

Utvärdering av den biologiska reningen av processavloppsvattnet vid GE Healthcare i Uppsala

An evaluation of the biological wastewater treatment
at GE Healthcare in Uppsala

Malin Fridlund



UPPSALA
UNIVERSITET

Teknisk- naturvetenskaplig fakultet
UTH-enheten

Besöksadress:
Ångströmlaboratoriet
Lägerhyddsvägen 1
Hus 4, Plan 0

Postadress:
Box 536
751 21 Uppsala

Telefon:
018 – 471 30 03

Telefax:
018 – 471 30 00

Hemsida:
<http://www.teknat.uu.se/student>

Abstract

Utvärdering av den biologiska reningen av processavloppsvattnet vid GE Healthcare i Uppsala An evaluation of the biological wastewater treatment at GE Healthcare in Uppsala

Malin Fridlund

GE Healthcare operates in Uppsala (Sweden) and develops systems, equipments and medium to purify medical substances. Discussions with the local authority concerning planned far-reaching changes and upgrades of the biological process techniques for sewage management, aroused the question about revising the terms of permit for the activity. Therefore it seemed necessary to evaluate a newly installed biological process technique, which is the background of this thesis. The evaluated biological treatment process was built in 2003 and consists of a biological reactor filled with moving bed carriers with a high surface area for biological growth. At the time of the project the biological wastewater treatment plant consisted of a flow equalization facility and two following parallel biological processes; a biological reactor with moving bed carriers and a tower trickling filter.

The aim of this thesis was to survey the function of the biological reactor with respect to the reduction of organic matter. Further to clarify which circumstances that have a negative effect on the organic reduction. During the three forthcoming years, an extensive reconstruction of the biological wastewater treatment facility will be accomplished. During the construction period the flow equalization will be very limited. Therefore an emission forecast with respect to organic matter was performed comprising the construction period during the years 2005, 2006 and 2007. This to estimate the safety margin to the emission standard during the construction period.

Several parameters were surveyed during the project, water temperature, pH, plural nutrition elements, flow, oxygen concentration, suspended solids, organic load and microbial activity. At two occasions, the parameters were extensively studied during a 24-hour period respectively. Two capacity experiments were performed in order to evaluate the organic reduction at different organic loads. The obtained results together with an estimation regarding the organic load performed by AB Ångpanneföreningen were used for the emission forecast. The forecast considered two cases, operation with and without dosage of a flow with high organic content from the local solvent recycling facility (called T10-dosage).

According to the forecast, the emission standard will be fulfilled during an average month regarding the organic load. This without T10-dosage and with an average reduction of 55 %. To fulfill the standard during a month with maximum organic load, a reduction of 65 and 75 % will be required in the cases without and with T10-dosage respectively. The organic reduction is negatively effected by lasting loads of 7 kg COD_{fil}/m³ or higher, or by a great increase of the load in a short period of time. Sporadic peaks regarding the organic load appeared to have temporary or no negative effects on the reduction. Flow variations during evenings, nights and weekends caused variations in the organic load with negative effect of the reduction rate. The oxygen concentration in the biological reactor has a conclusive significance of the reduction rate, a lower concentration than 2 mg/l affects the reduction rate in a negative way. The buffering capacity in the biofilm reactor showed to work excellently, the pH value varied between 6.8 and 8.9. There is an immediate risk of temperatures over 40°C during the construction period. This could have a negative influence of the organic reduction. Individual measured temperatures of 38°C did not have a negative effect on the reduction rate. The amount of suspended solids varied a lot in the outflow from the biological reactor and will continue to do so during the construction period.

Key words: Biological wastewater treatment, organic reduction, biological reactor, biofilm process, moving bed carrier, Natrix

Handledare: Sara Kalhed
Ämnesgranskare: Bengt Carlsson
Examinator: Allan Rodhe
ISSN: 1401-5765I, UPTEC W05 005
Sponsor: GE Healthcare

Tryckt av: Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala 2005

Utvärdering av den biologiska reningen av processavloppsvattnet vid GE Healthcare i Uppsala

Malin Fridlund

GE Healthcare bedriver sin verksamhet i Uppsala vilken består av att utveckla system, utrustning och media för att rena läkemedelssubstanser. Vid diskussion med Uppsala kommuns VA- och avfallskontor väcktes frågan angående omprövning av tillståndet för verksamheten. Diskussionerna rörde planerade processförändringar och kompletteringar av bolagets biologiska processavloppsvattenrening. Av den anledningen ansågs det nödvändigt att utreda en för företaget ny processteknik för processavloppsvatten, vilket är bakgrunden till detta examensarbete. Den utvärderade processtekniken är en biofilmreaktor innehållande ett rörligt bärmaterial med en stor skyddad yta för biologisk tillväxt. Biofilmreaktorn togs i drift under hösten år 2003 och därmed bestod det lokala reningsverket förenklat sett av en utjämningsanläggning följt av två parallella biosteg, ett biotorn med konventionell stationär biobädd över vilken processavloppsvatten spreds samt en biofilmreaktor med rörligt bärmaterial.

Syftet med examensarbetet var att kartlägga biofilmreaktors funktion med avseende på reduktion av organiskt material. Vidare att klargöra vid vilka förhållanden reduktionsgraden har påverkats negativt. Under de tre kommande åren skall en stor om- och tillbyggnad av reningsverket genomföras. Förändringen kommer att medföra att utjämningsvolymen blir mycket begränsad under ombyggnadsperioden. Av den anledningen var ytterligare ett syfte med examensarbetet att utföra en utsläppsprognos med avseende på organiskt material för åren 2005 till och med 2007. Detta för att bedöma säkerhetsmarginalen till utsläpsevillkoret under ombyggnadsperioden.

Examensarbetet realiserades genom att kartlägga parametrarna organisk belastning, organisk reduktion, vattentemperatur, pH, närsalter, flöde, koncentration löst syre, suspenderad substans samt mikrobiell aktivitet. Därutöver utfördes två kapacitetsförsök för att kartlägga den organiska belastningens inverkan på reduktionen. Vid det ena försöket skapades en högre organisk belastning genom att successivt öka flödesbelastningen över biofilmreaktorn. Vid det andra försöket doserades en delström (kallad T10-dosering) innehållande rester från den lokala lösningsmedelsåtervinningen med stort organiskt innehåll. Därtill utfördes två dygnsprovtagningar för att kartlägga ett flertal parametrars dygnsvariationer. Den framtagna utsläppsprognosen baserades på en belastningsprognos utförd av AB Ångpanneföreningen samt den i arbetet kartlagda reduktionen av organiskt material vid olika belastningar. Prognosen omfattar två fall, med eller utan T10-dosering.

Enligt utsläppsprognosen kommer utsläppsvillkoret inte att överskridas under åren 2005 till och med 2007. Detta gäller vid en för året genomsnittlig månad avseende belastning utan T10-dosering och med en genomsnittlig organisk reduktionsgrad på 55 %. Under en månad med maximal belastning krävs 65 % reduktion och 75 % med T10-dosering. Kapacitetsförsöken visade att reduktionsgraden påverkades negativt vid en varaktig belastning överstigande 7 kg COD_{löst}/m³ samt vid kraftiga belastningsökningar. Tillfälliga belastningstoppar hade endast kortvarig eller ingen negativ inverkan på reduktionen. Höga flöden under dagtid och låga flöden under nätter och helger orsakade variationer i den organiska belastningen, vilket hade en negativ inverkan på reduktionen. När koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn understeg 2 mg/l påverkades mikroorganismerna negativt och därmed även reduktionen. Buffertkapaciteten i biofilmreaktorn var god under den studerade tidsperioden och pH-värdet varierade mellan 6,5 och 8,8. Under ombyggnadsperioden föreligger en stor risk för att vattentemperaturen kan bli för hög i biofilmreaktorn vid ett flertal tillfällen. Enstaka uppmätta temperaturtoppar på 38°C påverkade dock inte reduktionen negativt. I biofilmreaktors utgående vatten varierade mängden suspenderad substans kraftigt, vilket även kommer att gälla under ombyggnadsperioden.

Nyckelord: Biologisk avloppsvattenrening, organisk reduktion, processavloppsvatten, biofilmreaktor, biofilmprocess, rörligt bärarmaterial, Natrix.

Förord

Detta examensarbete är en utvärdering av den biologiska reningen av processavloppsvattnet vid GE Healthcare i Uppsala. Arbetet inkluderar även en prognos för utsläppt mängd organiska ämnen för åren 2005, 2006 samt 2007. En utvärdering av en nyare processteknik med rörligt bärarmaterial ansågs nödvändig vid en ny tillståndsansökan för bolagets verksamhet.

Sara Kalhed, processingenjör på reningsverket vid GE Healthcare har varit handledare för examensarbetet. Mattias Karlsson, reningsverksansvarig vid GE Healthcare, har varit biträdande handledare. Examinator för arbetet var Allan Rodhe, professor i hydrologi, verksam vid institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Tekniska Högskola. Ämnesgranskare var Bengt Carlsson, professor i reglerteknik, verksam vid institutionen för informationsteknologi vid Uppsala Tekniska Högskola.

Stort tack till Sara och Mattias för vägledning och värdefulla synpunkter under arbetets gång. Tack till Lennart Henstam, som efter min förfrågan om examensarbete på GE Healthcare gjorde det möjligt för mig att utföra mitt examensarbete på företaget. Tack till Erik Berwald och Hans Bäcklin för praktisk hjälp i reningsverket vid ett flertal provtagningstillfällen. Tack även till driftteknikerna på driftcentralen som villigt delade med sig av sina erfarenheter och gav svar på mina frågor. Tack till Ingegerd Eriksson på miljölaboratoriet för introduktionen i mikroskoperingsteknik och till Kjell Ekström som lät mig använda mikroskoperingsutrustningen på miljölaboratoriet. Tack även till övrig personal på miljölaboratoriet för er hjälpsamhet och vänlighet. Tack till Andreas Dahlner på VA-Ingenjörerna AB för produktinformation.

Ett stort tack vill jag rikta till Hans för ditt stora stöd, din förståelse och all uppmuntran du gett mig under arbetets gång.

GE Healthcare har finansierat utförda analyser under examensarbetet.

Uppsala, februari 2005.

Malin Fridlund

Innehållsförteckning

1. INLEDNING	1
1.1. Bakgrund	1
1.2. Syfte och mål.....	1
1.3. Omfattning och begränsning	2
2. VERKSAMHETS- OCH PROCESSBESKRIVNING	3
2.1. Nuvarande processutformning	4
2.2. Planerad processutformning	5
2.3. Utsläppsvillkoren för det behandlade processavloppsvattnet	6
2.4. Bärarmaterial	6
2.4.1. Bärarmaterial i befintlig biofilmreaktor	6
2.4.2. Bärarmaterial i planerad biofilmreaktor.....	7
2.5. Närsalter	8
3. AEROB AVLOPPSVATTENBEHANDLING	9
3.1. Biofilmprocessen – historik och utveckling.....	9
3.2. Bakterier	10
3.3. Mikroskopering av slammet.....	12
3.3.1. Förekommande mikroorganismer i biofilmreaktorn	12
3.4. Föroreningsparametrar	13
3.4.1. COD – kemisk syreförbrukning.....	13
3.4.2. TOC – totalt organiskt kol.....	13
3.4.3. BOD – biokemisk syreförbrukning.....	13
3.4.4. SS – Suspenderad substans	13
3.5. Betydelsefulla parameterförhållanden.....	14
3.5.1. Förhållandet COD/BOD ₇	14
3.5.2. Förhållandet COD/TOC.....	14
4. METODER OCH UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR.....	15
4.1. Kartläggning av den organiska belastningen, reduktionen och flödesbelastningen över biofilmreaktorn.....	15
4.1.1. Kapacitetsundersökning av biofilmreaktorn (Kapacitetsförsöket)	16
4.1.2. Dosering av rester från lösningsmedelsåtervinningen till biofilmreaktorn (T10-försöket)	17
4.1.3. Kartläggning av det ingående flödet till biofilmreaktorn.....	18
4.2. Kartläggning av temperaturvariationerna i biofilmreaktorn	19
4.3. Kartläggning av pH-variationerna i biofilmreaktorn	20
4.4. Kartläggning av närsaltstillgången i biofilmreaktorn	20
4.5. Kartläggning av koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn	21
4.6. Analys av mängden suspenderad substans i processavloppsvattnet	21
4.7. Mikroskopering av slammet.....	21
4.8. Dygnsprovtagning av utflödet från biofilmreaktorn (UT BF)	23
4.9. Utsläppsprognos för ombyggnadsperioden.....	26

5. RESULTAT	28
5.1. Kartläggning av den organiska belastningen, reduktionen och flödesbelastningen på biofilmreaktorn	28
5.1.1. Dosering av rester från lösningsmedelsåtervinningen till biofilmreaktorn (T10-försöket)	36
5.1.2. Kartläggning av flödesbelastningen på biofilmreaktorn	36
5.2. Kartläggning av inverkan på parametrar på biofilmreaktorns funktion	41
5.2.1. Temperatur	41
5.2.2. pH	45
5.2.3. Närsaltstillgång	48
5.2.4. Koncentration löst syre	49
5.2.5. Suspenderad substans	51
5.3. Mikroskopering av slammet	52
5.4. Dygnsprovtagning vid provtagningspunkten UT BF	55
5.5. Utsläppsprognos för ombyggnadsperioden	63
6. DISKUSSION	66
7. DRIFTSTÖRNINGAR	72
8. FELKÄLLOR	74
9. SLUTSATSER	75
9.1. Rekommenderade framtida åtgärder och undersökningar	76
10. REFERENSER	78
BILAGOR	80

1. Inledning

1.1. Bakgrund

GE Healthcare bildades den 8 april år 2004 och ingår i General Electric-koncernen. Företaget bildades genom en sammanslagning av de två före detta företagen Amersham Biosciences och GE Medical Systems. GE Healthcare arbetar inom två affärsområden; Medical Technologies och Bio-Sciences. Företaget har 42000 anställda varav cirka 2000 personer arbetar i Sverige med omkring 1000 medarbetare i Uppsala. I Uppsala finns affärsområdet Bio-Sciences vilket utvecklar system, utrustning och media för att rena läkemedelssubstanser. Det är företagets verksamhet med förädling av dextranprodukter och kromatografimedia som genererar den huvudsakliga mängden processavloppsvatten vilket behandlas i det lokala reningsverket.

Det gällande tillståndet för Amershams verksamhet i Boländerna gavs den 29 december 1983. Under 2001 upptogs diskussioner med VA- och avfallskontoret vid Uppsala kommun angående planerade processförändringar och kompletteringar av bolagets processavloppsvattenrening inklusive förbehandlingsanläggningar. Frågan om att ompröva tillståndet för verksamheten väcktes och därmed ansågs ett utredningsbehov av en nyinstallerad processteknik föreligga. Bakgrunden till examensarbetet är den nya tillståndsansökan och målet med arbetet var att utvärdera den nya processteknikens funktion med avseende på organisk reduktion.

Under hösten år 2003 förändrades processutformningen av den biologiska reningen av processavloppsvatten. Innan förändringen bestod reningen av en utjämningsanläggning med två utjämningsstankar följt av ett biotorn med stationär biobädd. Vid förändringen byggdes den ena av de två befintliga utjämningsstankarna om till en biofilmreaktor. Denna fylldes med ett rörligt bärmaterial med stor skyddad yta för biologisk tillväxt. Detta arbete behandlar utvärderingen av denna biofilmreaktors funktion med avseende på reduktion av organiskt material. Efter förändringen bestod den biologiska reningen förenklat sett av en betydligt minskad utjämningsvolym och två parallella biologiska reningssteg, en biofilmreaktor och ett biotorn. Biotornet byggdes på 1970-talet och var i stort behov av renovering vilket var anledningen till att det ansågs bättre att ersätta biotornet med den nyare processtekniken. Att de två befintliga utjämningsstankarna kunde utnyttjas var praktiskt och ekonomiskt. I framtiden kommer det dock att behövas fler biofilmreaktorer i takt med en förväntad produktionsökning inom företaget.

1.2. Syfte och mål

Syftet med detta examensarbete är att utvärdera den befintliga biofilmreaktors funktion med avseende på reduktion av organiskt material och att kartlägga ett flertal parametrar, exempelvis pH och vattentemperatur. Med erhållna resultat som grund skall en utsläppsprognos med avseende på organiskt material för åren 2005-2007 genomföras. Under dessa år kommer en omfattande om- och tillbyggnad av reningsverket att utföras, vilken initierades med anledning av den nya tillståndsansökan. Bland annat kommer en befintlig utjämningsstank att byggas om till en biofilmreaktor vilket innebär en radikal minskning av utjämningsvolymen. Ombyggnationen skall vara slutförd i januari år 2007. De frågeställningar som arbetet skall försöka besvara är:

- Vilken är biofilmreaktors reduktionskapacitet med avseende på organiskt material vid varierande stora organiska belastningar?

- Vilken reduktionsgrad av organiskt material kommer att krävas under ombyggnadsperioden åren 2005 till 2007 för att inte utsläppsvillkoret skall överskridas?
- Hur påverkas reduktionen av organiskt material i biofilmreaktorn av driftsparametrarna organisk belastning, flöde, vattentemperatur, pH samt koncentration löst syre?

1.3. Omfattning och begränsning

Den biologiska reningen består av två parallella reningssteg; ett biotorn och en biofilmreaktor. Arbetet behandlar enbart biofilmreaktors funktion. Arbetet med utförda provtagningar och analyser begränsades till att omfatta tidsperioden från den 16 augusti till och med den 21 december år 2004. Bearbetningen av kontinuerligt registrerade data omfattar åren 2003 samt 2004 till och med den 21 december.

Resultatet av examensarbetet är planerat att fungera som underlag för driften av den biologiska reningen under ombyggnadsperioden fram till januari år 2007. Detta för att rätt åtgärder skall kunna vidtas för att möjliggöra en fullgod nedbrytning av organiska ämnen under de tillfälliga och i viss mån speciella förhållandena.

Det enda från kommunen ställda utsläppsvillkoret hittills har avsett kvantiteten av organiskt innehåll gällande COD_{tot} (vilket ger ett mått på syreförbrukning vid fullständig nedbrytning) per dygn respektive per vecka. Då ett ännu inte fastställt utsläppsvillkor uttryckt i mängden $TOC_{löst}$ (total mängd organiskt kol) kommer att gälla under ombyggnadsperioden, kommer en omräkningsfaktor från $COD_{löst}$ till $TOC_{löst}$ att användas. Löst organisk mängd innebär att analysen utförs på filtrerade vattenprover där TOC -innehållet i den suspenderade substansen (bortfiltrerade substansen) inte ingår. Total organisk mängd inkluderar suspenderad substans. Fortsättningsvis kommer $TOC_{löst}$ att benämnas DOC (Dissolved Organic Carbon eller löst organiskt kol).

Reningsverket skall fram till januari år 2007 genomgå en genomgripande processförändring till följd av ett nytt tillstånd för verksamheten. Ett flertal förbehandlingsprocesser avsedda för vissa delströmmar från produktionen skall komplettera den biologiska behandlingen. Dessa förbehandlingsprocesser ligger utanför detta examensarbete.

Vid framtagandet av utsläppsprognosen har parallelldrift av de två biofilmreaktorerna antagits. Ett tänkt fall med seriekopplade biofilmreaktorer har inte behandlats. Prognosen omfattar åren 2005, 2006 samt 2007. Hela året 2007 har beaktats i prognosen även då om- och tillbyggnaden planeras vara genomförd till januari. Detta för att även omfatta en eventuell försening av projektet.

Inom arbetet utfördes en litteraturstudie vilken begränsades till att omfatta biofilmprocessen, bakteriers omgivningskrav, föroreningsparametrar förekommande i arbetet samt mikroskoperingsteknik.

2. Verksamhets- och processbeskrivning

GE Healthcare bedriver sin verksamhet i Boländernas industriområde i Uppsala. Företaget har ett lokalt reningsverk dit processavloppsvattnet förs och behandlas genom biologisk rening. Recipient för det behandlade processavloppsvattnet är det kommunala reningsverket i Uppsala, Kungsängsverket. Fyrisån är i sin tur recipient för kommunens reningsverk (Jacobsson, 2004). Processavloppsvattnet kommer i huvudsak från produktionen inom GE Healthcare, men drygt 20 % av avloppsvattnet (både till flöde och organiskt innehåll) kommer från Pfizers anläggning som finns inom samma område (Karlsson, 2004).

GE Healthcare är en av världens största leverantörer av separationsmedia för proteiner till läkemedelsföretag. Inom verksamheten utvecklas system och lösningar inom vätskekromatografi, elektrofores och organisk syntes för olika applikationer vid ledande akademiska forskningscentra samt för läkemedels-, genetikdiagnostik- och bioteknikföretag (Jacobsson, 2004).

Vid anläggningarna i Boländerna tillverkas dextranprodukter, tvärbundna polysackarider och jonbytare samt andra kemiska produkter. Vid dextrantillverkningen förädlas rådextran som framställts av socker i fermentationsanläggningen i Staffanstorp. Hjälpkemikalier är etanol, syra och alkali. Industriellt dextran används bland annat vid tillverkningen av fotografisk film. Farmaceutiskt dextran används som blodersättning och dextran ingår även som råvara vid framställning av andra produkter. Vid tillverkningen av tvärbundna polysackarider kopplas långkedjiga molekyler samman med ett kemiskt reaktionsmedel, exempelvis dextran (råvara är sockerbetor) och agaros (råvara är sjögräs, Kelp). Vid tillverkningen av jonbytare kopplas aktiva grupper till tvärbundna polymerer eller polymera kolväten med hjälp av kemiska reaktionsmedel, organiska lösningsmedel, salter, alkali och syror. Andra kemiska produkter innefattar polymerer och kemikalier framtagna för användning i applikationer såsom molekyl- och partikelseparation, bärarmaterial samt syntes (Jacobsson, 2004).

Det är framförallt de många processtegen vid förädlingen av dextranprodukter och kromatografimedia som belastar vattenreningen (Jacobsson, 2004). Lösningsmedel används främst vid tvättningen av olika kromatografimedia, så kallade geler. De vanligast använda lösningsmedlen är etanol, aceton samt toluen. Lösningsmedelsresterna från tvättningen återvinns vid den lokala lösningsmedelsåtervinningscentralen (LÅV). Produktionen av ovan nämnda produkter medför att processavloppsvattnets sammansättning ständigt varierar. Stundtals kommer vatten med mycket lågt eller högt pH in till reningsanläggningen samtidigt som den organiska sammansättningen och förekomsten av hämmande ämnen varierar.

2.1. Nuvarande processutformning

Fram till och med hösten år 2003 bestod den biologiska reningen förenklat sett av en utjämningsanläggning följt av ett biotorn. Under hösten år 2003 byggdes den ena av de två utjämningsstankarna om till en biofilmreaktor med rörligt bärrmaterial. Denna ombyggnation medförde nästan en halvering av utjämningsvolymen, men en kapacitetsökning av den biologiska reningen i reningsverket. Den nuvarande processutformningen består av (se bilaga 1):

- AVU-bassäng (AvloppsVattenUtjämning) där fabriksenheterens delströmmar av processavloppsvattnen samlas. Bassängen är uppdelad i fyra sammanhängande sektioner varav tre används. Den totala volymen av de tre sektionerna är 85 m^3 . Här sker en grovjustering av pH.
- en bufferttank (80 m^3) vilken ständigt är fylld med processavloppsvatten och har samma funktion som utjämningsstanken. Under åtta timmar per dygn recirkuleras vattnet i tanken för att förhindra sedimentation.
- två beredskapstankar på vardera 50 m^3 . Dessa utnyttjas vid exceptionella förhållanden. Exempelvis då processavloppsvattnet innehåller för höga ingående koncentrationer av organiska eller hämmande ämnen som stör reningsprocessen om det inte avskiljs för att spädas ut.
- en utjämningsstank (260 m^3) vars syfte är att ytterligare utjämna det inkommande processvattnets varierande organiska innehåll, pH samt temperatur innan vattnet förs vidare till biofilmreaktorn respektive biotornet. I dagsläget sker en begränsad flödesutjämning på grund av att utjämningsvolymen är liten.
- en biofilmreaktor med rörligt bärrmaterial (50 % fyllnadsgrad) och reaktorvolymen 260 m^3 .
- ett biotorn som består av en öppen rektangulär byggnad med en stationär biobädd som processavloppsvattnet sprids över. Biotornet är från 1970-talet och är i behov av omfattande underhållsarbete, samtidigt som det är utrymmeskrävande. Av dessa skäl avvecklas biotornet för att ersättas av den nyare processtekniken med rörligt bärrmaterial. Biotornet kommer att tas ur bruk i början av året 2005 för att ge plats åt det nya reningsverket.
- tankarna T10 och T11. Dess innehåll består bland annat av rester från LÅV-anläggningen (lokal anläggning för lösningsmedelsåtervinning). I dagsläget genereras ungefär 40 m^3 per vecka. Huvudandelen av innehållet fraktas bort för destruktion. Vid låg organisk belastning kan en viss mängd av delströmmen ledas till det kommunala reningsverket tillsammans och utspätt med det behandlade vattnet.

Sammanfattningsvis består GE Healthcares biologiska reningsverk i dagsläget av en utjämningsanläggning och två parallella biologiska reningssteg, ett biotorn och en biofilmreaktor. Det behandlade processavloppsvattnet leds därefter till Kungsängsverket.

Det utgående vattnet från biofilmreaktorn och biotornet leds till en sedimenteringsbassäng där bottenslam och flytslam avskiljs från vattnet. Slammet pumpas till en slamförtjockare för att därefter transporteras med slambil till det kommunala reningsverket i Uppsala för rötning.

Beteckningar för aktuella provtagningspunkter av processavloppsvattnet redovisas i tabell 1. Provtagningspunkternas lokalisering är markerad i bilaga 2, där även analysprogrammet för utförda analyser under examensarbetet redovisas.

Tabell 1. Provtagningspunkter och innebörd.

Beteckning	Förklaring
IN R2	Totala inflödet till reningsverket, vilket är samma flöde som når utjämningsstanken (blivande biofilmreaktor).
IN BF	Inflödet till biofilmreaktorn.
UT BF	Utflödet ur biofilmreaktorn.
UT R1	Det totala utflödet från reningsverket. Flödet är en blandning av vatten från både biotornet och biofilmreaktorn. Vattnet leds till det kommunala reningsverket i Uppsala, Kungsängsverket.

2.2. Planerad processutformning

I januari år 2007 skall en större om- och tillbyggnad av reningsverket vara slutförd. Som ett första led i ombyggnationen byggdes den befintliga utjämningsstanken om till en biofilmreaktor vid årsskiftet 2004/2005. Det innebär att reningsverket skall fungera i omkring två år med en mycket begränsad utjämningsvolym. När det nya reningsverket står klart kommer det att finnas två utjämningsstankar på sammanlagt 3000 m³. Två tredjedelar av denna volym kommer att användas för utjämnning med avseende på koncentration och den resterande volymen kommer att användas till flödesutjämnning. Detta kommer att möjliggöra ett stabilare och bättre reningsresultat. Den nuvarande bufferttanken skall i framtiden utgöra en beredskapstank.

Utöver denna biofilmreaktor skall ett flertal förbehandlingsprocesser byggas. Dessa skall förbehandla processavloppsvattnet innan det når den biologiska reningen. Det skall även utföras ett försök med dosering av en delström från tankarna T10 och T11 till biofilmreaktorn, kallad T10-dosering. Ett liknade doseringsförsök med det befintliga biotornet har genomförts. Då delströmmen innehåller mesityloxid bildades merkaptan vid reaktion med svavelväte under det anaeroba (syrefria) förhållandet som uppstår i den innersta delen av biofilmen. Detta resulterade i en mycket dålig lukt. I biofilmreaktorn är risken för ett anaerobt förhållande i slammet på bärarmaterialet mindre till följd av kraftig luftning i kombination med ett relativt tunt lager slam på bärarmaterialet.

Den idag befintliga slamhanteringen kommer inte att finnas under ombyggnadsperioden då sedimenteringsanläggningen skall ge plats åt nybyggnationen. Det är heller inte klart hur slamhanteringen skall skötas när det nya reningsverket står klart. Enligt pågående diskussion skall slammet avledas med det behandlade processavloppsvattnet och avskiljas i det kommunala reningsverket.

Ett mål med den nya reningsanläggningen är att delströmmen från tankarna T10 och T11 med rester från lösningsmedelåtervinningen skall kunna behandlas lokalt istället för att som idag destrueras. Ytterligare en förändring är att Pfizer skall förbehandla sitt processavloppsvatten innan det leds till GE Healthcares reningsverk.

2.3. Utsläppsvillkoren för det behandlade processavloppsvattnet

Utsläppsvillkoren för det utgående och behandlade processavloppsvattnet har från år 1983 fram till ombyggnadsperioden uttryckts i COD_{tot} per dygn respektive per vecka. Under ombyggnadsperioden kommer ett preliminärt utsläppsvillkor uttryckt som ett månadsmedelvärde av DOC per dygn att gälla.

I tillståndet för verksamheten som gällt sedan år 1983 har kravet på maximalt utsläpp av organiska ämnen varit 5250 kg COD_{tot}/dygn och 10500 kg COD_{tot}/vecka. Hur kraven för det nya reningsverket kommer att se ut är ännu inte fastställt. Dock kommer kraven att omfatta fler parametrar än vad det tidigare utsläppsvillkoret gjorde, däribland kväve och fosfor. Under ombyggnadsperioden är det föreslagna villkoret ett månadsmedelvärde på 750 kg DOC/dygn.

2.4. Bärarmaterial

2.4.1. Bärarmaterial i befintlig biofilmreaktor

I den befintliga biofilmreaktorn finns bärarmaterialet Natrix modell C2, se figur 1. Flänsarna inuti cylindern är skyddade från yttre nötning och utgör en stor yta för biologisk tillväxt. Bärarmaterialet virvlar omkring i reaktorn till följd av kraftig luftning av vattnet. Flera galler förhindrar bärarna från att lämna biofilmreaktorn. Biofilmreaktorn behandlar en genomsnittlig processavloppsvattenvolym på approximativt 13 m³/timme och fungerar som en ren biofilmprocess utan slamrecirkulation. Natrix-bärarna är speciellt utvecklade för behandling av kraftigt förorenat industriellt avloppsvatten. Särner (1998) påpekar att rörligt bärarmaterial i kombination med mycket höga föroreningshalter kan resultera i en mer än dubbelt så hög slamproduktion, i jämförelse med drift av en konventionell aktivslamprocess.



Figur 1. Bärarmaterialet Natrix modell C2 (Anox AB, 2003).

Bärarmaterialet består av högdensitetspolyeten med en viss andel kalk för att ändra dess densitet. Cylinderns längd är 30 mm och dess diameter är 36 mm. Omkring 25000 enheter ryms i en kubikmeter och ytan för biologisk tillväxt motsvarar då $220 \text{ m}^2 \pm 1 \%$ (Anox AB, 2003).

Enligt Särner (1998) kan upp till 70 % av reaktorvolymen fyllas med bärare. En sådan fyllnadsgrad skulle vid GE Healthcare motsvara en yta för biologisk tillväxt på 40040 m^2 . Särner betonar dock att den normalt maximala fyllnadsgraden som används är omkring 50 % vilket även gäller vid GE Healthcare. Denna fyllnadsgrad motsvarar en yta för biologisk tillväxt på 28600 m^2 .

2.4.2. Bärarmaterial i planerad biofilmreaktor

När den andra utjämningsstanken fylldes med bärarmaterial vid årsskiftet 2004/2005 användes en annan typ än Natrix modell C2. Vid ett tidigare pilotförsök utfört under året 2002 till och med juni år 2003 användes en modell kallad Natrix modell O, vilken kommer att användas i den planerade biofilmreaktorn (figur 2). Modellen har en större yta för biologisk tillväxt och ytan är mer skyddad mot mekanisk nötning.

Bärarmaterialet består av högdensitetspolyeten eller högdensitetspolypropylen med en viss inblandning av kalk för densitetsjustering. Cylinderns längd är 50 mm och dess diameter är 60 mm. En kubikmeter rymmer omkring 4400 bärare vilket motsvarar en yta för biologisk tillväxt på $300 \text{ m}^2 \pm 1 \%$. Deras livslängd är över 20 år om de är placerade i en ståltank med släta väggar (AnoxKaldnes AB, 2004).



Figur 2. Bärarmaterialet Natrix modell O (AnoxKaldnes AB, 2004).

Den större ytan medför att fyllnadsgraden 37 % är tillräcklig för att erhålla samma yta för biologisk tillväxt som med det redan använda bärarmaterialet Natrix modell C2. Det gör det möjligt att vid framtida behov öka ytan för biologisk tillväxt genom att öka antalet bärare i tanken.

2.5. Närsalter

För att säkerställa mikroorganismernas behov tillsätts kväve och fosfor vid GE Healthcares reningsverk, vilket skiljer sig från kommunala reningsverk. Närsalterna doseras med en flödesproportionell doseringspump mellan provtagningspunkten IN R2 och bufferttanken, se bilaga 1. Det använda närsaltet Nutriol NP 5 innehåller en lösning av kväve och fosfor som är lättillgänglig för mikroorganismerna. Bionäringens sammansättning framgår av tabell 1.

Tabell 1. Närsaltssammansättningen i Nutriol NP 5 (HydroCare, 2001).

Substrat		Halt i %
Kväve	Totalt	20,8 ± 1
	varav Urea-N	15,2
	NH ₄ ⁺ -N	2,8 ± 0,3
	NO ₃ ⁻ -N	2,8
Fosfor	PO ₄ ²⁺ -P	3,6 + 0,3 eller -0,2

Bionäringens resterande komponent är vatten. Förhållandet mellan Urea-N, NO₃⁻-N samt PO₄²⁺-P (alltså N/P) är 5 och därav namnet. NO₃⁻-N används som biologisk oxidant för att undvika syreunderskott i den biologiska nedbrytningsprocessen (HydroCare, 2001). Kvävekoncentrationen i biofilmreaktorn bör inte understiga 2,5 mg/liter samtidigt som fosforkoncentrationen inte bör vara lägre än 1 mg/liter (Tennander, 2004-09-23).

3. Aerob avloppsvattenbehandling

3.1. Biofilmprocessen – historik och utveckling

Vid biologisk rening är det mikroorganismerna som konsumerar organiskt material. Till mikroorganismer räknas bakterier, mögel- och jästsvampar, protozoer samt alger. Av dessa är det bakterierna som har den största betydelsen för den biologiska reningen (Balmér et al., 1992). Mikroorganismer kännetecknas av att de endast består av en enda cell eller av en cellansamling. Det innebär att alla celler innehåller samma information och inte som hos högre utvecklade organismer där cellerna är specialiserade (Carlsson och Hallin, 2003). Protozoerna är högre utvecklade mikroorganismer som livnär sig på frisvävande bakterier och till denna grupp räknas bland annat flagellater och ciliater (Balmér et al., 1992).

I slutet av 1800-talet började biologisk rening att införas som metod för att reducera halten syreförbrukande organiska ämnen i vattnet. Den vanligaste metoden var då den biologiska biobädden där en så kallad biofilmprocess utnyttjas. Vid biofilmprocessen konsumerar mikroorganismer organiska ämnen och syre vilket medför att syrekonsumtionen inte behöver ske i recipienten. Några årtionden efter biobäddens införande utvecklades aktivslamprocessen som är en betydligt mer flexibel reningsmetod, men samtidigt en känsligare metod. Aktivslamprocessen är en biologisk reningsprocess vilken består av en luftningsbassäng och en sedimenteringsbassäng. Slam från sedimenteringsbassängen returneras till luftningsbassängen för att bibehålla en tillräckligt hög slamhalt vid processen. Under de senaste decennierna har en ny typ av den redan befintliga biofilmprocessen utvecklats. Den stationära biobädden har ersatts av rörliga kroppar med stor yta för biologisk tillväxt. En kraftig luftning av reaktorvolymen gör att kropparna virvlar runt i vattnet samtidigt som biologisk nedbrytning sker. Denna teknik har två egentliga användningsområden. Det ena är att använda tekniken för att förstärka en aktivslamprocess genom att den ökar slamhalten i reaktorn utan att belasta efterföljande sedimenteringsbassäng. Det andra är att låta tekniken vara en ren biofilmprocess utan slamrecirkulation (Särner, 1998).

Bruket av rörligt bärarmaterial som biofilmprocess är idag en väl beprövad och etablerad teknik som har använts i över 20 år. På marknaden finns åtskilliga typer av system och olika varianter av bärare. Processen används både vid rening av industriellt och kommunalt avloppsvatten. En klar fördel med processtekniken är att biofilmprocessen kan installeras i redan befintliga anläggningar, t.ex. i en luftningsbassäng eller i en utjämningsstank. Härigenom kan en ökad reningskapacitet skapas utan att en tillbyggnad av anläggningen måste göras (Särner, 1998).

3.2. Bakterier

Bakteriernas storlek kan variera mellan någon tiondels upp till flera mikrometer. De förökar sig genom celledelning och de flesta bakterietyperna är heterotrofa, d.v.s. att cellerna måste kunna nybilda organisk substans för att tillväxa, föröka sig samt ersätta förbrukat material. För denna så kallade syntetisering krävs det både energi och organiskt material som kol. Andra nödvändiga byggstenar för bakteriernas tillväxt är syre, väte samt kväve. Därutöver är fosfor, svavel samt flera olika metaller betydelsefulla för cellens funktion (Carlsson och Hallin, 2003). Enligt Carlsson (1997) är det först när koncentrationen löst syre understiger 2 mg/l som bakterierna påverkas negativt. Även Särner och Thulin (1990, s. 152) anger halten 2 mg O₂/l som nödvändig för att bakterierna skall trivas.

Den energi som bakterierna behöver för sin tillväxt utvinns vid den aeroba (syrerika) nedbrytningsprocessen i den biologiska reningen. Detta är unikt för bakterier. Vanligtvis är energikällan solljus, men något sådant finns inte i biofilmreaktorn. Vid nedbrytningen oxiderar mikroorganismerna organiskt material i flera delreaktioner med koldioxid, vatten och biokemisk energi som slutprodukter (Balmér et al., 1992). Oxidationsmedlet är den fria syrgasen i vattnet och dess uppgift är att fånga upp frigjorda elektroner från nedbrytningsprocessen. Det betyder att det organiska materialet har oxiderats till koldioxid och syret har reducerats till vatten (Carlsson och Hallin, 2003).

De faktorer som har störst inverkan på bakteriernas tillväxt är tillgången på näringsämnen samt temperaturen. Utöver dessa faktorer har exempelvis pH en inverkan på deras tillväxt (Carlsson och Hallin, 2003). Den kemiska reaktionshastigheten ökar med ökad temperatur upp till en viss gräns. Detta gäller även för de biokemiska reaktioner som sker i levande celler med hjälp av katalysatorer (enzymmer). Vid en alltför kraftig temperaturhöjning förstörs enzymerna och den med temperaturen ökande reaktionshastigheten motverkas därmed (Balmér et al., 1992). Temperaturen har störst betydelse för biologiska reningssystem som är högbelastade. Enligt Carlsson (1997) är den ideala temperaturen för nitrifikation i en aktivslamprocess 30°C. En temperatursänkning medför att både bakterietillväxt- och reaktionshastigheten avtar (Särner och Thulin, 1990). Karlberg, Engberg och Ekblom (1993) framhåller att en temperatur på 8°C är fullt tillräcklig för att erhålla en fullgod nitrifikation (nedbrytning i syrerik miljö). Bakteriernas tillväxthastighet fördubblas för approximativt varje tiogradensökning tills den optimala temperaturen är nådd (Prescott, Harley and Klein, 1996). Generellt sker optimal tillväxt inom ett mycket snävt intervall avseende temperatur och pH även om bakterien överlever inom ett mycket vidare intervall. Temperaturer lägre än den optimala har större inverkan på tillväxthastigheten än överstigande temperaturer. Bakterierna delas generellt in i tre grupper där varje grupp har ett optimalt temperaturintervall för dess tillväxthastighet. Grupperna kallas psykrofila, mesofila samt termofila och presenteras i tabell 2 tillsammans med dess respektive optimala temperaturintervall (Metcalf and Eddy, 1991). Om temperaturen understiger de lägsta temperaturerna upphör tillväxten fullständigt, men organismerna dör dock inte. Om temperaturen däremot överstiger de högsta temperaturerna dör organismerna (Nielsen och Permin, 2001).

Tabell 2. Tre typiska temperaturintervall för olika bakterier.

Bakterietyp	Temperatur [°C]	
	Intervall	Optimalt intervall
Psykrofila	-10 – 30	12 – 18
Mesofila	20 – 50	25 – 40
Termofila	35 – 75	55 – 65

Varje bakterietyp har ett optimalt pH-värde, generellt vid pH 7. Ju närmare pH-värdet ligger det för bakterien optimala värdet, desto snabbare tillväxer den. Vid pH-värden över 8,5 avtar generellt den mikrobiella aktiviteten snabbt för att nästan helt upphöra vid pH-värden överstigande 10. Bakteriernas aktivitet avtar också snabbt vid lägre pH-värden än 6 (Balmér et al., 1992). Enligt Carlsson (1997) ligger mikroorganismernas optimala pH-intervall mellan 7,5 och 8,5 medan Metcalf och Eddy (1991) menar att det optimala intervallet är 6,5 till 7,5. Särner och Thulin (1990) anser att ett något högre pH än 7 är optimalt samtidigt som pH-värden upp till 8 inte har någon negativ inverkan på mikroorganismerna. De anser även att bakterierna kan anpassa sig till miljöer med så låga pH-värden som 6 till 5,5.

Förutom att bakterierna kan störas av ogynnsamma temperaturer och pH-värden kan de störas av direkt giftiga ämnen (starkt oxiderande ämnen) och av höga halter ammonium eller nitrat med toxisk inverkan (Särner och Thulin, 1990). Även Karlberg, Engberg och Ekblom (1993) redogör för att ammonium är giftigt för många vattenlevande organismer när det förekommer i höga halter. Inga uppgifter har hittats om vilka ammoniumhalter som är toxiska. I artikeln av Karlberg, Engberg och Ekblom (1993) framkommer det dock att den ingående genomsnittliga ammoniumkoncentrationen 109 mg/l inte är toxiskt.

Vid biologisk rening består bakteriekulturen av en ständigt föränderlig blandkultur med upp till flera hundra olika bakterietyper, allt beroende på avloppsvattnets livsmiljö och sammansättning (Balmér et al., 1992). Bakteriernas ständiga anpassning efter förutsättningarna är positiv för reningsprocessen. Bakteriekulturen anpassar sig ständigt till processavloppsvattnets fortlöpande förändring av sammansättningen. Likaså gör bakteriernas konkurrenssituation att bakterierna med den snabbaste tillväxthastigheten och som därmed omsätter föroreningarna snabbast blir de dominerande. Närvaro av få olika typer av mikroorganismer är ett tecken på hög belastning eller näringsbrist av främst fosfor och kväve (Eikelboom and van Buijsen, 1983).

3.3. Mikroskopering av slammet

Slammet i den biologiska reningen består av mikroorganismer och kallas bioslam. Ett sätt att undersöka mikroorganismernas sammansättning är att studera slammet i mikroskop. Där kan flockarnas struktur, form och sammansättning studeras liksom närvaron av filament vilket är en trådformad struktur av bakterier (Eikelboom and van Buijsen, 1983).

Mikroskopering utförs med fördel regelbundet för att åskådliggöra förändringar i slammets sammansättning och för att därmed möjliggöra en optimering av reningsprocessen. Då slamkarakteristika förändras relativt snabbt efter att slammet avlägsnats från sin ordinarie miljö är det viktigt att slammet är så färskt som möjligt när mikroskoperingen utförs. Detta är speciellt viktigt när belastningen är hög och då bör mikroskoperingen starta inom två till tre dagar. Bärarmaterialet skall då ha förvarats svalt i 4-7°C (Eikelboom and van Buijsen, 1983).

3.3.1. Förekommande mikroorganismer i biofilmreaktorn

En beskrivning av de mikroorganismer som förekommer i biofilmreaktorn presenteras i tabell 3.

Tabell 3. Beskrivning av mikroorganismerna som förekommer i biofilmreaktorn.

Mikroorganism	Kortfattad beskrivning av mikroorganismen
Ciliater	Protozoer. Encelliga organismer med ett tätt lager av cilier som används till förflyttning och för att virvla till sig föda (bakterier). Eukaryoter som har cellkärna och organeller, exempelvis mitokondrier. Ciliaterna räknas till de högst utvecklade bland protozoerna (Nielsen och Permin, 2001). De kan vara frisvävande och fastsittande, kallas då klockdjur (Röttorp, 1999). Deras storlek är omkring 50 µm.
Flagellater	Protozoer. Encelliga organismer, vissa med en lång flagell (trådlikt utskott) till förflyttning. Eukaryoter som har cellkärna och organeller (Röttorp, 1999). De är mindre i storlek än ciliaterna, omkring 10 µm. Flagellaterna anses vara de mest primitiva protozoerna. De livnär sig på bakterier eller nedbrytningsprodukter från bakterier (Nielsen och Permin, 2001).
Bakterier	En mängd olika bakterier som finns i flockar eller är frisvävande. Vissa av de funna var kocker (runda/ovala, 2 µm) andra stavar (avlånga, 10-20 µm). Bakterier är prokaryota celler som saknar organeller och däribland cellkärna. Heterotrofer kallas de bakterier som utvinner energi ur organiskt material. Kemoautotrofer utvinner energi från oorganiska föreningar, t.ex. nitrifierande bakterier som utvinner sin energi genom att oxidera ammoniumkväve till nitratkväve (Röttorp, 1999). Vid ett tillfälle med låg halt löst syre kunde en spiralformad bakterie (spirill) observeras vid mikroskoperingen. Spiriller är ett tecken på syrefattig miljö.
Kvalster	Spindeldjur som är 0,08 – 0,3 mm. Observerades endast vid ett tillfälle.

3.4. Föroreningsparametrar

Nedan följer en kort beskrivning av de föroreningsparametrar som mäts vid GE Healthcare och som behandlas i rapporten. Organiska ämnen kännetecknas av att de är uppbyggda av kol. Även andra grundämnen såsom syre, fosfor, kväve och järn kan ingå i de organiska ämnena. Utöver de vanligast förekommande organiska ämnena finns även så kallade specifika organiska ämnen som är ett samlingsnamn för ett flertal syntetiska organiska ämnen. Dessa ämnen kan förekomma i bland annat lösningsmedel. Vanligast är att summaanalyser används istället för att utföra detaljerade analyser av enskilda ämnen. Det finns ett antal olika parametrar (COD, TOC och BOD₇) som beskriver mängden organiskt material i avloppsvattnet. Gemensamt för dem är att recipienter som tvingas ta emot en för stor mängd organiska ämnen kan drabbas av allvarlig syrebrist. Syrebristen är ett resultat av den syrekonsumerande nedbrytningen som fortsätter i recipienten (Carlsson, 1997).

3.4.1. COD – kemisk syreförbrukning

COD – Chemical Oxygen Demand eller kemisk syreförbrukning är ett mått på syreförbrukningen vid fullständig nedbrytning av organiskt material. Principen för COD-analysen är att ett starkt oxidationsmedel sätts till en viss mängd avloppsvatten, varefter mängden förbrukat oxidationsmedel bestäms för att därefter omräknas till förbrukat mängd syre angivet i mg O₂/m³ (Carlsson, 1997). Då kyvetttesten för COD innehåller kvicksilver pågår en övergång till analys av TOC.

3.4.2. TOC – totalt organiskt kol

TOC – Total Organic Carbon eller totalt organiskt kol är ett mått på den totala mängden organiska föroreningar i ett avloppsvatten (Carlsson, 1997). Den mest brukliga metoden är att oxidera provet för att därefter mäta den bildade koldioxiden (Svenska Kommunförbundet, 1996). Metoden är snabb och har blivit populär. Vissa resistent organiska föreningar oxideras dock inte vid TOC-analysen varför den uppmätta koncentrationen av TOC kan vara något lägre än den faktiska koncentrationen i vattenprovet (Metcalf and Eddy, 1991).

3.4.3. BOD – biokemisk syreförbrukning

BOD – Biochemical Oxygen Demand eller biokemisk syreförbrukning är ett mått på andelen lättnedbrytbart organisk material. Vid analysen blandas avloppsvatten med syrerikt vatten vilket därefter får stå mörkt i 20°C. Efter sju dygn mäts mikroorganismernas syreförbrukning med avseende på löst syre, vilken orsakats av den biokemiska oxidationen av organiskt material. Ett värde på BOD₇ uttryckt i g O₂/m³ erhålls. Då lättnedbrytbart material bryts ned snabbt är BOD främst ett mått på hur den lokala recipienten påverkas av ett utsläpp. Mer svårnedbrytbara ämnen sprids över större områden och påverkar därmed inte närområdet för utsläppet i lika stor utsträckning (Carlsson, 1997).

3.4.4. SS – Suspenderad substans

Enligt svensk standard utgörs den suspenderade substansen av de partiklar som vid filtrering av avloppsvattnet fastnar i ett glasfiberfilter med porstorlek 1,6 µm. Andra beteckningar är suspenderade ämnen, suspenderat material och partikulärt material. Vid GE Healthcare utgörs den suspenderade substansen av bioslam vilket innehåller såväl närtsalter (bundet i mikroorganismerna) som organiskt material (Jacobsson, 2004).

3.5. Betydelsefulla parameterförhållanden

3.5.1. Förhållandet COD/BOD₇

Förhållandet mellan COD och BOD₇ avslöjar hur lättnedbrytbart avloppsvattnet är. Om kvoten COD/BOD₇ understiger värdet två indikerar detta att vattnets innehåll är lättnedbrytbart. Ju högre kvot, desto besvärligare nedbrytningsprocess av avloppsvattnet (Carlsson, 1997). Att halten av COD är högre i ett avloppsvatten än halten av BOD beror på att fler föreningar är kemiskt oxiderbara än biologiskt oxiderbara (Metcalf and Eddy, 1991).

Kvoten COD/BOD₇ kan som lägst vara 1,5 vilket framgår av följande exempel. Vid två parallellt utförda analyser av COD respektive BOD₇ för ett ämne som det teoretiskt krävs tre gram syre för att oxidera, blir resultatet tre gram vid COD-analysen och två gram vid BOD-analysen. Mellanskillnaden har gått åt till uppbyggnad av biomassa. Alltså kan kvoten som lägst bli 1,5 (Carlsson, 1997).

3.5.2. Förhållandet COD/TOC

Det förekommer inte något bestämt förhållande mellan COD och TOC. Så länge COD-värdet överstiger TOC-värdet är förutsättningen god för en bra reningsprocess. Vanligtvis ligger kvoten COD/TOC mellan ett och fem. Detta är alltså främst en kontrollkvot för att se att rätt förhållande råder. Kvoten säger även en del om hur de oxiderande respektive reducerande föreningarna i processavloppsvattnet är. Ju kraftigare reducerat ett ämne är desto högre blir kvoten (Carlsson, 1997).

4. Metoder och utförda undersökningar

För att kartlägga hur reduktionen av organiskt material i biofilmreaktorn påverkas av olika organiska belastningar samt av olika processparametrar utfördes ett flertal försök;

- a. Kartläggning av hur reduktionsgraden av organiskt material i biofilmreaktorn har varierat under olika tidsperioder. För detta utfördes två försök:
 - ett kapacitetsförsök (kallat kapacitetsförsöket) där flödesfördelningen över biofilmreaktorn successivt ökades för att öka flödesbelastningen och därmed den organiska belastningen på biofilmreaktorn.
 - ett kapacitetsförsök där en delström med högt organiskt innehåll från lösningsmedelsåtervinningen doserades till biofilmreaktorn (kallat T10-försöket).
- b. Kartläggning av hur driftparametrarna flöde, vattentemperatur, pH, närsalter, koncentration löst syre, suspenderad substans, mikrobiell aktivitet samt kvoten COD/BOD₇ har varierat i biofilmreaktorn sedan biofilmreaktorn togs i drift under hösten år 2003.
- c. Kartläggning av de redan nämnda processparametrarnas dygnsvariationer i det utgående flödet från biofilmreaktorn (kallat dygnsprovtagningar).

4.1. Kartläggning av den organiska belastningen, reduktionen och flödesbelastningen över biofilmreaktorn

En av avsikterna med examensarbetet var att bestämma biofilmreaktors reduktionskapacitet med avseende på organiska ämnen. En kartläggning av reduktionen i biofilmreaktorn med avseende på COD_{löst} genomfördes. Kartläggningens syfte var att åskådliggöra biofilmreaktors funktion vid olika organiska belastningsnivåer. Studien utgick ifrån fyra skilda tidsperioder;

- | | |
|---------------------------|--|
| ○ Hösten år 2003 | 8 september till och med 21 december, år 2003. |
| ○ Första halvåret år 2004 | 6 januari till och med 5 juli, år 2004. |
| ○ Kapacitetsförsöket | 17 augusti till och med 3 oktober, år 2004. |
| ○ T10-försöket | 10 november till och med 21 december, år 2004. |

En illustrativ jämförelse utfördes av den organiska belastningen och reduktionen i biofilmreaktorn för samtliga tidsperioder tillsammans med en sammanställning av de genomsnittliga belastningarna och reduktionerna, standardavvikelsena samt extremvärdena. Observera att analyserna av koncentrationen organiska ämnen i processavloppsvattnet utfördes på ofiltrerade vattenprover under första halvåret år 2004, medan de utfördes på filtrerade vattenprover under de övriga tidsperioderna. För att erhålla ett mått på hur mycket högre det organiska innehållet var i de ofiltrerade vattenproverna genomfördes en jämförelse av COD-innehållet i ofiltrerade och filtrerade vattenprover från provtagningspunkten IN BF. Beräkningen baserades på mycket begränsad data från parallellt utförda analyser från den 10 november till och med den 9 december år 2004, med undantag för helgerna då data saknades.

Enligt försäljaren av bärarmaterialet är en reduktionsgrad på 65 % rimlig och därför anses denna reduktionsgrad vara önskvärd. Av den anledningen kartlades antalet dagar med en högre reduktionsgrad än 65 % respektive 70 % för att få ett mått på hur god reduktionen varit i biofilmreaktorn under alla tre tidsperioderna, d.v.s. undantaget första halvåret år 2004. Vid studien användes data över mängden COD_{löst} i det ingående och utgående flödet från biofilmreaktorn (IN BF och UT BF). Skillnaden i organiskt material motsvarar reduktionen i biofilmreaktorn. Reduktionerna omräknades till procent varefter de sorterades efter storleksordning. De sorterade reduktionerna för respektive tidsperiod illustrerades i ett diagram tillsammans med reduktionsnivåerna 65 och 70 %. Andelen dagar med en reduktionsgrad överstigande de två reduktionsgraderna beräknades även numeriskt. Anledningen till att första halvåret år 2004 utslöts vid kartläggningen var omständigheten att analyserna av organiskt material hade utförts på ofiltrerade vattenprover och därmed inte var jämförbara med de övriga resultaten.

För samtliga tidsperioder beräknades genomsnittliga belastningar och reduktioner för tre olika organiska belastningsintervall. Intervallen var $0,5 \leq X < 4$, $4 \leq X < 7$ samt $7 \leq X < 12$, avseende kg COD_{löst}/m³. Syftet var att kunna avgöra om reduktionen av organiskt material avtar vid sporadiskt förekommande höga organiska belastningar.

För att erhålla ett mått på hur lättnedbrytbart det organiska innehållet i processavloppsvattnet varit i biofilmreaktorn jämfördes kvoten COD/BOD₇ i ingående (IN BF) och utgående flöde (UT BF). Tillgänglig data medgav en jämförelse under tidsperioden 16 augusti till och med 21 december året 2004.

4.1.1. Kapacitetsundersökning av biofilmreaktorn (Kapacitetsförsöket)

Syftet med kapacitetsförsöket var att skapa en ökad organisk belastning på biofilmreaktorn med flödet som instrument. Under försöket ökades flödesbelastningen på biofilmreaktorn successivt under en period om åtta veckor. Därmed varade den högre belastningen under en längre och mer sammanhängande tidsperiod. Målet med försöket var att utifrån insamlad data kunna urskilja en organisk belastningsnivå där reduktionsgraden avtog.

Belastningsökningarna var planerade att utföras med tvåveckorsintervall. Sedan biofilmreaktorn togs i drift under hösten året 2003 har det utgående flödet från utjämningsstanken fördelats jämnt mellan biofilmreaktorn (IN BF) och biotornet (IN R1). När kapacitetsförsöket inleddes ökades belastningen på biofilmreaktorn till 65 % av det totala flödet (IN R2). Programmet för de planerade successiva ökningarna av flödet över biofilmreaktorn redovisas i tabell 4. För att inte helt avbryta driften av biotornet måste ett litet flöde (2 m³/timme) ständigt belasta biotornet, varför den maximala flödesbelastningen på biofilmreaktorn bestämdes till 95 %.

Tabell 4. De planerade ökningarna av flödesbelastningen på biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket.

Datum för flödesförändring (år 2004)	Flödesbelastning på biofilmreaktorn [%]	Orsak till förändringen av flödesbelastningen på biofilmreaktorn
17 augusti	65	Kapacitetsförsöket påbörjas.
31 augusti	80	Planerad ökning av flödesbelastningen.
14 september	90	Planerad ökning av flödesbelastningen.
28 september	95	Planerad ökning av flödesbelastningen.
12 oktober	50	Kapacitetsförsöket avslutas.

För vardera flödesbelastning beräknades den genomsnittliga belastningen med motsvarande reduktion. Detta för att kunna avgöra om en långvarig högre belastning har negativ inverkan på reduktionen av organiskt material. De verkliga förändringarna av flödet över biofilmreaktorn sammanställdes i tabellform.

4.1.2. Dosering av rester från lösningsmedelsåtervinningen till biofilmreaktorn (T10-försöket)

Ytterligare ett försök användes vid kartläggningen av hur reduktionen av organiskt material påverkas av olika organiska belastningar. Försöket kallas här T10-försöket och innebar dosering av delströmmen från tankarna T10 och T11 (kallad T10-dosering). Delströmmen består bland annat av rester från lösningsmedelsåtervinningen (LÅV-anläggningen). Enligt en kartläggning av innehållet i tankarna T10 och T11 utförd år 1999 framgick det att den organiska koncentrationen med avseende på COD_{löst} är approximativt tio gånger högre i delströmmen jämfört med i det övriga processavloppsvattnet (Rudenholm och Magnusson, 1999). Alltså borde ett högt ingående flöde av processavloppsvatten i kombination med dosering av delströmmen med högt organiskt innehåll resultera i en högre organisk belastning på biofilmreaktorn än vid ordinarie drift. Förhoppningen var att den organiska belastningen skulle bli tillräckligt hög för att kunna avgöra biofilmreaktors maximala reduktionskapacitet med avseende på COD_{löst}. Doseringen av delströmmen från tankarna T10 och T11 utfördes precis före flödesprovtagaren IN BF, se bilaga 2. Programmet för den planerade T10-doseringen till biofilmreaktorn under T10-försöket redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Programmet för de planerade doseringarna av delströmmen från tankarna T10 och T11 till biofilmreaktorn under T10-försöket år 2004 (Tennander, protokoll 2004-09-27). Varje datum motsvarar en förändring av doseringen eller flödesbelastningen. Ingen T10-dosering förekom under helgerna (fredag eftermiddag till måndag morgon).

Datum för doseringsförändring	T10-dosering till biofilmreaktorn [liter/minut]	Flödesbelastningen på biofilmreaktorn [m ³ /timme], eller [flödeskvotning i % av totalt flöde]
Måndag 18 okt	0,4	12,5
Torsdag 21 okt	0,8	12,5
Måndag 25 okt	1,2	12,5
Torsdag 28 okt	2,4	12,5
Måndag 1 nov	3,2	12,5
Torsdag 4 nov	4,0	12,5
Måndag 8 nov	4,0	Kvotning

Från och med måndagen den 8 november skall den maximala T10-doseringen (4 liter/minut) kombineras med en successivt ökande flödesfördelning över biofilmreaktorn. Den ökande flödesbelastningen skall följa samma princip som flödesfördelningen mellan biofilmreaktorn och biotornet under kapacitetsförsöket (65, 80, 90 samt 95 %). Ökningstakten av flödesfördelningen över biofilmreaktorn skall anpassas till hur väl reduktionen av organiskt material bibehålls under försöket. Den maximala doseringen tillsammans med ökningen av flödesbelastningen skall fortgå under sex veckor.

4.1.3. Kartläggning av det ingående flödet till biofilmreaktorn

Då flödet kan påverka den organiska belastningen och därmed indirekt reduktionen av organiskt material kartlades flödet in till biofilmreaktorn. En sammanställning av de verkliga flödesbelastningarna över biofilmreaktorn utfördes och utgången av flödesfördelningen mellan biofilmreaktorn och biotornet illustrerades i ett diagram. Flödet IN BF beräknades i procent av det totala inkommande flödet till reningsverket (IN R2). Syftet med jämförelsen var att åskådliggöra hur väl flödesbelastningen på biofilmreaktorn stämde med den inställda flödesfördelningen mellan biofilmreaktorn och biotornet.

Inflödet till biofilmreaktorn illustrerades för de fyra tidsperioderna, både som dygnsmedelflöde och sjudygnsmedelflöde. Även en sammanställning av de genomsnittliga flödena, standardavvikelserna samt de extrema värdena (de högsta respektive lägsta uppmätta dygnsmedelflödena) utfördes för respektive tidsperiod. Tidsperioderna från vilka data användes vid beräkningen avseende IN BF redovisas i tabell 6.

Tabell 6. De fyra kartlagda tidsperioderna avseende flödesdata från provtagningspunkterna IN BF och IN R2. Under dagarna då data saknades pågick underhåll av reningsverket med driftsuppehåll som följde.

Tidsperiod	IN BF	IN R2
Hösten år 2003	4/9-22/12	1/1-31/12, ej 14/7-27/7
Första halvåret år 2004	6/1-7/7	1/1-31/12, ej 6/7-25/7
Kapacitetsförsöket	17/8-3/10, år 2004.	-
T10-försöket	10/11-22/12, år 2004.	-

Förutom flödets dygnsvariationer finns stora skillnader i flödesvariationerna under vardagar och helger. Detta är en naturlig följd av en lägre produktion under helgerna. Av den anledningen utfördes en kartläggning av det totala flödet in till reningsverket under vardagarna respektive helgerna för respektive månad under året 2004. Studien baserades på dygnsmedelvärden från provtagningspunkten IN R2, tabell 6. Ett årsmedelvärde av den procentuella flödesskillnaden under vardagar respektive helger beräknades.

Under ombyggnadsperioden kommer det totala inflödet till reningsverket att fördelas mellan två biofilmreaktorer. En kartläggning av den genomsnittliga årsflödesbelastningen för åren 2003 och 2004 utfördes. Även en månadsvis jämförelse av månadsmedelflödet för respektive år kartlades. Studien baserades på dygnsmedelvärden från provtagningspunkten IN R2, vilken motsvarar det totala inflödet till reningsverket (tabell 6). Därtill kartlades uppehållstiden i biofilmreaktorn under de fyra tidsperioderna till följd av att inflödet till biofilmreaktorn påverkar uppehållstiden i biofilmreaktorn. Den genomsnittliga uppehållstiden inverkar på reduktionsgraden av organsikt material och studerades under de olika tidsperioderna.

4.2. Kartläggning av temperaturvariationerna i biofilmreaktorn

En kartläggning av temperaturvariationerna i utjämningsstanken och biofilmreaktorn utfördes. All temperaturdata kommer från kontinuerligt registrerade minutmedelvärden. Dessa registrerades av en kombinerad givare för temperatur och pH av modellen SensoLyt 700 IQ pH/ORP (temperaturgivarens noggrannhet $\pm 0,1$ K). Homogen temperatur hos vattenmassan i utjämningsstanken och i biofilmreaktorn antogs. Temperaturen i utjämningsstanken mäts i recirkulationsflödet. Då utjämningsstanken byggdes om till en biofilmreaktor vid årsskiftet 2004/2005 är temperaturvariationerna i denna av stort intresse. Temperaturen avspeglar hur stora temperaturvariationerna kommer att vara i de två biofilmreaktorerna vid parallelldrift. Det är även känt att den biologiska aktiviteten vid biofilmprocessen kan höja vattentemperaturen ett par grader. Registreringen av temperaturdata påbörjades i slutet av september år 2004 varför mängden mätdata var begränsad. Mätdata för december år 2004 omfattade tidsperioden från den 1 till och med den 21 december.

Minutdata för vattentemperaturen i utjämningsstanken respektive biofilmreaktorn jämfördes under månaderna september till och med december år 2004. Detta för att studera hur väl vattentemperaturen i biofilmreaktorn korrelerar med temperaturen i utjämningsstanken samt för att kunna avgöra om utjämningsstanken har en betydande temperaturutjämnande effekt. Även de genomsnittliga och de extrema månadstemperaturerna med motsvarande standardavvikelse jämfördes mellan utjämningsstanken respektive biofilmreaktorn under de fyra sista månaderna under året 2004.

För att studera hur de genomsnittliga månadstemperaturerna i utjämningstanken har varierat under månaderna september år 2003 till december år 2004 utfördes en kartläggning av dessa. Även standardavvikelsen för respektive månad beräknades för att ge en bild över hur stor temperaturspridningen kring medelvärdet varit under respektive månad. Det är främst de högsta och lägsta vattentemperaturerna som kan ha störst inverkan på den organiska nedbrytningsprocessen. Av den anledningen utfördes en sammanställning av de uppmätta extremvärdena i utjämningstanken för månaderna september år 2003 till och med december år 2004. Med dessa kartläggningar kan en eventuell temperaturtrend över året urskiljas.

Då alltför höga vattentemperaturer kan påverka reduktionen av organiskt material negativt var det av intresse att veta hur ofta temperaturen riskerar att bli för hög under ombyggnadsperioden. Av den anledningen kartlades antalet tillfällen med en vattentemperatur överstigande 35°C i biofilmreaktorn respektive utjämningstanken. Den valda temperaturen anses inte vara kritisk enligt litteraturen och användes snarare för att ge en bild över hur ofta en något högre temperatur har inträffat i biofilmreaktorn respektive utjämningstanken. Kartläggningen av temperaturen i utjämningstanken omfattade september år 2003 till december år 2004 och för kartläggningen i biofilmreaktorn användes de fyra sista månaderna under året 2004.

4.3. Kartläggning av pH-variationerna i biofilmreaktorn

Vid studien av pH-variationerna användes data från den andra pH-elektroden i AVU-bassängen samt från pH-elektroden i biofilmreaktorn, se bilaga 1. pH-mätarna är av modellen SensoLyt 700 IQ pH/ORP. Kartläggningen baserades på kontinuerligt registrerade minutmedeldata. För biofilmreaktorn användes data från slutet av september till den 21 december år 2004 och för AVU-bassängen användes tidsperioden från september år 2003 till december år 2004 (april saknades). Ett antagande om homogent pH-värde i hela vattenvolymen gjordes.

pH-värdet i biofilmreaktorn respektive AVU-bassängen jämfördes månadsvis för september till och med december år 2004 för att kunna studera hur mycket pH-variationerna i AVU-bassängen påverkar pH-värdet i biofilmreaktorn. Även en jämförelse av de genomsnittliga pH-värdena i biofilmreaktorn respektive AVU-bassängen utfördes för de fyra månaderna.

För att kartlägga pH-värdet i AVU-bassängen sedan biofilmreaktorn togs i drift under hösten år 2003 utfördes en kartläggning av de genomsnittliga pH-värdena för respektive månad. Även standardavvikelsena för respektive månad beräknades för att ge en bild av spridningens storlek kring medelvärdet i de två vattenvolymer. Därtill utfördes en kartläggning av de högsta respektive lägsta registrerade pH-värdena i biofilmreaktorn respektive AVU-bassängen för de fyra sista månaderna under året 2004.

4.4. Kartläggning av närsaltstillgången i biofilmreaktorn

För att kontrollera att närsalterna inte varit en begränsande faktor under de genomförda försöken analyserades närsalterna ammoniumkväve, nitratkväve samt fosfatfosfor i biofilmreaktorn. Analyserna utfördes under perioden 18 augusti till och med den 16 december. Vid analyserna användes Dr. Langes kyvettest som är en snabbmetod för att undersöka mängden lösta och för bakterierna lättillgängliga närsalter i

processavloppsvattnet. Närsaltsanalyserna utfördes kontinuerligt två gånger per vecka på filtrerade dygnsprover tagna från provtagningspunkterna IN BF respektive UT BF, bilaga 2. Analysutförandet samt principerna för analyserna återfinns i bilaga 3 och där diskuteras även analysernas svagheter.

4.5. Kartläggning av koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn

Vid kartläggningen av koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn fanns mycket knapphändig data tillgänglig. Mätvärdena utgjordes av kontinuerligt registrerade minutmedelvärden, vars registrering startades i slutet av september år 2004. Månaderna november och december uteslöts vid kartläggningen på grund av tekniska problem med syreelektroden vilket förklaras mer detaljerat i avsnitt 7. Koncentrationen löst syre uppmättes med TriOxmatic 700 IQ Syreelektrod (mätnoggrannhet ± 1 %).

Det finns en reglerfunktion vilken ökar luftningen i biofilmreaktorn om ett inställt börvärde understigs. I regel är börvärdet satt till 4 mg O₂/l. Därmed finns en säkerhetsmarginal till mikroorganismernas kritiska nivå, varför antalet tillfällen med en syrehalt understigande 2 mg O₂/l borde vara begränsade.

Koncentrationen löst syre i biofilmreaktors vattenvolym kartlades och jämfördes med hur hårt blåsmaskinen behövde arbeta vid de skiftande syreförhållandena. En sammanställning av den genomsnittliga syrehalten och tillhörande standardavvikelse samt extremvärdena för månaderna september och oktober utfördes trots knapphändig tillgång på data. Blåsmaskinen är inställd på att aldrig arbeta med en lägre intensitet än 40 % av sin maximala kapacitet, vilken motsvarar det teoretiska luftflödet 1850 m³/timme. Därmed understiger luftflödet teoretiskt sett aldrig 740 m³/timme.

4.6. Analys av mängden suspenderad substans i processavloppsvattnet

Analysresultatet av närsaltshalterna i biofilmreaktors ingående och utgående flöde påverkas av om analyserna är utförda på filtrerade eller ofiltrerade vattenprover. Detta faktum i kombination med att de framtida utsläppsvillkoren för närsalterna kväve och fosfor ännu inte är fastställda, gjorde det intressant att bestämma mängden suspenderad substans i processavloppsvattnet. Detta då det suspenderade materialet bland annat består av kväve och fosfor som är bundet i mikroorganismerna. Det var även av intresse att studera om mängden suspenderad substans har varit större under tiden vid drift av enbart biofilmreaktorn jämfört med drift av enbart biotornet. Vid analyserna användes vakuumfiltrering med glasmikrofiberfiltret Whatman GF/A med porstorleken 1,6 µm och diametern 55 mm.

Analysen utfördes tre dagar i veckan på måndagar, onsdagar samt på fredagar. Vattenproverna var flödesproportionella dygnsprov vilka förvarades svalt i kylskåp tills analysen utfördes. De studerade provtagningspunkterna var IN R2, IN BF, UT BF samt UT R1 (bilaga 2). En beskrivning av analysutförandet presenteras i bilaga 4.

4.7. Mikroskopering av slammet

Mikroskoperingen av slammet i biofilmreaktorn utfördes vanligtvis två gånger i veckan och påbörjades alltid omedelbart efter upptagandet av bärarmaterialet. Vid varje analys samlades slam in från tre bärare. Slam skrapades av med en spatel från ett flertal av

bärrmaterialens flänsar. En liten mängd kranvatten tillsattes slamprovet för att göra det möjligt att fördela slamproverna på objektglasen. Mikroskoperingen utfördes vid miljölaboratoriet på GE Healthcare. Mikroskopet var av modellen Nikon Eclipse E400 och vid fotograferingen användes en digital färgvideokamera tillsammans med mjukvaran Easy Image Mätning.

Antalet studerade slamdroppar varierade något mellan varje mikroskoperingstillfälle. Dock undersöktes tillräckligt många slamprover för att säkerställa att en enhetlig bild av slammets sammansättning erhållits, mellan sex och åtta stycken. Detta antal ansågs vara ett tillräckligt antal utifrån resultatet av en utförd testomgång av mikroskoperingen där det framgick att sammansättningen i de olika slamdropparna var mycket likartad.

Då det var komplicerat att räkna mikroorganismerna på ett tillförlitligt sätt gjordes en generell bedömning av deras förekomst vid olika tillfällen som relaterades till varandra. Det finns en metodik för räkning vilken utgår från tre parallella svep över objektglaset. Det ansågs dock riskabelt att grunda mikroskoperingsresultatet på ett så litet underlag. Vid mikroskoperingen var det främst ciliaterna och flagellaterna som studerades. Dessa mikroorganismtyper är större än bakterierna och av praktiska skäl var det enklare att observera deras respons på miljöförändringar utifrån förekomst. Ciliaternas förekomst vid mikroskoperingen bedömdes ha störst betydelse då dessa återhämtade sig långsammast vid en förbättring av livsmiljön. Ciliaterna tillhörde också den mikroorganismtyp som försvann först vid försämrade livsmiljö, exempelvis låg syrehalt. Resultatet av mikroskoperingen användes som en indikation på mikroorganismernas tillstånd, huruvida de trivdes bra eller dåligt i den rådande miljön. De använda bedömningsgrunderna för ciliaternas och flagellaternas förekomst beskrivs i tabell 7. Utöver dessa mikroorganismer studerades slammets karaktär och tjocklek på flänsarna samt filamentförekomsten.

Tabell 7. Bedömningsgrunderna vid mikroskoperingen av slammet.

Slamkaraktäristika	Status	Poäng
Slam Bedömning utifrån slamtäckets tjocklek på bärrmateriallets flänsar.	Heltäckande och tjockt.	2
	Heltäckande.	1
	Ej heltäckande.	0
	Slemmig karaktär.	* / **
Ciliatförekomst Bedömning utifrån deras antal. Ciliaterna kunde vara både frisvävande och klockdjur.	Många.	2
	Ett fåtal, jämnt spridda i provet.	1
	Inga.	0
Flagellatförekomst Bedömning utifrån deras antal.	Många.	2
	Ett fåtal, jämnt spridda i provet.	1
	Inga.	0
Filamentförekomst Bedömning utifrån deras antal.	Ja, mycket liten förekomst men jämnt fördelat i provet.	1
	Ingen eller ytterst liten förekomst på enstaka platser.	0

* slemmig karaktär, blankt slam.

** mycket slemmig karaktär, blankt och delvis genomskinligt slam.

En jämförelse utfördes av den mikrobiella statusen i biofilmreaktorn och den organiska belastningen i biofilmreaktorn för tidsperioderna då kapacitetsförsöket och T10-försöket pågick.

4.8. Dygnsprovtagning av utflödet från biofilmreaktorn (UT BF)

För att kartlägga hur ett flertal parametrar varierar under ett dygn genomfördes ett provtagningsprogram för biofilmreaktors utgående flöde (UT BF). Försöket utfördes vid två tillfällen, mellan den 9 och 10 november samt mellan den 14 och 15 december år 2004. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn var 65 % av det totala flödet under båda försöken. Frågeställningarna som försöket skulle besvara var:

- hur förändras den organiska belastningen under ett dygn med avseende på DOC?
- förändras kvoten COD/BOD₇ under dygnet, d.v.s. förändras processavloppsvattnets sammansättning under ett dygn med avseende på hur lättnedbrytbart dess innehåll är?
- hur varierar flödet, koncentrationen löst syre, pH-värdet och halten suspenderad substans under ett dygn?
- är närsaltskoncentrationerna stabila under hela dygnet eller är åtgången större när den organiska belastningen är större?

Försöket utfördes med en portabel provtagare, se figur 3. Provtagaren kopplades till samma punkt på avloppsvattenledningen som ordinarie vattenprovtagning för provtagningspunkten UT BF. Provtagaren tog ut tidsstyrda konstanta vattenmängder var tionde minut under 24 timmar. Vattenproverna fördelades i 12 flaskor om vardera en liter, vilket innebar 12 uttagna vattenprovsvolymer under varje tvåtimmarsperiod. Provtagningen för varje tvåtimmarsperiod startade vid tidpunkten som redovisas i provtagningsprogrammet, se tabell 8. Anledningen till att provtagningen var tidsstyrd istället för flödesproportionell var i huvudsak en praktisk omständighet. Täta provtagningar med små vattenvolymer bedömdes ge en fullgod bild över processavloppsvattnets variationer över tiden. Provtagningsvolymen kan enligt produktdeklarationen variera med ± 10 ml.



Figur 3. Isco 3700 Portable Full-size Sampler (www 1). Inuti den portabla provtagaren finns 12 plastflaskor som vardera rymmer en liter.

Tabell 8. Provtagningsprogram för dygnsprovtagningarna. Vattenproverna togs vid provtagningspunkten UT BF och flödesbelastningen på biofilmreaktorn var 65 % under försöken.

Provtagnings-flaska	Provtagningsföljd under 2 timmar mellan klockslagen:	Provtagningsintervall	Volym per provtagning [ml]	Total vattenvolym [ml]
1	08.30 – 10.29	1 prov/10 min	~70	~840
2	10.30 – 12.29	1 prov/10 min	~70	~840
3	12.30 – 14.29	1 prov/10 min	~70	~840
4	14.30 – 16.29	1 prov/10 min	~70	~840
5	16.30 – 18.29	1 prov/10 min	~70	~840
6	18.30 – 20.29	1 prov/10 min	~70	~840
7	20.30 – 22.29	1 prov/10 min	~70	~840
8	22.30 – 00.29	1 prov/10 min	~70	~840
9	00.30 – 02.29	1 prov/10 min	~70	~840
10	02.30 – 04.29	1 prov/10 min	~70	~840
11	04.30 – 06.29	1 prov/10 min	~70	~840
12	06.30 – 08.29	1 prov/10 min	~70	~840

För att kunna besvara frågeställningarna skapades ett analysprogram vilket redovisas i tabell 9. Alla analyser utfördes på filtrerade processavloppsvattenprover, undantaget suspenderad substans.

Tabell 9. Analysprogram för vattenproverna tagna under dygnsprovtagningarna vid provtagningspunkten UT BF.

Analys	Analysens utförande ombesörjdes av
BOD ₇ , löst [mg/l]	Vattenlaboratoriet, Uppsala kommun.
COD _{löst} [mg/l]	”
DOC [mg/l]	TOC-mätare (Astro, modell 1900), GE Healthcare.
NH ₄ -N _{löst} [mg/l]	Dr. Langes kyvetttest, GE Healthcare.
NO ₃ -N _{löst} [mg/l]	”
PO ₄ -P _{löst} [mg/l]	”
DO (löst syre) [mg O ₂ /l]	Kontinuerlig dataregistrering av befintlig utrustning.
Flöde [m ³ /timme]	”
Temperatur [°C]	”
Suspenderad substans [mg/l]	Utfördes vid GE Healthcare enligt utförandet beskrivet i avsnitt 4.6.

I början av respektive dygnsprovtagning mikroskopades slammet för att fastställa hur mikroorganismerna trivdes under respektive försök. Detta var av intresse då deras aktivitet styr nedbrytningshastigheten av organiska ämnen och närsalter samt påverkar åtgången av löst syre.

Då produktionen är lägre under kvällar och nätter jämfört med under dagarna kartlades flödesvariationerna under de två dyggen då dygnsprovtagningarna genomfördes. Använd flödesdata var kontinuerligt registrerade minutmedelvärden. Dagtid definierades som tidsperioden 6.00-17.59, kvällstid som tidsperioden 18.00-05.59.

Likaså kartlades temperaturvariationerna som kontinuerligt registrerade minutmedelvärden. För varje dygnsprovtagning jämfördes vattentemperaturen i biofilmreaktorn med temperaturen i utjämningstanken. En sammanställning utfördes av de genomsnittliga temperaturerna samt de högsta respektive lägsta registrerade värdena.

För att kunna avgöra hur god buffertkapaciteten var i biofilmreaktorn jämfördes pH-värdets variation i biofilmreaktorn med variationerna i AVU-bassängen. Kartläggningen tydliggjorde även hur väl pH-värdet höll sig inom det för mikroorganismerna optimala intervallet. En numerisk sammanställning med genomsnittliga pH-värden samt extrema värden genomfördes. Även standardavvikelsena beräknades för respektive dygnsprovtagning för att tydliggöra pH-värdets spridning under tidsperioden i respektive vattenvolym.

Därtill kartlades koncentrationsvariationen av löst syre i biofilmreaktorn samt blåsmaskinens respons på denna under respektive dygnsprovtagning. För att erhålla en mer beskrivande bild över hur hårt blåsmaskinen behövde arbeta för att säkerställa en tillräckligt hög syrehalt kartlades tidsperioden två dygn istället för ett, alltså en viss tid före och efter dygnsprovtagningen.

En jämförelse av inflödet till biofilmreaktorn med de genomsnittliga koncentrationerna av DOC under respektive tvåtimmarsperiod genomfördes för båda dygnsprovtagningarna. Kartläggningen utfördes för att möjliggöra studien av ett eventuellt samband mellan flöde och organisk belastning.

Kvoten COD/BOD₇ kartlades tillsammans med de tolv genomsnittliga flödena under respektive tvåtimmarsperiod för respektive dygnsprovtagning. Ett lågt flöde innebär en längre uppehållstid i biofilmreaktorn vilket möjliggör en mer långtgående nedbrytning. Av den anledningen ansågs det intressant att jämföra flödesbelastningen på biofilmreaktorn med processavloppsvattnets karaktär beträffande hur lättnedbrytbart dess innehåll är.

Närsaltsanalyser utfördes endast vid dygnsprovtagningen i december. Orsaken var tidsbrist under det första försöket. För varje vattenprov utfördes två analyser med olika spädningar varav ett medelvärde beräknades. Resultatet från de tre närsaltsanalyserna av NH₄⁺-N, NO₃⁻-N och PO₄²⁺-P motsvarade en genomsnittlig närsaltskoncentration för respektive tvåtimmarsperiod. Genom kartläggningen var det möjligt att avgöra om koncentrationerna följde den organiska belastningens trend under dagen, med lägre koncentrationer då den organiska belastningen var högre.

Slutligen jämfördes koncentrationerna av suspenderad substans vid de två dygnsprovtagningarna. Varje analysresultat motsvarar den genomsnittliga koncentrationen under respektive tvåtimmarsperiod. Jämförelsen utfördes för att kunna avgöra ett eventuellt dygns samband mellan koncentrationen suspenderad substans och den organiska belastningen.

4.9. Utsläppsprognos för ombyggnadsperioden

Det tredje syftet med detta arbete var att utföra en utsläppsprognos för ombyggnadsperioden under åren 2005, 2006 samt 2007. Till denna prognos användes resultaten från de i arbetet utförda försöken. Syftet med utsläppsprognosen är att uppskatta mängden DOC (månadsmedelvärde) som kommer att släppas ut från reningsverket under ombyggnadsperioden. Utsläppsprognosen skall påvisa vilken reduktionsgrad av organiskt material som kommer att krävas under ombyggnadsperioden för att inte överskrida utsläppsvillkoret. Avsikten är att utsläppsprognosen i kombination med tidigare framtagna resultat ska visa om den erhållna reduktionsgraden är rimlig att uppnå.

Utförda beräkningar för utsläppsprognosen baserades på en belastningsprognos utförd av ÅF, vilken i sin tur är baserad på produktionsprognoser för respektive avloppsvattenstam till reningsverket (ÅF belastningsprognos, 2005). I utsläppsprognosen behandlades två fall; med och utan dosering av delströmmen från tankarna T10 och T11. Utgångsläget för utsläppsprognosen var tre genomsnittliga årsbelastningar (givna i belastningsprognosen) för fallen med och utan T10-dosering. För att erhålla månadsmedelvärden uttryckta i DOC under de tre åren användes 2004 års belastningstrend. Dygnsmedelvärden avseende den organiska belastningen omräknades till genomsnittliga veckobelastningar. Utifrån dessa kunde den veckovisa belastningstrenden för året 2004 normeras genom att dividera de genomsnittliga veckobelastningarna med årsmedelsbelastningen. Därmed erhöles en viktningsfaktor för respektive vecka. Dessa veckovisa viktningsfaktorer multiplicerades med de givna årsmedelsbelastningarna för de tre åren 2005 till 2007. Resultatet blev en verklighetstrogen belastningsfördelning under de tre åren, där vissa veckor fick högre organisk belastning än årsmedelvärdet samtidigt som vissa veckor fick lägre organisk belastning. Viktningsfaktorerna presenteras i bilaga 5. På grund av driftsuppehåll i form av driftstörningar och underhåll saknades data för veckorna 1, 4, 5, 28-32, 41-43 samt 52. Utöver de beräknade genomsnittliga belastningarna under året 2004 beräknades även de genomsnittliga reduktionsgraderna för motsvarande vecka. Syftet var att erhålla ett samband mellan den organiska belastning och reduktionen för att kunna använda sambandet till utsläppsprognosen.

Den av ÅF utförda belastningsprognosen är baserad på en avskiljning av organiskt material i en förbehandling som inte kommer att finnas under ombyggnadsperioden. Värdena korrigerades därför med avseende på avskiljningen. Samtliga beräkningar är baserade på reaktorvolymen 260 m³. En ständig och omedelbar utjämning av koncentrationsgradienten avseende organiskt material antogs i biofilmreaktorn. Prognosen baserades på två biofilmreaktorer där de två olika typerna av bärrmaterial i respektive biofilmreaktor antogs ha lika stora ytor för biologisk tillväxt och därmed antogs ha samma reduktionskapacitet. Noteras bör att de använda mätvärdena för COD under första halvåret 2004 kommer från analyser utförda på ofiltrerade vattenprover.

Då utsläppsvillkoret under ombyggnadsperioden är uttryckt i DOC, fastställdes en omvandlingsfaktor mellan COD_{löst} och DOC till 3,0 (bilaga 6). Ett flertal olika reduktionsgrader användes därefter för att beräkna mängden utsläppt DOC som ett månadsmedelvärde under respektive år. Detta för att avgöra vilken reduktionsgrad som kommer att krävas för att klara utsläppsvillkoret och bedöma vilken reduktion som är rimlig under ombyggnadsperioden. För att erhålla månadsmedelvärden beräknades genomsnittliga mängder utifrån de beräknade veckomedelvärdena. Hur veckorna

indelades i månader presenteras i bilaga 7. De olika reduktionsgraderna beräknades parallellt för de två fallen med och utan T10-dosering. Reduktionen vid T10-dosering antogs vara fem procentenheter lägre jämfört med ingen T10-dosering. Detta för att T10-doseringen innebär en högre organisk belastning. Vid bedömningen av vilken reduktionsgrad av organiskt material som kan anses vara rimlig vid olika belastningar användes resultaten från tidigare utvärderingar, utförda inom detta arbete.

Härmed erhöles en prognos för de genomsnittliga månadsmängderna utsläppt DOC för åren 2005 till och med 2007. Resultaten från de olika reduktionsgraderna jämfördes med utsläppsvillkoret 750 kg DOC per dygn (månadsmedelvärde).

Utöver utsläppsprognosen genomfördes en utredning av hur den organiska belastningen på biofilmreaktorn hade varit under året 2004 om istället två biofilmreaktorer varit i paralleldrift. Två fall beaktades och i samtliga uträkningar avses veckovisa genomsnittliga organiska belastningar. I det första fallet beräknades belastningen utifrån data från provtagningspunkten IN BF, det vill säga den verkliga mängden organiskt material som leds till biofilmreaktorn (resten leds till biotornet, BT). Detta innebar att den verkliga organiska belastningen på biofilmreaktorn beräknades. I det andra fallet beräknades belastningen utifrån data från provtagningspunkten IN R2 vilket motsvarar den totala organiska belastningen till reningsverket. För att uppskatta vilken den organiska belastningen skulle ha varit om flödet hade fördelats mellan två biofilmreaktorer i paralleldrift halverades belastningen från provtagningspunkten IN R2.

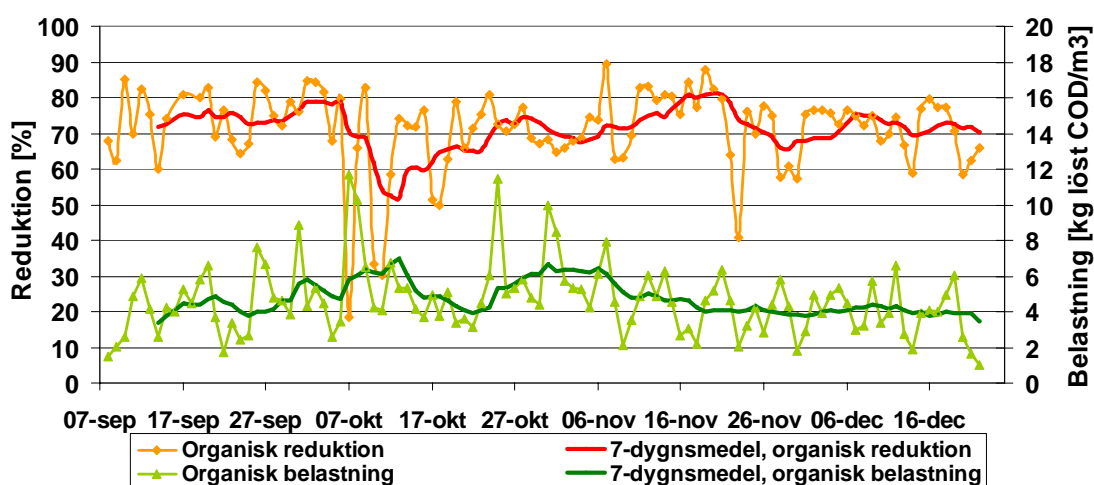
5. Resultat

5.1. Kartläggning av den organiska belastningen, reduktionen och flödesbelastningen på biofilmreaktorn

Den organiska belastningen samt reduktionen av organiskt material i biofilmreaktorn kartlades under de fyra skilda tidsperioderna; hösten år 2003, första halvåret år 2004, kapacitetsförsöket samt T10-försöket.

Hösten 2003

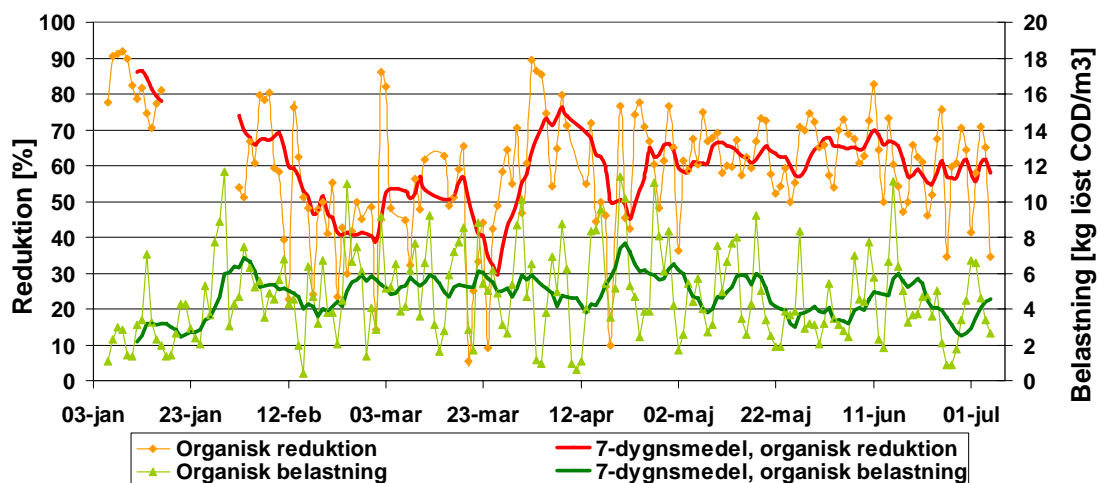
Den genomsnittliga organiska belastningen var förhållandevis låg och höll sig kring en relativt konstant nivå mellan 4 och 6 kg COD_{löst}/m³, med mindre variationer under slutet av tidsperioden jämfört med i början (figur 4). Den genomsnittliga reduktionen av organiskt material visade inget tecken på en avtagande trend utan var stabil kring 70 %, med undantag för en period i oktober.



Figur 4. Organisk belastning samt reduktion av organiskt material i biofilmreaktorn under hösten år 2003, uttryckta i kg COD_{löst}/m³ respektive procent.

Första halvåret år 2004

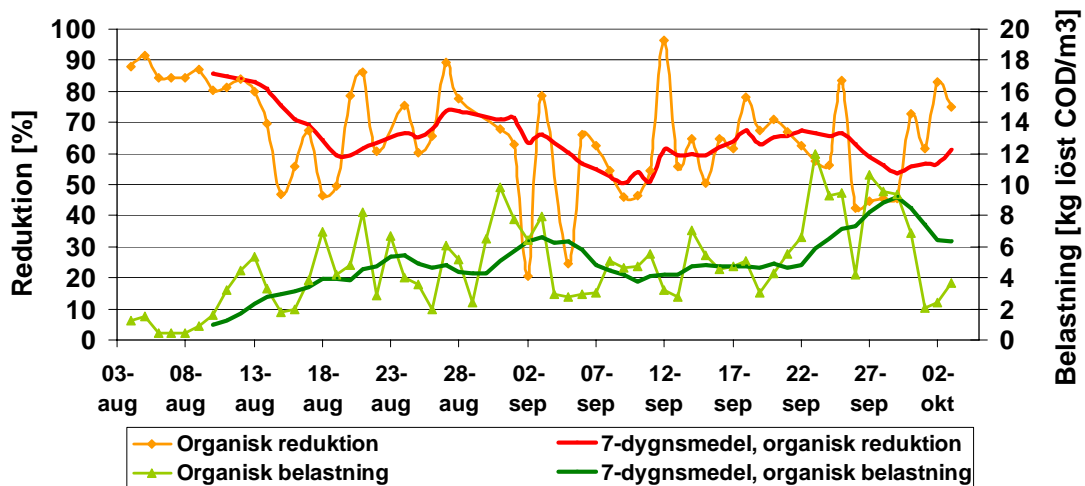
Under första halvåret år 2004 visade reduktionen ingen avtagande trend, men var stundvis mycket låg under februari och mars (figur 5). I maj stabiliserades reduktionen och var därefter omkring 60 %. Den genomsnittliga belastningen varierade mellan 3 och 6 kg COD_{löst}/m³ under hela tidsperioden. Resultatet från jämförelsen av ofiltrerade och filtrerade vattenprover visade att det organiska innehållet (med avseende på COD) i genomsnitt var sex procent högre i de ofiltrerade vattenproverna jämfört med i de filtrerade.



Figur 5. Organisk belastning samt reduktion av organiskt material i biofilmreaktorn under första halvåret år 2004, uttryckta i $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ respektive procent. Tidsperioden sträcker sig fram till den 6 juli.

Kapacitetsförsöket år 2004

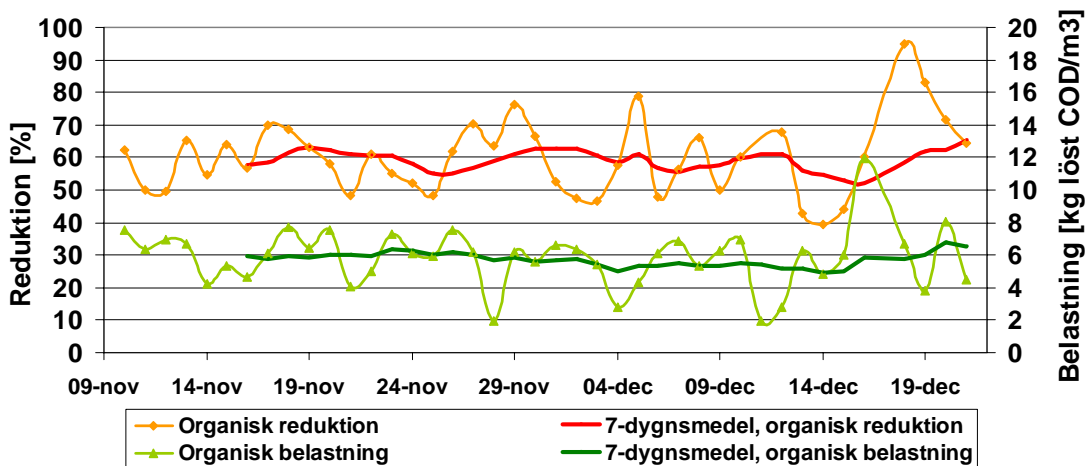
Under kapacitetsförsöket påvisade reduktionen av organiskt material en svagt avtagande trend, figur 6. Den genomsnittliga organiska belastningen varierade i allmänhet mellan 4 och 6 $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ och den genomsnittliga reduktionen av organiskt material var 62 %. Ett flertal exempel på ett observerat samband mellan den genomsnittliga organiska belastningen och reduktionen av organiskt material kan belysas. Den 30 augusti ökades flödesbelastningen till 80 % vilket resulterade i en avtagande reduktion. Av okänd anledning minskades flödesbelastningen till 65 % i början av september vilket resulterade i en ökad reduktion. Den 21 september ökades flödesbelastningen på biofilmreaktorn till 90 % och en omedelbar sänkning av reduktion kunde åter observeras. Den genomsnittliga organiska belastningen ökade snabbt efter den 22 september, dock utan direkt förändring av reduktionen. Det var först vid den organiska belastningen på omkring 7 $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ som reduktionsgraden avtog snabbt. Den 30 september sänktes flödesbelastningen på biofilmreaktorn för att säkra utsläppsvillkoret, vilket minskade den organiska belastningen samt ökade reduktionen av organiskt material. Detta kan vara en indikation på att en organisk belastning på 7 $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ är något av en kritisk nivå för biofilmreaktorn.



Figur 6. Organisk belastning samt reduktion av organiskt material i biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket år 2004, uttryckta i $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ respektive procent.

T10-försöket år 2004

Under T10-försöket var både den genomsnittliga organiska belastningen och reduktionen relativt konstanta, figur 7. Varken belastningen eller reduktionen påvisade en ökande eller avtagande trend. Den genomsnittliga belastningen varierade mellan 5 och 6 $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ och reduktionen var i genomsnitt 60 %. I slutet av tidsperioden ökade belastningen något, men då ökningen var mycket liten kan några definitiva slutsatser inte dras om ett samband mellan organisk belastning och reduktion. Notervärt är att reduktionen av organiskt material inte avtog vid den måttliga belastningsökningen. Företeelsen kan tyda på att biofilmreaktorn inte är hårt ansträngd av en belastning precis under 7 $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$.



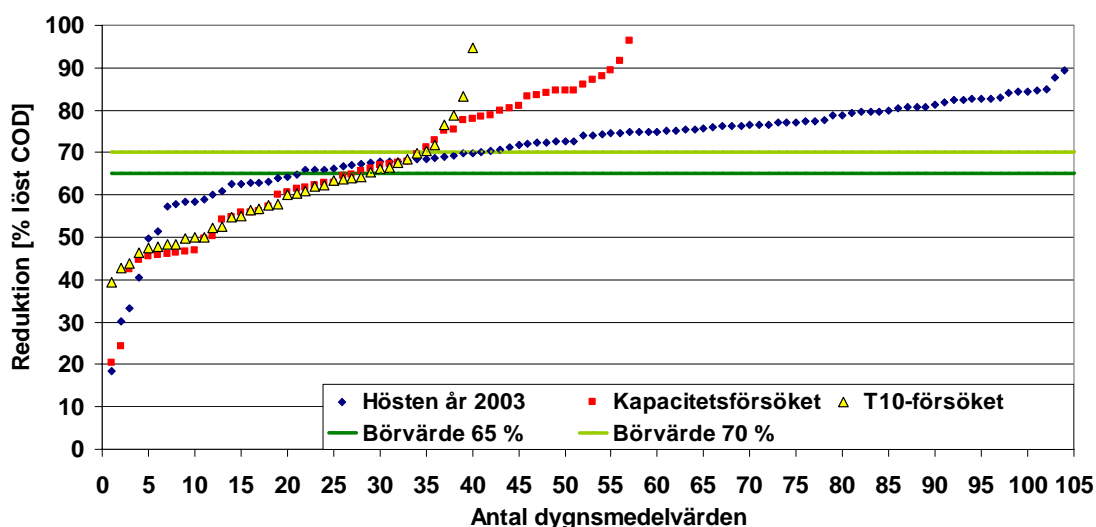
Figur 7. Organisk belastning samt reduktion av organiskt material i biofilmreaktorn under T10-försöket år 2004, uttryckta i $\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$ respektive procent.

En sammanställning av de genomsnittliga organiska belastningarna respektive reduktionerna, standardavvikelsena samt extremvärdena under de olika tidsperioderna presenteras i tabell 10. Reduktionsgraden av organiskt material var högst under hösten år 2003 för att under de resterande tidsperioderna vara omkring tio procentenheter lägre. Detta trots att den genomsnittliga belastningen var lika stor under hösten år 2003 som under första halvåret år 2004. Belastningen var i genomsnitt ett kilo högre per kubikmeter under kapacitetsförsöket och T10-försöket jämfört med under hösten år 2003 och första halvåret år 2004. Trots detta var reduktionen under kapacitetsförsöket och T10-försöket inte lägre än under första halvåret år 2004. Standardavvikelsena under de olika tidsperioderna var mycket lika beträffande belastningen, medan de varierade något mer med avseende på reduktionen. De högsta belastningarna respektive reduktionerna var likartade under de fyra tidsperioderna, medan de lägsta belastningarna respektive reduktionerna skiljde sig åt betydligt mer.

Tabell 10. Sammanställning av de genomsnittliga belastningarna respektive reduktionerna, standardavvikelsena (Std) samt extremvärdena för de olika tidsperioderna. Observera att analyserna av COD under det första halvåret 2004 utfördes på ofiltrerade vattenprover ($\text{kg COD}_{\text{tot}}/\text{m}^3$).

	Organisk belastning [$\text{kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$]			
	Hösten år 2003	Första halvåret 2004	Kapacitets- försöket	T10- försöket
Medel	4,6	4,7	5,5	5,8
Std	2,0	2,5	2,5	1,8
Max	11,7	11,7	11,9	11,9
Min	1,0	0,4	2,0	1,9
	Reduktion av organiskt material [%]			
	Hösten år 2003	Första halvåret 2004	Kapacitets- försöket	T10- försöket
Medel	71	60	62	60
Std	11	17	16	12
Max	89	92	96	95
Min	19	5	20	40

Fördelningen av reduktionen i biofilmreaktorn i förhållande till reduktionsgraderna 65 samt 70 % visas i figur 8. Kartläggningen omfattar hösten år 2003, kapacitetsförsöket samt T10-försöket. Reduktionsfördelningarna visar att reduktionen var högst under hösten år 2003 och lägst under T10-försöket.



Figur 8. Reduktionen av organiskt material i biofilmreaktorn i förhållande till reduktionsgraderna 65 och 70 %. Kartläggningen omfattar tidsperioderna hösten år 2003, kapacitetsförsöket samt T10-försöket. Exempelvis, under hösten år 2003 var 83 dygnsmedelreduktioner av 104 högre än börvärdet 65 %, d.v.s. 80 % av dagarna.

Numeriska värden över fördelningen av reduktionen i biofilmreaktorn under de tre tidsperioderna presenteras i tabell 11. Resultatet är entydigt, reduktionsgraden var betydligt lägre under kapacitetsförsöket jämfört med under hösten år 2003. Reduktionen under T10-försöket var entydigt lägst.

Tabell 11. Sammanställning av hur stor andel av dagarna under respektive tidsperiod som överstiger reduktionerna 65 respektive 70 %. Tidsperioderna är hösten år 2003, kapacitetsförsöket samt T10-försöket.

Reduktionsgrad [%]	Andel av dagarna som uppfyller reduktionsgraden [%]		
	Hösten år 2003	Kapacitetsförsöket	T10-försöket
> 65	80	53	30
> 70	61	40	15

För att avgöra om ett samband finns mellan låg reduktion av organiskt material och tillfälligt höga organiska belastningar utnyttjades tre belastningsintervall för de fyra tidsperioderna. Resultatet redovisas i tabell 12. Inte under någon av de fyra tidsperioderna kunde ett entydigt samband observeras med uteslutande lägre genomsnittlig reduktion vid högre genomsnittlig organisk belastning. Resultatet för T10-försöket är något mer osäkert jämfört med de andra tidsperioderna och detta till följd av att färre värden fanns att tillgå vid beräkningarna. Notera att den organiska belastningen under T10-försöket inte var högre jämfört med under de övriga tidsperioderna. Tydligt var att försöket inte resulterade i den förväntade höga organiska belastningen som var avsikten med försöket.

Tabell 12. Genomsnittliga belastningar och reduktioner av organiskt material inom respektive belastningsintervall för de fyra skilda tidsperioderna; hösten år 2003, första halvåret år 2004, kapacitetsförsöket samt T10-försöket. Observera att analyserna utfördes på ofiltrerade vattenprover under första halvåret år 2004.

Hösten år 2003 (8/10-21/12)		
Belastningsintervall [kg COD _{löst} /m ³]	Medelbelastning [kg COD _{löst} /m ³]	Reduktion [%]
0,5 ≤ X < 4	2,9	69
4 ≤ X < 7	5,1	73
7 ≤ X < 12	9,5	67
Första halvåret år 2004 (6/1-5/7)		
Belastningsintervall [kg COD _{tot} /m ³]	Medelbelastning [kg COD _{tot} /m ³]	Reduktion [%]
0,5 ≤ X < 4	2,7	62
4 ≤ X < 7	5,3	57
7 ≤ X < 12	8,7	61
Kapacitetsförsöket år 2004 (17/8-3/10)		
Belastningsintervall [kg COD _{löst} /m ³]	Medelbelastning [kg COD _{löst} /m ³]	Reduktion [%]
0,5 ≤ X < 4	2,9	61
4 ≤ X < 7	5,2	61
7 ≤ X < 12	9,0	62
T10-försöket år 2004 (10/11-21/12)		
Belastningsintervall [kg COD _{löst} /m ³]	Medelbelastning [kg COD _{löst} /m ³]	Reduktion [%]
0,5 ≤ X < 4	2,8	68
4 ≤ X < 7	5,8	58
7 ≤ X < 12	8,2	63

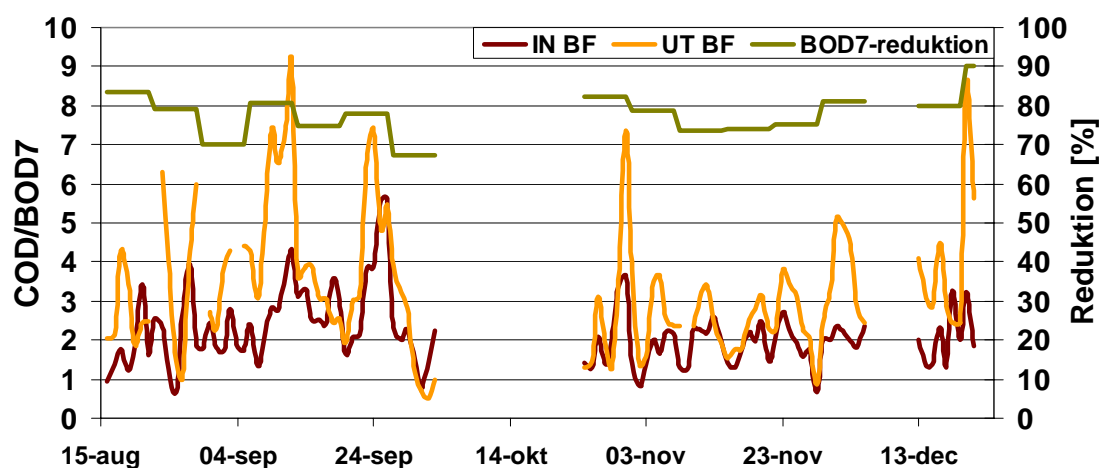
För att studera resultatet från kapacitetsförsöket ytterligare jämfördes reduktionsgraden av organiskt material under de tre tidsperioderna med olika flödesbelastningar. Resultatet redovisas i tabell 13. Det var tydligt att den organiska belastningen ökade vid ökad flödesbelastning samt att ett samband fanns mellan ökad organisk belastning och minskad reduktionsgrad. Resultatet visar att en långvarig genomsnittlig organisk belastning på drygt 8 kg COD_{löst}/m³ var för hög för att erhålla den önskvärda reduktionen 65 %.

Tabell 13. Genomsnittliga organiska belastningar och de motsvarande genomsnittliga reduktionerna av organiska ämnen i biofilmreaktorn (BF) under kapacitetsförsökets tre tidsperioder med olika flödesbelastningar.

Kapacitetsförsöket år 2004		
Flödesbelastning på BF [%]	Organisk belastning [kg COD _{löst} /m ³]	Reduktionsgrad [%]
65	4,7	69
80	5,1	60
90	8,5	56

Sammanfattningsvis påvisar tabell 13 en nedgång av den genomsnittliga reduktionen när den genomsnittliga belastningen ökar och bibehålls under en lägre tidsperiod. Resultaten i tabell 12 påvisar dock inte detta samband. Detta tyder på att reduktionen inte påverkas negativt av sporadiska tillfällen med en hög organisk belastning utan enbart då belastningen är varaktigt hög under en längre tid.

Kvoten mellan COD och BOD₇ beskriver hur lättnedbrytbart vattnets innehåll är. En kartläggning av förhållandet i det ingående respektive utgående vattnet från biofilmreaktorn utfördes. Resultatet visade att kvoten var högre i det utgående vattnet jämfört med i det ingående vattnet, figur 9. En högre kvot i det utgående flödet är en naturlig följd av att mikroorganismerna konsumerar det mest lättillgängliga materialet först. Den kartlagda tidsperioden under augusti till oktober motsvarar tiden för kapacitetsförsöket och den kartlagda tidsperioden under november och december motsvarar tiden för T10-försöket. Kvoten i det ingående flödet till biofilmreaktorn var både högre och varierade mer under kapacitetsförsöket jämfört med under T10-försöket. Den genomsnittliga reduktionen av BOD₇ var 77 % under den totala tidsperioden och presenteras i figur 9. Reduktionen av organiskt material var stabilare under T10-försöket jämfört med under kapacitetsförsöket (tabell 10) vilket återspeglas av att kvoten COD/BOD₇ varierade mindre under T10-försöket (tabell 14).



Figur 9. Kvoten COD/BOD₇ i biofilmreaktors ingående och utgående flöde samt den genomsnittliga reduktionen av BOD₇ i biofilmreaktorn. Tidsperioden omfattar den 16 augusti till och med den 21 december år 2004.

De genomsnittliga kvoterna COD/BOD₇ samt extremvärdena i biofilmreaktors ingående och utgående flöde presenteras i tabell 14. Det genomsnittliga ingående flödet hade kvoten 2,2 vilket påvisar att det organiska innehållet i vattnet var relativt lättnedbrytbart. I det utgående flödet var kvoten 3,3. Kvoten var även något högre under kapacitetsförsöket än under T10-försöket, både i det ingående och utgående flödet från biofilmreaktorn. Vid jämförelse av kvoten COD/BOD₇ och reduktionen av organiskt material framkom inget entydigt samband. Både högre och lägre reduktioner förekom vid kvoter under respektive över två. Under den studerade tidsperioden var kvoten generellt relativt låg, samtidigt som den indikerade att vattnets innehåll var något mer lättnedbrytbart under T10-försöket jämfört med under kapacitetsförsöket.

Tabell 14. Kvoten COD/BOD₇ i biofilmreaktors ingående och utgående flöde. Statistiken baserades på data från den 16 augusti till och med den 22 december år 2004. Genomsnittliga, högsta och lägsta kvoter samt standardavvikelserna (Std) för hela tidsperioden presenteras. Kvoter och standardavvikelser under kapacitetsförsöket och T10-försöket presenteras separat.

	Kvoten COD/BOD₇							
	Medel	Max	Min	Std	Kapacitetsförsöket		T10-försöket	
					Kvot	Std	Kvot	Std
IN BF	2,2	5,6	0,7	0,9	2,5	1,1	2,0	0,5
UT BF	3,3	9,1	0,5	1,8	3,7	1,8	3,1	1,4

5.1.1. Dosering av rester från lösningsmedelsåtervinningen till biofilmreaktorn (T10-försöket)

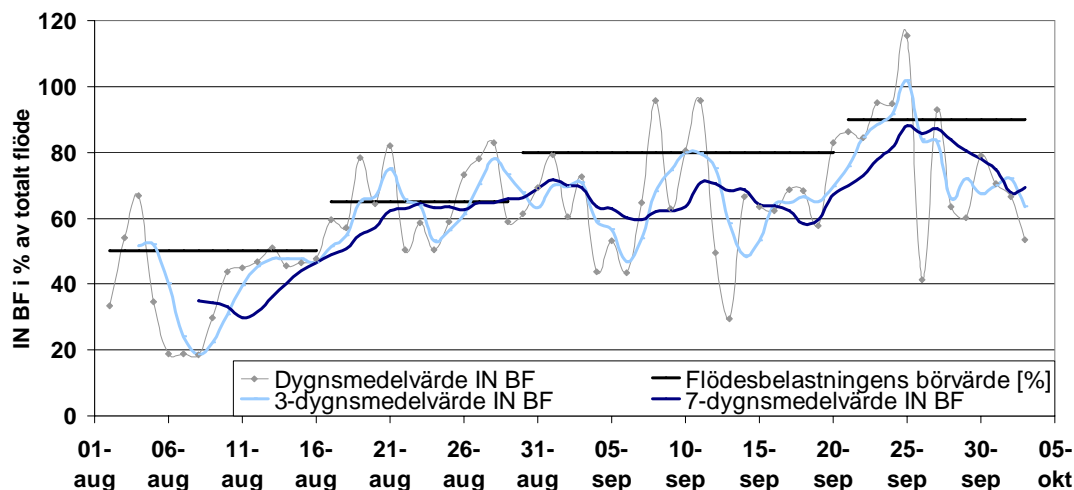
Den verkliga doseringen av delströmmen från tankarna T10 och T11 till biofilmreaktorn under T10-försöket redovisas i tabell 15.

Tabell 15. Doseringsprogrammet för delströmmen från tankarna T10 och T11 (T10-dosering) till biofilmreaktorn under T10-försöket år 2004. Varje datum motsvarar en förändring av doseringen eller flödesbelastningen. Under dagarna mellan förändringarna gällde den senast utförda inställningen. Flödeskvotning innebär fördelning av flödet mellan biofilmreaktorn och biotornet, där procentsatsen motsvarar flödesandelen som leds över biofilmreaktorn.

Datum för förändringar	T10-dosering [liter/minut]	Flödesbelastningen på biofilmreaktorn [flöde eller flödeskvotning]
10 november	0,4	12,5 m ³ /timme
13 november	0	Kvotning 65 %
15 november	0,8	12,5 m ³ /timme
17 november	1,6	12,5 m ³ /timme
20 november	0	Kvotning 65 %
22 november	2,8	12,5 m ³ /timme
26 november	0	Kvotning 65 %
29 november	4,0	12,5 m ³ /timme
2 december	4,0	Kvotning 50 %
4 december	0	Kvotning 50 %
6 december	4,0	Kvotning 50 %
11 december	0	Kvotning 50 %
13 december	4,0	Kvotning 65 %
15 december	4,0	Kvotning 80 %
18 december	0	Kvotning 65 %
19 december	0	Kvotning 80 %
20 december	4,0	Kvotning 80 %
22 december	T10-doseringen avslutades klockan 8.20.	

5.1.2. Kartläggning av flödesbelastningen på biofilmreaktorn

En konstant flödesfördelning mellan biofilmreaktorn och biotornet under en tvåveckorsperiod innebär inte i praktiken att flödesbelastningen är konstant under denna tidsperiod. Flödesbelastningen fluktuerar men kring olika belastningsnivåer, se figur 10. De stora variationerna i dygnsmedelvärdet beror främst på att flödet in till reningsverket är lägre under kvällar och helger till följd av minskad produktion. Liknande flödesvariationer kommer även att vara ett faktum under ombyggnadsperioden då utjämningsvolymen kommer att vara omkring en tredjedel av den nuvarande. Att flödesfördelningen översteg 100 % vid ett tillfälle är en följd av den rådande fördröjningen av flödet genom reningsverket.



Figur 10. Den verkliga flödesfördelningen över biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket år 2004. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn är uttryckt som andel av det totala inflödet till reningsverket. De inlagda svarta linjerna motsvarar flödesbelastningen som borde ha nåtts till följd av kvotningsinställningen. Linjerna motsvarar 50, 65, 80 samt 90 %.

De konstanta belastningsnivåerna i figur 10 motsvarar 50 % (innan kapacitetsförsöket påbörjades), 65, 80 samt 90 %. I tabell 16 redovisas den verkliga fördelningen av flödesbelastningen mellan biofilmreaktorn och biotornet under kapacitetsförsöket.

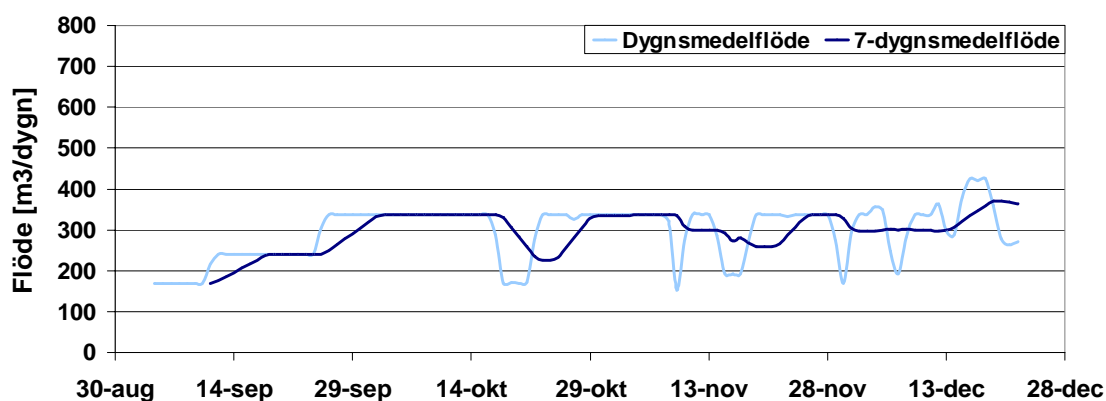
Tabell 16. Datum för förändringarna av flödesbelastningen på biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket. Även orsakerna till förändringarna ges. Det resterade flödet avleddes till biotornet. En utförligare beskrivning av de inträffade tillbuden återfinns i avsnitt 7.

Datum för flödesförändring (år 2004)	Flödesbelastning på biofilmreaktorn [%]	Orsakerna till de utförda förändringarna av flödesbelastningen
17 augusti	65	Kapacitetsförsöket påbörjades.
30 augusti	80	Planerad höjning.
Före den 5 sep.	65	Belastningen sänktes av okänd anledning.
5 september	80	Belastningen höjdes så felet uppdagades.
21 september	90	Planerad höjning.
25 september	50	Brist på avloppsvatten i utjämningstanken.
26 september	90	Återställande av flödesbelastning.
30 september	50	Höga TOC-värden, veckovillkoret säkrades.
1 oktober	65	Återställandet av flödesbelastningen startade.
4 oktober	0	Försöket avbröts kl. 9.45 (kompressorhaveri).

Inflödet till biofilmreaktorn kartlades för de fyra tidsperioderna; hösten år 2003, första halvåret år 2004, kapacitetsförsöket samt T10-försöket. Resultatet presenteras i figurerna 11-14.

Hösten år 2003

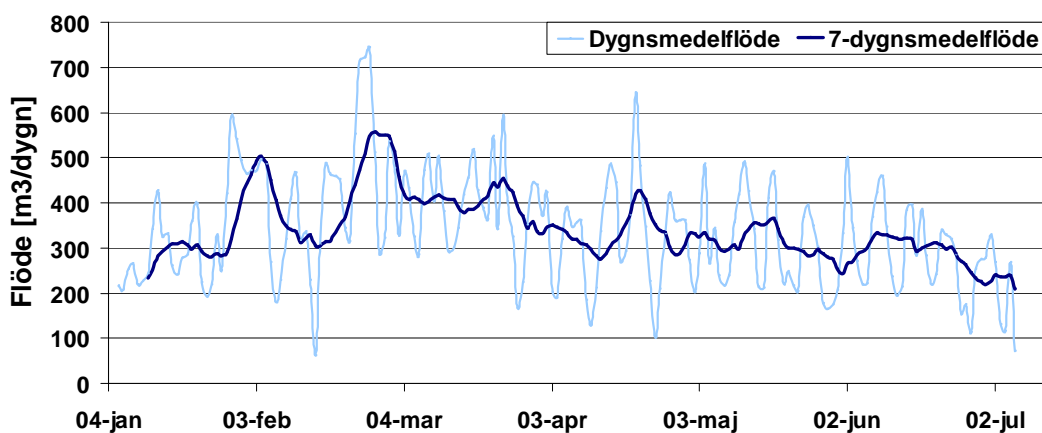
Det ingående flödet till biofilmreaktorn under hösten år 2003 presenteras i figur 11. Vid uppstarten av biofilmreaktorn hölls flödet konstant och ökades stegvis från 168 m³/dygn (bibehölls under en vecka) till 240m³/dygn (bibehölls under två veckor) för att slutligen uppgå till 366 m³/dygn (bibehölls under tre veckor). Ett stegvis förändrande flöde är tydligt i figur 11. Flödesbelastningen hölls därefter konstant på den högsta belastningsnivån (366 m³/dygn), med undantag för vissa helger då brist av processavloppsvatten i utjämningsstanken medförde att belastningsgraden inte kunde bibehållas. Minskningarna i flödesbelastningen som kan observeras i figur 11 är kopplade till helger. Det genomsnittliga flödet var 294 m³/dygn med standardavvikelsen 66 m³/dygn (tabell 17).



Figur 11. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn under hösten år 2003. Kartläggningen omfattar tidsperioden 9 september till och med den 21 december år 2003. Flödesminskningarna är kopplade till helgerna då produktionen är lägre.

Första halvåret år 2004

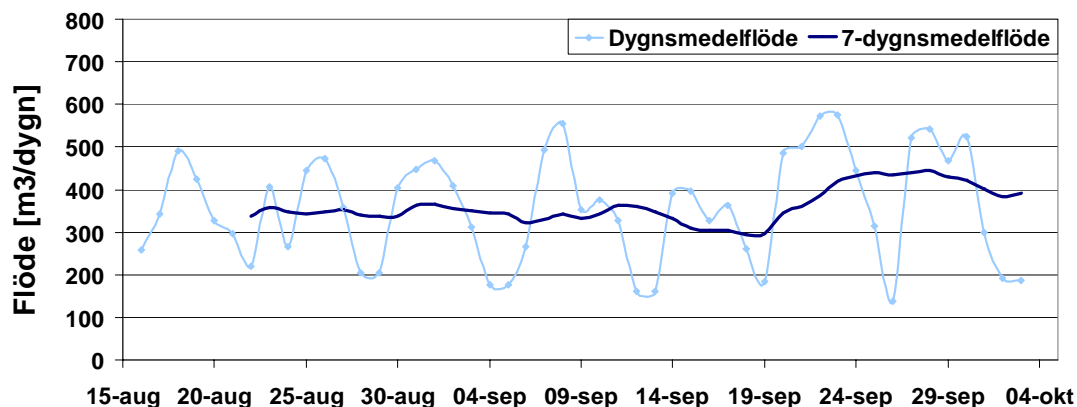
Kartläggningen av det ingående flödet till biofilmreaktorn under första halvåret år 2004 presenteras i figur 12. Resultatet visar att flödesvariationerna var stora under den aktuella tidsperioden med dygnsmedelflöden mellan 61 och 744 m³/dygn. Flödet uppvisade en avtagande trend samtidigt som dygnsmedelflödet varierade kraftigt vilket utmärks av standardavvikelsen 123 m³/dygn (tabell 17).



Figur 12. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn under första halvåret år 2004. Kartläggningen omfattar tidsperioden 6 januari till och med den 6 juli år 2004.

Kapacitetsförsöket år 2004

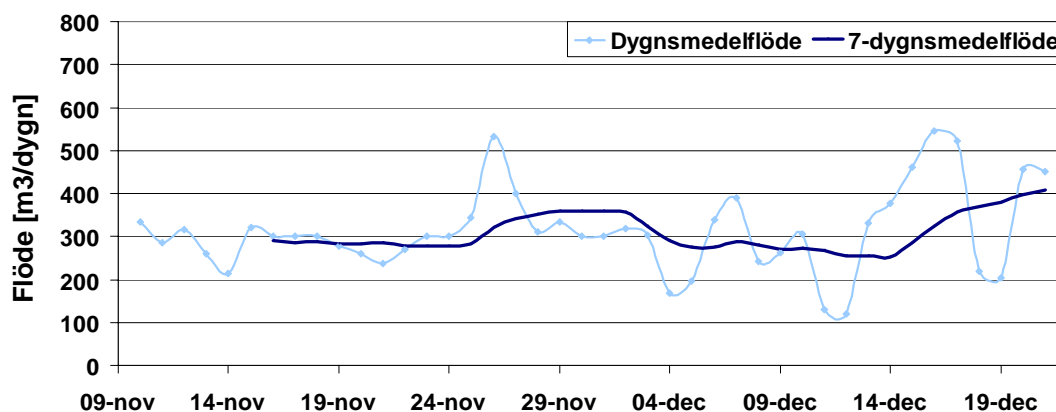
Variationerna i det ingående flödet till biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket presenteras i figur 13. Dygnsmedelflödet varierade kraftigt mellan 138 och 575 m³/dygn med standardavvikelsen 126 m³/dygn. Det genomsnittliga flödet var 357 m³/dygn (tabell 17). Även under denna tidsperiod sammanföll flödesminskningarna med helgerna. Sjudygnsmedelflödet var relativt konstant under perioden, med undantag för de tio sista dagarna då en ökning kunde konstateras.



Figur 13. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket år 2004. Försöket avbröts den 4 oktober, tidigare än planerat till följd av kompressorhaveriet.

T10-försöket år 2004

Det genomsnittliga flödet över biofilmreaktorn var något lägre under T10-försöket jämfört med under kapacitetsförsöket. Dygnsmedelflödet varierade mellan 121 och 545 m³/dygn, med det genomsnittliga flödet 313 m³/dygn (figur 14). Flödet varierade betydligt mindre under T10-försöket jämfört med under kapacitetsförsöket vilket framgår av standardavvikelserna 97 respektive 126 m³/dygn för respektive tidsperiod (tabell 17).



Figur 14. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn under T10-försöket år 2004.

Resultaten från figurerna 11-14 visar att produktionsminskningen under helgerna påverkar flödesbelastningen avsevärt under samtliga fyra tidsperioder. En sammanställning av genomsnittliga och extrema flöden samt standardavvikelser under de fyra tidsperioderna presenteras i tabell 17. Flödet varierade mycket under första halvåret år 2004 samt under kapacitetsförsöket vilket visas av att standardavvikelsen är störst under dessa perioder. Den genomsnittliga flödesbelastningen på biofilmreaktorn var högst under kapacitetsförsöket.

Tabell 17. Uppmätta genomsnittliga och extrema flöden samt standardavvikelser under tidsperioderna; hösten år 2003, första halvåret år 2004, kapacitetsförsöket samt T10-försöket.

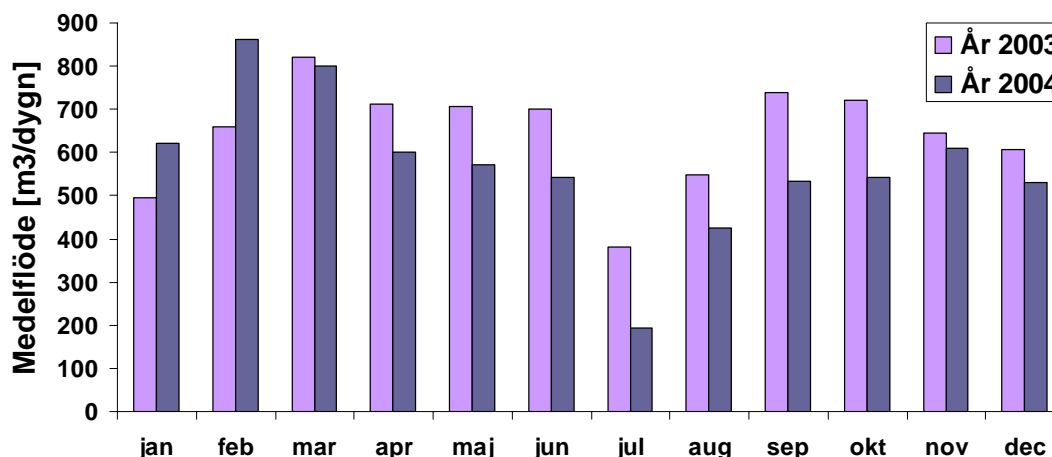
Flöde IN BF [m ³ /dygn]	Hösten år 2003	Första halvåret 2004	Kapacitetsförsöket	T10-försöket
Genomsnitt	294	337	357	313
Standardavvikelse	66	123	126	97
Högsta flödet	425	744	575	545
Lägsta flödet	153	61	138	121

Även det totala ingående flödet till reningsverket kartlades. Resultatet visade att det totala årsmedelflödet var något högre under året 2003 jämfört med 2004, 645 respektive 570 m³/dygn (tabell 18). Den genomsnittliga flödesbelastningen under vardagarna och helgerna var 633 respektive 419 m³/dygn. Flödesbelastningen under helgerna var i genomsnitt 34 % lägre jämfört med under vardagarna. Samtliga flödesvärden återfinns i bilaga 8.

Tabell 18. Årsmedelflödena in till reningsverket (IN R2) under åren 2003 och 2004, samt den genomsnittliga flödesskillnaden mellan vardagar och helger för året 2004.

Årsmedelflöde [m ³ /dygn]		Genomsnittligt flöde år 2004 [m ³ /dygn]		
År 2003	År 2004	Vardagar	Helger	Skillnad [%]
645	570	633	419	34

Det genomsnittliga dygnsmedelflödet för respektive månad under åren 2003 och 2004 visas i figur 15. Flödesbelastningen följde samma mönster under de två åren med ett mindre flöde vid årsskiftet samt under sommarmånaderna.



Figur 15. Dygnsmedelflödet in till reningsverket (IN R2) under åren 2003 och 2004.

Processavloppsvattnets genomsnittliga uppehållstid var omkring 20 timmar i biofilmreaktorn under samtliga fyra kartlagda tidsperioder (tabell 19). Även standardavvikelseerna var relativt lika under tidsperioderna. Under hösten år 2003 var uppehållstiden relativt lika under vardagarna och helgerna. Däremot var skillnaderna i uppehållstid större under de övriga perioderna vid jämförelse av vardagar och helger. Vid jämförelse av uppehållstiden och den organiska reduktionen i biofilmreaktorn framkom inget entydigt samband.

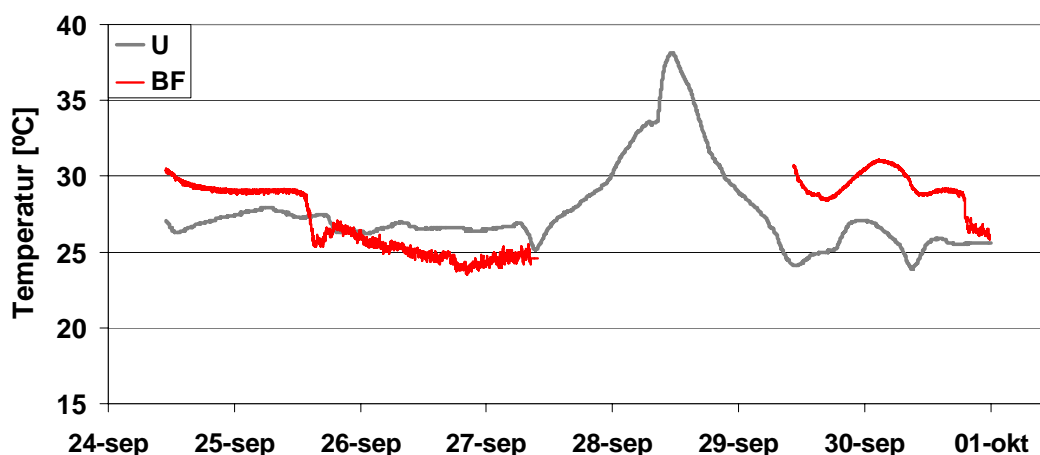
Tabell 19. Processavloppsvattnets genomsnittliga uppehållstid i biofilmreaktorn under hösten år 2003, första halvåret år 2004, kapacitetsförsöket samt under T10-försöket. Därtill presenteras de längsta och kortaste uppehållstiderna samt standardavvikelseerna (Std). Även skillnaden i uppehållstid mellan vardagar och helger presenteras för respektive tidsperiod. Beräkningarna är baserade på reaktorvolymen 260 m³.

Uppehållstid [timmar]	Hösten år 2003	Första halvåret 2004	Kapacitetsförsöket	T10-försöket
Genomsnitt	23	21	20	22
Std	7	9	9	8
Längsta	41	62	45	52
Kortaste	15	8	11	11
Vardagar	22	18	16	19
Helger	25	29	31	31

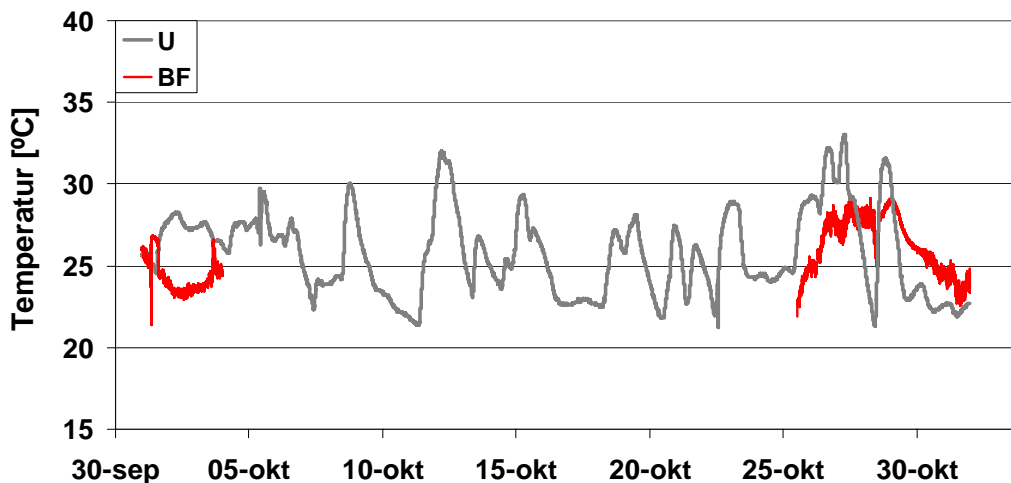
5.2. Kartläggning av inverkan på biofilmreaktorns funktion

5.2.1. Temperatur

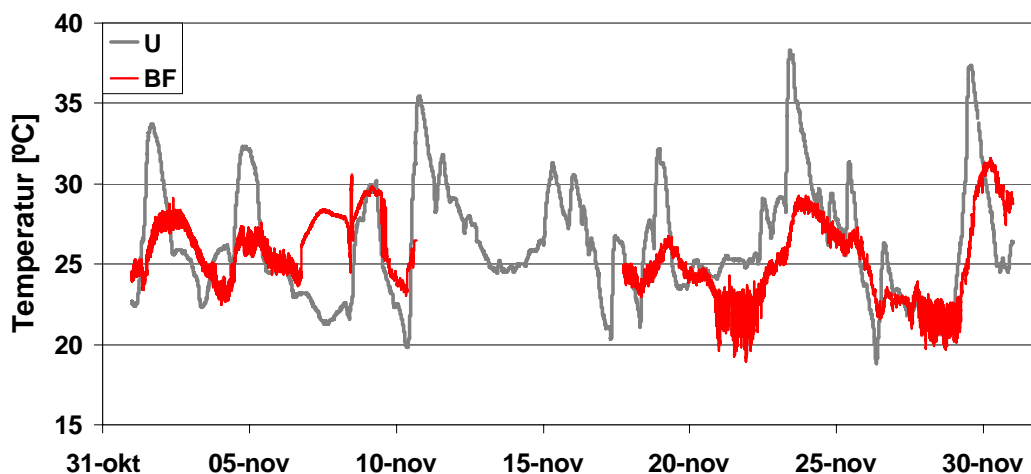
Under månaderna september till december år 2004 fanns vattentemperaturdata från både biofilmreaktorn och utjämningsstankens recirkulationsflöde. Dessa mätdata jämfördes månadsvis och resultatet presenteras i figurerna 16-19.



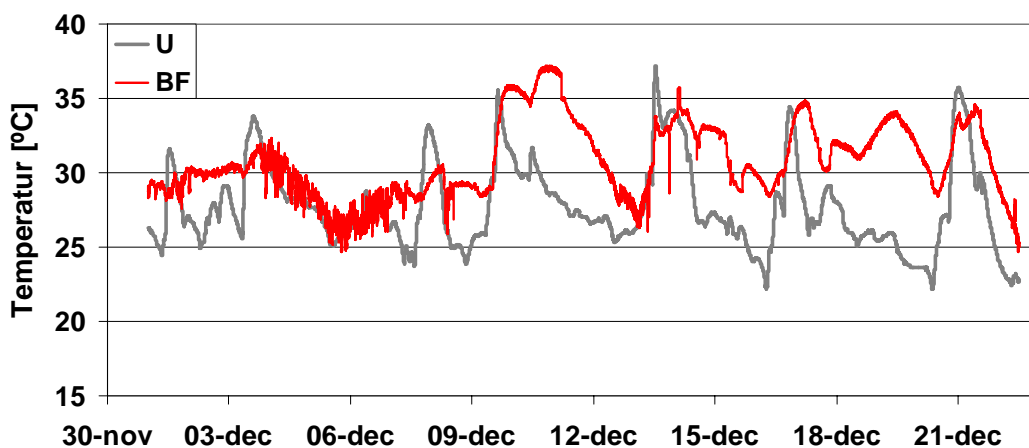
Figur 16. Vattentemperaturen i utjämningsstanken (U) respektive biofilmreaktorn (BF) under september år 2004. Dataavbrottet avseende biofilmreaktorn orsakades av problem med registreringen av data.



Figur 17. Vattentemperaturen i utjämningsstanken (U) respektive biofilmreaktorn (BF) under oktober år 2004. Kompressorhaveriet orsakade att data saknas från biofilmreaktorn (3-25 oktober).



Figur 18. Vattentemperaturen i utjämningsstanken (U) respektive biofilmreaktorn (BF) under november år 2004. Data saknas för en period under november då syreelektroden var ur funktion.



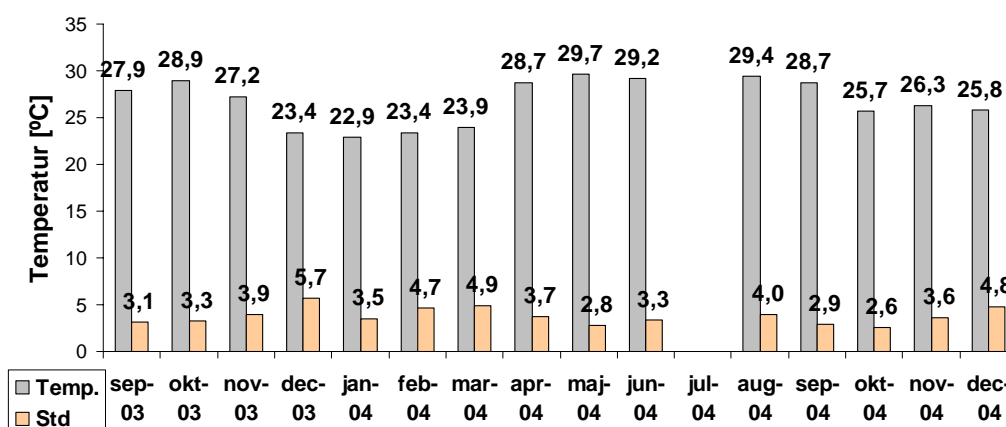
Figur 19. Vattentemperaturen i utjämningsstanken (U) respektive biofilmreaktorn (BF) under december år 2004.

De högsta respektive lägsta uppmätta vattentemperaturerna i biofilmreaktorn respektive utjämningsstanken under månaderna september till december året 2004 sammanfattas i tabell 20. Även de genomsnittliga temperaturerna samt standardavvikelserna presenteras i tabellen. De genomsnittliga vattentemperaturerna var mycket lika i biofilmreaktorn och i utjämningsstanken, trots mikrobiell aktivitet i biofilmreaktorn vilket kan ha en temperaturhöjande effekt. Extremtemperaturerna var högre i utjämningsstanken jämfört med i biofilmreaktorn, vilket även visas av standardavvikelserna.

Tabell 20. De genomsnittliga, högsta respektive lägsta uppmätta vattentemperaturerna i biofilmreaktorn och utjämningsstanken under året 2004. Även standardavvikelserna (Std) presenteras för respektive månad. September omfattar tidsperioden 24 till och med 30, december 1 till och med 21.

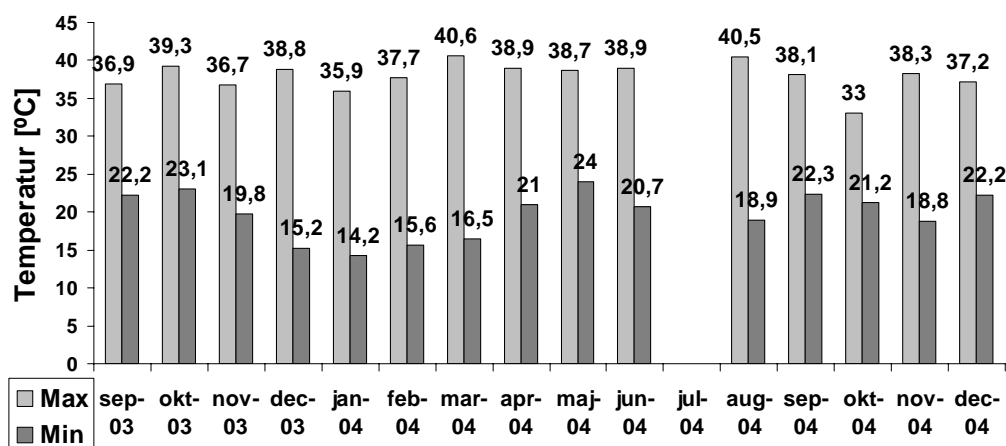
Månad under året 2004	Temperatur [°C]							
	Biofilmreaktorn				Utjämningsstanken			
	Medel	Högsta	Lägsta	Std	Medel	Högsta	Lägsta	Std
September	28	31,1	23,5	2,2	29	38,1	22,3	2,9
Oktober	26	29,3	21,4	1,8	26	33	24,5	2,6
November	25	31,6	18,9	2,5	26	38,3	18,8	3,6
December	31	37,2	24,7	2,6	28	37,2	22,2	2,9

Kartläggningen av temperaturdata från enbart utjämningsstanken visade att den genomsnittliga månadstemperaturen varierade mellan 23 och 30 °C under perioden september år 2003 till december år 2004. De genomsnittliga temperaturerna i utjämningsstanken samt motsvarande standardavvikelse under respektive månad redovisas i figur 20. Tydligt är att medeltemperaturen följer klimatets säsongsvariationer, med kallare vattentemperaturer under höst- och vintermånaderna och varmare vattentemperaturer under vår- och sommarmånaderna. Den lägsta medeltemperaturen inträffade i januari år 2004 (22,9°C) och de högsta inträffade i maj år 2004 (29,7 °C) och augusti år 2004 (29,4 °C). Standardavvikelserna tenderar att vara något större under vinterhalvåret (november till mars) jämfört med under sommarhalvåret.



Figur 20. Månadsvis genomsnittlig vattentemperatur i utjämningsstanken. Tidsperioden sträcker sig från september år 2003 till december år 2004. Juli har exkluderats på grund av att data saknas till följd av underhållsavbrott. Under mars månad saknades data för sju dygn under perioden 24 till den 31 mars. Under december år 2004 användes data från den 1 till och med den 21.

I figur 21 visas de högsta respektive lägsta uppmätta vattentemperaturerna i utjämningsstanken under respektive månad. Resultatet visar att vattentemperaturen i utjämningsstanken aldrig understigit 14°C eller överstigit 41°C. Den högsta vattentemperaturen i utjämningsstanken var relativt konstant vid 38°C under samtliga månader, med undantag för oktober år 2004 då temperaturen inte översteg 33°C. Den lägsta vattentemperaturen under respektive månad såg ut att följa årstiden, med något lägre vattentemperaturer under vintermånaderna jämfört med under sommarmånaderna.



Figur 21. De högsta respektive lägsta uppmätta vattentemperaturerna i utjämningsstanken under tidsperioden september år 2003 till december år 2004. Under april saknas data från dagarna 27 och 28 och under mars från den 25 till och med 30.

Vid jämförelsen av vattentemperaturen i både biofilmreaktorn och utjämningsstanken framkom det att vattentemperaturen i biofilmreaktorn vanligtvis varierade något mindre än i utjämningsstanken. Utjämningsstanken har därmed haft en temperaturutjämnande effekt även om inte hela utjämningsstanken skett i tanken. Resultatet är även intressant med tanke på att utjämningsstanken kommer att byggas om till en biofilmreaktor vid årsskiftet 2004/2005. Då den mikrobiella aktiviteten kan höja temperaturen ytterligare finns en risk att temperaturen kan bli högre än vad den varit under den studerade tidsperioden. Risken är särskilt stor under sommarmånaderna. Denna temperaturökning kan resultera i försämrade reduktion av organsikt material under ombyggnadsperioden.

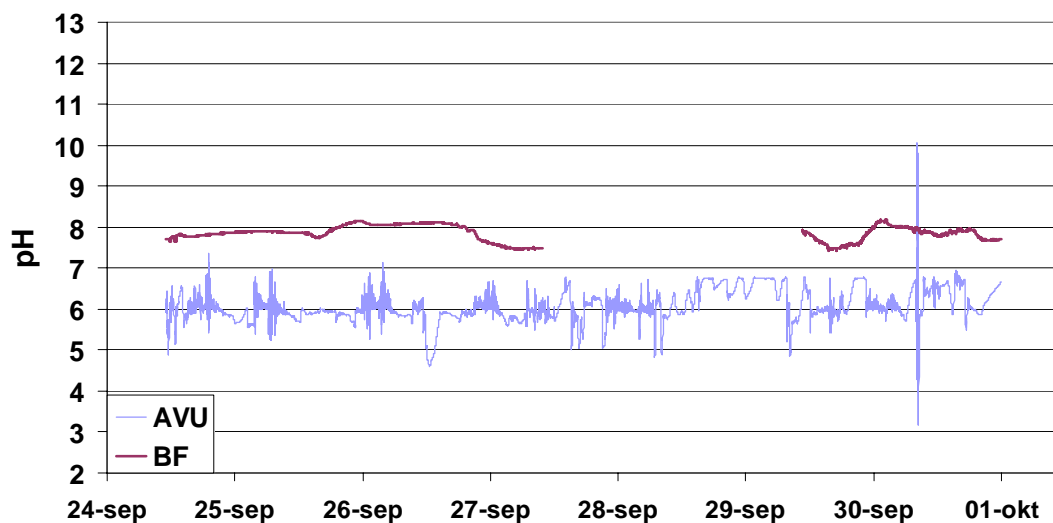
För att undersöka hur ofta vattentemperaturen i biofilmreaktorn respektive utjämningsstanken har varit något högre kartlades antalet tillfällen med temperaturer överstigande 35°C. Resultatet visade att det var ovanligt med temperaturer över 35°C i biofilmreaktorn under månaderna september till december år 2004, endast tre uppmätta tillfällen under december. I utjämningsstanken överstegs temperaturen 35°C vid två till fem tillfällen per månad under september år 2003 till december år 2004. Tillfällena var fler under sommarmånaderna. Resultatet återfinns i bilaga 9.

När vattentemperaturdata studerades framkom det att temperaturen förändrades långsamt i utjämningsstanken. Det var inte ovanligt att en vattentemperatur på omkring 35°C varade i fem till tio timmar. Var temperaturen högre (omkring 38-40°C) varade den höga temperaturen under längre tid, vanligtvis i omkring 15 timmar. Det förekom även att den höga temperaturen varade i drygt ett dygn. Orsaken kan dels bero på att det ingående flödet hade en hög temperatur under en längre tid.

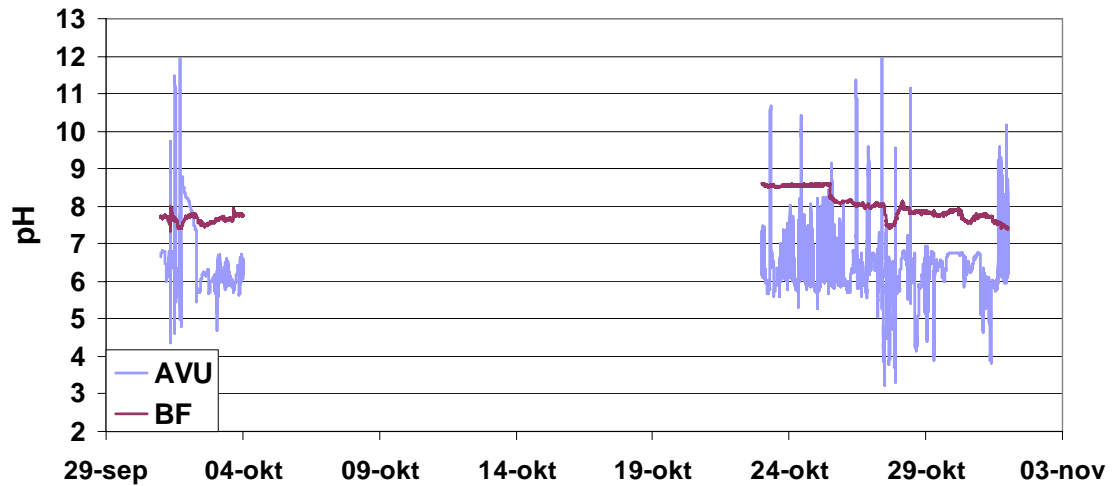
Sammanfattningsvis följer vattentemperaturen i biofilmreaktorn temperaturen i utjämningsstanken relativt väl. Temperaturen i biofilmreaktorn når sällan samma höga eller låga nivå som i utjämningsstanken. Den genomsnittliga temperaturen i biofilmreaktorn följer den genomsnittliga temperaturen i utjämningsstanken mycket väl. Antalet tillfällen med en vattentemperatur överstigande 35°C är något fler i utjämningsstanken än i biofilmreaktorn vilket indikerar att höga temperaturer kan bli ett problem under ombyggnadsperioden. Temperaturvariationerna i utjämningsstanken indikerar hur stora temperaturvariationerna kommer att vara i biofilmreaktorerna efter årsskiftet 2004/2005. Ingen skillnad i den organiska reduktionen kunde konstateras under tidsperioder med temperaturer inom intervallen 30-35°C eller 20-25°C.

5.2.2. pH

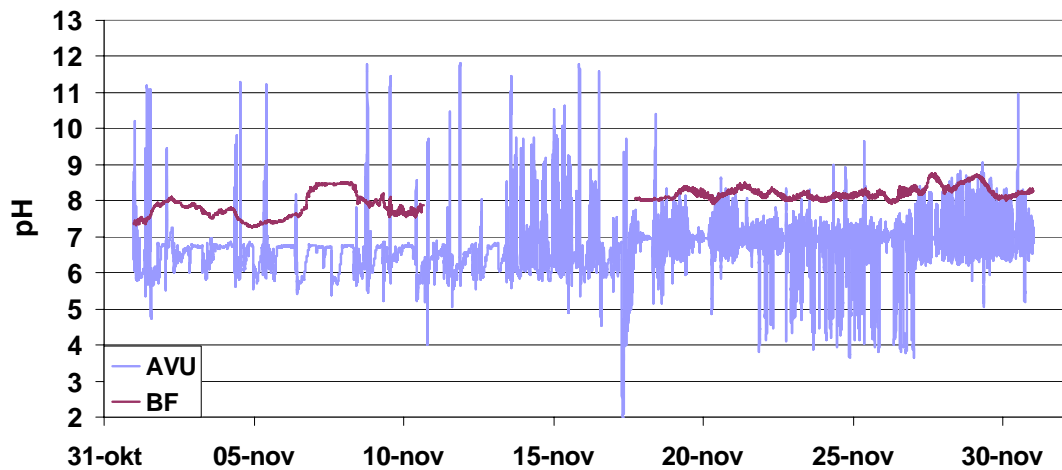
De genomsnittliga månatliga pH-variationerna studerades i både AVU-bassängen och biofilmreaktorn. I figurerna 22-25 presenteras det erhållna resultatet från jämförelserna av pH i AVU-bassängen jämfört med i biofilmreaktorn för de fyra månaderna september till och med december år 2004. Under samtliga kartlagda månader var pH-variationerna små i biofilmreaktorn. Generellt låg pH-värdet högre i biofilmreaktorn jämfört med i AVU-bassängen vilket beror på att nedbrytningsprocessen har en buffrande effekt, d.v.s. att vattnet har en förmåga att motstå pH-förändringar. De distinkta topparna respektive dalarna i AVU-bassängen under november motsvarar tidsrymden 30 till 60 minuter i de flesta situationerna. Notervärt är att pH-värdet i biofilmreaktorn vid den 25 november höll sig runt 8, trots en längre period med lågt pH i det inkommande vattnet. Företeelsen indikerar god buffertkapacitet i biofilmreaktorn för låga pH-värden.



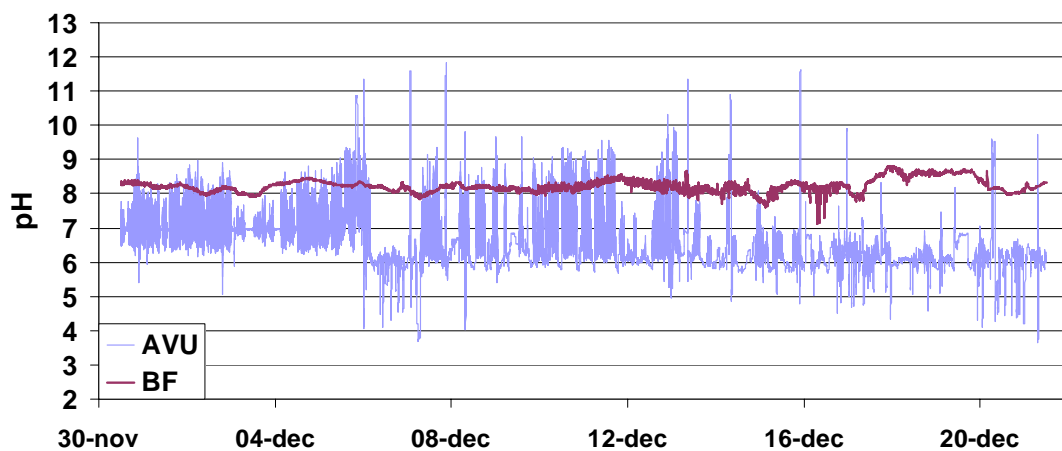
Figur 22. pH i AVU-bassängen och biofilmreaktorn under september år 2004. Då registreringen av data från biofilmreaktorn startade i slutet av september år 2004 är dataserien knapphändig. Den stora pH-variationen i AVU-bassängen vid månadsskiftet härrör från en kalibrering av pH-elektroden.



Figur 23. pH i AVU-bassängen och biofilmreaktorn under oktober år 2004. Dataavbrottet orsakades av driftavbrottet till följd av kompressorhaveriet.



Figur 24. pH i AVU-bassängen och biofilmreaktorn under november år 2004. Avbrottet i data från biofilmreaktorn härrör från driftsproblem med pH-elektroden. De distinkta pH-topparna motsvarar tidsrymden 30 till 60 minuter vid de flesta av situationerna.



Figur 25. pH i AVU-bassängen och biofilmreaktorn under december år 2004. Data omfattar perioden från den 1 till och med den 21 december.

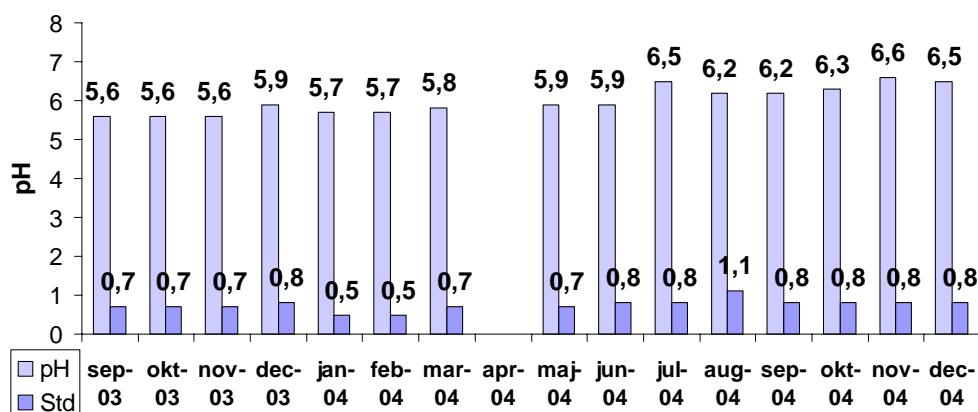
En sammanställning av pH-värdena i biofilmreaktorn respektive AVU-bassängen för månaderna september till och med december år 2004 presenteras i tabell 21. De extrema pH-värdena varierade endast mycket lite vid en separat månadsvis jämförelse i biofilmreaktorn respektive AVU-bassängen. Notera att det genomsnittliga pH-värdet i biofilmreaktorn var nära 8, vilket ligger närmare den övre gränsen än den undre gränsen för det optimala pH-intervallet för mikroorganismerna. Under september höll sig pH-värdet i biofilmreaktorn inom det optimala intervallet. Under oktober var pH-värdet omkring 8,5 under drygt två dygn, men notervärt är att data saknades under månaden varför det är okänt om pH-värdet överstigit 8,5. Under november inträffade tre tillfällen med ett pH-värde på omkring 8,5 varav det ena tillfället varade i drygt ett dygn. Under december var det genomsnittliga pH-värdet i biofilmreaktorn något högre än under de tidigare månaderna. Det var även under december som extremvärdena i biofilmreaktorn var högst respektive lägst.

Tabell 21. De högsta respektive lägsta uppmätta pH-värdena i biofilmreaktorn och AVU-bassängen under månaderna september till och med december år 2004.

Därutöver presenteras de genomsnittliga pH-värdena samt standardavvikelserna.

Månad	Biofilmreaktorn				AVU-bassängen			
	Medel	Max	Min	Std	Medel	Max	Min	Std
September	7,9	8,2	7,4	0,2	6,2	12,0	2,6	0,8
Oktober	7,9	8,6	7,3	0,4	6,4	12,0	3,3	0,8
November	8,0	8,2	7,4	0,2	6,6	11,8	2,0	0,8
December	8,2	8,8	6,5	0,2	6,5	11,8	3,7	0,8

En sammanställning av hur det genomsnittliga pH-värdet varierade i AVU-bassängen under månaderna september år 2003 till och med december år 2004 presenteras i figur 26. Resultatet påvisade en trend med svagt ökande pH från 5,6 till 6,5 under tidsperioden.

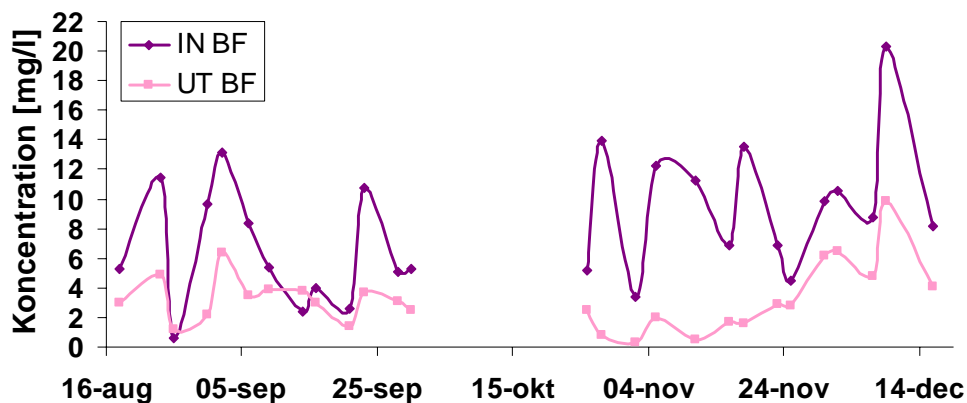


Figur 26. Det genomsnittliga pH-värdet i AVU-bassängen under respektive månad från september år 2003 till och med december år 2004. Även standardavvikelserna (Std) för respektive månad redovisas.

Sammanfattningsvis varierade pH-värdet kraftigt i AVU-bassängen, dock kring ett konstant genomsnittligt värde. En längre period med lågt pH-värde under november år 2004 påverkade inte pH-värdet i biofilmreaktorn, vilket tyder på en god buffertkapacitet i biofilmreaktorn. pH-värdet i utjämningsstanken kunde inte studeras då mätbarhet saknades där.

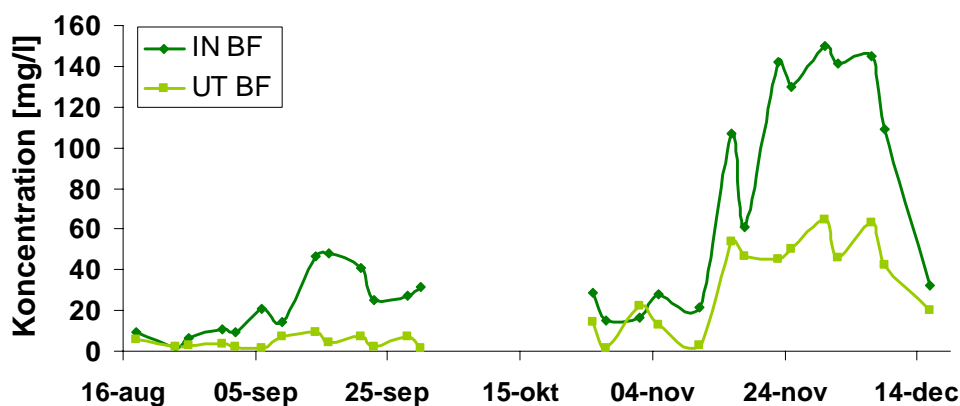
5.2.3. Närsaltstillgång

Resultatet av närsaltsanalyserna presenteras i figurerna 27-29. Koncentrationen nitratkväve varierade mer i det ingående vattnet (mellan 3 och 13 mg/l) jämfört med i det utgående vattnet (mellan 2 och 5 mg/l), figur 27.

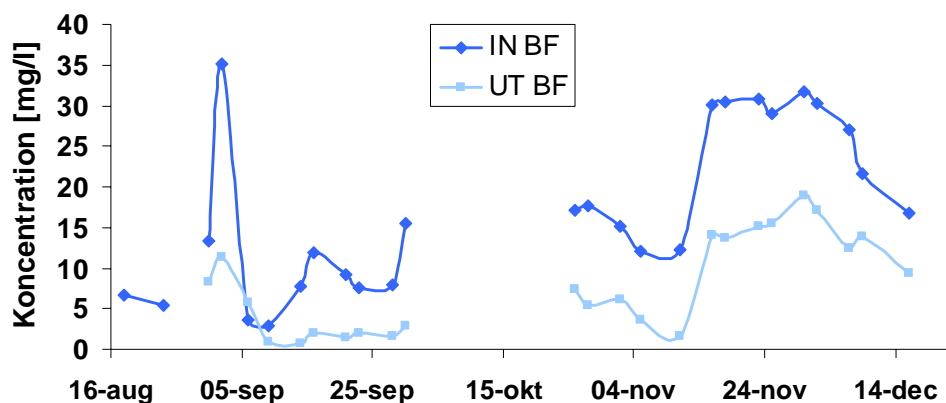


Figur 27. Variationen av närsaltet nitratkväve i biofilmreaktorn. Avbrottet i data uppkom vid kompressorincidenten.

För närsalterna ammoniumkväve och fosfatfosfor följde de ingående och utgående koncentrationerna varandra, figurerna 28 och 29. De höga koncentrationerna under november beror av en avsiktligt högre närsaltsdosering under T10-försöket.



Figur 28. Variationen av närsaltet ammoniumkväve i biofilmreaktorn. De höga koncentrationerna under november beror på en ökning av närsaltsdoseringen under T10-försöket. Avbrottet i data uppkom vid kompressorincidenten.



Figur 29. Variationen av närsaltet fosfatfosfor i biofilmreaktorn. De höga koncentrationerna i slutet av november beror på en ökning av närsaltsdoseringen under T10-försöket. Avbrottet i data uppkom vid kompressorincidenten.

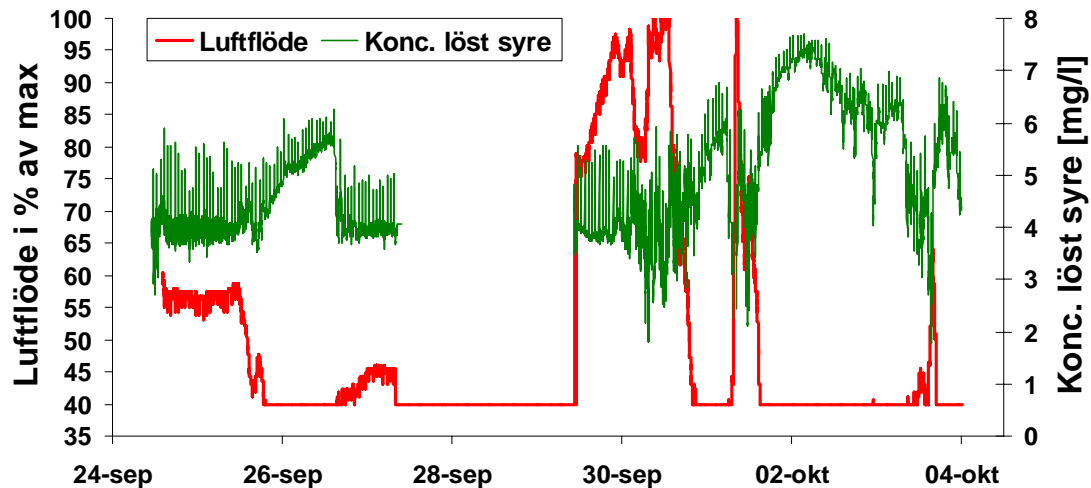
En sammanställning av de analyserade koncentrationerna av närsalterna nitratkväve, ammoniumkväve samt fosfatfosfor presenteras i tabell 22.

Tabell 22. De genomsnittliga, högsta samt lägsta koncentrationerna av närsalterna nitratkväve, ammoniumkväve samt fosfatfosfor.

	Närsaltskoncentration [mg/l]					
	Nitratkväve		Ammoniumkväve		Fosfatfosfor	
	IN BF	UT BF	IN BF	UT BF	IN BF	UT BF
Genomsnitt	53	20	8	3	17	9
Högsta	150	65	20	10	35	43
Lägsta	2,3	1,2	0,6	0,3	2,9	0,7

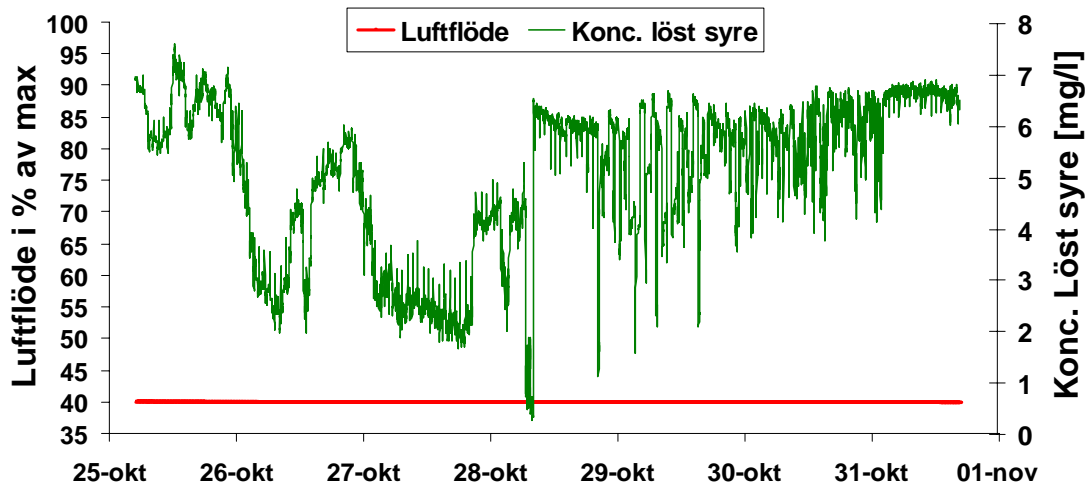
5.2.4. Koncentration löst syre

Resultatet av kartläggningen avseende koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn och hur mycket blåsmaskinen behövde arbeta i förhållande till sin maximala kapacitet presenteras i figurerna 30-31. Börvärdet för koncentrationen löst syre var inställt på 4 mg/l under den kartlagda tidsperioden. När börvärdet överstegs minskade luftningen och när börvärdet understegs ökade luftningen, figur 30. Den kartlagda tidsperioden slutar den 4 oktober då kompressorn som ombesörjer luftningen i biofilmreaktorn havererade (beskrivs mer detaljerat i avsnitt 7). Biofilmreaktorn togs åter i drift den 25 oktober, men problem med syreelektroden gjorde att kartläggningen återigen avslutades den 1 november, figur 31.



Figur 30. Koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn och hur mycket blåsmaskinen behövde arbeta för att bibehålla börvärdet 4 mg/l. Tidsperioden omfattar den 24 september till och med den 3 oktober år 2004.

Ett liknande diagram för perioden strax efter kompressorhaveriet visas i figur 31. Under den aktuella tidsperioden var blåsmaskinen inställd på manuell drift vilket innebar ett konstant minluftflöde på 40 % av maximal kapacitet. Koncentrationen löst syre understeg 4 mg/l under ett par dygn men ökade därefter trots relativt lågt luftflöde. Den kritiska syrehalten 2 mg/l understegs enbart under några korta tillfällen.



Figur 31. Koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn och hur mycket blåsmaskinen behövde arbeta för att bibehålla börvärdet 4 mg/l. Blåsmaskinens konstanta nivå beror på att den var inställd på manuell drift med lägsta varvtal (40 %). Tidsperioden omfattar den 25 oktober till och med den 31 oktober år 2004.

Trots en viss osäkerhet i mätvärdena som kommer från syreelektroden i biofilmreaktorn utfördes en sammanställning av resultatet för september och oktober år 2004. I tabell 23 presenteras de genomsnittliga värdena med tillhörande standardavvikelser samt högsta respektive lägsta uppmätta värden.

Tabell 23. Koncentrationen löst syre i biofilmreaktorns vattenvolym under september och oktober år 2004. Observera att statistiken baserar sig på ett begränsat antal dagar under respektive månad.

Koncentration löst syre [mg/l]		
	September	Oktober
Genomsnittlig koncentration	4,3	5,3
Högsta uppmätta koncentration	6,3	7,7
Lägsta uppmätta koncentration	1,8	0,3
Standardavvikelse	0,6	1,5

Under september understegs den kritiska koncentrationen löst syre 2 mg/l under 15 minuter, där 1,8 mg/l var den lägsta koncentrationen. Under oktober understegs 2 mg/l ett flertal gånger under varierande långa tidsperioder, allt från 10, 50 och 90 minuter upp till två och en halv timme.

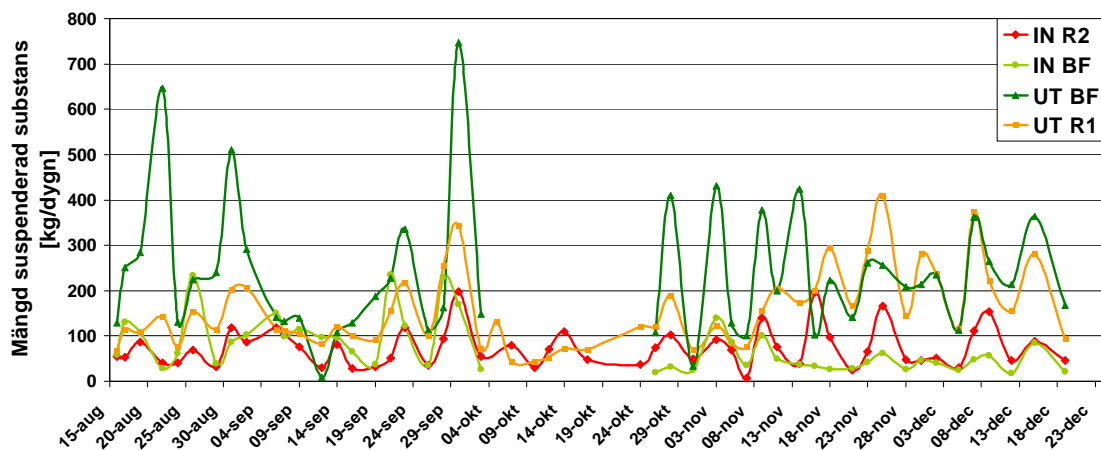
För att beskriva luftningens intensitet har flödet uttryckt i procent översatts till teoretisk luftvolym per tidsenhet för ett flertal procentsatser, tabell 24.

Tabell 24. Blåsmaskinens intensitet uttryckt i teoretiskt luftflöde (m^3 /timme).

Luftflöde [%]	40	50	60	70	80	90	100
Luftflöde [m^3 /timme]	740	925	1110	1295	1480	1665	1850

5.2.5. Suspenderad substans

Analysresultaten av mängden suspenderad substans vid de fyra provtagningspunkterna IN R2, IN BF, UT BF samt UT R1 presenteras i figur 32. Det var tydligt att mängden suspenderad substans var högre i det utgående vattnet från reningsverket (UT R1) då biofilmreaktor var i drift tillsammans med biotornet, jämfört med perioden då enbart biotornet var i drift (4 oktober till och med 21 oktober). Det var även tydligt att mängden suspenderat material varierade kraftigt i det utgående flödet från biofilmreaktor (UT BF). Den genomsnittliga mängden var 236 kg/dygn och de största förekommande mängderna var mellan 500 och drygt 700 kg/dygn. Variationerna av mängden suspenderad substans i det utgående flödet från biofilmreaktor kommer att motsvara variationerna i det utgående vattnet från reningsverket under ombyggnadsperioden. Detta då slamhanteringen kommer att försvinna i början av året 2005.



Figur 32. Mängden suspenderad substans i flödena IN R2, IN BF, UT BF samt UT R1. Tidsperioden omfattar den 16 augusti till och med den 19 december år 2004.

Många av tillfällena med mindre mängd suspenderad substans i samtliga flöden inträffade under söndagarna då belastningen på reningsverket var lägre. De flesta topparna av mängden suspenderad substans inträffade ett par dagar efter helgen. Detta kan tyda på att ökad slamtillväxt på bärrarmaterialet i kombination med ett ökat flöde kan leda till att en del av slammets spolas bort från bärrarmaterialet efter ett par dagars tillväxt. Därav de stora mängdvariationerna.

En sammanställning av de genomsnittliga mängderna suspenderad substans vid de fyra skilda provtagningsplatserna IN R2, IN BF, UT BF samt UT R1 redovisas i tabell 25. Den största mängden förekom i det utgående vattnet från biofilmreaktorn och i detta flöde var även mängdvariationen störst. Resultatet tyder på att mängden suspenderad substans kommer att öka när biotornet tas ur bruk under året 2005.

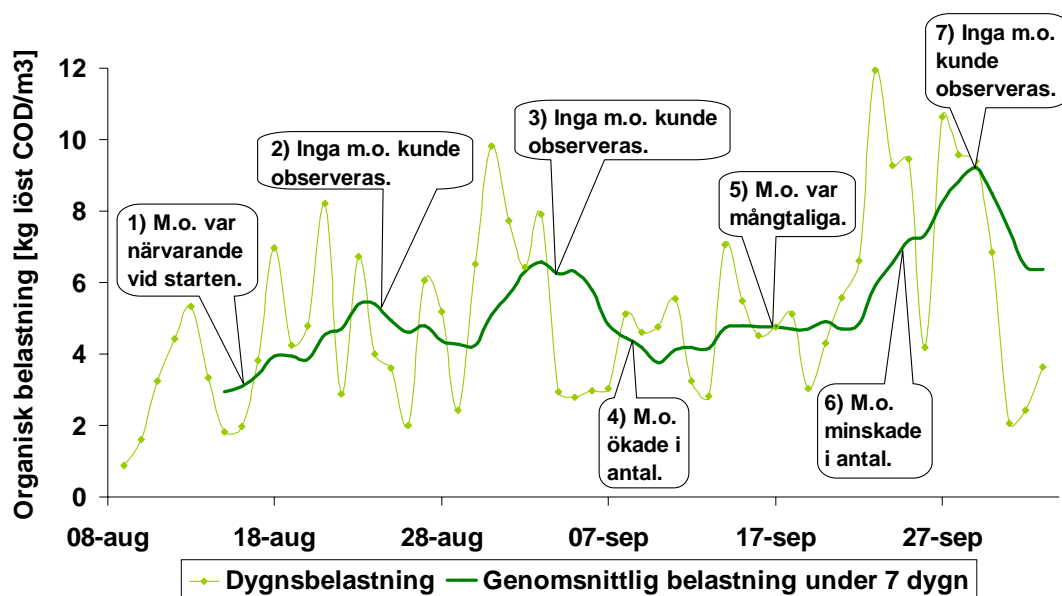
Tabell 25. En sammanställning av de genomsnittliga mängderna suspenderad substans med motsvarande standardavvikelser för respektive provtagningspunkt. Även de största och minsta mängderna redovisas. Resultatet omfattar tidsperioden 16 augusti till och med den 19 december år 2004.

	Suspenderad substans [kg/dygn]			
	IN R2	IN BF	UT BF	UT R1
Genomsnitt	75	76	236	155
Standardavvikelse	43	58	149	86
Största mängden	198	236	744	410
Minsta mängden	8	17	10	43

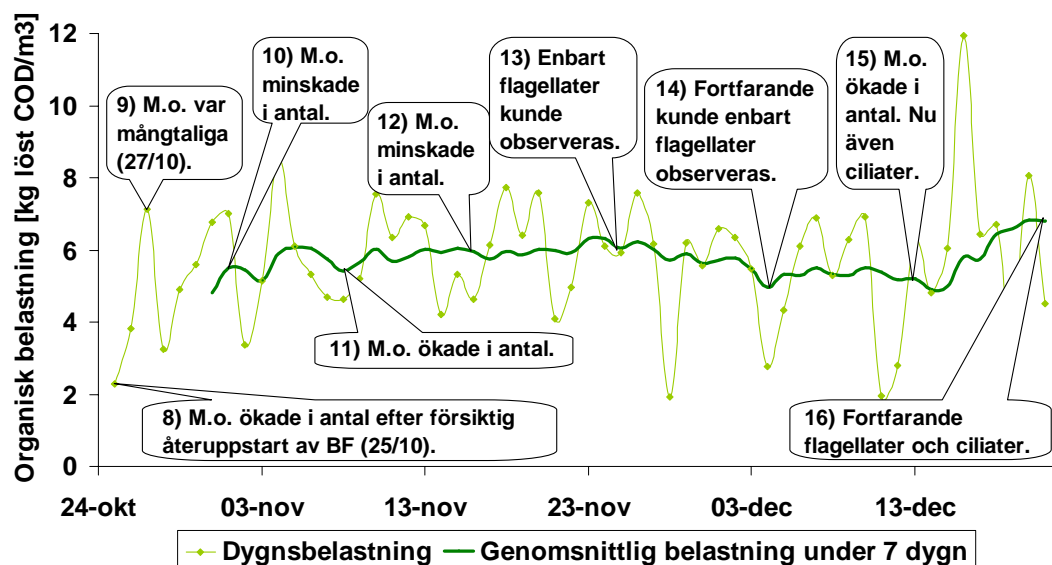
5.3. Mikroskopering av slammets

Mikroskopering av slammets visade sig vara en effektiv metod för att studera hur en ökning av den organiska belastningen (avseende COD) på biofilmreaktorn påverkade mikroorganismerna. På morgonen då de två dygnsprovtagningarna startade mikroskoperades slammets för att fastställa statusen på mikrobiologin i biofilmreaktorn. Både den 9 november och 14 december var ciliater och flagellater närvarande. Detta indikerade att de rådande förhållandena i biofilmreaktorn var goda under försökens genomförande.

Mikroorganismernas antal och mångfald förändrades snabbt vid en belastningsökning. Särskilt tydlig var förändringen i antalet flagellater och ciliater vid mikroskoperingen. Efter en belastningsökning kunde inte några ciliater observeras vid mikroskoperingen, för att ett par dagar senare åter vara närvarande. Det fanns alltid en bakteriell närvaro även om deras antal varierade beroende av livsbetingelserna. Generellt var mikroorganismerna fler vid en gynnsam miljö med lägre organisk belastning och färre vid en högre belastning samt vid låg koncentration löst syre. Mikroskoperingsresultatet återfinns i bilaga 10 och tolkningen av resultatet vid jämförelse med den organiska belastningen presenteras i figurerna 33 och 34.



Figur 33. Flagellaternas och ciliaternas (m.o.) förekomst i förhållande till den varierande organiska belastningen på biofilmreaktorn. Tidsperioden omfattar den 9 augusti till och med den 3 oktober år 2004, vilket motsvarar tiden för kapacitetsförsöket.



Figur 34. Flagellaternas och ciliaternas (m.o.) förekomst i förhållande till den varierande organiska belastningen på biofilmreaktorn. Tidsperioden omfattar den 25 oktober till och med den 21 december år 2004, vilket motsvarar tiden för T10-försöket.

Innebörden av de numrerade markeringarna i figurerna 33 och 34 redovisas i tabell 26.

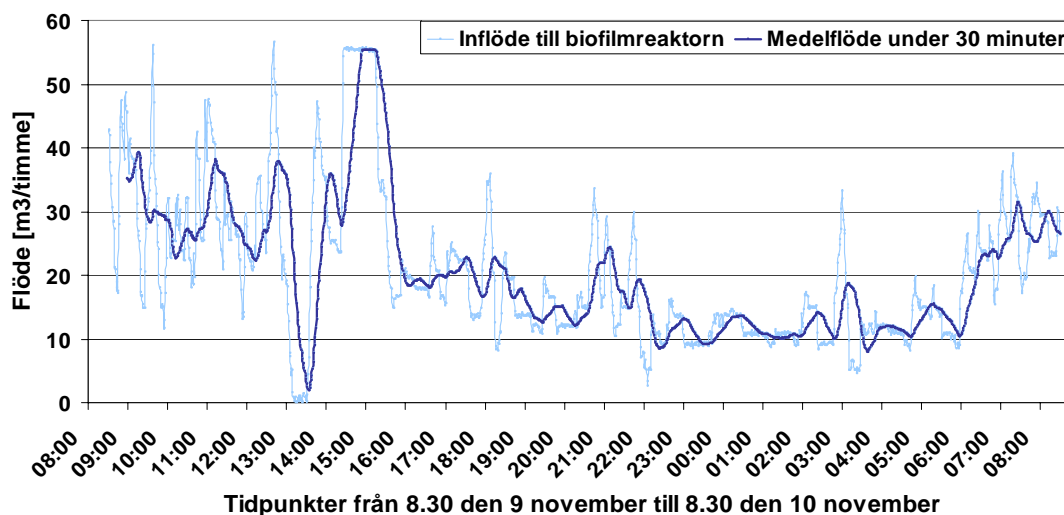
Tabell 26. Innebörden av de numrerade markeringarna i figurerna 33 och 34. Flagellater och ciliater benämns här mikroorganismer.

Numrering	Innebörd
1	Mikroorganismer var närvarande vid starten av kapacitetsförsöket (17 augusti).
2	Mellan den 21 och 24 augusti minskade mikroorganismerna i antal, troligtvis till följd av ökningen av flödeskvotningen över biofilmreaktorn till 65 %. Inga mikroorganismer kunde observeras vid mikroskoperingen den 24 augusti.
3	Fortfarande kunde inga mikroorganismer observeras vid mikroskoperingen.
4	Flagellaterna började återhämta sig och ökade i antal.
5	Mikroorganismerna var mångtaliga till följd av relativt låg och jämn organisk belastning.
6	Flödesbelastningen över biofilmreaktorn ökades till 90 % den 21 september och mikroorganismerna minskade då i antal.
7	Inga mikroorganismer kunde observeras vid mikroskoperingen den 29 september, då den organiska belastningen var som högst.
8	Mikroorganismerna ökade i antal under den försiktiga återuppstarten av biofilmreaktorn efter kompressorhaveriet. Flödesbelastningen var endast 5 m ³ /timme under återuppstarten.
9	Mikroorganismerna var mångtaliga redan ett par dagar efter återuppstarten av biofilmreaktorn.
10	Mikroorganismerna kunde återigen inte observeras vid mikroskoperingen. Orsaken var den snabba flödesökningen till biofilmreaktorn, från 5 m ³ /timme till att den 25 oktober uppgå till flödesfördelningen 50 % av det totala flödet. Den 29 oktober ökades flödesbelastningen ytterligare till 65 % av det totala flödet.
11	Mikroorganismerna var mångtaliga. T10-försöket startades.
12	Mikroorganismerna minskade i antal. Ciliaterna kunde inte längre observeras vid mikroskoperingen.
13	Enbart flagellater kunde observeras vid mikroskoperingen.
14	Fortfarande kunde enbart flagellater observeras vid mikroskoperingen.
15	Mikroorganismerna ökade i antal. Nu fanns även många ciliater. Koncentrationen löst syre var omkring 5 mg/l efter en period med förmodad lägre koncentration, tillfälligtvis med en lägre koncentration än 2 mg/l.
16	Mikroorganismerna var mångtaliga. Rikligt med ciliater.

Under kapacitetsförsöket var det tydligt att mikroorganismerna påverkades negativt av kraftiga belastningsökningar alternativt organiska belastningar på omkring 6 till 7 kg COD_{löst}/m³. Hur koncentrationen löst syre inverkar på mikroorganismerna var tydligt under T10-försöket. Inga ciliater kunde observeras vid mikroskoperingstillfällena då koncentrationen löst syre var låg, åtminstone stundvis lägre än 2 mg/l till följd av problem med syreelektroden som lade sig ovanpå bärarmaterialet i biofilmreaktorn. När missödet uppdagades och syrehalten åter var högre än 2 mg/l återhämtade sig ciliaterna snabbt. Likaså var det tydligt under kapacitetsförsöket att antalet mikroorganismer minskade vid den låga koncentrationen löst syre till följd av kompressorhaveriet. En ökad bakterieförekomst observerades när syrehalten översteg 2 mg/l. De nämnda tillbudena återfinns mer detaljerat beskrivna i avsnitt 7. Bilder på observerade mikroorganismer vid mikroskoperingstillfällena återfinns i bilaga 11.

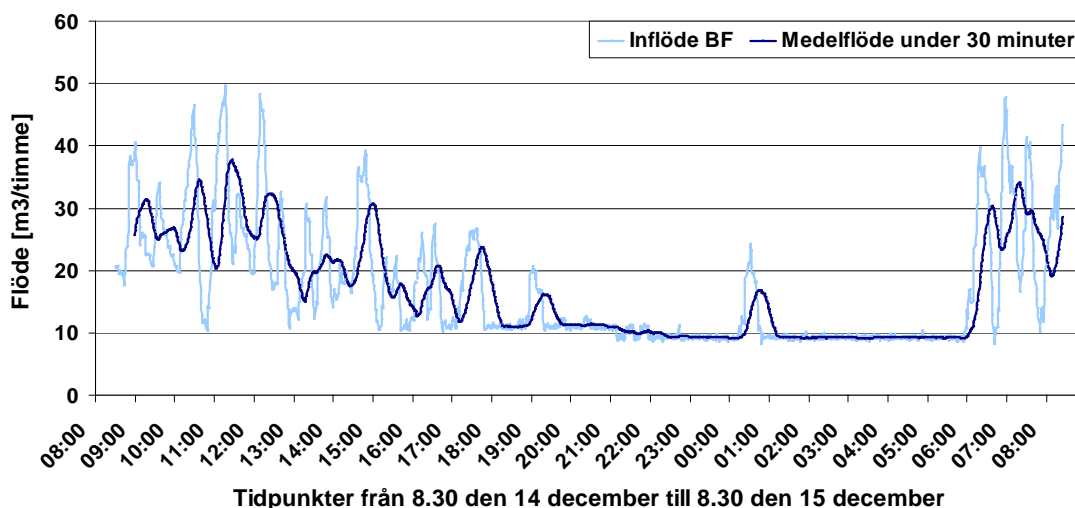
5.4. Dygnsprovtagning vid provtagningspunkten UT BF

De två dygnsprovtagningförsöken vid provtagningspunkten UT BF visade hur ett flertal parametrar varierade under ett dygn. Flödesbelastningens dygnsvariation i biofilmreaktorn kartlades under båda dygnsprovtagningarna utförda år 2004, se figurerna 35 och 36. Resultatet var tydligt, flödesbelastningen var betydligt högre under dagtid jämfört med under kvällstid. Under dygnsprovtagning 1 varierade flödet under dagen mellan omkring 10 och 50 m³/timme, med ett genomsnittligt flöde på 28 m³/timme. Under kvällstid varierade flödet mellan ungefär 10 och 25 m³/timme, med ett genomsnittligt flöde på 14 m³/timme (figur 35).



Figur 35. Variationen i det ingående flödet till biofilmreaktorn under dygnsprovtagning 1.

Flödesmönstret under dygnsprovtagning 2 var mycket likartat flödesmönstret under dygnsprovtagning 1. Under dagtid varierade flödet mellan approximativt 10 och 50 m³/timme, med ett genomsnittligt flöde på 24 m³/timme. Under kvällstid varierade flödet mellan cirka 10 och 20 m³/timme, med ett genomsnittligt flöde på 10 m³/timme (figur 36).



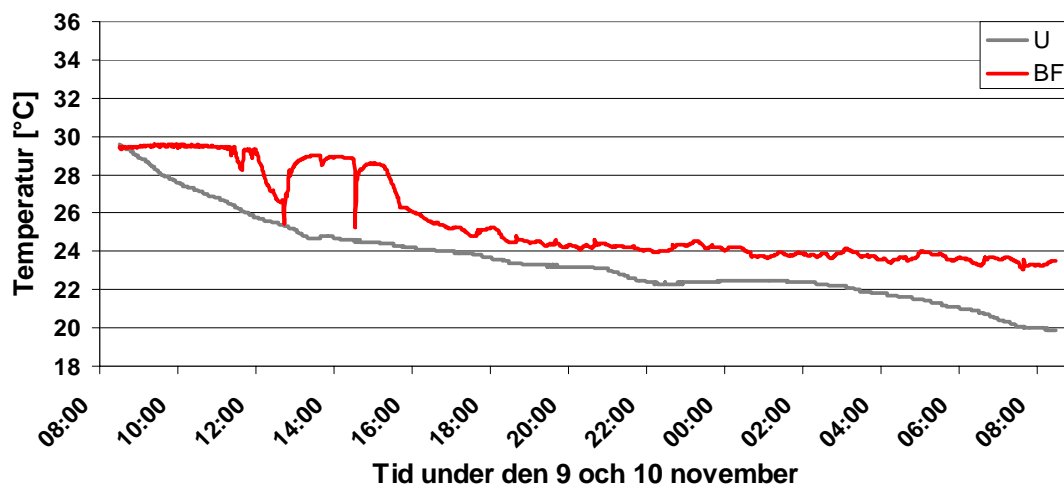
Figur 36. Variationen i det ingående flödet till biofilmreaktorn under dygnsprovtagning 2.

En sammanställning av flödesbelastningen på biofilmreaktorn under de två dygnsprovtagningarna redovisas i tabell 27. Dygnsmedelflöden samt genomsnittliga flöden under dagtid respektive kvällstid presenteras för respektive försök.

Tabell 27. Flödesbelastningen på biofilmreaktorn under de två dygnsprovtagningarna. Genomsnittligt flöde under respektive dygnsprovtagning samt genomsnittliga flöden uppdelade i dagtid respektive kvällstid.

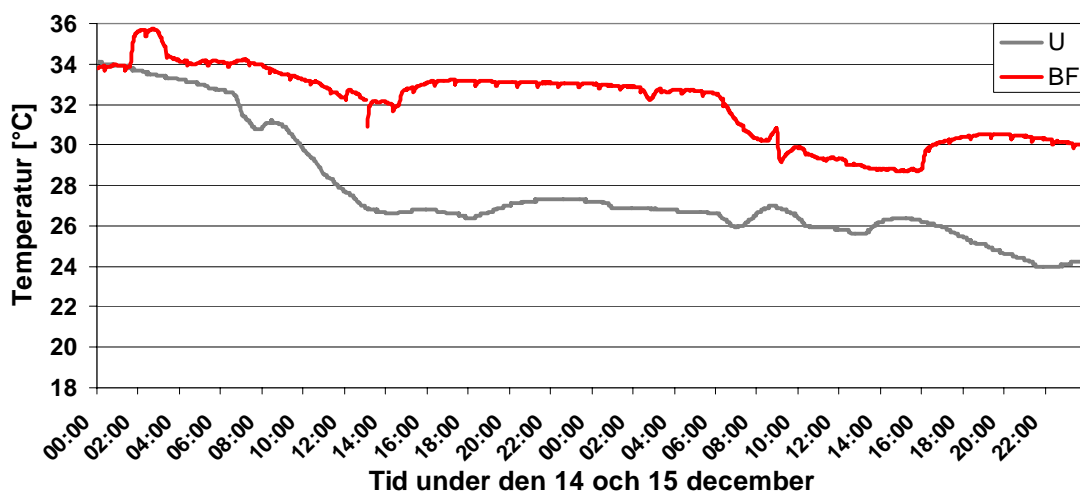
	Flödesbelastningen på biofilmreaktorn [m ³ /timme]		
	Genomsnittligt flöde	Dagtid 06.00-17.59	Kvällstid 18.00-05.59
Försök 1	21	28	14
Försök 2	17	24	10

Vattentemperaturens variation i biofilmreaktorn och i utjämningsstanken under de två dygnsprovtagningarna visas i figurerna 37 och 38. Under båda försöken följde temperaturerna i biofilmreaktorn temperaturerna i utjämningsstanken. Temperaturen i biofilmreaktorn var även högre i biofilmreaktorn jämfört med i utjämningsstanken vid de två försöken. Under försök 1 varierade temperaturen i biofilmreaktorn mellan 23 och 30°C, med den genomsnittliga temperaturen 25,6°C (tabell 28).



Figur 37. Vattentemperaturen i biofilmreaktorn (BF) och i utjämningsstanken (U) under dygnsprovtagning 1. Observera att grafen omfattar en längre tidsperiod än den studerade tidsperioden för själva försöket.

Under dygnsprovtagningen i december (försök 2) varierade temperaturen mellan 30 och 34°C och den genomsnittliga temperaturen var 32,7°C (figur 38).



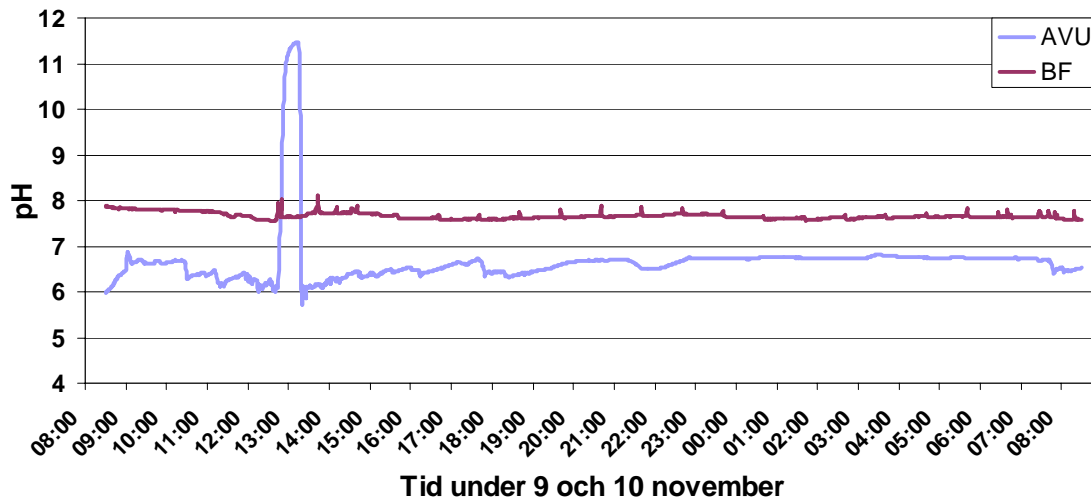
Figur 38. Vattentemperaturen i biofilmreaktorn (BF) och i utjämningsstanken (U) under dygnsprovtagning 2. Observera att grafen omfattar en längre tidsperiod än den studerade tidsperioden för själva försöket.

En sammanställning av vattentemperaturerna i biofilmreaktorn respektive utjämningsstanken under de två dygnsprovtagningarna presenteras i tabell 28.

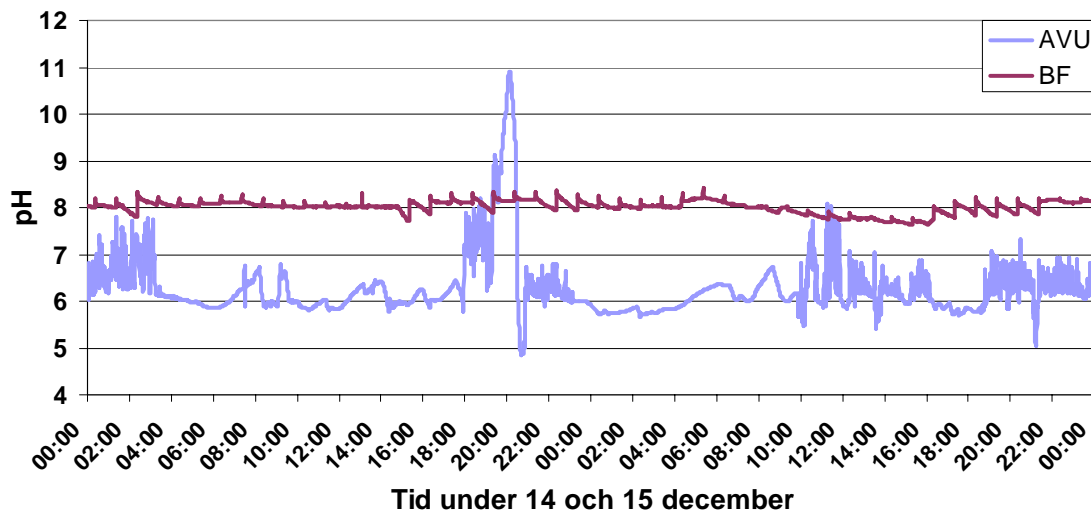
Tabell 28. Genomsnittliga samt extrema vattentemperaturer i biofilmreaktorn respektive utjämningsstanken under dygnsprovtagning 1 och 2.

Dygnsprovtagning	Temperatur [°C]					
	Biofilmreaktorn			Utjämningsstanken		
	Medel	Max	Min	Medel	Max	Min
Försök 1	25,6	29,6	23,1	23,5	29,6	19,9
Försök 2	32,7	33,7	30,2	27,2	31,2	25,9

pH-variationerna i biofilmreaktorn var små under båda dygnsprovtagningarna, figurerna 39 och 40. De genomsnittliga pH-värdena var 7,8 och 8,1 under dygnsprovtagning 1 respektive 2. Under dygnsprovtagningen i december var det genomsnittliga pH-värdet högre än under dygnsprovtagningen i november, trots ett lägre genomsnittligt pH-värde i AVU-bassängen under försök 2 jämfört med under försök 1 (tabell 29).



Figur 39. pH i biofilmreaktorn och i AVU-bassängen under dygnsprovtagning 1. Den höga pH-toppen i AVU-bassängen översteg 8 under en och en halv timme. Observera att grafen omfattar en längre tidsperiod än den studerade tidsperioden för själva försöket.



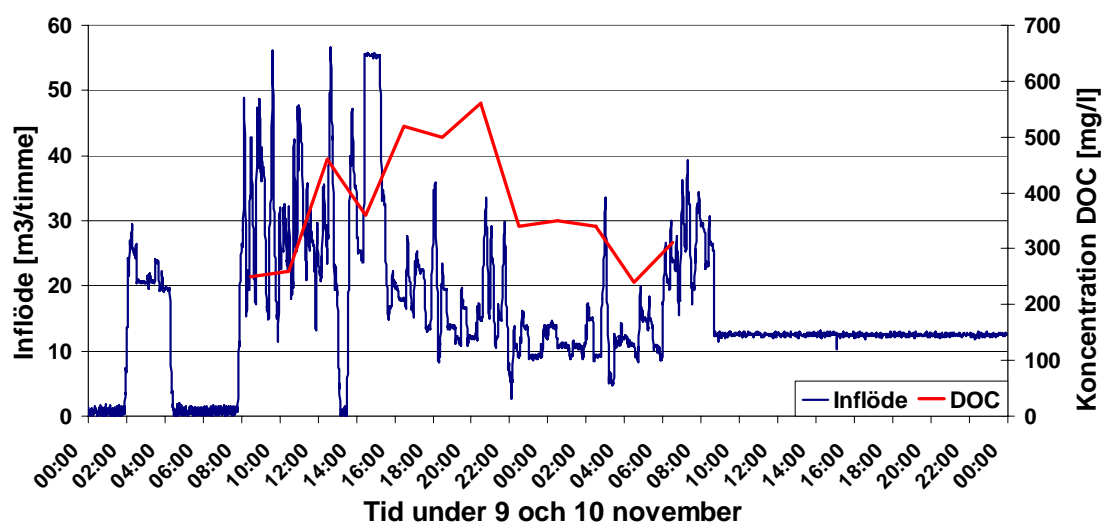
Figur 40. pH i biofilmreaktorn och i AVU-bassängen under dygnsprovtagning 2. Den höga pH-toppen i AVU-bassängen översteg 8 under en timme. Observera att grafen omfattar en längre tidsperiod än den studerade tidsperioden för själva försöket.

En sammanställning av pH-värdet i biofilmreaktorn och i AVU-bassängen under dygnsprovtagningarna 1 och 2 presenteras i tabell 29.

Tabell 29. Genomsnittliga och extrema pH-värden i biofilmreaktorn respektive AVU-bassängen under dygnsprovtagning 1 och 2.

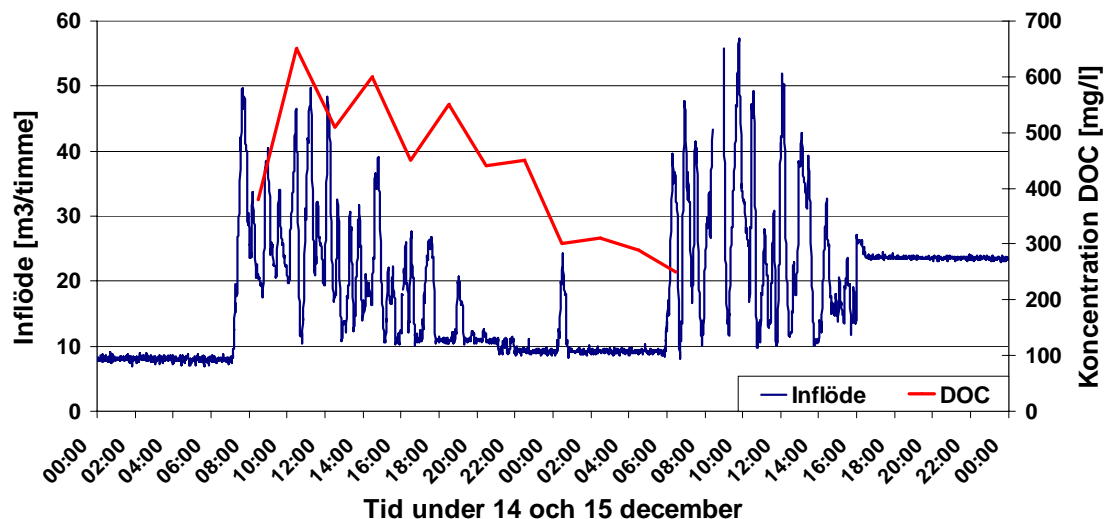
Dygnsprovtagning	pH					
	Biofilmreaktorn			Utjämningsstanken		
	Medel	Max	Min	Medel	Max	Min
Försök 1	7,8	8,1	7,6	6,7	11,5	5,7
Försök 2	8,1	8,4	7,7	6,3	10,9	4,84

Variationen i den genomsnittliga koncentrationen av DOC under dygnsprovtagning 1 visas i figur 41. Koncentrationen av DOC följer flödets dygnsmönster, med en högre koncentration till följd av det högre flödet under dagen. Den ökade koncentrationen indikerar att nedbrytningsprocessen inte får pågå under tillräckligt lång tid, varför koncentrationen ökar under dagen när flödet är högre. Observera tidsförskjutningen mellan inflödet och koncentrationen som är analyserad i det utgående vattnet.



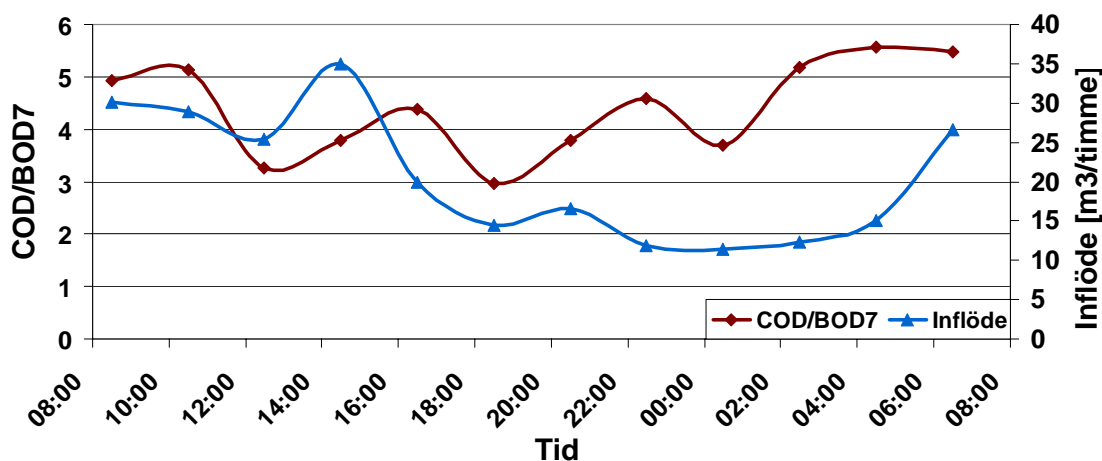
Figur 41. Den genomsnittliga koncentrationsvariationen av DOC under dygnet mellan den 9 och 10 november. Observera att en tidsförskjutning föreligger mellan inflödet och koncentrationen i utflödet.

Den genomsnittliga koncentrationsvariationen av DOC under dygnsprovtagning 2 visas i figur 42. Även under denna dygnsprovtagning följde koncentrationen flödets dygnsmönster.



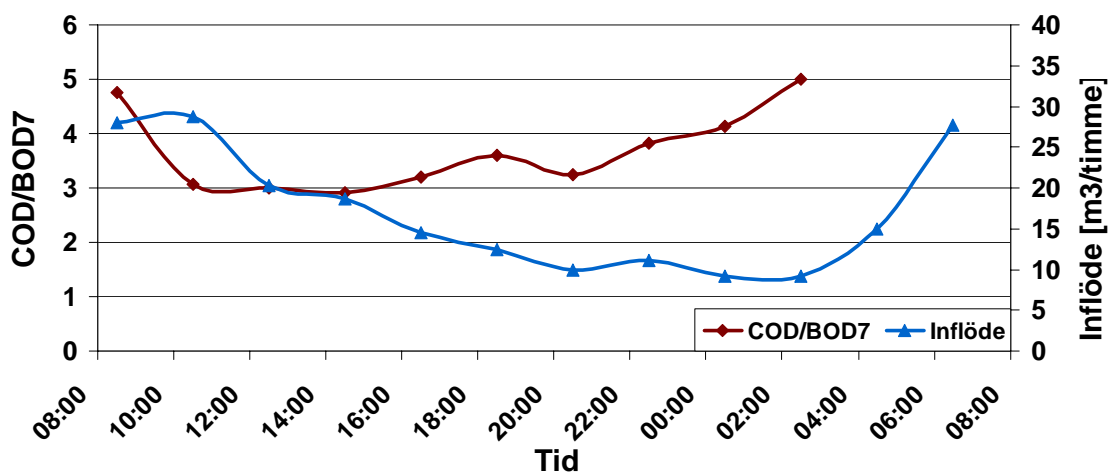
Figur 42. Den genomsnittliga koncentrationsvariationen av DOC under dygnet mellan den 14 och 15 december. Observera att en tidsförskjutning föreligger mellan inflödet och koncentrationen i utflödet.

Variationen av kvoten COD/BOD₇ i de genomsnittliga tvåtimmarsvattenproverna för de två dygnsprovtagningarna presenteras i figurerna 43 och 44. Under de båda dygna var koncentrationerna av COD och BOD₇ högre under dagtid och lägre under kvälls- och nattetid. Under dygnsprovtagning 1 varierade kvoten mellan 3 till 4,5 under dagen och steg något under morgontimmarna (figur 43). Ökningen indikerar att nedbrytningen fortgick längre under natten, med ett mer svårnedbrytbart utgående vatten som resultat. Mer av det lättnedbrytbara materialet hann alltså brytas ned under natten jämfört med under dagen. En kvot under två indikerar att vattnet är lättnedbrytbart. Observera att resultatet från dygnsprovtagning 1 är osäkert. Vattenproverna stod av misstag i rumstemperatur under natten på Vattenlaboratoriet vid Uppsala kommun innan de analyserades. Därmed kunde nedbrytningen av organiskt material fortgå i vattenproverna innan analyserna utfördes, varför resultatet är osäkert.



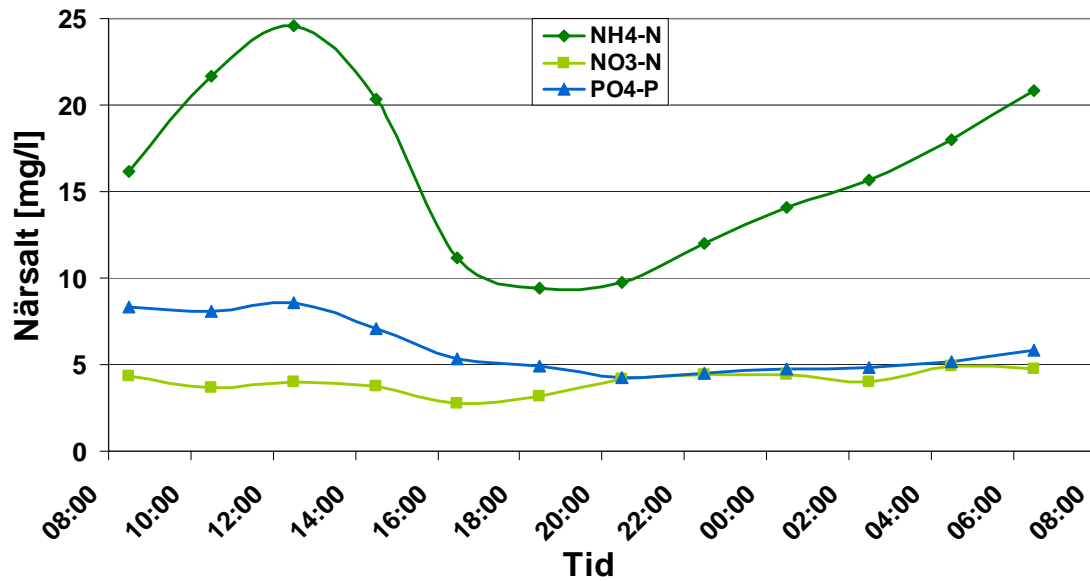
Figur 43. Den genomsnittliga COD/BOD₇-kvoten under dygnsprovtagning 1, november år 2004. Observera att vattenproverna av misstag stod i rumstemperatur ett dygn innan analyserna utfördes. Därav råder viss osäkerhet i resultatet.

Under dygnsprovtagning 2 sjönk kvoten COD/BOD₇ under morgonen till omkring 3, figur 44. Kvoten var stabil och relativt låg under dagen vilket indikerar att allt lättnedbrytbart material inte hann brytas ned till följd av det högre flödet och därmed den kortare uppehållstiden i biofilmreaktorn. Kvoten steg sakta under kvällen, troligen till följd av det successivt avtagande flödet och därmed den avtagande belastningen. Under morgontimmarna steg kvoten kraftigt. I vattenproverna med starttiderna 4.30 och 6.30 var kvoten 29,5 respektive 76,5. Den höga kvoten kan ha varit en följd av det låga flödet under dagen, vilket främjar en mer långtgående nedbrytning.



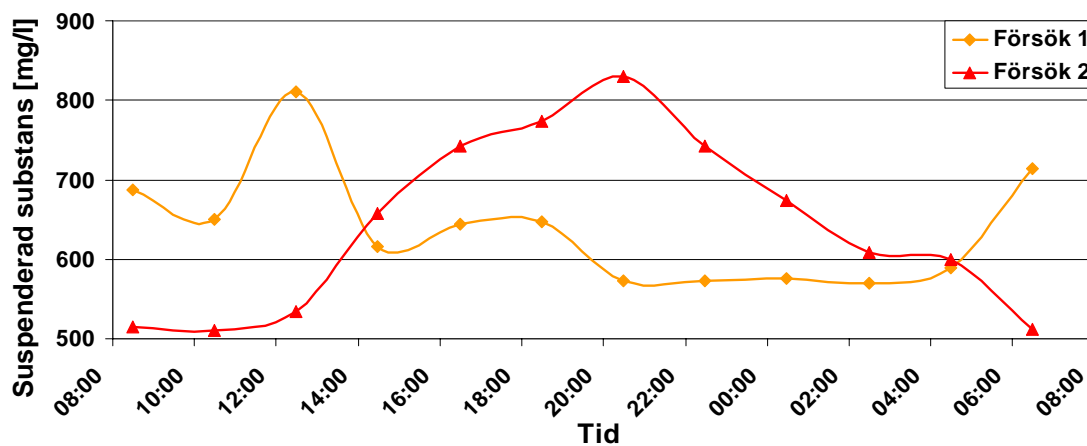
Figur 44. De genomsnittliga COD/BOD₇-kvoterna under dygnsprovtagning 2, december år 2004. Höga kvoter (29,5 respektive 76,5) vid starttiderna 4.30 och 6.30 uppmättes, men utelämnades i figuren.

Närsaltens koncentrationsvariationer kunde av praktiska skäl enbart kartläggas under dygnsprovtagning 2 varför inga säkra slutsatser kunde dras, figur 45. Resultatet indikerade att ammoniumkväve varierade under dygnet, medan halterna av nitratkväve och fosfatfosfor var relativt stabila under dygnet. Koncentrationen av ammoniumkväve varierade kraftigt under dagen med hög koncentration under morgonen, låg under dagen och ökande under kvällen. Koncentrationen av nitratkväve var stabil under hela dygnet och fosfatfosfor visade enbart en svag trend med något högre koncentration under förmiddagen jämfört med under kvällen och natten. Notera tidsförskjutningen då analyserna utfördes på det utgående flödet från biofilmreaktorn.



Figur 45. Genomsnittliga närsaltskoncentrationer i utflödet från biofilmreaktorn (UT BF) under dygnsprovtagning 2, december år 2004.

Förändringen i koncentrationen suspenderad substans i utflödet från biofilmreaktorn under de två dygnsprovtagningarna presenteras i figur 46. Under dygnsprovtagning 1 var koncentrationen relativt jämn under dygnet, bortsett från en högre koncentration under morgonen. Observera att koncentrationen vid tiden 12.48 (tredje provtagningsflaskan) kan vara ett analysfel då värdet avviker från trenden. Under dygnsprovtagningen i december (försök 2) korrelerade den ökade koncentrationen suspenderad substans med högre organisk belastning under dagen och ökad svårighet att filtrera vattenproverna. Den suspenderade substansen hade då en slemmigare karaktär vilket är ett tecken på stressade mikroorganismer.



Figur 46. Koncentrationen suspenderad substans för varje tvåtimmarsperiod under dygnsprovtagningarna 1 och 2. Koncentrationen vid tiden 12.48 under försök 1 (tredje provtagningsflaskan) kan bero på ett analysfel då värdet är avvikande jämfört med de övriga värdena.

Av praktiska skäl var det inte möjligt att kartlägga koncentrationen av löst syre och blåsmaskinens respons under någon av dygnsprovtagningarna. Under dygnsprovtagningen i november kalibrerades syreelektroden varför data saknades. Under dygnsprovtagningen i december var det problem med syreelektroden. Elektroden var då något felplacerad vilket resulterade i en luftbubbla vid membranet som gjorde att syrehalten såg ut att fluktuera kraftigt.

5.5. Utsläppsprognos för ombyggnadsperioden

Utsläppsprognosen utgår från ÅF:s belastningsprognos med avseende på organiskt material för åren 2005 till och med 2007, se tabell 30. I tabellen återfinns även de beräknade maximala belastningarna som kommer att inträffa enligt belastningsviktningen för året 2004. Belastningsprognosen utförd av AB Ångpanneföreningen (ÅF) visade sig var högre än det verkliga utfallet för året 2004. Under perioden 17 augusti till och med den 21 december år 2004 var den genomsnittliga belastningen på biofilmreaktorn 5,5 kg COD_{löst}/m³, vid approximativt halva flödesbelastningen över biofilmreaktorn. Enligt ÅF:s prognos skulle den organiska belastningen ha varit 7,9 kg COD_{löst}/m³. Även den verkliga inkommande årsmedelmängden av organiskt material till reningsverket jämfördes med ÅF:s prognos. Enligt ÅF:s prognos skulle den inkommande årsmedelmängden ha varit 4120 kg COD_{löst}/dygn under året 2004, men den verkliga mängden var 2370 kg COD_{tot}/dygn. Jämförelsen avser ett scenario utan T10-dosering (ÅF:s belastningsprognos, 2005). ÅF:s belastningsprognos för åren 2002-2008 samt de verkliga inkommande mängderna för åren 2002-2004 återfinns i bilaga 12.

Tabell 30. Belastningsprognos för åren 2005 till och med 2007, utförd av ÅF. Värdena är modifierade och anpassade årsmedelvärden för en situation med två biofilmreaktorer på vardera 260 m³, samt utan förbehandling av det inkommande vattnet innan den biologiska reningen. Två fall är representerade, med och utan T10-dosering.

Med och utan T10-dosering	Genomsnittlig organisk belastning [kg COD _{löst} /m ³]			
	År 2004	År 2005	År 2006	År 2007
Utan T10	7,9	8,6	9,2	9,8
Med T10	9,5	10,3	10,9	11,7
Maxvärden utifrån viktningen (utan dosering/med dosering)		(11,7/14,0)	(12,4/14,8)	(13,3/15,8)

Utsläppsprognosen för åren 2005 till och med 2007 utgår ifrån de kartlagda genomsnittliga veckobelastningarna under året 2004. Dessa veckobelastningar och motsvarande genomsnittliga veckoreduktioner under året 2004 återfinns i bilaga 13.

Resultatet från jämförelsen av hur hög den organiska belastningen skulle vara om flödet hade fördelats mellan två biofilmreaktorer och inte mellan en biofilmreaktor och ett biotorn presenteras i bilaga 14. Resultatet visar att den organiska belastningen var snarlik i de båda fallen avseende det studerade året 2004. En fördelning av flödet mellan två biofilmreaktorer hade inneburit en organisk belastning på 4,9 kg COD/m³. Den verkliga genomsnittliga organiska belastningen vid flödesfördelning över både biofilmreaktor och biotornet under året 2004 var 5,0 kg COD/m³. Observera att belastningsberäkningarna är baserade på analyser utförda både på ofiltrerade och filtrerade vattenprover. Analyserna från det första halvåret år 2004 utfördes på ofiltrerade vattenprover, medan analyserna under det resterande halvåret utfördes på filtrerade vattenprover. En konsekvens kan vara att den verkliga genomsnittliga belastningen för året 2004 ser något högre ut än vad den i själva verket var.

När biotornet tas ur bruk under året 2005 kommer mängden organisk substans som lämnar biofilmreaktorerna att motsvara mängden som lämnar reningsverket. Utsläppsprognosen behandlade två typer av månader med avseende på den organiska belastningen. En medelmånad, vilken motsvarar den genomsnittliga organiska belastningen under respektive år. En maxmånad, vilken motsvarar månaden under respektive år med högst organisk belastning. För dessa två typer av månader användes ett flertal olika reduktionsgrader för att studera vilken reduktion som kommer att krävas med och utan T10-dosering för att ha en säkerhetsmarginal till utsläppsvillkoret. Resultatet av utsläppsprognosen presenteras i tabell 31.

Tabell 31. Utsläppsprognos för de genomsnittliga dygnsmängderna DOC för åren 2005, 2006 samt 2007. Två typer av månader är presenterade för varje år, en medelmånad och en maxmånad. Ett flertal reduktionsgrader presenteras för fallen med och utan T10-dosering. Grön markering indikerar att utsläppsvillkoret 750 kg DOC/dygn som månadsmedelvärde ej överskrids.

Prognos för utsläppt mängd DOC under respektive år [kg DOC/dygn]								
Reduktions-grad [%]		Typ av månad, utifrån belastning [kg DOC/m ³]	År 2005		År 2006		År 2007	
Utan T10	Med T10		Utan T10	Med T10	Utan T10	Med T10	Utan T10	Med T10
80	75	Medel	294	439	312	465	333	495
		Max	359	537	381	569	407	606
70	65	Medel	440	615	468	651	499	694
		Max	538	751	572	796	610	848
65	60	Medel	514	702	546	744	583	793
		Max	628	859	667	910	712	969
60	55	Medel	587	790	624	837	666	892
		Max	718	966	763	1024	814	1090
55	50	Medel	661	878	702	930	749	991
		Max	808	1073	858	1137	916	1211
50	45	Medel	734	966	780	1023	832	1090
		Max	897	1181	953	1251	1017	1332
40	35	Medel	881	1141	936	1209	999	1288
		Max	1077	1395	1144	1478	1221	1575

Enligt prognosen kommer det att krävas en organisk reduktion på 65 % för att klara av både en medel- och maxmånad vid drift utan T10-dosering. För en medelmånad kommer reduktionen 65 respektive 55 % att krävas vid drift med och utan T10-dosering. Om inte om- och tillbyggnaden av reningsverket försenas (slutfört januari 2007) kommer en reduktion av 60 respektive 55 % att vara tillräcklig vid en medelmånad med och utan T10-dosering. För en maxmånad kommer reduktionen 65 % att krävas utan T10-dosering. Då T10-doseringen medför en ökad organisk belastning är det bättre att inte dosera delströmmen under månader med väldigt hög organisk belastning.

Enligt ÅF:s belastningsprognos kommer den genomsnittliga belastningen över två parallella biofilmreaktorer (vardera 50 % belastning) att vara ungefär 9 kg COD_{löst}/m³ under de tre om- och tillbyggnadsåren. Vid kartläggningen av reduktionen av organiskt material i den befintliga biofilmreaktorn var den genomsnittliga reduktionsgraden 56 % under kapacitetsförsöket (90 % flödesbelastning) vid den genomsnittliga belastningen 8 kg COD_{löst}/m³, d.v.s. liknande belastning som i ÅF:s prognos. ÅF:s prognos för den genomsnittliga organiska årsbelastningen verkar alltså vara kraftigt överskattad, där en organisk belastning på 8 kg COD_{löst}/m³ inte ser ut att bli verklighet. Slutsatsen av utsläppsprognosen är att reningsverket kommer att klara både en medelmånad och en maxmånad utan T10-dosering.

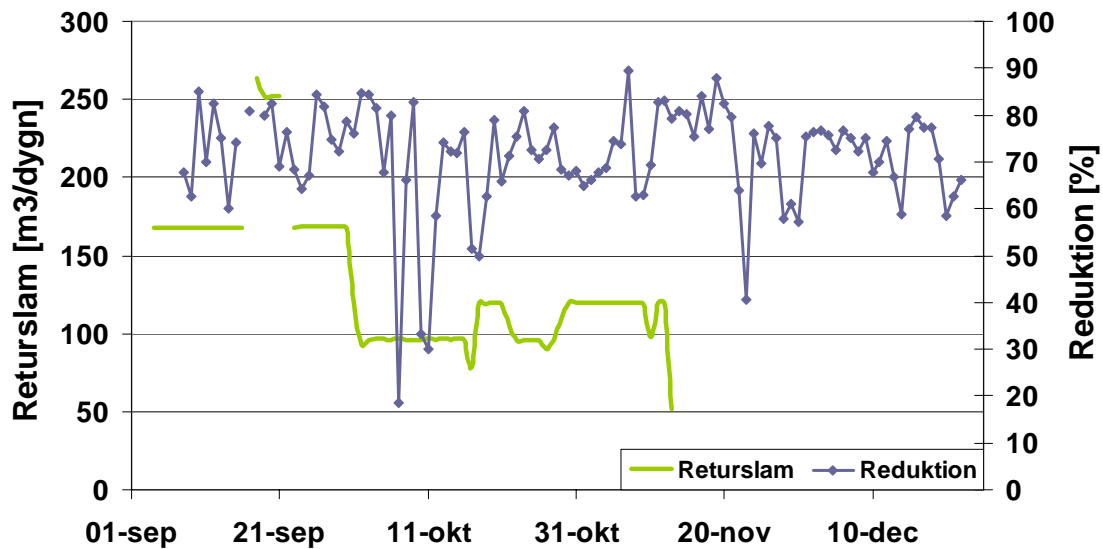
6. Diskussion

Nedan följer en diskussion av erhållna resultat från utförda försök och kartlagda parametrar.

Reduktion av organiskt material

En hög organisk belastning (7 kg COD_{löst}/m³ eller överstigande) under en längre tid gav en lägre alternativt sjunkande reduktion av det organiska materialet. Ett enskilt tillfälle med hög belastning orsakade en temporär nedgång i reduktionen, vilken återhämtade sig efter ett par dagar (figur 6). Kartläggningen av koncentrationen löst syre visade att reduktionens avtagande från den 25 september inte orsakades av låg syrehalt (figurerna 6 och 30). Orsaken bör istället ha varit den hastiga och kraftigt stigande organiska belastningen. Ett samband fanns mellan en varaktig hög organisk belastning och en lägre reduktion av organiskt material (tabell 13). Under hösten år 2003 var den organiska reduktionsgraden högst, där den önskvärda reduktionsgraden 65 % överstegs under 80 % av dagarna. Resultatet var betydligt lägre under kapacitetsförsöket (53 %) och ännu lägre under T10-försöket (30 %) (tabell 11). En orsak till den stora skillnaden mellan de olika tidsperioderna kan vara att flödet var betydligt jämnare under hösten år 2003 jämfört med under kapacitetsförsöket och T10-försöket.

Vid kartläggningen av reduktionsgraden av organiskt material framkom det att reduktionen var bättre under hösten år 2003 jämfört med under de övriga tre studerade tidsperioderna. Det var dock två klara skillnader i hur driften av biofilmreaktorn utfördes under hösten år 2003 jämfört med under de övriga tidsperioderna. Den första skillnaden var att ett fast flöde till biofilmreaktorn användes under långa perioder under hösten år 2003. Den andra skillnaden var att slam från sedimenteringsbassängen returnerades till biofilmreaktorn under uppstarten, mellan den 4 september och den 12 november år 2003. Under året 2004 däremot, varierade flödet ständigt och ingen returnering av slam förekom. Returslamflödet var i genomsnitt 133 m³/dygn, vilket var relativt stort vid jämförelse med det belastande flödets storlek (IN BF). Slamrecirkulationens effekt på reduktionsgraden framgår av figur 47. Resultatet visar att reduktionsgraden var tämligen opåverkad vid jämförelse av tidsperioden före och efter slamrecirkulationen. Naturligtvis kan mängden returslam som tillförts biofilmreaktorn ha en långtidsverkande effekt, d.v.s. även en tid efter det att recirkulationen avbrutits. Den genomsnittliga organiska belastningen för tidsperioden med och utan slamrecirkulation var 5,0 respektive 4,0 kg COD_{löst}/m³. Den motsvarande reduktionen var 71 % under perioden med och 72 % under perioden utan slamrecirkulation. Även om belastningen var något lägre när slam inte cirkulerades visar resultatet att recirkulationen inte hade en avgörande effekt.



Figur 47. Returslamflödet till biofilmreaktorn och reduktionen av organiskt material under hösten år 2003. Observera att reduktionen av organiskt material inte avtog nämnvärt till följd av att slamrecirkulationen avbröts.

Flöde

Standardavvikelsen för den organiska belastningen på biofilmreaktorn avspeglade standardavvikelsen i dygnsmedelflödet. När dygnsmedelflödet varierade kraftigt var även variationerna i den organiska belastningen stor. En slutsats är att ett fast flöde främjar en bra reduktion av organiska ämnen. Detta tyder på att variationerna i den organiska belastningen kommer att bli större under ombyggnadsperioden när utjämningsstanken inte längre kommer att användas till flödes- och koncentrationsutjämnning. En eventuell konsekvens kan bli en något lägre reduktion av organiskt material. Kartläggningen av flödet visade att flödesvariationen mellan vardagar och helger var stor, men även att dygnsvariationen var ansenlig. Flödet var i genomsnitt 34 % lägre under helgerna jämfört med under vardagarna (tabell 18). Det genomsnittliga flödet var approximativt 20-40 m³/timme under dagtid och 10-20 m³/timme under kvällstid (figuren 35 och 36).

Koncentrationen av DOC, COD_{löst} samt BOD₇ följer dygnsvariationerna i biofilmreaktorns ingående flöde (IN BF). Det indikerar att en mindre mängd organiskt material hinner brytas ned när flödet och därmed belastningen är högre. Samma mönster fanns för COD/BOD₇-kvoten vilken var hög under morgonen, avtog under dagen samt steg under kvällen och natten. Den höga kvoten på morgonen visar att en långtgående reduktion har skett under natten, d.v.s. att både lättnedbrytbara och mer svårnedbrytbara ämnen har hunnit brytas ned. Den lägre kvoten under dagen visar att nedbrytningen inte hinner fortgå lika långt. Det kan bero på den högre belastningen och kortare uppehållstiden till följd av ett högre flöde under dagen, alternativt att utjämnningen har fungerat bättre under nätterna till följd av det lägre flödet.

Kvoten COD/BOD₇

Kvoten COD/BOD₇ var högre under kapacitetsförsöket jämfört med under T10-försöket. Det betyder att vattnets innehåll var mer lättnedbrytbart under T10-försöket och att innehållet i delströmmen från tankarna T10 och T11 inte nödvändigtvis är mer svårnedbrytbart än det övriga processavloppsvattnet. En tidigare utförd kartläggning av

delströmmen från tankarna T10 och T11 har visat att innehållet var svårnedbrytbart. Därför kan den lägre kvoten under T10-försöket bero på att det övriga processavloppsvattnet var mer lättnedbrytbart. En utredning av nitrifikationshämmande ämnen i delströmmen studerades av en arbetsgrupp under tiden för examensarbetet, men resultatet hann inte bli klart för att redovisas i detta arbete. Reduktionen av organiskt material var lika hög under T10-försöket som under kapacitetsförsöket (cirka 60 %), trots att den genomsnittliga belastningen var något högre under T10-försöket. Detta kan förklaras med att sjudygnsmedelflödet var relativt jämnt under både kapacitetsförsöket och T10-försöket, men att dygnsmedelflödet varierade mer under kapacitetsförsöket och därmed även den organiska belastningen.

Temperatur

Processavloppsvattnets temperatur i biofilmreaktorn påverkas framförallt av tre faktorer; främst av temperaturen som vattnet har när det lämnar de olika produktionsenheterna, men även av utomhustemperaturen samt temperaturhöjningen till följd av den mikrobiella aktiviteten vid nedbrytningsprocessen. Nämnas bör att bufferttanken, de två beredskapstankarna, utjämningstanken samt biofilmreaktorn står utomhus. Av resultaten presenterade i detta arbete fanns en klar korrelation mellan den genomsnittliga temperaturen i utjämningstanken och årstidsväxlingarna (figur 20). Den genomsnittliga vattentemperaturen visade sig vara lägre i biofilmreaktorn jämfört med i utjämningstanken under månaderna september till och med november år 2004. Under december var temperaturen i biofilmreaktorn dock högre än i utjämningstanken vilket kan indikera att den varmare utomhustemperaturen under december har haft en inverkan. Det är svårt att avgöra om temperaturhöjningen till följd av nedbrytningsprocessen har en större inverkan under sommarhalvåret jämfört med under vinterhalvåret. Under sommarhalvåret kan luftningen av vattnet ha en värmande effekt, medan den kan ha en kylande effekt under vinterhalvåret. Detta borde kunna resultera i att temperaturhöjningen till följd av den mikrobiella aktiviteten skulle dämpas något under vinterhalvåret men förstärkas något under sommarhalvåret.

Då vattentemperaturen i biofilmreaktorn ofta har visat sig pendla mellan 20 och 35°C, är de mesofila bakterierna dominerande. Vid jämförelse av de högsta förekommande temperaturerna i biofilmreaktorn och reduktionsgraden av organiskt material, visade resultatet att biofilmreaktorn klarade av enstaka tillfällen med temperaturer närmare 40°C utan en negativ inverkan på reduktionen. Vid ett tillfälle under december översteg temperaturen 35°C under ett och ett halvt dygn, utan försämrad reduktion. Inga längre tidsperioder med 40°C eller överstigande temperaturer förekom under den kartlagda tidsperioden. Reduktionen påverkades inte heller negativt av de lägsta förekommande vattentemperaturerna under den studerade tidsperioden. Inget samband mellan reduktionsgrad och temperatur har alltså kunnat påvisas. Utjämningstanken visade sig ha en utjämnande effekt med avseende på vattentemperaturen. Då temperaturen översteg 35°C vid flera tillfällen per månad under den studerade tidsperioden bedöms risken vara överhängande för att högre temperaturer än 40°C kan förekomma under ombyggnadsperioden. Risken bedöms vara störst under sommarmånaderna. Då tillräckligt omfattande temperaturdata över extremtemperaturer saknas kan inga konkreta slutsatser dras inom detta arbete om vilka de kritiska vattentemperaturerna är för reduktionen av organiskt material.

pH

Det är osäkert hur stor utjämnande effekt utjämningsstanken har med avseende på pH-värdet. Biofilmreaktorn visade sig ha en god buffertkapacitet. Även vid en längre period med lågt pH i AVU-bassängen (omkring den 25 november) bibehölls ett stabilt pH-värde i biofilmreaktorn (figur 24). Notervärt är även att pH-variationen i biofilmreaktorn var större under första hälften av november vilket sammanföll med ett flertal höga pH-toppar i AVU-bassängen. Det kan möjligen tyda på att pH-värdet i biofilmreaktorn är känsligt för höga ingående pH-värden från AVU-bassängen, men då företeelse enbart inträffade vid ett tillfälle kan ingen konkret slutsats dras. pH-svängningarna i biofilmreaktorn var små och höll sig inom 6,5 och 8,8 under september till och med december år 2004. Det genomsnittliga pH-värdet i biofilmreaktorn var nära 8 varför det föreligger en risk för att pH-värdet kan bli något för högt i biofilmreaktorn vad gäller mikroorganismernas livsmiljö. Risken kan eventuellt öka om det genomsnittliga pH-värdet i AVU-bassängen skulle bli något högre. I figur 26 kan en trend med svagt ökat genomsnittligt pH-värde i AVU-bassängen observeras. Hur kritisk parametern pH kommer att vara under ombyggnadsperioden beror bland annat på hur god buffertkapacitet som infinner sig i de två biofilmreaktorerna när utjämningsstanken har byggts om. Eventuellt kan en effektivare pH-justering i AVU-bassängen minska risken för större framtida pH-svängningar i de två biofilmreaktorerna.

Närsalter

Tillgången på närsalterna ammoniumkväve, nitratkväve samt fosfatfosfor översteg de lägsta rekommenderade koncentrationerna under de kartlagda månaderna september till och med december år 2004. Vid jämförelse av ingående och utgående koncentrationer av respektive närsalt tenderade förbrukningen att vara högre vid högre ingående koncentrationer jämfört med vid lägre. Under T10-försöket var närsaltsdoseringen avsiktligt högre och konsekvensen blev att de ingående koncentrationerna var i det närmaste omotiverat höga. I framtiden bör dock närsaltsdoseringen optimeras efter exempelvis den ingående koncentrationen av TOC i kombination med kontinuerlig uppföljning av närsaltskoncentrationerna. Detta både ur miljö- och kostnadssynpunkt, men även för att förbereda inför framtida utsläppsvillkor.

Suspenderad substans

Mängden suspenderad substans varierade kraftigt i det utgående vattnet från biofilmreaktorn. Det tyder på att slam tillväxer på bärarmaterialet för att därefter lossna när slamlagret är för tjockt. Inget samband fanns mellan stora mängder suspenderad substans i utgående vatten och höga vattentemperaturer. Den genomsnittliga mängden var 236 kg/dygn och ett fåtal mängder mellan 500 och 700 kg/dygn förekom. Vid dygnsprovtagningen utförd i december var vattenproverna från dagtid mer svårfiltrerade än vattenproverna från natten. Det stämmer väl överens med andra iakttagelser, där vattenproverna var mer svårfiltrerade vid hög organisk belastning. Stressade mikroorganismer tenderar att ge slammets en slemmigare karaktär. Mängden suspenderad substans varierade mindre i det utgående vattnet från reningsverket (UT R1) vid parallelldrift med biotornet, mycket beroende på den efterföljande slamhanteringen. Slutsatsen är att den utgående mängden suspenderad substans kommer att variera kraftigt under ombyggnadsperioden.

Koncentrationen löst syre och blåsmaskinens kapacitet

Utifrån blåsmaskinens reaktion på den varierande syrehalten i biofilmreaktorn bedöms dess kapacitet vara tillräcklig. Under tidsperioden 23 till och med den 29 september ökade den sjudyngnsgenomsnittliga organiska belastningen kraftigt från omkring 5 till 9 kg COD_{löst}/m³, för att därefter avta till ungefär 6 kg COD_{löst}/m³ den 3 oktober (figur 6). Under tidsperioden från den 24 september till och med den 3 oktober arbetade blåsmaskinen i genomsnitt 50 % av sin totala kapacitet (figur 30). Det bör dock noteras att insignalen till blåsmaskinen i form av koncentration löst syre saknades under omkring två dygn. Det verkliga behovet av syre bör därför ha motsvarat en högre intensitet än 50 % av blåsmaskinens maxkapacitet under perioden fram till den 4 oktober. Likväl bibehölls en god syrehalt med den lägsta intensiteten (40 %) under de två dyggen. Slutsatsen att blåsmaskinens kapacitet är tillräcklig styrks även av att det lägsta luftflödet (40 % av blåsmaskinens maximala kapacitet) var tillräckligt under perioden mellan den 25 oktober och den 1 november (figur 31). Under denna tid arbetade blåsmaskinen enligt en manuell inställning på 40 %. Ett orosmoment vad gäller blåsmaskinens kapacitet är den framtida organiska belastningen. Kapaciteten verkar ha varit tillräcklig för belastningen under året 2004 (5,5 kg COD_{löst}/m³ under perioden 16/8-21/12, 2004) men enligt belastningsprognosen utförd av ÅF kan belastningen komma att vara upp till dubbelt så stor som den nuvarande. Blåsmaskinen utnyttjade delvis sin fulla kapacitet redan vid belastningstoppen den 29 september. Vid den aktuella händelsen räckte luftningen, men det är osäkert under hur lång tid belastningen kan vara omkring 8-9 kg COD_{löst}/m³ innan koncentrationen av löst syre börjar påverkas negativt.

Mikroorganismernas respons på organisk belastning, temperatur samt konc. löst syre

Mikroskoperingsresultatet var tydligt under kapacitetsförsöket. Förekomsten av flagellater och ciliater avtog vid en ökad organisk belastning (figur 33). Även bakterierna var färre när flagellaterna och ciliaterna var färre eller inte alls kunde observeras vid mikroskoperingen. Vid en måttlig belastningsökning följt av minskad organisk belastning minskade antalet mikroorganismer till en början för att därefter återhämta sig. Avsaknaden av en period med långvarigt hög organisk belastning gjorde det omöjligt att fastslå om mikroorganismerna skulle återhämta sig under en längre period med hög belastning. Mikroorganismerna klarade en långvarig organisk belastning på omkring 5 kg COD_{löst}/m³, vilket förekom mellan den 14 och 22 september år 2004. När belastningen närmade sig 7 kg COD_{löst}/m³ och högre belastningar påverkades mikroorganismerna negativt vilket indikerades av att de minskade i antal eller att de inte återhämtade sig efter ett par dagars frånvaro. Under den första perioden av kapacitetsförsöket ökade belastningen kraftigt från att ha varit låg. Detta tycktes mikroorganismerna inte klara av, vilket indikerar att tid för anpassning krävs. Händelsen tyder på att belastningsökningar är kritiska och att mikroorganismernas negativa reaktion kan undvikas med en jämnare organisk belastning.

Under T10-försöket varierade den organiska belastningen mellan 6 och 7 kg COD_{löst}/m³. Trots den jämna belastningen förändrades mikroorganismernas förekomst. Observationen bekräftade att mikroorganismerna påverkas av flera faktorer samtidigt. När mikroskoperingsresultatet jämfördes med vattentemperaturen i biofilmreaktorn påträffades många mikroorganismer vid temperaturen 30°C. Även när temperaturen var omkring 33°C under 40 timmar (mellan den 13 och 15 december) var mikroorganismerna mångtaliga. Detta tyder på att mikroorganismerna inte påverkas märkbart negativt av en vattentemperatur upp till 33°C. Reduktionsgraden minskade

heller inte vid denna temperatur. Däremot kunde inga mikroorganismer påträffas vid mikroskoperingen den 29 september. Olyckligt nog fanns ingen temperaturdata från biofilmreaktorn denna dag, endast temperaturen i utjämningsstanken var känd. I utjämningsstanken översteg temperaturen 35°C under sju timmar med den högsta temperaturen 38°C. Eftersom den mikrobiella aktiviteten har en tendens att höja temperaturen kan temperaturen ha varit närmare 40°C eller högre i biofilmreaktorn. Detta skulle kunna förklara avsaknaden av ciliater och flagellater.

Mikroskoperingsresultatet under T10-försöket tyder på att en låg koncentration löst syre har en negativ inverkan på den mikrobiella aktiviteten. Vid starten av T10-försöket kalibrerades syreelektroden och återplacerades i biofilmreaktorn den 11 november. Syreelektroden är fäst vid en kätting vilken är placerad i biofilmreaktorn. Dessvärre gick någonting fel och elektroden trycktes upp av bärarmaterialet och låg ovanpå dessa och därmed även ovanför vattenytan. Incidenten medförde att blåsmaskinen erhöll insignalen ”god syrehalt” och arbetade på lägsta intensitet (40 %), när syrehalten i själva verket kan ha understigit 2 mg/l vid ett flertal tillfällen. Tillbudet uppdagades den 7 december. Den låga syrehalten kan förklara varför inga ciliater och endast ett fåtal flagellater kunde konstateras vid mikroskoperingen under den aktuella perioden. Efter endast ett par dagar med god koncentration av löst syre (5 mg/l) var flagellaterna fler än någonsin och den 14 december var även ciliaterna mångtaliga, vilket bekräftar att låg syrehalt har en negativ inverkan på mikroorganismerna.

Utsläppsprognosen för ombyggnadsperioden

Enligt utsläppsprognosen kommer utsläppsvillkoret inte att överstigas under en medelmånad med drift utan T10-dosering och med en genomsnittlig reduktionsgrad på 55 %. En medelmånad med T10-dosering kräver reduktionsgraden 60 % (undantaget år 2007). Reduktionsgraden antogs vara något lägre vid drift med T10-dosering eftersom denna medför en genomsnittligt högre organisk belastning. För att klara en maxmånad under alla tre åren krävs 65 % reduktion utan T10-dosering och 75 % med T10-dosering. Under kapacitetsförsöket var den genomsnittliga reduktionen 56 % vid en genomsnittlig belastning på 8,5 kg COD_{löst}/m³. Därmed anses en reduktionsgrad på 55 % vara möjlig att uppnå under ombyggnadsperioden. ÅF:s belastningsprognos visade sig vara överskattad jämfört med det verkliga utfallet för året 2004. Enligt deras uppskattning skulle den genomsnittliga belastningen ha varit 8 kg COD_{löst}/m³ under året 2004, när den i själva verket var 5 kg COD_{löst}/m³. Därmed kan prognosberäkningarna för åren 2005, 2006 samt 2007 vara baserade på för höga belastningar vilket skulle innebära en betydande säkerhetsmarginal för utsläppsvillkoret.

7. Driftstörningar

Nedan redovisas ett flertal driftstörningar som inträffade under examensarbetets genomförande.

- Registreringen av driftparametrarna avseende biofilmreaktorn startade inte förrän i slutet av september år 2004. Det var först i oktober som registreringen fungerade utan problem. Därmed var datamängden för biofilmreaktors processparametrar knapphändig.
- Av flera orsaker gick det inte att följa den planerade successiva flödesökningen över biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket. Vid ett tillfälle med en avsedd flödesbelastning över biofilmreaktorn på 80 % ändrades belastningen av okänd anledning från 80 % till 65 %. Tillbudet uppdagades den 5 september varefter belastningen åter höjdes till 80 %. Till följd av tillbudet förlängdes perioden med belastningen 80 % till 22 dagar. Även under perioden med belastningen 90 % uppstod komplikationer. Vid två tillfällen stördes kapacitetsförsöket av att flödesbelastningen över biofilmreaktorn sänktes från 90 % till 50 %. Det ena tillfället var den 25 september år 2004, då vattenbrist i utjämningsstanken gjorde det nödvändigt att sänka belastningen för att klara av att förse mikroorganismerna i biotornet med avloppsvatten. Belastningen 50 % varade i ett dygn för att därefter återigen höjas till 90 %. Det andra tillfället inträffade den 30 september år 2004, då det var nödvändigt att sänka flödesbelastningen över biofilmreaktorn för att klara det gällande veckovillkoret för TOC. Den 1 oktober år 2004 ökades belastningen till 65 %.
- Den 4 oktober år 2004 inträffade ett allvarigare tillbud till följd av att motorn i blåsmaskinen som ombesörjer luftningen i biofilmreaktorn havererade. Kompressorhaveriet orsakades av att en säck fastnade vid luftintaget vilket fick motorn att gå varm. Därmed uteblev luftningen och allt processavloppsvatten styrdes om till biotornet. Dagen efter haveriet startades ett mycket sparsamt inflöde av processavloppsvatten till biofilmreaktorn i kombination med recirkulation av det befintliga vattnet i biofilmreaktorn för att förhindra sedimentering. Om mikroorganismerna får för mycket substrat i kombination med liten eller ingen syretillförsel till nedbrytningsprocessen kan luktproblem uppstå. En viss del av processavloppsvattnet passerade därför både utjämningsstanken och biofilmreaktorn innan det transporterades vidare till biotornet.
- Blåsmaskinen var avstängd i 18 dygn under kompressorhaveriet, från den 4 till och med den 21 oktober år 2004. Vid mikroskoperingen av slammet under denna period kunde inga flagellater eller ciliater observeras. Vid uppstarten hölls en konstant flödesbelastning på 5 m³/timme under de tre första dagarna för att därefter ökas till 50 %. Trots den för mikroorganismerna dåliga miljön i biofilmreaktorn när luftningen inte fungerade, tog det endast tre dagar innan flagellaterna och ciliaterna återigen kunde observeras. Ännu ett dygn senare var antalet lika stort eller till och med större än vid något tidigare tillfälle under kapacitetsförsöket!

- Den 7 december upptäcktes det att syreelektroden i biofilmreaktorn inte var nedsänkt i vattnet utan låg ovanpå bärmaterialet. Tillbudet inträffade i samband med kalibreringen av elektroden den 10 och 11 november. Det är svårt att se ned i tanken där ett flertal mätinstrument är fastsatta i en kätting. Att tillbudet inte uppdagades direkt berodde på att koncentrationen av löst syre inte var alltför avvikande (omkring 6 mg O₂/l) jämfört med en önskad extra hög koncentrationen under T10-försöket. I själva verket var syrehalten omkring 1,5 mg O₂/l vid upptäckten och kan antas ha varit dålig under ett flertal tillfällen under den aktuella perioden. Detta kan förklara den låga men under omständigheterna goda reduktionsgraden på omkring 50 % under den aktuella tidsperioden. Att mycket knapphändig data fanns för december berodde på fortsatta praktiska problem med syreelektroden, vilken fortsatte att tryckas upp över vattenytan av bärmaterialet. Av dessa anledningar uteslöts november och december vid kartläggningen av koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn.

8. Felkällor

Provtagningen och hanteringen av vattenproverna från de olika provtagningspunkterna medför en osäkerhet i analysresultaten av suspenderad substans, närsalter samt organiskt innehåll. Vattenproverna insamlas flödesproportionellt och ackumuleras i ett kärl placerat i ett kylskåp för att förhindra fortsatt nedbrytning. Av den insamlade vattenvolymen är det omkring en liter som används till analyser. Dunken skakas för att det suspenderade materialet skall fördelas i hela vattenvolymen innan en liten vattenmängd hålls över i en plastflaska. Vid analysen av suspenderad substans skakas plastflaskan åter innan omkring 100 ml vatten mäts upp i en mätkolv. Från mätkolven hålls vattnet över filterfiltret. Vid varje hantering tillförs en felkälla i form av ökad osäkerhet i analysresultatet. En ytterligare felkälla vid analysen av suspenderad substans är de frekvent inträffade tillfällena då endast en liten vattenvolym kan filtreras genom filterfiltret. En liten filtrerad vattenmängd ger en större osäkerhet vid invägningen av mängden suspenderad substans jämfört med vad en stor filtrerad vattenmängd ger. Vid närsaltsanalysen ger prepareringen av Dr. Lange-kyvetterna samt mätningen i spektrofotometern upphov till mätosäkerheter.

Analysresultaten av $\text{COD}_{\text{löst}}$ och BOD_7 från dygnsprovtagningen utförd i november kan vara något lägre än de faktiska värdena. Orsaken är att vattenproverna av misstag förvarades i rumstemperatur hos kommunens Vattenlaboratorium under ett dygn innan de analyserades. Därmed kunde nedbrytningsprocessen fortgå i provflaskorna, med mindre mängd organiskt material kvar i vattenproverna som följd. Felmarginalen för analysresultaten av COD och BOD_7 från dygnsprovtagning utförd under december var i genomsnitt ± 414 mg/l respektive ± 117 mg/l.

Reningsverkets TOC-mätare (av märket Astro) gav mycket osäkra analysresultat av koncentrationen DOC under dygnsprovtagningarna. Analysresultatet avläses manuellt efter 15 minuter och värdet kan fluktuera med så mycket som ± 100 mg/l. Därav är resultatet mer en grov uppskattning än ett tillförlitligt resultat. Resultatet bedöms dock tillräckligt tillförlitligt för att ge en grov uppskattning av trenden över dygnet.

Vid beräkningen av utsläppsprognosen användes kvoten 3,0 som förhållande mellan $\text{COD}_{\text{löst}}$ och DOC. Kvoten fastställdes utifrån en begränsad datamängd varför den är något osäker (bilaga 6).

Under två dygn var reduktionen av organiskt material i biofilmreaktorn negativ till följd av ett högt ingående flöde under måndagen efter en helg med väldigt lågt flöde. Dessa värden togs bort då de inte ansågs representativa.

Generellt medför kalibreringen av analysinstrumenten en osäkerhet vilket omfattar samtliga instrument som berörs.

Delströmmen från tankarna T10 och T11 kan innehålla ämnen som hämmar nedbrytningsprocessen. En utredning av nitrifikationshämmande ämnen utfördes av en annan arbetsgrupp, men resultaten blev inte klara innan detta arbete var slutfört. Således är det okänt om någon hämning förekom under försöket.

9. Slutsatser

- Enligt den utförda utsläppsprognosen kommer utsläppsvillkoret inte att överstigas under åren 2005 till och med 2007 vid en medelmånad med drift utan T10-dosering och med en genomsnittlig reduktionsgrad på 55 %. En medelmånad med T10-dosering kräver verkningsgraden 60 % (undantaget år 2007). För att utsläppsvillkoret inte skall överstigas en maxmånad krävs 65 % reduktion utan T10-dosering och 75 % med T10-dosering.
- Biofilmreaktorn har visat sig klara av enstaka och kortvariga tillfällen med hög organisk belastning, utan försämrad reduktion. Vid belastningar på 7 kg COD_{löst}/m³ eller överstigande kunde avtagande reduktion av organiskt material konstateras.
- En långvarig hög organisk belastning medförde en minskad reduktion av organiskt material. Likaså medför en kraftig belastningsökning att biologin i biofilmreaktorn behöver tid för anpassning.
- Flödet påverkar variationen av organiska ämnen med avseende på COD, BOD samt TOC. Därmed försämras förutsättningen för en god reduktion av organiskt material av de stora flödesvariationerna som orsakas av det höga flödet under dagtid i kontrast med det betydligt lägre flödet under kvällar, nätter samt helger. Ett jämnare ingående flöde till den biologiska reningen vore att föredra, men är ogenomförbart under ombyggnadsperioden.
- Koncentrationen av löst syre i vattenvolymen har en avgörande betydelse för reduktionsgraden av organiskt material. En lägre syrehalt än 2 mg/l påverkar reduktionen negativt.
- Det råder en god buffertkapacitet i biofilmreaktorn. pH-värdet pendlar inom pH-intervallet 6,5-8,8 och tenderar att ligga nära den övre gränsen av mikroorganismernas kritiska intervall 6,5-8,5. Om samma goda buffertkapacitet infinner sig i den nya biofilmreaktorn är pH-värdet ingen kritisk parameter under ombyggnadsperioden. Det föreligger dock en liten risk för att pH-värdet kan bli för högt i biofilmreaktorn om det genomsnittliga pH-värdet i AVU-bassängen skulle öka.
- En överhängande risk finns för att vattentemperaturen kan bli för hög i biofilmreaktorerna vid ett flertal tillfällen under ombyggnadsperioden. Inga kritiska temperaturer i biofilmreaktorn har kunnat konstateras utifrån tillgänglig temperaturdata. Biofilmreaktorn har visat sig klara av enstaka temperaturtoppar på 38°C utan försämrad reduktion av organiskt material.
- Mängden suspenderad substans varierade kraftigt i det från biofilmreaktorn utgående vattnet och kommer så att göra även under ombyggnadsperioden. Den genomsnittliga mängden suspenderat material var 236 kg/dygn, men mängder upp till 500 och 700 kg/dygn förekom.

- Av närsalterna uppvisade ammoniumkväve störst dygnsvariation, avtagande koncentration vid ökande belastning. Med kontinuerligt utförda närsaltsanalyser kan tillräckliga koncentrationer garanteras och onödigt höga halter undvikas.

9.1. Rekommenderade framtida åtgärder och undersökningar

- Vid kartläggningen av koncentrationen löst syre i biofilmreaktorn framkom det att syremätningen måste bli mer tillförlitlig. Då blåsmaskinen styrs av syrehalten är det viktigt att denna parameter är tillförlitlig. Som en säkerhetsåtgärd kan den inställda lägsta intensiteten vid manuell drift av blåsmaskinen ökas till omkring 50 eller 60 %, istället för dagens 40 %. Detta för att inte riskera en sänkning av reduktionen till följd av låg koncentration löst syre. Kontrollen av syreelektroden i de två biofilmreaktorerna bör ske frekvent och regelbundet. Det kan även vara riskabelt att låta syreelektroden hänga ned i biofilmreaktorerna i en kätting. Det är vid låg luftning som ett lager av bärarmaterial samlas vid ytan vilket kan bidra till att syreelektroden lägger sig ovanpå bärarmaterialet. En stabilare konstruktion vore att föredra, vilket även blev verklighet innan detta arbete var slutfört.
- Kompressorhaveriet är bra att ha i åtanke vid utformningen av det nya reningsverket. Haveriet visade att det bör finnas en reservkompressor för att inte riskera ett produktionsstopp. Ett alternativ kan vara att en kompressor kan ombesörja luftningen i båda biofilmreaktorerna under en kortare period. Åtgärden realiserades vid årsskiftet 2004/2005. Sedan dess är det två kompressorer som ombesörjer luftningen i biofilmreaktorerna. Den andra blåsmaskinen tar vid när den ordinarie blåsmaskinens kapacitet inte räcker till.
- Det behövs en grundlig utredning av hur en eventuell seriedrift av de två biofilmreaktorerna skulle kunna utformas. Vid seriedrift av biofilmreaktorerna skulle den första biofilmreaktorn få ta emot den totala organiska belastningen jämfört med hälften av belastningen vid paralleldrif. Det är heller inte säkert att den andra biofilmreaktorn skulle få tillräckliga mängder av organiskt material vid en låg organisk belastning. Eventuellt kan någon typ av recirkulation mellan biofilmreaktorerna vara nödvändig vid låg belastning, alternativt vid all drift. Vilka fördelar respektive nackdelar skulle processutformningen med seriedrift kunna ha jämfört med paralleldrif? Är någon av processutformningarna att föredra vid exempelvis extra hög organisk belastning?
- Vid kartläggningen av pH-värdet i AVU-bassängen framkom det att pH-regleringen kan bli bättre. Eftersom framtida buffertkapacitet i biofilmreaktorerna är okänd skulle mindre pH-variationer i AVU-bassängen kunna minska risken för stora pH-variationer i biofilmreaktorerna. En nivågivare i kärlet med syra vid pH-regleringen i AVU-bassängen skulle kunna reducera pH-topparna i AVU-bassängen och därmed minska risken för ett högre genomsnittligt pH-värde i biofilmreaktorn. I dagsläget sker manuell påfyllning av syra. En sänkning av börvärdet i AVU-bassängen kan också vara en underlättande åtgärd för att minska risken för ett genomsnittligt högt pH i biofilmreaktorn.

- Då det föreligger en överhängande risk för höga temperaturer i biofilmreaktorerna (speciellt under sommarhalvåret) föreslås ett temperaturalarm i AVU-bassängen. Vid långvariga höga temperaturer kan vattnet ledas till beredskapstankarna. Ett alternativ kan vara en temperaturjustering av vattnet direkt vid de fabriksenheter som genererar det varma vattnet. Exempelvis genom att definiera ett temperaturintervall som vattnet måste uppfylla för att få ledas till reningsverket. Ytterligare en åtgärd för att begränsa temperaturen i biofilmreaktorerna kan vara att använda en värmeväxlare för kylning av det ingående processavloppsvattnet till biofilmreaktorerna vid kritiska temperaturer. Åtgärden skulle vara bra ur ett ekonomiskt perspektiv då energin i det varma vattnet skulle kunna utvinnas. Oavsett åtgärd bör avloppsstammarna från produktionsenheterna kartläggas med avseende på vattentemperatur.
- Temperaturvariationerna i den nya processutformningen med två biofilmreaktorer bör följas upp noggrant under sommarmånaderna. Även mikroorganismernas respons på ihållande höga temperaturer bör kartläggas. Detta för att få klarhet i hur långvariga temperaturtoppar mikroorganismerna klarar innan reduktionen av organiskt material påverkas negativt.
- En grundlig utredning av kvoten COD/TOC bör utföras för att underlätta övergången till framtida utsläppskrav som kommer att vara uttryckta i TOC. Utredningens resultat bör jämföras med resultaten från en ny TOC-mätare på miljölaboratoriet.
- Närsaltsdoseringen bör optimeras. Detta både ur miljö- och kostnadssynpunkt men även för att vara väl förberedda när ännu okända utsläppskrav gällande kväve och fosfor kommer att införas i samband med det nya tillståndet för verksamheten. Optimeringen kan utföras genom återkoppling, där koncentrationen av TOC i det utgående flödet styr närsaltsdoseringen. Alternativt kan närsaltsdoseringen göras utifrån koncentrationen av TOC i det inkommande flödet (framkoppling).
- Det är viktigt att kritiska parametrar följs upp regelbundet och noggrant. Detta för att optimera reduktionen av organiskt material samt för att snabbt kunna åtgärda uppkomna driftstörningar.
- En ny belastningsprognos bör utredas för att kunna basera utsläppsprognosen på ett mer verklighetstroget underlag. Eventuellt kan ett beräkningsinstrument konstrueras för att beräkna den organiska belastningen utifrån känd produktion.

10. Referenser

Litteratur

Balmér, P., Jacobsson, F., Svensson, G., Ulmgren, L., Garberg, J., Hultman, B., (1992). *Avloppsteknik – Biologisk rening*. Svenska Kommunförbundet, häfte 3, kommunalt avloppsvatten. Tryckeri Balder AB, 1998. ISBN 91-7099-197-9.

Carlsson, B. och Hallin, S., (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. VA-Forsk, rapport nr. 27. Svenskt Vatten AB, 2003. ISBN 91-89182-91-X.

Carlsson, C., (1997). *Rapport – 101 frågor och svar om nedbrytning, nedbrytningsrester, respirationshämmning och nitrifikationshämmning*. Cenox AB, kemiska analyser och mikrobiologiska tester, Lund.

Dr. Lange, (1998). *Handbook of Photometrical Operation Analysis*. LASA/LP/CADAS/ISIS. BDB 080. Oktober 1998.

Eikelboom, D.H. and van Buijsen, H.J.J, (1983). *Microscopic sludge investigation manual*. Report A 94a. 2nd edition. The research institute for environmental hygiene, Holland.

HydroCare, (2001). Produktblad – Nutriol NP 5, bionäring för vattenrening. Tillverkare: Hydro Agri AB, Köping.

Jacobsson, A., (2004). Teknisk beskrivning till ansökan enligt miljöbalken – Amersham Biosciences AB, Boländerna. Bilaga 1. ÅF-Energi och miljö AB. Stockholm, 2004-02-18.

Karlberg, T., Engberg, H. och Ekblom, B., (1993). *Vatten – Tidskrift för vattenvård. Reduktion av ammonium i lakvatten i satsvis biologisk reaktor*. Årgång 49, s. 77-147. Lund 1993.

Nielsen, D. och Permin, B., (2001). *Naturbrukets mikrobiologi. Lantmännen. GP-tryk, Grenå. ISBN 91-973186-4-7*.

Metcalf and Eddy, Inc, (1991). *Wastewater engineering. Treatment, Disposal and Reuse. Third edition. ISBN 0-07-100824-1*.

Prescott, L., Harley, J. and Klein, D., (1996). *Microbiology*. Third Edition, p. 127. The McGraw-Hill Companies, Inc., 1996.

Rudenholt, E. och Magnusson, C., (1999). *Kartläggning av Amersham Pharmacia Biotech i Boländernas processavloppsvatten samt validering av Dr. Langes analysmetoder*. Företagsrapport, sidan 16 och bilaga 9.

Röttorp, J., (1999). *Mikroskoperingsmanual*. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning.

Stiber, E., (1997). Examensarbete i miljö- och hälsoskydd. *COD- och TOC-mätningar i processpillvatten*. Sidan 7. Stockholms universitet, 1997.

Svenska Kommunförbundet och VAV (Svenska Vatten och Avloppsverksföreningen), (1996). *Introduktion till avloppstekniken*. Tryckeri Balder AB, 1996. ISBN 91-7099-542-7.

Särner, E., (1998). *Rörliga bärarmaterial för biologisk avloppsvattenrening – En sammanställning av driftserfarenheter*. Vatten – tidskrift för vattenvård. Årgång 54, s. 287-293. Lund 1998.

Särner, E. och Thulin, P., (1990). *Biologisk kvävereduktion för kommunala och industriella avloppsvatten*. Vatten – Tidskrift för vattenvård. Årgång 46, s. 151-164. Lund 1990.

Personlig kommunikation

Anox AB, (2003). Natrix model C2 – Product specification. 2003-01-30. VA-Ingenjörerna AB.

AnoxKaldnes AB, (2004). Natrix model O – Product specification. SpecNatrixO.pdf. 2004-10-21. Lund. VA-Ingenjörerna AB.

Karlsson, Mattias, augusti 2004. Reningsverksansvarig, GE Healthcare.

Tennander, Eva, 2004-09-23. ÅF-Energi & Miljö AB, Fleminggatan 7, Stockholm.

Tennander, Eva, protokoll 2(3), 2004-09-27. ÅF-Energi & Miljö AB, Fleminggatan 7, Stockholm.

m:\2000\kunder\2003\amersham_biosciences\503227_vattenrening\04 externrening, befintlig\tester biofilm 2004\protokoll 040923.doc.

ÅF:s belastningsprognos, 2005-01-28.

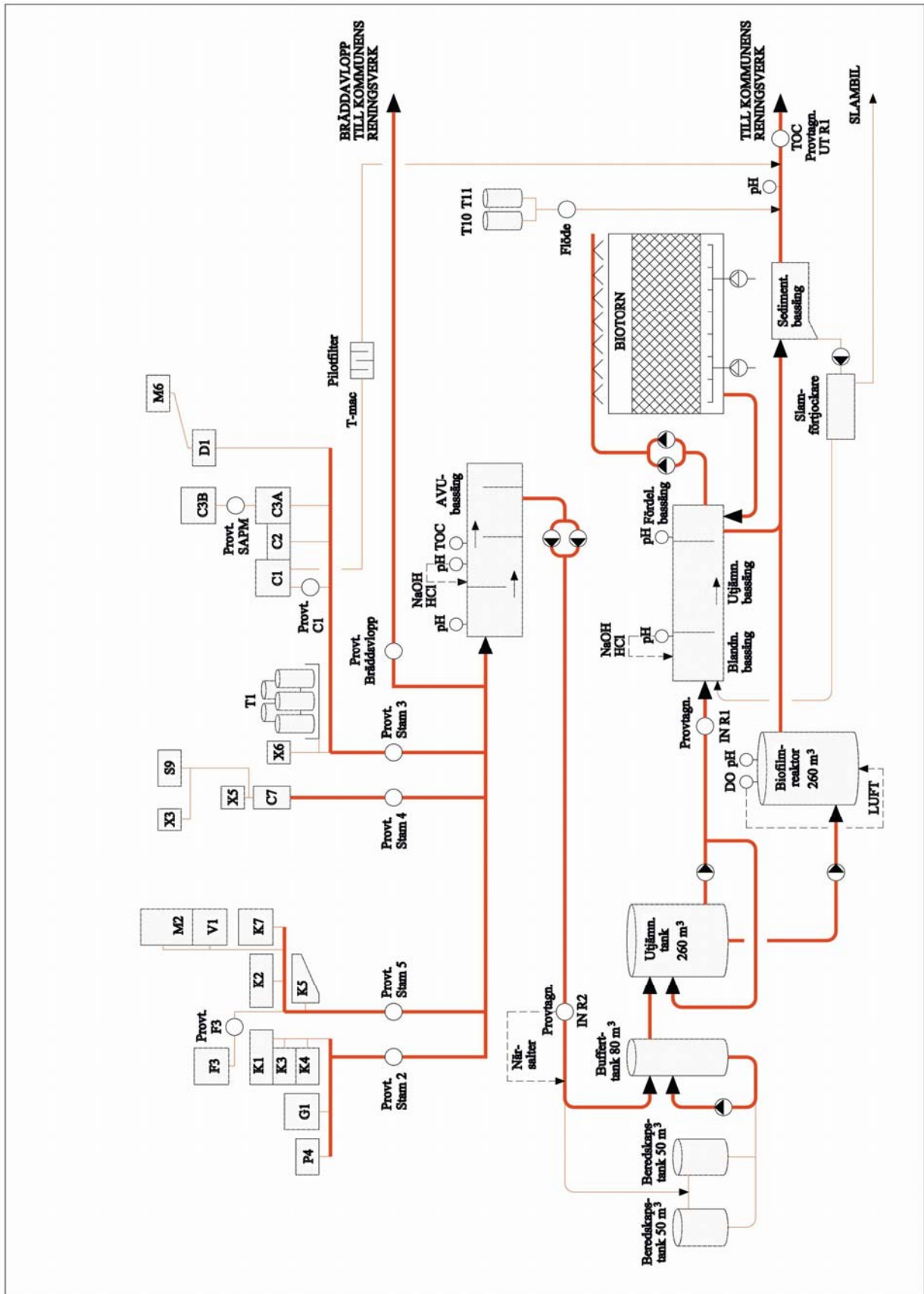
Y:\Driftcentral\Reningsverket\Process\Biorening\Utbyggnad stegvis.xls.

Internetreferenser

www 1: Teledyne Isco, 2004-11-08. Isco Produkt Data. Isco 3700 Full-size Portable Sampler.
http://www.isco.com/WebProductFiles/Product_Literature/201/Portable_Samplers/FullSize_Portable_Samplers/3700_Portable_Sampler.pdf.

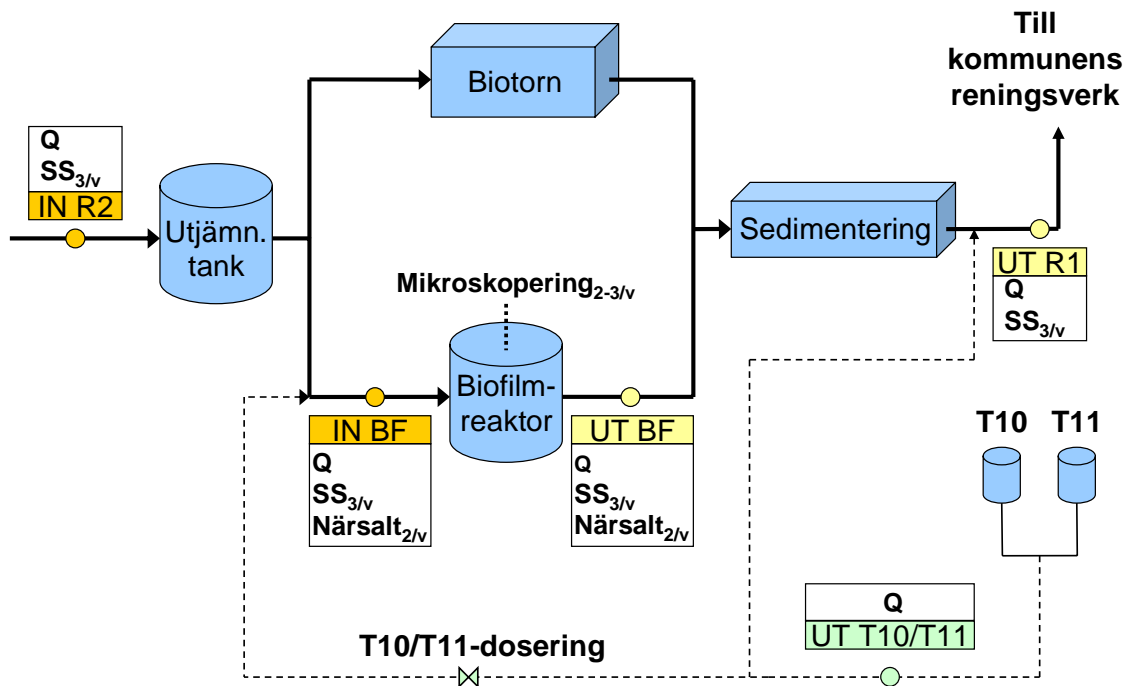
BILAGA 1

Processchema över reningsverket



BILAGA 2 Flödes- och analyschema för reningsverket

Schema för flödesmätningar, analyspunkter och utförda analyser



Beteckningsförklaring

Q = flöde

SS = suspenderad substans

Närsalt = närsaltsanalys av NH_4^+ -N, NO_3^- -N samt PO_4^{2+} -P

x/v = antal tillfällen/vecka

BILAGA 3

Dr. Lange kyvetttest

Analysutförande – Dr. Langes kyvetttest

Spektrofotometern som användes vid närsaltsanalyserna var Dr. Lange CADAS 30 S, en spektralfotometer för rundkyvetter. För att kontrollera att analysresultaten var tillförlitliga utfördes två analyser på samma vattenprov med olika spädningar varefter ett medelvärde beräknades. Vid spädningen användes milliQ-vatten, destillerat vatten filtrerat genom ett steriliserande filter med porstorleken 0,22 µm.

Närsaltskoncentrationerna avseende NH_4^+ -N, NO_3^- -N samt PO_4^{2-} -P bestämdes enligt följande procedur:

- 1) Processavloppsvattnet från provtagningspunkterna IN BF respektive UT BF filtrerades genom glasmikrofiberfiltret Whatman GF/A, med porstorleken 1,6 µm.
- 2) Två spädningar (vanligtvis 10 respektive 100 gånger) preparerades för respektive vattenprov. I vissa fall var högre respektive lägre spädningar mer lämpliga.
- 3) Kloridhalten i de minst utspädda vattenproverna kontrollerades med kloridsticka. Nitratanalysen är speciellt känslig för höga kloridhalter (tabell 32).
- 4) Rundkyvetterna preparerades enligt angivna föreskrifter på förpackningarna och fick reagera under angiven tid.
- 5) När reagensen hade verkat i utsatt tid placerades rundkyvetterna i spektrofotometern efter att har torkats av med en duk.
- 6) Mätresultaten noterades och korrigerades med avseende på den utförda spädningen och ett resultat i mg/l erhöles.

Principerna för Dr. Lange kyvetttester:

(Dr. Lange, 1998)

NH_4^+ -N (ammoniumkväve) LCK 304

Ammoniumjoner reagerar vid pH-värde 12,6 med hypokloritjoner och salicylatjoner med nitroprussidnatrium som katalysator till indofenolblått som mäts i en spektrofotometer.

Ett problem med analysen är att såväl vattenprov som kyvett måste hålla en konstant temperatur på 20°C under analysen. Vid en högre temperatur överskattas koncentration och vid en lägre underskattas koncentrationen. Under utförda analyser har temperaturen varit konstant, men kan stundom ha varit något högre än 20°C.

NO₃⁻-N (nitratkväve) LCK 339

I svavel- och fosforhaltig lösning reagerar nitratjoner med 2,6-dimetylphenol till 4-nitro-2,6-dimetylphenol vilket mäts i spektrofotometer.

Ett problem är att analysen störs vid koncentrationer av COD högre än 200 mg/l och kloridhalter överstigande 500 mg/l. Gränsvärdena avseende klorid vid de olika närsaltsanalyserna presenteras i tabell 32. Om gränsen för koncentrationen av COD överskrids missfärgas reagensen och en förhöjd koncentration erhålls. Då den genomsnittliga koncentrationen var 3300 mg COD_{löst}/l i det ingående flödet till biofilmreaktorn och 1400 mg COD_{löst}/l i det utgående flödet, är det troligt att en del av de erhållna analysresultaten var högre än i verkligheten. För att undvika detta kan vattenproverna spädas. Vid för hög spädning kan dock koncentrationen av NH₄⁺-N understiga mätbarhetsgränsen. Enligt föreskrifterna skall temperaturen vara mellan 20 och 24°C vilket gällde vid analysen. Kloridkoncentrationen var aldrig något problem vid analysen.

Tabell 32. Gränsvärden för kloridkoncentrationen i vattenprovet vid de olika närsaltsanalyserna.

<u>Typ av kyvtest</u>	<u>Gränsvärde för Cl⁻ [mg/l]</u>
Nitratkväve	500
Ammoniumkväve	1000
Fosfatfosfor	2000

PO₄²⁻-P (fosfatfosfor) LCK 349

Fosfatjoner reagerar i sur lösning med molybdat- och antimonjoner till ett antimonylfosformolybdatkomplex som genom askorbinsyra reduceras till fosformolybdenblått vilket mäts i spektrofotometer.

BILAGA 4

Suspenderad substans

Analysutförande – suspenderad substans i processavloppsvattnet

Mängden suspenderad substans i processavloppsvattnet från provtagningspunkterna IN R2, IN BF, UT BF samt UT R1 bestämdes enligt följande procedur:

1. Fyra aluminiumformor (något större än det använda filtrets storlek) förvarades i ett värmeskåp vid temperaturen 105°C. Även Whatman-filtren förvarades i värmeskåpet för att vara helt torra.
2. Vid analysen placerades ett filter i varje aluminiumform, en specifik form för varje provtagningspunkt. Aluminiumformarna och Whatman-filtren fick svalna till rumstemperatur utanför värmeskåpet. När de svalnat vägdes form och Whatman-filter med noggrannheten mg (vikt 1).
3. Efter invägningen placerades Whatman-filtren i en vakuumfiltrerare i tur och ordning. En volym processavloppsvatten i ml från respektive provtagningspunkt filtrerades genom respektive filter och volymen noterades. Innan filtreringen vändes vattenflaskorna ett flertal gånger för att fördela det suspenderade materialet jämnt i vattenproverna. Folieformor med tillhörande Whatman-filter placerades återigen i värmeskåpet där proverna fick torka under minst en timme.
4. När proverna var torra vägdes de rumstempererade folieformarna med respektive filtrerpapper på nytt (vikt 2). Därefter användes ekvation 1 vid beräkningen av koncentrationen suspenderad substans (SS) för respektive provtagningspunkt (vikt i mg och volym i ml):

$$SS = \frac{vikt2 - vikt1}{volym} \times 1000 \text{ [mg SS/liter]}. \quad (1)$$

5. För att erhålla mängden suspenderad substans som lämnar biofilmreaktorn eller reningsanläggningen per dygn användes ekvation 2. Flödet anges i m³/dygn.

$$Mängden_SS = \frac{SS \times flöde}{1000} \text{ [kg SS/dygn]}. \quad (2)$$

Vid all förflyttning av folieformor användes pincett.

BILAGA 5

Viktningfaktorer

Faktorerna som användes vid viktningen av de veckovisa belastningarna under åren 2005 till och med 2007 presenteras i tabell 33. Kvoterna erhölls genom division av respektive genomsnittlig veckobelastning under året 2004 med årsmedelsbelastningen under samma år ($4,9 \text{ kg COD}_{\text{löst}}/\text{m}^3$). Observera att analyserna av COD utfördes på ofiltrerade vattenprover under det första halvåret år 2004.

Tabell 33. Viktningsfaktorerna för respektive vecka. Faktorerna beräknade utifrån den genomsnittliga veckovisa organiska belastningen under året 2004. Beräkningarna är baserade på en situation med två biofilmreaktorer på vardera 260 m^3 .

Viktningfaktorer användes vid belastningsprognosen för åren 2005, 2006 samt 2007. Observera att analyserna av COD utfördes på ofiltrerade vattenprover under det första halvåret år 2004.

Viktningfaktorer											
Vecka	2	3	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Viktning	0,47	0,58	1,08	0,94	0,97	1,04	1,14	1,03	1,04	1,02	1,05
Vecka	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Viktning	0,81	1,15	1,18	0,96	1,12	1,12	0,79	0,77	0,70	0,90	1,07
Vecka	26	27	33	34	35	36	37	38	39	40	44
Viktning	0,64	0,88	0,69	0,84	0,80	1,07	0,88	0,76	0,96	0,99	1,05
Vecka	45	46	47	48	49	50	51				
Viktning	0,88	1,18	1,29	1,22	1,13	1,07	0,83				

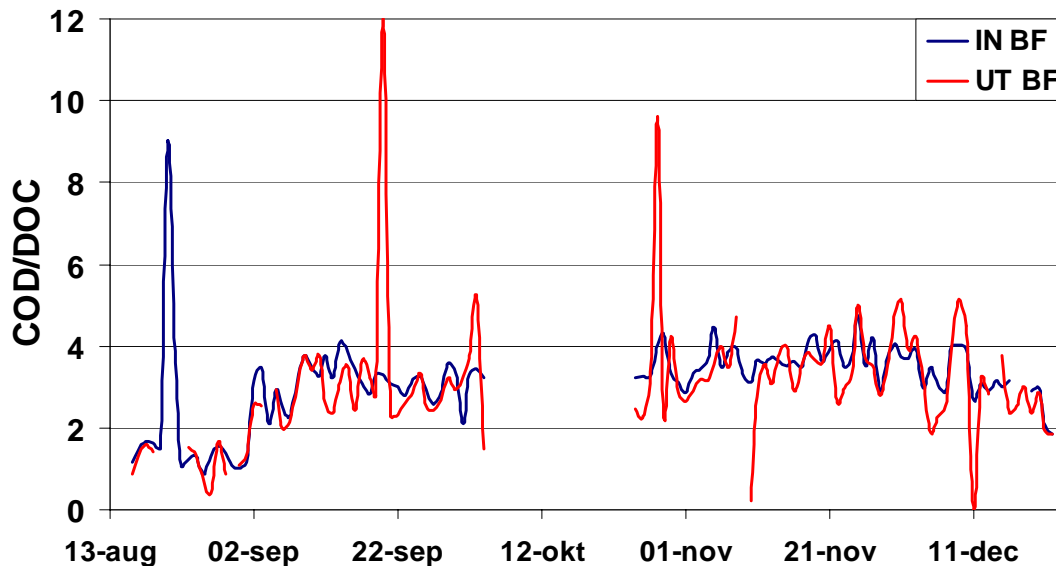
BILAGA 6

Förhållandet mellan COD och DOC

För att kunna omvandla de beräknade mängderna utsläppt $COD_{\text{löst}}$ till DOC var det nödvändigt att definiera kvoten mellan dessa två typer av mått. Vid framtagandet av kvoten användes analysresultat av $COD_{\text{löst}}$ och DOC i ingående och utgående vatten från biofilmreaktorn. Två medelvärden beräknades, ett för det ingående och ett för det utgående vattnet. Resultatet blev kvoterna 3,1 och 3,0 för det ingående respektive utgående vattnet, tabell 34. I tabellen redovisas även de genomsnittliga kvoterna under kapacitetsförsöket och T10-försöket. Beräkningarna baserades på en begränsad datamängd då analyser av DOC endast var utförda under hösten år 2004. Tidsperioden omfattade den 16 augusti till och med den 21 december år 2004. Kvotens variation under denna tidsperiod visas i figur 48. Den första sammanhängande kartlagda perioden omfattar ungefärligen tiden för kapacitetsförsöket och den andra tiden för T10-försöket.

Tabell 34. Kvoten COD/DOC i det ingående respektive utgående flödet från biofilmreaktorn under kapacitetsförsöket och T10-försöket. Kartläggningen omfattar tidsperioden 16 augusti till 21 december år 2004. Samtliga analyser var utförda på filtrerade vattenprover.

Tidsperiod	Genomsnittlig kvot COD/DOC	
	IN BF	UT BF
Hela den studerade tidsperioden	3,1	3,0
Kapacitetsförsöket	2,7	3,5
T10-försöket	2,7	3,3



Figur 48. Kvoten COD/DOC under hösten år 2004. Kapacitetsförsöket utfördes under augusti och september och T10-försöket under november och december. Samtliga analyserna utfördes på filtrerade vattenprover.

Ingen grundligare studie har utförts av kvoten COD/TOC på vattenprover tagna vid provtagningspunkterna IN BF och UT BF. Däremot har kvoten kartlagts på andra processavloppsvattenflöden i ett tidigare examensarbete. Resultatet visade även då att kvoten varierade runt värdet 3 (Stiber, 1997).

BILAGA 7

Veckoindelning

Tabell 35 visar veckoindelningen för respektive månad under året 2004.

Tabell 35. Veckoindelningen med avseende på de från biofilmreaktorn utgående mängderna DOC. Veckoindelningen motsvarar månaderna på bästa sätt med hänsyn till att vissa veckodata saknades. Veckorna utgår från kalenderåret 2004.

Månad	Veckoindelningen för respektive månad
Januari	2 och 3.
Februari	6, 7, 8 och 9.
Mars	10, 11, 12 och 13.
April	14, 15, 16, 17 och 18.
Maj	19, 20, 21 och 22.
Juni	23, 24, 25, 26 och 27.
Juli	Saknas till följd av underhållsuppehåll.
Augusti	33, 34 och 35.
September	36, 37, 38 och 39.
Oktober	40 och 44.
November	45, 46, 47 och 48.
December	49, 50 och 51.

BILAGA 8

Månadsflöden åren 2003 och 2004

Dygnsmiddelflödet in till reningsverket (IN R2) under varje månad åren 2003 och 2004 presenteras i tabell 36. I tabellen finns även en sammanställning av de genomsnittliga flödena under vardagar respektive helger samt den procentuella skillnaden.

Tabell 36. Genomsnittliga månadsflöden för åren 2003 och 2004, samt månadsflöden under vardagar respektive helger och den procentuella differensen.

Genomsnittliga månadsflöden [m³/timme]					
Månad	År 2003	År 2004	År 2004		Procentuell differens [%]
			vardagar	helger	
Januari	496	622	658	534	19
Februari	661	863	955	660	31
Mars	822	799	863	617	29
April	714	600	668	412	38
Maj	706	573	654	402	39
Juni	701	543	599	389	35
Juli	380	195	222	187	16
Augusti	547	426	483	286	41
September	738	533	603	340	44
Oktober	720	542	630	356	43
November	646	608	668	444	34
December	608	532	590	364	38
Årsmedel	645	570	633	416	34

BILAGA 9 Vattentemperaturer i biofilmreaktorn och utjämningsstanken

I tabell 37 presenteras antalet tillfällen med högre vattentemperatur än 35°C i biofilmreaktorn respektive utjämningsstanken. Högre temperaturer var vanligare i utjämningsstanken. Observera att endast vattentemperaturen under vintermånaderna studerades i biofilmreaktorn.

Tabell 37. Antalet tillfällen med vattentemperaturer överstigande 35°C för respektive månad i biofilmreaktorn respektive utjämningsstanken åren 2003 och 2004.

Antalet tillfällen med vattentemperaturer högre än 35°C												
Åren 2003 och 2004	Utjämningsstanken											
	Sep 03	Okt 03	Nov 03	Dec 03	Jan 04	Feb 04	Mar 04	Apr 04	Maj 04	Jun 04	Aug 04	
> 35°C	3	3	3	2	1	2	3	3	5	5	5	
År 2004	Biofilmreaktorn				Utjämningsstanken							
	Sep	Okt	Nov	Dec	Sep	Okt	Nov	Dec				
> 35°C	0	0	0	3	1	0	2	3				

BILAGA 10**Mikroskoperingsprotokoll**

Resultatet från mikroskoperingstillfällena av slammet på bärarmaterialet presenteras i tabell 38.

Tabell 38. Mikroskoperingsresultatet. Tidsperioden omfattar den 18 augusti till den 21 december år 2004. Förekomsten av ciliater och flagellater presenteras samt om den totala förändringen bedöms som förbättrad eller försämrad. En högre siffra motsvarar en högre förekomst av mikroorganismer och ett tjockare slamlager på bärarmaterialet.

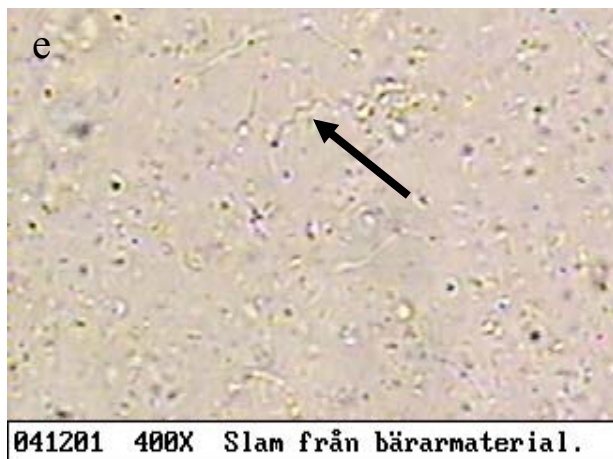
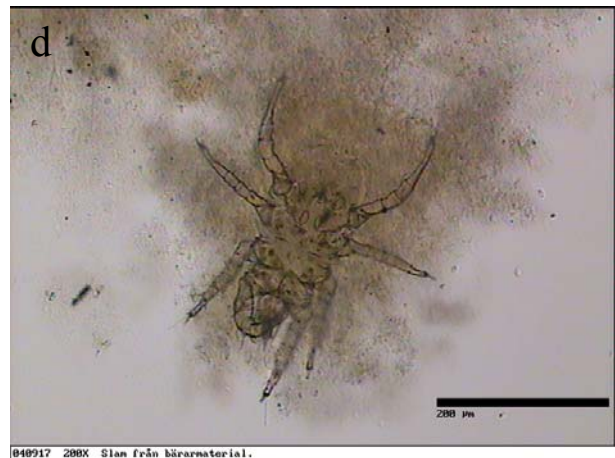
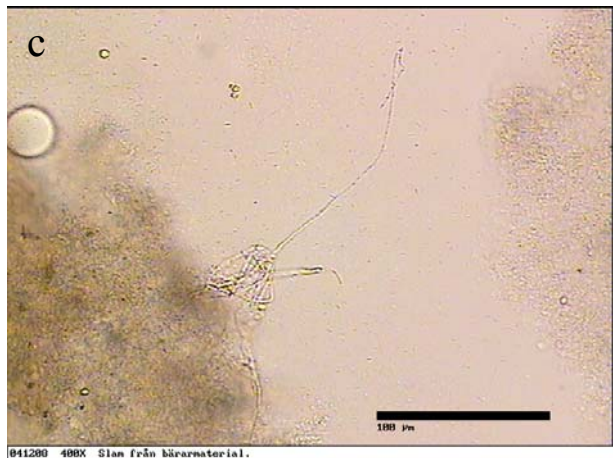
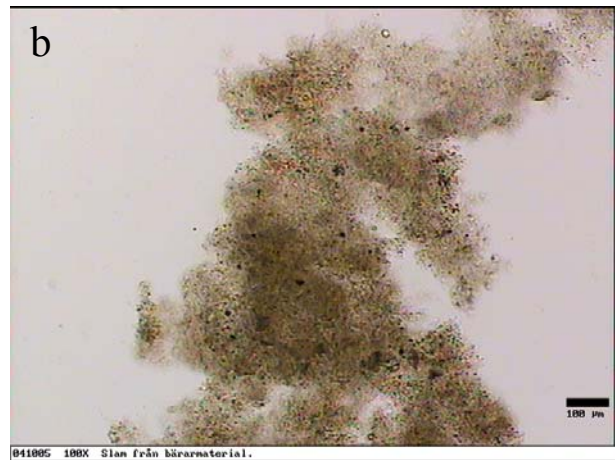
Datum	Poängsättning av slammets karaktär vid de olika mikroskoperingstillfällena				Förändring + förbättring – försämring
	Slam	Ciliater	Flagellater	Filament	
18 aug.	0	1	1	1	0
20 aug.	2	2	2	0	+
24 aug.	2*	0	0	1	–
26 aug.	0**	0	0	1	–
31 aug.	0**	0	0	1	0
2 sep.	0	0	0	0	0
7 sep.	0	0	0	0	0
9 sep.	0	0	1	0	+
15 sep.	1**	1	1	0	+
17 sep.	1*	2	2	0	+
21 sep.	1**	1	1	0	–
23 sep.	1*	2	2	0	+
29 sep.	1**	0	0	0	–
1 okt.	0	0	1	0	0
5 okt.	0	0	0	0	0
25 okt.	2	1	1	0	+
27 okt.	2	2	2	0	+
29 okt.	1*	0	1	0	–
1 nov.	1*	0	0	0	–
3 nov.	1**	0	1	0	+
5 nov.	1*	0	1	0	0
9 nov.	0*	2	1	0	+
11 nov.	1*	1	2	0	0
15 nov.	2*	1	1	0	–
17 nov.	1*	0	1	0	–
19 nov.	1*	0	1	1	0
22 nov.	2*	0	1	0	–
26 nov.	1*	0	2	0	+
29 nov.	1*	0	1	1	–
1 dec.	2*	0	1	1	0
3 dec.	1**	0	1	0	0
8 dec.	1*	0	1	0	0
10 dec.	0	0	2	0	+
14 dec.	1	2	1	0	+
21 dec.	0*	2	1	1	0

*slemmig karaktär, blankt slam. **mycket slemmig karaktär.

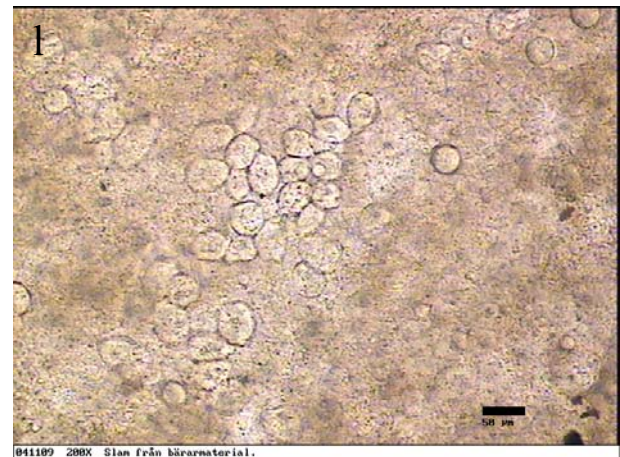
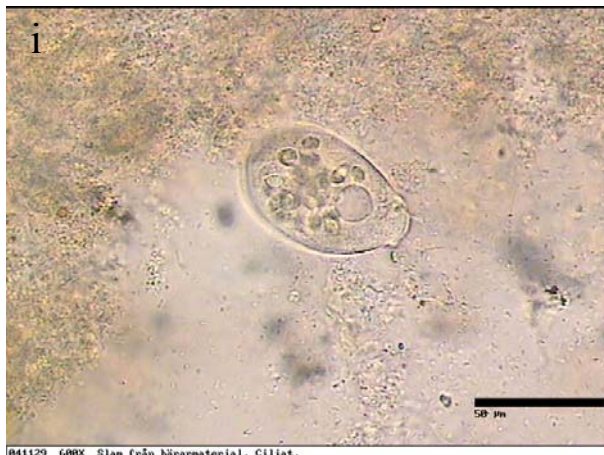
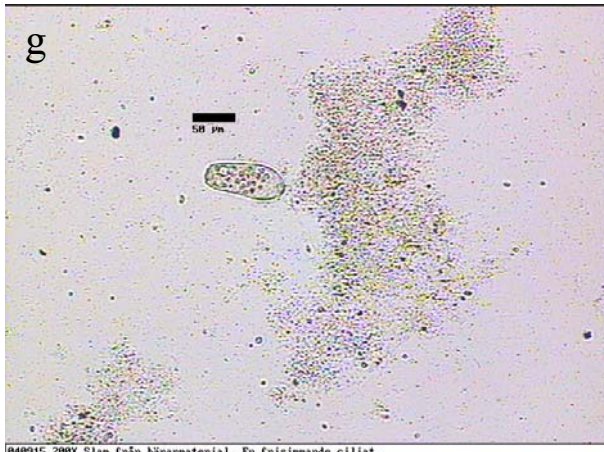
BILAGA 11

Mikroskopibilder

Mikroskopibilder av några observerade mikroorganismer från slammet på bärarmaterialet.



- a) Slam från bärarmaterial, skalstreck 50 μ m. b) Slam från bärarmaterial, skalstreck 100 μ m.
c) Filament, skalstreck 100 μ m. d) Kvalster, skalstreck 200 μ m. e) Spiralformad bakterie (spirill). f) Flagellater samt en frisvävande ciliat, skalstreck 50 μ m.



g) Frisvävande ciliat, skalstreck 50µm. h) En stjätkad ciliat omgiven av flagellater och bakterier, skalstreck 50µm. i) En stjätkad ciliat omgiven av flagellater och bakterier, skalstreck 50µm. j) till l), riklig förekomst av stjätkade ciliater, skalstrecken motsvarar 50µm.

BILAGA 12 Verkliga och förutsedda inkommande mängder av organiskt material

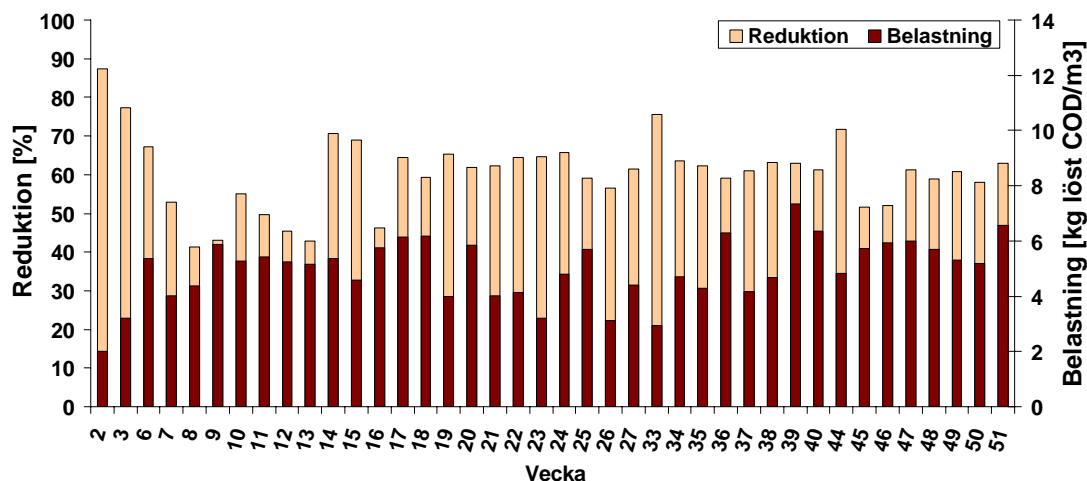
I tabell 39 jämförs den verkliga inkommande mängden organiskt material med ÅF:s prognos. I verkligheten har den inkommande mängden organiskt material minskat under året 2004 jämfört med två tidigare åren.

Tabell 39. Årliga inkommande medelmängder av organiskt material till reningsverket enligt ÅF:s belastningsprognos samt verkliga mängder. Alla värden motsvarar drift utan T10-dosering. Observera att analyserna är utförda på både ofiltrerade och filtrerade vattenprover.

Årliga genomsnittliga inkommande mängder av organiskt material i flödet IN R2							
År	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
ÅF:s prognos [kg COD _{löst} /dygn]	3540	3770	4120	4490	4770	5090	5450
Verklig mängd [kg COD _{tot} /dygn]	2469	2660	2370				

BILAGA 13 Organisk belastning och reduktion i biofilmreaktorn år 2004

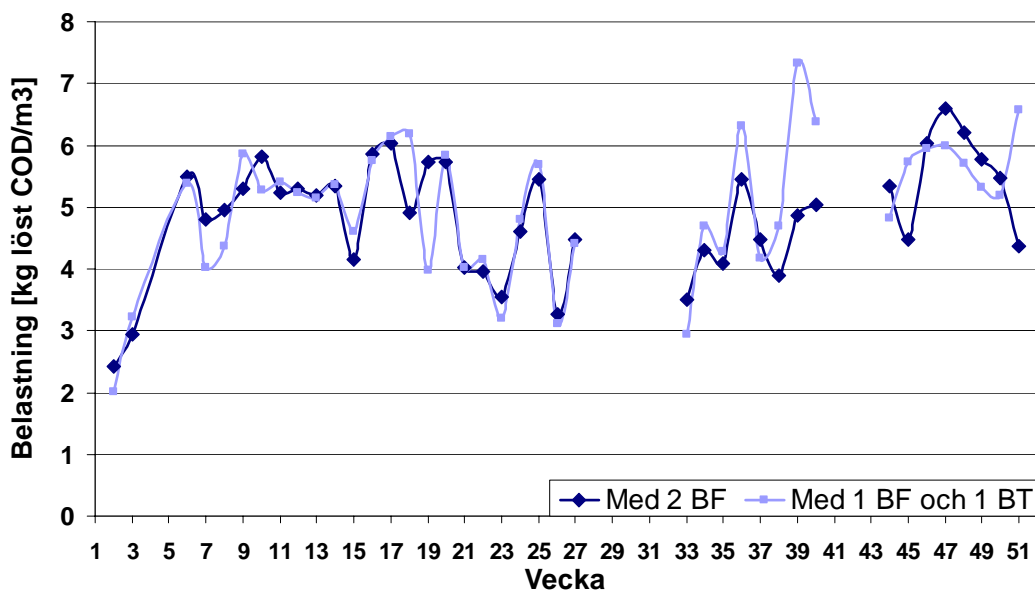
En sammanställning av de veckovisa genomsnittliga organiska belastningarna och reduktionerna under året 2004 vid en tänkt drift med två parallellkopplade biofilmreaktorer presenteras i figur 49. Inget entydigt samband fanns mellan belastningen och reduktionen av organiskt material.



Figur 49. Sammanställning av genomsnittliga organiska veckobelastningar respektive veckoreduktioner i två tänkta biofilmreaktorer vid parallell drift under året 2004. Observera att staplarna för både reduktionen och belastningen startar på värdet noll.

BILAGA 14 Verkligt och tänkbart organiskt belastningsfall

I figur 50 jämförs den organiska belastningen vid två skilda fall. Det första fallet är det verkliga fallet, där flödet fördelades mellan biofilmreaktorn och biotornet. I det andra fallet antas det totala inkommande flödet fördelas mellan två biofilmreaktorer i parallell drift med reaktorvolymen 260 m³. Resultatet visar att den organiska belastningen i stort sett hade varit densamma under året 2004 om flödet hade fördelats mellan två parallella biofilmreaktorer.



Figur 50. Den organiska belastningen utifrån två fall. I fall ett fördelades det totala flödet (IN R2) mellan två biofilmreaktorer (BF). Fallet två representerar verkligheten, där flödet fördelades mellan en biofilmreaktor och ett biotorn (BT).