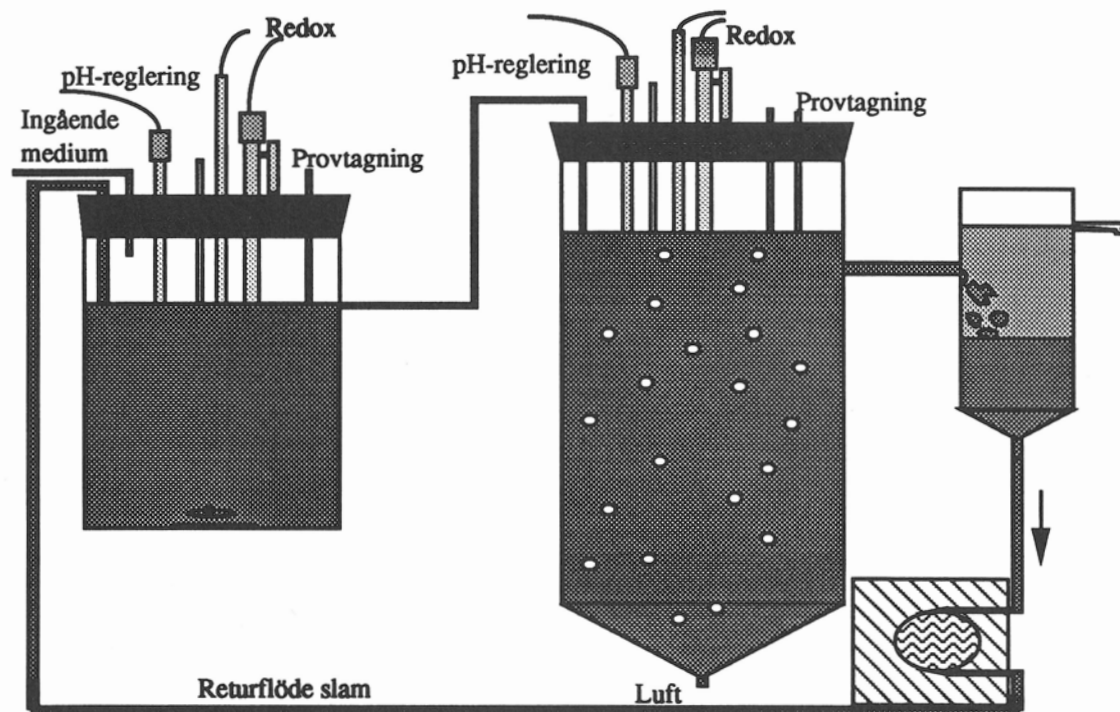


7 Etanol som kolkälla

7.1 Bakgrund

Om tillgången på lättillgänglig kolkälla är en kritisk faktor för hur väl bio-P-avskiljningen fungerar, finns det anledning att begrunda vilken kolkälla som skulle kunna vara aktuell för en dosering av extern kolkälla till anaerobi-steget. De kolkällor som är baserade på korta fettsyror har i ett flertal studier visat sig vara mycket effektiva när det gäller att gynna en fungerande bio-P-process. Det höga marknadspriset på dessa kolkällor har dock gjort att fällning av fosfor med olika kemikalier blivit ett förmånligare alternativ. Andra billigare externa kolkällor som metanol och etanol har främst använts i efterdenitrifikationsprocesser. Metanolen har i dessa processer krävt långa adaptionstider men i gengäld varit billigare än etanolen. Det finns få beskrivna försök med alkoholer som kolkälla för bio-P-avskiljning. Försök med fosfor-släpp (kolkälla doseras till slam i satsvisa försök) har visat att icke adapterat bio-P-slam utnyttjar alkoholer dåligt. Frågan blir då om en adaption av slammet kan ge ett effektivt utnyttjande av alkoholer för bio-P-avskiljning. Då etanol kräver kortare adaptionstid vid denitrifikation än metanol valdes denna alkohol som lämplig kolkälla till bio-P-försöken. Vidare var det intressant att klarlägga om det fanns några denitrifierande bio-P-bakterier som kan lagra etanolen som PHB och sedan utnyttja den till kombinerad denitrifikation och P-upptag.



Figur 7.1 Förenklad skiss över försöksuppställning, system 1.

Studien utfördes i två modellsystem i labbskala där varje system bestod av två sammankopplade reaktorer med en volym på 600 ml respektive 1500 ml. Första reaktorn

utgjorde en anaerob zon och den andra en aerob zon (system 1) respektive en anox zon (system 2), figur 7.1. Från ett sedimentationssteg på 100 ml recirkulerades slam tillbaks till anaerobzonen. Ett syntetiskt medium innehållande etanol som enda kolkälla pumpades kontinuerligt in i anaerobzonen. Till den anoxa reaktorn i system 2 tillfördes ett kontinuerlig flöde av en natriumnitratlösning. pH reglerades automatiskt med HCl eller NaOH till pH 7 i samtliga reaktorer. Reaktorerna bestod av mantlade glasbägare. Reaktortemperaturen hölls konstant vid 20°C med hjälp av ett kylvattenbad. Som slamymp utnyttjades bio-P-slam från Öresundsverkets linje 3.

7.2 Resultat

7.2.1 System 1

Den direkta responsen på etanol som kolkälla för bio-P-ackumulation är lite svårbedömd då syrehalten under första veckan var så hög att all etanol troligtvis metaboliserades aerobt (mycket löst syre återfördes via returslammet). Efter att syrehalten sänkts uppvisade systemet direkt en viss bio-P-aktivitet med ett frisläpp på ca 10-20 mg P/g VSS i anaerobzonen och ett upptag över systemet på ca 4 mg P/g VSS. Mikroskoperingarna bekräftade närvaron av bio-P-bakterier. Dag 15 sänktes den anaeroba uppehållstiden från 2,6 h till 2,2 h (inklusive hänsyn till returslamflödet), vilket medförde en försämring av processen med halter av etanol ut från anaerobzonen, lägre P-släpp, lägre P-upptag och sämre slamegenskaper (ökad mängd frisimmande bakterier). Dag 23 höjdes den anaeroba uppehållstiden till 2,9 h, vilket successivt förbättrade bio-P-egenskaperna igen. Efter drygt 2 månader hade en anrikad bio-P-kultur erhållits med ett P-släpp på ca 60-80 mg P/g VSS och ett upptag över systemet på ca 10 mg P/g VSS. Slamåldern var ca 8 dygn i systemet. Summan PHB+PHV var efter 2 månader ca 6 % av SS i anaerobzonen och 2 % av SS i aerobzonen. Metallanalys visade att ca en plusladdning (i form av Mg eller K) krävdes per frisläppt PO_4^{3-} . Fosforfraktionering av slammet visade att endast ca 10 % av slammets fosfor var metallbunden medan nästan 90 % återfanns som bio-P-lagrad fosfor. Mikroskoperingar visade på hög andel *Acinetobacter*-liknande bakterieaggregat, P-infärgning visade på hög andel bio-P-bakterier och PHA-infärgning visade på hög andel lagrad PHB/PHV-polymer i anaerobslammet. Det stora flertalet bakterier var gramnegativa. Vid ett flertal tillfällen uppmättes halter av acetat i anaerobzonen.

7.2.2 System 2

System 2 visade redan efter ett par dagar tecken på bio-P-aktivitet med frisläpp på ca 10-15 mg P/g VSS i anaerobzonen och ett upptag över systemet på ca 3 mg P/g VSS. Efter 12 dagars drift märktes en ökning av andelen frisimmande bakterier och denna andel blev ännu större efter dag 15 då uppehållstiden sänktes från 2,6 till 2,2 h. Systemet började i samband med detta fungera sämre med litet P-släpp (ca 5 mg P/g VSS) och litet P-upptag. Ökad uppehållstid (dag 23) gav bättre slamegenskaper (flockegenskaper) men det var inte bio-P-bakterier som växte till. Efter 1,5 månader avbröts försöket med system 2 utan att någon anrikad denitrifierande bio-P-kultur kunnat erhållas.

7.2.3 Kommentar

Försöken har visat att etanol kan utnyttjas som enda kolkälla vid biologisk fosforavskiljning. Adaptionstiden för redan befintliga bio-P-bakterier verkar utifrån det P-släpp som erhöles i anaerobzonen vara kort. En kritisk faktor i modellsystemen var uppehållstiden i anaerobzonen. En för kort uppehållstid gav etanolhalter ut från anaerobzonen, vilket medförde aerob omsättning (system 1) av etanolen varpå andra bakteriegrupper än bio-P-bakterier gynnades. I en UCT-process skulle den etanol som lämnar anaerobzonen kunna utnyttjas till denitrifikation i anoxzonen och därmed inte slösas bort på samma sätt. Den relativt långa uppehållstiden på 2,9 h i anaerobzonen skulle sannolikt kunna minskas om man höjde slamhalten i anaerobzonen från de 0,8-1,5 g VSS/l som förelåg i försöken. Å andra sidan var temperaturen i modellsystemet 20°C, medan avloppsvattnet i verkligheten håller en lägre temperatur. En intressant iakttagelse är närvaron av acetat i anaerobzonen. Det kan mycket väl vara så att etanolen inte upptas och metaboliseras av bio-P-bakterierna själva utan att heterotrofa fermenterande bakterier omvandlar etanolen till acetat, som är en vanlig metabolit från etanol (Broch och Madigan, 1991), varpå den bildade acetaten tas upp av bio-P-bakterierna och omlagras till PHB/PHV. Utifrån denna teori är det högst troligt att metaboliseringen av etanol till acetat är det hastighetsbestämmande steget, vilket kan vara förklaringen till att en relativt lång uppehållstid i anaerobzonen krävdes.

Denitrifierande bio-P-bakterier som, ensamma eller i samverkan med andra, fermenterande bakterier, kan utnyttja etanol för lagring av PHB/PHV tycks finnas tillgängliga i den använda slamympen. Villkoren för dessa bio-P-bakterier var inte sådana att de kunde växa till i modellsystem 2. Kritiska faktorer tycks vara att hålla syre- och nitrathalten i recirkulationströmmen så låg att inte allt för mycket lättillgänglig kolkälla åtgår för att reducera dessa halter. Flödesbelastningen av system 2 var periodvis alltför hög. Ett problem med en anoxzon som sista steg innan sedimenteringen (speciellt i modellsystem) är att slammet tenderar att flyta upp i sedimenteringen på grund av bildad kvävgas. Detta separationsproblem åstadkom periodvis slamflykt.

7.3 Slutsatser

- * Etanol kan utnyttjas som enda kolkälla vid biologisk fosforavskiljning.
- * Upptagshastigheten för etanol i anaerobsteget är låg, vilket medför ett behov av relativt lång uppehållstid i anaerobzonen samt att halten nitrat i slamreturflödet måste vara mycket låg.
- * En typisk bio-P-mikroflora erhöles i slamflockarna, med hög andel av bakterieaggregat som lagrade fosfor i överskott, samt utnyttjade PHB/PHV som intern kolkälla.

8 Mikroskopisk karaktärisering av slamegenskaper

8.1 Bakgrund och syfte

Enligt internationella erfarenheter från drift av närsaltsavskiljningsprocesser erhålls ofta någon typ av biologiskt separationsproblem, framför allt slamsvällning och/eller skumning. Då kunskapen om slammetts mikrobiologi vid olika processutformningar är bristfällig, har man fortfarande inte hittat några tillfredsställande konstruktiva lösningar för att åtgärda/förebygga de biologiska separationsproblemen. Detta gäller inte minst svenska förhållanden för vilka en grundläggande kunskap om slamegenskapernas beroende av olika driftsbetingelser saknas.

Med bakgrund av detta kompletterades driftsuppföljningen vid Öresundsverket med mikroskoperingsstudier för att undersöka slamegenskaperna i de olika processtegen (anaeroba och aeroba steget) i linje 3 under perioden maj 93 till början av juli 94. I dessa studier bedömdes flockegenskaper, förekomst av filamentbildande bakterier och mängden poly-P- och PHB-innehållande flockar. Dessa resultat jämfördes sedan med olika driftsdata som årsvariationen av temperatur, DSVI, PHB- och fosforanalyser, syrehalt samt olika flödesbelastningar.

Resultaten från linje 3 jämfördes vidare med föregående driftsår (mars 92 till april 93), samt med sporadiska mikroskopiska undersökningar av slamegenskaperna i linje 1, 2 och 4 under samma driftsår (maj 93 till juli 94).

8.2 Metodik

Mikroskopering av såväl färsk (max 6 h gamla) som fixerade slamprover från det anaeroba respektive aeroba steget utfördes varannan/var tredje vecka under större delen av utvärderingsperioden, med undantag för intensivperioderna, då de utfördes två gånger per vecka.

För allmän bedömning av flockkaraktärer, som tex storlek, form, styrka, struktur och filamentförekomst, gjordes våtpreparat som studerades i mikroskop inom förstöringsintervallet 200 - 1625 x enligt Eikelbooms kriterier. Mängden filamentbildande bakterier bestämdes enligt Jenkins filamentindex från 0-6, där 0 motsvarar ingen förekomst av filament och 6 extremt hög förekomst av filament. För karaktärisering och identifiering av filamentbildande bakterier samt poly-P- och PHB-innehållande flockar, utfördes en rad olika infärgningar (enligt Eikelboom *et al.*, 1983, Jenkins *et al.*, 1994): Gram, Neisser, PHB, svavel-test, kristallviolett-infärgning samt Gohar's infärgningsmetod (Clark, 1981). Identifieringen av filamenten utfördes därefter med hjälp av Jenkins manual (Jenkins *et al.*, 1986).

Mängden poly-P- och PHB-innehållande flockar uppskattades visuellt enligt indelningsgraden: 0 %, 25 %, 50 %, 75 % och 100 % av den totala flockstrukturen, dvs mängden fosfor- och/eller PHB-granuler i filamentbildande bakterier ingår inte. I denna mängduppskattning kan dock ingen skillnad på levande eller döda flockar göras.

Mikrofaunan karaktäriserades förenklat enligt Patterson och Hedley (1992). Inga numeriska räkningar utfördes, utan endast närvaron av olika arter noterades vid den traditionella mikroskoperingen.

8.3 Resultat av mikroskoperingsstudier under perioden maj 93-juli 94

Sammanfattning av allmänna slamegenskaper är angivna i tabell 8.1 (se även foton i bilaga D). Här nedan följer en kort sammanfattning av dem.

Maj 93 - juni 93. Flockegenskaperna var genomgående öppna, oregelbunda och filamentförekomsten var medelmåttig (index 3), där typ 0092 dominerade och *Microthrix parvicella* var antingen sekundär eller också dominerande. Övriga sekundära och tertiära filamentbildande bakterier var typ 0675, typ 0041, *Nostocoida limicola* II-III, *Haliscomenobacter hydrossis* och *Nocardia* spp.

Andelen poly-P-innehållande flockar låg endast kring 25 % i såväl det aeroba som det anaeroba steget. Andelen PHB-innehållande flockar i det anaeroba steget låg likaså endast kring 25 %, medan den sjönk till 5 % i det aeroba steget, vilket tyder på att den biologiska fosforavskiljningsprocessen fungerade enligt de klassiska teorierna. Orsaken till att ingen tydlig variation av poly-P-innehållande flockar kunde observeras mellan det anaeroba och det aeroba steget är att fosforbakterierna inte släpper all fosfor som de har lagrat i det aeroba steget.

Det fanns även fosfor- och/eller PHB-granuler i vissa filamentbildande bakterier, såsom *Microthrix parvicella* och *Nostocoida limicola* II-III. Däremot verkade det inte ske några variationer av de filamentbildande bakteriernas fosfor- och PHB-granuler mellan det anaeroba och aeroba steget. Det var likaså svårt att se skillnader i förekomsten av olika filamentbildande mikroorganismer i de olika processtegen.

Juli 93 - augusti 93. Under denna period sjönk filamentindexet från 3 till 2,5, medan flockegenskaperna i övrigt var oförändrade. Sammansättningen av de filamentbildande bakterierna förändrades inte heller nämnvärt. Mängden poly-P-innehållande flockar i det aeroba steget ökade till 25-50 %, medan motsvarande ökning inte kunde fastställas i mängden PHB-innehållande flockar.

September 93 - november 93. Under början av denna period förändrades slamegenskaperna gradvis genom att filamentindexet fluktuerade kring 3. Mängden *Microthrix parvicella* började öka, men typ 0092 förblev fortfarande den dominerande filamentbildande bakterien.

Mängden poly-P- respektive PHB-innehållande flockar ökade signifikant från 25 till 50 % i det aeroba respektive anaeroba steget. Detta kan tänkas bero på att acetatdoseringen påbörjades 21/9-93, men då en svag ökning av mängden poly-P- och PHB-innehållande

flockar kunde observeras redan innan acetatdoseringen, kan den dock inte tillskrivas hela äran av förändringen. Det är möjligt att ökningen av mängden poly-P- och PHB-flockar före acetatdoseringen kan ha berott på förbättrade hydrolysförhållanden i försedimenteringssteget. Inga signifikanta skillnader i mängden poly-P- och PHB-granuler i varken det anaeroba eller aeroba steget kunde observeras hos *Microthrix parvicella* och *Nostocoida limicola* II-III, liksom några tydliga mängdvariationer av olika sorters filament i de olika stegen.

December 93 - januari 94. Under december månad sjönk filamentindexet till 2,5, men det steg sedan till > 3 i januari månad. Den dominerande filamentbildande bakterien utgjordes nu av *Microthrix parvicella*, medan typ 0092 var antingen sekundär eller också dominerande. I övrigt var sammansättningen av filamentbildande bakterier liksom tidigare.

En nedgång i mängden PHB-innehållande flockar från 50 till 25-50 % kunde observeras från början av december till slutet av januari. Detta kan tänkas bero på att acetatdoseringen upphörde den 5/12 och/eller på lägre belastning p g a julhelgen. Någon signifikant och bestående ökning av PHB-mängden kunde inte observeras då acetatdoseringen åter infördes under några veckors tid i januari/februari. Mängden poly-P-innehållande flockar låg under hela perioden kring 75-50 %.

Februari 94 - maj 94. Filamentindexet steg något under våren 94, men översteg aldrig 4, utan gick ner igen till under 3 i juli månad. Under hela denna period dominerade *Microthrix parvicella*, medan typ 0092 förekom på antingen sekundär eller också dominerande nivå. I övrigt var förekomsten av de andra filamentbildande bakterierna ungefär som tidigare. Mängden poly-P- och PHB-innehållande flockar var ungefär som tidigare.

Juni 94 - juli 94. Under denna period sjönk filamentindexet till 3, medan sammansättningen av den övriga mikrofloran förblev oförändrad. I övrigt förekom inga andra signifikanta förändringar.

Sammanfattning av mikrofauna-observationer under hela undersökningsperioden maj 93 till juli 94. Förekomsten av protozoer (=encelliga eukaryota mikroorganismer) och metazoer (flercelliga eukaryota mikroorganismer) var relativt låg och artfattig under hela perioden. De vanligaste förekommande arterna var: olika arter av små flagellater, *Aspidisca* spp, *Trachelophyllum* spp, *Vorticella* spp, *Epistylis* spp, *Arcella* spp., *Glaucoma* spp, *Peranema* spp, samt enstaka rotatorier och nematoder. Även om ingen räkning av mikrofaunan gjordes, kunde man dock observera vissa fluktuationer i mängden, som dock var svåra att tillskriva någon orsak. Möjligtvis kan de ha berott på den acetatdosering som gjordes under hösten 93. Förutom mängdvariationen kunde dock inte någon signifikant störning av protozoerna och metazoerna p g a förslagsvis utsläpp av någon toxisk kemikalie observeras under hela perioden.

Tabell 8.1 Sammanfattning av mikroskopisk bedömning av slamegenskaper i linje 3 under perioden maj 93 till juli 94.

Tid	Filament-arter (förekomst i nedstligande ordning)	Index 2)	% bio-P 3) (ana/ae)	% PHB 3) (ana/ae)	Allmän flockkaraktäristik (MF=mikrofauna)	Process
Maj 93 1)	typ 0092, <i>M. parvicella</i> , typ 0675/0041, <i>Nostocoida limicola</i> II-III, <i>Nocardia</i> spp., <i>Haliscamenobacter hydrossis</i>	3	> 25 / > 25	> 25 / 5	oregelbunden, öppen; fattig MF 4)	bio-P-process
Juni 93 1)	ingen större förändring	3	> 25 / > 25	> 25 / 5	ingen större förändring; rikare MF 5)	bio-P-process
Juli 93 1)	ingen större förändring	< 3	> 25 / 25-50	> 25 / < 5	ingen större förändring	bio-P-process
Augusti 93 1)	ingen större förändring	2-3	< 25 / 25-50	≈ 25 / < 5	ingen större förändring; färre MF 6)	bio-P-process
September 93 1)	som tidigare, dock börjar mängden <i>M. parvicella</i> att öka något	≥ 3	> 25 / < 50	> 25 / < 5	ingen större förändring	bio-P-process
Oktober 93 1)	som tidigare, <i>M. parvicella</i> fortsätter att växa	3	< 50 / ≥ 50	25-50 / < 5	ingen större förändring, rikare MF 7)	bio-P-process + acetat (start 21/9-93)
November 93 1)	ingen större förändring	2-3	< 50 / > 50	50 / 5	ingen större förändring	bio-P-process + acetat
December 93 1)	som tidigare, mängden <i>M. parvicella</i> börjar öka signifikant	2-3	≈ 50 / < 75	< 50 / 5	ingen större förändring, rikare MF 8)	bio-P-process ej acetat (slut 12/12-93)
Januari-94 1)	<i>Microthrix parvicella</i> , typ 0092, typ 0675/0041, <i>N. limicola</i> II-III, <i>Haliscamenobacter hydrossis</i> , <i>Nocardia</i> spp.	> 3	> 50 / ≈ 75	25-50 / 5	ingen större förändring, fluktuationer i MF 9)	bio-P-process. Acetat- dosering 20-27/1-94.
februari 94 1)	<i>M. parvicella</i> fortsätter att öka, i övrigt ingen större förändring	3-4	> 50 / < 75	25-50 / 5	ingen större förändring	bio-P-process
mars 94 1)	ingen större förändring	4-3	> 50 / 50-75	25-50 / 5	svag förändring, fattigare MF 10)	bio-P-process
april 94 1)	ingen större förändring	4-3	> 50 / 50-75	25-50 / 5	ingen större förändring	bio-P-process
maj 94 1)	ingen större förändring	4-3	50 / > 50	25-50 / 5	ingen större förändring	bio-P-process
juni 94 1)	andelen filament sjunker, i övrigt ungefär samma sammansättning av filament som tidigare	3-4	50 / > 50	25-50 / 5	ingen större förändring	bio-P-process
juli 94 1)	ingen större förändring	3	50 / > 50	25-50 / 5	ingen större förändring	bio-P-process

1) Undersökning baserad på färskprover och fixerade prover 2 gånger i månaden (med 2 veckors mellanrum) från såväl det anaeroba (3:1) som aeroba steget (3:6).

2) Relativ bedömning av mängden poly-P- respektive PHB- innehållande flockar i fixerade och infärgade slamprover.

3) Små flagellater, *Trachelophyllum* spp., *Vorticella* spp., enstaka rotatorier.
4) Små flagellater, *Trachelophyllum* spp., *Vorticella* spp., enstaka rotatorier.
5) Som 4, samt även *Epistylis* spp., *Arcella* spp., *Peranema* spp., *Glaucoma* spp., enstaka Suctorioria spp.

7) Fler exemplar av de arter som angavs i 4-6.

8) Ungefär som 7, men kraftig tillväxt av *Aspidisca* spp. 9) I början av januari finns hög mängd av flertalet av de protozoer som angavs i 8, men i slutet av januari sjönk an

(10) Huvudsakligen små flagellater. *Arcella* spp., *Vorticella* spp.

Abstract. We study the asymptotic behavior of the eigenvalues of the Dirac operator associated with the Dirac–Klein–Gordon system in the presence of a magnetic field. The Dirac operator is perturbed by a scalar potential which is bounded from below and has compact support. We show that the eigenvalues converge to the eigenvalues of the unperturbed Dirac operator as the magnetic field tends to infinity.

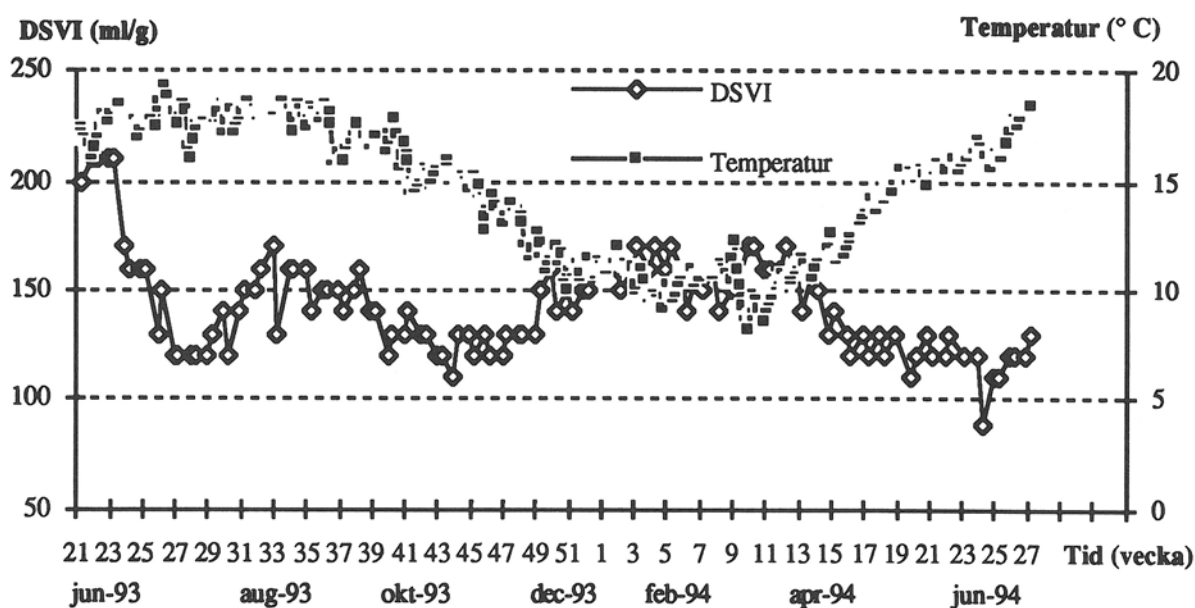
8.4 Mikroskoperingsresultat i relation till olika driftsdata

8.4.1 Årsvariation av DSVI och temperatur

Ur figur 8.1 framgår det att temperaturen (i eftersedimentering från linje 3+4) visar en tydlig variation mellan vinter- och sommarhalvåret. Likaså framgår det att DSVI uppvisar en viss variation, som dock är svårare att tolka eftersom förändringarna är ganska små. En svag ökning av DSVI då temperaturen sjunker kan konstateras, och vice versa, men frågan är dock hur signifikant detta är, och vilken inverkan andra processbetingelser kan ha på detta. Det höga DSVI-värdet och dess kraftiga fall precis i början av undersökningsperioden (maj 93) verkar indikera att det snarare är andra, oidentifierbara processbetingelser som har större inverkan på DSVI och slamseparationen än vad själva temperaturen har (se vidare avsnitt 8.5.2). Samtidigt bör man beakta att DSVI kanske inte är något bra mått på separationsegenskaperna (se vidare kapitel 9).

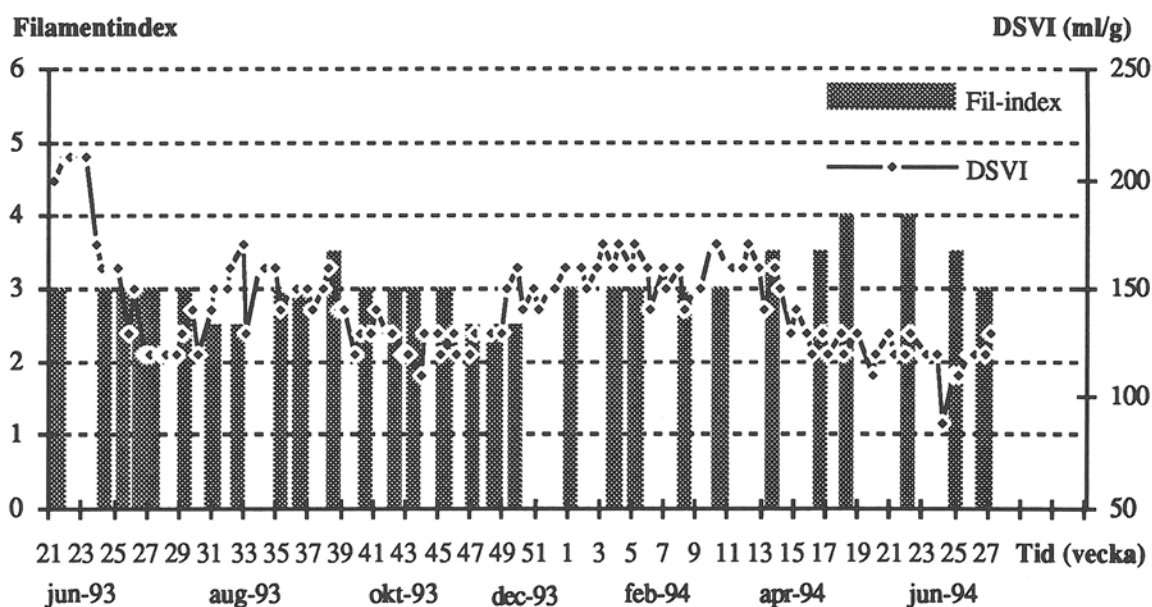
8.4.2 Filamentindex och separationsegenskaper

Filamentindexet förändrade sig inte särskilt kraftigt under hela undersökningsperioden. Indexet låg vanligtvis kring 3, och pendlade under vissa perioder mellan 2-4. Ur figur 8.2 framgår det att DSVI varierade mer än filamentindexet, men eftersom dess variation är ganska liten, ligger det inom rimlig felmarginal eftersom det krävs större variationer av DSVI för att detta ska kunna korreleras med en motsvarande förändring av filamentindexet. Orsaken till att det inte finns någon tydlig korrelation mellan DSVI och mängden filamentbildande bakterier kan dels vara att DSVI inte är ett bra mått på slamseparationen (kapitel 9), och dels att det inte är enbart mängden filamentbildande bakterier som påverkar sjunkegenskaperna. Även andra komponenter i slammet, såsom övriga flockbildande bakterier och polymerer, kan ha betydelse för slamseparationen.



Figur 8.1 Årsvariation av DSVI och temperatur i linje 3 från 26/5-93 till 7/7-94.

Mängden filamentbildande bakterier har under denna försöksperiod aldrig uppnått den värsta graden av förekomst. Detta stämmer överens med de praktiska erfarenheterna att slamegenskaperna i linje 3 under vissa perioder generellt har varit bättre än i de övriga linjerna. Paradoxalt nog så har den praktiska slamseparationen under vissa perioder fungerat sämre, trots att filamentindexet har varit lägre än i de övriga linjerna, vilket kan ha berott på omedvetna hydrauliska snedbelastningar (kapitel 9).



Figur 8.2 Årsvariation av filamentindex och DSVI från 27/5-93 till 7/7-94.

8.4.3 Fosforavskiljningskapacitet och förekomst av poly-P-innehållande flockar

Fosforavskiljningsprocessen har uppvisat en varierande funktion under undersökningsperioden. Under början av perioden (maj-juli 93) fungerade den inte helt optimalt, vilket även kunde konstateras i mikroskop eftersom mängden poly-P-innehållande flockar endast låg kring 25 % av den totala flockmassan i det aeroba steget. Från slutet av juli började mängden poly-P-innehållande flockar gradvis öka till cirka 75-50 % fram till februari 94, då den åter sjönk till < 50 %. En tänkbar förklaring till denna ökning kan dels bero på att hydrolysen i försedimenteringssteget under vissa perioder har fungerat bättre, samt dels på acetatdoseringen. Då acetatdoseringen upphörde kunde dock ingen signifikant omedelbar sänkning av mängden poly-P-innehållande flockar observeras. En tänkbar förklaring till detta är att det genom mikroskopering inte går att bedöma aktiviteten, och att inaktiva poly-P-innehållande flockar kommer att förbli i processen tills de har tvättats ut ur processen (efter cirka 3 slamåldrar).

Mängden poly-P-innehållande flockar i det anaeroba steget låg under perioden maj-september 93 kring 25 % av den totala flockmassan, men ökade därefter till cirka 50 %, där den förblev för resten av undersökningsperioden. Orsaken till att ingen signifikant förändring av mängden poly-P-innehållande flockar kunde observeras i det anaeroba respektive det aeroba steget är att de inte släpper all den fosfor som de har lagrat i det aeroba steget.

8.4.4 Förekomst av PHB-innehållande flockar och analytiskt uppmätta PHB-koncentrationer

Mängden PHB-innehållande flockar låg under perioden maj-september 93 kring 25 % av den totala flockmassan i det anaeroba steget. Först under september-oktober månad kunde en kraftig ökning av mängden PHB-innehållande flockar till 50 % observeras i det anaeroba steget. På denna nivå förblev den fram till december månad, då acetatdoseringen upphörde. Under resten av perioden (januari-juli 94) låg den mellan 25-50 %.

Då andelen PHB-innehållande flockar i det aeroba steget under hela undersökningsperioden var låg, ca 5 %, kan man påstå att huvuddelen av den bildade PHB:n förbrukades utav bio-P-bakterierna i det aeroba steget under hela undersökningsperioden.

Mängden visuellt uppskattad PHB är dock svår att korrelera till den kemiskt uppmätta mängden PHB. En jämförelse mellan dessa metoder (se vidare figur 10.1) visar att man kan följa såväl ökning som sänkning av PHB-mängden, men att man inte kan kalibrera dessa två metoder med varandra. En tänkbar förklaring till skillnaden mellan uppmätt PHB- och visuellt uppskattad PHB-mängd är att den klassiska PHB-infärgningsmetoden inte bara färgar in PHB utan även andra sorters näringsupplagringsprodukter, glykogen, har en större betydelse i bio-P-processen än vad man har tidigare antagit (Smolders *et al.*, 1994).

Vidare har i den visuellt uppskattade mängden PHB-innehållande flockar inte medtagits den mängd PHB-granuler som finns i vissa filamentbildande bakterier som *Microthrix parvicella* och *Nostocoida limicola* II-III, eftersom det har varit svårt att uppskatta den mängden, trots att *Microthrix parvicella* under stora delar av perioden har varit den dominerande filamentbildande bakterien. Det är ännu ej klart utrett om dessa filamentbildande bakterier verkligen lagrar PHB eller någon annan upplagsnäring. En högst intressant fråga är vad dessa filamentbildande bakterier egentligen gör med sina upplagsnäringsämnen (PHB och fosfor), eftersom man inte kan observera någon förändring av dessa i varken det anaeroba eller det aeroba steget, och vad detta i sin tur kan innebära för deras tillväxt i aktivt slambassängen.

8.4.5 Syrekonzentration

Låga syrehalter har i vissa fall visat sig orsaka dåliga slamegenskaper, eftersom vissa filamentbildande bakterier gynnas av dessa förhållanden. Syrehalten i linje 3 låg under undersökningsperioden i det aeroba steget mellan 1,5-3 mg/l, vilket ligger över det gränsvärde som anses kunna ge dåliga slamegenskaper. En effekt av för låg syrehalt i det aeroba steget kan förmodligen uteslutas.

8.4.6 Flödesbelastningar och inverkan av organiskt material på slamegenskaperna

Flödesbelastningar samt förekomst och typ av organiskt material i inkommande vatten har allmänt sett föreslagits ha en stor inverkan på slamegenskaperna (Jenkins *et al.* 1994). Eftersom slamegenskaperna överlag har varit bättre i bio-P-linjerna 3, respektive 4, än i linje 1 och 2, som båda har drivits med simulatanfällning (FeSO_4), framstår det som att inverkan av typ av kolkälla och dess fördelning i processen har en viss betydelse. Mängden lättillgänglig

kolkälla har överlag varit högre (antingen i form av utökad hydrolys eller tillsats av acetat) i linje 3 respektive 4, vilket verkar ha gynnat de flockbildande kontra de filamentbildande bakteriernas tillväxt, men inte i sådan hög grad att de senares tillväxt har hämmats helt. Uppenbarligen finns det andra, än så länge okända orsaker som håller dem kvar i processen. Ur de beräkningar som finns redovisade i kapitel 10 framgår det att de filamentbildande bakterierna huvudsakligen verkar växa till i den aeroba processen på partikulärt COD. Vidare undersökningar av detta fenomen bör företas innan någon lösning av detta problem kan föreslås. En annan tänkbar förklaring till den kraftigare tillväxten i linje 1 och 2 kan dessutom vara att den kemiska fällningen har förändrat näringsbetingelserna så att de filamentbildande bakteriernas tillväxt gynnas ytterligare. Även denna hypotes kräver dock vidare undersökningar.

8.4.7 Slamegenskaper och denitrifikationsaktivitet

En ny teori för uppkomst av filamentbildande bakterier i närsaltsavskiljningsprocesser är att de gynnas då de flockbildande denitrifikationsbakterierna stressas, t ex genom att uppehållstiden inte är tillräckligt lång så att nitrit ackumuleras. Enligt denna teori bör man därför undvika nitritackumulering för att uppnå goda slamegenskaper (Casey *et al.*, 1994).

För att kunna verifiera ovanstående teori måste nitrithalten ut från det anoxa steget mätas, vilket inte har gjorts här. Därmed kan den nya teorin varken bekräftas eller förkastas. Denitrifikationskapaciteten i linje 3 har dock överlag varit god, varför det kan förmodas att det inte har funnits någon nitritackumulering.

8.5 Jämförelse mellan mikroskoperingsstudier i linje 3 under perioden maj 93 - juli 94 och det föregående driftsåret, mars 92 - april 93

Då det är svårt att dra några slutsatser ur slamegenskapernas variation med årstiden ur bara en ett-års-studie, jämfördes de ovan redovisade resultaten med det föregående årets mikroskoperingar. Driftsbetingelserna vid det föregående året skiljer sig från det senare i att linje 3 kördes dels som bio-P-process med och utan acetatdosering, och dels med simultanfällning.

Mikroskoperingsmetodiken i denna studie skiljer sig från avsnitt 8.2 i att slamegenskaperna under perioden mars-augusti 92 baserade sig på färskprover, medan slamegenskaperna från september 92 till april 93 baserades enbart på fixerade slamprover på objektglas från det aeroba steget (i genomsnitt 1 gång i månaden). Detta innebär att uppskattningen av filamentindexet kan vara något överskattad, eftersom den egentligen ska utföras på färska våtpreparat.

8.5.1 Resultat av mikroskoperingsstudier i linje 3 under perioden mars 92 - april 93

En sammanställning av slamegenskaperna finns redovisad i tabell 8.2, och figurerna 8.3-5. Här nedan följer en kort sammanställning.

Mars 92 - Juli 92. Dåliga flockegenskaper under mars - juni 92 med hög förekomst av filament, främst *Microthrix parvicella*. Filamentindexet varierade mellan 4-5. Under juni-juli månad förbättrades flockegenskaperna signifikant, samtidigt som filamentindexet sjönk till 2,5. Detta kan bero på att acetat doserades externt till linje 3 under denna månad, samtidigt som temperaturen steg, vilket i sig enligt tidigare erfarenheter (Eikelboom, 1993) brukar leda till bättre slamegenskaper. Dessutom ökade andelen poly-P- respektive PHB-innehållande flockar i det aeroba respektive det anaeroba steget signifikant upp till cirka 50 %. Bio-P-processen försämrades dock under juli månad, vilket kan bero på att belastningen, p g a av semestertider, hade sjunkit.

September 92 - april 93. Under augusti månad 92 avslutades bio-P-processdriften och ersattes med kemisk fällning fram till mars 93, då bio-P-processdriften åter infördes. Detta gav upphov till signifikanta förändringar i slamegenskaperna.

Slamegenskaperna försämrades gradvis under hösten p g a tillväxt av filament, och filamentindexet steg kraftigt till 4-5. I början dominerade typ 0092, medan *Nostocoida limicola* III övertog dominansen under november månad 92 fram till februari-mars 93, då typ 0092 åter började dominera. Detta är intressant eftersom *Microthrix parvicella* under hela perioden inte lyckades med att konkurrera med dessa filament. Under våren började dock *Microthrix parvicella* att återta dominansen. Filamentindexet låg under hela perioden fortfarande mellan 4-5.

Under denna period (augusti 92-februari 93) sjönk mängden poly-P-innehållande flockar signifikant från 50 till 5 %. Mängden poly-P-innehållande flockar ökade dock signifikant gradvis till cirka 25 % från mars 93 (bio-P-driftsättet återinfördes i januari 93) till maj 93.

Tabell 8.2 Sammanfattning av mikroskopisk bedömning av slamegenskaper i linje 3 under perioden mars 92 till april 93.

Tid	Filament-arter (i nedstigande ordning)	Index 4)	% bio-P 5) (ana/ae)	% PHB 5) (ana/ae)	Allmän flockkaraktäristik (MF=mikrofauna)	Process
Mars 92 1)	<i>M. parvicella</i> , typ 0092, <i>Nocardia</i> spp, typ 0041	4-5	0/5	0/0	Svag, öppen; artfattig MF 7)	bio-P-process
April 92 1)	typ 0092, typ 0041, <i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> spp	4	0/5	0/0	ngt mera kompakt; rikare MF 8)	bio-P-process
Juni 92 1)	<i>M. parvicella</i> , typ 0041, typ 1851, typ 021N, <i>Nocardia</i> spp	4-3	10 / > 25	> 5 / 0	mera kompakt; rikare MF 8)	bio-P-process + acetat
Juli 92 1)	<i>M. parvicella</i> , typ 0092, typ 0041, <i>Nocardia</i> spp	3-(2)	> 25 / < 50	< 50 / < 10	ingen större förändring	bio-P-process + acetat
Augusti 92 2)	typ 0092, <i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> spp, <i>Nostocoida limicola</i> III	3-(2)	6 / > 25	6)	6)	start kemisk fällning
September 92 2)	typ 0092, <i>M. parvicella</i> , <i>N. limicola</i> III, <i>Nocardia</i> spp	3	6 / < 10	6)	6)	kemisk fällning
Oktober 92 2)	typ 0092, <i>N. limicola</i> III, <i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> spp	3	6 / < 5	6)	6)	kemisk fällning
November 92 2)	<i>N. limicola</i> III, typ 0092, <i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> spp	4	6 / < 5	6)	6)	kemisk fällning
December 92 2)	ingen större förändring	4-5	6 / < 5	6)	6)	kemisk fällning
Januari 93 2)	ingen större förändring	4-5	6 / < 5	6)	6)	start bio-P-process
Februari 93 2)	ingen större förändring	4-5	6 / < 5	6)	6)	bio-P-process
Mars 93 2)	typ 0092, <i>N. limicola</i> III, <i>M. parvicella</i> , <i>Nocardia</i> spp	4-5	6 / < 10	6)	6)	bio-P-process
April 93 2)	<i>M. parvicella</i> , typ 0092, <i>N. limicola</i> III, <i>Nocardia</i> spp	4	6 / > 25	6)	6)	bio-P-process

1) Sammanfattning från rapport av Lee & Welander, 1992.

2) Undersökning baserad på enbart fixerade prover (lufttorkade) i genomsnitt 1 gång i månaden, infärgade enligt standardteknik.

3) Undersökning baserad på färskprover och fixerade prover (lufttorkade) 2 gånger i månaden (med 2 veckors mellanrum) från såväl det anaeroba (3:1) som det aeroba stieget (3:6).

4) Enligt Jenkins filamentindex [Jenkins *et al.*, 1994].

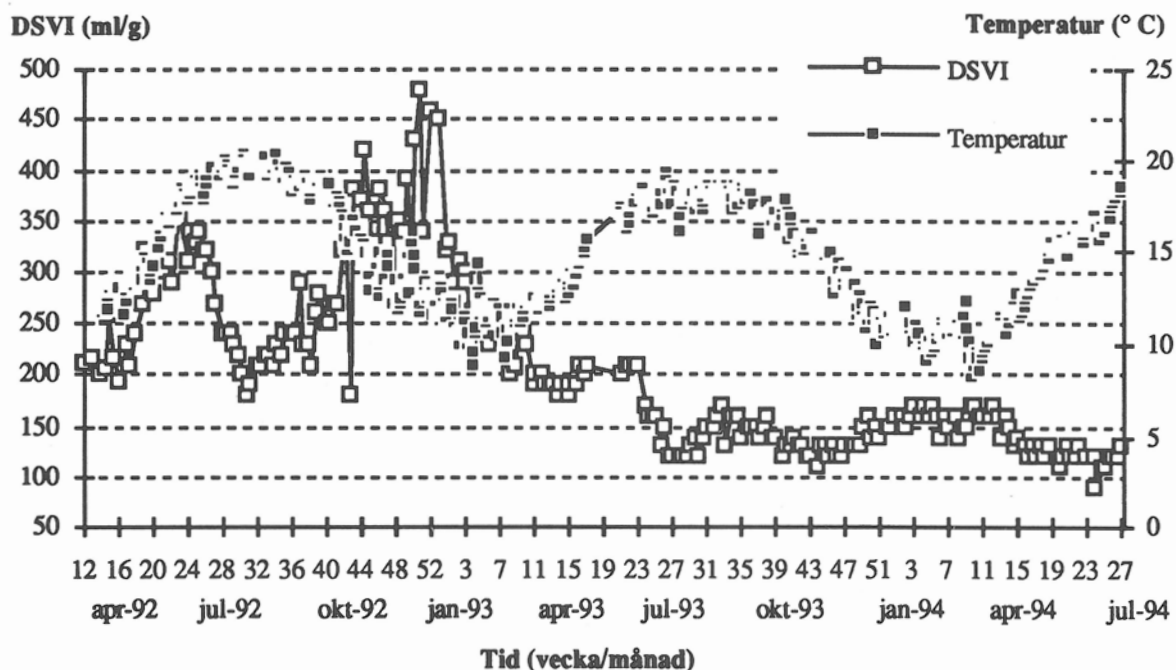
5) Relativ bedömning av mängden poly-P- respektive PHB- innehållande flockar i fixerade och infärgade slamprover.

6) Ej undersökt.

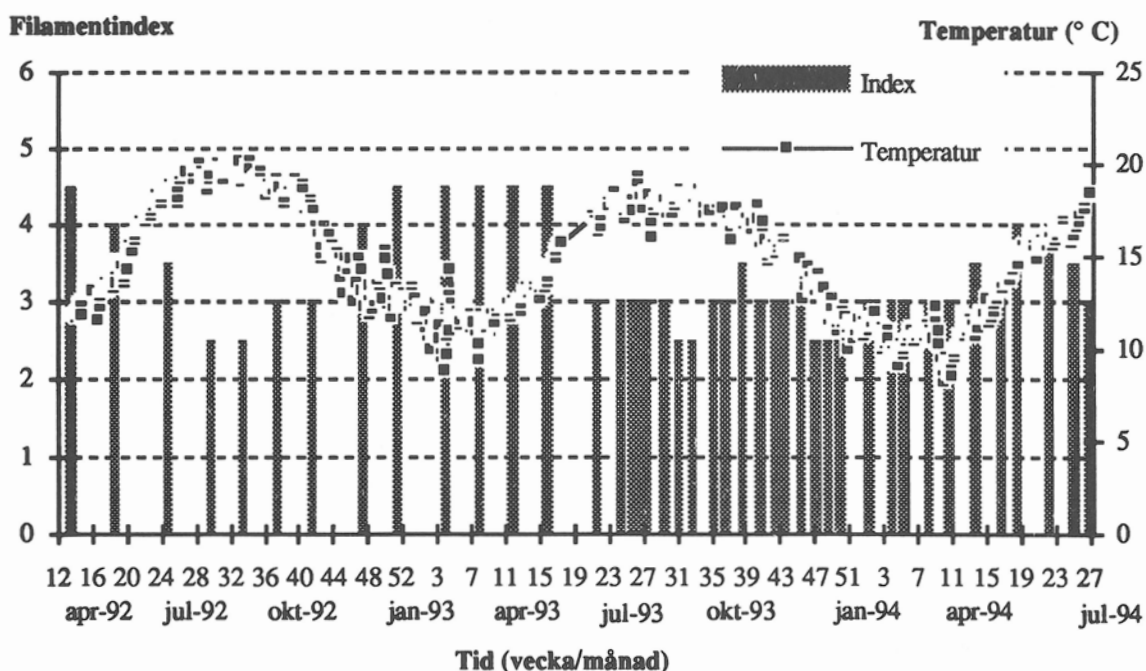
7) Huvudsakligen frimimande/krypande ciliater (*Aspidisca* spp, *Trachelophylum* spp) och små flagellater.8) Huvudsakligen frimimande/krypande ciliater (*Aspidisca* spp, *Trachelophylum* spp), små flagellater och skallösa amöbor.

8.5.2 Årsvariation av temperatur, DSVI och filamentindex

Ur figur 8.3 framgår det tydligt att temperaturen varierade under två-årsperioden enligt ett typiskt mönster. Däremot följde DSVI inte alls samma tydliga mönster, utan det var väsentligt högre under driftsåret mars 92 till april 93 än under maj 93 till juli 94, vilket kan tänkas bero på de olika driftsbetingelser som tillämpades under de två åren. Sammanfattningsvis verkar det som om slamegenskaperna har förbättrats med tiden. Under driftsåret mars 92 till april 93 var slamegenskaperna bäst då linje 3 kördes som bio-P-process med acetatdosering, varefter de försämrades då simultanfällning tillämpades. Efter återinförande av bio-P-processen förbättrades slamegenskaperna gradvis. Under driftsåret maj 93 till juli 94 varierade DSVI endast inom ett smalt intervall.



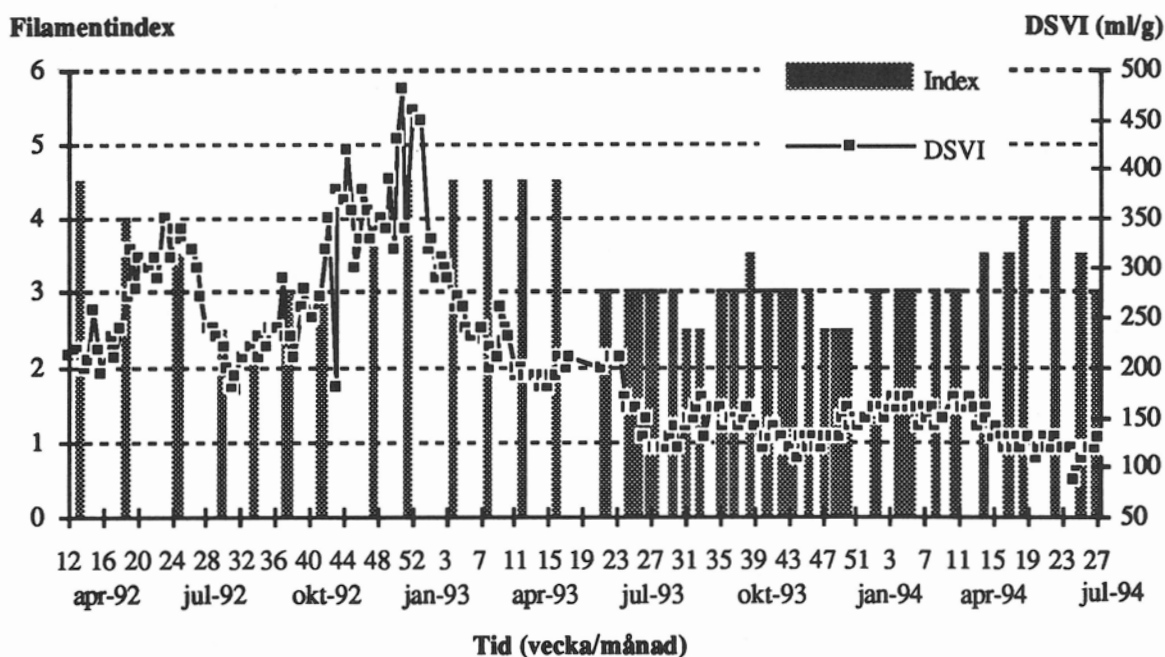
Figur 8.3 Årsvariation av DSVI och temperatur under perioden mars 92 till juli 94.



Figur 8.4 Årsvariation av filamentindex och temperatur under perioden mars 92 - juli 94.

En viss, men endast svag korrelation mellan DSVI och mängd filamentbildande bakterier kan observeras i figur 8.5. Orsaken till detta är, såsom tidigare nämnts, dels att DSVI inte är något bra mått på slamseparationen, och dels att det inte är enbart mängden filamentbildande bakterier som avgör sedimentationsegenskaperna utan likaväl andra komponenter i slammet, som är svårare att kvantifiera mikroskopiskt.

En viss variation av mängden filamentbildande bakterier med temperaturen kunde likaså observeras i figur 8.4 ("bättre slamegenskaper under sommarhalvåret") men korrelationen var inte särskilt stor, framför allt inte under det sista driftsåret, april 93 till juli 94.



Figur 8.5 Årsvariation av filamentindex och DSVI under perioden mars 92 till juli 94.

8.6 Jämförelse mellan linje 3 och de övriga linjerna under perioden maj 93 - juli 94

Under denna period undersöktes slamegenskaperna i de aeroba stegen hos de övriga linjerna (1, 2 och 4) sporadiskt av såväl Avdelningen för Bioteknik som Anox AB. I tabell 8.3 finns en kort sammanställning av de viktigaste slamkaraktärerna och de olika driftsbetingelserna under valda delar (kvartalsvis) av perioden.

Sammanfattningsvis kan man säga att *Microthrix parvicella* var den klart dominerande filamentbildande bakterien i samtliga linjer. Under största delen av perioden förekom den i högre antal i linje 1, 2 och 4 jämfört med linje 3. Detta tyder på att det inte kan vara bio-P-processen i sig som stimulerar *Microthrix parvicella*, utan förmodligen andra, än så länge oidentifierade, faktorer såsom t ex sammansättningen av inkommande vatten. Det är intressant att konstatera att de relativt sett bästa slamegenskaperna vid Öresundsverket erhöles i linje 3, samt under vissa perioder även i linje 4, då den drevs som bio-P-process.

Tabell 8.3 Sammanställning av slamegenskaper i linje 1, 2, 3 och 4 under perioden september 93 till juli 94.

Linje	DSVI (ml/g)	Filament index	Dominerande filament	Generell flockstruktur	Process
LINJE 1					
9/9-93	200	3	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, svag	Simult. FeSO ₄
8/12-93	270	4,5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk	som tidigare
1/2-94	230	5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk	som tidigare
1/3-94	180	5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk	som tidigare
21/3-94	190	5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk	som tidigare
17/5-94	140	5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, kompakt	som tidigare
8/7-94	210	4	olika filament	Öppen	som tidigare
LINJE 2					
9/9-93	130	≥ 3	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, svag	Simult. FeSO ₄
8/12-93	290	5,5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk	som tidigare
1/2-94	200	5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk	Al-dos. start 11/2
1/3-94	140	5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, delvis kompakt	forts. med Al-dos
21/3-94	100	3	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, kompakt	Al-dos slut 18/3
17/5-94	130	3,5	<i>Microthrix p.</i>	Svagt öppen, störd mikrofauna	Simult. FeSO ₄
8/7-94	200	4,5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen	som tidigare
LINJE 3					
9/9-93	150	3	typ 0092, <i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	bio-P-process
8/12-93	130	2,5	typ 0092, <i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	som tidigare
1/2-94	150	3,5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	som tidigare
21/3-94	110	4	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, nätverk, bio-P-flockar	som tidigare
maj-94	120	3,5	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	som tidigare
juli-94	130	3	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	som tidigare
LINJE 4					
9/9-93	230	≥ 3	typ 0092	Öppen, kompakt, få bio-P-flockar	bio-P-process
8/12-93	160	3,5	typ 0092, <i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	som tidigare
1/2-94	170	4	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, hög halt frimm.	som tidigare
21/3-94	200	4	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, hög halt frimm.	som tidigare + Al-dos start 178/3
17/5-94	100	3	<i>Microthrix p.</i>	Små, svaga, flockar, störd mikrofauna	bio-P-process Al-dos slut 6/5
8/7-94	130	3	<i>Microthrix p.</i>	Öppen, bio-P-flockar	bio-P-process

8.7 Mikroskopering av slam från rötkammaren

Under hela undersökningsperioden studerades slam från rötkammaren under 3 tillfällen: december 93, mars 94 och juni 94. I samtliga fall förekom det en hög mängd av *Microthrix parvicella* i rötningsprocessen, som förmodligen hade anrikats från de olika linjerna. Mikroskopiskt sett kunde det dock vid samtliga undersökningstillfällen konstateras att denna *Microthrix parvicella* hade en något annorlunda morfologi jämfört med den i aktivslamprocessen (se vidare bilaga D). En förklaring till de allvarliga skumningsproblem som förekom i rötningsprocessen är dock svår att finna, eftersom det inte är känt, om det beror på kemiska substanser som fetter, eller på någon mikrobiologisk aktivitet (antingen från aktiva eller inaktiva/störda mikroorganismer).

8.8 Slutsatser

* Linje 3:

Varierande slamegenskaper. Överlag hög mängd kompakta poly-P-innehållande flockar. Medelvärde för filamentindexet ligger kring 3. De dominerande filamentbildande bakterierna var antingen *Microthrix parvicella* eller typ 0092. Under första delen av undersökningsperioden dominerade typ 0092, men från oktober 93 började *Microthrix parvicella* att växa till, och förblev dominerande för resten av perioden. Det är dock fortfarande oklart vad detta kan bero på.

Såväl temperaturen som DSVI-halten uppvisade vissa variationer, men det är svårt att koppla dem till varandra, då förändringen av DSVI dock var ganska liten. Däremot är det anmärkningsvärt att trots att linje 3 hade de genomgående relativt bästa slamegenskaperna av alla linjerna, så fungerade den tekniska slamseparationen sämre.

Även om *Microthrix parvicella* under den största delen av det föregående driftsåret dominerade, var slamegenskaperna generellt sett under driftsperiod maj 93 till juli 94 bättre än det föregående året.

Högre mängd tillgänglig kolkälla (via utökad hydrolys eller tillsats av kolkälla) verkar generellt ha gynnat de flockbildande kontra de filamentbildande bakteriernas tillväxt.

Ur mikroskopiska observationer var det inte möjligt att fastställa var någonstans de filamentbildande bakterierna växer till, men näringsmassbalanser (kapitel 10) indikerar att de huvudsakligen växer till i det aeroba steget på partikulär COD. Verifiering och förslag till lösning av denna hypotes kräver dock vidare undersökningar.

* Övriga linjer:

Sammanfattningsvis förekom *Microthrix parvicella* i samtliga linjer. I vissa linjer (1 och 2) förekom detta filament periodvis t o m i större mängder än i linje 3. Det verkar därför som om själva bio-P-processen i sig inte ger upphov till kraftig tillväxt av filamentbildande bakterier, utan att det är andra, än så länge inte klarlagda parametrar (som t.ex. inkommande vatten, förfällning, fördenitrifikation) som påverkar slamegenskaperna.

* Rötningsprocessen:

Den höga mängden filamentbildande bakterier orsakade problem även i efterföljande slambehandlingsprocesser, såsom skumning i rötningsprocessen och flytslambildning i förtjockningsprocessen. Mikroskopering visade att den dominerande filamentbildande bakterien i røtkamrarna var en *Microthrix parvicella*-liknande bakterie. Det går dock inte att ur föreliggande observationer säga om skumningen beror på kemiska ämnen såsom fetter, eller om den orsakas av antingen aktiva eller inaktiva/defoemerade *Microthrix parvicella*.

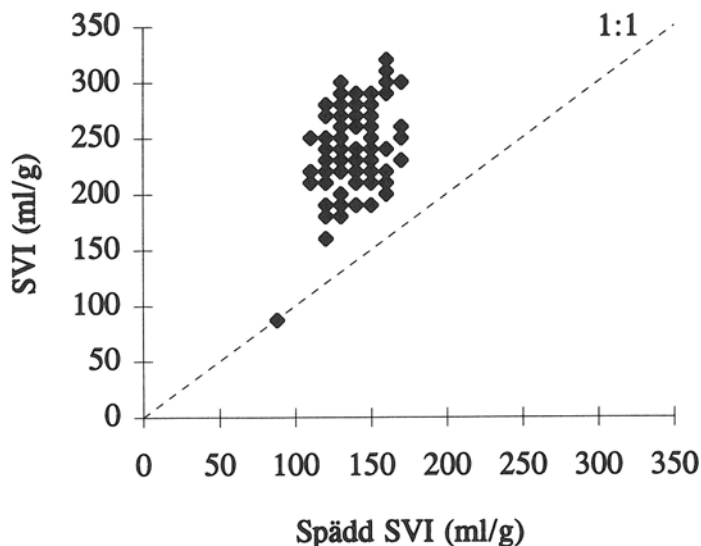
9 Sedimentering och slamegenskaper

9.1 Inledning

Ett driftsproblem som tidvis förekommit i alla linjer i biosteget på Öresundsverket är tillväxten av filament i överskott, vilket gett slammet dåliga sedimenteringsegenskaper. Slamegenskaperna i bio-P-linjen har följts i form av DSVI-mätningar. Eftersom slamegenskaperna varierar i tiden har linje 1 använts som referens. Linje 1 har drivits med normal försedimentering och simultanfällning samt är den linjen där minst driftsomställningar gjorts under försöksperioden.

9.2 Slamvolymindex

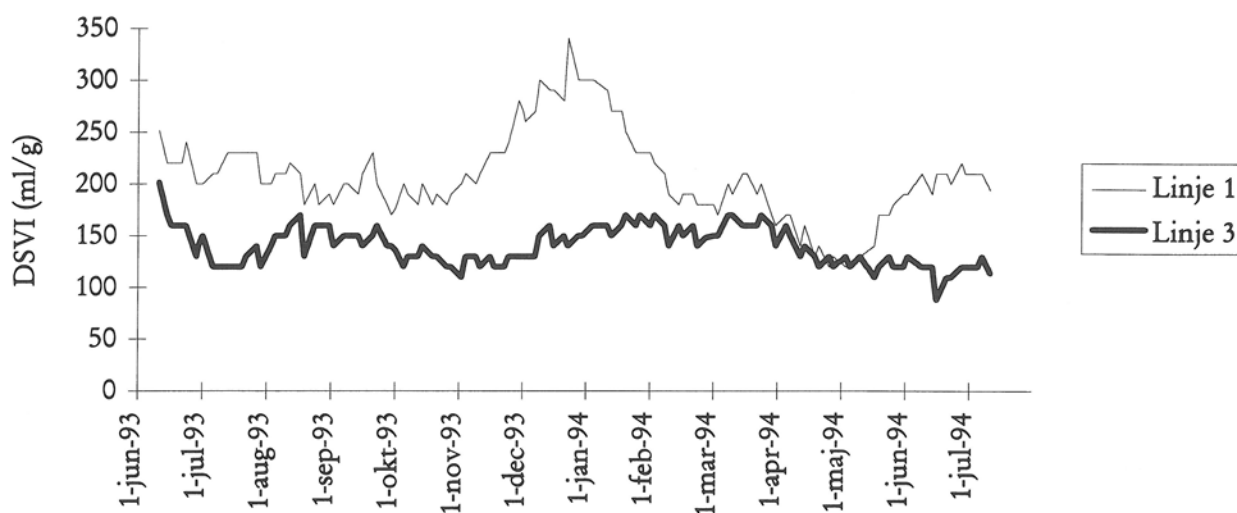
Vid Öresundsverket mäts rutinmässigt både ospädd och spädd slamvolymindex. Vanligtvis är slamhalten alltför hög för att slammet överhuvudtaget ska kunna sjunka i de ospädda proverna, varför spädd slamvolymindex (DSVI) används vid den löpande utvärderingen. Spädd slamvolymindex analyseras med en utspädning som ger slamvolymen 200 ml/l. I figur 9.1 är SVI uppritad mot DSVI. Om analyserna gav samma resultat skulle alla punkter ligga på den streckade linjen, men i stället visar figuren att SVI i princip alltid ger ett högre värde än DSVI. Denna diskrepans beror på att SVI vid höga slamhalter mer är en funktion av slamhalten än av slamegenskaperna.



Figur 9.1 SVI som funktion av DSVI. Om metoderna gett samma resultat, skulle alla punkter hamnat på den streckade linjen.

DSVI i bio-P-linjen har under hela utvärderingsperioden legat på en lägre och stabilare nivå jämfört med referenslinjen, se figur 9.2. Medelvärdet har varit 140 ml/g. Under den tid då

ättiksyra doserades har DSVI varit bättre än under resten av utvärderingsperioden, men detta var dock en liten förändring i sammanhanget. I referenslinjen har DSVI hela tiden varit högre än i bio-P-linjen. Variationerna har varit större i referenslinjen, samtidigt som medelvärdet har varit högre, 210 ml/g. Den kraftiga försämringen av DSVI som noterades i referenslinjen under vintermånaderna återfanns inte i bio-P-linjen.



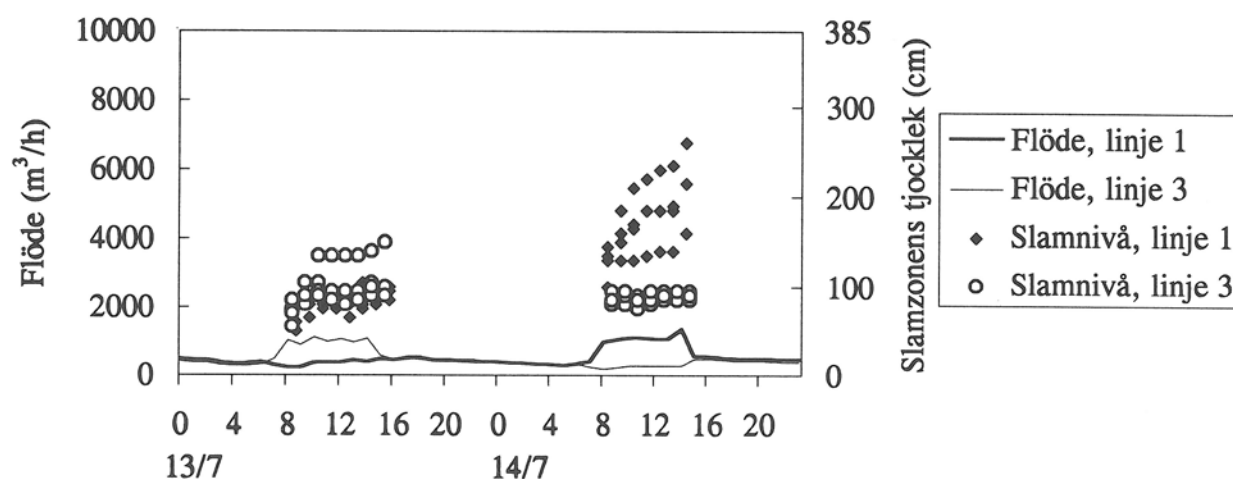
Figur 9.2 DSVI i referenslinjen (linje 1) och bio-P-linjen (linje 3).

Under försöksperioden har en undersökning av slamsjunkhastighetens överensstämmelse med slamvolymindex genomförts, (Jönsson, 1994a). Försöken genomfördes med slam både från bio-P-linjen och referenslinjen (linje 1). Bakgrunden till försöken var att det oftare inträffade slamflykt från bio-P-linjen än referenslinjen, trots att slamegenskaperna mätta som DSVI var betydligt bättre i bio-P-linjen. Resultatet från försöken var att även slamsjunkhastigheten var bättre i bio-P-linjen, vilket betyder att DSVI och slamsjunkhastighet kan betraktas som likvärdiga ur utvärderingssynpunkt. Försöken med DSVI och slamsjunkhastighet genomfördes med fem olika spädningar. Vid jämförelsen av resultaten framkom att olika spädningar gav olika värden på DSVI och att minst tre gånger spädning krävdes vid den aktuella slamhalten på ca 5000 mg/l för acceptabla resultat. Slamvolymen vid tre gånger spädning var ca 200 ml/l.

9.3 Försök med minskad recirkulation - Belastningsförsök med högt flöde

En av teorierna kring uppkomsten av filamentbildande bakterier är att en hög recirkulationsgrad gynnar deras tillväxt. För att se om slamegenskaperna blev markant bättre stoppades den interna recirkulationen helt (19/5 1994) och därefter följdes utvecklingen av DSVI. Av figur 9.2 framgår att DSVI legat på en stabil nivå i bio-P-linjen från maj månad till utvärderingsperiodens slut. I referenslinjen däremot har DSVI försämrats markant under motsvarande period. Sammantaget skulle detta kunna indikera att försämringen i slamegenskaper som inträffade i linje 1 inte noterades i linje 3 p g a driftssättet.

Tidigare under utvärderingsperioden fanns problem med slamflykt från bio-P-linjen vid lägre flöden än i referenslinjen, trots bättre DSVI-värden i bio-P-linjen, jämför kapitel 9.2. För att säkerställa att så inte var fallet nu genomfördes försök med ökad flödesbelastning i fullskala. Slamhalterna i linje 1 och 3 var lika under försöket. Slamtäckets tjocklek i sedimenteringsbassängerna noterades en gång per timme under hela perioden med ökad flödesbelastning. Resultaten återges i figur 9.3. I referenslinjen höjdes slamnivån i samtliga sedimenteringsbassängar, och då försöket avbröts var trenden fortfarande stigande. I linje 3 däremot steg slamnivån endast i en av fyra sedimenteringsbassängar, och stigningen var dessutom mindre än i referenslinjen. Sedimenteringsförmågan var således bättre i bio-P-linjen. Att slamnivån endast steg i en av fyra bassängar beror troligen på en snedfördelning av flödet mellan de olika bassängerna. Denna snedfördelning kan ha existerat under hela utvärderingsperioden, vilket skulle kunna förklara vinterperiodens slamflykt från linje 3 vid låga DSVI-värden.



Figur 9.3 Slamnivå i relation till flödet vid belastningsförsök med ökat flöde i linje 1 och 3.

9.4 Slutsatser

- * Vid de slamhalter som biostegen på Öresundsverket drivs med är DSVI ett bättre mått på slamegenskaperna än SVI.
- * DSVI för bio-P-linjen har legat på en lägre och stabilare nivå jämfört med referenslinjen. DSVI i bio-P-linjen var bäst då ättiksyra doserades.
- * Laboratieförsök med slamsjunkhastighet och DSVI visade att de båda parametrarna kunde betraktas som likvärdiga vid jämförelsen av slamegenskaper i bio-P-linjen och referenslinjen.

10 Mikrobiella omvandlingar i den biologiska processen

10.1 Bakgrund

För att möjliggöra en optimering av en komplex biologisk process för avskiljning av såväl organiskt material som kväve och fosfor är det väsentligt att ha kännedom om vad som sker i de olika delarna av processen. Inte minst är detta viktigt för möjligheten att bekämpa slamseparationsproblem orsakade av tillväxt av filamentbildande bakterier. Med kännedom om var i processen dessa organismer tillväxer och på vilket substrat, förbättras givetvis möjligheterna till effektiva åtgärder mot problemet. För att kartlägga förloppen i linje 3 vid Öresundsverket har därför processen under två intensivperioder, 930614-930711 respektive 930927-940221, följts genom regelbundna analyser av ett antal parametrar som COD (löst och total), DOC (Dissolved Organic Carbon), SS, VSS, totalkväve och nitrat tillsammans med mätningar av VFA-potential i förbehandlat vatten, VFA ut ur anaerobzonen, PHA-halter i slammet i de olika stegen, samt mikroskopering av slammet i olika delar av processen. Utifrån dessa analyser har beräkningar och massbalanser över de olika stegen gjorts med syfte att följa kolkällans väg genom processen och kartlägga de olika omvandlingar den genomgår i de olika processtegen. Förutom mätningarna direkt i verket har även vissa kompletterande laboratorieförsök utförts för att klarlägga de mikrobiella förloppen.

10.2 Förbehandlat avloppsvatten

Med förbehandlat avloppsvatten avses i detta fall det hydrolyserade avloppsvatten som går in till den biologiska fosforavskiljningsprocessen.

Den totala mängden COD in till den biologiska processen utgjordes normalt till ca 58 % av löst COD och till 42 % av partikulär COD. VFA-potentialen, det huvudsakliga substratet för bio-P-bakterierna, utgjorde 24 % av den totala COD:n.

Under två tidsperioder (se kapitel 1) tillfördes, förutom det organiska materialet i förbehandlat avloppsvatten, även ättiksyra motsvarande ca 15 mg COD per liter avloppsvatten.

10.3 Det anaeroba steget

Bortsett från ett visst inläckage av syre tillförs i princip ingen elektronacceptor till det anaeroba steget. Någon betydande mängd COD kan därmed inte förbrukas i detta steg, utan endast omvandlas från en form till en annan. De omvandlingar som i första hand kan ske är fermentation, vilken innebär att vissa föreningar som kolhydrater och proteiner omvandlas till VFA, samt upptag, vilket betyder att lättillgängligt organiskt material tas upp av mikroorganismer och lagras i cellen i form av någon upplagringsprodukt. En av de

vanligaste upplagringsprodukterna i mikroorganismer är poly- β -hydroxibutyrat (PHB), men även andra upplagringsprodukter som t ex poly- β -hydroxivalerat (PHV) förekommer. PHB och PHV tillsammans betecknas PHA (poly- β -hydroxyalcanoic acids). PHA anses ha en mycket viktig funktion som upplagringsprodukt i bio-P-bakterier. För att studera förloppet i anaerobsteget mättes halterna VFA ut ur steget samt slammets innehåll av PHA i anaerobsteget och i de övriga stegen.

VFA-analyserna visade att utgående VFA-halter från anaerobsteget var mycket låga, vilket innebär att VFA-potentialen i ingående vatten effektivt tagits upp av mikroorganismerna i anaerobsteget. Av den lösta COD:n i förbehandlat vatten togs 65 % upp i anaerobsteget, motsvarande 38 % av den totala COD:n. Analyserna av DOC bekräftade det stora upptaget av löst organiskt material i anaerobsteget.

För att bestämma hur mycket av den upptagna COD:n som lagrats som PHA togs prover från anaerobsteget, anoxsteget och aerobsteget (deoxzonen) för analys av PHA i slammet. Proverna centrifugerades, frystes in och frystorkades. De behandlades sedan med kloroform och surgjord metanol under tre timmar i kokande vattenbad (Comeau, 1988). Som intern standard tillsattes bensoesyra. Kloroformfasen drogs av och analyserades på gaskromatograf.

PHA-analyserna visade på en betydande upplagring av PHA i slammet i anaerobsteget följt av en PHA-förbrukning (minskat PHA-innehåll) i de efterföljande stegen (figur 10.1). PHA-bildningen var störst under hösten 93 då ättiksyra tillsattes för att minska betydligt under vintern-våren 94 då det var höga flöden in till verket. Ättiksyra tillsattes även under en kort period i januari-februari. Trots det kunde inte samma höga bildning av PHA ses som innan, troligen p g a att flödet in till verket var högt.

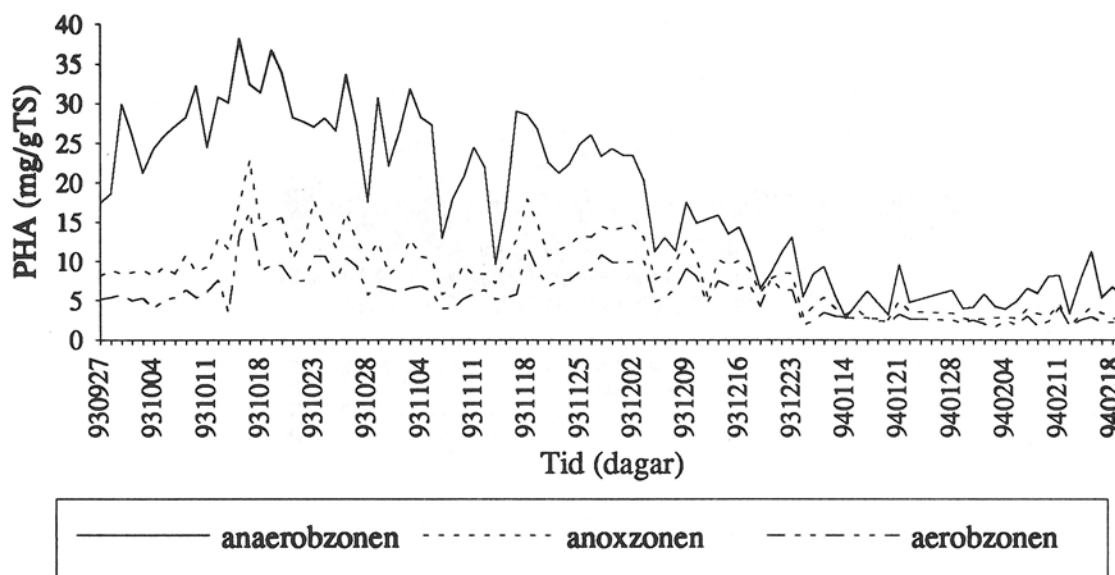
Analyser av PHA-innehållet i slammet från anaerobsteget och DOC i förbehandlat vatten under tidsperioden 930614-930711 visade en tydlig korrelation mellan tillförd DOC och bildad PHA, vilket är logiskt eftersom det har visats att en väsentlig del av den tillförda DOC:n tas upp i det anaeroba steget och det kan förväntas att den har blivit omvandlad till PHA.

En jämförelse mellan bildad PHA och upptagen COD under försöksperioden visade att som medelvärde ca 80 % av den upptagna COD:n kunde återfinnas som upplagrad PHA efter anaerobsteget. Resterande upptagen COD kan hänföras till förluster på grund av inläckage av syre, en viss biomassabildning vad avser fermenterande bakterier, samt bildning av andra upplagringsprodukter än PHA. Det kunde också konstateras att den bildade PHA-mängden vid ett flertal tillfällen överskred den tillförda VFA-potentialen (inklusive eventuell tillförd extern ättiksyra), vilket indikerar att PHA till viss del även bildades från annat organiskt material än VFA. Det är dock okänt vad för slags material detta skulle kunna vara fråga om.

En viktig fråga är vilka organismer som står för det stora upptaget av löst COD i det anaeroba steget. Bio-P-bakterierna i processen förväntas stå för ett betydande upptag av VFA, men huruvida även andra organismgrupper, bland annat filamentbildarna, tar upp COD i någon större utsträckning är en intressant fråga av stor betydelse för processens funktion. För att utröna detta gjordes mikroskoperingar av slammet i anaerobsteget, liksom

i övriga steg, tillsammans med infärgningar av PHA respektive poly-P. Dessa studier visade att bildandet av PHA i anaerobsteget i huvudsak var knutet till täta aggregat av bakterier som också bildade poly-P i den aeroba delen av processen, vilket är karaktäristiskt för bio-P-bakterier. Även i vissa filamentbildande bakterier kunde upplagringar av PHA och poly-P iakttagas, men det var uppenbart att dessa organismer inte uppvisade upptag och förbrukning av upplagringsprodukterna i de olika zonerna på samma sätt som bio-P-bakterierna och att filamentens upptag av organiskt material i anaerobsteget var obetydligt i jämförelse med bio-P-bakteriernas.

Från de erhållna resultaten kan slutsatsen dras att de dominerande förloppen i anaerobsteget är fermentation av löst organiskt material till VFA, samt upptag av denna VFA av bio-P-bakterier och omvandling av dem till PHA. Anaerobsteget bör därmed närmast missgynna tillväxten av filamentbildare i processen eftersom dessa inte kan konkurrera effektivt om det lättnedbrytbara materialet i detta steg. Det faktum att processen drivs för biologisk fosforavskiljning tycks därmed inte i sig vara orsaken till tillväxt av filamentbildare i processen.



Figur 10.1 PHA-innehåll i slammet i anaerob-, anox- och aerobsteg.

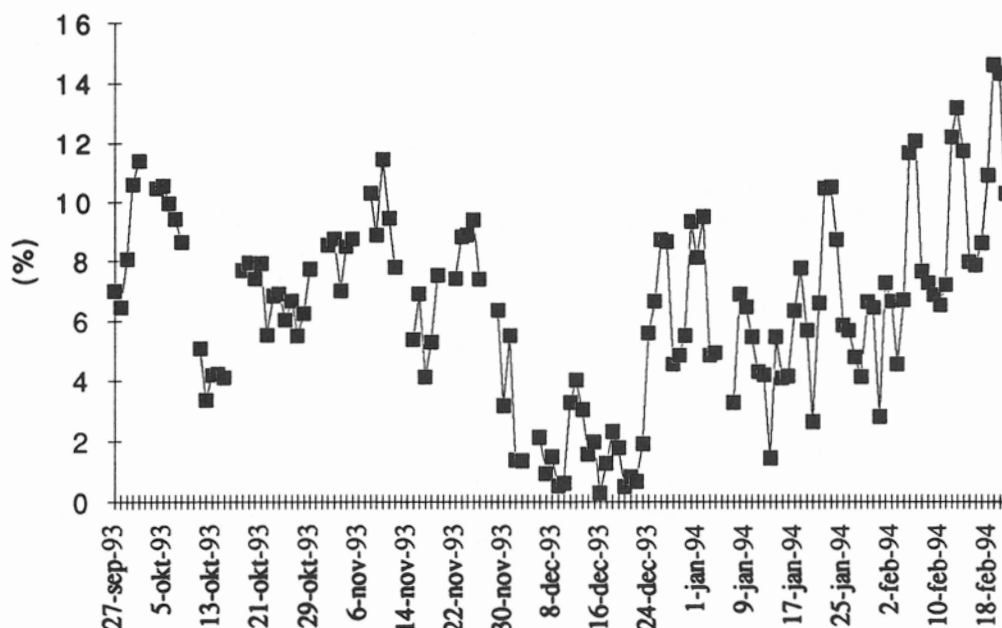
10.4 Det anoxa steget

Till det anoxa steget tillförs elektronacceptor i form av återförd nitrat, samt även en del syre som tillförs steget via recirkulationsströmmarna. De dominerande förloppen i anoxsteget blir därmed oxidation av organiskt material med nitrat (denitrifikation) och till viss del med syre (aerob nedbrytning). Mängden omvandlad kolkälla i anoxsteget studeras enklast genom att följa mängden förbrukad nitrat och syre i steget. Detta gjordes under försöksperioden genom mätningar i ingående och utgående flöden.

En intressant frågeställning är också vilken del av det organiska materialet som i första hand förbrukas i anoxsteget, vilket kan ge en viss uppfattning om vilka grupper av organismer som är verksamma i steget. Av särskilt intresse är huruvida bio-P-bakterierna

deltar i denitrifikationen i anoxsteget och därvid utnyttjar den i cellerna upplagrade PHA:n. För att studera detta mättes dels PHA-innehållet i slammet i de olika stegen och dels gjordes laborietester för att se om PHA utnyttjades vid denitrifikation.

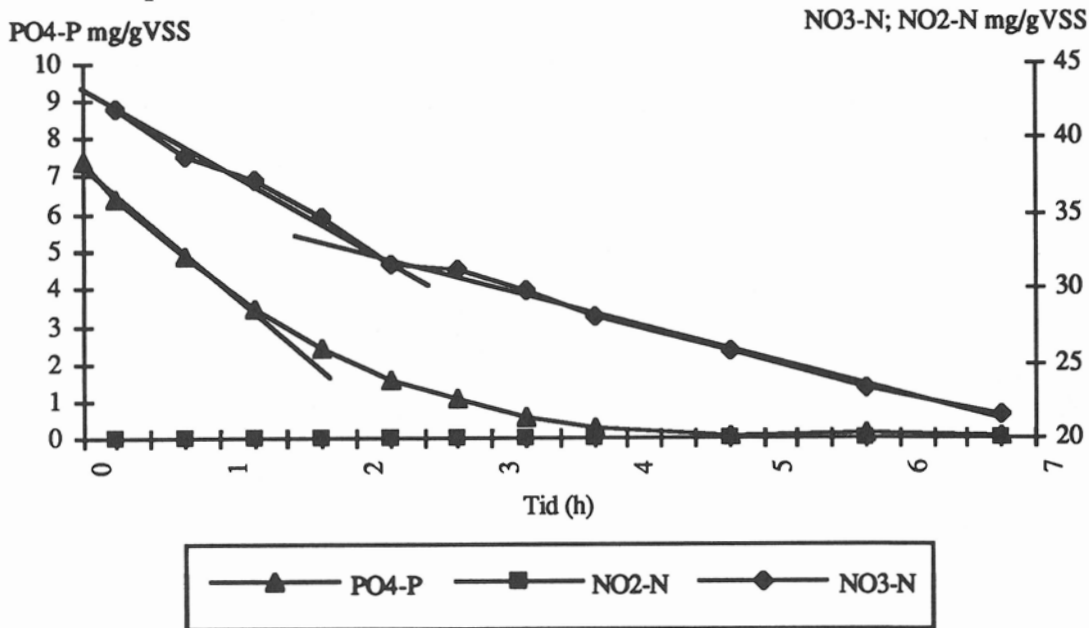
Mätningarna av förbrukad nitrat i anoxsteget visade att som medelvärde 6,5 % av total COD in till den biologiska reningen oxiderades med nitrat till koldioxid och vatten i anoxsteget under tidsperioden 930927 till 940218 (figur 10.2) (reduktion av 1 g nitratkväve motsvarar teoretiskt oxidation av 2,86 g COD). Till detta kan läggas att ytterligare ca 2,5 % av COD:n i förbehandlat vatten kan uppskattas ha omvandlats till biomassa i samband med denna denitrifikation (en utbyteskoefficient på 0,27 g biomassa/g oxiderad COD har därvid antagits). På motsvarande sätt kan uppskattas att 3 % av den totala COD:n i förbehandlat vatten bör ha oxiderats med syre i det anoxa steget och att ca 1,2 % av COD:n i samband med detta bör ha omvandlats till aerob biomassa (utbyteskoefficienten antagen till 0,27 g biomassa/g oxiderad COD).



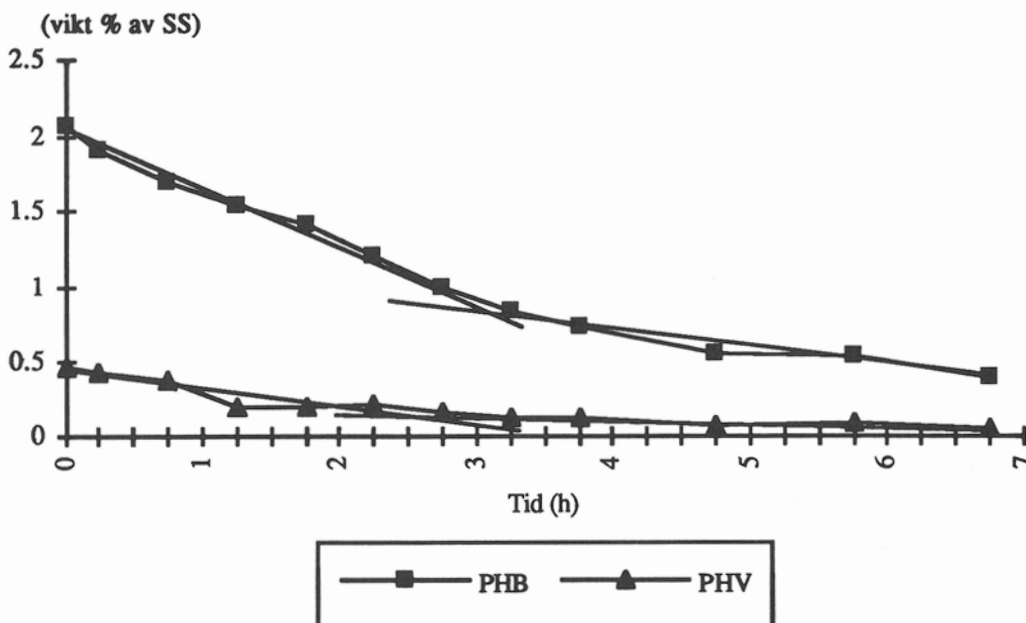
Figur 10.2 Andel av total COD i förbehandlat vatten som oxiderats med nitrat i anoxsteget.

Av ovanstående mätningar framgår att ca 13 % av total ingående COD till den biologiska processen under den aktuella perioden omvandlades i anoxsteget till koldioxid, vatten och biomassa. Mätningarna av PHA i slammet i de olika stegen visade att PHA motsvarande ca 6 % av total COD i förbehandlat vatten förbrukades i anoxsteget. Detta innebär att knappt hälften av den i anoxsteget omvandlade kolkällan går att hänföra till PHA, medan resterande förbrukad kolkälla måste hänföras till andra föreningar. Även vad avser biomassabildningen i steget bör knappt hälften av den bildade biomassan härröra från bio-P bakterier och drygt hälften från andra organismer. Detta innebär att maximalt ca 2 % av den ursprungliga COD:n kan ha omvandlats till annan biomassa än bio-P-bakterier i anoxsteget. Från detta är det uppenbart att problemen under utvärderingsperioden med tillväxt av filamentbildande bakterier inte kan bero på en kraftig tillväxt av dessa i anoxsteget.

Av ovanstående siffror står det klart att PHA bör ha medverkat i denitrifikationsprocessen, men eftersom även en aerob oxidationsprocess var verksam i anoxsteget och kan ha förbrukat en stor del av PHA:n är det inte möjligt att säga huruvida PHA var den dominerande kolkällan i denitrifikationen. För att klarlägga i vilken utsträckning PHA kan utnyttjas i denitrifikationen i anoxsteget i linje 3 utfördes därför två satsvisa laboratorieförsök (931007 och 931013). Prov från anaerobsteget överfördes till en glasreaktor och tillfördes nitrat varefter denitrifikationen, fosfatfosforhalten och förbrukningen av PHB+PHV följdes under 7 timmar. Temperaturen hölls konstant vid 30°C och pH vid 7,0.



Figur 10.3 $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$ (per mängd VSS) mot tiden under satsvist försök 931013.



Figur 10.4 PHB och PHV (per mängd VSS) mot tiden under satsvist försök 931013.

Denitrifikationen visade sig avta under försöken. Grovt sett kan denitrifikationsförloppet delas in i två faser, en initial snabb fas och en sekundär, långsammare fas (figur 10.3). Denitrifikationshastigheten under den första fasen var ca 5 mg N/(g VSS×d), medan den under den andra fasen var ungefär hälften så hög. Ett tydligt fosforupptag kunde observeras under denitrifikationen, vilket tyder på ett biologiskt fosforupptag och att bio-P-organismerna var verksamma under anoxa förhållanden. Innehållet av PHA (PHB och PHV) i slammet minskade successivt under försöken i takt med denitrifikationen (figur 10.4). Sett över hela försöken skedde en PHA-minskning motsvarande ca 2 g COD per denitrifierat g NO₃-N. Eftersom den totala COD-förbrukningen (inklusive biomassabildning) för denitrifikation av 1 g nitrat-N är 4-5 g, innebär detta att knappt hälften av denitrifikationen bör ha skett med utnyttjande av PHA. Detta stämmer väl överens med minskningen av PHA över anoxsteget i linje 3. Uppenbarligen utnyttjas även andra kolkällor än PHA för denitrifikation i anoxsteget. Dessa kolkällors identitet är okänd.

Sammanfattningsvis domineras de mikrobiella förloppen i anoxsteget framför allt av denitrifikation, men även av aerob nedbrytning under utnyttjande av recirkulerat syre. Knappt hälften av det omvandlade organiska materialet i anoxsteget går att hänföra till PHA, medan resterande förbrukad kolkälla måste hänföras till oidentifierade komponenter från förbehandlat avloppsvatten. Bio-P-organismerna är verksamma i denitrifikationsprocessen och en del PHA används för denitrifikation. Någon betydande tillväxt av filamentbildande bakterier i anoxsteget har inte skett.

10.5 Det aeroba steget

Trots att avloppsvattnet före det aeroba steget passerat både ett anaerobt och ett anoxt steg kan det konstateras att en förhållandevis liten andel av den ursprungliga COD:n i förbehandlat vatten eliminerats genom oxidation. Detta på grund av den begränsade tillgången på elektronacceptor i de anaeroba och anoxa stegen. Under försöksperioden hade i ingående vatten till det aeroba steget endast ca 10 % av den ursprungliga COD:n gått bort genom oxidation, medan 24 % förelåg som PHA, 5 % som biomassa bildad i de anaeroba och anoxa stegen, 16 % som löst COD och 45 % som odefinierad partikulär COD. Den största delen av den lösta COD:n in till steget, 90 %, var inert (kvar i utgående vatten efter den biologiska reningen), varför det är uppenbart att det substrat som fanns tillgängligt för mikroorganismerna i det aeroba steget till övervägande del var partikulärt. Hur stor del av det partikulära materialet som omvandlades i aerobsteget respektive hur stor del som helt enkelt avlägsnades genom inbindning i flockarna och uttag med överskottsslammet är dock osäkert. För att klarlägga detta hade det varit nödvändigt att bestämma syreförbrukningen i steget, t ex genom "off-gas" mätningar. Detta gjordes dock inte under försöken, varför bedömningarna av de mikrobiella omvandlingarna i aerobsteget måste baseras på en del obekräftade antaganden.

Den totala slambildningen i den biologiska processen har uppmätts till ca 0,32 kg VSS/kg COD reducerad. Utifrån denna siffra och antagandet av ett biomassautbyte på 0,20 kg VSS/kg COD reducerad, vilket får anses vara ett normalt värde för den aktuella belastningsnivån och slamåldern, kan en uppskattning göras av hur stor del av COD:n in till processen som oxiderats och omvandlats till biomassa respektive helt enkelt fångats in i slammet och avlägsnats ur processen med detta. Denna jämförelse indikerar att ca 12 % av

den ursprungliga COD:n in till processen avskiljts genom infångning i flockarna och uttag med slammet, medan 49 % av COD:n oxiderats till koldioxid och vatten, 20 % omvandlats till biomassa och 19 % passerat processen opåverkad. Eftersom det tidigare konstaterats att endast 10 % av COD:n oxiderats före det aeroba steget innebär detta att ca 39 % av den ursprungliga COD:n oxiderats i det aeroba steget och att 15 % av COD:n ombildats till biomassa i detta steg. Det är uppenbart att den stora tillväxten av mikroorganismer i processen sker i det aeroba steget och att denna tillväxt sker med framförallt partikulärt material som substrat. De filamentbildande bakterier som periodvis försämrar slamegenskaperna i processen måste tillväxa nästan uteslutande i det aeroba steget där de livnär sig på partikulärt material.

PHA-innehållet i slammet hade efter det aeroba steget minskat till ca 7 % av den i det anaeroba steget bildade mängden. Av detta framgår att bio-P-organismerna förbrukar sitt PHA-förråd i den aeroba miljön i vilken de istället tar upp fosfor och lagrar som poly-P. Den förbrukade PHA-mängden bör ha gett upphov till en biomassa av bio-P-bakterier motsvarande ca 8 % av den ursprungliga COD:n. Utifrån detta kan beräknas att ca 40 % av den bildade biomassan i processen bör utgöras av bio-P-bakterier. Detta stämmer väl med de mikroskopiska uppskattningar av mängden bio-P-innehållande flockar, som bedömdes vara i genomsnitt cirka 50% (innefattande såväl aktiva som inaktiva bio-P-innehållande flockar) för hela undersökningsperioden (se tabell 8.1).

10.6 Slutsatser

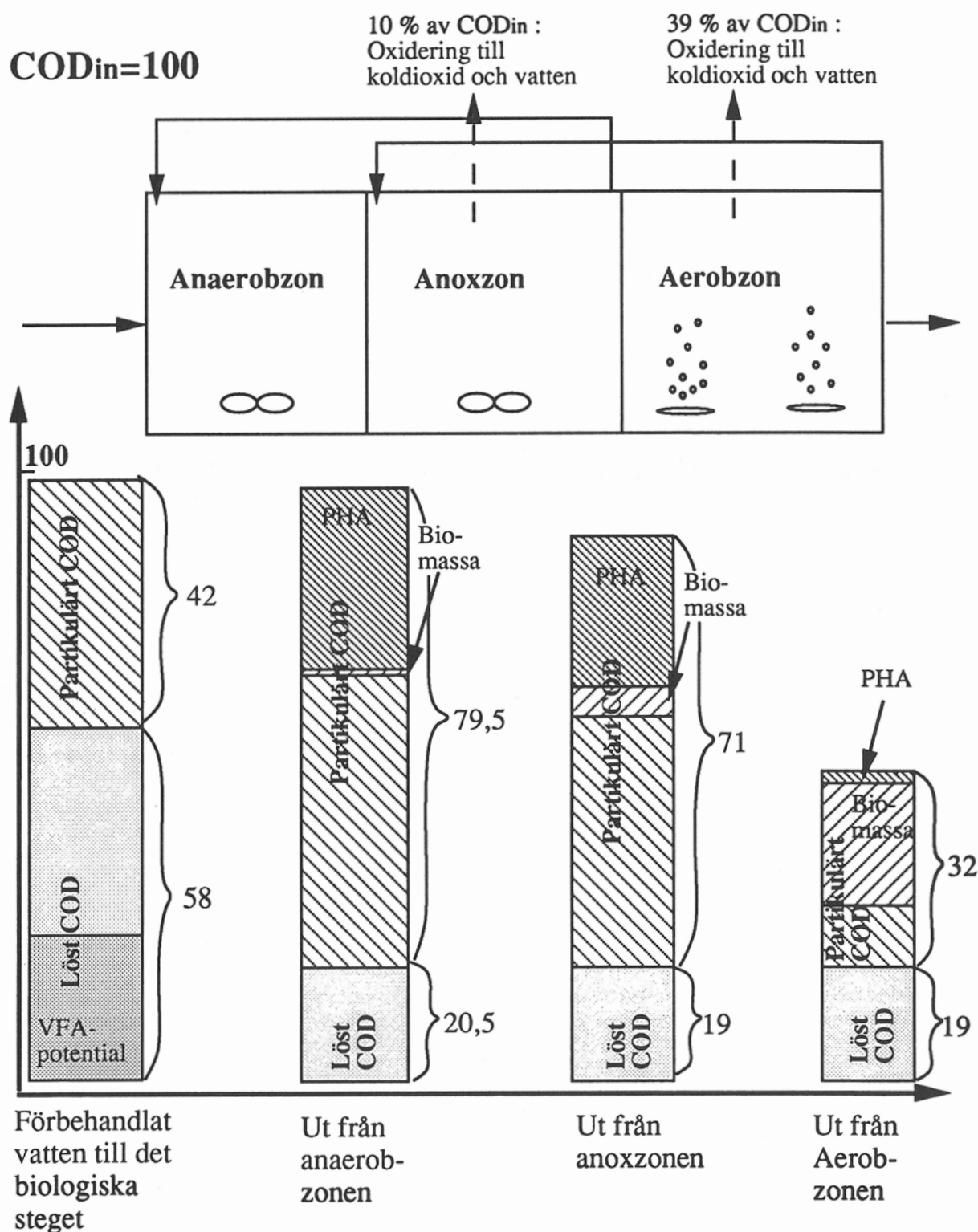
De dominerande mikrobiella förloppen i de olika stegen i den biologiska processen är följande:

- * I det anaeroba steget fermenteras löst organiskt material utgörande ca 24 % av den totala COD:n i förbehandlat vatten till VFA. I denna reaktion bildas fermenterande biomassa motsvarande ca 1 % av COD:n. Bildat VFA tas upp av bio-P-bakterier tillsammans med en mindre del annat löst organiskt material och omvandlas till PHA. Efter denna omvandling föreligger 30 % av COD:n som PHA.

- * Det anoxa steget domineras av denitrifikation och aerob nedbrytning med recirkulerat syre. Totalt förbrukas ca 10 % av den ursprungliga COD:n genom oxidation i dessa reaktioner. Knappt hälften av den förbrukade COD:n utgörs av PHA. I anoxsteget bildas biomassa motsvarande 4 % av den ursprungliga COD:n varav något mindre än hälften är bio-P-biomassa.

- * I det aeroba steget sker en oxidation av motsvarande 39 % av den ursprungliga COD:n. Den förbrukade COD:n är nästan uteslutande av partikulär karaktär, dels PHA och dels annan, odefinierad partikulär COD. Biomassa motsvarande 15 % av ursprunglig COD bildas i aerobsteget. Drygt en tredjedel av denna biomassa är bio-P-biomassa. De filamentbildande bakterier som förekommer i höga halter i processen tillväxer framförallt i det aeroba steget.

* Totalt över hela processen oxideras 49 % av COD:n i förbehandlat vatten, 20 % omvandlas till biomassa (varav 40 % till bio-P-biomassa), 12 % tas ut som partikulär COD bunden till överskottsslammet och 19 % passerar processen opåverkad.



Figur 10.5 Kolkällans uppdelning i fraktioner före biosteget samt efter de olika zonerna i biosteget. Prickade områden anger löst COD medan streckade områden anger partikulär COD.

11 Slutsatser

11.1 Inledning

Denna utvärderingen av biologisk fosforavskiljning vid Helsingborgs avloppsreningsverk behandlar drygt ett år, från juni 1993 till juli 1994. Ett mycket stort material kring biologisk fosforavskiljning har härvid samlats in. Materialet har bearbetats och är redovisat i denna rapport i kapitel 1 till 10. I detta kapitel presenteras, i samlad form, de huvudsakliga slutsatser som redovisats i varje delkapitel.

11.2 Reningsresultat

Försökslinjen har under hela perioden drivits som en UCT-process, se figur 1.3.

Under sommaren 1993 stabiliserades bio-P-processen. Utgående medelhalt löst fosfor under perioden oktober 1993 - juli 1994 var 0,29 mgP/l. Avskiljningen av fosfor är helt beroende av tillgången på lättillgänglig kolkälla i förbehandlat avloppsvatten. Vid Öresundsverket krävs det 14 mg VFA-potential för att avskilja 1 mg fosfor.

Utgående kvävehalt har under försöksperioden legat mellan 8 - 10 mgN/l, undantaget en period då slamåldern varit för låg. Totala recirkulationen har varit låg, varför det troligtvis har funnits en potential för ytterligare kväveavskiljning. Utformningen av returslam-återföringen ger upphov till höga syrehalter i returslammet. Det organiska material som åtgår för att driva bort syret i anoxzonen motsvarar en minskad denitrifikation om 1 mgN/l.

11.3 Biologisk eller kemisk process?

För att kunna avgöra om avskiljningen av fosfor i bio-P-linjen vid Öresundsverket i huvudsak är biologisk eller kemisk till karaktären har en rad olika typer av mätningar gjorts, såsom hur fosfor är bunden i slammet, hur hög metallhalten är i slammet samt hur metallerna och det organiska kolet uppför sig i processen.

Den fosfat som släpps i den anaeroba zonen för att senare tas upp i den aeroba zonen består enligt fosforfraktioneringarna i huvudsak av poly-fosfat som är bunden i bio-P-organismerna.

Vid biologiskt släpp och upptag av fosfat måste en laddningsjämvikt upprätthållas i bakteriecellerna, vilket innebär att positiva motioner frisläpps eller tas upp. De vanligaste metallerna i detta sammanhang är Mg^{2+} och K^{+} , men även joner som Ca^{2+} , Al^{3+} , Fe^{2+} och Fe^{3+} kan tänkas agera som motjoner. Kvoterna för K/P låg mellan 0,27 - 0,36 och för Mg/P mellan 0,29 - 0,32 vilket överensstämmer väl med i litteraturen redovisade värden för karakteristiska bio-P-processer, t ex Miya *et al.* (1987) och Rickard *et al.* (1992).

De mikroskoperingar som gjorts på slammet med avseende på andelen PHB-innehållande flockar samt direkta mätningar av PHA-koncentrationen i slammet visar att PHA lagras upp i den anaeroba zonen och förbrukas i de anoxa och aeroba zonerna. Man kan också urskilja ett upptag av fosfat i den anoxa zonen. Detta beteende understödjer att avskiljningen är biologisk.

De metaller som ackumuleras i slammet har uppskattats genom att mäta koncentrationerna in till respektive ut från biosteget. Ackumulerade metaller kan enligt dessa uppskattningar stå för ca 10 % av den totala avskiljningen av fosfor. Av metallerna är Fe, p g a rektvattnet den klart dominerande, vilket också märks på Fe-koncentrationen i slammet.

Av ovanstående kan slutsatsen dras att avskiljningen av fosfor i biosteget i huvudsak är biologisk till karaktären.

11.4 Kolkälla

Att tillräcklig mängd VFA och/eller kol som kan brytas ner till VFA i den anaeroba zonen tillförs en bio-P-process är viktigt eftersom det används för att bygga upp en energireserv i bio-P-bakterierna i form av PHA. Vid Öresundsverket tillförs VFA genom inkommande avloppsvatten samt under kortare perioder genom att ättiksyra har tillförts biosteget. Genom att hydrolysera primärslammet har innehållet av VFA och nedbrytbart kol ökat i förbehandlat vatten. VFA i förbehandlat vatten består i huvudsak av en blandning av ättiksyra, propionsyra och smörsyra.

VFA i inkommande vatten till biosteget har mätts dels som VFA-halt och dels som VFA-potential. VFA-halten är VFA-koncentrationen i ett obehandlat prov och VFA-potentialen är maximala koncentrationen i ett prov som fermenterats under sju dygn. VFA-potentialen anses representera inkommande VFA till biosteget samt den VFA som kan produceras i den anaeroba zonen genom fermentation. Ett godtagbart samband mellan VFA-potentialen och både $COD_{\text{ofiltrerat}}$ respektive $COD_{\text{filtrerat}}$ har mätts upp, vilket ger att COD-mätningar kan användas som ett grovt mått på VFA-potentialen i inkommande avloppsvatten.

De undersökningar som gjorts visar att det behövs ca 14 mg VFA mätt som VFA-potential för att avskilja ett 1 mg P vid Öresundsverket. Jämfört med rapporterade värden funna i litteraturen är detta en normal kvot, Abu-ghararah and Randall (1991) and Henze *et al.* (1992).

Laboratorieförsök har visat att etanol kan användas som enda kolkälla vid biologisk fosforavskiljning. Upptagshastigheten av etanol i den anaeroba zonen är dock så låg jämfört med andra kolkällor att orealistiskt långa anaeroba uppehållstider måste användas.

Av inkommande COD omvandlas 20 % till biomassa, resterande del (49 %) oxideras, tas ut som partikulär COD (12 %), eller passerar processen opåverkad (19 %). I det aeroba steget bildas 75 % av biomassan och i det anoxa steget 20 %. Ca 40 % av biomassan utgörs av bio-P-bakterier. (Se figur 10.5.)

Efter det anaeroba steget har 30 % av inkommande COD omvandlats till PHA. Knappt hälften av den COD som används för denitrifikation utgörs av PHA.

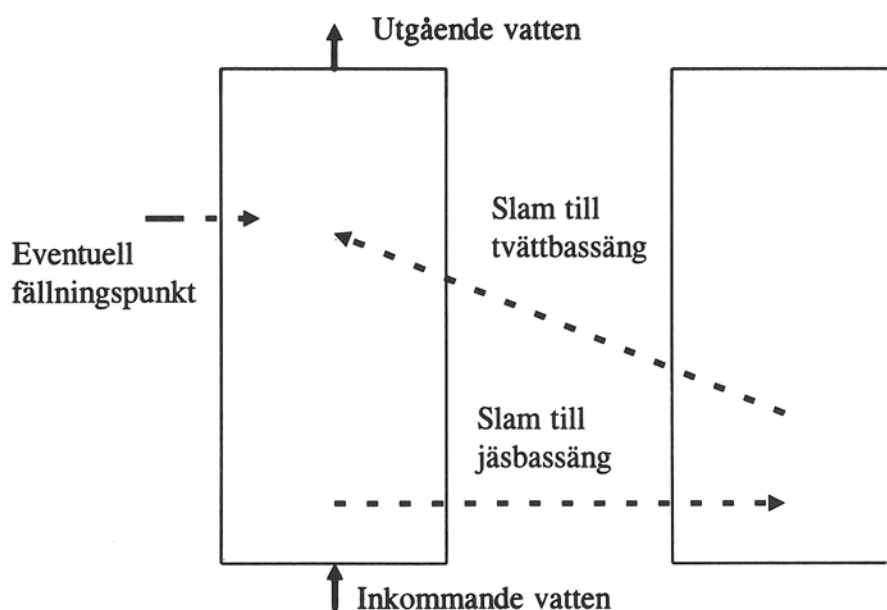
11.5 Hydrolys av primärslam

Med syftet att öka mängden VFA till biosteget har en enkel form av hydrolysisprocess drivits i försedimenteringen, se kapitel 2. Innan processen tillgreps i fullskala utfördes en rad försök i laboratorieskala.

Laboratorieförsöken visade att den maximala produktionen av VFA genom hydrolys av primärslam och rådande temperatur ligger kring 25 - 30 mg COD/l. Dessa försök visade också att $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen ökar kraftigt under hydrolysens första 15 timmar för att sedan stabilisera sig.

I fullskala har det visat sig att hydrolysen ger en ökning av VFA-potentialen med ca 10 mgCOD/l samtidigt som fosforkoncentrationen ökar med 1,2 mg/l. Den fosfor som frigörs i hydrolysen kan endast delvis förväntas förbruka kolkälla i den biologiska processen eftersom även metaller frigörs under hydrolysen och en återfällning med dessa kommer att ske i den biologiska processens aeroba del. Då det krävs 14 mg VFA för att avskilja 1 mg P blir nettovinsten omräknat i avskiljningskapacitet 0,4 - 0,7 mg P/l beroende på hur stor andel av fosforökningen som kräver kolkälla. Noteras bör att hydrolysen även har andra positiva effekter på bio-P-processen, t ex att syre i inkommande vatten förbrukas i sedimenteringen.

En mer effektiv drift av hydrolysen skulle kunna ge en ytterligare ökning av VFA-potentialen med ca 15 - 20 mgCOD/l. Eftersom fosforutlösningen till största delen sker i början av hydrolysförloppet kommer förhållandet mellan COD/frigjord fosfor att öka vid en effektivare drift.



Figur 11. 1 Förslag till förbättrad drift av hydrolysen.

Om hydrolysen av primärslam skall fortsätta att drivas bör man förbättra verkningsgraden med avseende på produktion av VFA och/eller avskilja den fosfor som bildas genom förfällning. Verkningsgraden kan förbättras genom en bättre kontrollerad process samt att primärslammets uppehållstid ökas. Förslag till förändring av processen kan ses i figur 11.1 där en av de två försedimenteringsbassängerna enbart används för att jäsa slammet och en för att tvätta ur slammet. Eventuell tillsats av fällningskemikalie görs i tvättbassängen.

11.6 Denitrifikation med PHA

Om bio-P-bakterierna har förmågan att utnyttja upplagrad PHA för att denitrifiera minskar konkurrenssituationen av kolkälla i ett kombinerat biologiskt fosfor och kväve-avskiljningssystem.

De satsvisa försök i laboratorieskala som gjorts med slam från Öresundsverket har visat att PHA kan utnyttjas för denitrifikation med en initial hastighet av 5 mg N/(g VSS·h) vid 30°C.

Även i fullskala användes PHA för att denitrifiera. Detta har mätts upp dels genom PHA-mätningar samt att fosfor avskiljs över den anoxa zonen. Förbrukad PHA samt denitrifierad mängd kväve tyder på att PHA är en dominerande kolkälla i den anoxa zonen.

11.7 Mikrobiologisk karaktärisering - separationsegenskaper

Den mikrobiologiska karaktäriseringen utfördes med huvudsyftet att studera slammets separationsegenskaper samt för att följa mängden poly-P- och PHB-innehållande flockar i slammet.

De dominerande filamentbildande organismerna var *Microthrix parvicella* och typ 0092. Dessa två dominerade under olika perioder, men de förekom alltid båda samtidigt. Genom mikroskopering kunde specifik tillväxt av filamentbildande organismer i något speciellt steg inom processen ej observeras. Den massbalans över organiskt material som upprättats för processen visade däremot att de filamenta organismerna växer till i det aeroba steget.

Den linje som drevs som en bio-P-process vid Öresundsverket uppvisade genomgående de lägsta värdena vad gäller filamentindex och DSVI. Trots detta fungerade slamseparationen sämst i denna linje. Filamentindex och DSVI är vedertagna mått på ett slams separationsegenskaper, resultaten från bio-P-linjen tyder dock på att det finns andra parametrar som kraftigt styr separationen av slam. I det här fallet ligger en del av förklaringen i de hydrauliska betingelserna i slusedimenteringen nära till hands.

Andelen poly-P- och PHB-innehållande flockar har uppskattats visuellt genom mikroskopering. Mätmetoden ger ett grovt mått på hur mycket bio-P-organismer det finns i slammet. Mängden poly-P-innehållande flockar ökade i takt med ökningen av VFA i inkommande vatten till biosteget. De PHB-innehållande flockarna uppvisade de förändringar mellan den anaeroba och aeroba zonen som kan förväntas i ett bio-P-system.

11.8 Styrparametrar

De parametrar som kan användas för att styra den kombinerade biologiska fosfor- och kväveavskiljningsprocessen vid Öresundsverket är inkommande VFA, syrehalten i recirkulationsflöden och inkommande vatten, internrecirkulationen från den aeroba zonen och nitratkoncentrationen i internrecirkulationen från den anoxa zonen.

Inkommande VFA-koncentration i relation till inkommande fosforkoncentration är helt avgörande för avskiljningsnivån. VFA/P-kvoten i förbehandlat vatten måste överstiga 13 om fosforvärden kring 0,3 mg/l skall upprätthållas i utgående vatten från biosteget. Härvid kan ekvation 11.1 till 11.3 användas som grova mått för att räkna ut VFA-potentialen vid Öresundsverket ur andra mätningar av organiskt material.

$$\text{VFA-potential} = (\text{COD}_{\text{filtrerad}} - 81) / 0,89; \quad (\text{mgCOD/l}) \quad \dots\dots\dots 11.1$$

$$\text{VFA-potential} = (\text{BOD}_{1-6,8}) / 0,25; \quad (\text{mgCOD/l}) \quad \dots\dots\dots 11.2$$

$$\text{VFA-potential} = (\text{OUR} + 52) / 1,4; \quad (\text{mgCOD/l}) \quad \dots\dots\dots 11.3$$

För att man skall kunna utnyttja hela VFA-potentialen krävs att fermentationen fungerar i den anaeroba zonen samt att inga förluster sker genom att syre och nitrat tillförs. Den anaeroba zonen kan karaktäriseras som en totalomblandad reaktor vilket gör det mycket viktigt att syre och nitrat ej tillförs för att fermentationen skall fungera optimalt. Trots att hydrolysen som föregår biosteget är en anaerob process, har 5 % av dygnsmedelvärdena överstigit 2 mg O₂/l i inkommande vatten till den anaeroba zonen. I mätpunkten är dessutom recirkulationsslammet från den anoxa zonen med, vilket tyder på att syrehalten i det försedimenterade vattnet kan vara mycket högre än mätningarna visar.

Höga halter syre har mätts upp i returslamflödet till den anoxa zonen. Detta syre härrör från mekanisk inblandning. Detta betyder att organiskt material som skulle använts för denitrifikation förbrukas med syre som elektronacceptor, uppskattningsvis motsvarande en minskad denitrifikation av 13 kg N/d.

Internrecirkulation från den aeroba till den anoxa zonen måste anpassas så att allt nitrat denitrifieras så att den anaeroba zonen skyddas mot nitrattillförsel. Enligt Casey (1994) är det dessutom viktigt att denitrifikationen är fullständig för att goda slamegenskaper ska uppnås. Även om denna hypotes ännu inte har hunnit verifieras av ytterligare studier från andra reningsverk runt om i världen, så kan det vara intressant att undersöka nitrithaltens inverkan på slamegenskaperna närmare.

I figur 3.6 visas teoretisk erforderlig slamålder för nitrifikation vid aktuell temperatur, den aktuella slamåldern samt utgående ammoniumhalt från biosteget. Figuren bekräftar det vedertagna sambandet som säger att tillräckligt hög slamålder är avgörande för att fullständig nitrifikation ska erhållas.

Referenser

Abu-ghararah, Z. H. and Randall, C. W. (1991). The effect of organic compounds on biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 23, No 4/6, s. 585-594.

Broch, T. D. and Madigan, M. T. (1991). Biology of Microorganisms. Englewood Cliffs, New Jersey., Prentice-Hall International, Inc.

Casey, T. G., Wentzel, M. C., Ekama, G. A., Loewenthal, R. E. och Marais, G. v. R. (1994). An hypothesis for the causes and control of anoxic-aerobic (AA) filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No 7, s. 203-212.

Clark, G. (1981): Staining Procedures. 4th Edition, Willimas & Wilkins, Baltimore/London.

Comeau, Y., Hall, K. J. och Oldham, W. K. (1988). Determination of poly- β -hydroxyvalerate in activated sludge by gas-liquid chromatography. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54 (9), 2325-2327.

Eastman, J. A. (1977). Solubilization of organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. University of Washington.

Eikelboom, D. och van Buijsen, H. J. J. (1983). Microscopic Sludge Investigation Manual. TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Delft, The Netherlands.

Eikelboom, D. H. (1994). The *Microthrix parvicella* puzzle. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No 7, s. 271-280.

de Haas, D. W. (1991). Significance of fractionation methods in assessing the chemical form of phosphate accumulated by activated sludge and an *Acinetobacter* pure culture. *Water SA*, 17 (1), 1-10.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la C. och Arvin E. (1992). Spildevandsrensning: Biologisk og kemisk, Polyteknisk Forlag, Lyngby.

Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 25, No 6, s. 1-15.

Jenkins, D., Richard, M. G. och Daigger, G. T. (1994). Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming. 2nd edition, Lewis Publishers.

Johansson, P. (1994). SIPHOR: a kinetic model for simulation of biological phosphate removal. Doktorsavhandling. Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola.

Jönsson, K. (1994a). Undersökning av slamvolymindex och slamsjunkhastighet. Internrapport - Öresundsverket.

Jönsson, K. (1994b). Syremätningar i returslam (fullskala), syrerespitationshastighet (endogen, etanol), denitrifikationshastighet (etanol). Internrapport - Öresundsverket.

Jönsson, K., Magnusson, P., Jönsson, L-E., Hellström, B. G. och Jansen, J. la C. (1995). Identifying and fighting inhibition of nitrification at Öresundsverket. Konferensbidrag till *Interactions of Large Wastewater Treatment Plants* i Wien (Insänd).

Kristensen, G. H., Jörgensen, P. E. och Nielsen, P. H. (1994). Settling characteristics for activated sludge in danish treatment plants with biological nutrient removal. *Water Science Technology. Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No 7, s. 157-166.

Lee, N. M. och Welanders, T. (1992). Mikroskopisk karaktärisering av aktivt slam från Helsingborgs reningsverk under perioden mars-juli 92. Avd. för Bioteknik, Lunds Universitet.

Miya, A., Kitagawa, M. och Tanaka, T. (1987). The behaviour of magnesium in biological phosphate removal, Proc. from IAWQ spec. conf., Rome, s. 135-146.

Naturvårdsverket. (1990). Kvävereduktion vid kommunala avloppsreningsverk: Nitrifikationshämmande substanser - Litteraturstudie, Statens Naturvårdsverk - Rapport 3726.

Nyström, U. (1993). Karaktärisering av inkommande vatten vid Helsingborgs avloppsreningsverk. Examensarbete vid Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola.

Patterson, D. J. och Hedley, S. (1992). Free-living Freshwater Protozoa. Wolfe Publishing Ltd., London.

Rickard, L. F. och McClintock, S. A. (1992). Potassium and magnesium requirements for enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 26, No 9/11, s. 2203-2206.

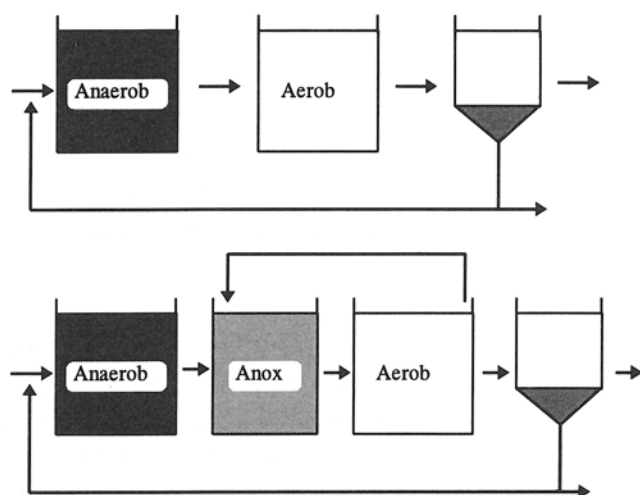
Smolders, G. J. S., van Loosdrecht, M. C. M. och Heijnen, J. J. (1994). A metabolic model for the biological phosphorus removal process., *Wat. Sci. Tech.* 1995 (Accepterad för tryckning)

Toerien, D. F., Gerber, A., Lötter, L. H. och Cloete, T. E. (1990). Enhanced biological phosphorus removal in activated sludge systems. *Adv. Microbial Ecol.* ,11, 173-230.

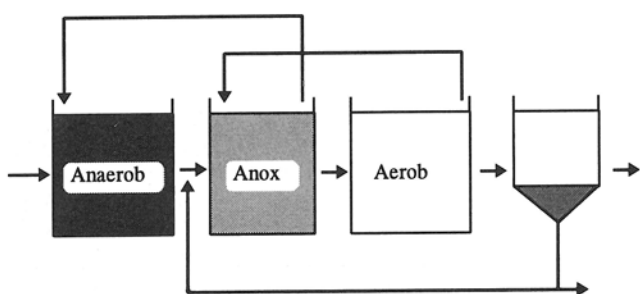
Tryland, I. och Nessa, O. (1994). Etanol som karbonkilde ved biologisk fosforfjerning. Examensarbete vid Institutt for Bioteknologi, Norges Tekniske Høgskole, Trondheim.

Förkortningar

A/O	Processkonfiguration. Se figur A nedan.
Bio-P	Biologisk fosforavskiljning
BOD _x	Biochemical oxygen demand = biokemisk syreförbrukning (Index står för inkubationstiden i dygn.)
COD	Chemical oxygen demand = kemisk syreförbrukning
DNA	Deoxyribonukleinsyra
DOC	Dissolved organic carbon = löst organiskt kol
DSVI	Diluted sludge volyme index = spätt slamvolymindex
EDTA	Etylendiamintetraättiksyra
f, filt.	Filtrerat prov
GC	Gaskromatograf
HAc	Ättiksyra
HBu	Smörsyra
HCl	Saltsyra
HPr	Propionsyra
ICP-ES	Inducted coupled plasma emission spectrofotometry
Iso-HBu	Iso-smörsyra
Iso-Val	Iso-valeriansyra
NaCl	Natriumklorid
NaOH	Natriumhydroxid
of, ofilt.	Ofiltrerat prov
OUR	Oxygen uptake rate
PHA	Poly-β-hydroxyalcanoic acids = PHB + PHV
PHB	Poly-β-hydroxybutyric acid
PHV	Poly-β-hydroxyvaleric acid
poly-P	poly-fosfat
RNA	Ribonukleinsyra
SS	Suspenderad substans
SVI	Sludge volume index = slamvolymindex
TCA	Triklorättiksyra
UCT	Processkonfiguration. Se figur B nedan.
Val	Valeriansyra
VFA	Volatile fatty acids = flyktiga fettsyror
VFA-potential	VFA-potentialen kan anses motsvara VFA-halten i förbehandlat vatten samt den VFA som kan produceras i den anaeroba zonen genom fermentation.
VSS	Volatile suspended solids = organisk andel av SS



Figur A. A/O-process utan och med anoxzon.



Figur B. UCT-process.

Förteckning över bilagor

Försöksprogram	A
Statistik över försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Bio-P-linjen)	B
Statistik över försedimenterat vatten i linje 2 (Simultanfällning, Referens)	C
Foton från mikroskopering av slam	D

I tabellerna 1 - 5 nedan visas de provtagningsprogram som gällt i linje 3 under olika perioder. Proven är uttagna som stickprov i punkterna 3:1, 3:2, 3:6 samt Re3 och som flödesproportionella dygnsprov i punkterna FS3 och SS3 om inget annat anges. Prov från automatiska provtagare tas alltid ut som ett samlingsprov över lördags- och söndagsdygn. Stickprov tas ut varje vardag om ej annat anges. Mikroskoperingar har gjorts två gånger per vecka under intensivperioderna och ungefär varannan vecka under resten av perioden.

I tabellerna nedan används följande beteckningar:

O = Ofiltrerat prov

F = Filtrerat prov

M = Portabel mätare

I = Stationärt instrument

Tabell 1 Försöksprogram för intensivperioden 11/6 - 9/7 1993.

Punkt	FS3	3:1	3:2	3:6	SS3	Re3
Analys						
Tot-P	O/F			O/F	F	
PO ₄ -P	F	F	F	F	F	
Tot-N	O				O	
NH ₄ -N	O				O	
NO ₃ -N	O		F		O	F
COD	O/F	O/F			F	
DOC	F*	F	F	F		
BOD ₇	O/F**					
Fettsyror						
VFA	F**	F				
PHB		O				
SS	O	O		O	O	O
VSS		O		O		
Slamvolymindex, spädd				O		
Alk.	O				O	
Flöde	I					
pH	I					
O ₂						
Temp.	I				I	
Metaller	F	F			F	
Mikroskopering		O	O	O		

* Stickprov

** VFA i FS3 och BOD₇ analyserades endast på de frysta veckoproven.

Tabell 2 Försöksprogram för perioden 10/7 - 17/10 1993

Punkt	FS3	3:1	3:2	3:6	SS3	Re3
Analys						
Tot-P	O/F			O/F	F	
PO ₄ -P		F				
Tot-N	O				O	
NH ₄ -N	O				O	
NO ₃ -N			F		O	
COD	O/F				F	
DOC						
BOD ₇	O/F**					
Fettsyror						
VFA	F**					
PHB						
SS	O	O		O	O	O
VSS		O		O		
Slamvolymindex, spädd				O		
Alk.	O				O	
Flöde	I					
pH	I					
O ₂						M
Temp.	I				I	
Metaller						
Mikroskopering		O		O		

** VFA i FS3 och BOD₇ analyserades endast på de frysta veckoproven.

Tabell 3 Försöksprogram för intensivperioderna 18/10 - 31/10 och 29/11 - 12/12 1993.

Punkt	FS3	3:1	3:2	3:6	SS3	Re3
Analys						
Tot-P	O/F			O/F	F	
PO ₄ -P	F	F	F	F	F	
Tot-N	O				O	
NH ₄ -N	O				O	
NO ₃ -N	O		F	F	O	F
COD	O/F	O/F	F		F	
DOC	F*	F	F	F		
BOD ₇	O/F**					
Fettsyror	O	O	O	O		
VFA	F**	F				
PHB		O	O	O		
SS	O	O	O	O	O	O
VSS		O	O	O		
Slamvolymindex, spädd				O		
Alk.	O				O	
Flöde	I					
pH	I/M					
O ₂						
Temp.	I				I	
Metaller	F	F	F		F	
Mikroskopering		O		O		

* Stickprov

** VFA i FS3 och BOD₇ analyserades endast på de frysta veckoproven.

Tabell 4 Försöksprogram för perioderna 1/11 - 28/11 1993 och 13/12 1993 - 11/7 1994.

Punkt	FS3	3:1	3:2	3:6	SS3	Re3
Analys						
Tot-P	O/F			O/F	F	
PO ₄ -P		F	F			
Tot-N	O				O	
NH ₄ -N	O				O	
NO ₃ -N			F		O	
COD	O/F	F	F		F	
DOC						
BOD ₇	O/F**					
Fettsyror						
VFA	F**	F***				
PHB		O***	O***	O***		
SS	O	O		O	O	O
VSS		O		O		
Slamvolymindex, spädd				O		
Alk.	O				O	
Flöde	I					
pH	I					
O ₂						
Temp.	I				I	
Metaller						
Mikroskopering		O		O		

** VFA i FS3 och BOD₇ analyserades endast på de frysta veckoproven.

*** Provtogs ej ut under perioden 24/12 - 31/12 1993.

Tabell 5 Försöksprogram för timprovtagningen 27-28/10 1993.

Punkt	Före FS3	FS3	3:1	3:2	3:4	3:6	SS3	Re3	Frekvens
Analys									
Tot-P	O	O				O*	F		1-2 h
PO ₄ -P	F	F	F	F	F	F	F		1-2 h
Tot-N	O	O					O		1-2 h
NH ₄ -N		F		F		F	F		1-2 h
NO _x -N				F	F	F	F	F	1-2 h
COD	O/F	O/F	F	F					1-2 h
DOC		F	F	F					2 h
Fettsyror		O	O	O					6 h
VFA	F	F	F						1-2 h
PHB			O	O		O			2 h
SS			O	O		O	O	O	2 h
VSS			O	O		O		O	2 h
Alkalinitet		F				F			1-2 h
Flöde	I								
pH		I/M							
O ₂					I				
Temp.		I					I		
Redox.				I					
Metaller		F**	F						1-2 h

* Var 6:e timme.

** Provet togs i "Rännan till 3:1".

Tabell 1. Dygnsflöde till linje 3.

Q (m ³ /h)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	420	590	560	850	140	396
juni 1993	400	470	460	590	60	20
juli	380	500	440	800	150	31
augusti	460	550	520	780	100	31
september	450	560	520	770	110	30
oktober	350	550	510	790	130	31
november	470	530	510	630	90	30
december	620	770	730	940	130	31
januari 1994	600	760	750	940	110	31
februari	500	590	580	690	70	28
mars	520	670	690	740	70	31
april	570	640	630	740	60	30
maj	500	570	550	700	60	31
juni	340	520	520	690	110	30
juli	310	420	440	470	60	11

Tabell 2. Dygnstemperatur i försedimenterat vatten.

T (°C)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	9,8	14,2	14,8	17,8	2,8	396
juni 1993	16,6	17,0	17,1	17,6	0,4	20
juli	16,6	17,2	17,3	17,9	0,5	31
augusti	17,0	17,6	17,6	18,1	0,3	31
september	15,9	17,1	17,1	18,0	0,7	30
oktober	15,2	16,0	15,9	17,4	0,7	31
november	13,2	14,5	14,5	15,5	0,8	30
december	10,8	11,7	11,7	13,0	0,8	31
januari 1994	9,6	10,8	11,0	12,0	0,8	31
februari	10,0	10,8	10,9	11,2	0,4	28
mars	8,5	9,9	10,1	11,2	1,0	31
april	10,4	11,8	11,8	13,4	0,9	30
maj	13,4	14,3	14,4	15,1	0,7	31
juni	14,8	15,6	15,5	16,6	0,5	30
juli	16,8	17,0	17,0	17,3	0,2	11

Tabell 3. Ofiltrerad totalfosfor i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Tot-P (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	2,8	4,9	4,8	7,1	1,5	396
juni 1993	4,9	6,0	6,3	6,9	1,0	20
juli	2,8	4,7	4,7	6,3	1,1	31
augusti	3,8	5,5	5,3	7,5	1,3	31
september	3,7	6,0	5,1	8,5	2,8	30
oktober	4,6	5,8	5,9	7,2	0,8	31
november	4,6	6,1	6,1	7,6	1,0	30
december	2,2	4,0	3,8	6,4	1,2	31
januari 1994	2,5	3,5	3,5	4,5	0,8	31
februari	3,0	4,3	4,2	5,5	0,8	28
mars	2,5	3,7	3,8	4,8	0,7	31
april	2,8	4,1	4,0	5,7	0,9	30
maj	4,6	5,5	5,5	6,2	0,5	31
juni	3,5	4,8	4,9	6,4	0,9	30
juli	4,3	4,6	4,6	5,0	0,3	11

Tabell 4. Filtreerad totalfosfor i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Tot-P (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	1,0	3,2	3,2	5,5	1,5	396
juni 1993	3,0	4,4	4,5	5,5	0,9	20
juli	1,8	3,2	3,1	4,6	0,9	31
augusti	2,7	4,2	3,9	6,2	1,4	31
september	2,4	4,4	3,6	7,0	2,7	30
oktober	3,5	4,5	4,4	6,2	0,9	31
november	1,8	4,0	4,1	5,2	1,1	30
december	0,7	1,4	1,3	2,6	0,9	31
januari 1994	0,6	2,1	2,1	3,3	0,8	31
februari	1,8	2,8	2,9	3,7	0,6	28
mars	0,6	1,5	1,2	2,7	0,7	31
april	1,2	1,8	1,8	2,6	0,5	30
maj	2,2	3,3	3,3	4,2	0,7	31
juni	2,9	3,8	3,7	4,9	0,7	30
juli	3,4	3,8	3,7	4,3	0,4	11

Tabell 5. Filtreerad fosfatfosfor i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

PO4-P (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	1,2	3,3	3,7	4,6	1,2	52
juni 1993	2,6	3,7	3,7	4,7	0,8	17
juli	2,5	3,5	3,7	4,8	0,8	11
augusti	-	-	-	-	-	0
september	-	-	-	-	-	0
oktober	2,7	3,8	3,9	4,5	0,8	10
november	4,4	4,5	4,5	4,6	0,1	2
december	0,9	1,7	1,4	3,3	1,1	12
januari 1994	-	-	-	-	-	0
februari	-	-	-	-	-	0
mars	-	-	-	-	-	0
april	-	-	-	-	-	0
maj	-	-	-	-	-	0
juni	-	-	-	-	-	0
juli	-	-	-	-	-	0

Tabell 6. Ofiltreerad COD i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

COD (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	130	230	230	330	60	396
juni 1993	230	280	280	380	50	20
juli	170	240	240	340	60	31
augusti	160	240	250	290	50	31
september	220	260	260	290	30	30
oktober	190	270	280	320	40	31
november	220	280	260	390	50	30
december	120	240	230	400	90	31
januari 1994	110	160	170	230	40	31
februari	120	180	180	290	50	28
mars	140	200	200	300	50	31
april	140	210	210	250	40	30
maj	210	260	250	310	30	31
juni	150	200	200	290	40	30
juli	200	210	210	240	20	11

Tabell 7. Filtrerad COD i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

COD (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	60	130	120	210	50	396
juni 1993	160	190	200	250	50	20
juli	80	140	130	200	40	31
augusti	90	150	160	200	30	31
september	90	150	150	200	40	30
oktober	100	180	190	240	50	31
november	80	160	180	220	50	30
december	60	90	90	190	40	31
januari 1994	60	80	80	120	20	31
februari	70	100	100	130	20	28
mars	60	90	90	140	30	31
april	70	100	100	130	20	30
maj	110	130	130	160	20	31
juni	90	120	120	170	20	30
juli	130	150	150	190	30	11

Tabell 8. Ofiltrerad totalkväve i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Tot-N (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	20	29	29	38	6	393
juni 1993	28	36	36	45	6	20
juli	20	31	32	39	6	31
augusti	23	29	29	36	5	31
september	21	32	34	38	5	30
oktober	22	34	35	42	6	31
november	30	35	36	39	3	30
december	19	26	25	35	5	28
januari 1994	19	24	23	31	4	31
februari	21	27	28	32	4	28
mars	16	23	23	32	6	31
april	19	25	27	31	6	30
maj	24	29	29	33	3	31
juni	23	26	26	30	2	30
juli	22	26	24	34	5	11

Tabell 9. Ofiltrerad ammoniumkväve i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

NH4-N (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	13	23	23	32	6	390
juni 1993	22	28	29	34	5	20
juli	15	25	26	35	6	31
augusti	19	24	24	31	4	31
september	17	26	28	32	5	30
oktober	18	27	29	34	5	31
november	21	28	29	33	4	30
december	13	19	17	24	5	28
januari 1994	12	17	16	23	4	31
februari	14	21	21	25	4	27
mars	11	17	17	26	5	30
april	14	20	20	24	3	29
maj	21	24	24	27	2	31
juni	18	23	23	27	3	30
juli	22	25	25	30	3	11

Tabell 10. Ofiltrerad nitratkväve i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 4* (Flödesproportionerliga dygnsprov).

NOx-N (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	0,4	0,8	0,7	1,7	0,4	389
juni 1993	0,4	0,6	0,5	0,9	0,3	20
juli	0,4	0,6	0,5	0,9	0,2	31
augusti	0,3	0,5	0,5	0,8	0,2	31
september	0,4	0,6	0,6	0,9	0,1	30
oktober	0,4	0,6	0,6	0,8	0,1	31
november	0,5	0,8	0,7	1,0	0,2	30
december	0,4	0,8	0,8	1,5	0,3	28
januari 1994	0,7	1,4	1,1	2,4	0,6	31
februari	0,5	1,1	0,9	2,2	0,5	27
mars	0,5	1,3	1,2	2,4	0,6	30
april	0,5	0,8	0,9	1,3	0,3	29
maj	0,5	0,6	0,6	0,9	0,1	31
juni	0,4	0,7	0,6	1,0	0,2	29
juli	0,5	0,5	0,4	0,7	0,1	11

* Nitratkvävehalterna i linje 3 och 4 kan anses vara lika.

Tabell 11. Suspenderad substans i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

SS (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	60	80	80	130	30	396
juni 1993	80	90	90	110	10	20
juli	60	80	80	90	10	31
augusti	60	70	70	90	20	31
september	70	80	80	140	20	30
oktober	60	80	70	100	10	31
november	70	80	80	100	10	30
december	50	110	90	210	50	31
januari 1994	50	70	70	80	10	31
februari	50	80	70	130	30	28
mars	60	90	80	160	40	31
april	60	90	90	120	20	30
maj	90	100	100	130	10	31
juni	50	70	70	100	20	30
juli	60	70	70	90	10	11

Tabell 12. Alkalinitet i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Alk. (mgHCO ₃ /l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	190	250	260	300	30	387
juni 1993	230	260	270	290	30	19
juli	170	250	250	300	40	31
augusti	200	250	260	300	30	31
september	170	260	270	300	40	30
oktober	210	280	280	330	40	31
november	210	280	280	310	30	30
december	190	230	220	280	30	28
januari 1994	190	230	230	280	30	30
februari	210	260	270	290	30	28
mars	170	230	230	280	40	30
april	210	260	260	280	30	29
maj	230	260	270	280	20	30
juni	200	250	250	280	30	29
juli	260	270	270	290	20	11

Tabell 13. Syrehalt före inloppet till anaerobzonen i linje 3 (dygnsvärden).

O ₂ (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	0,0	0,3	0,0	2,0	0,6	338
juni 1993	-	-	-	-	-	0
juli	-	-	-	-	-	0
augusti	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1	24
september	0,0	0,1	0,1	0,5	0,2	30
oktober	0,0	0,1	0,0	0,3	0,2	31
november	0,0	0,1	0,0	0,4	0,3	30
december	0,1	0,7	0,5	2,1	0,6	31
januari 1994	0,0	0,4	0,2	1,2	0,5	31
februari	0,0	0,2	0,1	0,9	0,3	28
mars	0,0	1,3	1,6	3,0	1,2	31
april	0,0	0,5	0,1	2,6	0,9	30
maj	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	31
juni	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30
juli	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11

Tabell 14. pH i försedimenterat/hydrolyserat vatten i linje 3 (dygnsvärden).

pH (-)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	6,6	6,7	6,8	7,0	0,5	396
juni 1993	6,7	6,7	6,7	6,8	0,1	20
juli	6,6	6,8	6,8	7,0	0,1	31
augusti	6,7	6,7	6,7	6,8	0,1	31
september	6,5	6,7	6,7	6,9	0,1	30
oktober	6,7	6,8	6,8	7,0	0,1	31
november	6,6	6,7	6,7	6,9	0,1	30
december	6,7	6,9	6,9	7,0	0,1	31
januari 1994	6,8	6,9	6,9	7,1	0,1	31
februari	6,8	6,9	6,8	7,1	0,1	28
mars	6,7	6,8	6,8	6,9	0,1	31
april	2,0	6,0	6,7	7,0	1,7	30
maj	6,6	6,7	6,6	7,0	0,2	31
juni	6,6	6,8	6,7	7,1	0,2	30
juli	6,7	6,7	6,7	6,9	0,1	11

Tabell 15. Dygnsflöde till linje 2.

Q (m3/d)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	390	660	630	1010	200	396
juni 1993	350	420	410	540	70	20
juli	340	480	400	840	180	31
augusti	420	530	490	760	120	31
september	430	560	520	820	130	30
oktober	490	600	570	790	120	31
november	460	540	520	630	90	30
december	620	770	750	1020	130	31
januari 1994	670	840	870	970	110	31
februari	560	740	710	950	160	28
mars	700	940	980	1080	120	31
april	760	880	850	1090	110	30
maj	550	660	640	790	80	31
juni	430	570	560	790	110	30
juli	290	420	440	480	70	11

Tabell 16. Ofiltrerad totalfosfor i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Tot-P (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	2,2	3,7	3,6	5,3	1,2	396
juni 1993	3,7	4,2	4,3	4,8	0,5	20
juli	2,1	3,6	3,9	4,5	0,8	31
augusti	2,7	4,1	3,8	6,0	1,2	31
september	2,8	4,9	4,0	9,1	2,8	30
oktober	3,0	4,4	4,5	5,6	0,7	31
november	3,2	4,5	4,6	5,3	0,7	30
december	2,4	3,2	3,1	4,4	0,7	31
januari 1994	2,2	2,9	2,9	3,9	0,6	31
februari	2,4	3,3	3,4	3,8	0,4	28
mars	1,7	2,6	2,7	3,6	0,6	31
april	2,1	3,0	3,0	3,7	0,5	30
maj	3,4	3,9	3,9	4,5	0,4	31
juni	2,8	3,7	3,7	4,8	0,6	30
juli	3,1	3,3	3,4	3,7	0,3	11

Tabell 17. Filtrerad totalfosfor i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Tot-P (mg/l)	5%-percentil	Medel	Median	95%-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	1,3	2,5	2,4	4,1	1,1	396
juni 1993	2,6	3,2	3,4	4,1	0,6	20
juli	1,5	2,6	2,9	3,3	0,6	31
augusti	1,9	3,2	2,8	4,9	1,0	31
september	2,0	3,7	3,0	6,2	2,4	30
oktober	2,3	3,2	3,1	4,2	0,6	31
november	2,0	3,2	3,3	3,9	0,6	30
december	1,0	1,9	1,8	3,2	0,7	31
januari 1994	1,0	1,8	1,8	2,6	0,6	31
februari	1,5	1,9	2,0	2,4	0,3	28
mars	0,9	1,5	1,4	2,5	0,5	31
april	1,1	1,7	1,7	2,3	0,4	30
maj	1,9	2,4	2,4	3,1	0,4	31
juni	2,1	2,8	2,8	3,4	0,4	30
juli	2,3	2,6	2,7	3,0	0,3	11

Tabell 18. Ofiltrerad COD i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

COD (mg/l)	5 %-percentil	Medel	Median	95 %-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	110	190	190	260	50	396
juni 1993	170	220	230	300	50	20
juli	130	200	200	270	50	31
augusti	130	210	200	290	60	31
september	130	190	200	240	40	30
oktober	130	220	230	290	50	31
november	160	230	240	280	40	30
december	120	190	180	260	40	31
januari 1994	100	140	140	210	40	31
februari	120	180	190	220	30	28
mars	100	150	140	200	40	31
april	110	160	160	200	30	30
maj	160	190	190	240	30	31
juni	110	170	180	230	40	30
juli	150	170	180	210	30	11

Tabell 19. Filtrerad COD i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

COD (mg/l)	5 %-percentil	Medel	Median	95 %-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	70	120	110	190	40	396
juni 1993	110	160	170	210	40	20
juli	70	130	120	190	40	31
augusti	90	130	120	180	30	31
september	80	120	130	160	30	30
oktober	80	150	170	210	40	31
november	80	160	170	220	40	30
december	60	100	100	180	40	31
januari 1994	50	80	80	110	20	31
februari	70	100	100	130	20	28
mars	70	90	90	130	20	31
april	70	90	90	120	20	30
maj	90	120	120	150	20	31
juni	70	120	120	150	20	30
juli	110	120	130	150	20	11

Tabell 20. Ofiltrerad totalkväve i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

Tot-N (mg/l)	5 %-percentil	Medel	Median	95 %-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	18	28	27	37	6	386
juni 1993	29	33	36	41	6	20
juli	19	29	30	37	6	31
augusti	21	28	28	35	5	31
september	19	30	32	35	5	30
oktober	22	33	34	42	7	31
november	26	34	35	38	4	30
december	19	25	25	32	4	28
januari 1994	18	23	23	30	4	31
februari	20	27	27	31	4	26
mars	17	23	23	32	5	30
april	20	25	25	29	3	29
maj	23	27	27	31	3	31
juni	20	24	25	30	3	30
juli	22	25	24	30	3	8

Tabell 21. Ofiltrerad ammoniumkväve i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

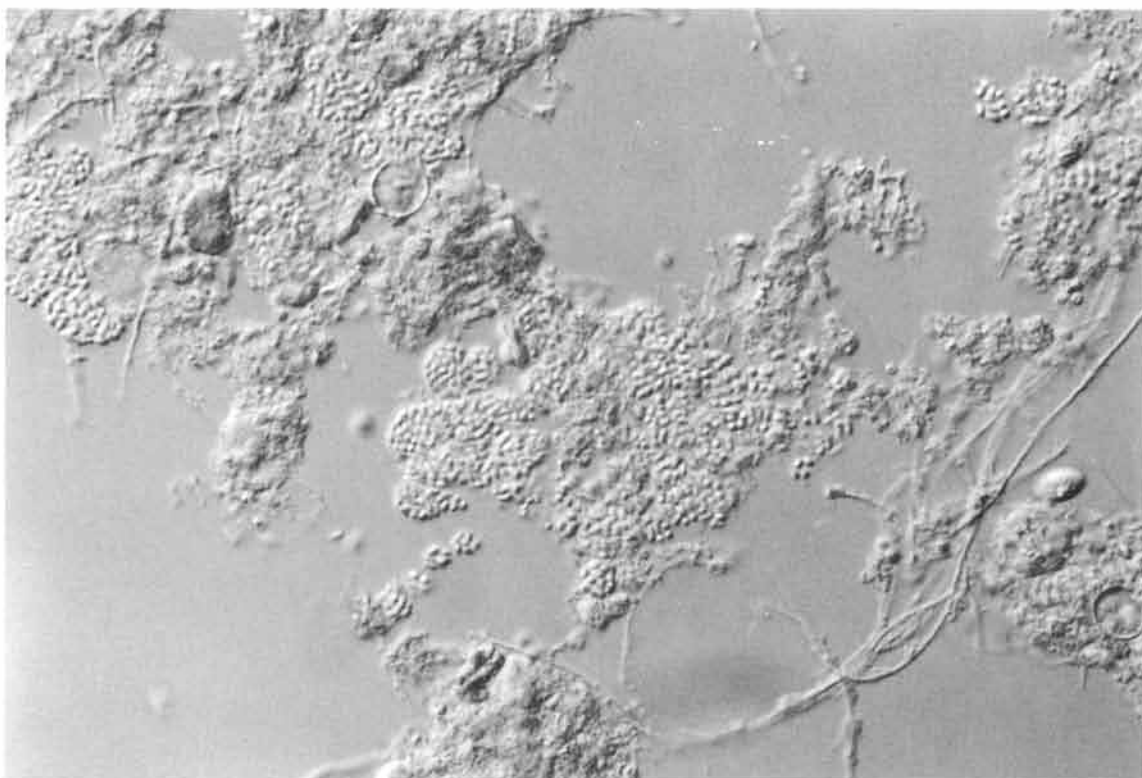
NH ₄ -N (mg/l)	5 %-percentil	Medel	Median	95 %-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	13	22	23	31	6	388
juni 1993	21	27	28	33	5	20
juli	14	25	26	34	6	31
augusti	18	23	23	30	4	31
september	16	25	27	31	5	30
oktober	17	26	27	33	5	31
november	19	27	28	32	4	30
december	13	18	17	24	4	28
januari 1994	11	17	16	23	4	31
februari	13	20	21	25	4	25
mars	11	17	16	26	5	30
april	14	19	20	23	3	29
maj	20	23	23	27	2	31
juni	17	23	23	26	3	30
juli	22	25	25	30	3	11

Tabell 22. Suspenderad substans i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

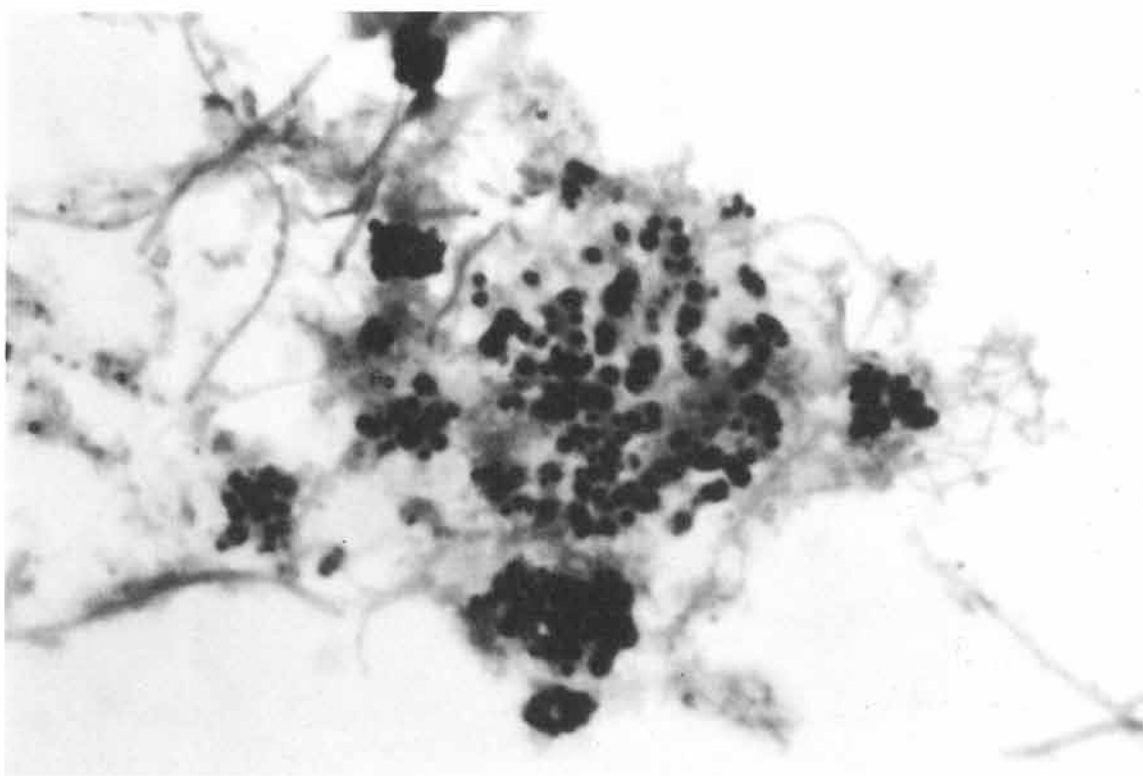
SS (mg/l)	5 %-percentil	Medel	Median	95 %-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	40	60	60	80	10	396
juni 1993	40	60	60	70	10	20
juli	50	60	60	70	10	31
augusti	40	50	50	60	10	31
september	40	60	60	70	10	30
oktober	40	60	60	80	10	31
november	60	60	60	80	10	30
december	50	60	60	90	10	31
januari 1994	50	60	60	70	10	31
februari	50	70	70	80	10	28
mars	40	50	60	70	10	31
april	40	60	60	80	10	30
maj	60	70	70	80	10	31
juni	40	60	60	80	10	30
juli	50	60	60	80	10	11

Tabell 23. Alkalinitet i försedimenterat vatten i linje 2 (Flödesproportionerliga dygnsprov).

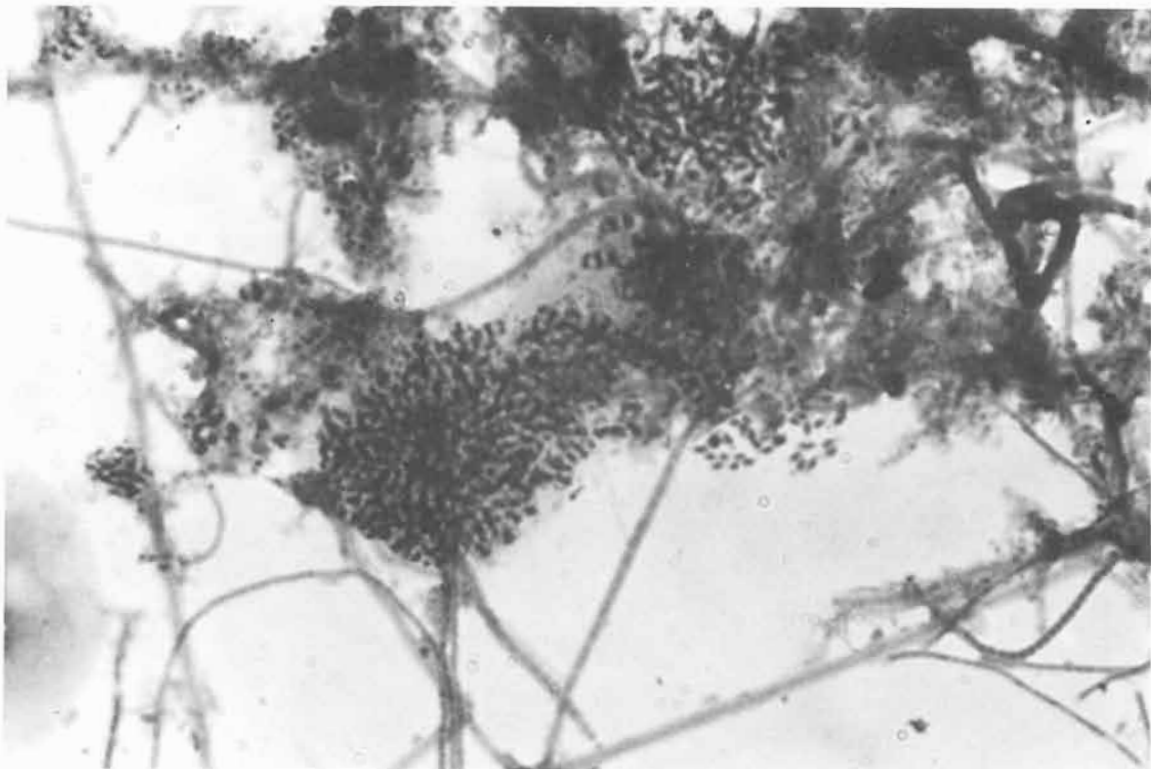
Alk. (mgHCO ₃ /l)	5 %-percentil	Medel	Median	95 %-percentil	Standardavvikelse	Antal mätvärden
juni 1993 -juli 1994	180	250	260	300	40	387
juni 1993	220	260	260	290	30	19
juli	160	240	250	300	40	31
augusti	190	250	260	290	40	31
september	170	260	270	310	40	30
oktober	200	280	290	320	40	31
november	210	280	290	310	30	30
december	190	230	230	280	30	28
januari 1994	180	230	230	270	30	30
februari	210	250	260	280	20	27
mars	170	220	230	280	40	30
april	200	250	260	280	30	29
maj	230	260	260	280	20	30
juni	190	250	250	280	30	30
juli	240	260	270	290	20	11



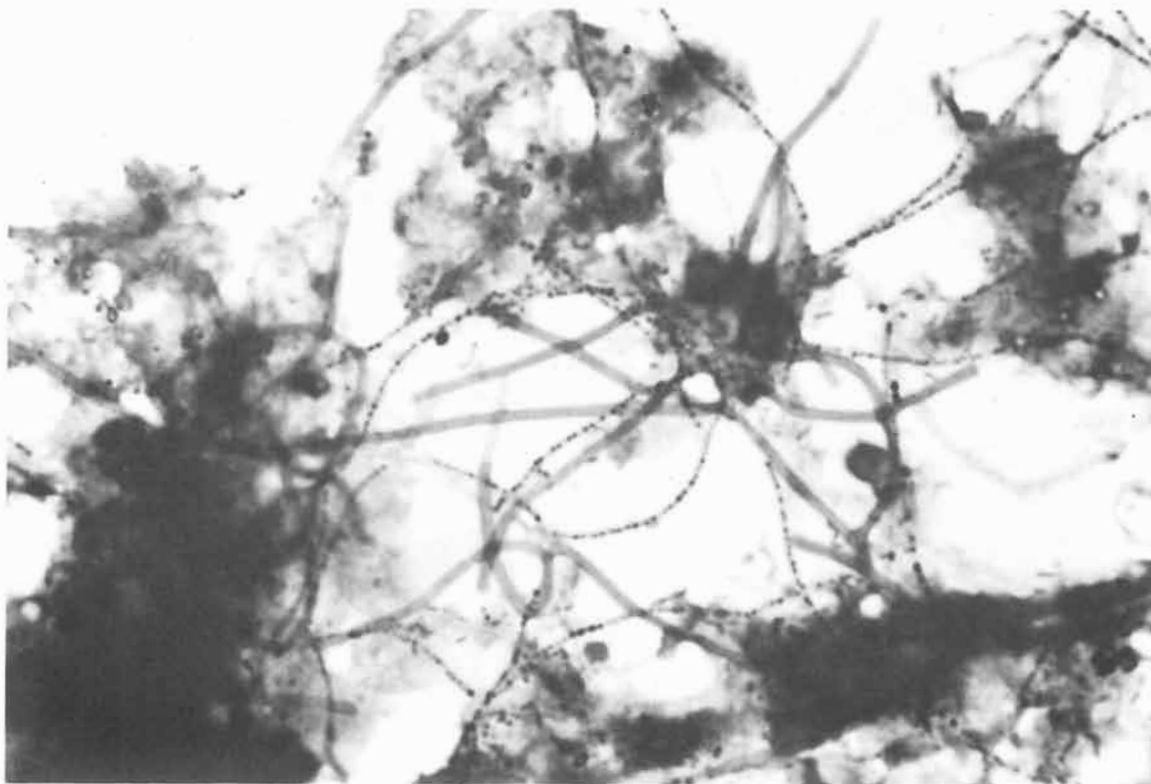
Figur 1. Typiska bio-P-flockar i aktivt slam från den aeroba zonen.
(Förstoring 625 x).



Figur 2. Infärgning (Neisser) av poly-P-innehållande bakterier (Svarta korn,
förstoring 1625 x).



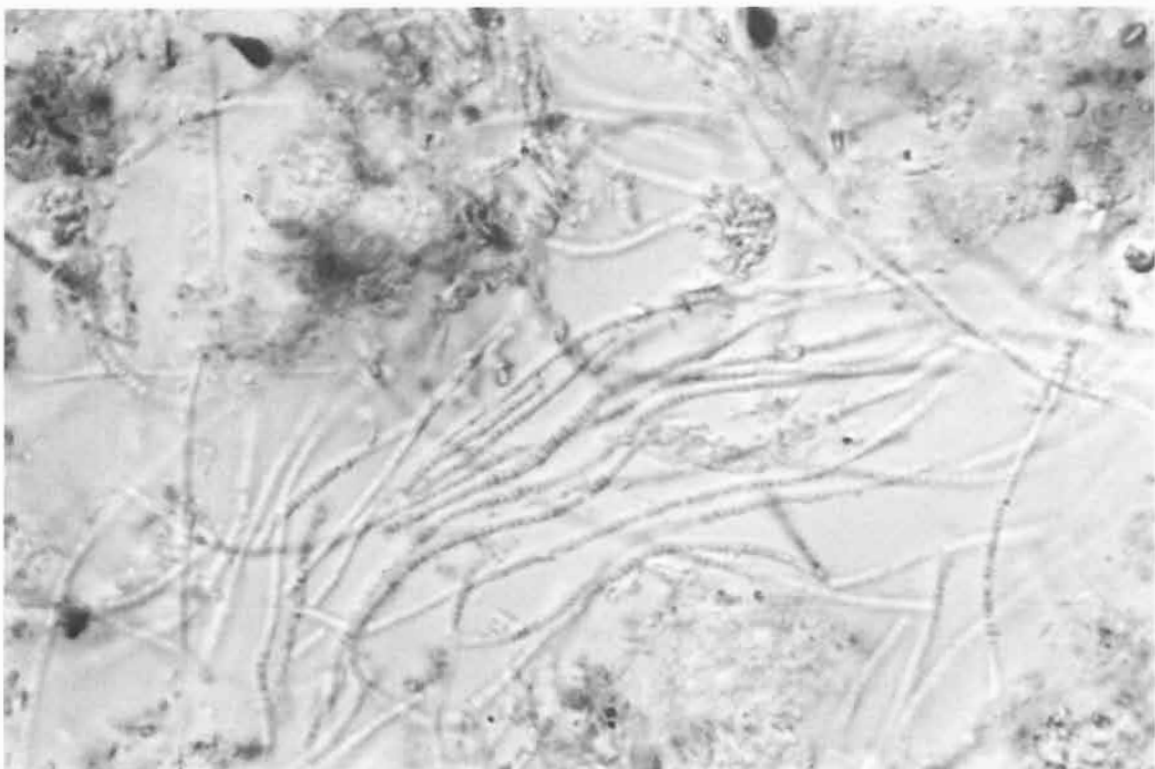
Figur 3. Infärgning (sudan-svart) av PHB-innehållande bakterier (Svarta korn, förstoring 1625 x).



Figur 4. Infärgning (Neisser) av *Microthrix parvicella*-filament (Trådar med svarta korn) och typ 0092 (Helmörka filament, förstoring 1625 x).



Figur 5. *Microthrix parvicella* i aktivt slam från det aeroba steget i linje 3.
(Förstoring 1625 x).



Figur 6. Deformerade *Microthrix parvicella* filament i rötammaren
(Förstoring 1625 x).

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien – 1993-12-31

- 1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
1992-02 Samverkan mellan avloppsnät och reningsverk, *Claes Hernebring*
1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävenhed*
1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
1992-05 Analysmetod för klordioxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
1992-06 Undersökning av förfilter för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreasson, Johan Larsson*
1992-09 Lokal dagvattenhantering — Erfarenheter från några anläggningar i drift, *Eva Jansson, Bo Lind, Björn Malbert*
1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effektrevisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
1992-14 Trädrötter och ledningar, *Örjan Ståhl*
1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
1992-17 Vattenboken – Lärarboken, *Accurat Information AB, VAV*
1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
1992-19 Hårdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
1993-02 Luft- och sedimentansamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*
1993-05 Användning av klordioxid — Reaktorstudier och halter i distributionssystemet vid nio vattenverk, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
1993-06 Slamspridning på åkermark, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
1993-07 Analys av tillförselgrad till avloppsverk — svårigheter och möjligheter. Tillämpning på tillrinningen till Tivoliverket i Sundsvall, *Claes Hernebring*
1993-08 Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Björn Marklund, Rune Olsson, Bengt-Lennart Peterson, Tore Wästlin*
1993-09 Franska va-driftentreprenader, *Lise-Lotte Nilsson*
1993-10 Generell kravspecifikation för styr- och övervakningssystem, *Bengt Zagerholm*
1993-11 Va på entreprenad, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
1993-12 Renovering av avloppsledningar. Riktlinjer för dokumentering och kvalitetskontroll, *Björn Borstad, Inge Faldager, Thomas Johansson*
1993-13 Simulering av vattenledningsnät med Piccolo — en utvärdering, *Krister Törneke*
1993-14 Drömmen om att allt ska förbli som det var — några reflexioner om konkurrens och strategier för förändring inom va-branschen, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
1993-15 Kostnader för drift av avloppsreningsverk, *Peter Balmér, Bengt Mattsson*
1993-16 Rötkammars förmåga att bryta ned organiska föreningar i slam, *Hans Ring*

Övrig Publicering

- Video Vatten och Avlopp för låg- och mellanstadiet, 1991
Påverkan på vattenkvaliteten i Stångån för utsläpp inom Linköpings tätort, Stadsb 2, 1991
Plats för regn. VA-FORSK och MOVIMUM, 1990
Klororganiska föreningar från disk- och blekmedel. Naturvårdsverket Rapport 4009, 1992
Kartläggning av förekomsten av legionella i svenska vattensystem, Bygghälsorådet R9:1993
Förbättrad behandlingsteknik för tvättvatten från bilvårdsanläggningar, IVL B 1093
Grundvatten — teori och tillämpning, Svensk Byggtjänst, 1993
Teknisk service i Europa, Svenska Kommunförbundet, 1993
Video Slamspridning på åkermark, SYSAV Utveckling AB 1994
En droppe vatten, skolmaterial, UNICEF, 1994
TV-inspektion av avloppsledningar i mark, VAV P74, sep, 1994

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien – 1995-05-01

- 1994-01 Va-ledningars kondition, *Peter Stahre, Ann-Christin Sundahl, Viveka Lidström*
- 1994-02 Tillämpning av kvicksilverfri COD-analys inom va-tekniken, *Evy Axén, Gregory M Morrison*
- 1994-03 Drifterfarenheter med biologisk kvävereduktion, *Magnus Emanuelsson*
- 1994-04 Bestämning av nitrat i kommunalt avloppsvatten — en metod lämpad för automatiserad övervakning och kontroll, *Christer Björklund, Bo Karlberg, Maikael Karlsson*
- 1994-05 Vattenförbrukningens dygnsvariation, *Lars Nikell*
- 1994-06 Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling, *Thomas Larm*
- 1994-07 Svavelväteproblem i avloppsledningar — praktiska drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar, *Anders Ledskog, Sven-Gunnar Larsson, Bo Göran Lindqvist*
- 1994-08 Konstgjord grundvattenbildning — Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration, *Cristina Frycklund, Gunnar Jacks, Per-Olof Johansson, Kerstin Lekander*
- 1994-09 Desinfektion/oxidation som förbehandling av ytvatten, *Mats Engdahl*
- 1994-10 Kontroll av bräddavlopp, *Bertil Forsberg*
- 1994-11 Dagvattnets sammansättning, *Per-Arne Malmqvist, Gilbert Svensson, Caroline Fjellström*
- 1994-12 Kortbedömning av TV-inspekterade avloppsledningar, *Olle Nilsson, Peter Stahre*
- 1994-13 Utjämningsmagasin. Erfarenheter i svenska avloppsnät, *Rolf Mansfeldt, Mats Andréasson, Bertil Svensson*
- 1994-14 MIKE SHE I Urban Miljö. Tillämpningsexempel Vittskövle, *Stefan Winberg, Lars-Göran Gustafsson, Lars Bengtsson*
- 1994-15 Avskiljare för lätta vätskor och fett, *Fred Nyberg*
- 1994-16 Datorstödd simulering av aktivslamprocessen – Försök vid 5 svenska reningsverk, *Jes la Cour Jansen, Dines Thornberg, Anders Finnson*
- 1995-01 Ringar på vattnet – Va-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-project, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*