



LUND UNIVERSITY

Processreglering i reningsverk - en översikt

Olsson, Gustaf

1978

Document Version:
Förlagets slutgiltiga version

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):
Olsson, G. (1978). *Processreglering i reningsverk - en översikt*. (Technical Reports TFRT-7160). Department of Automatic Control, Lund Institute of Technology (LTH).

Total number of authors:
1

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

PROCESSREGLERING I RENINGSVERK - EN ÖVERSIKT

GUSTAF OLSSON

Institutionen för Reglerteknik
Lunds Tekniska Högskola
December 1978

PROCESSREGLERING I RENINGSVERK

EN ÖVERSIKT

GUSTAF OLSSON

INSTITUTIONEN FÖR REGLERTEKNIK

LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA

FAK

220 07 LUND

TEL: 046/12 46 00

Detta arbete har finansierats av VAVs programstyrelse inom projektet "Driftstudier inom va-området".

Dokumentutgivare
Lund Institute of Technology
Handläggare Dept of Automatic Control
Gustaf Olsson
Författare
Gustaf Olsson

Dokumentnamn
REPORT LUTFD2/(TFRT-7160)/1-062/(1978)
Utgivningsdatum
Dec 1978
Dokumentbeteckning
06T4
Ärendebeteckning
06T6

10T4

Dokumenttitel och undertitel

Processreglering i reningsverk - en översikt
(Process Control in Wastewater Treatment Plants - a Survey)

Referat (sammandrag)

The report gives a summary of the state of the art in sewage treatment control. It is also discussed how some control schemes could be introduced into a treatment plant in order to improve the operation. The report is aimed primarily for people responsible for the operation of plants. Therefore mathematical details are excluded. The emphasis is made on activated sludge control and chemical dosage control, but sludge handling is discussed as well.

Referat skrivet av

author

Förslag till ytterligare nyckelord

44T0

Klassifikationssystem och -klass(er)

50T0

Indextermer (ange källa)

52T0

Omfång

62T pages

Övriga bibliografiska uppgifter

56T2

Språk

Swedish

Sekretessuppgifter

60T0

ISSN

60T4

ISBN

60T6

Dokumentet kan erhållas från

Department of Automatic Control
Lund Institute of Technology
P O Box 725, S-220 07 LUND 7, Sweden

Mottagarens uppgifter

62T4

Pris

66T0

DOKUMENTATABLAD enligt SIS 62 10 12

SIS-
DB 1

Innehållsförteckning

	sid
1. INLEDNING	1
2. STÖRNINGAR OCH REGLERPROBLEM	2
2.1 Hydrauliska störningar	2
2.2 Koncentrationsstörningar	3
2.3 Mikrobiologiska störningar	4
2.4 Speciella reglertekniska svårigheter	5
3. INKOMMANDE FLÖDE	8
3.1 Flödesprediktion	8
3.2 Reglering av inkommande flöde	8
4. PRIMÄRSEDIMENTERING	10
4.1 Modeller för primärsedimentering	10
4.2 Slampumpning	10
5. SYREREGLERING I AKTIVSLAMPROCESSEN	12
5.1 Inverkan av syrekoncentrationen på reningsresultatet	12
5.2 Grundläggande dynamik	13
5.3 Flödesproportionell syrehaltsreglering	14
5.4 Syrerreglering baserad på syrehaltsmätare	15
5.5 Svårigheter vid syrehaltsreglering	20
6. SYREPROFILER	25
6.1 Karakterisering av syreprofiler	25
6.2 Syreprofilens utseende för olika belastningar	28
6.3 Syreprofilens dynamiska beteende	30
6.4 Praktiska mätningar av syreprofil	32
7. REGLERING AV SLAMMÄNGD I EN LUFTNINGSBASSÄNG	40
7.1 Mätning av organisk belastning	40
7.2 Reglering med returslamflödet	42
7.3 Reglering med överskottsslamflödet	43
7.4 Reglering med stegbeskickning	44
8. KEMISK FÄLLNING	45
8.1 Olika typer av fällning	45
8.2 Reglering av kemikaliedosering	46
8.3 Nitrifikationens betydelse för kemikaliedoseringen	46
8.4 Recirkulering av kemslam	47

	sid
9. SLAMBEHANDLING	48
9.1 Reglering av centrifuger	48
9.2 Reglering av röt-kammare	48
10. KOPPLING MELLAN ENHETSPROCESSER	51
11. DATORREGLERING	52
12. SLUTSATSER. ANDRA FORSKNINGSPROJEKT	54
13. REFERENSER	56

1. INLEDNING

Syftet med denna rapport är dels att sammanfatta aktuell status vad beträffar reglerteknik i reningsverk, dels att peka på några möjligheter till reglering, vilka ännu inte förverkligats vid något reningsverk. Mycket av det material som presenteras i denna rapport föreligger i mer detaljerad form i ett antal publicerade artiklar, föredrag eller rapporter.

Den matematiska behandlingen eller detaljriikedomen i modellbyggnad har med avsikt uteslutits ur texten, för att göra texten så lättåtkomlig som möjligt. Rapporten vänder sig i hög utsträckning till personer i driftsledande ställning. Det är en förhoppning att den skall leda till en dialog mellan olika kategorier personer intresserade av driftsproblem vid reningsverk.

Rapporten är uppdelad enligt följande. I kapitel 2 sammanfattas speciella problem av reglerteknisk natur, vilka uppträder i reningsverk. Prediktion och reglering av inkommande flöde diskuteras i kapitel 3, medan pumpning av primärsedimenterat slam behandlas i kapitel 4. Syrehaltsreglering är ett centralt problem i driften av aktivslamanläggningar och diskuteras ingående i kapitel 5. De speciella problem som uppkommer då syrehalten inte är homogent fördelad i luftningsbassängen analyseras kortfattat i kapitel 6. Den s k syreprofilen är av central betydelse, då den är intimt förknippad med organisk belastning på verket.

Reglering i en aktivslamanläggning kan också ske med hjälp av olika flöden, returslamflöde, överskottsslamflöde samt stegbeskickning. Dessa styrvariabler diskuteras i kapitel 7. Kemisk fällning är ekonomiskt väsentlig, och därför är det i högsta grad motiverat att reglera doseringen av kemikalier. Reglerproblem, reglermetoder samt inverkan av nitrifikation och returcirkulering av kemslam diskuteras i kapitel 8. Kapitel 9 behandlar reglering av centrifuger och röt-kammare. Kopplingen mellan olika processenheter har knappast behandlats på ett systematiskt sätt i litteraturen. Några av problemen belyses i kapitel 10. I kapitel 11 redogöres för några synpunkter på datorernas roll i reningsverken. Rapporten sammanfattas i kapitel 12 med några rekommendationer för framtida forskning och utveckling.

2. STÖRNINGAR OCH REGLERPROBLEM

Reningsverk har speciella egenskaper, vilka måste beaktas vid dimensionering och implementering av reglersystem. För regler-teknikern är visserligen ett reningsverk en process, som kan beskrivas med differentialekvationer. Därmed finns ingenting som teoretiskt skiljer ett reningsverk från t ex en kemisk process. Det är dock viktigt att betona de speciella problem som råder. Varje problem för sig kanske förekommer i andra processer, men kombinerade utgör de den speciella uppsättning svårigheter som möter vid reglering av reningsverk.

2.1 Hydrauliska störningar

Det är ingen nyhet för VA-teknikern att vattenflödet till ett reningsverk varierar kraftigt. Detta faktum är det dock viktigt att här betona, eftersom man ofta jämför reglering av reningsverk med reglering av kemiska processer. I kemitekniska sammanhang liksom i reningsverk är ofta störningarna relaterade till inkommande flödets storlek eller sammansättning. De kemiska processernas störningar är dock ofta långsamma, vilket gör att man kan reglera med kvasistatiska metoder. Detta är normalt inte fallet med reningsverk.

De hydrauliska störningarna har en signifikant amplitud. I ett litet reningsverk med ett relativt begränsat avloppsnät kan kvoten mellan högsta och lägsta flödet under ett dygn vara så stor som tio. I ett stort verk med mer utbrett avloppsnät sker en utjämning på grund av de varierande transporttiderna, varför kvoten blir betydligt lägre.

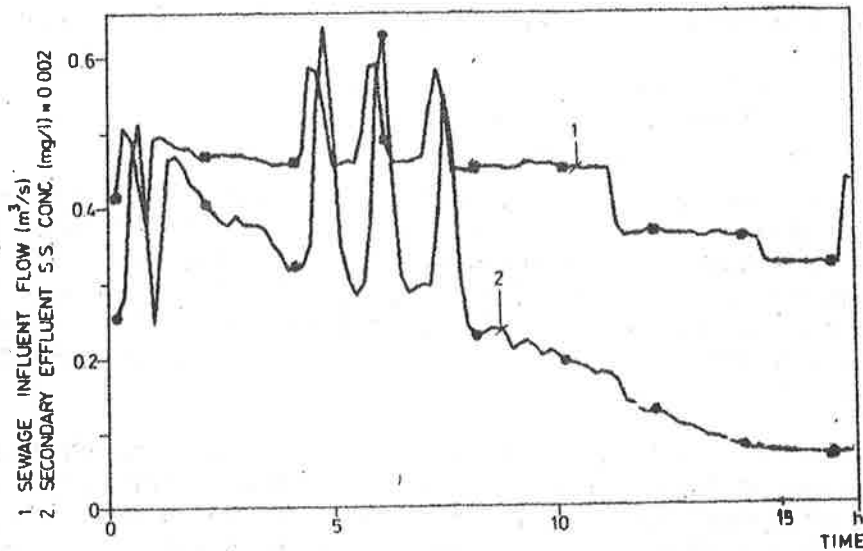
Flödesförändringarna uppträder i olika tidsskalor. Det finns periodiska variationer, vilka är relativt regelbundna, t ex dygns-, vecko- och säsongsvariationer. Viktigt är dock att ta hänsyn till de mera plötsliga, t ex skyfall och snösmältning, eftersom konsekvenserna kan bli mycket kännbara för verket.

Det finns många interna hydrauliska störningar, som kan orsaka driftsproblem. Pumpningen kan orsaka stora störningar på sedimenteringen, om ändringarna är för plötsliga eller kraftiga, se tex figur 2.1. Det finns ingen reglering som kan dämpa sådana störningar. Spolning av sandfilter kan ge hydrauliska störningar, vilka är av samma storlek som inkommande flödet. I anläggningar med filter borde därför spolningen göras på sådant sätt att verkets totalbelastning kan utjämnas.

Returslamflödet kan användas som reglervariabel men ger också icke önskvärda bieffekter genom hydraulisk påverkan av sedimenteringen. Därför krävs stor försiktighet vid användningen av returslamflödet som reglervariabel.

På grund av inkommande flödets absoluta storlek är ju ofta

flödesutjämning orealistisk. Däremot bör den övervägas i många mindre verk, t ex vid industriutsläpp.



Figur 2.1. Inverkan av hydrauliska chocker på utgående susphalt efter lamellsedimentering. Experiment i Käppala, november 1976.

2.2 Koncentrationsstörningar

Störningar i koncentration eller sammansättning av avloppsvattnet uppträder ofta i fas med de hydrauliska störningarna. Detta förstärker den totala belastningsvariationen till verket. Industriutsläpp kan orsaka kraftiga och snabba störningar. Ibland kan störningarna vara biologiskt nedbrytbara men ha mycket stor amplitud, ibland innehåller de gifter. De är helt klart att ett reglersystem måste på ett tidigt stadium skilja mellan dessa olika typer av störningar. Internt förekommer också många störningar i verket, t ex rejektvatten från centrifuger och rötchammare, se vidare kapitel 9.

Liksom de hydrauliska störningarna visar också koncentrationsstörningar stora variationer i tiden. Många uppträder som dygnsvariationer, men många kommer också som chockbelastningar.

Att få en relevant beskrivning av ingående komponenter är mycket svårt. Dels är antalet ingående komponenter i avloppsvattnet mycket stort, dels är ju koncentrationerna mycket låga. På grund av utspädningen är det mycket svårt att erhålla representativa samples. Dessutom är koncentrationerna så låga, att känsligheten hos instrument ofta är otillräcklig. Den tidsfördröjning som förekommer i själva mättekniken utgör ytterligare ett problem för reglering, eftersom möjligheten till snabba styningrepp försämras.

2.3 Mikrobiologiska störningar

Det är ofta praktiskt att skilja mikrobiella störningar från koncentrationsstörningar. Många mikrobiella störningar är ganska långsamma och orsakar gradvisa förändringar i processen, vilka kan vara mycket svåra att automatiskt detektera. Vi definierar här tre former av mikrobiella störningar, vilka hänger samman med

- inkommande vattnets sammansättning
- slammets produktion och sammansättning
- tillväxt av icke önskvärda organismer.

Om inkommande vattnet innehåller giftämnen kan de biologiska processerna påverkas allvarligt. Både nedbrytningen av organiska ämnen liksom flockbildningen kommer att påverkas menligt. Om inkommande vattnet innehåller olja kan flocken absorbera oljan och forma ett aggregat av olja och vatten, vilket har en mycket liten täthet. Det medför dåliga sedimenteringsegenskaper hos flocken.

Slamsvällning är ett välkänt problem, vilket kan observeras i sedimenteringsanläggningen när klarnings- eller förtjockningsegenskaperna hos slammets är för dåliga. Detta medför en successiv försämring av utgående vattnets suspensionshalt.

Man brukar nämna två principiella orsaker till slamsvällning. Den ena är tillväxten av trådformiga bakterier. Den andra består i att vatten binds i flocken. Omfattande undersökningar av slamsvällning har gjorts. En ambitiös sådan har nyligen gjorts i England, där både orsaker till och åtgärder mot slamsvällning redovisas, se Tomlinson (1976).

En viktig orsak till ökande tillväxt av trådformiga bakterier är otillräcklig eller olämplig tillförsel av föda. Om koncentrationen av föda är för liten hämmas tillväxten av flockformande bakterier. Eftersom yt-volym förhållandet är större i trådformiga organismer kommer de därmed att gynnas. Det har observerats att aktivslamprocesser med pluggflöde ger slamsvällning mer sällan än sådana med totalomblandning. Skälet för detta torde vara att substratkoncentrationen initialt är mycket större för pluggflödet, vilket således skulle gynna tillväxten av flockformande organismer, se t ex Jenkins et al (1976).

En för låg halt av löst syre (DO) har också ansetts vara en viktig orsak till slamsvällning. Även detta kan förklaras av geometrin för flocken, och diffusionen skulle alltså vara den begränsande faktorn.

Om kvävereduktion (nitrifikation) förekommer i en aktivslam-anläggning finnes en potentiell möjlighet till denitrifikation, som resulterar i kvävgasbildning. Flytslam kan därvid bildas i sedimenteringen, trots att slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper i övrigt är helt godtagbara. Sätt att undvika flytslam kommer att diskuteras senare.

2.4 Speciella reglertekniska svårigheter

De svårigheter som är förbundna med de komplexa störningarna i flöden, koncentration eller sammansättning har diskuterats ovan. Processerna har också i sig själva många inneboende svårigheter, vilka komplicerar reglering.

Mät- och transportfördröjningar

I många processer förekommer långa transportsträckor för flöden, vilka orsakar döttider i reglersystemen. Detta skapar i sin tur stabilitetsproblem. I instrumenteringen finnes också avsevärda tidsfördröjningar. Många mätningar baseras på automatisk analys (COD, TOC etc), vilken tar en viss tid att genomföra. Tidsfördröjningen orsakar inte bara stabilitetsproblem, utan kan ibland t o m ge upphov till processhaverier. Exempel kan vara giftämnen som upptäcks för sent eller ett felaktigt pH-värde i en röt-kammare.

Tidskonstanter

Det är en kolossal skillnad mellan de kortaste och de längsta tidskonstanterna i ett biologiskt reningsverk. Begreppet tidskonstant är visserligen definierat för ett linjärt system och kan därför sägas vara inadekvat för ett reningsverk, vilket är ett signifikant olinjärt system. Begreppet användes här i betydelsen "typisk responstid" för störningar eller insignaler. För t ex pumpar, kompressorer eller kemisk flockning är responstiderna typiskt mindre än minuter. Syreöverföringen från gasformigt till löst syre i en luftningsbassäng äger rum på storleksordningen 10-20 minuter. De hydrauliska tidskonstanterna (vilka är relaterade till uppehållstiderna) är av storleksordningen flera timmar. Biosorption (eller absorption av substrat i en flock) sker på storleksordningen 30 minuter. Den biologiska syntesen sker på storleksordningen dagar, medan den endogena respirationen är ännu långsammare. Röt-kammarprocesser är processer med tidskonstanter på veckor eller månader.

Ovanpå de nämnda tidskonstanterna kan det vara starka säsongsvariationer, vilka primärt beror på temperaturen. Därför kan regleruppgiften te sig ganska olika på sommar- och vintersäsongerna.

Rumsberoende och rumsutbredning

I en luftningsbassäng eller i en sedimenteringsbassäng är koncentrationerna oftast variabla i rummet. Detta är väsentligt att ta hänsyn till om dynamiska förlopp skall förstås och modelleras. Det är exempelvis viktigt att veta slamfördelningen i en luftningsbassäng om stegbeskickning skall kunna utnyttjas. Likaså är rumsfördelningen av slam i sedimenteringsbassänger viktig att kunna mäta eller förutsäga, om förtjockaren skall användas som slambuffert. Syrekoncentrationen i en luftningsbassäng utan totalomblandning är kraftigt varierande längs

bassängen, något som man kan dra nytta av i regleringen, se avsnitt 5.4. Rumsutbredningen skapar också många både praktiska och teoretiska problem av olika slag, t ex bästa placeringen av instrument, hur många mätpunkter som behövs etc.

Olinjäriteter

Ett reningsverk är en typisk olinjär process. Detta är i och för sig inte unikt för reningsverk, men måste betonas just här. Linjäriseringar är sällan adekvata, beroende på de stora störningsamplituderna. Reglerproblemet består sällan enbart av det konventionella regulatorproblemet att hålla en koncentration eller annan storhet konstant. Snarare är det att reglera processen för stora störningar i inkommande flöde eller koncentration för att undvika stora variationer i processkvalitet eller t o m processhaverier. Detta gör att konventionell reglering ofta inte är tillräcklig.

Instrumenteringsproblem

Endast en liten del av de intressanta variablerna kan mätas direkt. Även för en stor anläggning är det orealistiskt att kunna fullständigt karakterisera innehållet i inkommande råvattnet. Dessutom, även om det vore ekonomiskt möjligt, skulle ibland tidsfördröjningen i automatisk analys orsaka att man inte kunde på ett rationellt sätt utnyttja mätinformationen för reglering.

Mätningar kan ofta misstolkas eller förfälskas av effekter som man inte räknat med. Ett exempel får belysa det sagda: Löst syre konsumeras av aeroba bakterier. Syrekoncentrationen i en luftningsbassäng kan öka beroende på två helt skilda mekanismer. Antingen kan koncentrationen av substrat ha minskat i råvattnet eller också kan giftämnen ha kommit in i verket. Den verkliga orsaken till syreförändringen måste analyseras, baserat på tidsförlopp och platsen för syrestörningen.

Det finns fortfarande inte tillräckligt med processkunskap eller noggranna dynamiska modeller för att man skall kunna klart definiera behovet av mätinstrument och reglerutrustning. Instrumenteringen kommer även i framtiden att upplevas som den begränsande faktorn vid drift av reningsverk. Det är därför viktigt att söka maximera den information som befintlig instrumentering kan ge. Vidare kan instrument aldrig ersätta mänskliga observationer och bedömningar, utan dessa skall även i framtiden anses som viktiga komplement till mätningar. En dator utgör här en viktig komponent för att maximera tillgänglig information. Detta diskuteras mer i kapitel 11.

Processförändringar

I en biologisk reaktor kan processen själv ändra karaktär på ett antal dagar. Sammansättningen av bakteriekulturen kan ändra sig beroende på förändringar i inkommande råvattnets sammansättning eller i mängden löst syre. Därigenom förändras hela

dynamiken för processen. Ett exempel är när flockbildande bakterier begränsas och trådformiga växer till, varvid slamsvällning uppträder. Giftämnen kan påverka på olika sätt, beroende på hur snabbt de kommer in till anläggningen. Problem av detta slag gör det naturligtvis mycket besvärligt att åstadkomma reproducerbara experiment. För att reglera processen på ett tillfredsställande måste därför inställningen av regulatorer justeras regelbundet. Behovet av så k självinställande regulatorer är klart definierat i just reningsverk. Vidare kan processförändringarna orsaka strukturförändringar av regler-systemet, vilket innebär att helt nya styrvariabler måste användas för att reglera systemet i den uppkomna situationen.

Kriterier för regleringen

Ett självklart kriterium för regleringen och driften är att en enligt lagstiftning acceptabel vattenkvalitet skall produceras till minsta kostnad. Den verkliga svårigheten är naturligtvis att så litet är känt om vilka parametrar, variabler eller om vilka enhetsprocesser som påverkar denna kvalitet dynamiskt. Därför är det ett stort behov av att bättre förstå de grundläggande principerna samt att utveckla bättre dynamiska matematiska modeller, så att bättre kvantitativa samband kan erhållas.

Kopplingen mellan processkonstruktion och reglering

Mycken reglering skulle te sig betydligt enklare om processkonstruktionen hade gjorts mer flexibel från början. Processkonstruktionen har hittills tagit för lite eller ingen hänsyn till reningsverkets dynamik.

De finansiella bidrag som kan erhållas vid konstruktion av reningsverk utgör en annan potentiell svårighet för reglering. Eftersom bidrag lämnas huvudsakligen till byggnation och ej till driftskostnader, finnes en tendens att bygga verken för stora i förhållande till behoven. Den avvägning som alltid kan göras mellan konstruktions- och driftskostnader har sällan gjorts. Dessutom har konstruktörer sällan något motiv för att minimera konstruktionskostnaden. Garantireglernas utformning gör att få konsulter vågar minimera konstruktionen till förmån för mer avancerad drift.

3. INKOMMANDE FLÖDE

Trots att kopplingen mellan avloppsnät och reningsverk borde vara självklar har man ofta bortsett från hur driften av avloppsnätet påverkar driften av reningsverken. I detta sammanhang skall endast en aspekt av driften av avloppsnätet beaktas, nämligen på vilket sätt som inkommande flöde kan predikteras.

3.1 Flödesprediktion

Flöden från privata hushåll följer i allmänhet predikterbara mönster, och vattnets sammansättning varierar inte drastiskt. Däremot är flöden från industrier mer varierande, och samma sak gäller flöden orsakade av vädret. I ett stort avloppsnät måste man ta hänsyn till lokala variationer i regnmängd om noggrannare beräkningar av flödet skall göras. För att göra prediktion av flödet kan man gå fram utefter två vägar. Den ena förutsätter en detaljerad modell av avloppsnätet, var infiltration kan ske, markens beskaffenhet i hela nätets upptagningsområde etc. Sådana modeller blir således mycket komplexa. Att över huvud taget ta fram värden på parametrar och att verifiera modellen är ett mycket komplicerat arbete. Trots sin komplexitet har flödesprediktion enligt detta mönster gjorts sedan flera år t ex i Seattle, se Leiser (1974).

Den andra typen av flödesprediktion bygger på att man mäter endast inkommande flödet till reningsverket. Utifrån detta samt stokastiska flödesmodeller gör man sedan prediktioner för ett antal timmar. Det torde knappast vara rimligt att med sådana modeller göra god prediktion av flöden dagar i förväg, något som i och för sig är mycket svårt också med det förra angreppssättet. På Käppalaverket har flödesdata samt regndata från SMHI utnyttjats för att testa den senare typen av metodik, se Beck (1977).

Några allmänna slutsatser kan dragas. För att åstadkomma en god flödesprediktion måste flödesmätningen ha en tillfredsställande noggrannhet. Vidare måste en bättre regninformation finnas, om den skall vara användbar för prediktion. En tillhandahåller SMHI endast information om ackumulerad regnmängd för ett dygn, vilket är otillräckligt. Vidare finns inte en jämn geografisk utplacering av regnmätarna.

En mer detaljerad översikt över drift och prediktion i avloppsnät har gjorts i Olsson (1977).

3.2 Reglering av inkommande flöde

Pumpningen av råvatten har stor betydelse för driften i övrigt av ett reningsverk. Hydrauliska störningar betyder mycket för både luftningsbassänger och sedimenteringsbassänger. Både

flödets storlek och dess ändringshastighet (derivata) har betydelse för sedimenteringen. Det är således intressant för ett verk att dels hålla flödet så konstant som möjligt under dygnet, dels att göra flödesförändringar så mjukt som möjligt. Pumpar med variabelt varvtal är därför viktiga komponenter.

För att utjämna flödet under dygnet krävs stora buffertvolymer, något som kan vara möjligt, om avloppsnätet kan utnyttjas för lagringen. Det krävs dock en viss varsamhet, eftersom dels sedimentering kan uppstå i ledningen, dels septiska förhållanden lätt kan uppträda. Sedimenteringen kan åstadkomma att en stor belastning kommer till verket, när pumparnas varvtal ökar.

Flödet in till en pumpstation kan vara svårt att mäta noggrant. Ibland förekommer att man mäter nivån i tunneln in till pumparna. Flödet erhålles då som derivatan av nivån. Denna mätteknik måste dock användas med stor finess, eftersom nivån ändras mycket lite. Att mäta flödet ut ur pumpstationen är välkänd teknik. Vanligt förekommande är magnetiska flödesmätare.

Pumpregleringen är ofta baserad på nivåmätning, och innebär on-off reglering beroende på nivån i tunneln. Enligt vad som sagts ovan, kan denna teknik innebära onödigt stora störningar på reningsresultatet, varför man bör noga kalkylera på vilket sätt hydrauliska störningar slår igenom i verket.

4. PRIMÄRSEDIMENTERING

Sedimenteringsteknik för att avskilja fasta partiklar från vätska är lika gammal som reningstekniken. Det har under årtionden utbildats "kokboksteknik" hur man bäst sedimenterar slam. Praktiska problem med sedimenteringen har inte ägnats mycket uppmärksamhet på senare år, utan har ansetts vara en etablerad teknik. Först när man börjat diskutera dynamiska modeller och reglering har intresset åter vaknat upp.

4.1 Modeller för primärsedimentering

Modellering av primärsedimenteringen är en svår uppgift inte minst beroende på det variabla sätt på vilket suspensioner uppträder i råvattnet. Storleken, formen och sedimenteringsegenskaperna hos partiklarna varierar. Dessutom påverkar temperaturvariationer eller vindkrafter turbulensen i en bassäng.

Flera modeller har presenterats, vilka försöker modellera primärsedimentering. Smith (1969) har presenterat en stationär modell. Reningsgraden beräknas genom antagandet att den är en exponentiell funktion av flödet. Hydrauliska effekter är inte beaktade. Bryant (1972) har härlett en dynamisk modell, vilken beaktar både klarningen och blandningen i bassängen. Bryant kan däremot inte prediktera koncentrationen i slammet. Han antar att dess värde är konstant 50 g/l. Larsen-Gotthardsson (1976) har arbetat med modeller av sedimenteringsbassänger, där stor detaljrikedom förekommer. Speciellt har de studerat strömningen i inloppszonen med syfte att kunna dimensionera inloppsanordningar. Modellerna är därför inte primärt utformade för att ligga till grund för reglering.

4.2 Slampumpning

Nyckeln till en bra reglering är här liksom annars pålitliga instrument. Som ställdon för slamborttagandet i primärsedimenteringen användes pumpar eller ventiler. Pumparna kan ha både on-off reglering eller vara försedda med variabla varvtalsregleringar. De flesta små eller medelstora anläggningar verkar använda on-off reglering, beroende på att varvtalsreglerade pumpar kan resultera i små pumphastigheter, vilket kan åstadkomma att slammet fastnar i ledningarna.

Tidsstyrd pumpning

Den enklaste metoden för slampumpning är slampumpning baserad på en klocka. Ofta användes en klocka graderad till t ex 60 minuter. På denna finns en procentangivelse varierbar, så att pumpen kan slås till en viss procent av tiden varje timme. Detta är naturligtvis en öppen styrning, och ingen hänsyn tages till det varierande innehållet i råvattnet. Därför kräver metoden en ständig manuell övervakning, om ett bra resultat skall erhållas.

Tidsstyrning kvoterad med inkommande flödet

Om koncentration av sedimenterbart slam var konstant skulle en slampumpning proportionell mot flödet vara adekvat. Detta förutsätter dock att mängden sedimenterat slam är proportionell mot flödet. Detta är en grov förenkling och gäller inte alls under variabla driftsbetingelser. Eftersom sådana är det normala, kan man alltså inte förutsätta att en flödeproportionell pumpning skall vara tillfredsställande.

Flödesproportionell slampumpning förutsätter varvtalsreglerade pumpar. Man kan komma bort ifrån tilltäppning av ledningarna med pulsstyrd pumpning. Om flödesvariationerna är stora kan man kombinera tidsstyrd och flödesstyrd pumpning. Under högre flöden implementerar man flödesstyrd pumpning, medan man under låga flöden under dygnet ställer in pumpningen på ett fast procenttal av tiden.

Såvitt författaren känner till finns ingen installation med flödesstyrd slampumpning i Sverige. En sådan skulle dock ha vissa fördelar i små anläggningar, där mer elaborat utrustning inte kan installeras på grund av underhållsaspekterna.

Slampumpning baserad på slamtäthet

Slamtäthetsmätare baserade på radioaktiva källor eller på ultraljudsmätning har utvecklats på senare år. De anses fortfarande på en del håll kräva mycket service, men har onekligen öppnat vägen för reglering.

Slampumpningen använder slamkoncentrationsmätaren för att se till att koncentrationen hålles ovanför ett minimalt värde innan pumparna slås till. Slampumpningen kan dessutom kombineras med en klocka. Man kan då tänka sig följande sekvens:

- slampumpen startas vid given tidpunkt av klockan,
- pumpen håller på tills dess att det pumpade samplet av slammet kan mätas av koncentrationsgivaren.
- slampumpen fortsätter tills dess en täthet under den minimalt tillåtna mätes,
- denna cykel repeteras vid givna intervall.

Metoden har den givna fördelen att för tunt slam aldrig pumpas. Vidare kan aldrig för mycket slam byggas upp i bassängen, trots variationer i inkommande råvattenkoncentration och flöde.

Slampumpning baserad på slamnivåmätning är en variant av ovanstående. Den kan också ses som en on-off reglering av slampumpningen. Pumpningen är påslagen så snart slamnivån ligger mellan två fixa nivåer i tanken.

5. SYREREGLERING I AKTIVSLAMPROCESSEN

Koncentrationen av löst syre är en vital processvariabel i aktivslamprocesser. Den har både ekonomisk och biologisk betydelse. Eftersom koncentrationer utöver ett visst värde (1-2 mg/l) inte ytterligare gynnar tillväxten av bakterier, innebär en ökning av luftningen onödiga energikostnader. Därför är det viktigt att hålla syrekoncentrationen på en minimal men dock tillräckligt hög koncentration.

I avsnitt 5.1 diskuteras först synpunkter på valet av lämplig syrekoncentration. Den grundläggande dynamiken diskuteras i 5.2. Flödesproportionell syrestyrning diskuteras i 5.3. I 5.4 visas syrerreglering, där återkoppling från syrehalten förekommer. Flera exempel på tillämpningar av syrerreglering demonstreras. Vissa speciella svårigheter vid syrerreglering summeras i avsnitt 5.5. I hela kapitel 5 förutsättes att syrehalten i en rumspunkt skall hållas konstant. Problemet, då totalomblandning ej förutsättes diskuteras i kapitel 6.

5.1 Inverkan av syrekoncentrationen på reningsresultatet

Att bestämma den syrekoncentration som är "optimal" för driften är inte alls trivialt, inte ens i en totalomblandad process. I en icke totalomblandad process är naturligtvis problemet ännu svårare, och mer avancerade överväganden måste göras. Sådana syreprofiler diskuteras vidare i kapitel 6.

Den koncentration som verkar begränsande på tillväxten av organismer är olika stor för olika organismer. Den är lägre för trådformiga bakterier än för flockformande organismer, vilket är en av orsakerna till slamsvällning. Vidare har nitrifikationsbakterier (Nitrosomonas och Nitrobacter) andra gränsvärden än Heterotropher. Ett för lågt värde på syrehalten kan förhindra nitrifikationen. Detta gränsvärde beror i sin tur på slamåldern, och en högre slamålder kan tillåta lägre gränsvärden. I en process med nitrifikation förekommer sällan slamsvällning orsakad av trådbakterier. Detta beror på att luftningen måste göras intensivare för att underhålla både organisk nedbrytning och nitrifikation. Om brist på syre skulle uppträda, kommer först denitrifikation att förekomma, och först därefter finns risk för bildandet av trådformiga bakterier.

Det finns ett komplext samband mellan graden av omblandning och syrekoncentrationen. Omrörningen påverkar naturligtvis syrehalten, men också flockbildning och flockstorlek. Därför är omrörningen relaterad till både slamsvällning och till den hydrauliska dispersionen i reaktorn. Relationen mellan syretillsatsen och sedimenteringsegenskaper (slamindex) har undersökts, t ex av Bosman et al (1978). Där framgår att för ökande syretillsats kommer slamindex att öka skarpt. Därför finns ett idealt värde på luftningen, nedåt begränsat av organismerna tillväxt och uppåt begränsat av slamindex. Huruvida den övre gränsen beror

på syrekonzentrationen som sådan eller på den omrörning som hänger samman med syrekonzentrationen är inte helt utrett. Ytterligare en faktor som bidrar till komplexiteten är att utgående vattnets suspensionshalt ofta är låg vid förekomsten av slamsvällning. Därför finnes dessutom en optimering att göra som väger klarningsegenskaper mot sedimenteringsegenskaper.

Nitrater kan användas som ett alternativ till syre, dels för att spara energi, dels för att behandla vissa industriutsläpp, vilka ej kan producera en sedimentierbar flock med syre. Detta ligger bakom den så kallade Krauss-modifikationen av aktivslamanläggningar. Krauss behandlade med nitrifikation rejekt från röt-kammare, vilket innehöll stor koncentration av ammoniumkväve. Det nitrifierade vattnet leddes till en aktivslamanläggning, där tillväxt av trådformiga bakterier var ett problem. I den process av nitrifikation/denitrifikation, där det nitrifierade vattnet returneras till inloppet av processen och inget syre tillsättes, har man en anmärkningsvärt låg koncentration av trådformiga bakterier. En sådan drift med syrefri zon i början av luftningsbassängen utprovas för närvarande i England, se Tomlinson (1976). Den syrefria zonen har också en inverkan på pH. Vid nitrifikation formas nitriter och nitrater, vilka sänker pH om vattnet har liten buffertkapacitet. Detta kan verka hämmande på nitrifikationen, om pH har sänkts till omkring 5. En denitrifikation kan åstadkomma att pH återigen höjs och därmed uppehålls nitrifikationen.

5.2 Grundläggande dynamik

Syrehalten i luftningsbassängen bestäms av ett antal både fysikaliska, och biologiska fenomen. Massbalansen för syrekonzentrationen i en luftningsbassäng med totalomblandning bestäms av följande faktorer:

- (a) den hydrauliska transporten av syre in i bassängen
- (b) motsvarande hydrauliska transport ut ur bassängen
- (c) masstransporten av gasformigt syre till löst syre
- (d) syreförbrukningen vid cellsyntes av flockbildande bakterier (Heterotrofer)
- (e) endogen respiration av flockbildande bakterier
- (f) syreförbrukningen av nitrifikationsbakterier av typ *Nitrosomonas*
- (g) syreförbrukningen av nitrifikationsbakterier av typ *Nitrobacter*

Termerna (a) och (c) ger således ett positivt bidrag till syrekonzentrationen, medan övriga termer motsvarar förbrukning av syre. En mer detaljerad härledning av ekvationerna finnes t ex i Olsson-Andrews (1978).

Den intressanta tidsskalan för syrerreglering är begränsad till någon timme eller några få timmar. Detta gör att ändringar i bakteriekulturen, liksom slamtillväxten, kan försummas i denna tidsskala.

Den naturliga styrvariabeln för syret är luftmängden, vilken kommer in i term (c). En anrikning av syrehalten i luften inverkar också på term (c), genom att mättnadskoncentrationen ökar.

Flera störningar finnes, vilka påverkar syrekoncentrationen, t ex:

- hydrauliska störningar i inkommande vatten eller returslamflöde,
- organiska störningar,
- kvävestörningar,
- giftämnen.

En hydraulisk störning inverkar på kort sikt på två sätt i luftningsbassängen (bortsett från sedimenteringen). Den direkta är rent hydraulisk och kommer från term (b), medan term (a) är nästan försumbar i sammanhanget. En ökning av flödet ger därför en direkt minskning av syrehalten. Den sekundära konsekvensen kommer av utspädningen av slammet. Den minskande slamkoncentrationen innebär en mindre syreförbrukning, vilket alltså motverkar den hydrauliska inverkan på syrehalten. Sedimenteringen kommer att ytterligare påverka syrehalten. En del av slammet förloras ju alltid genom utgående klarvatten. Utgående suspensionhalt är empiriskt proportionell mot slambelastningen på sedimenteringsbassängen, se Pflanz (1969), vilket innebär att mer slam går förlorat vid en ökande hydraulisk belastning. Detta leder därför till ytterligare minskning av syreförbrukningen.

En ökande organisk belastning påverkar syreförbrukningen genom term (d), medan en ökande ammoniumbelastning påverkar direkt term (f) och senare term (g). Giftämnen i vattnet kommer att inverka på specifika tillväxten av organismerna, varför både termerna (d), (f) och (g) blir mindre i storlek, vilket alltså innebär en ökning av syrehalten.

Inverkan från en förändring i returslamflödet är av två slag. Den rent hydrauliska inverkan är av samma slag som beskrivits ovan för råvattnet, men amplituderna är mindre. Returslamflödet orsakar förändringar i slamhalten, vilket ger en förändrad syreupptagning.

Beräkningar av storleksordningen av de olika störningarna har gjorts i Olsson (1975). Mätningar och experiment från Käppalaverket har redovisats bl a i Olsson-Hansson (1976).

5.3 Flödesproportionell syrehaltsreglering

I föregående avsnitt har påvisats att syrehalten till en viss del är relaterad till variationer i inkommande råvattenflöde. Därför har de tidigaste regleringarna av syrehalten baserats på flödesmätningar. Detta är ett system med öppen styrning, dvs

ingen mätning och återkoppling av själva syrehalten äger rum. I systemet uppehålls en konstant kvot mellan hydrauliskt flöde och luftflöde.

Om koncentrationerna i inkommande råvatten var oförändrade, skulle detta system vara ganska tillfredsställande. Eftersom dock koncentrationerna kan variera dramatiskt under ett dygn, måste kvoten varieras kraftigt för att någon förnuftig reglering skall åstadkommas. För att undvika detta, inte minst för att spara personal, håller man på många håll en hög kvot luftflöde/vattenflöde för att undvika septiska förhållanden. Luftbesparingarna blir således minimala. Denna strategi är ej att rekommendera i några verk med kommunalt avlopp. Däremot kan vissa industriella verk tänkas dra nytta av metoden, om ingående vatten har relativt konstant föroreningsgrad.

5.4 Syrereglering baserad på syrehaltsmätare

En rimligt noggrann reglering av syrehalten i en luftningsbassäng kan endast erhållas om syrehalten mätes kontinuerligt. Det är idag en allmänt accepterad teknik att mäta syrehalt. Syrehaltsmätarna anses idag vara så pålitliga att de kan ingå i ett automatiskt regelsystem.

Automatisk syrehaltsreglering har idag testats på många anläggningar, och flera kommersiella system finnes tillgängliga. Vanligast är att systemen är baserade på analoga PI-regulatorer, som återkopplar från en syrehaltsmätare. I nästa avsnitt skall diskuteras närmare vilka problem som är förknippade med syrehaltsregleringen samt vilka problem och nackdelar som uppträder med analog contra digital reglering.

I Sverige har genomförts digital syrehaltsreglering på två ställen. Först har gjorts en lämplighetsstudie av syrehaltsreglering på Käppala reningsverk, Lidingö. Sedan har en mer ambitiösa reglering implementerats på Duvbackens reningsverk i Gävle. Dessa finns beskrivna i Olsson-Hansson (1976) resp Gillblad-Olsson (1977).

En färsk och mycket intressant studie har nyligen slutförts av Sparling Division of Envirotech (Santa Clara, California) se Wells-Williams (1978). Ideerna för regleringen har i stor utsträckning direkt baserats på arbetena i Sverige. Man har under en 6-månaders period testat två parallella bassänger i Fairfield Activated Sludge Water Reclamation Plant i Washington state, USA.

Bassäng 2 styrdes manuellt och syrehalten uppvisade en medelvariation av ± 1.8 mg/l. Bassäng 3 reglerades automatiskt och dess syrehalt hade en medelvariation av ± 0.3 mg/l. Denna regulator innehåller betydligt mer komplexitet än en PI-regulator, både framkoppling från inkommande störningar och dödtidskompensering (en s k Otto Smith regulator). De två bassängerna uppvisade betydande inbördes variationer i slamindex. Den manuella hade i medel (under en femmånaders period) 199 ± 80 ml/g medan

den automatiskt reglerade uppvisade 133 ± 41 ml/g. Den automatiskt reglerade bassängen förbrukade ca 18 % mindre luft. Man har vidare genom mikroskopiska analyser kunnat påvisa att trådformiga bakterier knappast förekom i den automatiskt reglerade bassängen, medan de utgjorde ett stort problem i den manuellt reglerade bassängen.

Syrehaltsmätarna var placerade ca 20 m från slutet av bassängerna, ungefär på den plats där lutningen av syrekoncentrationen är som störst. Där är också känsligheten i syrehalten som störst för störningar, se Olsson (1975). En upptagning av syrehalter och luftmängden från april 1978 visas i figur 5.1. Den visar att den manuellt reglerade syrehalten har ett mycket stort variationsområde jämfört med den automatiskt reglerade syrehalten. Observera dessutom att de manuella ingreppen i luftmängd ofta är helt i motfas mot den automatiska regleringen. Speciellt tydligt är detta under den 6 april. Exempelen är ganska typiska för vad som uppträder vid manuell reglering i reningsverk. Detta beror bl a på de inbyggda dötiderna i systemet, vilket gör att operatören märker förändringarna för sent. Det betyder således att dels förbrukas onödigt mycket luft, dels nyttiggöres inte alls luften som man avsett. Regulatorn kan däremot kompensera för den förväntade dötiden. Det skall också betonas att även en analog regulator har här svårigheter, beroende på dötiden. Dötidskompenisering kräver att gamla mätvärden och styringrepp måste lagras i regulatorn, för att en god reglering skall erhållas. Detta kan inte göras i en konventionell analog regulator. Däremot är lagring mycket enkel i en digital regulator.

EPA har relativt nyligen publicerat en rapport, som visar erfarenheter från syrehaltsreglering i USA, se Flanagan-Bracken (1977). Rapporten redovisar 12 olika installationer av syrehaltsreglering. I tabell 5.1-5.3 visas resultaten av dessa studier. Endast två verk har studerats under någon längre tid, Renton (Washington, USA) och Rye Meads (Hertsfordshire, England). För övrigt har studierna varat under en mycket kort tid. De visar inte alltid någon konsistent förbättring på grund av syrereglering. Bästa resultatet i USA är Renton, där en 58 % förbättring erhöles (räknat i kg BS borttaget per kWh blåsmaskinenergi). Andra resultat innebär direkta försämringar. I medel är dock förbättringarna positiva (se tabell 5.2).

Allvarligaste invändningen mot resultaten som redovisats av Flanagan-Bracken är det faktum att inga långtidsstudier redovisats. Man kan inte tillmäta studier över endast få dagar något större värde. Orsaken är naturligtvis att ett reningsverks tidskonstanter sträcker sig över många dagar. Speciellt studier av slamindex och bakteriella egenskaper blir därför inte alls rättvisande om inte långtidsdata redovisas. Här ligger en avgjord styrka i studien i Fairfield.

De reglerstrategier som redovisats ovan är baserade på mätning av syrehalten i en punkt. Även om variationer i rumsled förekommer av syrehalten, kan regulatorn inte ta hänsyn till detta. Endast den totala luftmängden till luftningsbassängen kan

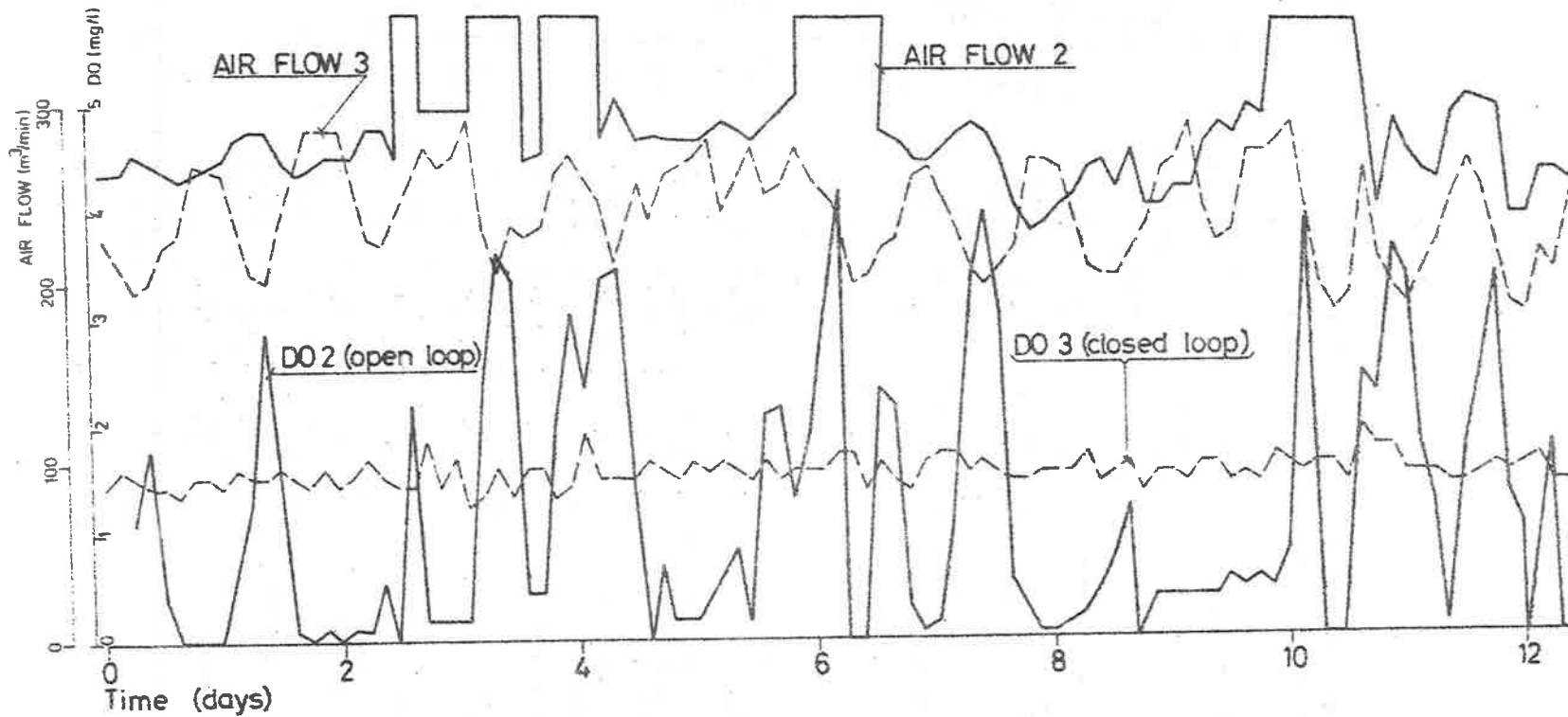


Figure 5.1. Jämförelse mellan manuell och automatisk reglering av syrehalten i reningsverk i Fairfield, USA. Källa: Wells-Williams (1978).

varieras. De frågeställningar som uppträder i samband med syreprofiler diskuteras närmare i kapitel 6.

Tabell 5.1. Sammanfattning av belastning, flöden och testlängd hos verk som provats med syrerreglering. Källa: Flanagan-Bracken (1977).

Case number	Plant ^a	Test mode ^b	Test data				
			BOD loading, mg/m ³ /s (lb/1000 cf/day)		Flow, m ³ /s (mgd)		Test duration
1	Renton	M	3.95	(21.3)	1.07	(24.5)	3 months
		A	5.86	(31.6)	1.19	(27.1)	3 months
2	Palo Alto	M	4.52	(24.4)	1.05	(24.0)	1 month
		A	5.23	(28.2)	1.03	(23.6)	1 month
3	Rye Meads	M	4.71	(25.4)	0.11	(2.5)	6 months
		A	4.56	(24.6)	0.11	(2.5)	6 months
4	Oxford	M	no data		no data		Several months
		A	no data		no data		Several months
5	Valley	M	6.80	(36.7)	0.18	(4.0)	48 hours
		A	5.19	(28.0)	0.15	(3.5)	48 hours
6	Reno-Sparks, System 2	M	4.86	(26.2)	0.28	(6.3)	48 hours
		A	3.97	(21.4)	0.28	(6.3)	48 hours
	Reno-Sparks, System 3	M	3.65	(19.6)	0.28	(6.3)	48 hours
		A	3.97	(21.4)	0.28	(6.3)	48 hours
7	Simi Valley	M	3.11	(16.8)	0.20	(4.6)	24 hours
		A	3.45	(18.6)	0.21	(4.7)	24 hours
8	San Francisco A.P.	M	3.89	(21.0)	0.04	(1.0)	1 month
		A	7.49	(40.4)	0.04	(0.9)	1 month
9	St. Regis	M	6.45	(34.8)	0.25	(5.6)	4 days
		A	4.89	(26.4)	0.24	(5.5)	4 days
10	Long Beach	M	3.86	(20.8)	0.30	(6.9)	24 hours
		A	3.32	(17.9)	0.30	(6.9)	24 hours
11	San Jose - Santa Clara	M	10.1	(54.3)	1.97	(45.0)	4 days
		A	10.4	(56.1)	2.01	(45.9)	4 days
12	Cranston	M	9.08	(49.0)	0.16	(3.6)	24 hours
		A	12.2	(65.6)	0.20	(4.6)	24 hours
		A	13.2	(71.3)	0.19	(4.2)	24 hours

^aSee Table 5 or Appendix for complete plant name

^bM = manual; A = automatic

Tabell 5.2. Jämförelser mellan manuell och automatisk syrehaltsreglering vid ett antal verk. Källa: Flanagan-Bracken (1977).

Case number	Plant ^a	Control mode and percent improvement ^b	BOD removal efficiency, percent	Suspended solids removal efficiency, percent	Sludge volume index (SVI)	Air supplied per unit volume of influent, m ³ /m ³ ^c	Air supplied per unit quantity of BOD removed, m ³ /kg ^d	BOD removed per blower kWh, kg/kWh ^e
1	Renton	Manual	85	-	332	9.3	137	0.40
		Automatic	96	-	86	8.2	86	0.63
		% Improvement	11	-	74	12	37	58
2	Palo Alto	Manual	84	46	-	3.3	33	1.3
		Automatic	84	53	-	3.4	28	1.6
		% Improvement	none	7	-	none	15	23
3	Rye Meads	Manual	97	91	45	14	88	-
		Automatic	98	92	79	11	71	-
		% Improvement	1	1	-76	21	19	-
4	Oxford	Manual	-	-	-	-	-	-
		Automatic	-	-	-	-	-	-
		% Improvement	-	-	-	-	-	-
5	Valley	Manual	94	90	112	24	122	0.38
		Automatic	95	87	95	28	162	0.27
		% Improvement	1	-3	15	-17	-33	-29
6	Reno-Sparks-2	Manual	92	83	113	10.5	110	0.55
		Automatic	78	86	108	9.5	140	0.29
		% Improvement	-14	3	4	10	-27	-47
	Reno-Sparks-3	Manual	74	84	115	7.1	120	0.35
		Automatic	85	82	100	5.8	72	0.57
		% Improvement	11	-2	13	18	40	63
7	Simi Valley	Manual	82	99	130	19.8	240	0.24
		Automatic	81	97	117	19.3	220	0.27
		% Improvement	-1	-2	-11	3	8	13
8	San Francisco A.P.	Manual	92	79	92	-	-	-
		Automatic	94	96	201	-	-	-
		% Improvement	2	17	-118	-	-	-
9	St. Regis	Manual	97	88	252	-	-	-
		Automatic	98	89	201	-	-	-
		% Improvement	1	1	20	-	-	-
10	Long Beach	Manual	97	90	99	27	190	-
		Automatic	97	90	94	25	180	-
		% Improvement	None	None	5	7	5	-
11	San Jose/Santa Clara	Manual	85	86	102	6.7	600	-
		Automatic	85	86	101	6.0	520	-
		% Improvement	None	None	1	10	11	-
12	Cranston	Manual	91	89	56	19	79	-
		Automatic 1	94	96	60	15	58	-
		% Improvement	3	7	-7	21	27	-
		Automatic 2	92	83	69	16	56	-
		% Improvement	1	-6	-23	16	29	-

^a See Table 5 or Appendix for complete plant name

^b Percent improvement computed as automatic control over manual control. For BOD and suspended solids, percent improvement computed by subtraction. For remaining parameters, percent improvement computed by subtraction of values and division by manual value.

^c m³/m³ multiplied by 0.134 = cf/gal

^d m³/kg multiplied by 16.02 = cf/lb

^e kg/kWh multiplied by 2.20 = lb/kWh

Tabell 5.3. Resultat i medel från tester med syrehaltsreglering. Källa: Flanagan-Bracken (1977).

Parameter	Number of tests	Average percent improvement
BOD removal efficiency ^a	12	2.8
Suspended solids removal efficiency ^a	10	2.3
Sludge volume index ^b	11	2.6
Air supplied per unit volume of influent ^c	10	12
Air supplied per unit quantity of BOD removed ^a	9	21
BOD removed per blower kWh ^a	5	33

^aExcepting Valley and Reno-Sparks System 2

^bExcepting San Francisco Airport

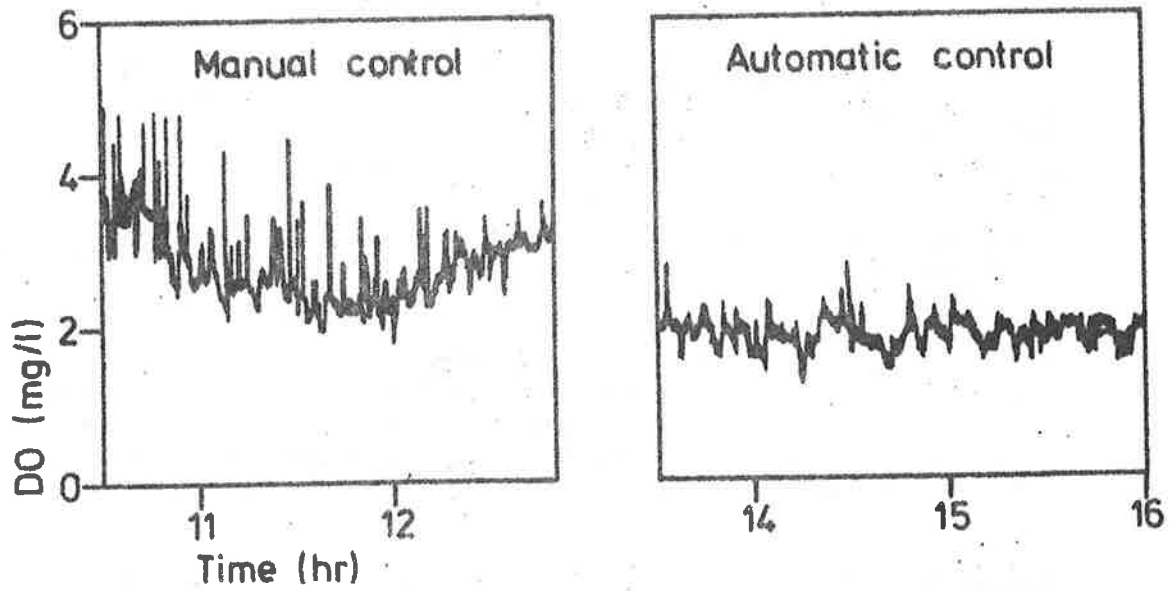
^cExcepting Valley

5.5 Svårigheter vid syrehaltsreglering

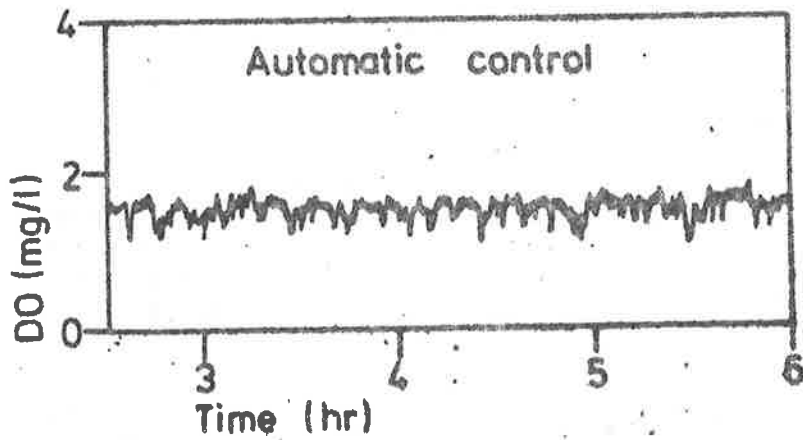
Reglering av syrehalten är ingalunda en trivial uppgift, även om man bortser från svårigheten att välja rätt referensvärde på syrehalten. En hel del praktiska erfarenheter från syrerregleringsexperimenten på Käppala har sammanfattats i Gillblad-Olsson (1978). Många amerikanska erfarenheter har summerats i EPA-rapporten av Flanagan-Bracken (1977).

Ett viktigt problem är mätvärdesbehandlingen av signalen från syrehaltsmätaren. Detta är en svårighet som sällan diskuteras, trots att störningsnivåerna är höga. Figur 5.2 visar en typisk upptagning av syremätarsignalen. Vid ett smutsigt membran är bruset relativt begränsat, såsom framgår av figur 5.2 a. När sedan membranet gjorts rent uppträder störningar, som inte har med mätsystemet att göra, utan är direkt relaterade till processtörningar, figur 5.2 b. De skarpa topparna kommer med en period av ca 1 minut ("popcorn noise"), och amplituden varierar bl a beroende på membranets renhet. Denna typ av brus kan avsevärt försämra kvaliteten på analog syrehaltsreglering. Det är ett skäl, varför konventionell syrehaltsreglering inte alltid varit framgångsrik.

Mätvärdesbehandlingen måste således göras mer sofistikerad. I ett datorstyrt system behandlas signalen först med analog filterering, sedan med digitala filter av olika tidskonstanter för



a)



b)

Figur 5.2. Demonstration av störningar på syrehaltsmätare. Figur a visar ett rent membran vid olika reglering, figur b ett smutsigt membran.

att eliminera så mycket brus som möjligt, samtidigt som känsligheten för de verkliga signalvariationerna måste maximeras. Avancerad filtrering har gjorts t ex både i Käppala, Gävle och i den i föregående avsnitt nämnda regleringen i Fairfields.

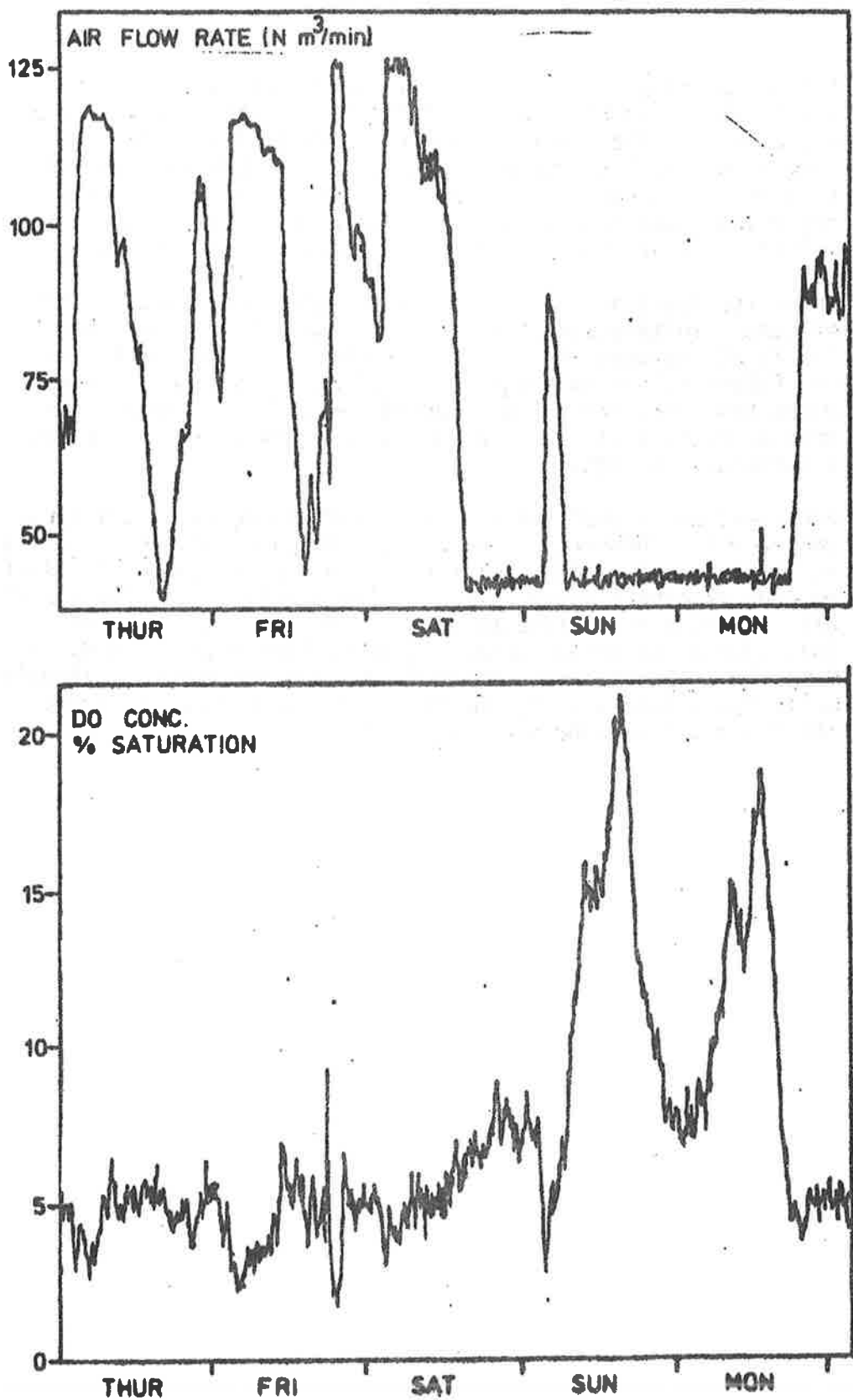
Dödtid eller transportfördröjning skapar nästa problem. Den verkliga störning som orsakar variation i syrehalten märks ej omedelbart, utan är fördröjd genom processen. En PI-regulator kommer därför att reagera för sent på störningen. Detta innebär antingen (vid hög förstärkning) onödigt stora variationer i luftmängd och syrehalt eller (vid låg förstärkning) en trög reglering, vilket i sin tur resulterar i för stora variationer av syrehalten.

Processen själv förändras kraftigt från dag till dag. Tidskonstanterna varierar i förhållande till bl a hydraulisk uppehållstid. Detta gör att en konventionell PI-regulator inte kan vara bra inställd för alla de driftsfall som uppträder. En självinställande regulator kan göra regleringen betydligt jämnare.

Den reglerauktoritet som står till förfogande är begränsad. Detta innebär att luftmängden naturligtvis ej kan överstiga kompressorernas kapacitet. Den kan ej heller göras hur liten som helst, bl a beroende på kravet på omblandning i bassängen. Om således kompressorerna över huvud taget är reglerbara är det ändå inte säkert att reglerbarheten är tillräcklig för att kompensera för de störningar som kan uppträda. Flera exempel på detta har redovisats i Gillblad-Olsson (1978) från Käppala. Ett exempel visas i figur 5.3.

Den snabbhet varmed luftmängden kan varieras beror kraftigt på tryckregleringen. I ett luftarsystem med diffusorer måste trycket i luftledningarna hållas inom ganska snäva gränser. För att tillåta en så snabb reglering som möjligt måste därför syreregleringen vara direkt kopplad till en tryckreglering. Den senare är typiskt olinjär i många fall. Den kan implementeras med relativ lätthet på datorer men med svårighet i analoga kretsar.

I EPA-rapporten Flanagan-Bracken rapporteras en mängd problem, som gjort att syrereglering varit mindre framgångsrik eller ibland helt misslyckad. Ett vanligt exempel är felaktiga eller olämpliga ställdon och motorer. Olämplig dimensionering av omrörare rapporteras, fel elektrisk ledningsdragning eller felaktig placering av syremätarna förekommer. I ett fall hade man dimensionerat ventiler för en framtida utbyggnad, vilket gjorde reglering omöjlig i den befintliga anläggningen. I inga fall hade man så pass flexibelt system att man lätt kunde flytta syremätaren. I allmänhet var luftarsystemet felaktigt dimensionerat av konstruktören och gav inte tillräcklig flexibilitet för att kunna möta variabla belastningar. I många fall utgjorde den fasta utrustningen ett direkt hinder för att genomföra någon reglering.



Figur 5.3. Automatisk syrehaltsreglering i Käppala, april 1975. Inverkan av en begränsad reglerauktoritet i luftflödet. Under lördagen är luftflödet på lägsta tillåtna värde beroende på låg belastning och syrehalten stiger. Den övre gränsen på luftmängd uppnås tidigt lördag morgon. Inget kraftigt regn eller snösmältning förekom under perioden.

Ett fel på en kritisk komponent i syrerreglersystemet, t ex syrehaltsmätaren eller ett relä för hastighetsreglering av en omrörare, resulterade i att man återgick till manuell reglering (sid 99). Eftersom driftsledningen hävdade att man hade tillfredsställande kvalitet på utgående vattnet med manuell reglering, lade man låg prioritet på återställandet av regler-systemet. Tyvärr har liknande erfarenheter gjorts i Sverige.

Under förutsättning att tillräcklig reglerauktoritet och flexibilitet i luftarsystemet finnes, beräknar Flanagan-Bracken (1977) att automatisk syrerreglering är direkt lönsam i verk med flöden större än 1 mgd ($0.045 \text{ m}^3/\text{sek}$). Förutom de ekonomiska konsekvenserna påpekar också dessa författare att utgående vattnets kvalitet påverkas gynnsamt av en jämnare syrehalt i luftningsbassängen.

Underhåll av syrehaltsmätare är en viktig utgiftspost i syrerreglersystem. Underhållskostnaderna kan dock reduceras kraftigt om lämpliga underhållsscheman görs, om placeringen är bra samt om goda mätgivare valts. Erfarenheterna från Fairfields visade att rengöring en gång/vecka var tillräckligt. Kalibrering mot luft gjordes varannan vecka, liksom nolljustering. Vid Water Research Center, Stevenage, England, utprovar man nu i långtidsdrift självrengörande syrehaltsmätare. Man hävdar att dessa skall klara 6 månader utan rengöring.

6. SYREPROFILER

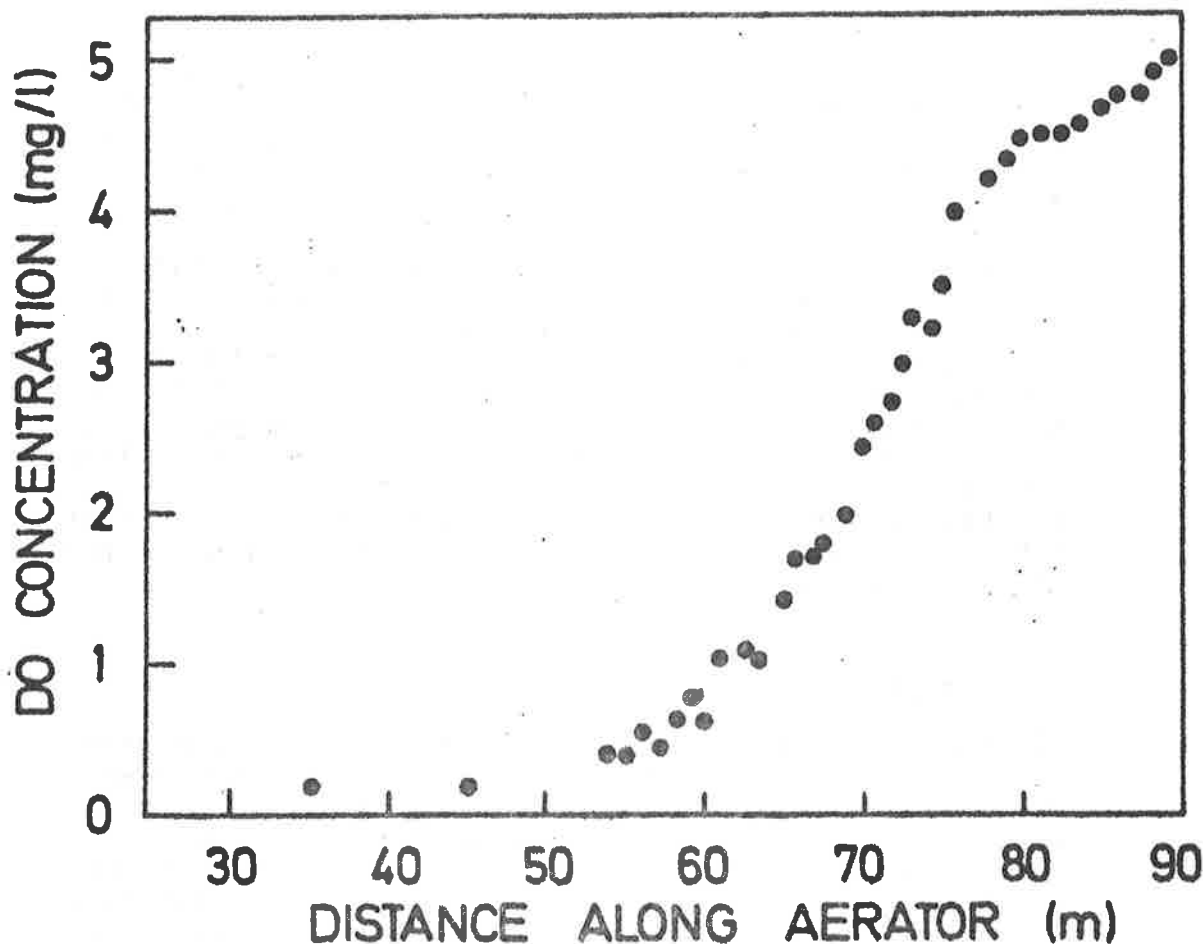
I de flesta luftningsbassänger är inte syrehalten likformig utefter bassängens längdriktning. Om bassängen är lång, kommer istället syret att få en karakteristisk profil med låga koncentrationer i början och relativt hög koncentration mot slutet av bassängen. Detta resulterar i en hel del både praktiska och teoretiska svårigheter. Placeringen av syrehaltsmätarna måste göras med omsorg. Storleken på den önskvärda syrekoncentrationen är inte enkel att ange. Vidare kan den biologiska aktiviteten i luftningsbassängen uppskattas med hjälp av syreprofilen. Det direkta sambandet mellan profilens form och den biologiska aktiviteten är inte trivial. I avsnitt 6.1 görs en kortfattad beskrivning av syreprofiler och vad som gör problemet intressant. I 6.2 visas hur syreprofilen påverkas av olika störningar. I avsnitt 6.3 diskuteras teoretiska modeller och i 6.4 demonstreras praktiska mätningar på syreprofiler. Resultat från syrerreglering i Käppala visar att syreprofilen innehåller väsentlig information om verkets belastning.

6.1 Karakterisering av syreprofiler

Fördelningen av syrekoncentrationen i en aktivslambassäng ser ofta ut som i figur 6.1. Syrehalten är nära noll i början av bassängen, medan det inte är ovanligt att den antar värden på 6-8 mg/l nära utloppet. Eftersom organismerna i allmänhet kräver endast 2 mg/l för sin cellsyntes uppstår genast frågan vid syrerreglering vad som är en önskvärd syrehalt. Det normala är att den totala luftmängden men ej dess distribution utefter luftningsbassängen kan påverkas. Om luftmängden skulle minska, så att syrehalten mot slutet av bassängen uppgår till endast 2-3 mg/l, skulle detta resultera i nästan septiska förhållanden nära inloppet. Frågan är alltså, hur börvärdet på en syrerregulator skall sättas för att förse organismerna med den rätta mängden luft.

Litteraturen kring aktivslamanläggningars dynamik och drift kunde inte alls ge några svar på frågan, när det först blev aktuellt att reglera syrehalten i Käppala år 1974. Därför kunde konstateras att det inte fanns någon metod eller teori som kunde anvisa hur börvärdet skulle sättas. Varje värde mellan 2 och 10 mg/l såg rimligt ut. I en gemensam forskning tillsammans med professor John Andrews vid University of Houston, USA, har problemet med syreprofiler behandlats ingående. De första utkasterna fanns 1975, se Olsson (1975). I senare arbeten har kunnat påvisas att det råder ett grundläggande samband mellan biologisk aktivitet och utseendet av syreprofilen. I Olsson-Andrews (1978) har syreprofilen analyserats i detalj för det stationära fallet. Dynamiska egenskaper hos syreprofilen har visats i Olsson-Andrews (1977).

En typisk syreprofil i en luftningsbassäng utan nitrifikation visas i figur 6.2. Man kan karakterisera profilen med fem

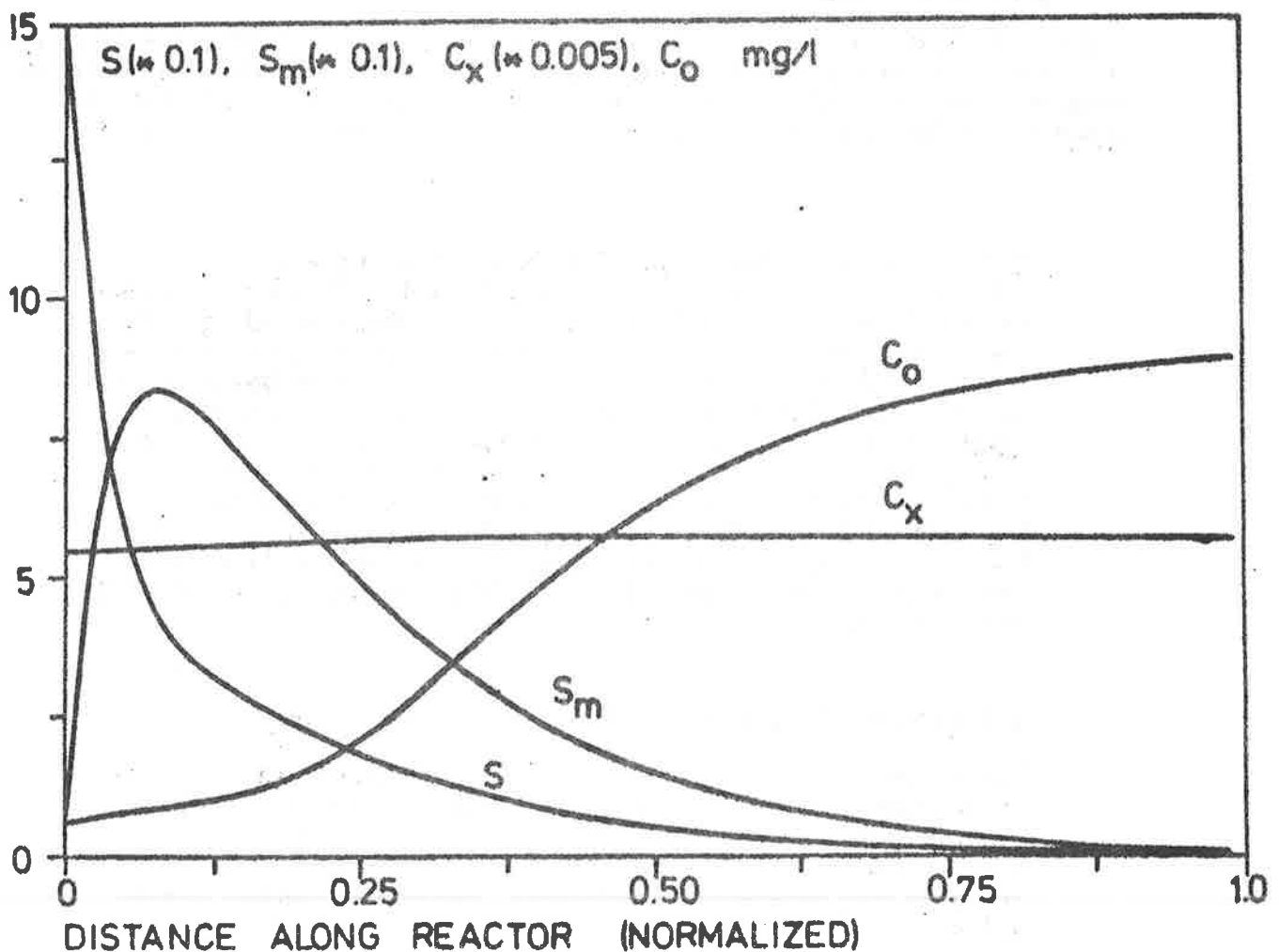


Figur 6.1. Typisk syreprofil, uppmätt på en luftningsbassäng i Käppala.

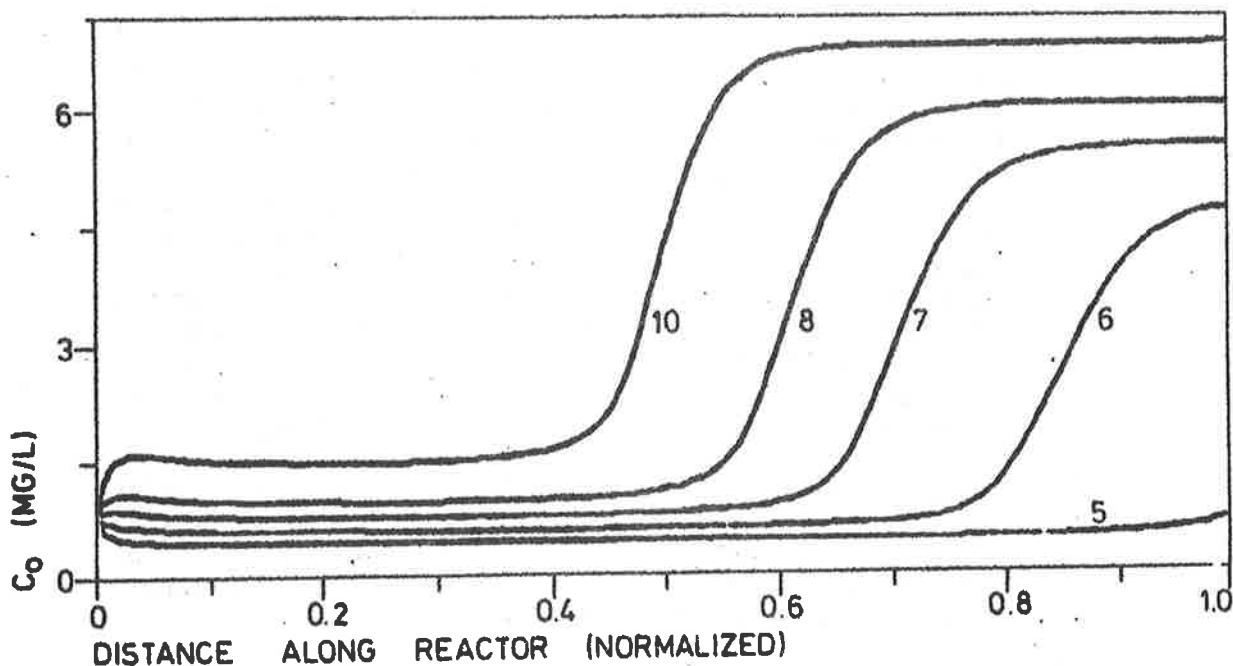
egenskaper, som har relation till den biologiska aktiviteten eller belastningen.

- (i) Positionen av den maximala lutningen är relaterad till organisk eller hydraulisk belastning på luftningsbassängen. Vid högre belastningar förskjutes profilen mot slutet av bassängen. Den kan flyttas bakåt igen genom ökad tillförsel av luft.
- (ii) Värdet av den maximala lutningen kan relateras till organismernas tillväxthastighet. Denna beror i sin tur på den maximala specifika tillväxten, på substratkoncentrationen och på bakteriekoncentrationen (aktiva bakterier). Grovt sett är lutningen stor om reaktionshastigheten är stor.
- (iii) Syrehalten vid utloppet hänger samman med hur långt cellsyntesen gått mot sin fullbordan. Om reaktionerna är relativt fullbordade är syrehalten högre.

- (iv) Syreprofilens lutning (rumsderivata) nära utloppet av bassängen ger en mycket viktig information. Lutningen är direkt relaterad till hur långt cellsyntesen kunnat fullbordas. Vid mer långtgående reaktioner är profilen nära horisontell mot utloppet. Vid ofullständiga reaktioner (t ex vid hög belastning) är derivatan mer positiv. Denna lutning ger en signifikant information om verkets belastning och är mer relevant information än absolutvärdet av syrehalten vid utloppet. Konkret betyder detta att för reglerändamål måste en önskvärd lutning specificeras, medan absolutvärdet av syrehalten vid utloppet är irrelevant (så länge det överstiger den koncentration som verkar hämmande på cellsyntesen). Detta är förklaringen till att man i många verk kräver 6 ä 8 mg/l vid utloppet. Kravet gäller egentligen värdet av rumsderivatan!
- (v) Själva böjningen av profilen mellan den maximala lutningen och lutningen nära utloppet kan beskrivas med en andra-derivata i rumsvariabeln. Tecknet på denna (\pm) kan relateras till belastning, reaktionshastighet och hur långt reaktionerna gått mot sin fullbordan.



Figur 6.2. Koncentrationsprofiler i en luftningsbassäng med pluggflöde utan nitrifikation. c_o = syrehalten, c_x = koncentrationen aktiva bakterier, s_m = koncentrationen "upplagrad massa", s = koncentrationen löst substrat.



Figur 6.3. Syreprofiler i en luftningsbassäng med pluggflöde, där både organisk nedbrytning och nitrifikation förekommer. Parametrarna visar massöverföringskonstanten (k_{La}) för syre (tim^{-1}) som ett mått på flödet. Siffran 5 motsvarar luftflödet i figur 6.2. Här krävs ca 7 för en acceptabel profil.

Om nitrifikation förekommer i luftningsbassängen kommer det principiella utseendet av syreprofilen inte att ändras. Däremot kan man klart visa att luftåtgången ökar högst betydligt. Erfarenheter från t ex South West treatment plant i Chicago visar att luftåtgången vid nitrifikation är nära nog dubbel jämfört med om nitrifikation inte förekommer. Denna observation kan klart verifieras i teoretiska modeller. Ett exempel på syreprofil med både organisk nedbrytning och kväveborttagning visas i figur 6.3. Luftningsbassängen antages ha ett pluggflöde. Den hydrauliska dispersionen i luftningsbassängen påverkar naturligtvis utseendet av syreprofilen. Principiellt gäller dock samma slutsatser som för ett pluggflöde. Endast värdet på siffrorna ändras.

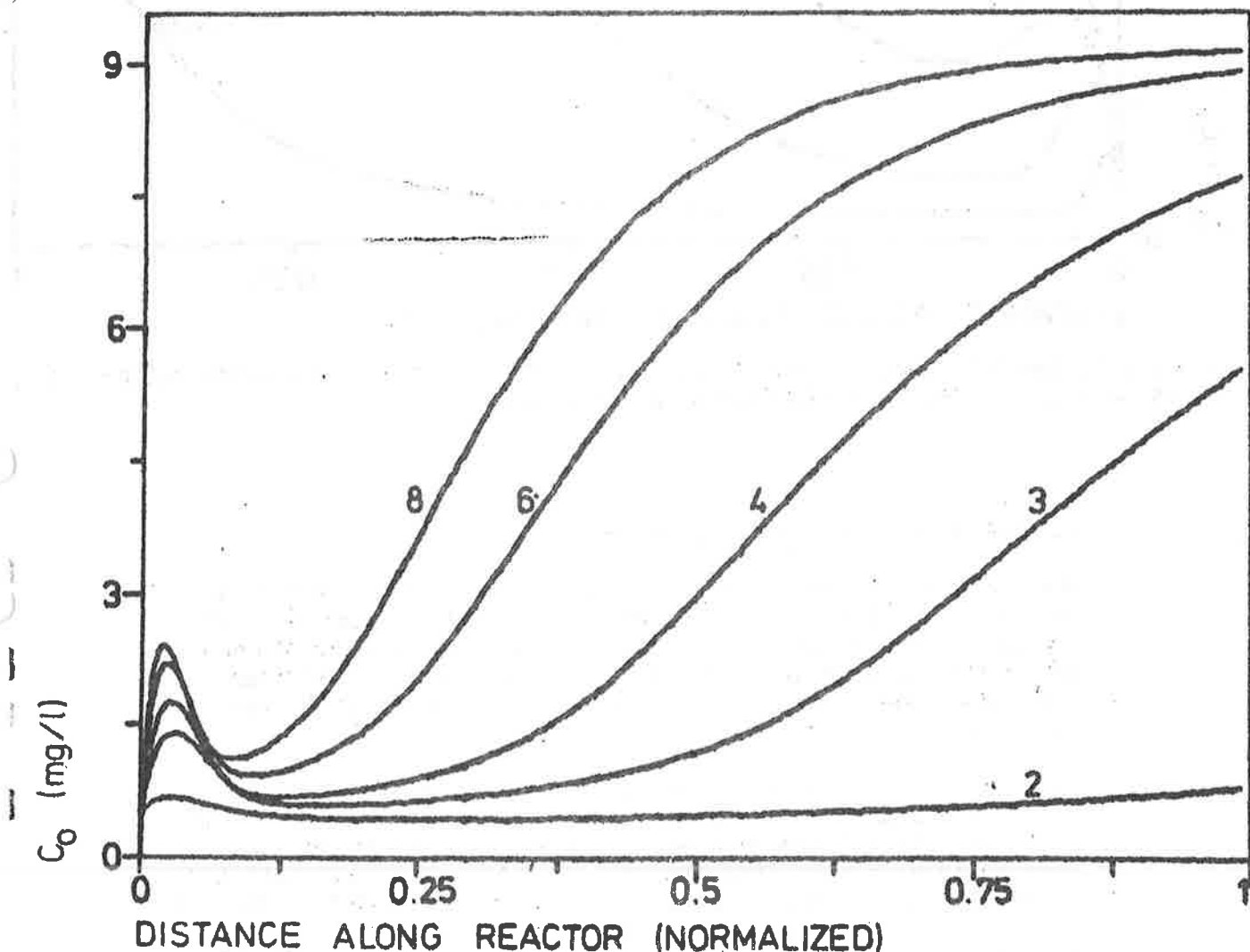
6.2 Syreprofilens utseende för olika belastningar

Ökande belastningar får syreprofilen att förskjutas nedströms. Sådana observationer har gjorts av många operatörer i olika typer av reningsverk. Rent empiriskt har man konstaterat att verket fungerar tillfredsställande om brytningen i syreprofilen äger rum ungefär 2/3 nedströms, något som stämmer ganska väl med de teoretiska överläggningar som kan göras.

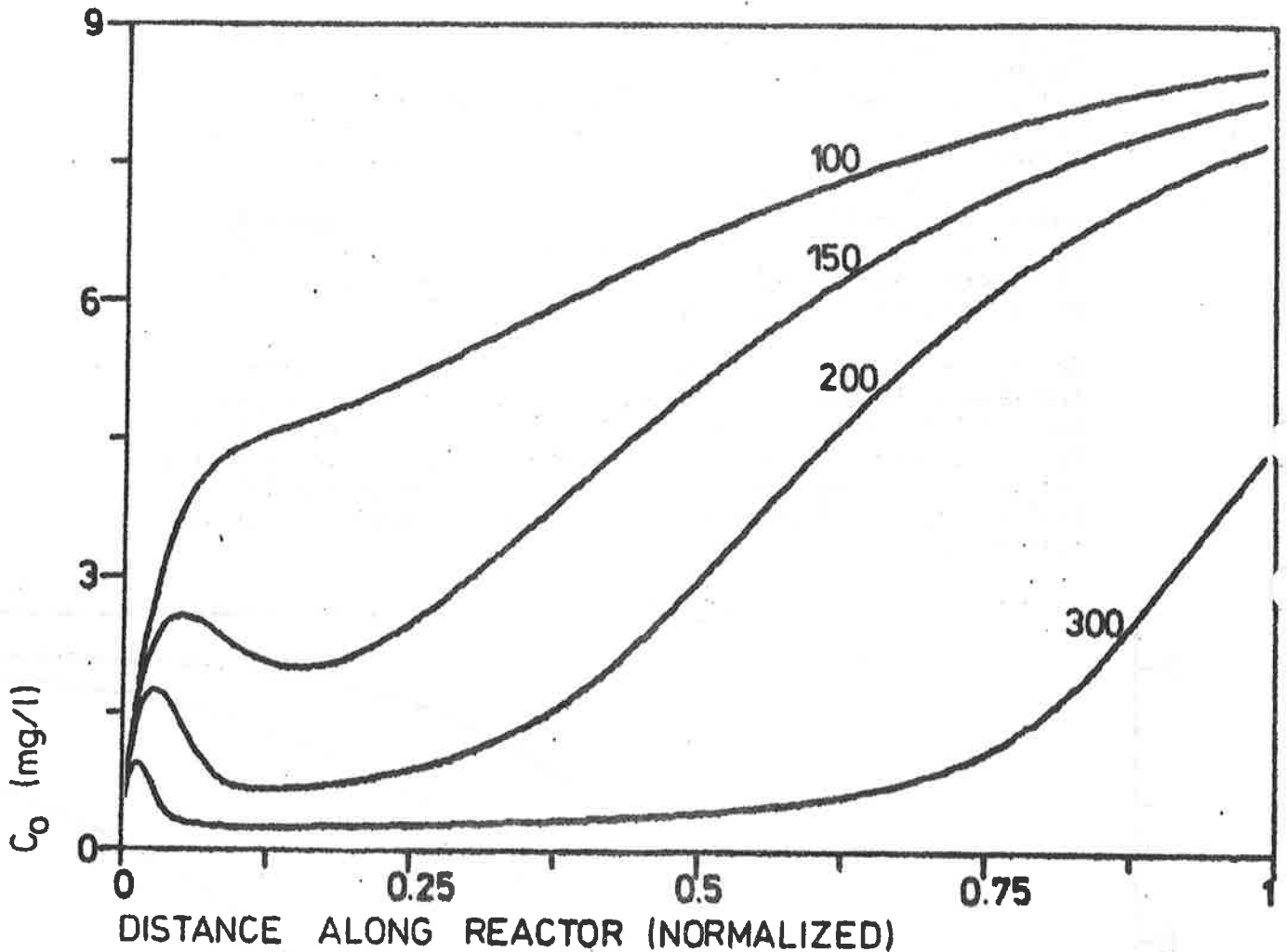
Figur 6.4 visar ett typiskt resultat vid hydraulisk belastningsändring. Profilen förskjutes mot slutet av bassängen vid

ökande belastning. Likaså ökar derivatan av profilen vid utloppet, vilket tyder på att cellsyntesen inte längre blir fullständig. Sedimenteringen påverkas naturligtvis också av en ökande hydraulisk belastning, vilket inte tagits med i modellen i figur 6.4. Inverkan av sedimenteringen kommer dock att förstärka tendenserna från figur 6.4. I figur 6.5 visas motsvarande profiler om en ökning i inkommande råvattnets koncentration av substrat (BS) förekommer. En ökande koncentrationsbelastning förskjuter profilen i samma riktning som en ökande hydraulisk belastning.

Den viktigaste reglervariabeln vid belastningsstörningar är luftflödet. Syreprofilen förskjutes bakåt vid en ökning av mängden luft, m a o om massöverföringen från gasformigt till löst syre ökar, se figur 6.6. Observera särskilt att profilens lutning minskar mot slutet av bassängen vid en ökande lufttillförsel, vilket tyder på att cellsyntesen gått mer mot sin fullbordan.



Figur 6.4. Syreprofiler för olika hydrauliska uppehållstider (tim) för en luftningsbassäng. Inkommande BOD 200 mg/l, $k_{La} = 5$ (tim^{-1}). Uppehållstiderna motsvarar slamåldrar av 50, 75, 100, 150 och 200 timmar. Slamkoncentrationen i luftningsbassängen är ca 3 g/l.

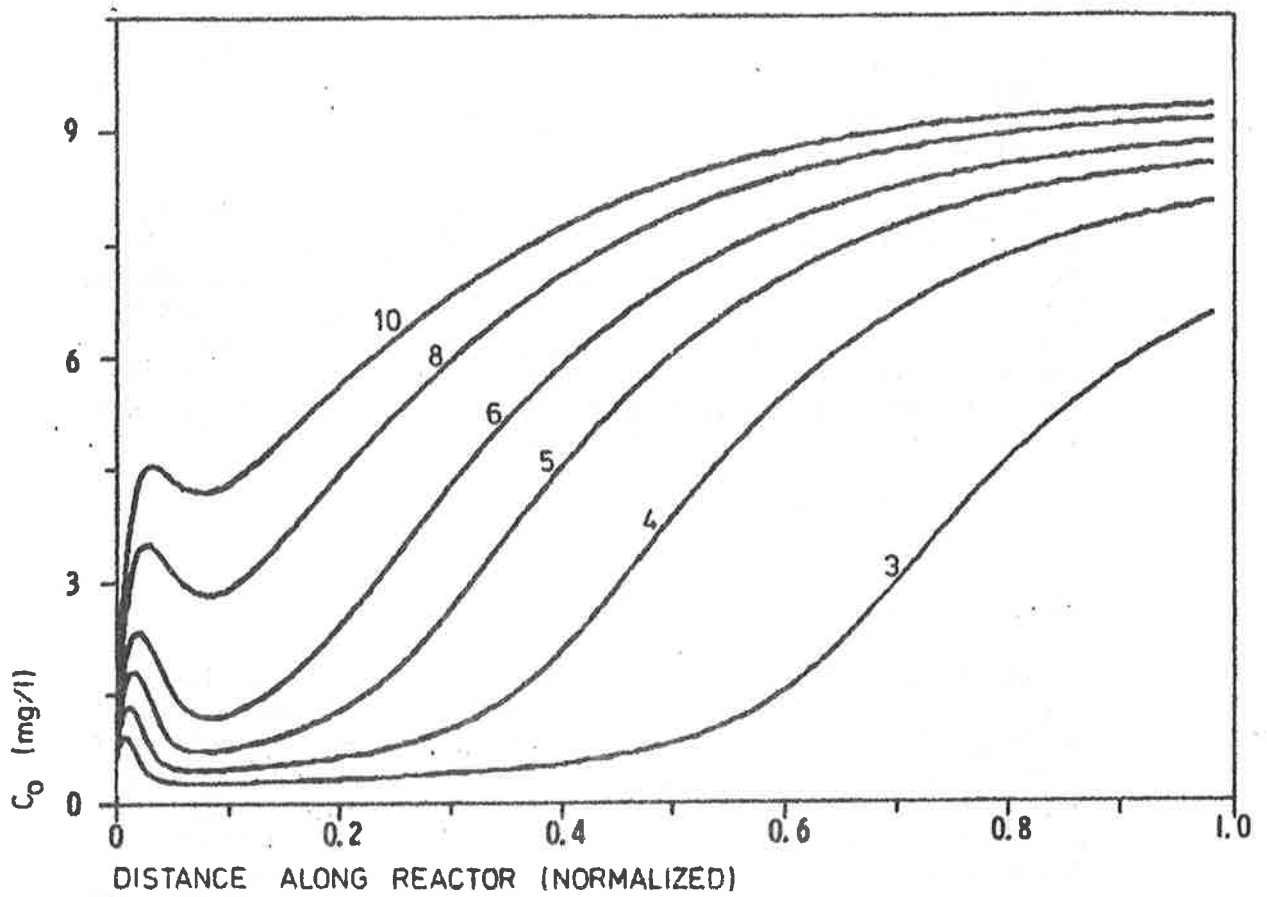


Figur 6.5. Syrehaltsprofiler för olika koncentrationer BOD i inkommande vatten. Uppehållstiden är 4 timmar och slamåldern ca 100 timmar.

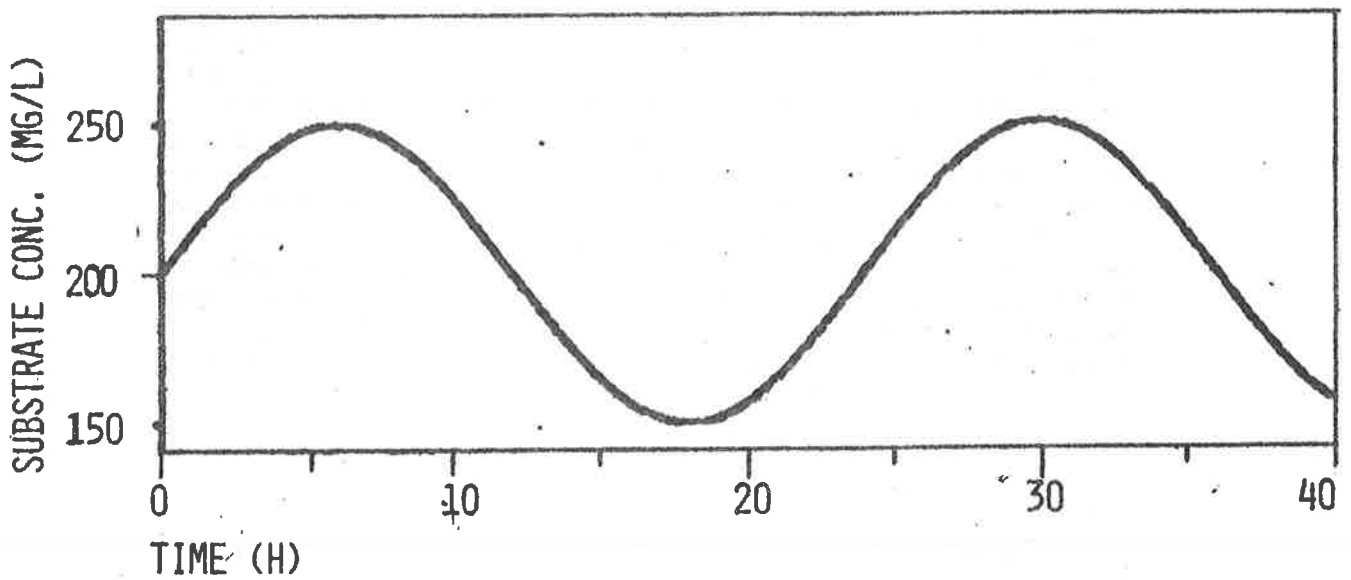
6.3 Syreprofilens dynamiska beteende

Den information som kan erhållas ur syreprofilens utseende är av stor betydelse för regleringen. I föregående avsnitt visades att profilen återspeglar statiska förändringar i belastningen på verket. Normalt är ju aldrig ett reningsverk i stationärt tillstånd, varför man i all drift måste ta hänsyn till tidsvariabla förlopp.

Syreprofilens utseende vid variabel belastning har studerats i Olsson-Andrews (1977). Med hjälp av en relativt komplex modell simuleras aktivslamanläggningen. Luftningsbassängen antages vara uppdelad i fyra subreaktorer, vardera med en uppehållstid i medeltal av 1 timme. Modellen innehåller massbalanser för fem komponenter, nämligen löst substrat (BS), upplagrat substrat (innanför cellmembranen), aktiva bakterier, inerta bakterier samt löst syre. I simuleringarna antages returslamflödet samt



Figur 6.6. Syreprofiler för olika luftflöden, uttryckta i massöverföringskonstanten k_{La} (tim^{-1}). Uppehållstiden 6 tim, slamålder 150 tim, inkommande BOD 200 mg/l, slamkoncentration 3 g/l.



Figur 6.7. Variation av inkommande BOD i simuleringsstudie.

koncentrationen av returslam vara konstanta. Störningarna i vattenflöde och BS är sinusformade och i fas med varandra. Båda tänkes variera 25 % från medelvärdet, vilket medför att belastningen på verket varierar från 65 % till 156 % av medelbelastningen, figur 6.7.

I första hand antages att ingen reglering av luftmängden göres. Den är alltså konstant, vilket medför att syrehalterna i alla subreaktorerna minskar vid ökande belastning, figur 6.8. Det är åskådligt att representera syrekoncentrationerna i ett annat diagram, där syret avsättes som funktion av rumsutbredningen samt med tiden som parameter, figur 6.9. Syreprofilen förskjutes nedströms vid en ökande belastning. Dess utseende kan representeras med två kritiska variabler,

$$d_{43} = c_4 - c_3$$

$$d_{42} = c_4 - 2c_3 + c_2$$

där c_i = koncentrationen av löst syre i subreaktor nummer i .

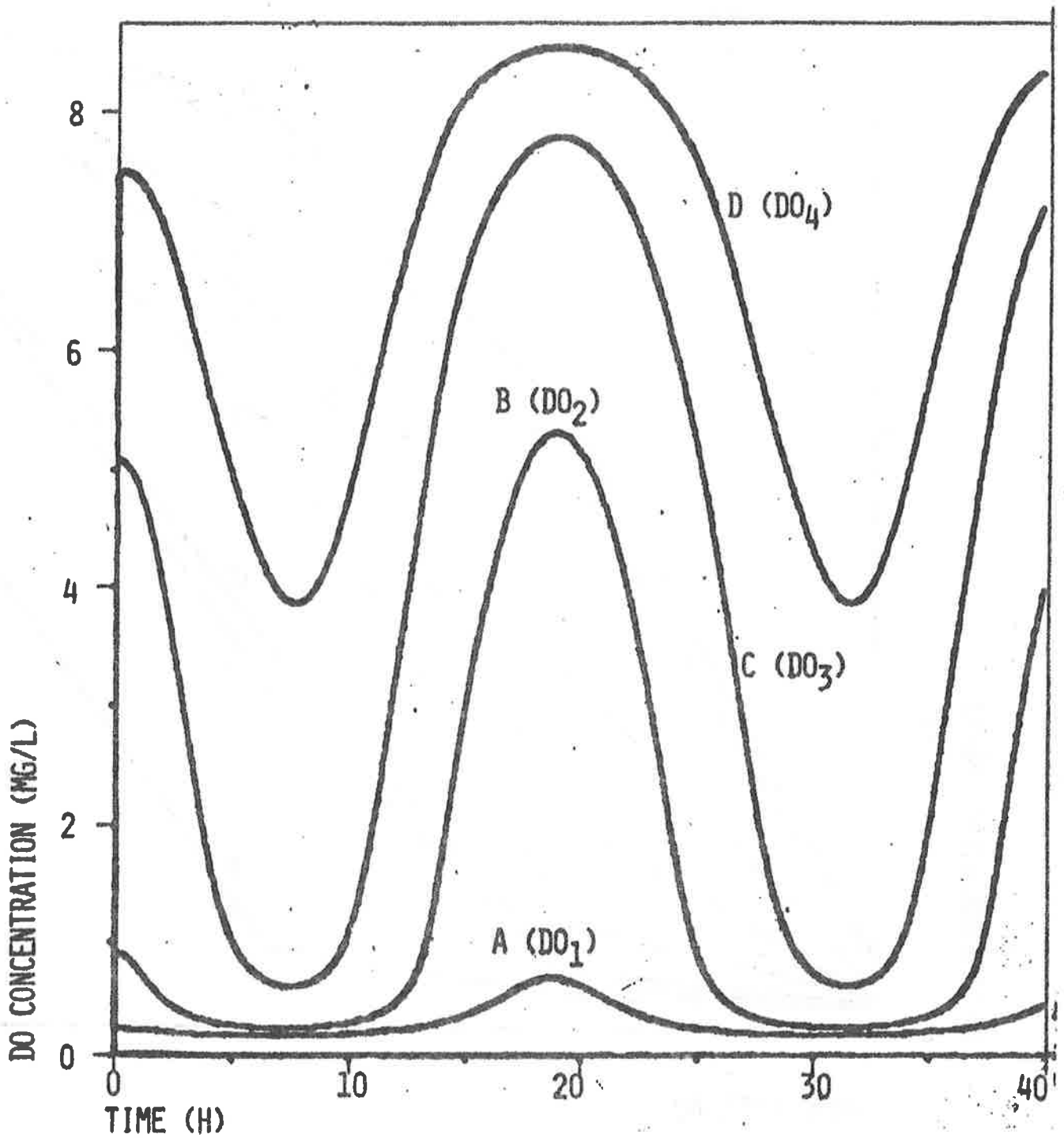
Variabeln d_{43} är en approximation av förstaderivatans vid utloppet, medan d_{42} är en approximation av andraderivatans, dvs profilens böjning. Vid en liten belastning visar d_{43} ett litet positivt värde (figur 6.10) och får ett större positivt värde vid större belastningar. Jämför man det principiella utseendet av d_{43} med belastningen (figur 6.7) ser man att den senare kan representeras av d_{43} . Vid små belastningar är "andraderivatans" d_{42} negativ. Samtidigt är cellsyntesen tillfredsställande. Vid ökande belastning får d_{42} ett alltmer positivt värde. Som figur 6.10 visar är d_{42} ett mycket känsligt mått på den biologiskt nedbrytbara belastningen.

Antag nu att syrehalten c_4 regleras med hjälp av totala luftmängden. Syrehalten regleras med luftflödet enligt figur 6.11 och kan därvid hållas inom 0.3 mg/l från det önskade värdet. Variationen av luftflödet är en god mätare på belastningen på verket (jfr figurerna 6.7 och 6.11). Fortfarande varierar de icke reglerade syrehalterna, men deras variationer är betydligt mindre, vilket visas av figur 6.12. Detta betyder alltså att både första och andra derivatorna har mindre variationer än det oregrerade fallet, figur 6.13. Andraderivatans är hela tiden negativ och luftningsbassängen har ett mer tillfredsställande förlopp, trots att syrehalten reglerats endast i en punkt. Observera också att variationerna i d_{42} eller d_{43} är ett mått på belastningen till verket (figurerna 6.13 och 6.7).

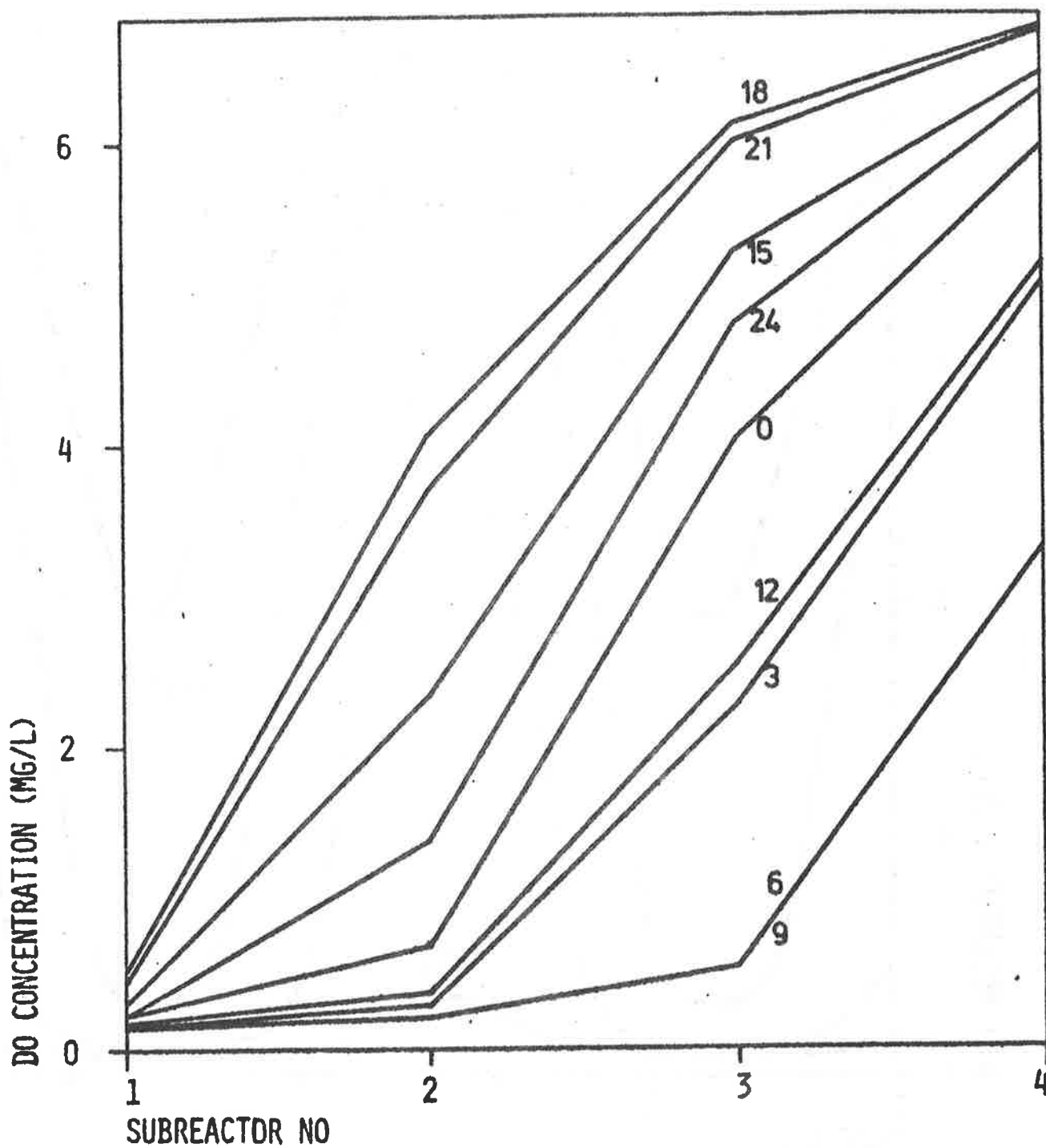
6.4 Praktiska mätningar av syreprofil

Ett exempel på syreprofilens variation vid belastningsändringar och konstant luftflöde visas i figur 6.14. Mätningen är gjord vid reningsverket i Enköping.

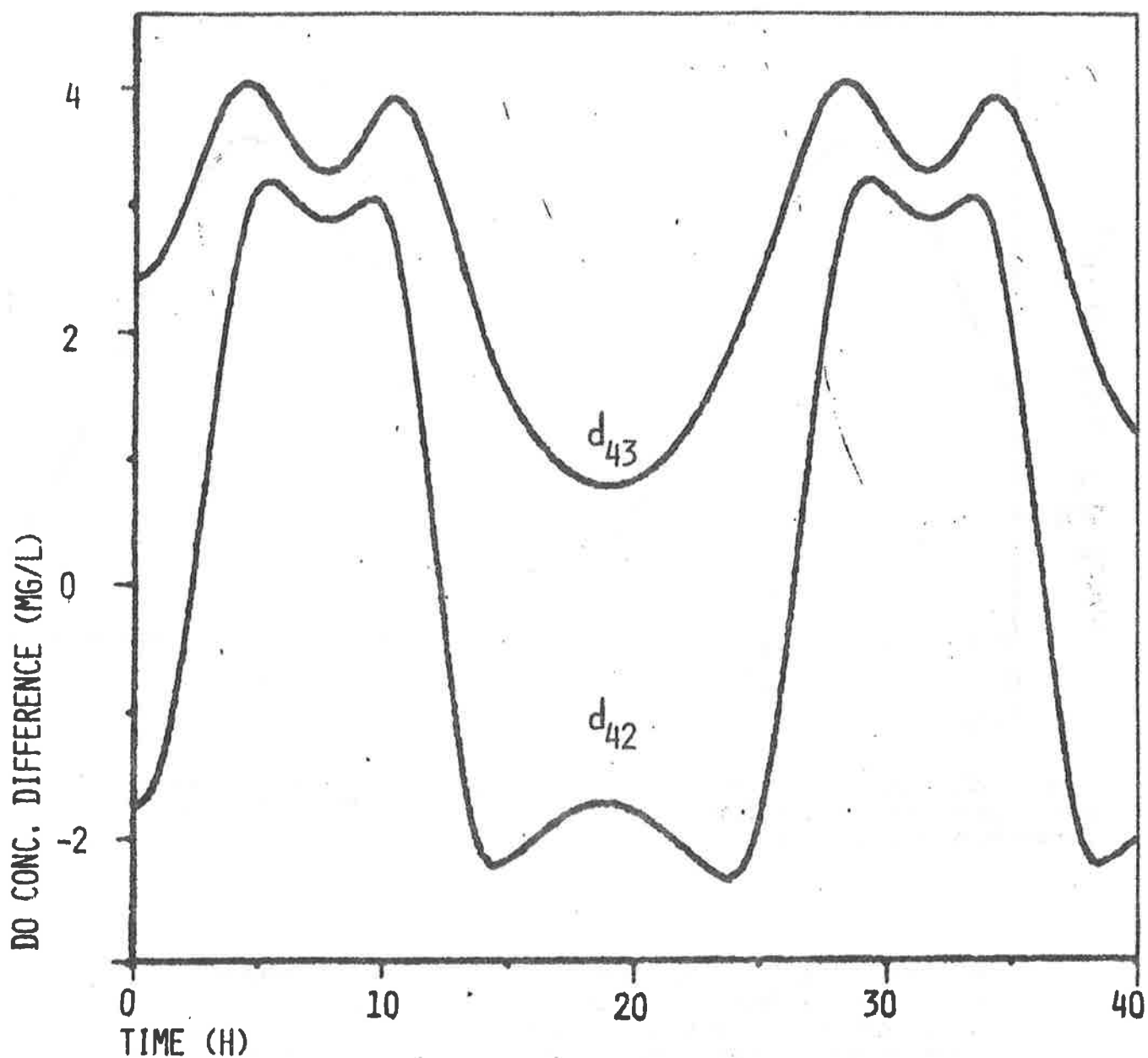
Vid Käppala reningsverk gjordes under våren 1977 praktiska försök med datorreglering av syrehalten i en luftningsbassäng. Med



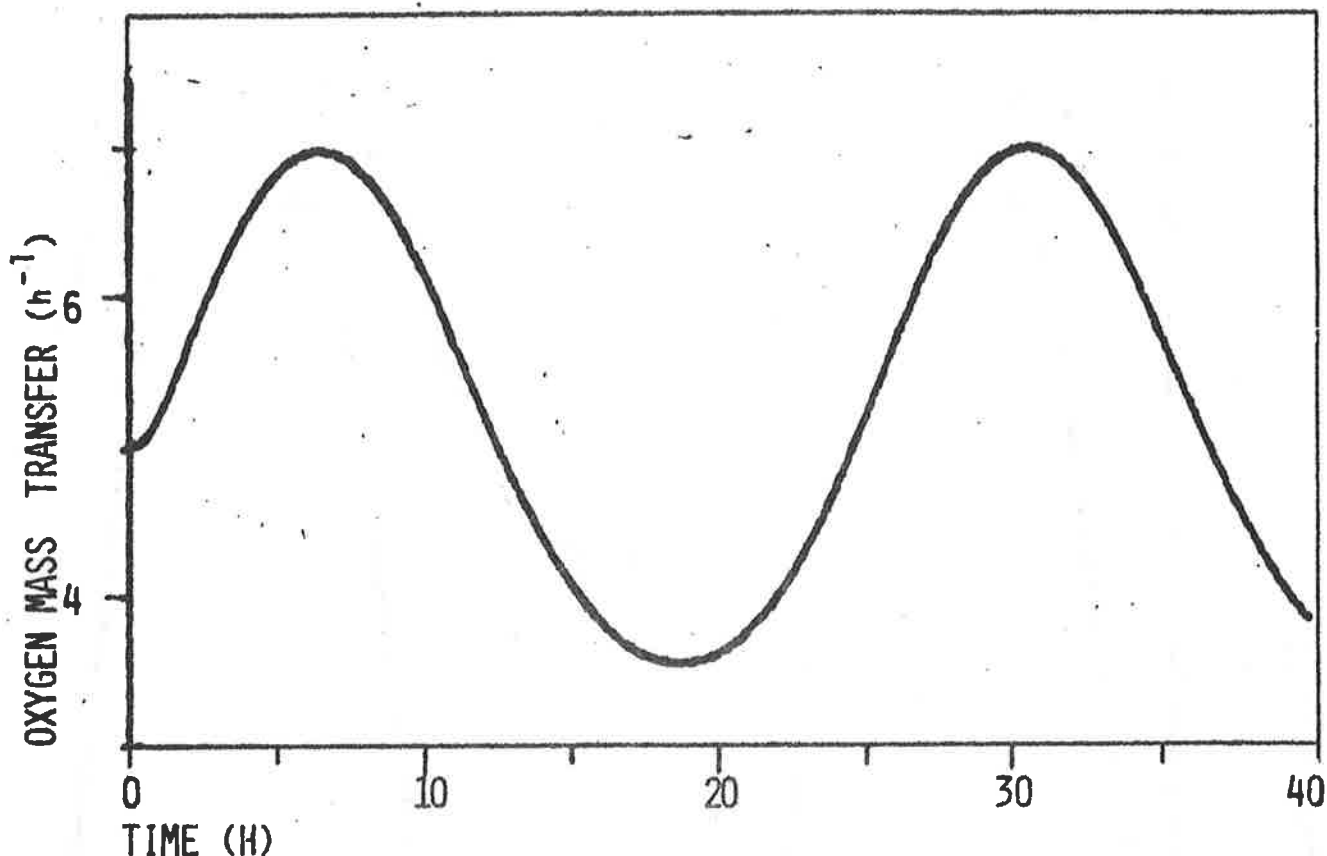
Figur 6.8. Simulering av oreglerad aktivslamprocess med störning i inkommande BOD (enligt fig 6.7) samt i inkommande flöde. Figuren visar syrehalterna i de fyra subreaktorerna (A uppströms och D nedströms).



Figur 6.9. Samma simulering som i figur 6.7 och 6.8. Figuren visar koncentrationsprofilerna av syre som funktion av tiden (tim). Profilerna är direkt härledda från figur 6.8.



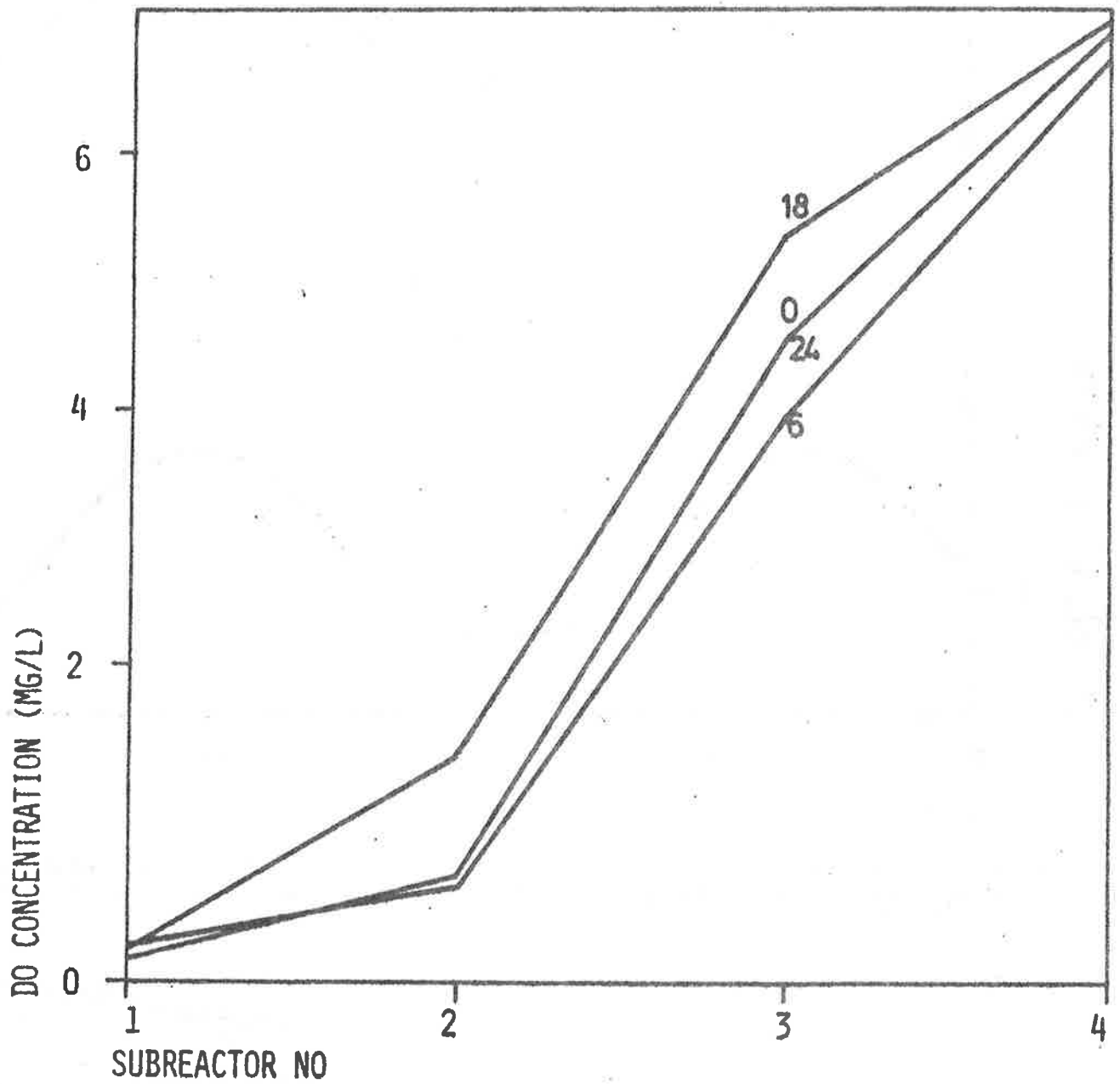
Figur 6.10. Samma simulering som i figurerna 6.7 - 6.9. Kurvorna visar lutningen av profilen $d_{43} = DO_4 - DO_3$ samt "andraderivatan" $d_{42} = DO_4 - 2 DO_3 + DO_2$ som funktion av tiden. Jämför profilerna i figur 6.9.



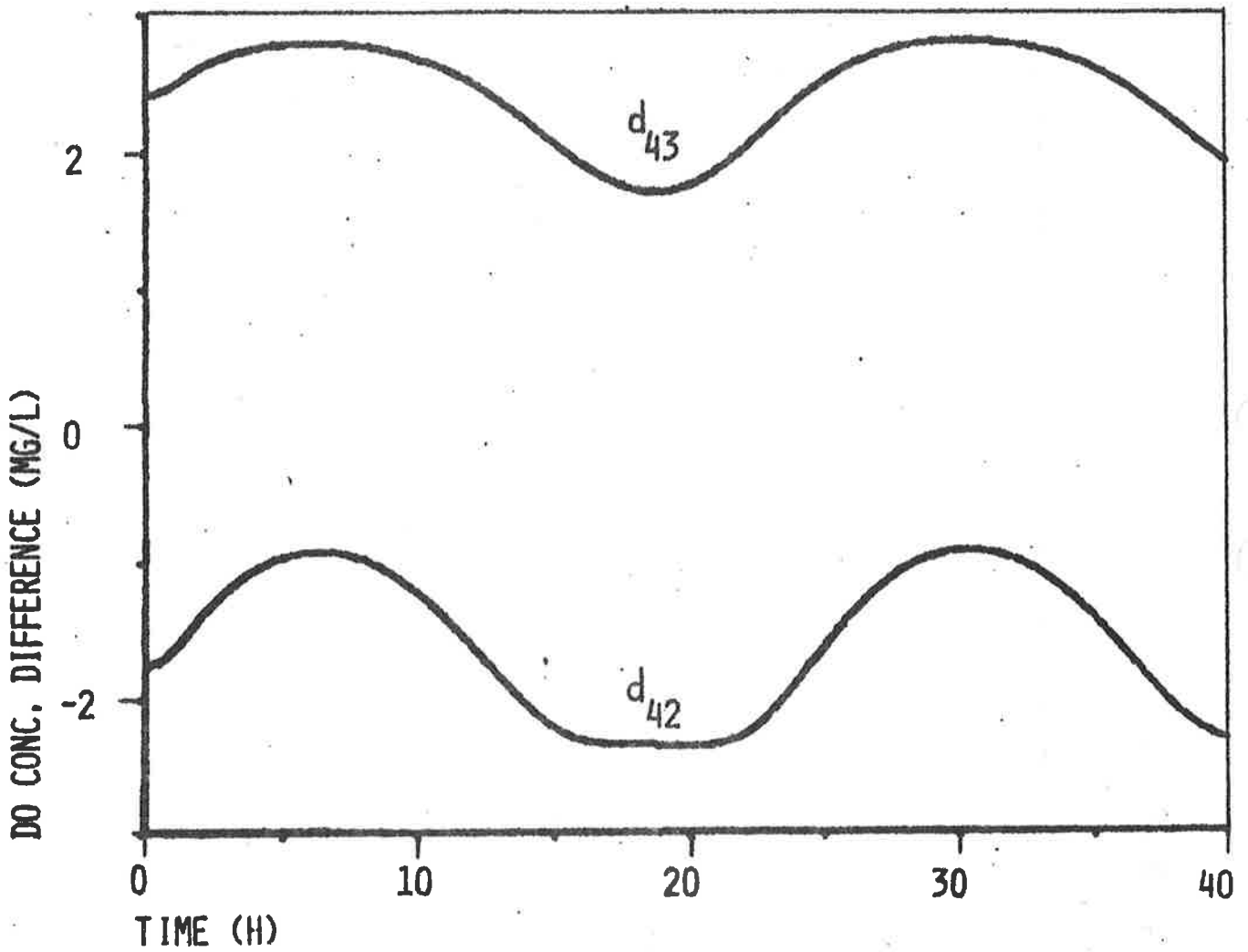
Figur 6.11. Reglering av syrehalten i sista luftningsbassängen (DO_4). Störningar är de samma som tidigare (fig 6.7). Figuren visar luftflödet (uttryckt i massöverföringskonstanten) som funktion av tiden.

en minidator LSI-11 reglerades dels trycket i luftledningarna, dels flödet av luft till luftningsbassängen. Två syrehaltsmätare var kopplade till datorn, en placerad 80 m nedströms och den andra 90 m nedströms (total längd är 100 m). Regulatorn var i det aktuella fallet kopplad till givaren vid 80 m, beroende på att syrehalten där är känsligare för belastningsvariationer jämfört med syrehalten nära utloppet. Referensvärdet var 3 mg/l. Figur 6.15 visar ett karakteristiskt resultat. Syrehalten vid 80 m hölls på värdet 3.0 mg/l med standarddeviationen 0.28 mg/l (figur 6.15 B). Syrehalten vid 90 m registrerades men återkopplades ej (figur 6.15 A). På samma sätt som i avsnitt 6.3 åskådliggör variationerna av luftflödet belastningen på verket (figur 6.15 D). Man kan konstatera att luftflödet är starkt korrelerat till "förstaderivatet" av syrehalten, dvs $c(90) - c(80)$ på samma sätt som d_{43} i avsnitt 6.3.

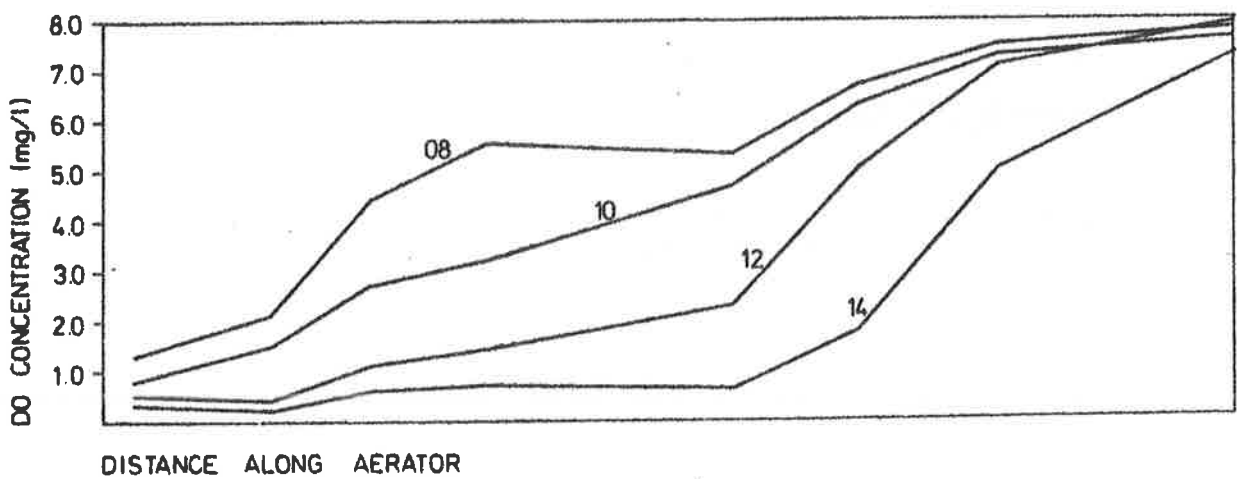
Den minsta skillnaden i syrehalt är ca 1.2 mg/l och den största ca 2.5 mg/l, alltså en faktor två mellan största och minsta skillnaden. Koncentrationsskillnaden är hela tiden så pass stor att mätfelen inte har någon avgörande betydelse. Luftflödet (D) visar sig också variera en faktor två mellan minsta och största värdet.



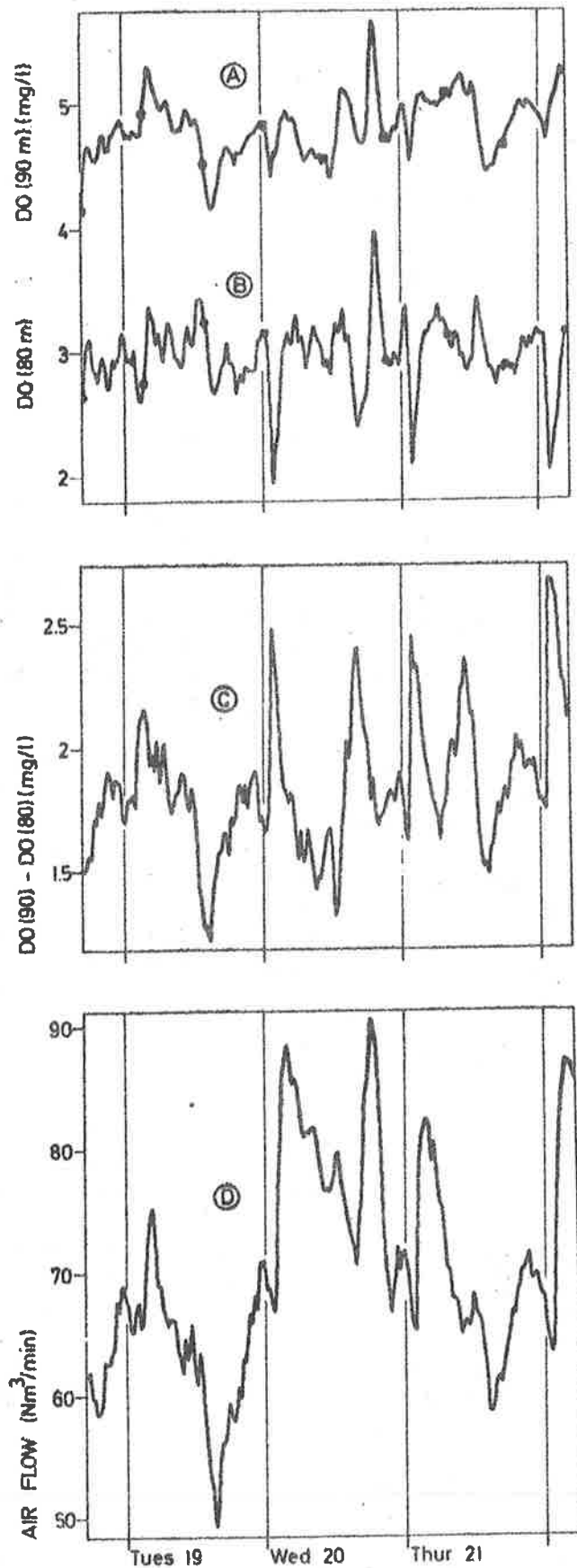
Figur 6.12. Simulering av aktivslamanläggningen med syrerreglering (fig 6.11). Figuren visar syreprofilen som funktion av tiden. Jämför det oreglerade fallet i figur 6.9.



Figur 6.13. Samma simulering som i fig 6.11 - 6.12. Kurvorna visar syreprofilens lutning d_{43} samt dess böjning d_{42} som funktion av tiden. Kurvorna är direkt härledda ur figur 6.12. Jämför figur 6.10.



Figur 6.14. Uppmätta syreprofiler som funktion av tiden (tim) vid Enköpings reningsverk. Ingen syrerreglering förekommer.



Figur 6.15. Resultat av syrehaltsreglering på Käppala (1977). Syrehalten 80 m nedströms (B) regleras kring 3 mg/l. Syreprofilens lutning (C) är definierad som (A) - (B). Lutningen (C) är starkt korrelerad till luftflödet (D). Båda dessa återspeglar den organiska belastningen.

7. REGLERING AV SLAMMÄNGD I EN LUFTNINGSBASSÄNG

Det har redan påpekats att både den hydrauliska och organiska belastningen på ett reningsverk är kraftigt variabla. Det är av fundamental betydelse att hålla syrehalten på en viss nivå, och detta kräver i de flesta fall en god reglering. På en aktivslamanläggning finnes ytterligare upp till tre reglerbara flöden, vilka kan användas för att kompensera för yttre störningar, nämligen returslamflödet, överskottsslamflödet samt stegbeskickningen. En viktig processvariabel är kvoten föda/mikroorganismer.

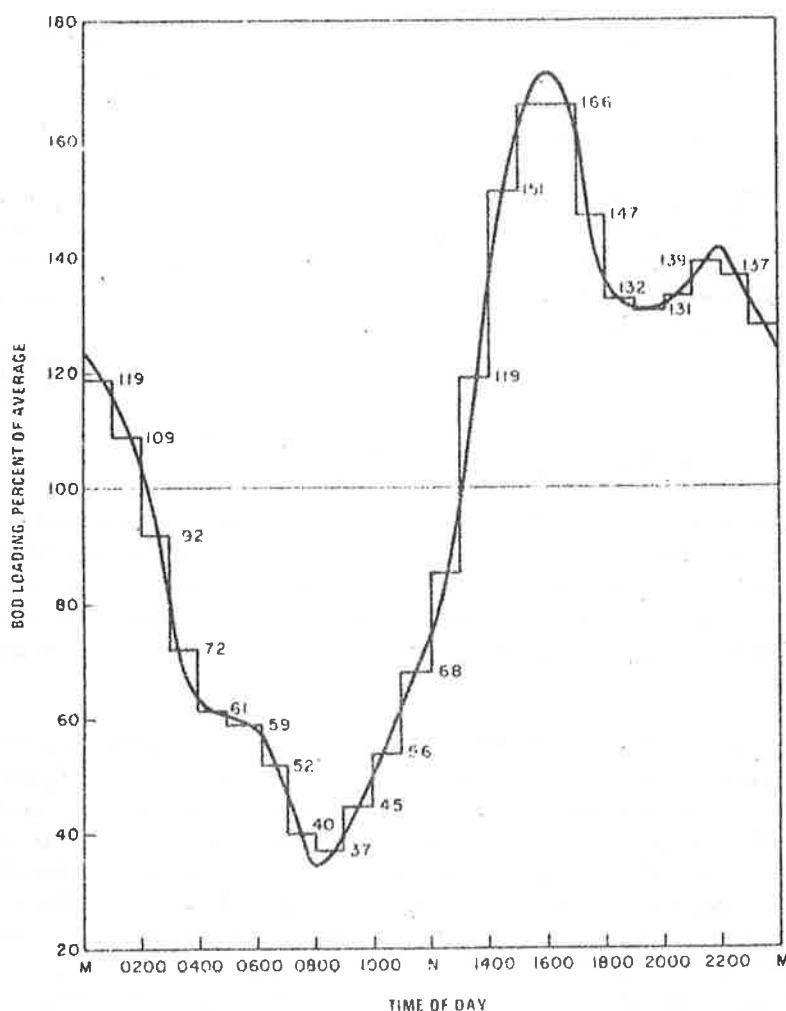
7.1 Mätning av organisk belastning

Kvoten föda/mikroorganismer (F/M) i en aktivslamanläggning är en kritisk variabel för reduktionen av BOD. Om kvoten är för stor blir tillväxten för kraftig och risken finns att dispersa flockar bildas, vilka har dåliga sedimenteringsegenskaper. Därmed blir reduktionen av BOD sämre. Om å andra sidan kvoten F/M är för låg blir tillväxten av flocken för dålig. Icke oxiderade fragment av flocken är kvar i suspension och åstadkommer ett grumligare utgående vatten.

F/M-kvoten påverkas kraftigt av en variabel organisk belastning. Ett exempel på variationen i organisk belastning visas i figur 7.1. BOD-belastningen i det aktuella fallet varierar från 37 % till 166 % av medelbelastningen under dygnet. (Observera att belastningsvariationen beror på både koncentration och flöde. Var och en av storheterna behöver alltså inte variera mer än ca 30 % för att ge dessa stora variationer, jfr simuleringarna i avsnitt 6.3.) Förändringen från minimal till maximal belastning sker på ca 8 timmar. Att under sådana omständigheter hålla en konstant kvot F/M är inte möjligt, eftersom man inte kan lagra så stora mängder aktiva bakterier, vilka kan "injiceras" vid rätta tillfället.

Att mäta organisk belastning är naturligtvis viktigt. I kap 6 visades att luftningsbassängen själv kan fungera som en respirometer åtminstone på två sätt: genom mätning av luftflödet vid syrerreglering, eller genom syreprofilmätningar. Den specifika syreförbrukningen kan mätas i speciella respirometrar. Mätningen har utförts på ett annat sätt i Gävle. Där utnyttjas den befintliga räknepaciteten i datorn för att uppskatta den specifika syreförbrukningen (Specific oxygen utilization rate = SCOUR). Den befintliga mätapparaturen för automatisk sampling av vattenprov för syremätning och susphalmsmätning användes så att SCOUR beräknas som en biprodukt.

De metoder som redovisats ovan för mätning av organisk belastning ger en tidsfördröjd information, vilket naturligtvis försämrar möjligheten att åstadkomma en snabb reglering. Det tar dels tid för själva störningen att propagera genom verket och genom luftningsbassängen innan den kan registreras, dels tar



Figur 7.1. Variationsområde för BS-belastning i Baltimore. Källa: Molvar (1976).

själva mätproceduren mer, eller mindre tid. Ett naturligt sätt att ge snabbare information är därför att också mäta organisk belastning i inkommande flödet. Regulatorn kan genom framkoppling få en snabbare information och därför ge en noggrannare reglering. Mätning med TOC-mätare har tillämpats på det reningsverk i Fairfields, vilket redovisades i 5.4. COD- eller TOD-mätare kan även användas. Den snabbare och fullständigare informationen kostar naturligtvis i form av dyrare instrumentering.

Ultraviolett absorption (UVA) vid en våglängd av 254 nanometer har visat sig korrelera väl med TOC för en stor mängd samples, som sträcker sig från utgående vatten från biologisk behandling till inkommande vatten. Ett sådant instrument har utvecklats bl a vid Water Research Centre, Stevenage, England. Apparaturen har nu nått ett sådant utvecklingsstadium så att den kan operera tillfredsställande åtminstone en vecka utan något underhåll. Utsignalen från den s k OPM (organic pollution monitor)

uttryckes i absorptionsenheter och icke i milligram kol per liter ekvivalent TOC eller någon annan kolrelaterad parameter. Därför är det nödvändigt att kalibrera monitorn empiriskt mot manuella analyser, se Briggs-Jones (1977).

För att uppskatta F/M-kvoten måste förutom organisk belastning också mängden aktiva mikroorganismer uppskattas. Att använda susphalt som ett mått på mängden mikroorganismer kan ofta ge hyggliga resultat, även om man noggrannt måste fastställa sambandet för varje enskilt verk. Dessutom ändras ju relationen med tiden mellan susphalt och mängden aktiva organismer.

7.2 Reglering med returslamflödet

Om returslamflödesreglering över huvud taget förekommer är flödesproportionell reglering det vanligaste. Att reglera returslamflödet proportionellt mot inkommande råvatten är ur många synpunkter av tveksamt värde. Styrlagen tar inte hänsyn till koncentrationsvariationer i returslammet eller i inkommande råvatten.

En ökning av returslamflödet kan, inom vissa gränser, öka den totala massan av aktivt slam i luftningsbassängen. Tyvärr åstadkommes därigenom också en ökning av hydrauliska belastningen till reaktorn och därmed till sedimenteringsbassängen. En ökning av returslamflödet kan bidra till att mängden löst BOD minskas i utgående vatten. Samtidigt ökar dock utgående suspensionshalt och därmed utgående BOD bundet i suspension. Denna ökning kan vara av samma storleksordning som minskningen av löst BOD, se t ex Cashion et al (1977).

I Palo Alto, Californien, gjordes 1973-74 studier med reglering av F/M-kvoten med hjälp av returslamflödet, se Petersack-Smith (1975). Den organiska belastningen kunde mätas på två sätt: antingen med respirometer eller indirekt via det luftflöde som krävdes för att hålla halten löst syre konstant. Via dessa mått kunde sedan ett önskat värde på slamhalten bestämmas med kvasistatiska metoder. En slamhaltsregulator varierade sedan slammet i luftningsbassängen (inom givna gränser) med hjälp av returslamflödet.

Att använda returslamflödet för att i minut- eller tidskala möta variationer i organisk eller hydraulisk belastning är svårt enligt mångas erfarenhet. Det finns få saker som talar för att returslamflödet skulle hållas proportionellt mot inkommande flöde. En uppfattning som framförts på senare tid representeras av Jones (1978). Den innebär i korthet att returslamflödet skall i tidskala vara konstant. Det skall hållas på lägsta möjliga värde för att slamnivån i sedimenteringsbassängen inte skall bli för hög. Variationen av returslamflödet ska sedan ske endast så att processen håller sig inom vissa gränser. Processtillståndet kan definieras med hjälp av syreprofilen. Syreprofilen skall i första hand regleras med hjälp

av luftflödet. I en långsammare tidsskala (från dag till dag) kan sedan returslamflödet anpassas så att profilen får ett önskat utseende. Den främsta orsaken till denna typ av strategi är att returslamflödet har en så pass kraftig inverkan hydrauliskt på sedimenteringsanläggningen.

7.3 Reglering med överskottsslamflödet

Överskottsslamflödet åstadkommer en betydligt långsammare reglering än returslamflödet, eftersom flödet är så mycket mindre. Eftersom det påverkar den totala massbalansen i systemet blir dock överskottsslamflödet direkt relaterat till slamåldern. Det är viktigt att påpeka att slamåldern är ett statistiskt begrepp. Under dynamiska förhållanden (vilket praktiskt taget alltid råder) måste man därför ersätta begreppet slamålder med en variabel som på ett relevant sätt återspeglar dynamiken. En sådan variabel är specifika tillväxten av bakterier. I *stationär* drift är denna omvänt proportionell mot slamåldern.

I några föreslagna eller tillämpade reglerstrategier hålles returslamflödet konstant, men överskottsslamflödet varieras med syftet att hålla F/M kvoten konstant. På grund av överskottsslamflödets ringa storlek kan en sådan strategi få endast marginell effekt på F/M kvoten. Påverkan åstadkommes i stället i tidsskalan flera dygn.

Olika regleringar med överskottsslamflödet har föreslagits. Ett exempel är att överskottsslam pumpas så att koncentrationen av suspension i luftningsbassängen hålles konstant, med andra ord, en konstant mängd slam hålles i systemet. En sådan reglering är möjlig, endast under förutsättning att inkommande organisk belastning är relativt konstant. Annars kommer kvoten F/M att variera kraftigt. Följaktligen kommer tillväxten av bakterier att fluktuera. Sådan reglering har beskrivits av t ex Walker (1971), Jenkins och Garrison (1968) och Flanagan (1975). En speciell strategi har beskrivits av Garrett (1958).

Överskottsslam kan också pumpas baserat på slamnivåmätningar. Detta är naturligtvis ingenting som direkt påverkar F/M kvoten. Det används för att hålla slamnivån inom vissa gränser och är en reglering av typ on-off.

Att pumpa överskottsslam vid slamflykt kan vara fel åtgärd, nämligen om slamflykten beror på överbelastning av verket. Genom att pumpa överskottsslam minskar man mängden slam i systemet ytterligare, vilket ger ytterligare överbelastning på verket. I ett sådant läge kan stegbeskickning vara den riktiga åtgärden.

Att hålla slamnivån konstant är ofta ett felaktigt kriterium. Detta kan lätt inses med dynamiska resonemang. När slamnivån är som högst (och därmed överskottsslampumpen tenderar att slå på) är inte nödvändigt den bästa tiden för överskottsslampumpning. Om en sådan strategi kombineras med en returslampumpning

proportionell mot råvattenflödet kan oönskade effekter uppstå. Under dygnsvariationer av råvattenflödet tenderar slamnivån att vara högst när belastningen är som störst. Då har också retur-slamflödet sitt maximum och följaktligen är koncentrationen i returslamflödet låg. Om överskottsslampumpen slås på vid ett sådant tillfälle kommer därmed koncentrationen att bli onödigt låg.

7.4 Reglering med stegbeskickning

Genom stegbeskickning kan man åstadkomma ytterligare regler-möjligheter i en aktivslamanläggning. Det skall betonas att stegbeskickningen är en reglering som åstadkommer dynamiska förändringar. I jämförelse med konventionellt flödesmönster ger inte en annan flödesfördelning en bättre BOD-reduktion *i statio-närt tillstånd*. Däremot kan man klara vissa typer av störningar bättre.

Stegbeskickning har analyserats av Busby-Andrews (1975) samt Andrews-Lee (1972). Det har använts redan på 1940-talet av Torpey i New York (1948). Stegbeskickning innebär att man transporterar runt slam i luftningsbassängen mellan olika delar. Typiska responstider rör sig om flera timmar upp till någon dag.

Stora hydrauliska störningar är ett exempel, där stegbeskickning kan vara av stor betydelse. Genom att leda flödet till slutdelen av luftningsbassängen, samtidigt som returflödet sättes på maximum kan slam räddas undan till inloppsdel av bassängen. Medan störningen varar åstadkommes visserligen en dålig reningseffekt, men processen kan räddas. Utan stegbeskickning finnes ingen reell möjlighet att reglera.

För att möta en *förväntad* organisk belastningsökning kan det vara lönsamt att lagra upp mikroorganismer i inloppsdel av luftningsbassängen genom att släppa in råvattnet en bit nedströms. När belastningen kommer kan flödesmönstret skiftas, så att råvattnet släpps in vid inloppsänden av luftningsbassängen. På så sätt erhålles en momentan "injicering" av bakterier där störningen uppträder.

Stegbeskickning kan också användas vid slamflykt eller vid gift-ämnen i inkommande vatten. I det förra fallet kan man åstadkomma en bättre kvot F/M som en möjlighet att förändra kulturen av organismer. I det senare fallet kan man visserligen inte åstadkomma att giftutsläppet från aktivslamanläggningen förhindras, men man kan undvika att en del av bakteriekulturen dödas av giftet.

För att åstadkomma en effektiv stegbeskickning krävs manövrerbara ställdon på inkommande flödesportarna. Flödena i de olika portarna måste naturligtvis kunna mätas.

8. KEMISK FÄLLNING

Dosering av kemikalier förekommer som bekant på de flesta svenska reningsverk. På grund av den stora kostnaden för kemikalier och för kemsламhantering finns det ett potentiellt mycket stort intresse av att optimera driften vid kemikaliefällning. Trots detta göres idag reglering av kemikaliedosering mycket primitivt, om den över huvud taget förekommer. I detta kapitel skall först olika fällningsprinciper summeras i 8.1. Reglering av kemikaliedoseringen diskuteras i 8.2. Därefter diskuteras nitrifikationens betydelse för kemikalieåtgången i 8.3. I 8.4 diskuteras recirkulering av kemsлам.

8.1 Olika typer av fällning

Den vanligaste fällningskemikalien i Sverige torde vara Bolidens AVR (6.9-7.4 % Al^{3+} och 2.8-3.5 % Fe^{3+}). I åtskilliga verk har man kunnat erhålla utmärkta resultat vid fosforreduktion, och 95 % reduktion ned till 0.5 mg/l är vanligt. Man kan även konstatera en sekundär effekt av efterfällningen. En del av BS i vattnet förekommer i suspenderad form. Detta kan fällas ut samtidigt som fosfor, vilket medför att utgående vatten har goda värden på BS och visar dessutom små variationer. Många sådana driftserfarenheter redovisas i Naturvårdsverkets driftsundersökningar.

Driftsundersökningarna visar (1974) en endast 78 % reduktion av BS vid enbart biologisk behandling (31 ± 26 mg/l) medan reduktionen blir 95 % (7.2 ± 4.2 mg/l) om kemisk efterfällning dessutom förekommer. Man konstaterar att även kvalitetsvariationerna vid enbart biologisk behandling är betydande. Resultaten är visserligen uppmuntrande med tanke på efterfällningens effektivitet, men de visar också på det stora behovet av en bättre reglering av den biologiska delen av verken. Mätningarna ger en tydlig vink om hur styvmoderligt reglering och drift blivit behandlade jämfört med konstruktion av verken. De stora variationerna i utgående kvalitet berodde i allmänhet inte på överbelastning av verken. I stället var de belastade i medeltal endast till 59 % av sin konstruktionskapacitet.

I ett verk utan efterfällning kan kemikalierna doseras i andra punkter, antingen i form av förfällning eller som simultanfällning. De flesta svenska verk med kemfällning är utrustade för efterfällning, trots att detta kräver större investeringskostnader, eftersom både flocknings- och eftersedimenteringsbassänger måste konstrueras. Simultanfällning har utprovats med framgång på flera håll och medfört stora minskningar i både drifts- och konstruktionskostnader. Erfarenheter från simultanfällning med järnsulfat i Käppala har rapporterats av Dahlqvist et al (1975), och stora besparingar kunde konstateras.

8.2 Reglering av kemikaliedosering

För att göra en bra dosering krävs i första hand mätning av pH, speciellt då metallsalter användes som fällningskemikalier. Likaså är alkalinitet viktig information, inte bara för kalkfällning, eftersom det avgör buffertkapaciteten för vattnet. Naturligtvis vill man gärna veta koncentrationen av olika fosfater, men detta låter sig inte göra, utom ett värde av totalfosfor.

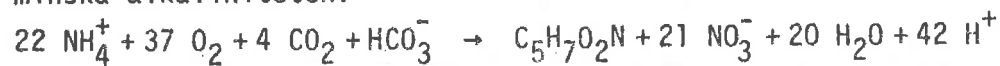
De regleringar som hittills är i bruk kan delas in i två kategorier. I den ena gör man doseringen flödesproportionell och uppdaterar doseringsgraden manuellt. Samma teknik användes för både fosforreduktion och för slamkonditionering. I den andra typen av reglering gör man en framkoppling av doseringen från flödet. Man återkopplar sedan från t ex en pH-mätare som finjusterar doseringen. Ytterligare mätning av utgående vattnets kvalitet kan sedan göras med turbiditet eller totalfosformätning.

Studier av doseringsreglering har gjorts i Stockholm av Wiksell (1977) och Wiksell et al (1977). Dosering baserad på fosformätningar visade sig svår med tanke på dålig pålitlighet hos instrumentet. Andra mätningar, såsom alkalinitet, pH, COD och fluorescensmätningar, har också undersökts. Eftersom susphalt i utgående vatten kan relateras till suspenderat fosfor kan suspmätningar ibland ge relevant information. Wiksell har också arbetat på ett instrument för låga susphalter, där partikelstorleksfördelningen kan beaktas.

8.3 Nitrifikationens betydelse för kemikaliedoseringen

I Sverige finnes som bekant inga speciella krav på kvävereduktion i avloppsvatten. Inte desto mindre har nitrifikation både observerats och avsiktligt utprovats på flera svenska verk. Detta har medfört intressanta bieffekter för doseringen av kemikalier för fosforborttagning. Det är välkänt att nitrifikation kan ge lägre dosering av kemikalier. För att ge den optimala fällningen måste pH vara mycket välbestämt. Ofta får man detta pH genom extra dosering av kemikalier. Denna dosering beror till stor del på vattnets alkalinitet.

Biologisk nitrifikation åtföljes av en sänkning av alkaliniteten. Följande summareaktion har föreslagits för att beskriva omvandlingen av ammonium via nitrit till nitrat, och således minska alkaliniteten:



Sänkningen motsvarar en minskning i bikarbonat av 8.3 mg per mg oxiderat ammoniumkväve. Om inkommande råvatten har ett överskott på alkalinitet kommer således nitrifikationen att vara mycket förmånlig för kemikaliefällningen.

Kombinationen av nitrifikation och efterfällning med aluminiumsulfat kan leda till en avsevärd minskning av mängden kemikalier

som erfordras. Detta har demonstrerats i flera fall, t ex i Himmersfjärden och Örebro, se Larsson (1975) och Isgård et al (1974). I Himmersfjärden doserade man med 75 mg/l AVR och erhöll en utgående fosforkoncentration av 0.2 - 0.5 mg/l. I Örebro kunde doseringen av AVR reduceras från 120 till 85 mg/l.

Det är ett intressant optimeringsproblem att väga kostnaderna för en ökande luftning för att erhålla nitrifikation (både längre slamålder och högre luftflöde) och minskade kostnader för kemikalier. Studier har visat (se Grönqvist et al, 1978) att kostnader för en ökning av slamåldern från 5 till 20 dagar är ganska måttlig, mellan 5 och 10 %. Detta kompenseras därför väl av minskningen av mängden kemikalier samt reduceringen i slambehandlingskostnaderna.

8.4 Recirkulering av kemslam

Redan under 1960-talet observerade Thomas (1972) att kemikalier kunde sparas vid simultanfällning (järnklorid) om överskottsslam recirkulerades till inkommande råvatten. Adsorptionsförmågan för fosfor hos kemslammet kunde ökas med en ökande fosforkoncentration i inkommande råvatten, något som kunde förklaras genom teorier för fysikaliskt-kemisk adsorption. Humenick-Kaufmann (1970) gjorde experiment med att recirkulera kalk eller aluminiumslam från efterfällning till luftningsbassängen med liknande resultat.

Olika försök med tvåstegsfällning har genomförts i Sverige under senare år. En sammanfattning har gjorts av Hultman (1978). Flera flödesstrukturer förekommer. Simultanfällning har kombinerats med efterfällning, slam från efterfällning har recirkulerats till luftningsbassängen, eller efterfällt slam har recirkulerats till inkommande vatten. Det gemensamma resultatet är att fosforreduktionen kan drivas längre innan efterfällningssteget, vilket både sparar kemikalier, reducerar mängden kemslam och minskar utgående vattnets fosforhalt.

9. SLAMBEHANDLING

Två delprocesser skall här diskuteras, centrifuger och röt-kammare. Båda är intressanta ur reglerteknisk synpunkt. Automatisk reglering kan innebära stora besparingar av kemikalier för slamkonditionering för en centrifug. Det kan innebära en pålitligare drift av röt-kammare, samtidigt som produktionen av en ekonomiskt värdefull produkt - metan - kan optimeras.

9.1 Reglering av centrifuger

För att konditionera slammet för centrifugering tillsätter man konditioneringsmedel, såsom polyelektrolyter eller polymerer. Eftersom sådana konditioneringsmedel är mycket dyra, finns stor anledning att minimera förbrukningen, samtidigt som avkall på suspensionshalten på rejektvattnet inte får göras.

I några reningsverk reglerar man på tillförseln av slam utgående från mätningar av suspensionshalt på rejektvattnet, medan tillsatsen av konditioneringsmedel är konstant. Lämpligare är att reglera på flödet av konditioneringsmedel. En signal, som beskriver torra massflödet av slam till centrifugen, ger en framkopplingssignal till doseringsutrustningen av konditioneringsmedel. Doseringen justeras sedan, baserat på en återkopplingssignal från suspensionshaltsmätning av rejektvattnet. Sådana regleringar har bl a provats av Wiksell et al (1977) med lovande resultat. Analog teknik användes på centrifugregulatorn. En digital regulator är projekterad för reningsverket i Gävle. En centrifugregulator kan relativt enkelt implementeras i den befintliga processdatorn PDP 11/04.

9.2 Reglering av röt-kammare

Vid anaerob stabilisering av slam i röt-kammare sker en biologisk nedbrytning av organiskt material utan närvaro av fritt syre. De organiska beståndsdelarna omvandlas först till enkla föreningar, som därefter överföres till organiska syror, alkoholer m m. Dessa föreningar bryts i sin tur ned av metanbakterier till slutprodukterna metan (rötgas), koldioxid och vatten. Tyvärr har röt-kammare på många håll dåligt rykte och anses instabila, opålitliga och besvärliga. Ofta beror detta på dålig drift och reglering snarare än att processen skulle ha några inbyggda instabiliteter.

Det finns många processvariabler som påverkar dynamiken i en röt-kammare, t ex koncentrationen av organiska syror, alkalinitet, pH, uppehållstid, koncentration av biomassa, organisk och hydraulisk belastning samt temperatur. Flera av dessa processvariabler kan mätas, vilket möjliggör reglering av röt-kammaren. Om tre av variablerna kan hållas konstanta trots yttre störningar, kan driften av röt-kammaren göras pålitlig. Dessa variabler är temperatur, pH och metangasproduktion.

Temperatur

De reaktioner som äger rum i en röt-kammare härrör från en heterogen samling bakterier, vars optimala temperaturområden kan vara mycket olika. Normala temperaturområden ligger mellan 30 och 35 °C, men även termofila bakterier kan ibland gynnas, och deras optimala verkningsområde ligger över 50 °C. Temperaturen har därför ett avgörande inflytande på vilket slags bakterier som kommer att förekomma i röt-kammaren. Det har också visats att häftiga temperaturförändringar är skadliga för driften av en röt-kammare, vilket ytterligare understryker vikten av god temperaturreglering.

Temperaturen i röt-kammaren kan påverkas på två sätt, dels genom förvärmning av det inkommande slammet, dels genom recirkulation genom värmeväxlare av röt-kammar-slammet. Regleringen är relativt enkel på grund av de långa uppehållstiderna, 10 - 30 dagar. Ofta räcker en on-off reglering av slampumpen. När undre eller övre gränsvärden för temperaturen i röt-kammaren har uppnåtts så slås pumpen på eller av. Det är naturligtvis väsentligt att erhålla en representativ temperaturmätning, varför placeringen av givaren måste väljas med omsorg.

pH

Tillståndet i röt-kammaren återspeglas tydligt i pH. Metanproduktion kommer från två huvudgrupper av mikroorganismer. Den första är den syraformande gruppen, vilken svarar för hydrolysen av komplexa organiska material till enklare sammansättningar (organiska syror). Den andra är metanbildarna, vilka är känsliga för pH. Erfarenheter tyder på att pH bör ligga mellan 6.8 och 7.2. Annars hindras tillväxten av metanbakterierna och slamstabiliseringen upphör.

De tre vanliga orsakerna till röt-kammarproblem (hydrauliska, organiska eller giftbelastningar) resulterar i pH-förändringar. Storleken på pH-förändringen beror naturligtvis både på belastningens storlek samt på alkaliniteten. En automatisk reglering av pH kan förhindra många problem orsakade av överbelastningar. I en fungerande röt-kammare bildas bikarbonat-alkalinitet, vilket balanserar bildandet av organiska syror varför pH förblir ganska konstant. För att garantera att pH inte ändras rekommenderas dock på många håll automatisk reglering av pH, t ex med kalk. Tyvärr är hanterandet av kalk besvärligt, då det är svårt att åstadkomma en god blandning eller upplösning av kalken i röt-kammaren om inte en intensiv omrörning förekommer. Därför användes natriumhydroxid, natriumbikarbonat eller natriumkarbonat som pH-justerande kemikalier. Som regulator räcker en proportionell regulator.

Själva pH-mätningen erbjuder problem på grund av nedsmutsningen. Ultraljudsrengöring samt placering i en region med god omblandning kan åtminstone underlätta problemen. Det har uppskattats att pH-regleringen kräver ca 60 mantimmar per år i underhåll (Molvar, 1976).

Metanproduktion

Produktionen av rötgas är ett bra mått på funktionen av röt-kammaren, och är direkt relaterad till mängden organiskt material som brutits ned. Det finns flera faktorer som påverkar mängden producerad gas, förutom rötningen. Naturligtvis påverkar mängden inmatat slam, men också temperaturen. Redan en temperaturvariation på 1 °C märks i gasproduktionen. Nedan antages att temperaturen är konstant genom separat reglering, varför en förändring i gasproduktion antas bero på variationer i själva röttningsprocessen.

Rötningen är en tvåstegsprocess, vilket betyder att en minskning av gasproduktionen indikerar att antalet metanbildande bakterier eller deras reaktionshastighet är otillräcklig för att omvandla organiska föreningar till metan och koldioxid. Fler metanbildande bakterier måste tillsättas eller också måste reaktionshastigheten öka.

I en-stegs röt-kammare kan antalet bakterier öka vid överskott på föda, men bakterierna växer långsamt. Därför måste röt-kammaren matas försiktigt så att inte pH minskas drastiskt. Att öka temperaturen är också ett sätt att öka reaktionshastigheten. För en-stegs röt-kammare kan således produktionen av rötgas användas för att automatiskt förändra organisk belastning, temperatur och pH. Den primära reglervariabeln är temperatur. Om gasproduktionen går ned vid oförändrad belastning (förutsatt att inga giftämnen finnes) måste temperaturen ökas, och motsatt förlopp vid ökning i gasproduktionen. Om det inte hjälper att ändra temperaturen måste inflödet av slam minskas, om gasproduktionen går ned under ett visst värde. Med temperaturregleringen kan gasproduktionen åter komma igång, och röt-kammaren långsamt återställas igen.

I en två-stegs röt-kammare består en effektiv reglering i att recirkulera slam (metanbakterier) från separatorn till röt-kammaren. Detta leder till att metanbildande bakterier lagras upp när gasproduktionen sjunker. Idén bakom regleringen bygger på antagandet att metanproduktionen är en linjär funktion av koncentrationen metanbakterier. Målet är att hålla metanproduktionen över ett visst minimivärde, vilket kan ske med hjälp av en enkel on-off reglering av recirkulationen. Baserat på mätningar av metanproduktionen kan alltså recirkulationspumpen slås till eller från. Denna reglering kan kombineras med temperatur- och pH-reglering på samma sätt som för en en-stegs röt-kammare.

Ingen av de föreslagna reglerstrategierna för metangas har provats på någon fullskaleanläggning. Det finns dock många mätgivare som skulle kunna fungera i ett reglersystem. Reglering av metangasproduktionen är en högst naturlig reglering, eftersom driften av röt-kammare ofta specificeras i termer av rötgasproduktion. Man har genom simulering kunnat visa att både produktion och pålitlighet kan ökas påtagligt om automatisk reglering av metangasproduktionen införes. Om man dessutom beaktar metangasen som en potentiell inkomstkälla för reningsverket finns stor anledning att optimera driften för röt-kammarna.

10. KOPPLING MELLAN ENHETSPROCESSER

Ett reningsverk utgör en del i ett mycket komplext system som sträcker sig ända från renvattenverk till recipient. Även själva reningsverket måste delas upp i ett antal mer eller mindre starkt kopplade delprocesser. Det är väsentligt att beakta kopplingarna mellan olika delsystem så att driften av en process inte skall försämra driften av någon annan. En systematisk uppdelning skulle kunna vara:

- kopplingen mellan avloppsnät och reningsverk
- interna kopplingen mellan enhetsprocesserna i verket
- kopplingen mellan reningsverket och recipient.

Kopplingen mellan avloppsnät och reningsverk har diskuterats i någon mån i samband med flödesutjämnning i kapitel 3. Vidare har den betydelse för genomförandet av stegbeskickning, avsnitt 7.4. Kopplingen med recipienten måste naturligtvis beaktas, när kvalitetskraven på utgående vatten ställes upp.

Interna kopplingarna i verket beaktas sällan på ett systematiskt sätt. Naturligtvis finns det självklara hydrauliska kopplingar via huvudströmmen av vatten- eller slamflöden. Kopplingen mellan luftningsbassäng och sedimentering är ett självklart exempel. Nedan skall ges några exempel på kopplingar, som bör beaktas vid driften av ett verk.

Slamvattnet från röt-kammare eller rejektvatten från centrifuger returneras till inkommande råvatten eller direkt till luftningsbassänger. Detta innebär en stor belastning. Därför skall returvattnet inte pumpas vid tidpunkter för hög belastning på verket. Mindre självklar är kanske hur driften av röt-kamrarna kan påverka driften av aktivslambassängen. Den mängd biologiskt slam, som bildas vid aktivslamanläggningen, kommer direkt att påverka mängden bildad metangas i röt-kamrarna. Om man önskar maximera produktionen av metangas vill man således söka att maximera mängden slam, producerat av aktivslamanläggningen (exempel: Hyperion treatment plant, Los Angeles).

Recirkulering av kemslam har diskuterats i 8.4. Detta innebär också en väsentlig koppling mellan aktivslamdelen och ett kemsteg. Inverkan av kopplingen har inte alls analyserats dynamiskt.

Spolning av sandfilter kan åstadkomma mycket stora hydrauliska störningar på verket. Typiskt kanske filtren returspolas var 10-12 timme. Eftersom returspolningen tar endast 5-10 minuter, kommer flödet att åstadkomma en stor chockbelastning på verket. Det är därför viktigt att buffra returvattnet på något sätt.

11. DATORREGLERING

Antalet reningsverk försedda med datorer har ökat snabbt. I de allra flesta fall är det fråga om endast datainsamling. Bara ett reningsverk i Sverige är försett med direkt digital reglering (DDC), Duvbackens reningsverk i Gävle, se Gillblad-Olsson (1977). I detta avsnitt skall kortfattat diskuteras några grundläggande ideer och erfarenheter kring datorreglering.

Instrumentering är och kommer att förbli ett stort problem i reningstekniken. Det kommer alltid att finnas för lite instrument för att mäta alla de variabler som är relevanta för reglering av processerna. Därför är det viktigt, att dra maximal nytta av befintliga instrument. För sådana ändamål är datorn perfekt. Dels kan den övervaka instrumentutslag (drift, alarmgränser, bortfall av mätvärden m m), dels kan den beräkna indirekta variabler av olika slag. Exempel på sådana beräkningar är torrt massflöde ur flödes- och koncentrationmätning, flöden beräknade ur pumpvarvtal, massbalanser för luftningsbassängen eller sedimenteringsbassänger. Ett exempel från retur slampumpning i Gävle kan nämnas. Koncentrationen i retur slammet är en funktion av flödet. Datorn tillåter retur slamflödet att öka endast under förutsättning att massflödet av slam ökar.

Det finns åtskilliga dynamiska variabler som skall kunna uppskattas. I kapitel 5 har nämnts SCOUR, som kan beräknas on-line ur syrehaltmätningar. Vidare kan organiska belastningen beräknas ur antingen syreprofil eller ur luftmängdsberäkningar vid syrereglering.

Kalibrering kan göras enklare med hjälp av dator. Oftast kan man programmera så att en kalibrering kan kännas igen automatiskt. Då kan också en automatisk omjustering av skalor äga rum.

Att använda datorn för systematiskt underhåll av utrustning och instrument är naturligt. Drifttidsregistrering av pumpar, ventiler, motorer osv kan göras, bara kabeldragningen är gjord. Då kan också underhållspersonal få dagliga listor på vilka apparater som står i tur för service och underhåll.

Att använda en dator för felsökning är vanligt. Bara det faktum att viktiga variabler lagras i datorn gör själva letandet så mycket enklare. Naturligtvis kan alarmgränser för olika instrument lagras, men också trender och gränser för dessa.

Datorn är mycket användbar då kombinationer av olika mätvärden skall analyseras eller testas, något som ofta är svårt för en operatör att göra snabbt. Datorn kan snabbt detektera olämpliga eller farliga driftstillstånd, vilka skulle ta längre tid eller vara svåra för en mänsklig operatör att känna igen. Man skall dock komma ihåg att datorn aldrig kan ersätta mänsklig observationsförmåga eller förmåga att känna igen mönster, färger eller lukter. Konsten är i stället att kombinera datorns möjlighet

till analys och människans förmåga till bedömningar. Datorn kan då t ex behöva extra information för att göra mer precis analys av driftsläget. Det kan röra sig om slamindex, mikroskop-analys eller någon speciell analys i lab. Ett sådant system har fungerat i Gävle sedan 1977.

I kapitel 5 diskuterades datorns större flexibilitet i förhållande till analog utrustning. Detta gäller också filtrering av mätsignaler och regulatorer. I flera reglerkretsar krävs mer avancerade styrlagar än vad som en analog PID-regulator kan åstadkomma. Dels förekommer dödtider i flera enhetsprocesser, dels innehåller de många olinjäriteter (kap 2). Vidare krävs ibland enkla beräkningar, innan regleringen kan utföras. Implementeringen av sådana styrlagar kan göras relativt enkelt i en dator, men blir svåra med analog teknik.

Några ord skall också sägas om utvecklingen av programvara för datorer. Idag är det orimligt dyrt att programmera i maskinspråk. Även små minidatorer är försedda med kompilatorer för högnivåspråk, vilket gör programmeringen mindre kostsam, samtidigt som programvaran blir portabel. Det är viktigt att notera att många programmoduler kan (och skall!) skrivas så standardiserat att de lätt kan överföras från en maskin till en annan, även om den senare är av annat fabrikat. På så sätt kan kostnaden för en utveckling mot ökad datorisering på svenska reningsverk bli rimlig.

12. SLUTSATSER. ANDRA FORSKNINGSPROJEKT

Dynamik och reglering av reningsverk har dragit till sig ett växande intresse på senare år, både i Sverige och utomlands. Flera faktorer bidrar till denna utveckling. Miljövårdskraven formuleras allt striktare, samtidigt som man söker att begränsa kostnadsutvecklingen. I Sverige tillkommer det faktum att man kommit mycket långt i utbyggnadsprogrammet av reningsverk. Nu kan man koncentrera uppmärksamheten på att de byggda reningsverken verkligen kan uppfylla de krav man ställt vid konstruktionen.

Utvecklingen av mätgivare går relativt långsamt, om man jämför med övrig kemisk industri. Trots detta har man idag helt andra möjligheter till mätning än för några år sedan. Datorutvecklingen går mycket fort och gör datorreglering av relativt små processer ekonomiskt rimlig och lönsam. Kunskapen om processers dynamik och reglertekniska metoder har utvecklats snabbt under de senaste åren.

Intresset utomlands har varit stort för det projekt "Styrning av reningsverk", vilket har stötts av STU i samarbete med Datema AB, Nynäshamn, och Institutionen för Reglerteknik, LTH, under åren 1973-77. Reningsverken i Käppala och Gävle har använts som provanläggningar. Dessutom har samarbete etablerats med professor John F Andrews vid University of Houston, Texas, USA, framför allt på processdynamikområdet.

De resultat som erhållits behöver i vissa fall långtidstestas, men är i flera fall färdiga att användas på andra verk. Det är värt att konstatera att arbetena i Käppala och Gävle har varit vägvisande för flera utländska projekt, t ex:

- Regleringen av Fairfield reningsverk (kap 5) i USA, som är det första av Envirotech's satsningar på reglering av reningsverk.
- Reglering av aktivslamanläggning i pilotskala med rent syre i samarbete mellan City of Houston och University of Houston. Anläggningen utgör en testanläggning för en större utbyggnad i Houston (värde ca 200 M\$). Pilotförsöken avslutas i slutet av 1978.
- Canada Centre for Inland waters, Burlington, Ontario. Modellbyggnad, identifiering och reglering av aktivslamanläggning i pilotskala under 1978/79. Många av ideerna är direkt hämtade från arbetena i Sverige.
- Reningsverk i Blackbirds, England. Studier av identifiering och reglering av aktivslamanläggning genomföres av Water Research Centre, Stevenage, med början 1978.
- Hitachi, Tokyo. Studier av syreprofilreglering vid reningsverk i Tokyo och Yokohama, sedan slutet av 1977.
- South-West Treatment Plant, Chicago, USA (världens största reningsverk). Samarbete mellan

Metropolitan Sanitary District of Greater Chicago, University of Houston och Reglerteknik LTH, Lund, angående reglering av nitrifierande luftningsbassäng. Regleringen baseras på syreprofil. Arbetena har påbörjats hösten 1978.

Man kan alltså konstatera att intresset för reglering i allmänhet är stort. Glädjande nog verkar de resultat som erhållits kring aktivslämregleringen i Sverige vara värda att utprovas på flera håll, där stor kompetens finnes.

Det är nödvändigt att också i Sverige fortsätta forskning om och utveckling av reglering och drift av reningsverk. VAV har demonstrerat sitt intresse för driftsproblemen, vilka under de närmaste åren kommer att kräva stor uppmärksamhet. Som ett led i ett sådant arbete borde man åtminstone vid ett fullskale-reningsverk kunna utföra tester av instrument, utprova olika reglerstrategier eller göra dynamiska experiment. Som ett exempel på sådant verk har diskuterats Enköpings reningsverk, som erbjuder många intressanta fördelar:

- storleken på verket är representativ för en stor grupp kommunala verk,
- det finns en överkapacitet på verket, genom att en luftningsbassäng är oanvänd,
- speciellt goda förutsättningar finnes för att åstadkomma organiska störningar,
- reningsverket har en kompetent och intresserad stab.

Vissa grundinvesteringar måste göras, för att meningsfull forskning skall kunna bedrivas. En processdator samt en basinstrumentering måste finnas för att en rimlig flexibilitet vid datainsamling och reglering skall föreligga. Likaså krävs att vissa ställdon, motorer och pumpar är styrbara.

En kontinuerlig uppföljning av driften av reningsverk samt en målmedveten forskning för att på sikt höja kvaliteten på utgående vatten och minimera kostnaderna är väsentligt om vi skall få valuta för de satsningar som hittills gjorts i Sverige.

13. REFERENSER

Andrews J F and C R Lee (1972): Dynamics and control of a multi-stage biological process. Proc. IV IFS: Ferment. Technol. Today, 55-63.

Beck M B (1977): The identification and adaptive prediction of urban sewer flows. Int. J. Control, 25, 425-440.

Bosman D J and J M Kalos (1978): Relation between aeration rates and settling characteristics of activated sludge. Water Poll. control, 101-103 (S. Africa).

Briggs R and G L Jones (1977): Aspects of automation of the activated sludge process. Technical note, Water Research Centre, Stevenage, England.

Bryant J O (1972): Continuous time simulation of the conventional activated sludge wastewater renovation system. Ph.D. dissertation, Clemson Univ., Clemson, S.C., USA:

Buhr H O, J F Andrews and T M Keinath, Eds (1975): Research Needs for Automation of Wastewater Treatment Systems. Proc. of a workshop, sponsored by the U.S. Environmental Protection Agency in cooperation with Clemson University, Clemson, S.C.

Busby J B and J F Andrews (1975): Dynamic modeling and control strategies for the Activated Sludge Process. Journal of Water Pollution Control Federation, 47, 5, 1055-1080.

Cashion B S, T M Keinath and W W Schuk (1977): Evaluation of instantaneous F/M control strategies for the activated sludge process. Paper 82, IAWPR Int. workshop on instrumentation and control for water and wastewater treatment and transport systems. London, May 1977.

Dahlqvist K I, L Hall and L Bergman (1975): Fosforreduktion med tvåvärt järnsulfat vid Käppalaverket (Phosphorus reduction with ferrous sulphate at the Käppala treatment works) In Swedish. Vatten, 31, 166-179.

Flanagan M J (1975): Automation of the activated sludge process In Buhr et al (1975) 33-46.

Flanagan M J and B D Bracken (1977): Design procedures for dissolved oxygen control of activated sludge processes. USEPA, 600/2-77-032., June 1977.

Garrett M T (1958): Hydraulic control of activated sludge growth rate. Sewage and Industrial Wastes, 30, 253.

Gillblad T and G Olsson (1977): Computer control of a medium sized activated sludge plant. Paper 62, IAWPR Int. Workshop on Instrumentation and Control for Water and Wastewater treatment and transport systems, London, May.

Gillblad T and G Olsson (1978): Implementation problems for activated sludge controllers. Report TFRT-7137 Department of Automatic control Lund Institute of Technology, Lund.

Grönqvist Siv, H Holmström, B Hultman and L G Reinius (1978): Experiences and process development in biological-chemical treatment of municipal wastewaters in Sweden. Paper, IAWPR conference, Stockholm, June 1978.

Hultman B (1978): Några utvecklingstendenser vid kemisk fällning av avloppsvatten. Internt papper, VAV, Stockholm, Sept.

Humenick M J and W J Kaufmann (1970): An integrated biological-chemical process for municipal wastewater treatment. 5th IAWPR conf., Paper I:19, Los Angeles, USA.

Isgård E et al (1974): Swedish Techniques to combat pollution Eff. & Wat. Treat. J., Feb 1974, 97-101

Jenkins D and W E Garrison (1968): Control of activated sludge by mean cell residence time. J. Water Poll. Control Fed., 40, 1905.

Jenkins D, M Sezgin and D S Parker (1976): A unified theory of filamentous activated sludge bulking. Paper, Annual conf. of the Water Pollution Control Fed., Oct 4, 1976.

Jones G (1978): Personal communication. Water Res. Centre, Stevenage, England.

Larsen P and S Gotthardsson (1976): Om sedimenteringsbassängers hydraulik. Bulletin A:51, Inst. Tekn. Vattenresurslära, LTH, Lund.

Larsson E (1975): Kemisk fällning vid Himmersfjärdsverket (Chemical treatment at the Himmersfjärden treatment works) in Swedish. Kemisk Tidskrift 87, 116-117.

Leiser C P (1974): Computer management of a combined sewer system. Environ. Prot. Techn. Series, EPA-670/2-74-022. U S Environmental Protection Agency, Cincinnati.

Molvar A E, J F Roesler, R H Wise and R H Babcock (1976): Instrumentation and automation experiences in Wastewater treatment facilities. Report USEPA-600/2-76-198, U S Dept of Commerce, Nat. Tech. Inf. Service PB-262-232.

Olsson G (1975): Activated sludge Dynamics I. Biological models. Report TFRT-3121, Dept of Automatic Control, Lund Inst of Technology, Lund, Sweden.

Olsson G (1975): Activated sludge dynamics. Static Analysis. Dept of Civil Engineering, Univ of Houston, Houston, Texas.

Olsson G (1977): State of the art in Sewage treatment plant control, AIChE Symp. Series No. 159, Vo. 72, 52-76.

Olsson G (1978): Automatic control in combined wastewater treatment plants. Invited paper, Int. Environmental Colloquium, Liège, Belgium, May 1978.

Olsson G (1978): Swedish experiences of instrumentation and control of wastewater treatment plants. Invited paper, IRCHA, Vert le Petit, France, Dec 1, 1978.

Olsson G and J F Andrews (1977): Estimation and control of biological activity in the activated sludge process using dissolved oxygen measurements. Proc. IFAC Symp. Environmental Systems Planning, Design and Control, Kyoto, Japan.

Olsson G and J F Andrews (1978): The dissolved oxygen profile - A valuable tool for control of the activated sludge process. Accepted for Water Res., 1978.

Olsson G and O Hansson (1976a): Modeling and identification of an activated sludge process. Proc. IFAC Symp. on Identification and System Parameter Estimation, Tbilisi, USSR, Sep, 134-146.

Olsson G and O Hansson (1976b): Stochastic modeling and computer control of a full scale wastewater treatment plant. Proc. Symp. on systems and models in air and water pollution, The Institute of Measurement and control, London, Sep, 1976.

Petersack J F and R G Smith (1975): Advanced automatic control strategies for the activated sludge treatment process. Environmental Protection Technology Series EPA-670/2-75-039, May.

Pflanz P (1969): Performance of activated sludge secondary sedimentation basins. Paper, 4th International Conference on Water Pollution Research, Prague.

Smith R (1969): Preliminary design of wastewater treatment systems. Proc. ASCE, J. San, Engr. Div., 95, 117-145.

Thomas E A (1972): Phosphate removal by recirculating iron sludge. J. Wat. Poll. Control Fed., 44, 176-182.

Tomlinson E J (1976): Bulking - a survey of activated sludge plants. Technical report TR 35, Water Research Centre, Stevenage, England, Nov 1976.

Torpey W N (1948): Practical results of step aeration. Sew. Works Jour., 20, 781-788.

Walker L F (1971): Hydraulically controlling solids retention time in the activated sludge process. J. Water Poll. Control Fed., 43, 30.

Wells C H and C L Williams (1978): Dissolved oxygen control in an activated sludge plant. Internal report, Sparling Division of Envirotech, Santa Clara, Calif.

Wiksell H (1977): Optical and acoustic measuring techniques for use in water supply and sewerage systems. (In Swedish). Report TRITA-VAT-1773, Royal Inst of Technology, Stockholm.

Wiksell H, E Hökerwall and B Hultman (1977): Practical experience of instrumentation and control of wastewater treatment at sewage works in the city of Stockholm, Sweden. Paper 71, Int, workshop on instrumentation and control for water and wastewater treatment and transport systems. IAWPR, London 1977.

