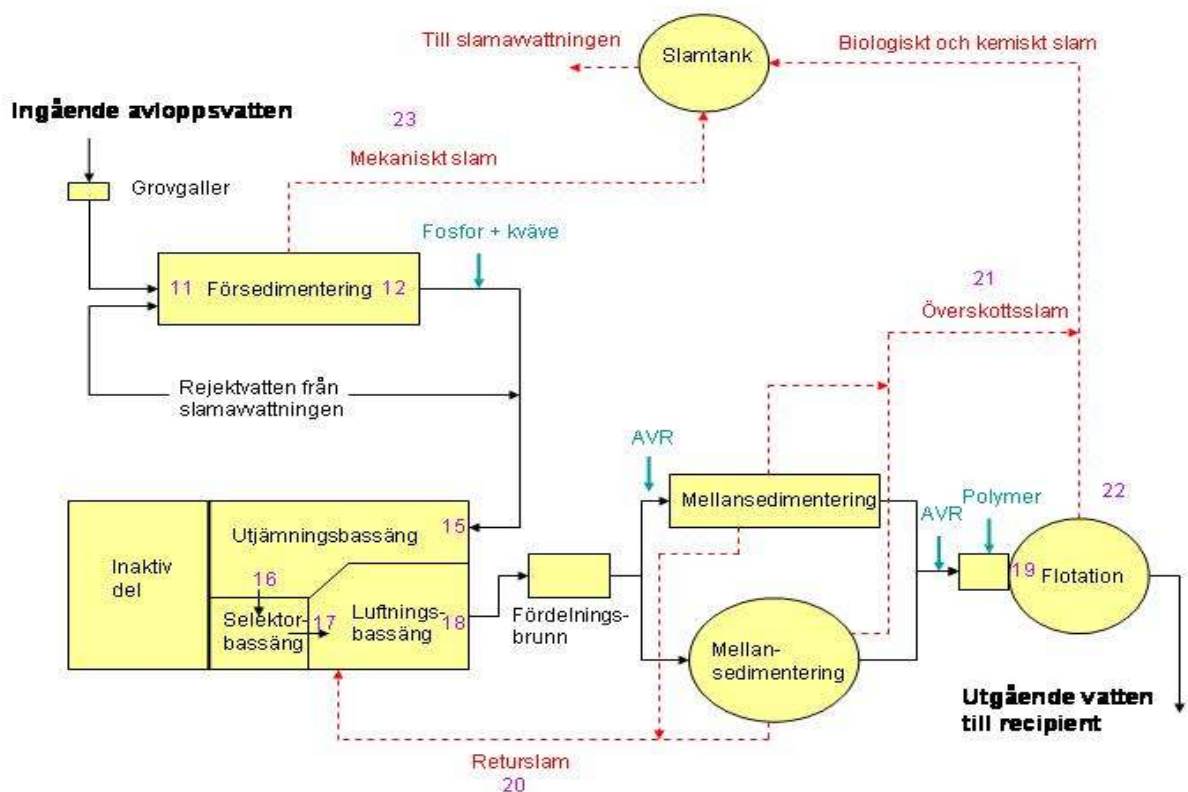


Fig. 2 Avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk. Heldragna svarta pilar är flödet av avloppsvatten, streckade röda pilar är slamflöden och korta, heldragna blå pilar indikerar var tillsats av kemikalier sker. Siffrorna anger punkter för provtagning av vattnet för analys av kemiska parametrar, och för flödesmätningar (se bilaga 1).

2.2.1 Mekanisk rening

Det första steget i den externa reningsanläggningen är mekanisk rening. Denna rening utgörs av grovgaller för att avskilja de grövsta partiklarna samt försedimentering. Partiklar som fastnar i gallret kan exempelvis vara flis- och barkbitar. Till det mekaniska reningssteget kommer avloppsvatten från bland annat renseri, TMP, pappersmaskiner, DIP samt sanitärt avlopp.

Efter att ha passerat grovgallret transporteras avloppsvattnet upp till en bassäng för försedimentering med hjälp av snäckskruvar. Volymen på bassängen är 4 400 m³ och där sjunker partiklar som är tyngre än vatten ned till botten. Lättare partiklar kan bilda flytslam som lägger sig på ytan. För att pumpa bort slammet rör sig en travers längs hela bassängen. Den pumpar upp både bottenlam och yt slam, som sedan transporteras till en slamutjämnings tank.

När det gäller dimensionering av bassänger för försedimentering används ofta ett begrepp som kallas för ytbelastning. Teoretiskt bestäms ytbelastningen (ekv. 1) av sjunkhastigheten för en partikel som precis hinner nå botten i tid under den tid som vattnet stannar i bassängen (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996).

$$\text{Ytbelastning} = \frac{Q}{A} \quad (\text{m/h}) \quad (1)$$

där $Q = \text{flöde (m}^3/\text{h)}$
 $A = \text{horisontell bassängyta (m}^2\text{)}$

Inom pappersindustrin rekommenderas en ytbelastning på 0,8-1,0 meter per timme för en rektangulär bassäng avsedd för försedimentering, beräknat på medelflödet. Djupet på bassängen bör vara ungefär 4,5 meter (Mårtensson, muntlig kontakt, 2007). Vid Braviken är bassängen för försedimentering fyra meter djup.

Rejektvattnet från brukets slamhantering har ett relativt lågt innehåll av suspenderade ämnen. En stor del av detta flöde transporteras därför förbi den mekaniska reningen och direkt till den biologiska reningen. Anledningen till detta är att minska ytbelastningen på bassängen för försedimentering.

Direkt efter försedimenteringen sker en dosering av näringsämnen kväve och fosfor i form av flytande fosforsyra och urea. Doseringen ställs in manuellt och ändras beroende av halten kväve och fosfor i avloppsvattnet ut från den biologiska reningen. Genomslagstiden för doseringen är ungefär ett dygn.

2.2.2 Biologisk rening

Den biologiska reningen vid Bravikens pappersbruk utgörs av en aktivslamprocess som år 2003 byggdes om till att drivas som en Low Sludge Production (LSP) process, vilket ska generera mindre slam. Principen för metoden är att energi förloras uppåt i en näringskedja. Avloppsvattnet passerar genom en utjämningsbassäng, selektorbassäng och luftningsbassäng varefter flödet fördelas till två parallella sedimenteringsbassänger.

Till utjämningsbassängen kommer vatten från två olika flöden; försedimenteringen och slamavvattningen. Bassängen var ursprungligen 20 200 m³, men är i dagsläget troligen mindre på grund av avsättningar på botten. Syftet med utjämningsbassängen är att jämna ut belastningen på den biologiska reningen samt sänka temperaturen på avloppsvattnet. Det förekommer även en viss nedbrytning av organiskt material. I bassängen finns fyra ytluftare vars funktion är att förhindra syrebrist och blanda om avloppsvattnet.

Selektorbassängen är 7 500 m³ och har tio ytluftare för att skapa aeroba förhållanden. I anbudsspecifikationen för reningemetoden LSP angavs dimensioneringsdata för selektorbassängen med avseende på luftningen. Selektorbassängen är dimensionerad för att klara av ett flöde på 36 000 m³/dygn och en inkommande mängd COD_{tot} på 60 ton/dygn. Enligt beräkningarna i anbudet borde syrehalten bli ungefär 3 mg/l med den valda luftningsutrustningen. Enligt principen för LSP ska det främst förekomma frisimmande bakterier i denna bassäng då en kort uppehållstiden ska förhindra högre former av djur att växa till. Ingen pumpning av returslam sker till detta reningssteg.

Luftningsbassängen på 41 000 m³ är den största bassängen och har 22 ytluftare. Vid god syretillgång kan tre eller sex av dessa luftare stängas av som en del av ett energisparprogram. I denna bassäng förekommer förutom bakterier även högre stående mikroorganismer som exempelvis protozoer och flagellater. Det finns flera faktorer att ta hänsyn till vid dimensioneringen av en luftningsbassäng och det kan vara relativt komplicerat att bedöma om dimensioneringen är lagom. Exempel på några faktorer som har betydelse är typ av avloppsvatten, organisk belastning, slamhalt i systemet, syresättning, uppehållstid samt vilken reningseffekt som ska uppnås (Mårtensson, e-mailkontakt, 2007). Syrehalten uppmätt i utloppet från en luftningsbassäng bör inte understiga 1-2 mg O₂/l (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). När det gäller uppehållstiden har det inte framkommit några siffror för luftningsbassänger med motsvarande organisk belastning i avloppsvattnet som vid Bravikens pappersbruk.

Efter luftningsbassängen finns det två parallellkopplade bassänger för mellansedimentering; en rund med volymen 7 560 m³ och en rektangulär med volymen 3 880 m³. Till avloppsvattnet som rinner in i den rektangulära bassängen doseras en konstant mängd aluminiumsulfat (AVR). Från mellansedimenteringen pumpas returslammet tillbaka till luftningsbassängen. På grund av tillsatsen av fällningskemikalien ger detta en simultanfällningseffekt, det vill säga en kombinerad biologisk och kemisk rening i luftningsbassängen. Hur mycket returslam som pumpas tillbaka styrs mot ett börvärde av hur trögt slammet flyter, vilket i sin tur beror på hur hög halten suspenderade ämnen är.

2.2.3 Kemisk rening

Det sista steget i avloppsreningsprocessen vid Bravikens pappersbruk utgörs av kemisk rening. Den kemiska reningen består av flockningstankar med kemisk fällning och dosering av polymer samt en flotationsbassäng.

I två seriekopplade flockningstankar doseras återigen AVR, men i större mängder än före mellansedimenteringen. Doseringsmängden ställs in manuellt. Det sker även en tillsats av polymer för att få större flockar och därmed bättre avskiljning. Det används

två olika polymerer; en under sommaren och en under vintern. Anledningen till detta är den högre doseringen av AVR som sker under sommaren.

Inne i den 480 m³ stora flotationsbassängen blandas avloppsvattnet med dispersionsvatten som innehåller mikroluftbubblor. Genom att luftbubblorna fäster på slamflockarna flyter dessa upp till ytan i bassängen. Därefter kan slammet skrapas bort med hjälp av en ytslamskrapa. Efter flotationsbassängen släpps det renade vattnet ut till recipienten.

2.2.4 Styrparametrar

Reningsanläggningen för avloppsvatten drivs efter vissa styrparametrar som är framtagna för bland annat halterna av syre, kväve, fosfor, suspenderade ämnen, COD och slamvolymindex (tabell 1: Petersson & Revland, 2006). Värdet på respektive styrparameter baseras på erfarenheter av hur anläggningen fungerat och har reviderats vid ett flertal tillfällen. Den senaste revisionen gäller från den 15 september 2006.

Tabell 1 Styrparametrar för driften av avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk i mätpositioner 16, 17, 18 och 19 enligt fig. 2.

Mätposition	Styrparameter	Halt	
16	N _{tot,lösligt}	30-40 mg/l	
	PO _{4,lösligt}	1,0-2,0 mg/l	
17	N _{tot,lösligt}	20-30 mg/l	
	PO _{4,lösligt}	0,05-0,15 mg/l	
	Syre	>3 mg/l	
18	NO _{3,lösligt}	1,0-3,0 mg/l	
	PO _{4,lösligt}	0,2 mg/l	
	Syre	>2 mg/l	
	SVI	<150 ml/g	
19	SÄ	20-40 mg/l	Max: 150 mg/l
	COD _{lösligt}	<220 mg/l	

2.2.5 Bravikens slambehandling

Vid Braviken produceras det slam från både avloppsreningsanläggningen och framställningen av pappersmassa från returpapper. Dessa slam kommer i denna rapport att benämnas avloppsreningslam respektive DIP-slam. På grund av DIP-slammets höga toxicitet behandlas de två slammen separat (fig. 3). Slamavvattningens kapacitet har ökat gradvis under åren på grund av pappersbrukets expansion, varför slamhanteringen kan te sig komplicerad.

Slamavvattningen vid Bravikens pappersbruk

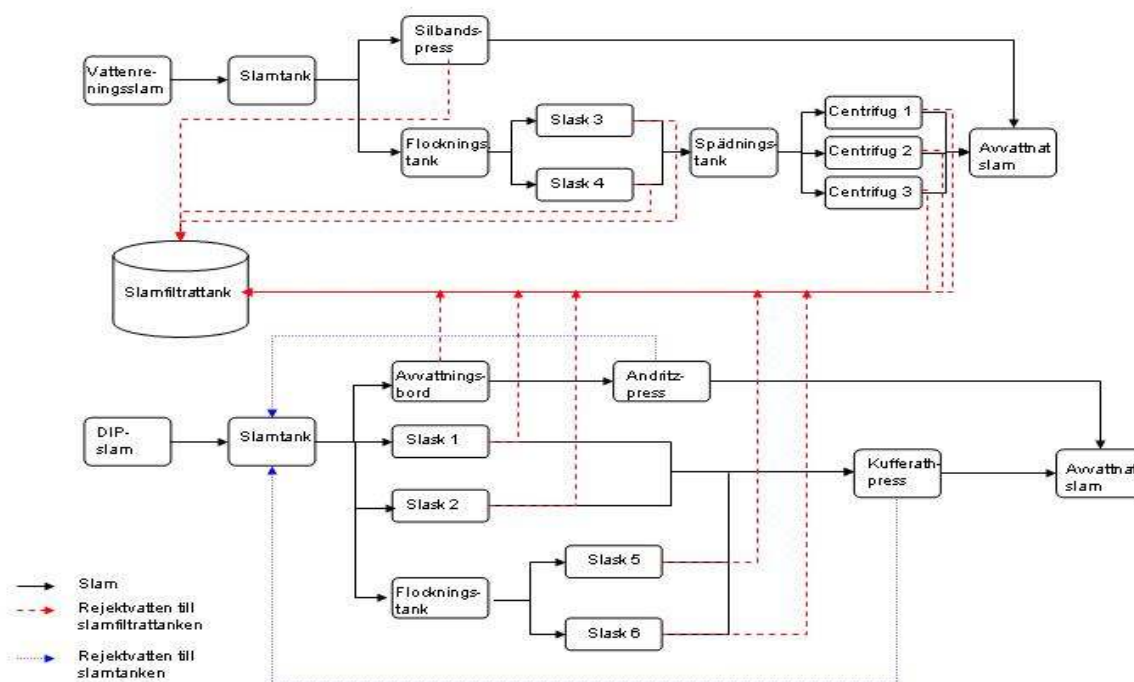


Fig. 3 Slamhanteringen vid Bravikens pappersbruk. Övre delen av bilen visar hanteringen av avloppsreningsslam och nedre delen visar hanteringen av DIP-slam. Svarta heldragna pilar är slamflöden, röda streckade pilar är rejektvatten som leds till slamfiltrattanken och blå prickade pilar är rejektvatten som leds till slamtanken för DIP-slam.

Överskottsslam från den biologiska reningen samt slam från försedimenteringen och flotationsbassängen pumpas till en tank för slamutjämning (slamtank i fig. 3). Slamutjämningen sker genom omrörning. Samma sak sker med DIP-slammet.

Efter slamutjämningen delas avloppsreningsslammet upp i två delflöden; ett går till en silbandspress och det andra till en flockningstank. Efter silbandpressen är slammet färdigavvattnat. Från flockningstanken delas flödet mellan två föravvattnare, vilka kallas slask 3 och 4. Föravvattningen leder till att koncentrationen slam blir för hög för den fortsatta avvattningen. Därför måste slammet spädas i en extern tank innan det kan fördelas mellan tre centrifuger. Efter centrifugeringen är slammet färdigavvattnat.

DIP-slammet delas upp mellan ett avvattningsbord, slask 1, slask 2 och en flockningstank. Efter avvattningsbordet passerar slamflödet en Andritzpress och därefter är slammet färdigavvattnat. Från slask 1 och 2 går slamflödet till en Kufferathpress, medan flödet från flockningstanken passerar slask 5 och 6 innan det också hamnar i Kufferathpressen. Efter Kufferathpressen är slammet färdigavvattnat.

I slamfiltrattanken hamnar rejektvatten från alla slaskarna, silbandspressen samt avvattningsbordet. Från slamfiltrattanken leds vattnet tillbaka till reningsanläggningen för avloppsvatten igen. Rejektvattnet från Andritz- och Kufferathpressen leds tillbaka till DIP-slamtanken.

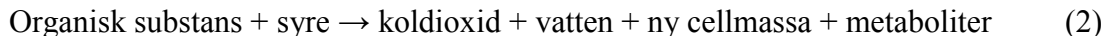
3. AKTIVT SLAM FÖR AVLOPPSRENING - TEORI

Examensarbetet inleddes med en litteraturstudie för att söka övergripande information om den industriella reningsprocessen för avloppsvatten. Tyngdpunkten lades sedan på att leta information om vilka faktorer som kan påverka den biologiska delen av reningen. Artikelsökningen gjordes främst i databaserna ISIWeb of Science, Biological Abstracts, Environmental Sciences and Pollution Management, Engineering Village samt Science Direct. Med hjälp av det nationella bibliotekssystemet Libris hittades de böcker som har använts.

3.1 AKTIVSLAMPROCESSEN

Den vanligaste formen av biologisk avloppsrening är den process som kallas för aktivslamprocessen. Metoden utvecklades i England under slutet på 1800-talet och används idag både för att rena kommunalt och industriellt avloppsvatten (Gray, 2004). Grunden till processen utgörs av en luftningsbassäng med efterföljande sedimenteringsbassäng.

I luftningsbassängen finns det olika typer av mikroorganismer som använder organiskt material och näringsämnen för sin tillväxt. Nedbrytningen sker enligt samband (2). Av sambandet framgår att den organiska substansen kan oxideras till koldioxid, vatten, ny cellmassa och metaboliter. Metaboliter är kemiskt förändrade substanser (Landner & Solyom, 1983).



Sammansättningen av mikroorganismer förändras hela tiden beroende på att kvaliteten hos det inkommande vattnet varierar. Mikroorganismerna utgör tillsammans med oorganiska partiklar, organiska fibrer, trådformiga bakterier, extracellulära polymera substanser (EPS) och joner det som benämns aktivt slam (Bogh, 2002).

Sedimenteringen av slammet är en viktig del för att aktivslamprocessen ska fungera och för att slammet ska få goda sedimenteringsegenskaper är det önskvärt att bakterierna bildar flockar. Filamentbildande bakterier fungerar som flockens skelett och genom att använda EPS som "klistor" kan andra bakteriearter fogas samman till flocken. Partiklar i omgivande vatten kan också tillföras flocken genom adsorption (Bogh, 2002).

Slammet som sedimenterar i sedimentationsbassängen används främst som returslam, men en del tas ut som överskottsslam (Carlsson & Hallin, 2003). Överskottsslammet motsvarar den tillväxt av biomassa som har skett och tas om hand i slambehandlingen. Resterande slam pumpas tillbaka till luftningsbassängen som returslam för att den verksamma mängden biomassa ska vara tillräckligt stor.

3.2 MIKROORGANISMERNAS I RENINGSPROCESSEN

Mikroorganismer är en förutsättning för att den biologiska reningen ska fungera. Ordet mikroorganismer är ett samlingsnamn på bland annat bakterier, svampar, alger, protozoer och metazoer. Storleken på dessa är mindre än 0,5 millimeter och bakterier

kan vara så små som 0,3 mikrometer. Bortsett från fotosyntetiserande alger gör alla ovanstående nämnda mikroorganismer nytta i reningsprocessen genom att konsumera och bryta ned organiska ämnen. Reningsprocessen gynnas alltså av att den totala biomassan är hög, men för hög förekomst av vissa arter kan ge oönskade effekter som exempelvis slamsvällning vilket gör att slammet inte sedimenterar (Ångpanneföreningen, 2001).

3.2.1 Bakterier

I aktivslamprocessen är det främst bakterier som bryter ned de föroreningar som finns i det inkommande avloppsvattnet. Bakterierna kan vara frisimmande, sitta tillsammans i små grupper, bilda filament eller flockar. Olika bakteriearter tillväxer olika bra under olika betingelser och detta har stor betydelse för den biologiska reningen (Carlsson & Hallin, 2003). En viss bakterieart kan till exempel klara av att bryta ned en förorening som är toxisk för en annan bakterieart. Av bakterierna anses de flockbildande bakterierna vara de viktigaste organismerna. Höga halter av trådformiga bakterier kan däremot ställa till problem med slamsvällning eller slamflykt.

Bakteriernas förökning sker genom celledelning. För att kunna tillväxa och föröka sig behöver bakterierna främst kol, syre, väte och kväve. Även fosfor, svavel och olika metaller behövs för cellens funktion, men inte i lika stora mängder som de fyra förstnämnda grundämnena (Carlsson & Hallin, 2003).

Bakteriernas tillväxt kräver naturligtvis energi och flera av dem kan använda det organiska kol som de har till celluppbyggnad även som energikälla. Många bakteriearter respirerar aerobt, vilket innebär att de använder syre som elektronacceptor. Syret tillförs luftningsbassängen genom att använda blåsmaskiner. Det finns dock även bakterier som kan respirera med andra föreningar som exempelvis nitrat, sulfat eller järn och respirationen är då anaerob.

3.2.2 Protozoer

Protozoerna är encelliga djur och exempel på grupper av dess arter som har betydelse för den biologiska reningen är flagellater, ciliater, klockdjur och amöbor. Protozoernas funktion i avloppsreningen är att de betar frisimmande bakterier och bidrar på så sätt till att det utgående vattnet blir mindre grumligt (Papadimitriou et al, 2007). Det finns även arter som betar virus, metazoer eller andra protozoer. En annan funktion protozoerna har är att en del av dessa arter kan bryta ned lösta organiska ämnen.

3.2.3 Metazoer

Metazoerna är flercelliga djur som betar bakterier, protozoer och/eller andra metazoer. Exempel på en grupp som nämns i samband med avloppsrening är rotatorier. Rotatoriernas funktion i den biologiska reningen är att de betar frisimmande bakterier samt främjar flockbildandet genom att producera små kulor omgivna av slem. Kulorna består av icke nedbrutet material och utgör en grund för bildandet av flockar (Gray, 2004).

3.2.4 Svampar

Svamparna är ofta hyfbildande och lever ungefär som de trådformiga bakterierna. De flesta svamparterna är aeroba och i jämförelse med bakterierna är de mer konkurrenskraftiga vid lägre pH-värde. Svamparna bidrar till avloppsreningen genom att de använder organiska föreningar som kol- och energikälla. I normala fall är dock förhållandena i aktivslamprocessen inte gynnsamma för tillväxt av svampar (Bitton, 1999).

3.3 LOW SLUDGE PRODUCTION (LSP)

Reningsmetoden LSP utvecklades under mitten på 1990-talet av Lunds Universitet och AnoxKaldnes och är en modifiering av den traditionella aktivslamprocessen (Ångpanneföreningen, 2001). LSP utgörs av två steg; frisimmarsteget och aktivslamsteget (fig. 4). I det första steget gynnas frisimmande bakterier med snabb tillväxthastighet genom en relativt kort hydraulisk uppehållstid i bassängen, ingen tillförsel av returslam samt god tillgång på näring (Lee & Welander, 1996). Vid försök som genomfördes vid 34-35°C visade sig mellan tre och fem timmar vara en lagom hydraulisk uppehållstid i frisimmarsteget (Mahmood & Elliot, 2006). Om belastningen på frisimmarsteget är hög behövs det även en hög syretillförsel. Syrehalten i frisimmarsteget bör vara runt 1 mg/l (Welander, e-mailkontakt, 2008).

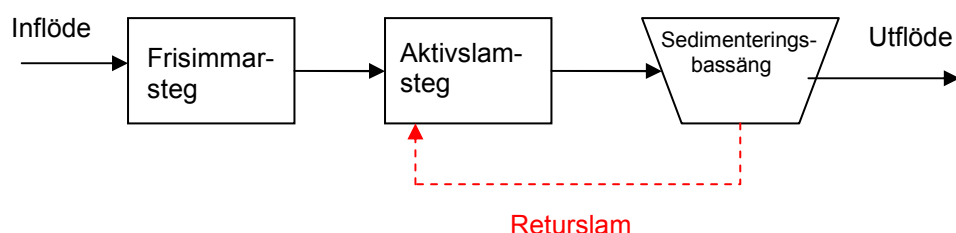


Fig. 4 Principen för utformningen av reningsmetoden Low Sludge Production.

I steget med frisimmande bakterier sker den största reduktionen av löst COD (Lee & Welander, 1996). Det är framförallt lätt nedbrytbart organiskt material som bryts ner i frisimmarsteget, men det kan även tänkas att nedbrytningen av mer svårnedbrytbara föreningar påbörjas i detta steg (Sivard, e-mailkontakt, 2007).

I det andra steget är uppehållstiden längre och det sker en tillförsel av returslam för att skapa gynnsamma förhållanden för mikrodjuret. Mikrodjur som betar bakterier angriper i första hand de frisimmande bakterierna som är lätta att komma åt, vilket minskar predationen på flockbildande bakterier (Lee & Welander, 1996). Här hinner lite mer svårnedbrytbara föreningar brytas ned (Sivard, e-mailkontakt, 2007).

Hydraulisk uppehållstid är i detta fall en viktig parameter för driften av frisimmarsteget. För kort uppehållstid kan leda till att bakterierna spolats ut ur systemet och för lång uppehållstid kan generera en tillväxt av mikrodjur. Ju högre temperatur vattnet har desto kortare uppehållstid krävs det. Vid säsongsvariationer på temperaturen ska vikten läggas vid att uppehållstiden inte är för kort vid låga temperaturer, det vill säga under

vinterhalvåret. Om temperaturen varierar med 10-15 grader mellan olika årstider behöver uppehållstiden vara mer än dubbelt så lång vid den lägre temperaturen som vid den högre (Welander, e-mailkontakt, 2007).

Studier av denna metod har genomförts på avloppsvatten från pappersbruk med olika typer av processer (Lee & Welander, 1996). Resultaten visade att vissa avvikelser uppkom för de pappersbruk som använde returfiber i sin papperstillverkning. I denna typ av avloppsvatten förekom förutom frisimmande bakterier även slembildande och filamentbildande bakterier i det första steget. Avloppsvatten från en aktivslambassäng vid ett pappersbruk med returfiber fick variationer i slamkoncentrationen i frisimmarsteget och olika typer av mikrodjur förekom trots den korta uppehållstiden. Reningseffekten med avseende på COD visade sig ändå vara tillfredsställande i detta reningssteg. Förekomsten av filament minskade i aktivslamsteget och stora flockar med protozoer och metazoer bildades. Utsläppen innehöll många frisimmande flagellater, ciliater och en del flockar.

I aktivslamsteget förekom i alla experiment en frigörelse av näringsämnen när bakterierna mineraliserades och risken finns då att halterna överstiger utsläppskraven till recipienten (Lee & Welander, 1996). Den största delen av det ammonium som frigörs omvandlas till nitrat genom nitrifikation. Nitrifikationen kräver syre, vilket är en av orsakerna till att syreförbrukningen är högre i en anläggning med LSP än i en traditionell aktivslamprocess. En annan anledning är att en lägre slamproduktion innebär att mer organiskt kol oxideras till koldioxid (Mahmood & Elliot, 2006).

3.4 FAKTORER SOM PÅVERKAR DEN BIOLOGISKA RENINGEN

Eftersom det förekommer många olika typer av mikroorganismer i den biologiska avloppsreningen känns det naturligt att det även är många parametrar som kan påverka mikrobiologin i dessa processer. Ännu pågår forskning om hur önskvärda mikroorganismer gynnas på bästa sätt medan de icke önskvärda ska missgynnas. Nedan följer ett antal parametrar som anses påverka den biologiska reningen vid rening av avloppsvatten i allmänhet.

3.4.1 Sammansättningen av mikroorganismer

För att få en effektiv aktivslamprocess bör sammansättningen av mikroorganismer vara god. Enligt Papadimitriou et al. (2007) innebär detta att luftningsbassängen bör ha en hög densitet av mikrofauna, ett mångsidigt mikroorganismssamhälle samt en bra sammansättning av fastsittande och frisimmande ciliater tillsammans med en del flagellater. Små flagellater har dock visat sig sedimentera dåligt och halten av dessa bör därför hållas låg. Ciliaternas närvaro i den luftade bassängen anses viktig eftersom de konsumerar frisimmande bakterier som kommer från frisimmarsteget. Risken är annars att flera av dessa bakterier följer med utgående vatten till recipienten, vilket bland annat ger ett grumligare vatten (Ångpanneföreningen, 2001).

De mikroorganismer som anses vara till störst nytta för avloppsreningen är flockbildande bakterier. Små partiklar kan vara svåra att avskilja genom sedimentation och då gör flocken nytta genom att dra till sig dessa. Även frisimmande bakterier kan

sammanfogas till flocken och på så sätt avskiljas från utgående vattenflöde (Ångpanneföreningen, 2001).

Förutom förmåga att bilda flockar finns det andra egenskaper som anses ge en god kvalitet på avloppsvattnet som släpps ut till recipienten och mikroorganismer med dessa egenskaper bör därmed gynnas. En önskvärd egenskap hos mikroorganismerna är att de ska ha förmåga att tillgodogöra sig det långsamt nedbrytbara organiska materialet i avloppsvattnet. Dessutom bör de restprodukter som bildas vid nedbrytningen av organiskt material inte lösa sig i avloppsvattnet (Franta et al, 1994). Om restprodukterna är svårnedbrytbara riskerar de att följa med utgående vatten till recipienten.

Trådformiga bakterier bryter ned organiskt material mer effektivt än de frisimmande bakterierna. Ändå är inte dessa arter önskvärda i någon större mängd i aktivslamprocessen eftersom risk för slamsvällning då uppstår (Ångpanneföreningen, 2001).

3.4.2 Slammets sedimenteringsegenskaper

För att undersöka slamegenskaperna används bland annat ett mått som kallas för slamvolymindex (SVI). Denna parameter beräknas enligt ekvation 3 (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). Ett SVI som är mellan 50 och 150 ml/g anses vara normalt. (Bitton, 1999) Ett högt SVI tyder på slamsvällning och risken finns då att slam följer med utgående vatten till recipienten.

$$SVI = \frac{1000 * SV}{SS} \quad (\text{ml/g}) \quad (3)$$

där SV = slamvolym (ml/l), mäts efter att slammets har fått sedimentera i 30 minuter i en 1000 milliliters mätcyllinder
SS = halten torrs substans i slammets (mg/l)

En parameter som påverkar slammets sedimentation är slamåldern. Slamåldern är medelvärdet av den tid mikroorganismerna stannar i aktivslamprocessen och beräknas enligt ekvation 4 (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). För att långsamt växande mikroorganismer ska hinna sammanfoga sig till flocken behövs å ena sidan en lite högre slamålder, men om å andra sidan slamåldern blir för hög minskar hastigheten för nedbrytningen av det organiska materialet (Gray, 2004). För aktivslamprocesser med LSP rekommenderas slamåldrar på mellan 10 och 20 dagar (Sivard et al, 2007).

$$\text{Slamålder} = \frac{V * SS_m}{Q_{\delta} * SS_{\delta} + Q_{ut} * SS_{ut}} \quad (\text{h}) \quad (4)$$

där V = luftningsbassängens volym (m³)
Q_{ut} = utgående avloppsvattenflöde från den biologiska reningen (m³/h)
Q_δ = flödet av överskottsslam (m³/h)
SS_m = medelslamhalt i luftningsbassängen (g /m³)
SS_{ut} = suspenderade ämnen i utgående vatten från den biologiska reningen (g/m³)

SS_0 = suspenderade ämnen i överskottsslammet (g/m^3)

En annan parameter som påverkar sedimenteringsegenskaperna är tillförsel av organiskt material, det vill säga belastningen på aktivslamsteget. Mikroorganismernas flockbildning är generellt sett en reaktion på begränsad näringstillgång. I en flock befinner sig mikroorganismerna nära varandra och de produkter som en art av mikroorganismer avger kan fungera som näring åt en annan art. Slammet får alltså goda sedimenteringsegenskaper när mikroorganismerna har begränsad tillgång till kol- och energikällor och när den specifika tillväxthastigheten är låg (Bitton, 1999). För att ta reda på om aktivslamprocessen är låg-, normal- eller högbelastad kan slambelastningen beräknas. En annan beteckning för slambelastning som förekommer i litteratur är F/M-kvot (Food/Microorganism ratio). Den ger ett mått på hur mycket näring som mikroorganismerna har tillgängligt per dygn och beräknas enligt ekvation 5 (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). I tabell 2 framgår gränserna för klassificering av slambelastningen.

$$\text{Slambelastning} = \frac{Q * BOD_{7in}}{V * SS_m} \quad (\text{kg BOD}_7/\text{kg SS,dygn}) \quad (5)$$

där Q = dygnstillrinning (m^3/d)
 V = luftningsbassängens volym (m^3)
 BOD_{7in} = BOD_7 -halt i inflödet till luftningsbassängen (kg/m^3)
 SS_m = medelslamhalten i luftningsbassängen (kg/m^3)

Tabell 2 Slambelastningen för en aktivslamprocess indelat i låg-, normal- och högbelastad process (Källa: Svenska kommunförbundet och VAV, 1996).

Huvudgrupp	Belastning ($kg BOD_7/kg SS,d$)
Lågbelastad	0,05-0,3
Normalbelastad	0,3-0,7
Högbelastad	0,7-1,5

En hög slambelastning kan orsakas av att till exempel den hydrauliska uppehållstiden är för kort och det leder till logaritmisk tillväxt för mikroorganismerna. En sådan tillväxt ger dåliga sedimenteringsegenskaper hos slammet, högre andel suspenderat material i utgående vatten samt en sämre reduktion av BOD (Barr et al, 1996).

Den hydrauliska uppehållstiden (HRT) kan beräknas enligt ekvation 6.

$$\text{HRT} = \frac{V}{Q_{in}} \quad (\text{s}) \quad (6)$$

där V = volymen i bassängen (m^3)
 Q_{in} = inkommande flöde (m^3/s)

Observera att returslamflödet enligt definition ej ska tas med i beräkningen av inkommande flöde (The Civil Engineering Handbook, 2003). Ekvationen ger ett

teoretiskt medelvärde för hur länge en vattenmolekyl stannar i bassängen. Den verkliga uppehållstiden påverkas dock av graden av omblandning och formen på bassängen.

3.4.3 Temperatur

En annan parameter som påverkar mikroorganismernas aktivitet är temperaturen. En ökning av temperaturen leder till en ökad hastighet för de biokemiska reaktionerna. Temperaturen i en biologisk rening med blandade kulturer av mikroorganismer bör ligga nära 37°C för att den ska fungera optimalt och temperaturen ska hållas så stabil som möjligt. Den maximala tillväxthastigheten ligger vid olika temperaturer för olika mikroorganismer. Tillväxt kan dock ske vid andra temperaturer än den optimala, men då med lägre hastighet (Carlsson & Hallin, 2003). Om temperaturen stiger till över 40°C och syrehalten är låg gynnas de trådformiga bakterierna jämfört med andra bakteriearter (tabell 3). Vid temperaturer över 45°C är den biologiska reningseffekten låg (Ångpanneföreningen, 2001).

Tabell 3 Temperaturens påverkan på samhällen av mikroorganismer i den biologiska reningen av avloppsvatten (Källa: Ångpanneföreningen, 2001).

Temperatur (°C)	Effekt
<20	Långsam tillväxt och låg reningseffekt
20-35	Ökad tillväxt och reningseffekt med ökad temperatur
35-40	Hög tillväxt, optimal reningseffekt, blandad kultur med många arter
40-45	Sönderdelning av flockar, större djur dör
>45	Ingen flockbildning, låg reningseffekt

När det gäller LSP är det inte känt hur temperaturen påverkar nedbrytningen av det organiska materialet i frisismarsteget. Mesofila bakterier trivs bra i temperaturer upp till cirka 42°C och nära denna temperatur är tillväxthastigheten som högst. Teoretiskt sett borde då även nedbrytningen av organiskt material vara som högst nära 42°C. Troligen kan bakterierna i detta steg även klara av temperaturer närmare 45°C (Malmqvist, e-mailkontakt, 2007).

Det tar längre tid för mikroorganismerna att anpassa sig till temperaturförändringar jämfört med tiden det tar för dem att anpassa sig till toxiska ämnen (Ångpanneföreningen, 2001). Det kan exempelvis bli problem för mikroorganismerna att anpassa sig om temperaturen ändras med ett par grader under ett dygn. Morgan-Sagastume och Allen (2003) genomförde försök med returslam inhämtat från en aktivslamprocess. Under försöken höjdes temperaturen från 35 till 45°C. I en reaktor ökades temperaturen med 10°C på tolv timmar och i en annan med 2°C per dygn. I bägge fallen visade resultatet på en lägre reduktion av lösligt COD samt högre halter suspenderade ämnen i utgående vatten i bägge fallen. En temperaturökning på 2°C per dygn var alltså tillräckligt stor för att hämma mikroorganismerna. Anledningen till att halten suspenderade ämnen ökade var att slamflockar löstes upp, vilket även borde ha orsakat högre koncentration lösligt COD i utgående vatten och därmed en lägre reduktion COD-avskiljning (Morgan-Sagastume & Allen, 2003).

När det gäller temperaturförändringar mellan sommar och vinter sker de så långsamt att mikroorganismerna vanligen klarar av att anpassa sig utan att det behöver innebära några problem för reningsprocessen. I Sverige finns det exempel på renings-

anläggningar som har temperaturvariationer på mellan 15 och 40°C under året (Malmqvist, e-mailkontakt, 2007).

3.4.4 Syre

Luftningen i aktivslamprocessen har två syften. Det viktigaste syftet är att tillföra syre till mikroorganismerna, men luftningen ger även en omblandande effekt vilket gör att flockarna inte sedimenterar utan kommer i kontakt med det inkommande vattnet. För att syrehalten inte ska bli en begränsande faktor för mikroorganismernas aktivitet och därmed reningseffekten bör halten inte understiga 1-2 mg O₂/l i luftningsbassängen. Det finns inte direkt någon övre gräns för hur hög syrehalten bör vara, men ur energisynpunkt bör den inte överstiga 4 mg O₂/l (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996).

Det finns olika åsikter om hur mycket syre som krävs i ett frisimmarsteg. Enligt AnoxKaldnes som har utvecklat LSP-metoden ska syrehalten minst vara runt 1 mg/l (Welander, e-mailkontakt, 2008). I Multibiokonceptet, som tagits fram av Torgny Kindh tillsammans med Mörrums bruk, används också frisimmarsteg. Enligt rekommendationer från Kindh räcker det dock med en syrehalt på 0,1-0,5 mg/l (Kindh, 2006).

Det finns tre parametrar som påverkar syrets löslighet; temperaturen, trycket och salthalten. När temperaturen ökar minskar den maximala mängden syre som kan lösas i vattnet. Detta leder till att det kan bli svårare att hålla syrehalten i nivå med börvärdet under sommaren när temperaturen är högre (Gray, 2004). Dessutom leder den ökade mikrobiella aktiviteten vid förhöjda temperaturen till en ökad syreförbrukning. En lägre syrehalt uppstår även om trycket sänks eller om salthalten i vattnet ökar.

3.4.5 Näringsämnen

Tillgången på närsalterna kväve och fosfor har stor betydelse för att den biologiska reningen ska fungera. Avloppsvattnet från pappersbruk kan innehålla närsalter som härstammar från veden eller kemikalier som används i tillverkningsprocessen. Hur mycket närsalter det finns beror bland annat på vilket träslag som används i massaframställningen. Halterna är dock ofta för låga vilket kräver att en tillsats görs (Sivard et al, 2007).

Om det uppstår ett underskott av näringsämnen blir mikroorganismerna tvungna att konkurrera om näringen. Är underskottet stort kan det leda till att reduktionen av COD blir lägre eftersom andra näringsämnen då utgör den tillväxtbegränsande faktorn. En låg halt av näringsämnen kan även ge dåliga sedimenteringsegenskaper hos slammet (Ramberg, 2005). Skulle halten av näringsämnen istället påtagligt överstiga det mikrobiella behovet kan det leda till att halterna av närsalter i utgående vatten överskrider tillåtna gränsvärden (Sivard, e-mailkontakt, 2007).

Fosfor förekommer i avloppsvattnet som organiskt fosfor, oorganiskt ortofosfat eller polyfosfat. För att bakterierna lätt ska kunna ta upp fosfor krävs det att föreningarna förekommer i löslig form. När det gäller kväve kan det förekomma i de oorganiska

formerna ammonium, nitrat och nitrit alternativt som organiskt kväve. Av dessa föreningar har bakterierna lättast att ta upp ammonium och lösligt nitrat (Sivard et al, 2007).

För att vara säker på att inte näringsämnen blir en begränsande faktor för mikroorganismerna rekommenderas att halten löst kväve ska vara 3,6-4 mg/l ut från en aktivslamprocess med LSP. Detta är dock beroende av sammansättningen hos det inkommande vattnet, och en del avloppsreningsanläggningar fungerar med nivåer runt 2 mg/l. När det gäller halten fosfatfosfor rekommenderas en halt på ungefär 0,25 mg/l ut från aktivslamprocessen. Även detta är individuellt för olika avloppsreningsanläggningar och det förekommer fall där nivåerna endast är 0,03-0,05 mg/l (Sivard, e-mailkontakt, 2007). I utloppet från selektorbassängen anses en fosfatfosforhalt på 0,15 mg/l vara relativt låg och det kan ha betydelse för reduktionen av det organiska materialet (Malmqvist, e-mailkontakt, 2007).

3.4.6 Toxicitet hos det inkommande avloppsvattnet

År 1997 uppskattades det att den svenska skogsindustrin använde drygt 5000 olika kemikalier. Ett antal av dessa är toxiska för mikroorganismer och kan således ha en negativ påverkan på den biologiska reningen av avloppsvatten. Efter påverkan av ett toxiskt ämne kan det ta flera veckor för det biologiska systemet att återhämta sig (Sarlin et al, 1999).

Exempel på organiska föreningar som kan vara toxiska för mikroorganismer är pesticider och klorföreningar. När det gäller oorganiska föreningar har förekomsten av exempelvis tungmetaller och sulfider en negativ inverkan på mikroorganismerna. Vid förekomsten av toxiska ämnen kan konsekvenserna bland annat bli minskad BOD- och COD-reducering samt sämre slamegenskaper (Bitton, 1999). Anledningen till den försämrade reningseffekten är att föroreningarna förändrar sammansättningen i mikroorganismersamhället (Papadimitriou et al, 2007). Förekomsten av olika grupper av protozoer kan till exempel användas som en indikator på att någon giftig förorening har kommit in i systemet. Ett första tecken på att en förgiftning har skett är att klockdjuren och frisimmande ciliater blir inaktiva, varefter flagellaterna blir fler (Bogh, 2002).

Den ekologiska toxiciteten hos en kemikalie kan anges i till exempel LC_{50} och EC_{50} . LC_{50} anger vid vilken koncentration hälften av den undersökta populationen dör medan EC_{50} anger vid vilken koncentration det observeras en effekt hos hälften av populationen. Dessa mått på toxicitet används exempelvis i datasäkerhetsbladen för olika kemikalier som används i pappersindustrin.

3.4.7 Graden av nedbrytbarhet hos det organiska materialet

Hur stor andel av det inkommande vattnet som kan renas biologiskt beror på graden av nedbrytbarhet hos det organiska materialet. COD kan delas in i olika fraktioner baserat på nedbrytbarheten (fig. 5). COD i det inkommande avloppsvattnet kan delas in i två grupper; biokemiskt nedbrytbart och inert. Biokemiskt nedbrytbart COD kan därefter delas in i snabbt nedbrytbart och långsamt nedbrytbart. Exempel på föroreningar som är

snabbt nedbrytbara är flyktiga fettsyror, enkla kolhydrater och aminosyror. Även inert COD delas in i två grupper; lösligt och partikulärt (Orhon & Cokgör, 1997).

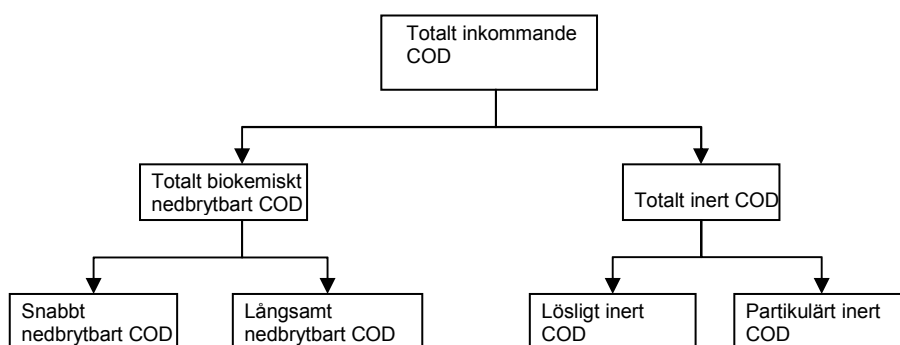


Fig. 5 Fraktioner av COD i avloppsvatten (modifierad efter Orhon & Cokgör, 1997)

Andelen inert COD har stor betydelse för graden av rening eftersom den avgör den lägsta möjliga halten COD i vattnet ut från den biologiska reningen. Vanligen kommer inert COD från det inkommande vattnet, men kan även bildas som restprodukter från den mikrobiella nedbrytningsprocessen (Franta et al., 1994). Forskarna är inte helt överens om de mikrobiella restprodukterna ska anses inerta eller långsamt nedbrytbara. Experiment tyder dock på att restprodukterna är så långsamt nedbrytbara att de i samband med aktivslamprocessen kan anses vara inerta (Orhon & Cokgör, 1997).

Partikulärt inert COD kan adsorberas till flockar i den biologiska reningen och på så vis avskiljas från vattnet via slammet som tas ut, medan lösligt inert COD passerar opåverkat genom den biologiska reningen. För att kunna minska halten lösligt inert COD i utgående vatten till recipienten behöver därför den biologiska reningen kompletteras med kemisk fällning (Orhon & Cokgör, 1997).

För att få en uppfattning om huruvida avloppsvattnet är svårnedbrytbart eller inte kan halten COD jämföras med BOD, där BOD motsvarar den lättnedbrytbara delen av det organiska materialet (Kemira Kemwater, 2003). Om kvoten COD/BOD är låg tyder det på att det organiska materialet till stor del är biokemiskt nedbrytbart. Är kvoten däremot hög är en stor del av COD inert.

3.4.8 pH

Avloppsvattnets pH-värde påverkar aktiviteten hos mikroorganismernas enzymer och joniseringen av kemiska ämnen. Detta innebär att pH-värdet får betydelse för transporten av näringsämnen in till cellen. För att aktivslamprocessen ska fungera optimalt är ett pH runt 7 lämpligt. Varje bakterieart har ett optimalt pH-värde där deras tillväxt är som högst, men de klarar även av att växa vid andra pH-värden. Ofta leder bakteriernas tillväxt till en sänkning av pH på grund av att det bildas sura föreningar som exempelvis organiska syror (Bitton, 1999). Som en motvikt finns dock mikroorganismer som bidrar till en höjning av pH-värdet. Exempel på en sådan process är denitrifikation, då nitrat omvandlas till kvävgas.

3.4.9 Suspenderade ämnen

En hög halt av suspenderade ämnen in till frisisimmarsteget i den biologiska reningen har antagligen inte i sig någon hämmande effekt på bakteriernas nedbrytning av lösligt organiskt material. De frisisimmande bakterierna har troligen ändå tillräckligt med fri vattenfas. Det kan dock tänkas uppstå en försämrad reningseffekt om det suspenderade materialet som tillförs innehåller bakterier eller flockar. Den tillförda biomassan kan skilja sig från den som redan finns i frisisimmarsteget, vilket leder till en förändrad artsammansättning i detta reningssteg. Bakterierna konkurrerar med varandra om näring och syre, men den tillförda biomassan kanske har en sämre nedbrytningsförmåga vilket kan försämra nedbrytningen av organiskt material (Sivard, e-mailkontakt, 2007).

3.5 KEMISK FÄLLNING SOM KOMPLETTERANDE RENINGSMETOD

I den kemiska reningen används fällningskemikalier för att få en utfällning av lösliga ämnen, som exempelvis löst COD och fosfor. Partiklarna som fälls ut med hjälp av fällningskemikalien är små och kan inte direkt separeras från avloppsvattnet. Partiklar med storleken 10^{-9} - 10^{-7} meter kallas kolloider och de har vanligen en negativ elektrisk laddning. Laddningens attraktionskraft medför att partiklarna omges av joner med motsatt laddning. För att kunna avskilja partiklarna behöver systemets stabilitet brytas så att partiklarna kan komma i kontakt med varandra och bilda större flockar. Detta kallas för koagulering eller flockning (Rennerfelt, 2003).

Fällningskemikalier innehåller metalljoner som förutom att reagera med exempelvis fosfor i avloppsvattnet även reagerar med hydroxidjonerna. Fällningen av hydroxid bildar ett flockningsmedel och underlättar avskiljningen av andra fällningar genom att flockar bildas. Vid flockbildningen fastnar även en del material som från början fanns i partikulär form. Ytterligare ett sätt att gynna flockbildningen är att tillsätta en polymer. Polymeren absorberas till andra kolloider och därmed bildas flockar (Rennerfelt, 2003). Är det mycket partiklar i vattnet behövs det en större dosering av fällningskemikalier för att reducera utsläppen av suspenderade ämnen (Rennerfelt, muntlig kontakt, 2007).

Den kemiska reningen fungerar oftast bäst inom ett visst pH-intervall. För de flesta fällningskemikalier ligger detta intervall under pH 7. I de fall avloppsvattnets pH behöver sänkas för att den kemiska reningen ska fungera optimalt kan en överdosering av fällningskemikalien göras (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). Huruvida detta lyckas beror mycket på buffertkapaciteten hos det aktuella avloppsvattnet. Med fördel kan försök först genomföras i labbskala eftersom dessa ofta har visat sig ha en god överensstämmelse med det verkliga systemet (Rennerfelt, muntlig kontakt, 2007).

Problemen med reduktionen av COD under sommaren har inneburit en högre förbrukning av fällningskemikalier för att klara utsläppskraven. Det krävs ofta stora mängder fällningskemikalier för att reducera lösligt COD. Detta är troligen oberoende av om det är litet eller mycket suspenderade ämnen i vattnet. Det betyder att det även vid en låg halt av suspenderade ämnen krävs en hög dosering av fällningskemikalier för att kunna flocka ut det lösliga organiska materialet (Rennerfelt, muntlig kontakt, 2007).

3.6 SLAMBEHANDLING

Det mekaniska slammet som avskiljs vid försedimenteringen av avloppsvatten från ett pappersbruk består vanligen av cellulosa, hemicellulosa, lignin och andra ämnen som kommer från veden. Det kan även innehålla bark och kemikalier som har tillsatts i processerna vid massa- och pappersframställningen. Överskottslammet som tas ut från mellansedimenteringen består däremot av mikrobiell biomassa, cellulosafibrer och lignin (Chen et al, 2002). Ofta är slamkoncentrationen låg och slammet måste därför avvattnas innan det kan användas vidare, exempelvis som fyllnadsmaterial vid vägbyggen.

Slam från massa- och pappersbruk innehåller ofta mycket extracellulära polymerer vilket försvårar avvattningen. Detta gör att det ofta krävs höga doseringar av andra polymerer för att få en tillfredsställande avvattning. Hur väl avvattningen lyckas beror på interaktionerna mellan polymeren och partiklarna i slammet. (Chen et al, 2002) Slammet från den biologiska reningen är svårare att avvattna än det mekaniska slammet. Det kan i vissa fall krävas fyra gånger så mycket polymer för att avvattna rent bioslam jämfört med fiberslam. (Ristenfeldt, muntlig kontakt, 2007) Även slam från den kemiska reningen kan vara svårt att avvattna (Kenny et al, 1997).

Pappersbruken har arbetat med att försöka minska utsläppen av fibrer till avloppet, vilket kan påverka slamavvattningen genom att mängden mekaniskt slam minskar i förhållande till det biologiska. Detta kan i sin tur leda till exempelvis mer suspenderade ämnen i rejektvattnet. Andra orsaker till förhöjda halter suspenderade ämnen i rejektvattnet kan vara fluktuationer i förhållandet mellan de olika slamtyperna, förändringar i slamflöden samt en förändrad karaktär hos slammet. Högre halter av suspenderade ämnen i rejektvattnet från slamavvattningen leder till att fibrer och biomassa tillförs aktivslamprocessen eftersom rejektvattnet återförs till avloppsreningen. Även slamåldern har visat sig ha betydelse för slamavvattningen. Slam med högre slamålder är svårare att avvattna på grund av att de biologiska partiklarna är små och har en svag elektronisk laddning. En svag laddning gör att effekten hos den tillsatta polymeren minskar (Kenny et al, 1997).

Om det inkommande slammet har en lägre slamhalt än 4-5 % bör det föravvattnas. Anledningen till detta är bland annat att man vill minska flödet samtidigt som koncentrationen av slam ökar (Kenny et al, 1997). På så sätt kan doseringen av polymerer minskas.

3.7 TÄNKBARA ORSAKER TILL PROBLEMEN MED AVLOPPSRENINGEN VID BRAVIKEN

Av litteraturstudien framgår att det finns flera tänkbara orsaker till problemen vid Bravikens externa reningsanläggning för avloppsvatten. Orsakerna har sammanfattats i fyra punkter; belastningen, reduktion av partikulärt material, toxicitet samt övriga faktorer.

3.7.1 Belastning

Om belastningen på den externa reningsanläggningen för avloppsvatten har ökat kan det tänkas att dimensioneringen på anläggningen har blivit en begränsande faktor. En för hög belastning av organiskt material kan exempelvis leda till syrebrist om ytluftarnas syresättningskapacitet är för låg. Detta kan framförallt vara ett problem under sommaren på grund av att en högre temperatur leder till att mindre syre löses i vattnet. Ett annat problem med dimensioneringen kan vara att den hydrauliska uppehållstiden i frisismarsteget är för lång, vilket kan leda till en tillväxt av mikrodjur i detta reningssteg. En del mikrodjur betar bakterier och reduktion av organiskt material blir då lägre.

Hur stor del av det organiska materialet som kan brytas ned i den biologiska reningen beror på graden av nedbrytbarhet, det vill säga inert COD styr halten COD ut från den biologiska reningen. Om ökningen av COD ut från den biologiska reningen under sommaren till största delen består av lösligt inert COD beror inte problemen på bristande funktion i den biologiska reningen. Det krävs kemisk rening för att reducera denna form av organiskt material.

De suspenderade ämnen som tillförs den biologiska reningen kan delvis bestå av främmande biomassa. Det kan tänkas att denna biomassa har en sämre förmåga att bryta ner lösligt organiskt material än den som redan finns i selektorbassängen, vilket kan leda till en försämrad reduktion av COD.

3.7.2 Reduktion av partikulärt material

Om flockbildningen är otillräcklig under sommaren, eller om slammet har dåliga sedimenteringsegenskaper, kan det leda till att mer partikulärt organiskt material följer med utgående vatten från den biologiska reningen. Detta ger en lägre reduktion av COD. Flockbildande bakterier är främjande för flockbildningen och därmed sedimenteringen, medan stora mängder av trådformiga bakterier kan orsaka slamsvällning. En för låg slamhalt i luftningsbassängen kan leda till att mindre partiklar reduceras i den biologiska reningen.

Slammets sedimenteringsegenskaper beror till en stor del på belastningen av organiskt material. Dåliga sedimenteringsegenskaper kan orsakas av exempelvis god tillgång på kol- och energikällor samt en hög mikrobiell tillväxthastighet.

3.7.3 Toxicitet

Om toxiciteten i avloppsvattnet är högre under sommaren kan det leda till att mikroorganismerna hämmas och nedbrytningen av organiskt material blir då lägre under denna period. Toxiciteten kan härröra från naturligt förekommande ämnen i veden, från returpappret eller från kemikalier som används i olika delar av processerna vid massa- och pappersframställning.

3.7.4 Övriga faktorer

Förutom ovanstående hypoteser påverkas även mikroorganismerna och nedbrytningen av organiskt material av temperaturen, pH och tillgången på näringsämnen.

4. METODIK

För att undersöka de tänkbara orsakerna till problemet utvärderades historiska data över flöden och vattenkvalitet. Dessutom genomfördes beräkningar av uppehållstider och reduktion av COD, mikrobiella studier samt analyser av samband mellan halten COD ut från den biologiska reningen och diverse uppmätta parametrar i avloppsreningsanläggningen. För att få ytterligare data att basera undersökningen på gjordes även en del kemiska analyser som komplement till Bravikens ordinarie analyser.

4.1 UTVÄRDERING AV HISTORISKA DATA ÖVER FLÖDEN OCH VATTENKVALITET

4.1.1 Tillgängliga dataserier

För att få en första grafisk överblick över eventuella årstidsvariationer hos ett antal parametrar i reningsanläggningen användes programmet WinMOPS, brukets process- och kvalitetskontrollsystem. Det fanns ett flertal tillgängliga dataserier av intresse och dessa studerades olika långt tillbaka i tiden. I bilaga 1 framgår vilka parametrar som undersöktes, mätpositioner, tidsperiod, provtagningsfrekvens samt analysmetoder. Analysmetoderna SS-EN 872, SS 028122 och SS 028133 refererar till metoder enligt svensk standard och LCK betyder att Hach-Langes kyvetttest användes vid analyserna. Lösligt COD har analyserats på prover filtrerade genom filter med porstorleken 1,6 mikrometer medan filter med porstorleken 0,45 mikrometer använts för analys av de lösliga formerna av närsalter.

4.1.2 Korrelationsanalys

För att undersöka det linjära sambandet mellan halten COD ut från den biologiska reningsprocessen och ett antal parametrar från avloppsreningsanläggningen genomfördes en korrelationsanalys. Parametrarna som undersöktes var halten COD i mätpunkt 11 och 15, temperaturen i mätpunkt 12 och 18, suspenderade ämnen i mätpunkt 11, 12, 15, 18 och 19, pH i mätpunkt 12 och 18, syre i mätpunkt 18, nitratkväve i mätpunkt 18, fosfatfosfor i mätpunkt 16, 17 och 18, totalkväve i mätpunkt 16 och 17, flödet i mätpunkt 11 och 15, mikroorganismer i mätpunkt 18 samt SVI och slamålder. Analysen gjordes med hjälp av statistikprogrammet Minitab på driftsdata från år 2005 till 2007. En tidsförskjutning av kvalitetsdata ut från olika reningssteg i förhållande till inkommande vatten gjordes utifrån den teoretiska hydrauliska uppehållstiden. Det betyder att data från mätpunkt 19 fick en tidsförskjutning på tre dagar i förhållande till mätpunkterna 11, 12 och 15. I förhållande till mätpunkterna 16 och 17 var tidsförskjutningen två dagar.

Graden av samband anges med Pearsons korrelationskoefficient som vanligen betecknas med bokstaven r . Koefficienten kan anta ett värde mellan -1 och 1, där värdet $|1|$ betyder att det är ett perfekt linjärt samband. Ett negativt värde på r innebär ett negativt samband och ett positivt värde ett positivt samband. Korrelationskoefficienten beräknas enligt ekvation 7 (Ryan & Joiner, 1994).

$$r = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2 \sum (y - \bar{y})^2}} \quad (7)$$

4.1.3 Multivariat dataanalys

Vid hantering av stora mängder data kan det vara svårt att upptäcka vilka samband som förekommer mellan olika parametrar. Ett verktyg för att hantera detta är multivariat dataanalys och den har här använts som ett komplement till korrelationsanalysen. För att utföra den multivariata dataanalysen användes programmet Extract, som har tagits fram av Extract Information AB. Målet med analysen var att försöka få en uppfattning om vilka parametrar som samvarierar med halten COD ut från den biologiska reningen. Samma driftsdata som vid korrelationsanalysen användes.

Den multivariata dataanalysen utfördes med metoden principalkomponentanalys (Principle Component Analysis, PCA), vilken kortfattat beskrivs här. En grundligare genomgång ges av Eriksson et al. (2006). Grunden i PCA är en matris med N rader och K kolumner. Raderna utgörs av observationer och kolumnerna av variabler. Med utgångspunkt från matrisen konstrueras ett rum med K dimensioner, där variablerna motsvarar koordinataxlarna. Varje observation utgör en punkt i rummet. Den linje i det K -dimensionella rummet som bäst approximerar data med minsta kvadratmetoden blir den första principalkomponenten (PC1). Därefter bildas den andra principalkomponenten (PC2) som kommer att vara vinkelrät mot den första. Vanligtvis behövs även fler principalkomponenter skapas för att kunna beskriva den information som finns i data.

Efter att ha tagit fram PC1 och PC2 är det möjligt att göra ett så kallat 'loading'-diagram, för att få en uppfattning om hur variablerna samverkar. Vektorena i 'loading'-diagrammet utgörs av principalkomponenterna p_1 och p_2 . De variabler som ligger i grupper påverkar systemet på liknande sätt och kan vara korrelerade. Om korrelationen är positiv ökar variablerna tillsammans. Om variablerna är placerade på varsin sida om origo, i kvadranter som är diagonalt placerade i förhållande till varandra, kan det finnas ett negativt samband. Detta innebär att om en variabel placerad i den första kvadranten ökar så minskar variabeln som är placerad i den tredje kvadranten. Hur stort inflytande en variabel har på modellen avslöjas av dess avstånd från origo. Ju längre avståndet är desto större inverkan har variabeln.

Innan data används för modellering bör det förbehandlas. En variabel med stor varians får större inflytande i modellen än en variabel med låg varians. För att ge variablerna lika stor vikt vid modelleringen behöver värdena skalas, så att samtliga variabler får standardavvikelsen ett. Dessutom bör variablerna medelvärdescentreras, vilket innebär att de centreras kring värdet noll. Dessa funktioner finns inlagda i Extract.

4.1.4 Trendanalys

För att fastställa om det skett en ökning av avloppsvattenflödet, halten COD och/eller mängden COD in till den biologiska reningen genomfördes trendanalyser i Minitab på driftdata mellan år 2000 och 2007. Produktionen i pappersmaskinerna undersöktes också i detta avseende. I trendanalysen anpassades i detta fall en linjär modell till de driftdata som fanns tillgängliga.

4.1.5 Reduktion av COD

Historiska driftdata användes för att beräkna reduktionen av lösligt COD i selektorbassängen och luftningsbassängen (inkluderat mellansedimenteringen) mellan år 2005 och 2007. Reduktionen över utjämningsbassängen kunde inte beräknas på grund av att COD_{tot} analyseras i inloppet medan lösligt COD analyseras i utloppet. Det finns olika uppfattningar om hur stora partiklar som definieras som lösta ämnen. En definition är ämnen som passerar genom ett filter med porstorlek på 0,45 mikrometer (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). I andra fall har filter med porstorleken 1,6 mikrometer använts (Werker et al, 2004). Med lösligt COD avses här prov som har filtrerats genom filter med porstorleken 1,6 mikrometer. Då inga mätningar görs på helgerna beräknades dygnsvärden för halterna under dessa dagar genom linjär interpolering mellan dygnet före och dygnet efter dagar då värden saknades. Uppmätta värden på COD multiplicerades med flöden för varje dygn och summerades därefter för varje månad. Reduktionen beräknades i ton per dygn (ekv. 8).

$$\text{Reduktionen av COD} = \frac{COD_{in} - COD_{ut}}{d} \quad (\text{t/d}) \quad (8)$$

där COD_{in} = massan COD i inkommande vatten under respektive månad (t)
 COD_{ut} = massan COD i utgående vatten under respektive månad (t)
 d = antal dygn under respektive månad

4.1.6 Analys av dimensioneringen av avloppsanläggningen

Försedimenteringsbassängens area är 1 100 m², vilken användes för att beräkna dess ytbelastning (ekv. 1). Två olika beräkningarna gjordes för att undersöka skillnaden mellan om allt avloppsvatten skulle passera genom bassängen gentemot dagsläget när en stor del av flödet från slamfiltrattanken leds direkt till utjämningsbassängen. Hur mycket som leds till utjämningsbassängen beror på hur stort flödet från de andra delavloppen är till bassängen för försedimentering. Först beräknades den ”verkliga” ytbelastningen baserat på medelvärdet för flödet in till försedimenteringen under år 2005-2007. Därefter beräknades ytbelastningen utifrån ett medelvärde för vad flödet skulle ha varit om även allt rejektvatten från slamavvattningen hade passerat försedimenteringen.

För att undersöka om dimensioneringen av selektorbassängen är tillräcklig beräknades medel- och maxvärden på flödet och mängden COD_{tot} in till detta reningssteg under sommarperioden, då det är problem med reningen. Problempågången antas pågå mellan den 1 juli och den 30 september. Då det inte finns några uppmätta halter på den totala

halten COD in till selektorbassängen har beräkningarna fått genomföras baserat på halterna in till utjämningsbassängen.

Beräkningarna utfördes för år 2002, 2005, 2006 och 2007. År 2002 ansågs vara av intresse på grund av att det visar hur förutsättningarna var före införandet av LSP i september 2003. År 2007 användes endast värden från perioden 1 juli till och med 31 augusti. Driftdata för september saknas eftersom Braviken har övergått till att analysera TOC istället för COD vid flera mätpositioner.

4.1.7 Hydraulisk uppehållstid

Det finns inga mätningar genomförda för att undersöka den verkliga hydrauliska uppehållstiden i de olika reningsstegen i anläggningen. I stället användes den teoretiska för respektive reningssteg, vilken beräknades enligt ekvation 6. Ett medelvärde på flödet från år 2005 och 2006 användes i beräkningarna.

4.2 KOMPLETTERANDE ANALYSER

För att analysera hur stor andel av det totala avloppsflödet och COD-belastningen som de olika delavloppen bidrar med genomfördes provtagningar och analyser av ett antal parametrar mellan den 16 oktober och den 16 november 2007. Analyserna utgjorde ett komplement till redan tillgängliga dataserier. De delflöden som analyserades var avloppen från returpappersmassaframställningen (DIP 1 och DIP 2), framställningen av termomekanisk massa (TMP 1 och TMP 2), pappersmaskinerna (PM 51, PM 52 och PM 53), slamfiltrattanken med rejektvatten från slamavvattningen samt från vedgårdsbrunnen. COD-halten mättes även vid mätposition 12 och 19, det vill säga vid utloppet från försedimenteringen och vid inloppet till flotationen.

Det saknas uppgifter om hur stort flöde som kommer till avloppsreningen från vedgården och detta måste därför uppskattas. Vid ett svenskt sågverk kan så mycket som 70 % av bevattningsvattnet avgå som lakvatten. Resten avdunstar eller suggs upp av timret (Jonsson, 2004). Utifrån bevattningsflödet vid Braviken användes denna siffra för att beräkna flödet av lakvatten.

4.2.1 Provtagning

Vattenproverna vid de olika delavloppen på pappersbruket var dygnsprov som togs med automatiska provtagare, med undantag för vedgårdsbrunnen i vilken proverna togs som stickprov. Vid TMP 2 och slamfiltrattanken sitter det tidsstyrda provtagare, medan övriga är flödesstyrda (tabell 4).

Tabell 4 Modell för provtagarna, flödes- och tidsintervall samt provvolym vid delavloppen PM 51, PM 52, PM 53, TMP 1, TMP 2, DIP 1, DIP 2 och slamfiltrattanken vid Bravikens pappersbruk.

Mätposition	Provtagare	Flödes- / tidsintervall	Provvolum (ml)
PM 51	Endress Hausser Liqui-box	1 prov / 24 m ³	50
PM 52	Endress Hausser Liqui-box		50
PM 53	Endress Hausser Liqui-box	1 prov / 50 m ³	50
TMP 1	Endress Hausser Liqui-box	1 prov / 25 m ³	100
TMP 2	Somasventil DN 25	1 prov / 25 min	~25
DIP 1	Endress Hausser Liqui-box	1 prov / 50 m ³	100
DIP 2	Endress Hausser Liqui-box	1 prov / 50 m ³	100
Slamfiltrattanken	Somasventil DN 25	1 prov / 20 min	80

Proverna från mätposition 12 och 19 togs även de som stickprov. Baserat på en beräknad hydraulisk uppehållstid på tre dygn i avloppsreningsanläggningen togs proverna vid mätposition 19 tre dygn efter övriga prover.

4.6.2 Analyser

Proverna analyserades med de metoder som anges i bilaga 1. COD mättes på filtrerade prover med filter 1,6 mikrometer vid tre tillfällena och för de delavlopp som hade störst variationer i halterna genomfördes ytterligare två mättillfällen. Vid ett tillfälle saknades prov från TMP 1, varför detta delavlopp har analyserats vid fyra tillfällen istället för fem. Mätningar gjordes även på filtrerade prover tagna vid mätposition 12 och 19 vid totalt fem tillfällen. För att se hur fraktionerna av lösligt och partikulärt COD förändras av den biologiska reningsprocessen mättes även COD på ofiltrerade prover från slamfiltrattanken samt vid mätposition 12 och 19.

Kväve analyserades i form av totalkväve, nitratkväve samt ammoniumkväve. Totalkväve analyserades med Hach-Lange's kyvtest LCK 138. Principen för metoden är att all kväve oxideras till nitrat med hjälp av peroxodisulfat. Nitratjonerna reagerar med 2.6-dimetylfenol och i denna reaktion bildas nitrofenol (Hach-Lange, 2008). Till att börja med mättes totalkväve på alla delavlopp vid tre tillfällen för att se hur stora variationer som förekom. Därefter skedde mätningar vid ytterligare två tillfällen på DIP 1, DIP 2 och slamfiltrattanken eftersom de hade störst variationer i halterna. På dessa tre avlopp analyserades även nitratkväve vid två tillfällen och ammoniumkväve vid tre tillfällen. Ammoniumkväve analyserades med LCK 304 och nitratkväve med LCK 339. Principen för LCK 304 är att ammoniumjonerna reagerar med hypokloritjoner och salicylatjoner vid pH 12,6. Nitroprussidnatrium används som katalysator till indofenolblått, vilket kan mätas i en fotometer. Principen för LCK 339 är nitratjoner reagerar med 2.6-dimetylfenol i svavel- och fosforhaltiga lösningar. Ur reaktionen bildas 4-nitro-2.6-dimetylfenol som kan mätas i en fotometer (Hach-Lange, 2008).

Fosfor analyserades med LCK 349 i form av totalfosfor och fosfatfosfor. Principen för metoden är att fosfatjoner reagerar med molybdat- och antimonjoner, och det bildas antimonylfosformolybdatkomplex. Lösningen ska vara sur. Efter att ha reducerat detta komplex med askorbinsyra till fosformolybdenblått kan koncentrationen mätas med fotometer (Hach-Lange, 2008). Mätningarna av totalfosfor skedde på samma sätt som

för totalkväve, det vill säga fler mätningar genomfördes på de delavlopp som hade störst variation av koncentrationen totalfosfor. I detta fall var det DIP 1, DIP 2, TMP 1 och TMP 2. På dessa avlopp mättes även fosfatfosfor. Vid ett tillfälle saknades prov från TMP 1, varför detta delavlopp har analyserats vid fyra tillfällen istället för fem.

Laboratoriet vid Braviken mäter varje vardag halten suspenderade ämnen på alla delavlopp utom vedgårdsbrunnen. Vid tre tillfällen togs därför stickprover från vedgårdsbrunnen för analys av suspenderade ämnen.

4.3 MIKROBIELLA STUDIER

4.3.1 Mikroskopering av avloppsvatten från den biologiska reningen

Prover på avloppsvattnet in till och ut från selektorbassängen samt ut från luftningsbassängen undersöktes i mikroskop för att få en uppfattning om förekomsten av olika typer av mikroorganismer. Ingen infärgning av proverna gjordes. Under mikroskoperingen fotograferades slammet för att möjliggöra jämförelse mellan prover tagna vid olika tidpunkter. Provtagningen vid inloppet och utloppet från selektorbassängen skedde vid sju tillfällen under oktober och november, och provtagningen vid utloppet från luftningsbassängen vid fem. Tanken är att dessa ska fungera som referensprover till kommande prover tagna under sommaren 2008 när det förmodligen är problem i avloppsreningen.

4.3.2 Bakterieodling

Bakterieodlingar genomfördes vid sex tillfällen på prover in till och ut från selektorbassängen för att försöka få en uppfattning om hur antalet bakterier varierar i denna del av avloppsreningsprocessen. Vid fyra av dessa tillfällen genomfördes även bakterieodlingar på prover tagna vid utloppet från luftningsbassängen. Metoden som användes för analysen var svensk standard SS 02 81 69 (SIS, 1998).

4.4 UTVÄRDERING AV PROCESSFÖRÄNDRINGAR OCH KEMIKALIEFÖRBRUKNING

Med hjälp av drift- och labbpersonal vid Bravikens pappersbruk identifierades processförändringar som skett under år 2003, som därefter granskades för att ta ställning till om dessa gett en eventuell påverkan på den externa avloppsreningen.

Kemikalieförbrukningen på DIP, TMP, pappersmaskinerna samt ångkraftscentralen undersöktes för år 2005, 2006 och 2007 för att se vilka kemikalier som haft en högre förbrukning under sommaren jämfört med vintern. Värden på hur mycket kemikalier som förbrukats på de olika avdelningarna hämtades dels hos Marie Lindeberg på processkontroll och dels hos ekonomikontoret vid Bravikens pappersbruk. Vid ångkraftcentralen hade personalen även egna noteringar på förbrukningen som användes vid utvärderingen. På grund av sekretesskäl kommer dock inga värden på kemikalieförbrukningen att presenteras i detta examensarbete.

5. RESULTAT OCH DISKUSSION

5.1 ANALYS AV SAMBAND

Eventuella samband mellan halten COD ut från den biologiska reningen och flertalet parametrar i avloppsreningsanläggningen undersöktes med både korrelationsanalys och multivariat dataanalys. Därefter undersöktes hur känslig analyserna var för variationer i tidsförskjutningen av data.

5.1.1 Korrelationsanalys

De parametrar som var starkast korrelerade med halten COD_{tot} ut från den biologiska reningen var temperaturen ut från både försedimenteringen och luftningsbassängen, halten COD_{tot} in till utjämningsbassängen, halten totalkväve ut från selektorbassängen, mängden flagellater ut från luftningsbassängen samt suspenderade ämnen ut från den biologiska reningen (tabell 5).

Tabell 5 Pearsons korrelationskoefficient för signifikanta samband mellan halten COD ut från den biologiska reningen och ett antal andra mätvärden vid Bravikens system för avloppsrening. Signifikansnivån var 5 %. Mätpunkterna anges inom parentes och deras placering framgår av fig. 2.

Pearsons koefficient	Variabel
-0,3	SÄ (18) och syre (18)
-0,2	PO4 (18), PO4 (16), flöde (11), slamålder, ciliater (18)
-0,1	flöde (15)
0	SÄ (12), NO3 (18), rotatorier (18)
0,1	SÄ (11), pH (18)
0,2	COD (11), pH (12), PO4 (17), SVI
0,3	filament (18), frisimmande bakterier (18)
0,4	COD (15), N-tot (17), flagellater (18)
0,5	temp (12 och 17)
0,6	
0,7	SÄ (19)

5.1.2 Multivariat dataanalys

Halten COD ut från den biologiska reningen är grupperad med halten COD och suspenderade ämnen in till utjämningsbassängen, totalkväve i inloppet till selektorbassängen samt mängden flagellater och suspenderade ämnen ut från den biologiska reningen (fig. 6). Grupperingar innebär att det kan finnas ett samband mellan variablerna. Det kan även finnas samband mellan variabler som ligger diagonalt från varandra. Halten COD ut från den biologiska reningen ligger diagonalt från slamålder och mängden ciliater ut från luftningsbassängen, det vill säga halten var högre när slamåldern var lägre och när mängden ciliater i utgående vatten var lägre.

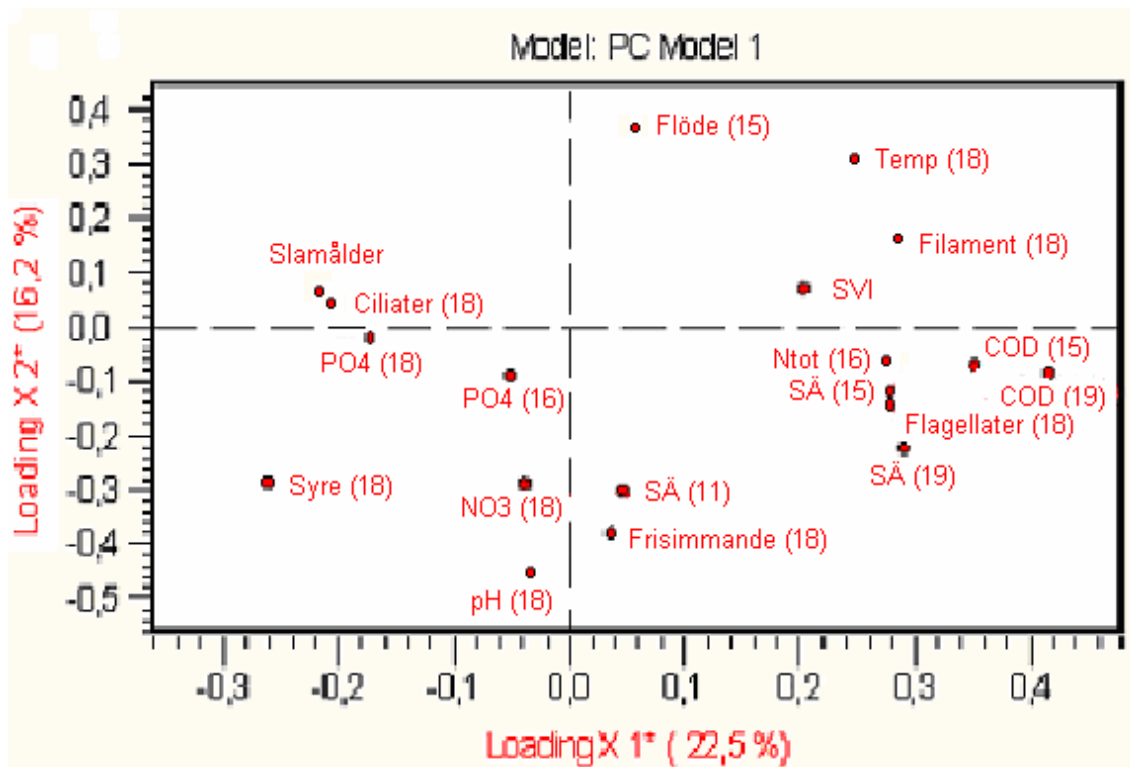


Fig. 6 'Loading'-diagrammet som togs fram i Extract illustrerar hur variablerna i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk samverkar med varandra. Förklaringsgraden för modellen är 38,7 %. Mätpunkterna anges inom parentes och deras placering framgår av fig. 2.

Summan av de två procenttalen i 'loading'-diagrammet är 38,7 %, vilket är en låg förklaringsgrad. Detta innebär att resultaten från analysen bör tolkas med försiktighet. I ett försök att få en modell med högre förklaringsgrad eliminerades en del av variablerna som hamnade nära origo i figur 6, eftersom dessa har en liten inverkan på modellen. Efter ett antal elimineringar förlorade dock modellen signifikans och 38,7 % var den högsta förklaringsgraden för en signifikant modell.

5.1.3 Analys av tidsförskjutningens betydelse

Tidsförskjutningen mellan de olika reningsstegen i avloppsreningen är teoretiskt beräknad och det är osäkert hur bra den stämmer överens med verkligheten. Risker finns att den verkliga uppehållstiden är kortare än den teoretiska på grund av att det eventuellt förekommer en viss avsättning av partiklar och att blandningsförhållandena avviker från de teoretiska. Av den anledningen gjordes en känslighetsanalys för att undersöka hur resultaten av de statistiska analyserna påverkades av hur stor tidsförskjutning som tillämpades. Extra tidsförskjutning innebär att data från mätpunkt 19 fick en tidsförskjutning på fem dagar i förhållande till mätpunkterna 11, 12 och 15. I förhållande till mätpunkterna 16 och 17 var tidsförskjutningen tre dagar.

Korrelationsanalysen i Minitab genomfördes med olika tidsförskjutningar för några av variablerna (fig. 7). Skillnaden i korrelationskoefficienten blev inte så stor med olika

tidsförskjutningar, vilket betyder att resultaten skulle tolkas lika oavsett vilken tidsförskjutning som användes.

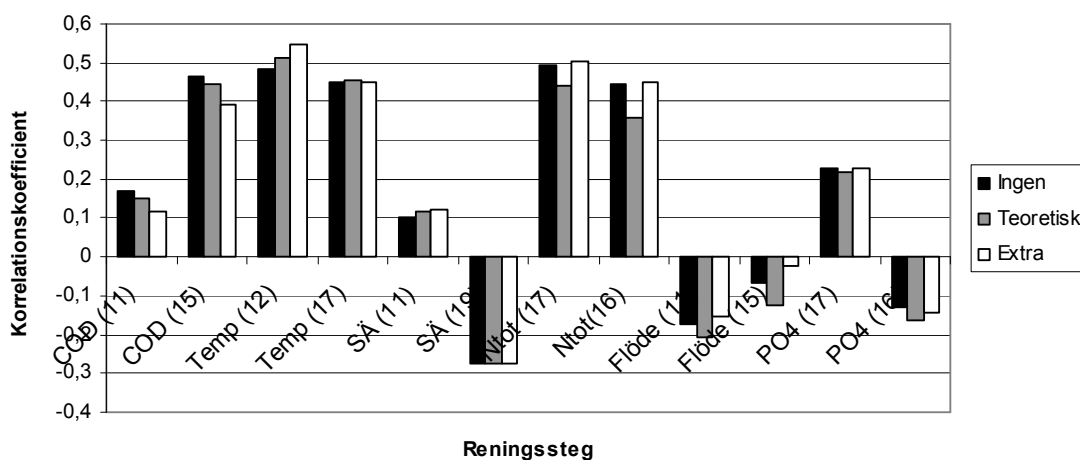


Fig. 7 Betydelsen av vald tidsförskjutningen för korrelationen mellan COD_{ut} ut från den biologiska reningen och andra mätvärden från avloppsreningen vid Bravikens pappersbruk. Teoretisk: data från mätpunkt 19 fick en tidsförskjutning på tre dagar i förhållande till mätpunkterna 11, 12 och 15. I förhållande till mätpunkterna 16 och 17 var tidsförskjutningen två dagar. Extra: data från mätpunkt 19 fick en tidsförskjutning på fem dagar i förhållande till mätpunkterna 11, 12 och 15. I förhållande till mätpunkterna 16 och 17 var tidsförskjutningen tre dagar. Mätpunkterna anges inom parentes och deras placering framgår av fig. 2.

Resultaten av den multivariata dataanalysen förändrades av att olika tidsförskjutningar användes (bilaga 2 och 3). Utan tidsförskjutning av data var skillnaden framför allt att även SVI grupperades med halten COD ut från den biologiska reningen samt att det negativa sambandet med slamålder inte detekterades. Med en extra tidsförskjutning blev skillnaden mot den teoretiska tidsförskjutningen större än med fallet utan tidsförskjutning. Den främsta skillnaden var att faktorn filamentbildande bakterier grupperades tillsammans med COD ut, samt att syrehalten grupperades som ett negativt samband. Dessutom saknades sambandet med halten COD och suspenderade ämnen in till utjämningsbassängen samt de negativa sambanden med slamåldern och mängden ciliater.

5.1.4 Slutsatser av sambandsanalyserna

Analyserna i Minitab och Extract gav flera intressanta samband att undersöka vidare. Enligt både korrelationsanalysen och den multivariata dataanalysen samvarierar halten COD och suspenderade ämnen i inloppet till den biologiska reningen med halten COD i utloppet. Detta antyder att belastningen av både organiskt material och partiklar har betydelse för den förhöjda halten av COD ut från den biologiska reningen under sommaren.

Sambanden med suspenderade ämnen ut från den biologiska reningen, SVI och filamentbildande bakterier kan tyda på problem med flockbildningen och/eller sedimentationen (Ångpanneföreningen, 2001 samt Bitton, 1999). Problemen med flockbildandet och sedimentationen hänger ihop med belastningen. Frågan är om

halterna COD och suspenderat material under sommaren har blivit för höga för den nuvarande dimensioneringen av anläggningen, vilket till exempel sambandet med syrehalten kan antyda.

Under sommaren kan det eventuellt ha förekommit en störning i form av exempelvis toxiska föreningar enligt sambanden med mängden flagellater och ciliater (Bogh, 2002). Störningen hämmar mikroorganismerna och halten av COD ut från den biologiska reningen kan då bli hög, vilket den multivariata dataanalysen visar.

Enligt korrelationsanalysen finns det ett positivt linjärt samband mellan temperaturen och halten COD ut från den biologiska reningen eftersom den biologiska delen av reningsprocessen fungerat sämre under sommaren.

Sambandsanalyserna antydde även att det finns ett samband mellan halten COD ut från den biologiska reningen och totalkväve in till respektive ut från selektorbassängen. Det innebär att kvävehalten är hög samtidigt som COD-halten, vilket tyder på att det inte är brist på kväve som orsakar problemen med reduktionen av organiskt material. Sambandet hänger troligen samman med att doseringen av närsalter sker manuellt, och att doseringen av kväve eventuellt ökas när den biologiska reningen börjar fungera sämre.

Det negativa sambandet mellan COD-halten ut från den biologiska reningen och slamåldern antyder att slamåldern generellt kan ligga på en något låg nivå. Om detta är fallet skulle en ökad slamålder kunna ge en positiv effekt på nedbrytningen, vilket ger lägre halter av organiskt material ut från den biologiska reningen.

5.2 BELASTNING

5.2.1 Hydraulisk uppehållstid

Den hydrauliska uppehållstiden beräknades för varje reningssteg i avloppsreningen (tabell 6). Teoretiskt sett är den totala uppehållstiden för anläggningen ungefär tre dygn.

Tabell 6 Beräknad hydraulisk uppehållstid i timmar och dygn för de olika reningsstegen vid Bravikens avloppsreningsanläggning.

	Uppehållstid	
	(h)	(dygn)
Försed	4,1	0,2
Utjämn	18,6	0,8
Selektor	6,9	0,3
Luftn	37,8	1,6
Mellansed	2,4	0,1
Flot	0,4	0,0
Summa	70,2	2,9

När det gäller den hydrauliska uppehållstiden i selektorbassängen är den knappt sju timmar (tabell 6), vilket kan leda till problem med tillväxt av mikrodjur i detta reningssteg (Mahmood & Elliot, 2006). Alternativt kan mikrodjuren ha växt till i

utjämningsbassängen och följt med avloppsvattnet in till selektorbassängen. Vid mikroskoperingen av avloppsvattnet från inloppet till selektorbassängen under oktober och november har dock bakterier varit den enda typ av mikroorganism som återfunnits. Mängden fibertrådar i avloppsvattnet har varierat vid de olika tillfällena och samma gäller förekomsten av slam. Även vid utloppet från selektorbassängen syntes bara bakterier vid mikroskopering av avloppsvattnet, och mängden fibertrådar samt förekomsten av slam har varierat (fig. 8). Det är dock möjligt att det sker en tillväxt av mikrodjur under sommaren på grund av att det då råder andra förhållanden. En av teknikerna vid laboratoriet vid Braviken utför mikroskopering på avloppsvattnet och har vid några tillfällen studerat avloppsvattnet i selektorbassängen. I de fallen har det inte heller förekommit några mikrodjur, möjligen en del flagellater (Engdahl, muntlig kontakt, 2007). Då mikroskoperingen är en relativt trivial analys att genomföra vore det ändå lämpligt att i början av problempågången undersöka det mikrobiella samhällets sammansättning i frisisimmarsteget med avseende på förekomst av mikrodjur för att kunna förkasta eller bekräfta denna hypotes.

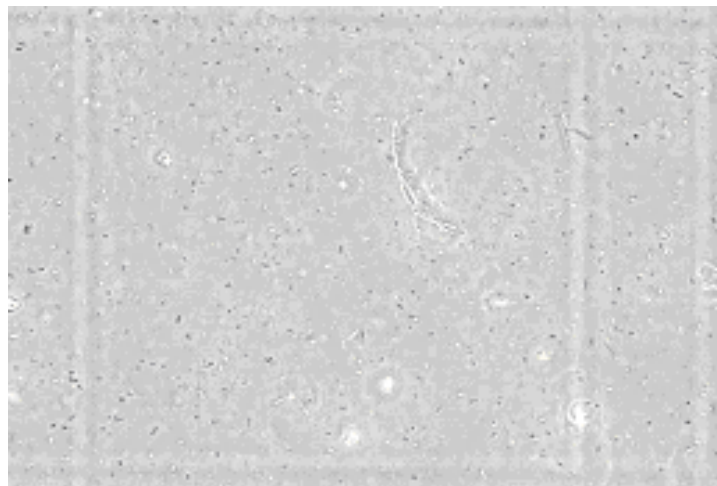


Fig. 8 Foto från mikroskopering av avloppsvatten ut från selektorbassängen vid Bravikens avloppsreningsanläggning den 16 november 2007.

5.2.2 Dimensionering

Trendanalysen som genomfördes i Minitab fastställde en ökning av flödet, halten COD samt mängden COD in till den biologiska reningen mellan år 2000 och 2007 (tabell 7). Även en ökning av produktionen på pappersmaskinerna under samma period kunde fastställas. Det kan därmed konstateras att belastningen på reningsanläggningen har ökat.

Tabell 7 De linjära funktioner som beskriver ökningen av COD-halten, COD-mängden samt flödet in till den biologiska delen vid Bravikens avloppsreningsanläggning mellan år 2000 och 2007. Även ökningen av produktionen på pappersmaskinerna analyserades. Halten COD anges i mg/l, mängden COD i t/d, flödet i m³/h och produktionen i t/h. Tiden anges i dygn och t=0 motsvarar den 1 januari 2000.

Parameter	Funktion
COD-halt	$y(t) = 1671,98 + 3,90 \cdot 10^{-2} \cdot t$
COD-mängd	$y(t) = 41,4606 + 1,54 \cdot 10^{-3} \cdot t$
Flöde	$y(t) = 1038,17 + 1,23 \cdot 10^{-2} \cdot t$
Produktion	$y(t) = 85,9267 + 3,93 \cdot 10^{-3} \cdot t$

Efter att ha konstaterat belastningsökningen undersöktes dimensioneringen av de olika reningsstegen för att se om den är tillräcklig. Medelvärdet för ytbelastningen i bassängen för försedimenteringen var mellan år 2005 och 2007 1,0 m/h, vilket är den övre gränsen för vad som rekommenderas vid dimensionering av rektangulära försedimenteringsbassänger. Om även flödet från slamfiltrattanken hade passerat genom försedimenteringen hade motsvarande värde istället varit 1,2 m/h, vilket hade inneburit en risk för slamflykt. Detta innebär att försedimenteringsbassängen i dagsläget är underdimensionerad för att klara av det totala flödet till avloppsreningsanläggningen.

Enligt anbudsspecifikationen för ombyggnaden till LSP är selektorbassängen dimensionerad för att klara av ett flöde på 36 000 m³/dygn och en inkommande belastning av COD_{tot} på 60 ton/dygn. Enligt beräkningar som genomfördes i anbudet borde syrehalten bli ungefär 3 mg/l.

De maximala värdena som är framtagna för flödet under år 2005, 2006 och 2007 understiger det dimensionerade flödet med 5000-6000 m³/dygn (tabell 8). När det gäller COD_{tot} överstiger däremot de maximala belastningarna (mätt in till utjämningsbassängen) dimensioneringen med 1-3 ton/dygn. På grund av att det sker en viss reduktion av COD i utjämningsbassängen är dock de maximala mängderna troligtvis lägre in till selektorbassängen. Det bör noteras att dimensioneringen delvis bygger på uppskattningar om syresättningen. Vid de sporadiska mätningar som har gjorts av syrehalten efter ombyggnaden till LSP så har den varit mellan 0,5 och 2 mg/l. Vid högre temperaturer minskar den maximala mängden syre som kan lösas i vatten, vilket gör det rimligt att anta att de lägsta syrehalterna i frisisimmarsteget har uppmätts under sommaren. De uppmätta halterna har varit lägre än det beräknade värdet och har i vissa fall även varit lägre än AnoxKaldnes rekommendation på runt 1 mg/l (Welander, e-mailkontakt, 2008). Åsikterna om hur hög syrehalt som krävs skiljer sig dock åt. Enligt Torgny Kindhs (2006) rekommendationer är en syrehalt på 0,1-0,5 mg/l tillräcklig. Beroende på vilken av dessa syrehalter som kan anses krävas i selektorbassängen kan syresättningen under sommaren behöva ökas. På grund av selektorbassängens storlek får det inte plats fler ytluftare, utan luftningsutrustningen skulle då behöva bytas mot en med större kapacitet.

Tabell 8 Medel- och maxvärden på flödet in till selektorbassängen och mängden COD_{tot} in till utjämningsbassängen vid Bravikens avloppsreningsanläggning. Beräkningar är gjorda för juli-september under år 2002, 2005, 2006 och 2007.

År		2002	2005	2006	2007
Flöde (m ³ /d)	medel	24000	27000	26000	26000
	max	28000	31000	31000	30000
COD _{tot} (t/d)	medel	46	49	46	47
	max	69	63	61	62

På grund av svårigheter att få fram riktvärden avseende dimensioneringen av luftningsbassängen specifikt för Bravikens avloppsreningsanläggning är det svårt att bedöma om dimensioneringen är tillräcklig i dagsläget. Syrehalten ut från luftningsbassängen har varierat beroende på årstid; halten är lägre under sommaren jämfört med vintern. Jämfört med år 2000-2003 har syrehalten varit ännu lägre på sommaren under år 2004-2007. Under sommaren år 2005-2007 har syrehalten visat sig ligga på den nedre gränsen för vad som krävs för att inte mikroorganismernas nedbrytning ska hämmas (bilaga 4), nämligen 1-2 mg O₂/l (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). Skulle syreförbrukningen öka ytterligare under sommartid kommer troligen inte de ytluftare som finns i dagsläget att klara av att ge en tillräckligt hög syresättning

5.2.3 Belastning av organiskt material

Under åren 2005-2007 går det att urskilja två månader med höga värden på belastningen av lösligt COD in till selektorbassängen, vilka har förekommit alla tre åren (fig. 9). Den ena är i mars och den andra i augusti varav den senare har varit störst. Belastningen på den biologiska reningen, med avseende på lösligt organiskt material, har alltså varit störst i slutet på vintern och under sommaren.

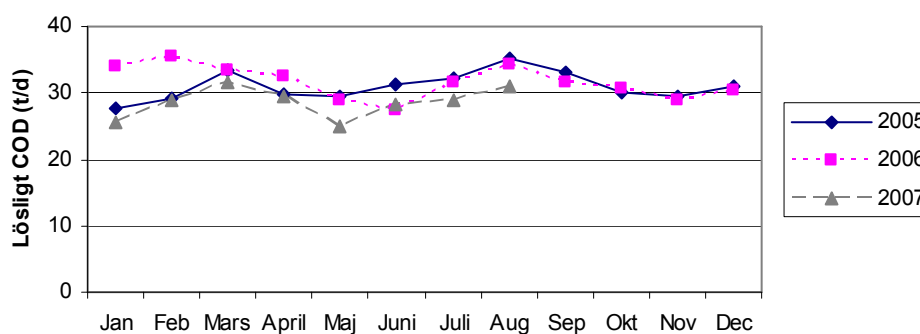


Fig. 9 Månadsmedelvärden för mängden inkommande lösligt COD till selektorbassängen vid Bravikens avloppsreningsanläggning. Data är från år 2005, 2006 och 2007 och har analyserats i ton per dygn.

Belastningen av organiskt material i delavloppen från returmassatillverkningen, termomekaniska massatillverkningen, pappersmaskinerna samt slamfiltrattanken undersöktes för att se eventuella årstidsvariationer. Från returmassatillverkningen kom

det mellan 8 och 16 ton lösligt COD per dygn i avloppsvattnet, beräknat på månadsmedelvärden under år 2005, 2006 och 2007 (fig. 10). Vid jämförelse mellan medelvärden för vintern och sommaren syns inte någon tydlig årstidsvariation; år 2005 var mängden lösligt COD högst under sommaren medan förhållandet var det motsatta under 2006 och 2007.

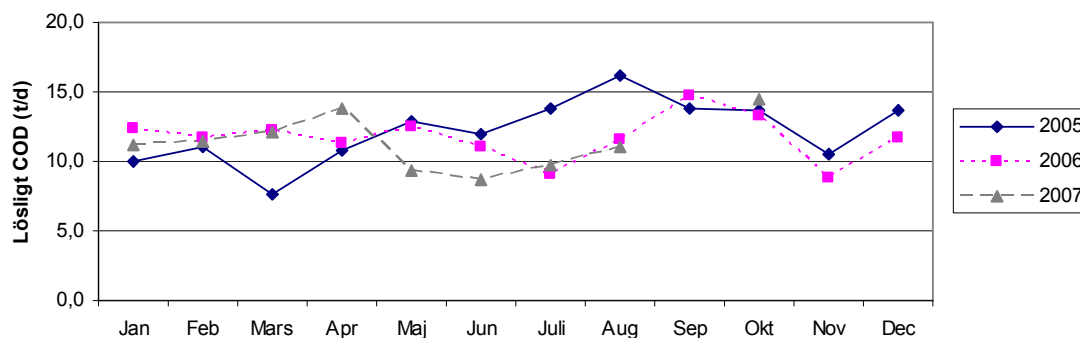


Fig. 10 Månadsmedelvärden för lösligt COD från returmassatillverkningen vid Bravikens pappersbruk i ton per dygn. Data är från år 2005, 2006 och 2007. År 2007 saknas data för september, november och december.

Från den termomekaniska massatillverkningen kom det en något lägre mängd organiskt material jämfört med framställning av returmassa. Under år 2005, 2006 och 2007 varierade mängden lösligt COD i avloppsvattnet mellan 4 och 12 ton per dygn beräknat på månadsmedelvärden (fig. 11). Under sommaren har mängden lösligt COD i genomsnitt varit högre än under vintern. År 2005 och 2007 var skillnaden mellan årstiderna ungefär 2 ton per dygn, medan skillnaden år 2006 endast var 300 kg. Varför det blir större mängder lösligt COD under sommaren är oklart, men kan eventuellt ha att göra med den högre blekningen som sker under sommaren. En högre blekning kan leda till att mer extraktivännen avlägsnas från veden.

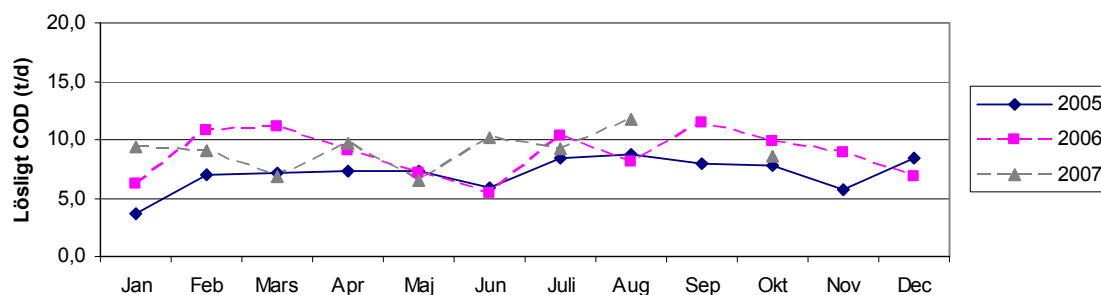


Fig. 11 Månadsmedelvärden för lösligt COD från den termomekaniska massatillverkningen vid Bravikens pappersbruk i ton per dygn. Data är från år 2005, 2006 och 2007. År 2007 saknas data för september, november och december.

Från pappersmaskinerna har mängden lösligt COD i avloppsvattnet varierat mellan 6 och 15 ton per dygn beräknat på månadsmedelvärden för år 2005, 2006 och 2007 (fig. 12). Vid jämförelse mellan medelvärden för vintern och sommaren syns inte någon tydlig årstidsvariation; år 2005 och 2007 var mängden lösligt COD högst under sommaren medan förhållandet var det motsatta under 2006. Skillnaden mellan årstiderna har varit ungefär 1,5 ton per dygn.

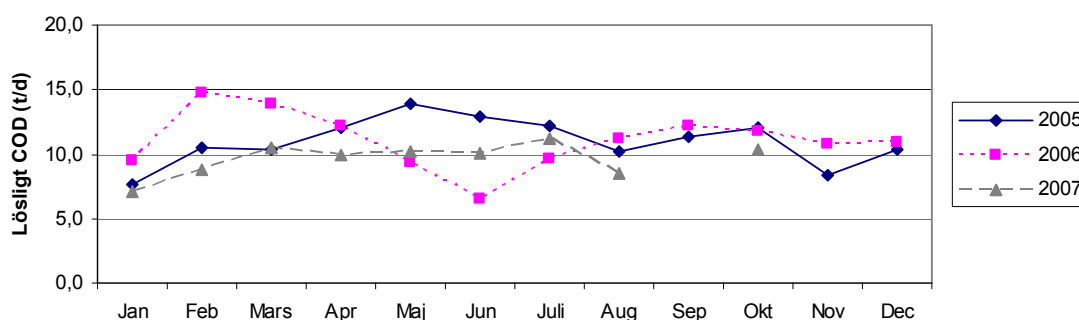


Fig. 12 Månadsmedelvärden för lösligt COD från pappersmaskinerna vid Bravikens pappersbruk i ton per dygn. Data är från år 2005, 2006 och 2007. År 2007 saknas data för september, november och december.

På avloppsvatten från slamfiltrattanken analyserades mängden COD_{tot} istället för lösligt COD. Mängden har varierat mellan 5 och 13 ton per dygn under år 2005, 2006 och 2007 beräknat på månadsmedelvärden (fig. 13). Alla tre åren har det skett en ökning av mängden COD_{tot} i juni månad. Vid jämförelse mellan sommar och vinter har mängden COD_{tot} varit i genomsnitt 2-3 ton högre per dygn under sommaren. Den förhöjda halten under sommaren kan troligen bero på de höga halterna av suspenderade ämnen som förekommer under samma period (se 5.2.5).

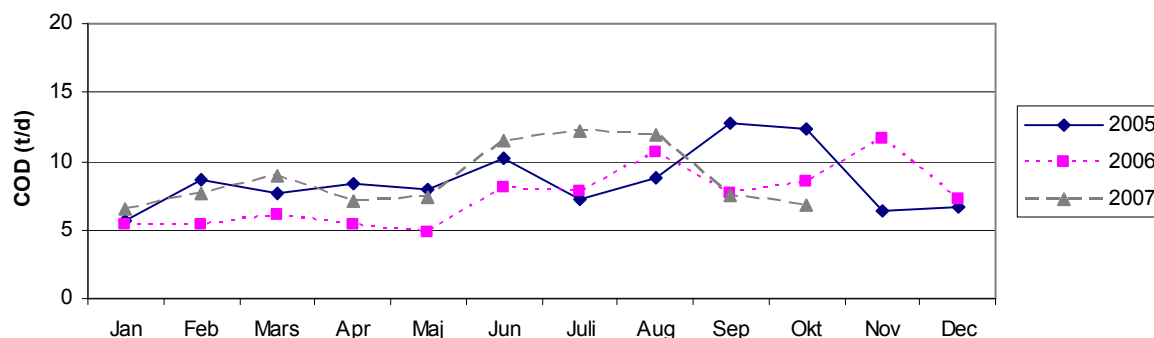


Fig. 13 Månadsmedelvärden för COD_{tot} från slamfiltrattanken vid slamavvattningen vid Bravikens pappersbruk i ton per dygn. Data är från år 2005, 2006 och 2007. År 2007 saknas data för november och december.

5.2.4 Reduktion av lösligt organiskt material

Beräkningar av månadsmedelvärden för år 2005, 2006 och 2007 visar att reduktionen av lösligt organiskt material minskat under sommaren och hösten i jämförelse med vintern i den biologiska reningen (fig. 14). Observera att reduktionen i utjämningsbassängen ej finns inkluderad i dessa beräkningar. En anledning till att reduktionen av lösligt COD minskat under sommaren skulle kunna vara att en större andel av det organiska materialet inte varit biologiskt nedbrytbart. För att undersöka om ökningen av organiskt material bestått av inert eller lättnedbrytbart organiskt material skulle kvoten mellan BOD och COD behöva jämföras för de olika årstiderna. Då BOD endast har analyserats en gång under hösten är dock inte detta möjligt. Dessutom är antalet analystillfällen för

få för att kunna göra en rimlig analys. På laboratoriet vid Bravikens pappersbruk saknas en del utrustning för att mäta BOD, varför det skulle innebära en merkostnad att behöva skicka iväg proverna för analys.

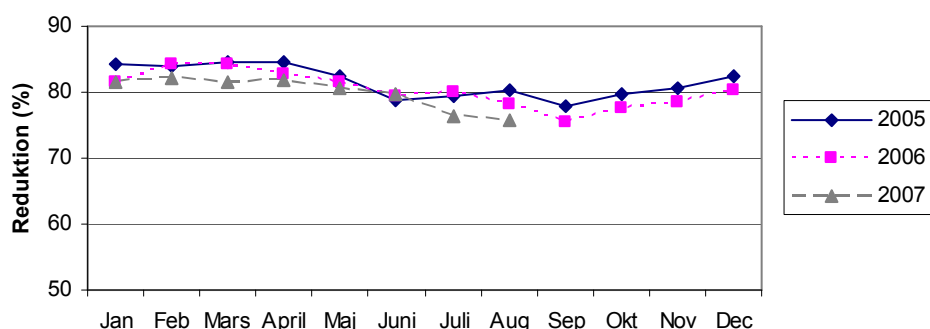


Fig. 14 Månadsmedelvärden för reduktionen av lösligt COD i aktivslamprocessen i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk under år 2005, 2006 och 2007. Reduktionen i utjämningsbassängen finns ej inkluderad i dessa beräkningar.

Vid granskning av reduktionen i både selektorbassängen och luftningsbassängen (inkluderat mellansedimenteringen) framgick att den försämrade reduktionen av lösligt COD under sommaren och hösten orsakats av en försämrad reduktion i selektorbassängen (fig. 15). Reduktionen av inkommande löst COD i selektorbassängen understeg 25 % under juli och augusti månad vilket motsvarade ungefär 200-250 ton per månad. Detta är betydligt lägre än den rekommenderade reduktionen på 50 % (Hagberg, 2003). Under vintern och våren har reduktionen varierat mellan 25 och 40 %, vilket motsvarat ungefär 250-450 ton per månad. Den ökade belastningen av lösligt COD under mars (fig. 9) ledde till att mer organiskt material reducerades i selektorbassängen. Däremot syns inte samma ökning av reduktionen i augusti, då belastningen var som högst.

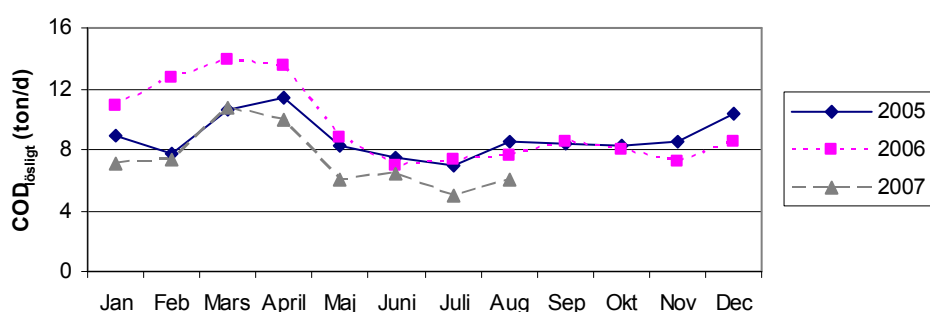


Fig. 15 Månadsmedelvärden för reduktionen av inkommande lösligt COD till selektorbassängen i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk. Reduktionen är beräknad för år 2005, 2006 och 2007 och anges i ton per dygn.

Vid Braviken analyseras lösligt COD på avloppsvatten filtrerat genom filter med porstorleken 1,6 mikrometer. Det finns dock åsikter om att lösligt COD ska mätas på avloppsvatten filtrerat genom filter med porstorleken 0,45 mikrometer (Svenska kommunförbundet och VAV, 1996). Det skulle kunna vara så att reduktionen av lösligt COD egentligen inte minskar under sommaren, utan att en större andel organiskt

material är av storleken 0,45-1,6 mikrometer. Sådant organiskt material skulle vid analys med filter med porstorleken 1,6 mikrometer se ut att vara lösligt, men partiklarna kan egentligen vara för stora för att kunna brytas ned av bakterierna i frimsimmarsteget. Istället reduceras en del av dessa partiklar i luftningsbassängen, vilket skulle kunna förklara varför det sker en reduktionsökning i detta steg under samma period. En annan förklaring till reduktionsökningen i luftningsbassängen kan vara den högre temperaturen under sommaren.

5.2.5 Suspenderade ämnen i avloppsreningsanläggningen

Belastningen av suspenderade ämnen i avloppsreningsanläggningen samt från de olika delavloppen undersöktes för att se hur den varierade beroende på årstid. Mängden suspenderade ämnen i flödet ut från försedimenteringen var lägst under sommaren och högst under vintern (fig. 16). Detta innebär att det under sommaren kommer mindre suspenderade ämnen till den biologiska reningen i flödet från försedimenteringen. Utifrån en granskning av halten suspenderade ämnen framkom att minskningen av partiklar under sommaren beror på att halten suspenderade ämnen är lägre och inte på en flödesminskning (bilaga 5).

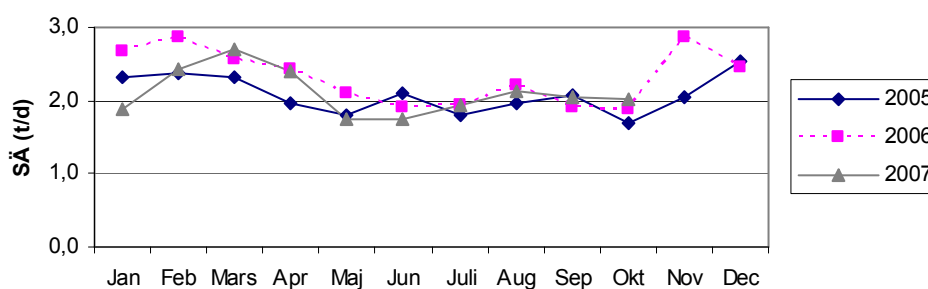


Fig. 16 Beräknade månadsmedelvärden på mängden suspenderade ämnen ut från försedimenteringen i ton per dygn i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk under år 2005, 2006 och 2007.

Det andra flödet som leds in till den biologiska reningen är avloppsvattnet från slamfiltrattanken. I detta flöde har det varit tydliga skillnader mellan belastningen av suspenderade ämnen under sommar och vinter (fig. 17). I juni skedde en markant ökning av suspenderat material under samtliga tre år som undersöktes, medan belastningen minskade på senhösten. Ökningen av partiklar under sommaren beror på att halten suspenderade ämnen är högre och inte på en flödesökning (bilaga 5).

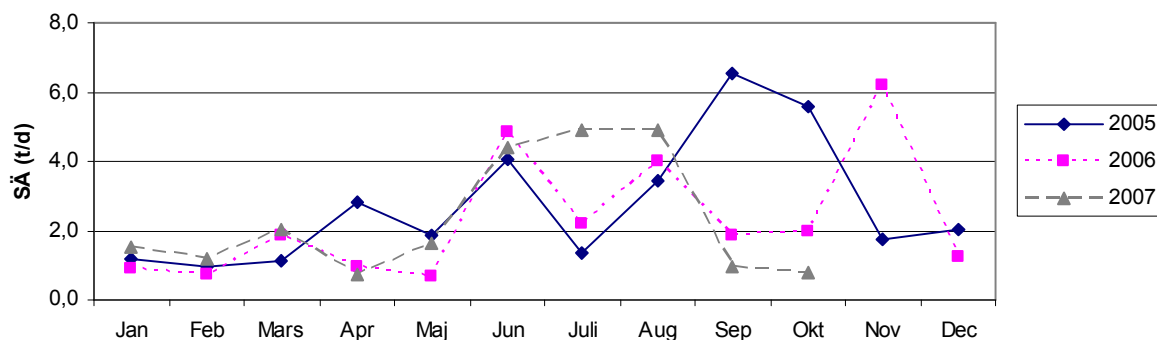


Fig. 17 Beräknade månadsmedelvärden för mängden suspenderade ämnen i avloppsvattnet från slamfiltrattanken vid Bravikens slamhantering. Belastningen är angiven i ton per dygn för år 2005, 2006 och 2007.

Trots att flödet från slamfiltrattanken är mindre än flödet från försedimenteringen har den ökade halten suspenderade ämnen inneburit att belastningen på den biologiska reningen steg mellan 40 och 100 % i juni under år 2005, 2006 och 2007. Mycket partikulärt material ger en stor belastning på biologin, vilket bör undvikas. Det kan dessutom vara så att en del av det partikulära materialet består av en biomassa med sämre förmåga att bryta ned organiskt material än den som fanns i frissimmarsteget, vilket kan ha orsakat en försämrad reduktion av lösligt COD (Sivard, e-mailkontakt, 2007). Det vore intressant att undersöka denna möjlighet vidare.

I figur 18 syns skillnaden mellan medelvärdet för belastningen av suspenderade ämnen under vintern och sommaren mellan år 2001-2007. I detta fall kallas januari-mars för vinter och juli-september för sommar. Av figuren framgår att det har varit en förhöjd belastning av partiklar under sommaren sedan 2005 och innan dess var förhållandena det omvända. Undantaget är år 2002 då det var en hög belastning både under sommaren och under vintern, vilket verkar ha orsakats av problem med slamavvattningen.

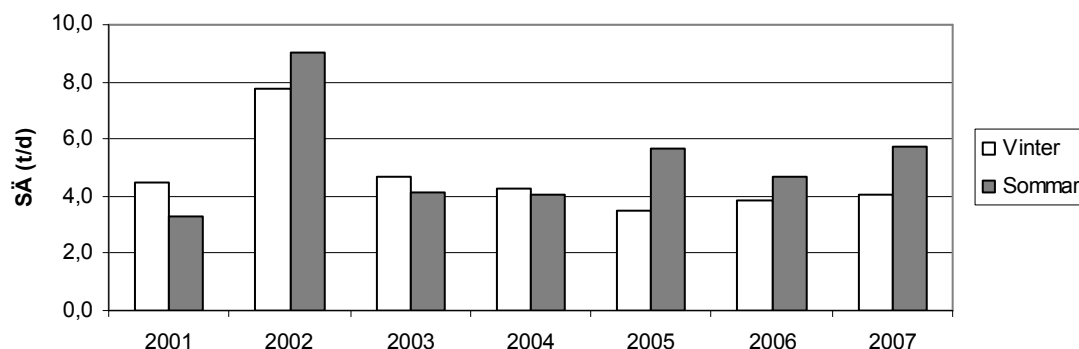


Fig. 18 Medelvärden för belastningen av suspenderade ämnen in till den biologiska reningen vid Bravikens avloppsreningsanläggningen mellan år 2001-2007. Januari-mars motsvarar vinter och juli-september motsvarar sommar.

Den förhöjda halten suspenderade ämnen under sommaren syns även ut från den biologiska reningen (fig. 19). Den kemiska reningen belastas således med högre halter suspenderade ämnen under sommaren.

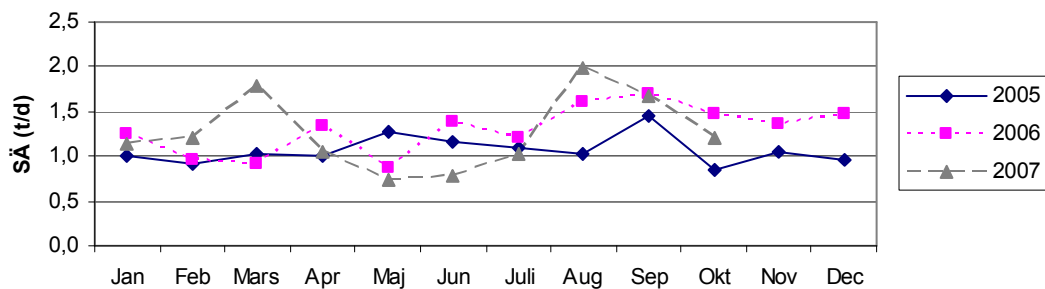


Fig. 19 Månadsmedelvärden för mängden suspenderade ämnen ut från den biologiska reningen vid Bravikens avloppsreningsanläggningen. Belastningen anges i ton per dygn för år 2005, 2006 och 2007.

För att ta reda på varför halten av suspenderade ämnen ökat under sommaren undersöktes de olika delavloppen (bilaga 6). Det syns inga tydliga återkommande variationer gällande halten suspenderat material mellan sommar och vinter för avloppsvattnet från DIP och TMP, utan det varierade från år till år. Däremot var halten suspenderade ämnen lägre under sommaren jämfört med vintern i avloppsvattnet från pappersmaskinerna under alla tre åren. Hur detta har påverkat belastningen av suspenderade ämnen från slamfiltrattanken är oklart.

Under sensvåren och sommaren bevattnas veden vid Braviken, vilket innebär att det under den perioden borde komma mer suspenderade ämnen från vedgården. Mätvärden från sommaren saknas, men under hösten 2007 var halten suspenderade ämnen mellan 10 och 30 milligram per liter vilket är låga värden. Detta flöde har troligen därför marginell betydelse för den totala belastningen på reningsanläggningen för avloppsvatten.

5.2.6 Slamhanteringen

I rejektvattnet från behandlingen av DIP-slammet har halten suspenderade ämnen normalt sett varit lägre under sommaren jämfört med vintern (bilaga 7). Torrhalten på det avvattnade DIP-slammet har varit högre under sommaren. För avvattningen av avloppsreningsslammet har istället rejektvattnet innehållit högre halter suspenderade ämnen på sommaren. Trots detta har torrhalten i det avvattnade slammet varit högre under samma period, jämfört med vintern (bilaga 8).

Höga halter suspenderade ämnen i rejektvattnet kan bero på att mängden slam in till centrifugerna är för hög eller att slamåldern är för hög. En annan orsak kan vara att det är en hög andel av slammet är biologiskt eller kemiskt, då denna typ av slam är svårare att avvattna än det mekaniska (Kenny et al, 1997). Centrifugerna som används till avvattningen av avloppsreningsslammet vid Braviken har en maximal kapacitet på 600 kilo tillförd torrsustans per timme. Om mer slam än så tillförs medför det att det överflödiga slammet hamnar i rejektvattnet, vilket ger en högre halt av suspenderade ämnen i slamfiltrattanken. Vid Braviken finns en styrparameter för hur högt flöde som kan tillföras centrifugerna, istället för hur mycket torrt slam som tillförs (Ristenfeldt, muntlig kontakt, 2007). När det gäller mängden avloppsreningsslam in till slamavvattningen under år 2005, 2006 och 2007 ser det inte ut att ha varit mer slam under sommaren jämfört med vintern, möjligen med undantag av år 2005 (fig. 20). Sannolik-

heten att det tillförs för mycket slam till centrifugerna borde alltså vara lika stor på vintern som sommaren, om inte större, och problemen med avvattningen borde således inte bero på överbelastade centrifuger. Från DIP verkar det ha kommit något mer slam till slamavvattningen under sommaren, men detta slam avvattnas ej i centrifugerna.

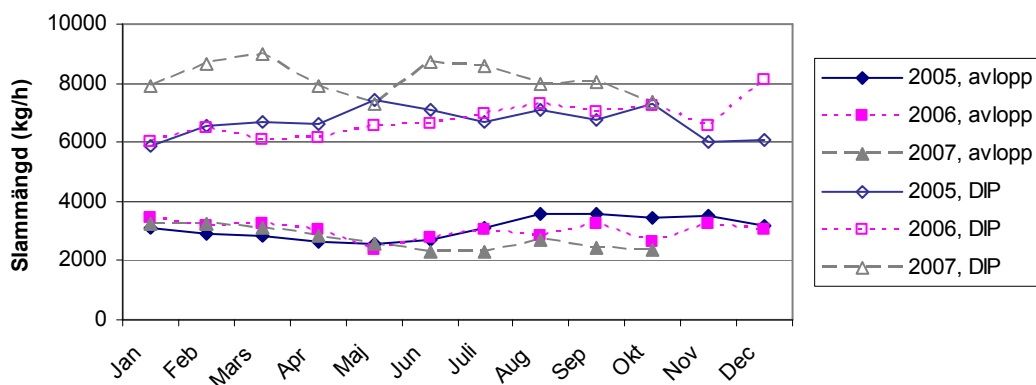


Fig. 20 Månadsmedelvärden för slammängden från avloppsreningsanläggningen och DIP vid Bravikens pappersbruk under år 2005, 2006 och 2007. Mängderna beräknades som månadsmedelvärden och är angivna i kilo per timme. Avloppsslammet är kurvorna med de fyllda trigonometriska figurerna och DIP-slammet är kurvorna med de ofyllda.

Slammet från avloppsreningen består av ungefär 60 % mekaniskt slam, drygt 30 % överskottsslam från aktivslamprocessen och 6-8 % kemiskt slam (bilaga 9). Årstidsvariationerna för slamfraktionerna har varit tydligast för det kemiska slammet. Under sommaren är andelen kemiskt slam högre än på vintern på grund av en ökad dosering av fällningskemikalier. Kemiskt slam är relativt svårt att avvattna, vilket gör att den högre andelen kemiskt slam under sommaren kan påverka slamavvattningen negativt. Det ser dock ut som att halten av suspenderade ämnen i slamfiltrattanken stigit redan i juni medan doseringsmängden ökats i juli. När det gäller slammet från aktivslamprocessen och försedimenteringsbassängen skiljer sig årstidsvariationerna åt från år till år. Även slammet från aktivslamprocessen kan vara svårt att avvattna, men eftersom årstidsvariationerna varierat under de undersökta åren kan inte det som ensam parameter förklara problemen med höga halter av partiklar i rejektvattnet.

Ett slam med en hög slamålder har visat sig vara svårare att avvattna än ett slam med låg slamålder. Under år 2004 och halva 2005 var slamåldern ungefär 20 dygn, varefter den sedan minskade till 15 dygn (fig. 21). Det har varit relativt stora variationer under respektive år. Med avseende på slamåldern borde det egentligen vara svårare att avvattna ett slam från år 2004 jämfört med exempelvis 2006, vilket inte stämmer överens med halterna suspenderade ämnen in till den biologiska reningen (fig. 18). En för hög slamålder är alltså troligen inte orsaken till problemet med slamavvattningen.

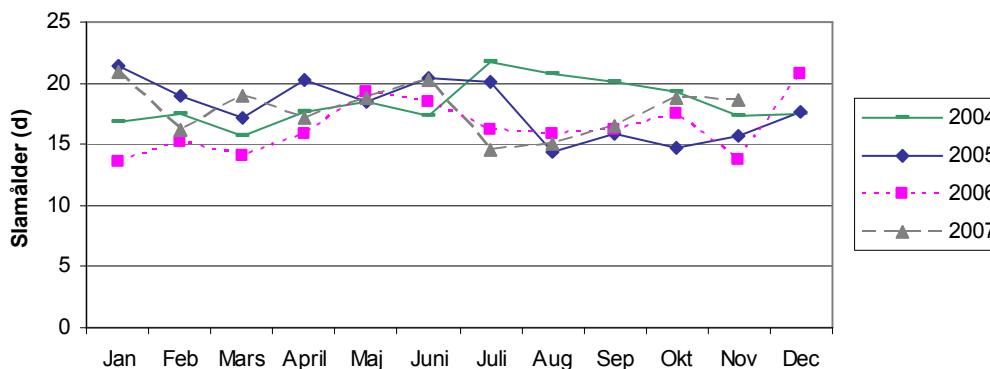


Fig. 21 Månadsmedelvärden för slamåldern i aktivslamprocessen i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk under år 2004- 2007.

5.3 REDUKTION AV PARTIKULÄRT MATERIAL

Månadsmedelvärden för kvoten mellan lösligt och totalt COD för år 2005, 2006 och 2007 plottades i ett diagram (fig. 22). Det syns inte någon tydlig årstidsvariation som slår igenom för alla tre åren. År 2006 och 2007 verkade andelen lösligt COD öka under försommaren, medan ökningen år 2005 istället skedde under sensommaren och hösten. Det går alltså inte att utifrån dessa resultat svara på om ökningen av COD_{tot} under sommaren till största delen består av partikulärt eller lösligt COD.

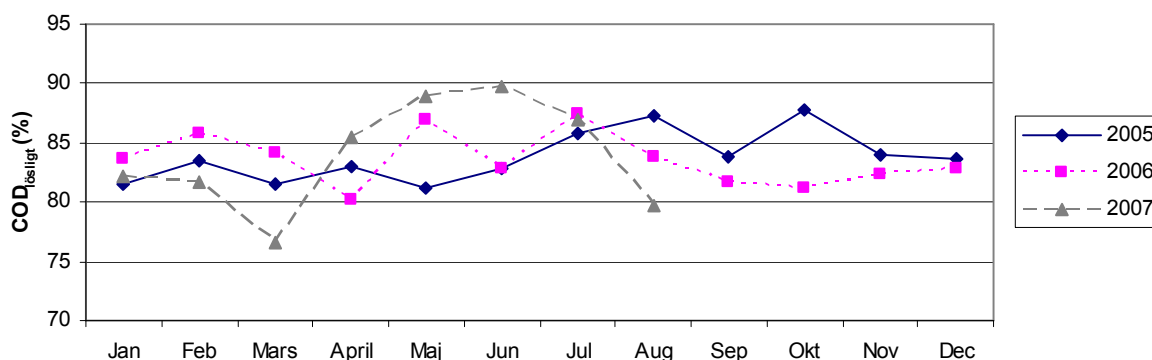


Fig. 22 Månadsmedelvärden för andelen lösligt COD ut från den biologiska reningen vid Bravikens avloppsreningsanläggningen år 2005, 2006 och 2007.

I oktober och november 2007 mättes halten lösligt och totalt COD i avloppsvattnet både in till och ut från den biologiska reningen vid fem tillfällen (fig. 23). Andelen lösligt COD i avloppsvattnet ut från den biologiska reningen varierade mer än i avloppsvattnet som kom in till den biologiska reningen. Vid de fyra första mättillfällena hade andelen lösligt COD i förhållande till andelen partikulärt minskat efter den biologiska reningen. Vid det sista mättillfället var dock förhållandet det omvända. Dessa resultat vore intressanta att följa upp under kommande problemperiod för att se hur förhållandet mellan partikulärt och lösligt COD förändras av den biologiska reningen.

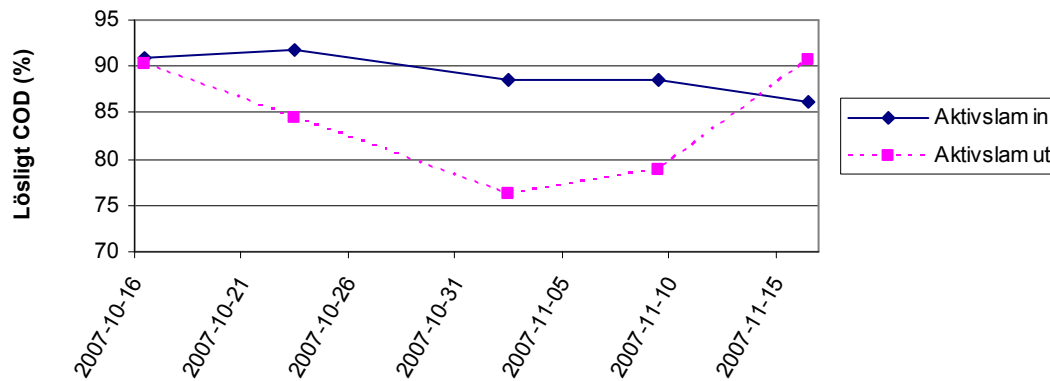


Fig. 23 Andelen lösligt COD av den totala halten COD i avloppsvattnet in till respektive ut från den biologiska reningen i avloppsreningsanläggningen vid Bravikens pappersbruk.

Om ökningen av organiskt material ut från den biologiska reningen under sommaren till största delen består av partikulärt material kan problemen i avloppsreningen bero på otillräcklig flockbildning och/eller dåliga sedimenteringsegenskaper hos slammet. I utloppet från den biologiska reningen ska halten suspenderade ämnen normalt vara 20-40 mg/l enligt Bravikens egna rekommendationer och som maximalt värde anges 150 mg/l. Mellan år 2005 och 2007 har det maximala värdet bara överskridits en gång och det inträffade under hösten år 2007 (bilaga 4). Sedan år 2006 har dock halten suspenderade ämnen vid flertalet tillfällen överskridit 40 mg/l både under sommaren och vintern.

Slamvolymindex är ett mått på slammets sedimenteringsegenskaper och ska enligt styrparametern vara mindre än 150 ml/g för att undvika risk för slamflykt. Sedan år 2005 har detta värde överstigits vid ett flertal tillfällen (bilaga 4). Under år 2005 och 2007 har medelvärdet på slamvolymindex varit högre under sommaren jämfört med vintern, medan det år 2006 inte syns någon direkt skillnad. Ett högt slamvolymindex kan exempelvis bero på förekomst av filamentbildande bakterier. Mikroskopering av avloppsvattnet ut från luftningsbassängen under hösten 2007 visade att det vid några tillfällen förekom filamentbildande bakterier, men inte i några större mängder (fig. 24).

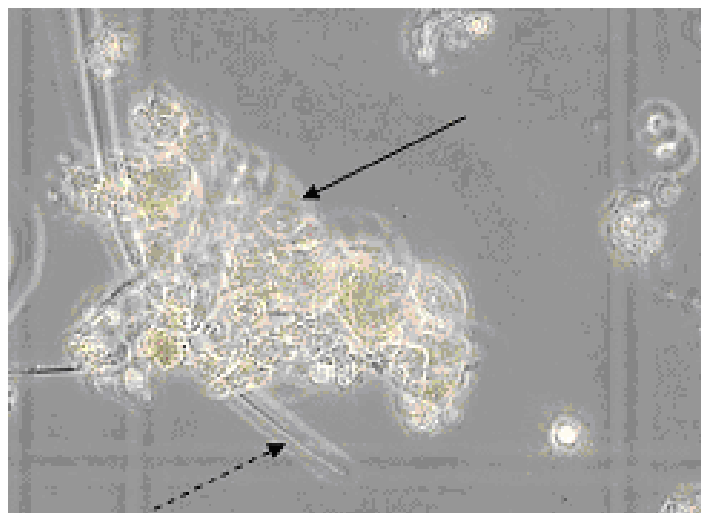


Fig. 24 Foto från mikroskopering av avloppsvattnet ut från luftningsbassängen vid Bravikens reningsanläggning för avloppsvatten den 16 november 2007. Den hel-dragna pilen visar en slamflock och den streckade pilen visar ett filament.

Hur mycket suspenderat material som reduceras i den biologiska reningen beror till en viss del på slamhalten i luftningsbassängen. Under år 2005 var slamhalten 4,4 g/l under vinter och under sommaren hade den sjunkit till 3,2 g/l. Egentligen borde halten hållas högre på sommaren jämfört med vintern på grund av den högre belastningen av suspenderade ämnen under sommaren. Hur hög slamhalt det går att ha styrs till en stor del av syresättningen. På grund av den låga syrehalten i luftningsbassängen under sommaren är det inte troligt att det i dagsläget går att höja slamhalten under denna årstid. År 2006 och 2007 saknas värden under sommaren respektive vintern varför det inte går att göra en jämförelse mellan årstiderna för dessa år.

5.4 TOXICITET

En skillnad mellan årstiderna i processerna på pappersbruket är bevattningen av veden som sker under senvåren och sommaren. Mellan den 14 maj och den 17 september 2007 var vedbevattningen ungefär 70 m³ per dygn. Av detta kan uppskattningsvis ungefär 50 m³ per dygn ha runnit ner i avloppet. Under samma tidsperiod var medelvärdet på det totala flödet in till avloppsreningen 26 000 m³ per dygn. Flödet från vedgården utgjorde alltså ungefär 0,2 % av det totala avloppsflödet. En enda microtoxanalys är lite, men den visade att vedgårdsvattnet var lågttoxiskt vid tidpunkten för provtagningen (Alcontrol Laboratories, 2007). Vedgårdsvattnet kan därför troligen avfärdas som orsak till problemen i avloppsreningen.

Den enda tidigare microtoxanalys som genomförts visade att avloppsvattnet från TMP 2, DIP 2, in till försedimenteringen samt rejektvattnet från DIP-slammet var högttoxiska. Toxiciteten var högst i avloppsvattnet från TMP 2 och det misstänktes bero på vedämnen (Larsson, 2001). Frågan är hur mängden vedämnen i avloppsvattnet varierar mellan sommar och vinter. Den ökade doseringen av natriumditionit under sommaren (se 5.4.1) kan till exempel leda till mer extraktivämnen i avloppsvattnet, men det är svårt att veta hur stor skillnaden mellan årstiderna är.

Två tänkbara källor till den höga toxiciteten från DIP 2 var kopparhalten från tryckfärgen i returpappret och polymeren som tillsattes i flotationerna (Larsson, 2001). Toxiciteten från DIP är antagligen inte högre på sommaren, dels för att polymerförbrukningen inte har varit högre under sommaren, dels för att det inte borde hamna mer koppar i avloppsvattnet under sommaren. Att proverna visade på hög akvatisk toxicitet behöver dock inte betyda att mikroorganismerna i aktivslamprocessen hämmas (Olsson, 2001).

Avloppsvattnet från pappersmaskinerna, TMP 1, in till selektorbassängen samt rejektvattnet från avloppsreningslammet var måttligt toxiska medan vattnet från vedgården och Yngves brunn var lågttoxiska (Larsson, 2001). Till Yngves brunn kommer avloppsvatten från bränslehanteringen.

Sammanfattningsvis verkar TMP 2 vara det enda delavlopp som eventuellt kan orsaka en högre toxicitet i avloppsvattnet under sommaren jämfört med vintern. Om skillnaden mellan årstiderna är så stor att den påverkar mikroorganismerna i den biologiska reningsprocessen i någon större omfattning är dock oklart.

5.4.1 Kemikalieförbrukning

Vid massa- och pappersframställning används flera olika typer av kemikalier, exempelvis för att bleka massan. En del av de tillsatta mängderna kemikalier följer med avloppsvattnet till reningsanläggningen och kan tänkas ha en toxisk påverkan på mikroorganismerna. En genomgång av kemikalieförbrukningen visade att Ångkraftscentralen var den enda av de undersökta avdelningarna där det inte syntes några direkta samband mellan förbrukningen av kemikalier som hamnar i avloppet och årstid. Vid övriga avdelningar fanns ett antal kemikalier vars förbrukning var högre under sommaren.

På DIP används mer väteperoxid, natronlut och avsvärtningskemikalier på sommaren (juli-september) jämfört med vintern (januari-mars). Orsaken till detta är att returpappret är mörkare på sommaren och därför behöver blekas mer under denna period för att massan ska få samma ljushet året runt. Väteperoxiden har både en blekande och bakteriehämmande effekt. Enligt säkerhetsdatabladet är det endast större utsläpp som kan utgöra någon ekologisk risk och kemikalien är biologiskt lättnedbrytbar, varför den inte borde utgöra något problem i det biologiska reningssteget. För den algtyp som har undersökts i säkerhetsdatabladet för väteperoxid är EC₅₀ (72h) 4,3 mg/l. Vid en ökad dosering av väteperoxid sjunker pH och då krävs det mer natronlut för att bibehålla pH-värdet på en bra nivå. Risken vid utsläpp av väteperoxid är om pH-värdet höjs i recipienten, vilket kan leda till skador på vattenlevande organismer. Detta borde dock inte vara någon risk vid Braviken. Avsvärtningskemikalierna används för att få rätt ljushet på pappret. Enligt produktbladen är alla dessa kemikalier lättnedbrytbara. För en av kemikalierna är EC₅₀ (16h) >100 mg/l angivet för en bakterieart, men för de andra kemikalierna finns ingen sådan notering under den ekologiska informationen.

Under sommaren ökar förbrukningen av skumdämpningsmedel på pappersmaskinerna på grund av att det bildas mer luftbubblor under denna period. I säkerhetsdatabladet står det angivet att ekotoxikologisk information saknas för denna produkt och att produkten

inte ska påverka bioslammet i avloppsreningsanläggningen utifrån kunskaper om liknande produkter. Den högre temperaturen på sommaren leder till att bakterietillväxten blir större och då används mer slembekämpningsmedel. De slembekämpningsmedel som används är mycket giftiga för vattenlevande organismer. EC_{50} (48h) är 0,7 -0,9 mg/l för *Daphnia*. Frågan är dock hur mycket av dessa kemikalier som når avloppsreningen eftersom en betydande mängd förmodligen blir kvar i den interna vattencirkulationen och bryts ner där.

På TMP är förbrukningen av de kemikalier som används för att blanda natriumditionit högre på sommaren än på vintern. Veden som används till massatillverkningen är mörkare på sommaren och för att få rätt ljushet på massan krävs mer blekning under denna period. Halterna av $S_2O_3^{2-}$ in till selektorbassängen varierade mellan 7 och 10 mg/l. Vid utloppet var halterna lägre än 0,1 mg/l. Den mängd $S_2O_3^{2-}$ som kommer in till selektorbassängen bryts alltså ned i detta reningssteg, och borde inte utgöra något problem för mikroorganismerna. I säkerhetsdatabladet för natriumditionit anges den akvatiska toxiciteten för tre olika organismer. LC_{50} (48h) för exempelvis *Daphnia* (stora hinnkräftor) var 989 mg/l (Swed Handling, 2007). Dessa koncentrationer kan dock inte jämföras med analyserna vid Braviken eftersom de är mätt på olika föreningar; $Na_2S_2O_4$ respektive $S_2O_3^{2-}$. Troligen går det ändå att dra slutsatsen att den höga toxiciteten i avloppsvattnet från TMP till största delen beror på naturligt förekommande ämnen i veden och inte på tillsatta kemikalier, vilket stämmer överens med Larssons (2001) hypotes.

5.4.2 Mikroflotationen

Den enda processförändring som kunde identifieras i samband med att problemen i avloppsreningsanläggningen uppstod var installationen av en mikroflotation i loop 2 på DIP 2 (mikroflotation 2) i slutet av september år 2003. Detta kan eventuellt ha påverkat toxiciteten i inkommande avloppsvattnet till reningsanläggningen. Syftet med mikroflotationen var att sänka askhalten i DIP-massan för att kunna tillverka telefonkatalogpapper (TDP) med ytvtikt 36-40 g/m² på PM 53. Mikroflotationen kan avskilja så kallade mikrostickies, suspenderade ämnen, mangan och järn. För att få en flockning av föroreningarna tillsätts bentonit och polymer. I mikroflotation 2 renas normalt sett bakvatten från PM 53 och det blandfiltrat som får plats. Vid tillverkning av TDP renas även skruvpressfiltrat (Ericsson, 2004).

Efter installationen av mikroflotation 2 ökade slamproduktionen med ungefär 0,54 ton torrt slam per timme vid normal körning och 1,81 ton torrt slam per timme när skruvpressfiltratet tillförs. Vid en slamkoncentration på 4 % motsvarar detta ett flöde på 13,6 m³/h respektive 45,3 m³/h (Ericsson, 2004). Slammet från DIP avvattnas separat i slamhanteringen och rejektvattnet samlas därefter upp i slamfiltrattanken. Från tanken förs det mesta av rejektvattnet till utjämningsbassängen, vilket alltså innebär att installationen har gett en högre belastning på den biologiska avloppsreningen. Medelvärde på flödet som kom in till utjämningsbassängen år 2005 var 1 106 m³/h. Vattnet från mikroflotation 2 motsvarade vid körning av TDP ungefär 4 % av det totala flödet till avloppsreningsanläggningen. Visserligen är slam som kommer från returpappersframställning toxiskt, men gissningsvis är inte årstidsvariationerna gällande

toxiciteten så stora att det påverkar den biologiska reningen i någon större utsträckning. Utspädningseffekten borde vara tillräckligt stor i detta fall.

5.4.3 Mikrobiella studier

En ökad tillförsel av toxiska ämnen borde åtminstone inledningsvis ge en minskning av antalet bakterier i den biologiska reningen, vilket skulle kunna upptäckas med hjälp av bakterieodlingar. Det var relativt stor skillnad mellan antalet bakterier i mät punkt 16 och 17 vid samtliga mättillfällen på grund av att det sker en tillväxt av bakterier i selektorbassängen (fig. 25). Vid mät punkt 18 hade bakterieantalet minskat igen, vilket tyder på att det sker en betning av bakterier i luftningsbassängen.

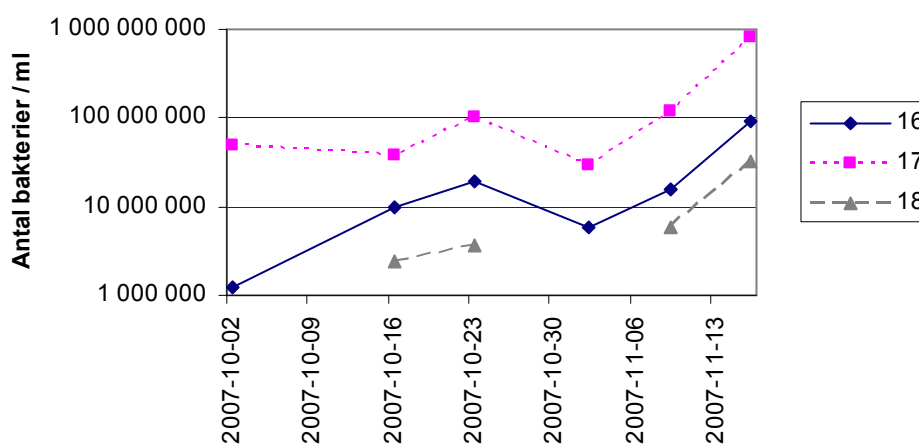


Fig. 25 Antalet bakterier per milliliter prov i avloppsvattnet vid inloppet (16) och utloppet (17) från selektorbassängen samt vid utloppet (18) från luftningsbassängen vid Bravikens avloppsreningsanläggningen mellan den 2 oktober och den 16 november år 2007.

Under mätperioden skedde en ökning av antalet bakterier vid alla tre mätpunkterna; vid mät punkt 17 var exempelvis skillnaden mellan första och sista mättillfället nästan 800 000 bakterier per milliliter. Det är svårt att med säkerhet säga om detta beror på en verklig ökning eller eventuell kontaminering vid provbehandlingen. Bakterieodlingarna behöver därför följas upp med fler analyser. Om det går att fastställa en verklig ökning kan det tänkas att bakterieantalet har varit lägre under sommaren och återigen börjar öka under hösten, vilket stämmer överens med observationerna av en sämre biologisk rening under sommaren.

5.5 ÖVRIGA FAKTORER SOM PÅVERKAR NEDBRYTNINGEN

5.5.1 Temperatur

Korrelationsanalysen i Minitab visade på ett linjärt samband mellan halten COD ut från den biologiska reningen och temperaturen på avloppsvattnet i utloppet från bassängen för försedimentering samt i utloppet från luftningsbassängen (tabell 4). Teoretiskt sett ger en högre temperatur en större reduktion av organiskt material, vilket är

motsägelsefullt mot resultatet av korrelationsanalysen. Detta gäller dock endast till dess att temperaturen blir så hög att den överstiger mikroorganismernas optimum och då hämmas istället nedbrytningen. Det kan även vara så att en hög temperatur i sig inte direkt orsakar en hög halt av COD ut från den biologiska reningen. Den höga temperaturen under sommaren medför exempelvis en försämrad syresättning. Om syrehalten är för låg hämmas mikroorganismerna, vilket leder till en försämrad nedbrytning och högre halter COD ut från den biologiska reningen.

Temperaturen in till selektorbassängen varierade sommaren 2007 mellan 36 och 41°C (fig. 26). Enligt Malmqvist (e-mailkontakt, 2007) är det troligt att bakterierna klarar av 42°C, vilket medför att temperaturen in till detta reningssteg inte borde vara något problem. Vid inloppet till luftningsbassängen hade avloppsvattnet kylts av ytterligare i jämförelse med selektorbassängen och temperaturen varierade där mellan 31 och 35°C. Inte heller i detta reningssteg borde temperaturen orsaka några problem eftersom den uppmätta temperaturen har varit lägre än 40°C (Ångpanneföreningen, 2001).

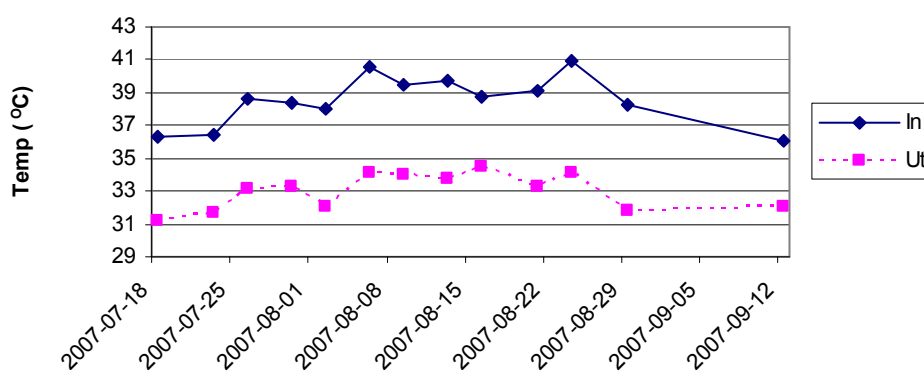


Fig. 26 Temperaturen vid inloppet och utloppet från selektorbassängen vid Bravikens avloppsreningsanläggning under sommaren år 2007.

Exempel på andra pappersbruk som använder LSP i sin externa avloppsreningsanläggning är Mörrums Bruk, Korsnäs Frövi, Kappa Kraftliner och Skogn (tabell 9). Mörrums Bruk använder kyltorn för att kyla ner vattnet innan det släpps in till avloppsreningen. Om temperaturen stiger över 40°C stängs en lucka in till den biologiska avloppsreningen, med motiveringen att mikroorganismerna inte tål högre temperatur under någon längre tid (Öhlin, e-mailkontakt, 2007). På Korsnäs Frövi värmeväxlas vattnet för att inte bli för varmt och under sommaren kan temperaturen vid behov sänkas ytterligare med hjälp av en kyldamm. Riktvärdet för den maximala temperaturen i frisimmarsteget är 43°C. In till frisimmarsteget kan dock temperaturen vara högre (Nyman, e-mailkontakt, 2007). Kappa Kraftliner har värmeväxlare som sänker vattentemperaturen till 37°C (Lundström, e-mailkontakt, 2007). Även på Skogn används värmeväxlare för att sänka temperaturen på avloppsvattnet. Om temperaturen stiger till 39°C eller mer leds vattnet förbi den biologiska reningen (Steinsli, e-mailkontakt, 2007). Av dessa pappersbruk är det alltså Korsnäs Frövi som har den högsta maxtemperaturen i frisimmarsteget, 43°C. I deras avloppsreningsanläggning förekommer inga problem med årstidsvariationer i reduktionen av organiskt material, vilket stärker tidigare resonemang att temperaturen vid Bravikens avloppsreningsanläggning inte borde vara något problem för bakterierna.

Tabell 9 Den maximala temperaturen och temperaturvariationer in till den biologiska reningen vid avloppsreningsanläggningarna fyra andra pappersbruk som använder LSP i sin externa avloppsreningsanläggning.

Pappersbruk	Max temp	Temp.variationer
Mörrums Bruk	40	Nej
Korsnäs Frövi	43	~ 8°C
Kappa Kraftliner	37	Nej
Skogn	39	Små

År 2004 började temperaturen mätas på avloppsvattnet ut från selektorbassängen vid Braviken. Innan dess mättes enbart temperaturen på avloppsvattnet ut från försedimenteringen. Temperaturvariationen mellan sommar och vinter har sedan mätningarna påbörjades varit ungefär 12°C i selektorbassängen. Detta motsvarar en ökning/sänkning av temperaturen med 0,5°C per vecka, vilket inte borde vara något problem för mikroorganismerna att anpassa sig till. På Korsnäs Frövi kan temperaturen på avloppsvattnet in till avloppsreningen variera med ungefär 8°C mellan sommar och vinter, medan det på Mörrums Bruk, Kappa Kraftliner och Skogn förekommit små eller inga temperaturvariationer alls.

5.5.2 pH

pH-värdet mäts i både utloppet från försedimenteringsbassängen och utloppet från luftningsbassängen. I utloppet från luftningsbassängen har pH-värdet varit relativt stabilt runt 7,7 (fig. 27). Ut från försedimenteringsbassängen har pH-värdet varit något lägre, strax under pH 7. Det finns alltså ingen anledning att misstänka att pH-värdena har någon negativ inverkan på den biologiska reningen.

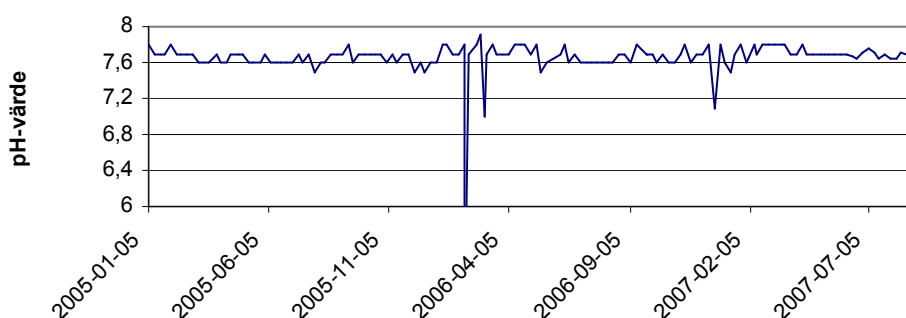


Fig. 27 pH-värdet i utloppet från luftningsbassängen vid Bravikens avloppsreningsanläggning mellan år 2005 och 2007. Observera att skalan på y-axeln visar intervallet 6-8.

5.5.3 Näringsämnen

Halterna av närsalter i de olika stegen i avloppsreningsanläggningen har varierat ganska kraftigt under de år som har undersökts (bilaga 4). Detta beror troligen på att variationerna i avloppsvattnets sammansättning gör doseringen svårstyrd samt att det dröjer ett dygn innan doseringen får genomslag.

Vintertid har halten lösligt totalkväve in till selektorbassängen understigit styrparametern på 30-40 mg/l relativt ofta, medan den under sommaren legat över den undre gränsen. Samma resultat syns i utloppet där styrparametern är 20-30 mg/l. I utloppet från luftningsbassängen har halten lösligt nitratkväve endast understigit styrparametern på 1,0-3,0 mg/l vid ett fåtal tillfällen och då främst under år 2005. Halten lösligt kväve ut från luftningsbassängen har visserligen varit lägre än den rekommenderade halten på 3,6-4,0 mg/l, men enligt Åsa Sivard (e-mailkontakt, 2007) finns det reningsanläggningar som fungerar bra ändå. Dessutom borde problemen med en minskad reduktion av COD i så fall ha uppstått även under mars månad då tillförseln av COD också har varit hög.

Koncentrationen av totalkväve analyserades för de olika delavloppen och sedan beräknades mängden kväve av de olika fraktionerna i kilo per dygn (tabell 10). Vedgårdsvattnet hade en koncentration på drygt 1 mg kväve per liter. Eftersom ingen bevattning sker under höst och vinter får flödet anses vara så lågt att kvävetillskottet från vedgårdsvattnet blir försumbart. Analyserna visade att den största mängden kväve kom från DIP och slamfiltrattanken.

Tabell 10 Analyser av kväve och fosfor i delavloppen DIP 1, DIP 2, TMP 1, TMP 2, PM 51, PM 52, PM 53, vedgården och slamfiltrattanken vid Bravikens pappersbruk. Kväve analyserades som totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve. Fosfor analyserades som totalfosfor och fosfatfosfor.

	DIP 1	DIP 2	TMP 1	TMP 2	PM 51,52,53	Slamfiltrattanken
N_{tot} (mg/l)	5,5-7,6	5,6-6,7	0,8-1,2	1,1-1,8	0,8-1,6	2,7-3,3
N_{tot} (kg/d)	9,0-15,9	20,1-27,0	1,8-5,7	1,4-7,5	1,9-5,6	16,8-19,8
NH₄ (kg/d)	0,2	0,2				0,1
NO₃ (kg/d)	13,2	18,2				14,8
P_{tot} (mg/l)	0,5-1,2	0,4-1,1	0,4-1,0	1,1-1,9	0,0-0,6	0,1-0,2
P_{tot} (kg/d)	0,8-2,5	1,4-4,8	0,9-5,1	2,1-8,7	0,0-2,0	0,6-1,2
PO₄ (kg/d)	0,6	1,0	1,7	4,1		

Vid inloppet till selektorbassängen har halten lösligt fosfatfosfor varit låg vid ett antal tillfällen mellan år 2005 och 2007, men inte så att det syns någon tydlig säsongvariation (bilaga 4). Vid ombyggnaden till LSP rekommenderades att halten löslig fosfatfosfor i selektorbassängen skulle uppgå till 1 mg/l, men detta är inte möjligt vid Bravikens avloppsreningsanläggning på grund av att halterna fosfatfosfor ut från luftningsbassängen då blir för höga (Hagberg, 2003). Halten som processen i dagsläget styrs mot är istället 0,05-0,15 mg/l, vilket kan anses vara relativt lågt (Malmqvist, e-mailkontakt, 2007). Vid flera tillfällen under år 2005 var halten lägre än så, men har därefter vanligtvis varit över den angivna (bilaga 4). Risken finns alltså att bakteriernas nedbrytning i selektorbassängen till viss del är begränsad av tillgången på fosfatfosfor vid den ökade tillförseln av COD under sommaren. Enligt resonemanget för halten lösligt kväve borde det dock även ha skett en reduktionsminskning under mars månad. Det förekommer dessutom avloppsreningsanläggningar som fungerar med en fosforhalt på endast 0,03-0,05 mg/l (Sivard, e-mailkontakt, 2007). Ut från luftningsbassängen har halten lösligt fosfatfosfor vid flera tillfällen varit under styrparametern 0,2 mg/l. Detta har inträffat både under sommaren och under vintern, och det finns alltså ingen tydlig

årstidsvariation. Problemen med avloppsreningen under sommaren verkar alltså varken bero på kväve- eller fosforbrist.

Koncentrationen av totalfosfor analyserades för de olika delavloppen och sedan beräknades mängden totalfosfor och fosfatfosfor i kilo per dygn (tabell 10). Koncentrationen totalfosfor i provet från vedgårdsbrunnen var 0,1 mg fosfor per liter. Eftersom ingen bevattning sker under höst och vinter får flödet anses vara så lågt att fosfortillskottet från vedgårdsvattnet blir försumbart. Den största mängden fosfor visade sig komma från DIP och TMP.

6. SLUTSATSER

Det finns fortfarande oklarheter att undersöka efter genomförandet av detta examensarbete, varav de flesta behöver utredas under sommaren när troligtvis problemen i avloppsreningen återkommer. När det gäller belastningen på den biologiska reningen med avseende på COD och flödet syns en ökning sedan år 2000. Försedimenteringsbassängen är underdimensionerad för att klara av det totala flödet in till den externa reningsanläggningen och en stor del av flödet från slamfiltrattanken måste därför ledas direkt in till den biologiska reningen. Under sommaren har slamfiltrattanken sedan år 2004 haft höga halter av både suspenderade ämnen och COD, vilket har medfört en onödigt hög belastning på biologin. Vad som är orsaken till de förhöjda halterna är oklart och bör undersökas vidare för att kunna åtgärda detta problem. Problemet med slamavvattningen verkar inte bero på slammängderna, slamfraktionerna eller slamåldern.

Det är oklart om problemen i avloppsreningen beror på problem med reduktionen av lösligt eller finpartikulärt organiskt material eftersom analyser av lösligt COD sker med filter med porstorleken 1,6 mikrometer. Analyser med finare filter behöver genomföras under en kommande problemperiod för att kunna avgöra var i reningsanläggningen fokus bör läggas. Om analyserna visar att reduktionen av lösligt organiskt material är sämre i selektorbassängen under sommaren tyder det på att bakterierna i detta reningssteg är hämmade. Detta skulle i så fall kunna bero på en högre andel inert lösligt COD, förekomst av mikrodjur i selektorbassängen, främmande biomassa i inkommande avloppsvatten eller syrebrist. De faktorer som har uteslutits som orsak till problemen är temperaturen, pH och näringsämnen. Bakterierna hämmas troligen inte heller på grund av toxicitet, men denna möjlighet kan inte helt uteslutas. Vedgårdsvattnet och installationen av mikroflotation 2 verkar inte orsaka en högre toxicitet under sommaren. Av de kemikalier som används i tillverkningsprocesserna verkar de slembekämpningsmedel som används på pappersmaskinerna vara den mest troliga källan till toxicitet, men antagligen bryts större delen ned i den interna cirkulationen. Det som återstår är då vedämnena från den termomekaniska massaframställningen. Frågan är hur mycket koncentrationen av dessa varierar med årstid. Troligen varierar de inte tillräckligt mycket för att orsaka problemen i avloppsreningen, men detta kan inte helt uteslutas.

Om problemen i avloppsreningen istället beror på reduktionen av det finpartikulära materialet bör fokus flyttas från selektorbassängen till andra delar av reningsprocessen. I luftningsbassängen adsorberas partikulärt material till slamflockar och kan på så sätt avskiljas från avloppsvattnet genom sedimentering. För att kunna avskilja mer suspenderade ämnen under sommaren behövs en högre slamhalt i luftningsbassängen, vilket innebär en högre slamålder. En högre slamhalt skulle dock innebära en större syreförbrukning och det skulle troligen inte anläggningen klara med nuvarande utrustning. Sommartid ligger syrehalten redan i dagsläget lågt trots att luftarna körs med full kapacitet. En ökad syreförbrukning skulle därför kunna leda till syrebrist i luftningsbassängen. Partiklarna skulle således behöva reduceras tidigare i reningsprocessen. Om mer av det eventuella finpartikulära materialet kan avskiljas före den kemiska reningen skulle förbrukningen av fällningskemikalier troligen kunna minskas. Frågan är dock hur stora kvantiteter fällningskemikalier det skulle röra sig om.

7. REKOMMENDATIONER

Till att börja med bör lösligt COD i den biologiska reningen analyseras på avloppsvatten filtrerat genom filter med porstorleken 0,45 mikrometer för att kunna fastställa om det verkligen sker en reduktionsminskning i selektorbassängen under sommaren. Om bakterierna visar sig vara hämmade under sommaren bör hypoteserna om en högre andel inert lösligt COD, förekomst av mikrodjur i selektorbassängen, främmande biomassa i inkommande avloppsvatten eller syrebrist undersökas vidare.

Avloppsvattnet från slamfiltrattanken har visat sig orsaka en ökad belastning av organiskt material och partiklar på avloppsreningen under sommaren. Orsakerna till detta bör därför undersökas vidare. Även här kan analyserna lämpligen ske på avloppsvatten filtrerat genom filter med porstorleken 0,45 mikrometer för att ta reda på om ökningen av COD till största delen består av partikulärt eller lösligt organiskt material samt för att utreda förekomsten av eventuellt finpartikulärt material.

Belastningen av suspenderade ämnen till avloppsreningen under sommaren bör under alla omständigheter minskas eftersom det ger en stor belastning på biologin. Om belastningen minskar innan avloppsvattnet når den biologiska reningen är det möjligt att nuvarande slamhalt blir tillräcklig för att reducera mer av det eventuellt förekommande finpartikulära materialet. Det vore önskvärt att minska belastningen redan i slamavvattningen. Ett annat alternativ vore att bygga ut bassängen för försedimenteringen så att hela flödet från slamfiltrattanken kan passera detta reningssteg. För att undersöka huruvida de suspenderade ämnen som förekommer i slamfiltrattanken kommer att sedimentera kan ett test med mätcyllinder genomföras.

8. REFERENSER

- Alcontrol Laboratories (2007), *Rapport Nr 07209649*, 2007-09-18
- Barr T.A., Taylor J.M. & Duff S.J.B. (1996), *Effect of HRT, SRT and temperature on the performance of activated sludge reactors treating bleached kraft mill effluent*, Water Research, 1996, Vol 30, No 4, pp 799-810
- Bitton G. (1999), *Wastewater microbiology*, 2nd edition, Wiley series in ecological and applied microbiology, Wiley-Liss, ISBN 0-471-32047-1
- Bogh, A-M (2003)., *Trådformiga bakterier och slamflockens uppbyggnad*, Vattenspegeln, nr 3, 9-12
- Bristow J.A., Fellers C., Mohlin U-B., Norman B., Rigdahl M. & Ödberg L. (1991), *Pappersteknik*, Institutionen för pappersteknik, Kungliga Tekniska Högskolan
- Carlsson B. & Hallin S. (2003), *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*, VA-forsknings rapport nr 27
- Chen L.C., Chien C.Y., Chu C.P., Lee D.J., Hsieh K.H., Lee C.H. & Liu J.C. (2002), *Conditioning and dewatering of pulp and paper sludge*, Drying Technology, 20 (4&5), pp 967-988
- Ericsson H. (2004), *Utvärdering av installationen av mikroflotation 2 på DIP 2*, Intern rapport Holmen Paper, 2004-11-04
- Eriksson L., Johansson E., Kettaneh-Wold N., Trygg J., Wikström C. & Wold S. (2006), *Multi- and Megavariable Data Analysis*, Umetrics AB, ISBN: 91-973730-2-8
- Franta J., Helmreich B., Pribyl M., Adamietz E. & Wilderer P.A. (1994), *Advanced biological treatment of paper mill wastewaters; effect of operation conditions on COD removal and production of soluble organic compounds in activated sludge systems*, Water science and technology, Vol. 30, No. 3, pp 199-207
- Gray N.F. (2004), *Biology of wastewater treatment*, 2nd edition, Series on environmental science and management vol 4, Imperial College Press, ISBN 1-86094-328-4
- Hagberg J. (2003), *Ökad kapacitet på selektor*, Internt protokoll Holmen Paper, 2003-11-04
- Jonsson M. (2004), *Wet Storage of Roundwood – Effects on wood properties and treatment of runoff Water*, Doktorsavhandling vid SLU i Uppsala, ISBN 91-576-6703-9.
- Kemira Kemwater (2003), *Konsten att rena vatten*, Helsingborg, ISBN: 91-631-4353-4
- Kenny R., Almost S., Coghill R., Easton C & Österberg F. (1997), *CPPA / International review of pulp and paper activated sludge dewatering practices*, Pulp and Paper Canada, 98(8), pp 50-54

- Kindh T. (2006), *Håll koll på slamuttaget – det är A och O för att hindra slamflykt*, Nordisk papper & massa, nummer 3, sid 73-74
- Landner L. & Solyom P. (1983), *Bestämning av organisk substans i industriella avloppsvatten samt testning av dess nedbrytbarhet*, Statens naturvårdsverk PM 1672, ISBN: 91-7590-125-0
- Larsson M. (2001), *Mätning av microtox på ingående vatten till försedimenteringen*, Intern rapport Holmen Paper, 2001-01-19
- Lee, N.M. & Welander, T. (1996), *Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of the ecosystem*, Water Research, Vol. 30 No. 8 p 1781-1790
- Lerner M., Stahl N. & Galil N. (2007), *Aerobic vs. Anaerobic-Aerobic Biotreatment: Paper Mill Wastewater*, Environmental Engineering Science, volume 24, no 3, pp 277-285
- Mahmood T. & Elliot A. (2006), *Activated Sludge Process Modification for Sludge Yield reduction Using Pulp and Paper Wastewater*, Journal of Environmental Engineering, September, pp 1019-1027
- Morgan-Sagastume F. & Allen D.G. (2003), *Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater*, Water Research, no 37, pp 3590-3601
- Nilsson H. (2001), *Biologisk nedbrytning av COD för enskilda avloppsvatten från Cellulosafabriken vid Iggesund Bruk samt påverkan på total nedbrytningsgrad vid blandning av dessa*, Examensarbete januari 2001, Institutionen för Pappers- och massateknik, Kungliga tekniska högskolan
- Olsson T. (2001), *Kompletterande kommentarer till Toxicon rapport 145/00*, Toxicon AB, Landskrona, 2001-01-29
- Orhon D. & Cokgör E.U. (1997), *COD fractionation in wastewater characterization – the state of art*, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, vol. 68, no. 3, pp 283-293
- Papadimitriou Ch., Palaska G., Lazaridou M., Samaras P. & Sakellaropoulos G.P. (2007), *The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna*, Desalination, 211, 177-191
- Petersson J. & Revland M. (2006), *Styrparametrar för Bravikens reningsverk*, 2006-09-15
- Pokhrel, D. & Viraraghavan, T. (2004), *Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review*, Science of the Total Environment, vol. 333, no. 1-3, 37-58

- Ramberg A. (2005), *Utvärdering av avloppsvattenreningen vid Hallsta Pappersbruk - kartläggning av inkommande avloppsvatten och optimering av driftparametrar*, Examensarbete april 2005, Institutionen för systemvetenskap, Uppsala universitet
- Rennerfelt J. (2003), *Kemisk fällning*, SWECO VIAK/VA-projekt, STF Ingenjörsutbildning AB, Stockholm, 2003-09-09
- Revland M. (2007), *LSP projektrapport*, Intern rapport Holmen Paper, 2007-01-03
- Ryan B.F. & Joiner B.L (1994), *MINITAB Handbook*, Wadsworth Inc, ISBN: 0-534-21240-9
- Sarlin T., Halttunen S., Vuoriranta P. & Puhakka J. (1999), *Effects of chemical spills on activated sludgetreatment performance in pulp and paper mills*, Water science and technology, Vol. 40, No. 11-12, pp 319-325
- SIS (1998), *Vattenundersökning – Bakteriologisk undersökning – Ingjutningsmetod*, Svensk Standard SS 02 81 69, Svenska Standardiseringskommisionen, Stockholm
- Sivard Å., Eriksson T. & Larsson B. (2007), *Strategy for nutrient control in modern effluent treatment plants*, Water science and technology, Vol. 55, No. 6, pp 157-163
- Svenska kommunförbundet och VAV (1996), *Introduktion till avloppstekniken*, Tryckeri Balder AB, ISBN 91-7099-542-7
- The Civil Engineering Handbook (2003), Second Edition, Boca Raton Fla., ISBN: 0-8493-0958-1
- Tidblom E. (2005), *Litteraturstudie: Blekning*, Intern rapport Holmen Paper, 2005-12-30
- Werker A., Malmqvist Å. & Welander T. (2004), *A comparison of conventional activated sludge and low sludge production strategies for advanced treatment of kraft pulp mill effluent*, Water Science & Technology, 50(3), pp 103-110
- Ångpanneföreningen (2001), *Utbildningsmaterial* Holmen Paper AB, 2001-04-23

8.1 DIGITALA KÄLLOR

- Swed Handling (2007), *Säkerhetsdatablad för natriumditionit*, www.swedhandling.com/pdf/224.pdf, 2007-10-15
- Hach-Lange (2008), *Analysföreskrifter för LCK 138*, http://www.hach-lange.se/countrysites/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/14783144/type/pdf/1kz/SE/spkz/sv/TOKEN/KiNY42MvHGV_dYqzIpE2Xd8xya0/M/q9wB3A/AE_138_I_Druckf_blau.pdf, 2008-01-20
- Hach-Lange (2008), *Analysföreskrifter för LCK 304*, http://www.hach-lange.se/countrysites/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/14783153/type/pdf/1kz/SE/spkz/sv/TOKEN/KiNY42MvHGV_dYqzIpE2Xd8xya0/M/q9wB3A/AE_138_I_Druckf_blau.pdf

z/SE/spkz/sv/TOKEN/LU8ysNU_ppwq72gwQ_ULh7YL7-
s/M/Zcb1ew/AE_304_J_Druckf_blau.pdf, 2008-01-09

Hach-Lange (2008), *Analysföreskrifter för LCK 339*, http://www.hach-lange.se/countrysites/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/14783170/type/pdf/lkz/SE/spkz/sv/TOKEN/LU8ysNU_ppwq72gwQ_ULh7YL7-s/M/XsXCSw/AE_339_J_Druckf_blau.pdf, 2008-01-09

Hach-Lange (2008), *Analysföreskrifter för LCK 349*, http://www.hach-lange.se/countrysites/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/14783177/type/pdf/lkz/SE/spkz/sv/TOKEN/KiNY42MvHGV_dYqzIpE2Xd8xya0/M/GLIKiA/AE_349_M_Druckf_blau.pdf, 2008-01-20

8.2 MUNTLLIG KONTAKT OCH KONTAKT VIA E-MAIL

Engdahl Birgit, Bravikens pappersbruk, 071004

Ristenfeldt Mattias, Ciba, 071120

Lundström Ingemar, Kappa Kraftliner, 071029-071114

Malmqvist Åsa, AnoxKaldnes, 071114-071125

Mårtensson Göran, VA-ingenjörerna, 071112-080111

Nyman Per-Göran, 071101- 071102

Rennerfelt Jan, Sweco VIAK, 071219

Sivard Åsa, Ångpanneföreningen, 071022-071120

Steinsli Jon-Henrik, Skogn, 071102-071112

Welander Tomas, AnoxKaldnes, 070913-080110

Öhlin Ann, Mörrums Bruk, 071107-071108

BILAGOR

INNEHÅLLSFÖRTECKNING BILAGOR

	Sida
Bilaga 1: Förteckning över analyserade parametrar.....	59
Bilaga 2: Modell från multivariat analys i Extract (ingen tidsförskjutning)	61
Bilaga 3: Modell från multivariat analys i Extract (extra tidsförskjutning)	62
Bilaga 4: Diverse driftparametrar	63
Bilaga 5: Halten suspenderade ämnen från försedimenteringen och slamfiltrattanken....	66
Bilaga 6: Suspenderade ämnen i delavlopp från DIP, TMP och PM	67
Bilaga 7: Suspenderade ämnen i rejektivattnet från slamavvattningen.....	68
Bilaga 8: Torrhalt i slammet från slamavvattningen.....	69
Bilaga 9: Fraktioner i avloppsreningsslammet	70
Bilaga 10: Metodbeskrivning av microtoxanalys	71

BILAGA 1

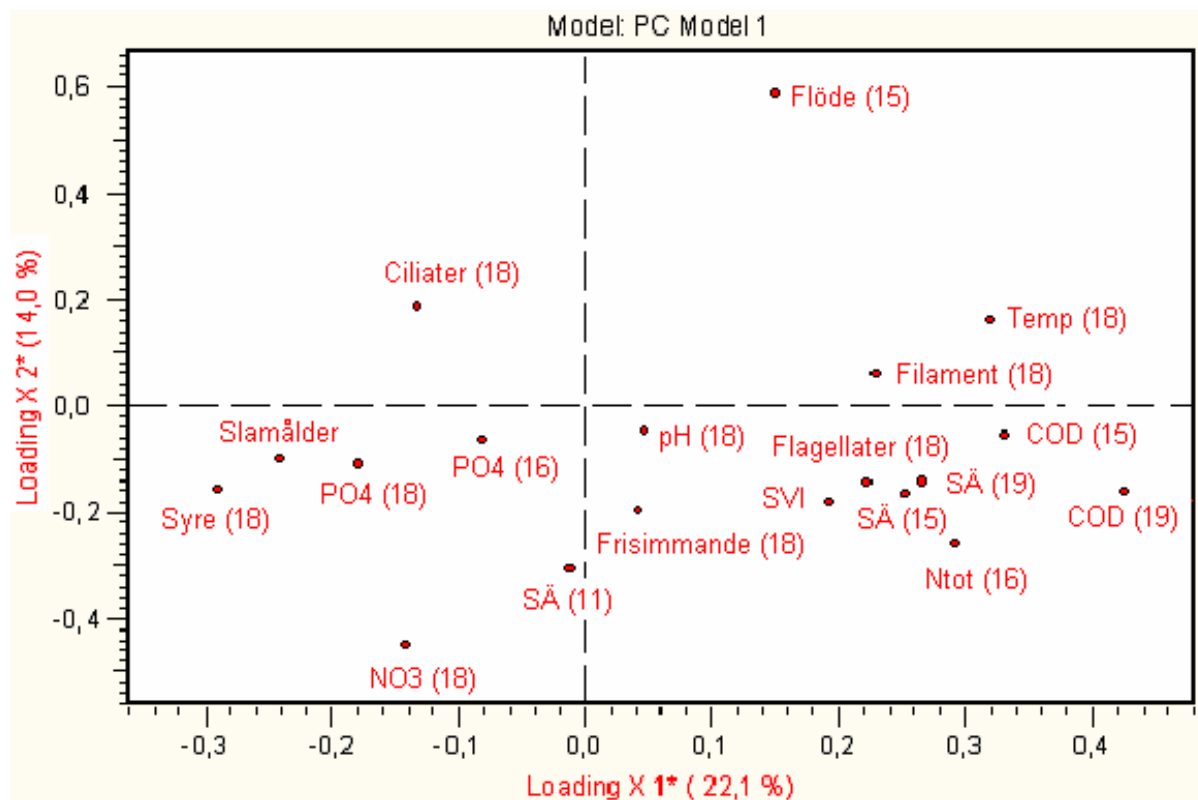
Förteckning över vilka parametrar som har granskats, mätpositioner, tidpunkter, provtagningsmetoder samt analysmetoder.

Parameter	Mätposition	Tidpunkt		Provtagnings- frekvens	Analysmetod	
		Från	Till			
Flöde	11, 20	05-01-01	07-08-31	Kontinuerligt		
	12, slamfiltrattanken	02-01-01	07-08-31	Kontinuerligt		
	21, 22, 23	01-01-01	07-10-31	Kontinuerligt		
	DIP-slam	05-01-01	07-10-31	Kontinuerligt		
	19, DIP 1, DIP 2, TMP 1, TMP 2, PM 51, PM 52, PM 53	05-01-01	07-11-16	Kontinuerligt		
SÄ	11	05-01-01	07-08-31	Dagl. (saml.prov helg)	SS-EN 872	
	12, slamfiltrattanken	01-01-01	07-10-31	Varje vardag	SS-EN 872	
	17, 18, 20	05-01-01	07-08-31	Varje vardag	SS-EN 872	
	19	05-01-01	07-10-31	Varje vardag	SS-EN 872	
	Centrifug 1-3	05-01-01	07-09-30	Dagligen	SS-EN 872	
	Slask 3-4	05-01-01	06-08-30	Dagligen	SS-EN 872	
			07-09-18	07-09-30		
	Avvattningsbord	05-01-01	05-11-18	Dagligen	SS-EN 872	
			05-11-22	06-12-29	Sporadiskt	
			07-01-02	07-09-30	Dagl. (med undantag)	
	DIP 1, DIP 2, TMP 1, TMP 2, PM 51, PM 52, PM 53	05-01-01	07-09-30	Dagligen	SS-EN 872	
Temp	12	05-01-01	07-08-31	Varje vardag		
	16	07-07-18	07-09-12	Två ggr/vecka (tillfälligt)		
	17	05-01-01	07-08-31	Dagligen		
COD _{tot}	11	99-09-21	07-08-31	Varje vardag	LCK 014	
	12	02-01-01	07-08-31	Varje vardag	LCK 014	
	19	05-01-01	07-08-31	Dagl. (saml.prov helg)	LCK 114	
	Slamfiltrattanken	02-01-01	07-11-16	Dagligen	LCK 014/114	
COD _{lösligt}	16, 17, 18	05-01-01	07-08-31	Varje vardag	LCK 014	
				Dagl. (saml.prov helg)		
	19	05-01-01	07-08-31	En gång/vecka	LCK 114	
	DIP 1, DIP 2, TMP 1, TMP 2, PM 51, PM 52, PM 53	05-01-01	07-08-31	En gång/vecka	LCK 014	
BOD	11	99-09-21	06-10-25	En gång/höst		
pH	12	05-01-01	07-08-31	En gång/vecka	SS 028122	
	18	05-01-01	07-09-05	En gång/vecka	SS 028122	

PO ₄ ,lösligt	16, 17, 18	05-01-01	07-08-31	Varje vardag	LCK 349
N _{tot} ,lösligt	16	05-01-01	07-08-31	Varje vardag	LCK 138
	17	05-01-01	07-09-05	Varje vardag	LCK 138
NO ₃ ,lösligt	18	05-01-01	07-09-05	Varje vardag	SS 028133
S ₂ O ₃ ²⁻	16	07-06-26	07-08-28	Fyra ggr (tillfälligt)	
	17	07-06-26	07-08-28	Två ggr (tillfälligt)	
Syre	17			Sporadiskt	
	18	05-01-01	07-08-31	En gång/vecka	
Mikroorg.	18	05-01-01	07-08-31	C:a en gång/vecka	
Slamvol.	18	05-01-01	07-08-31	Dagligen	
Slamhalt	18	05-01-01	06-05-30	Dagligen	
		07-03-23	07-09-30	Dagligen	
Slamkonc	Avloppsrening, DIP-slam	05-01-01	07-10-31	Tre ggr/dygn	
Microtox	Avloppsrening, DIP-slam, DIP 1, DIP 2, TMP 1, TMP 2, PM 51, PM 52, PM 53, Yngves brunn Vedgården	00-12-11		Ett tillfälle	
		00-12-11		Ett tillfälle	
		07-08-07		Ett tillfälle	Se bilaga 10

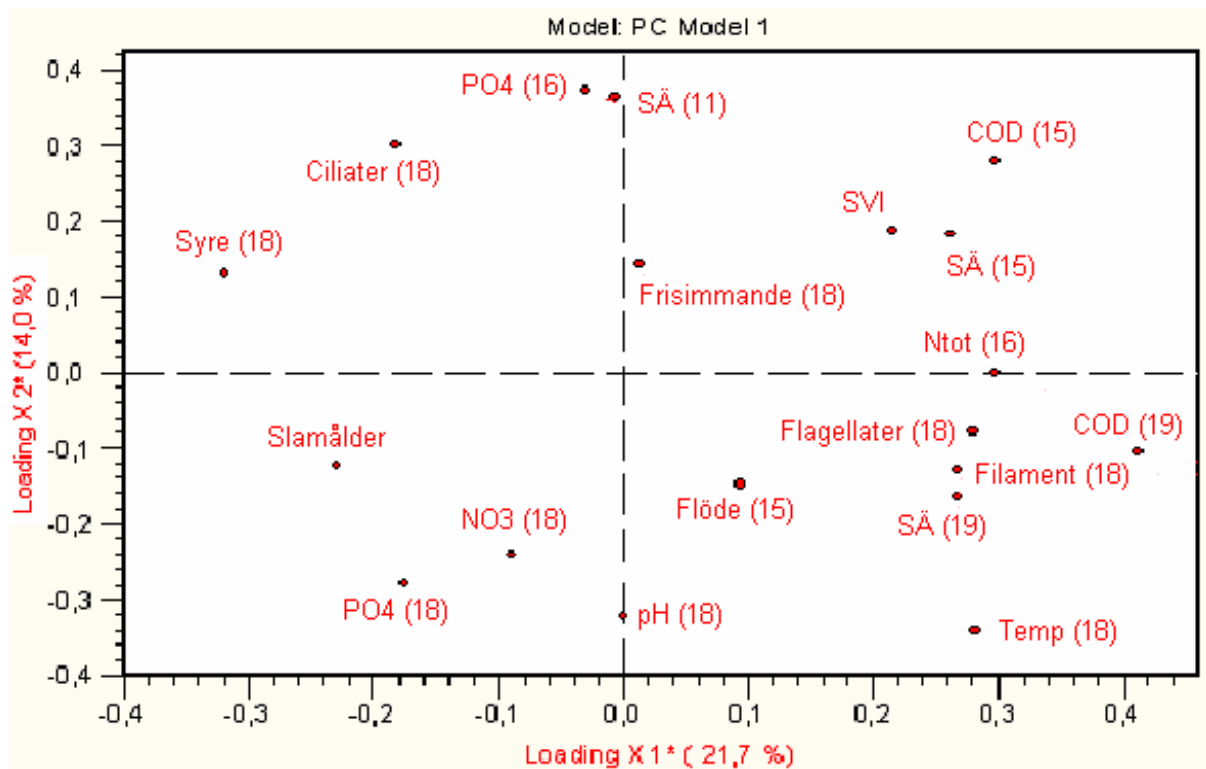
BILAGA 2

Modellen som togs vid den multivariata dataanalysen med data utan tidsförskjutning.



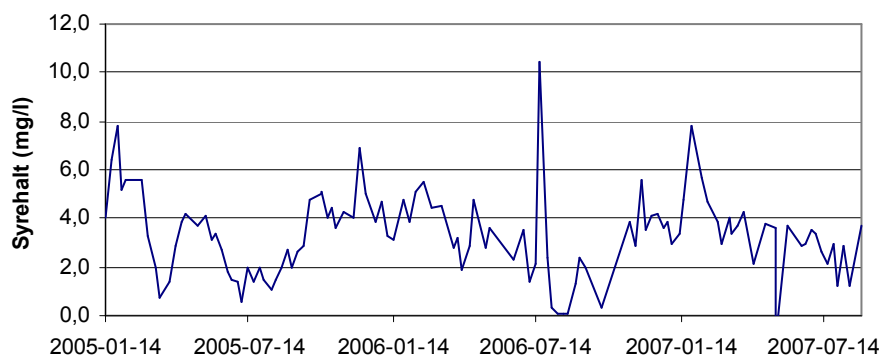
BILAGA 3

Modellen som togs vid den multivariata dataanalysen med data med extra lång tidsförskjutning.

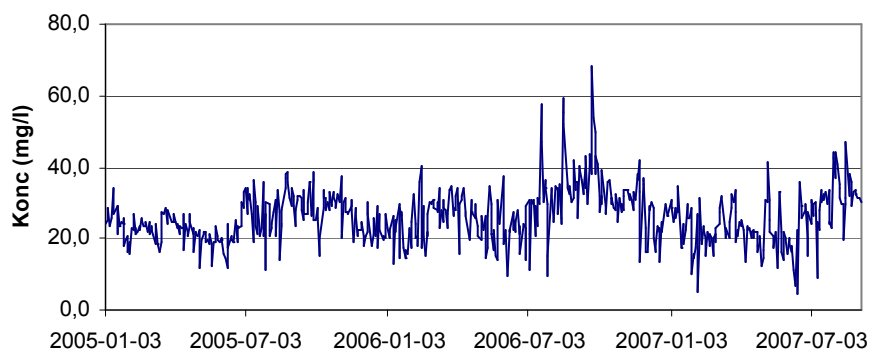


BILAGA 4

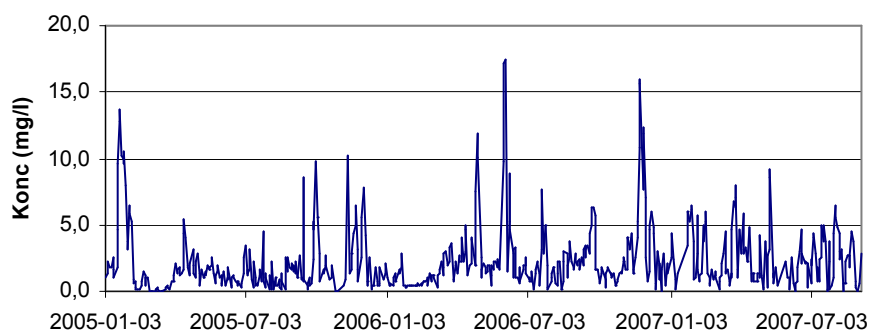
Styrparametrar gällande syrehalt, lösligt total- och nitratkväve, lösligt fosfatfosfor, suspenderade ämnen samt lösligt COD.



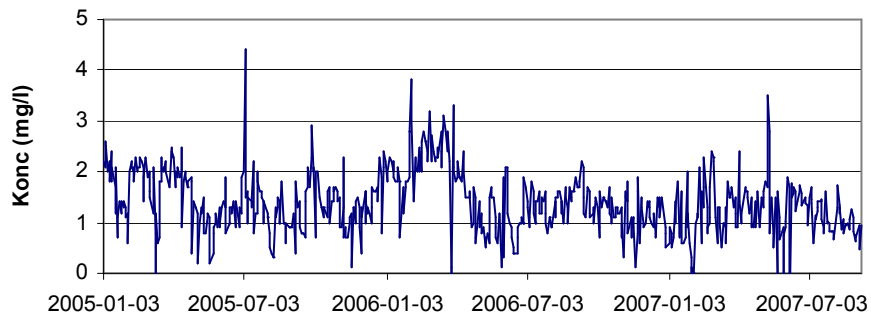
Syrehalten i milligram per liter vid utloppet från luftningsbassängen under år 2005-2007.



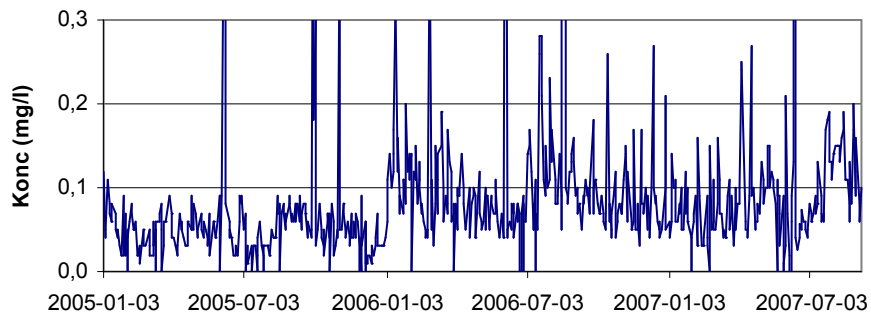
Koncentrationen lösligt totalkväve i milligram per liter vid inloppet till selektorbassängen under år 2005-2007.



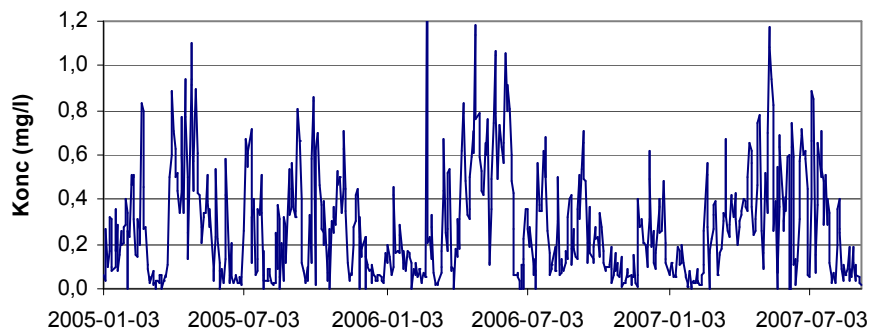
Koncentrationen lösligt nitratkväve i milligram per liter vid utloppet från luftningsbassängen under år 2005-2007.



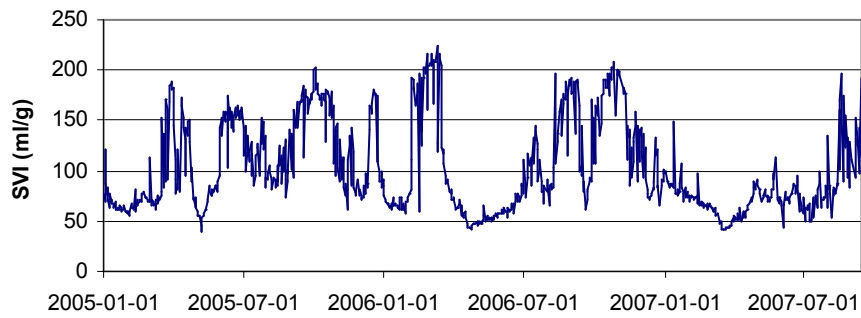
Koncentrationen lösligt fosfatfosfor i milligram per liter vid inloppet till selektorbassängen under år 2005-2007.



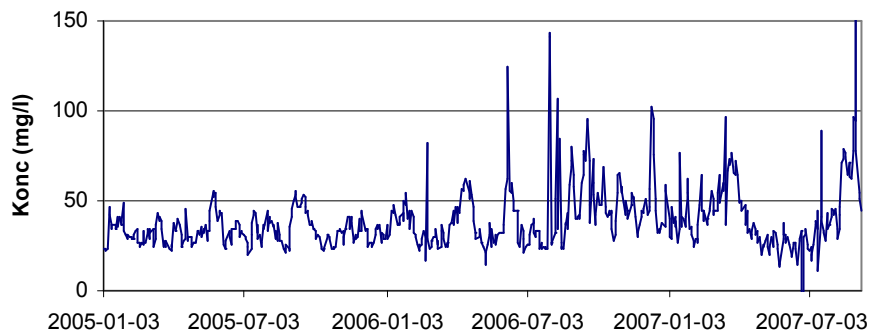
Koncentrationen lösligt fosfatfosfor i milligram per liter vid utloppet från selektorbassängen under år 2005-2007.



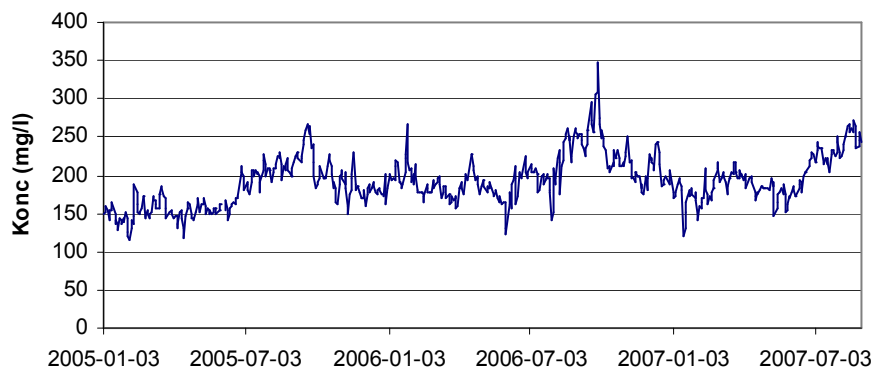
Koncentrationen lösligt fosfatfosfor i milligram per liter vid utloppet från luftningsbassängen under år 2005-2007.



Slamvolymindex i milliliter per gram under år 2005-2007.



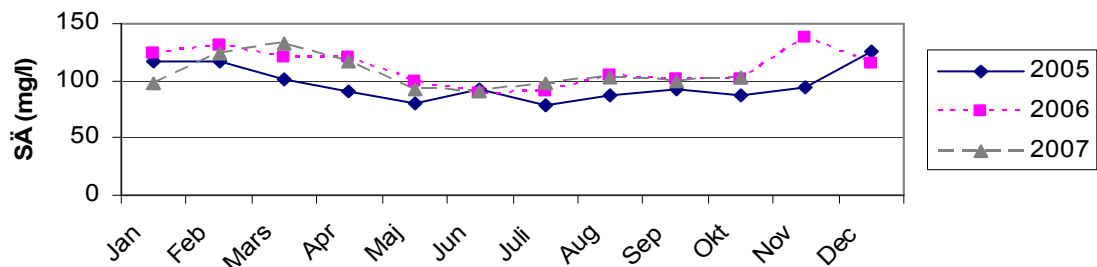
Halten suspenderade ämnen i milligram per liter vid inloppet till flotationen under år 2005-2007.



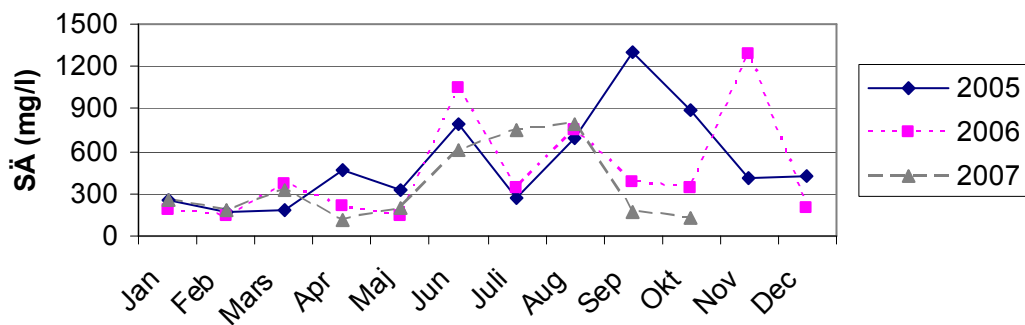
Koncentrationen lösligt COD i milligram per liter vid inloppet till flotationen under år 2005-2007.

BILAGA 5

Halten suspenderade ämnen i utloppet från försedimenteringen och slamfiltrattanken.



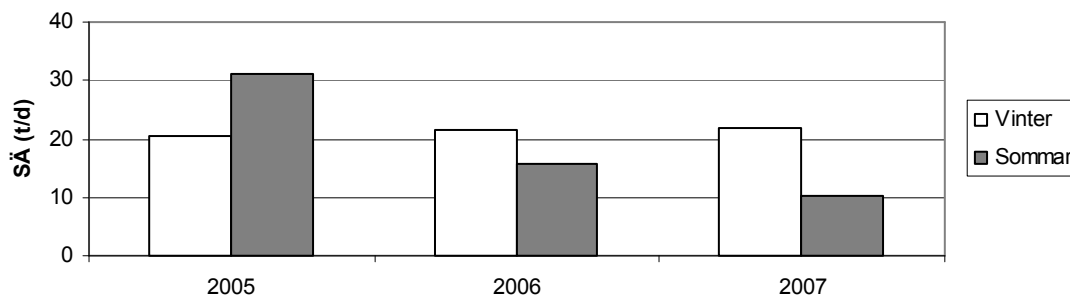
Halten suspenderade ämnen i utloppet från försedimenteringen i milligram per liter under år 2005, 2006 och 2007. Halterna är beräknade som månadsmedelvärden.



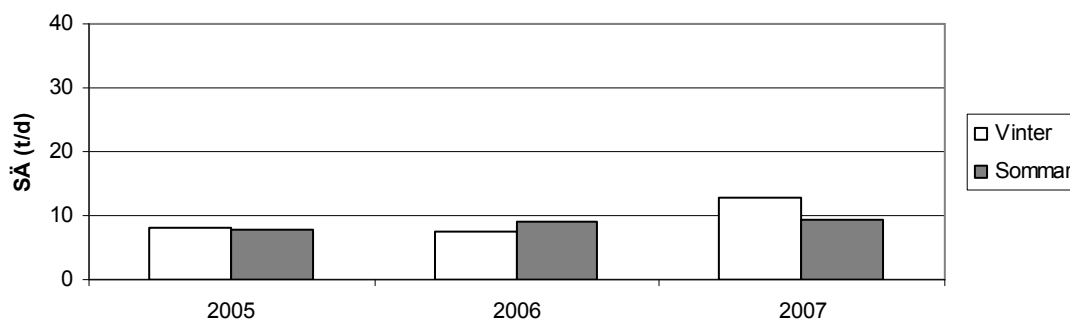
Halten suspenderade ämnen ut från slamfiltrattanken i milligram per liter under år 2005, 2006 och 2007. Halterna är beräknade som månadsmedelvärden.

BILAGA 6

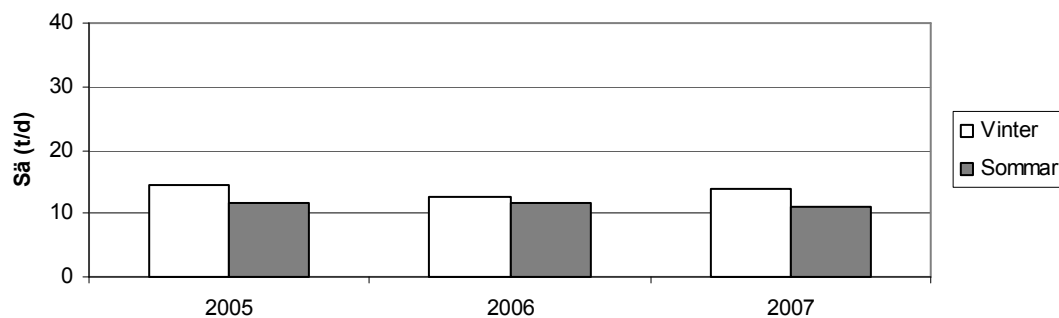
Suspenderade ämnen i delavloppen från DIP, TMP och pappersmaskinerna.



Medelvärde på mängden suspenderade ämnen i avloppsvattnet från DIP i ton per dygn under vintern (jan-mars) respektive sommaren (jul-sep) år 2005, 2006 och 2007.



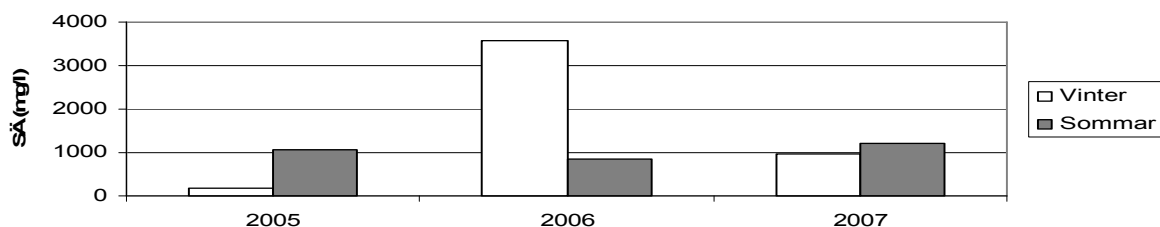
Medelvärde på mängden suspenderade ämnen i avloppsvattnet från TMP i ton per dygn under vintern (jan-mars) respektive sommaren (jul-sep) år 2005, 2006 och 2007.



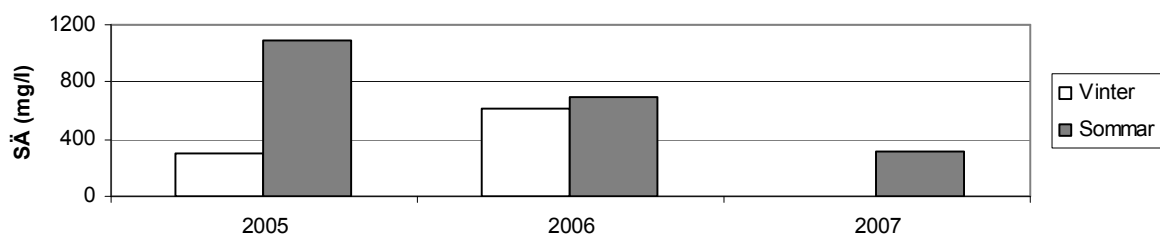
Medelvärde på mängden suspenderade ämnen i avloppsvattnet från pappersmaskinerna i ton per dygn under vintern (jan-mars) respektive sommaren (jul-sep) år 2005, 2006 och 2007.

BILAGA 7

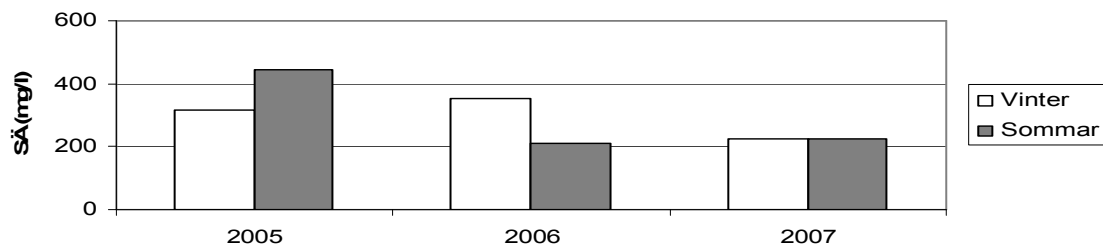
Suspenderade ämnen i rejektvattnet från olika delar av slamavvattningen under vintern (januari-mars) respektive sommaren (juli-september) år 2005, 2006 och 2007.



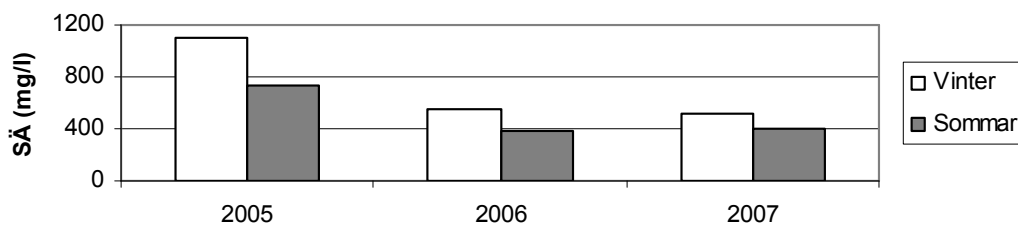
Suspenderade ämnen i rejektvattnet från centrifug 1, 2 och 3 i milligram per liter.



Suspenderade ämnen i rejektvattnet från slask 3 och 4 i milligram per liter.



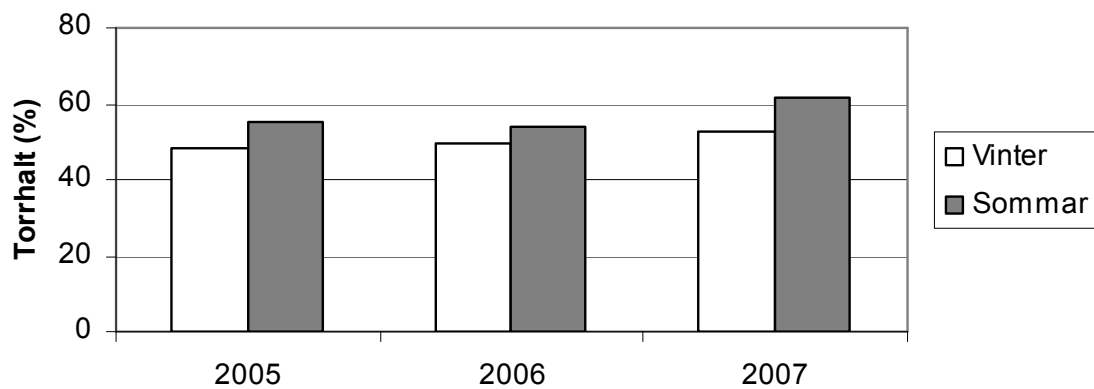
Suspenderade ämnen i rejektvattnet från avvattningsbordet i milligram per liter.



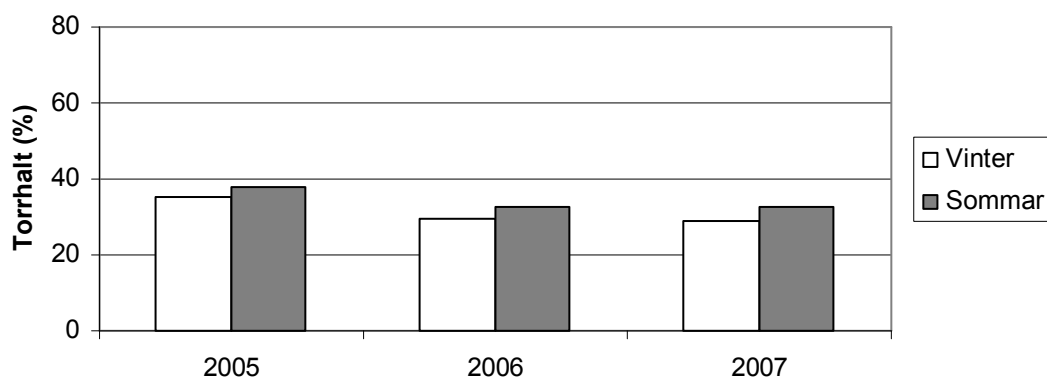
Suspenderade ämnen i rejektvattnet från slask 1 och 2 i milligram per liter.

BILAGA 8

Torrhalten hos det avvattnade DIP-slammet samt avloppsreningsslammet under vintern (januari-mars) respektive sommaren (juli-september) år 2005, 2006 och 2007.



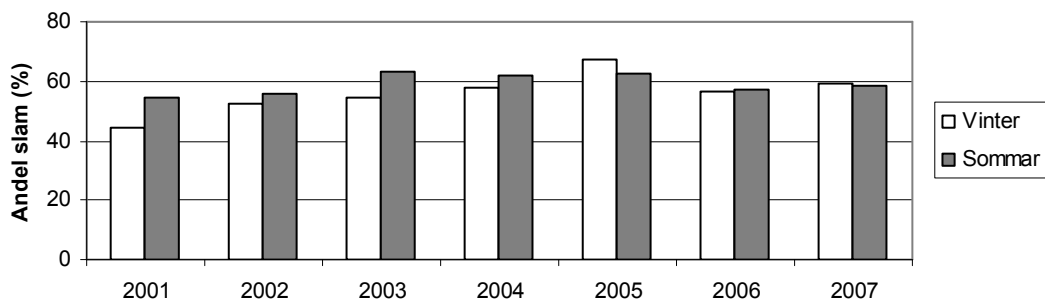
Torrhalten i procent hos det avvattnade DIP-slammet.



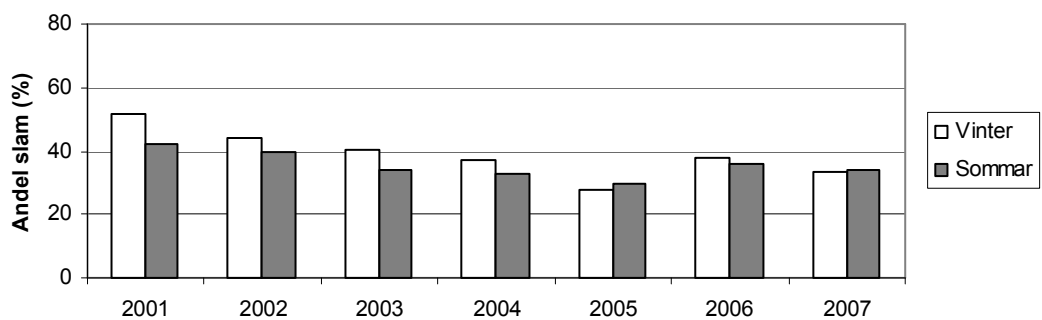
Torrhalten i procent hos det avvattnade avloppsreningsslammet.

BILAGA 9

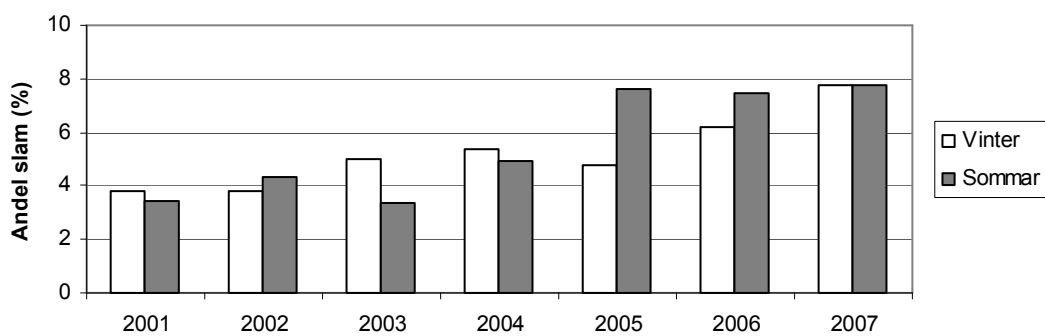
Fraktioner i avloppsreningslammet



Andelen slam från försedimenteringsbassängen



Andelen slam från aktivslamprocessen



Andelen slam från flotationen

BILAGA 10

Metodbeskrivning av den microtoxanalys som genomfördes av Alcontrol Laboratories.

Microtoxanalys

Microtox är ett akut toxicitetstest med den marina bakterien *Vibrio fischeri* som testorganism. Denna bakterie kan producera ljus s.k. bioluminiscens. Bioluminiscensen är knuten till bakteriens respiration. I närvaro av toxiska ämnen minskar bakteriernas luminiscens vilket indikerar att respirationen och därmed även cellaktiviteten har avtagit.

I testet mäts bakteriernas ljusproduktion då de utsätts för olika koncentrationer av ett prov och då de är opåverkade av provet. Genom att jämföra luminiscensen i närvaro respektive i frånvaro av provet kan man få ett mått på hur mycket bakterierna påverkas. Ljusproduktionen mäts i en spektrofotometer efter 5, 15 och i vissa fall 30 min.

Resultatet redovisas vanligtvis som EC₅₀ och EC₂₀ (Effective Concentration). EC₅₀-, EC₂₀-värdet anger den provkoncentration som medför 50 % respektive 20 % ljusminskning hos bakterierna.

Ju lägre EC₅₀- respektive EC₂₀- värdet är desto mer toxiskt är provet.

Graderingen av toxicitet testat mot Microtox enligt IVL-rapport B-1354 (2000);

EC ₅₀ < 45 vol-%	medel-högtoxiska
EC ₅₀ > 45 vol-%	lågtoxiska
EC ₅₀ >> 100 vol-%	icketoxiska, ingen dosberoende effekt

Innan provvattnet testas mot bakterierna mäts pH. Bakteriernas optimum för ljusproduktion ligger mellan pH 6-8. Det rekommenderas därför att prover som ligger utanför intervallet pH-justeras.

Grumliga prover sedimenteras och starkt färgade prover färgkorrigeras för att undvika störning vid ljusmätningen.

Microtoxtestet visar ofta god överensstämmelse med andra akuta toxicitetstester med vattenlevande testorganismer som fisk, zooplankton och alger. Sambanden är dock komplexa och man kan inte förutsäga effekten mot andra organismer genom att utföra en Microtoxtest. Microtoxtestet är dock ett billigare och snabbare test än andra toxicitetstester och används ofta som orienteringstest, för att sälla ut de mest miljöfarliga avloppen.