



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



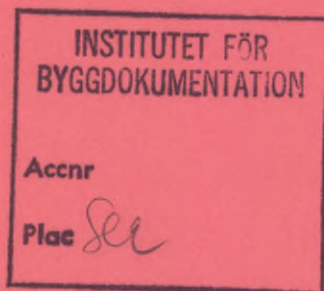
Rapport

R99:1985

Orenat avloppsvatten som värmekälla för värmepumpar

**Hans Hydén
Bernt Ericsson
Hans Zetterling**

*R
ad*



Byggeforskningsrådet

R99:1985

ORENAT AVLOPPSVATTEN SOM VÄRMEKÄLLA
FÖR VÄRMEPUMPAR

Hans Hydén
Bernt Ericsson
Hans Zetterling

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 830030-7
från Statens råd för byggnadsforskning till VBB AB,
Stockholm.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

R99:1985

ISBN 91-540-4417-0

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Liber Tryck AB Stockholm 1985

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	7
1 BAKGRUND OCH SYFTE	9
2 DIMENSIONERING OCH DRIFTERFA- RENHETER AV VÄRMEPUMPAR FÖR ORENAT AVLOPPSVATTEN	11
2.1 Principiella variationsmönster för flöde och temperatur i avloppsnät	11
2.2 Dimensionering av avloppsvärme- pumpar med hänsyn till energi- flödesvariationer	12
2.3 Erfarenheter av installerade värmepumpar för orenat avlopps- vatten	17
3 MÄTNING AV ENERGIFLÖDEN I AV- LOPPSNÄT	19
3.1 Mätteknik	19
3.2 Genomförda mätningar	22
3.3 Kommentarer	24
4 TEMPERATURFÖRÄNDRINGAR I AVLOPPS- VATTEN VID VÄRMEUTTAG	27
5 TEMPERATURENS BETYDELSE FÖR MEKANISKA RENINGSPROCESSER	31
5.1 Sedimentering och förtjockning	31
5.2 Mekanisk slamavvattning	34
6 TEMPERATURENS BETYDELSE FÖR BIOLOGISKA RENINGSPROCESSER	35
6.1 Generella fasförlopp för aerob nedbrytning av organiskt kol	35
6.2 Teorier och kinetiska modeller för aktivslamprocessen	38

6.3	Temperaturberoende reaktionsförlopp och konstanter i aktivslamprocessen för nedbrytning av organiskt kol	40
6.4	Temperaturberoende reaktionsförlopp och konstanter för biologisk nitrifikation-denitrifikation	58
6.5	Temperatureffekter hos alternativa biologiska reningsmetoder	59
6.6	Drifterfarenheter av avloppsvattenrening inom temperaturintervallet 0-5°C	62
6.7	Resultat av datorberäkningarna	65
7	TEMPERATURENS BETYDELSE FÖR KEMISKA RENINGSPROCESSER	81
7.1	Fosforreduktion med kemisk fällning i Sverige	81
7.2	Koagulering och flockning	82
7.3	Sedimentering	85
7.4	Övriga kemiska processteg	86
8	ANALYS AV DRIFTDATA FRÅN SVENSKA AVLOPPSVERK	89
8.1	Insamling av data	89
8.2	Temperaturvariationer och temperaturinverkan	90
8.3	Kommentarer till den mekaniska reningen	90
8.4	Kommentarer till den biologiska reningen	91
8.5	Kommentarer till fosforreduktionen	92
8.6	Sammanfattning	93

9	DIMENSIONERING AV VÄRMEPUMPAR MED ORENAT AVLOPPSVATTEN SOM VÄRMEKÄLLA	95
9.1	Allmän värdering av inverkan av en temperatursänkning på avloppsvattenreningen	95
9.2	Dimensionering med hänsyn till värmekällans tillgänglighet	95
9.3	Dimensionering med hänsyn till reningsprocesserna	98
9.4	Slutsatser	98
10	REFERENSER	99
	BILAGA	109
1.	Matematiska modeller av aktivslam- processen jämte datorberäkningar	

SAMMANFATTNING

Projektets syfte har varit att klargöra möjligheterna till och konsekvenserna av att utnyttja orenat avloppsvatten som värmekälla för värmepumpar.

Teoretiska studier, som inkluderat matematiska simuleringsmodeller, visar att man kan förvänta sig en försämrad effekt av flertalet avloppsreningsprocesser vid en sänkt temperatur. Temperatureffekten är dock ofta marginell jämfört med annan påverkan. En genomgång av driftförhållandena vid ett stort antal reningsverk i norra Sverige visar också att reningsresultaten ej är nämnvärt temperaturberoende.

En metod för energiflödesmätningar har utvecklats och testats i fält under vårvintern 1984. Mätresultaten har använts för att illustrera temperaturpåverkan vid ett ur värmetekisk synpunkt optimalt utnyttjande av avloppsvärmen. Det visar sig att man då kan förvänta sig en stadigvarande sänkning av avloppsvattentemperaturen under vintern ner till ca 3°C. Ett utnyttjande av värmen från mer än ca 25 % av det totala flödet till ett reningsverk bör därför ej ske utan en värdering i det enskilda fallet av konsekvenserna för reningsprocesserna.

1 BAKGRUND OCH SYFTE

Kommunalt avloppsvatten är en viktig värmekälla för värmepumpar. Ett betydande antal anläggningar finns eller är under uppförande, där renat avloppsvatten utnyttjas som värmekälla. I många fall skulle det, ur värmeteknisk synpunkt, vara fördelaktigt om värmeuttag kunde ske före reningsverket, närmare värmeförbrukarna. Ett sådant förfarande medför dock vissa konsekvenser.

Ju mindre del av ledningsnätet som ligger bakom den punkt där man önskar ta ut värmen, desto större är variationerna i vatten- och energiflödet. Härigenom uppstår svårigheter att dimensionera värmepumpen optimalt.

Ett värmeuttag ute på avloppsledningsnätet kompenseras i någon mån genom värmetillförsel från den omgivande marken innan avloppsvattnet når reningsverket. Den kvarvarande temperatursänkningen kan dock påverka reningsprocessen, se t ex Hydén m fl (1981) där problemställningen behandlas översiktligt.

En sänkning av temperaturen påverkar dels vattnets fysikaliska egenskaper (densitet och viskositet) och dels livsbetingelserna för de organismer som utnyttjas i biologiska reningsprocesser. Detta medför att den mekaniska reningen påverkas p g a sänkt sedimentationshastighet och ökat strömningsmotstånd vid filtrering, att den kemiska reningen dessutom påverkas genom försämrade möjligheter för flockbildning samt att den biologiska reningen, i form av aktiv slamprocess eller biobädd, påverkas genom minskad biologisk aktivitet.

I realiteten bortses från normalt från temperaturen som en styrande parameter vid dimensionering av reningsverk och utformning av driftinstruktioner. Avloppsvattnet uppvisar normalt årstidsvariationer i temperaturen i intervallet 8-15°C och i extremfallen ännu mera. Kemikalietillsatser och reningsresultat uppvisar däremot ej något säsongsmönster som uppenbart kan hänföras till temperaturvariationer. Variationer i mängd och sammansättning hos avloppsvattnet, driftpersonalens vana att handha reningsprocesserna etc synes således vara mer utslagsgivande för avloppsrensningens resultat och ekonomi än vattentemperaturen.

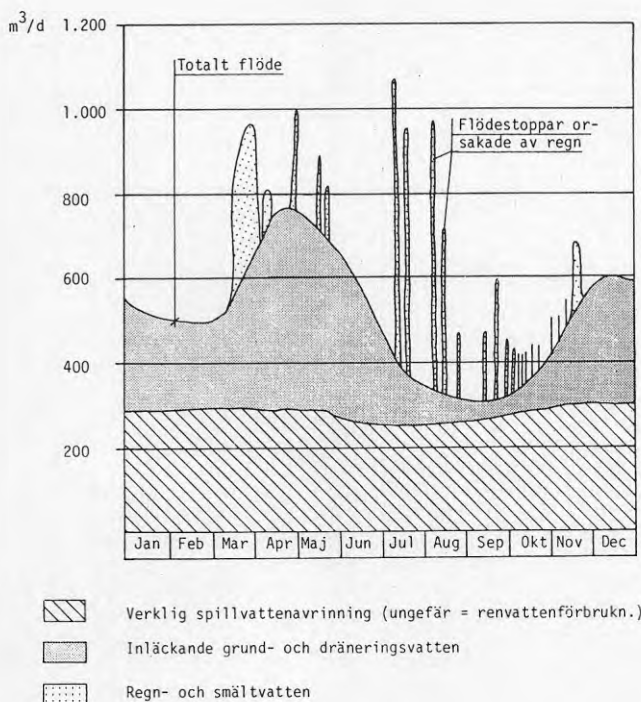
Syftet med projektet är att ta fram riktlinjer för dimensionering av värmepumpar med orenat avloppsvatten som värmekälla som placeras ute i ett avloppsledningsnät, dels med hänsyn till variationerna i energiflödet, dels med hänsyn till effekterna i reningsverket. De framtagna resultaten ska också i varje enskilt fall kunna tjäna som underlag för rationella och nyanserade bedömningar av lämpligheten av en sådan värmepumpinstallation.

2 DIMENSIONERING OCH DRIFTERFARENHETER AV VÄRME-PUMPAR FÖR ORENAT AVLOPPSVATTEN

2.1 Principiella variationsmönster för flöde och temperatur i avloppsnet

För att på ett riktigt sätt kunna dimensionera en avloppsvattenvärmepump måste man känna till tillgängligheten och energiinnehållet hos avloppsvattenflödet. Flödet och temperaturen varierar såväl årstidsvis som dygnsvis enligt ett i viss utsträckning förutsebart mönster.

Avloppsvattenflödet uppvisar normalt två toppar under året, efter snösmältningen och under senhösten, p g a höga grundvattenstånd och därav följande inläckning av grund- och dräneringsvatten. Under senvintern och sommaren uppstår flödesminimum p g a låga grundvattenstånd. Kortvariga flödestoppar förekommer dessutom i samband med regn. Förhållandena är illustrerade i Figur 2.1.



Figur 2.1 Årstidsvariationer i avloppsvattenflödet.

I Figur 2.2 visas månadsvärden för de relativa flödesvariationerna i åtta svenska avloppsverk. Härav framgår att månadsflödet under januari och februari är ca 85 % av årsmedelvärdet och under juli ca 80 % av årsmedelvärdet. Spridningen mellan verken är stor framför allt under månaderna mars-maj beroende på att snösmältningen inträffar vid olika tidpunkter.

Avloppsmängden varierar under dygnet p g a variationer i vattenförbrukningen. Variationerna är störst i små nät och mindre i stora nät där en viss utjämnning sker p g a magasinering i rörnätet. Figur 2.3 visar max- och mintimfaktorer som funktion av ansluten folkmängd från Sverige, USA och Västtyskland.

I nät med mindre än 5 000 p anslutna kan man à priori ej räkna med något nattflöde. I stora nät är mintimfaktorn ca 0,5. Minflöde föreligger under tiden ca 00-06.

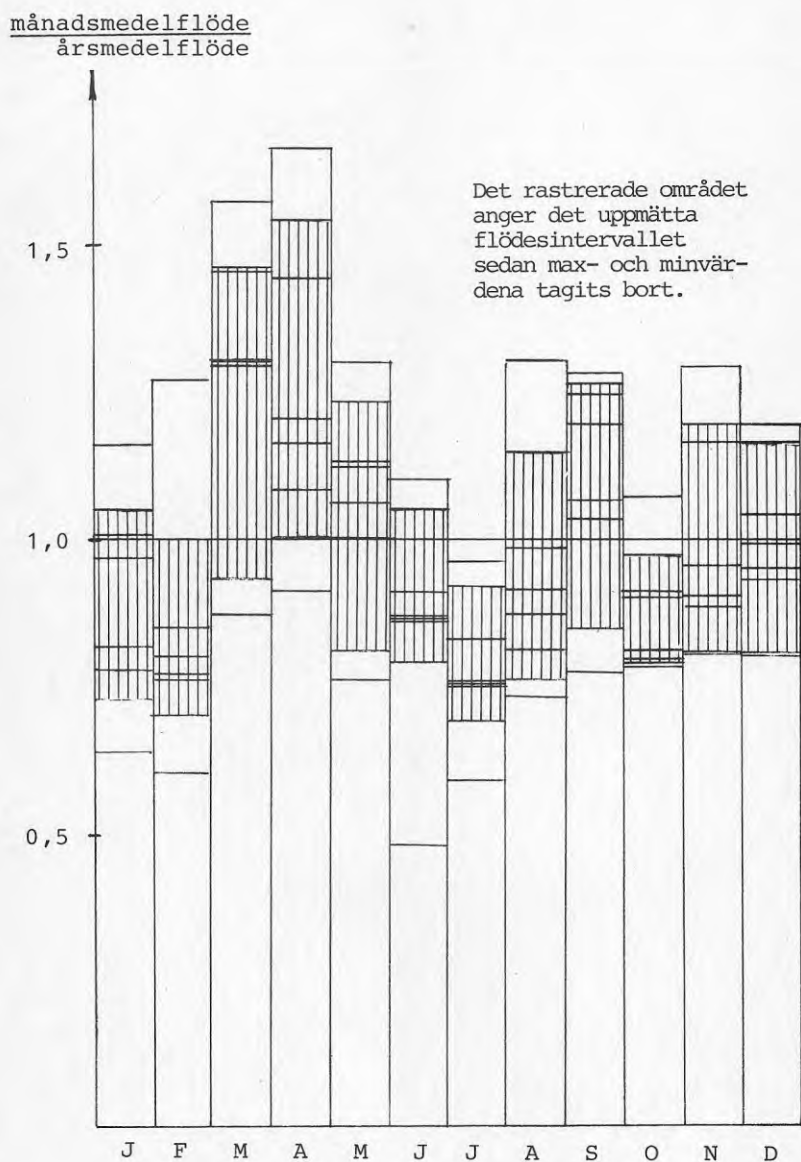
Avloppsvattnets temperatur uppvisar ett generellt mönster av årstidsvariationer, se Figur 2.4, med som lägst ca 5-10°C under månaderna januari-mars och som högst ca 14-18°C under månaderna juni-augusti. Data rörande dygnsvariationer i temperatur är normalt ej tillgängliga men generellt borde man förvänta sig en högre temperatur dagtid när andelen spillvatten är störst.

2.2 Dimensionering av avloppsvärmepumpar med hänsyn till energiflödesvariationer

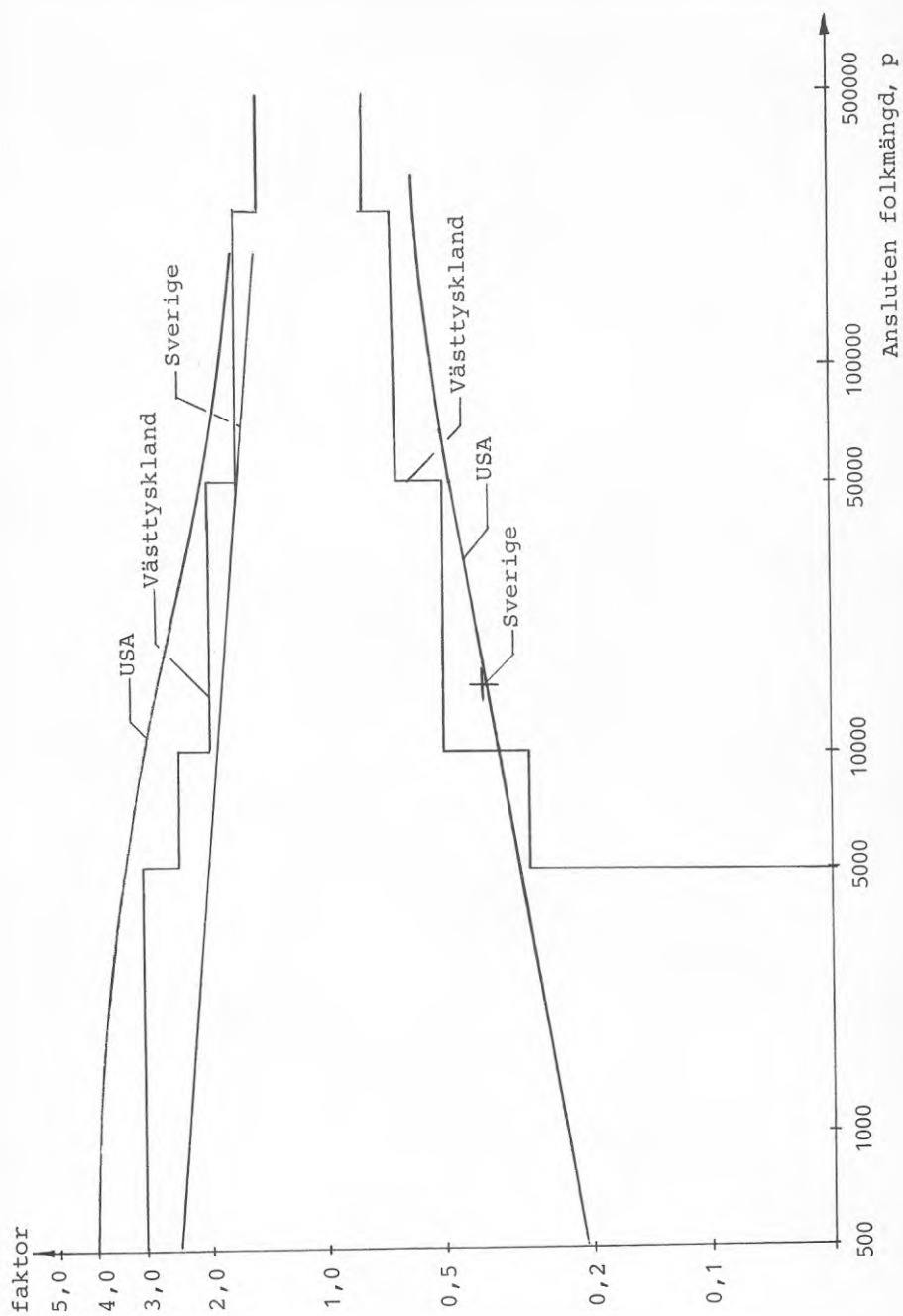
Energiflödet, vilket är en funktion av produkten av vattenflöde och värmeinhåll, varierar under året och dygnet. Energiflödet är normalt minst under vinternätter i februari. Momentant kan det utnyttjningsbara energiflödet vara lägre under dagar med intensiv snösmältning med inläckning av stora mängder mycket kallt vatten som följd. Vattenflödet är ofta lägre under sommaren än under vintern men energiflödet är större tack vare betydligt högre temperaturer.

Den kyleffekt, som finns tillgänglig i avloppsvattenflödet under årets alla timmar, bestäms således normalt av flöde och temperatur nattetid i februari. En värmepump som dimensioneras för detta flöde har i princip 100 % tillgänglighet. Vattenflödet är då ca 40 % av årsmedelflödet vid en anslutning av minst 10 000 p till avloppsnätet och det utnyttjningsbara energiinnehållet (ned till ca 2°C temperatur) ca 35 % av årsmedelvärdet av energiflödet.

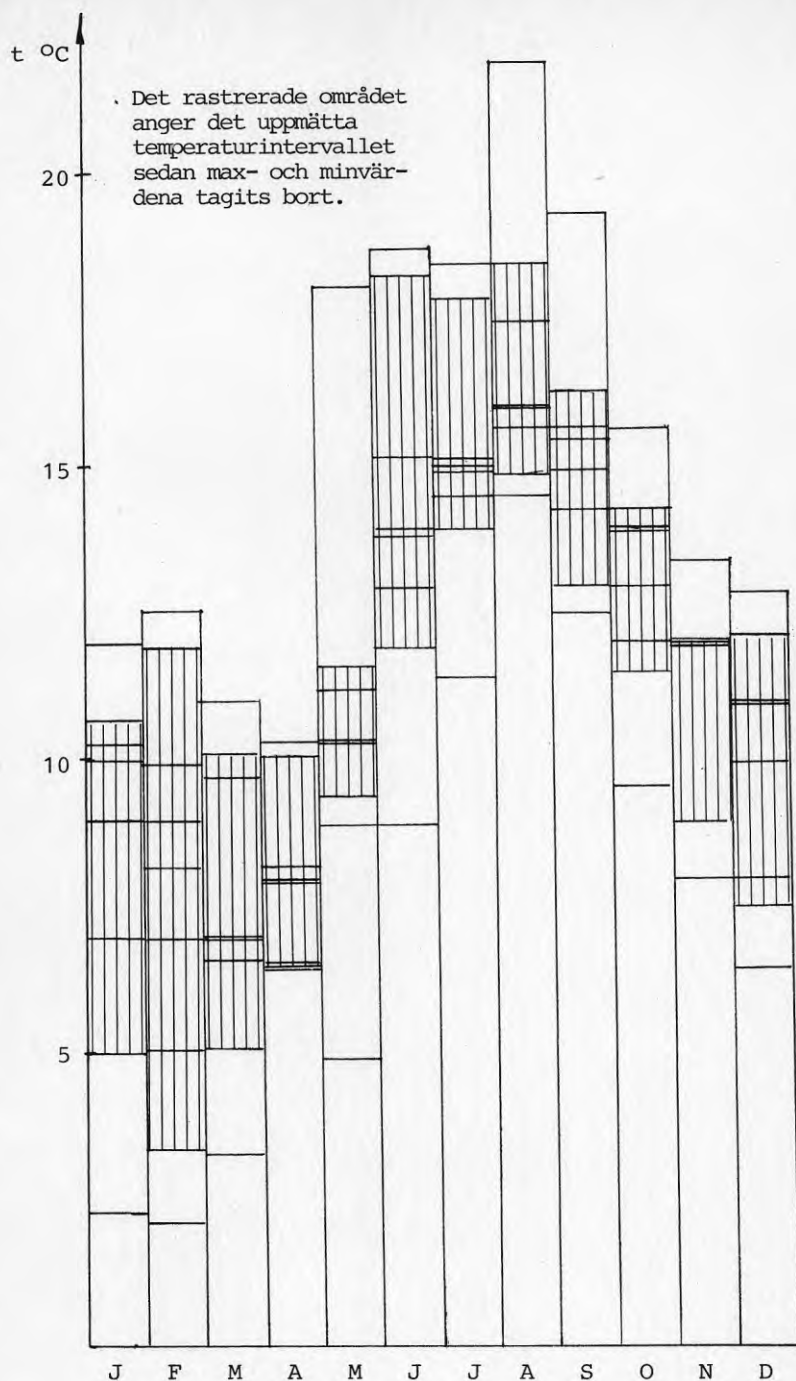
Utgående från de ungefärliga riktvärdena på variationer i flöde och temperatur för avloppsvattnet i avloppsnät av olika storlek som lämnats ovan, kan göras överslagsmässiga beräkningar av energiflödets storlek och dess variationer och hur det lämpligen kan utnyttjas.



Figur 2.2 Månadsvärden för det relativa avloppsvattenflödet i åtta svenska avloppsverk 1979. Månadstillrinning 180 000 - 1340 000 m³/mån.

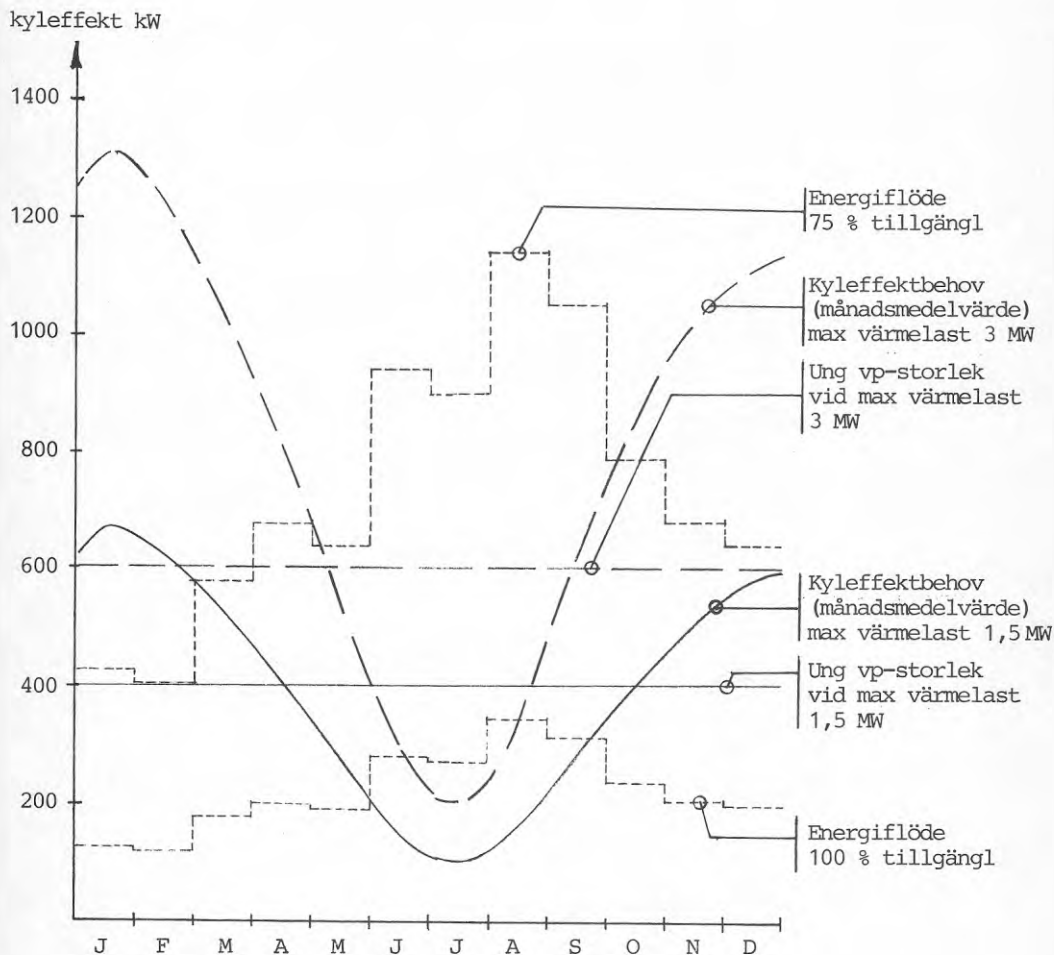


Figur 2.3 Max- och mintimfaktorer för avloppsnät i Sverige, USA och Västtyskland.



Figur 2.4 Månadsmedelvärden för avloppsvattentemperaturen i åtta svenska avloppsverk 1979.

Figur 2.5 visar sålunda beräknade månadsmedelvärden för utnyttjningsbart energiflöde i ett avloppsnät med 5 000 p anslutna (medelflöde 20 l/s = 350 l/pd, temperatursänkning ner till +2°C). Med 75 % tillgänglighet avses medelflödet och med 100 % tillgänglighet nattminflödet (6 tim per dygn).



Figur 2.5 Utnyttjande av avloppsenergiflöde vid ca 5000 p anslutning till avloppsnätet.

För att på ett effektivt sätt kunna utnyttja avloppsvärmet krävs en värmelast av en viss minsta storlek så att en värmepump med en lång utnyttjningstid också får en viss storlek. Överslagsvis förefaller en värmelast av ca 1,5 MW (ca 300 lgh) vara den minsta som krävs för ett effektivt utnyttjande av den tillgängliga avloppsvärmemängden från ett nät med 5 000 p anslutna. Värmepumpen skulle då dimensioneras för en maximal värmeeffekt av ca 600 kW, se Figur 2.5, (40 % av maxeffektbehovet) och därigenom kunna ge 70-80 % av årsenergibehovet. Om värmelasten är mindre kan avloppsvärmen naturligtvis ge minst samma energitäckningsgrad för brukaren, men avloppsvärmeresursen utnyttjas sämre.

Om värmelasten är större än max 1,5 MW kan en allt större del av avloppsvärmeresursen utnyttjas, men energitäckningsgraden hos brukaren sjunker. Om energibidraget från värmepumpen procentuellt blir alltför litet kan värmekällan till slut bli ointressant för brukaren. Om avloppsenergiflödet från 5 000 p enligt Figur 2.5 skall utnyttjas för en värmelast med maximalt värmebehov 3 MW kan värmepumpen med hänsyn till värmekällans egenskaper dimensioneras upp till ca 900 kW värmeeffekt, se Figur 2.5, vilket då således utgör 30 % av det maximala effektbehovet. Detta möjliggör ca 50 % energitäckningsgrad.

Om energitäckningen är lägre än 50 % kan energikällan bli ointressant i gruppcentralsammanhang. För ett fjärrvärmenät kan värmepumpen vara intressant även om dess kapacitet endast motsvarar baslasten på sommaren. Avloppsenergiflödet i ett nät med 5 000 p anslutna kan då vara intressant i ett system med upp till ca 10 MW maximalt värmebehov. Energitäckningsgraden blir då 20-30 %.

Mot bakgrund av de ovan beskrivna förhållandena är det speciellt viktigt att vid dimensionering av en avloppsvärmepump känna energiflödets storleksvariation under vintermånaderna före snösmältningen. För att vid rutinmässig dimensionering av en värmepump i enklare fall ej behöva genomföra ett omfattande mätprogram är det angeläget att mätningarna kan inskränkas till några få parametrar under kort tid. I Kapitel 3 diskuteras metodik och lämplig omfattning av sådana mätningar.

2.3 Erfarenheter av installerade värmepumpar för orenat avloppsvatten

Två relativt stora värmepumpar med orenat kommunalt avloppsvatten som värmekälla har varit i drift en längre tid. Dessa är dels en 350 kW pump i Skurup i Skåne och dels en 500 kW pump för ett HSB-område i Haninge utanför Stockholm. I båda fallen har den kalla sidan av anläggningarna fungerat mycket bra och utan väsentliga driftproblem med värmekällan. I båda fallen leds det kylda avloppsvattnet till reningsverk där det kylda flödet utgör en försumbar del av totalflödet. Några erfarenheter av avkylningars inverkan på reningsprocesserna finns därför inte.

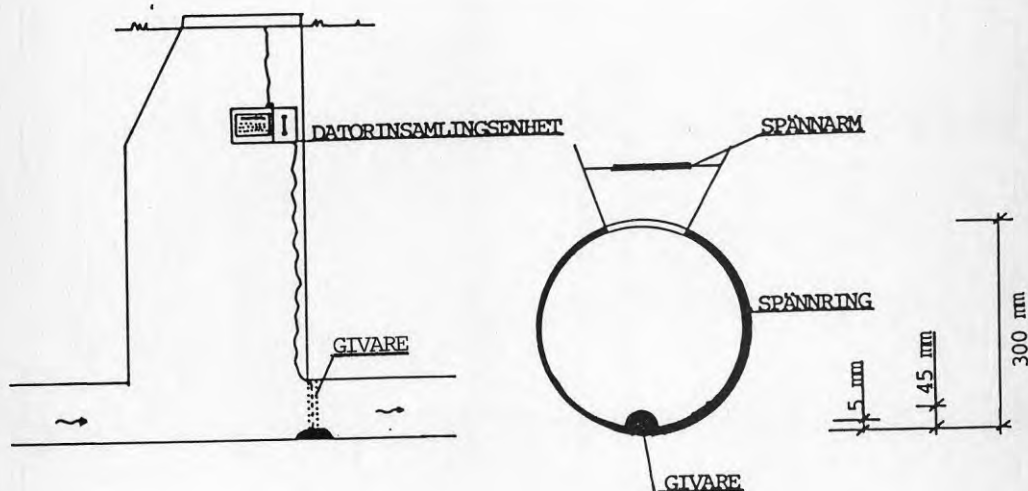
3 MÄTNING AV ENERGIFLÖDEN I AVLOPPSNÄT

3.1 Mätteknik

Såsom framgått av Kapitel 2 har storleken på energiflödet i ett avloppsnät under senvintern, och dess variation under dygnet, stor betydelse för dimensionering av en värmepump som ska utnyttja detta energiflöde.

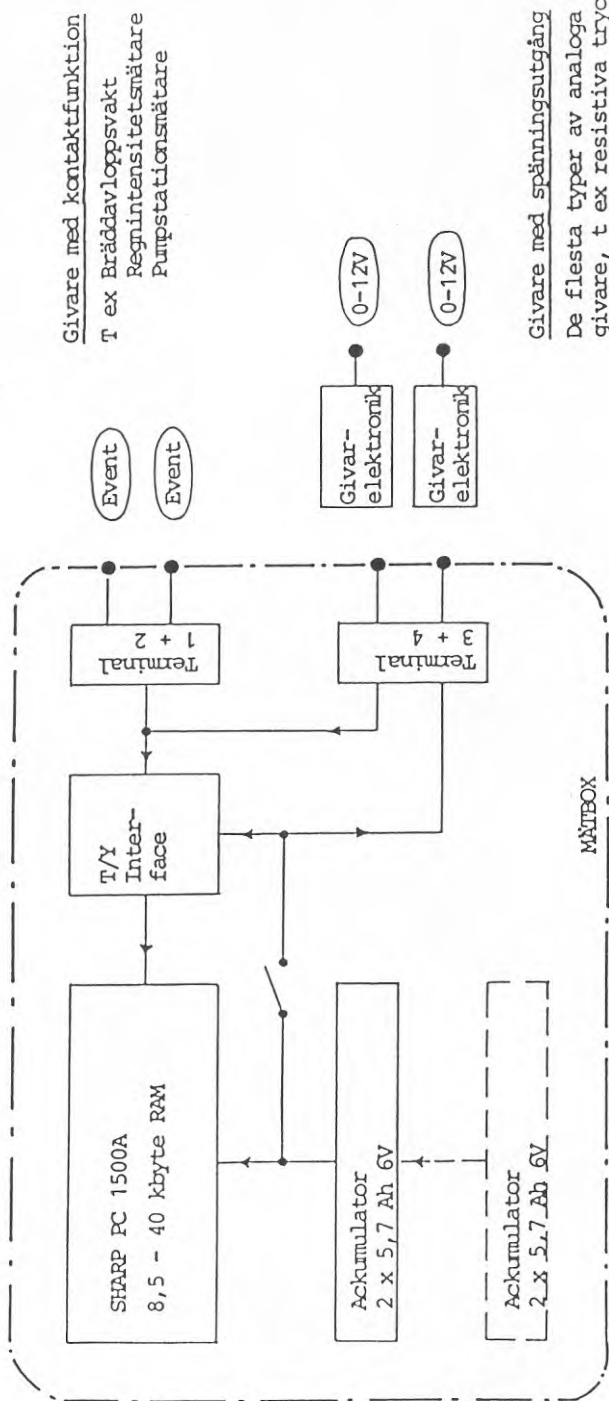
För att få fram en enkel mätmetod för energiflöden i avloppsnät har praktiska försök utförts av VBB-Backö under vårvintern 1984 i två mätpunkter i Växjö avloppsnät.

Den använda mätutrustningens givardel består av en piezoelektrisk trycknivågivare och en temperaturgivare av termistortyp sammanbyggda i en givarkropp som placeras på avloppsledningens botten, se Figur 3.1.



Figur 3.1 Placering av mätutrustning.

Registreringsenheten, som är uppbyggd kring en mikro-dator, se Figur 3.2, har tekniska data enligt nedan.



Givare med kontaktfunktion

T ex Bräddavloppsvakt
Regnintensitetsmätare
Pumpstationsmätare

Givare med spänningsutgång

De flesta typer av analoga givare, t ex resistiva tryckgivare, temperaturgivare.

DATAINSAMLING MED
SHARP PC 1500 A

MÄTBOX

Figur 3.2 Registreringsenhet.

- Mikrodator:** Sharp PC1500 A
Användarminne: Standard 8,5 kbyte RAM
Expanderbart till 16,5-24,5-40 kbyte.
- Strömför-
sörjning:** 2 st ackumulatörer 6V 5,7Ah.
Möjlighet finns att dubblera batteri-
erna. Som option kan mätboxen levereras
för strömförsörjning från nätet med
24V 50 Hz AC. Batterierna tjänstgör
då som "back-up" vid strömavbrott.
- Ingångar:** Mätboxen är försedd med 4 ingångar,
fördelade på två vattentäta tuschelkon-
takter.
- 2 ingångar är avsedda för tidsregistre-
ring av vissa händelser (events). Gi-
varen skall i detta fallet ha en kon-
taktfunktion (t ex kontaktelektroder).
- De andra 2 ingångarna är avsedda för
anslutning av analoga givare med spän-
ningsutgång. Vid användning av dessa
ingångar kopplas en speciell anpassnings-
box in mellan givaren och mätboxen.
- Maximalt två olika givare kan användas
samtidigt.
- Gångtid:** Vid mätstart med fulladdade ackumulatorer
och vid mätning typ Event-registre-
ring kan man påräkna en drifttid av
3 veckor när man använder ett program
där datorns CPU hela tiden är uppkopp-
lad (datorn är "Busy").
- Vid mätning med anpassningsbox minskar
drifttiden med ca 3 dagar. Med vissa
typer av givare, som har stor egen
strömförbrukning, minskas drifttiden
ytterligare.
- Vid dubblering av batterierna fördub-
blas även drifttiderna.
- Inkapsling:** Mätboxen består av en sköljtät plastbox
med genomskinligt lock. I princip klarar
boxen några decimeters utvändigt
vattentryck.
- För den elektroniska utrustningen finns
dubbla kapslingar.
- Mikrodatorn ligger i ett särskilt fack
utfört av grå PVC-plast och med avtag-
bart plexiglaslock. Mellan locket och
PVC-facket finns en mycket mjuk pack-
ning av cellgummi. PVC-facket klarar
minst 0,5 m utvändigt vattentryck.

I facket finns också utrymme för fukt-adsorbent typ blågel.

T/Y-interfacet ligger i en separat, helt förseglad, vattentät plastbox.

3.2 Genomförda mätningar

Utrustningen har varit utplacerad på två olika punkter enligt nedan.

Mätpunkt OK

Mätområdet är beläget i östra delen av Växjö och avgränsas i norr av Kalmarvägen och i väster av Ronnebyvägen, se Figur 3.3.

Området, som har en yta på ca 80 ha, har en bebyggelse som till övervägande del utgörs av enfamiljshus. Totalt bor ca 1 800 personer inom området.

Ledningsnätet är sk duplikat med separat ledning för spillvatten resp dagvatten. Den totala ledningslängden för spillvattenledningsnätet uppgår till ca 10 000 m. Ledningsdimensionen på spillvattenledningarna varierar mellan \varnothing 225 mm och \varnothing 315 mm. I mätpunkten var ledningsdimensionen \varnothing 315 mm.

Ledningsnätets ålder uppgår till ca 25 år.

Mätpunkt VBB

Mätområdet är beläget i norra delen av tätorten med Ronnebyvägen som begränsning i öster och Norrleden i norr, se Figur 3.3.

Området har en yta på ca 250 ha. Bebyggelsen är blandat enfamiljs- och flerfamiljsfastigheter. Inom området finns dessutom fyra skolor, vårdhem samt någon mindre industri (dock ej vattenkrävande). Totalt bor ca 6 000 personer inom området.

Ledningsnätet är i huvudsak utbyggt enligt det duplika systemet med skilda ledningar för spillvatten resp dagvatten.

Ledningsdimensionerna varierar mellan \varnothing 225 mm och \varnothing 600 mm. I mätpunkten är ledningsdimensionen \varnothing 600 mm. Spillvattenledningarnas sammanlagda längd uppgår till ca 25 000 m.

Ledningsnätets ålder varierar mellan ca 10-40 år.



Figur 3.3 Mätområden och mätpunkter för registrering av energiflödet.

Mätvärde för nivå och temperatur registrerades i mikrodatorns minne var 15:e minut.

För omvandlingen av fyllnadsnivån i ledningen till ett flöde kalibrerades mätpunkterna genom stickprovsmätning manuellt av dels fyllnadsnivå och hastighet och dels genom kontroll med hjälp av mätskibord med 90° Thomsonöverfall (mätpunkt OK). Hastighetskontrollen gjordes med en elektromagnetisk mätare av fabrikat Mach Mcbirney.

Vid en jämförelse av de på ovanstående sätt stickprovsvis framtagna flödena och en teoretisk beräkning med ledningsdimension, ledningens råhetstal, lutning och fyllnadshöjd enligt Colebrooks formel, konstaterades att den teoretiska beräkningen i sig ger ett för stort flöde.

För översättning av fyllnadshöjden till ett flöde användes de empiriska sambanden enligt nedan.

$$\text{Mät punkt OK: } Y = 0,863e^{0,188X}$$

$$\text{Mät punkt VBB: } Y = 1,886e^{0,103X}$$

där Y är flöde och X är fyllnadshöjd i l/s resp cm.

3.3 Kommentarer

Att enbart mäta nivån i en ledning och omsätta detta till ett flöde kan innebära risk för stora mätfel. Genom att stickprovsvis kalibrera nivåmätningen mot någon annan mätmetod kan den förenklade metoden dock ge ett godtagbart resultat.

Vid mätning av ett energiflöde är det av stor vikt att känna till det s k ovidkommande vattenflödet som kommer att representera såväl den lägsta flödesnivån som normalt den lägsta temperaturen över dygnet.

En tillfredsställande noggrannhet för mätning av energiflöden i spillvattensystem torde erhållas om följande metodik används i kombination med den i detta projekt använda mätutrustningen för nivå och temperatur.

1. Innan mätapparaturen monteras kontrolleras flödesnivån genom stickprovskontroll av fyllnadsnivån och hastigheten. Vid ledningsdimensioner mindre än \emptyset 300 mm kontrolleras flödet dessutom med hjälp av ett portabelt mätskibord.
2. När mätapparaturen monterats kontrolleras ånyo fyllnadsnivån och vattenhastigheten manuellt. I de fall då mätningarna pågår under längre tid görs motsvarande stickprovsvisa kontroll vid varje besök på mätplatsen.

3. När mätningen avbryts görs kontroll av såväl vattennivå som hastighet både innan mätgivare demonterats och efter.

Om större mätnoggrannhet eftersträvas kan mätutrustningen möjligen kompletteras med en givare för kontinuerlig mätning även av vattenhastigheten. En sådan komplettering innebär dock att utrustningen blir väsentligt dyrare, får högre strömförbrukning och kräver större minneskapacitet. En sådan ökning av mätnoggrannheten är knappast ej heller motiverad i samband med dimensionering av en värmepump.

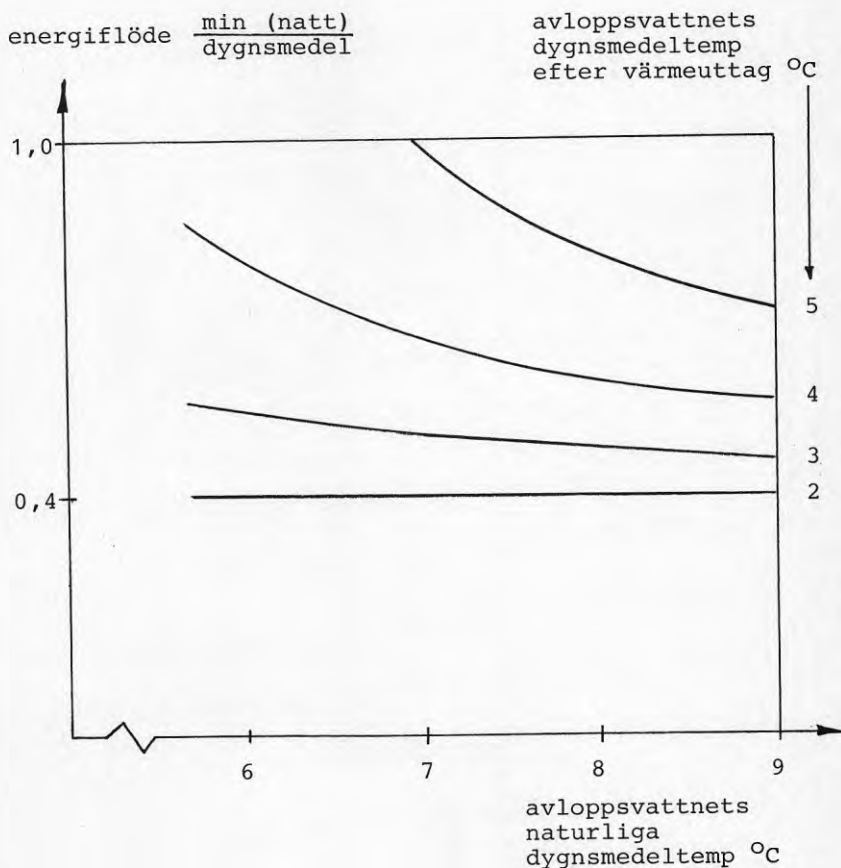
Genomförda mätningar och beräkningar enligt Kapitel 9 indikerar att det bör vara tillräckligt med ca 1 veckas energiflödesmätningar under vintern före snösmältningen för att få underlag för dimensionering av en värmepumpsinstallation.

De erhållna mätserierna vid mätningarna enligt ovan har använts som beräkningsexempel för dimensionering av värmepumpar vid de två mätpunkterna. Dessa beräkningar redovisas i Kapitel 9.

4 TEMPERATURFÖRÄNDRINGAR I AVLOPPSVATTEN VID VÄRMEUTTAG

Tekniskt sett bör man normalt kunna ta ut värmeinnehållet i det orenade avloppsvattnet ner till ca $+2^{\circ}\text{C}$. Ur värmeteknisk synpunkt har man behov av att sänka temperaturen så lågt som möjligt framför allt under vintern då de största värmebehoven föreligger. Eftersom avloppsflödet varierar under dygnet kan man dock ej ens under vintern sänka temperaturen maximalt under dygnets alla timmar, om man hela tiden vill utnyttja hela den installerade värmepumpeffekten. Under sommaren kan man endast utnyttja en ännu mer begränsad del av det tillgängliga energiflödet.

Figur 4.1 visar ett exempel på hur värmepumpens tillgänglighet kan variera under natten beroende på



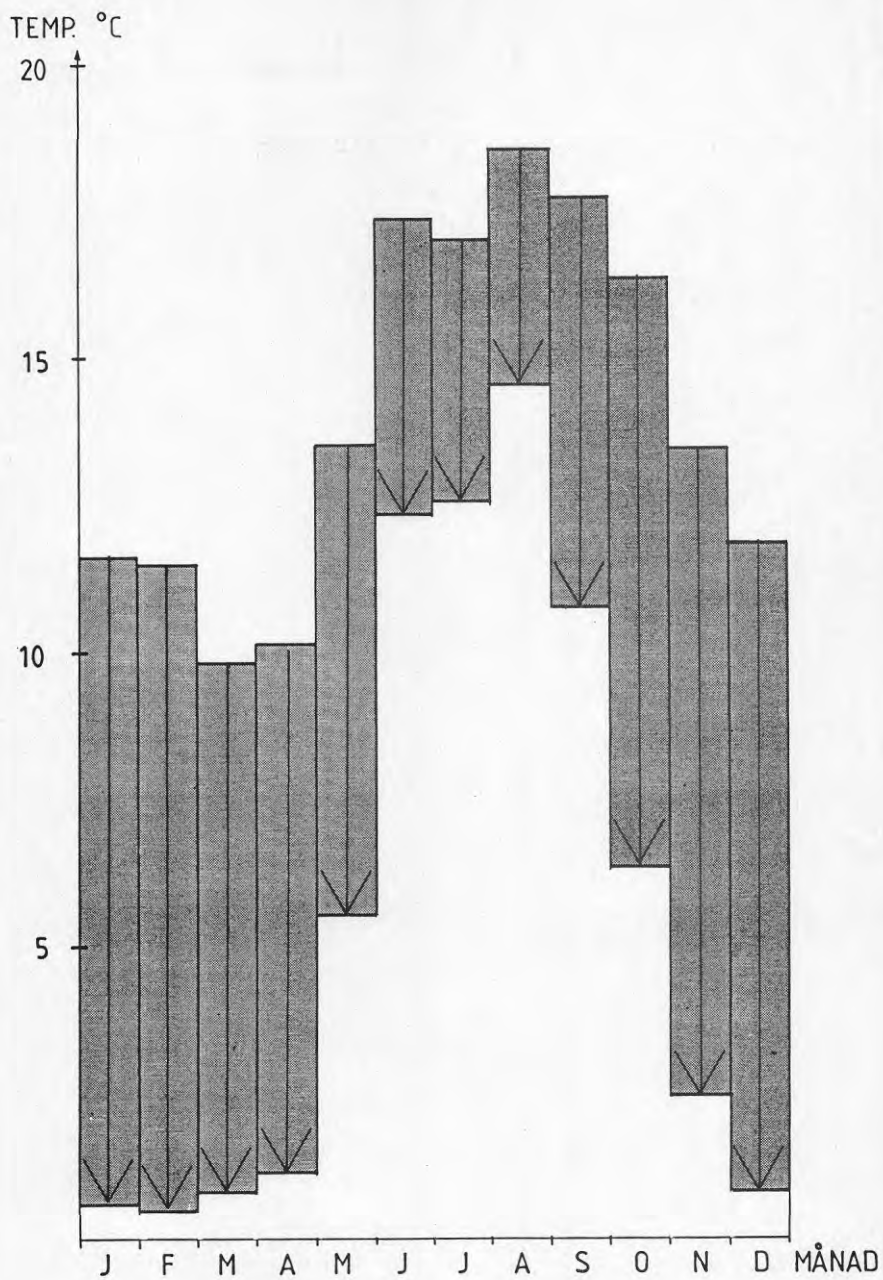
Figur 4.1 Tillgänglighet på värme i avloppsvatten nattetid, förutsatt nattetida temperatursänkning till $+2^{\circ}\text{C}$ och mintimfaktor för flödet 0,4.

avloppsvattnets naturliga medeltemperatur och på den temperatur som man i genomsnitt under dygnet sänker temperaturen till (som lägst +2°C). Exemplet är baserat på antagandet om en mintimfaktor för flödet på 0,4 och konstant naturlig temperatur under dygnet. I exemplet erhålls då under natten som lägst endast 40 % av maximalt möjlig effekt om värmepumpen dimensioneras för medelenergiflödet. Värmepumpens totala tillgänglighet under ett vinterdygn blir då ca 85 %.

Hur stor del av energiflödet som det är optimalt att utnyttja är i varje enskilt fall bl a beroende av flödets storlek och variationer i förhållande till värmebehovets storlek och variationer. I Figur 4.2 visas som exempel hur energiflödet utnyttjas i en mycket stor värmepumpanläggning med renat avloppsvatten som värmekälla, där man med hjälp av lågtemperaturförångare kan sänka vattnets temperatur till ca 0,5°C. Under vintermånaderna december till mars utnyttjas nästan hela energiflödet medan under sommaren endast ca 25 % utnyttjas. I detta fall är utnyttjningstiden av värmepumpens maxeffekt ca 5 000 h och energitäckningen med värmepumpen i systemet ca 70 %.

I en anläggning för orenat avloppsvatten där man med hjälp av slutna förångare sänker temperaturen som lägst till ca 2°C leder ett, ur värmeteknisk synpunkt, optimalt utnyttjande av energiresursen i de flesta fall troligen till en bild liknande den i Figur 4.2, men med en lägsta temperatur av ca 2°C. Om värmebehovet är mindre i förhållande till energiflödet kan energitäckningsgraden ökas till storleken 80 % och den genomsnittliga temperatursänkningen under vintern blir då något mindre.

Med utgångspunkt från dessa förutsättningar görs i de följande Kapitlen 5-8 en teoretisk och praktisk analys av temperturvariationens inverkan på processerna i ett avloppsreningsverk.



Figur 4.2 Exempel på temperaturförändringar vid värmeuttag ur renat avloppsvatten.

5 TEMPERATURENS BETYDELSE FÖR MEKANISKA RENINGSPROCESSER

5.1 Sedimentering och förtjockning

Det finns fyra principiellt olika sedimenteringstyper:

- fri sedimentering av diskreta partiklar, som följer klassiska sedimenteringslagar av Newton och Stokes
- hindrad sedimentering genom sammanflytning eller flockning av partiklarna i större aggregat under sedimenteringen
- zonsedimentering av partiklar med fixerade lägen i förhållande till varandra på grund av interpartikulära krafter. Denna sedimentering karakteriseras av en distinkt gränssyta mellan slamskikt och vattenskikt, vilkens hastighet bestäms som funktion av sedimenteringstiden vid satsvisa sedimenteringsförsök i långtuber
- kompressionssedimentering genom partiklarnas egen tyngd i denna zon. Krafterna mellan partiklarna, som står i fysikalisk kontakt med varandra, ökar med slamdjupet. Denna sedimentering kan närmast liknas vid konsolidering av lera. Den maximala förtjockningsgrad, som kan uppnås, beror på konsolideringstrycket och konsolideringstiden

Dimensionering av sedimenteringsbassänger grundas på teorier av främst Camp (1964), Coe och Clevenger (1916), Kynch (1952) och Dick (1970, 1976). Sedimenteringsbassänger dimensioneras vanligen efter ytbelastningsbegreppet, som kan relateras till en partikels minsta sedimenteringshastighet. För små, sfäriska partiklar (Reynolds tal $< 0,2$) vid laminära flödesbetingelser anges sedimenteringshastigheten vanligen enligt Stokes lag:

$$v^2 = \frac{d_p^2 \cdot (\rho_p - \rho_v) \cdot g}{18 \mu}$$

där v = partikelns sedimenteringshastighet

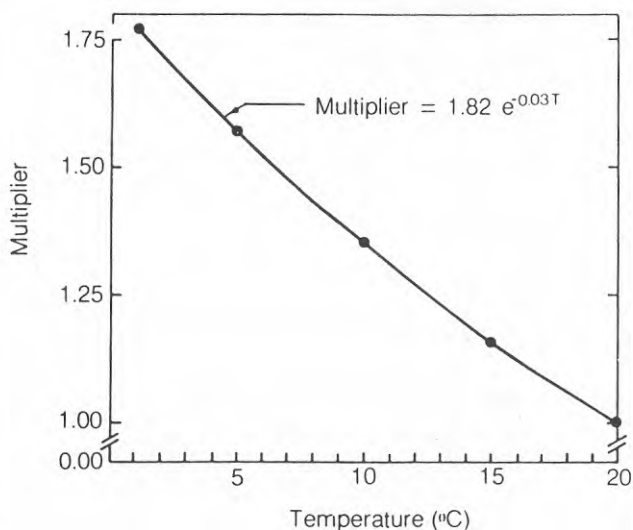
d_p = partikelns diameter

ρ_p och ρ_v = partikelns resp vätskans täthet

μ = vätskans viskositet

Temperaturen inverkar på viskositeten mycket påtagligt (se figur 5.1) och på vattnets täthet i mindre grad.

Enligt figuren ökar viskositeten med ca 57 %, då vattnets temperatur sjunker från 20 till 5°C. Vattnets täthet ökar med endast ca 0,2 %. Viskositetshöjningen ger en motsvarande sänkning av sedimenteringshastigheten. Effekten blir mindre vid högre halt suspenderad substans.



Figur 5.1 Viskositetseffekter som funktion av vattentemperaturen

Om temperaturerna är olika på inkommande avloppsvatten och vattnet i sedimenteringsbassängerna, kan täthetskillnaden ge upphov till kortslutningsströmmar med slamflykt.

Avvikelserna från villkoren enligt Stokes lag är emellertid så stora för de flesta partiklarna i sandfång och försedimenteringsbassänger, att några säkra beräkningar ej kan göras. Sedimenteringshastigheten är t ex långsammare för icke sfäriska partiklar, jämfört med formeln ovan, på grund av högre motståndskoefficient vid ökat förhållande mellan partikelyta och partikelvolym. Förutom partiklarnas oregelbundenhet i form är de dessutom mer flockade än diskreta i sin natur. Sedimenteringshastigheterna blir därför högre, men en viss anpassning till Stokes lag finns enligt Reed och Murphy (1969).

Det finns enligt undersökningar av Tebbutt (1979) en direkt proportionalitet mellan den separerade sus-

penderade substansen och den organiska substansen i försedimenteringsbassänger. Resultaten visade även, att en stor del av den suspenderade substansen avskiljs inom den första sedimenteringstimmen. Den härvid överdimensionerade försedimenteringsbassängen ger då inga markanta hydrauliska effekter på slamavskiljningen trots att mycket påtagliga täthetsströmmar och turbulens har påvisats vid undersökningar i England (March och Hamlin, 1966, samt Hamlin och Wahab, 1970). Försedimenteringsbassängerna har vanligen en dimensionerande ytbelastning och uppehållstid av $1,25 \text{ m}^3/\text{m}^2, \text{h}$ resp 2 h vid 3xtorrvädersflödet i England.

Dimensioneringen av försedimenteringsbassängerna i Sverige är mindre konservativ än i England med en ytbelastning av lägst $2 \text{ m}^3/\text{m}^2, \text{h}$ och en uppehållstid av högst $1,7 \text{ h}$ vid dimensionerande flöde. Uppehållstiden måste sannolikt ökas för att kompensera den långsammare sedimenteringshastigheten för kallare vatten. Härvid kan enligt Design Manual (1969) från Kanada viskositetsförhållandet enligt figur 5.1 användas för temperaturjustering av den dimensionerande uppehållstiden eller ytbelastningen vid såväl sedimentering som förtjockning.

Inverkan av en försämrad försedimentering kan vara olika beroende på driftbetingelserna vid avloppsreningsverket ifråga. Vid ett totaloptimerat avloppsreningsverk medför en försämrad försedimentering en lägre slamålder och därmed försämrade villkor för biologisk nitrifikation. Vid ökad slamseparation bryts en större del av den organiska substansen ned anaerobt vid rötningen, Detta ger en lägre energiförbrukning jämfört med förhållandena vid en sämre försedimentering och aerob nedbrytning av en större mängd organisk substans exkl nitrifikation.

Sedimenteringen av aktivt slam behandlas i kapitel 6 och av kemiskt flockat slam i kapitel 7.

Slamseparation vid avloppsvattenrening och slamförtjockning kan ske med såväl sedimentering som flotation. Drivkraften för flotation baseras på täthetsskillnaden mellan vätskefasen och den fasta fasen och beror i allmänhet på flytkraften i stället för tyngdkraften vid sedimentering. Den teoretiska behandlingen av de båda metoderna är analoga. I båda fallen påverkas sedimenterings- resp flotationshastigheten av viskositetsändringen vid en temperaturändring. Den avgörande faktorn för flotationsprocessen är viktsandelen luft i luft-slampartikeln och således även adhesionseffekten.

Slamförtjockningen påverkas sannolikt ej nämnvärt av temperaturen. Reed och Murphy (1969) kunde t ex ej finna något temperaturberoende samband vid förtjock-

ning genom kompressionssedimentering. Det är i allmänhet denna fas som blir dimensionerande på en förtjockare.

5.2 Mekanisk slamavvattning

Den mekaniska slamavvattningen sker normalt efter anaerob rötning. Vid denna rötning värms slammet upp till 30-35°C. En lägre temperatur på slammet före uppvärmningen medför således ett högre värmebehov.

Centrifugering kan betraktas som en utvidgning av tyngdkraftssedimentering till att omfatta även sådana små partikelstorlekar, som normalt ej sedimenterar i ett tyngdkraftfält (lägst 0,1 μm). Stokes lag kan tillämpas även på centrifugering, om tyngdkraftsaccelerationen "g" ersätts med r.w (r = partikelns radiella läge, och w = rotationshastighet). Vesilind (1974) har uppställt ett samband för vätskeflödet genom en dekantercentrifug. Detta vätskeflöde beror på såväl maskinegenskaperna som sedimenteringsegenskaperna för partiklar i suspensionen enligt Stokes lag.

I alla filtreringsprocesser appliceras ett tryckfall P genom filtermediet för att vätskefasen skall rinna genom detta. Beroende på erforderligt tryckfall kan drivkraften för filtreringsprocessen åstadkommas med tyngdkraft, vakuum eller tryck. Den grundläggande ekvationen för filtrering har härletts ur Darcy's lag:

$$Q = \frac{\Delta P \cdot A}{\alpha_{av} \cdot \mu \cdot c \cdot \left(\frac{V}{A}\right) + \mu \cdot R}$$

där $Q = \frac{dV}{dt}$ = suspensionens flödes hastighet

V = filtratvolym

t = filtreringstid

ΔP = tryckfall över filterkakan

A = filterkakans area

α_{av} = medelvärde för specifika kakresistensen

μ = vätskans viskositet

c = halten suspenderad substans i inkommande suspension

R = mediamotstånd

Temperaturberoende faktor blir således vattnets viskositet även vid mekanisk avvattning. Temperatureffekten har i allmänhet ej undersökts och bortfaller för rötat slam.

6. TEMPERATURENS BETYDELSE FÖR BIOLOGISKA RENINGS- PROCESSER

6.1 Generella fasförlopp för aerob nedbrytning av organiskt kol

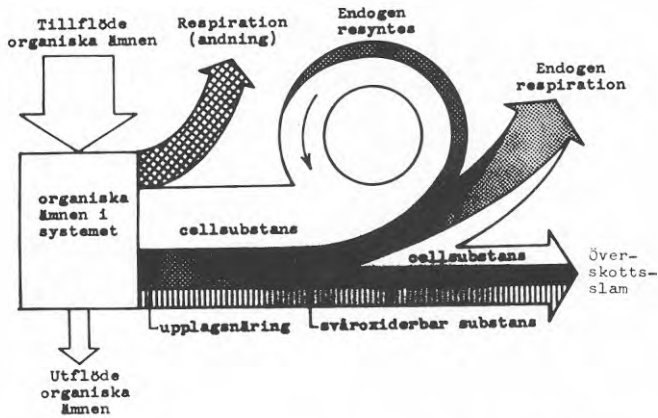
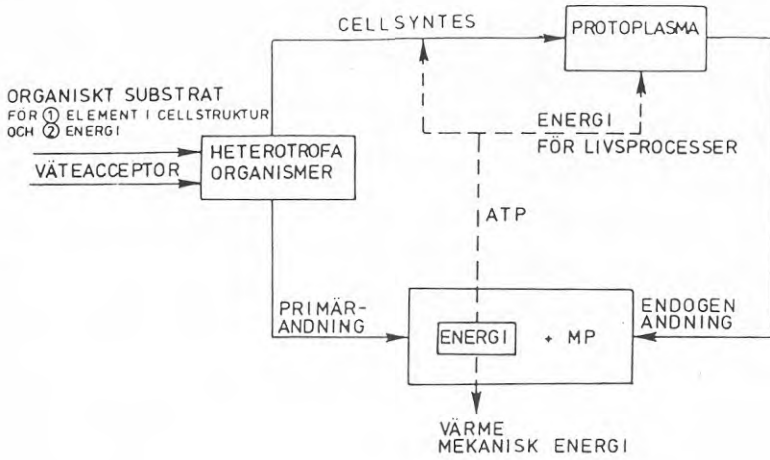
I aeroba biologiska system enligt figur 6.1 kan man särskilja på tre faser. I den första fasen bildas av närsubstratet ny cellsubstans och upplagrad reserv-näring (kolhydrater) i cellerna. Energin för denna cellsyntes tas från den samtidiga oxidationen av substrat till koldioxid och vatten. Detta förlopp är en redoxreaktion med molekyllärt syre som väteacceptor. I den andra fasen oxideras bakteriernas upplagrade kolhydrater. Den tredje fasen kallas endogen andning och innebär att bakteriernas egen cellsubstans (äggvita) tas i anspråk för det nödvändiga energibehovet. Härvid sker en långsam bakteriedöd på grund av näringsbrist.

De två sistnämnda faserna kännetecknar aerob slamstabilisering av överskottsslam. Nedbrytning av organiskt kol sker med heterotrofa bakterier, som kan vara termofila, mesofila eller kryofila (psykofila) beroende på temperaturen. Inom temperaturområdet ca 4-20°C, vilket är av intresse för förevarande utredning, finns kryofila bakterier. Biologisk nitrifikation med autotrofa bakterier, vilka utnyttjar bikarbonat och koldioxid som substrat, förekommer även under den varma årstiden vid många avloppsreningsverk. Detta förlopp kommer att behandlas separat.

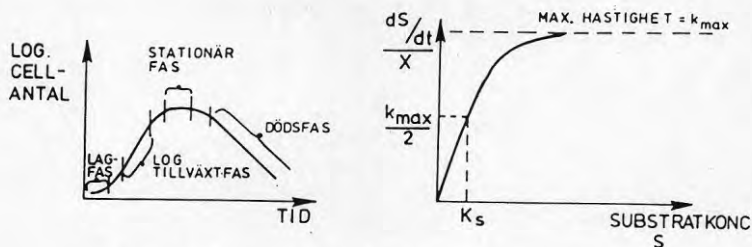
Bakteriernas tillväxtförlopp visas schematiskt på figur 6.2. De fyra huvudfaserna finns utmärkta på figuren. Dessutom finns enligt Monod ytterligare två faser före resp efter den logaritmiska tillväxtfasen, nämligen:

- accelerationsfasen med avtagande genereringstid och ökande tillväxthastighet
- retardationsfasen med ökande genereringstid och avtagande specifik tillväxthastighet

I aktivslamprocessen finns även andra mikroorganismer än bakterier som t ex ciliater och andra protozoer. Dessa har olika tillväxtförlopp och optimala miljöbetingelser. På figur 6.3 anges relativa antalen av olika mikroorganismer (bakterier, sex arter av protozoer och rotiferer) som funktion av tiden vid nedbrytning av biokemisk syreförbrukande substans i avloppsvatten. Mikroorganismer andra än bakterier har viss betydelse för beskaffenheten hos det renade vattnet och det aktiva slammet. Närvaron av flercelliga rotiferer i utgående avloppsvatten utgör t ex en indikation på en mycket effektiv aerob biologisk reningsprocess och protozoer reducerar antalet frisimmande bakterier.



Figur 6.1 Aeroba biologiska system med aktivt slam och bakteriernas metabolism



KINETIK FÖR BAKTERIETILLVÄXT

SLAMPRODUKTION OCH SYREBEHOV I AKTIVSLAM-PROCESSEN

$$\frac{dX}{dt} = Y \cdot \frac{dS}{dt} - k_d \cdot X \quad (1)$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{k_{max} \cdot X \cdot S}{K_s + S} \quad (2)$$

(1) OCH (2) ger: $\frac{dX/dt}{X} = \frac{Y \cdot k_{max} \cdot S}{K_s + S} - k_d \quad (3)$

MONOD $\mu = \frac{k_{max} \cdot S}{K_s + S} - k_d \quad (3a)$

MICHAELIS-MENTEN $K = \frac{k_{max} \cdot S}{K_s + S} \quad (3b)$

$$\frac{\Delta VSS}{\Delta t} = Y \cdot Q (S_0 - S) - k_d \cdot V \cdot X \quad (4)$$

$$\frac{\Delta O_2}{\Delta t} = a \cdot Q (S_0 - S) + b \cdot V \cdot X \quad (5)$$

$$\frac{\Delta VSS}{\Delta t} = \text{BIOLOGISK SLAMPRODUKTION (kg/d org. susp.mtrl)}$$

$$Q (S_0 - S) = BS_0 - \text{REDUKTION (kg/d)}$$

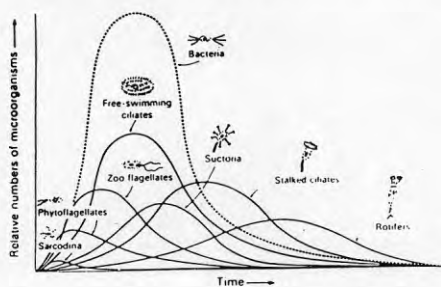
$$VX = \text{TOTAL BAKTERIEMÄNGD (kg)}$$

Y och k_d = konstanter för slamproduktion

$$\frac{\Delta O_2}{\Delta t} = \text{syrebehov (kg O}_2\text{/d)}$$

a och b = konstanter för syrebehov

Figur 6.2 Kinetik för bakterietillväxt jämte allmänna formler



Figur 6.3 Relativa tillväxten av mikroorganismer för nedbrytning av BOD i avloppsvatten (McKinney, 1962)

Med avseende på de kvantitativa sammanhangen vid den organiska substansens omvandling och speciellt syreförbrukningen spelar emellertid andra organismer än bakterier en underordnad roll.

I en kontinuerlig tillväxtprocess med slamåterföring måste hänsyn tagas till bakteriecellernas död och upplösning, dvs den endogena respirationsfasen. Den härvid uppkomna bakterieförlusten är proportionell mot den aktiva cellmassan (X_a). Proportionalitetskonstanten (specifika endogena respirationshastigheten) har i formlerna på figur 6.2 beteckningen K_d . Formel 1 visar ett empiriskt samband mellan biologisk tillväxt och substratupptagning, som vanligen används för biologiska system. Formel 2 (figur 6.2) är en approximativ ekvation för substratupptagningshastigheten, som även illustreras i kurvform. Denna formel är likartad med Monods formel för att beskriva förhållandet mellan hastigheten för mikroorganismers tillväxt och koncentrationen av ett begränsande näringsämne. Den är även överensstämmande med Michaelis-Mentens samband för att beskriva enzymkatalyserade reaktioner (se figuren).

På figur 6.2 anges även formler för slamproduktion och syrebehov i aktivslamprocessen. Den första termen i formel 4 är ett uttryck för cellsyntesen. Den andra termen i samma formel anger mängden nedbruten cellmassa. Den första termen i formel 5 anger syrebehovet vid oxidation av organisk substans. Den frigjorda energin utnyttjas för bakteriernas metabolism ("primärändning" på figur 6.1). Den andra termen i samma formel utgör syrebehovet för endogen respiration. Syreekvivalenten för organisk cellmassa, som representeras i litteraturen med den kemiska formeln $C_5M_7O_2N$, är 1,42 g syre per g nedbruten cellmassa. Konstanten b i formel 5 kan således ersättas med $1,42 \cdot K_d$.

6.2 Teorier och kinetiska modeller för aktivslamprocessen

Två kinetiska modeller av aktivslamprocessen har ofta refererats till i facklitteraturen, nämligen den av McKinney (1962) resp Lawrence och McCarty (1970). McKinney presenterade den första rationella teorin för en totalomblandad aktivslamprocess. I bilaga 1 finns en jämförelse mellan de två nämnda teorierna. Dessa skiljer sig endast i bestämningen av substratkoncentrationen i utgående avloppsvatten från aktivslamprocessen. Teorin av Lawrence och McCarty är till skillnad mot McKinney men i likhet med de flesta andra teorier för aktivslamprocessen baserad på Monods (1950) hypotes om bakterietillväxt (se bilaga 1:1).

Eckenfelder och Weston (1956) samt Servizi och Bogan (1963) fastslog betydelsen av COD-analys som ett mått ej endast på erforderligt syre för att oxidera organiskt material utan även på energin i det organiska

materialet (uttryckt i syreekvivalenter). Den frigjorda energin vid oxidation av organiskt material blir enligt Servizi och Bogan proportionell mot syreförbrukningen. Eckenfelder och Weston bestämde följande samband:

$$\text{COD} = 1,42 \cdot \text{VSS}$$

där VSS = nedbruten organisk suspenderad substans

Det är således möjligt att uttrycka energin i avloppsvattnet och vid godtycklig tidpunkt i processen i form av syreekvivalenter eller ekvivalent organisk substans.

Eckenfelder (1967) härledde även halvempiriska formler för dimensionering av aktivslamprocessen. Gujer och Jenkins (1975) härledde en formel, som kan tillämpas på en godtycklig aktivslamprocess vid stationärt tillstånd.

Aktivslamprocessens kinetik har även studerats teoretiskt av Ericsson, Gustafsson och Westberg (1968, 1969) för att matematiskt formulera omsättningarna vid en kontinuerlig, totalomblandad aktivslamprocess. Med utgångspunkt från Monods studier av bakterietillväxten härleddes uttryck för substrathalten och halten levande bakterier som funktioner av de tillväxtbestämmande biologiska konstanterna och av driftparametrarna. De härledda formlerna tar hänsyn till bakterieavgång genom död och upplösning av döda bakterieceller. I annat fall kan ingen kvantitativ beskrivning av en kontinuerlig tillväxtprocess med slamåterföring åstadkommas. Denna matematiska modell har beskrivits i bilaga 1 och använts för datorberäkningar, som redovisas i kapitel 6.7.

Andrews och Busby (1973) föreslog en adsorptions- och lagringsmekanism, som föregår den verkliga substratnedbrytningen av mikroorganismer. Denna mekanism innebär, att substratkoncentrationen ej längre är direkt relaterad till hastigheten för bakterietillväxten som för Monods hypotes. Denna är dock tillämpbar i specialfallet, då stationära förhållanden råder. Enligt Marais (1973) gäller för övrigt identiska ekvationer för bestämning av slamkoncentrationer och syrebehov.

Bland övriga modeller för aktivslamprocessen kan slutligen nämnas en mer generell modell än ovanstående, vilken presenterats av Ekama och Marais (1979) och gäller även för cykliska variationer av flöden och substratkoncentrationer (biologiskt nedbrytbar COD). I denna modell har energibehovet för substratadsorption enligt en tidigare modell ersatts av en hypotes om bi-substrat, dvs i kommunalt avloppsvatten förekommande snabbt biologiskt nedbrytbar organisk substans i löst form resp långsamt biologiskt nedbrytbar organisk substans i partikulär form. Kinetiken för till-

växt av förstnämnda substrat överensstämmer med Monods klassiska formel, medan tillväxten av sistnämnda substrat kontrolleras av hastigheten för extracellulär enzymatisk nedbrytning av stora komplexa organiska molekyler till mindre molekyler före överföringen genom cellväggarna. Det klassiska konceptet för endogen respiration har i den generella modellen ersatts av ett koncept om regenerering genom bakteriedöd och upplösning. Med dessa modifieringar har en totalomblandad aktivslamprocess i ett eller flera steg under stationära eller cykliska belastningsbetingelser vid olika temperaturer kunnat beskrivas på ett tillfredsställande sätt av modellen. Detta gäller såväl processvariabler för nedbrytning av organiskt kol som biologisk nitrifikation - denitrifikation (se även Dold et al., 1980).

I bilaga 1 beskrivs denna modell, som innehåller fem temperaturberoende konstanter för nedbrytning av organiskt kol. Den matematiska modellen för en kontinuerlig, totalomblandad aktivslamprocess har för datorberäkningar härletts analogt med den av Ericsson, Gustafsson och Westberg. Detta möjliggör en jämförelse av beräkningsresultaten, som framgår av kapitel 6.7.

Före biologisk nitrifikation av organiskt bundet kväve sker en enzymatisk nedbrytning till ammoniumkväve. Kinetiken för biologisk nitrifikation i aktivslamprocessen har formulerats av Downing, Painter och Knowles (1964). Slamrecirkulationsförhållandet hålls vanligen högt med endast klarning (ej förtjockning) som följd för att undvika denitrifikation i sedimenteringsbassängerna.

6.3 Temperaturberoende reaktionsförlopp och konstanter i aktivslamprocessen för nedbrytning av organiskt kol

6.3.1 Inledande anmärkningar

Många publicerade undersökningar i facklitteraturen för bestämning av temperatureffekten i aktivslamprocessen är av mindre värde på grund av att skillnaden ej iakttagits mellan förändringshastigheter, som kan vara beroende av flera processhastigheter och fundamentala processhastigheter. Som exempel kan nämnas, att en låg slambelastning eller hög halt suspenderad organisk substans i luftningsbassängerna (hög slamålder) kan kompensera inverkan av en temperatursänkning.

Vid ett internationellt symposium "Water Pollution Control in Cold Climates" (University of Alaska July 22-24, 1970) gav Wuhrmann (1970) en kritisk granskning av de föredrag som berörde behandlingsprocesserna vid avloppsvattenrening i kallt klimat. Wuhrmann betonade skillnaden mellan:

- temperatureffekter på hela behandlingsanläggningar eller enskilda behandlingssteg och

- temperatureffekter på enskilda, kemiska eller fysikalisk-kemiska reaktioner eller reaktionskedjor, inkluderande sådana som inträffar i mikroorganismer.

Han ansåg det även viktigt att skilja mellan:

- reaktioner i ett biologiskt behandlingssystem, vilka ständigt påverkas av temperaturförändringar enligt termodynamiska principer och
- systemets ändringar som enhet betraktad under stationära förhållanden vid praktisk drift

Wuhrmann drog bl a följande väsentliga praktiska slutsatser:

- de negativa effekterna av låga vattentemperaturer kan lätt kompenseras i aktivslamsystem av låga slambelastningar. Gränsen för kommunalt avloppsvatten ligger i storleksordningen 0,1--0,2 kg BOD₅/kg MLSS.d. Vid dimensionering av aktivslamläggningar måste hänsyn tas till de lägsta förekommande temperaturerna
- luftningshastigheter måste utvärderas utgående från de högsta temperaturerna, som kan väntas förekomma i systemet. Luftbehovet vid låg temperatur kommer sedan att uppfyllas automatiskt
- kemiska processer såsom utfällning eller adsorption etc har mycket lägre temperaturkoefficienter (temperaturberoende) än enzymatiskt katalyserade reaktioner. Diffusion är den mest hastighetsbegränsande processen.

Biokemiska reaktionsförlopp, som åstadkoms av levande organismer, skiljer sig från kemiska, icke biologiska reaktioner genom att vara irreversibla och heterogena. Temperaturen är en viktig processvariabel. I heterogena system måste de reagerande ämnena transporteras från en fas till en annan vid reaktionen, och dessa massöverföringsprocesser kan tänkas vara begränsande faktor för totala processhastigheten. Massöverföringen är temperaturberoende men kan även påverkas av omblandningsintensitet och systemgeometri. Om ett flertal processteg med olika hastigheter förekommer i serie, kommer det långsammaste steget att kontrollera den totala reaktionshastigheten. Förändringar i temperaturen kan då även innebära en förändring av hastighetskontrollerande steg.

En annan effekt av en temperaturändring kan vara, att sammansättningen med avseende på mikrobiella arter ändras på grund av olika temperaturberoende vid tillväxt. I kontinuerliga reaktorer sker en förändring av biomassans sammansättning med temperaturen till skillnad mot slutna system, vilket av Tempest och

Hunter (1965) förklaras utgående från intracellulära aktiviteter.

6.3.2 Temperaturens inverkan på reaktionshastigheten enligt Arrhenius ekvation

En systematisk analys av temperatureffekten i aktivslamprocessen förutsätter, att de olika processhastigheterna som kan påverka produktion av biomassa och substratreduktion undersöks separat. Temperatureffekten på en reaktionshastighetskonstant beskrivs i allmänhet av Arrhenius ekvation:

$$k = A_0 \cdot e^{-E/RT}$$

där

k	= en hastighetskonstant (t^{-1})
A_0	= Arrhenius frekvensfaktor (t^{-1})
R^0	= allmänna gaskonstanten (= 8,31 joule/mol. °K)
E	= Arrhenius aktiveringsenergi (joule/mol)
T	= absoluta temperaturen (°K)

Enligt denna relation erhålls ett rätlinigt samband med lutningen $-E/R$, om $\ln k$ avsätts som funktion av $1/T$ på diagrammet. Ekvationen är tillämplig främst på enkla kemiska reaktioner med ett första hastighetsbestämmande steg. Konstanterna A_0 och E betraktas ej heller för kemiska reaktioner som unika konstanter av alla. Konceptet om aktiveringsenergi i mikrobiologiska system är mer oklart. Det finns emellertid angivna aktiveringsenergi för mikrobiella reaktionsförlopp i litteraturen, men dessa värden har karaktären av empiriska konstanter som relaterar temperaturens inverkan på processhastigheten. Characklis och Gujer (1978) har sammanställt publicerade data på aktiveringsenergi för mikrobiella förlopp. Randall et al (1982) har funnit, att alla klassiskt definierade parametrar för aktivslamprocessen följer Arrhenius ekvation inom temperaturintervallet 5-20°C. Inom detta temperaturområde är det sannolikt, att den blandade bakteriekulturens sammansättning är relativt oförändrad.

Vid utvärdering av processhastigheten vid två temperaturer, T_1 och T_2 , ger Arrhenius ekvation följande samband:

$$\ln(k_{T_1}/k_{T_2}) = E(T_1 - T_2)/RT_1 \cdot T_2$$

Vid små temperaturskillnader kan sambandet skrivas:

$$\ln(k_{T_1}/k_{T_2}) = f(T_1 - T_2)$$

där temperaturkonstanten $f = E/RT_1 \cdot T_2$ (=0,0014 E vid 20°C).

Förhållandet mellan hastighetskonstanterna (k_{T_1}/k_{T_2})

vid 10°C temperaturhöjning brukar i litteraturen anges som Q_{10} -värde enligt följande:

$$Q_{10} = e^{10E/RT_1 \cdot (T_1 - 10)} (= e^{10 \cdot f}, \text{ jfr ovan})$$

I litteraturen används vanligen en annan temperaturkonstant, nämligen O , som definieras:

$$k_{T_1}/k_{T_2} = O^{(T_1 - T_2)}$$

där T_1 och T_2 är vattentemperaturen i °C (T_2 vanligen 20°C)

Sambanden mellan f , Q_{10} och O blir således:

$$f = \ln O \text{ och } \ln Q_{10} = 10 \ln O$$

Inverkan av temperaturen på mikrobiella konstantvärden kommer nedan att relateras till temperaturkonstanten O i stället för aktiveringsenergi.

6.3.3 Temperaturberoende konstantvärden

Temperatureffekten på en mikrobiell processhastighet kan vara svår att bestämma, eftersom även massöverföringshastigheten kan vara begränsande på processhastigheten för heterogena reaktionssystem (Atkinson, 1974; Characklis, 1978; Kornegay och Andrews, 1968; LaMotta, 1976; Mueller et al, 1966; Ngian et al, 1977 och Powell, 1967). Strukturen på de mikrobiella aggregaten i form av flockar eller bakteriefilmer kan variera och därför även påverka dessa massöverföringshastigheter liksom även omblandningsintensitet (jfr figur 6.1) och systemgeometri. Sådana faktorer är svåra att undersöka och finns i allmänhet ej rapporterade. Bakterieadaptationen till en miljöförändring, t ex temperatursänkning, är även betydelsefull. Chockändringar ger i allmänhet ett större utslag. Skillnaden mellan olika substrat eller avloppsvatten måste även beaktas.

Maximala mikrobiella tillväxthastigheter har i allmänhet Q_{10} -värden ca 2 eller mer och diffusionsprocesser ca 1,3. Sistnämnda värde gäller även för enzymreaktioner enligt Michaelis och Mentens (1913) formel från 1 till 53°C. Däremot har man ej funnit någon klar temperatureffekt på mättnadskonstanten i denna formel.

Man kan påvisa olikheter mellan satsvisa och kontinuerliga försök samt mellan pluggflöde och totalomblandning. Tillväxthastigheten i en kontinuerlig reaktor är betydligt mindre än i en reaktor för satsvisa försök, där maximal tillväxthastighet uppnås vid höga substratkoncentrationer i förhållande till mättnadskonstanten. I en kontinuerlig reaktor blir i allmänhet tillväxthastigheten betydligt lägre än maximala tillväxthastigheten på grund av substratbegränsning, och sönnerfallet av biomassa blir mer påtagligt.

Härvid ändras den verkliga utbyteskonstanten (Y_{obs}) enligt nedanstående formel (Sherrard och Schroeder, 1973):

$$Y_{obs} = Y / (1 + k_d \cdot T_a)$$

där

Y = maximala utbyteskonstanten (inget bakteriesönderfall)

k_d = hastighetskonstant för bakteriesönderfall

T_a = slamålder

Eftersom konstanten k_d är temperaturberoende, gäller detta även för den observerade utbyteskonstanten. Temperaturkonstanten θ för k_d är enligt litteraturen 1,02-1,06, dvs Q_{10} 1,2-1,8. (Benefield och Randall, 1980.) Enligt Sayigh och Molina (1978) är temperatureffekten försumbar mellan 4 och 20°C, men temperaturberoendet ökar med slamåldern. Den maximala utbyteskonstanten (Y) är enligt Benefield et al (1975), Sayigh och Malina (1976) samt Dold et al (1980) konstant vid avloppsvattentemperaturer upp till 25°C, sannolikt beroende på bakteriernas acklimatisering. Muck och Grady (1974) har däremot funnit stigande värden vid temperaturhöjning upp till 20°C och därefter sjunkande värden upp till 40°C. Av ovannämnda formel framgår, att det verkliga slamutbytet sjunker vid stigande temperatur och slamålder.

Characklis och Gujer (1979) har sammanställt data för temperaturinverkan på mikrobiella reaktionshastigheter med satsvisa försök och kontinuerliga reaktorer samt dessutom olika substrat. Tekniken att bestämma temperaturberoendet för flera enhetsprocesser exemplifieras. Man konstaterade, att den specifika tillväxthastigheten hade ungefär samma temperaturberoende för båda reaktortyperna med ett Q_{10} -värde omkring 2. Om substrat finns i överskott, blir den mikrobiella tillväxten hastighetsbegränsande. Temperaturen inverkan på hastigheten för substratförbrukningen blir då samma som ovan, dvs med Q_{10} -värdet ca 2. Detta förhållande kan föreligga i en satsvis reaktor eller en genomströmningsreaktor med pluggflöde.

I en kontinuerlig reaktor med totalomblandning och ej alltför låg slamålder föreligger däremot substratbegränsning, och hastigheten för substratförbrukningen blir då ej lika temperaturkänslig ($\theta = 1,01-1,04$ enligt litteraturen). Sayigh och Malina (loc.cit.) fann, att hastighetskonstanten var relativt oberoende av temperaturen mellan 4 och 20°C samt av den inkommande lösta substratkoncentrationen. Nedbrytningen av löst BOD försämrades dock påtagligt vid temperatursänkning, om slamåldern var mindre än två dygn.

För mer detaljerade studier av detta bör man skilja mellan löst och partikulärt substrat. Den enda skillnaden i kinetiken för dessa substrat är, att det partikulära substratet adsorberas i ett första steg (Banerji et al, 1968, Berg och Philips, 1968 m fl). Bisubstratmodellen enligt Dold et al (1980) med sex temperaturberoende konstanter finns beskriven i bilaga 1. Med ledning av dessa formler har härletts en datamodell för en kontinuerlig totalomblandad reaktor i stationärt tillstånd. Resultaten av datorberäkningarna redovisas i kapitel 6.7.

Mättnadskonstantens (K_s) temperaturberoende är okänd, vilket framgår av litteraturdata sammanställda av Characklis och Gujer (1979). Denna konstant har ofta relaterats till massöverföringshastigheter.

Sammansättningen av olika bakteriearter i en aktivslamprocess beror på flera faktorer. Det är särskilt i en kontinuerlig reaktor vid stationärt tillstånd och med ett blandat substrat som ett flertal bakteriearter kan existera gemensamt. En temperaturändring i en aktivslamanläggning behöver ej betyda en ändrad renings-effekt men däremot en ändrad bakteriesammansättning. Detta beror på att temperaturen inverkar olika på tillväxten av olika bakteriearter. Man har även funnit, att mesofila bakterier är mer temperaturkänsliga under 20°C än över upp till denatureringstemperaturen, och psykofila bakterier under 12°C än över.

6.3.4 Temperatureffekter på syrsättningskapaciteten

Syrets mättningskoncentration i rent vatten (C_s mg/l) kan fås ur handböcker eller approximativt beräknas ur formeln:

$$C_s = 14,61 - 0,3943 \cdot T + 0,007714 \cdot T^2 - 0,0000646T^3$$

där

T = vattentemperaturen i °C ($T = 0-30^\circ\text{C}$)

Vid t ex 0°C är $C_s = 14,6$ och vid 20°C 9,29 mg/l. För avloppsvatten^s är mättningskoncentrationen 85-90 % av den för rent vatten.

Syreöverföringshastigheten ($\frac{dC}{dt}$) vid luftning i vatten kan skrivas:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_s - C)$$

där

C är den verkliga syrekoncentrationen

$K_L a$ = syreöverföringskonstanten

Både syreöverföringskonstanten och mättningskoncentrationen är temperaturberoende. En sänkning av temperaturen ger:

- ett lägre $K_{L,a}$ -värde på grund av minskad diffusionshastighet vid högre viskositet, vilket kan beräknas ur formeln:

$$(K_{L,a})_{T_1} = (K_{L,a})_{T_2} \cdot 1,024^{(T_1 - T_2)}$$

T_2 vanligen 20°C

- ett högre C_s -värde (jfr ovan)

Dessa temperatureffekter motverkar således varandra och är av samma storleksordning. Man kan t ex beräkna att maximala syrsättningskapaciteten ($K_{L,a} \cdot C_s$) blir ca 5 % högre vid en temperaturhöjning från 10 till 25°C. Inverkan av temperaturvariationer på syrsättningskapaciteten i luftningsbassängerna kan därför försummas (Marais, 1975).

6.3.5 Temperatureffekter på sedimenteringen av aktivt slam

Inverkan av temperaturen på sedimenteringen av suspenderad substans i försedimenteringsbassänger har behandlats i kapitel 5.

Grundläggande studier av det aktiva slammets sedimentering har utförts av Dick (1970), varvid betydelsen av såväl klarnings- som förtjockningsfasen åskådliggjordes. Bioslammets sedimenterbarhet vid olika temperaturer mellan 4 och 32°C har undersökts av Benedict och Carlson, 1973. De har använt slamvolymindex som mått på sedimenterbarheten. Bakteriekulturerna erhöles från en aktivslamprocess med organiska belastningen varierande mellan 0,25 och 0,4 g BOD₅ per g SS och dygn. Slamindexvärdena blev vid 4 och 19°C 110 resp 98 ml/g. Slutsatsen blev, att sedimenterbarheten ej påverkades negativt inom angivna temperaturintervall. Dick och Vesilind (1969) är dock tveksamma om att använda slamvolymindex som mått på sedimenterbarheten. Senare har dock Sezgin (1982) påvisat ett klart samband mellan slamindex och sedimenteringshastighet vid hindrad sedimentering ovan kompressionspunkten.

Slamvolymindex bestäms vanligen vid avloppsreningsverk för driftkontroll och har tidigare även använts för dimensionering av efterföljande sedimenteringsbassänger i Tyskland och USA. Olika samband, där slamvolymindex ingår, har härletts. Flera av dessa samband är dock alltför grova förenklingar (Bloodgood 1944; Kalbskopf, 1972 och Agnew 1972).

Nya dimensionerings- och driftparametrar föreslogs av Pflanz (1969) och Kalbskopf (loc.cit.). Den först-

nämnde angav gränsvärden för torrsubstansbelastningen (kg SS/m².h) på sedimenteringsbassänger för aktivt slam. Maximivärdena sjönk vid stigande värden på slamvolymindex. Undersökningarna av Pflanz ligger även till grund för en matematisk modell av sedimenteringen av aktivt slam för bestämning av halten suspenderad substans i klarvattnet (Lech, 1973 och Tarrer, 1976). Kalbskopf beskrev en liknande parameter, nämligen slamvolymbelastningen på sedimenteringsbassängerna, dvs produkten mellan ovannämnda parameter och slamvolymindex.

Enligt Sayigh och Malina (1978) var slamvolymindex alltid mindre än 200 ml/g inom temperaturintervallet 4-20°C, vilket bedömdes ge en god slamsedimentering. Vid såväl låg temperatur (4°C) som låg specifik substratnedbrytning (<ca 0,6 g löst COD/g MLVSS.d) steg dock slamvolymindex påtagligt. Även organisk suspenderad substans (VSS) steg påtagligt vid 4°C och slamåldrar lägre än ca 3 dygn. Terashima et al (1970) påvisade ett samband mellan slamvolymindex och adsorberat substrat. Värdet för slamvolymindex ökade med mängden adsorberat substrat. Vid nedbrytning av adsorberat substrat sjönk indexvärdet. Slutligen kan nämnas, att bestämningen av slamvolymindex har förbättrats genom bl a omröring av Water Research Center i England (White, 1975).

Inverkan av olika variabler på sedimenteringen av aktivt slam har i flera fall givit motstridiga resultat enligt facklitteraturen. Som exempel kan nämnas Tarrers (1973) och Agnews (1972) sedimentationsmodeller. I båda modellerna relateras halten suspenderad substans i utgående vatten efter sedimentering (X_e) till slamhalten i luftningsbassängerna. Skillnaden mellan modellerna i detta avseende är, att X_e ökar vid ökad slamhalt enligt Tarrer men minskar enligt Agnew. Temperaturen inverkar på slamhalten i luftningsbassängerna på grund av temperaturberoende kinetiska konstanter samt på sedimenteringshastigheten genom viskositetsändringen. Konstantvärdena i respektive modell baseras på den av författaren undersökta anläggningen. Detta är ytterligare ett skäl till att modellerna måste användas med stor försiktighet. Konstantvärdena blir nämligen specifika för ifrågavarande anläggning.

Vesilind (1968) har angivit en ekvation för sedimenteringshastigheten i laboratoriecylindrar enligt följande:

$$V_s = V_0 \cdot e^{-nX}$$

där

V_s = sedimenteringshastighet (m/h)

X = halten susp substans i slamsuspensionen från luftningsbassängerna (kg SS/m³)

V_0 och

$n =$ konstanter, som beskriver slammets sedimenteringsegenskaper

Transporten av suspenderad substans (G_s kg SS/m².h) vid gravitationssedimentering blir då:

$$G_s = X \cdot V_0 \cdot e^{-nX}$$

Man kan från dessa ekvationer härleda formler för konstruktion av ett dimensionerings- och driftdiagram för aktivslamprocessens sedimenteringsbassänger med den hydrauliska ytbelastningen som funktion av recirkulationsförhållandet vid återgångsslampumpning. Ett sådant diagram har exemplifierats av Ericsson (1983) vid driftundersökningar i Västerås. Det är ofta klarningskriteriet, som är det mest kritiska att uppfylla. Det var dock först vid höga hydrauliska belastningar i kombination med hög slamhalt i luftningsbassängerna, som halten suspenderad substans i utgående vatten ökade markant.

Tuntoolavest och Grady (1982) har undersökt de två parametrar - slamvolymindex och sedimenteringshastighet - som i allmänhet påverkar det aktiva slammets förtjockningsegenskaper. Slamvolymindexvärdena varierade mellan 74 och 139. Slamåldern fixerades till 10 dygn, medan däremot slamhalten i luftningsbassängerna, luftflödehastigheten och recirkulationsförhållandet för återgångsslam varierades i två parallella halvskaleanläggningar vid konstant flöde. Luftflödehastigheten påverkar förloppet för agglomerering/sönderdelning av partiklar i luftningsbassängerna och slamhalten den interpartikulära kollisionsfrekvensen. Återgångsslamflödet har inflytande på uppehållstiden och därmed hastighetsgradienten i luftningsbassängerna samt på turbulensen i sedimenteringsbassängerna. Dessutom påverkas förtjockningsgraden i slamfickorna. Resultaten visade, att någon tydlig effekt av dessa variabler på slammets förtjockningsegenskaper ej kunde påvisas. Däremot påverkades sedimenteringsegenskaperna främst av slamhalten i luftningsbassängerna och luftflödehastigheten (87 % av variationen). Vid ökad slamhalt ökade halten suspenderad substans i utgående vatten från sedimenteringstanken.

Ytterligare studier om inverkan på klarningsförloppet av de tre driftvariablerna slamålder, slamhalt och turbulensnivå - med hydraulisk ytbelastning och uppehållstid i sedimenteringstanken som dimensioneringsparametrar - har rapporterats av Tuntoolavest et al (1983). Undersökningen resulterade i att slamhalten i luftningsbassängerna (1 000-3 000 mg/l SS) påvisades med regressionsanalys ha den största effekten på halten suspenderad substans i vattnet efter sedimenteringen. Detta är således ej i överensstämmelse med Agnew (loc cit) och Villiers (1967) men konfirmerar resultaten av Pflanz (1969). De två samverkande driftvariablerna

slamrecirkulationsförhållande och turbulensnivå eller hastighetsgradient i luftningsbassängen hade var för sig mindre signifikanta effekter på halten suspenderad substans i klarvattnet. Den samverkande effekten var mer komplicerad med såväl försämrade som förbättrade klarningseffekt. Slamrecirkulationsförhållandet varierades mellan 30 och 80 % och hastighetsgradienten mellan 162 och 200 sek^{-1} . Det sistnämnda intervallet täcker ej det av Parker et al (1970) funna intervallet 88-220 sek^{-1} vid 14 undersökta aktivslamanläggningar. Det är givet att varje faktor som ökar halten findispersa partiklar i slamsuspensionen till sedimenteringsbassängen även höjer halten suspenderad substans i klarvattnet.

I detta sammanhang kan nämnas, att både Bisogni och Lawrence (1971) samt Choa och Keinath (1979) visade, att procenthalten dispergerade partiklar i slamsuspensionen från luftningsbassängerna var relativt konstant vid slamåldrar över 5 dygn. De drog därför den slutsatsen, att denna parameter vid värden över 5 dygn ej påverkar markant SS-halten efter sedimentering.

Effekterna av ytbelastningen (0,7-2,0 m/h) och uppehållstiden (1-3 h) var slutligen av ungefär samma storleksordning men mindre vid jämförelse med slamhalten. Från dimensioneringssynpunkt dras den slutsatsen, att stora luftningsbassänger och låga slamhalter skulle ge minsta kostnad på grund av de påvisade effekterna av slamhalt och turbulens.

Det finns många parametrar, som kan inverka på sedimenteringen i aktivslamprocessen:

- inkommande avloppsvattens sammansättning och dynamiska karaktär, som i allmänhet ej undersökts (biologiska slamegenskaper)
- slambelastning, slamhalt, slamvolymindex och slamålder i luftningsbassänger
- hydraulik, skjuvintensitet och kontaktmönster i luftningsbassängen
- luftningsintensitet, syrehalter och syreprofiler i luftningsbassängen
- nominell uppehållstid i luftningsbassängen och recirkulationsförhållande
- hydraulisk ytbelastning och slambelastning vid sedimenteringen.
- inloppsdjup, turbulens och geometri i sedimenteringsbassängen samt slamskrapornas hastighet

I undersökningen av Cashion och Keinath (1983) befanns tre av dessa parametrar vara oberoende huvudvariabler, nämligen slamålder, nominell uppehållstid i luftningsbassängen och hydraulisk ytbelastning vid sedimenteringen. I en halvskaleanläggning undersöktes inverkan av dessa variabler på halten suspenderad substans i klarvattnet efter sedimenteringen inom följande intervall:

Slamålder: 2-8 dygn

Nominell uppehållstid: 4-12 timmar

Ytbelastning: 0,34-2,4 m/h

Resultaten visade, att ytbelastningen vid sedimenteringen hade en betydligt mindre effekt än slamålder och nominell uppehållstid på halten suspenderad substans efter sedimenteringen. Vid ytbelastningar upp till ca 1,7 m/h fanns ingen påvisbar korrelation. Vid konstant ytbelastning (1,0 m/h) ökade halten suspenderad substans i klarvattnet, om både slamålder och nominell uppehållstid antingen var höga eller låga. Lägsta halt uppnåddes vid lågt värde för ena variabeln och högt värde för den andra eller vice versa. Slamåldern visade sig ha en obetydligt större inverkan på SS-halten än nominella uppehållstiden i luftningsbassängen. Andra variabler, som undersöktes i halvskaleanläggningen, var koncentrationer av suspenderad substans i slamsuspensionen till sedimenteringstanken (= MLSS = ca 700-1 800 mg/l) och i sedimenteringsskiktet liksom motsvarande SS-flöden. Resultaten visade ej någon klar korrelation mellan någon av dessa variabler och halten suspenderad substans i klarvattnet efter sedimenteringen. Det är sannolikt att värdena ej varit tillräckligt höga för att ge ett säkert utslag. Den maximala slamkoncentrationen i luftningsbassängen var t ex ca 1 200 mg/l lägre än vid undersökningarna av Tuntoolavest (jfr ovan). Cashion och Keinath framhåller slutligen att hög slamålder och låg nominell uppehållstid i luftningsbassängen är att föredra framför det omvända förhållandet. Detta är ej heller i linje med undersökningen av Tuntoolavest (jfr ovan).

Chapman (1983) utförde försök i halvskaleanläggning av aktivslamprocessen och undersökte sedimenteringseffekterna av följande variabler med statistisk teknik:

- slamhalten i luftningsbassängen (MLSS)
- luftflödeshastighet i luftningsbassängen
- inkommande flöde till sedimenteringstanken resp återgångsslamflöde
- inloppsdjup till sedimenteringstanken resp vattendjup (avdragsrännans nivå)
- slamskrapans hastighet

Driftparametrarna varierades enligt följande:

1. Ytbelastning vid sedimentering: 0,68-2,03 m/h
2. Hydraulisk uppehållstid vid sedimentering:
0,95-3,73 h
3. Slambelastning på sedimenteringstanken:
1,05-6,59 kg SS/m².h
4. Hastighetsgradient i luftningsbassängen:
137-156 sek⁻¹.

Regressionsanalys av sammanställt datamaterial visade, att variablerna inkommande flöde inklusive återgångsslamflöde per m² sedimenteringsyta, MLSS och vattendjup i sedimenteringstanken hade den största inverkan (78 %) på halten suspenderad substans i vattnet efter sedimenteringen. Vattendjupet samverkade även med vattenflödet. Högre flöde och lägre vattendjup försämrade resultatet. Storleken av den ena variabelns effekt beror på värdet av den andra variabeln. Återgångsslamflödet hade i sig själv ingen effekt utan samverkade med inkommande flöde. Vid ökat flöde och MLSS steg SS-halten i klarvattnet.

Effekten av slamhalten i luftningsbassängen och den hydrauliska belastningen vid sedimenteringen överensstämmer med resultaten rapporterade av Pflanz (1969). I den sistnämnda undersökningen hade däremot återgångsslamflödet ingen inverkan på SS-halten efter sedimenteringen.

Vid jämförelse med resultaten av Tuntoolavest et al (jfr ovan) hade luftflödeshastigheten däremot ingen inverkan på sedimenteringen enligt Chapman. En orsak till denna skillnad kan vara den lägre luftningsintensiteten (hastighetsgradient = 137-156 sek⁻¹) i sistnämnda undersökning jämfört med Tuntoolavest et al (hastighetsgradient = 162-200 sek⁻¹). Detta sammanhänger med det större neddopningsdjupet för luftarna. Luftningsintensiteten eller turbulensnivån är därför en inverkan variabel vid tillräckligt höga hastighetsgradienter, antingen som enstaka variabel eller i samverkan med någon annan variabel (jfr ovan).

Hydrauliska ytbelastningen har sedan länge betraktats som den viktigaste dimensioneringsparametern för sedimenteringsbassänger i enlighet med det grundläggande arbetet av Camp (1953). Kalbskopf (1970) fann, att relationen mellan sedimenteringshastighet och ytbelastning gäller endast vid laminär strömning. Vid närvaro av turbulens i sedimenteringsbassängen inverkar både ytbelastningen och bassängdjupet på sedimenteringen.

Effekten av återgångsslamflödet enligt Chapman förklaras bero på den av Murphy (1964) dragna slutsatsen, att ingående flödesimpuls bestämmer flödesmönstret och ej täthetsskillnader mellan vätska i bassängen och i inloppet. Nettoeffekten av ett ökat ingående flöde till sedimenteringstanken genom t ex högre åter-

gångsslampumpning blir en större flödesimpuls och därmed en ökad hastighet för det cirkulära flödesmönstret i tanken. Slutsatsen blir därför, att det hydrauliska belastningskriteriet skall baseras på summan av det nominella flödet och återgångsslamflödet per enhetsarea av sedimenteringstanken i stället för den på traditionellt sätt beräknade ytbelastningen.

Optimal dimensionering av aktivslamprocessen innebär enligt såväl Chapman som Tuntoolavest et al (se ovan) förhållandevis stora luftningsbassänger med låga MLSS-halter och små sedimenteringsbassänger i stället för det omvända. Förtjockningskriteriet måste uppfyllas, men återgångsslamflödet skall minimeras vid optimal drift. Ett högre återgångsslamflöde försämrar slamvolymindex enligt Kalbskopf (loc cit). Även stegvis beskickning av det försedimenterade avloppsvattnet kan vid hydraulisk överbelastning motverka en försämrad sedimentering på grund av lägre ingående slamhalt.

I ovan beskrivna sedimenteringsmodeller har temperatureffekten i allmänhet ej undersökts. Sedimenteringen påverkas dels av den ändrade viskositeten på grund av temperaturändringen, dels av de ändrade variabelvärdena till följd av temperaturberoende biologiska konstanter. Temperaturen inverkan på fysikaliska egenskaper hos aktivslamflocken som täthet, ytladdning och innehållet av bundet vatten har ej klarlagts. Den totala temperatureffekten på sedimenteringen av aktivt slam beräknas med hjälp av ovan beskrivna modeller, som i samtliga fall utom Lechs (1973) modell måste korrigeras för temperaturens inverkan genom ändrad viskositet. Olika uppfattningar råder i litteraturen om uttrycket för denna korrigering. Enligt Stokes lag är förhållandet mellan sedimenteringshastigheterna (V_1 resp V_2) vid hindrad sedimentering ovan kompressionszonen vid temperaturerna T_1 och T_2 °C, motsvarande kinematiska viskositeterna μ_1 resp μ_2 , följande:

$$\frac{V_1}{V_2} = \frac{\mu_2}{\mu_1}$$

Detta samband har verifierats i fullskaleanläggningar av bl a Fischerström et al (1967), som undersökte 17 aktivslamanläggningar i Sverige. Tesarik (1967) fann ett mindre inflytande för en sedimenteringsbassäng med slamskiktsson och uppåtströmmande flöde:

$$\frac{V_1}{V_2} = \left(\frac{\mu_2}{\mu_1} \right)^{1/3}$$

I några andra undersökningar har man ej kunnat påvisa någon temperatureffekt alls.

Reed och Murphy (1969) visade ett temperatursamband, som är approximativt liknande det enligt Stokes lag, för låga koncentrationer med icke hindrad sedimentering. Temperatureffekterna avtar vid stigande koncentrationer av aktivt slam. Vid normala halter suspenderad

substans i ingående slamsuspension till sedimenteringsbassängerna anses enligt litteraturen sedimenteringen vara hindrad på grund av den interpartikulära interferensen och den icke laminära strömningen. Resultaten av undersökningarna av Reed och Murphy visade, att temperaturrelationen för sedimenteringshastigheten följde Stokes lag vid slamhalten ca 1,8 g/l. Vid högre slamhalter övergick temperaturrelationen gradvis till att motsvara Tesarik's samband (se ovan) vid slamhalten ca 5,8 g/l. Denna skärningspunkt ligger nära kompressionspunkten, där formlerna upphör gälla. Sedimenteringshastigheten påvisades även vara starkt beroende av den organiska slambelastningen inom intervallet 0,2-1,0 kg BOD₅/kg MLSS.d av såväl Reed och Murphy som Ford och Eckenfelder (1967). Den sjönk 3 ggr vid en ökning av slambelastningen från 0,15 till 0,9.

Slutligen skall nämnas, att Reed och Murphy ej fann något temperaturberoende samband för sedimentering i kompressionszonen. Detta tyder på att slamförtjockningen ej påverkas vid temperatursänkning.

Den mot halten suspenderad substans i klarvattnet efter sedimenteringen korresponderande halten biokemisk nedbrytbar COD utgör ca 60 % enligt Dick (1970) m fl.

Av ovan gjorda studie framgår, att inverkan av slamhalten i luftningsbassängen på halten suspenderad substans i klarvattnet efter sedimenteringen enligt Angews modell är motsatt till övriga modeller. Av detta skäl har datorberäkningarna (se bilaga 1) utförts utan Agnews modell. De modeller, som undersökts mer ingående är följande (se bilaga 1):

- Lechs modell (1973) /samma som Tarrers modell/
- Tuntoolavest et al (1983)
- Cashion och Keinath (1983)
- Chapman (1983)

De tre sistnämnda modellerna har kompletterats med en viskositetsterm som korrektion för ytbelastningen:

$$\frac{\mu_{T_1}}{\mu_{T_2}} \text{ (enl. Stokes lag) } \underline{\text{ eller }} \left(\frac{\mu_{T_1}}{\mu_{T_2}} \right)^{1/3} \text{ (enl. Tesarik, 1967)}$$

Denna term anger viskositetsförhållandet vid temperaturerna T_1 och T_2 . Temperaturen T_2 avser härvid den temperatur, som varit rådande under försöken. Vattentemperaturer finns redovisade av Tuntoolavest et al (mv. 23,0°C) men ej av Cashion och Keinath samt Chapman. I sistnämnda fall antas modellerna gälla vid 20°C.

Korrektionstermen för viskositeten i enlighet med Stokes lag kan antas gälla för slamhalter upp till 1 500-2 000 mg/l. Vid högre slamhalter blir denna

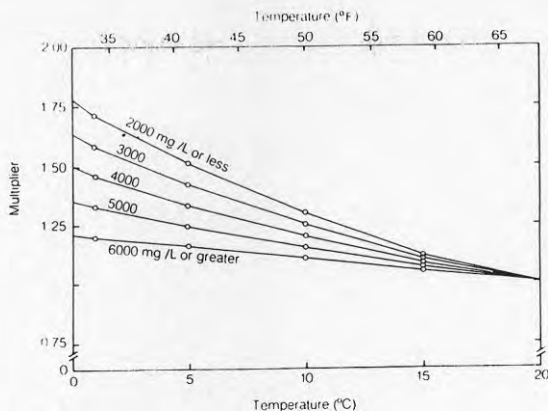
korrektionsterm i överkant. Tesariks samband blir då mer relevant liksom även för djupa sedimenteringsbassänger. Det har vidare antagits att korrektionstermen, som enligt ovan är omvänt proportionellt mot förhållandet mellan sedimenteringshastigheterna, även står i direkt relation till den hydrauliska ytbelastningen. Vid t ex en temperatursänkning blir korrektionstermen större än 1 och ytbelastningstermen i modellerna ökar. Detta medför då en höjning av halten suspenderad substans i utgående klarvatten. De termer i modellerna som ej berörs av ytbelastningen har ej heller korrigerats med avseende på viskositetsändringen.

6.3.6 Temperatureffekter på aktivslamprocessen under olika driftbetingelser

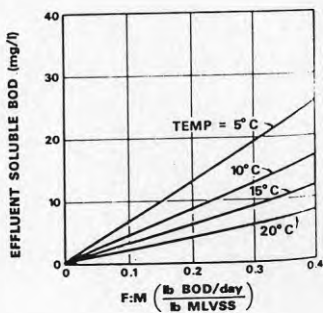
Boyle (1976) har beräknat temperaturens inverkan på olika parametrar i aktivslamprocessen vid olika slambelastningar. Resultaten har sammanställts på figurerna 6.4-6.8, som visar inverkan av vattentemperaturer mellan 5 och 20°C på löst BOD₅ i utgående avloppsvatten, överskottsslamproduktion, syrebehov respektive energibehov vid luftning för olika slambelastningar. Eftersom slambelastningen vid ett avloppsreningsverk kan varieras inom vissa gränser, beroende på slamhalten i luftningsbassängerna, kan temperatureffekten på detta sätt utjämnas. Denna utjämnning innebär således, att vid en temperatursänkning skall slamhalten i luftningsbassängerna höjas och därmed sänks slambelastningen. Detta kan även illustreras av beräkningar med empiriska formler enligt CIRIA (se Wilson, 1981). Temperatureffekten vid samma slamhalt i luftningsbassängerna blir dock med dessa formler hög. Detta beror främst på att även suspenderad BOD₅ ingår, dvs på den temperaturberoende sedimenteringen. Eftersom det ej är bekant hur dessa formler härletts, är det ej heller möjligt att ytterligare kommentera resultaten.

Kurvorna på figurerna 6.6-6.8 är ej linjära. Enligt figur 6.6 ökar känsligheten för temperaturens inverkan på överskottsslam mängden vid F/M-värden lägre än ca 0,4 (F = food, M = microorganism). Temperatureffekten på syrebehovet är större vid låga än vid höga slambelastningar (se figur 6.7). Figur 6.8 slutligen visar, att energibehovet för luftning ej är lika temperaturkänsligt som syrebehovet. Det relativa energibehovet vid två låga vattentemperaturer, t ex 5 och 10°C, är omkring 1 vid låga slambelastningar och ökar med stigande slambelastning.

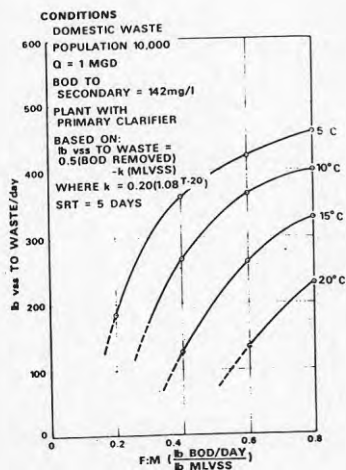
Slutsatserna av Boyle är, att överskottsslam mängden ökar mycket markant vid en temperatursänkning. Syrebehovets temperaturberoende kan till största delen hänföras till den endogena aktiviteten. Syrebehovet under den varmare årstiden blir dimensionerande, men man skall se till att omblandningen blir god vid låga temperaturer och höga slamhalter i luftningsbassängerna.



Figur 6.4 Inverkan av vattentemperaturen på sedimenteringstiden med slamhalten i luftningsbassängen (MLSS) som parameter (Design Manual, Kanada, 1979)

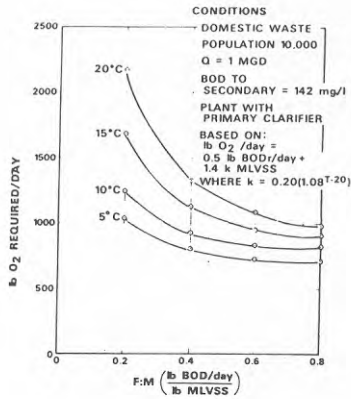


Figur 6.5

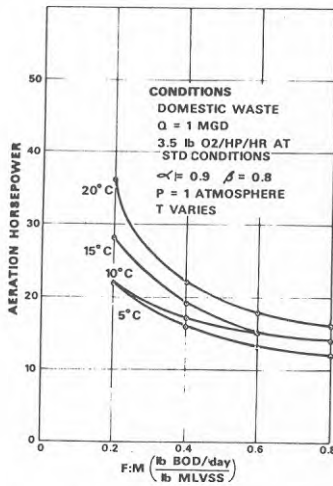


Figur 6.6

Temperatureffekten på löst BOD i biologiskt renat klarvatten (figur 6.5) och på överskottsslammängden (figur 6.6) som funktion av den organiska slambelastningen (Boyle, 1976)



Figur 6.7 Temperatureffekten på syrebehovet i aktivslamprocessen som funktion av den organiska slambelastningen (Boyle, 1976)



Figur 6.8 Temperatureffekten på energibehovet i aktivslamprocessen som funktion av den organiska slambelastningen (Boyle, 1976)

Undersökningar av Pasveer (1955) och Wuhrmann (1956) visade liten temperatureffekt på BOD-reduktionen inom temperaturintervallet 3-20°C. Eckenfelder (1967) föreslog temperaturkoefficienten, baserad på den totala BOD-reduktionen, vara en funktion av den organiska slambelastningen. Han rapporterade värden på temperaturkoefficienten omkring 1,00 vid låga belastningar och 1,02 vid höga belastningar. Pohl (1967) drog den slutsatsen att temperaturkoefficienten var 1,038 vid låga halter suspenderad substans i luftningsbassängerna och 1,00 vid höga. I sin studie av aktivslamprocessen i en halvskaleanläggning under en 5-årsperiod fann Wuhrmann (1970) bl a att reningseffekten påverkades av temperaturen mycket markant vid höga slambelastningar. Temperatureffekten försvann vid små belastningar.

Benedek och Farkas (1971) undersökte inverkan av temperaturen på reduktion av kolloider samt oxidation av adsorberade kolloider, löst substrat och bakterier genom endogen respiration. Det förstnämnda förloppet var ej temperaturberoende. Den adsorptiva mekanismen för aktivt slam var dock i mindre grad beroende av temperaturen. Syreförbrukningen per gram oxiderat substrat befanns vara konstant inom temperaturintervallet 0-25°C. Endogena metabolismen följde Arrhenius lag, däremot ej metabolismen av löst substrat. En annan slutsats av undersökningen var att temperaturens inverkan på kontinuerliga aktivslamanläggningar vanligen är mindre jämfört med icke stationära undersökningar. Det är därför viktigt att göra undersökningar för en kontinuerlig process.

Eckenfelder och Englande (1971) fann att temperatureffekterna är minimala på aktivslamprocessen vid jämförelse med andra biologiska behandlingssystem. Detta anses främst bero på slambelastningen (F/M-kvoten), som vid normala eller låga värden ger en flockad biologisk tillväxt. Vid höga värden erhålls däremot en trådformig eller dispergerad bakteriemassa med hög temperaturkoefficient. Även omblandningsintensiteten i luftningsbassängerna kan genom flockdispersion påverka temperaturkoefficienten. För en flockad biomassa får diffusionsmekanismer en signifikant betydelse. Bakterieflocken vid låg temperatur är mer aerob än vid högre temperaturer, vilket gynnar stabiliseringen av det organiska materialet och således minskar temperatureffekten. Detsamma gäller även biobäddar.

Friedman och Schroeder (1971) sökte förklaringar till de många anomaliteterna beträffande temperatureffekter funna i litteraturen. De ansåg bl a att uteblivna temperatureffekter på BOD-reduktionen kan bero på överdimensionerade processer och därigenom extra reaktionskapacitet etc. Undersökningarna av Ludzack et al. (1961) visade att reduktionen av BOD och COD i en kontinuerlig aktivslamprocess var ca 30 % högre vid 30°C än vid 5°C.

Keefe (1962) genomförde en statistisk studie över förhållandet mellan BOD-reduktion och temperatur under en 20-årsperiod vid ett avloppsreningsverk i Baltimore, USA. Han fann att BOD-reduktionen i genomsnitt var 85 % vid 12,2°C, 90 % vid 18,9°C och 91 % vid 23,4°C. Reduktionen av suspenderad substans ökade markant med vattentemperaturen, från 82 % vid 12,2°C till 94 % vid 25,6°C.

6.4 Temperaturberoende reaktionsförlopp och konstanter för biologisk nitrifikation - denitrifikation

Biologisk nitrifikation förekommer vid flera avloppsreningsverk i Sverige, huvudsakligen under sommarklimat. Denna process sker i två steg med hjälp av de autotrofa bakteriegrupperna Nitrosomonas och Nitrobacter under överföring av ammoniumkväve till nitritkväve resp nitritkväve till nitratkväve. I allmänhet erfordras ej biologisk nitrifikation i Sverige. Anledningen till att den förekommer är ofta låga slambelastningar eller höga slamåldrar. För biologisk kvävereduktion krävs dessutom ett denitrifikationssteg.

Värdet på den maximalt möjliga nitrifikationshastigheten är beroende av temperatur, pH och syrehalt enligt följande formel (De Renzo, 1978), som gäller för nitrifikation i aktivslamprocessen:

$$\mu_{\max} = 0,77 \cdot [e^{0,098(T-20)}] \cdot \frac{C(O_2)}{K_{O_2} + C(O_2)} \cdot [1 - 8,33(7,2 - \text{pH})]$$

där T = vattentemperaturen

$C(O_2)$ = syrekoncentrationen

K_{O_2} = halvmättnadskonstant för syrehalten (= 1,3 mg/l)

pH = vattnets pH-värde

Korrektionstermen för pH gäller vid pH-värden mindre än 7,2. Vid pH-värden 7,2-8,5 är denna korrektionsterm 1.

Vid en temperatursänkning från 20 till 10°C minskar nitrifikationshastigheten till 37,5 % under för övrigt konstanta betingelser. Temperatureffekten är således betydligt större än för nedbrytning av organiskt kol. Som framgår av formeln har även pH-värdet och syrekoncentrationen en stor inverkan. En förutsättning för formelns giltighet är att gränsvärdena för löst syre och koldioxid (bikarbonat) ej underskrids och att substanser i vattnet med inhibitoreffekt ej finns närvarande.

På grund av nitrifikationsbakteriernas långsamma tillväxthastighet jämfört med heterotrofa bakterier för nedbrytning av organiskt kol blir slamåldern den begränsande parametern för nitrifikation. Minimala slamåldern för nitrifikation är enligt Wilson och Riddell

(1974) ca 3, 10 och 20 dygn vid temperaturerna 20, 10 resp 5°C. Biologisk nitrifikation vid temperaturer under 10-12°C vid praktisk drift har därför ifrågasatts av Downing et al. (1964) m fl.

Med biologisk denitrifikation förstås en process med heterotrofa bakterier, vilka i anoxisk miljö reducerar nitrat till kvävgas. Nitrat fungerar således som väte-acceptor i stället för syre. Organisk kolkälla erfordras för energiproduktion och tillväxt. Kinetiken för biologisk denitrifikation beror i hög grad på substratval och systemval. Denitrifikationshastigheten är direkt beroende av hastigheten för substratnedbrytningen eller, vid användning av slam som t ex i Wuhrmans process, för endogen andning. Dawson och Murphy (1972) visade att denitrifikationshastighetens temperaturberoende mellan 5 och 27°C kan, liksom för nitrifikation (Randall et al., 1982) beskrivas med Arrhenius' temperaturformel. Vid 5°C var denitrifikationshastigheten endast 20 % av den vid 20°C men likväl signifikant. Denitrifikationsbakterierna är mer motståndskraftiga mot låga temperaturer än nitrifikationsbakterier.

Characlis och Gujer (1979) har även sammanställt data över temperatureffekten på nitrifikation i såväl aktivslamprocessen som i biobäddar. Nitrifikationshastigheten i en biofilm kan begränsas antingen av ammoniumkvävekoncentrationen eller syrekoncentrationen. Om ammoniumkvävekoncentrationen i försedimenterat avloppsvatten är tillräckligt hög, blir syret hastighetsbestämmande faktor. Under sådana betingelser ökar denitrifikationshastigheten med 60 % vid 10°C temperaturförhöjning.

Halmö och Eimhjellen (1981) har undersökt biologisk denitrifikation vid speciellt låga temperaturer. De har påvisat fördelarna av att använda aktivt slam med utpräglad psykofil karaktär vid dessa låga temperaturer. Denna slamtyp denitrifierade bra ned till 2°C och hade bättre sedimenteringsegenskaper än mesofilt denitrifierande slam. Vidare påvisades med en 3-stegsprocess för nedbrytning av organiskt kol, nitrifikation och denitrifikation goda resultat vid låga temperaturer.

Lewandowski (1982) har undersökt temperaturens inverkan på biologisk denitrifikation vid tillsats av olika organiska kolkällor.

6.5 Temperatureffekter hos alternativa biologiska reningsmetoder

Följande temperaturkoefficienter anges i "Cold Climate Utilities Delivery Design Manual" (1979) från Kanada för olika biologiska behandlingsmetoder:

Process	Temperatur- koefficient	Temperaturintervall °C
Oxidationsdamm	1,072-1,085	3-35
Fakultativ lagun	1,06 -1,18	4-30
Anaerob lagun	1,08 -1,10	5-30
Luftad lagun	1,026-1,058	2-30
Aktivt slam	1,00 -1,041	4-45
Långtidsluftning	1,037	10-30
Stenbiobädd	1,035	10-35
Plastbiobädd	1,018	-
Biorotor	1,032	5-13

Det framgår av sammanställningen att oxidationsdammar och laguner har högsta temperaturkänsligheten. För svenskt vidkommande förekommer förutom aktivslamanläggningar även biobäddar och biorotorer. Skillnaden mellan en aktivslamprocess och en biobädd eller biorotor är att det aktiva slammet för de två sistnämnda systemen är fixerat på ett fast material. Bakterietillväxten på en biobädd och en biorotor visar dock tydliga skillnader beroende på olika hydrauliska förhållanden. Biorotorns gränsyta mellan vätska och aktiv biomassa är mer skrovlig på grund av turbulens och detta ger en mycket större aktiv gränsoverfläta. Huvudmekanismen för nedbrytning av organiskt material är för båda systemen diffusion av löst substrat in i bakteriefilmen, där det metaboliseras. Hastigheten för substratreduktion bestäms av diffusionshastigheten. I ett biorotorsystem blir vid något högre halt löst BOD_7 i vattenfasen (60-80 mg/l) hastigheten för syrediffusionen begränsande faktor (0:e ordningens reaktion). Detta innebär att även temperatureffekten begränsas av syrediffusionen. Den ökade reaktionshastigheten för BOD_7 -reduktion vid stigande temperatur upphör t ex vid ca 13°C.

Slamstabilisering kan ske anaerobt eller aerobt. Den anaeroba rötningen är vanligast i Sverige. Härvid värms slammet upp efter förtjockning till mellan 30 och 35°C. Om slammet har en lägre temperatur före uppvärmningen, erfordras ett större värmetilskott. Detta kan enkelt beräknas. Vanligen används rötgasen för värmegenereringen.

Aerob slamstabilisering är en exoterm process. Det är därför viktigt att upprätthålla en hög optimal slamhalt. Figur 6.9 visar värmebehovet vid aerob stabilisering av blandslam för upprätthållande av temperaturen 15 eller 30°C i stabiliseringsbassängen under stationärt tillstånd. Figuren visar bl a, att inverkan av lufttemperaturen är mycket påtaglig.

Reaktionshastighetskonstant: $k_T = 0,18 \cdot 1,047^{(T-20)}$

Värmeövergångstal: $\alpha = 200 \text{ kcal/m}^2, \text{ }^\circ\text{C, dygn}$

Reaktionsvärme: $\Delta H_R = 6 \text{ } 100 \text{ kcal/kg nedbruten cellmassa}$

Syrebehov: $1,7 \text{ kg O}_2/\text{kg cellmassa (cellsyntes)}$

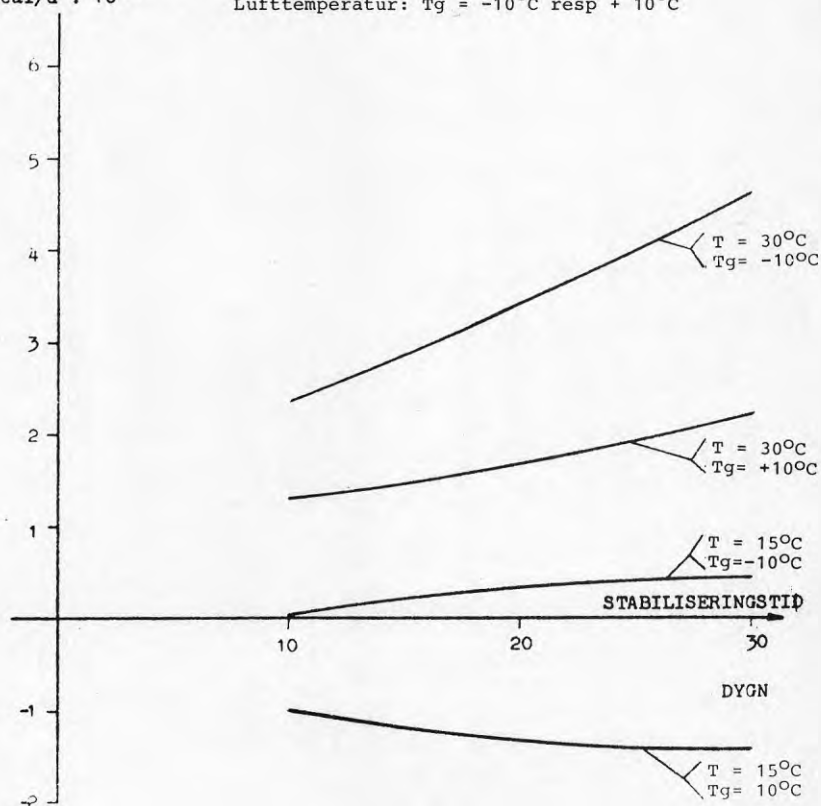
$4,0 \text{ kg O}_2/\text{kg cellmassa (endogen andning och nitrifikation)}$

VÄRMETILLFÖRSEL
kcal/d $\cdot 10^{-6}$

Ink. blandslam: 4 % TS

Syreupptagning: 15 %

Lufttemperatur: $T_g = -10^\circ\text{C}$ resp $+10^\circ\text{C}$



Figur 6.9 Värmebehov vid kontinuerlig aerob stabilisering av blandslam med totalomblandning för upprätthållande av temperaturer $T = 15^\circ\text{C}$ resp $T = 30^\circ\text{C}$ i stabiliseringsbassängen (stationärt tillstånd i öppna utomhusbassänger; temp på ink slam = 5°C)
Ericsson et al (1970)

6.6 Drifterfarenheter av avloppsvattenrening inom temperaturintervallet 0-5°C

I utlandet har det varit vanligt att benämna vatten inom rubricerade temperaturintervall för "kallt vatten" ("cold water"). Drifterfarenheter från avloppsvattenrening inom områden med sådant vatten har rapporterats främst i Kanada, Alaska och USA. I Kanada har även utgivits "Design Manual" (1979) för vatten- och avloppsvattenbehandling i kallt klimat.

Smith (1982) har givit en översikt över klassificeringar av avloppsvatten och metoder för avloppsvattenreningen i Kanada och Alaska. För mindre samhällen är långtidsluftning med aktivt slam och laguner de vanligaste metoderna för biologisk rening. Fysikalisk-kemisk rening är även vanlig i den norra regionen av Alaska. Som framhållits i kapitel 6.3.1 är denna reningsmetod mindre temperaturkänslig än den biologiska reningen. Rapporter om erfarenheter av vatten- och avloppsvattenproblem från dessa områden har presenterats vid internationella symposier i Alaska (22-24 juli 1970) och i Edmonton, Kanada (28-29 juni 1980) med rening av kallt vatten som tema.

Från det förstnämnda symposiet kan nämnas ett föredrag av Clark et al. (1970) om långtidsluftning i Alaska. Senare har ett FoU-program med långtidsluftning i kallt klimat utförts vid universitetet i Manitoba, Kanada, under tiden 1974-1980. Resultaten av ett testprogram under 260 dygn vid temperaturer mellan 0 och 20°C har rapporterats av Topnik (1980). Med ledning av försöksresultaten anser man det vara möjligt att uppnå mer än 90 % SS- och BOD-reduktion vid temperaturer nära 0°C. Den höga BOD-reduktionen sammanhänger snarare med substratadsorption än med bakteriemetabolism, vilket styrks av slamaktivitetsmätningar. Det är viktigt att hålla en hög halt suspenderad substans i luftningsbassängerna för optimal substratadsorption. Detta förutsätter en god slamavskiljning i sedimenteringsbassängerna. Den ökade substratadsorptionen vid låga temperaturer förklarar även den ökade halten organiskt material i suspenderad substans, från 50 % vid 20°C till 65 % vid 0°C.

Balmér (1970) rapporterade vid symposiet i Alaska om halvskaleförsök med aktivslamprocessen vid temperaturer av 3-4°C. Slamaktiviteten försämrades mycket markant vid så låga temperaturer och den erforderliga uppehållstiden i luftningsbassängerna blev därför längre (4-5 h). Temperatureffekten blev ej lika påtaglig för kontaktstabiliseringsmetoden. Fysikalisk-kemisk rening undersöktes såväl med halvskale- som fullskaleförsök. Denna process var mindre temperaturkänslig än den biologiska reningen och erfordrar endast omkring 0,5 timmars uppehållstid i flockningstankar.

Aktivslamprocessen i Kiruna utvärderades även av Gustafsson och Westberg (1965), som vid låga temperaturer (2,8-4,8°C) erhöill 75 % BOD-reduktion vid en nominell uppehållstid av 3,5 timmar och en slamhalt i luftningsbassängerna av 2 700-3 500 mg/l. Samtidigt utförde Hilmer (1965) en litteraturgenomgång och fann bl a att BOD-reduktionen påverkades i tämligen ringa grad av temperaturen beroende på den samtidigt ökade adsorptionen vid låga temperaturer som den minskade metaboliska aktiviteten. Temperaturvariationer medför även ändrad organismsammansättning i det aktiva slammet.

Vid symposiet i Edmonton, Kanada, gavs bl a en ny översikt av vattentekniska miljöområden i Kanadas kalla klimat av Smith och Heinke (1981). En översikt av olika metoder för avloppsvattenreningen gavs av Smith och Given (1981) och omfattade laguner, biorotorer, långtidsluftning och fysikalisk-kemisk behandling. Rekommenderade dimensioneringsdata för biorotorer vid olika temperaturer (5-10°C) och olika BOD-halt i det biologiskt renade klarvattnet (5-15 mg/l) finns sammanställda. Temperaturkoefficienten θ ($k_1/k_2 =$

$= \theta (T_1 - T_2)$) antogs vara 1,05. Dimensioneringsdata är något olika för utspädda och normalt koncentrerade avloppsvatten. Långtidsluftningen dimensioneras vanligen med en nominell uppehållstid av 24 timmar. Hydrauliska ytbelastningen har föreslagits vara maximalt ca 1,2 m³/m².h. Val av behandlingsmetod beror i hög grad på ställda kvalitetskrav för utsläppskontroll.

Vid samma symposium höll Balmér (1981) ett föredrag om svenska erfarenheter av avloppsvattenrening i kallt klimat. En jämförelse mellan reningseffekter för avloppsreningsverk i kallare och varmare klimat i Sverige visar ingen skillnad. Detta gäller för BOD₇ och total fosfor i renat avloppsvatten från såväl mekanisk-kemiska som biologisk-kemiska avloppsreningsverk. Effekten av låga temperaturer har varit markant vid vattenverk i Sverige. Orsaken till att samma effekt ej kunnat påvisas vid avloppsreningsverken är den låga hydrauliska ytbelastningen (0,5-1,0 m/h) jämfört med den ytbelastning då en markant försämring av sedimenteringen sker. Den kritiska ytbelastningen är 2-3 m/h enligt en undersökning av Andersson (1975). Vid en temperatursänkning sjunker även detta gränsvärde.

Snösmältningsperioden medför speciella problem vid kommunala avloppsreningsverk i Sverige genom det höga vattenflödet och den låga koncentrationen i kombination med den låga vattentemperaturen. Snösmältningens inverkan på aktivslamprocessen har rapporterats av Särner och Marklund (1982). Två avloppsreningsverk inom Luleå kommun undersöktes vid vattentemperaturer ned till 0,5°C. Härvid framkom att reningseffekterna blev relativt goda vid 3-4°C under förutsättning att flödet och slamhalten i luftningsbassängerna var "normala". Däremot blev reningseffekterna kraftigt negativa av såväl låg vattentemperatur som högt flöde. Rekommenderade åtgärder var därför främst att begränsa

flödet så att verket ej blir hydrauliskt överbelastat och att anpassa uttaget av överskottsslam för att upprätthålla tillräckligt hög slamhalt i luftningsbassängerna. Den kombinerade snösmältningseffekten av låg vattentemperatur och hydraulisk överbelastning genom högt avloppsvattenflöde med låg koncentration berörs ej direkt av förevarande utredning och har därför ej heller utretts närmare.

Vennes och Olsson (1970) har rapporterat om biologisk avloppsvattenrening i en luftad lagun i North Dakota, USA. BOD-reduktionen var ungefär lika inom temperaturintervallet 0-20°C. Drifterfarenheter från avloppsvattenrening i Buffalo, USA, under kallt vinterklimat har lämnats av Laehy (1978). I ett temanummer av WPCF:s Highlights finns erfarenheter från USA sammanställda av bl a Hall (1980). Vid ett avloppsreningsverk med biobäddar i Michigan, USA, undersökte Bitondo (1980) effekten av tillsats av bakterier för att klara utsläppsgränsen 20 mg/l BOD₅ under en vinterperiod med vattentemperaturer omkring 0°C. Under en liknande vinterperiod tidigare utan denna bakteriedosering var BOD₅-koncentrationen i utgående avloppsvatten upp till 43 mg/l. Med bakteriedoseringen klarades utsläppsgränsen.

Terashima et al. (1970) undersökte inverkan av låga temperaturer vid biologisk rening med aktivt slam i områden med kallt klimat i Japan. Vid ett av de undersökta avloppsreningsverken var BOD-reduktionen under en treårsperiod oberoende av temperaturen vid temperaturer under 16°C och ca 5 % högre vid temperaturer över 16°C. Reduktionen av löst BOD påverkades ej av temperaturen (6 h luftningstid). Slamvolymindex i luftningstankarna ökade vid låga temperaturer. Detta förklarades bero på bl a högre halt adsorberat substrat (COD) i slamflockarna. Vid låga temperaturer erfordras längre tid för att bryta ned detta substrat. Dessutom inverkar vattnets viskositetshöjning och ändringar i slammets fysikaliska egenskaper. Dessa temperatur-effekter motverkas vid låga slambelastningar. Syreöverföringen i luftningstankarna hämmades ej vid låga temperaturer utan ökade obetydligt.

Terashima påvisade även en relation mellan det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper och mängden adsorberat substrat på slammets. Vid låga temperaturer (större mängd adsorberat substrat) ökade halten suspenderad substans i klarvattnet efter sedimenteringen liksom även totala halten COD.

Trots inverkan av temperaturen på aktivslamprocessen är den biologiska aktiviteten betydande vid så låga temperaturer som omkring fryspunkten (Ayres, 1962; Miller, 1967). Vid mycket låga temperaturer tillväxer psykrofila bakterier med en hastighet som är jämförbar med den för mesofila bakterier vid högre temperaturer enligt Miller.

6.7 Resultat av datorberäkningarna

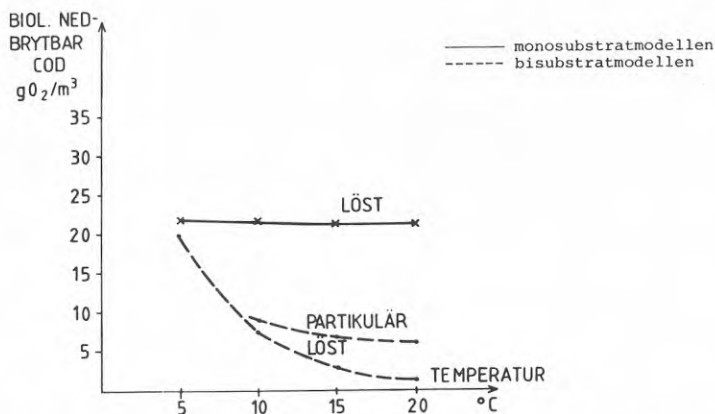
Som framgått av bilaga 1 har datormodeller härletts för en kontinuerlig, totalomblandad aktivslamprocess vid stationärt tillstånd utgående från teoretiska formler för aktivslamprocessens kinetik enligt Ericsson, Gustafsson och Westberg (1968, 1969) respektive Ekama och Marais (1979). Den sistnämnda modellen skiljer sig från den förstnämnda främst genom uppdelning av biologisk nedbrytbar COD i inkommande avloppsvatten i en löst, lätt nedbrytbar fraktion och en partikulär svårt nedbrytbar fraktion ("bisubstratmodell"). Denna modell har därför fler temperaturberoende konstanter än den av Ericsson et al. Båda modellerna har kompletterats med två eller tre utvalda sedimenteringsmodeller, vilka använts för medelvärdesberäkningar vid hög resp låg slamhalt i luftningsbassängerna.

De väsentligaste resultaten av datorberäkningarna har åskådliggjorts på figur 6.10-6.24. Resultaten visar klart att det finns andra variabler än vattentemperaturen med mycket mer markant inverkan. Sedimenteringen av slamsuspensionen från luftningsbassängen är det svåraste processförloppet att utvärdera. Detta sammanhänger med att den kritiska hydrauliska ytbelastningen i förhållande till den verkliga ytbelastningen ej är känd. I Sverige är den verkliga hydrauliska ytbelastningen för det aktiva slammet vanligen betydligt lägre än den kritiska. Inverkan av en temperatursänkning kan därför vara svår att upptäcka, även om betingelserna för övrigt varit konstanta. I resultatredovisningen har antagits att den kritiska hydrauliska ytbelastningen vid 20°C är 2,0 m³/m².h. Den kan dock vara ännu högre enligt svenska undersökningar (jfr ovan).

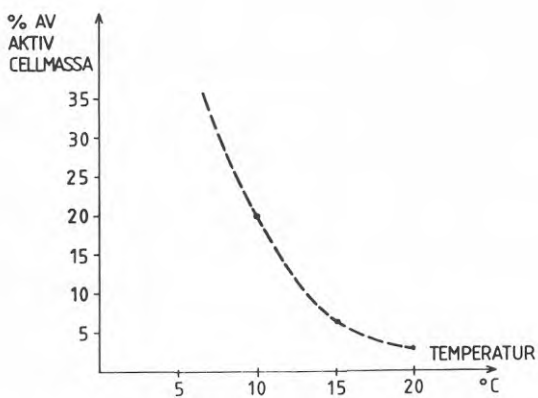
Figur 6.10 visar att temperaturen har en mycket liten inverkan på halten löst, biologisk nedbrytbar COD i klarvattnet efter sedimenteringen enligt modellen av Ericsson et al. (heldragen linje). Temperatureffekten är mer markant enligt modellen av Ekama och Marais (streckad linje) beroende på den högre temperaturkoefficienten för biologisk lätt nedbrytbar löst COD. Vid 5°C är resthalterna dock överensstämmande för båda modellerna beroende på de låga värdena enligt bisubstratmodellen vid högre temperaturer. Resthalten partikulär fraktion av biologisk nedbrytbar COD i inkommande avloppsvatten har liknande temperatureffekt som den lösta fraktionen.

Figur 6.11 visar att halten lagrad, biologisk nedbrytbar COD i den aktiva cellmassan ökar mycket markant vid temperaturer under ca 15°C. Enligt Terashima et al. (1970) ökar slamvolymindex med ökad mängd adsorberat substrat. Detta resulterade i försämrade sedimenteringsegenskaper, som ej endast kan tillskrivas viskositetsändringen.

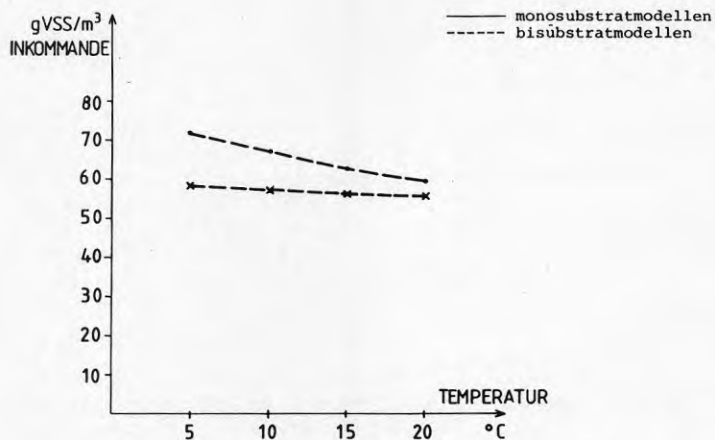
Figur 6.12 anger en ökning av överskottsslammängden vid sjunkande vattentemperatur. Effekten blev mindre med monosubstratmodellen enligt Ericsson et al.



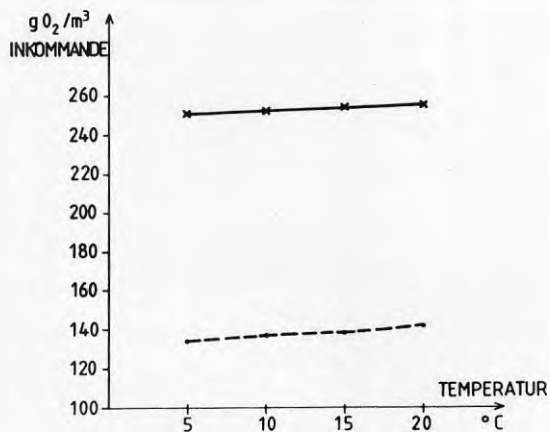
Figur 6.10 Temperaturens inverkan på resthalterna biologisk nedbrytbar löst och partikulärt COD från inkommande avloppsvatten vid slamåldern (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_H) 4 timmar



Figur 6.11 Temperaturens inverkan på halten biologisk nedbrytbar lagrad COD i aktiv biomassa vid slamåldern (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_H) 4 timmar



Figur 6.12 Temperaturens inverkan på överskottsslam-
mängden vid slamåldern (T_a) 4 dygn och
nominella uppehållstiden (T_n) 4 timmar



Figur 6.13 Temperaturens inverkan på den biologiska
syreförbrukningen vid slamåldern (T_a)
4 dygn och nominella uppehållstiden (T_n)
4 timmar

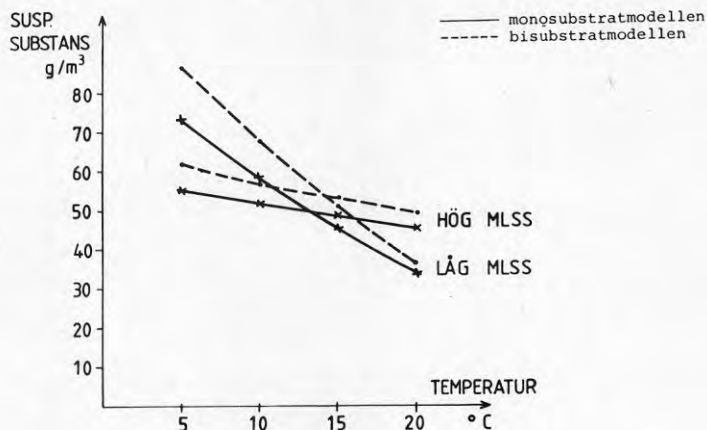
Temperatureffekten på den biologiska syreförbruningen för nedbrytning av organiskt kol är liten enligt figur 6.13. Det framgår att den högsta vattentemperaturen blir dimensionerande. Den stora skillnaden i absoluta värden mellan de två modellerna är anmärkningsvärd men är ointressant att närmare utreda i förevarande undersökning. Den kan främst förklaras med de olika mekanismerna för substratnedbrytning i de två modellerna. Det skall också framhållas att biologisk nitrifikation ej medtagits vid modellberäkningarna.

Temperatureffekten på halten suspenderad substans i biologiskt renat klarvatten blir, som framgått ovan (se även figur 6:4), beroende på slamhalten i luftningsbassängen. Figur 6:14 visar att skillnaden mellan låg och hög slamhalt (MLSS) blir mycket påtaglig (slamålder = 4 dygn och nominell uppehållstid = 4 timmar). Det finns två skäl till att kurvorna för hög MLSS är mer realistiska än för låg MLSS i förevarande undersökning:

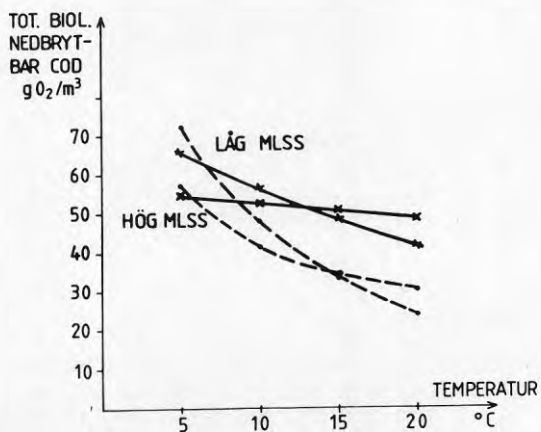
- slamhalten i luftningsbassängen ligger vanligen över 1 500-2 000 mg/l enligt datorberäkningarna. Enligt kapitel 6.5 antogs Stokes lag, motsvarande temperatureffekten enligt kurvorna för låg MLSS, gälla under denna gräns,
- de djupa sedimenteringsbassängerna vid svenska avloppsreningsverk kan i detta hänseende jämföras med uppåtströmmande sedimenteringsbassänger i utlandet med slamtäcke ("sludge blanket"), vilka enligt vissa undersökningar följer samma temperatursamband som för hög MLSS.

Figur 6:15 visar motsvarande temperatureffekt vid låg och hög MLSS på total biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Den större temperatureffekten enligt bisubstratmodellen sammanhänger med det lösta, biologiskt lätt nedbrytbara substratet med hög temperaturkoefficient (jfr ovan).

De på figurerna 6:14 och 6:15 beräknade temperatureffekterna gäller vid så höga hydrauliska ytbelastningar, att en ytterligare höjning vid konstant temperatur ger en signifikant höjning av koncentrationerna suspenderad substans och suspenderad, biologisk nedbrytbar COD i klarvattnet efter sedimenteringen. Denna kritiska ytbelastning kan vara olika vid olika avloppsreningsverk beroende på det aktiva slammets egenskaper och koncentration. Detta är förklaringen till att någon påtaglig temperatureffekt ej framkom vid analys av driftdata från svenska avloppsreningsverk (se kapitel 8). Det bör dock betonas, att denna analys endast kan ge ett grovt utslag beroende på avvikelser i driftförhåll-



Figur 6.14 Temperatures inverkan på halten substans i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ($T_a = 4$ dygn; $T_n = 4$ timmar)



Figur 6.15 Temperatures inverkan på halten total, biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ($T_a = 4$ dygn; $T_n = 4$ timmar)

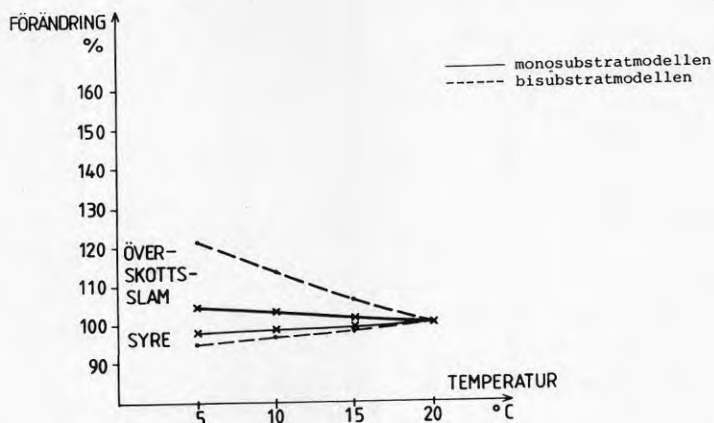
landen under vinter- respektive sommarperioden. Således finns i många fall inga bestämningar av andra inverkanade variabler än temperaturen, t ex slamåldern. Figurerna 6.19-6.24 visar, att slamåldern har en mycket påtaglig inverkan på resultatet, liksom även nominella uppehållstiden i luftningsbassängen. Det är ej möjligt att dra några säkra slutsatser om temperaturens inverkan utan kännedom om dessa variabler.

I figurerna 6.16-6.18 visas temperaturens procentuella inverkan på överskottsslammängd, biologisk syreförbrukning, suspenderad substans samt löst och total biologisk nedbrytbar COD i klarvattnet efter sedimenteringen (YB = 2,0 m/h). Med referenspunkten 100 % vid vattentemperaturen 20°C (slamålder 4 dygn och nominell uppehållstid 4 timmar) erhålls följande procentuella medelvärden för de två matematiska modellerna vid hög MLSS och flödesfaktorn $F = 0,7$ ($F = Q/(Q+q_1)$ där q_1 är återgångsslamflödet):

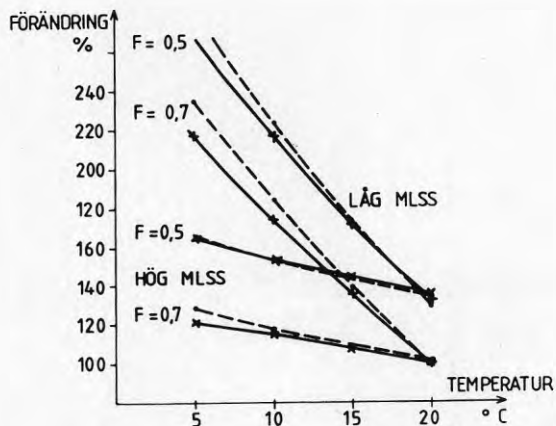
PARAMETER	PROCENTUELL FÖRÄNDRING			
	T=20°C	15°C	10°C	5°C
Överskottsslammängd	100	104,1	108,4	113,1
Biologisk syreförbrukning (exkl nitrifikation)	100	98,9	98,2	97,2
SS i klarvatten (YB=2,0)	100	107,7	115,9	124,7
Tot COD i klarvatten (YB=2,0)	100	107,8	119,7	142,3
Löst COD i klarvatten	100	108,5	130,0	186,5

Den stora procentuella ändringen av löst biologisk nedbrytbar COD kan enligt ovan förklaras av bisubstratmodellen. Som jämförelse kan nämnas, att den procentuella ökningen är endast 2,8 enligt monosubstratmodellen (Ericsson et al.) vid en temperatursänkning från 20 till 5°C.

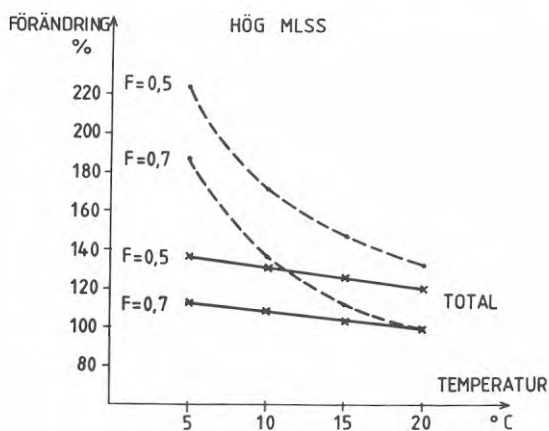
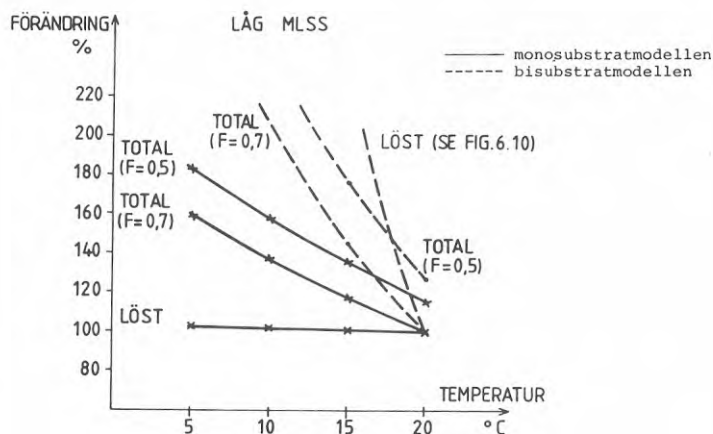
Figur 6.19 visar de procentuella ändringarna i förhållande till slamåldern av lagrad, biologisk nedbrytbar COD i aktiva cellmassan och partikulär, svårt nedbrytbar COD från inkommande avloppsvatten med nominella uppehållstiden i luftningsbassängen som parameter ($T=5^{\circ}\text{C}$). Nominella uppehållstiden inverkar ej på partikulär COD. Lagrad COD stiger med slamåldern till ett maximivärde omkring 4 dygn och sjunker därefter. Maximivärdet stiger vid sjunkande nominell uppehållstid. Partikulär COD stiger vid sjunkande slamålder, framförallt vid slamåldrar lägre än ca 8 dygn.



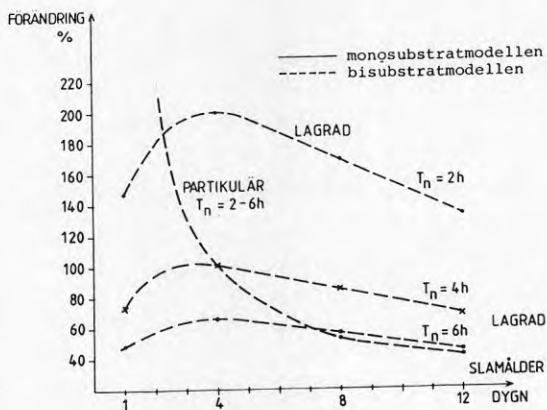
Figur 6.16 Temperaturrens procentuella inverkan på överskottsslammängden och syreförbrukningen ($T_a = 4$ dygn; $T_n = 4$ timmar). Referenspunkten 100 % vid 20°C vattentemperatur



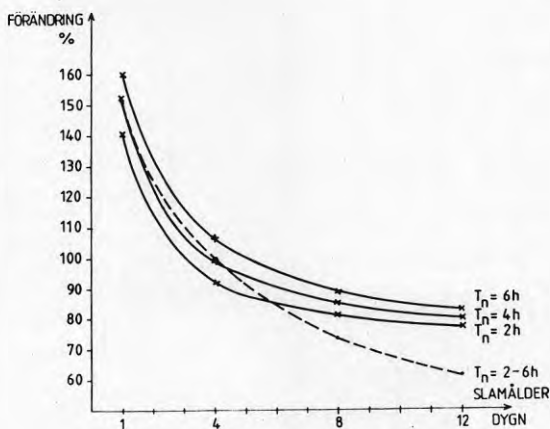
Figur 6.17 Temperaturrens procentuella inverkan på halten suspenderad substans i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ($T_a = 4$ dygn; $T_n = 4$ timmar). Flödesfaktorn $F = Q/Q + q_1$, där $q_1 =$ återgångsslamflödet. Referenspunkten 100 %: $T = 20^\circ\text{C}$ och $F = 0,7$



Figur 6.18 Temperaturens procentuella inverkan på halterna löst och total biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. ($T_a = 4$ dygn; $T_n = 4$ timmar). Referenspunkten 100 %: $T = 20^\circ\text{C}$ och $F = 0,7$ (total COD)



Figur 6.19 Slamålderns procentuella inverkan på resthalterna biologisk nedbrytbar lagrad COD och partikulär COD från inkommande avloppsvatten vid vattentemperaturen 5°C. Referenspunkten 100 %: Slamålder (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_n) 4 timmar



Figur 6.20 Slamålderns procentuella inverkan på överskottsslammängden vid vattentemperaturen 5°C. Referenspunkten 100 %: Slamålder (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_n) 4 timmar

Slamåldern kan även påverka överskottsslammängden och den biologiska syreförbrukningen mycket påtagligt enligt figur 6.20 och 6.21, framförallt vid låga slamåldrar (lägre än ca 4 dygn). Den nominella uppehållstiden i luftningsbassängen inverkar endast i mindre grad (ej alls för bisubstratmodellen). Syreförbrukningen stiger med slamåldern beroende på den endogena respirationen, vilket således även resulterar i sjunkande överskottsslammängd.

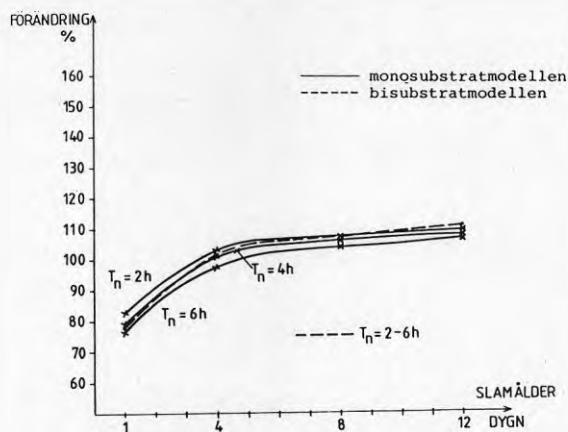
Figur 6.22 visar en mycket påtagligt ökad halt löst, biologisk nedbrytbar COD vid slamåldrar lägre än fyra dygn för båda modellerna, oberoende av nominella uppehållstiden ($T=5^{\circ}\text{C}$). Vid slamåldrar högre än fyra dygn sjunker halten löst biologisk nedbrytbar COD markant enligt bisubstratmodellen, men betydligt mindre enligt monosubstratmodellen.

Slamålderns inverkan på den procentuella ändringen av halten suspenderad substans i biologiskt renat klarvatten ($YB=2,0$ m/h) är grafiskt åskådliggjort vid låg och hög MLSS i figur 6.23 ($T = 5^{\circ}\text{C}$; $F = 0,7$). Halten suspenderad substans ökar med stigande slamålder och sjunkande nominell uppehållstid i luftningsbassängen. Båda modellerna ger liknande resultat, vilket även är att vänta med samma sedimenteringsmodeller. Som framgår av figuren sker största ändringen vid låga nominella uppehållstider.

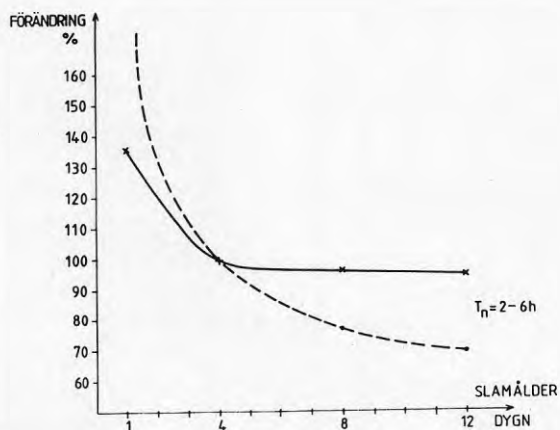
Detsamma gäller för halten total biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten ($YB = 2,0$ m/h) vid låg och hög MLSS enligt figur 6.24 ($T = 5^{\circ}\text{C}$; $F = 0,7$).

Ökningen vid slamåldrar lägre än ca 4 dygn sammanhänger med den ökade halten löst biologisk nedbrytbar COD enligt figur 6.22.

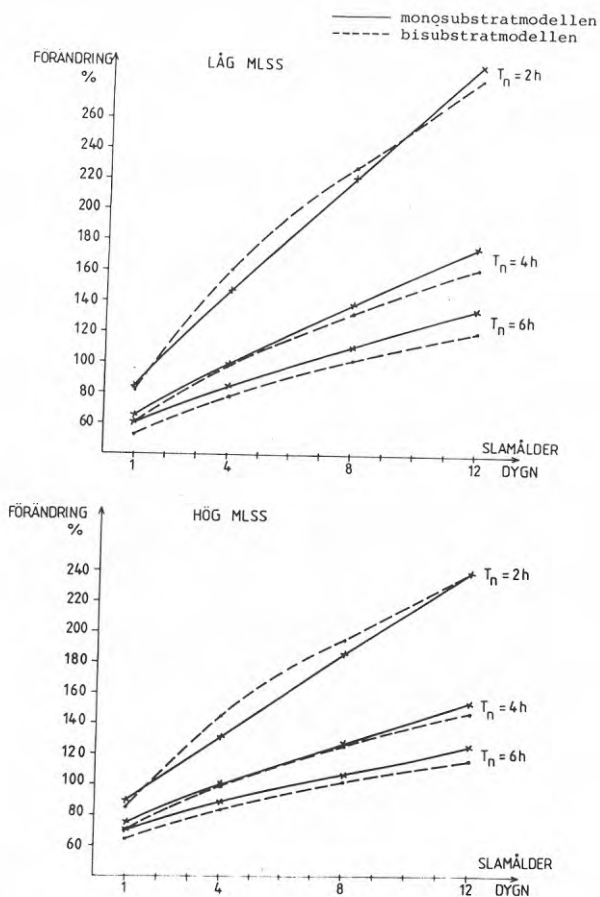
Slamålderns och nominella uppehållstidens inverkan vid 5°C på överskottsslammängd, biologisk syreförbrukning, suspenderad substans samt löst och total biologisk nedbrytbar COD i klarvattnet efter sedimenteringen vid hög MLSS ($YB = 2,0$ m/h) har sammanställts nedan som medelvärden för de båda modellerna (jfr figur 6.20-6.24):



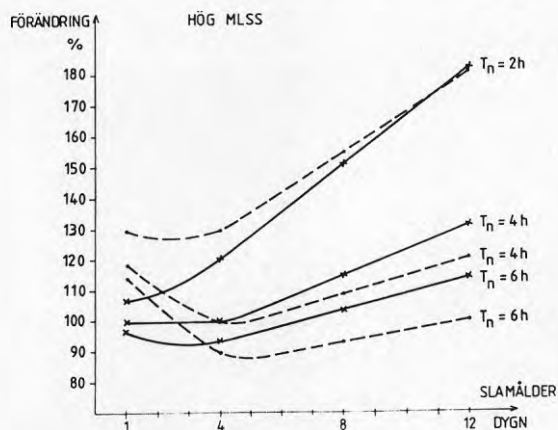
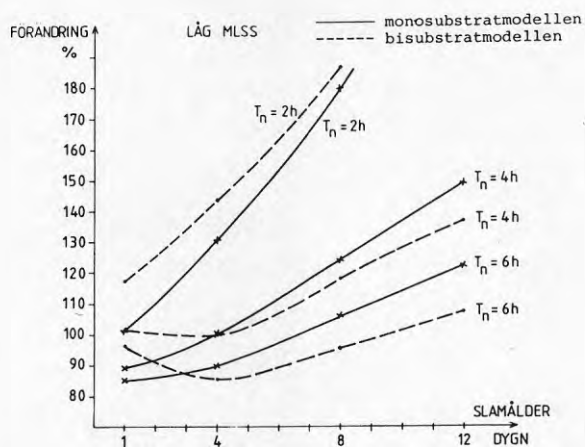
Figur 6.21 Slamålderns inverkan på den biologiska syreförbrukningen vid vattentemperaturen 5°C . Referenspunkten 100 %: Slamålder (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_n) 4 timmar



Figur 6.22 Slamålderns inverkan på halten löst biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten vid 5°C . Referenspunkten 100 %: Slamålder (T_a) 4 dygn



Figur 6.23 Slamålderns procentuella inverkan på halten suspenderad substans i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ och vattentemperaturen 5°C (flödesfaktorn $F = 0,7$). Referenspunkten 100 %: Slamålder (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_n) 4 timmar



Figur 6.24 Slamålderns procentuella inverkan på total biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid ytbelastningen $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ och vattentemperaturen 5°C (flödesfaktorn $F = 0,7$). Referenspunkten 100 %: Slamålder (T_a) 4 dygn och nominella uppehållstiden (T_n) 4 timmar

PARAMETER	Slamålder	PROCENTUELL FÖRÄNDRING				NOM. UPPE- HÅLLSTID tim
		: 1 d	4 d	8 d	12 d	
Överskottsslammängd		146,3	96,7	76,9	68,4	2
		151,5	100	78,8	69,7	4
		154,9	103,0	80,6	71,0	6
Biol. syreförbrukn. (exkl nitrifikation)		81,5	101,6	107,0	109,1	2
		78,9	100	106,0	108,4	4
		77,2	98,5	105,1	107,8	6
SS i klarvatten (YB = 2,0)		87,5	139,6	191,3	239,0	2
		73,1	100	126,2	150,1	4
		68,1	86,8	104,4	120,5	6
Total COD i klarvatten (YB = 2,0)		118,2	124,8	152,6	181,0	2
		109,2	100	111,6	125,1	4
		106,0	91,6	98,0	106,4	6
Löst COD i klarvatten		170,7	100	87,0	82,7	2-6

Anm.: Referenspunkten 100 % (vattentemperatur 5°C) hänför sig till slamåldern 4 dygn och nominella uppehållstiden 4 timmar (F = 0,7 för SS och tot. COD).

Följande slutsatser kan dras av beräkningsresultaten:

- Överskottsslammängden påverkas främst av slamåldern. En höjning av nominella uppehållstiden från 2 till 6 timmar i luftningsbassängen vid konstant slamålder och vattentemperatur ger en mindre effekt än en sänkning av vattentemperaturen från 20 till 5°C vid konstant slamålder och nominell uppehållstid.
- Biologiska syreförbrukningen påverkas mest av slamåldern. En höjning av nominella uppehållstiden från 2 till 6 timmar vid konstant slamålder och temperatur ger ungefär samma effekt som en temperatursänkning från 20 till 5°C vid konstant slamålder och nominell uppehållstid.
- Nominella uppehållstiden inverkar ej på halten löst biologisk nedbrytbar COD. En sänkning av slamåldern från 12 till 1 dygn vid konstant temperatur ger ungefär samma effekt som en temperatursänkning från 20 till 5°C vid konstant slamålder.

- Halten suspenderad substans i biologiskt renat klarvatten från sedimentering vid en viss kritisk hydraulisk ytbelastning (antas vara 2,0 m/h) påverkas betydligt mer av slamåldern än av vattentemperaturen. Nominella uppehållstiden i luftningsbassängen vid konstant slamålder ger även större effekt vid normala och höga slamåldrar. Slamålder och nominell uppehållstid är således samverkande variabler, vilkas enskilda effekter är i hög grad beroende av värdet på den andra variabeln.
- Temperaturen inverkan mellan 20 och 5°C vid konstant slamålder och nominell uppehållstid på halten total biologisk nedbrytbar COD i biologiskt renat klarvatten efter sedimentering vid en viss kritisk hydraulisk ytbelastning (antas vara 2,0 m/h) är i allmänhet större än inverkan av slamåldern vid konstant temperatur och nominell uppehållstid utom vid låga nominella uppehållstider.
- Resultaten visar således, att en utvärdering av temperaturens inverkan på den biologiska reningen i en aktivslamanläggning förutsätter, att andra inverkan variabler hålls konstanta. Dessa variabler kan nämligen genom driftmodifikationer e dyl ändras, så att även temperatureffekten ändras eller elimineras helt.
- Den verkliga belastningen på sedimenteringsbassängerna för det aktiva slammet i förhållande till den kritiska belastningen vid för övrigt konstanta driftbetingelser har en stor betydelse för temperaturens inverkan på sedimenteringen. Den kritiska ytbelastningen är mer eller mindre varierande vid olika avloppsreningsverk beroende främst på slamegenskaperna, men ligger i allmänhet högre än normalt förekommande ytbelastningar vid verken. Detta torde vara huvudsaken till temperaturens ringa effekt på reningsresultaten (jfr kapitel 8).

7 TEMPERATURENS BETYDELSE FÖR KEMISKA PROCESSER

7.1 Fosforreduktion med kemisk fällning i Sverige

I Sverige har fosforreduktion genom kemisk fällning av kommunala avloppsvatten införts i tätorter för att begränsa alg tillväxten i recipienter, eftersom fosfor i vårt land är i allmänhet den begränsande faktorn på detta förlopp. Detta skedde huvudsakligen under ett intensivt utbyggnadsskede från slutet av 1960-talet till mitten av 1970-talet med det s k tredje reningssteget efter mekanisk och biologisk rening. Ungefär 2/3 av avloppsreningsverken utfördes som konventionella efterfällningsanläggningar med aluminiumsulfat (AVR) som fällningskemikalie. Enligt senaste statistik, som avser den kommunala avloppsvattenreningen den 1 januari 1982, var fördelningen följande:

- 76 % av tätortsbefolkningen (orter med minst 200 p) ansluten till verk med biologisk-kemisk rening
- 17 % ansluten till verk med endast biologisk rening
- 5 % ansluten till verk med endast kemisk rening

Av denna tätortsbefolkning var 3 % ansluten till verk med ytterligare ett reningssteg, nämligen filtrering etc. Den återstående tätortsbefolkningen (2 %) var ansluten till verk med endast mekanisk rening.

Under senare år har man utvecklat reningsprocesserna för bättre driftoptimering och reglering i allt högre grad. Detta innebär samtidigt en sänkning av energiförbrukningen - såväl den direkta som indirekta i form av t ex kemikalier - genom processmodifikationer av energikrävande behandlingssteg. Nästa steg i driftoptimeringen är systemoptimering av enskilda processteg för såväl avloppsvattenrening som slambehandling. Detta har medfört ej endast sänkta driftkostnader samt förbättrad avloppsvattenrening och driftstabilitet utan även en markant övergång från efterfällning till förfällning eller tvåpunktsfällning och från aerob slamstabilisering till anaerob rötning.

Dessa pågående och framtida förändringar av avloppsvattenreningen i Sverige får även tas med i bedömningen av temperatureffekter på olika reningssteg, eftersom t ex sedimentering efter förfällning ej är identisk med varken sedimentering utan föregående fällning eller sedimentering efter efterfällning.

7.2 Koagulering och flockning

De partikulära föroreningarna avlägsnas till stor del med hjälp av sedimentering. Sammanslagning av kolloidala partiklar, av vilka de från avloppsvattnet vanligen är negativt laddade och de oorganiska hydroxid- och fosfatkolloiderna positivt laddade, kallas koagulation och är en förutsättning för att åstadkomma en separation vid sedimentering eller filtrering.

Den fysikaliska kemins grundprinciper kan tillämpas på kolloidala system. Termodynamiskt stabila, kolloidala system kallas reversibla och termodynamiskt instabila kolloider följaktligen irreversibla. I vatten- och avloppsvattenbehandling med koagulation sker främst en flockbildning av irreversibla kolloider. Koagulationsprocesserna höjer härvid aggregationshastigheterna för de kolloidala systemen. Irreversibla kolloiders stabilitet beror på laddnings- och lösningseffekter. Laddningseffekterna är sannolikt de mest betydelsefulla och även de mest utforskade.

Koagulation av kolloidala partiklar sker i två separata steg, nämligen partikeltransport och destabilisering av partiklar. Flockning med metallkoagulanter, t ex vid kemisk fällning för fosforreduktion sker i tre steg:

- Kemisk reaktion (hydrolys, utfällning)
- Perikinetisk flockning, dvs kollisioner mellan små partiklar pga Brownska molekylrörelsen under mycket kort tid
- Ortokinetisk flockning, dvs bildning av större partikelaggregat genom omröring under en längre tid

Den första delprocessen, utfällningen eller den kemiska reaktionen på kärngroddar, är ett snabbt förlopp liksom även partikeltillväxten med försumbar inverkan av temperaturen. Den faktor, som har den största inverkan på hastigheten av detta förlopp, är övermättnaden. Denna anges som förhållandet mellan produkten av jonkoncentrationer och löslighetsprodukten för den förening som fälls ut. Dessutom påskyndas utfällningen av kolloidala partiklar i avloppsvattnet, vilka kan tjäna som kärngroddar för utfällningen, samt av anjoner som t ex sulfat. Modeller för utfällning av fosfor med aluminiumsulfat och trevärda järnsalter har beskrivits av Ferguson och King (1977) resp Kavanaugh et al (1978). I sistnämnda studie används även flocknings-, sedimenterings- och filtreringsmodeller. Inverkan av temperaturen undersöktes ej.

För att erhålla maximal utfällning av löst fosfor inblandas kemikalien snabbt i avloppsvattnet, så att utfällningen sker i hela vattenmassan. Fosforutfällningen är av kemisk natur, men även adsorptionsförlopp har stor betydelse. Utfälld AlPO_4 adsorberas t ex på $\text{Al}(\text{OH})_3$. Jämviktskonstanterna⁴ visar, att hydroxidjoner har³ en större affinitet till aluminium- eller järnjoner än ortofosfatjoner. Detta innebär, att metallkoagulaterna måste tillsättas i överskott jämfört med stökiometriska mängder för utfällning av AlPO_4 . Detta sammanhänger även med närvaron av kolloidalt material och fällningsbetingelser. Molförhållandet Al:P i de polynuklära nätverken varierar beroende på pH, hårdhet, alkalinitet, ortofosfatkoncentration och kemikaliedos. Metallkoagulantens uppgift förutom fosforutfällning är att göra flocken tät genom att sammanbinda större partiklar och innesluta mindre partiklar.

Flockningen innebär en sammanslagning av destabiliserade kolloidala partiklar genom långsam omröring till storlekar, som möjliggör sedimentering.

Koagulationen är obetydligt temperaturkänslig inom temperaturintervallet 0-30°C (Design Manual, 1979). Vid en temperaturändring påverkas den ortokinetiska flockningen av vattnets viskositetsändring genom hastigheten för interpartikulära sammanstötningar eller genom omröringen.

I flockningsbassänger är huvudparametrarna omrörartyp och bassängeometri samt effekttillförsel. Denna är direkt beroende av vattnets viskositet enligt Camp (1955):

$$P = G^2 \cdot V \cdot \mu$$

där P = skjuvkrafttillförsel (kW)

G = hastighetsgradient (s^{-1})

V = tankvolym (m^3)

μ = absoluta viskositeten (Pa/s)

Hastighetsgradienten är vanligen den parameter, som används inom flockningen som ett mått på hastigheten för såväl sammanslagning av primära partiklar och små flockar till större flockar som sönderslagning av flockar till mindre fragment. Det finns således en för flockningen optimal hastighetsgradient i varje enskilt fall. Denna beror även på omröringens beskaffenhet och tankgeometrin.

Argaman och Kaufman (1968, 1970) föreslog en diffusionsmodell för ortokinetisk flockning, vilken är analog

med den av von Smoluchowski (1916) för perikinetisk flockning. De utvecklade denna modell, som för en enda flockningstank kan skrivas:

$$\frac{n_0}{n_1} = \frac{1+K_A \cdot G \cdot t}{1+K_B \cdot G^2 \cdot t}$$

där n_0 och n_1 = antal primära partiklar vid tiden 0 och t

$$\frac{n_0}{n_1} = \text{parameter för flockningens effektivitet}$$

$$K_A = \text{konstant} = K_F \cdot K_S \cdot K_P$$

K_F = flockningskonstant

K_S = proportionalitetskoeficient i Argaman och Kaufmanns diffusionsmodell

K_P = parametervärde för omrörarens flockningseffekt

K_B = konstant för sönderslagning av flockar

För m st lika stora flockningstankar i serie kan följande formel härledas:

$$\frac{N_0}{N_m} = \frac{(1+K_A \cdot Gt/m)^m}{1+K_B \cdot G^2 \cdot t/m \sum_{i=0}^{m-1} (1+K_A \cdot Gt/m)^i}$$

där N_0 och N_m kan ersättas med grumlighetsvärden för in- resp utgående vatten enligt Bratby et al (1977).

Temperatureffekten anges således av hastighetsgradienten G , som vid för övrigt konstanta betingelser ändras med temperaturen enligt följande:

$$\frac{G_{T_1}}{G_{T_2}} = \sqrt{\frac{\mu_{T_2}}{\mu_{T_1}}}$$

där $\mu_T = \mu_{20} \cdot 1,82 \cdot e^{-0,03 \cdot T}$ (se figur 4.1)

Förhållandet mellan hastighetsgradienterna vid 5 och 20°C blir t ex:

$$\frac{G(5^\circ\text{C})}{G(20^\circ\text{C})} = \sqrt{\frac{e^{-0,03 \cdot 20}}{e^{-0,03 \cdot 5}}} = 0,64$$

Denna skillnad i hastighetsgradientser kan påverka flockningsresultatet mycket olika beroende på flockningsbetingelserna i övrigt - både positivt och negativt.

Om flockningen är optimal från början, skulle skjuvkrafttillförseln enligt Camps formel (se ovan) behöva höjas med ca 57 % för att få oförändrad hastighetsgradient vid 5°C jämfört med 20°C. Som framgår av Argaman och Kaufmanns formler ovan är flockningstiden (t) eller produkten $G \cdot t$ den andra viktiga flockningsparametern. En längre flockningstid än den optimala vid 20°C kan således bli optimal vid 5°C utan ändring av hastighetsgradienten. Flockarnas täthet och volymfraktion av TS inverkar även.

7.3 Sedimentering

Sedimentering utan kemisk flockning har behandlats i kapitel 5. Vid sedimentering av diskreta partiklar, sk fri sedimentering, påverkas sedimenteringshastigheten av bl a vattnets viskositet och täthetsskillnaden mellan partiklarna och vattnet enligt Stokes lag. Denna form av sedimentering kan sägas delvis ske i sandfång och i försedimenteringsbassänger utan flockningskemikalier. En temperatursänkning höjer viskositeten mycket påtagligt och sänker därmed sedimenteringshastigheten, men effekten blir mindre för flockade partiklar och vid högre halter suspenderad substans (Design Manual, 1979). Vattnets täthet höjs något vid en temperatursänkning till 4°C. Täthetsströmmar, som uppkommer vid olika temperatur på inkommande avloppsvatten och vattnet i sedimenteringsbassängerna, kan orsaka en försämrad sedimentering på grund av kortslutningsströmmar och måste därför beaktas.

Separation av organisk suspenderad substans vid sedimentering av inkommande avloppsvatten har betydelse från energisynpunkt genom rötningen och står i linjär korrelation till separationen av suspenderad substans enligt undersökningar av Tebbutt (1979). Effekten av ökad hydraulisk belastning, dvs ökad ytbelastning, visade sig vara liten. En temperatursänkning ger en viskositetshöjning, som påkallar en lägre ytbelastning. Effekten blir dock mindre, om flockningskemikalier används. Den stora betydelsen av destabilisering av partiklar och bildning av större partikelaggregat för att få en bättre sedimentering framgår av sedimenteringsekvationerna, t ex Stokes lag. Förutom metallkoagulanter används polymerer (Treweek och Morgan, 1979). Deras främsta uppgift är att underlätta destabiliseringen och påskynda sedimenteringen. Då en temperatursänkning verkar i motsatt riktning, kan den negativa effekten upphävas på detta sätt.

Kemisk fällning (flockning) vid låg råvattentemperatur har studerats av Hernebring (1978). Sedimenteringsförsök vid temperaturen ca 2 och 19°C utfördes i 1,25 m höga cylindrar (diam 15 cm) med vattenprover från flockningsbassängen. Det använda råvattnet var inkommande vatten till Lackarebäckverket. Som koagulant vid flockningen doserades 40 mg/l teknisk aluminiumsul-

fat och dessutom doserades under halva försöksperioden 2 mg/l aktiverad kiselsyra (Aurosil N31). Resultaten visade bl a följande:

- Värdena för medelsjunkhastighet och statistisk spridning kan sägas ha fördubblats (utan aktiverad kiselsyra) respektive tredubblats (med aktiverad kiselsyra) vid en temperaturhöjning från 2 till 19°C
- Effekttillförselnivåerna blev avsevärt lägre för att uppnå maximal sjunkhastighet av flocken vid temperaturen 19°C jämfört med 2°C.

Temperatureffekterna vid denna halvskaleundersökning synes ligga i den storleksordning, som man kan förvänta av den teoretiska framställningen ovan.

Efterfällning vid ett avloppsreningsverk kan sägas vara analog med kemisk flockning av råvatten. Någon temperatureffekt i efterfällningssteget vid olika avloppsreningsverk har i allmänhet ej kunnat påvisas. Andersson (1975) har undersökt avloppsreningsverk i Sverige med efterfällning och funnit att separationen av suspenderad substans i slutsedimenteringen är god vid hydrauliska ytbelastningar upp till 2-3 m³/m².h. Detta skall jämföras med ytbelastningar mellan 0,5-1,0 m³/m².h under normala drifthållanden vid verken. Några temperatureffekter på fosforreduktionen kan därför ej förväntas. Vidare har Balmér (1981) jämfört 31 avloppsreningsverk i kallt klimat i Sverige med 39 andra avloppsreningsverk i delar av landet med mildt klimat. Reningsresultaten med avseende på BOD och totalfosfor är i genomsnitt lika eller något bättre (totalfosfor) för de förstnämnda avloppsreningsverken. I sin kritiska granskning av föredragen vid det internationella symposiet i Alaska framhöll slutligen Wuhrmann (1970) bl a, att kemiska processer har mycket lägre temperaturberoende än biologiska.

7.4 Övriga kemiska processteg

Ett kemiskt efterfällningssteg kan även ha flotation eller filtrering för separation av suspenderad substans. Flotation och sedimentering är likartade förlopp och kan behandlas med liknande matematiska samband. Den för flotationsprocessen avgörande faktorn är viktsandelen luft i luft-slampartiklarna och således även adhesionseffekten.

Stokes lag gäller på motsvarande sätt vid flotation (Reynolds tal <1,1) med den olikheten att täthetsskillnaden avser mellan vattnet och partikeln i stället för tvärtom. Således ger en täthetshöjning av vattnet vid lägre temperatur en positiv effekt på flotationshastigheten. Viskositetsändringen blir emellertid

dominerande jämfört med täthetsändringen, och den totala effekten av en temperatursänkning blir därför en lägre flotationshastighet.

Vid filtrering genom klarning används yt- och djupfilter, det senare efter flockning. Vissa fysikaliska och kemiska mekanismer vid filtrering såsom partikeldestabilisering och partikeltransport är liknande de för koagulering och flockning. En väsentlig olikhet är dock, att koncentrationen av suspenderad substans ej inverkar på separationseffekten i en filterbädd med dess mycket stora kontaktyta. Vid separation av suspenderade partiklar i ett djupfilter sker först ett transportförlopp av partiklarna till gränssytor mellan vattnet och de fasta filterkornen respektive redan fixerade suspenderade partiklar. Därefter sker en vidhäftning genom adsorption av partiklar till nämnda ytor. De fysikaliska faktorerna, som påverkar adsorptionen, beror på partikelstorlek av filtermedia och suspenderad substans. Som exempel kan nämnas kornstorlek och form, arrangemang av korn i filterbädden med avseende på kornstorlek, porositet och tryckfall i filterbädden. De kemiska faktorerna är främst elektrokemiska och van der Waalska krafter. Vid filtrering eftersträvas en liten och tät flock. Filterbäddens effektivitet ökar med mindre kornstorlek, lägre porositet och större bäddjup.

Effektiviteten av filtreringen står i relation till transportmekanismerna för diffusion, adsorption och sedimentering. De två sistnämnda faktorerna (N_i resp N_g) är dominerande för separationseffekten (N), om partikeldiametern är större än $1 \mu\text{m}$ (Yao, 1968):

$$N \approx N_i + N_g$$

$$N_i = 3 \cdot (d/d_g)^2 / 2$$

$$N_g = (s_p - s_v) \cdot g \cdot d^2 / 18 \mu v_o$$

där d och d_g = diametern för partikelaggregat resp filterkorn

s_p och s_v = tätheten för partikelaggregat resp vatten

g = tyngdkraftsaccelerationen

μ = absoluta viskositeten

v_o = medelflödet i filterbädden

Ovanstående formler visar, att en temperatursänkning har en negativ effekt på separationseffekten, men att det är viktigare att partiklarna destabiliseras och bildar större aggregat. En annan effekt av en temperatursänkning vid filtrering är den höjda tryckförlusten i filterbädden, vilken är proportionell

mot viskositeten. Detta innebär t ex, att tryckförlusten ökar ca 50 % vid en temperatursänkning från 20 till 5°C. Även filterspolningen påverkas av viskositetsändringen och därmed energiförbrukningen.

Adsorption är en exoterm process, som ej påverkas nämnvärt av temperaturändringar inom intervallet 0-20°C (Magsood och Benedek, 1977).

Desinfektion med klor sker långsammare vid en temperatursänkning. Exponeringstiden måste därför höjas vid låga vattentemperaturer och rekommenderas vara minst 1 timme för avloppsvatten med temperaturen 0-5°C (s k kallt vatten; se Design Manual, 1979). Ozon är däremot endast obetydligt känslig för temperaturändringar. Undersökningar, som visar temperaturens inverkan på desinfektion, har även rapporterats av Chambers och Berg (1970).

8 ANALYS AV DRIFTDATA FRÅN SVENSKA AVLOPPSVERK

8.1 Insamling av data

För att få ett så stort dataunderlag som möjligt utsändes ett frågeformulär till vissa kommunala avloppsreningsverk företrädesvis i norra Sverige. Utskicket gjordes till samtliga kommuner i Norrland samt Kopparbergs och Västmanlands län med reningsverk dimensionerade för mer än 5 000 pe. Därutöver har även Simsholmsverket i Jönköping och Västerås medtagits. Svar har erhållits från ca hälften av de tillfrågade och i utvärderingen nedan är 36 verk medtagna.

Det kan nämnas att de ursprungliga planerna var att undersöka ett fåtal verk grundligare genom att exempelvis studera driftparametrarna och resultaten från varje reningssteg för sig samt att definiera föreliggande belastning. Då detta visade sig omöjligt beslutades att göra en enklare studie på ett större antal verk i stället. Anledningen till enkelheten är att mycket få verk analyserar och redovisar andra analyser än på inkommande och utgående vatten emedan detta är det enda som krävs av de övervakande myndigheterna. En av de för det biologiska reningssteget viktiga parametrarna, nämligen slamåldern, finns i regel ej redovisad. Detta gäller även det underlag som erfordras för att beräkna densamma, i detta fall mängden uttaget biologiskt överskottsslam. Denna kan dock grovt kalkyleras med utgångspunkt från BOD7 analyser och/eller halten suspenderade ämnen. För att kunna beräkna slamåldern är kännedom om halten suspenderade ämnen eller slambalten i luftningsbassängen en nödvändighet, men denna analys företas ej vid alla reningsverk.

Vissa verk har ej medtagits i utvärderingen pga att temperaturmätning inte ingår i den regelbundna kontrollen.

Utvärderingen av det insamlade materialet har koncentrerats till kvartal 1 (januari, februari och mars) resp 3 (juli, augusti och september). Anledningen är naturligtvis att kunna jämföra en period med så låg temperatur som möjligt med en med så hög temperatur som möjligt. Att hela kvartal måste väljas beror på att mindre verk endast har kvartalsvis kontroll av driftparametrar såsom BOD7 och totalfosfor. Inverkan av mycket kallt dagvatten från snösmältning har på detta sätt också till stor del eliminerats emedan denna endast i undantagsfall kommit igång i slutet av mars. Att välja 3:e kvartalet kan i vissa kommuner vara en nackdel emedan verken under juli och första hälften av augusti är lågt belastade pga skollov och industrisemestrar.

8.2 Temperaturvariationer och temperaturinverkan

För samtliga studerade verk blir medeltemperaturen för 1:a kvartalet $7,7^{\circ}\text{C}$ och för 3:e kvartalet $13,1^{\circ}\text{C}$ dvs en skillnad på drygt 5° . Stora variationer föreligger dock från verk till verk beroende på många skäl. Lägsta registrerade vintertemperatur är $4,0^{\circ}\text{C}$ (exkl snösmältningperioder) och högsta sommartemperatur är $17,7^{\circ}\text{C}$. Några verk redovisar i princip samma temperatur under 1:a och 3:e kvartalet eller tämligen hög temperatur under 1:a kvartalet (med hög menas temperaturer omkring 10°C) troligen beroende på hög industribelastning. Exempel på sådana orter är Älvsbyn, Umeå och Östersund.

Andra verk å andra sidan uppvisar en stor temperaturredifferens mellan vinter och sommar och dessa verk har oftast en mycket låg vintertemperatur ända ned till $4,0^{\circ}\text{C}$. Orsaken till detta kan vara flera varav den viktigaste är att ortens vattenförsörjning grundar sig på ytvatten. En annan orsak kan vara inläckning av grund- eller ytvatten. Exempel på verk med låg temperatur ($\leq 7,0^{\circ}$) är Piteå, Skellefteå, Umeå-Holmsund, Sundsvall-Essvik, Sundsvall-Fillan, Örnsköldsvik-Prästbordet, Söderhamn-Granskär, Ludvika-Gonäs, Hallstahammar och Kungsör. Som omtalas på annat ställe i denna redovisning syns ingen tendens alls till att något av dessa verk skulle ha en försämrad BOD7- och tot-P-rening beroende på den låga temperaturen.

För stora flertalet av verken har temperaturen angivits på inkommande vattenflöde medan några angivit på utgående renat vatten. Många har ej angivit alls var i verket mätningen skett. På ett par verk finns dock möjligheten att bedöma temperaturändringen över verket, vilken för utomhusverk vintertid är ca -1°C (-anger en sänkning över verket) medan den sommartid är $+1^{\circ}\text{C}$. På ett inbyggt verk redovisas istället en temperaturhöjning under vintern.

8.3 Kommentar till den mekaniska reningen

Många verk i Norrland är byggda utan försedimenteringssteg.

Emedan det insamlade materialet föreligger från 1:a kvartalet då normalt sett någon snösmältning ej kommit igång blir inkommande avloppsvattenflöde, räknat som medelvärde för samtliga verk, obetydligt högre under vintern närmare bestämt $10\ 500\ \text{m}^3/\text{d}$ 1:a kvartalet resp $10\ 000\ \text{m}^3/\text{d}$ 3:e kvartalet. Detta medför en motsvarande liten skillnad i ytbelastningen i försedimenteringen nämligen $1,0\ \text{m}^3/\text{h}$ 1:a kvartalet resp $0,94\ \text{m}^3/\text{h}$ 3:e kvartalet.

Inkommande halt av suspenderade ämnen är också ganska lika $231\ \text{mg}/\text{l}$ 1:a kvartalet resp $211\ \text{mg}/\text{l}$ 3:e kvartalet. Motsvarande reningseffekter blir, beräknade över hela verket, $89\ \%$ resp $90\ \%$, resulterande i utgående halter av $18\ \text{mg}/\text{l}$ resp $16\ \text{mg}/\text{l}$.

8.4 Kommentrar till den biologiska reningen

Övervägande delen av verken, som är byggda för biologisk rening, har konventionell aktivslamanläggning. Av dessa har många verk gamla prövningsvillkor, vilka är satta så lågt som 60 % och 70 % reningseffekt med avseende på BOD7. Trots detta erhålls ett medelvärde på reningseffekten för samtliga verk av 89 % 1:a kvartalet och 88 % 3:e kvartalet.

Den något högre reningseffekten beror på en något högre inkommande BOD7-halt, nämligen 217 mg/l i medeltal vintertid jämfört med 180 mg/l sommartid. Utgående BOD7-halt är omkring 20 mg/l.

De parametrar som är viktiga för att kunna definiera driftsförhållandena i biosteget är slamåldern, den nominella uppehållstiden, slamhalten (susp ämnen) samt ingående BOD7-halt. För att kunna beräkna slamåldern behövs kännedom om mängden uttaget överskottsslam från luftningsbassängen och slamhalten i densamma. Inget av de tillfrågade verken mäter slamuttaget, varför en uppskattning av slamproduktionen har gjorts med utgångspunkt från ingående mängd susp ämnen till luftningsbassängen samt med en omräknad BOD7-reduktion till en ekvivalent mängd bioslam. Denna beräkning har gjorts för de verk som redovisat eller mäter slamhalten i luftningsbassängerna (vilket ej är fallet för alla).

I medeltal erhålls en något högre slamålder under sommarperioden, nämligen 4,9 dygn jämfört med 4,4 dygn under vinterperioden. Den nominella uppehållstiden blir 4,3 timmar 1:a kvartalet och 4,5 timmar 3:e kvartalet. Ytbelastningen i efterföljande sedimenteringssteg är i medeltal 0,64 m/h 1:a kvartalet och 0,58 m/h 3:e kvartalet. Slamhalten är i medeltal 3 200 mg/l både vinter- och sommarperioderna.

Den teoretiska behandlingen av den biologiska nedbrytningshastigheten för löst BOD visar, att temperaturen på inkommande avloppsvatten i stort sett ej påverkar denna om slamåldern är hög och större än 4 dygn och om den nominella uppehållstiden ligger i intervallet 2 till 6 timmar (temperaturintervall 5-20°C). Vid låga slamåldrar erhålls teoretiskt sett en tämligen stor inverkan av en temperatursänkning, medan den nominella uppehållstiden fortfarande ej påverkar nedbrytningshastigheten. I den företagna undersökningen varierar slamåldern mellan 1,2 dygn och 17,7 dygn, och någon skillnad mellan vinter- resp sommarförhållandena kan ej märkas. Orsaken till detta kan vara bl a den, att några renodlade analysvärden för enbart biosteget ej finns. En annan förklaring kan vara att andra störningar och opåverkbara förändringar överskuggar och döljer temperatureffekten. Dessutom är temperaturdifferansen vid några verk, som tillhör den första kategorin, mindre än 5°C.

En annan typ av störning, vilken påverkar biosteget genom försämrade sedimentering, kan vara en mer eller mindre långtgående nitrifikation. Denna effekt har studerats för Västerås avloppsreningsverk under två vinterperioder, varav den för år 1983 representerar en period med nitrifikation pga låg belastning på biosteget och lång nominell uppehållstid, omkring 5 h. Resultat från motsvarande sommarperiod finns också. Till vintersäsongen 1984 halverades luftningsbassängernas volym och nitrifikationen upphörde. Analysresultaten över enbart biosteget blev följande:

	temp	nom	slam-	BOD7 in	ut	%
		upp	tid	total	total	red.
		tid	ålder			
vintern 83	8,5°C	5,1 h	3,7 d	60 mg/l	30	50
sommarn 83	14,8°C	4,6 h	3,1 d	66 mg/l	15	77
vintern 84	7,9°C	3,3 h	2,0 d	37 mg/l	7	81

8.5 Kommentarer till fosforreduktionen

Under senare år har många avloppsverk kompletterats med förfällning, och t o m verk med separata efterfällningssteg har övergått till förfällning. Utgående vatten passerar i många fall igenom eller förbi efterfällningssteget utan att någon kemikalietillsats sker. Knappt hälften av redovisade verk har någon form av fosforreduktion. I genomsnitt är ingående fosforhalter 6,7 mg/l under 1:a kvartalet och 5,6 mg/l under 3:e kvartalet och utgående fosforhalt på motsvarande sätt 0,41 mg/l resp 0,46 mg/l motsvarande en total fosforreduktion över alla reningssteg på 94 % resp 91 %. Skillnaden är som synes liten och marginell.

Av vad som tidigare sagts beträffande flödet för 1:a resp 3:e kvartalet blir den nominella uppehållstiden i flockningssteget resp ytbelastningen i eftersedimenteringen i medeltal mycket lika under 1:a kvartalet och 3:e kvartalet. Den förra blir 1,3 timmar resp 1,4 timmar och den senare 0,71 m/h resp 0,63 m/h, vilket visar att aktuella anläggningar är väl dimensionerade.

AVR är näst tvåvärt järnsulfat det vanligaste fällningsmedlet. Endast ett verk använder trevärt järn resp kalk vid den kemiska reningen.

AVR-dosen omräknad till Al^{3+} , varierar från 3 mg/l till 30 mg/l. Det senare får betraktas som en mycket hög dos. Tvåvärt järnsulfat, omräknat till Fe^{2+} , varierar mellan 6 och 36 mg/l. Även här får det senare värdet betraktas som en mycket hög dos. AVR användes företrädesvis vid efterfällning, medan tvåvärt järn användes vid för- eller simultanfällning.

För Västerås avloppsverk föreligger fosforanalyser på mekaniskt och förfällt vatten. Man finner att fos-

forreduktionen är av storleksordningen 50 % över detta steg, varvid återstoden reduceras med 85-90 % i biostaget. Totalreduktionen blir då 92 till 95 %. Någon större skillnad mellan vinter- resp sommarsäsong föreligger ej.

8.6 Sammanfattning

Driftdata från ett stort antal avloppsverk i norra Sverige, dimensionerade för mer än 5 000 personekvivalenter, har insamlats och studerats. Snösmältningsperioder har dock undantagits från studien. Vissa verk har under längre tider under vintersäsongen en så låg temperatur på inkommande vatten som 4°C, medan vissa har mycket små avvikelser mellan sommar resp vinter och således opererar vid en tämligen hög vattentemperatur vintertid, 9-10°C.

Trots den låga vintertemperaturen ned till ca 4°C fungerar verken, ur reningsteknisk synpunkt mycket väl, och prövningsvillkoren uppfylles i allmänhet. Stora avvikelser från prövningsvillkoren beror i vissa fall på att ett reningssteg är ur funktion, eller fungerar dåligt under hela året. Små avvikelser från stipulerade utsläppsvillkor kan t ex bero på en kraftig utspädning av avloppsvattnet, så att låga halter föreligger. Andra möjliga orsaker kan vara naturlig spridning i provtagnings- och analystekniken.

Bland de undersökta verken kan man således ej se någon tendens till att reningsresultaten påverkas av låg temperatur vintertid, vilket kan bero på någon eller några av följande orsaker:

- 1) ingen eller förhållandevis ringa temperaturdifferens mellan vinter- resp sommarsäsong
- 2) inget temperaturberoende pga att verken är lågt belastade eller har en "stabil" drift med optimal slamålder både sommar och vinter
- 3) en eventuell temperatureffekt överskuggas av ändringar i andra inverkanse parametrar såsom belastning etc eller av drifttekniska svårigheter vid verk med mindre goda reningsresultat under hela året.

9 DIMENSIONERING AV VÄRMEPUMPAR MED ORENAT AVLOPPSVATTEN SOM VÄRMEKÄLLA

9.1 Allmän värdering av inverkan av en temperatur-sänkning på avloppsvattenreningen

Såsom framgått av ovanstående beskrivning uppvisar flertalet reningsprocesser i mekanisk, biologisk och kemisk avloppsvattenrening teoretiskt ett större eller mindre temperaturberoende med sämre reningseffekt vid lägre temperatur. I praktiken är det dock svårt att påvisa reningseffekternas temperaturberoende eftersom det är många faktorer som samtidigt påverkar reningsresultatet. Erfarenheten visar också att goda reningsresultat kan uppnås även vid temperaturer nära fryspunkten om anläggningen dimensioneras och drivs med hänsyn till detta.

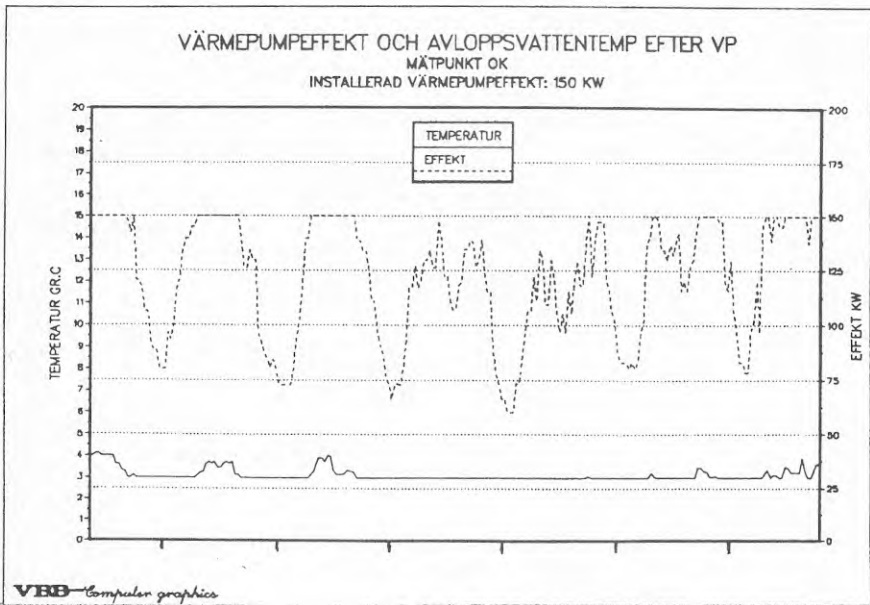
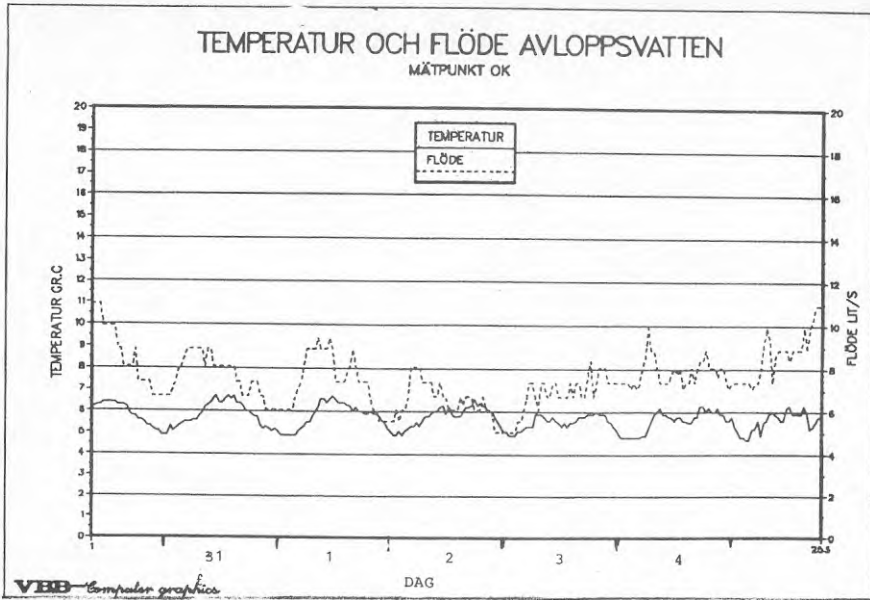
I den genomgång av svenska avloppsreningsverk som redovisats i Kapitel 8 har ej kunnat påvisas att reningsresultatet blir sämre under vintern med temperaturer på 4-7°C än under sommaren med temperaturer på ca 15°C. Det finns därför inget som antyder att ett värmeuttag med värmepump, med temperatursänkning ner till ca 4°C under vintern som följd, märkbart skulle påverka reningsresultatet. Troligen kan man i vissa fall sänka temperaturen ytterligare något lägre utan att väsentliga försämringar av reningsresultatet uppstår om reningsverkets drift anpassas härtill.

En sänkning av avloppsvattentemperaturen före reningsverket till ca 0,5°C, vilket är tekniskt möjligt i en öppen förångare är ur reningssynpunkt troligen olämpligt i de flesta fall. Om avloppsvattenvärmet kan tillvaratas och till fullt utnyttjas efter reningsverket erhålls således i de flesta fall ett bättre utnyttjande av den tillgängliga energiresursen än om värme endast tas ur det orenade vattnet.

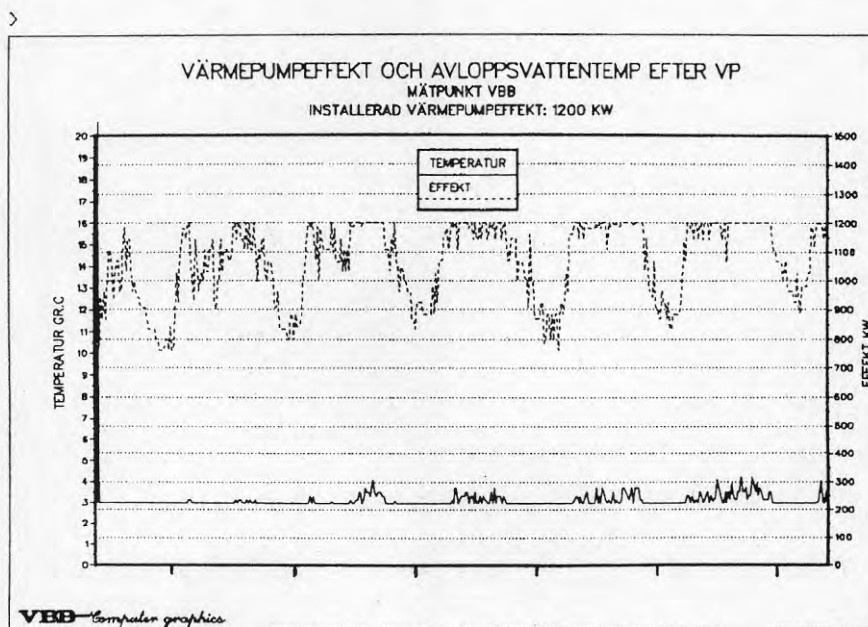
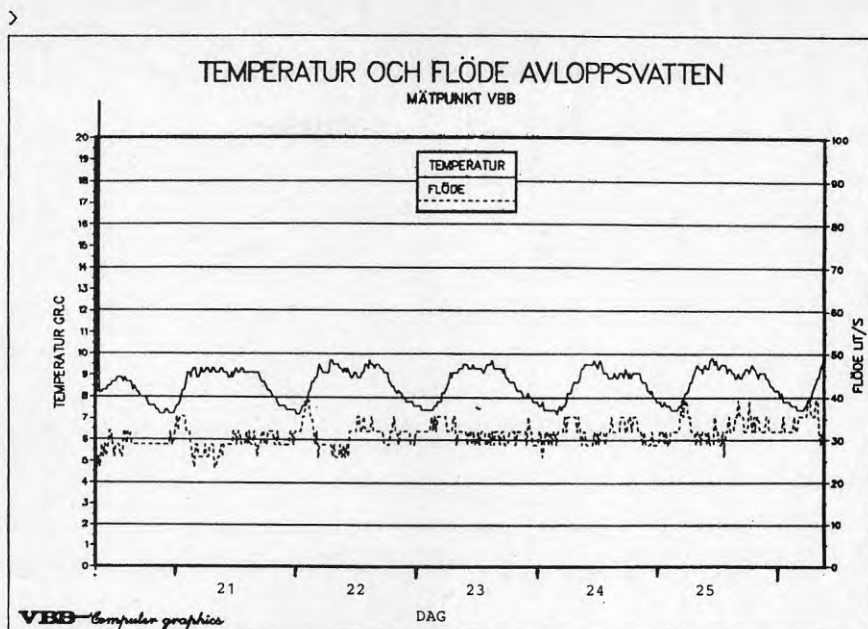
9.2 Dimensionering med hänsyn till värmekällans tillgänglighet

Resultaten från mätningarna som beskrivits i Kapitel 3 har utnyttjats för att illustrera effekterna på avloppsvattentemperaturen av värmeuttag med en värmepump som på årsbasis på ett rimligt sätt utnyttjar värmeinnehållet i avloppsvattnet. Mätningar och beräkningar redovisas i Figur 9.1 och 9.2 för mätpunkt "OK" resp "VBB".

Vid mätpunkten OK var medelflödet vid mättillfället strax före snösmältningen ca 6 l/s och temperaturen 5-7°C. Vid mätpunkten VBB var medelflödet ca 30 l/s och temperaturen 7-9°C. Den specifika avrinningen var vid båda mätpunkterna ca 400 l/pd. Flödesutjämningen över dygnet var i båda fallen större än vad som kunnat förväntas med hänsyn till bakomliggande områdets storlek.



Figur 9.1 Mätningar och beräkningar för mätpunkt OK.



Figur 9.2 Mätningar och beräkningar för mätpunkt VBB.

I Figurerna 9.1 och 9.2 redovisas den värmeeffekt som skulle kunnat produceras med avloppsvattnet som värmekälla vid de två mätpunkterna med värmefaktor 3 och med temperatursänkning ned till lägst 3°C. Antagna lämpliga värmepumpstorlekar är 150 resp 1 200 kW.

P g a det över dygnet starkt utjämnade flödet blir det möjligt att utnyttja en stor del av avloppsvattnets energiinnehåll. Ett ur värmeteknisk synpunkt optimalt utnyttjande av värmekällan innebär således en sänkning av avloppsvattnets temperatur ner till 3°C under en stor del av vinterperioden. Vid en situation med ett över dygnet mer varierande flöde skulle temperaturpåverkan på avloppsvattnet inte kunna göras lika påtaglig.

9.3 Dimensionering med hänsyn till reningsprocesserna

Såsom framgår av avsnitt 9.2 är det i de flesta fall ur värmeteknisk synpunkt önskvärt att sänka avloppsvattnets temperatur så lågt som möjligt under månaderna december till mars.

En sänkning med några grader ner till ca +4°C bör i de flesta fall kunna göras utan någon märkbar påverkan på reningsresultatet. En sänkning till en lägre temperatur kan var möjlig, speciellt om man anpassar reningsverkets drift till detta.

Varje reningsverk uppvisar särdrag med hänsyn till dimensionering och driftförhållanden och det är därför svårt att ställa upp preciserade generella regler för hur mycket avloppsvattnets temperatur kan tillåtas sänkas. När man överväger att installera värmepumpar för orenat avloppsvatten bör man därför först göra en genomgång av driftförhållandena i reningsverket.

9.4 Slutsatser

Det är uppenbart att ett ur värmeteknisk synpunkt effektivt utnyttjande av värme ur orenat avloppsvatten under vintern kan leda till så stora temperatursänkningar i vattnet att det får konsekvenser för reningsprocesserna. Om det utnyttjade delflödet överstiger ca 25 % av den totala tillrinningen till reningsverket bör man vid projekteringen av värmepumpanläggningen samråda med driftansvariga för reningsverket så att man vid bedömningen av värmepumpens totalekonomi kan ta hänsyn till eventuella merkostnader för avloppsvattenreningen.

Under alla omständigheter kan avloppsvärmeresursen bättre tas tillvara om värmeuttaget sker efter reningsverket.

Agnew, R.W., 1972, A mathematical model of a final clarifier for the activated sludge process, EPA Water Poll. Control Res. Series Report, No. 17090 FJW 02/72.

Andersson, C., 1975, Sedimenteringsbassänger för aktivt slam och kemisk fällning, SNV PM No. 669.

Andrews, J.F. and Busby, J.R., 1973, Dynamic modelling and control strategies for the activated sludge process, Res. Rept. Dept. of Environ. System Eng., Clemson Univ., Clemson, S. Carolina, USA.

Argaman, Y. and Kaufman, W.J., 1968, Turbulence in orthokinetic flocculation, SERL Report No. 68-5, Univ. of Calif., Berkeley, USA.

Argaman, Y. and Kaufman, W.J., 1970, Turbulence and flocculation, J. San. Eng. Div., ASCE, 96, SA2, Proc. Paper 7201, pp. 223-241.

Atkinson, B., 1974, Biochemical Reactors, Pion Ltd., London, England.

Ayeres, J.C., 1962, Temperature and moisture requirements, Low Temperature Microbiology Symposium Proceedings (Camden), Campbell Soup Co.

Balmér, P., 1970, Biological and chemical waste treatment experiments in far northern Sweden, Int. symp. on water pollution control in cold climates, Univ. of Alaska, USA, EPA Water Poll. Control Res. Series, No. 16100 Exh. 11/71, pp.

Balmér, P., 1981, Swedish experiences with wastewater treatment with special reference to cold climate, Proc. of a Post-Conf. Seminar in Edmonton, Canada (1980): Design of water and wastewater services for cold climate communities (eds. Smith, D.W. and Hrudey, S.E.), Water Sci. Tech., pp. 155-164.

Banerji, S.K., Ewing, B.B., Engelbrecht, R.S. and Speece, R.E., 1968, Kinetics of removal of starch in activated sludge systems, Jour. Water Poll. Control Fed., 40, pp. 161-173.

Benedek, P. and Farkas, P., 1970, The influence of temperature on the reactions of the activated sludge process, Int. symp. on water pollution control in cold climates, Univ. of Alaska, USA, EPA Water Poll. Control Res. Series, No. 16100 Exh. 11/71, pp. 164-179.

Benedict, A.H. and Carlson, D.A., 1973, Temperature acclimation in aerobic biooxidation systems, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 45, p. 10.

Benefield, L.D. and Pandall, C.W., 1980, *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice-Hall, Inc., N.J., USA.

Berg, R.H. and Phillips, D., 1968, Some aspects of the metabolism of a partially colloidal substrat, *Biotech. Bioeng.*, 10, pp. 189-203.

Bisogni, J.J. and Lawrence, A.W., 1971, Relationship between biological solids retention time and settling characteristics of activated sludge, *Water Research*, 5, p. 753.

Bitondo, M., 1980, Cold weather waste treatment, *Industrial Wastes*, Jan./Febr. p. 29.

Bloodgood, D.E., 1944, Application of sludge index test to plant operation, *Wat. Sewage Wks*, 91:6, p. 222.

Boyle, J.D., 1976, Biological treatment process in cold climates, *Wat. Sewage Wks.*, pp. R28-R50.

Bratby, J., Miller, M.W. and Marais, G.v.R., 1977, Design of flocculation systems from batch test data, *Water SA*, 3:4, pp. 173-182.

Camp, T.R., 1953, Studies of sedimentation basin design, *Sew. Ind. Wastes*, 25:1, p. 1.

Camp, T.R., 1955, Flocculation and flocculation basins, *Trans. ASCE*, 120:1, pp. 1-16.

Camp, T.R., 1946, Sedimentation and the design of settling tanks, *Trans. Am. Soc. Civil Engrs.*, 111, p. 895.

Cashion, B.S. and Keinath, T.M., 1983, Influence of three factors on clarification in the activated sludge process, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 55, pp. 1331-1337.

Chambers, C. and Berg, G., 1970, Disinfection and temperature influences, *Int. symp. on water pollution control in cold climates*, Univ. of Alaska, USA, EPA Water Pollution Control Research Series, No. 16100 Exh, 11/71, pp. 312-328.

Chao, A.C. and Keinath, T.M., 1979, Influence of process loading intensity on sludge clarifica-

tion and thickening characteristics, *Water Research*, 13, p.1213.

Chapman, D.T., 1983, The influence of process variables on secondary clarification, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 55, pp. 1425-1434.

Characklis, W.G., 1978, Microbial reaction rate expressions, *J. Env. Eng. Div., ASCE*, 104, EE3, pp. 531-534.

Characklis, W.G. and Gujer, W., 1978, Temperature dependency of microbial reactions, *IAWPR Post Conf. Seminar on Kinetics on Unit Processes in Biological and Chemical Treatment of Waste Water*, Copenhagen, Published in *Prog. Wat. Tech.* 1979, Suppl. 1, pp.111-130.

Charette, C. and Herbineaux, J., 1978, Biological treatment solves low temperature wastewater problems, *Industrial Wastes*, Jan./Febr. pp. 30-33.

Clark, S.E., Coutts, H.J. and Christianson, C., 1970, Design considerations for extended aeration in Alaska, *Int. symp. on water pollution control in cold climates*, Univ. of Alaska, USA, *EPA Water Poll. Control Res. Series*, No. 16100 Exh. 11/71, pp.

Coe, H.S. and Clevenger, G.H., 1916, Methods for determining the capacities of slime settling tanks, *Trans. Am. Inst. Min. Engrs.*, 55, pp. 356-384.

Cold Climate Utilities Delivery Design Manual, 1979, Economic and technical review report EPS 3-WP-79-2, *Water Poll. Control Directorate*, Canada.

Dawson, R.N. and Murphy, K.L., 1972, The temperature dependence of biological denitrification, *Water Res.*, 6, pp. 71-83.

De Renzo, D.J. (ed.), 1978, *Nitrogen Control and Phosphorus Removal in Sewage Treatment*, Noyes Data Corp., USA.

Dick, R.J. and Vesilind, P.A., 1969, The sludge volume index - what is it?, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 41, p. 1285.

Dick, R.J., 1970, Role of activated sludge final settling tanks, *J. San. Eng. Div., ASCE*, SA2, pp. 423-436.

Dick, R.J., Folklore in the design of final settling tanks, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 48, pp. 633-644.

- Dold, P.L., Ekama, G.A. and Marais, G.v.R., 1980, A general model for the activated sludge process, *Prov. Wat. Tech.*, 12, jpp. 47-77.
- Downing, A.L., Painter, H.A. and Knowles, G., 1964, Nitrification in the activated sludge process, *J. Proc. Inst. Sew. Purif.*, 64, pp. 537-554.
- Eckenfelder, W.W. and Weston, R.F., 1956, Kinetics of biological oxidation, In: *Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes*, Vol. 1, Eds. McCabe, B.J. and Eckenfelder, W.W., Rheinhold Publ. Co., New York, jpp. 18-34.
- Eckenfelder, W.W., 1967, Comparative biological waste treatment design, *J. San. Eng. Div., ASCE*, 93, SA6, p. 157.
- Eckenfelder, Jr., W.W. and Englande, A.J., 1970, Temperature effects on biological waste treatment processes, *Int. Symp. on water poll. in cold climates*, EPA Water Poll. Control Res. Series, No. 16100 Exh. 11/71, pp. 180-190.
- Ekama, G.A. and Marais, G.v.R., 1979, Dynamic behaviour of the activated sludge process, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 51, pp. 534-556.
- Ericsson, B., Gustafsson, B. och Westberg, N., 1968, En studie av aktivslamprocessens kinetik. I. Tillämpning av Monods tillväxtfunktion, *Vatten* 24:4, sid 363-370.
- Ericsson, B., Gusafsson, B. och Westberg, N., 1968, En studie av aktivslamprocessens kinetik. II. Inverkan av bakteriecellernas död och upplösning, *Vatten* 24:5, sid 444-452.
- Ericsson, B., Gusafsson, B. och Westberg, N., 1969, En studie av aktivslamprocessens kinetik. III. Introduktion av regleringstekniska problem, *Vatten* 25:2. sid 146-153.
- Ericsson, B., Hultman, B. och Stenberg, Å., 1970, Litteraturstudier över aerob slamstabilisering, *KTH Publ.*, 70:7, Inst. för vattenförsörjnings- och avloppsteknik samt vattenkemi, Appendix.
- Ericsson, B., 1983, Driftundersökningar och försöksdrift med kemisk fällning vid avloppsreningsverket i Västerås, *Vatten* 39:2, sid 193-206.
- Ferguson, J.F. and King, T., 1977, A model for aluminium phosphate precipitation, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 49, pp. 646-658.

Fischerström, C.N.H., Isgård, E. and Larsen, I., 1967, Settling of activated sludge in horizontal tanks, J. San. Eng. Div., ASCE, SA3, Proc. paper 5302, pp. 73-83.

Ford, D.L. and Eckenfelder, W.W., 1967, Effect of process variables on sludge floc formation and settling characteristics, Jour. Water Poll. Control Fed., 39, pp. 1850-1859.

Friedman, A.A. and Schroeder, E.D., 1971, Temperature effects on growth and yield for activated sludge, Proc. 26th Ind. Waste Conf., Purdue Univ., Eng. Ext. Series, 140:2, pp. 1060-1073.

Gujer, W. and Jenkins, D., 1975, The contact stabilization activated sludge process oxygen utilization, sludge production and efficiency, Water Research, 9, pp. 553-560.

Gustafsson, B. och Westberg, N., 1965, Försök med rening av avloppsvatten från Kiruna enligt aktivslamprocessen, KTH Publ, 65:4, Inst. för vattenförsörjnings- och avloppsteknik samt vattenkemi.

Hall, D.H., 1980, Cold weather deep-freeze problems, WPCF Highlights-Deeds and Data, 17.11, p. 9.

Halmö, G. and Eimhjellen, K., 1981, Low temperature removal of nitrate by bacterial denitrification, Water Research, 15, pp. 989-998.

Hamlin, M.J. and Wahab, A.H.A., 1970, Settling characteristics of sewage in density currents, Water Research, 4, p. 609.

Hennebring, C., 1978, Flockning vid renvattenframställning. Kemisk fällning vid låg vattentemperatur, CTH. Publ. B78:2, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik.

Hilmer, A., 1965, Temperaturens inverkan på aktivslamprocessen, KTH Publ., Inst. för vattenförsörjnings- och avloppsteknik samt vattenkemi.

Hydén H, Lundgren J, 1981, Va-hanteringen energiomsättning, BFR-rapport R132:1981.

Kalbskopf, K.H., 1970, European practices in sedimentation. In: Water Quality Improvement for Physical and Chemical Processes (Eds. Gloyna, E.F. and Eckenfelder, W.W.), Univ. of Texas Press, Austin, USA, 3, p. 92.

Kalbskopf, K.H., 1972, Discussion on the design parameter for secondary sedimentation tanks, Water Research, 6, pp. 429-431.

- Kavanaugh, M.C., Kreijci, V., Weberg, T., Engster, J. and Roberts, P.V., 1978, Phosphorus removal by postprecipitation with Fe (III), *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 50, pp. 216-233.
- Keefer, C.E., 1962, Temperature and efficiency of the activated sludge process, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 34, pp. 1186-1196.
- Kornegay, B.H. and Andrews, J.F., 1968, Kinetics of fixed film biological reactors, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 40, pp. R460-R468.
- Kynch, G.J., 1952, A theory of sedimentation, *Transactions, Faraday Society*, 48.
- Laehy, G.J., 1978, Wastewater control under severe cold weather conditions, *WPCF Highlights-Deeds and Data*, 15:2, p. D-1.
- LacMotta, E.J., 1976, External mass transfer in a biological film reactor, *Biotech. Bioeng.*, 18, pp. 1359-1370.
- Lawrence, A.W. and McCarty, P.L., 1970, Unified basis for biological treatment, design and operation, *J. San. Eng. Div., ASCE*, 96, SA3, pp. 757-778.
- Lech, R.F., 1973, Applicability of control strategies to the activated sludge wastewater treatment process, Thesis presented to Purdue Univ., West Lafayette, Ind., USA.
- Lewandoski, Z., 1982, Temperature dependency of biological denitrification with organic materials addition, *Water Research*, 16, pp. 19-22.
- Ludzack, F.J., Schaffer, R.B. and Ettinger, M.B., 1961, Temperature and feed as variables in activated sludge performance, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 33, pp. 141-156.
- Maqaood, R. and Benedek, A., 1977, Low-temperature organic removal and denitification in activated carbon columns, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, 49, pp. 2107-2117.
- Marais, G.v.r., 1973, The activated sludge process at long sludge ages, Res.Rept.No.W3, Dept.of Civil Eng., Univ. of Cape Town, South Africa.
- Marais, G.v.R., 1975, Aeration devices: Basic theory, *British Jour. of Water Poll. Control.* 74, p. 172.

- March, R.P. and Hamlin, M.J., 1966, An investigation into the performance of a full-scale sedimentation tank, Jour. Proc. Inst. Sew. Purif., 2, p. 118.
- McKimey, R.E., 1962, Mathematics of complete mixing activated sludge, J. San. Eng. Div., ASCE, 88, SA3, Proc. Paper 3133, p. 87.
- McKinneyö, R.E. and Ooten, R.J., 1969, Concepts of complete mixing activated sludge, Trans. 19th Eng. Conf., Univ. of Kansas, USA, p. 32.
- Michaelis, L. and Menten, M.L., 1913, Kinetics of invertase action, Zeitschrift für Biochemie, 49, pp. 333-369.
- Miller, A.P., 1967, The biochemical basis of psychrophily in microorganisms, Inst. of Water Resources, Univ. of Alaska, Alaska, USA.
- Monod, J., 1950, Technique of continuous culture-theory and application, Am. Inst. Pasteur, 79, p. 167.
- Muck, R.E. and Grady, C.P.L., 1974, Temperature effects on microbial growth in CSTR's J. Env. Eng. Div., ASCE, 100, pp. 1147-1163.
- Mueller, J.A., Boyle, W.C. and Lightfoot, E.N., 1966, Oxygen diffusion through a pure culture of *Zoogloea ramigera*, Proc. 21st Ind. Waste Conf., Purdue Univ., Eng. Ext. Ser. No. 121, Part 2, pp. 964-996.
- Murphy, K.L., 1964, Tracer studies in circular sedimentation basins, Proc. 18th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. USA, 115, p. 374.
- Ngian, K.F., Lin, S.H. and Martin, W.R.B., 1977, Effect of mass transfer resistance on the Linaweaver-Burk plots for flocculating organisms, Biotech. Bioeng., 19, pp. 1773-1784.
- Parker, D.S. et al., 1970, Characteristics of biological flocs in turbulent regimes, SERL Report No. 70-5, Univ. of Calif., Berkeley, USA.
- Parker, D.S., Kaufman, W.J. and Jenkins, D., 1971, Physical conditioning of activated sludge floc, Jour. Water Poll. Control Fed., 43, pp. 1817-1833.
- Pasveer, A., 1955, Research on activated sludge. V. Range of biochemical oxidation, Sewage and Industrial Wastes, 27:7.

Pflanz, P., 1969, Performance of secondary sedimentation basins, Proc. 4th Int. Water Poll. Res. Conf., Pergamon Press Ltd., p. 569.

Pohl, E.F., 1967, The effect of low temperatures on aerobic waste treatment processes, M.S. Thesis, Univ. of Washington, Seattle, USA.

Powell, E.O., 1967, The growth rate of microorganisms as a function of substrate concentration, Microbial Physiology and Continuous Culture (Proc. 3rd Int. Symp.), Her Majesty's Stationary Office, London, pp. 34-56.

Randall, C.W., Benefield, L.D. and Buth, D., 1982, The effects of temperature on the biochemical reaction rates of the activated sludge process, Wat. Sci. Tech., 14, pp. 413-430.

Reed, S.C. and Murphy, R.S., 1969, Low temperature activated sludge settling, J. San. Eng. Div., ASCE, SA4, pp. 747-767.

Sayigh, B.A. and Malina, Jr., J.F., 1978, Temperature effects on the activated sludge process, Jour. Water Poll. Control Fed., 50, pp. 678-687.

Servizi, J.A. and Bogan, R.H., 1963, Free energy as a parameter in biological treatment, J. San. Eng. Div., ASCE, SA3, p. 63.

Sezgin, M., 1982, Variation of sludge volume index with activated sludge characteristics, Water Research, 16, pp. 83-88.

Sherrard, J.H. and Schroeder, E.D., 1973, Cell yield and growth rate in activated sludge, Jour. Water Poll. Control Fed. 45, pp. 1889-1897.

Smith, D.W. and Given, P.W., 1981, Treatment alternatives for dilute, low temperature wastewater, Proc. of a Post-Conf. Seminar in Edmonton, Canada (1980): Design of water and wastewater services for cold climate communities (eds. Smith, D.W. and Hruday, S.E.), Water Scie, Tech. pp. 165-179.

Smith, D.W. and Heinke, G.W., 1981, Cold climate environmental engineering - an overview, Proc. of a Post-Conf. Seminar in Edmonton, Canada (1980): Design of water and wastewater services for cold climate communities (eds. Smith, D.W. and Hruday, S.E.), Water Sci. Tech., pp. 3-16.

Smith, D.W., 1982, Wastewater treatment for cold regions, J. Env. Eng. Div., ASCE, 108, No. TC1, pp. 139-149.

- Smoluchowski, M.V., 1916, Drei Verträge über Diffusion, Brownshe Molekular Bewegung und Koagulation von Kolloidteilchen, Physik.z., 17, p. 557.
- Särner, E. och Marklund, S., 1982, Snösmältningens inverkan på aktivt slam-processen, Vatten, 38:1, sid 17-33.
- Tarrer, A.R., 1973, Optimal plant design of activated sludge under uncertainty, Thesis presented to Purdue University, West Lafayette, Ind., USA.
- Tarrer, A.R., Grady, Jr., C.P.L., Lim, H.C. and Koppel, L.B., 1976, Optimal activated sludge design under uncertainty, J.Env. Eng. Div., ASCE, EE3, pp. 657-673.
- Tebbutt, T.H.Y., 1979, Primary sedimentation of wastewater, Jour. Water Poll. Control Fed., 51, pp. 2858-2867.
- Tempest, D.W. and Hunter, J.R., 1965, The influence of temperature and pH value on the macromolecular composition of magnesiumlimited and glycerol-limited Aerobacter aerogenes growing in a chemostat, J. Gen. Microbiol., 41, pp. 267-273.
- Terashima, S., Koyama, K. and Magara, Y., 1970, Biological sewage treatment in a cold climate area, Int. symp. on water pollution control in cold climates, Univ. of Alaska, USA, EPA Water Pollution Control Research Series, No. 16100 Exh. 11/71, pp. 263-285.
- Tesarik, I., 1967, Flow in sludge-blanket clarifiers, J. San. Eng. Div., ASCE, SA6, Proc. paper 5698, pp. 105-120.
- Topnik, B.H., 1980, Cold temperature extended aeration studies, WPCF Highlights-Deeds and Data, 17:11, p. 9 and 18:1 (1981) p. 19.
- Treweek, G.P. and Morgan, J.J., 1979, Determination of flocculant effectiveness in aggregating suspended particulate matter, Jour. Water Poll. Control Fed., 51, pp. 1859-1877.
- Tuntoolavest, M. and Grady, Jr., C.P.L., 1982, Effect of activated sludge operational conditions on sludge thickening characteristics, Jour. Water Poll. Control Fed., 54:7, pp. 1112-1117.
- Tuntoolavest, M., Miller, E. and Grady, Jr., C.P.L., 1983, Factors affecting the clarification performance of activated sludge final settlers, Jour. Water Poll. Control Fed., 55:3, pp. 234-248.

Vennes, J.W. and Olson, O.O., 1970, Microbiologic indicators of the efficiency of an aerated continuous-discharge, sewage lagoon in northern climates, Int. symp. on water pollution control in cold climates, Univ. of Alaska, USA, EPA Water Poll. Control Res. Series, No. 16100 Exh. 11/71, pp.

Vesilind, P.A., 1968, Theoretical considerations: design of prototype thickeners from batch settling tests, Water Sewage Wks., 115, p. 302.

Vesilind, P.A., 1974, Scale-up of solid bowl centrifuge performance, J. Env. Eng. Div., ASCE, 100:EE2.

White, M.J.D., 1975, Settling of activated sludge, Water Research Centre, TR11.

Villiers, R.V., 1967, Removal of organic carbon from domestic wastewaters, M.S. Thesis, Univ. of Cincinnati, Ohio, USA.

Wilson, T.E. and Riddell, M.D.R., 1974, Where do we stand? Water and Wastes Eng., Oct. pp. 56-61.

Wilson, E., 1981, Design calculations in wastewater treatment, E. and F.N. Spon Ltd., Uew Yori, pp. 89-90 (CIRIA, 1973).

Wuhrmann, K., 1956, Factors affecting efficiency and solids production in the activated sludge process, In: Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes (Eds. McCabe, B.J. and Eckenfelder, W.W.), Reinhold Publ. Co., New York, USA.

Wuhrmann, K., 1970, Critical review of papers on treatment processes, Int symp. on water pollution control in cold climates, Univ. of Alaska, USA, EPA Water Poll. Control Res. Series No. 16100 Exh. 11/71, pp. 329-332.

Yao, K.M., 1968, Influence of suspended particle size of the transport aspect of water filtration, Ph.D.Thesis, Univ. of North Carolina, USA.

MATEMATISKA MODELLER AV AKTIVSLAMPROCESSEN JÄMTE
DATORBERÄKNINGAR

Kinetiska modeller enligt McKinney samt Lawrence
och McCarty

Två kinetiska modeller av aktivslamprocessen har ofta refererats till i litteraturen. Dessa modeller har formulerats av McKinney (1962) resp Lawrence och McCarty (1970).

McKinney presenterade den första rationella teorin för en totalomblandad aktivslamprocess. Viktiga parametrar i denna modell är följande:

- slamålder
- F/M-förhållande (F = food, M = microorganisms) eller slambelastning
- cellmassans uppdelning i aktiv cellmassa, endogen rest och inerta organiska fraktioner

Upptagning av substrat har beskrivits fundamentalt olika i McKinneys och Monods hypoteser. Det råder oenighet än idag.

Teorin av Lawrence och McCarty är baserad på Monods hypotes om upptagning av substrat. Med denna teori klargjordes sambandet mellan F/M-förhållande (jfr ovan) och slamålder. Teorin är ofullständig såtillvida att den utelämnat de i aktivslamprocessen genererade inerta och endogena massfraktionerna i slammet.

Bakterietillväxt enligt Monod

Enligt Monods experimentella undersökningar kan tillväxttaktens (μ) beroende av substrathalten (S) beskrivas av följande empiriska formel.

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{S}{K_s + S} \dots\dots\dots (1)$$

där

μ_m = tillväxttaktens som konstant antagna maximalvärde

K_s = konstant, uttryckt i samma mått som substrathalten

Om S är mycket större än K_s , blir $\mu = \mu_m$

Om $S = K_s$, blir $\mu = \mu_m/2$

$$\text{Bakterietillväxten} : \frac{dX_a}{dt} = \frac{\mu_m \cdot S \cdot X_a}{K_s + S} \dots (2)$$

där
 X_a = halten aktiva bakterier vid tiden t

$$\text{Vid } S \gg K_s: X = X_0 \cdot e^{\mu_m \cdot t} \dots (3)$$

Monod har dragit två viktiga slutsatser av sina experimentella undersökningar.

1. Vid omvandlingen av substrat till cellsubstans är utbytet konstant
2. Ingen av tillväxten oberoende substratförbrukning, t ex endogen respiration, har kunnat påvisas under tillväxtförloppet

Den under punkt 1 angivna slutsatsen kan ges den matematiska formen:

$$dX = -YdS \dots (4)$$

$$X - X_g = Y(S_0 - S) \dots (5)$$

där Y = utbyte vid substratomvandling till cellsubstans.

Integreras ekvation 2 med hjälp av sambanden 1 och 5, finner man:

$$\mu_m t = \ln \frac{X_a}{X_{a0}} + H \ln \frac{X_a \cdot S_0}{X_{a0} \cdot S} \dots (6)$$

där X_{a0} = halt aktiva bakterier i ympat substrat vid $t=0$

S_0 = substrathalt i ympat substrat vid $t=0$

$$H = \text{konstant} = \frac{Y \cdot K_s}{Y \cdot S_0 + X_0}$$

Formlerna 5 och 6 kan tydligen anses beskriva bakteriehalten - eller substrathalten - som funktion av tiden vid diskontinuerlig process.

I en kontinuerlig aktivslamprocess är substrathalten S litet i förhållande till K_s (ca 75 mg/l).

Formlerna 2 och 4 kan då skrivas:

$$\frac{dX_a}{dt} = \frac{\mu_m \cdot S \cdot X_a}{K_s} = K \cdot S \cdot X_a \dots (7)$$

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_m \cdot S \cdot X_a}{Y \cdot K_s} = \frac{K \cdot S \cdot X_a}{Y} \dots\dots\dots (8)$$

där $K = \frac{\mu_m}{K_s}$ = konstant

Formlerna 7 och 8 har fått viktiga tillämpningar på aktivslamprocessens kinetik.

Kinetisk modell enligt Lawrence och McCarty (1970)

S kan försummas vid jämförelse med K_s (jfr formel 7 och 8 sid 1:2 och 1:3):

$$\frac{dX_a}{dt} = K \cdot S \cdot X_a \dots\dots\dots (9)$$

$$\frac{dS}{dT} = \frac{K \cdot S \cdot X_a}{Y} \dots\dots\dots (10)$$

$$\frac{1}{T_a} = K \cdot S - b \dots\dots\dots (11)$$

$$X_a = \frac{Y(S_i - S)}{1 + b \cdot T_a} \cdot \frac{T_a}{T_n} \dots\dots\dots (12)$$

där b = specifika endogena respirationshastigheten.

Formel 11 anger, att den lösta substratkoncentrationen S efter aktivslamprocessen är beroende endast av slamåldern (T_a) men ej av nominella uppehållstiden ($T_n = \frac{V}{Q}$) eller substratkoncentrationen i inkommande avloppsvatten (S_i).

Kinetisk modell enligt McKinney (1962) samt McKinney och Ooten (1969)

Under samma betingelser som för formel 1 och 2 ovan gäller enligt McKinney och Ooten:

$$\frac{dX_a}{dt} = K'_s \cdot S \dots\dots\dots (13)$$

$$\frac{dS}{dt} = K'_m \cdot S \dots\dots\dots (14)$$

där K'_s = konstant med benämningen syntesfaktor för ett specifikt avloppsvatten

K'_m = konstant med benämningen metabolismfaktor för ett specifikt avloppsvatten

Formel 14 har härletts ur det proportionella sambandet mellan syntetiserad bakteriemassa (X_a) och förbrukat substrat. Ur formlerna 13 och 14^a kan sambandet mellan substratutbytesfaktorn Y och hastighetskonstanterna härledas:

$$Y = \frac{K'_S}{K'_m} \dots \dots \dots (15)$$

Modellen av McKinney och Ooten gäller för en totalomblandad aktivslamprocess med uttag av överskottsslam direkt från reaktorn i stället för från återgångsslammet. Balansekvationen för substrat och bakteriemassa ger följande resultat:

$$S = \frac{S_i}{K'_m \cdot T_n + 1} \dots \dots \dots (16)$$

$$X_a = \frac{K'_S \cdot S \cdot T_a}{1 + b \cdot T_a} \dots \dots \dots (17)$$

Jämförande slutsatser

De grundläggande formlerna 16 och 17 för denna modell skall jämföras med formlerna 11 och 12 enligt modellen av Lawrence och McCarty. För att kunna göra denna jämförelse måste formlerna 6 och 17 skrivas om. Detta leder till följande resultat:

$$\frac{1}{T_a} = \frac{K'_m}{X_a} \cdot Y \cdot S - b \dots \dots \dots (18)$$

$$X_a = \frac{Y (S_i - S)}{1 + b \cdot T_a} \cdot \frac{T_a}{T_n} \dots \dots \dots (19)$$

Formel 18 enligt McKinney och Ooten är skriven i samma form som formel 11 enligt Lawrence och McCarty. För att dessa formler skall bli identiska fordras följande samband

$$(Y = \frac{K'_S}{K'_m}) :$$

$$\frac{K'_S}{X_a} = \frac{\mu_m}{K'_S}$$

Då X_a ej är konstant, gäller ej ovanstående samband. De två teorierna är därför oförenliga.

Formel 19 enligt McKinney och Ooten är däremot identisk med formel 12 enligt Lawrence och McCarty.

Teorierna skiljer sig således med avseende på substratkoncentrationen S efter aktivslamprocessen men ej på slamproduktionen. Då värdena på substratkoncentrationen S är i allmänhet låga för båda

teorierna, blir skillnaden i praktiken liten eller obetydlig. Mest iögonfallande är de olika ansatserna i de två teorierna rörande inverkan av parametrar på substratkoncentrationen.

Matematisk modell enligt Ericsson, Gustafsson och Westberg (1968, 1969)

Nettotillväxten av bakterier har i denna modell beskrivits med formeln:

$$\frac{dX_a}{dt} = m \cdot X_a - a \cdot \frac{X_a}{S} \dots \dots \dots (20)$$

där m = tillväxttakten motsvarande μ_m i Monods uttryck

a = "avdödningskonstant"

Som framgår av formel 20 har bakteriernas dödshastighet även antagits vara omvänt proportionell mot substratkoncentrationen till skillnad från andra hypoteser. Således antas hastigheten öka, när substratkoncentrationen minskar.

En annan faktor, som ingår i denna modell, är cellupplösningen för döda bakterier (Z). Denna hastighet antas vara proportionell mot såväl halten döda som levande bakterier ($= b_1 \cdot X_a \cdot Z$, där b_1 är "upplösningskonstanten"). Det är nämligen sannolikt, att de cellupplösande, enzymatiskt betingade krafterna är proportionella mot halten levande bakterier.

Den matematiska modellen för en kontinuerlig totalomblandad process enligt figur 1 består av följande tre balansekvationer för levande resp döda bakterier samt för substratet:

$$S = \frac{a_T \cdot T_a}{m_T \cdot T_a - 1} \dots \dots \dots (21)$$

$$X_a = \frac{Y(S_i - S)}{T_n(m_T - Y \cdot b_T \cdot Z)} \dots \dots \dots (22)$$

$$Z = T_a \cdot X_a \cdot \left(\frac{a_T}{S} - b_T \cdot Z \right) \dots \dots \dots (23)$$

Om X_a elimineras i formlerna 22 och 23 erhålls:

$$\frac{Z \cdot (m_T - Y \cdot b_T \cdot Z)}{a_T - S \cdot b_T \cdot Z} = \frac{Y(S_i - S) \cdot T_a}{S \cdot T_n} \dots \dots (24)$$

I den matematiska modellen för numeriska beräkningar ingår således ekvationerna 21, 22 och 24 med tre olika temperaturberoende biologiska konstanter. Dessa ekvationer innehåller fyra driftparametrar (V , Q , q_1 och q_2), som emellertid har uttryckts i följande tre parametrar:

Flödesfaktor $F = \frac{Q}{Q+q_1}$ där $q_1 =$ återgångsslamflödet

Nominella uppehållstiden $T_n = \frac{V}{Q}$ där $V =$ luftbassängernas volym

Slamåldern $T_a = F \cdot T_n \cdot \frac{q_1+q_2}{q_2}$ där $q_2 =$ överskottsslamflödet.

Processvariabler är substratkoncentrationen (S), aktiva bakteriehalten (X) och halten döda bakterier (Z). Måttenheter för såväl halten bakterier som substrat har angivits som g syre per m^3 och avser total biokemisk syreförbrukning. För en numerisk beräkning förutsätts, att värdena av de biologiska konstanterna Y , m_T , a_T och b_T är kända. De tre sistnämnda konstanterna vid temperaturen $T^\circ C$ beräknas ur motsvarande värden vid $20^\circ C$ enligt följande:

$$(\text{konst})_T = (\text{konst})_{20} \cdot \theta^{T-20} \dots\dots (25)$$

där $\theta =$ temperaturkoefficienten

Förutom beräkningar av S , X och Z har följande datorberäkningar gjorts med temperaturen T som huvudparameter:

$$\text{Biologiskt överskottsslam} = \frac{T_n \cdot X_a (m_T - b_T \cdot Z)}{1,47} \text{ g per } m^3 \text{ substrat}$$

$$\text{Inert biologiskt överskottsslam} = \text{Konstant } (C_i) \text{ g per } m^3 \text{ substrat}$$

Totalt överskottsslam = Biologiskt + Inert

$$\text{Biologiskt reaktorslam} = \frac{X+Z}{1,47} \text{ g per } m^3$$

$$\text{Inert biologiskt reaktorslam} = \frac{T_a \cdot C_i}{T_n} \text{ g per } m^3$$

Totalt biologiskt reaktorslam = Biologiskt + Inert

$$\text{Syrebehov} = m_T \cdot T_n \cdot X_a \cdot \frac{1-Y}{Y} \text{ g syre per } m^3 \text{ substrat}$$

Följande konstantvärden har använts för beräkningarna:

$$a_{20} = 4 \text{ g/m}^3 \cdot \text{h}$$

$$b_{20} = 5 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{g} \cdot \text{h}$$

$$m_{20} = 0,2 \text{ h}^{-1}$$

$$Y = 0,4$$

$$S_i = 300 \text{ g O}_2/\text{m}^3$$

$$C_i = 40 \text{ g/m}^3$$

Steguppdelad aktivslamprocess

Om flödet genom luftningsbassängerna antas vara steguppdelat i n steg i stället för totalombländat som ovan, kan ekvationerna 21, 22 och 24 skrivas enligt följande:

$$T_a \sum_1^n V_n \cdot X_{an} \left(\frac{m_T - a_T}{S_n} \right) = \sum_1^n V_n \cdot X_{an} \dots (26)$$

$$Q(S_i - S_n) + b_T \sum_1^n V_n \cdot X_{an} \cdot Z_n = \frac{m_T}{Y} \sum_1^n V_n \cdot X_{an} \dots (27)$$

$$a_T \cdot T_a \sum_1^n \frac{V_n \cdot X_{an}}{S_n} - b_T \cdot T_a \sum_1^n V_n \cdot X_{an} \cdot Z_n = \sum_1^n V_n \cdot Z_n \dots (28)$$

Om stegen är lika dvs $V_1 = V_2 \dots = V_n = \frac{V}{n}$ erhålls:

$$T_a \sum_1^n X_{an} \left(\frac{m_T - a_T}{S_n} \right) = \sum_1^n X_n \dots (29)$$

$$S_i - S_n + \frac{b_T \cdot T_n}{n} \sum_1^n X_{an} \cdot Z_n = \frac{m_T \cdot T_n}{n \cdot Y} \cdot \sum_1^n X_{an} \dots (30)$$

$$a_T \cdot T_a \sum_1^n \frac{X_n}{S_n} - b_T \cdot T_a \cdot \sum_1^n X_{an} \cdot Z_n = \sum_1^n Z_n \dots (31)$$

$$\text{där } T_n = \frac{V}{Q}$$

$$T_a = \frac{1}{q_2} \frac{V_n \cdot X_{an}}{(Q + q_1)} \cdot \frac{X_{an}}{q_1 + q_2}$$

Biologiskt överskottsslam =

$$\frac{m_T \cdot T_n}{1,47n} \sum_1^n X_{an} - \frac{b_T \cdot T_n}{1,47n} \cdot \sum_1^n X_n \cdot Z_n \text{ g/m}^3 \text{ substrat}$$

$$\text{Syrebehov} = \frac{m_T(1-Y) \cdot T_a \cdot X_{an} q_2}{Y(q_1+q_2) \cdot F} \quad \text{g O}_2/\text{m}^3 \text{ substrat}$$

Generell modell av aktivslamprocessen enligt Ekama och Marais (1979)

Ekama och Marais (1979) har uppställt en mer generell matematisk modell av den totalomblandade aktivslamprocessen, som kan användas för beskrivning av dynamiska förloppet hos alla aeroba processkonfigurationer. Modellen har senare kompletterats av Dold, Ekama och Marais (1980) enligt följande:

$$\frac{dX_a}{dt} = Y_h \left[\frac{K_{ms} \cdot S_{bs}}{K_{ss} + S_{bs}} + \frac{K'_{mp} \cdot X_s \cdot P}{K'_{sp} \cdot X_a + X_s \cdot P} \right] \cdot X_a - b'_h \cdot X_a \quad \dots (32)$$

$$\frac{dS_{bp}}{dt} = -K_a \cdot S_{bp} \cdot X_a \left(f_{ma} \frac{X_s}{X_a} \right) + P(1-f') \cdot b'_h \cdot X_a \quad \dots (33)$$

$$O_c = (1-P \cdot Y_h) \left[\frac{K_{ms} \cdot S_{bs}}{K_{ss} + S_{bs}} + \frac{K'_{mp} \cdot X_s \cdot P}{K'_{sp} \cdot X_a + X_s \cdot P} \right] \cdot X_a \quad \dots (34)$$

där

$\frac{dX_a}{dt}$ = tillväxthastighet av aktiv cellmassa (aktiv organisk suspenderad substans)

Y_h = utbyteskoefficient, baserad på upplagrat substrat (mg VSS/mg COD)

K_{ms} och K'_{mp} = maximal specifik substratupptagningshastighet för löst resp lagrat substrat

S_{bs} = löst biologiskt nedbrytbart substrat

K_{ss} och K'_{sp} = konstant för löst resp lagrat substrat

X_s = koncentration för lagrat substrat (mg VSS/l)

P = förhållandet COD:VSS

b'_h = hastighetskonstant för avdödning av aktiv cellmassa

$\frac{dS_{bp}}{dt}$ = hastigheten för adsorption av biologisk nedbrytbar, partikulär organisk substans

K_a = hastighetskonstant för adsorption

f_{ma} = maximal substratfraktion, som kan lagras på den aktiva cellmassan

f' = fraktionen icke biologisk nedbrytbar substans

O_c = syreupptagningshastighet avseende organiskt kol

Enligt formel 32 är tillväxthastigheten av aktiv cellmassa en funktion av cellsyntesen från lätt assimilerbar, biologisk nedbrytbar COD och från lagrad COD minskat med avdödningen av aktiv cellmassa.

Formel 33 anger, att hastigheten för adsorption av biologisk nedbrytbar, partikulär COD är en funktion av koncentrationen för såväl biologiskt nedbrytbart substrat i vätskefasen som det från döda bakterier utlösta substratet.

Denna hypotes grundas således på två olika substrat, nämligen ett snabbt nedbrytbart löst substrat och ett långsamt nedbrytbart partikulärt substrat. Tillväxten för den förstnämnda fraktionen är i överensstämmelse med Monod (1950), medan för den sistnämnda fraktionen kontrolleras tillväxthastigheten av hastigheten för extracellulär, enzymatisk nedbrytning av stora komplexa molekyler till mindre före transporten genom cellväggarna. Formeln för det lösta substratet är identisk med den av Lawrence och McCarty (1970) (jfr bilaga 1:3). Det partikulära substratets tre faser är adsorption och upplagring, extracellulär enzymatisk nedbrytning respektive bakteriesyntes. Konceptet för den klassiska endogena respirationen har ersatts med ett koncept för bakterieavdödning och cellupp-lösning.

I den matematiska modellen ingår även kinetiska formler för biologisk nitrifikation i enlighet med Monods teori:

$$\frac{dX_n}{dt} = \left[\frac{\mu_{nm} \cdot N_a}{K_n + N_a} \right] \cdot X_n - b_n \cdot X_n \dots (35)$$

$$\frac{dN_n}{dt} = \left[\frac{\mu_{nm} \cdot N_a}{Y_n (K_n + N_a)} \right] \cdot X_n \dots (36)$$

$$O_n = 4,57 \cdot \left[\frac{\mu_{nm} \cdot N_a}{Y_n (K_n + N_a)} \right] \cdot X_n \dots (37)$$

där $\frac{dX_n}{dt}$ = tillväxthastigheten för Nitrosomonas

μ_{nm} = max specifika tillväxthastigheten för Nitrosomonas

N_a = ammoniumkoncentrationen

K_n = konstant för ammoniumoxidationen (mg N/l)

b_n = hastigheten för endogen respiration av Nitrosomonas

$\frac{dN_n}{dt} (= -\frac{dN_a}{dt})$ = hastigheten för nitratbildningen

Y_n = utbyteskoefficient för Nitrosomonas (mg VSS/mgN)

O_n = syreupptagningshastighet avseende nitrifikation

Det organiska kvävet (N_o) måste överföras av heterotrofa bakterier till ammoniumkväve före nitrifikation:

$$-\frac{dN_o}{dt} = K_r \cdot N_o \cdot X_a \dots (38)$$

där K_r = överföringskonstant för organiskt kväve

Temperaturberoende kinetiska tillväxtkonstanter är enligt Dold, Ekama och Marais (loc.cit.) följande:

Nedbrytning av organiskt kol

$$K_{msT} = K_{ms20} \cdot (1,200)^{T-20}$$

$$K_{aT} = K_{a20} \cdot (1,029)^{T-20}$$

$$K_{mpT} = K'_{mp20} \cdot (1,06)^{T-20}$$

$$K'_{spT} = K'_{sp20} \cdot (1,100)^{20-T}$$

$$b'_{hT} = b'_{h20} \cdot (1,029)^{T-20} \quad (K_{ss} \text{ och } Y_h \text{ temp oberoende})$$

Nitrifikation

$$\mu_{nmT} = \mu_{nm20} \cdot (1,123)^{T-20} \quad (\text{pH } 7,2-8,5)$$

$$K_{nT} = K_{n20} \cdot (1,123)^{T-20} \quad (\text{pH } 7,2-8,5)$$

$$b_{nT} = b_{n20} \cdot (1,029)^{T-20}$$

$$Y_{nT} = Y_{n20} \cdot (1,000)^{T-20}$$

$$K_{rT} = K_{r20} \cdot (1,029)^{T-20}$$

Om pH är lägre än 7,2, korrigeras konstantvärdena i formlerna 13 och 14 med termen $(2,350)^{\text{pH}-7,2}$ resp $(2,350)^{7,2-\text{pH}}$.

Den generella matematiska modellen för en totalomblandad aktivslamprocess har givit god överensstämmelse med en eller flera seriekopplade reaktorer

för olika processkonfigurationer under stationära och cykliska belastningsvariationer vid varierande vattentemperatur.

Analogt med härledningen enligt Ericsson, Gustafsson och Westberg för numeriska beräkningar av en kontinuerlig totalomblandad aktivslamprocess (se ovan) kan följande uppställning för datorberäkningar göras:

$$S_{bsi} - S_{bs} = T_n \cdot X_a \cdot A \dots\dots\dots (39)$$

$$S_{bpi} - S_{bp} = T_n \cdot X_a \cdot \left[B - P \cdot b'_{hT} (1 - f') \right] \dots\dots (40) \text{ (utgår)}$$

$$T_a \cdot \left[Y_h \cdot (A + C) - b'_{hT} \right] = 1 \dots\dots\dots (41)$$

$$X_e = T_a \cdot f' \cdot b'_{hT} \cdot X_a \dots\dots\dots (42)$$

$$X_s = T_a \cdot X_a \cdot (B - C) / P \dots\dots\dots (43)$$

där inget "i" anger inkommande till reaktorn

$$S_{bsi} + S_{bpi} = S_{bi}$$

$$S_{bsi} = f_{bs} \cdot S_{bi} \text{ (} f_{bs} \text{ = fraktionen biologiskt lätt nedbrytbar COD)}$$

$$S_{bpi} = (1 - f_{bs}) \cdot S_{bi}$$

$$A = K_{msT} \cdot S_{bs} / (S_{bs} + K_{ssT})$$

$$B = K_{aT} \cdot S_{bp} \cdot \left(f_{ma} \frac{X_s}{X_a} \right)$$

$$C = K'_{mpT} \cdot P \cdot X_s / (K'_{spT} \cdot X_a + X_s \cdot P)$$

Den ovan härledda matematiska modellen innehåller således följande fem processvariabler:

S_{bs} och S_{bp} = löst, biologiskt lätt nedbrytbar COD resp partikulärt, biologiskt svårt nedbrytbar COD

X_a = aktiv organisk suspenderad substans

X_s = lagrat substrat, uttryckt som organisk suspenderad substans

X_e = icke biologiskt nedbrytbart cellmaterial, vilket motsvarar döda bakterier med beteckningen Z i modellen av Ericsson, Gustafsson och Westberg.

Även i denna modell ingår de tre driftparametrarna F (flödesfaktor), T_n (nominell uppehållstid) och T_a (slamålder).ⁿ Det finns fem temperaturberoende biologiska konstanter, nämligen K_{aT} , K_{msT} , K'_{mpT} , K'_{spT} och b'_{hT} med temperaturkoefficienten $\theta = 1,029$, $1,200$, $1,06$, $1,100$ resp $1,029$ enligt Dold, Ekama och Marais (1980). Som framgått ingår ej nitrifikation i ovan härledda matematiska modell.

Förutom ekvationerna för de fem processvariablerna gäller analogt med ovan följande:

$$\text{Biologiskt överskottsslam} = T_n \cdot X_a \cdot Y_h(A+C) - b'_{hT} \cdot 1 - f'$$

$$\text{Inert biologiskt överskottsslam} =$$

$$\frac{f_{up} \cdot S_{bi}}{P \cdot (1 - f_{us} - f_{up})}$$

där f_{up} = fraktion av partikulär, icke biologisk nedbrytbar COD

f_{us} = löst, icke biologisk nedbrytbar COD

Totalt överskottsslam = Biologiskt + Inert (g per m³ substrat)

$$\text{Biologiskt reaktorslam} = X_a + X_e$$

$$\text{Inert biologiskt reaktorslam} =$$

$$\frac{T_a \cdot f_{up} \cdot S_{bi}}{P \cdot T_n (1 - f_{us} - f_{up})}$$

Totalt biologiskt reaktorslam = Biologiskt + Inert (g per m³)

Syrebehov

$$= T_n \cdot X_a \cdot (1 - P \cdot Y_h) \cdot (A+C) + T_n \cdot T_a \cdot P \cdot b'_{hT} (1 - f') \cdot (1 - P \cdot Y_h)$$

(g syre per m³ substrat)

Följande konstantvärden enligt Dold, Ekama och Marais (1980) har använts vid datorberäkningarna:

$$K_a (20^\circ\text{C}) = 0,250 \text{ l/mg VSS.d}$$

$$K_{ms} (20^\circ\text{C}) = 8,00 \text{ mg VSS/mg COD}$$

$$K_{ss} (20^\circ\text{C}) = 20,0 \text{ mg COD/l}$$

$$K'_{mp} (20^\circ\text{C}) = 3,00 \text{ mg COD/mg VSS.d}$$

$$K'_{sp} (20^\circ\text{C}) = 0,04 \text{ mg COD/mg VSS}$$

$$b_h' (20^\circ\text{C}) = 0,62 \text{ d}^{-1}$$

$$Y_h = 0,45 \text{ mg VSS/mg COD}$$

$$f' = 0,08 \text{ mg VSS/mg VSS}$$

$$P = 1,48 \text{ mg COD/mg VSS}$$

$$f_{ma} = 1,00 \text{ mg VSS/mg VSS}$$

$S_{bi} = 300 \text{ mg COD/l}$ (totalt ingående biologiskt nedbrytbar COD till reaktor)

$$f_{bs} = 0,24 \text{ mg COD/mg COD}$$

$$f_{us} = 0,050 \text{ mg COD/mg COD (efter slamavskiljning)}$$

$$f_{up} = 0,090 \text{ mg VSS/mg COD (efter slamavskiljning)}$$

Sedimenteringsmodeller för aktivt slam

I kapitel 6.3.5 har diskuterats inverkan av olika variabler och dimensioneringsparametrar på halten suspenderad substans i klarvattnet efter avskiljningen av aktivt slam i sedimenteringsbassängen. Härvid utvaldes fyra modeller för ytterligare granskning av möjligheterna att tillämpa dessa vid datorberäkningarna:

1. Den av Lech (1973) härledda empiriska ekvationen för att beskriva data från bl a olika aktivslamanläggningar, rapporterade av Pflanz (1969). Tarrer (1976) har senare använt denna empiriska formel i en matematisk modell för kostnadsberäkning, varvid vattentemperaturen 15°C användes.
2. Sedimenteringsmodell för aktivt slam av Tuntoolavest el al (1983), baserad på undersökningar i halvskalanläggning med luftflödes hastigheten, recirkulationsförhållanden för återgångsslam, slamhalt i luftningstank, uppehållstid i sedimenteringstank och hydraulisk ytbelastning som huvudvariabler.
3. Sedimenteringsmodell för aktivslamprocessen av Cashion och Keinath (1983), baserad på halvskaleförsök med slamålder, hydraulisk uppehållstid och ytbelastning som huvudvariabler.
4. Sedimenteringsmodell för aktivt slam av Chapman (1983), baserad på halvskaleundersökningar med slamhalt i luftningsbassängen, hydrauliska

ytbelastningen inkluderande återgångsslamflödet och vattendjupet i sedimenteringstanken som huvudvariabler.

De sistnämnda tre modellerna har ej någon korrektionsterm för temperaturen, eftersom detta ej undersökts. Vattentemperaturen vid undersökningarna har angivits endast av Tuntoolavest et al (23°C). Denna modell har emellertid framtagits för luftflödeshastigheter, som är väsentligt högre än normalt i fullskaleanläggningar. Detta sammanhänger med det låga vattendjupet i luftningstanken (0,84 m) och därmed även låg syreupptagning, dvs hög luftflödeshastighet. Inom det undersökta intervallet för luftflödet hade denna variabel den näst största inverkan på halten suspenderad substans i klarvattnet efter sedimenteringen. Vid normala luftflödeshastigheter i djupare fullskalebassänger torde luftflödeshastigheten ej ha någon signifikant inverkan. Detta styrks även av Chapmans undersökningar. Modellen synes ej vara giltig vid dessa luftflödeshastigheter och har därför ej medtagits vid datorberäkningarna.

Modellen av Cashion och Keinath baseras på en betydligt mindre halvskaleanläggning än vid övriga undersökningar. Det undersökta intervallet för den nominella uppehållstiden i luftningstanken har varit 4-12 timmar, vilket till stor del ligger högre än de normalt förekommande uppehållstiderna vid svenska avloppsreningsverk. Vid lägre uppehållstider än för det undersökta intervallet har formeln givit mindre sannolika resultat. Denna modell har därför ej heller använts för datorberäkningarna.

Vattendjupet i sedimenteringstanken var vid undersökningarna av Champan ca 1,5-2 m. Eftersom sedimenteringsbassängerna i Sverige i allmänhet är djupa (3-4 m), har denna variabel eliminerats genom insättning av medelvattendjupet i formeln. Den för datorberäkningarna använda modellen inrymmer således en viss säkerhetsmarginal för djupa sedimenteringsbassänger. De undersökta intervallen för övriga variabler är mer i överensstämmelse med förekommande intervall vid datorberäkningarna på aktivslamprocessen i förevarande utredning.

Vid en temperatursänkning höjs viskositeten och därmed sänks sedimenteringshastigheten i motsvarande grad vid slamhalter upp till ca 1,8 g/l enligt undersökningar av Reed och Murphy (1969). Detta förlopp följer Stokes lag för fri sedimentering. I aktivslamprocessen är sedimenteringen hindrad (zonsedimentering). Vid stigande slamhal-

ter i luftningsbassängen sjunker effekten på SS-halten i klarvattnet gradvis ned till kubikroten ur viskositetsförhållandet. Den sistnämnda relationen är i överensstämmelse med undersökningarna av Tesarik (1967). Denna punkt ligger nära kompressionspunkten vid en slamhalt av ca 5,8 g/l enligt Reed och Murphy.

Om man sätter förhållandet mellan sedimenteringshastigheterna vid två olika temperaturer i proportion till viskositetsförhållandet enligt Stokes lag, kommer en temperatursänkning att ge en större effekt på sedimenteringshastigheten än vad som i allmänhet blir fallet. Ökningen av halten suspenderad substans i klarvattnet vid en temperatursänkning blir således något för hög vid slamhalter i luftningsbassängerna av ca 2 g/l eller högre. Vid sistnämnda slamhalter liksom för djupa sedimenteringsbassänger bedöms Tesariks viskositetseffekt på sedimenteringen enligt ovan ge en mer realistisk temperatureffekt. Denna kan dock elimineras vid låga ytbelastningar.

I den första modellen (se ovan) finns redan en korrektionsterm för temperaturen. Denna modell har senare använts vid vattentemperaturen 15°C av Tarrer (jfr ovan). Förutom den ursprungliga empiriska formeln har Tarrers formel vid 15°C korrigerats för inverkan av temperaturändringar genom ändrad viskositet. En direkt relation mellan zonsedimenteringshastigheten och ytbelastningen har härvid antagits. Vid minskad sedimenteringshastighet ökar i motsvarande grad den av ytbelastningen beroende termen, vilket samtidigt ger en höjning av klarvattnets halt av suspenderad substans. Denna höjning står i proportion till viskositetsförhållandet i denna modell men ej i övriga modeller, där även andra termer utan inverkan av ytbelastningen har ett större eller mindre iflytande. Som framgått av kapitel 6 påverkas emellertid vissa variabler av temperaturen på annat sätt än genom viskositetsändringar. Dessa temperatureffekter erhålls genom att kombinera den matematiska modellen för aktivslamprocessen under antagande av fullständig slamavskiljning i slamseparatorn (se föregående avsnitt) med sedimenteringsmodellen enligt ovan.

I Chapmans modell har på analogt sätt en korrektionsterm för viskositetsändringen införts i sådana termer, som innehåller den hydrauliska ytbelastningen. Referenstemperaturen vid de av Chapman rapporterade undersökningarna har antagits vara 20°C.

Följande tre modeller har således använts vid datorberäkningarna efter vissa omskrivningar för sorter och variabler för att korrelera med de matematiska modellerna i föregående avsnitt:

Lech (1973) och Pflanz (1968)

$$X_u = \frac{1,404X(\text{TRSLAM}) \cdot f \cdot (\text{YB}) (\text{TRSLAM}-\text{TOSLAM}) \cdot (17,6-0,739 \cdot T)}{1000 \cdot (\text{TRSLAM}-F \cdot \text{TOSLAM})}$$

där X_u = SS-halt i klarvatten (g/m^3)

$$\frac{Q-Q_w}{A} \text{ (Lechs formel)} = \frac{(\text{YB}) \cdot (\text{TRSLAM}-\text{TOSLAM})}{(\text{TRSLAM}-F \cdot \text{TOSLAM})}$$

Q = inkommande flöde (m^3/h)

Q_w = överskottsslamflöde (m^3/h)

A = sedimenteringsbassängens area (m^2)

YB = hydrauliska ytbelastningen ($= \frac{Q}{A} \text{ m/h}$)

TRSLAM = slamhalten i luftningsbassängen (g/m^3 MLVSS)

TOSLAM = överskottsslammängd (g VSS per m^3 ink avloppsvatten)

F = Flödesfaktor = $\frac{Q}{Q+q_1}$ (jfr föreg avsnitt)

q_1 = återgångsslamflödet (m^3/h)

$$f = \frac{\text{MLSS}}{\text{MLVSS}} \left(\frac{\text{total susp substans}}{\text{org.susp substans}} \right)$$

T = vattentemperaturen ($^{\circ}\text{C}$)

Lechs (1973 och Tarrers (1976) formel vid 15°C ,
korrigerad för viskositetsändring

Enligt figur 5.1 kan viskositeterna vid 15°C och $T^{\circ}\text{C}$ skrivas på följande sätt:

$$\mu_T = \mu_{20} \cdot 1,82 \cdot e^{-0,03 \cdot T}$$

$$\mu_{15} = \mu_{20} \cdot 1,82 \cdot e^{-0,03 \cdot 15}$$

$$\frac{\mu_T}{\mu_{15}} = \frac{e^{-0,03 \cdot T}}{e^{-0,03 \cdot 15}} = 1,57 \cdot e^{-0,03 \cdot T}$$

Efter införande av denna korrektionsterm och omskrivning av vissa termer enligt ovan erhålls följande formel:

$$X_{\mu} = \frac{14,34 \cdot (\text{TRSLAM}) \cdot f \cdot (\text{YB}) \cdot (\text{TRSLAM} - \text{TOSLAM}) \cdot e^{-0,03 \cdot T}}{1000 \cdot (\text{TRSLAM} - F \cdot \text{TOSLAM})}$$

Chapmans modell (1983)

Korrektionsterm för viskositetsändringen =

$$\frac{\mu_T}{\mu_{20}} = \frac{e^{-0,03 \cdot T}}{e^{-0,03 \cdot 20}} = 1,82 \cdot e^{-0,03 \cdot T}$$

$$X_{\mu} = -26,3 + \frac{4,0 \cdot f \cdot (\text{TRSLAM})}{1000} + \frac{-52,2 \cdot (\text{YB}) \cdot e^{-0,03 \cdot T}}{F} \dots\dots 46$$

De ovan angivna modellerna har använts för datorberäkningarna för att bestämma medelvärden av suspenderad substans och suspenderad, biologisk nedbrytbar COD i klarvattnet efter sedimenteringen i grunda sedimenteringsbassänger vid låga slamhalter i luftningsbassängerna (jfr ovan). Sistnämnda värden är korrelerade enligt följande:

$$S_s = f_s \cdot X_{\mu} \dots\dots\dots (47)$$

där S_s = suspenderad, biologisk nedbrytbar COD

f_s = korrelationskoefficient, som har värdet 0,6 enligt Dick, 1970, m fl.

För djupa sedimenteringsbassänger eller höga slamhalter i luftningsbassängerna (jfr ovan) har de två sistnämnda formlerna använts för medelvärdesberäkningar, varvid korrektionstermen

$$\left(\frac{\mu_T}{\mu_{15}} \right)^{1/3} \text{ respektive}$$

$$\left(\frac{\mu_T}{\mu_{20}} \right)^{1/3} \text{ använts för viskositetsändringen i formlerna.}$$



**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 830030-7
från Statens råd för byggnadsforskning till VBB AB,
Stockholm.**

R99: 1985

ISBN 91-540-4417-0

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6705099

**Abonnemangsgrupp:
Ingår ej i abonnemang**

**Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 7853
103 99 Stockholm**

Cirkapris: 40 kr exkl moms