

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Rapportnummer:	0-83021
Undernummer:	
Løpenummer:	1638
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Separat behandling av slamvann fra avvanning av septikslam. Biologisk rensing ved bruk av aktivslam (VA rapport 11/84)	4. juni 1984
Forfatter(e):	Prosjektnummer:
Ragnar Storhaug	0-83021
	Faggruppe:
	Miljøteknikk
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):


Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Statens forurensningstilsyn (SFT)	

Ekstrakt:
I prosjektet er det gjennomført biologisk rensing av slamvann med aktivslam i pilotskala. Det ble oppnådd mellom 70 og 90 % fjerning av organisk stoff (KOF) avhengig av temperatur og belastning. Jar-tester viste at det biologiske rensetrinnet må drives med nitrifikasjon for å motvirke et øket fellingskjemikalieforbruk ved retur av biologisk rensed slamvann til kjemiske renseanlegg.

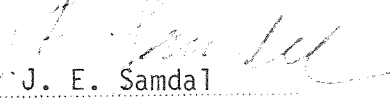
4 emneord, norske:
1. Septikslam
2. Avvanning
3. Slamvann
4. Aktivslam
VA-rapport 11/84

4 emneord, engelske:
1. Septage
2. Dewatering
3. Sludge liquor
4. Activated sludge

Prosjektleder:


Ragnar Storhaug

Før administrasjonen:


J. E. Samdal

Divisjonssjef:


Egil Gjessing

ISBN 82-577-0805-4


Lars N. Overrein

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-83021

Separat behandling av slamvann fra
avvanning av septikslam
Biologisk rensing med aktivslam

Oslo, juni 1984

Saksbehandler:
Ragnar Storhaug

Medarbeidere:
Arne Lundar
Sissei Hatleskog

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side:
SAMMENDRAG	3
1. INNLEDNING	4
2. FORSØKSOPPLEGG	6
2.1 Pilot-anlegget	6
2.2 Karakterisering av slamvann	7
3. OPPSTARTING/DRIFTSPROBLEMER	9
4. BIOLOGISK BEHANDLING	12
4.1 Forsøksresultater	12
4.2 Konklusjon	20
5. JAR-TEST UNDERSØKELSE MED TILSETNING AV SLAMVANN	22
5.1 Slamvannets innvirkning på utfellingen av fosfor .	22
5.2 Slamvannets innvirkning på fjerning av organisk stoff i et kjemisk renseanlegg	27
6. LITTERATUR	29

B I L A G

Bilag 1. Målemetoder og analyser	30
" 2. Analyse og måleresultater	34
" 3. Sammenheng mellom ulike parametere for organisk stoff	41 46
" 4. Resultater fra jar-tester	

SAMMENDRAG

Mottaket av septikslam på kommunale renseanlegg forventes å øke i årene som kommer. Ved avvanning av septikslammet produseres et slamvann som bl.a. er karakterisert ved følgende:

- Høyt innhold av organisk stoff.
- Høyt innhold av suspendert stoff.
- Høy alkalitet.
- Høyt innhold av nitrogen (ammonium) og fosfor.

Grovt sett inneholder slamvann 10 - 20 ganger høyere forurensningskonsentrasjoner enn kommunalt avløpsvann. I særlig grad er kjemiske renseanlegg utsatt for driftsforstyrrelser og sterkt nedsatt renseseffekt p.g.a. slamvann. For å motvirke denne type problemer er biologisk rensing av slamvannet et aktuelt alternativ.

I dette prosjektet er det i pilotskala gjennomført biologisk rensing av slamvann med aktivslam. Forsøkene ble gjennomført ved h.h.v. 8 og 16 °C. Det ble ikke observert noen merkbar forskjell i renseresultat mellom de to temperaturnivåene bortsett fra ved meget høy slambelastning (1,19 kg KOF/kg FSS·d, 0,41 kg BOF₇/kg FSS·d). Anlegget som ble drevet ved 8 °C var da tydelig overbelastet. På bakgrunn av resultatene som er oppnådd i pilotskala, anbefales følgende belastningstall benyttet ved evt. utprøving av metoden i fullskala.

	Enhet	Hoveddelen av organisk stoff skal fjernes	Nitrifikasjon i tillegg
Slambelastning	kg KOF/kg FSS·d	1,0 - 1,3	0,3 - 0,4
	kg BOF ₇ /kg FSS·d	0,4 - 0,5	0,1 - 0,15

Som en del av prosjektet ble det gjennomført jar-test undersøkelser med innblanding av ulike andeler slamvann i kommunalt avløpsvann. Slamvannets alkalitet var i stor grad avgjørende for nødvendig kjemikaliedose. For å redusere nødvendig kjemikaliedosering ved mottak av biologisk rensert slamvann på kjemiske renseanlegg, er det en forutsetning at det biologiske rensetrinnet drives med nitrifikasjon. Biologisk rensing i høybelastet aktivslamanlegg (ikke nitrifikasjon) medfører imidlertid at innholdet av organisk stoff i utløpet fra et kjemisk renseanlegg blir betydelig redusert.

1. INNLEDNING

Årlig blir det produsert ca. 430 000 m³ septikslam i Norge (1). Prognoser som er utarbeidet viser at ved innføring av tvungen tømning av septikslam vil septikmengden øke til ca. 650 000 m³/år (tømning hver annet år) evt. til ca. 900 000 m³/år med tømning hvert år. En betydelig andel av septikslammet vil i første omgang bli kjørt til kommunalt rensesanlegg for avvanning. En oversikt utarbeidet i 1982 (2) viser at 84 rensesanlegg mottar septikslam. Av disse har 48 anlegg bare kjemisk rensing.

Ved fortykking og avvanning av septikslam produseres et slamvann som bl.a. er karakterisert ved følgende:

- Høyt innhold av organisk stoff
- Høyt innhold av suspendert stoff
- Høy alkalitet
- Høyt innhold av ammonium (NH₄⁺) og fosfor.

Selv om slamvannet betyr en liten merbelastning på rensesanleggene rent hydraulisk, vil den spesielle sammensetningen av slamvannet i mange tilfeller medføre driftsforstyrrelser og sterkt nedsatt renseseffekt. Spesielt utsatt er kjemiske rensesanlegg, og det er tidligere gjennomført jar-test undersøkelser hvor slamvannets negative innvirkning er dokumentert (3),(4). Det er i særlig grad flg. problemer som oppstår ved mottak av slamvann på kjemiske rensesanlegg.

- Konsentrasjonen av organisk stoff øker slik at utslippstillatelsens krav blir overskredet. Dette har i særlig grad sammenheng med slamvannets høye innhold av løst organisk stoff.
- Det blir nødvendig å øke kjemikaliedoseringen for å opprettholde en tilfredsstillende fjerning av fosfor. Slamvannet fører til en økning av alkaliteten, slik at mer fellingskjemikalier må doseres for å senke pH til et optimalt område for utfelling av fosfor. Slamvannet fører også til at fosforkonsentrasjonen øker slik at fellingskjemikaliemengden må økes for å oppnå et tilfredsstillende molforhold mellom metall og fosfor (4).

Et aktuelt tiltak for å motvirke ulempene ved mottak av slamvann på kjemiske renseanlegg, er separat biologisk rensing av slamvannet. Tidligere er det ved NIVA gjennomført en mindre studie i pilotskala med biologisk rensing av slamvann fra avvanning av septikslam (4). Ved litteratursøking i forbindelse med dette prosjektet har det ikke vært mulig å finne andre referanser som beskriver separat biologisk rensing av denne type slamvann.

Behovet for å framskaffe mer grunnleggende opplysninger om separat biologisk rensing av slamvann fra avvanning av septikslam var bakgrunnen for at det ved NIVA i 1983 ble satt i gang et omfattende prosjekt som skulle behandle dette temaet. Prosjektet er delt inn i fire delprosjekter.

- 1: - Separat biologisk rensing av slamvann fra avvanning av septikslam ved aktivslamprosessen (rapporteres i denne rapport).
- 2: - Separat biologisk rensing av slamvann fra avvanning av septikslam med biorotor (5).
- 3: - Foto-oksydasjon som forbehandling av slamvann fra avvanning av septikslam.
- 4: - Bruk av anaerobe filtre for separat biologisk rensing av slamvann fra avvanning av septikslam. (Litteraturstudie)

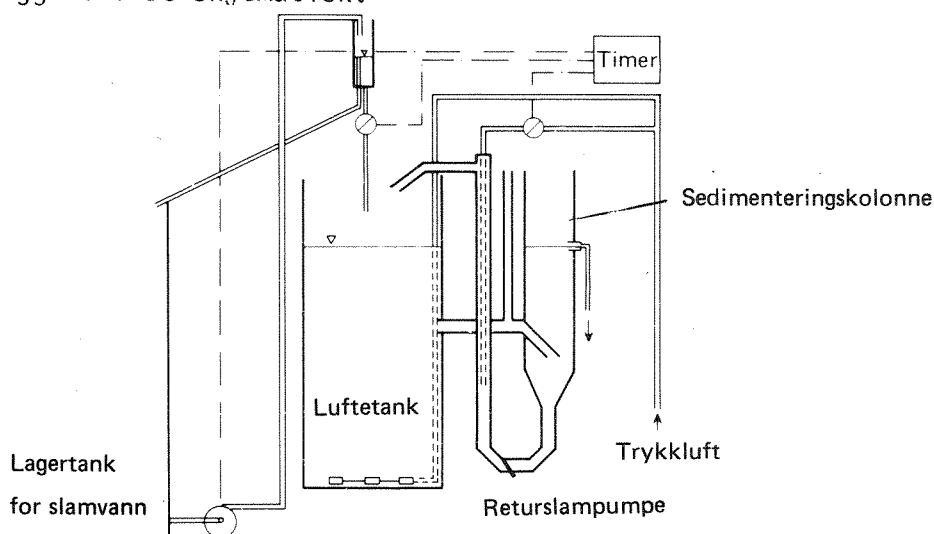
Prosjekt 1, 3 og 4 er gjennomført ved NIVA: Prosjekt 2 er gjennomført ved SINTEF, Avd. 3 på oppdrag fra NIVA. Prosjektene er finansiert med en bevilgning på kr. 150 000,- fra SFT, kr. 250 000,- fra NTNFs VAR-Utvalg, samt kr. 45 000,- av NIVAs forskningsmidler.

Biologisk rensing av slamvann fra avvanning av septikslam kan også være aktuelt på separate avvanningsstasjoner for septikslam. I disse tilfellene stilles det større krav til kvaliteten på det rensede slamvannet enn ved kjemiske renseanlegg.

2. FORSØKSOPPLEGG

2.1 Pilot-anlegget

I NIVAs forsøkshall på VEAS-anlegget ble det bygget opp et pilotanlegg bestående av seks parallelle aktivslamanlegg. På figur 1 er utformingen av anleggene vist skjematisk.



Figur 1. Prinsippskisse av aktivslamanlegg brukt ved rensing av slamvann.

Luftetanken ble laget av PVC og har diameter 25 cm. Effektivt volum er dermed ca. 18,5 l. Eksakt volum for hver lufttank er gitt i tabell 2. Luften ble tilført via tre diffusorstener plassert på bunnen av tanken. Sedimenteringskolonnen består av et 60 cm høyt plexi-glass rør med diameter 8 cm. For returføring av slam fra sedimenteringskolonnen til luftetanken ble det benyttet en mammutpumpe styrt av en timer. Det ble pumpet returslam ca. 10 sekunder hvert tredje minutt.

Anlegg 1, 2 og 3 var plassert i et kjølebad, mens anlegg 4, 5 og 6 var uten kjøling.

Lagertanken for slamvann var på 500 l, og var utstyrt med en omrører. Lagertanken var plassert i et kjølebad hvor temperaturen ble holdt på 5 ± 1 °C. Vann fra dette kjølebadet ble resirkulert gjennom kjølebadet hvor anlegg nr. 1, 2 og 3 var plassert.

2.2 Karakterisering av slamvann

Slamvannet som ble benyttet ved forsøket ble hentet på Slemmestad renselanlegg. Det anlegget fungerer bare som avvanningsstasjon for septikslam fra Røyken kommune. Slammet blir avvannet i sentrifuge.

Alt slamvannet som ble benyttet i forsøksperioden ble hentet i en por-sjon. P.g.a. lagertankens volum (500 l) måtte en del av slamvannet lagres i egne tanker. Etter hver påfylling av slamvann ble det tatt prøve av slamvannet i lagertanken. I tabell 1 er det beregnet middel-verdier og standardavvik for ulike parametere. Disse er sammenlignet med typiske verdier.

Tabell 1. Sammensetning av slamvannet som ble benyttet i forsøksperi-oden, samt typiske verdier for septikslamvann og kommunalt avløpsvann.

	Ant obs	Sammensetning av slamvann		Typisk sammensetning (4)	
		Middel verdier	Stand. avvik	Septik slamvann	Kommunalt avløp
Suspendert stoff (mg/l)	5	2334	547	1000-3000	100-200
Kjemisk oksygenforbruk _{uf} (mg/l)	6	5417	928	3000-6000	200-500
Kjemisk oksygenforbruk _{fi} (mg/l)	6	1172	485	1000-2000	100-250
Total organisk karbon _{uf} (mg/l)	3	594	129	-	-
Total organisk karbon _{fi} (mg/l)	6	137	42	-	-
Biokjemisk oksygenforbruk (mg/l)	6	1875	435	1000-2000	100-250
Total fosfor (mg/l)	6	58,7	8,2	40-80	4-10
Orto fosfat (mg/l)	6	39,2	10,9	10-30	3-8
Alkalitet (mekv/l)	6	17,8	4,8	5-20	1-4
pH	6	8,09	0,14	-	-

uf: Ufiltrert

fi: Filtrert

Som det fremgår av tabellen, må slamvannet som ble benyttet i forsøksperioden karakteriseres som konsentrert. Samtlige parametre ligger i et område som kan betegnes som normal sammensetning. Septikslamvannet har 10-20 ganger høyere forurensningskonsentrasjon enn vanlig kommunalt avløpsvann.

Som det fremgår av beregnet standardavvik var det stor variasjon i slamvannets kvalitet i løpet av forsøksperioden. Blant de viktigste faktorene som har medvirket til denne variasjonen kan nevnes:

- Slamvannet ble samlet opp direkte fra rejektivannsuttaget på sentrifugen og pumpet over på 250 l plasttanker. Oppsamlingen av slamvann foregikk i løpet av ca. 2 timer. Det ble tatt ut 5 stk. 250 l tanker. I.o.m. at det skjedde over et forholdsvis langt tidsrom vil sannsynligvis sammensetningen av slamvannet variere mellom de ulike tankene.
- I forsøkshallen ble vel halvparten av slamvannet lagret i plasttanker uten omrører før det ble pumpet over i den nedkjølte lagertanken med omrører. Ved lagring uten omrører vil en del av de tyngste partiklene sedimentere.
- Det høye innholdet av suspendert stoff vanskeliggjør både uttaket av representative prøver og selve analysearbeidet.

3. OPPSTARTING/DRIFTSPROBLEMER

Pilotanlegget ble startet opp 12.07.83 Det ble da benyttet podeslam fra Sagene renseanlegg (aktivslam). Prøvetakingsperioden startet 08.08.83, akklimatiseringsperioden var dermed 28 dager.

Belastningen på anlegget ble øket gradvis i akklimatiseringsperioden. I tabell 2 er hydraulisk oppholdstid i luftetanken beregnet.

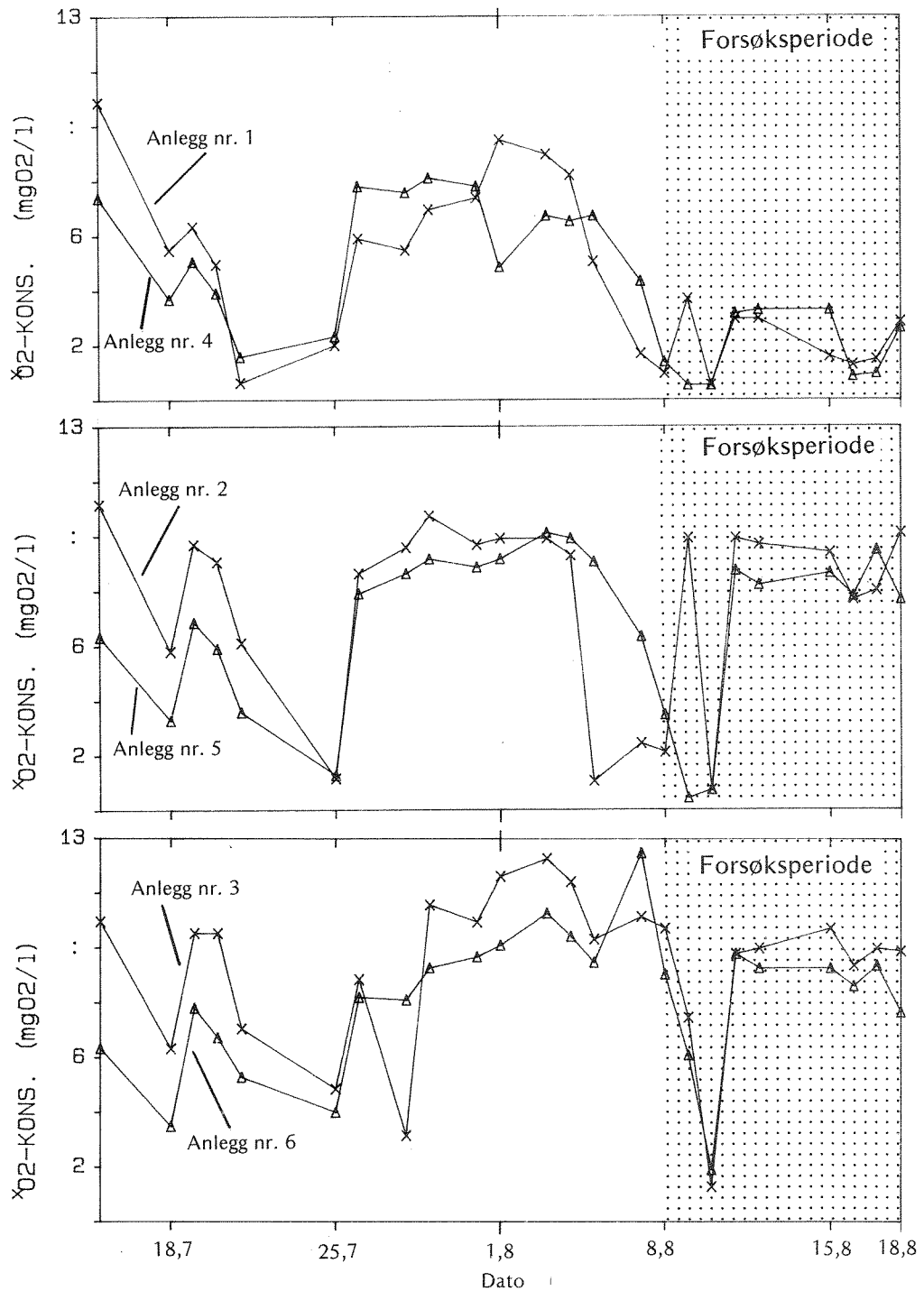
Tabell 2. Hydraulisk oppholdstid i luftetanken ved de forskjellige belastningsforholdene.

Periode	Ant. dager	Anl. nr.	Temp. °C	Volum av luftetank (l)	Hydraulisk belastning (l/d)	Hydr.opph.tid i luftetanken (h)
12.7.- 4.8.	24	1	8	19	11,6	39,3
		2	8	18,4	6,7	65,9
		3	8	17,3	2,1	197,7
		4	16	17,2	11,5	35,9
		5	16	17,7	6,3	67,4
		6	16	17,4	2,7	174,0
4.8.- 7.8.	3	1	8	19	17,4	26,2
		2	8	18,4	10,0	44,2
		3	8	17,3	3,6	115,3
		4	16	17,2	17,9	23,1
		5	16	17,7	9,5	44,7
		6	16	17,4	3,7	112,9
7.8.- 18.8.	11	1	8	19	24,9	18,3
		2	8	18,4	12,6	35,0
		3	8	17,3	4,5	92,3
		4	16	17,2	24,7	16,7
		5	16	17,7	12,3	34,5
		6	16	17,4	4,9	85,2

Slamvannet som ble benyttet i akklimatiseringsperioden varierte mye i kvalitet. Da tilkjøringen av septikslam til Slemmestad renseanlegg i en periode var svært liten ble det 25.7. tilkjørt septikslam direkte til forsøkshallen med slamsugebil. Slamvannet fra dekanteringen av denne ble benyttet fram til 5.8. Resten av forsøksperioden ble slamvann fra Slemmestad benyttet.

Lufttilførsel

Luft ble tilført fra en lufttestamme i forsøkshallen. Det viste seg at trykket i lufttestammen varierte noe i løpet av døgnet. Det var derfor nødvendig med hyppige justeringer av lufttilførselen. Figur 2 viser variasjon i oksygenkonsentrasjonen i perioden 15.7.-18.8.



Figur 2. Oksygenkonsentrasjonen i luftetanken i perioden 15.7. til 18.8.

Figur 2 viser at oksygenkonsentrasjonen lå jevnt høyt i en periode fra 18.7., men synker betydelig ca. 5/8. Dette har sammenheng med at septikslammet som ble tilkjørt direkte til forsøkshallen inneholdt lave konsentrasjoner av organisk stoff. Da belastningen ble øket, samtidig som slamvann fra Slemmestad renseanlegg igjen ble tilført, sank oksygenkonsentrasjonen til under $1 \text{ mgO}_2/\text{l}$ i anlegg 1, 2, 4 og 5. Lav oksygenkonsentrasjon kan ha virket hemmende for disse anleggene i de to første dagene av forsøksperioden.

Driftsuhell

Det høye innholdet av suspendert stoff i slamvannet, forårsaket en rekke driftsproblemer gjennom hele forsøksperioden. Dette ga seg utslag i hyppige gjentettinger av slanger og magnetventiler.

Lørdag 13.8. skjedde et brudd på tilførselsslengen for slamvann til anlegg 1. Dette ble oppdaget etter ca. 24 timer. I denne perioden var anlegget uten tilførsel av slamvann. Det er imidlertid lite trolig at dette hadde noen innflytelse på prøvene som ble tatt 15.8.

16.8. skjedde et brudd på forbindelsen mellom mammutpumpe og sedimenteringskolonne på anlegg nr. 5. Ca. 10 l slam gikk tapt. På forhånd var 4 l slam tatt ut som overskuddsslam som en følge av dette ble det ikke tatt ut prøver fra anlegg nr. 5 den 17.8.

Temperatur

Hensikten var å drive anlegg 1 - 3 ved $5 \text{ }^\circ\text{C}$ og anlegg 4 - 6 ved $15 \text{ }^\circ\text{C}$. Det viste seg å være vanskelig å senke temperaturen til $5 \text{ }^\circ\text{C}$. I forsøksperioden var derfor temperaturen $8 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1$ i anlegg 1 til 3.

I anlegg 4 - 6 ble temperaturen holdt på $16 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ i hele forsøksperioden.

4. BIOLOGISK BEHANDLING

4.1 Forsøksresultater

I figur 4, 5 og 6 er resultatene fra forsøksperioden vist. Det er foretatt en inndeling slik at data fra anlegg med tilnærmet lik belastning er plassert på samme figur. Det er beregnet organisk belastning både med utgangspunkt i $KOF_{\text{ufiltrert}}$ (kg KOF/kg FSS·d) og BOF_7 (kg BOF_7 /kg FSS·d). BOF_7 data på utløpsvannet foreligger ikke for samtlige dager i forsøksperioden. For dager som mangler er BOF_7 verdien beregnet på grunnlag av korrelasjonen med KOF. I figur 3 er korrelasjonslinjen for BOF_7 og KOF gitt.

I tabell 3 og 4 er middelveiden for sentrale prosessparametere, samt innløps og utløpskonsentrasjonen beregnet med utgangspunkt i h.h.v. KOF og BOF_7 .

Tabell 3. Midlere slambelastning og slamalder beregnet med utgangspunkt i KOF.

Anl.	Temp. °C	KOF (mg/l)			SS (mg/l) Ut	Luftetank SS (mg/l) FSS (mg/l)		Slambe- last. kgKOF/ kgFSS·d	Slam- alder (d)
		Inn	Ut	Rense- effekt %		-	-		
1	8	5417	1510	72	483	6790	5950	1,19	1,80
2	8	5417	596	89	117	5730	4800	0,77	2,81
3	8	5417	475	91	215	4230	3690	0,38	7,21
4	16	5417	715	87	131	6650	5720	1,36	1,99
5	16	5417	710	87	247	5190	4630	0,81	2,90
6	16	5417	476	91	184	3920	3440	0,44	12,32

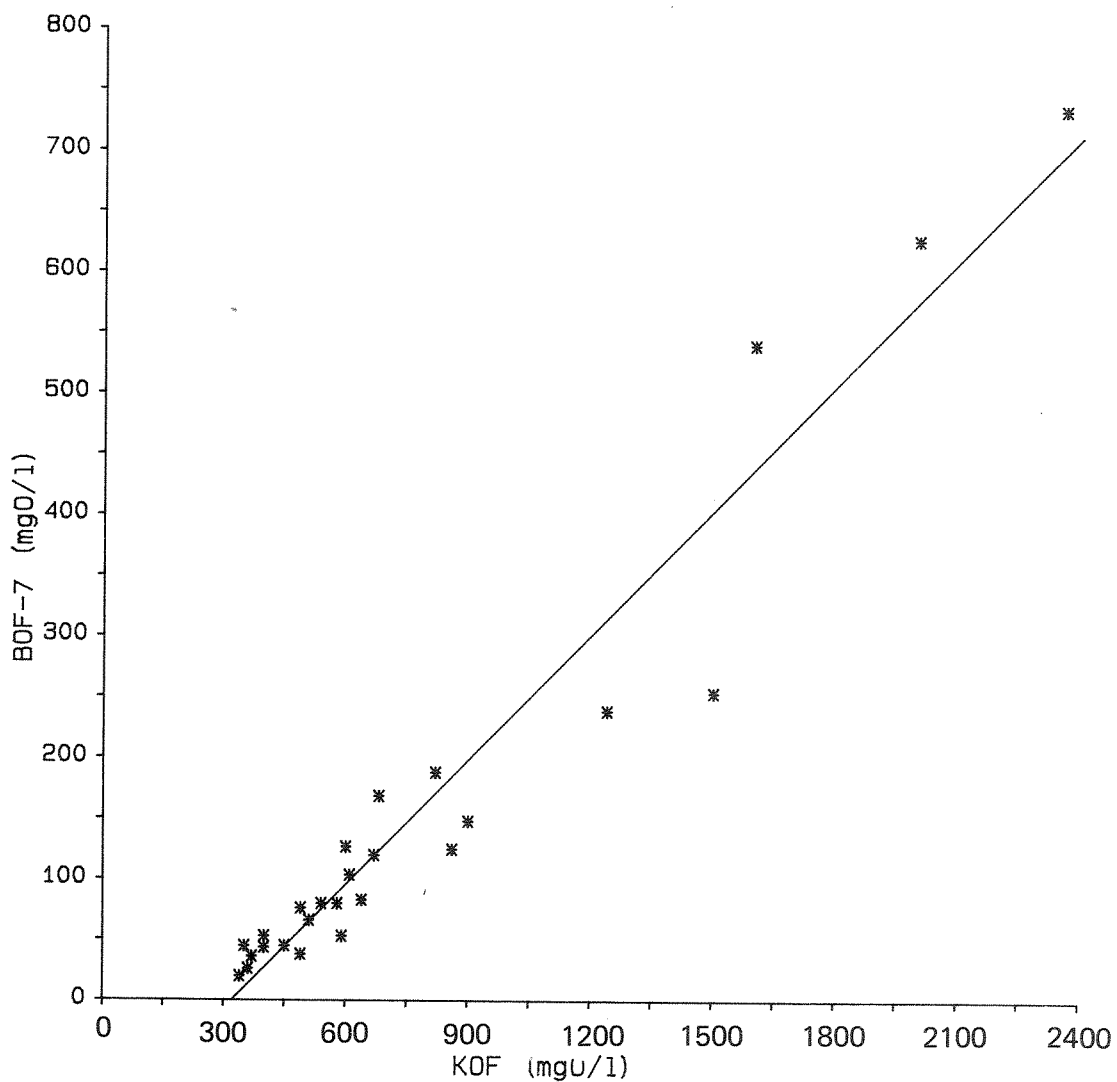
Tabell 4. Midlere slambelastning beregnet med utgangspunkt i BOF₇, samt midlere alkalitet inn og ut.

Anl.	Temp. °C	Inn	BOF ₇ (mg/l)		Rense- effekt %	Slambe- lastning kgBOF ₇ / kgFSS·d	Alkalitet (mekv./l)	
			Ut				Inn	Ut
1	8	1875	421		78	0,41	17,8	14,5
2	8	1875	101		95	0,27	17,8	9,8
3	8	1875	65		97	0,13	17,8	4,7
4	16	1875	115		94	0,47	17,8	11,8
5	16	1875	142		92	0,28	17,8	8,3
6	16	1875	51		97	0,15	17,8	1,3

Figur 3 viser korrelasjonen mellom BOF₇ og KOF i utløpsvannet fra samtlige anlegg. I bilag nr. 3 er det vist korrelasjonen mellom TOC_{filtrert} og KOF_{filtrert}, TOC_{ufiltrert} og KOF_{ufiltrert}, TOC_{ufiltrert} og SS, samt KOF_{ufiltrert} og SS.

KORRELASJON BOF-7/KOF

SLAMVANN FRA AVVANNING AV SEPTIK



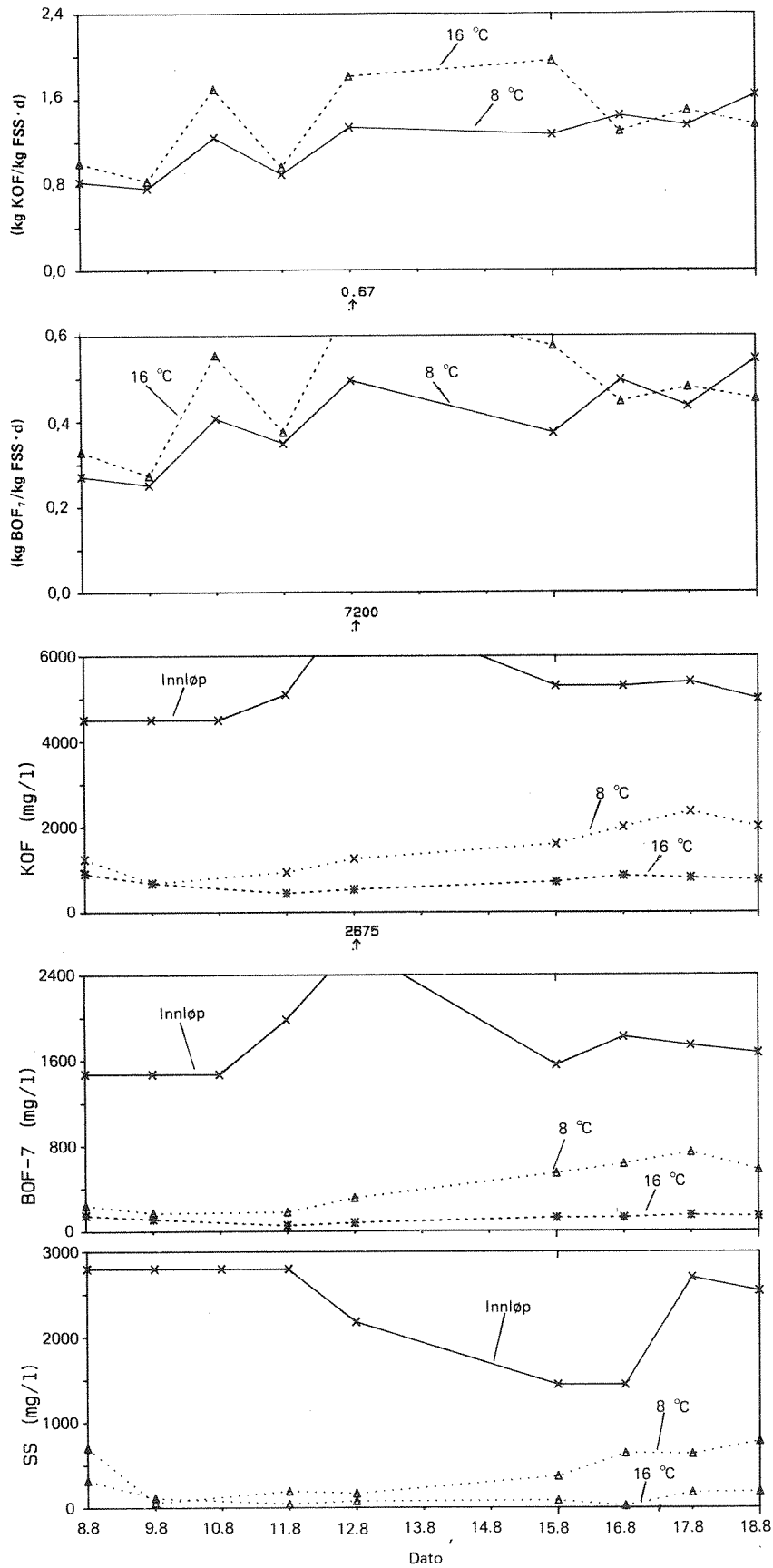
N=26

$$Y = 0.34X - 109.78 \quad R=0.97 \quad P_{\leq} 0.001 \quad SD=0.07$$

Figur 3. Sammenheng mellom KOF og BOD₇.

Figur 3 viser at slamvannet inneholder en betydelig andel tungt nedbrytbart organisk stoff.

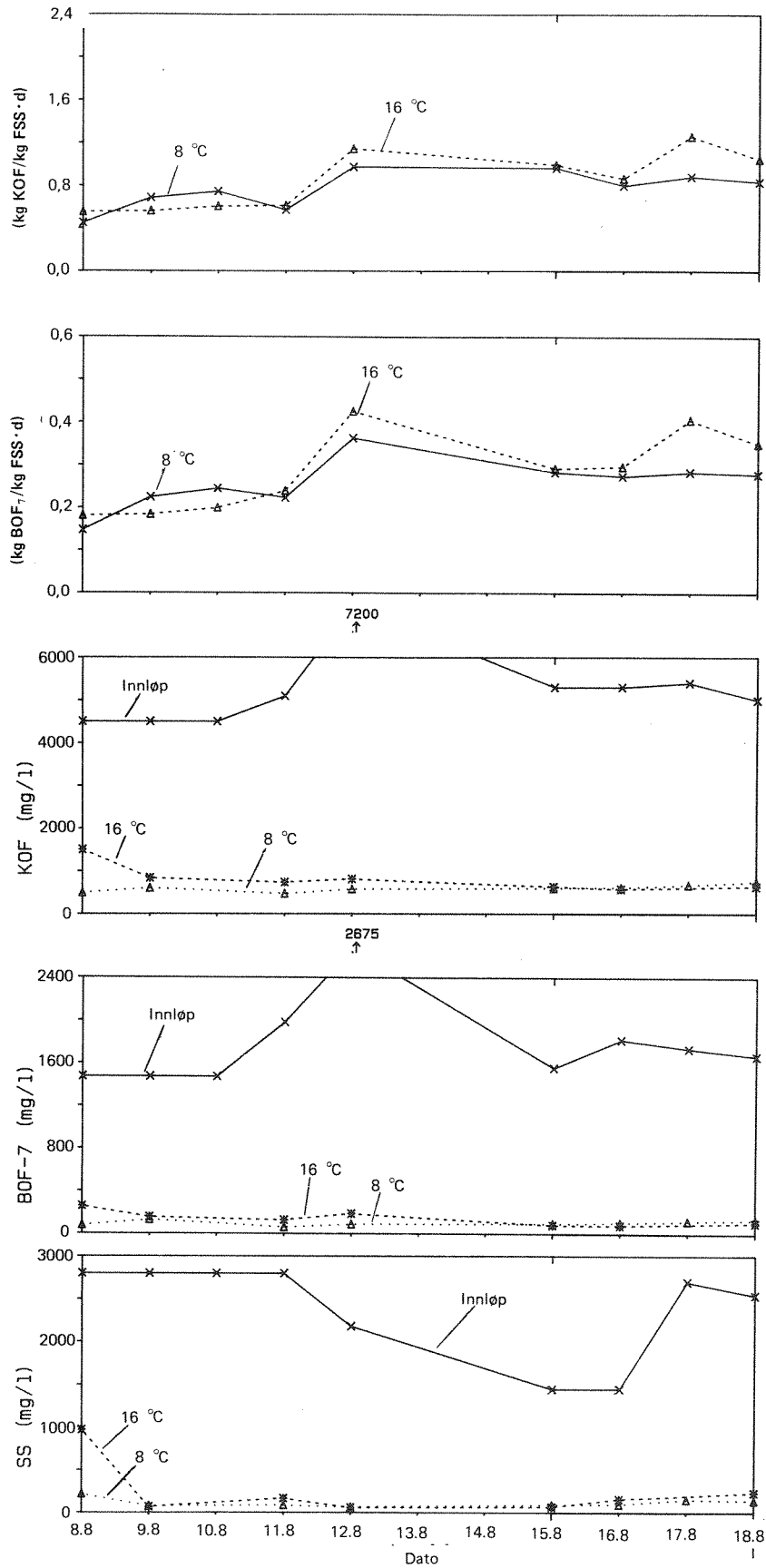
Det rensede slamvannet vil derfor inneholde en stor andel organisk stoff målt som KOF sett i forhold til BOD₇.



Figur 4. Variasjon i slambelastning, KOF inn og ut, BOF₇ inn og ut, samt SS inn og ut for anlegg 1 og 4.

Som det fremgår av figur 4 varierte den organiske belastningen på anlegg nr. 1 og 4 mye i løpet av forsøksperioden. Det høye innholdet av suspendert stoff var en viktig årsak til dette. I middel ble det på anlegg 1 oppnådd bare 72 % reduksjon av organisk stoff (KOF). Mot slutten av perioden viste utløpskonsentrasjonen både for KOF og BOF_7 en stigende tendens, mest markert er dette for anlegg nr. 1. For anlegg nr. 4 ble det oppnådd 87 % fjerning av organisk stoff (KOF). Hvis man tar utgangspunkt i biokjemisk oksygenforbruk blir det oppnådd h.h.v. 78 og 94 % fjerning av organisk stoff. Også for $\text{KOF}_{\text{filtrert}}$ er det en markert forskjell på anlegg nr. 1 og 4. Anlegg nr. 1 oppnår ca. 40 % fjerning av løst organisk stoff, mens anlegg 4 oppnår 64 %. Anlegg nr. 1 må karakteriseres som overbelastet.

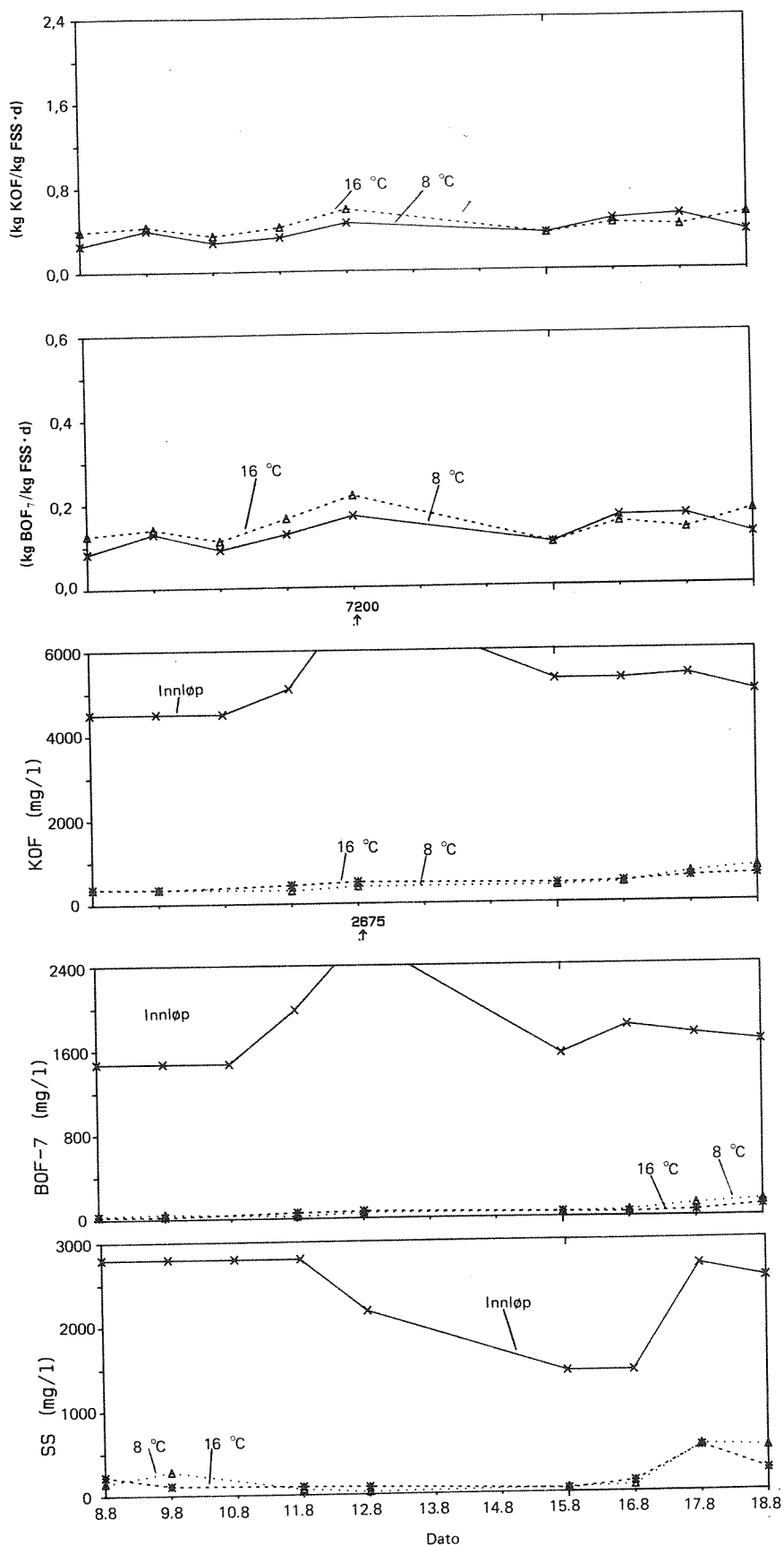
Den organiske belastningen på anlegg 2 og 5 var forholdsvis jevn i hele forsøksperioden. I det første prøvedøgnet ble det oppnådd en meget høy konsentrasjon KOF for anlegg 5. Det samme er tilfellet for suspendert stoff. Årsaken kan være slamflukt eller et uhell ved prøvetakingen. I middel ble det oppnådd 89 og 87 % fjerning av organisk stoff (KOF) i h.h.v. anlegg 2 og 5. For organisk stoff målt som BOF_7 ble det oppnådd h.h.v. 95 og 92 % fjerning. Disse resultatene viser god overensstemmelse med resultatene som er oppnådd ved tidligere forsøk, rapportert i (4). Ved en temperatur på 10°C og organisk belastning på $0,67 \text{ kgKOF/kgFSS}\cdot\text{d}$ ble det oppnådd 83 % fjerning av organisk stoff. Midlere utløpskonsentrasjon var da 410 mg KOF/l .



Figur 5. Variasjon i slambelastning, KOF inn og ut, BOD₇ inn og ut, samt SS inn og ut for anlegg 2 og 5.

Anlegg nr. 3 og 5 var lavest belastet. Begge anleggene oppnådde 91 % fjerning av organisk stoff m.h.t. KOF og 97 % fjerning av organisk stoff målt som BOF_7 . Også dette er i god overensstemmelse med resultatene som er rapportert i (4).

For å påvise nitrifikasjon ble utløpsvannet fra anleggene testet med et enkelt HACH apparat. Anlegg nr. 6 viste stabil nitrifikasjon gjennom hele forsøksperioden. Dette fremgår også tydelig fra de lave alkalitet-verdiene som målt. Det var også nitrifikasjon i anlegg nr. 3 bortsett fra de to siste dagene av forsøksperioden. Midlere slamalder for anlegg nr. 3 og 6 var h.h.v. 7,4 og 12,3 d. I forsøkene rapportert i (4) ble det oppnådd nitrifikasjon ved en slamalder på 6,6 dager og ved en slambelastning lik $0,11 \text{ kgBOF}_7/\text{kgFSS}\cdot\text{d}$. Det er derfor god overensstemmelse med disse resultatene.



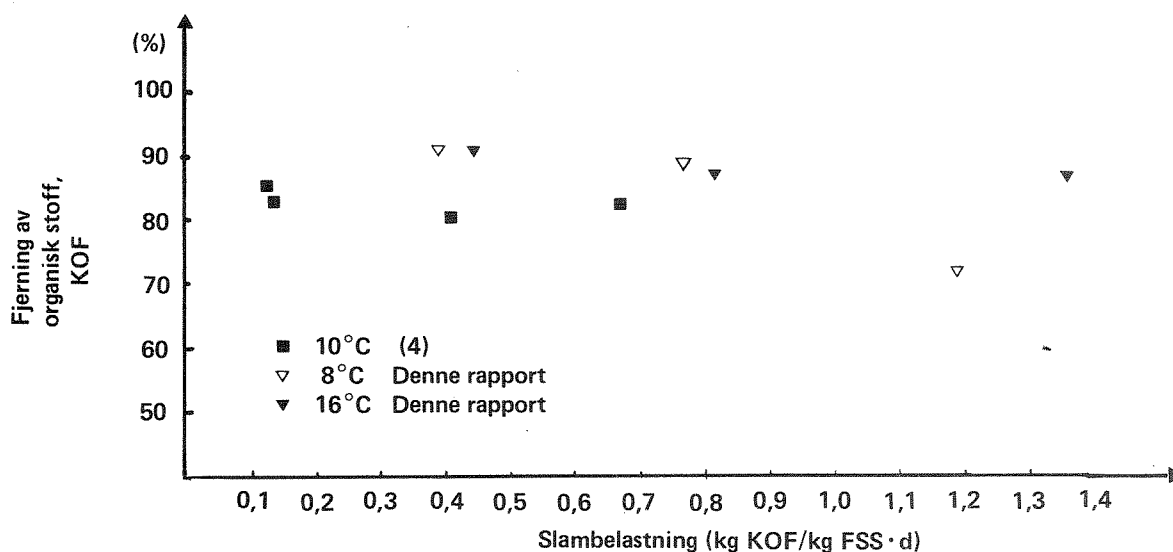
Figur 6. Variasjon i slambelastning, KOF inn og ut, BOF₇ inn og ut, samt SS inn og ut for anlegg 3 og 6.

4.2 Konklusjon

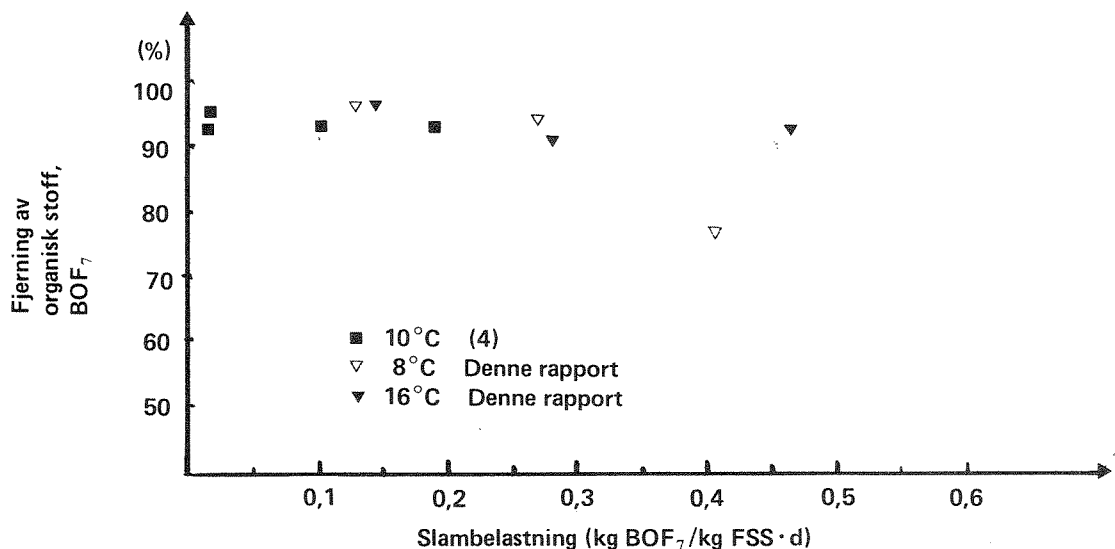
Bortsett fra ved en slambelastning på 0,41 kg BOF₇/kg FSS·d (1,19 kg KOF/kg FSS·d) var det liten forskjell i rensresultater ved de to temperaturnivåene. Dette kan ha sammenheng med at den laveste temperaturen ikke lot seg senke lavere enn til 8 °C. Det høye innholdet av suspendert stoff i ubehandlet slamvann kan også medføre at evt. forskjell mellom de to temperaturnivåene blir kamouflert.

Anlegg nr. 1 som var belastet med 0,41 kg BOF₇/kg FSS·d (1,19 kg KOF/kg FSS·d) var helt klart overbelastet og det var en betydelig slamflukt fra anlegget gjennom hele forsøksperioden.

I figur 7 og 8 er prosentvis reduksjon av organisk stoff vist som funksjon av slambelastning. I tillegg til resultatene som er fremkommet i dette prosjektet er også resultatene som er rapportert i (4, Fergusson) vist.



Figur 7. Fjerning av organisk stoff (KOF) som funksjon av slambelastning.



Figur 8. Fjerning av organisk stoff BOF₇ som funksjon av slambelastning.

Som figurene viser er det forholdsvis god overensstemmelse mellom resultatene som er oppnådd i dette prosjektet og resultatene som fremkommer i (4). Dette viser at biologisk rensing med aktivslam er anvendbar metode. Det er imidlertid et stort behov for å utprøve metoden i full skala. Spesielt viktig i denne sammenheng vil være alle spørsmål i tilknytning til slamproduksjon. For en eventuell videre utprøving blir det i tabell 5 anbefalt verdier for slambelastning.

Tabell 5. Anbefalte verdier for slambelastning for evt. videre utprøving.

	Enhet	Hoveddelen av det organiske stoffet skal fjernes	Nitrifikasjon i tillegg
Slambelastning	kg KOF/kg FSS·d	1,0 - 1,3	0,3 - 0,4
	kg BOF ₇ /kg FSS·d	0,4 - 0,5	0,1 - 0,15

5. JAR-TEST UNDERSØKELSE MED TILSETNING AV SLAMVANN

5.1 Slamvannets innvirkning på utfellingen av fosfor

Som nevnt innledningsvis kan slamvann fra avvanning av septikslam forårsake store driftsproblemer på kjemiske renseanlegg. For å undersøke effekten av resirkulering av biologisk renet slamvann på kjemiske renseanlegg, ble det gjennomført en omfattende jar-test. Prosedyren som ble fulgt ved undersøkelsen er beskrevet i bilag 1. I jar-testen ble slamvann i ulike mengder blandet med avløpsvann fra Slemmestad tettsted. Slamvannet som ble benyttet var h.h.v. ubehandlet slamvann, slamvann fra anlegg nr. 1 (8 °C, høy slam belastning), slamvann fra anlegg nr. 5 (16 °C, middels slambelastning), og slamvann fra anlegg nr. 6 (16 °C, lav slambelastning). I tabell 6 er det gjort en sammenstilling av de viktigste parametre for de ulike vanntyper.

Tabell 6. Sammensetningen av slamvann og kommunalt avløpsvann, samt de viktigste parametrene for de aktuelle aktivslamanleggene.

Parameter	1) Kommunalt avl.vann	Ubeh. slamvann	Biologisk renet slamvann		
			Anl.1	Anl. 5	Anl. 6
KOF _{ufiltrert} (mgO/l)	290	5000	2000	640	630
Alkalitet (mekv./l)	3,04	15,2	19,4	11,2	1,06
Total fosfor (mgP/l)	13	62	37	16	31
Orto-fosfat (mgP/l)	6,7	31	27	13	28
pH	7,45	8,12	8,0	8,3	6,6
Temperatur (°C)	-	-	8	16	16
Slambe1. (kgKOF/kgFSS·d)	-	-	1,64	1,05	0,52
Slambe. (kgBOF ₇ /kgFSS·d)	-	-	0,55	0,35	0,17

1) Alle data gjelder for døgnet som jar-testen er gjennomført i.

Tabell 7 viser aktuelle tilsetninger av slamvann, samt doseringen som ble benyttet ved jar-testen. Som fellingsmiddel ble det benyttet aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$).

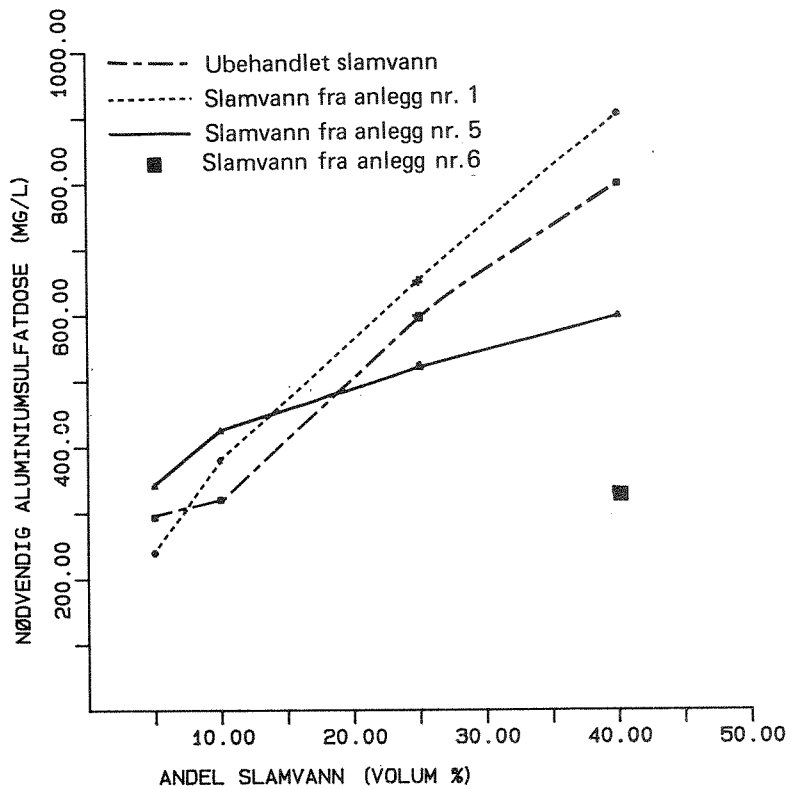
Tabell 7. Program for jar-testen.

Andel komm. avløpsv. (%)	Type slamvann	Andel slamvann %	Dosering av Al-sulfat (mg/l)
95	Ubehandlet	5	0, 200, 400, 600, 800, 1000
90	"	10	" " " " " "
75	"	25	" " " " " "
60	"	40	" " " " " "
95	Anlegg nr. 1	5	0, 200, 400, 600, 800, 1000
90	"	10	" " " " " "
75	"	25	" " " " " "
60	"	40	" " " " " "
95	Anlegg nr. 5	5	0, 200, 400, 600, 800, 1000
90	"	10	" " " " " "
75	"	25	" " " " " "
60	"	40	" " " " " "
60	Anlegg nr. 6	40	0, 100, 150, 200, 250, 300
100	-	-	0, 100, 150, 200, 250, 300

Det teoretiske stokiometriske kravet ved felling av AlPO_4 er at det må tilsettes 1 mol aluminium pr mol fosfor som skal fjernes. I tillegg må pH være i området 5,8 - 6,5. Praktiske erfaringer fra kjemisk rensing av avløpsvann viser at molforhold (Al/P) i området 2 til 3 ofte er nødvendig for å oppnå en tilfredsstillende fjerning av fosfor. I (6) blir minimum molforhold (Al/P) angitt til 1,4 - 1,5. Forutsetningen er da god innblanding av fellingskjemikalier og en optimal pH. Ved jar-test undersøkelsen ble minimum kjemikaliedose for å oppnå tilfredsstillende fosforfjerning bestemt. Følgende kriterier ble benyttet ved fastsettelse av minimum kjemikaliedose (7).

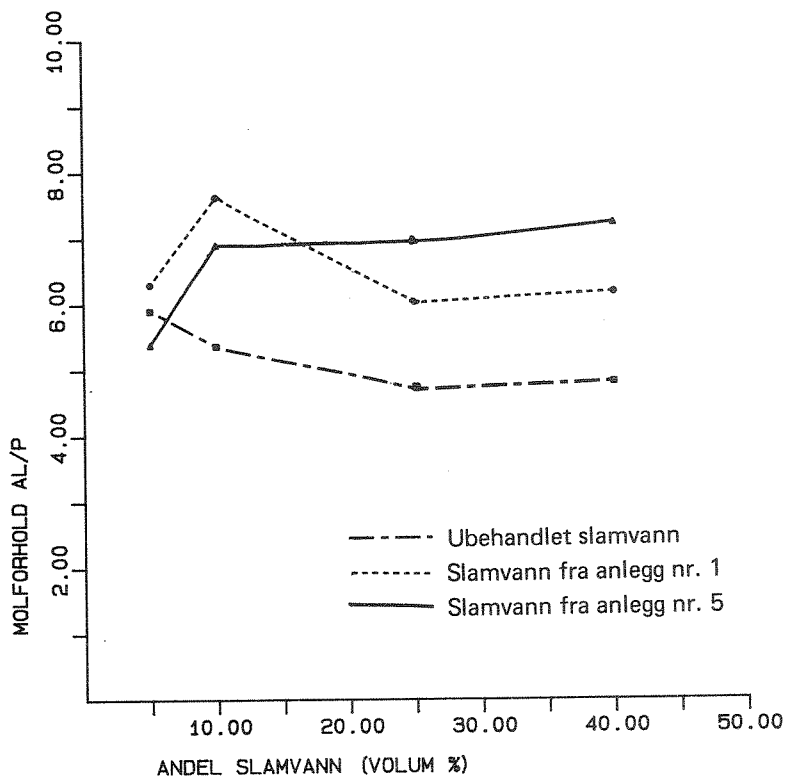
- Orto-fosfat konsentrasjonen i dekanteringsvannet $\leq 0,2$ mgP/l.
- pH i dekanteringsvannet $\leq 6,3$

I figur 9 er nødvendig kjemikaliedose for å oppnå tilfredsstillende fjerning av fosfor vist.



Figur 9. Nødvendig kjemikaliedose for å oppnå tilfredsstillende fjerning av fosfor for de ulike slamvanntypene.

I figur 10 er molforholdet (Al/P) ved nødvendig kjemikaliedose beregnet.



Figur 10. Molforhold (Al/P) ved nødvendig kjemikaliedose.

Ved tilsetning av ubehandlet slamvann, slamvann fra h.h.v. anlegg nr. 1 og 5, samt ved felling med 100 % kommunalt avløpsvann, er molforholdet (Al/P) i alle tilfelle større enn 4,5. Dette viser at aluminium er i overskudd. Alkaliteten i vannet vil i alle disse tilfellene være avgjørende for nødvendig kjemikaliedose. En del av aluminiumsulfatdoseringen går derfor med til å senke pH til det optimale området. Lite effektiv utnyttelse er fellingskjemikaliene, f.eks. på grunn av dårlig innblanding, kan også være en medvirkende årsak til at det er nødvendig med et høyt molforhold, men virkningen av denne faktoren er liten i forhold til alkalitetens betydning.

5 % innblanding av både ubehandlet og biologisk rensert slamvann gir liten innvirkning på nødvendig kjemikaliedose. Lavest kjemikaliedose oppnås med 5 % tilsetning av slamvann fra anlegg nr. 1. Med 5 % tilsetning av ubehandlet slamvann blir kjemikaliedosen omtrent den samme som ved felling av 100 % kommunalt avløpsvann, mens slamvann fra anlegg nr. 5 gir den høyeste kjemikaliedosen.

Ved h.h.v. 5 og 10 % innblanding av slamvann vil alkaliteten til det kommunale avløpsvannet ha stor betydning for nødvendig kjemikaliedose. I løpet av jar-test undersøkelsen måtte det tas ut kommunalt avløpsvann flere ganger. Små forskjeller i alkalitet kan være årsak til at kurvene på figur 9 krysser hverandre ved de laveste innblandingsforholdene. Ved innblandingsforhold større enn ca. 15 % vil alkaliteten i slamvannet være hovedfaktoren som bestemmer nødvendig kjemikaliedose. Slamvann fra anlegg nr. 1 har høyere alkalitet enn ubehandlet slamvann. Kurvenes plassering ved innblandingsforhold større enn ca. 15 % er derfor logisk sett på bakgrunn av verdiene for alkalitet som er gitt i tabell 6.

Slamvann fra anlegg 6 skilte seg ut fra de andre vanntypene ved at alkaliteten var senket til ca. 1 mekv./l p.g.a. nitrifikasjon. P.g.a. liten slamvannsmengde pr. døgn var det bare mulig å gjennomføre 1 jar-test serie med dette slamvannet. Ved en innblanding på 40 % slamvann og med dosering 300 mg Al-sulfat pr. l, ble det oppnådd en orto-fosfat konsentrasjon på 0,29 mg P/l, pH var da 5,9. Molforholdet (Al/P) var 1,92, noe som viser at i dette tilfellet var kravet til en tilstrekkelig aluminiummengde i forhold til fosfatkonsentrasjonen i vannet av-

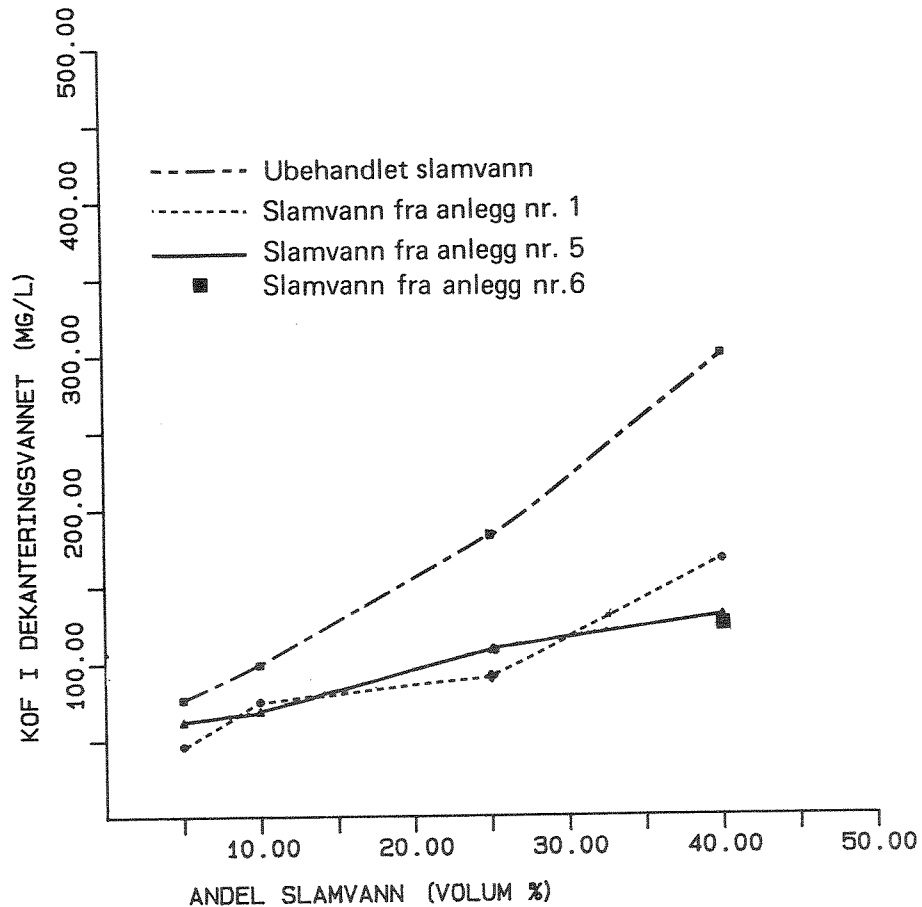
gjørende for nødvendig kjemikaliedose. Hvis nødvendig molforhold (Al/P) for å oppnå tilfredsstillende fosfor fjerning settes til 2,25, blir nødvendig kjemikaliedose i dette tilfellet lik 350 mg/l.

Ved vurderingen av resultatene fra jar-test undersøkelsen er det ortofosfat konsentrasjonen i dekanteringsvannet som er benyttet for å fastslå utfellingen av fosfor. Både flokkulering og avskilling av fnokker ved en jar-test vil være svært forskjellige fra forholdene i et renseanlegg. Det kan likevel bemerkes at for alle slamvannstilsetninger bortsett fra to, ble det oppnådd totalfosforkonsentrasjoner mindre eller lik 0,52 mgP/l ved nødvendig kjemikaliedose. Samtlige totalfosfor resultater er vist i figurer og tabeller i bilag 4.

Jar-test undersøkelsen viser at man ved innblanding av både ubehandlet og biologisk rensed slamvann i kommunalt avløpsvann må øke doseringen av aluminiumsulfat, i forhold til kjemisk felling med bare kommunalt avløpsvann. Årsaken til dette er at tilsetning av slamvann fører til en økning av avløpsvannets alkalitet. Det må derfor doseres mer aluminiumsulfat for å senke pH til et optimalt område. Særlig markert vil dette være når innblandingen øker over ca. 15 %. Ved en innblanding av slamvann på ca 40 % vil nødvendig kjemikaliedose ligge i området 500 til 1000 mg Al-sulfat/l. En forutsetning for denne konklusjonen er at alkaliteten i slamvannet er større enn ca. 10 mekv./l. Dette vil være tilfelle når det biologiske renseanlegget for slamvann ikke drives med nitrifikasjon. Hvis derimot slamvannet er nitrifisert, og alkaliteten dermed redusert, vil det bare være nødvendig med en beskjeden økning i fellingskjemikaliedose sett i forhold til kjemisk felling med bare kommunalt avløpsvann. Kjemikaliedosen vil i dette tilfellet være bestemt av fosforkonsentrasjonen i blandingen av kommunalt avløpsvann og slamvann. For å oppnå tilfredsstillende fjerning av fosfor vil nødvendig mol forhold (Al/P) ligge i området 2 - 3. Ved biologisk rensing av slamvann før retur til et kjemisk renseanlegg bør det være en målsetting å drive det biologiske trinnet med nitrifikasjon for dermed å redusere alkaliteten slik at slamvannets innvirkning på nødvendig kjemikaliedose blir liten.

5.2 Slamvannets innvirkning på fjerningen av organisk stoff i et kjemisk renseanlegg

I figur 11 er $KOF_{\text{ufiltrert}}$ i dekanteringsvannet ved minimum nødvendig kjemikaliedose vist.



Figur 11. $KOF_{\text{ufiltrert}}$ i dekanteringsvannet ved nødvendig kjemikaliedose.

Ved jar-test med 100 % avløpsvann var KOF-konsentrasjonen i utløpsvannet lik 85 mg/l ved nødvendig kjemikaliedose. Ved 5 % tilsetning av ubehandlet slamvann, slamvann fra anlegg nr. 1 og slamvann fra anlegg nr. 2 var KOF-konsentrasjonen i alle tilfelle lavere enn 85 mg/l. Ved liten innblanding av slamvann, vil KOF konsentrasjonen i ubehandlet kommunalt avløpsvann får stor innvirkning på KOF-konsentrasjonen som oppnås i dekanteringsvannet. I og med at det kommunale avløpsvannet er tatt ut på forskjellige tidspunkter kan KOF-konsentrasjonen ha endret seg.

Ved alle innblardingsforhold går det tydelig fram at biologisk rensing av slamvannet medfører et betydelig reduksjon i konsentrasjonen av organisk stoff (KOF) i dekanteringsvannet. Forskjellen mellom innvirkningen av slamvann fra anlegg 1 og 5 er overraskende liten, sett på bakgrunn av innholdet av organisk stoff som er angitt i tabell 5. Årsakene til dette kan være endring av konsentrasjonen av KOF i det kommunale avløpsvannet, samt at en stor del av det organiske stoffet i slamvannet fra anlegg 1 foreligger som suspendert stoff. Dette blir fjernet ved den kjemisk fellingen.

Biologisk rensing av slamvann har en svært positiv effekt på utslippet av organisk stoff fra kjemiske renseanlegg. Selv ved innblanding av 40 % slamvann fra et aktivslamanlegg som er belastet med 1,64 kgKOF/kgFSS·d (0,55 kgBOF₇/kgFSS·d), oppnås en konsentrasjon av organisk stoff (KOF) på 166 mg/l i utløpsvannet.

Alle data og resultater fra jar-test undersøkelsen er gjengitt i bilag 4.

6. LITTERATUR

- (1) Paulsrud, B., Upubliserte data, 1983.
- (2) Statens forurensningstilsyn (SFT), Avløpsrenseanlegg - Landsoversikt for 1982, Oslo 1983.
- (3) Harr, C., Problemer forbundet med retur av slamvann til kjemiske renseanlegg, Foredrag ved NIF-kurset: Behandling av slam fra septiktanker og slamavskillere, Fagernes 15.-16. november 1976.
- (4) Eikum, A., Treatment of Septage, European practice, VA-rapport 11/82, NIVA, Oslo 1982.
- (5) Rusten, B., Separat behandling av slamvann fra septikslam - biologisk rensing ved bruk av biorotor. Avd. for teknisk kjemi, SINTEF, Trondheim 1983.
- (6) Ferguson, J.F. og King, T., A Model for Aluminum Phosphate Precipitation, TWPCF 49, 646-658, 1977.
- (7) Paulsrud, B., Slam fra avløpsanlegg i spredt bebyggelse - mottak og behandling ved kommunale renseanlegg, Avløpssambandet Nordre Øyeren, Kjeller 1980.
- (8) Metcalf and Eddy, Wastewater Engineering: Treatment - Disposal -Reuse, McGraw Hill Book Company, 1979.
- (9) Grady Jr, C.P.L. og Lim, H.C., Biological Wastewater Treatment, Theory and applications. Marcel Dekker, Inc, 1980.

B I L A G NR. 1

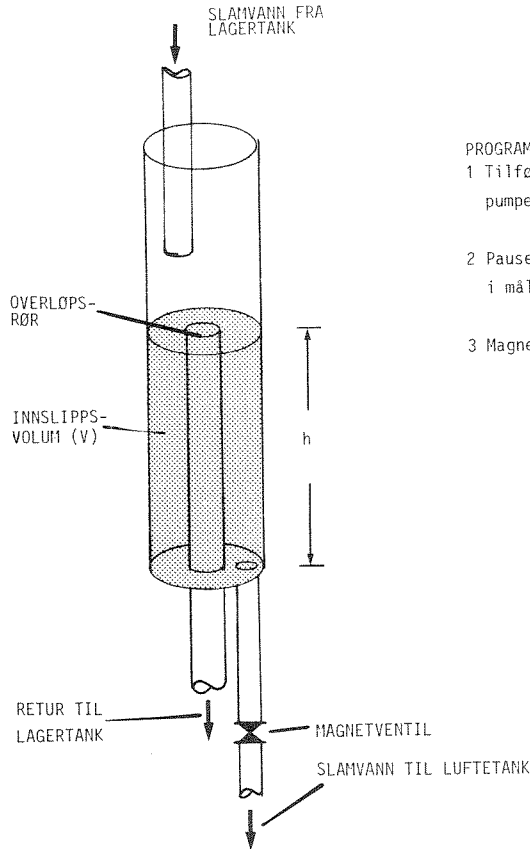
Målemetoder og analyser

1.1 MALEMETODER OG ANALYSER

pH i luftetank	:	Målt med Radiometer PHM 29
O ₂ -konsentrasjon	:	" " oksygenmeter YSI, Model 54
Temperatur	:	" " " " "
Slamvolum	:	Målt i 1 l målesylinder, avlest etter 30 minutter
Suspendert stoff	:	Bestemt ved bruk av filterdigler og Whatman GF/C glassfiberfilter. (Standard Methods, pkt. 208 D).
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	:	Analysert på NIVA NS 4748
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF ₇):	:	" " " NS 4749
Total fosfor (Tot-P)(automatisk versjon, ufiltrerte prøver)	:	" " " NS 4725
Orto-fosfat (orto-P)(automatisk versjon, filtrerte prøver)	:	" " " NS 4724
Total organisk karbon (TOC)	:	" " " ASTRO TOC-analy-sator. Mod. 1850
Alkalitet	:	Analysert på VEAS. Automatisk titrering med 0,1 N HCl til pH 4,5.
Filtrering av prøver	:	Whatman GF/C glassfiberfilter.
Konservering av prøver	:	Prøver for KOF, Tot-P og Orto-P ble konserverte med H ₂ SO ₄ . Prøver for TOC ble konserverte med H ₂ SO ₄ og HgCl ₂ . Prøver for BOF ₇ ble frosset ned.

1.2 VANNFØRING

Figur 1.1 viser skjematisk doseringsopplegget for slamvann.



PROGRAM FOR TILFØRSEL AV SLAMVANN

- 1 Tilførelspumpe starter og pumper i 200 sek.
- 2 Pause i 145 sek. slik at vannspeilet i målerøret innstiller seg i nivå h.
- 3 Magnetventil åpner

Figur. 1.1. Doseringsopplegget for slamvann.

Hvert pilotanlegg var utstyrt med et målerør som vist på figur 1.1. Innslippsvolumet V ble kontrollert med målesylinder en rekke ganger i løpet av forsøksperioden. Middelerdiene av disse målingene er benyttet ved beregning av oppholdstider, belastninger etc.

1.3 JAR-TEST UNDERSØKELSER

Jar-test apparat	: Phipps & Bird.
Begerglass	: 1 l, høy type.
Prosedyre	: Innblanding 100 omdr./min, 2 min. Flokkulering 30 " " , 28 min. Sedimentering - " " , 30 min.

Alle prøver ble tatt ut med hevert fra samme nivå i begerglasset.

B I L A G NR. 2
Analyse og måleresultater

Betegnelser:

- Alk : Alkalitet
- SS : Suspendert stoff i utløpsvannet
- KOF_{uf}: KOF_{ufiltrert}
- KOF_{fi}: KOF_{filtrert}
- TOC_{uf}: TOC_{ufiltrert}
- TOC_{fi}: TOC_{filtrert}
- Q_d : Vannmengde pr døgn
- Q_w : Overskuddslammengde pr døgn

Tabell 2.1. Slamvannets sammensetning i forsøksperioden.

Dato	Alk (mekv/l)	SS (mg/l)	KOF _{uf} (mgO/l)	KOF _{fi} (mgO/l)	TOC _{uf} (mgC/l)	TOC _{fi} (mgC/l)	BOF ₇ (mgO/l)	Tot-P (mgP/l)	Orto-P (mgP/l)
830808.	10,5	2800	4500	450	*	67,7	1473	43	25
830809.	*	*	*	*	*	*	*	*	*
830810.	*	*	*	*	*	*	*	*	*
830811.	15,6	2180	5100	840	*	117	1983	57	35
830812.	22,02	1450	7200	1480	724	178	2675	66	51
830815.	21,4	*	5300	1660	*	163	1557	62	52
830816.	*	*	*	*	*	*	1818	*	*
830817.	22,04	2700	5400	1600	591	169	1737	62	41
830818.	15,2	2540	5000	1000	467	125	*	62	31

* Manglende verdi.

Tabell 2.2. A og B. Resultater fra anlegg nr. 1.

A)

DATO	ALK	SS	KOFuf	KOFFi	TOCuf	TOCfi	BOF-7	Qd	Qw
	(mekv/l)	(mg/l)	(mgO/l)	(mgO/l)	(mgC/l)	(mgC/l)	(mgO/l)	(l/d)	(l/d)
830808.	5.6	700.	1240.	300.	89.9	70.1	239.	24.9	8.0
830809.	6.7	58.	680.	370.	89.3	74.2	169.	24.9	10.4
830810.	*	*	*	*	*	*	*	24.9	5.9
830811.	10.4	196.	940.	480.	105.0	98.2	179.	24.9	10.0
830812.	13.5	170.	1260.	680.	140.0	91.8	311.	24.9	10.0
830815.	17.7	372.	1600.	640.	177.0	137.0	540.	24.9	4.0
830816.	20.5	640.	2000.	800.	228.0	135.0	627.	24.9	10.0
830817.	22.4	630.	2360.	940.	236.0	139.0	735.	24.9	11.0
830818.	19.4	780.	2000.	740.	187.0	121.0	570.	24.9	*

*:Manglende verdi

B)

DATO	PER.	TEMP	pH	O-2	SLAM.V	SS L	VSS L
		(C)	-	(mgO/l)	(ml/l)	(g/l)	(g/l)
830715.	I	7.0	7.8	10.3	190.	*	*
830718.	I	6.8	8.0	5.2	110.	2.10	1.77
830719.	I	7.0	7.9	6.0	375.	4.95	4.20
830720.	I	6.5	8.0	4.7	460.	*	*
830721.	I	5.5	7.8	0.6	590.	5.67	4.94
830725.	I	6.0	*	1.9	310.	3.22	2.69
830726.	I	9.5	*	5.6	385.	*	*
830728.	I	9.0	7.8	5.2	600.	6.32	5.56
830729.	I	7.5	7.7	6.6	840.	*	*
830731.	I	4.4	*	7.0	*	*	*
830801.	I	9.0	*	9.0	380.	*	*
830803.	I	7.5	7.3	8.5	490.	5.48	*
830804.	I	7.8	*	7.8	590.	6.05	5.38
830805.	I	8.0	*	4.8	350.	4.92	4.24
830807.	I	8.2	*	1.6	*	*	*
830808.	F	8.5	7.3	0.9	950.	8.12	7.12
830809.	F	8.5	7.4	3.5	950.	9.03	7.70
830810.	F	9.0	7.7	0.5	680.	5.65	4.75
830811.	F	8.2	7.7	2.8	930.	8.31	7.45
830812.	F	6.6	7.9	2.8	560.	7.00	7.07
830815.	F	8.2	8.0	1.5	460.	6.02	5.47
830816.	F	9.1	7.8	1.2	970.	5.93	4.80
830817.	F	8.3	*	1.4	1000.	6.18	5.23
830818.	F	8.0	8.0	2.7	380.	4.90	4.00

*:Manglende verdi

I:Innkjøringsperiode

F:Forsøksperiode

Tabell 2.3. A og B. Resultater fra pilotanlegg nr. 2.

A)

DATO	ALK	SS	KOFuf	KOFFi	TOCuf	TOCfi	BOF-7	Qd	Qw
	(mekv/l)	(mg/l)	(mgO/l)	(mgO/l)	(mgC/l)	(mgC/l)	(mgO/l)	(l/d)	(l/d)
830808.	2.6	217.	490.	310.	76.6	61.2	76.	12.6	8.0
830809.	2.4	79.	600.	250.	79.4	63.0	127.	12.6	8.1
830810.	*	*	*	*	*	*	*	12.6	2.9
830811.	3.4	87.	470.	260.	83.4	71.8	61.	12.6	8.3
830812.	7.4	66.	580.	360.	92.5	88.0	89.	12.6	8.4
830815.	13.0	95.	600.	430.	132.0	113.0	94.	12.6	3.2
830816.	14.8	98.	610.	430.	122.0	117.0	104.	12.6	4.0
830817.	16.9	155.	670.	470.	126.0	124.0	120.	12.6	7.0
830818.	18.1	140.	750.	480.	134.0	113.0	131.	12.6	*

*:Manglende verdi

B)

DATO	PER.	TEMP	pH	0-2	SLAM.V	SS L	VSS L
		(C)	-	(mgO/l)	(ml/l)	(g/l)	(g/l)
830715.	I	7.5	7.5	10.6	190.	*	*
830718.	I	6.8	7.6	5.5	250.	2.85	2.48
830719.	I	7.0	7.8	9.2	375.	4.46	3.80
830720.	I	6.5	8.0	8.6	470.	*	*
830721.	I	5.5	7.7	5.8	540.	4.15	3.68
830725.	I	6.5	*	1.1	920.	6.16	5.42
830726.	I	9.0	*	8.2	890.	*	*
830728.	I	8.5	6.5	9.1	530.	5.14	4.55
830729.	I	7.0	6.5	10.2	690.	*	*
830731.	I	4.2	*	9.2	*	*	*
830801.	I	7.5	*	9.4	550.	*	*
830803.	I	7.3	6.1	9.4	845.	5.15	*
830804.	I	7.8	*	8.8	840.	5.80	5.07
830805.	I	8.0	*	1.0	410.	4.72	4.32
830807.	I	8.0	*	2.3	*	*	*
830808.	F	8.5	7.7	2.0	960.	7.80	6.86
830809.	F	8.5	7.0	9.4	940.	7.28	4.50
830810.	F	9.0	6.8	0.7	420.	4.62	4.13
830811.	F	8.0	7.1	9.4	910.	6.65	6.10
830812.	F	6.9	7.9	9.2	395.	5.40	5.05
830815.	F	8.0	8.2	8.9	330.	4.18	3.76
830816.	F	9.0	7.9	7.3	440.	5.55	4.53
830817.	F	7.0	*	7.6	390.	5.00	4.18
830818.	F	7.0	8.2	9.6	380.	5.08	4.08

*:Manglende verdi

I:Innkjøringsperiode

F:Forsøksperiode

Tabell 2.4. A og B. Resultater fra pilotanlegg nr. 3.

A)

DATO	ALK	SS	KOFuf	KOFFi	TOCuf	TOCfi	BOF-7	Qd	Qw
- (mekv/l)(mg/l)(mgO/l)(mgO/l)(mgC/l)(mgC/l)(mgO/l)(l/d) (l/d)									
830808.	0.3	145.	370.	320.	72.8	59.3	36.	4.5	4.0
830809.	0.9	278.	350.	240.	69.7	65.3	45.	4.5	0.0
830810.	*	*	*	*	*	*	*	4.5	4.8
830811.	0.9	67.	310.	180.	64.3	58.9	21.	4.5	2.2
830812.	3.3	30.	400.	250.	76.1	63.7	53.	4.5	2.3
830815.	4.3	56.	400.	280.	90.5	77.9	44.	4.5	0.8
830816.	6.0	76.	460.	300.	91.1	80.9	59.	4.5	1.0
830817.	9.4	550.	690.	310.	96.1	83.6	116.	4.5	2.0
830818.	12.3	520.	820.	360.	108.0	100.0	149.	4.5	*

*:Manglende verdi

B)

DATO	PER.	TEMP	pH	O-2	SLAM.V	SS L	VSS L
(C) - (mgO/l) (m1/l) (g/l) (g/l)							
830715.	I	6.5	7.8	10.4	180.	*	*
830718.	I	6.0	7.5	6.0	185.	1.73	1.51
830719.	I	7.0	7.7	10.0	250.	2.54	2.16
830720.	I	6.0	8.0	10.0	265.	*	*
830721.	I	5.5	7.7	6.7	280.	2.25	1.98
830725.	I	5.5	*	4.6	225.	1.71	1.40
830726.	I	9.2	*	8.4	260.	*	*
830728.	I	8.0	6.0	3.0	325.	*	3.13
830729.	I	6.5	5.8	11.0	340.	*	*
830731.	I	4.2	*	10.4	*	*	*
830801.	I	7.5	*	12.0	320.	*	*
830803.	I	7.0	5.5	12.6	370.	3.14	*
830804.	I	7.5	*	11.8	330.	3.70	3.25
830805.	I	8.0	*	9.8	350.	3.60	3.20
830807.	I	8.0	*	10.6	*	*	*
830808.	F	8.0	5.6	10.2	630.	5.12	4.60
830809.	F	8.3	5.8	7.1	305.	3.73	2.97
830810.	F	8.9	6.3	1.2	490.	4.85	4.23
830811.	F	8.5	7.5	9.3	350.	4.17	4.08
830812.	F	7.2	7.4	9.5	320.	4.67	4.12
830815.	F	7.5	7.6	10.2	300.	4.33	3.95
830816.	F	8.0	7.4	8.9	280.	3.60	2.88
830817.	F	6.7	*	9.5	240.	3.17	2.72
830818.	F	8.0	8.0	9.4	280.	4.45	3.62

*:Manglende verdi

I:Innkjøringsperiode

F:Forsøksperiode

Tabell 2.5. A og B. Resultater fra pilotanlegg nr. 4.

A)

DATO	ALK	SS	KOFuf	KOFFi	TOCuf	TOCfi	BOF-7	Qd	Qw
	(mekv/l)	(mg/l)	(mgO/l)	(mgO/l)	(mgC/l)	(mgC/l)	(mgO/l)	(l/d)	(l/d)
830808.	3.1	320.	900.	220.	76.9	58.1	148.	24.7	8.0
830809.	6.6	116.	680.	290.	81.8	68.1	114.	24.7	9.5
830810.	*	*	*	*	*	*	*	24.7	0.0
830811.	8.8	47.	450.	290.	96.2	84.2	56.	24.7	11.0
830812.	11.5	80.	540.	370.	102.0	96.4	80.	24.7	11.0
830815.	12.8	89.	720.	370.	118.0	104.0	124.	24.7	4.0
830816.	16.0	25.	860.	430.	124.0	111.0	125.	24.7	10.0
830817.	18.3	180.	810.	540.	124.0	127.0	146.	24.7	11.0
830818.	17.4	189.	760.	490.	138.0	123.0	134.	24.7	*

*:Manglende verdi

B)

DATO	PER.	TEMP	pH	O-2	SLAM.V	SS L	VSS L
		(C)	-	(mgO/l)	(ml/l)	(g/l)	(g/l)
830715.	I	16.5	8.1	7.0	160.	*	*
830718.	I	16.0	8.0	3.5	430.	4.69	4.02
830719.	I	16.5	7.8	4.8	845.	7.69	6.49
830720.	I	16.0	7.1	3.7	850.	*	*
830721.	I	15.5	7.0	1.5	930.	6.36	5.53
830725.	I	17.0	*	2.2	910.	6.44	5.44
830726.	I	17.5	*	7.4	945.	*	*
830728.	I	16.5	5.7	7.2	380.	1.39	0.89
830729.	I	16.0	5.3	7.7	475.	*	*
830731.	I	15.0	*	7.4	530.	*	*
830801.	I	16.0	*	4.6	360.	*	*
830803.	I	15.1	6.2	6.4	380.	3.90	*
830804.	I	15.1	*	6.2	360.	4.88	4.52
830805.	I	16.0	*	6.4	400.	5.02	4.38
830807.	I	15.5	*	4.1	*	*	*
830808.	F	15.5	7.6	1.3	910.	7.24	6.44
830809.	F	16.8	7.6	0.5	940.	9.05	7.75
830810.	F	17.0	7.6	0.5	790.	4.25	3.82
830811.	F	15.0	7.8	3.0	965.	8.13	7.60
830812.	F	15.2	7.8	3.1	920.	7.50	5.70
830815.	F	15.8	8.0	3.1	410.	4.08	3.88
830816.	F	16.6	7.9	0.8	950.	7.03	5.85
830817.	F	16.0	*	0.9	825.	6.08	5.20
830818.	F	16.0	8.1	2.5	760.	6.50	5.28

*:Manglende verdi

I:Innkjøringsperiode

F:Forsøksperiode

Tabell 2.6. A og B. Resultater fra pilotanlegg nr. 5.

A)

DATO	ALK	SS	KOFuf	KOFFi	TOCuf	TOCfi	BOF-7	Qd	Qw
	(mekv/l)	(mg/l)	(mgO/l)	(mgO/l)	(mgC/l)	(mgC/l)	(mgO/l)	(l/d)	(l/d)
830808.	1.9	966.	1500.	340.	130.0	89.0	254.	12.3	6.0
830809.	5.1	68.	840.	430.	101.0	88.5	154.	12.3	6.9
830810.	*	*	*	*	*	*	*	12.3	6.0
830811.	8.4	169.	740.	420.	109.0	103.0	129.	12.3	8.0
830812.	10.0	60.	820.	550.	119.0	110.0	188.	12.3	8.0
830815.	10.5	70.	640.	430.	150.0	121.0	83.	12.3	3.6
830816.	11.4	160.	580.	400.	127.0	117.0	80.	12.3	4.0
830817.	*	*	*	*	*	*	*	12.3	1.0
830818.	11.2	234.	640.	340.	123.0	96.4	104.	12.3	*

*:Manglende verdi

B)

DATO	PER.	TEMP	pH	0-2	SLAM.V	SS L	VSS L
		(C)	-	(mgO/l)	(ml/l)	(g/l)	(g/l)
830715.	I	17.0	7.4	6.0	165.	*	*
830718.	I	16.2	7.1	3.1	330.	3.11	2.70
830719.	I	16.5	6.5	6.5	360.	4.04	3.44
830720.	I	16.0	6.2	5.6	630.	*	*
830721.	I	16.0	6.4	3.4	835.	4.44	3.82
830725.	I	17.5	*	1.2	930.	6.00	5.12
830726.	I	17.5	*	7.5	940.	*	*
830728.	I	17.0	5.6	8.2	500.	3.57	3.14
830729.	I	16.5	5.4	8.7	485.	*	*
830731.	I	15.5	*	8.4	340.	*	*
830801.	I	16.0	*	8.7	250.	*	*
830803.	I	15.1	5.5	9.6	165.	3.44	*
830804.	I	15.0	*	9.4	130.	3.42	3.08
830805.	I	15.5	*	8.6	130.	3.88	3.24
830807.	I	16.0	*	6.0	*	*	*
830808.	F	16.0	6.9	3.3	400.	6.42	5.66
830809.	F	17.1	7.5	0.4	430.	6.67	5.58
830810.	F	17.3	7.7	0.7	450.	5.88	5.15
830811.	F	15.0	8.2	8.3	900.	6.15	5.77
830812.	F	14.9	8.0	7.8	415.	4.88	4.37
830815.	F	15.5	8.2	8.2	370.	4.10	3.70
830816.	F	16.5	8.1	7.4	505.	5.07	4.25
830817.	F	15.8	*	9.0	265.	3.45	2.97
830818.	F	15.9	8.3	7.3	320.	4.12	3.30

*:Manglende verdi

I:Innkjøringsperiode

F:Forsøksperiode

Tabell 2.7. A og B. Resultater fra pilotanlegg nr. 6.

A)

DATO	ALK	SS	KOFuf	KOFFi	TOCuf	TOCfi	BOF-7	Qd	Qw
	(mekv/l)	(mg/l)	(mgO/l)	(mgO/l)	(mgC/l)	(mgC/l)	(mgO/l)	(l/d)	(l/d)
830808.	*	222.	360.	190.	75.5	59.1	26.	4.9	0.0
830809.	0.4	110.	340.	200.	77.1	56.7	20.	4.9	3.2
830810.	*	*	*	*	*	*	*	4.9	0.0
830811.	0.8	100.	440.	220.	88.1	65.6	56.	4.9	1.0
830812.	2.2	90.	510.	270.	87.1	81.8	66.	4.9	1.0
830815.	1.9	42.	450.	270.	96.8	88.9	45.	4.9	1.0
830816.	1.2	127.	490.	300.	101.0	87.8	38.	4.9	1.0
830817.	1.3	534.	590.	310.	112.0	97.0	53.	4.9	2.0
830818.	1.1	250.	630.	330.	133.0	105.0	101.	4.9	*

*:Manglende verdi

B)

DATO	PER.	TEMP	pH	O-2	SLAM.V	SS L	VSS L
		(C)	-	(mgO/l)	(ml/l)	(g/l)	(g/l)
830715.	I	17.0	6.8	6.0	140.	*	*
830718.	I	16.6	7.0	3.3	135.	1.37	1.14
830719.	I	17.0	6.2	7.4	145.	2.05	1.77
830720.	I	16.0	6.1	6.4	130.	*	*
830721.	I	16.0	6.2	5.0	130.	1.66	1.50
830725.	I	18.0	*	3.8	85.	1.48	1.22
830726.	I	17.5	*	7.8	120.	*	*
830728.	I	17.5	5.9	7.7	120.	2.12	1.81
830729.	I	17.0	5.6	8.8	130.	*	*
830731.	I	15.5	*	9.2	80.	*	*
830801.	I	16.5	*	9.6	100.	*	*
830803.	I	15.1	5.6	10.7	100.	1.67	*
830804.	I	15.0	*	9.9	90.	1.68	1.68
830805.	I	15.5	*	9.0	120.	1.98	1.66
830807.	I	16.0	*	12.8	*	*	*
830808.	F	16.5	5.9	8.6	165.	3.50	3.28
830809.	F	17.3	5.8	5.8	160.	3.67	2.97
830810.	F	17.2	6.2	1.8	220.	4.30	3.72
830811.	F	15.0	7.2	9.3	160.	3.50	3.41
830812.	F	15.2	7.2	8.8	210.	3.50	3.47
830815.	F	16.0	8.8	8.8	210.	4.82	4.30
830816.	F	17.0	6.3	8.2	240.	4.08	3.42
830817.	F	15.9	*	8.9	250.	4.73	3.70
830818.	F	16.0	6.6	7.3	220.	3.20	2.67

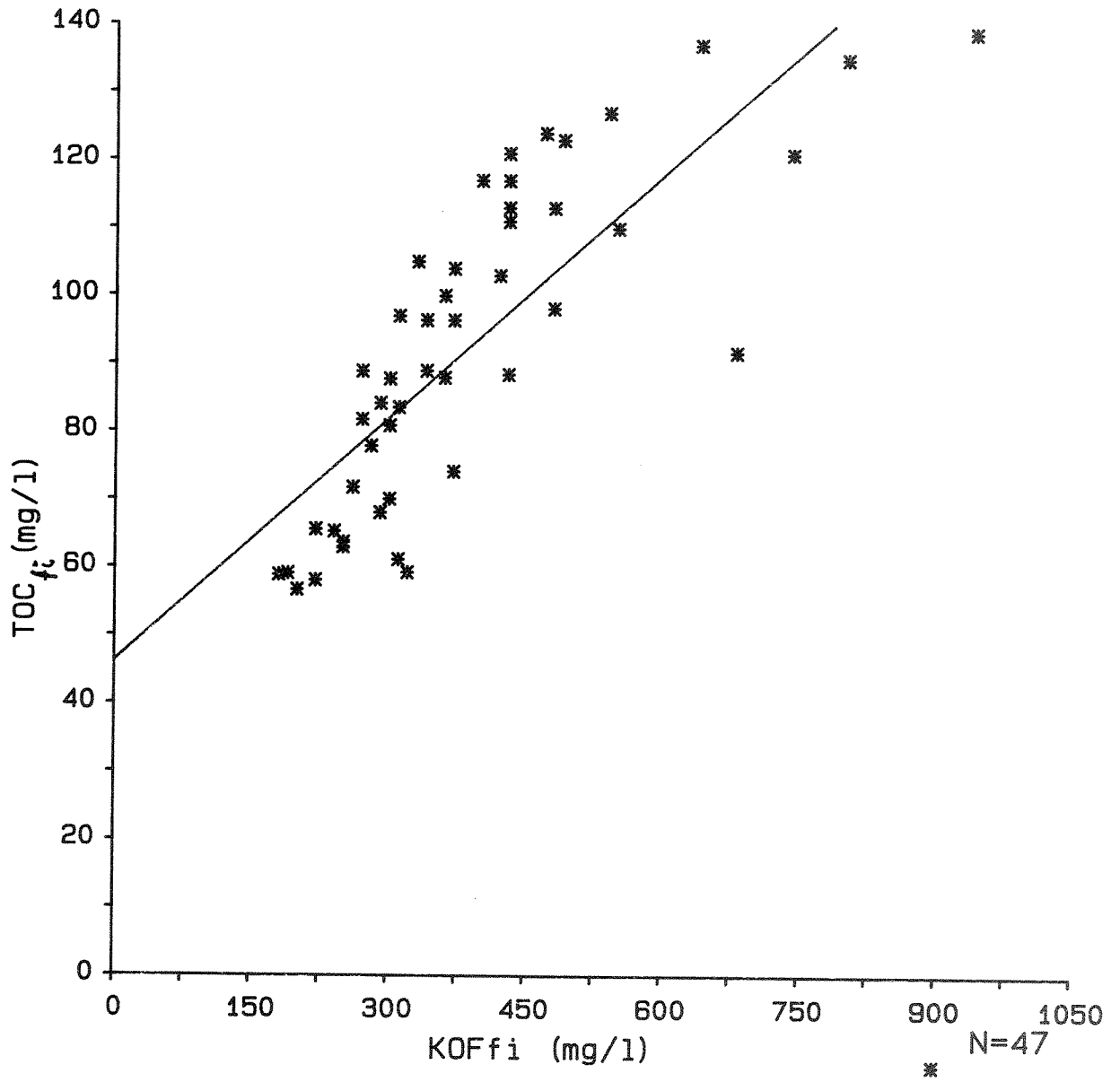
*:Manglende verdi

I:Innkjøringsperiode

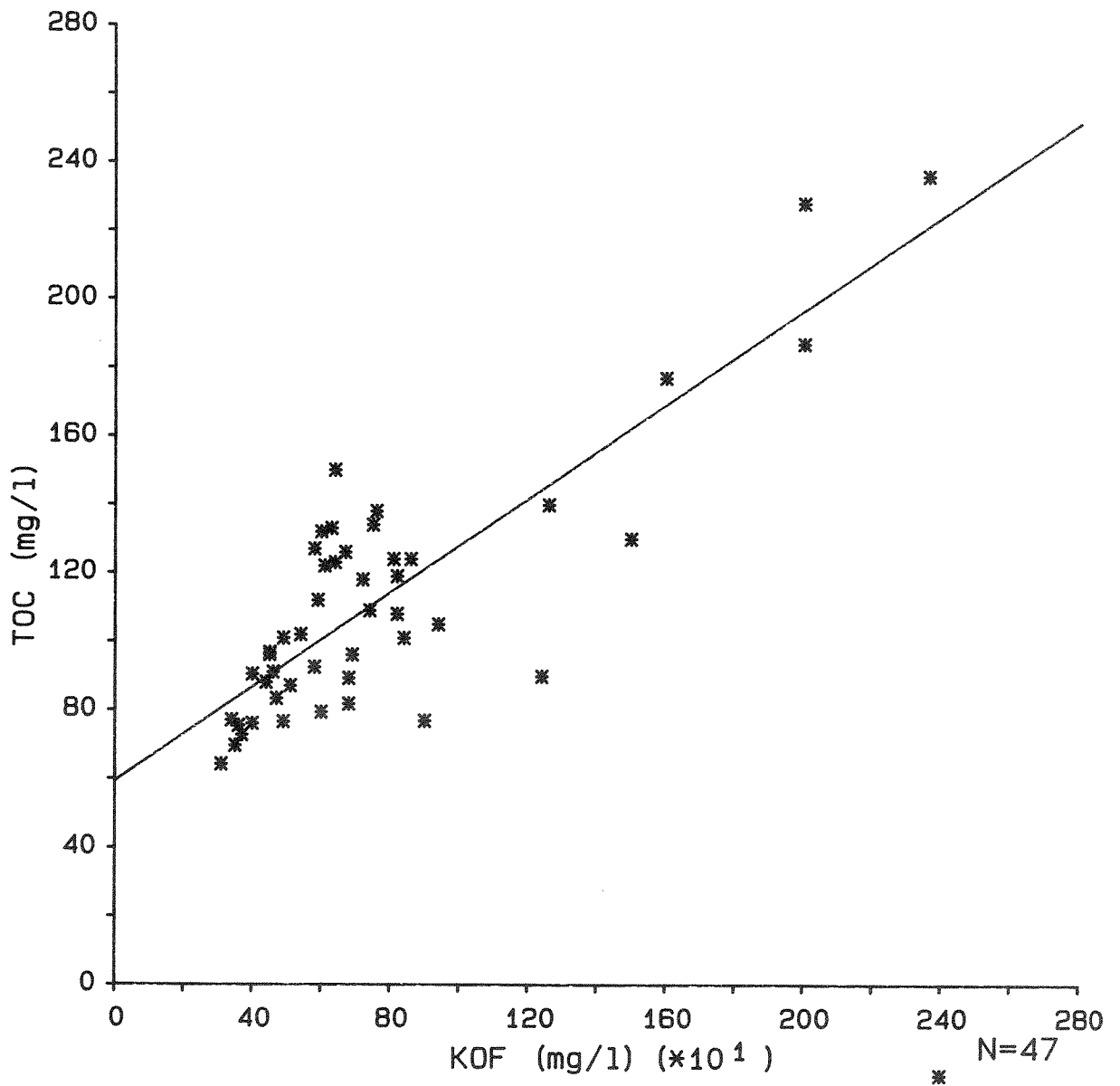
F:Forsøksperiode

B I L A G NR. 3

Sammenhengen mellom de ulike parametere
for organisk stoff

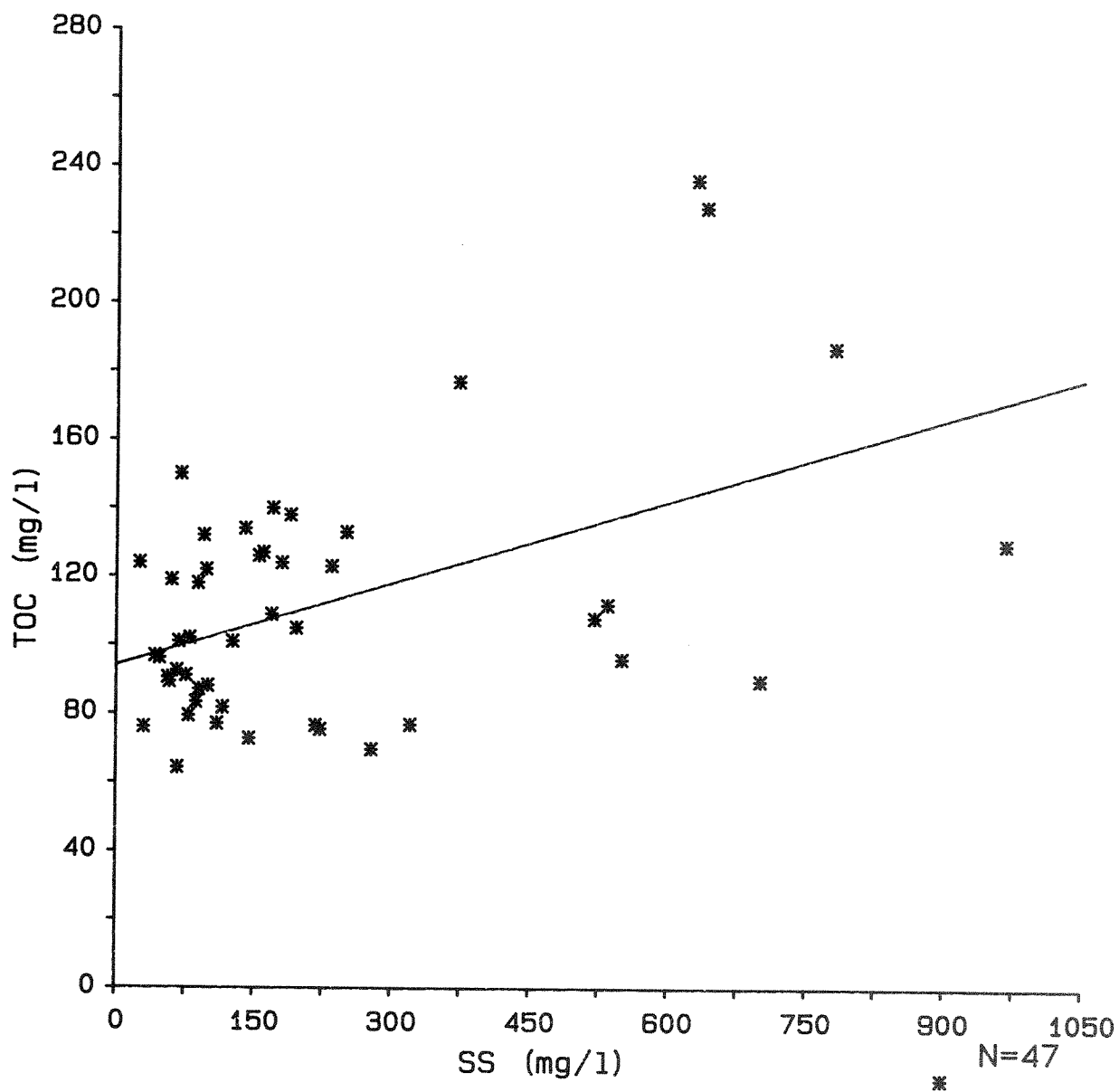


Figur 3.1. Regresjonsanalyse, TOC_{filtrert} og KOF_{filtrert} i utløpsvannet.



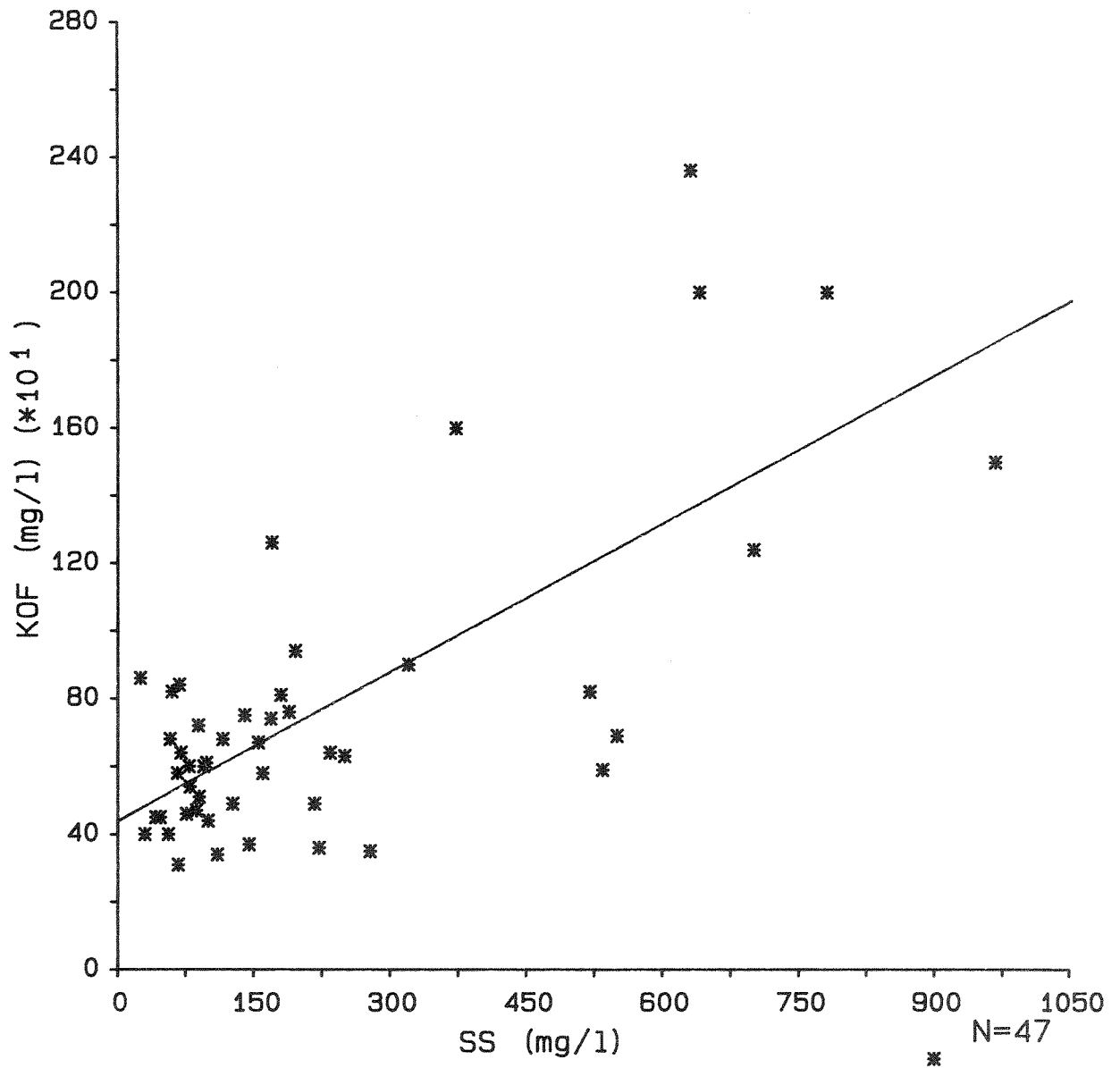
$$Y = 0.07X + 59.33 \quad R=0.84 \quad P \leq 0.001 \quad SD=0.02$$

Figur 3.2. Regresjonsanalyse, $TOC_{\text{ufiltrert}}$ og $KOF_{\text{ufiltrert}}$ i utløpsvannet.



$$Y = 0.08X + 94.05 \quad R = 0.48 \quad P \leq 0.001 \quad SD = 0.08$$

Figur 3.3. Regresjonsanalyse, $TOC_{\text{ufiltrert}}$ og SS i utløpsvannet.



$Y = 1.47 X + 438.82$ $R = 0.72$ $P < 0.001$ $SD = 0.74$

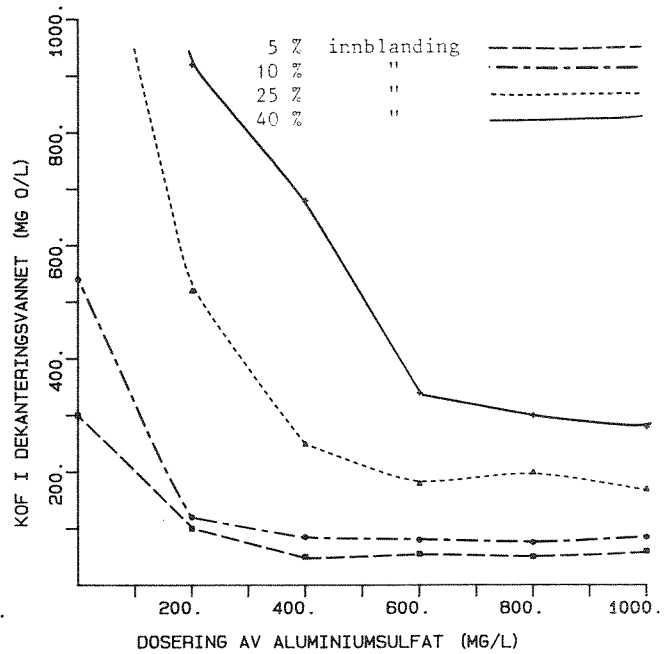
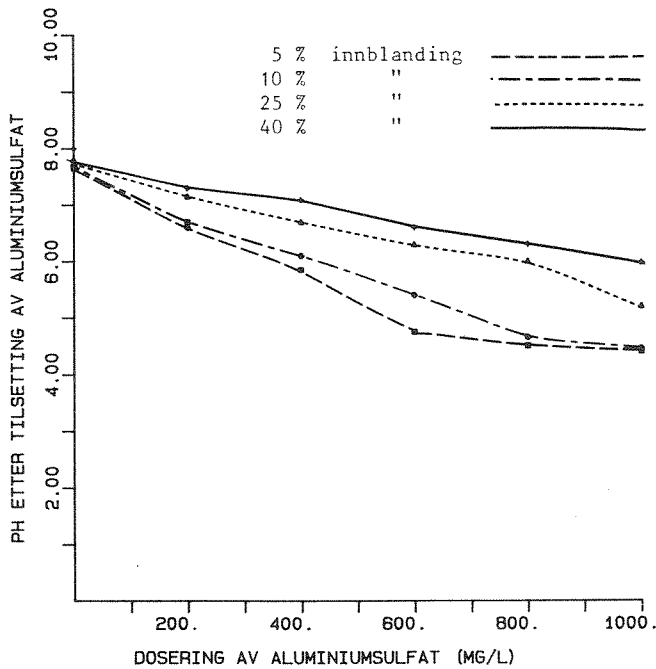
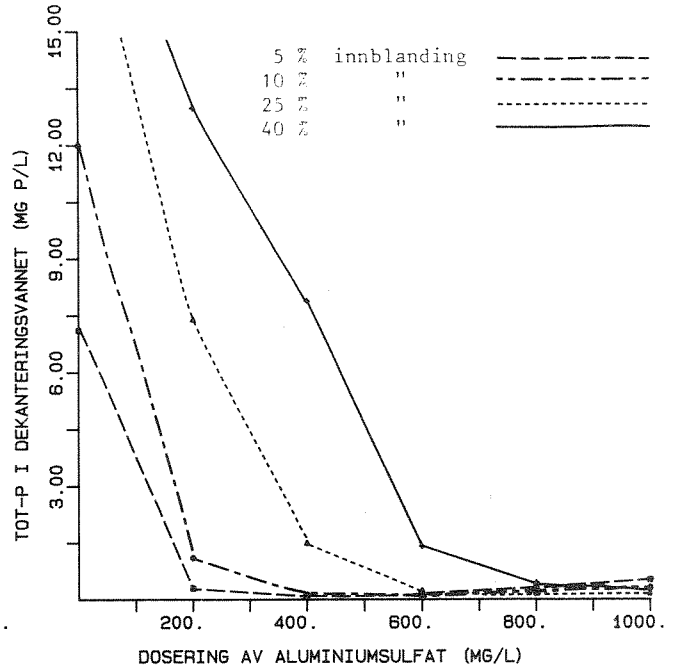
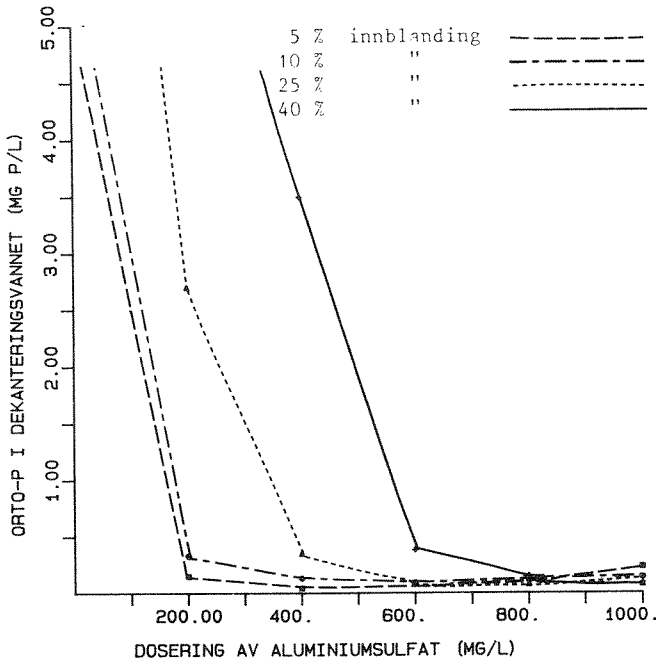
Figur 3.4. Regresjonsanalyse, KOF_{ufiltrert} og SS i utløpsvannet.

B I L A G NR. 4

Resultater fra Jar-test undersøkelsen

Tabell 4.1. Resultater fra jar-test med tilsetning av ubehandlet slamvann.

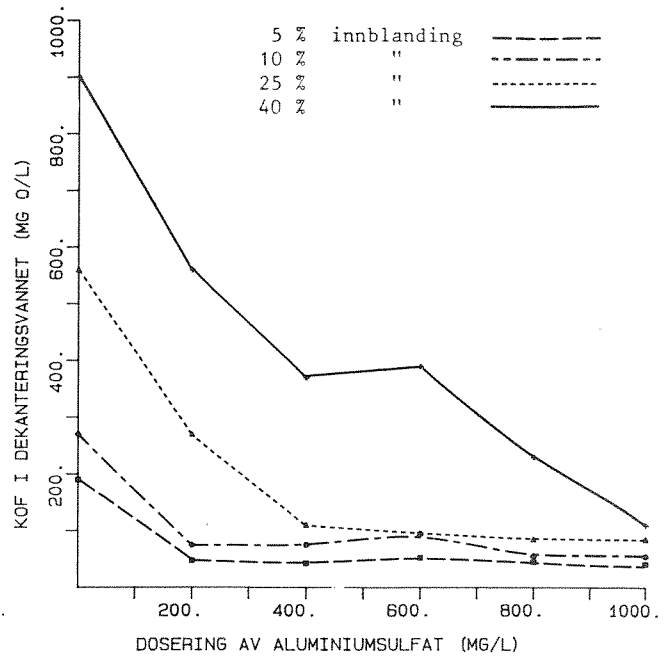
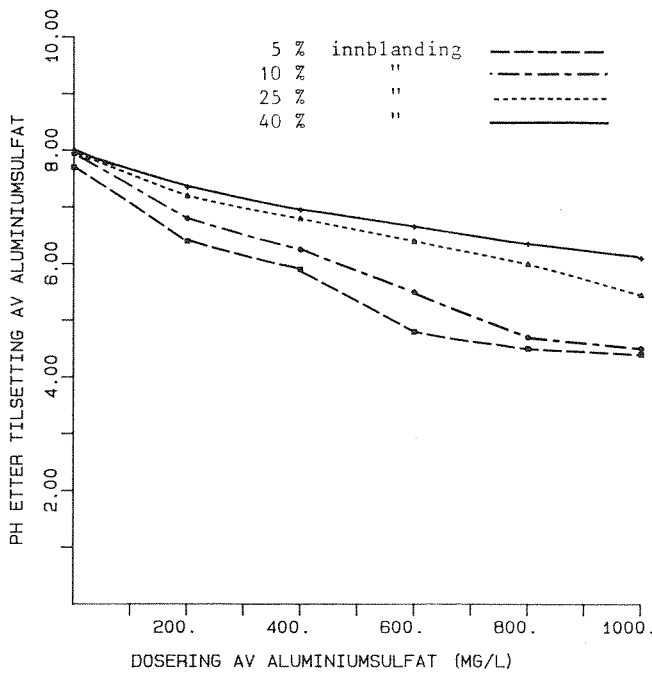
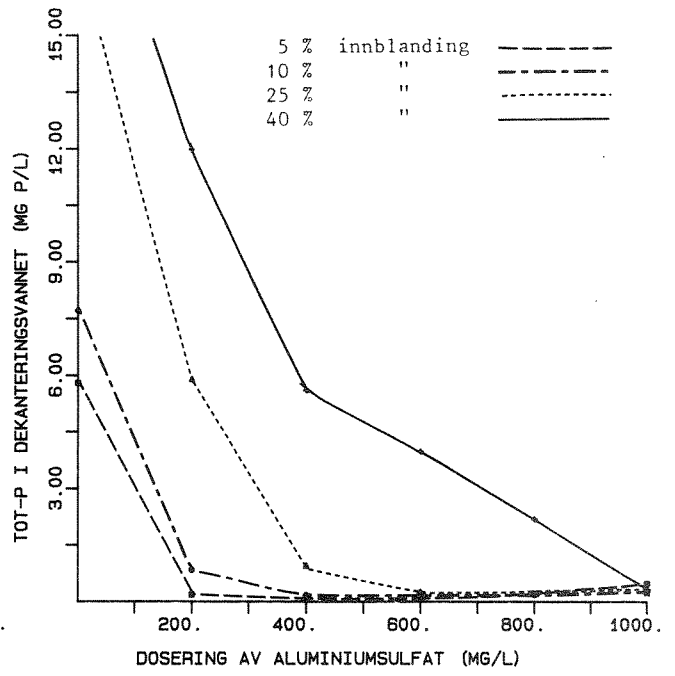
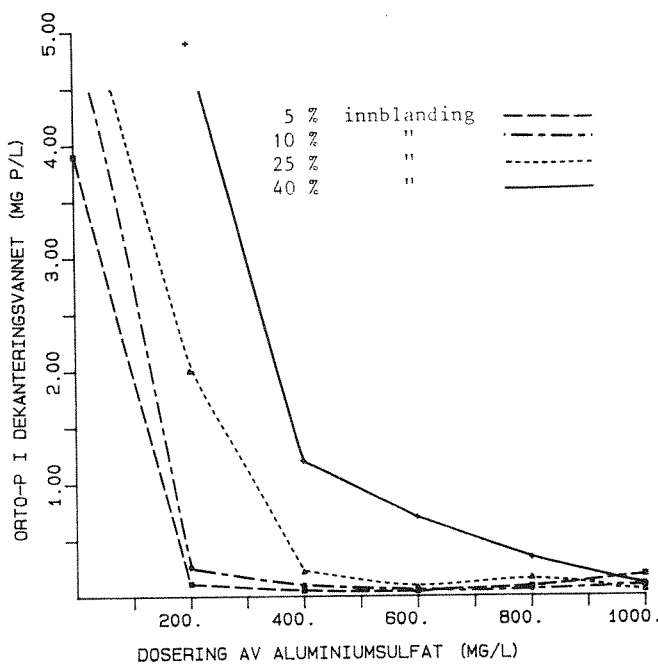
Andel slamv.	Dos.	pH	Orto-P	Tot-P	Molf. Al/P	Molf. Al/Pfj	KOF
(%)	(mg/l)	-	(mg/l)	(mg/l)	-	-	(mg/l)
5.	0.	7.65	5.10	7.10	0.00	0.00	300.
5.	200.	6.70	0.15	0.30	4.01	4.13	100.
5.	400.	5.85	0.04	0.09	8.02	8.09	50.
5.	600.	4.75	0.08	0.14	12.04	12.23	55.
5.	800.	4.50	0.12	0.33	16.05	16.43	50.
5.	1000.	4.40	0.23	0.52	20.06	21.01	60.
10.	0.	7.70	6.10	12.00	0.00	0.00	540.
10.	200.	6.60	0.33	1.10	3.35	0.54	120.
10.	400.	6.10	0.13	0.13	6.71	6.85	85.
10.	600.	5.40	0.08	0.10	10.06	10.20	80.
10.	800.	4.65	0.13	0.19	13.42	13.71	75.
10.	1000.	4.45	0.14	0.32	16.77	17.16	85.
25.	0.	7.80	13.00	24.00	0.00	0.00	1320.
25.	200.	7.15	2.70	7.40	1.57	1.99	520.
25.	400.	6.70	0.35	1.50	3.15	3.23	250.
25.	600.	6.30	0.10	0.24	4.72	4.76	180.
25.	800.	6.00	0.07	0.17	6.30	6.33	200.
25.	1000.	5.20	0.07	0.17	7.87	7.91	170.
40.	0.	8.00	17.00	33.00	0.00	0.00	1900.
40.	200.	7.30	5.90	13.00	1.20	1.84	920.
40.	400.	7.09	3.50	7.90	2.41	3.03	680.
40.	600.	6.60	0.38	1.40	3.61	3.69	340.
40.	800.	6.30	0.15	0.45	4.81	4.86	300.
40.	1000.	5.98	0.09	0.26	6.02	6.05	280.



Figur 4.1. Orto-P, Tot-P, pH og KOF som funksjon av dosering, Jar-test med tilsetning av ubehandlet slamvann.

Tabell 4.2. Resultater fra Jar-test med tilsetning av slamvann fra anlegg nr. 1.

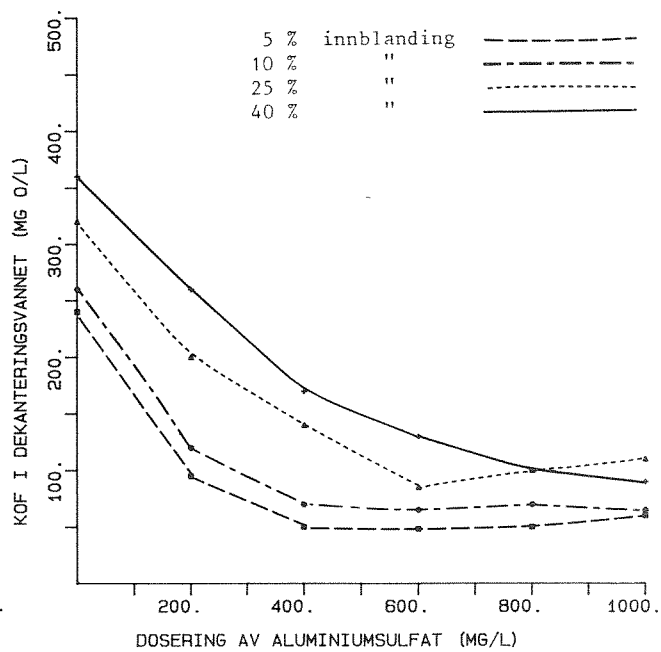
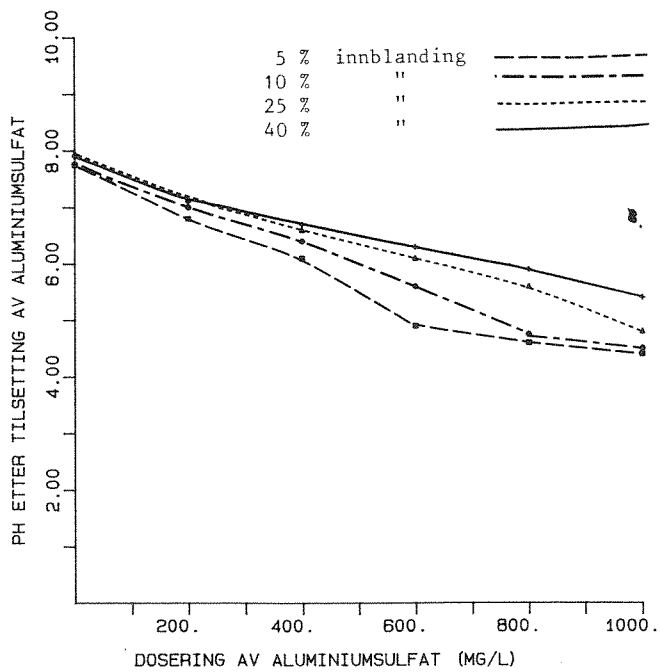
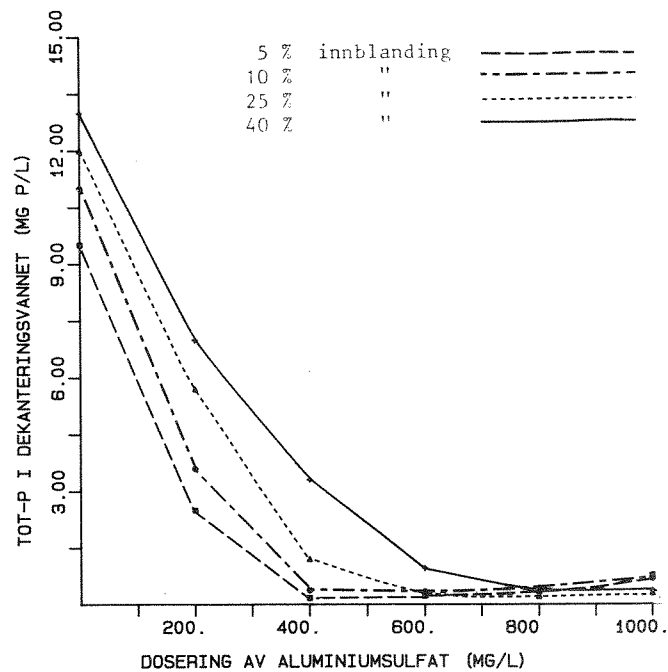
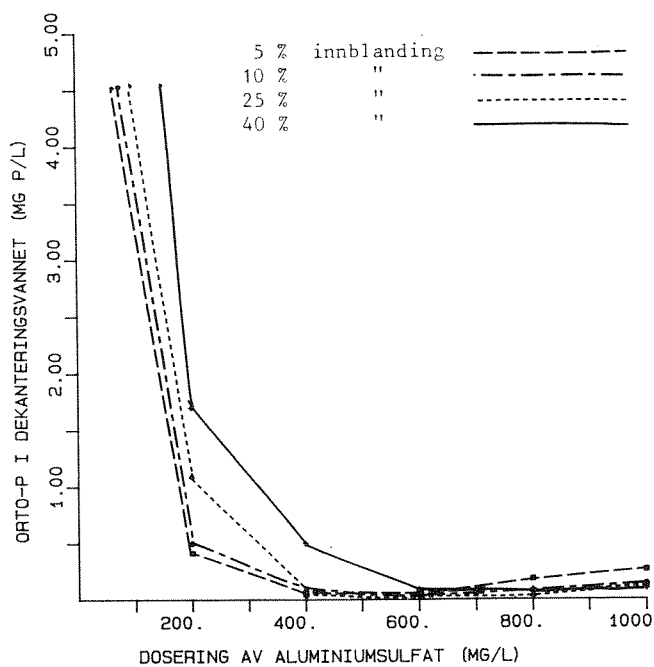
Andel slamv.	Dos.	pH	Orto-P	Tot-P	MoIf. Al/P	MoIf. Al/Pfj	KOF
(%)	(mg/l)	-	(mg/l)	(mg/l)	-	-	(mg/l)
5.	0.	7.70	3.90	5.80	0.00	0.00	190.
5.	200.	6.40	0.11	0.19	5.25	5.40	47.
5.	400.	5.90	0.05	0.12	10.49	10.62	42.
5.	600.	4.80	0.04	0.14	15.74	15.91	52.
5.	800.	4.50	0.08	0.23	20.98	21.43	45.
5.	1000.	4.40	0.19	0.49	26.23	27.57	41.
10.	0.	7.70	5.10	7.70	0.00	0.00	270.
10.	200.	6.80	0.26	0.85	4.01	4.23	75.
10.	400.	6.25	0.09	0.16	8.02	8.17	75.
10.	600.	5.50	0.04	0.18	12.04	12.14	95.
10.	800.	4.70	0.06	0.19	16.05	16.24	55.
10.	1000.	4.50	0.10	0.28	20.06	20.46	55.
25.	0.	7.95	11.00	17.00	0.00	0.00	560.
25.	200.	7.20	2.00	5.90	1.86	2.27	270.
25.	400.	6.80	0.22	0.95	3.72	3.80	110.
25.	600.	6.40	0.08	0.27	5.58	5.62	95.
25.	800.	6.00	0.16	0.23	7.44	7.55	85.
25.	1000.	5.45	0.05	0.24	9.30	9.34	85.
40.	0.	7.95	15.00	24.00	0.00	0.00	900.
40.	200.	7.35	4.90	12.00	1.36	2.03	560.
40.	400.	6.95	1.20	5.60	2.73	2.97	370.
40.	600.	6.65	0.70	4.00	4.09	4.29	390.
40.	800.	6.35	0.34	2.20	5.46	5.58	230.
40.	1000.	6.10	0.08	0.33	6.82	6.86	110.



Figur 4.2. Orto-P, Tot-P, pH og KOF som funksjon av dosering, Jar-test med tilsetning av slamvann fra anl. 1.

Tabell 4.3. Resultater fra Jar-test med tilsetning av slamvann fra anlegg nr. 5.

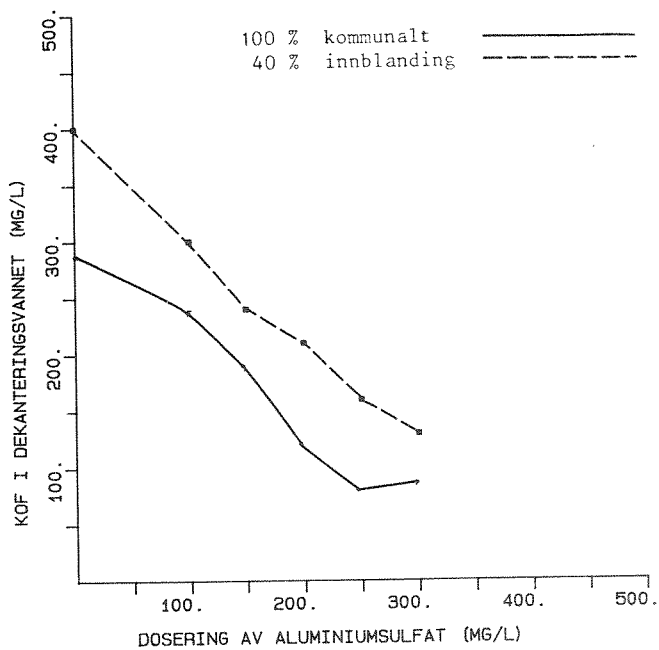
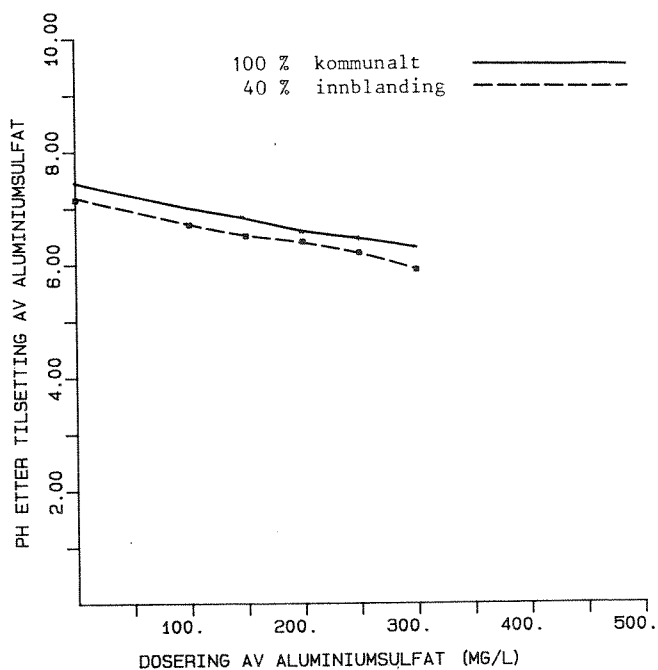
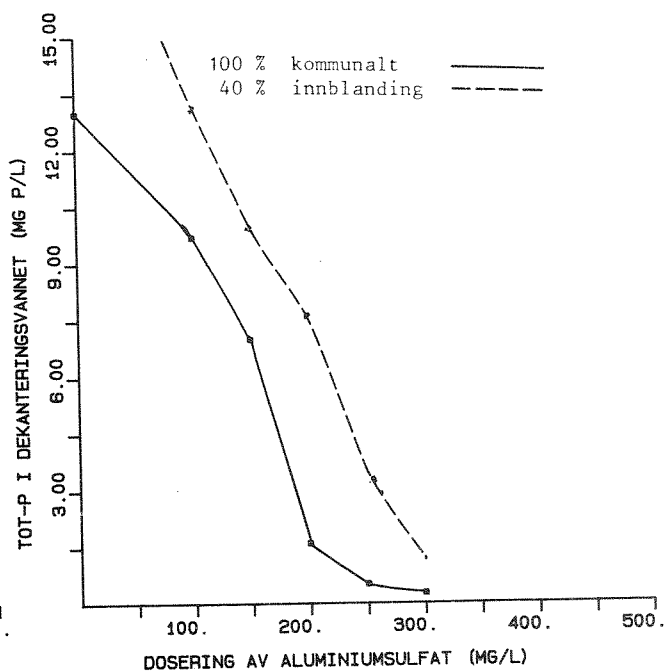
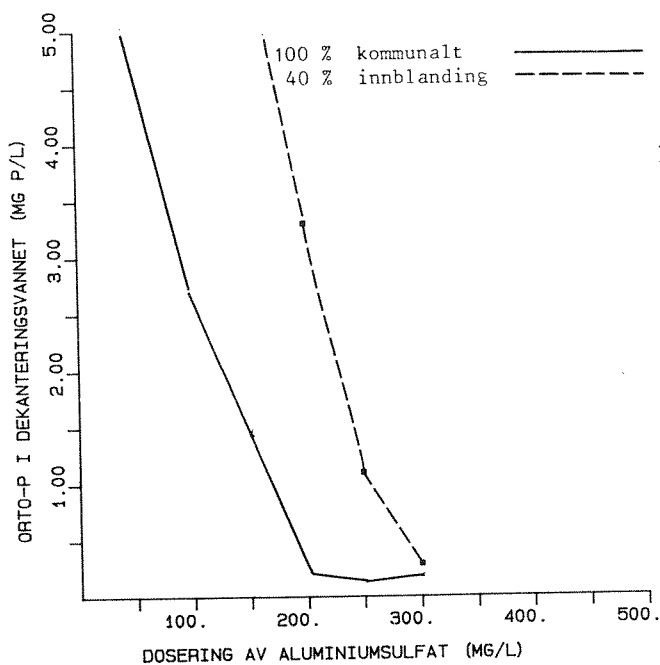
Andel slamv.	Dos.	pH	Orto-P	Tot-P	Molf. Al/P	Molf. Al/Pfj	KOF
(%)	(mg/l)	-	(mg/l)	(mg/l)	-	-	(mg/l)
5.	0.	7.75	6.50	9.50	0.00	0.00	240.
5.	200.	6.80	0.41	2.50	3.15	3.36	95.
5.	400.	6.10	0.06	0.16	6.30	6.35	50.
5.	600.	4.90	0.06	0.22	9.44	9.53	48.
5.	800.	4.60	0.18	0.41	12.59	12.95	50.
5.	1000.	4.40	0.26	0.77	15.74	16.39	60.
10.	0.	7.75	6.30	11.00	0.00	0.00	260.
10.	200.	7.00	0.50	3.60	3.25	3.53	120.
10.	400.	6.40	0.04	0.37	6.50	6.53	70.
10.	600.	5.60	0.03	0.34	9.74	9.79	65.
10.	800.	4.75	0.07	0.32	12.99	13.13	70.
10.	1000.	4.50	0.14	0.68	16.24	16.61	65.
25.	0.	7.95	7.60	12.00	0.00	0.00	320.
25.	200.	7.15	1.10	5.70	2.69	3.15	200.
25.	400.	6.60	0.10	1.20	5.38	5.45	140.
25.	600.	6.10	0.05	0.34	8.08	8.13	85.
25.	800.	5.60	0.04	0.21	10.77	10.82	100.
25.	1000.	4.80	0.13	0.30	13.46	13.69	110.
40.	0.	7.90	8.50	13.00	0.00	0.00	360.
40.	200.	7.10	1.70	7.00	2.41	3.01	260.
40.	400.	6.70	0.50	3.30	4.81	5.11	170.
40.	600.	6.30	0.09	0.95	7.22	7.30	130.
40.	800.	5.90	0.09	0.43	9.63	9.73	100.
40.	1000.	5.40	0.09	0.36	12.04	12.16	90.



Figur 4.3. Tot-P, Orto-P, pH og KOF i dekanteringsvannet som funksjon av dosering, Jar-test med tilsetning av slamvann fra anlegg nr. 5.

Tabell 4.4. Resultater fra Jar-test med h.h.v. 100 % kommunalt avløpsvann og med 40 % tilsetning av slamvann fra anlegg nr. 6.

Andel slamv.	Dos.	pH	Orto-P	Tot-P	Molf. Al/P	Molf. Al/Pfj	KOF
(%)	(mg/l)	-	(mg/l)	(mg/l)	-	-	(mg/l)
0.	0.	7.45	6.70	13.00	0.00	0.00	290.
0.	100.	7.00	2.70	9.70	1.53	2.56	240.
0.	150.	6.80	1.20	7.00	2.29	2.79	190.
0.	200.	6.50	0.20	1.60	3.05	3.15	120.
0.	250.	6.45	0.15	0.50	3.82	3.90	80.
0.	300.	6.30	0.17	0.27	4.58	4.70	85.
40.	0.	7.15	16.00	19.00	0.00	0.00	400.
40.	100.	6.70	8.30	13.00	0.64	1.33	300.
40.	150.	6.50	5.10	9.80	0.96	1.41	240.
40.	200.	6.40	3.30	7.60	1.28	1.61	210.
40.	250.	6.20	1.10	3.40	1.60	1.72	160.
40.	300.	5.90	0.29	1.10	1.92	1.95	130.



Figur 4.4. Orto-P, Tot-P, pH og KOF som funksjon av dosering, Jar-test med h.h.v. 100 % slamvann og 40 % tilsetning av slamvann fra anlegg. nr. 6.