



EFTERSEDIMENTERING VID RYAVERKET

En analys av eftersedimenteringsbassängernas funktion

D. LUMLEY

P. BALMÉR



ISSN 0280-4026

NYCKELORD: Sedimentering, aktivt slam, dynamisk förlopp, driftsätt,
driftdata, statistisk analys, Ryaverket

EFTERSEDIMENTERING VID RYAVERKET

En analys av eftersedimenteringsbassängernas funktion

D. LUMLEY

P. BALMÉR

FÖRORD

Denna rapport har utarbetats på uppdrag av Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag (GRYAAB). De experimentella undersökningarna och bearbetningen av historiska driftsdata har utförts av Doug Lumley, CTH. Vid de experimentella försöken har GRYAAB:s personal, i första hand Peter Larsson aktivt medverkat. Utan denna hjälp hade undersökningarna inte kunnat genomföras.

Bearbetningen av historiska driftdata har skett med programpaketen "Statistical Analysis System" och "Tell-A-Graf" som finns vid Göteborgs Datacentral. Överföringen av data från Ryaverkets minidator till Göteborgs Datacentrals mainframe har inte varit problemfri och Sven-Gunnar Pettersons, Ryaverket hjälp har här varit ovärderlig.

Göteborg i mars 1985

Peter Balmér Doug Lumley

SAMMANFATTNING

Denna rapport beskriver resultaten av en undersökning med syftet att klarlägga vilka faktorer som begränsar funktionen hos eftersedimenteringsbassängerna vid Göteborgsregionens avloppsreningsverk, Ryaverket. Arbetet har utförts i två delar, dels en experimentell undersökning i full skala av eftersedimenteringsbassängernas funktion och dels en statistisk analys av historiska driftdata från Ryaverket. Driftdata analysen omfattar tiden 820705 till slutet av 1984 och inkluderar fyra olika driftsätt, konventionell aktivslam, kontaktstabilisering, förfällning med järn(III)klorid och simultanfällning med järn(II)sulfat.

Resultaten visar att eftersedimenteringsbassängernas funktion, mätt som suspenderade ämnen i utgående vatten normalt är acceptabel men att störningar bidrar till ca 15 % av det totala utsläppet. Skibordsbelastningen är mycket hög. En förbättring av utgående vattens kvalitet har påvisats när hög returslampumpning används i samband med hög tillrinning. Sedimenteringen fungerade bättre under simultanfällningsperioden än under förfällningsperioden.

Det rekommenderas att använda jämnare pumpning av inkommande avloppsvatten, prova högre returslampumpning speciellt vid hög tillrinning och att minst dubbla den befintliga skibordsrännelängden för att minska skibordsbelastningen.

SUMMARY

This report describes the results of an investigation to determine the limiting factors that influence secondary settling at Ryaverket, Göteborg's regional sewage treatment plant. The work has been performed in two parts, the first a full scale experimental investigation of the performance of the existing secondary clarifiers and the second a statistical analysis of operational data from Ryaverk's historical records. The analysis of operational data covers the period 820705 to 841231 and includes four different operational modes: conventional activated sludge, contact stabilization, pre-precipitation with iron(III) chloride and simultaneous precipitation with iron(II) sulphate.

It was found that the average performance of the secondary clarifier, measured by effluent suspended solids, is acceptable but that disturbances contribute to about 15 % of to the total release of solids. Effluent wier loading is very high. An improved effluent quality was shown to occure when higher recirculation was used during periods of high flow. There was better sedimentation during the simultaneous precipitation period than during the pre-precipitation period.

It is recommended that smoother pumping of influent wastewaters be used, higher sludge recirculation be tested and that the existing effluent weir length be doubled. All these measures are aimed at reducing the loss of solids in the effluent.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	Sid
FÖRORD.....	i
SAMMANFATTNING.....	ii
SUMMARY.....	iii
1. INTRODUKTION.....	1
1.1 Bakgrund.....	1
1.2 Ryaverket.....	1
1.3 Undersökningar.....	4
2. EXPERIMENTELLA UNDERSÖKNINGAR.....	5
2.1 Syfte.....	5
2.2 Undersökningsmetod.....	5
2.2.1 Försök vid fortfarighetstillstånd.....	5
2.2.2 Speciella dynamiska undersökningar.....	7
2.3 Resultat från de experimentella undersökningarna.	7
2.4 Diskussion.....	15
2.4.1 Introduktion.....	15
2.4.2 Returslampumpning.....	16
2.4.3 Dynamiska slamlagringsförsök.....	17
2.4.4 Skibordsbelastning.....	19
2.4.5 Begränsningar i avskiljning.....	22
3. DRIFTDATA ANALYS.....	23
3.1 Driftdata som använts i analysen.....	23
3.2 Rådata.....	23
3.3 Central tendens och spridning.....	25
3.4 Rullande medelvärde.....	28
3.5 Cumulativsum kurvor.....	28
3.6 "Tvådimensionell scatterplot".....	35
3.7 Frekvensfördelning.....	38
3.8 Stapeldiagram för massflöde.....	41
3.9 Percentil stapeldiagram.....	48

4.	SEDIMENTERINGSBASSÄNGERNAS FUNKTION.....	49
4.1	Introduktion.....	49
4.2	Faktorer som påverkar eftersedimenteringsbassängerna	49
4.3	Bedömning av förväntade resultat.....	51
4.4	Sedimenteringens betydelse för fosforutsläpp....	52
5.	KONKLUSIONER.....	56
6.	FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER.....	58
6.1	Introduktion.....	58
6.2	Jämnare tillrinning.....	58
6.3	Högre returslampumpning.....	59
6.4	Minskad skibordsbelastning.....	60
6.5	Förbättrad intern slamtransport.....	60
6.6	Övervakning och datoriserad styrning av sedimenteringsbassängerna.....	61
	REFERENSER.....	62
	BILAGA A	
	Experimental Methods.....	63

TABELLFÖRTECKNING

	Sid
1.1 Ryaverket anläggningsdimensioner.....	4
2.1 Driftbetingelser vid de genomförda experimentella undersökningarna.....	15
2.2 Icke avsättbara suspenderade ämnen (SSia) och total koncentration av suspenderade ämnen (SSut) i utgående vatten.....	22
3.1 Olika driftsätt vid Ryaverket 820705 - 841231.....	23
3.2 Enkla statistiska beskrivningar av Ryaverkets funktion vid olika driftsätt under perioden 820705-841231.....	27
3.3 Statistisk sammanfattning för period 1-7.....	39
3.4 Statistisk sammanfattning för period 2.....	39
3.5 Statistisk sammanfattning för period 4.....	40
3.6 Statistisk sammanfattning för period 6.....	40
4.1 Samband mellan suspenderade ämnen och partikulärt fosfor i utgående vatten.....	55

FIGURFÖRTECKNING

	Sid
1.1 Karta över Göteborgsregionen.....	2
1.2 Ryaverket efter utbyggnad idrifttagen juli 1982.....	3
2.1 Plexiglas provtagningsrör.....	6
2.2a Experimentell undersökning. Test 831012.....	8
2.2b Experimentell undersökning. Test 831020.....	8
2.2c Experimentell undersökning. Test 831025.....	9
2.2d Experimentell undersökning. Test 831102.....	9
2.2e Experimentell undersökning. Test 831116.....	10
2.2f Experimentell undersökning. Test 831124.....	10
2.2g Experimentell undersökning. Test 831201.....	11
2.2h Experimentell undersökning. Test 840403.....	11
2.2i Experimentell undersökning. Test 841031.....	12
2.3a Dynamisk undersökning. Test 840412.....	13
2.3b Dynamisk undersökning. Test 841206.....	14
2.4 Suspenderade ämnen i utgående vatten mot tid för test 840412.....	18
2.5 Suspenderade ämnen i utgående vatten mot tid för test 841206.....	20
3.1 Totalt avloppsvattenflöde (a) och suspenderade ämnen i utgående vatten (b) för tiden 820705 till 841231.....	24
3.2 Totalt avloppsvattenflöde (a) och suspenderade ämnen i utgående vatten (b) för 1984.....	26
3.3 Rullande medelvärde (RMV) för (a) totalavloppsvattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående vatten för tiden 820705 till 841231.....	29
3.4 Rullande standardavvikelse (RSA) för (a) totalt avlopps- vattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående vatten för tiden 820705 till 841231.....	30
3.5 Cumulativsum kurvor för tiden 820705 till 841231 för (a) totalt avloppsvattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående vatten.....	31

3.5	Cumulativsum kurvor för tiden 820705 till 841231 för (c) totalfosfor i utgående vatten och (d) slamvolymindex.....	32
3.6	Cumulativsum kurvor för 1984 för (a) totalt avloppsvattenflöde och (b) suspenderade ämne i utgående vatten.....	33
3.6	Cumulativsum kurvor för 1984 för (c) totalfosfor i utgående vatten och (d) slamvolymindex.....	34
3.7a	Scatterplot för flöde mot returslamflöde och suspenderade ämnen i utgående vatten för förfällningsperioden..	36
3.7b	Scatterplot för flöde mot returslamflöde och suspenderade ämnen i utgående vatten för simultanfällningsperioden.....	37
3.8	Frekvensfördelning för kontaktstabiliseringsperioden för (a) flöde och (b) COD, (c) suspenderade ämnen och (d) totalfosfor i utgående vatten.....	42
3.9	Frekvensfördelning för förfällningsperioden för (a) flöde och (b) COD, (c) suspenderade ämnen och (d) totalfosfor i utgående vatten.....	43
3.10	Frekvensfördelning för simultanfällningsperioden för (a) flöde och (b) COD, (c) suspenderade ämnen och (d) totalfosfor i utgående vatten.....	44
3.11	Stapeldiagram över utsläppta mängder för kontaktstabiliseringsperioden för (a) COD, (b) suspenderade ämnen och (c) totalfosfor.....	45
3.12	Stapeldiagram över utsläppta mängder för förfällningsperioden för (a) COD, (b) suspenderade ämnen och (c) totalfosfor.....	46
3.13	Stapeldiagram över utsläppta mängder för simultanfällningsperioden för (a) COD, (b) suspenderade ämnen och (c) totalfosfor.....	47
3.14	Percentil indelning av suspenderade ämnen i utgående vatten för olika flödesklasser för tiden 820705 till 841231.....	48

- 4.1 Fosfatfosfor i utgående vatten mot molkvot doserat järn till totalfosfor i inkommande vatten för (a) förfällnings- resp (b) simultanfällningsperioderna..... 53
- 4.2 Partikulärt fosfor mot suspenderade ämnen i utgående vatten för (a) förfällnings- resp (b) simultanfällningsperioderna..... 54

1. INTRODUKTION

1.1 Bakgrund

Ryaverket togs i drift 1972. Det var då en högbelastad aktivt-slammanläggning utan försedimentering. Verket var projekterat för att ge en sk delbiologisk rening med ca 70% BOD-reduktion. Detta mål uppnåddes också (Balmér et al. 1984). Den faktor som begränsade verkets reningsresultat under denna tid var den biologiska delen. Sedimenteringen fungerade utmärkt då slammet hade utomordentligt goda sjunk- och förtjockningsegenskaper. (Halten suspenderade ämnen i utgående vatten var trots detta hög ca 50 mg/l, men detta berodde på att en mindre del av slammet bestod av mycket små flockar).

När Ryaverkets andra etapp togs i drift 1982 hade verket tillbyggt med försedimentering och utökade luftningsbassänger. Anläggningen blev nu mera normalt belastad. De mycket små flockarna försvann och det blev möjligt att uppnå en låg koncentration suspenderade ämnen i utgående vatten. Slammets sjunk- och förtjockningsegenskaper försämrades emellertid och det var klart att det nu var eftersedimenteringen som var den anläggningsdel som begränsade reningsresultatet vid Ryaverket vid hög tillrinning. GRYAAB har därför bedömt det som angeläget att närmare klarlägga sedimenteringsbassängernas funktion och vilka faktorer som bestämmer kapaciteten.

1.2 Ryaverket

Undersökningen har utförts vid Ryaverket, Göteborgsregionens avloppsreningsverk, som ligger i Göteborg vid Götaälvs mynning. Ryaverket, med tillhörande tunnelsystem, drivs av GRYAAB, Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag, som ägs av kommunerna Göteborg, Kungälv, Partille, Mölndal, Härryda, Lerum och Ale. Figur 1.1 visar en karta över Göteborgsregionen.

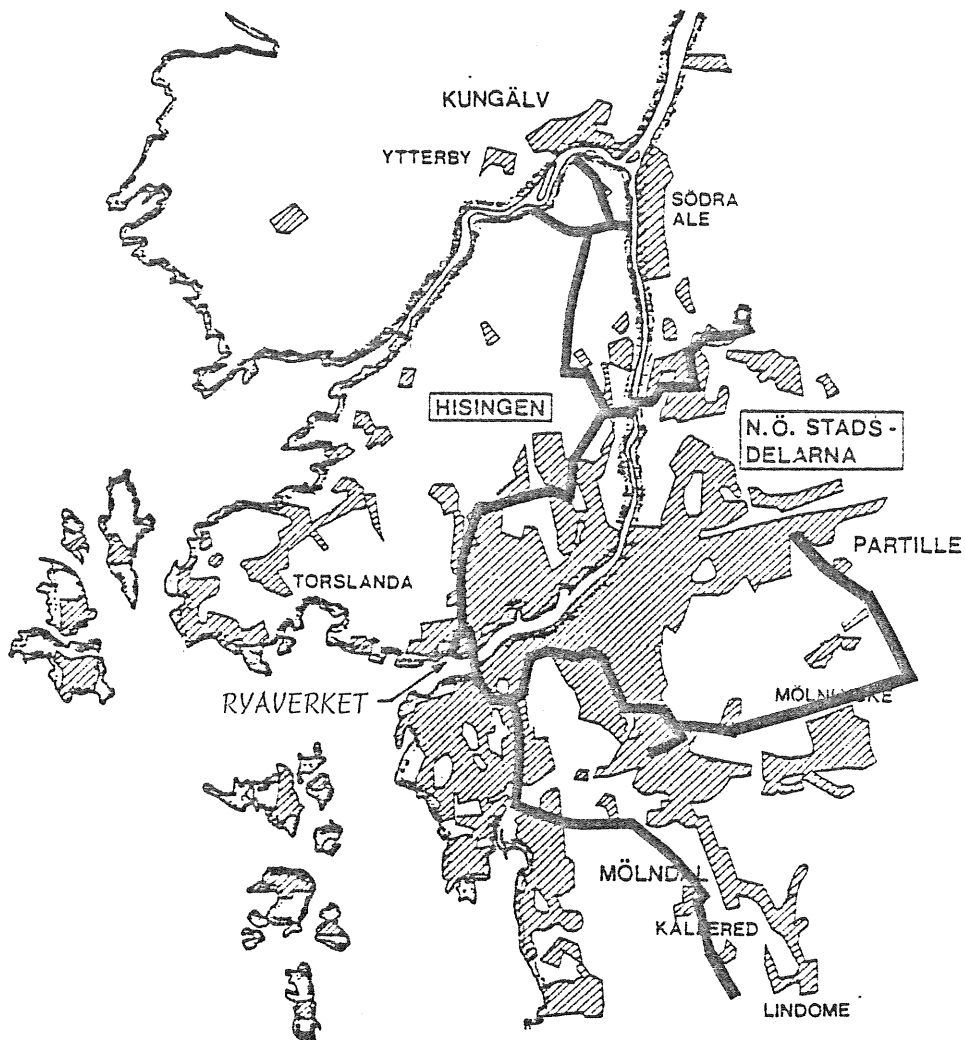


Fig 1.1 Karta över Göteborgsregionen.

Ryaverket byggdes år 1970-1, togs i drift i 1972, och är dimensionerat för ca 680 000 p.e.. År 1984 var ca 660 000 p.e. tillkopplade varav en industrianslutning motsvarade ca 130 000 p.e. Dimensionerande flöde är $3,8 \text{ m}^3/\text{s}$ och medeltillrinningen år 1984 var $3,4 \text{ m}^3/\text{s}$. Det renade vattnet släpps ut i Götaälvs mynning vid Rya Nabbe.

Ryaverket har byggts i etapper. Etapp I var en högbelastade aktivslamanläggning och var i funktion från 1972 till juli 1982. Reningsprocessen bestod av galler, huvudpumpar, luftning, sedimentering och slambehandling. Etapp II togs i drift i juli 1982 och verket kan nu betraktas som en normalbelastad aktiv-

slamanläggning. Reningsprocessen består av galler, huvudpumpar, försedimentering, luftning, eftersedimentering och slambehandling. En del av det renade vattnet pumpas till Energiverken i Göteborgs värmepumpsanläggning som ligger intill Ryaverket. En skiss över verket finns i fig 1.2.

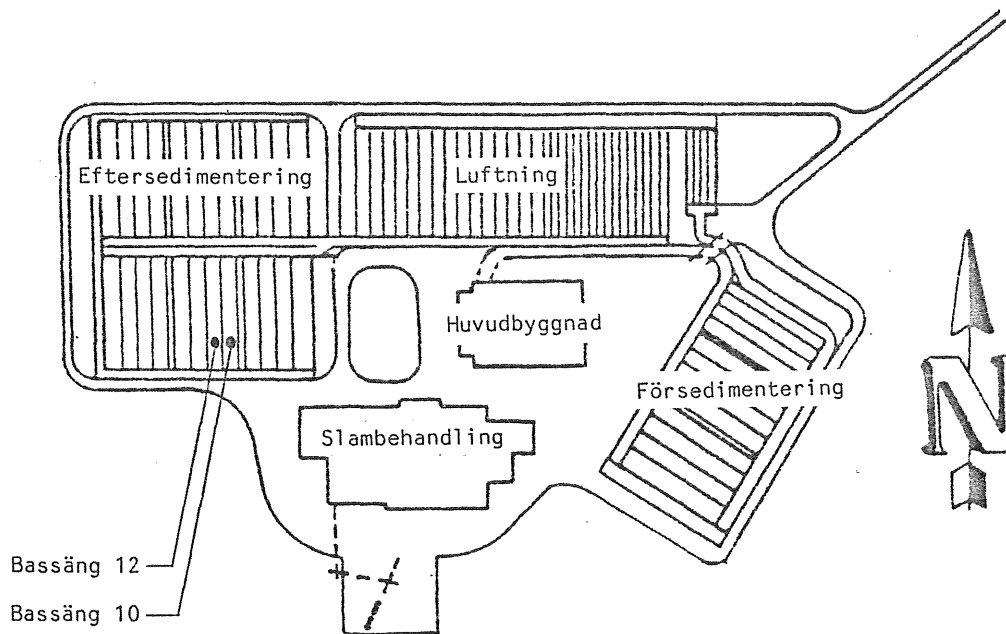


Fig 1.2 Ryaverket efter utbyggnad idrifttagen juli 1982.

I tabell 1.1 finns en kort sammanfattning av nyckeldata för Ryaverket.

Tabell 1.1 Ryaverkets anläggningsdimensioner.

Tunnlar	89 km
Huvudpumpar	3 st ₃
Kapacitet	18 m ³ /s
Försedimentering	12 st bassänger
Volym	22.800 m ³
Area	5.700 m ²
Luftning - gamla	16 st bassänger
Volym	8.160 m ³
Turbokompressorer	4 st
Luftning - nya	15 st bassänger
Volym	30.900 m ³
Turbokompressorer	3 st
Eftersedimentering	24 st bassänger
Volym	31.200 m ³
Area	11.140 m ²
Ytbelastning vid Q _{dim}	1,2 m ³ /m ² .h
Returslampumpar	24 st ₃
Kapacitet	3,0 m ³ /s
Utloppstunnel	900 m
Slambehandling	
Förtjockare	4 st
Silbandpressar	3 st

1.3 Undersökningar

Två angreppsvägar har prövats. Den första är en experimentell undersökning av eftersedimenteringbassängernas funktion med syfte att kartlägga deras begränsningar. Det andra angreppssättet är en analys av historiska driftdata från Ryaverket.

2. EXPERIMENTELLA UNDERSÖKNINGAR

2.1 Syfte

Experimentella undersökningar har utförts för att närmare studera de parametrar som påverkar eftersedimenteringsbassängernas funktion. Syftet var att klarlägga de begränsande faktorer som finns vid Ryaverket. De parametrar som kan påverkas är returslampumpning och skrapkedjehastighet. Den kanske viktigaste variabeln, tillrinningen kan betraktas som en icke påverkbar variabel. Vid Ryaverket finns totalt 24 eftersedimenteringsbassänger. Av dessa utvaldes två intill varandra liggande bassänger (Nr 10 och Nr 12) som test- resp. kontrollbassäng se figur 1.2.

2.2 Undersökningsmetod

2.2.1 Försök vid fortfarighetstillstånd

Nio fullskaleförsök gjordes vid fortfarighetstillstånd, sju när verket drevs som en konventionell aktivt slamläggning och en av vardera under försöksdrift med förfällning resp simultanfällning (se kapitel 3). Varje experiment utfördes på följande sätt:

Ryaverkets huvudpumpar inställdes på ett konstant flöde, som man bedömde det skulle vara möjligt att hålla under 16-20 timmar. Flödet till test och kontrollbassängen injusterades till önskat värde genom att justera nivån på utloppsskiborden. Returslamflödet injusterades till önskat värde genom att en ventil på pumpens trycksida ströps. Efter att bassängerna nått fortfarighetstillstånd efter minst 8 h startade provtagningen. Provtagningen bestod av prov för susp ämnen från fem punkter längs testbassängen: 5, 10, 20, 35 resp 50 m från inloppet. Proven togs med ett speciellt konstruerat Plexiglas provtagningsrör som visas i figur 2.1. Med detta rör var det möjligt att få prover från olika djup och på så sätt ta fram profiler över koncentrationen av suspenderade ämnen i bassängen. I kontrollbassängen mättes

slamskiktsnivån på motsvarande punkter längs bassängen med ett slamlod. Stickprover på suspenderade ämnen och icke avsättbara suspenderade ämnen togs på utloppet från test- och kontrollbassänger. Prov för bestämning av slamhalten togs också i det gemensamma inloppet till test- och kontrollbassängerna och i returslammet för samtliga test- och kontrollbassänger. Genomströmmat flöde och returlamflöde bestämdes.

En detaljerad beskrivning av metodiken finns i Bilaga A.

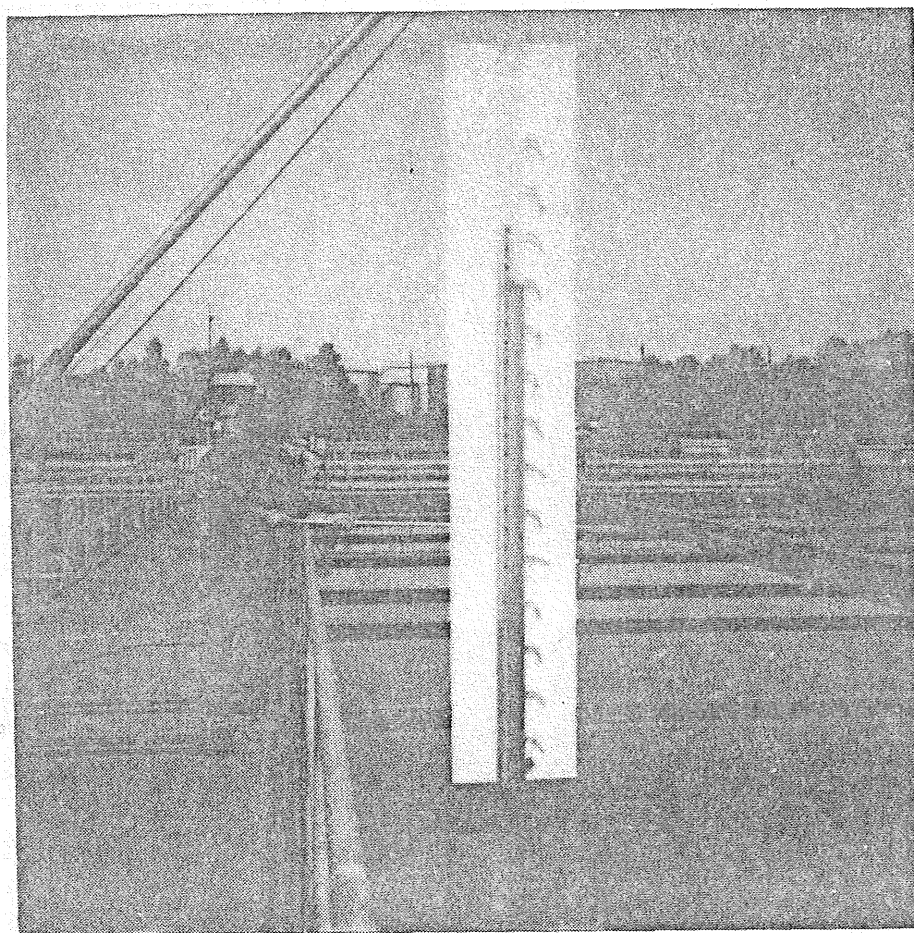


Fig 2.1 Plexiglas provtagningsrör.

Samtliga prov på suspenderade ämnen har analyserats av Ryaverkets laboratorium enligt SIS. Omrörd slamvolym har bestämts enligt White (1976).

2.2.2 Speciella dynamiska undersökningar

Två försök har gjorts för att studera dynamiska effekter av slamlagring i bassänger (test 840412 och 841206). Härvid gjorde man en kraftig stegökning i flödet till testbassängen och slamskiktets stigning och utgående vattens kvalitet följdes som funktion av tid.

2.3 Resultat från de experimentella undersökningarna

De hydrauliska förhållandena vid varje försök sammanfattas i tabell 2.1. Resultat från de 9 experiment som utförts finns i figur 2.2 och resultat från de två slamlagringsförsöken finns i figur 2.3. Kurvorna i figurerna representerar iso-nivåer av koncentrationer av suspenderade ämnen uttryckt i mg/L. Siffrorna på vänster sida vid punkt D representerar suspenderade ämnens koncentrationer i prov avtappade efter att Plexiglasröret har hängt stilla i minst en timma och visar både icke avsättbara suspenderade ämnen och förtjockningspotential. Den kraftiga nivålinjen markerad SB10 visar slamskiktets nivå i testbassängen och den streckade linjen markerad SB12 visar slamskiktets nivå i kontrollbassängen. Koncentrationerna vid mätpunkt A är osäkra eftersom en kraftig omblanding sker vid inloppet. Slamskiktets nivå i kontrollbassäng 12 är mätt med ett slamlod och har inte samma noggrannhet som för testbassäng 10.

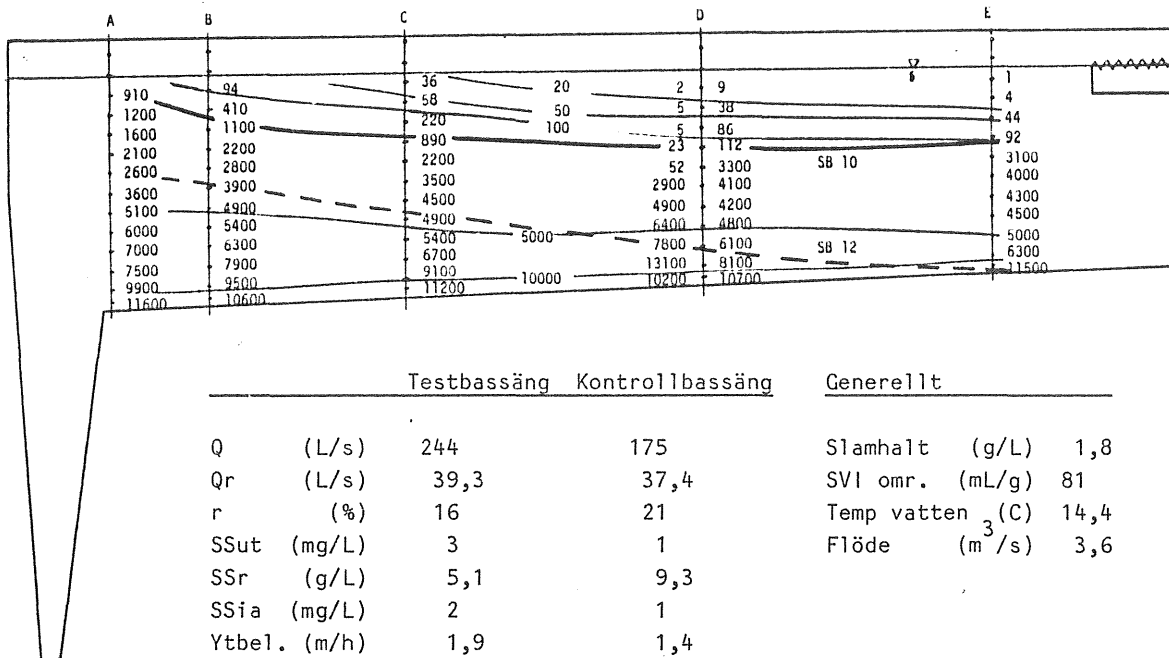


Fig 2.2a Experimentell undersökning. Test 831012.

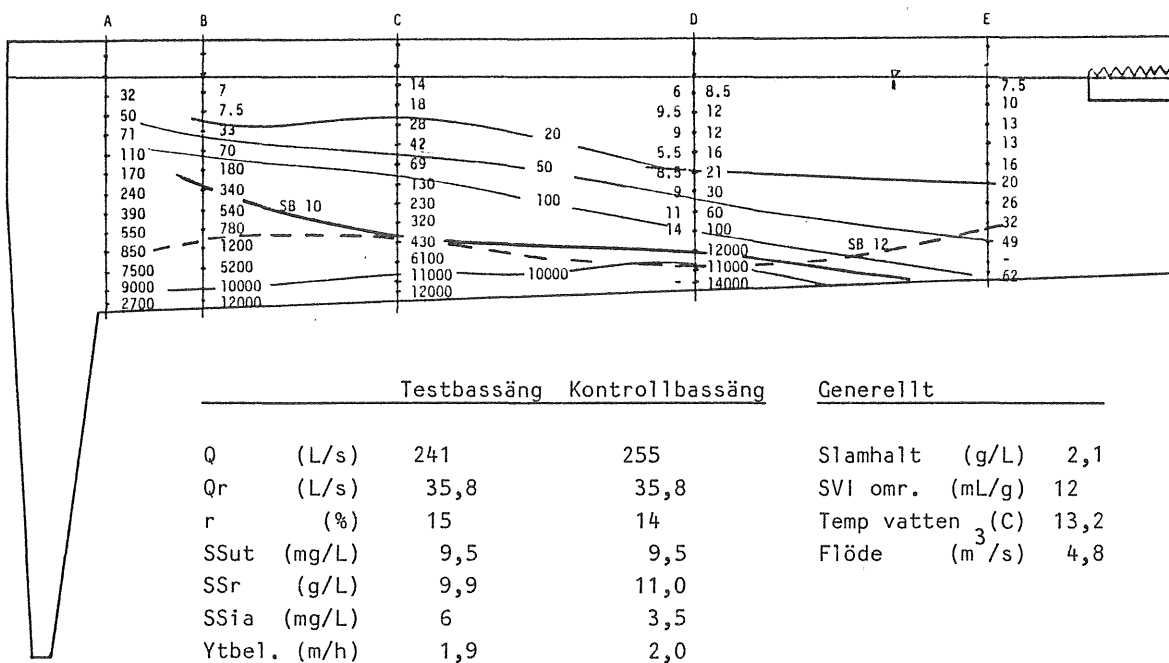


Fig 2.2b Experimentell undersökning. Test 831020.

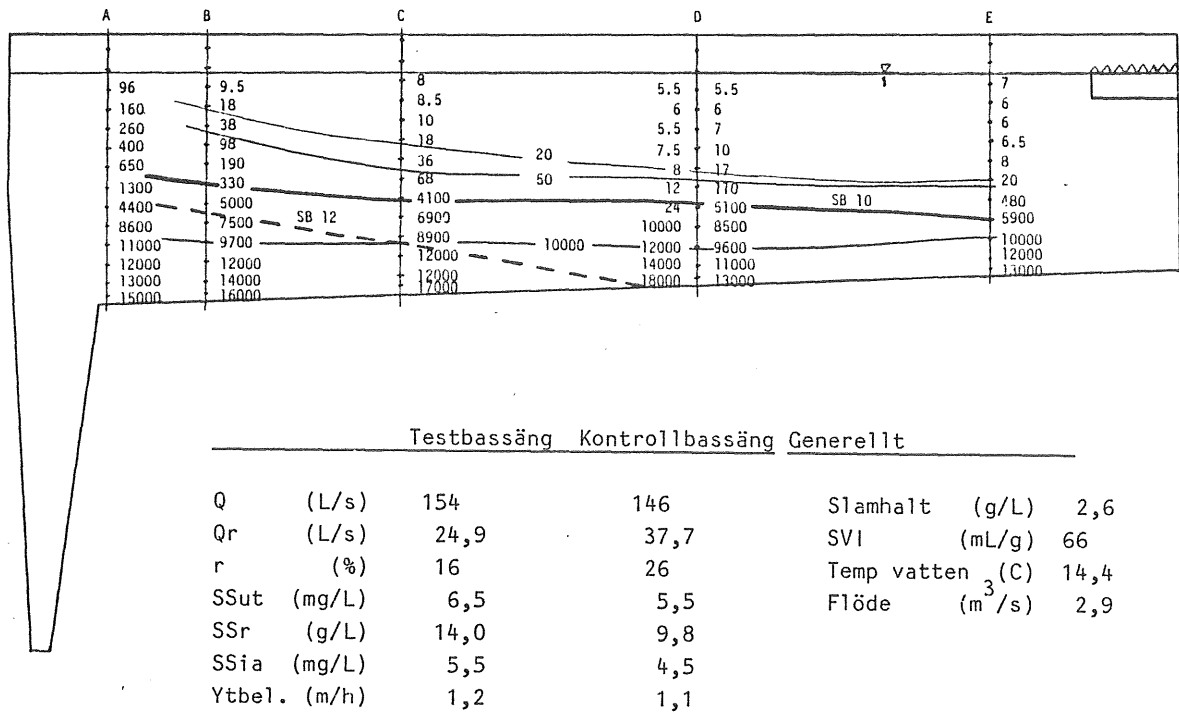


Fig 2.2c Experimentell undersökning. Test 831025.

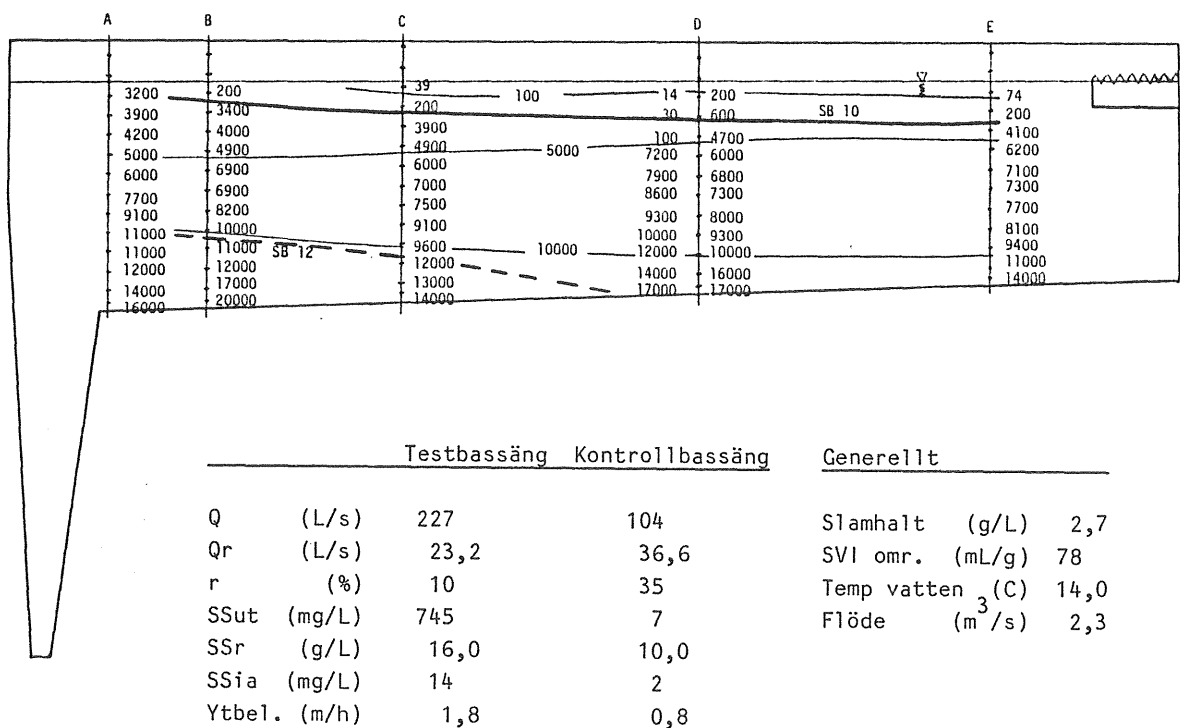


Fig 2.2d Experimentell undersökning. Test 831102.

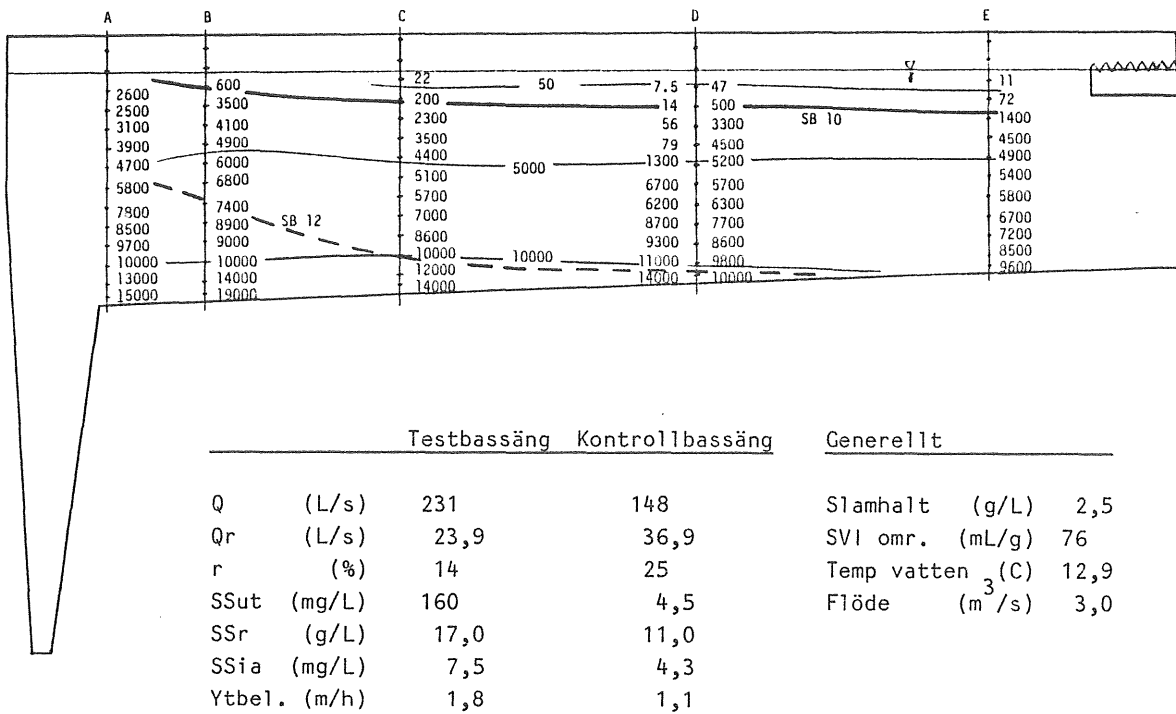


Fig 2.2e Experimentell undersökning. Test 831116.

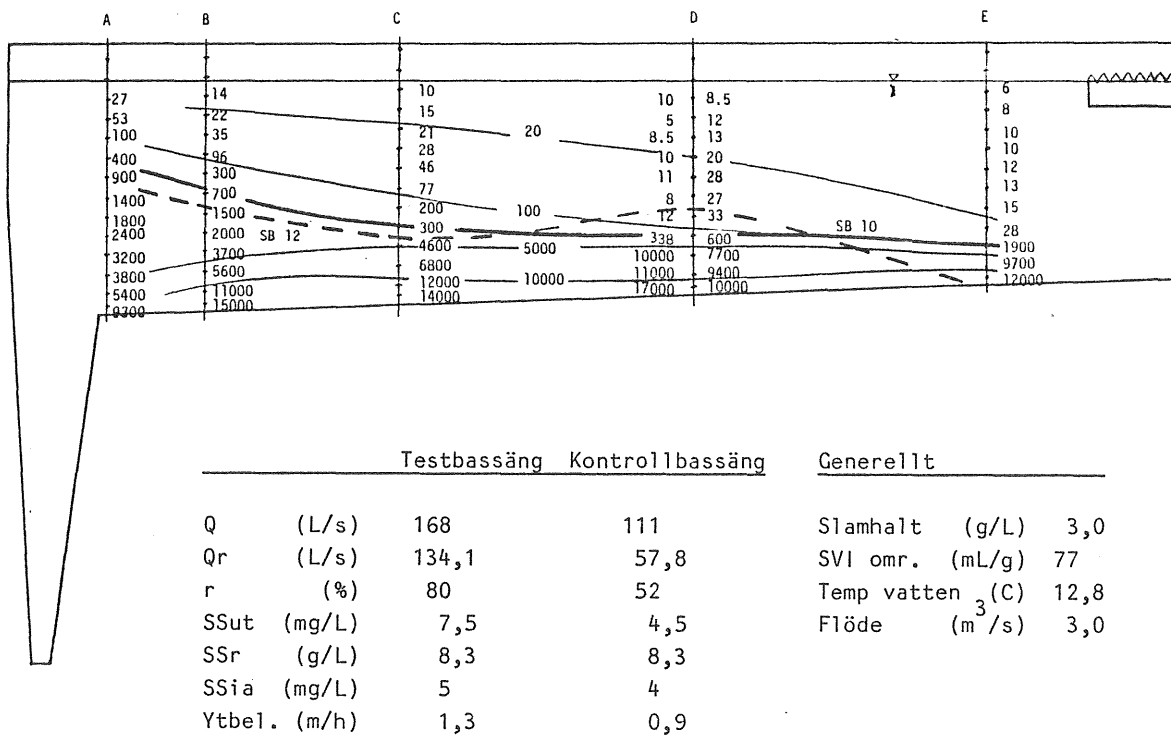


Fig 2.2f Experimentell undersökning. Test 831124.

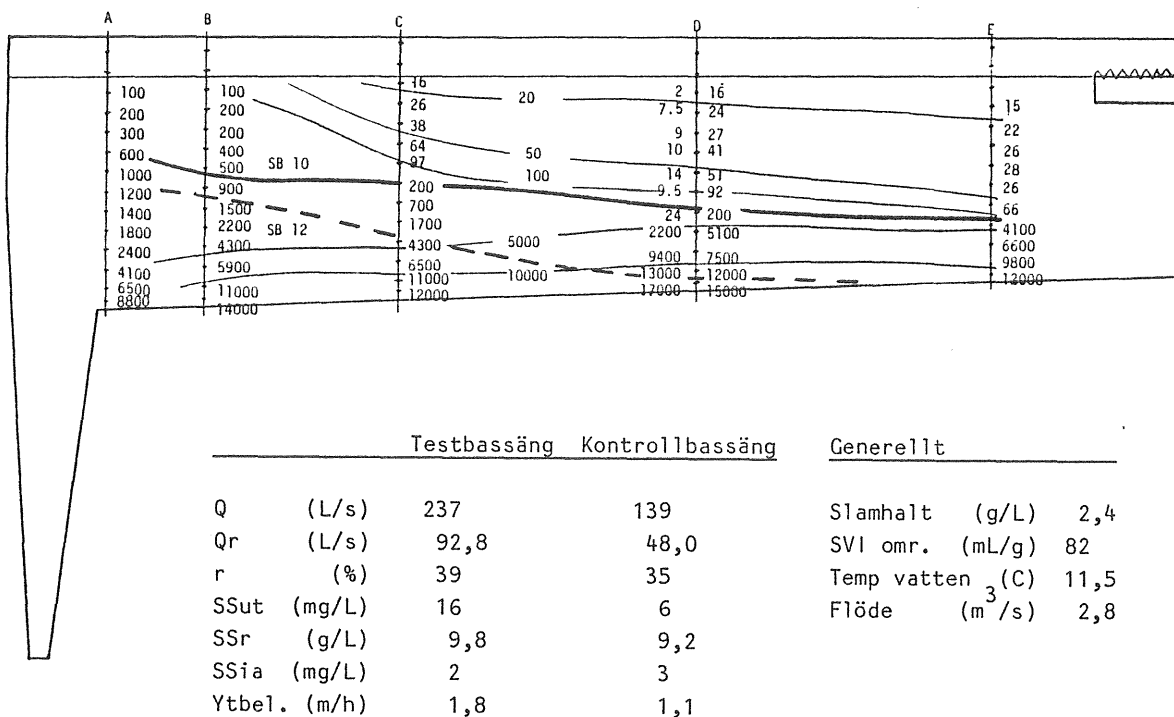


Fig 2.2g Experimentell undersökning. Test 831201.

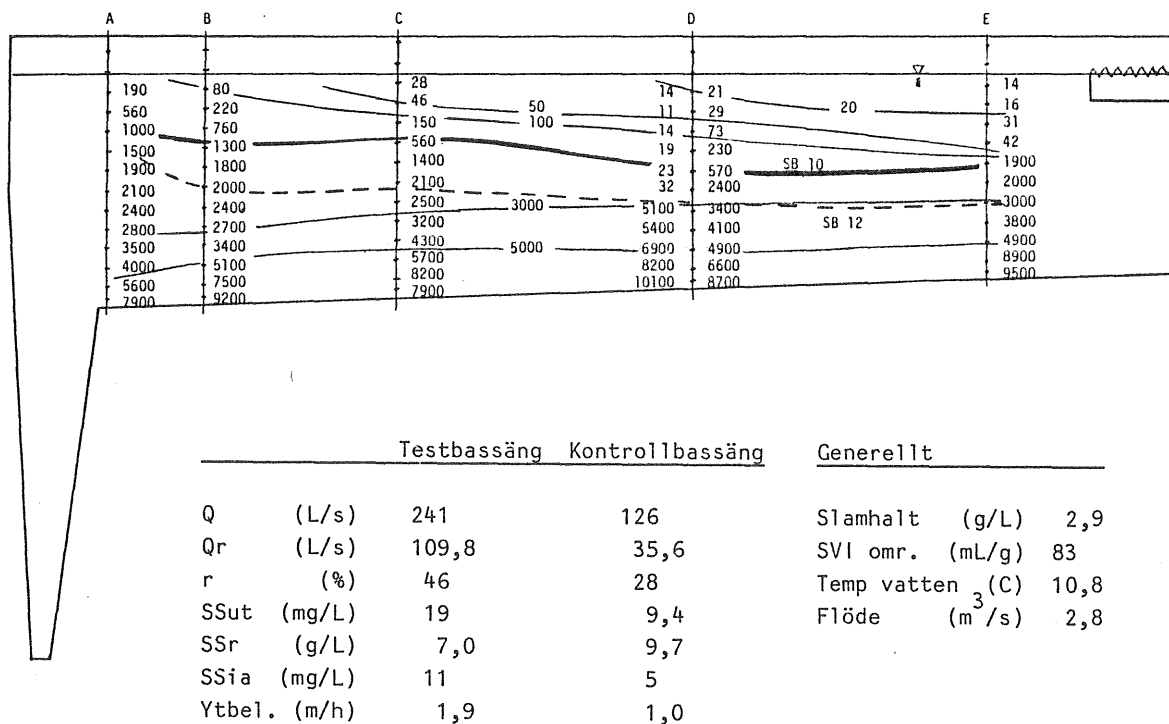
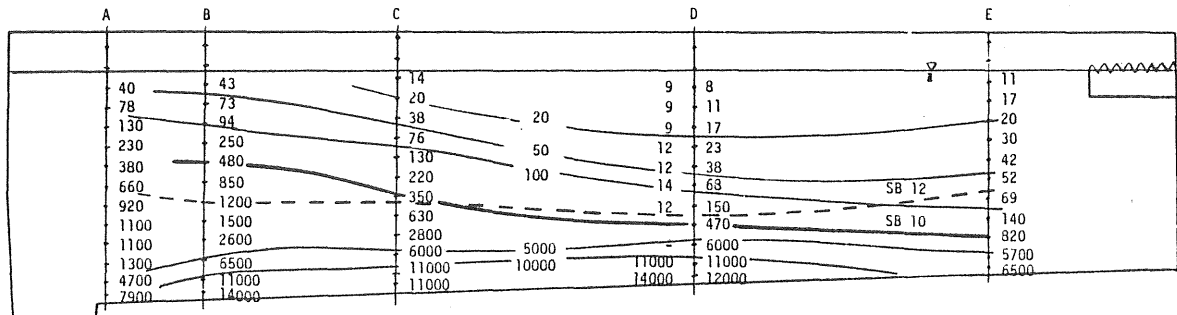
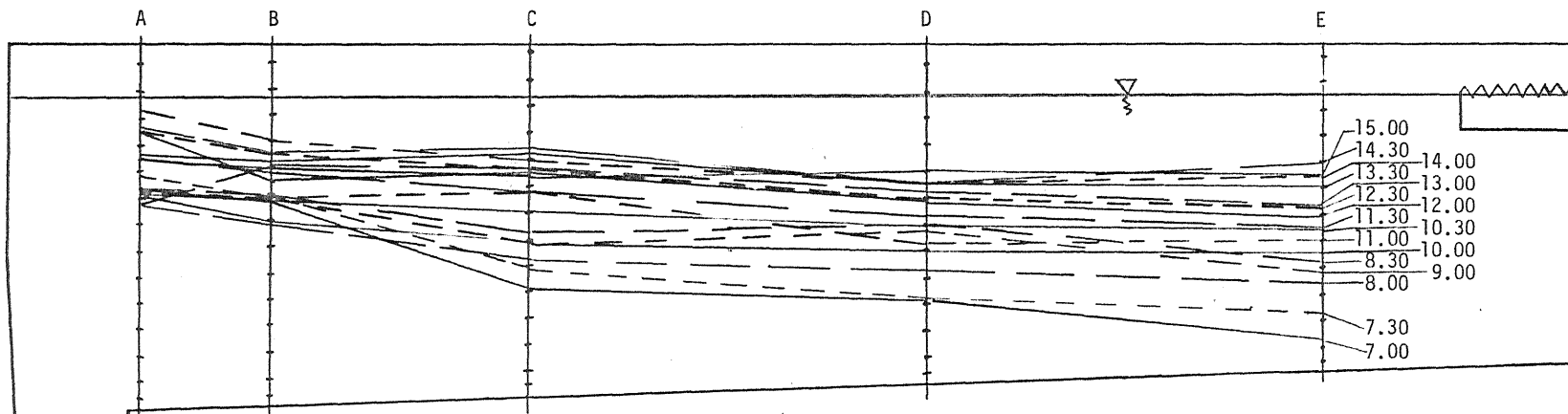
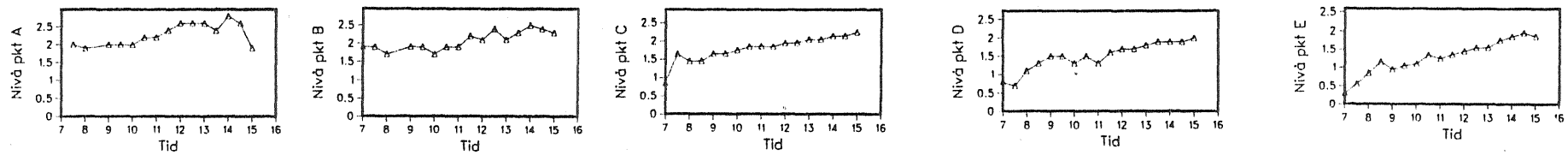


Fig 2.2h Experimentell undersökning. Test 840403.



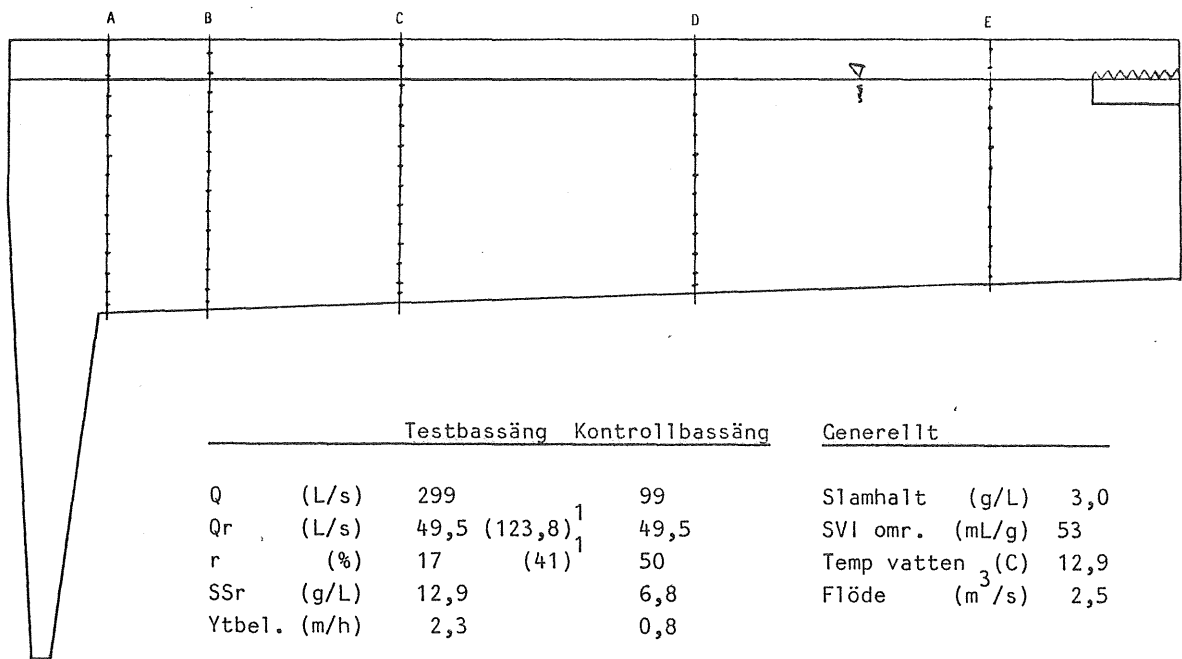
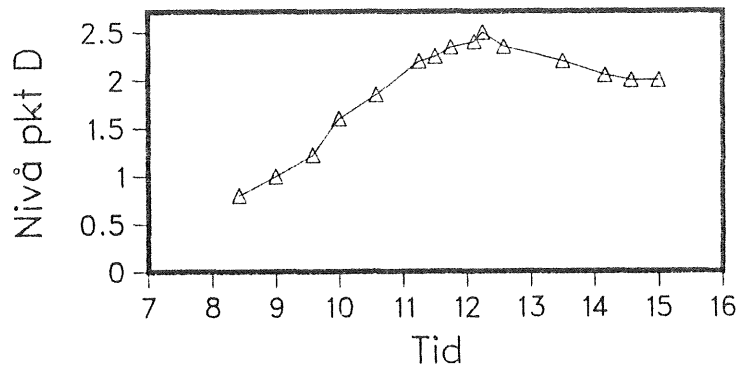
		Testbassäng	Kontrollbassäng	Generellt
Q	(L/s)	262	215	Slamhalt (g/L) 2,5
Qr	(L/s)	100,6	61,9	SVI omr. (mL/g) 44
r	(%)	38	29	Temp vatten (C) 14,4
SSut	(mg/L)	40	15	Flöde (m ³ /s) 5,4
SSr	(g/L)	7,9	9,7	
SSia	(mg/L)	9	6,6	
Ytbel.	(m/h)	2,0	1,7	

Fig 2.2i Experimentell undersökning. Test 841031.



	Testbassäng	Kontrollbassäng	Generellt
Q (L/s)	231	168	Slamhalt (g/L) 2,1
Qr (L/s)	30,0	29,1	SVI omr. (mL/g) 104
r (%)	13	17	Temp vatten (C) 10,9
SSr (g/L)	10,6	12,0	Flöde (m ³ /s) 3,4
Ytbel. (m/h)	1,8	1,3	

Fig 2.3a Dynamisk undersökning. Test 840412. De små figurerna ovan visar slamskiktetsnivå med tiden vid varje mätpunkt.



	Testbassäng	Kontrollbassäng	Generellt
Q (L/s)	299	99	Slamhalt (g/L) 3,0
Qr (L/s)	49,5 (123,8) ¹	49,5	SVI omr. (mL/g) 53
r (%)	17 (41) ¹	50	Temp vatten (C) 12,9
SSr (g/L)	12,9	6,8	Flöde (m ³ /s) 2,5
Ytbel. (m/h)	2,3	0,8	

1) Nivå efter returslampumpningsjustering.

Fig 2.3b Dynamisk undersökning. Test 841206. På grund av instrumentfel gjordes inga slamskikt-nivåmätningar i punkt A, B, C och E. Figuren ovan visar slamskikt-nivåändring med tid vid punkt D.

Tabell 2.1 Driftbetingelser vid de genomförda experimentella undersökningarna.

Datum	Testbassäng		Kontrollbassäng		Ryaverket totalt	
	Flöde	Retur- slamflöde	Flöde	Retur- slamflöde	Flöde	Retur- slamflöde
	L/s	L/s	L/s	L/s	m ³ /s	m ³ /s
831012	244	39	174	38	3,6	0,8
831020	241	36	254	36	4,8	0,7
831025	154	24	146	38	2,9	0,7
831102	227	23	104	37	2,3	0,7
831116	231	33	148	37	3,0	1,1
831124	168	134	111	58	3,0	1,2
831201	237	93	139	48	2,8	1,2
840403	241	110	126	36	2,8	0,9
840412	231	30	168	29	3,5	0,9
841031	262	100	215	62	5,4	1,4
841206	299	124	99	48	2,5	1,4

Anm Flödet per bassäng vid medeltillrinning (3,4 m³/s) är 143 L/s och vid max tillrinning (6 m³/s) 250 L/s.

2.4 Diskussion

2.4.1 Introduktion

En sedimenteringsbassäng för aktivt slam skall kunna fylla tre funktioner:

- * skilja vattenfasen från slamfasen
- * förtjocka det avskiljda slammet
- * lagra slam i det fall slamtransporten in till bassängen överstiger uttransporten från bassängen.

Dessa funktioner är inte oberoende av varandra.

Sjunkhastigheten på den aktivtslamsuspension som kommer in i sedimenteringsbassängen är normalt klart större än ytbelastningen. Enligt enkel sedimenteringsteori skulle då avskiljningen fungera väl. Vid avskiljning av aktivt slam är det emellertid stora volymer slam som skall avskiljas, koncentreras och transporteras tillbaka till luftningsbassängen.

För att koncentrerings och återtransporten skall fungera fordras dels att slammet har en tillräcklig förtjockningshastighet, dels att den interna transporten i sedimenteringsbassängen inte är begränsande.

Om koncentrerings och återtransporten skulle vara otillräcklig i förhållande till intransporten av slam, så innebär detta att slam ansamlas i sedimenteringsbassängen. När slamnivån i bassängen stiger förbättras förutsättningarna för koncentrerings och ett jämviktsläge kan utbildas. Ju högre slamskiktet ligger vid "jämvikt" desto större är risken att slampartiklar följer med utgående vatten. Skulle slamskiktet stiga alltför högt kommer det att ske en massiv slamflykt över skiborden.

Den ena gruppen faktorer som bestämmer slamskiktets nivå är ingående flöde till bassängen, slamkoncentrationen i detta flöde och slammets förtjockningsegenskaper. Den andra gruppen faktorer är utpumpningen av slam (returslampumpningen), den interna transporten i bassängen och utloppets utformning.

En förutsättning för att en ökad slamutpumpning också skall ge en ökad uttransport av slam är att det inte finns några andra slamtransportmekanismer som är begränsande. En slamtransport som kan vara begränsande är den som sker i horisontalled med hjälp av slamskraporerna. Speciellt i långsträckta bassänger kan denna transport tänkas vara av betydelse. Om den interna slamtransporten är liten kan detta leda till stor spridning i uppehållstidsfördelning med problem som gasbildning och utlösning som följd. Med utgångspunkt i det faktum att alla suspensioner har en sjunkhastighetsfördelning kan man också spekulera i det förhållandet att det är flockarna med lägst sjunkhastighet som sedimenterar närmast utloppet. Dessa flockar bör också vara de lättaste att erodera. Detta resonemang understryker ytterligare vikten av att hålla slamnivån vid utloppsdelens så låg som möjligt.

2.4.2 Returslampumpning

Av hävd har returslampumpningen vid Rya-verket varit liten. Kapaciteten på returslampumparna var tidigare låg. Regleringsmöjligheterna

har också varit begränsade. Nya returslampumpar installerades 1983. Returslamflöden på $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ har tidigare inte varit ovanliga. Vad som då kan inträffa framgår tydligt av experimenten 831025 och 831102, fig 2.2c resp 2.2d. Tillflödet 831025 motsvarar en ytbelastning på ca $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Slamnivån i bassängen är låg och utgående vatten av god kvalitet ($\text{SS}=6,5 \text{ mg/L}$). Tillflödet 831102 är större, motsvarande en ytbelastning på $1,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Då blir uppenbart slamtransporten in till bassängen större än uttransporten, slamnivån stiger och kvaliteten på utgående vatten blir mycket dålig. Att tillflöden av denna storleksordning kan klaras av framgår av experimentet 831201, fig 2.2g. Tillflödet var lika stort denna dag men utpumpningen var $0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ jämfört med $0,18 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ vid de två föregående experimenten. Med större utpumpning sjunker slamskiktet och kvaliteten på utgående vatten blir bra.

Ett experiment 841031 vid mycket hög belastning $2,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ och returslampumpningen $0,78 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ gav relativt acceptabel kvalitet ($\text{SS}=40 \text{ mg/L}$). Den hydrauliska belastningen motsvarade vid detta försök en tillrinning till Rya-verket på $6,4 \text{ m}^3/\text{s}$ dvs mer än den normala maxtillrinning till aktivt slamsteget.

2.4.3 Dynamiska slamlagringsförsök

Från de ovan relaterade resultaten är det uppenbart att slamskiktets nivå är av stor betydelse för avskiljningen. För att närmare studera betydelsen av slamskiktets nivå för utgående vattens kvalitet har två stycken slamlagringsförsök gjorts. Vid dessa försök rådde ej fortfarighetstillstånd därav beteckningen dynamiska försök.

Den ändring av slamskiktets nivå med tid som visas i figur 2.3 är resultaten av en stegändring i genomströmning i bassäng 10 från ca 170 L/s till ca 230 L/s med en konstant returslampumpning av 30 L/s för test 840412. Test 841206 hade en stegökning från ca 100 L/s till ca 300 L/s med en konstant returslampumpning av ca 48 L/s .

Figur 2.4 visar suspenderade ämnen i utgående vatten för test 840412 och där syns ett tydligt genombrott efter ca sju timmar. Slamnivån i

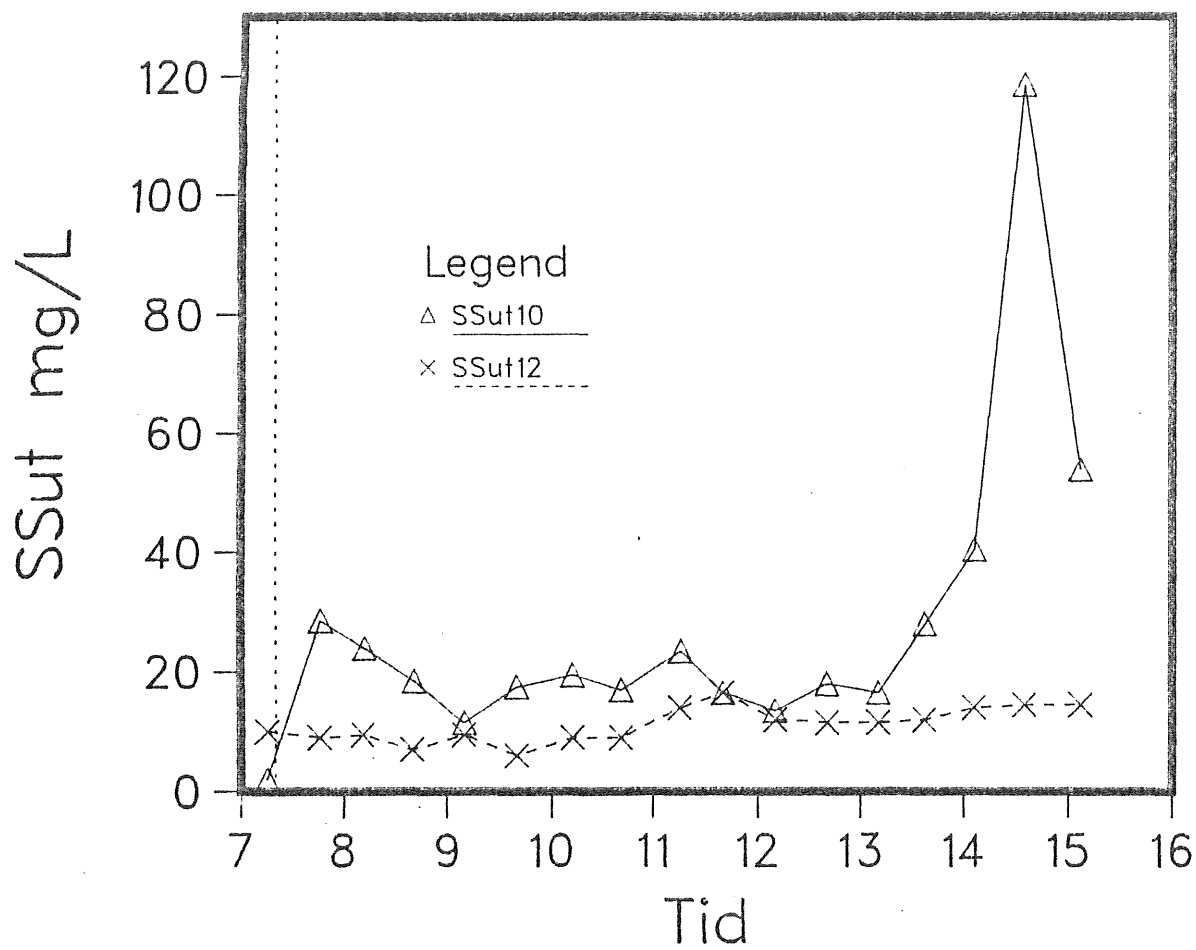


Fig 2.4 Suspenderade ämnen i utgående vatten mot tid för test 840412. Den steckade lodräta linjen visar när flödesändringen skedde.

kontrollbassängen var konstant under hela försöket. Vid genombrottet var slamskiktets nivå vid punkt E ca 1,85 m eller ca 0,4 m under ytan. Kontrollbassängen hade en konstant nivå runt ca 0,65 m under försöket.

I test 841206 var stegändringen mycket större, ca 200 L/s mot ca 60 L/s i det tidigare försöket, och slamlagringen gick i en högre takt med genombrott efter tre timmar som framgår av figur 2.5. När slamflykten blev kraftig, ca 725 mg/L, så gjordes en stegändring i retur slampumpningen för att studera dennas dynamiska effekt. Retur slampumpning ökades från ca 48 L/s till den maximalt möjliga, ca 124 L/s ($0,96 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$). Effekten syns i figur 2.5 där utgående vattens halt av suspenderade ämnen snabbt sjönk till en mer acceptabel nivå runt 50 mg/L. Tyvärr var det inte möjligt att följa slamskiktets ändringar i alla punkter i bassängerna under detta försök då slamlodet var ur funktion. Vid punkt D kunde mätningar göras med Plexiglasröret.

Båda slamlagringsförsöken visar hur snabbt slamskiktet kan stiga då flödet ökar och det senare försöket visar också hur en ökad retur slampumpning kan sänka slamskiktet och därigenom ha en positiv effekt på det utgående vattens kvalitet. Det är viktigt att retur slampumpningen ökas innan slamskiktets nivå har stigit så högt att slamflykt uppstår.

2.4.4 Skibordsbelastning

Som det framgått av föregående diskussion stiger slamnivån i sedimenteringsbassängerna med ökad hydraulisk belastning. Låt oss förutsätta (detta har vi ej visat) att huvuddelen av vattentransporten sker i klarfasskiktet. Om tillrinningen till bassängen ökar så att slamskiktet stiger så innebär detta att den horisontella hastigheten vid ökad tillrinning ökas dels p g a det ökade flödet dels p g a den höjda slamskiktets nivå. En ökad horisontell strömningshastighet ger större möjligheter för erosion av slamskiktet.

Vid utloppet sker en uppåtriktad ström mot skibordsrännorna. För att minska hastighetsgradienterna i skibordsrännornas närhet ges i

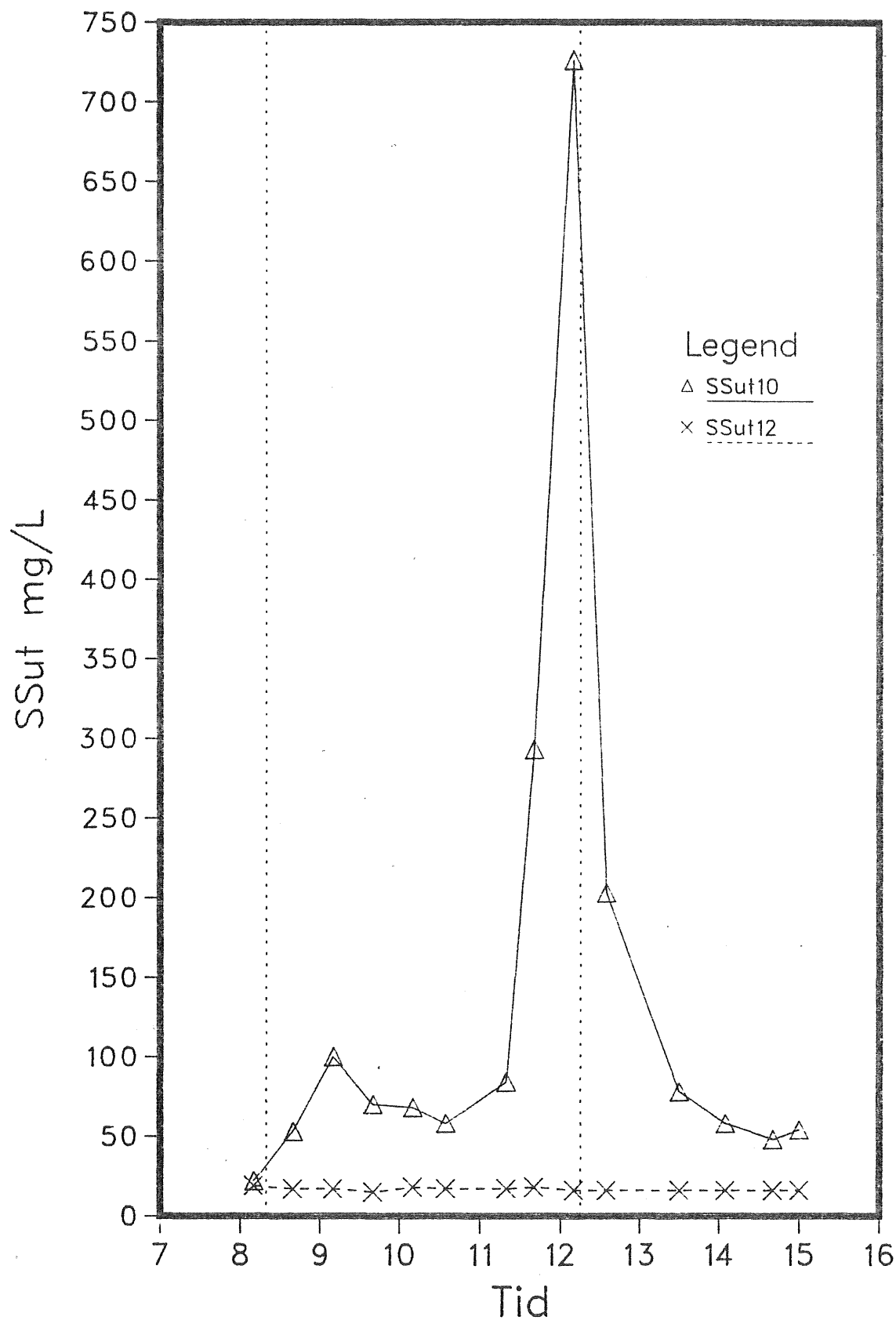


Fig 2.5 Suspenderade ämnen i utgående vatten mot tid för test 841206. Den första lodrätt streckade linjen visar när flödesändringen skedde. Den andra lodrätt streckade linjen visar när returslampumpningsändringen skedde.

handböcker ofta rekommendationer om ett högsta flöde per m skibordskant. En del handböcker ger också rekommendationer om maximal stighastighet för vattnet i utloppszonen.

Om belastningen på skibordsrännorna är stor, liksom den uppåtriktade hastigheten i utloppszonen, så är det uppenbart att detta medför ökad risk för att eroderade slampartiklar följer med utgående vatten. Belastningen på skiborden har därför helt säkert betydelse för hur högt slamnivån kan ligga innan man får massiv uttransport av slam.

Figur 2.2c och 2.2d visar hur slamskiktet lyfts upp i utloppszonen och orsakar slamflykt. Detta händer inom ett ganska begränsat område eftersom koncentrationen av susp ämnen nära ytan vid punkt E (9,5 m ifrån utloppsändan) är lågt. Det kunde visuellt konstateras att redan ett par meter från rännorna så var ingen slamflykt iakttagbar. Total skibordsrännelängd är $5 \cdot 2 \cdot 4,5 = 45$ m per bassäng varför skibordsbelastningen är $12,7 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$ vid Q_{dim} och $20 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$ vid $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_{max} till biologisk behandling). Metcalf & Eddy (1979) rekommenderar en max skibordsbelastning på $10,4 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$ och en stighastighet i utloppszonen av 3,7 till $7,3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. I Ryaverkets fall är en försiktig uppskattning av stighastighet i utloppszonen ca $13 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ vid Q_{dim} och $21 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ vid $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ tillrinning.

Det är således uppenbart att skibordsbelastningen på Ryaverkets bassänger är hög. Om skibordsbelastningen sänks genom utökad skibordslängd kommer också utloppszonens area att öka och vattnets stighastighet i utloppszonen kommer att minska. Erfordrad skibordslängd är då 54 m per bassäng vid Q_{dim} och 86 m per bassäng vid Q_{max} för en max skibordsbelastning av $10,4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. För att hålla en acceptabel stighastighet skulle 71 m^2 eller 9 m av bassänglängden användas vid Q_{dim} och 112 m^2 eller 14 m av bassänglängden vid Q_{max} . Den erforderade skibordslängden bör alltså fördubblas mot den befintliga och arean över vilken skiborden är placerade bör vara tre gånger större.

2.4.5 Begränsningar i avskiljning

Huvuddelen av flockarna i en aktivt slamsuspension har en hög sjunkhastighet. En viss andel av flockarna har en mycket låg eller ingen sjunkhastighet. En andel av de suspenderade ämnena är m a o icke avsättbara. Dessa kan inte avskiljas oavsett hur väl bassängen fungerar och begränsar den avskiljningsgrad som kan uppnås. I samband med experimenten har därför också koncentrationer av icke avsättbara ämnen bestämts.

I tabell 2.2 ser vi att normalt är 3 till 5 mg/L av de utgående suspenderade ämnena icke avsättbara för kontrollbassängen. För testbassängen är siffrorna något högre. När verket är i stabil drift kan över 50% av de suspenderade ämnena vara icke avsättbara och påverkas alltså inte av bassängens utformning eller driftsätt. Något samband mellan olika driftsätt och halten icke avsättbara suspenderade ämnen har inte kunnat påvisas.

Tabell 2.2 Icke avsättbara suspenderade ämnen (SSia) och total koncentration av suspenderade ämnen (SSut) i utgående vatten.

Test	Testbassäng			Kontrollbassäng		
	SSut mg/L	SSia mg/L	kvot %	SSut mg/L	SSia mg/L	kvot %
831012	3,0	2,0	67	1,0	< 1	-
831020	9,5	6,0	63	9,5	3,5	37
831025	6,5	5,5	85	5,5	4,5	82
831102	745	14	2	7,0	2,0	29
831116	160	7,5	5	4,5	4,3	96
831124	7,5	5,0	67	4,5	4,0	89
831201	16	2,0	13	6,0	3,0	50
840403	19	11	58	9,4	5,0	53
841031	40	9,0	23	15	6,6	44

3. DRIFTDATA ANALYS

3.1 Driftdata som använts i analysen

Analysen av driftdata omfattar perioden 820705 till 841231 dvs från den tidpunkt då Etapp 2 togs i drift till årsskiftet 1984/85. Under denna tid har verket drivits på olika sätt vilket summeras i Tabell 3.1

Tabell 3.1 Olika driftsätt vid Ryaverket 820705-841231.

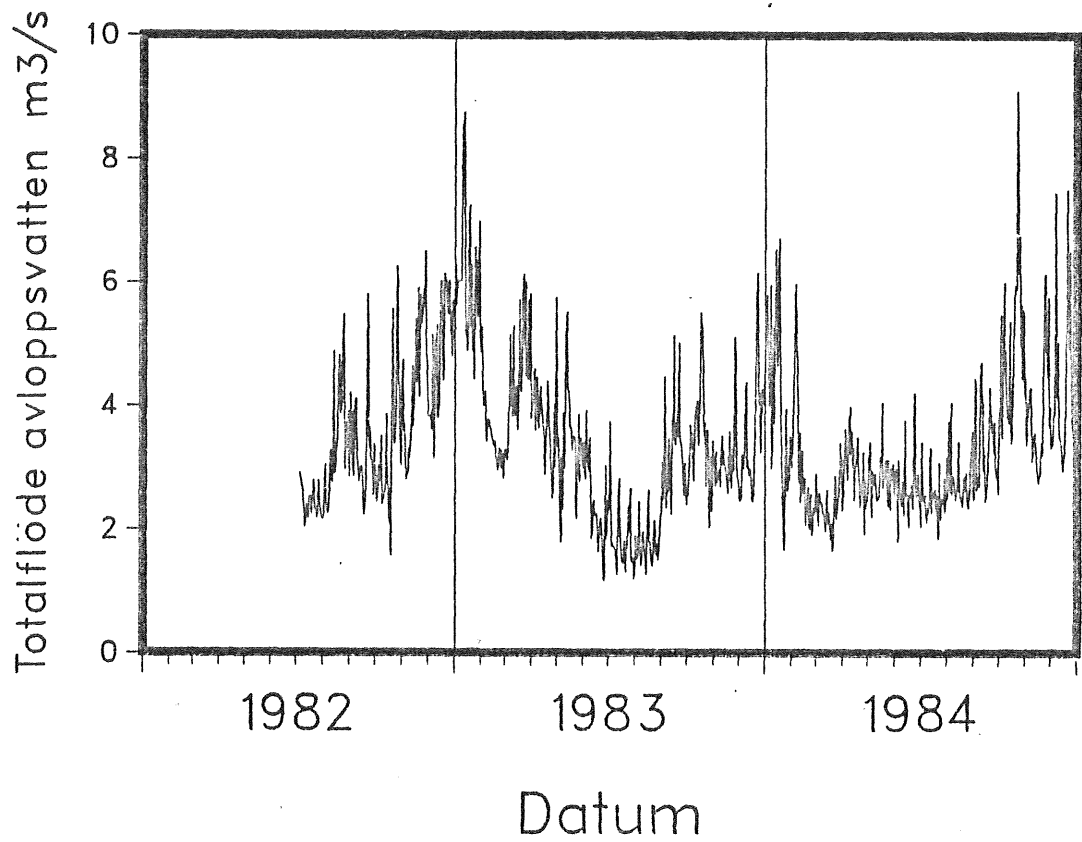
Period	Tid	Driftsätt
1	820705 - 820727	Konv aktivtslam (intrimming)
2	820727 - 830714	Kontaktstabilisering
3	830714 - 840229	Konventionell aktivslam
4	840229 - 840614	Förfällning med järnklorid
5	840614 - 840729	Konventionell aktivslam
6	840729 - 841111	Simultanfällning med järnsulfat
7	841111 - 841231	Konventionell aktivslam

De data som använts i den statistiska analysen är flödesproportionella dygnsprov. (Slamhalter och slamvolymen har dock bestämts på stickprov.) Vid Ryaverket tas varje vecka ut fyra dygnsprov samt ett tredygns blandprov (över fredag-lördag-söndag). Vid den statistiska analysen har alla "tredygnsvärden" på suspenderade ämnen och fosfatfosfor exkluderats.

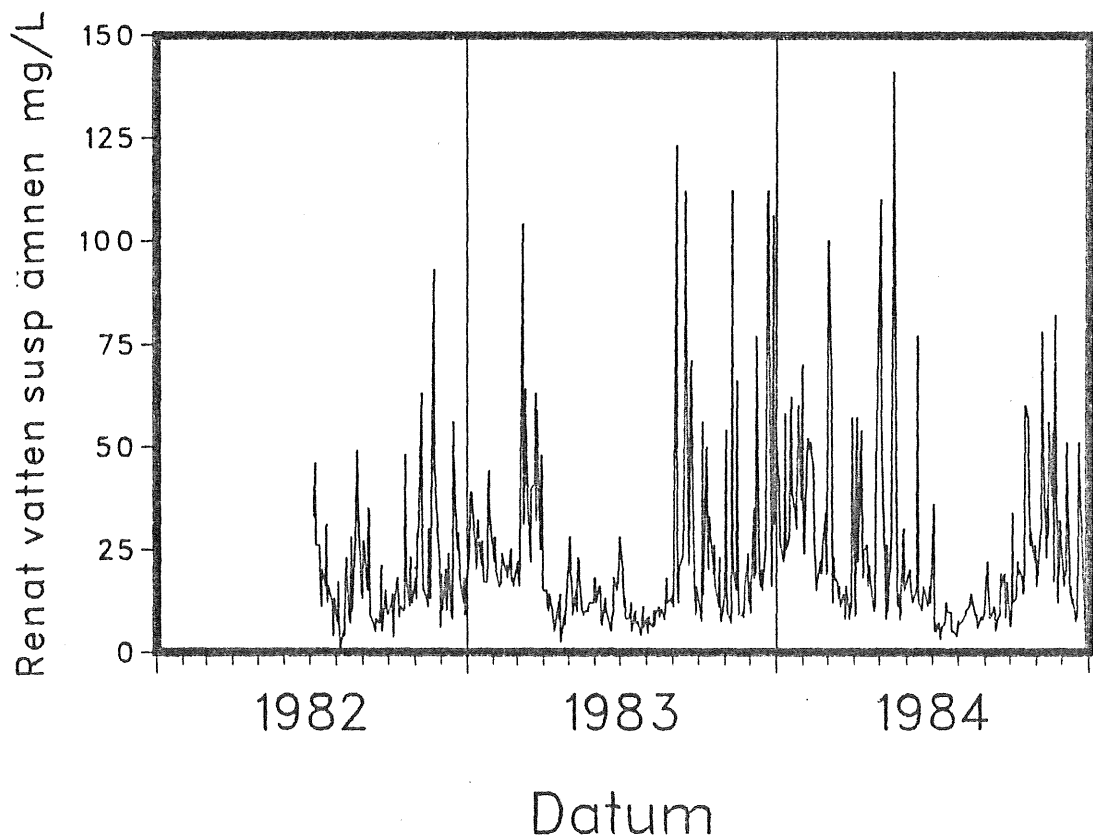
Data för period 1 till 3 är hämtade från Ryaverkets journaler. Data för period 4 till 7 är hämtade från registrerade data från Ryaverkets Hewlett-Packard minidator.

3.2 Rådata

Driftresultaten kan representeras av ett diagram med en parameter som funktion av tid. Figur 3.1 visar flöde och susp ämnen



(a)



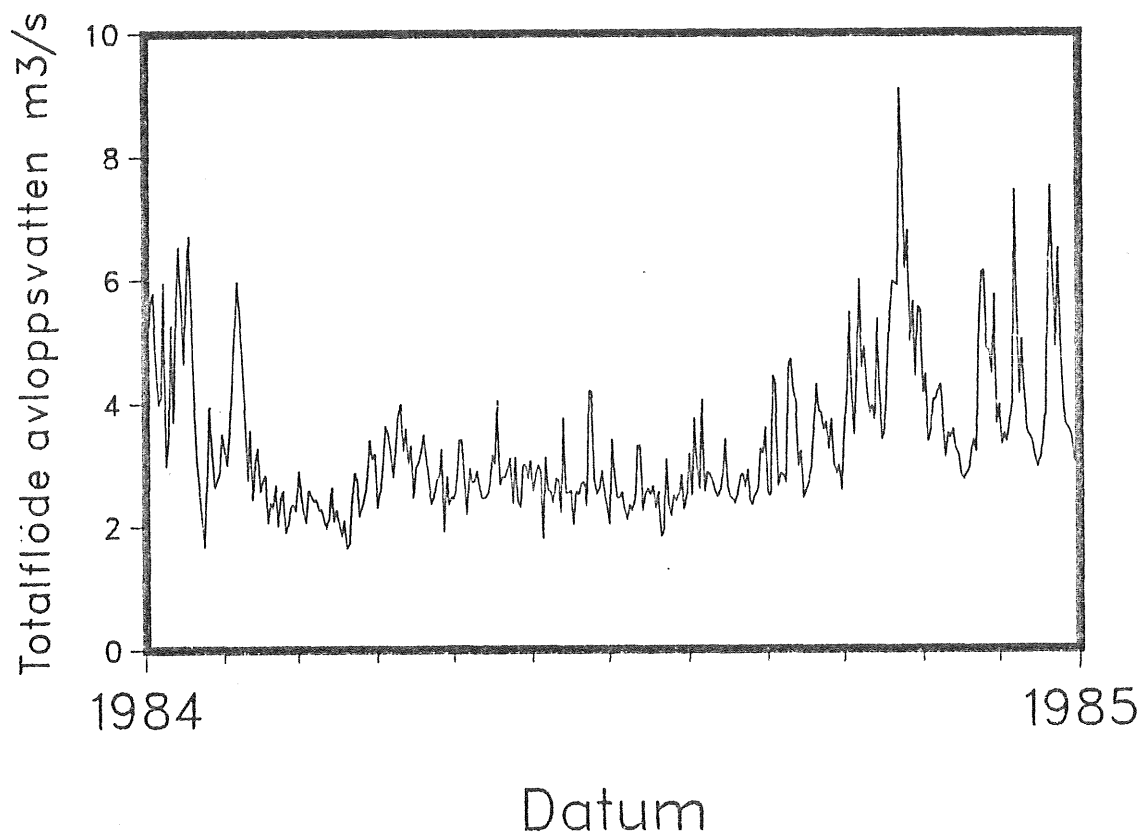
(b)

Fig 3.1 Totalt avloppsvattenflöde (a) och suspenderade ämnen i utgående vatten (b) för tiden 820702-841231.

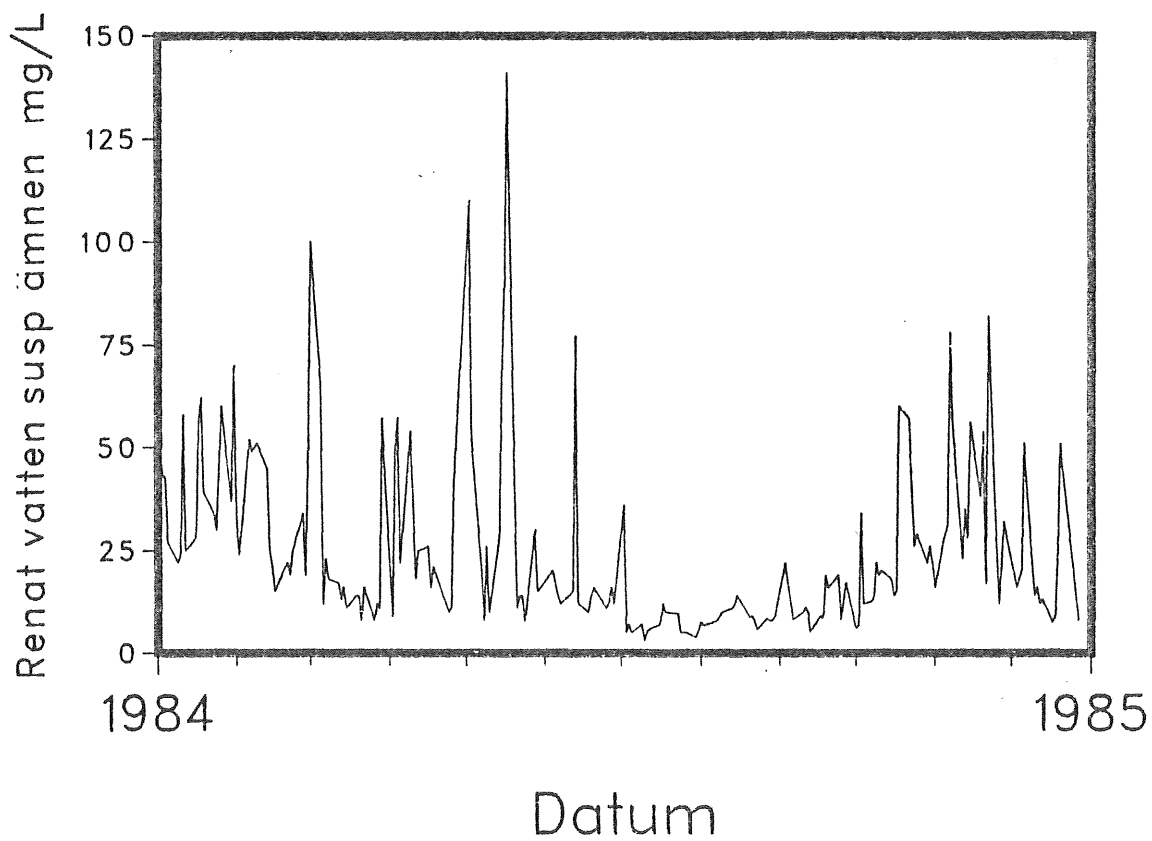
i utgående vatten mot tid för hela perioden och figur 3.2 för 1984. Det framgår av dessa diagram att det är mycket svårt att tolka data och att identifiera processfunktion och processtillstånd när spridningen är så stor som här.

3.3 Central tendens och spridning

Den mest närliggande och enklaste metoden för att få bättre begrepp om data är att beräkna något mått på central tendens som medelvärde (\bar{x}) och något spridningsmått som standardavvikelse (s), som i tabell 3.2. Den parameter som bäst bör representera avskiljningsfunktionen är suspenderade ämnen i utgående vatten. Medelvärdet för alla de studerade perioderna är 23,1 mg/L. Man kan också konstatera att medelvärdet är lägre under period 2 med kontaktstabilisering, under period 5 med konventionell aktivslam sommartid och under period 6 med simultanfällning. Variationen är också mindre under dessa tre perioder. Genom att kondensera datamaterialet till ett medelvärde och en standardavvikelse så blir det lätt att hantera men mycket information går förlorad. Andra bearbetningsmetoder behövs därför också.



(a)



(b)

Fig 3.2 Totalt avloppsvattenflöde (a) och suspenderade ämnen i utgående vatten (b) för 1984.

Tabell 3.2 Enkla statistiska beskrivningar av Ryaverkets funktion vid olika driftsätt under perioden 820705-841231.

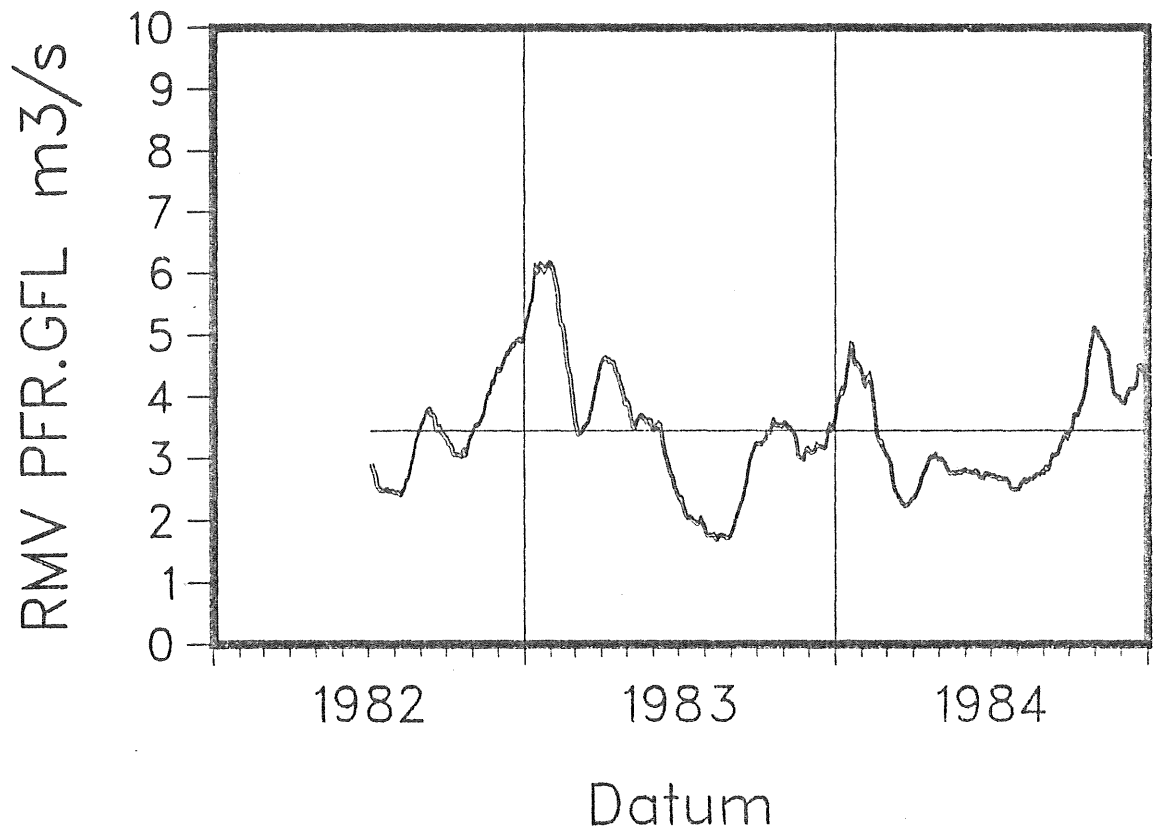
Period	Inkommande vatten								Utgående vatten							
	Flöde		COD		Susp ämnen		Totalfosfor		COD		Susp ämnen		Total fosfor			
	m ³ /s		mg O ₂ /L		mg/L		mg P/L		mg O ₂ /L		mg/L		mg P/L			
	m v	s a	m v	s a	m v	s a	m v	s a	m v	s a	m v	s a	m v	s a		
1	2,47	0,24	296,5	42,0	211,2	38,8	5,62	0,55	72,5	18,8	21,3	10,6	3,16	0,28		
2	3,87	1,35	225,9	72,4	178,7	57,4	4,66	1,36	55,1	19,0	19,9	14,7	2,49	0,72		
3	3,11	1,18	251,0	86,7	194,4	70,2	4,77	1,48	59,2	27,7	28,7	25,5	2,59	0,79		
4	2,71	0,48	381,2	74,6	289,2	64,8	6,99	1,21	66,1	27,0	30,7	29,2	1,45	1,01		
5	2,59	0,48	315,4	102,9	274,7	71,2	5,44	1,06	50,4	25,2	10,0	6,8	2,77	0,75		
6	3,72	1,25	297,6	85,9	224,9	54,1	5,27	1,16	46,7	12,4	17,6	14,9	1,31	0,56		
7	4,13	1,23	293,5	75,0	211,7	36,7	4,68	1,22	56,0	22,9	27,4	19,1	2,30	1,22		
1-7	3,45	1,27	268,1	94,0	206,4	70,7	5,10	1,51	56,6	23,0	23,1	20,6	2,28	0,94		
1984	3,35	1,18	314,9	95,7	236,8	73,1	5,49	1,63	59,2	25,2	25,1	21,6	1,84	1,01		

3.4 Rullande medelvärde

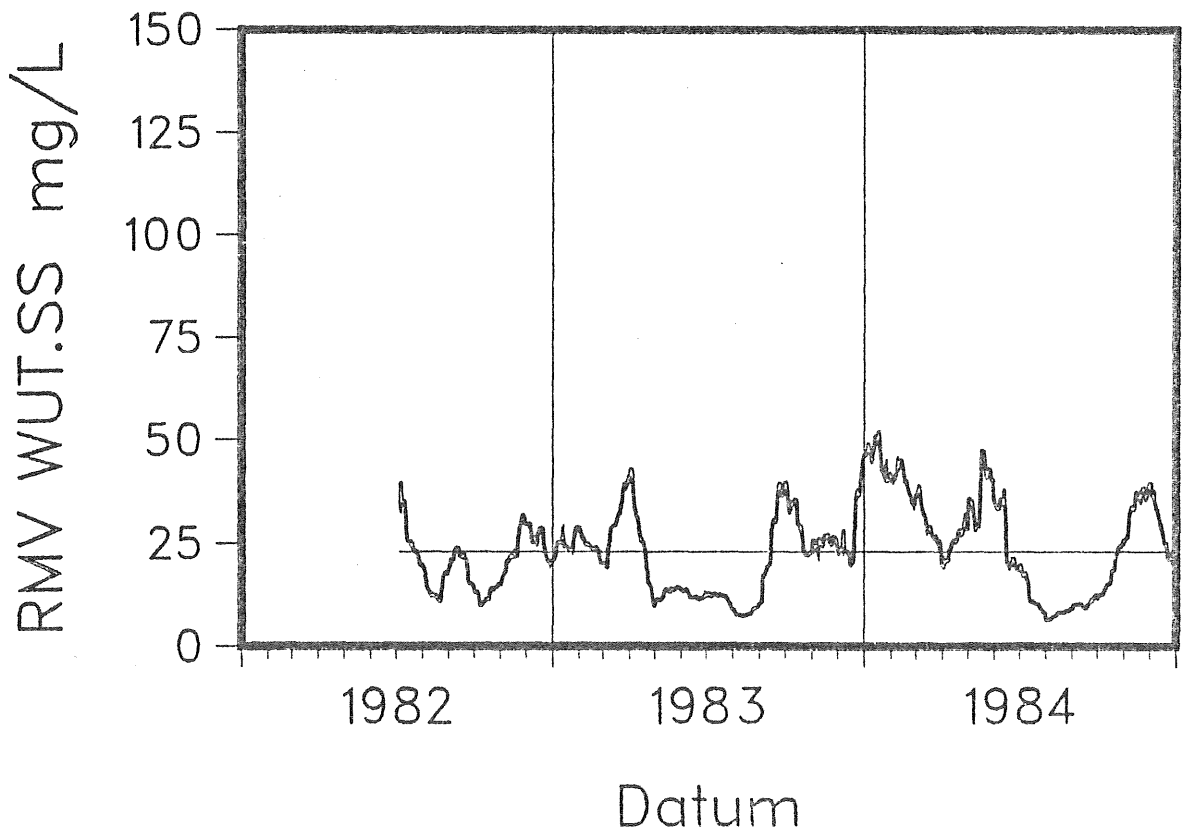
Mycket av den spridning som finns i figur 3.1 och 3.2 kan reduceras med hjälp av ett 30 dygns rullande medelvärde som i figur 3.3. Det är lättare att se årstider när processen fungerar väl respektive mindre väl. Så är t ex nivåerna låga sommartid. Förändringar blir i kurvorna över rullande medelvärde alltid till en del maskerade på grund av själva beräkningsförfarandet - det är ju medelvärden över 30 dygn som beräknas. Figur 3.4 visar hur en rullande 30 dygns standardavvikelse varierar med tid och det är ganska tydligt att den rullande standardavvikelsen följer det rullande medelvärdets svängningar. Från figur 3.3 och 3.4 kan man konstatera att vid ideella driftförhållanden ligger suspenderade ämnen runt 10 mg/L i medelvärde med en standardavvikelse runt 5 mg/L.

3.5 Cumulativsum kurvor

Ett annat sätt att presentera långtidsdata är med en cumulatvsum kurva (Berthouex 1981). En cumulatvsum kurva konstrueras genom att summera skillnaden mellan dagligt värde och medelvärde d v s $\sum(x_i - \bar{x})$. På så sätt visar kurvan en tendens till avvikelse från medelvärdet. En positiv lutning skall tolkas som en tendens att vara större än medelvärdet (d v s sämre funktion). En negativ lutning innebär en tendens att vara mindre än medelvärdet (d v s bättre funktion). En vågrät linje indikerar värden lika med medelvärdet. En jämn lutning över en tidsperiod visar att värdena är konstanta under perioden. Storleksordningen av en cumulatvsum kurva är oväsentlig, det viktiga är lutningen och tiden när lutningen ändras. Man kan lära mycket om drift och driftkontroll genom att närmare analysera vad som händer vid ändringar. Då är det viktigt att ha en väl dokumenterad driftjournal (Lumley och Balmér, 1983). Figur 3.5 visar cumulatvsum kurvor för hela perioden och figur 3.6 för 1984 för parametrarna flöde, suspenderade ämnen, total fosfor i utgående vatten och slamvolymindex.

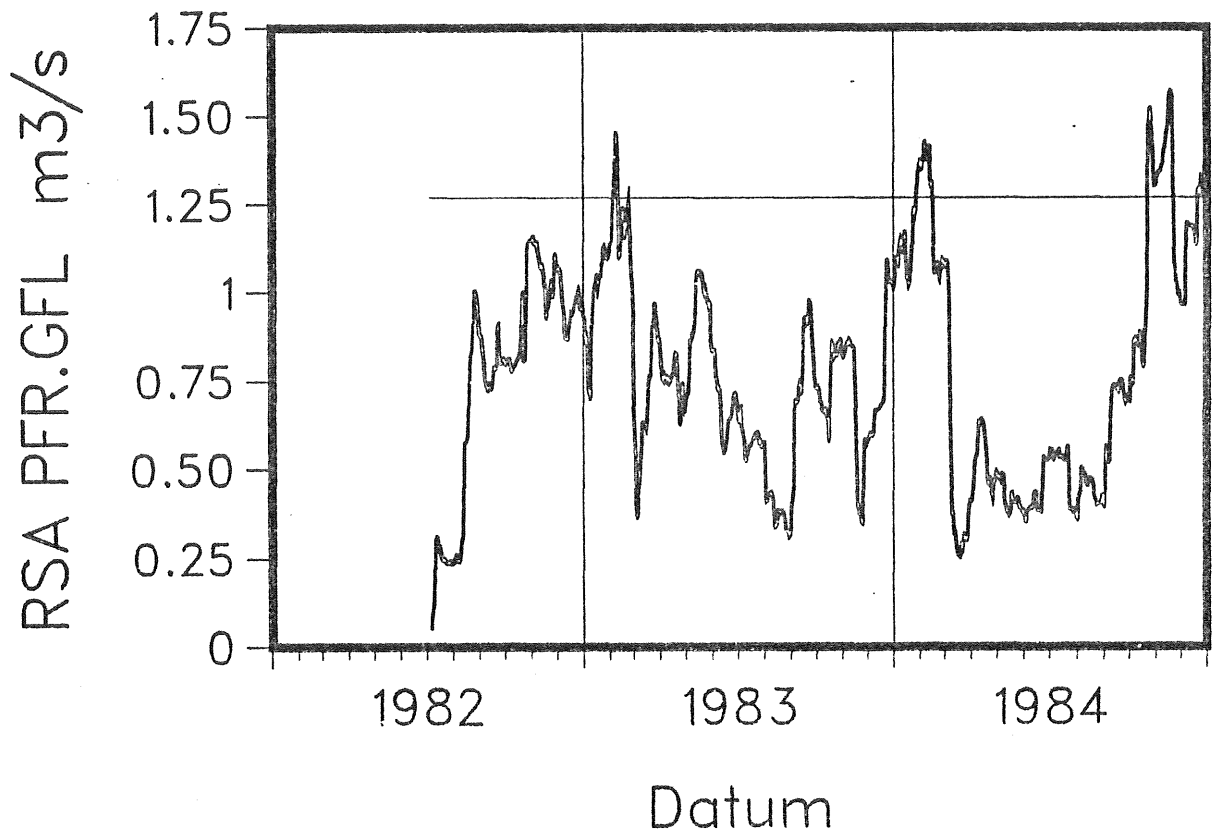


(a)

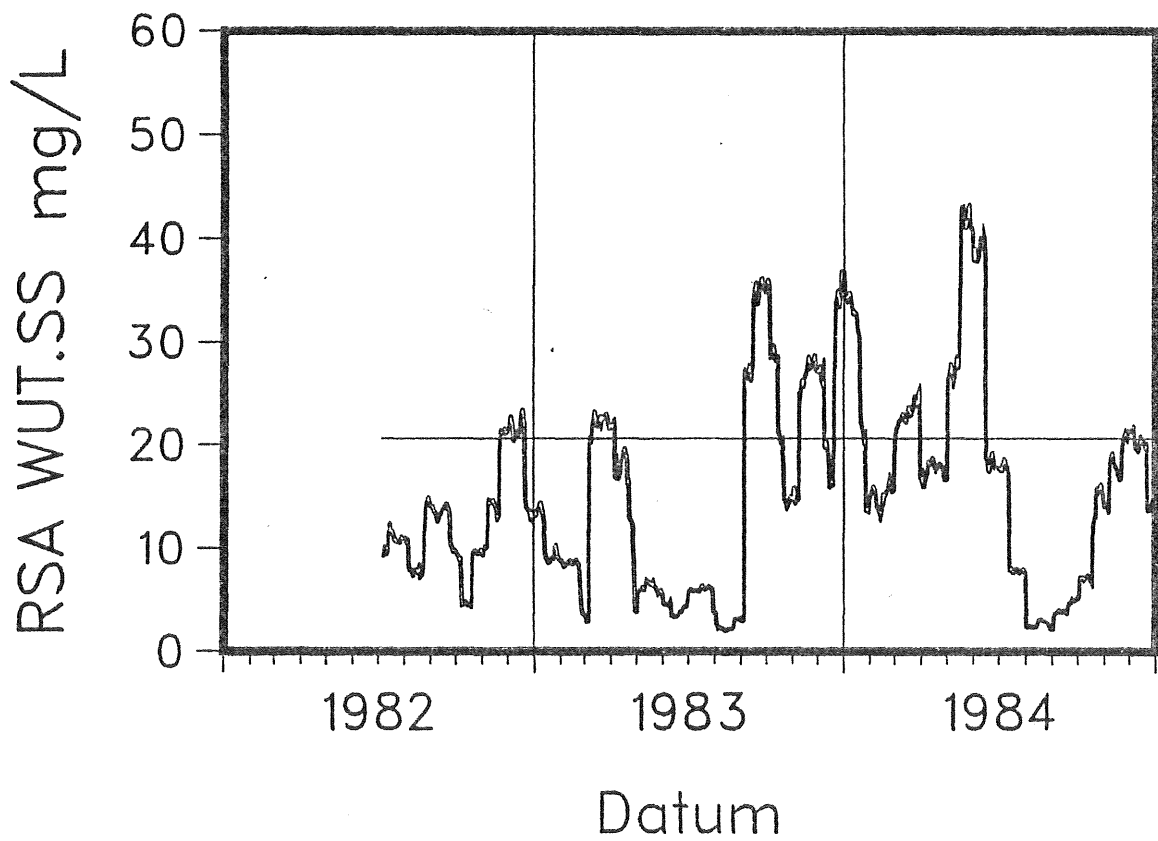


(b)

Fig 3.3 Rullande medelvärde (RMV) för (a) totalt avloppsvattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående vatten för tiden 820705 - 841231.

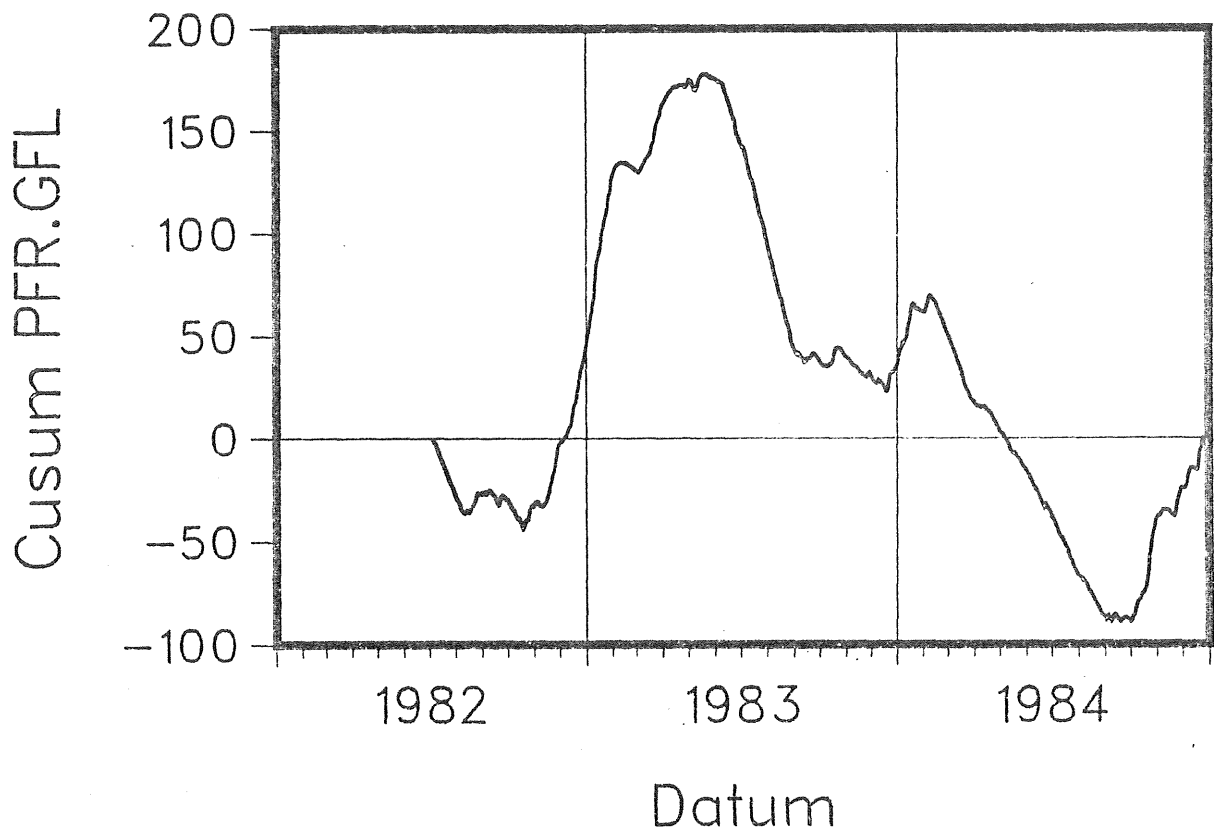


(a)

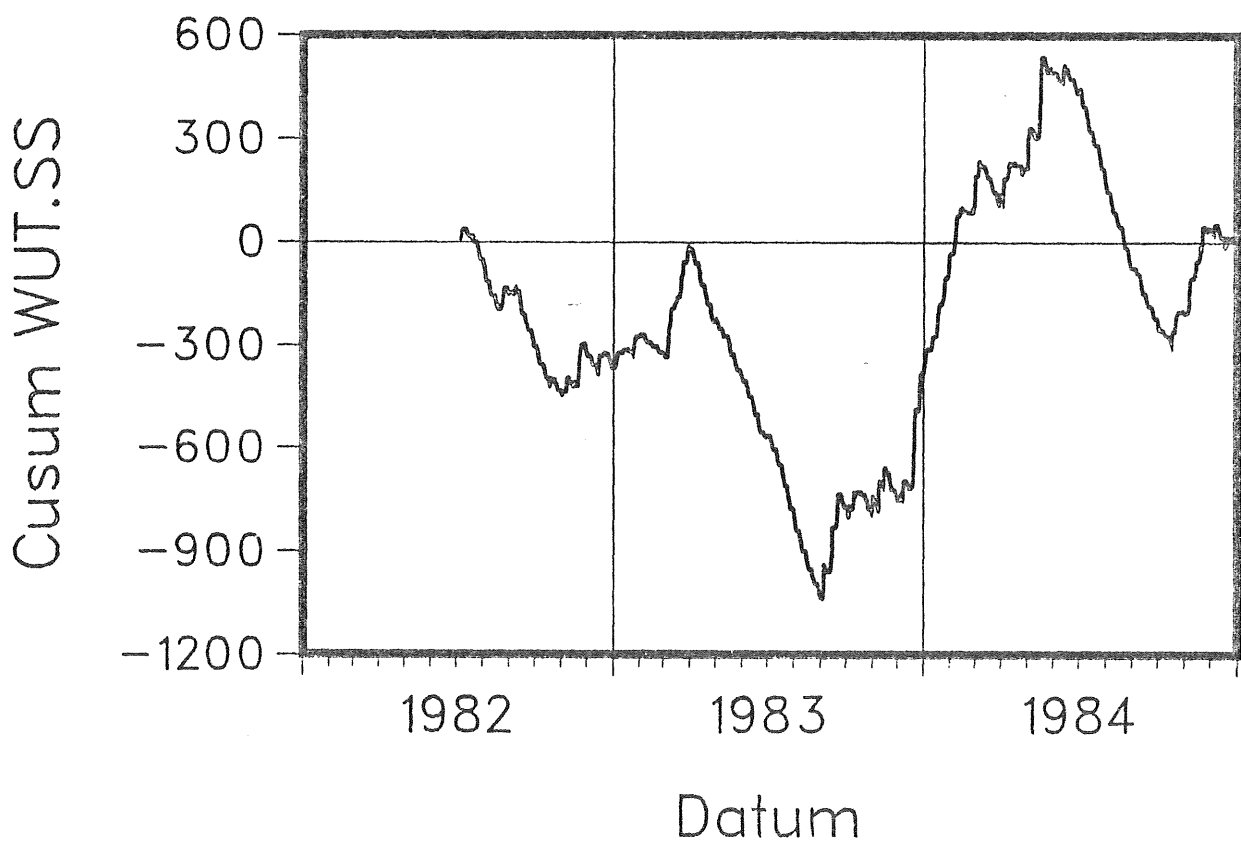


(b)

Fig 3.4 Rullande standardavvikelse (RSA) för (a) totalt avloppsvattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående vatten för tiden 820705 - 841231.

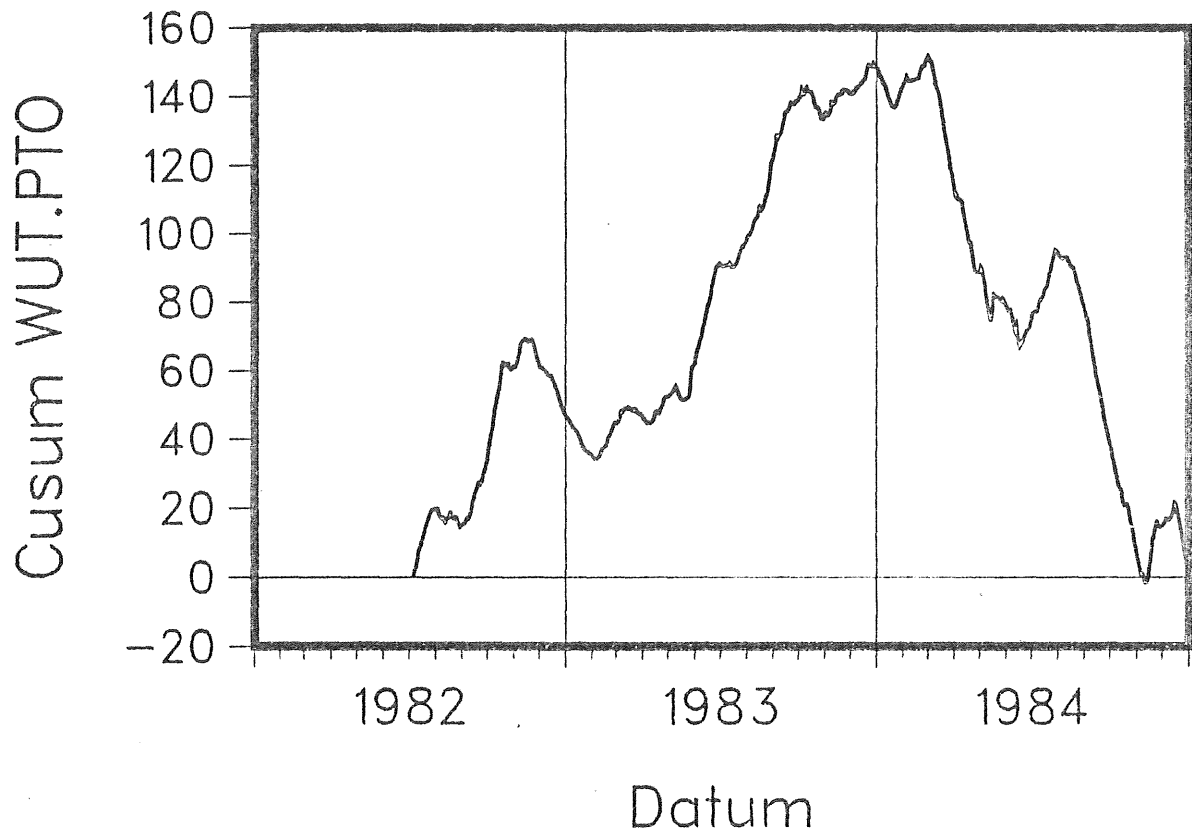


(a)

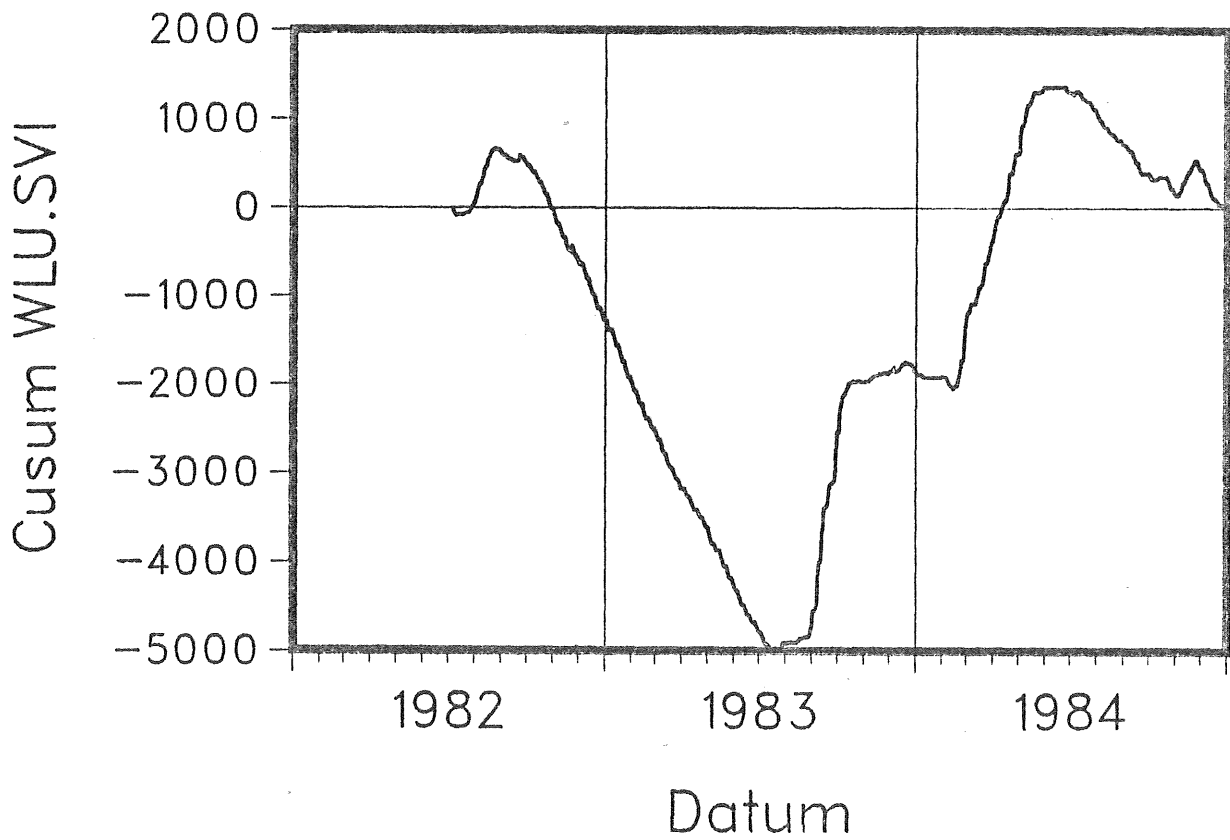


(b)

Fig 3.5 Cumulativsum kurvor för tiden 820705 - 841231 för (a) totalt avloppsvattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående vatten.

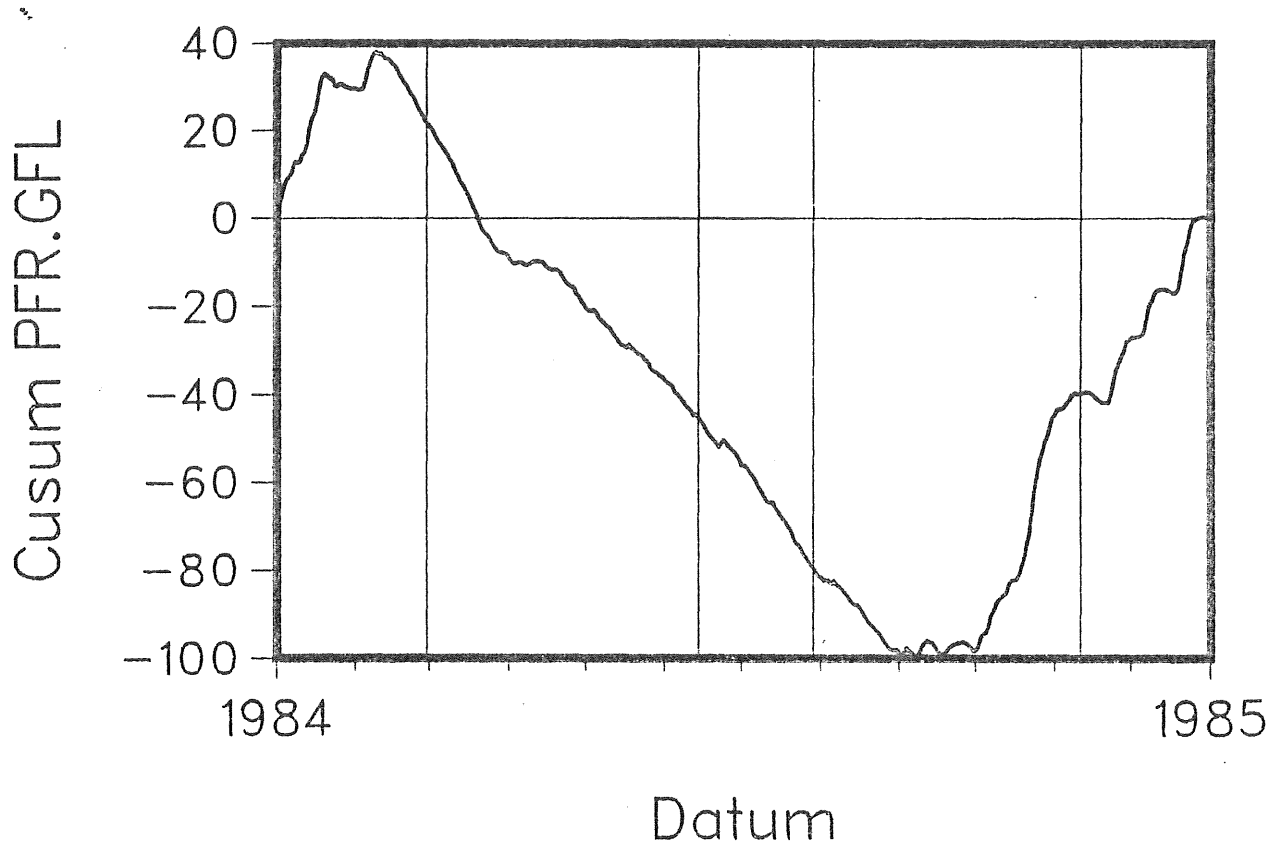


(c)

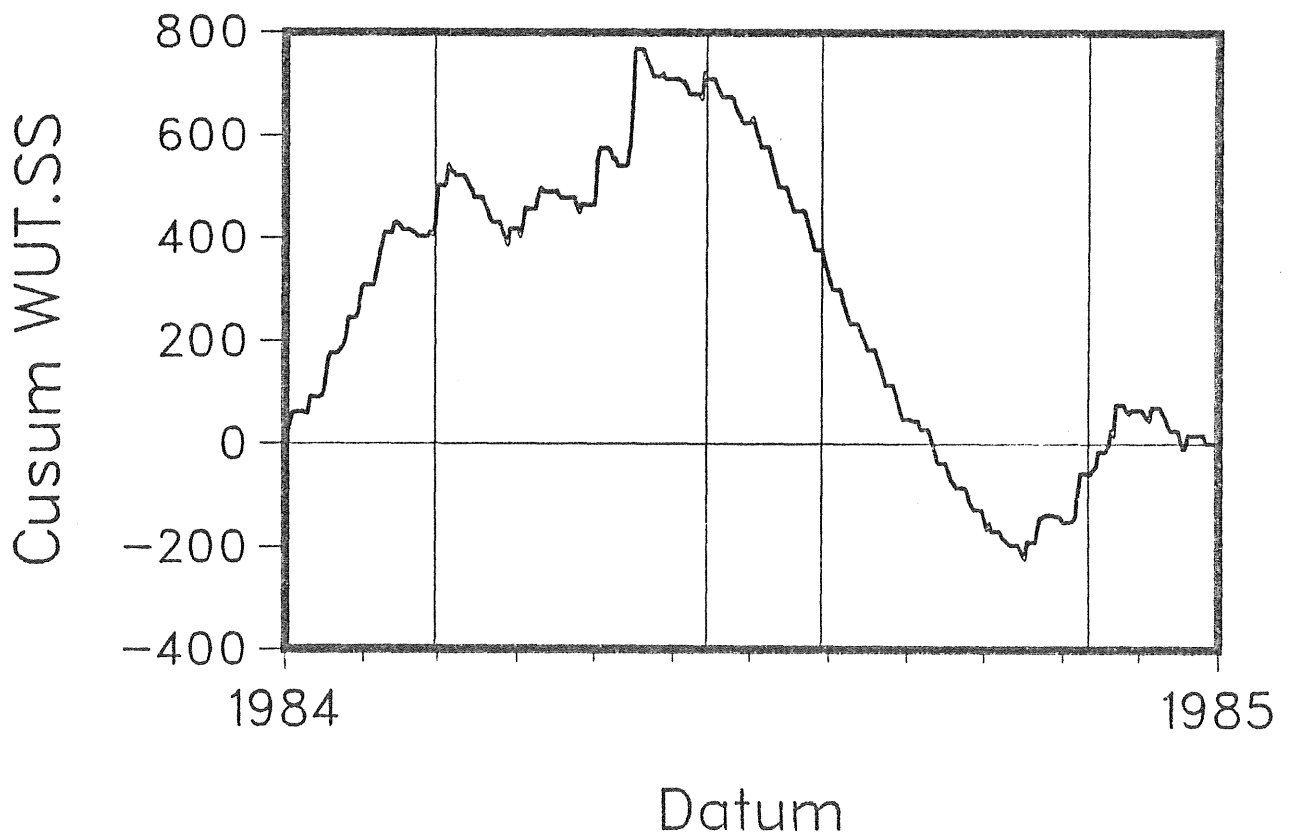


(d)

Fig 3.5 Cumulativsum kurvor för tiden 820705 - 841231 för (c) totalfosfor i utgående vatten och (d) slamvolymindex.

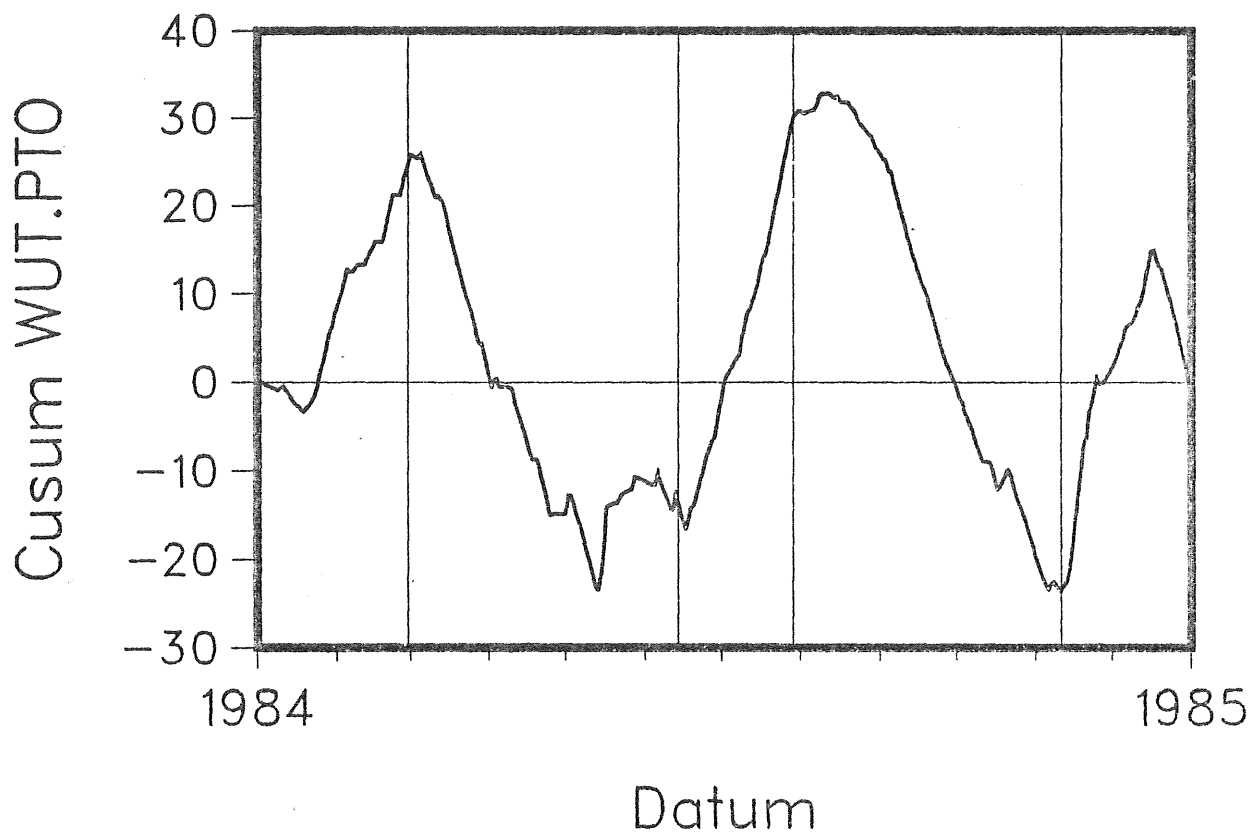


(a)

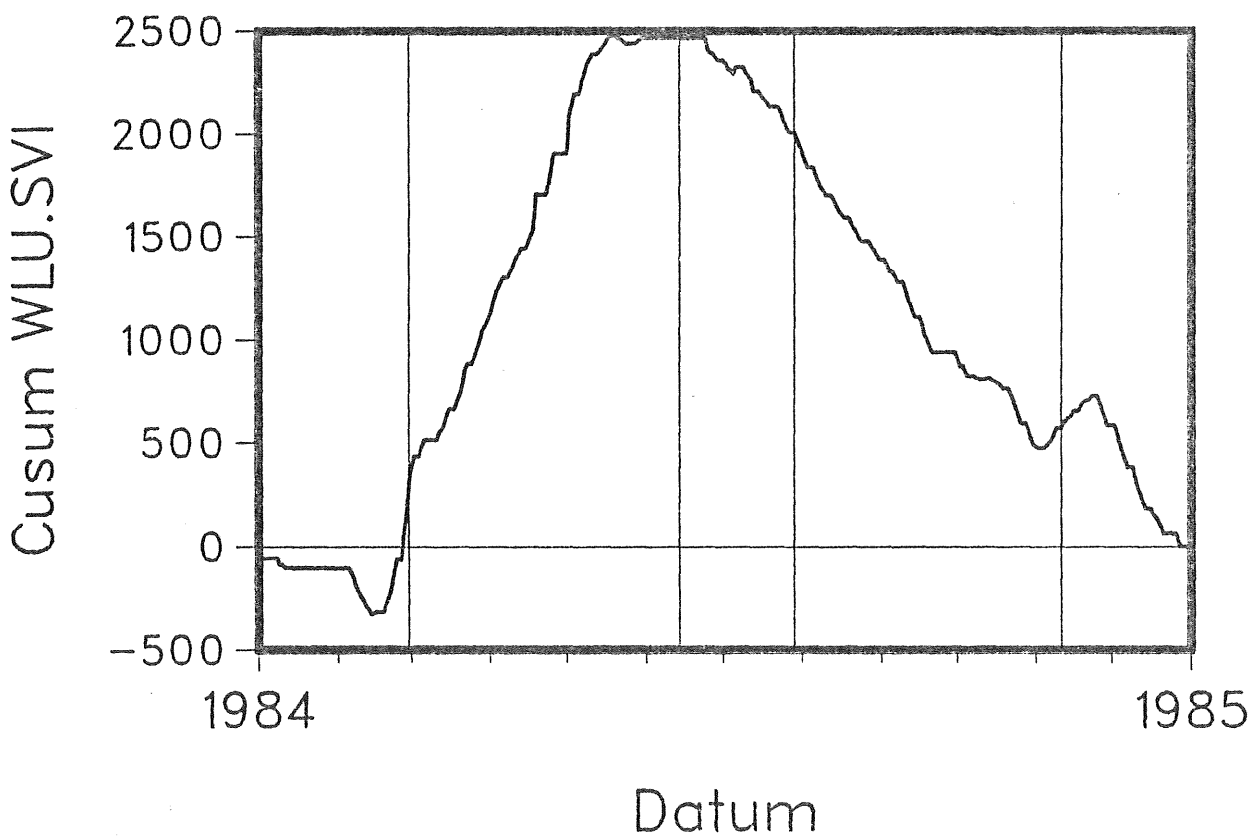


(b)

Fig 3.6 Cumulativsum kurvor för 1984 för (a) totalt avlopps-
vattenflöde och (b) suspenderade ämnen i utgående
vatten.



(c)



(d)

Fig 3.6 Cumulativsum kurvor för 1984 för (c) total fosfor i utgående vatten och (d) slamvolymindex.

I både figur 3.5 och 3.6 visar tillrinningen under hösten samma tendens till positiv lutning dvs över medelvärde, en plåtå med relativt konstant tillrinning mitt i vintern och en tillrinning under medelvärde under sommaren. Kurvan för suspenderade ämnen är i huvudsak en spegelbild av tillrinningskurvan. Totalfosfor-kurvan för 1984 visar effekter av de fällningsförsök i fullskala som pågick under året. Period 4 med förfällning var instabilare än period 6 med simultanfällning där totalfosfor i utgående vatten alltid var under medelvärdet trots betydligt högre tillrinning. Båda fällningsmetoderna visar som väntat bättre fosforreduktion men koncentrationen av suspenderade ämnen i utgående vatten var stabilare under simultanfällningsperioden (jmf Tabell 3.2).

En annan parameter av intresse är slamvolymindex. När kontaktstabilisering väl blev etablerad var SVI mycket jämnt och under medelvärdet för hela period 2. Under förfällningsperioden låg slamvolymindex hela tiden över medelvärdet och den sämre slamkvaliteten är troligen huvudskälet till den dåliga avskiljningen med hög halt suspenderade ämnen och stor variation i utgående vattens totalfosforkoncentration.

Under simultanfällningsperioden låg slamvolymindex under medelvärdet och den bättre slamkvaliteten avspeglas också i att utgående vattens innehåll av suspenderade ämnen låg under medelvärdet samt i en lägre utgående totalfosfornivå och mindre spridning i totalfosforvärdena.

3.6 "Tvådimensionell scatterplot"

Ett sätt att undersöka hur en variabel beror av två andra är en "tvådimensionell scatterplot". I figur 3.7 finns flöde och returslamflöde inlagt mot suspenderade ämnen i utgående vatten. Suspenderade ämnen har indelats i fyra klasser: 0 - 20, 20 - 40, 40 - 60 och över 60 mg/L. Data presenteras för perioderna 4 och 6, med förfällning resp simultanfällning.

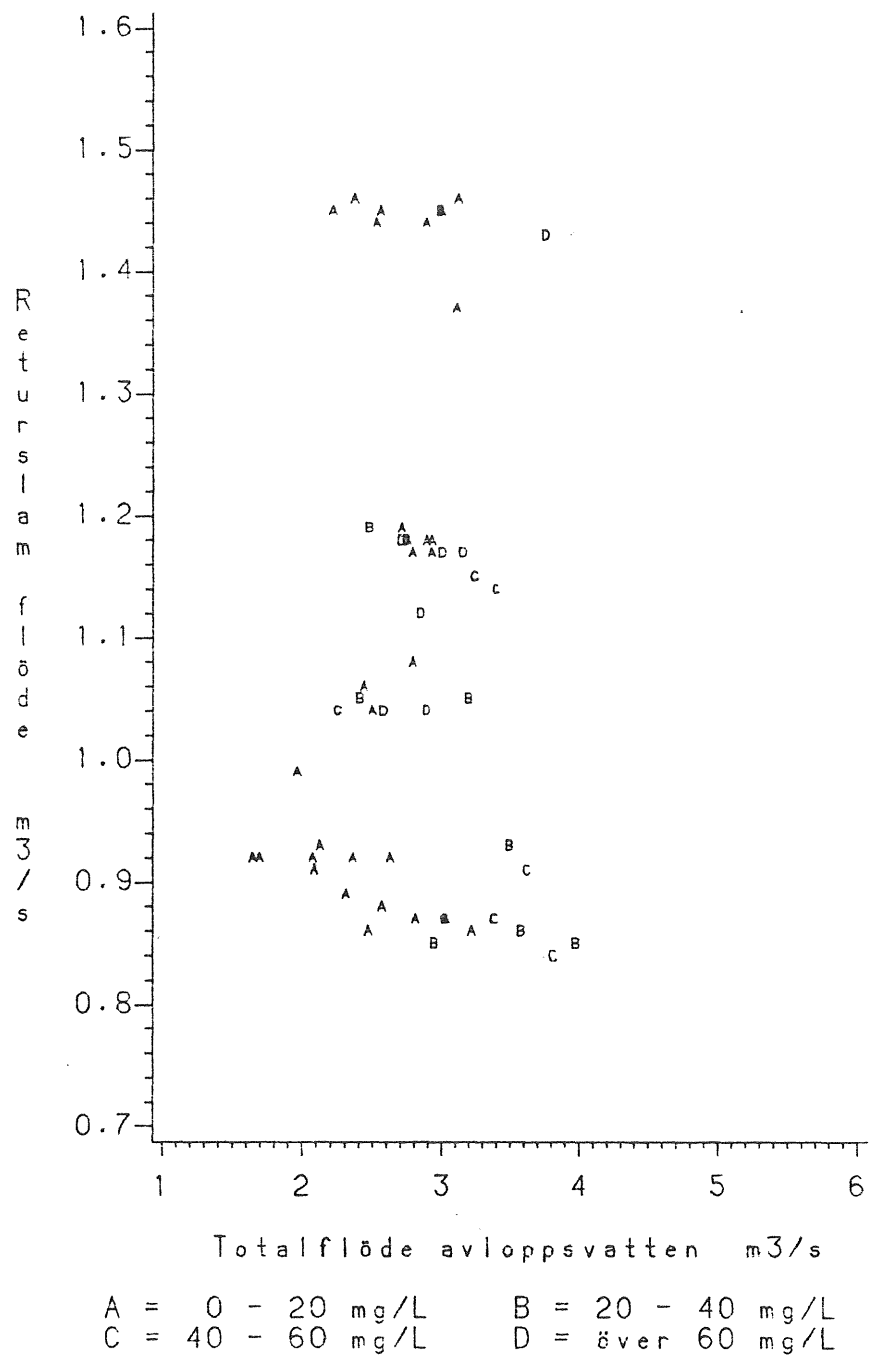


Fig 3.7a Scatterplot för flöde mot returslamflöde och suspenderade ämnen i utgående vatten för förfällningperiod.

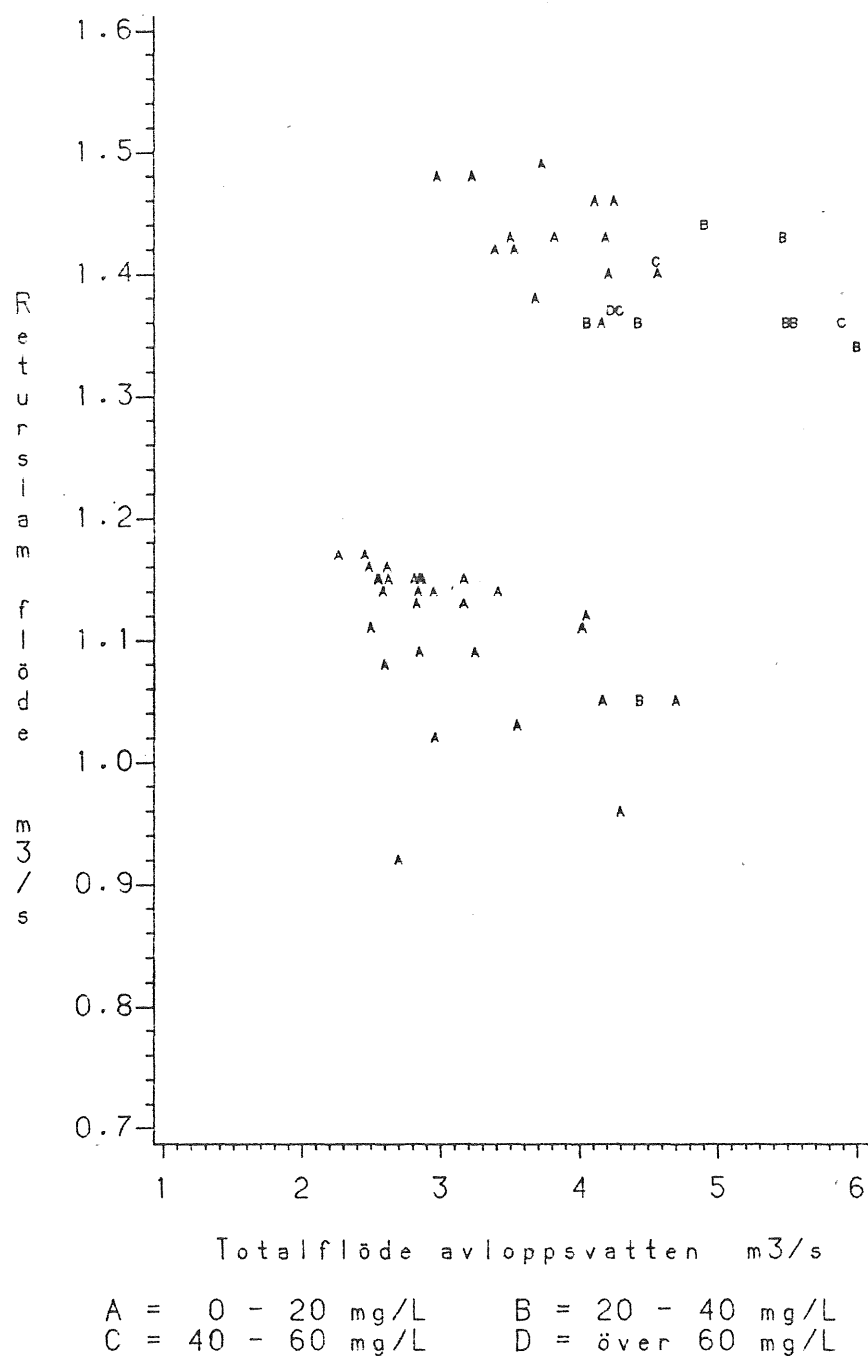


Fig 3.7b Scatterplot för flöde mot returslamflöde och suspenderade ämnen i utgående vatten för simultanfällningsperiod.

Från figur 3.7 ser vi att det under förfällningsperioden var många dagar med höga utsläpp vid låg tillrinning och en tendens till mindre utsläpp vid högre returslampumpning. Simultanfällningsperioden var klart bättre med få dagar med utsläpp över 60 mg/l trots mycket högre tillrinning. Någon effekt av returslampumpningen var ej märkbar i denna perioden.

3.7 Frekvens fördelning

Historiska driftdata från ett avloppsreningsverk är sällan normalfördelade utan har oftast en positiv snedhet eftersom gränsen 0 gäller för alla kvalitetsmätningar. Enklare statistiska beskrivningar, som i Tabell 3.2, förutsätter normalfördelning. En mer omfattande statistisk analys för period 1-7 finns i tabell 3.3, för period 2 (1 år kontaktstabilisering) i tabell 3.4, för period 4 (förfällning) i tabell 3.5 och för period 6 (simultanfällning) i tabell 3.6. Utöver data från tabell 3.2 finns i tabellerna minimi- och maximivärde, modalvärde, 90% percentil, 75% kvartil, median (50% percentil), 25% kvartil, 10% percentil, kvartil avvikelse, standard felet i medelvärden, snedhet och kurtosis.

Det finns olika mått på central tendens som medelvärde, median (mittentalet i en datamängd i rangordning) och modal (värdet som förekommer med störst frekvens). Olika mått på avvikelse inkluderar standardavvikelse, kvartilavvikelse ($(75\% \text{ kvartil} - 25\% \text{ kvartil})/2$), snedhet (mått av avvikelse från symmetri) och kurtosis (spikaktighetsgrad relativt normalfördelningen) (Snedhet och kurtosis har för normalfördelningen bägge värdet 0).

Från tabell 3.3 till 3.6 ser vi att de flesta parametrar har positiv snedhet och positiv kurtosis och då är normalfördelningen inte representativ. Detta gäller speciellt utgående vattens kvalitet. Det är möjligt att använda andra fördelningar typ lognormal, gamma och Weibull men de är mera svårhanterade.

Tabell 3.3 Statistisk sammanfattning för Period 1-7. Värden i m^3/s resp mg/L .

Statistik	Flöde	Inkommande vatten			Utgående vatten		
		COD	susp ämne	totalfosfor	COD	susp ämne	totalfosfor
Antal obs.	897	875	495	862	868	501	853
Min. värde	1,16	50	44	1,7	15	1	0,4
Max. värde	9,09	800	474	9,8	170	141	6,4
Medelvärde	3,45	268,1	206,4	5,10	56,6	23,1	2,28
Mode	6,01	250	180	6,1	50	12	2,5
90% percentil	5,45	400	300	7	90	50	3,4
75% kvartil	4,07	320	246	6,1	65	28	3,0
Median	3,15	250	200	5,1	50	16	2,3
25% kvartil	2,55	201	160	4	41	10	1,7
10% percentil	2,15	160	120	3,1	35	7,3	0,9
Std avvik.	1,27	94,0	70,7	1,51	23,0	20,6	0,94
Kvartil avvik.	0,76	59,5	43	1,5	12	9	0,65
Std fel	0,04	3,18	3,18	0,05	0,78	0,92	0,03
Snedhet	1,03	0,72	0,54	0,18	1,62	2,39	0,27
Kurtosis	1,14	1,22	0,42	-0,05	3,31	7,04	0,22

Tabell 3.4 Statistisk sammanfattning för Period 2. Kontaktstabilisering. Värden i m^3/s resp mg/L .

Statistik	Flöde	Inkommande vatten			Utgående vatten		
		COD	susp ämne	totalfosfor	COD	susp ämne	totalfosfor
Antal obs.	344	353	203	353	348	201	348
Min. värde	1,16	70	44	1,8	25	1	1
Max. värde	8,74	451	366	8,5	140	104	5
Medelvärde	3,88	268,1	178,7	4,66	55,1	19,9	2,49
Mode	6,01	160	130	6,1	50	10	2,4
90% percentil	5,90	318	257	6,5	85	39	3,5
75% kvartil	4,77	270	217	5,8	60	25	3
Median	3,67	230	180	4,5	50	16	2,4
25% kvartil	2,91	170	138	3,6	45	10	1,9
10% percentil	2,25	130	104	2,9	35	7	1,6
Std avvik.	1,35	72,4	57,4	1,36	19,0	14,7	0,72
Kvartil avvik.	0,93	50	39,5	1,1	7,5	7,5	0,55
Std fel	0,07	3,85	4,03	0,07	1,02	1,04	0,04
Snedhet	0,64	0,22	0,33	0,01	1,52	2,30	0,68
Kurtosis	0,29	-0,15	0,07	-0,85	3,31	8,04	0,40

Tabell 3.5 Statistisk sammanfattning för Period 4.
Förfällning. Värden i m³/s resp mg/L.

Statistik	Flöde	Inkommande vatten			Utgående vatten		
		COD	susp ämne	totalfosfor	COD	susp ämne	totalfosfor
Antal obs.	107	105	55	106	92	54	96
Min. värde	1,65	210	100	3,8	39	7,8	0,4
Max. värde	4,04	590	440	9,8	170	141	6,4
Medelvärde	2,72	381,2	289,2	7,00	66,2	30,7	1,45
Mode	2,46	310	300	6,6	50	14	0,7
90 % percentil	3,39	490	374	8,7	110	72	2,7
75 % kvartil	3,02	430	330	7,6	75	43	1,9
Median	2,74	380	300	6,9	60	18	1,1
25 % kvartil	2,37	320	240	6,4	49	12	0,7
10 % percentil	2,09	296	206	5,4	40	9	0,5
Std avvik.	0,49	74,6	64,8	1,21	27,0	29,2	1,01
Kvartil avvik.	0,33	55	45	0,6	13	15,5	0,6
Std fel	0,05	7,28	8,74	0,12	2,82	3,97	0,10
Snedhet	0,32	0,40	-0,10	0,28	1,67	1,95	2,08
Kurtosis	0,04	0,00	0,48	0,13	2,95	3,75	6,19

Tabell 3.6 Statistisk sammanfattning för Period 6.
Simultanfällning. Värden i m³/s resp mg/L.

Statistik	Flöde	Inkommande vatten			Utgående vatten		
		COD	susp ämne	totalfosfor	COD	susp ämne	totalfosfor
Antal obs.	106	100	55	103	97	58	99
Min. värde	2,27	150	100	2,6	27	3,8	0,4
Max. värde	9,09	510	361	7,3	90	78	3,2
Medelvärde	3,72	297,6	224,9	5,27	46,7	17,6	1,31
Mode	3,50	310	210	5,1	40	22	1
90 % percentil	5,51	430	294	6,9	60	35	2,1
75 % kvartil	4,29	330	250	6,1	50	22	1,6
Median	3,5	290	220	5,1	45	13	1,1
25 % kvartil	2,72	230	196	4,4	40	8	0,9
10 % percentil	2,48	201	154	3,6	35	6	0,7
Std avvik.	1,25	85,9	54,1	1,16	12,4	14,9	0,56
Kvartil avvik.	0,79	50	27	0,85	5	7	0,35
Std fel	0,12	8,59	7,29	0,11	1,26	1,96	0,06
Snedhet	1,51	0,76	0,17	-0,14	1,88	2,26	1,06
Kurtosis	3,12	-0,01	0,57	-0,89	4,62	5,45	0,73

I figur 3.8 finns stapeldiagram för flöde och utgående COD, suspenderade ämnen och totalfosfor för period 2 (kontaktstabilisering). Motsvarande data för period 4 (förfällning) och för period 6 (simultanfällning) finns i figur 3.9 resp 3.10.

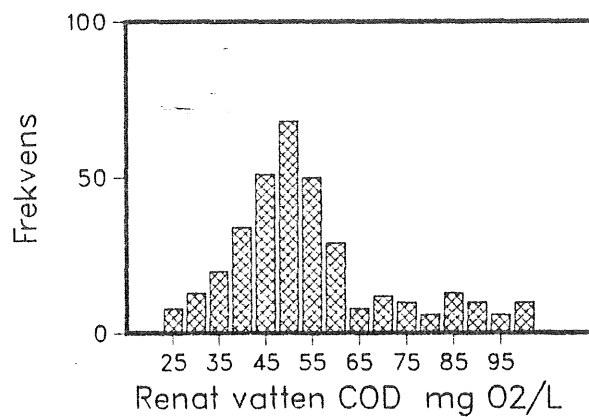
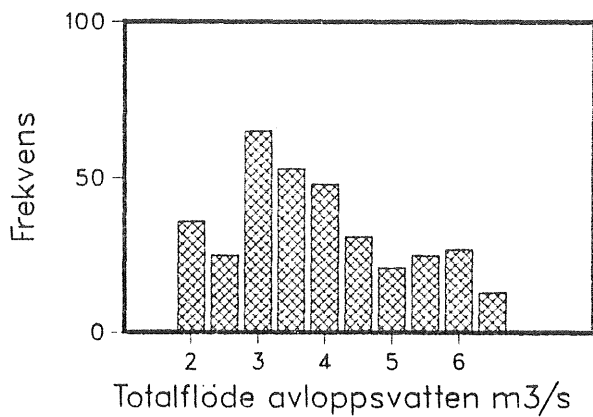
Från dessa tre figurer se vi att modalvärdet för utgående suspenderade ämnen ligger runt 10 mg/L och att en mycket sned fördelning föreligger. En liknande situation finns för totalfosfor med ett modalvärde som ligger under medelvärdet taget från tabell 3.3. Det skall noteras att modalvärdena i tabell 3.4-3.7 är baserade på rådata medan i figur 3.8, 3.9 och 3.10 data är grupperade i klasser så som framgår av den oberoende axeln i resp figur.

3.8 Stapeldiagram för massflöde

Stapeldiagrammen visar antalet dagar en parametrar har legat inom ett visst intervall. Från diagrammen kan dock ej utläsas den mängd föroreningar som släppts ut. Om man summerar den mängd av föroreningar som släpps ut per dygn för alla dygn där utloppskoncentrationen ligger inom ett visst intervall, kan man konstruera ett stapeldiagram för materialtransport. Figur 3.11, 3.12 och 3.13 visar utsläppta mängder för suspenderade ämnen, COD och totalfosfor för perioderna 2, 4 och 6.

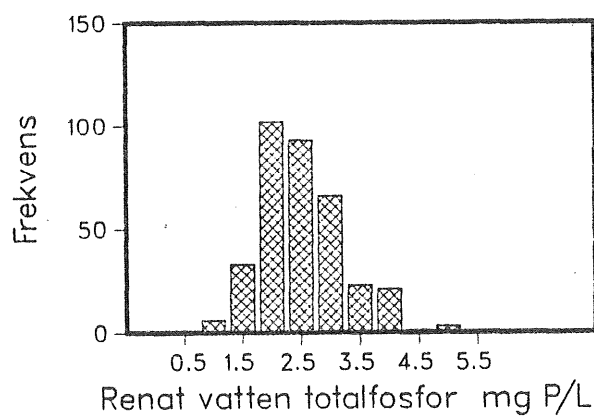
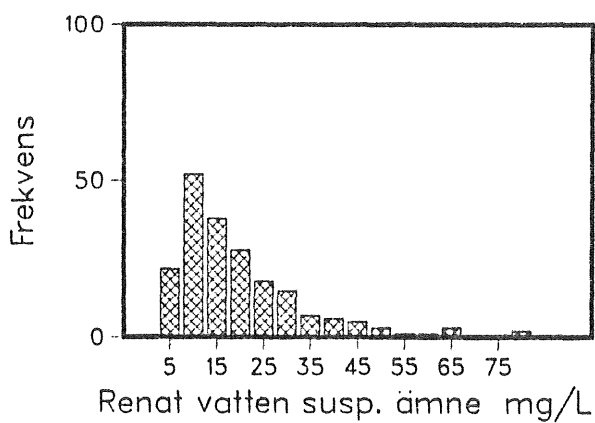
Jämför man stapeldiagrammen i fig 3.8-3.10 med motsvarande stapeldiagram över utsläppta mängder framgår det tydligt att antalet dygn då koncentrationen suspenderade ämnen i utgående vatten är över 40 mg/L, är relativt få men ger stort bidrag till utsläppta mängder. Period 2 data visar att 33 % av utsläppt mängd suspenderade ämnen kommer under dygn då halten var större än 37.5 mg/L trots att det bara var 10 % av dygnen som hade så höga koncentrationer i utgående vatten.

Ovanstående analys visar att en minskning av suspenderade ämnen i utgående vatten genom en förbättring av eftersedimenteringbasängernas funktion skulle resultera i en markant minskning av den totalt utsläppta mängden suspenderade ämnen per år.



(a)

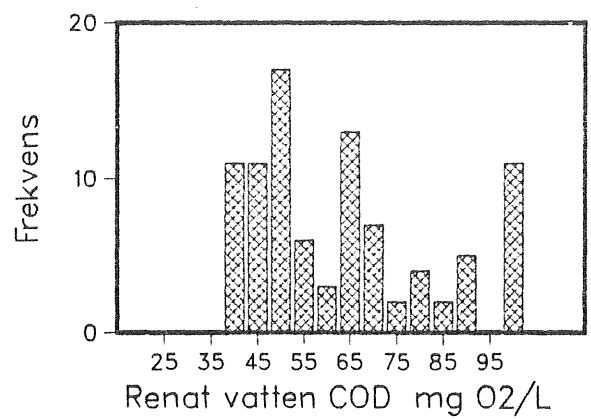
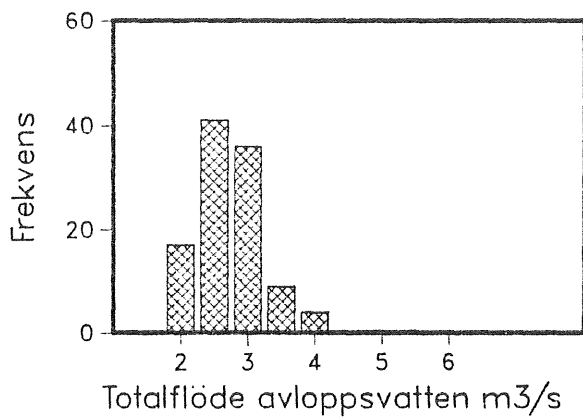
(b)



(c)

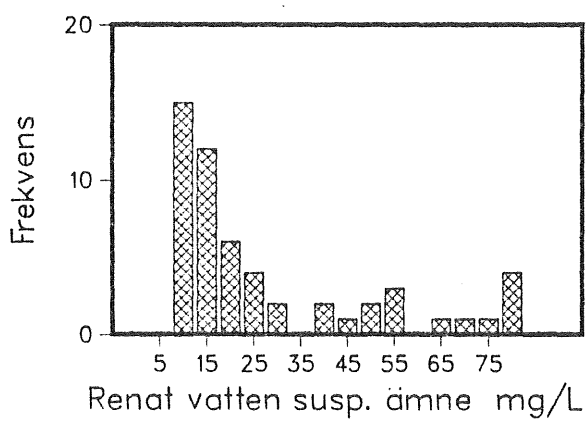
(d)

Fig 3.8 Frekvensfördelning för kontaktstabiliseringsperioden för (a) flöde och (b) COD, (c) suspenderade ämnen och (d) totalfosfor i utgående vatten.

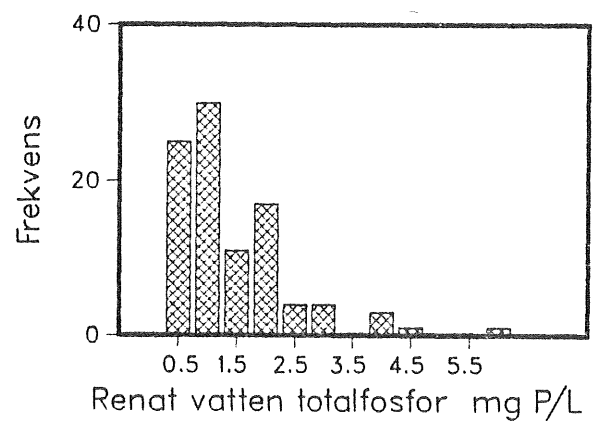


(a)

(b)

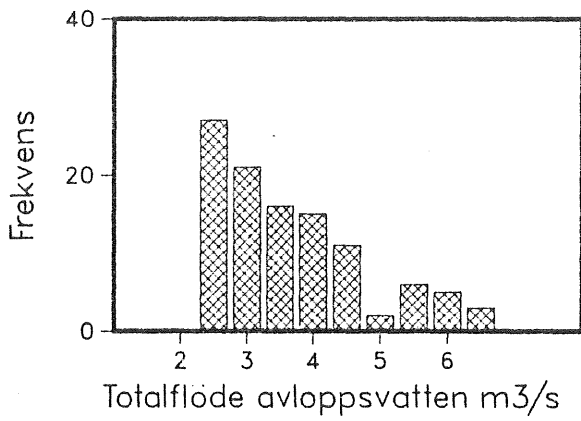


(c)

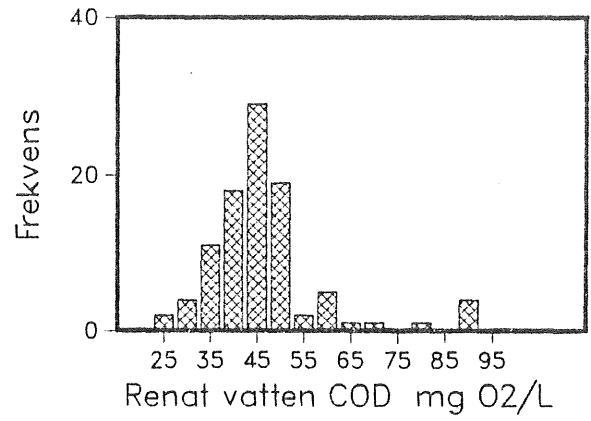


(d)

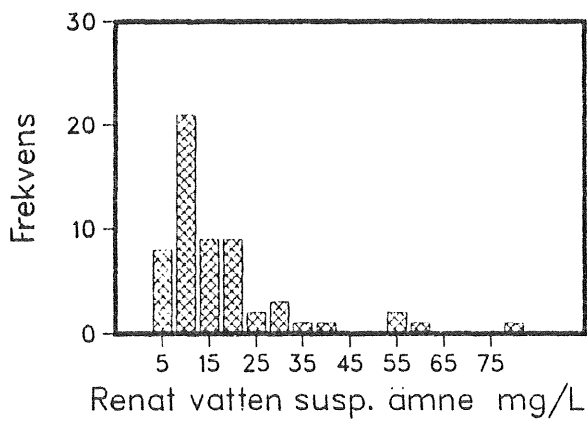
Fig 3.9 Frekvensfördelning för förfällningsperioden för (a) flöde och (b) COD, (c) suspenderade ämnen och (d) totalfosfor i utgående vatten.



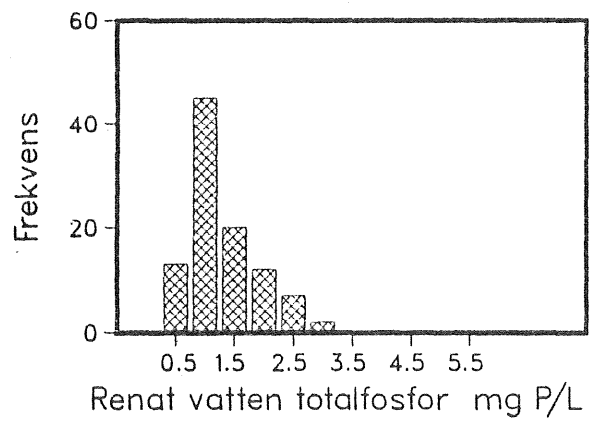
(a)



(b)

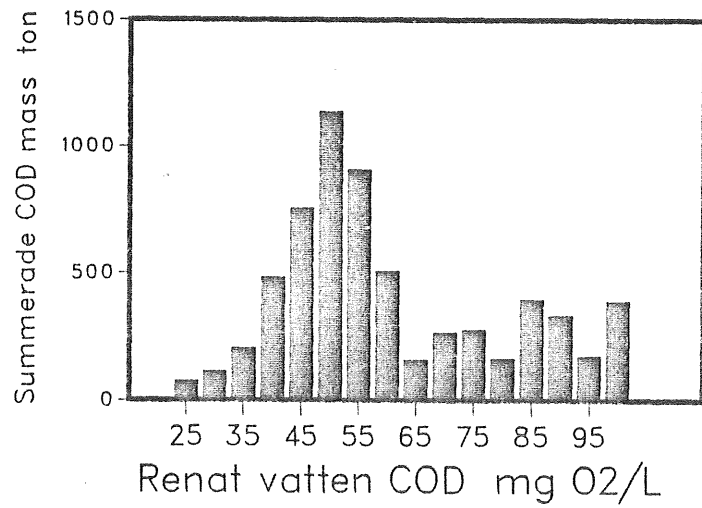


(c)

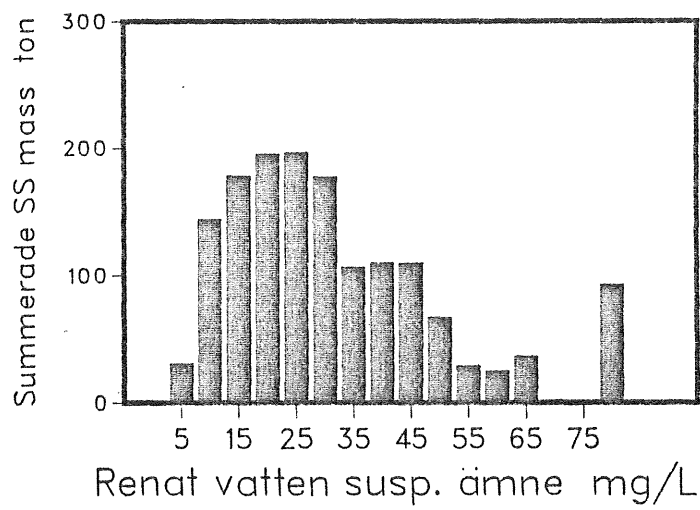


(d)

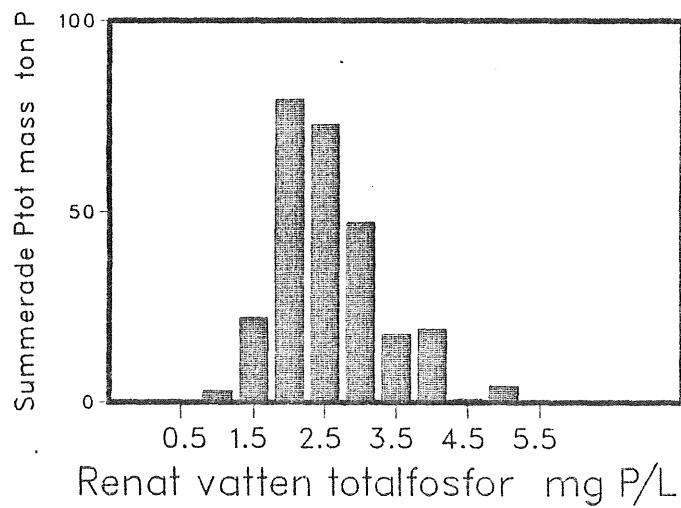
Fig 3.10 Frekvensfördelning för simultanfällningsperioden för (a) flöde och (b) COD, (c) suspenderade ämnen och (d) totalfosfor i utgående vatten.



(a)

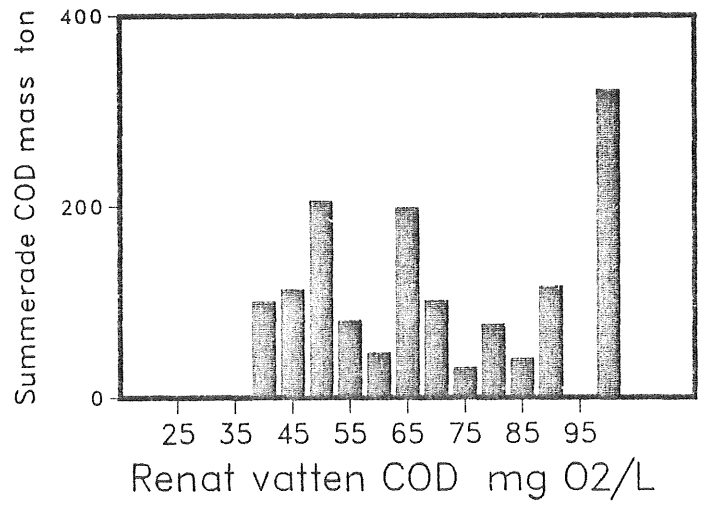


(b)

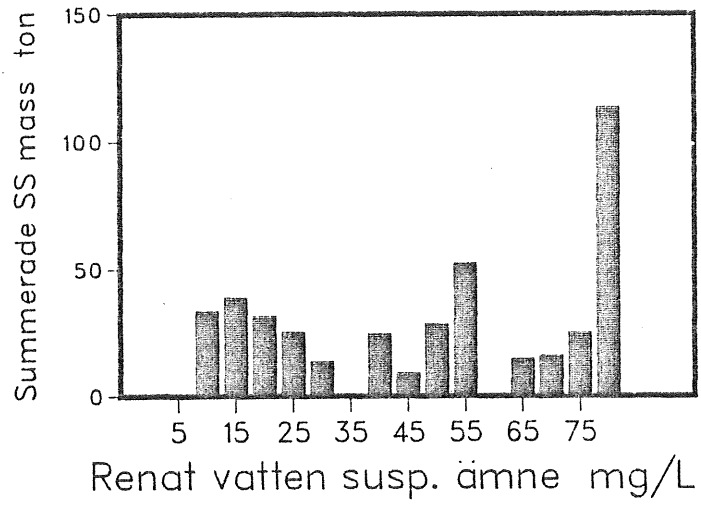


(c)

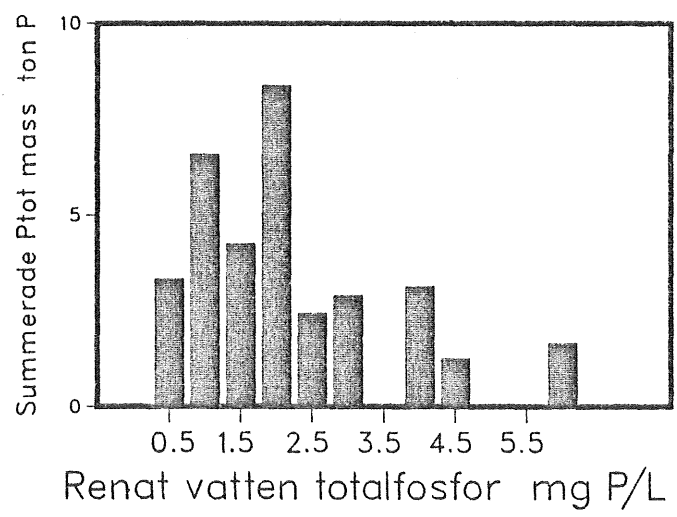
Fig 3.11 Stapeldiagram över utsläppta mängder för kontaktstabiliseringsperioden för (a) COD, (b) suspenderade ämnen och (c) totalfosfor.



(a)

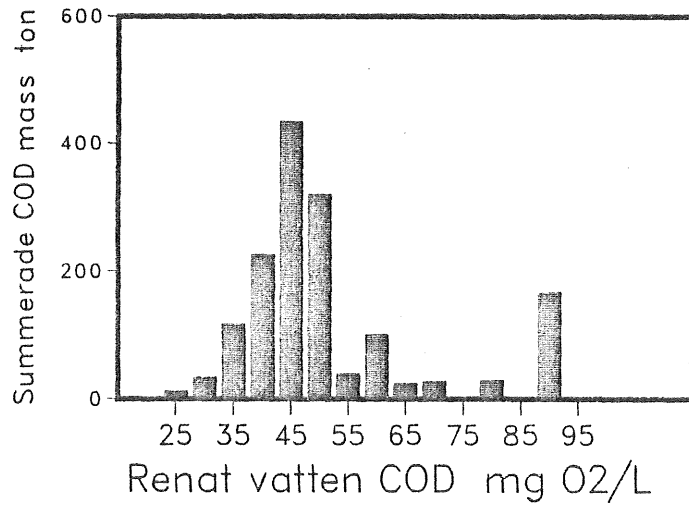


(b)

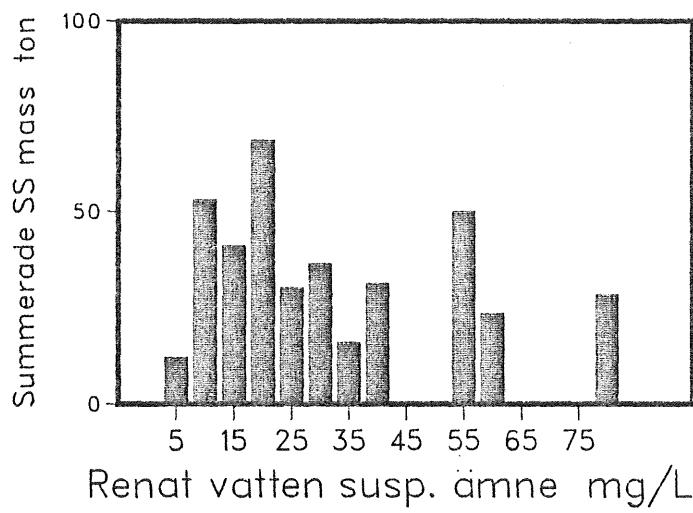


(c)

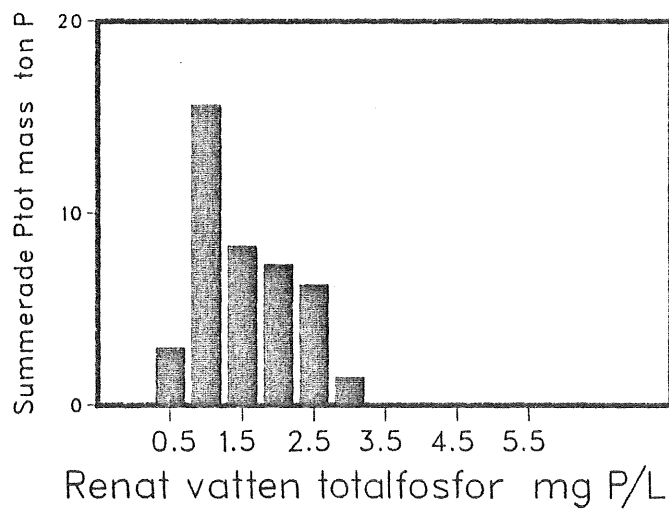
Fig 3.12 Stapeldiagram över utsläppta mängder för förfällningsperioden för (a) COD, (b) suspenderade ämnen och (c) totalfosfor.



(a)



(b)



(c)

Fig 3.13 Stapeldiagram över utsläppta mängder för simultanfällningsperioden för (a) COD, (b) suspenderade ämnen och (c) totalfosfor.

3.9 Percentil stapeldiagram

Det är viktigt att kunna kartlägga förhållandet mellan flöde och suspenderade ämnen i utgående vatten men från avsnitt 3.7 ovan ser vi att en normal fördelning är inte representativ. Det är bättre att använda percentiler för att visa spridning än medelvärde och standardavvikelse. Figur 3.14 visar spridning av suspenderade ämnen i utgående vatten för olika flöden för period 1-7. Som väntat är det en uppåtgående tendens för medianen samt för 10 % percentil. Spridningen blir också större vid högre flöden.

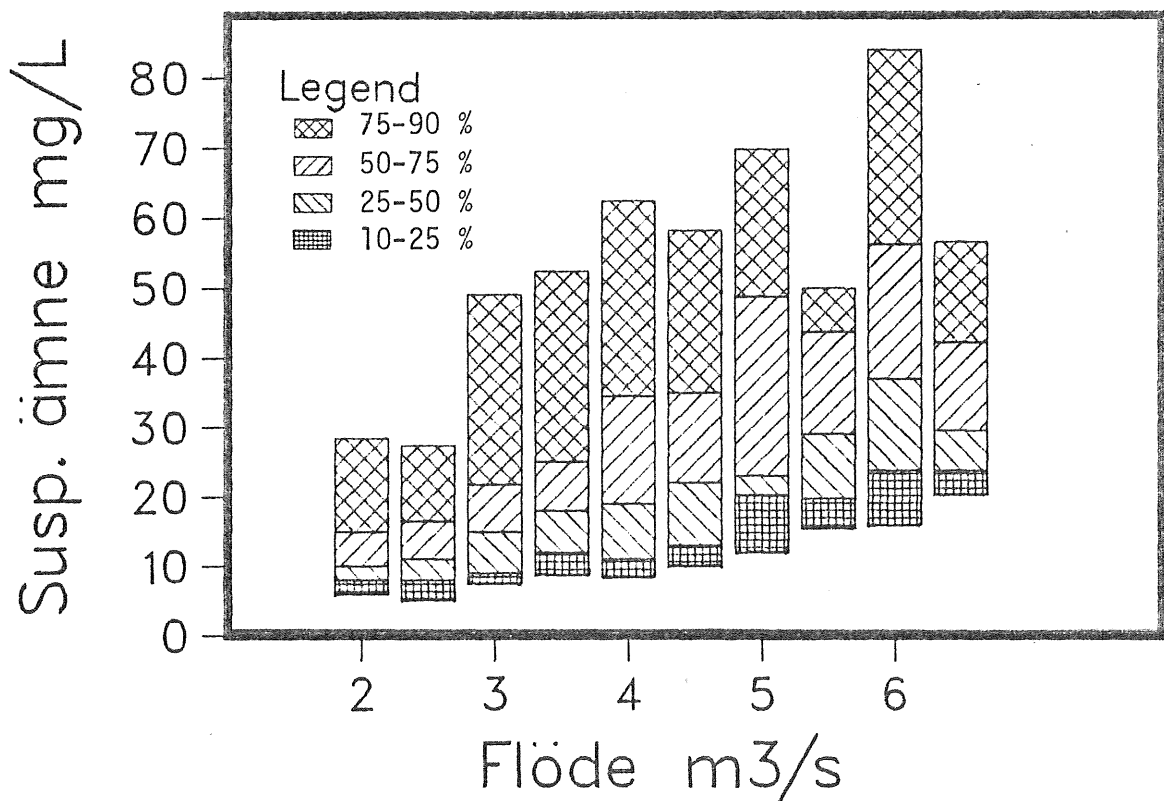


Fig 3.14 Percentil indelning av suspenderade ämnen i utgående vatten för olika flödesklasser för tiden 820705-841231.

4. SEDIMENTERINGSBASSÄNGERNAS FUNKTION

4.1 Introduktion

Sedimenteringsresultaten i tabell 3.3, visar att över 90% av tiden är suspenderade ämnen i utgående vatten mindre än 50 mg/L och 75% av tiden mindre än 28 mg/L. Figur 3.1b visar att även om nivån normalt är låg så finns det stora toppar. I avsnitt 3.8 visas att de få dagarna med höga utsläpp ger ett signifikant bidrag till den totala mängden utsläppta suspenderade ämnen. Därför kan man konstatera att eftersedimenteringsbassängerna fungerar mycket bra större delen av tiden men att svårigheter uppstår under vissa tillfällen. Dessa svårigheter kan orsakas av många faktorer.

4.2 Faktorer som påverkar eftersedimenteringsbassängerna

Som visas i sektion 2 och 3 finns det många faktorer som påverkar sedimenteringsbassängernas funktion. De kan sammanfattas som:

- * flöde och flödesändring
- * skibordsbelastning
- * returslampumpning
- * slammets karaktär
- * "slumpproblem"

Flödesändringarna är ofta stegvisa eftersom justering av huvudpumparnas kapacitet sker vid hög eller låg vattennivå i inloppstunneln. Med installationen av en HP 1000 minidator under 1984 finns det nu större möjligheter att övervaka och i viss mån styra anläggningen. Arbete pågår med att införa ett mer sofistikerat regleringsätt för pumparna. Detta innebär mjukare flödesändringar och därför mindre störningar av eftersedimenteringen. En framtida möjlighet skulle vara att via fjärröverföring kontinuerligt mäta vattennivåerna ute i tunnelsystemet och från dessa beräkna förväntade inloppstunnelnivåer vid Ryaverket. Härigenom skulle huvudpumparna kunna nyttjas så att flödet in till verket blir så jämnt som möjligt.

Vid ökad tillrinning ökar skibordsbelastningen. Vid hög slamskiktshöjd är det då stor risk för slamflykt.

Flera av de experiment som gjorts visar hur returslampumpning kan användas för att reglera slamskiktshöjden. När bassängarna är hårt belastade eller har mycket slam lagrat kan en ökad returslampumpning ha en positiv effekt. Returslampumpning kan drivas på olika sätt, bl a konstant pumpning, flödesproportionellt pumpning eller på annat sätt. Konstant returslampumpning är den enklaste lösningen, med litet övervakningsbehov. Nackdelen är, att när tillrinningen överstiger den normala, så kan slam lagras upp och slamflykt uppstå. Om returslampumparna konstant körs med hög kapacitet kan detta problem minskas. Nackdelar kan dock uppkomma genom onödigt hög belastning vid låg tillrinning p g a den interna recirkulationen. Energiförbrukningen ökar också.

Flödesproportionell returslampumpning är också vanligt. Detta driftsätt är att föredra vid reningsverk med starkt varierande tillrinning. Vid "optimal" reglering skulle dock returslampumpningen ökas innan tillrinningsökningen skett. Om man kunde förutsäga tillrinning och reglera huvudpumparna därefter, så borde man kunna optimera returslampumpningen. Då skulle hänsyn tagas till slamskiktshöjden i bassängarna samt det förväntade flödet och dess effekt.

Den "optimala" driften av eftersedimenteringsbassänger är dock ej möjligt att uppnå idag. En viktig orsak härtill är att kunskapen om vilka faktorer som styr slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper är begränsade. Från figur 3.5d ser vi att slamvolymindex förändras med tiden i en utsträckt tidskala. Vi behöver emellertid veta mer om hur slammets egenskaper ändras över kort tid på grund av ändrade flöden, ändrade returslamkoncentrationer, tillsatta kemikalier och ändrade syrehalter.

Många gånger kan slumpproblem orsaka att en eller flera bassänger får nedsatt funktion. Orsaken härtill kan vara maskinhaveri,

ojämn flödesfördelning eller hög slamskikts nivå. Önskan är då att kunna upptäcka störningar innan de orsakar högre utsläpp eller rent av slamflykt. Det centrala övervakningssystemet som nu installerats på Ryaverket ger många fördelar. Den kontinuerliga grumlighetsmätningen kan avslöja ev försämringar i utgående vattens kvalitet. Den centrala övervakningen ger för närvarande enbart ett genomsnitt för alla bassänger och den inkluderar ej heller slamnivåer. Det är därför nödvändigt att komplettera med regelbunden okulär besiktning. Detta ger också möjlighet att tidigt sätta in motåtgärder av typ justering av flöde till enskilda bassänger eller ökning av returslampumpning.

4.3 Bedömning av förväntade resultat

När det gäller att bedöma vilka halter suspenderade ämnen som kan påräknas i utgående vatten är det lämpligt att utgå från resultaten för period 2. Under denna period drevs anläggningen som en kontaktstabiliseringsanläggning under ett helt år. Medelvärdet av suspenderade ämnen i utgående vatten var 20 mg/L.

För perioderna med förfällning och simultanfällning är det svårare att bedöma resultaten. Under förfällningsperioden var tillrinningen klart lägre än under kontaktstabiliseringsperioden. Tillrinningen under simultanfällningsperioden är jämförbar med den under kontaktstabiliseringsperioden.

En viktig faktor för avskiljningen vid höga belastningar är slamegenskaperna. I figur 3.5d framgår slamvolymindex och det är tydligt att slammet under förfällningsperioden har sämre egenskaper än under kontaktstabiliseringsperioden. Under simultanfällningsperioden var slamegenskaperna i det närmaste lika goda som under kontaktstabiliseringsperioden.

Jämför vi nu samtidigt fördelningen av tillrinningen till verket och fördelningen av suspenderade ämnen i utgående vatten under de tre perioderna (figur 3.8-3.10) kan vi konstatera att förfällningsperioden har ett klart sämre resultat. Simultanfällnings-

perioden och kontaktstabiliseringsperioden uppvisar ungefär lika resultat.

Det är ingen svårighet att kvantifiera skillnaderna. En kvantifiering ger emellertid lätt intryck av en exakthet, vilken icke existerar. Vi har därför medvetet avstått från att kvantifiera skillnaderna.

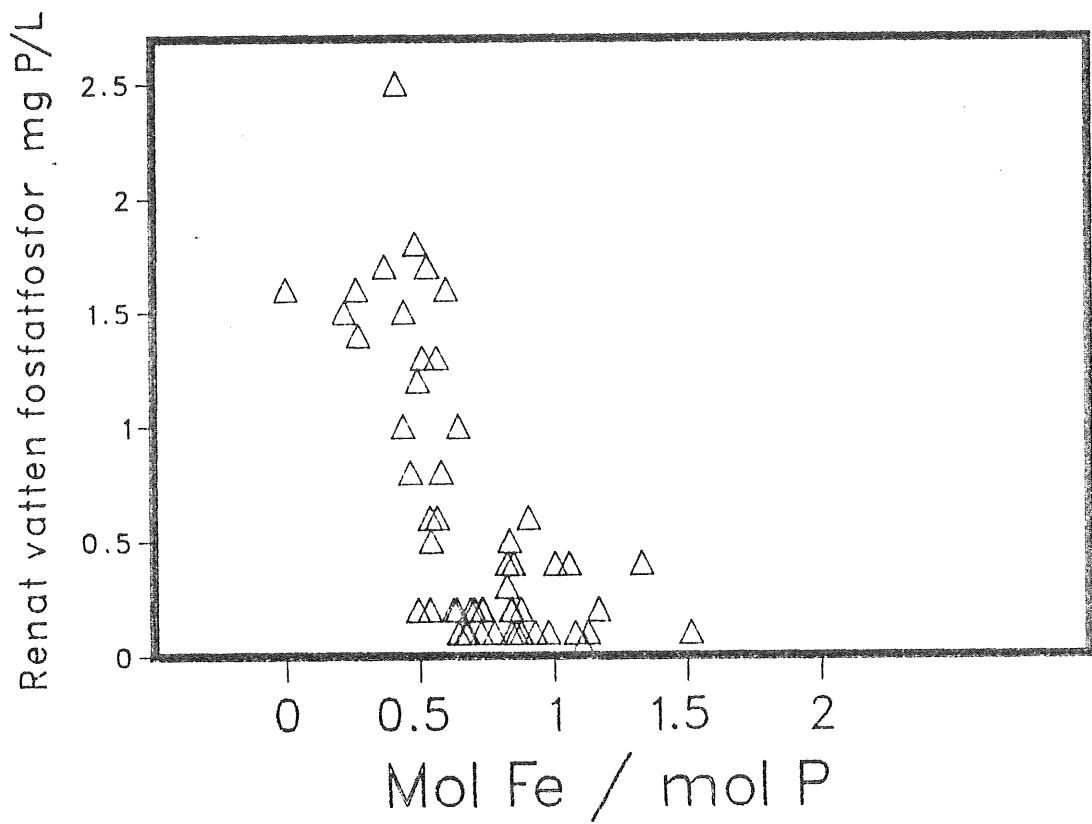
När man diskuerar möjligheterna att förbättra sedimenteringsbassängernas funktion måste man ha i minnet att bassängerna fungerar väl de allra flesta dygnen. Under dessa dygn kan ingen väsentlig förbättring påräknas.

Det är de dygn vid vilka avskiljningen är dålig som väsentliga förbättringar är potentiellt möjliga att uppnå. Under perioden med kontaktstabilisering som varade ett år var det totala utsläppet av suspenderad substans drygt 1500 ton. Om man antar att man genom olika åtgärder skulle kunna begränsa koncentrationen av suspenderade ämnen i utgående vatten till 30 mg/L skulle detta medföra att utsläppt mängd minskade med ca 230 ton eller med ca 15 %.

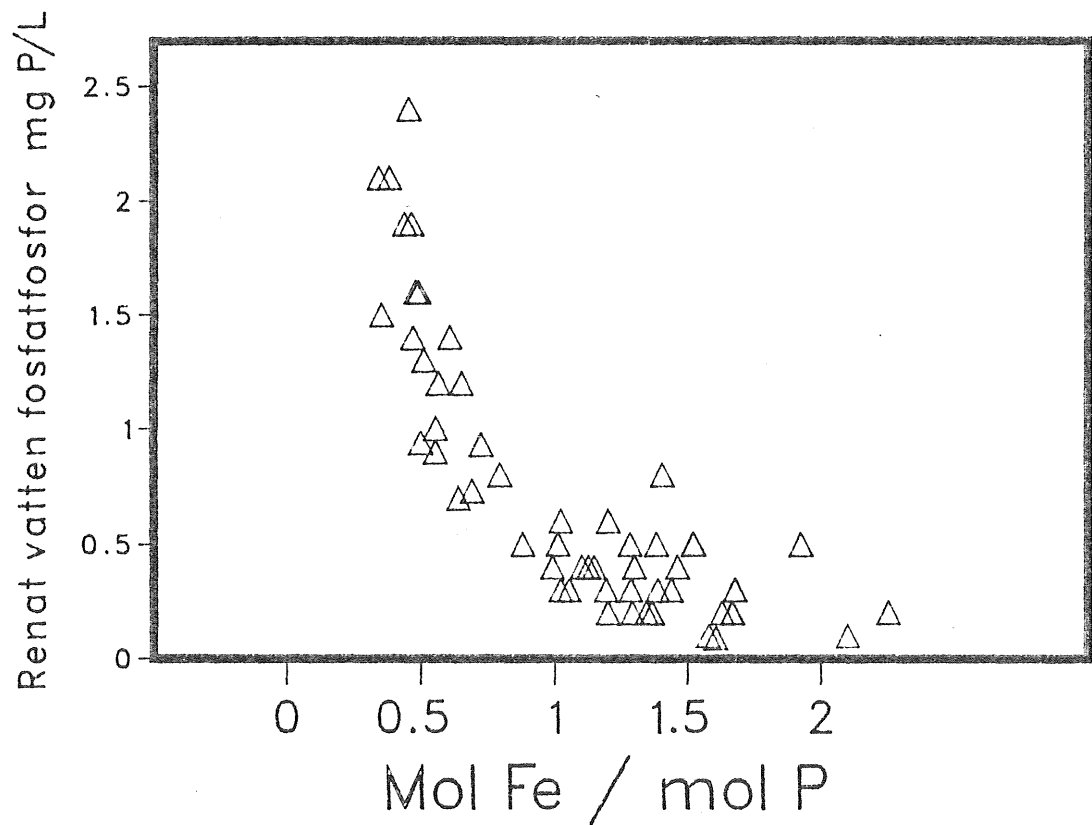
4.4 Sedimenteringens betydelse för fosforutsläpp

Koncentrationen av löst fosfor i utgående vatten bestäms i första hand av kemikaliedoseringen relativt den mängd fosfor som skall fällas ut. Av figur 4.1 framgår ett tydligt samband mellan koncentration fosfatfosfor i utgående vatten och molförhållandet Fe/P. Det förefaller möjligt att komma ned till en fosfatfosforkoncentration på ca 0,3 mg P/L med simultanfällning och något lägre med förfällning.

Om vi kallar totalfosforkoncentrationen minus fosfatfosforkoncentrationen för partikulärt fosfor kan vi av figur 4.2 konstatera att det är ett rätlinjigt förhållande mellan partikulärt fosfor och suspenderade ämnen i utgående vatten. Resultaten av en regressionsanalys i tabell 4.1 visar att det suspenderade materialet innehåller ca 3 % fosfor.

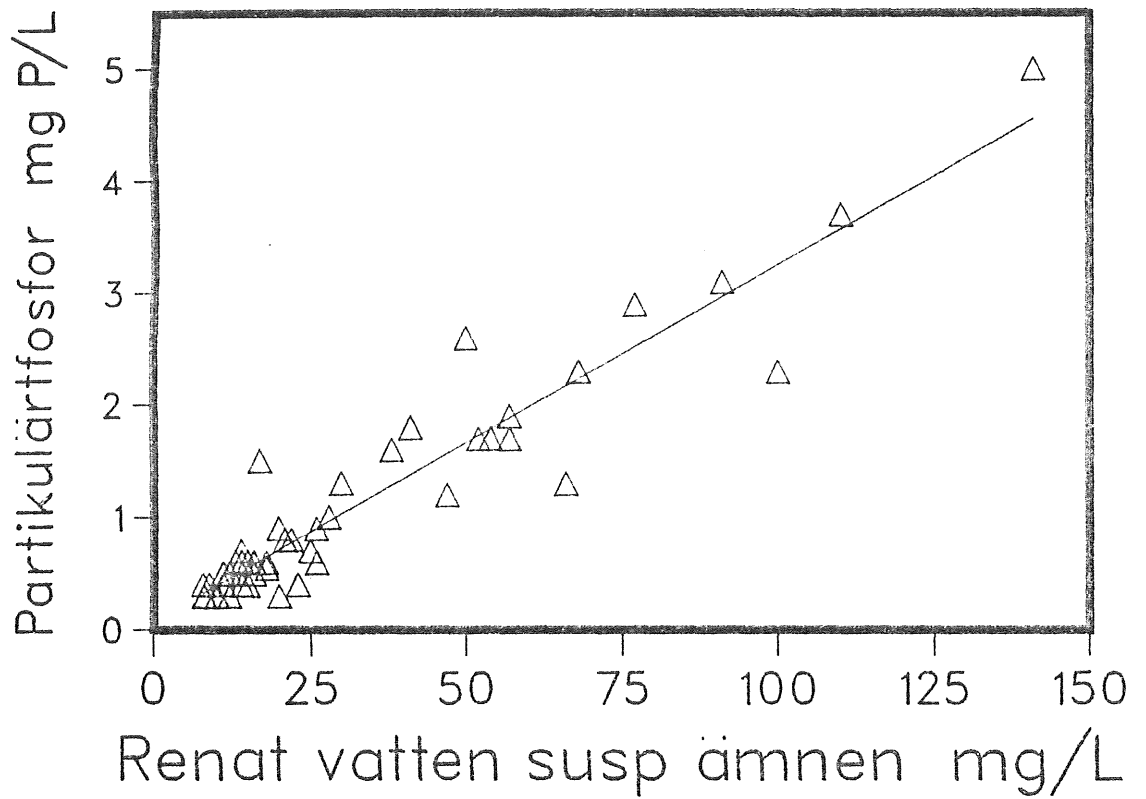


(a)

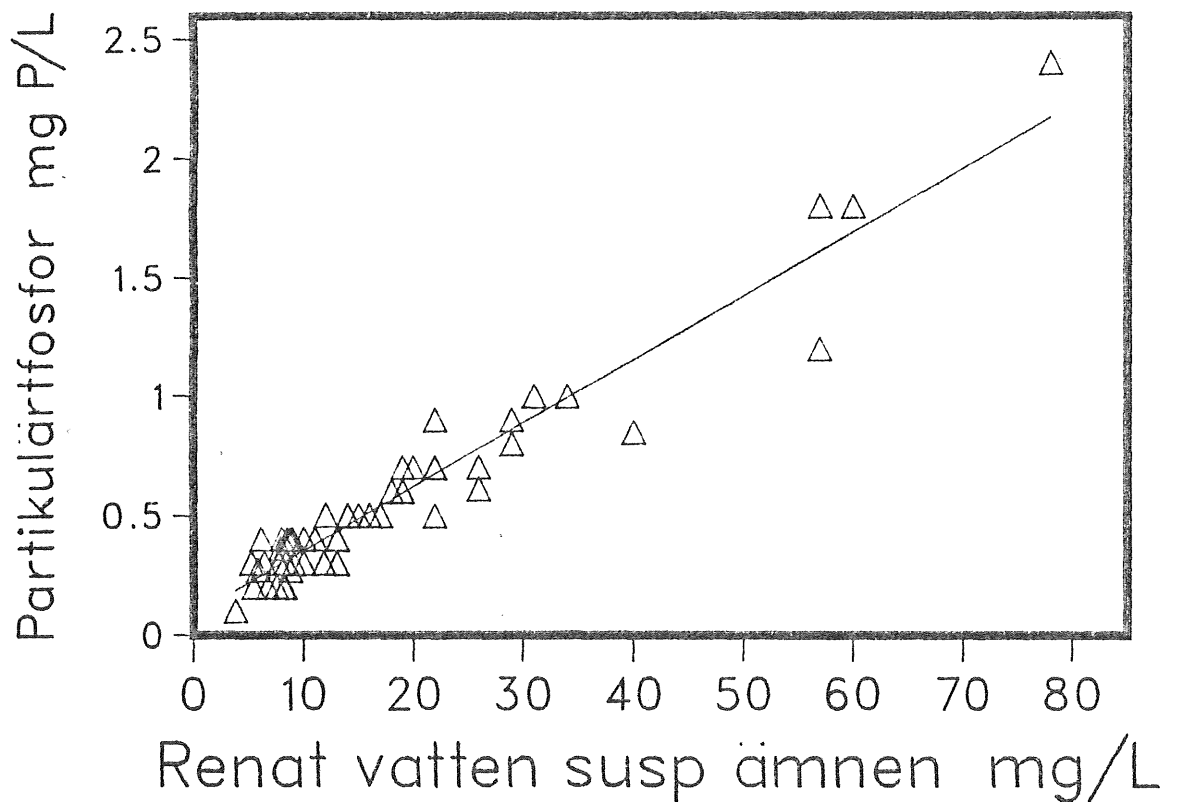


(b)

Fig 4.1 Fosfatfosfor i utgående vatten mot molkvot doserat järn till totalfosfor i inkommande vatten för (a) förfällnings- resp (b) simultanfällningsperioderna.



(a)



(b)

Fig 4.2 Partikulärt fosfor mot suspenderade ämnen i utgående vatten för (a) förfällnings- resp (b) simultanfällningsperioderna.

Tabell 4.1 Samband mellan suspenderade ämnen och partikulärt fosfor i utgående vatten.

Period	Lutning	Intercept	Korrelation r^2
4 (förfällning)	0.032	0.082	0.90
6 (simultanfälln.)	0.027	0.086	0.93

Vid gynnsamma driftbetingelser, stabil låg tillrinning, är koncentrationen av suspenderade ämnen i utgående vatten ca 10 mg/L. Totalfosforhalten vid simultanfällning skulle då förväntas bli som lägst ca 0,6 mg P/l.

Som årsmedelvärde bör man med simultanfällning kunna påräkna ett medelvärde av suspenderade ämnen på under 20 mg/l. Förväntat årsmedelvärde av totalfosfor i utgående vatten skulle då bli $(0,3+20 \cdot 0,032)$ d v s ca 1,0 mg P/L.

Vid hög tillrinning kan koncentrationen av suspenderade ämnen i utgående vatten bli hög. Fosforkoncentrationen i utgående vatten blir då också hög oavsett hur mycket kemikalier som doseras.

För att belysa vad som kan uppnås med förbättrad sedimentering har några beräkningar gjorts. Vi antar att sedimenteringsbassängernas funktion kan förbättras så att utsläppet av suspenderade ämnen inte någon dag överstiger 30 mg/L. Under förfällningsperioden var det 16 dygn med susp utsläpp över 30 mg/L, om utsläppen av suspenderade ämnen dessa dygn istället varit 30 mg/L skulle den totalt utsläppta fosformängden under perioden minskat från 33,9 ton P till 28,9 ton P. Under simultantfällningsperioden var det sju dygn med utsläpp av suspenderade ämnen över 30 mg/L. Om utsläppen av suspenderade ämnen dessa dygn istället varit 30 mg/L skulle fosforutsläppen minskats från 42,0 ton P till 39,9 ton P.

5. KONKLUSIONER

1. Ett helt års normal drift av Ryaverket som rent biologisk anläggning med kontaktstabilisering visar att det är möjligt att nå ett årsmedelvärde av suspenderade ämnen på 20 mg/L. Detta skall jämföras med tidigare förhållanden då årsmedelvärdet av suspenderade ämnen var runt 50 mg/L.
2. Vid höga tillrinningar ökar ibland koncentrationen av suspenderade ämnen i utloppsvattnet kraftigt. De utförda undersökningarna visar att den främsta orsaken till nedsatt funktion hos sedimenteringsbassängerna är en kombination av ackumulering av aktivt slam och hög skibordsbelastning.
3. Drygt tre månaders drift med simultanfällning med järn(II) sulfat indikerar att man kan nå ungefär samma halter suspenderade ämnen i utgående vatten som vid drift med kontaktstabilisering.
4. Tre och en halv månaders drift med förfällning med järn(III)klorid indikerar att man med förfällning får högre halter suspenderade ämnen i utgående vatten jämfört med kontaktstabilisering.
5. Simultanfällning ger jämfört med förfällning ett slam med bättre sedimenterings- och fortjockningsegenskaper. Även om man kan nå lika låga koncentrationer av suspenderade ämnen vid förfällning som vid simultanfällning så bedöms låga koncentrationer komma att uppträda med större frekvens vid simultanfällning. Från sedimenteringssynpunkt är därför simultanfällning att föredra framför förfällning.
6. Koncentrationen av suspenderade ämnen i utgående vatten är såväl vid förfällning som vid efterfällning den faktor som främst bestämmer utgående vattens fosforkoncentration. Om man vid simultanfällning kan uppnå ett årsmedelvärde av suspenderade ämnen på ca 20 mg/L bör totalfosforkoncentra-

tionen som årsmedelvärde understiga 1,0 mg P/L. Under sommarhalvåret bör lägre halter kunna uppnås men under snösmältningsperioden och i samband med långvariga regn (hösten) kan det bli svårt att nå 1,0 mg P/L.

7. De utförda undersökningarna har givit indikationer på att man genom ändrade drifrutiner och genom smärre modifieringar av befintliga bassänger kan förbättra sedimenteringsbassängernas avkiljningsgrad och ev öka deras kapacitet.

6. FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER

6.1 Introduktion

Av de data som presenterats i kapitel 3 och 4 är det uppenbart att Ryaverkets sedimenteringsbassänger i och för sig fungerar väl. Årsmedelvärdet för suspenderade ämnen vid drift enligt kontaktstabiliseringsprincipen är 20 mg/L. Detta är normalt för väl fungerande aktivt slamläggningar. Av figur 3.1b framgår också att det är relativt få dygn som halten suspenderade ämnen överstiger 30 mg/L.

Vid hög tillrinning sker det emellertid en kvalitetsförsämring och av data i figur 3.11-3.13 framgår det tydligt att en stor del av det totala utsläppet av suspenderade ämnen sker de relativt få dygn som det är låg kvalitet på utgående vatten.

Enligt överenskomna dimensioneringsförutsättningar drivs Ryaverket för närvarande så att tillrinningar överstigande $6 \text{ m}^3/\text{s}$ bräddas efter försedimentering. Kunde eftersedimenteringsbassängerna tåla en högre hydraulisk belastning så skulle detta medföra att bräddningen kunde minskas. (Bräddningen är dock av måttlig omfattning. För 1984 har bräddad volym uppskattats till ca $1,6 \text{ Mm}^3$ d v s 1,5 % av årstillrinningen.)

Av resonemanget ovan är det uppenbart att, även om sedimenteringsbassängerna fungerar väl, så finns det anledning att arbeta för att de skall fungera bättre vid hög belastning. Det vore också önskvärt om bassängerna kunde belastas högre än vad som är fallet idag. Nedan diskuteras därför olika möjligheter till att förbättra sedimenteringsbassängernas funktion.

6.2 Jämnare tillrinning

Vid Ryaverket pumpas allt avloppsvatten från tillloppstunneln. Tunneln tjänar härvid också som magasin. När nivån i tunneln sjunker eller stiger alltför mycket sker det en stegvis omställning av avloppsvattenpumparnas kapacitet. Förändringen i pumpkapacitet är inte sällan stor.

Vid verket finns också sedan en tid tillbaka en kontinuerligt arbetande grumlighetsmätare som mäter grumlighet på utgående vatten. Samhörande data på flöde och turbiditet visar tydligt att en plötslig ökning av flödet ofta ger en turbiditetstopp i utgående vatten. En jämnare anpassning av pumpkapacitet till tunneltillrinningen skulle med stor säkerhet eliminera en del av grumlighetstopparna i utgående vatten. Det redan igångsatta arbetet med styrning av avloppsvattenpumpningen kommer att visa vad som kan uppnås med en jämnare anpassning av pumpningen till tillrinningen.

6.3 Högre returslampumpning

De experimentella undersökningarna liksom till viss del analysen av driftdata pekar på att man kan uppnå bättre förutsättningar för god avskiljning vid hög belastning på sedimenteringsbassängerna om returslampumpningen ökas. Detta är också i samklang med modern teori för eftersedimenteringsbassängers funktion.

Det rekommenderas därför att Ryaverket snarast lägger om driften antingen till att fortlöpande hålla en returslampumpning på minst $2 \text{ m}^3/\text{s}$ eller att genom styrning av returslampumparna driva verket med en returslampumpning på 35% av aktuell tillrinning.

En automatiserad styrning av returslampumparna har den klara fördelen att åtgärder sätts in tidigt. "Manuell" drift fungerar oftast så att en störning först måste observeras innan motåtgärder sätts in.

Vid drift med hög returslampumpning bör skärpt uppmärksamhet ägnas sedimenteringsbassängernas funktion så att eventuella oväntade olägenheter med det föreslagna driftsättet kan upptäckas. Det skall dock understrykas att den returslampumpning som här rekommenderas inte är onormalt hög.

6.4 Minskad skibordsbelastning

Skibordsbelastningen på Ryaverkets sedimenteringsbassänger är hög. Det finns starka indikationer från de experimentella undersökningarna att den höga skibordsbelastningen, under vissa betingelser försämrar avskiljningen.

Det rekommenderas därför att man låter bygga om en sedimenteringsbassäng så att skibordslängden minst fördubblas. Det rekommenderas också att skiborden förläggs så, att vatten dras av från en bassängyta som är minst tre gånger större än för närvarande.

Bassängen med utökad skibordslängd bör jämföras med verkets övriga bassänger under kontrollerade betingelser så att gott underlag erhålls för beslut huruvida övriga bassänger bör byggas om. Det är därför en fördel om skibordsrännorna i "provbassängen" utformas så att det är möjligt att prova olika skibordsrännelängder.

6.5 Förbättrad intern slamtransport

Om man genom den interna slamtransporten i bassängen kunde sänka slamnivån under skibordsrännorna skulle en förbättrad avskiljning kunna förväntas. Om den befintliga slamskrapeutrustningen är en begränsande faktor för den interna slamtransporten har ej klarlagts med hittills utförda försök.

Då den befintliga slamskrapeutrustningen snart är mogen för grundlig reovering eller utbyte kan det vara lämpligt att i någon bassäng (helst bör i denna bassäng då ej skiborden byggas om) installera och pröva en skrapa som kan förmodas ha god slamtransportkapacitet.

6.6 Övervakning och datoriserad styrning av sedimenteringsbassängerna

Som det framgått av de tidigare diskussionerna är det ett komplicerat samspel mellan de faktorer som påverkar sedimenteringsbassängernas funktion. Med modern mätteknik och med möjligheter till avancerad behandling av mätdata som datorutvecklingen givit så borde det vara möjligt att utveckla styrstrategier för drift av sedimenteringsbassänger. Härigenom skulle man kunna närma sig den "optimala" driften.

REFERENSER

- Balmér, P, Hallquist, S och Hernebring, M (1984). Ten Years Experience with a Highly Loaded Activated Sludge Plant. Water Science Technology. Vol 16, pp 649-660.
- Berthouex, P och Hunter, W (1981). Simple Statistics for Interpreting Environmental Data. Jour. Water Pollution Control Federation. Vol 53, No 2, pp 167-175.
- Lumley, D och Balmér, P (1983). Analysis of Operational Data Collected at the Eskilstuna Wastewater Treatment Plant. Inst för VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola, Publikation 3:83.
- Metcalf and Eddy (1979). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. 2nd Edition. Tata McGraw-Hill, New Dehli.
- White, M.(1976). Design and Control of Secondary Settlement Tanks. Water Pollution Control, Vol 75, pp 459-467.

EXPERIMENTAL METHODS

A1.1 Initiation of the Plant

When conducting the experiments it was desired to hold as steady flows as possible to try and establish steady state conditions. The plant was initialized by adjusting the outlet weirs and the return sludge pump of the test basin. Deciding what these settings would be was based upon the aim of the particular test and the antecedent flow period. Under certain conditions it was not possible to carry out as planned so that some elements of the experiment had to be improvised. The operation of the plant took precedence over the experiments so that when the plant reached critical conditions the experimental procedure had to be changed or abandoned. In most cases where the plant had to be changed, the sampling could be completed first. In all experiments the chain and flight scrapers were held at 0.9 m/min.

A1.2 Sampling

The sampling program consisted of taking suspended solids (SS) grab samples at various points in the basin and in the mixed liquor, effluent and return sludge.

SS samples were taken in the test basin so that SS profiles could be drawn. The sampling points A, B, C, D and E were 5, 10, 20, 35 and 50 m respectively along the basin from the inlet end. Samples were taken at depth using a specially constructed Plexiglas pipe which had a 127 mm ID, 133 mm OD. The Plexiglas pipe was 3.5 m long and was tapped for nipples every 150 mm of its length and rubber hoses with clamps added to facilitate sampling. A cork, impregnated with silicon sealant, was used to seal the plexiglas pipe. The cork was weighted by a 10 mm thick steel plate attached to its large end and the plate was tapped to accept an eye bolt which went through the cork which allowed lifting of the Plexiglas pipe and water. The Plexiglas pipe and peripherals is shown in Figure 2.1.

The procedure for sampling with the Plexiglas pipe was as follows:

Both the Plexiglas pipe and the cork had their own lifting rope. A small portable crane equipped with an extended boom (a stainless steel pipe 4 m long) was used to hold the Plexiglas pipe about two meters out over the test basin. A double block was attached to the end of the boom and a winch and clamcleats located at its base. One rope was tied to the top of the Plexiglas pipe and the other rope went through the Plexiglas pipe and was fastened to the cork. To take a sample the cork was lowered to the basin floor and left for one minute. The Plexiglas pipe was then lowered through the water onto the cork thus sealing the column of water inside the Plexiglas pipe. By drawing on the cork rope the column of water could be lifted out of the basin. Samples, taken as the water column was lifted, were collected in 100 mL bottles held in specially constructed trays that helped to speed the sampling process thereby minimizing settling during sampling. After sampling the column of water was released back into the basin by holding the Plexiglas pipe's rope and releasing the cork's rope. A tape measure was fastened onto the side of the Plexiglas pipe to measure the water depth and sludge blanket level.

A sampling pail was used to take grab samples for effluent SS, mixed liquor SS and return sludge SS. The 15 L sampling pail was set on the end of a 1.3 m long shaft and a 25 mm hole was drilled in center of the pail's bottom. A composite sample was taken of the effluent by filling about 1/5 of a 1 L bottle at each weir outlet. The pail was shaken when filling the bottle to hold the particles suspended. The 5 L mixed liquor sample was a composite of four samples drawn from below the surface of the inlet diffusers of the test and control basins. The 1 L return sludge samples were taken at the inlets to the return sludge pumps at existing spigots. Samples were taken for nonsettable SS in both the test and the control basins. The test basin samples were taken by sampling the Plexiglas pipe after it had hung

beside the basin at least one hour. The control basin sample was taken using the pail from under the surface near the outlet. The sample was allowed to stand at least one hour in a 1 L graduated cylinder, the top 100 mL sucked out and then the analysis sample taken.

Sludge blanket level measurements of the control basin were taken with a light sensitive turbidity meter to an accuracy of approximately +/- 5 cm.

A1.3 Flows

The flow to each basin could be regulated by adjusting the outlet weirs or the return sludge flow. The outlet weirs were adjusted by screwing up or down the adjusting screws. Return sludge flows could be regulated for each basin by bypassing the frequency controlled pump network and connecting the pump direct into the power mains. Desired flows could then be sought by throttling the gate valve located after the pump.

Flow into a basin was measured by summing the outlet flow with the return sludge flow. The outlet flow was measured using time-volume methods. A 450 L barrel (58 cm ID by 178 cm long) was used to collect the water and time taken with a stopwatch. A holder device was constructed to allow the barrel to swing in under the weir outlet opening and assist with emptying the barrel. Sufficient samples were taken at each of the five weirs until consistent results were obtained.

The return sludge flow was also measured using the time-volume method. One return sludge pump of the basin pair was turned off, the common inlet gate closed and the water allowed to drain below the outlet weir. As the one pump continued pumping level measurements were recorded at 0, 5 and 10 minute intervals. The basins were then filled and the procedure repeated for the other pump.

A1.4 Experiment Procedure

Each test incorporated two basins sharing a common inlet. Basins 10 and 12, marked in Figure 1.2, were used in all the experiments. Basin 10 was the test basin and basin 12 the control basin which was usually operated the same as the rest of the plant.

The normal test procedure was:

- a) Set the basin outlet flow and return sludge flow the afternoon preceding the planned test day.
- b) Hold the plant under as constant a flow as possible for the duration of the test to establish quasi-steady state conditions.
- c) On the day of the test begin sampling.
- d) Outlet flow measurements of basins 10 and 12.
- e) Sampling at points A-E of basin 10 with the Plexiglas pipe.
- f) Grab samples of effluent and return sludge for basins 10 and 12 and a mixed liquor sample for the two basins.
- g) Sludge blanket level measurements at points A-E of basin 12.
- h) Take samples for nonsettable SS in both basin 10 and 12.
- i) Return sludge flow measurements for basins 10 and 12.
- j) Measure water and air temperatures.
- k) Return the plant to normal operating conditions.

It should be noted that under certain circumstances it was necessary to change the order of steps d, e and f above.

Laboratory analysis was performed by Ryaverket's lab personell the day of the test. Suspended solids analysis were made according to SIS and stirred sludge volume, SSV analysis were made using White's cylinder (1976) although White's SSVI was not calculated.

Data analysis was performed at Ryaverket using a HP 1000 mini computer and at Göteborgs Datacentrala on an IBM 3081 mainframe. The Statistical Analysis System, SAS, package of programs and Tell-A-Graf were primarily used for the statistical analysis.

