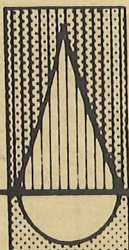


0673

O - 31/66

O - 31/66 Rensing av Sjøsvannet ved Grønmo Sjøpølfyllingsplass

Rensing av sjøsvann fra Grønmo søppelfyllplass



Norsk institutt for vannforskning

Boks 333 Blindern - Oslo 3

0-31/66

RENSING AV SIGEVANN FRA GRØNMO SØPPELFYLLPlass

Saksbehandler: lic.tekn. Ole Jakob Johansen

Medarbeidere: siv.ing. Tore Askim

tekn.lic. Peter Balmér

ing. Knut Moun

Rapporten avsluttet: 19. mars 1975

F O R O R D

Foreliggende rapport er utarbeidet etter henvendelse fra Oslo kommune, Renholdsverket, den 7.1.1975.

Forsøkene er utført ved Norsk institutt for vannforsknings (NIVAs) forsøksstasjon på Kjeller og ved Grønmo søppelfyllplass. Den praktiske del av forsøket er utført av ingeniør Knut Mowm, sivilingeniør Tore Askim og lic.tekn. Ole Jakob Johansen. Sistnevnte har vært saksbehandler for prosjektet, stått for programopplegg, vurdert observasjonsmaterialet og skrevet rapporten. Tekn.lic. Peter Balmér har deltatt i vurdering av det fremkomne materiale.

Brekke, 19. mars 1975

Ole Jakob Johansen
Ole Jakob Johansen

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
1. INNLEDNING	8
2. SIGEVANNETS SAMMENSETNING	8
2.1 Biokjemisk oksygenforbruk, nitrogenforbindelser	8
2.2 Kjemisk oksygenforbruk, organisk karbon	13
2.3 Tungmetaller: Fe, Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb	14
2.4 Andre biologiske og kjemiske parametre	14
3. SIGEVANNETS MENGDE	15
4. FORSØK MED BIOLOGISK RENSING	16
4.1 Utrustning og metodikk	16
4.1.1 Beskrivelse av forsøksapparat for biologisk rensing av ubehandlet sigevann	16
Aktivslamanlegg	16
Luftede laguner	17
4.1.2 Beskrivelse av forsøksapparat for biologisk rensing av kjemisk felt sigevann	17
Aktivslamanlegg	17
Kontaktvalse	17
Rislefilter	19
4.2 Prøvetaking og målinger	20
4.3 Oppstartning av de biologiske anlegg	21
4.3.1 Aktivslamanlegg	21
4.3.2 Luftede laguner	21
4.3.3 Kontaktvalse	21
4.3.4 Rislefilter	22
4.4 Resultater og diskusjon	22
4.4.1 Kjemisk oksygenforbruk	22
Ubehandlet sigevann	22
Kjemisk felt sigevann	29
Konklusjon, kjemisk oksygenforbruk	30
4.4.2 Total organisk karbon	33
4.4.3 Biokjemisk oksygenforbruk og nitrogenforbindelser	34
Konklusjon, biokjemisk oksygenforbruk	40
4.4.4 Suspendert og flyktig suspendert stoff	40
4.4.5 Giftvirkning av tungmetaller på biologisk rensing	41

	Side:
4.4.6 Slamegenskaper	43
Sedimenteringsegenskaper	43
Tungmetaller	43
5. KJEMISK FELLING	42
5.1 Organisk felling av ubehandlet sigevann	42
5.1.1 Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk	45
5.1.2 Reduksjon av tungmetaller	45
5.2 Kjemisk felling av biologisk rensset sigevann	50
5.2.1 Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk	50
5.2.2 Reduksjon av tungmetaller	50
KONKLUSJON	54

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1. Sammensetning av sigevann fra Grønmo søppelfyllplass	9
Tabell 2. Middelerdier for forsøksserie nr. 1	23
Tabell 3. Middelerdier fra forsøksserie nr. 2	23
Tabell 4. Middelerdier for forsøksserie nr. 3	24
Tabell 5. Middelerdier for forsøksserie nr. 4	24
Tabell 6. Akkumulering av tungmetaller i aktivt slam	44
Tabell 7. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann, 15/8-74	46
Tabell 8. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann, 19/8-74	46
Tabell 9. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann, 26/8-74	47
Tabell 10. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 4/12-74	47
Tabell 11. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 11/12-74	48
Tabell 12. Reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk ved felling av ubehandlet sigevann	49
Tabell 13. Kjemisk felling av biologisk rensed sigevann 14/8-74	51
Tabell 14. Kjemisk felling av biologisk rensed sigevann 19/8-74	51
Tabell 15. Kjemisk felling av biologisk rensed sigevann, 26/8-74	52
Tabell 16. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk ved felling av biologisk rensed sigevann %	53

FIGURFORTEGNELSE

	Side:
Figur 1. BOF-kurver som funksjon av fortynning	10
Figur 2. BOF-kurver med og uten nitrifikasjon	11
Figur 3. BOF-kurver for kommunalt avløpsvann med tilsetting av sigevann	13
Figur 4. Sigevannets konsentrasjon av kjemisk oksygenforbruk og total organisk karbon	14
Figur 5. Sigevannets mengde som funksjon av tiden	15
Figur 6. Prinsippskisse av aktivslamanlegg brukt for rensing av ubehandlet sigevann	16
Figur 7. Prinsippskisse av aktivslamanlegg brukt for rensing av kjemisk felt sigevann	18
Figur 8. Prinsippskisse av kontaktvalse	19
Figur 9. Prinsippskisse av rislefilter	19
Figur 10. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon, forsøksserie nr. 1	25
Figur 11. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon, forsøksserie nr. 2	26
Figur 12. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk, forsøksserie nr. 3	27
Figur 13. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon, forsøksserie nr. 4	28
Figur 14. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk, forsøksserie nr. 3	31
Figur 15. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning	32
Figur 16. Reduksjon av organisk karbon som funksjon av slam-belastning	34
Figur 17. Reduksjon av biokjemisk oksygenforbruk	35
Figur 18. Beregnet BOF-reduksjon på grunnlag av nitrifikasjon	37
Figur 19. Beregnet BOF-reduksjon på grunnlag av nitrifikasjon	38
Figur 20. Nitrifikasjon som funksjon av slambelastning	39
Figur 21. Innvirkning av sink på BOF	42

SAMMENDRAG

Ubehandlet sigevann fra Grønmo søppelfyllplass ble biologisk rensset etter aktivslammetoden og i luftede laguner. Parallelt ble det foretatt forsøk med biologisk rensing av kjemisk felt sigevann. Dette ble utført med kontaktvalse, rislefilter og aktivslam. Forsøkene ble gjennomført i stor laboratoriemålestokk.

Resultatene viste at rensing etter aktivslammetode ga best resultat. Det ble oppnådd samme resultater m.h.t. reduksjon av organisk stoff og oksygenforbrukende stoff ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann. Disse reduksjoner var ved en slambelastning på 0,2 kg KOF/døgn kg FSS henholdsvis 35 og 90%. Den største andel av biokjemisk oksygenforbruk skyldes oksydasjon av ammonium til nitrat.

Biologisk rensing av ubehandlet sigevann ga et utløpsvann med sterk farge og høy turbiditet. Fellingsforsøk med dette vann ga et vann som var klarere og med betydelig mindre farge enn tilsvarende vann rensset ved forfelling og aktivt slam.

I fellingstrinnet ble det oppnådd en reduksjon av organisk stoff på ca. 10% både i forfelling- og etterfellingsprosessene. Denne reduksjon varierte lite med type fellingskjemikalier.

Fjerning av tungmetaller økte med økende fellings-pH. De beste rens-effekter m.h.p. tungmetaller ble derfor oppnådd ved felling med kalk.

Sigevannets innhold av tungmetaller hadde så lave konsentrasjoner at det ikke virket hemmende på den biologiske rensing.

1. INNLEDNING

I konsesjonsvilkårene fra Statens forurensningstilsyn, datert 19. desember 1973, ble Oslo kommune pålagt å foreta en undersøkelse for å klargjøre om ytterligere rensing av sigevannet fra fyllplassen utover den nåværende fellingsprosess ville gi forbedrede resultater. Samtidig skulle man undersøke om renseeffektiviteten i det eksisterende fellingsanlegg mhp. de ulike forureningskomponenter kunne økes.

Forureningsmengdene som ledes til Grønnebekken via det kjemisk felte sigevann og fra søppelfyllplassen ellers, gir i dag en sterk heterotrof vekst i Grønnebekken og lave oksygenkonsentrasjoner i Gjerdsrudtjærn. Det er derfor et sterkt ønske om å redusere disse forureningsbelastninger. De økende rensekraav må også ses i samband med at det er gitt midlertidig tillatelse til deponering av kommunalt kloakkslam på det nåværende fyllplassområde. Likeledes vil man tillate deponering eller midlertidig lagring av metallhydroksydsлам i en spesielt konstruert industrifylling.

De av Statens forurensningstilsyn pålagte undersøkelser har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fått i oppdrag å utføre for Oslo Renholdsverker.

2. SIGEVANNETS SAMMENSETNING

Tabell 1 viser sigevannets fysisk-kjemiske sammensetning. Som det fremgår av resultatene har sigevannet høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. Sammenliknet med sigevann fra andre søppelfyllplasser har dette sigevann lave konsentrasjoner av organisk stoff i forhold til jern og nitrogenforbindelsene.

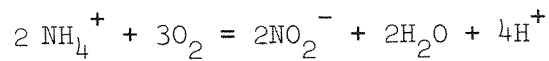
2.1 Biokjemisk oksygenforbruk, nitrogenforbindelser

Det tradisjonelle 7 døgns biokjemiske oksygenforbruk for sigevannet er meget misvisende, idet 7 døgns-verdien er meget lav sammenliknet med

Tabell 1. Sammensetning av sigevann fra Grønmo Sjøpøllyllplass.

Parameter	16/7	25/7	2/8	8/8	22/8	19/9	23/9	26/9	3/10	10/10	21/11	26/11	18/12
Kjemisk oksygenforbruk) uffiltrert	490	512	496	554	606	498	436	446	433	398	442	536	522
Kjemisk oksygenforbruk) filtrert	445	500		110		100	102,6		165	336	170		150
Total organisk karbon	146	140	150	167	130	182	120	90	96	100	138	159	134
Total nitrogen	128	119	124	0,80	2,40	0,60	0,9				0,5	0,5	0,6
Total fosfor	0,14	0,70	0,55	254	770	84	140	80		37			
Suspendert stoff			290	3336	3396	2963	6,8	6,7	6,8	6,9	6,8	6,7	6,8
Total tørrstoff	6,8	6,7	6,8	4005	4100	3310					3940		4200
pH	5200	4400	2290	1300	1400	1500			1290	1300			1640
Ledningsevne	1300	1200	1350	90,2		68	78	56	70	105	84	95	
Alkalitet	25,7	80,5	59,0			55				90		75	
Jern	160	510	380	820		23						33	
Sink	<100	<100	<100	<100		5						40	
Krom	<100	<100	<100	<100		0,05						6	
Nikkel	<100	<100	<100	<100		4						0,3	
Kobber	<100	<100	<100	<100								0,5	
Kadmium	<100	<100	<100	158	177	188							189
Bly	182	177	166	74	72	66							92,6
Kalsium	73	75	61	480	527	462							520
Magnesium	450	430	410	206	208	200							240
Natrium	234	225	204	900	840	680							2800
Kalium	880	880	880	<2	<2	30							4,7
Klorid	15	< 2	<2										
Sulfat													

verdien ved ca. 30 døgn. Grunnen til dette er at de høye nitrogenkonsentrasjoner, som foreligger som ammonium, oksyderes til nitrat. Denne prosess kan beskrives ved følgende likninger:



Likningene viser at oksydasjon av to mol ammonium krever fire mol oksygen. Beregnet på vektbasis krever således en ammoniumkonsentrasjon på 100 mg N/l 457 mg O/l for fullstendig oksydasjon.

Biokjemisk oksygenforbruk er tatt på en rekke sigevannsprøver fra Grønmo. Figur 1 er et typisk eksempel på BOF-kurven av ubehandlet sigevann. BOF-analysene, utført etter manometrisk metode, ble startet den 11/9 og strakte seg over en periode på 23 døgn.

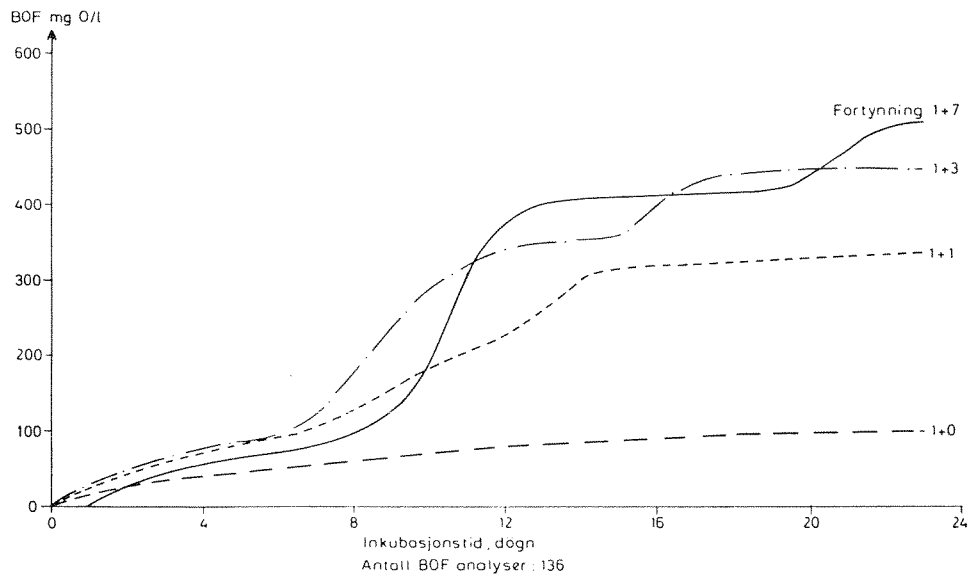


Fig 1 BOF kurver som funksjon av fortynning

De viktigste analyseresultater for sigevannet var:

KOF	511 mg O/l
Organisk C	135 mg C/l
Tot.N	97,6 mg N/l
Ammonium	92,2 mg N/l

Som det fremgår av figur 1 har grad av fortynning stor innvirkning på BOF-kurvene. Den sterke kurvestigning etter ca. 7 døgn skyldes nitrifikasjon. Figuren viser at ved lave fortynninger blir nitrifikasjonen redusert eller hindret helt. Dette betyr at sigevannet inneholder stoffer som hemmer nitrifikasjonen. Ved tilstrekkelig store fortynninger blir konsentrasjonen av disse giftstoffer så lave at nitrifikasjonsprosessene kan gå uhemmet. Imidlertid synes fortynningen å ha mindre innflytelse på oksydasjonen av organisk stoff. Dette kan ses ved at kurveforløpet i startfasen (til ca. 7 døgn) ikke endres vesentlig med fortynningen.

Totalt oksygenbehov for oksydasjon av organisk stoff utgjør i dette tilfelle ca. 100 mg/l. Oksygenmengde som medgår til nitrifikasjonsprosessene blir da omtrent $450 - 100 = 350$ mg/l. Den teoretiske verdi, beregnet ut fra en ammoniumkonsentrasjon på 92,2 mg/l, blir 421 mg/l. Denne verdi må sis å stemme godt overens med den observerte.

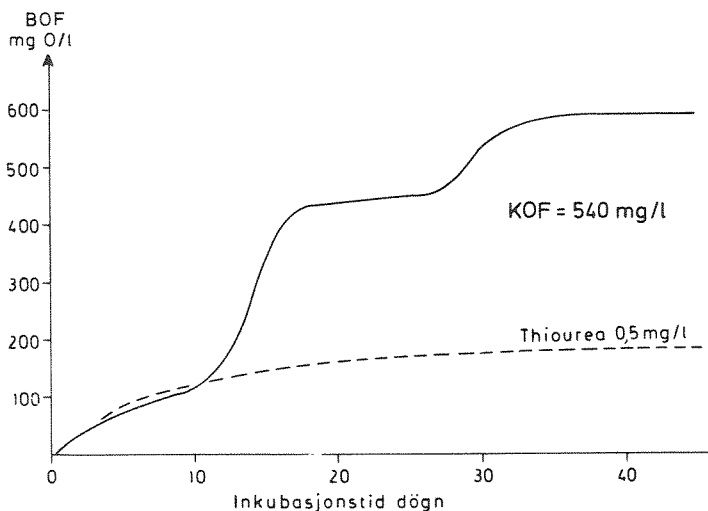


Fig. 2 BOF -kurver med og uten nitrifikasjon

Figur 2 viser andre BOF-prøver med og uten tilsats av allylthiourea. Allylthiourea tilsettes for å hindre nitrifikasjon. Prøven med denne tilsats representerer derfor bare nedbrytning av organisk stoff. Figuren viser at oksygenbehovet til oksydasjon av organisk stoff er lite sammenliknet med oksygenforbruket til nitrifikasjonsprosessene.

Det høye oksygenforbruk til nitrifikasjonsprosessene gjør det mulig at verdien for total biokjemisk oksygenforbruk kan være større enn kjemisk oksygenforbruk. Årsaken er at ammonium ikke oksyderes kjemisk i analysen for kjemisk oksygenforbruk.

Analyser for biokjemisk oksygenforbruk og total organisk karbon viser at en relativt liten del av det organiske stoff er biologisk nedbrytbart. Rensing av sigevannet i et biologisk anlegg kan derfor ventes å gi lave renseeffekter med hensyn på organisk stoff. Reduksjon av biokjemisk oksygenforbruk vil derimot forventes å bli betraktelig bedre dersom tilstrekkelige oppholdstider benyttes. Dette fordi en fullstendig nitrifikasjonsprosess krever forholdsvis lange oppholdstider.

For å studere sigevannets nedbrytbarhet og dets innhold av hemmende giftstoffer, ble ubehandlet sigevann tilsatt kommunalt avløpsvann fra Hovseter i volumprosent 5, 12 og 24%. Analyseresultater for kloakkvannet og sigevannet var:

	KOF	Org. C	Tot.P	Tot.N
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Kloakkvann	126	30	4,5	4,5
Sigevann	498	100	0,6	182

BOF-analyser ble tatt på disse blandinger. Resultatet er vist i figur 3.

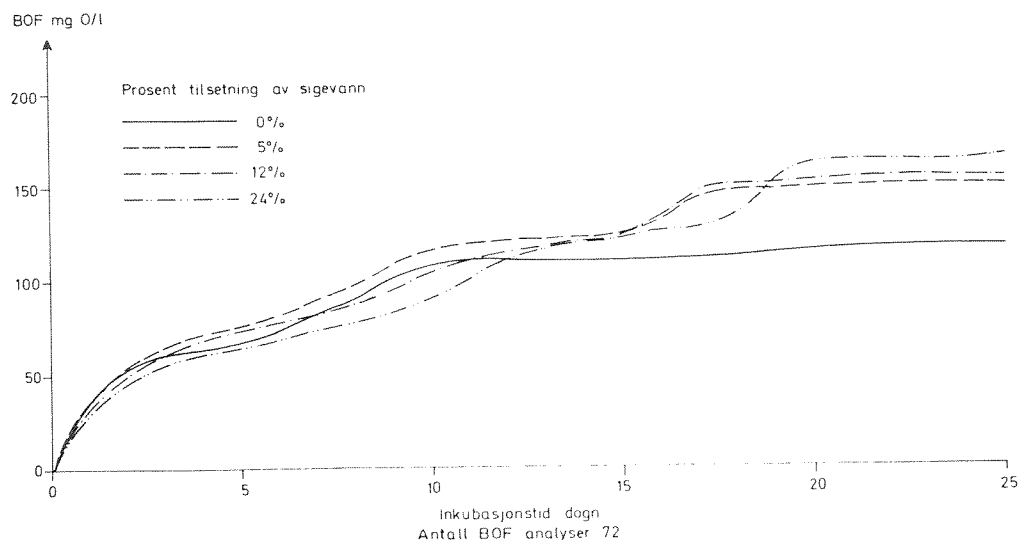


Fig 3 BOF kurver for kommunalt avlopsvann med tilsetning av sigevann

Figuren viser at sigevannet er tungt nedbrytbart og at det inneholder stoffer som virker hemmende på de biologiske prosesser. Dette ses ved at høyest innblanding av sigevann gir lavest respirasjon. Først etter ca. 20 døgn forandres dette og de høyeste volumprosenten av sigevann forårsaker høyest oksygenforbruk.

2.2 Kjemisk oksygenforbruk, organisk karbon

På grunn av BOF-analysene for sigevann er kompliserte og trenger svært lange inkubasjonstider, ble kjemisk oksygenforbruk benyttet som mål for organisk stoff. I tillegg til dette ble med jevne mellomrom analyser for organisk karbon utført. Dette ble gjort for å kontrollere at KOF-verdiene var et godt mål for organisk stoff.

Figur 4 viser sigevannets konsentrasjon av organisk karbon og kjemisk oksygenforbruk. Prøvene er tatt i en målekum (kum A) umiddelbart etter fyllingen. Som det fremgår av figuren varierer kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon relativt lite med tiden. Figuren viser at det eksisterer et sterkt samband mellom KOF og organisk karbon. For sigevann

kan derfor KOF benyttes som et mål for organisk stoff.

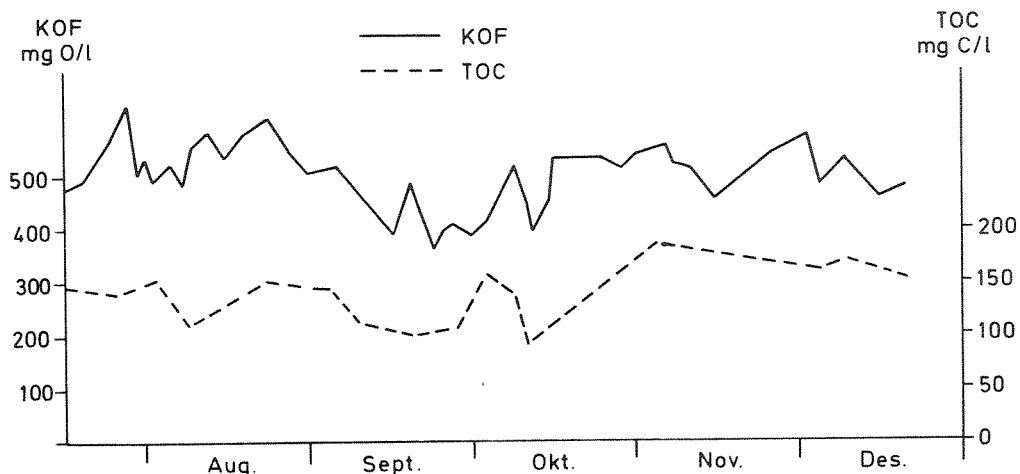


Fig.4 Sigevannets konsentrasjon av kjemisk oksygenforbruk og total organisk karbon

2.3 Tungmetaller: Fe, Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb.

Med unntak av jern viste en rekke analyser av sigevannet lave konsentrasjoner av tungmetaller. For Cd, Cr, Cu, Ni og Pb ble aldri høyere verdier målt enn 0,1 mg/l. For Zn ble konsentrasjonen målt opp til 3 mg/l.

Analyser utført av OVK over året 1973 viser også tilsvarende tungmetallkonsentrasjoner som nevnt ovenfor.

2.4 Andre biologiske og kjemiske parametre

Sigevannets innhold av ionene Na, Mg, K og Cl er høyere enn i kommunalt avløpsvann. Konsentrasjonene er dog ikke så høye at en vil forvente at de vil virke hemmende ved biologisk rensing.

For å undersøke andre eventuelle giftvirkninger, ble prøver analysert for cyanider, fenoler og klorerte hydrokarboner. Konsentrasjoner av disse forbindelser var meget lave og kan neppe virke hemmende ved biologisk rensing.

3. SIGEVANNETS MENGDE

Sigevannets mengde som funksjon av tiden er vist i figur 5.

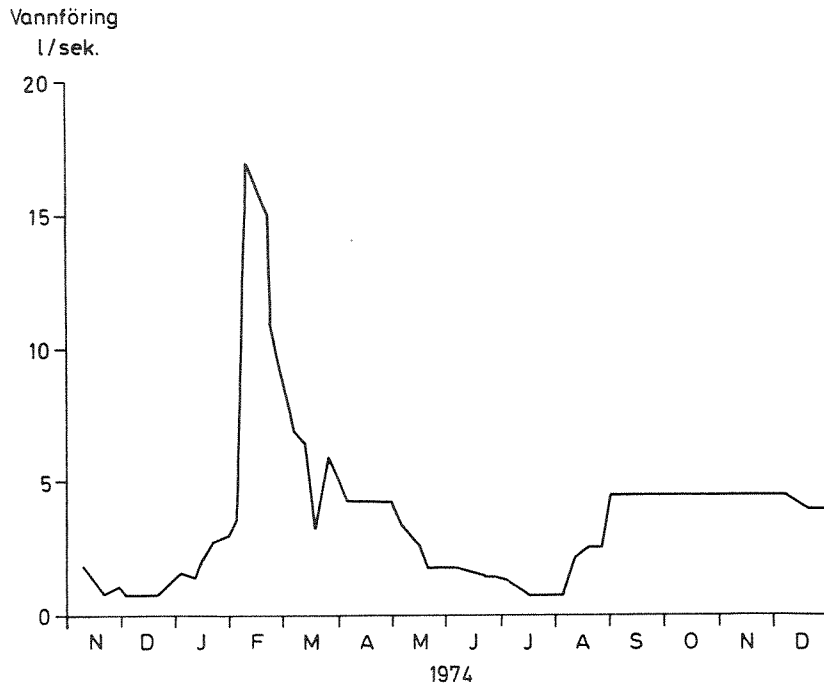


Fig.5 Sigevannets mengde som funksjon av tiden

Målingene som er tatt i målekum nedenfor fyllingen (kum A) er ikke korrekt utført og angir derfor bare størrelsesorden på vannføringen. Som det fremgår varierer sigevannets mengde betraktelig. Dette er også ventet fordi man har relativt dårlig kontroll over uønsket vanntilførsel til fyllplassen.

Figur 5 viser at man i undersøkelsesperioden hadde forholdsvis konstant vannføring. Dette er grunnen til at sigevannets forurensningskonsentrasjoner som kjemisk oksygenforbruk eller organisk karbon varierte lite i undersøkelsesperioden (se figur 4). Ved de høyeste vannføringer må man vente at de nevnte konsentrasjoner blir betraktelig lavere.

4. FORSØK MED BIOLOGISK RENSING

Sigevannet fra Grønmo er forsøkt rensed med forskjellige biologiske metoder. Forsøkene ble utført med ubehandlet sigevann og med sigevann rensed i det eksisterende fellingsanlegg.

4.1 Utrustning og metodikk

4.1.1 Beskrivelse av forsøksapparat for biologisk rensing av ubehandlet sigevann

Ubehandlet sigevann ble forsøkt rensed i aktivslamanlegg og luftede laguner. Denne rensing ble foretatt ved NIVAs forsøksanlegg på Kjeller. Vann ble transportert fra Grønmo og lagret på Kjeller ved en temperatur på ca. 5 °C. Lagringstiden varierte fra én til to uker, avhengig av belastningen.

Aktivslamanlegg. Seks aktivslamanlegg i stor laboratoriemålestokk ble benyttet. Figur 6 viser en skisse av ett av anleggene. Størrelsen av luft- og sedimenteringsenhetene var henholdsvis 22,0 og 2,1 liter.

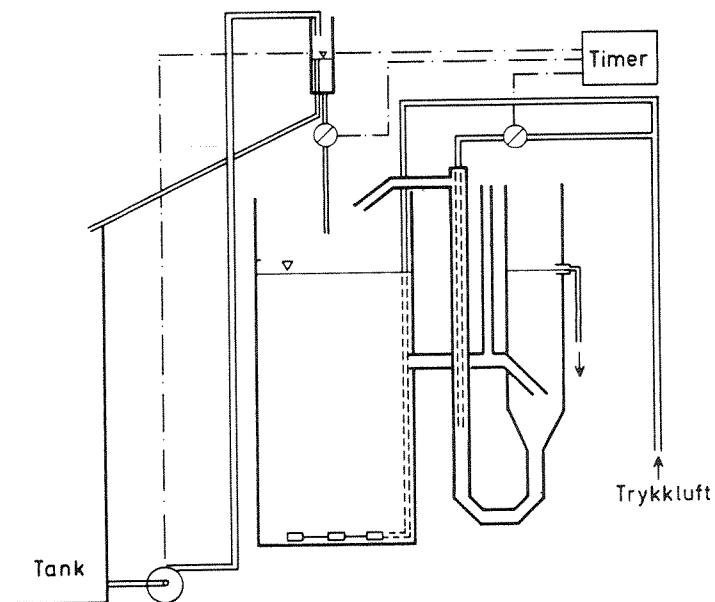


Fig.6 Prinsippskisse av aktivslamanlegg brukt for rensing av ubehandlet sigevann

Tilførsel av luft for omrøring og oksygentilførsel skjedde gjennom 3 luftestener plassert på bunn av lufteenheten. Tilbakeføring av returslam ble utført med mamutpumpe. For å unngå en for kraftig tilbakeføring var pumpen i drift bare i bestemte tidsintervaller. Dette ble besørget ved timer styring.

Anleggene fikk satsvis tilførsel av sigevann med en periode i området 5-10 minutter. Tilførselen ble styrt av timere og skjedde i følgende operasjoner:

1. Fødepumpe startet tilførsel til måleglass, som ble fylt til et bestemt volum ved hjelp av overløp.
2. Fødepumpe ble stoppet og magnetventil åpnet for å tømme måleglass.
3. Magnetventil ble lukket og etter et fastlagt intervall, som kunne reguleres fra timertavle, startet fødepumpen igjen.

Luftede laguner. Rensing av ubehandlet sigevann i to luftede laguner ble også forsøkt. Lagunene besto av 200 liters plastbeholdere med et effektivt væskerom på 140 liter. Luftingen skjedde ved luftinnblåsing gjennom diffusorer i bunn av beholderene. Fødingen til disse skjedde satsvis, slik som for aktiv-slamanleggene.

4.1.2 Beskrivelse av forsøksapparat for biologisk rensing av kjemisk felt sigevann

Utløpsvannet fra det kjemiske fellingsanlegg på Grønmo ble forsøkt renses i aktivslamanlegg, kontaktvalse og rislefileter. Det kjemisk felte sigevann ble ledet til en overløpskasse hvorfra tilførsel til de nevnte biologiske anlegg kunne skje.

Aktivslamanlegg. Tre aktivslamanlegg i stor laboratoriemålestokk ble benyttet. Ett av anleggene er vist i figur 7. Volumene av lufte- og sedimenteringstankene er noe forskjellig for å kunne opprettholde like oppholdstider i sedimenteringsenhetene. Størrelsene av lufte- og sedimen-

teringsenhetene var:

$$V_1 = 28,8 \text{ l} \quad V_2 = 30,8 \text{ l} \quad V_3 = 32,3 \text{ l}$$

$$V_{\text{sed}_1} = 8,2 \text{ l} \quad V_{\text{sed}_2} = 6,2 \text{ l} \quad V_{\text{sed}_3} = 4,7 \text{ l}$$

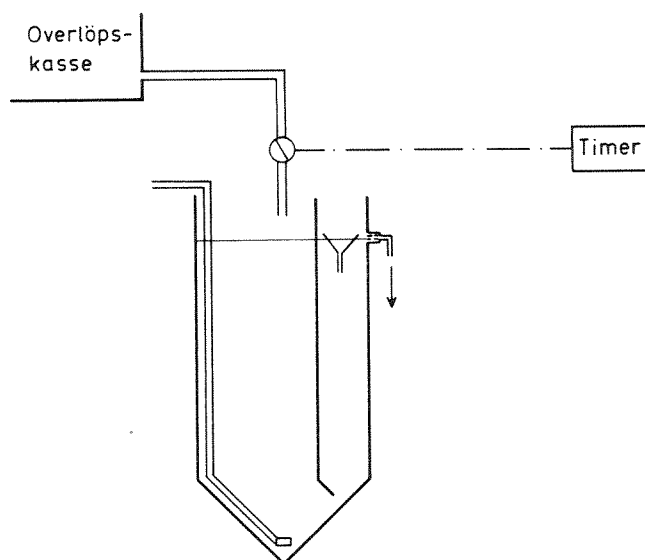


Fig.7 Prinsippskisse av aktivslamanlegg brukt for rensing av kjemisk felt sigevann

Føding av sigevannet ble regulert av magnetventiler som ble styrt fra timere. Fra timerene kunne både tidsintervallet mellom hver fødeimpuls og magnetventilens åpningstid reguleres. Denne føding bød på en del driftsvanskeligheter på grunn av jernutfellinger (avsetninger) i setet på ventilene. Ventilene måtte derfor rengjøres hyppig.

Tilførsel av luft for omrøring og oksygentilførsel skjedde ved innblåsing gjennom en glassdiffusor i bunn av lufteenheten.

Kontaktvalse. En skisse av kontaktvalse er vist i figur 8. Kontaktvalse besto av 16 skiver med diameter 36 cm. Valsen var dykket ned i et halvsylinderformet trau av pleksiglass. Trauet var inndelt i 4 seksjoner slik at vannet strømmet fra én seksjon til en annen ved hjelp

av overløp. Skivenes totale fuktete areal var $3,3 \text{ m}^2$. Det ble benyttet samme fødesystem som for aktivslamanleggene.

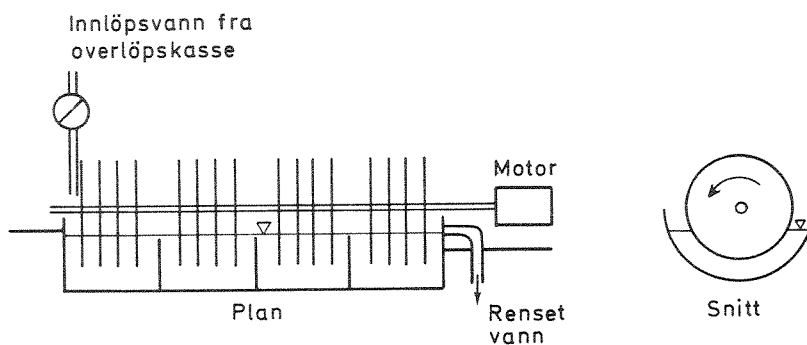


Fig.8 Prinsippskisse av kontaktvalse

Rislefilter. Det biologiske rislefilter var oppbygd av Flocor filtermasse. Filterets filtermasse hadde dimensjonene $0,6 \times 0,6 \times 1,8 \text{ m}$, hvilket gir et totalt filtervolum på $0,15 \text{ m}^3$. Skisse av filteret er vist i figur 9.

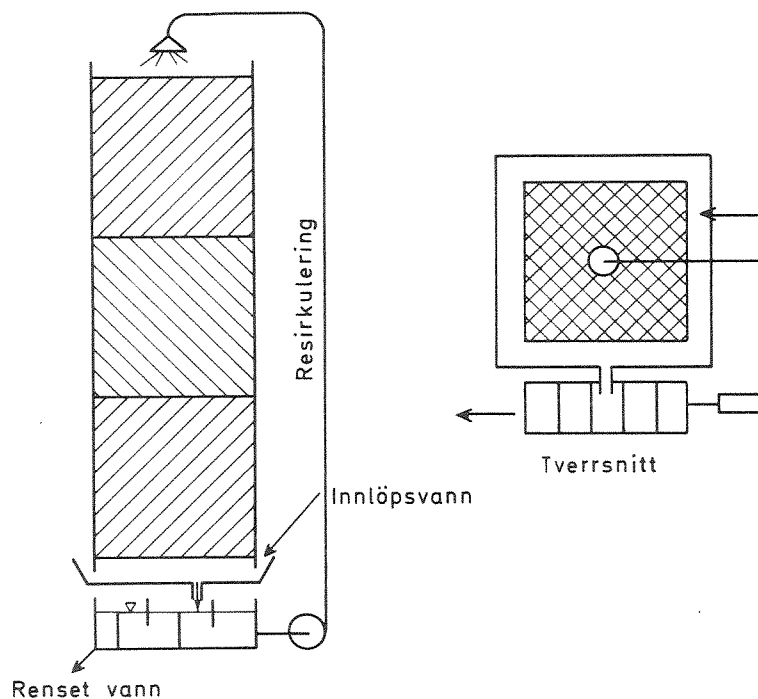


Fig.9 Prinsippskisse av rislefilter

Tilførsel av sigevann til filteret var kontinuerlig. Vannmengden ble bare regulert ved en klypeanordning. Filteret var utstyrt med pumpe for resirkulering av sigevannet gjennom filteret.

4.2 Prøvetaking og målinger

Nedenfor er vist et skjema over de viktigste analyser og målinger som ble utført samt hyppigheten av prøvetakingen. Tallene angir hyppigheten av prøvetakingen pr. uke. R angir biologisk rensing av ubehandlet sigevann og K biologisk rensing av kjemisk felt sigevann. Det vil si R rensing på NIVAs forsøksstasjon på Kjeller og K rensing på Grønmo.

Parametre	Innløp		Utløp		Lufteenhet	
	R	K	R	K	R	K
KOF	1	2	3	2		
TOC	1	1	1	1		
Tot-N	1	1	1	1		
NO ₃ -N	1	1	1	1		
Fe, Zn, Cu, Cd, Pb, Cr, Ni	1		1		1	
SS	1	0,5	1	0,5	4	2
FSS	1	0,5	1	0,5	4	2
SV					1	1
pH	3	2	3	2		
Temp.	3	2	3	2		

Den angitte hyppighet av prøvetakingen er ikke absolutt. Det vil si hyppigheten varierte noe og kan være større eller mindre enn angitt. I tillegg til de angitte parametre er en rekke andre prøver analysert på forskjellige analysekomponenter. Hyppigheten av disse var vanligvis noe mer sporadisk.

Ved analysering av prøvene er den metode anvendt som rutinemessig benyttes ved NIVA.

4.3 Oppstartning av de biologiske anlegg

4.3.1 Aktivslamanlegg

Forsøk med biologisk rensing av ubehandlet sigevann ble startet den 22/7-74. De seks aktivslamanleggene ble startet opp med aktivslam fra NIVAs forsøksanlegg på Kjeller. Slamkonsentrasjonene i alle seks anlegg ble justert til 3000 mg/l, beregnet som flyktig suspendert stoff.

Det var meningen å starte opp med meget lave slambelastninger for så å øke disse til de planlagte verdier. Til å begynne med viste anleggene ved de laveste slambelastninger en betydelig bedre renseeffekt enn anleggene med høyere belastninger. Av denne grunn ble slambelastningene ikke endret som planlagt. Etter ca. 14 dager begynte samtlige anlegg med unntak av det høyest belastede anlegg å tape slam. Etter 3-4 uker stabiliserte slamkonsentrasjonene seg til ca. 2000 mg/l beregnet som flyktig suspendert stoff.

Rensing av kjemisk felt sigevann på Grønmo ble startet den 17/7-74. I disse 3 anlegg som ble drevet ved lave slambelastninger sank også slamkonsentrasjonene ned til et relativt lavt nivå. For rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann ble det under hele forsøksperioden ikke tappet slam fra noen av anleggene. I praksis kan dette bli et problem ved at et eventuelt slamtap svært vanskelig kan erstattes ved overskuddsslam fra egen produksjon.

4.3.2 Luftede laguner

Sigevannstilførselen til de luftede laguner ble satt i gang den 15/8-74. For å få en raskest mulig oppstartning ble lagunene fylt med rensert vann fra aktivslamanleggene som rensert ubehandlet sigevann. Analysering av utsløpsvannet ble først satt i gang etter 2 ukers drift.

4.3.3 Kontaktvalse

Kontaktvalse ble startet opp ved at biologisk rensert kommunalt avløpsvann strømmet gjennom anlegget. På denne måten oppnådde man raskt en fastsittende vekst på skivene. Kontaktvalse ble så flyttet til Grønmo og satt i drift den 5/8-74

4.3.4 Rislefilter

Rislefilteret ble startet opp på Grønmo for behandling av kjemisk felt sigevann. I forhold til kontaktvalsen fikk filteret en ugunstigere oppstarting idet man ikke på forhånd hadde opparbeidet fastsittende biologisk vekst. Det viste seg senere at filteret aldri fikk noe biologisk vekst på filterflatene, men bare en jernutfelling.

4.4 Resultater

Middelverdiene av resultatene fra alle forsøksserier er gjengitt i tabellene 2, 3, 4 og 5. Verdiene er beregnet fra resultatene oppnådd etter innkjøring og aklimatisering av renseprosessene.

Forsøksserie nr. 1 og 2 er biologisk rensing av ubehandlet sigevann. I forsøksserie nr. 2 ble belastningene i aktivslamanleggene øket vesentlig i forhold til forsøksserie 1. For de luftede laguner var belastningen eller oppholdstiden konstant under hele forsøksperioden. Resultatene fra disse er oppført under forsøksserie nr. 2.

Forsøksserie nr. 3 og 4 er biologisk rensing av kjemisk felt sigevann. I forsøksserie 4 ble belastningene i aktivslamanleggene øket i forhold til forsøksserie 3. På grunn av meget dårlige renseeffekter i kontaktvalse og rislefilter, ble forsøkene i disse avsluttet etter forsøksserie nr. 3.

4.4.1 Kjemisk oksygenforbruk

I figurene 10, 11 og 12 og 13 side 25 til 28, er reduksjon av kjemisk oksygenforbruk fra de forskjellige forsøksserier opptegnet.

Ubehandlet sigevann.

Aktivslam

I forsøksserie nr. 1 ble aktivslamanleggene startet opp med meget lave slambelastninger. For anleggene med de laveste slambelastninger, viser figur 10 i innkjøringsperioden betydelig lavere KOF-verdier enn for anleggene med de høye belastninger. Årsaken til

Tabell nr. 2. Middelverdier for forsøksserie nr. 1.
 Biologisk rensing av ubehandlet sigevann.
 Driftstid: 22/7-8/9.

Anlegg nr.		A1	A2	A3	A4	A5	A6	Innløpsvann
Volum luftetank	1	22	22	22	22	22	22	
Føding pr. døgn	1	2,1	4,3	7,7	11,6	20,7	31,9	
Oppholdstid døgn/time		10	5	2,8	1,9	25 t	17 t	
FSS luftetank	mg/l	1806	2015	2315	2235	1884	3143	
SS utløp	mg/l	97,8	77,8	77,6	81,2	93,9	101,5	281
FSS utløp	mg/l	51,6	41,2	41,7	36,6	39,1	48,0	82,6
KOF innløp	mg/l	524	524	524	524	524	524	524
KOF utløp	mg/l	336	345	339	341	348	346	
% red. KOF		35,9	34,2	35,2	34,9	33,5	34,0	
Slambelastning	F	0,03	0,05	0,08	0,12	0,26	0,25	

Tabell nr. 3. Middelverdier fra forsøksserie nr. 2.
 Biologisk rensing av ubehandlet sigevann.
 Driftstid: Aktivslamanlegg A: 10/9-14/10
 Luftede laguner L: 12/8-14/10

Anlegg nr.		A1	A2	A3	A4	A5	A6	L1	L2	Innløpsvann
Volum luftetank	1	19,1	18,9	19,2	15,2	15,2	15,0	140	140	
Føding pr. døgn	1	4,8	10,1	18,4	23,7	36,6	63,9	3,8	14,1	
Oppholdstid døgn/time		4,0	1,9	25 t	15 t	10 t	5,6 t	35	10	
FSS luftetank	mg/l	1630	1885	2410	2922	3188	1884			
SS utløp	mg/l	55,8	52,3	52,0	57,6	84,7	144,9	15,8	29,0	167
FSS utløp	mg/l	28,3	23,5	26,4	26,0	31,8	52,3	10,8	16,0	54
KOF innløp	mg/l	402	402	402	402	402	402	402	402	402
KOF utløp	mg/l	263	266	264	281	323	353	289	319	
% Red. KOF		34,6	33,7	34,4	30,0	20,6	12,2	28,0	20	
Slambelastning	F	0,06	0,11	0,16	0,21	0,30	0,92			
TOC innløp	mg/l	124,3	124,3	124,3	124,3	124,3	124,3	124,3	124,3	124,3
TOC utløp	mg/l	82,2	79,7	83,9	88,4	95,0	110,6	90,6	94,1	
% red. TOC		33,8	35,9	32,5	28,9	23,5	11,0	27,1	24,2	
Tot-N	mg/l	111,0	107,3	102,7	105,0	102,9	100,4	116,6	106,5	112,6
NO ₃ -N	mg/l	77,5	74,7	72,2	72,8	51,5	11,8	80,3	39,7	1,7
% nitrifikasjon		69,8	69,6	70,3	69,3	50,0	11,7	68,8	37,3	1,5

Tabell nr. 4. Middelverdier fra forsøksserie nr. 3.

Biologisk rensing av kjemisk felt sigevann.

Driftstid: Aktivslamanlegg A: 17/7-24/10

Kontaktvalse KV: 5/8-24/10

Biol. rislefilter RF: 12/8-24/10

Anlegg		AI	AII	AIII	KV	RF	Innløpsvann
Volum luftetank	l	32,3	30,8	28,8			
Skiveflater	A m ²				3,3		
Filtervolum	V m ³					0,65	
Føding pr. døgn	l	10,7	15,9	24,5	55,4	1410	
Oppholdstid døgn		3,0	1,9	1,2			
FSS luftetank	mg/l	2202	1865	2350			
SS utløp	mg/l	42,0	56,9	61,7	43,7	46,2	51,8
FSS utløp	mg/l	19,2	30,2	34,7	30,3	28,0	27,0
KOF innløp	mg/l	414	414	414	371	371	
KOF utløp	mg/l	279	297	298	304	351	
% red. KOF		34,2	28,3	27,9	18,0	5,4	
Slambelastning	F	0,06	0,11	0,14			
Flatebelastning g KOF/m ² døgn					6,2		
Filterbelastning kg KOF/m ³ døgn						0,8	
TOC innløp	mg/l	99,4	99,4	99,4	109,5	109,5	
TOC utløp	mg/l	67,0	68,0	72,7	93,4	107,8	
% red. TOC	%	32,6	31,6	26,9	14,7	1,5	
Tot-N	mg/l	112	112,7	110,6	89,2	99,3	98,4
NO ₃ -N	mg/l	81,3	81,7	78,2	18,8	0,6	0,5
% nitrifikasjon		72,6	72,5	70,7	21,1	0,6	

Tabell nr. 5. Middelverdier fra forsøksserie nr. 4.

Biologisk rensing av kjemisk felt sigevann.

Driftstid: 7/11-19/12

Anlegg nr.		AI	AII	AIII	Innløpsvann
Volum luftetank	l	32,3	30,8	28,8	
Føding pr. døgn	l	26,6	45,4	72,7	
Oppholdstid time		29	16	9,5	
FSS luftetank	mg/l	2218	2358	2863	
KOF innløp	mg/l	441	441	441	
KOF utløp	mg/l	278	288	331	
% red. KOF		37,0	34,7	24,9	
Slambelastning	F	0,16	0,28	0,39	
TOC innløp	mg/l	141,2	141	141	
TOC utløp	mg/l	92,7	96,1	104	
% red. TOC		34,3	31,9	26,3	
Tot-N	mg/l	121	119	122,2	127,6
NO ₃ -N	mg/l	85,1	86,7	12,0	1,2
% nitrifikasjon		70,3	72,8	10,3	

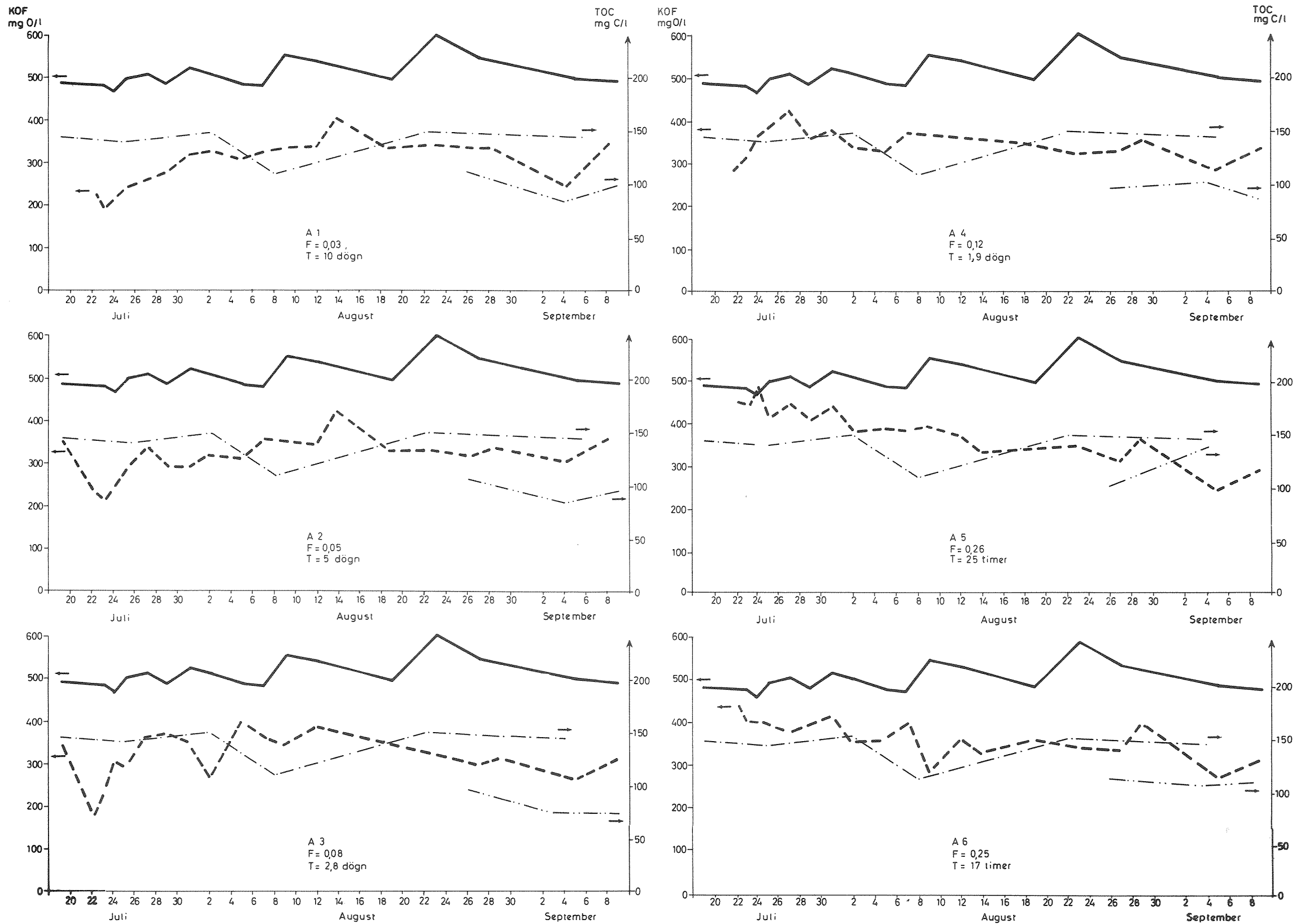


Fig.10 REDUKSJON AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK OG ORGANISK KARBON INNLÖPSVANN : UBEHANDLET SIGEVANN
FORSÖKSSERIE NR.1

}
Innløpsvann
}
Innløpsvann

}
Utløpsvann
}
Utløpsvann

A : Aktivslamanlegg
F : Slambelastning $\frac{\text{kg KOF}}{\text{døgn kg FSS}}$
T : Oppholdstid

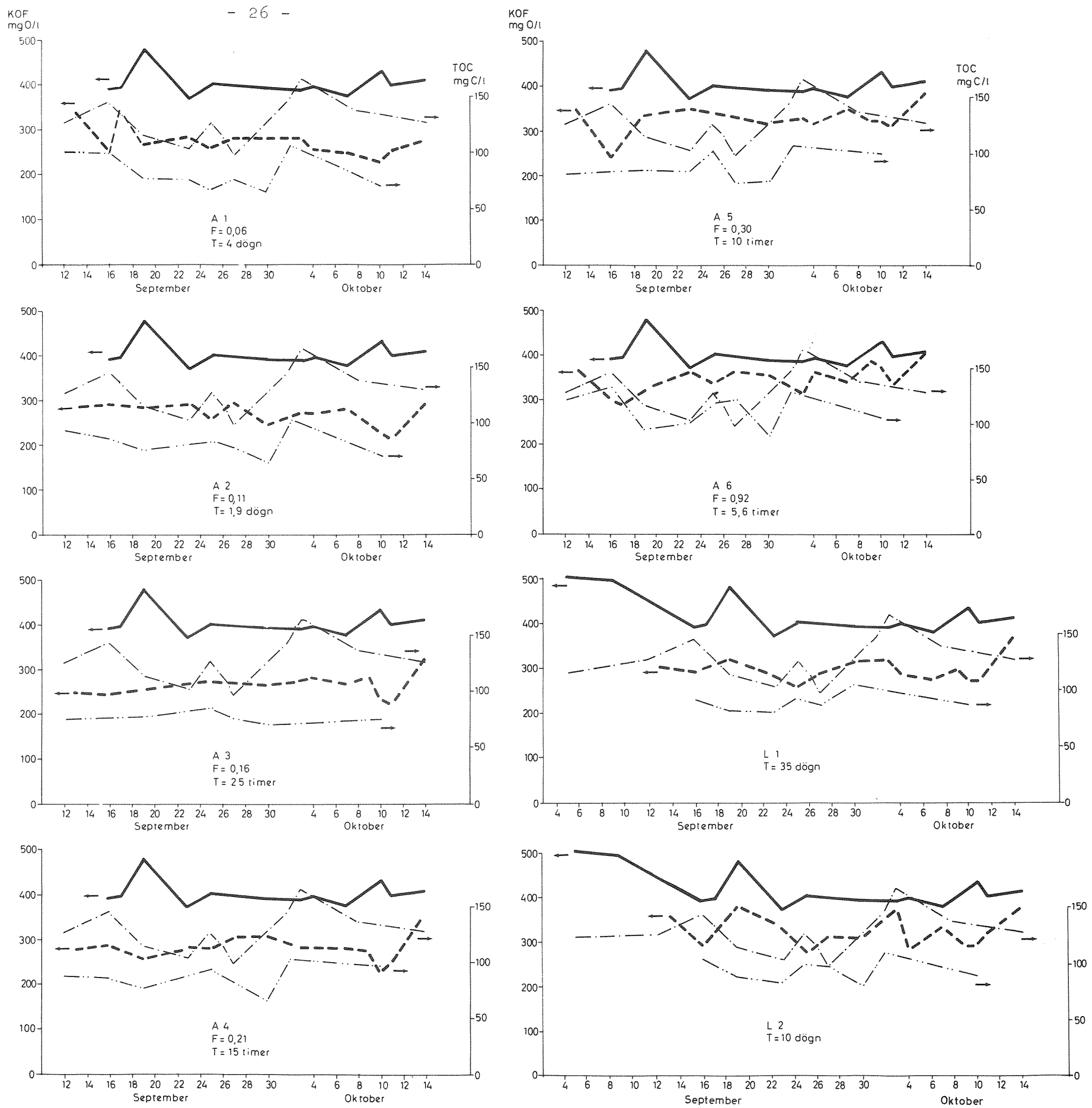


Fig.11 REDUKSJON AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK OG ORGANISK KARBON

FORSØKSSERIE NR. 2

——— Innløpsvann } KOF
 - - - Utløpsvann } KOF
 ——— Innløpsvann } TOC
 - - - Utløpsvann } TOC

INNLOPSVANN : UBEHANDLET SIGEVANN

A : Aktivslamanlegg
 F : Slambelastning $\frac{\text{kg KOF}}{\text{døgn kg FSS}}$
 T : Oppholdstid
 L : Luftede laguner

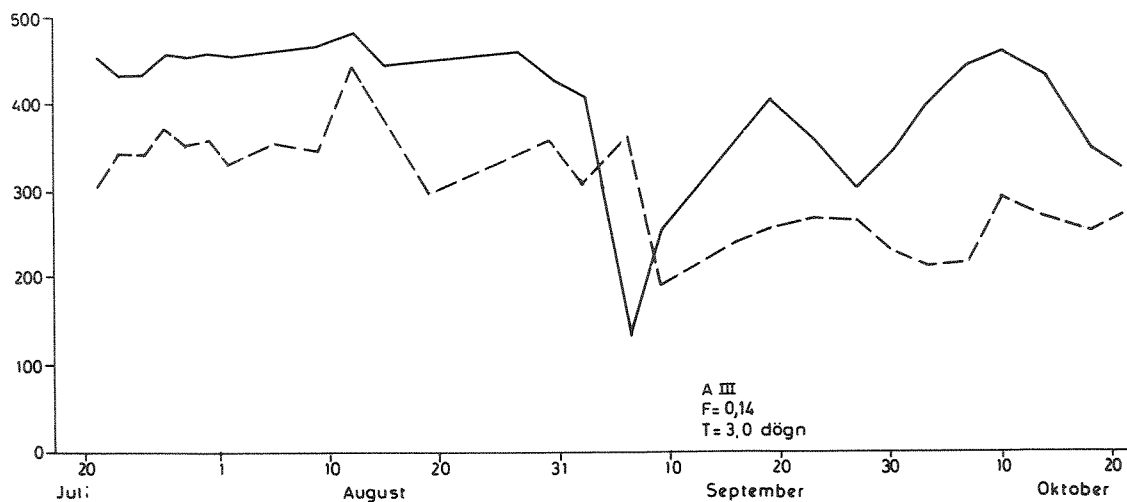
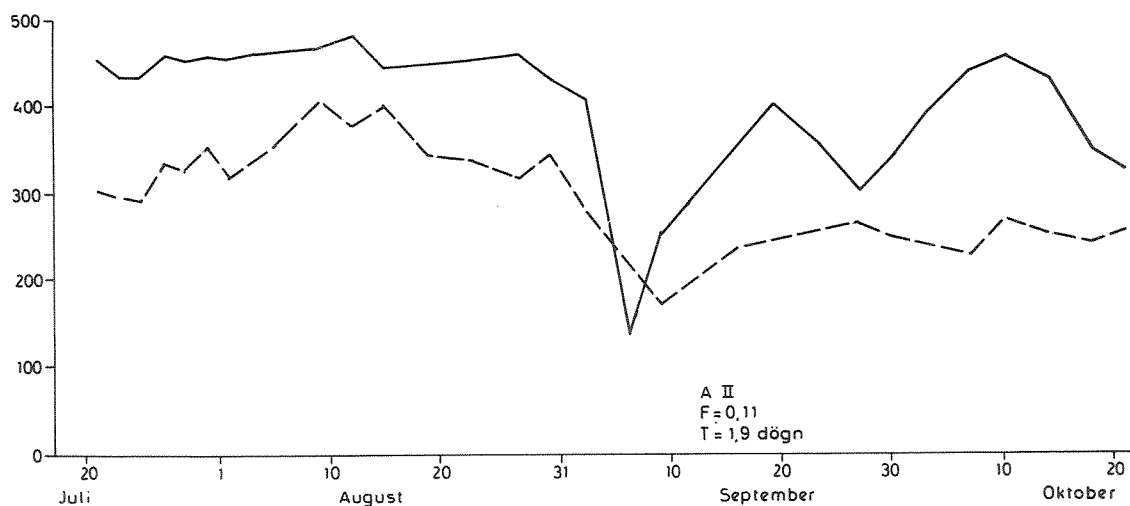
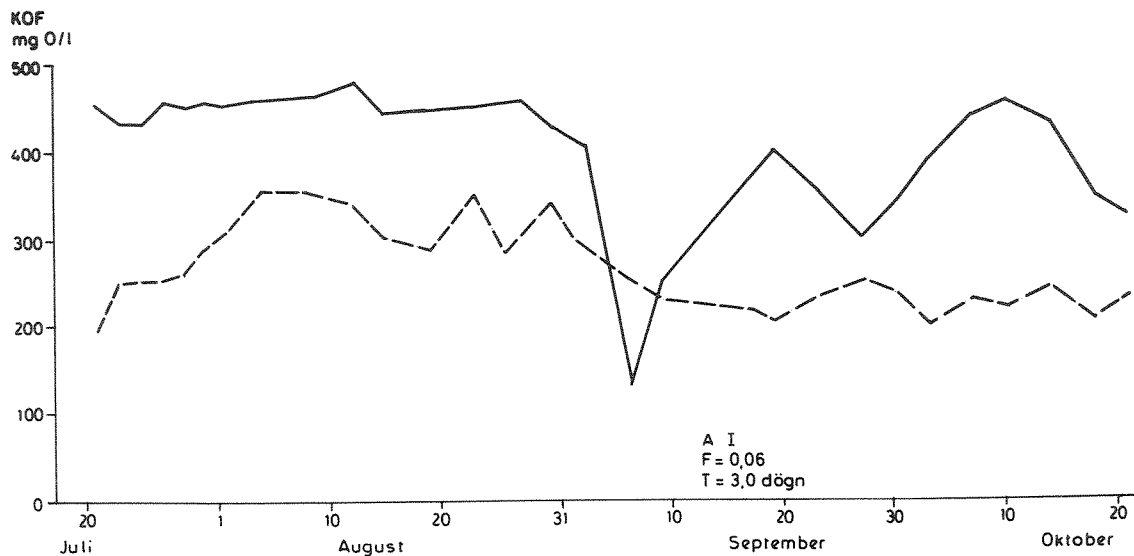


Fig.12 REDUKSJON AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK
FORSØKSSERIE NR. 3

INNLOPSVANN : KJEMISK FELT SIGEVANN

A : Aktivslamanlegg
F : Slambelastning $\frac{\text{kg KOF}}{\text{døgn kg FSS}}$
T : Oppholdstid

— Innløpsvann
--- Utløpsvann

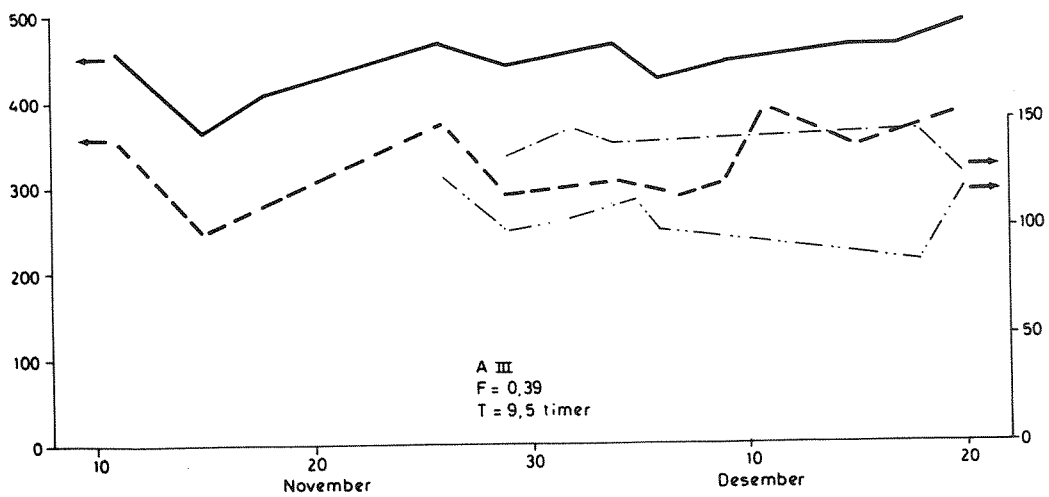
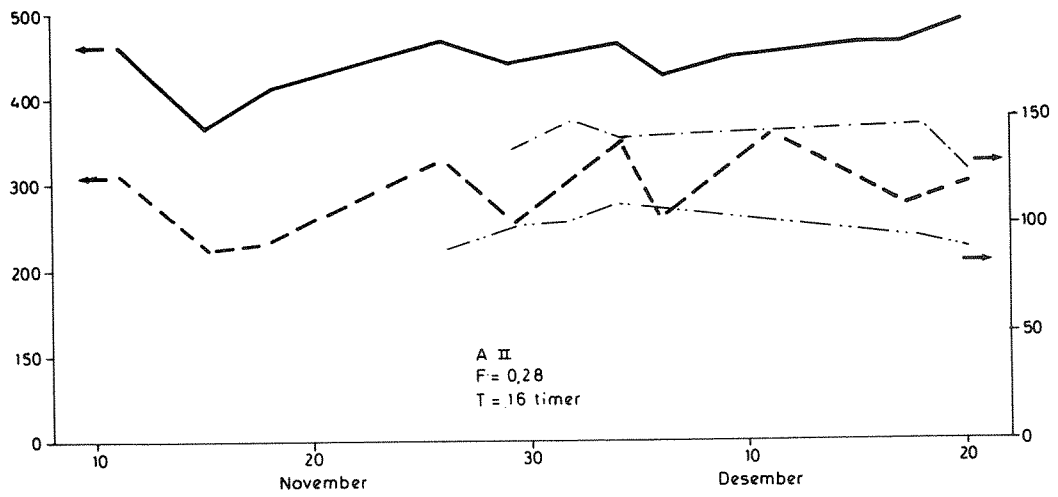
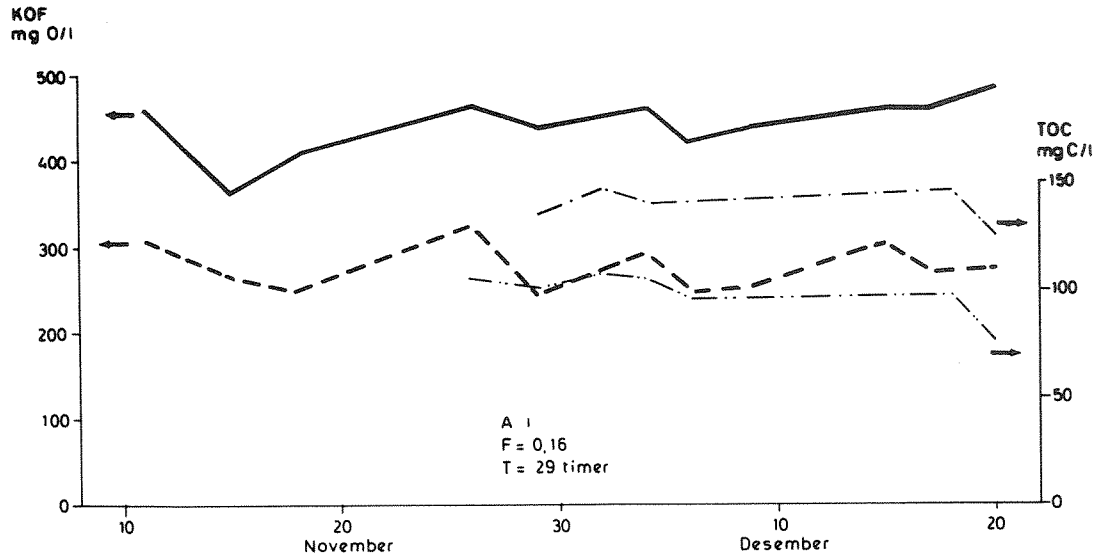


Fig.13 REDUKSJON AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK OG ORGANISK KARBON
FORSØKSSERIE NR.4

Innløpsvann : Kjemisk felt sigevann

——— Innløpsvann } KOF
 - - - Utløpsvann }
 - · - · Innløpsvann } TOC
 ····· Utløpsvann }

A : Aktivstamanlegg
 F : Stambelastning $\frac{\text{kg KOF}}{\text{døgn kg FSS}}$
 T : Oppholdstid

dette er at slammet i innkjøringsperioden ikke er aklimatisert og at det tar lengere tid for aklimatisering ved lave slambelastninger.

For siste periode av forsøksserie nr. 1 viser figur 10 at det ble oppnådd samme renseeffekt for samtlige slambelastninger fra 0,03 til 0,26 kg KOF/døgn kg FSS. Renseeffekten med hensyn på KOF var imidlertid meget lav. I gjennomsnitt for de seks belastninger lå renseeffekten i området 33,5% til 35,9%.

For å få en bedre klargjørelse av slambelastningens innvirkning på renseeffekten ble en ny forsøksserie startet. I forsøksserie nr. 2 som varte i to måneder ble slambelastningene variert fra 0,06 til 0,92 kg KOF/døgn kg FSS. Resultatene fra denne forsøksserie er vist i figur 11 side 26. Figurene viser reduksjoner både av kjemisk oksygenforbruk og for total organisk karbon.

Figurene viser at for de tre laveste slambelastninger ble det oppnådd samme reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk (33,7-34,6%) som i forsøksserie nr. 1. Ved en slambelastning på 0,20-0,25 begynte renseeffekten å falle og ved en slambelastning på 0,3 var midlere renseeffekt 26%. Ved slambelastning 0,92 var midlere renseeffekt så lav som 12%.

Luftede laguner

Resultater for rensing av ubehandlet sigevann i luftede laguner er vist i figur 11 side 26. Ved oppholdstider på 35 og 10 døgn ble det oppnådd reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk i middel på 28 og 20%.

Kjemisk felt sigevann.

Aktivslam

Reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk for biologisk rensing av kjemisk felt sigevann er vist i figur 12 og 13 side 27 og 28

I forsøksserie nr. 3 ble aktivslamanleggene drevet ved slambelast-

ninger 0,06, 0,11 og 0,14 kg KOF/døgn kg FSS. Midlere renseeffekt ved disse belastninger ble henholdsvis 34,2, 28,3 og 27,9%. Disse renseeffekter er lavere enn ved tilsvarende belastninger ved rensing av ubehandlet sigevann. I begynnelsen av september forårsaket store nedbørmengder meget lave konsentrasjoner i råvannet. Kurvene i figur 12 viser at innløpskonsentrasjonene i denne nedbørperiode var betydelig lavere enn konsentrasjonene i det rensede vann. Ved beregningene av renseeffektens middelveidier er resultatene fra en uke i denne nedbørperiode utelatt.

I forsøksperiode nr. 4 ble slambelastningene øket til 0,16, 0,28 og 0,39 kg KOF/døgn kg FSS. Reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk fra denne forsøksperiode er vist i figur 14. Gjennomsnittet for renseeffektene fra denne forsøksperiode ble beregnet til 37,0, 34,7 og 24,9%. Disse renseeffekter er noe høyere enn for tilsvarende belastninger i forsøksperiode nr. 3.

Kontaktvalse og rislefilter

For biologiske rensing av kjemisk felt sigevann i kontaktvalse og rislefilter ble det funnet meget lave reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk.

Resultatene fra disse forsøk er vist i figur 14 side 31. De midlere renseeffekter ble funnet til 18,0 og 5,4% for henholdsvis kontaktvalse og rislefilteret. Belastningene for disse anlegg var 6,2 g KOF/m² døgn for kontaktvalse og 0,8 kg KOF m³ døgn for rislefilterene. Begge disse belastninger er lave. Vanlige belastninger ved rensing av kommunalt avløpsvann ligger i områdene 1-2 kg KOF/m³ døgn og 20 - 40 g KOF/m² døgn for henholdsvis rislefilter og kontaktvalse.

Konklusjon, kjemisk oksygenforbruk.

Figur 15 viser reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastningene. Figuren viser at renseeffektene begynner å falle sterkt ved slambelastninger i området 0,25-0,3 kg KOF/døgn kg FSS.

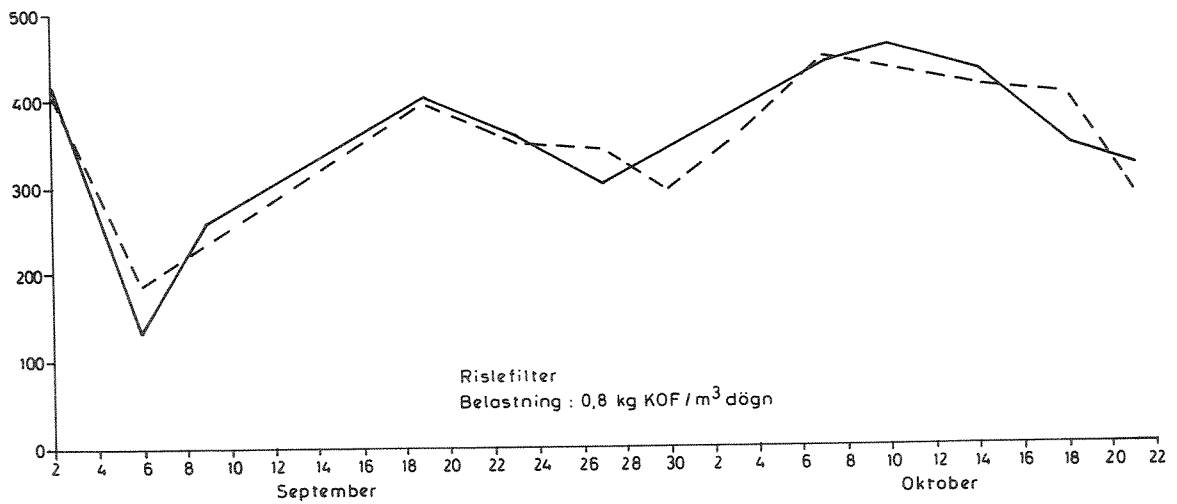
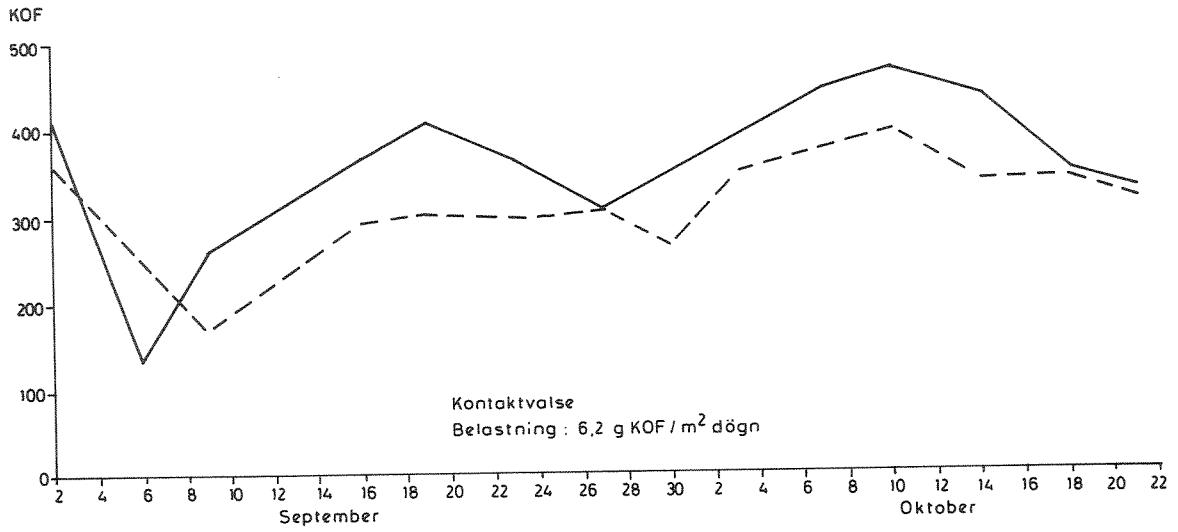


Fig.14 REDUKSJON AV KJEMISK OKSYGENFORBRUK INNLÖPSVANN: KJEMISK FELT SIGEVANN
FORSÖKSSERIE NR.3

— Innlöpsvann
- - - Utlöpsvann

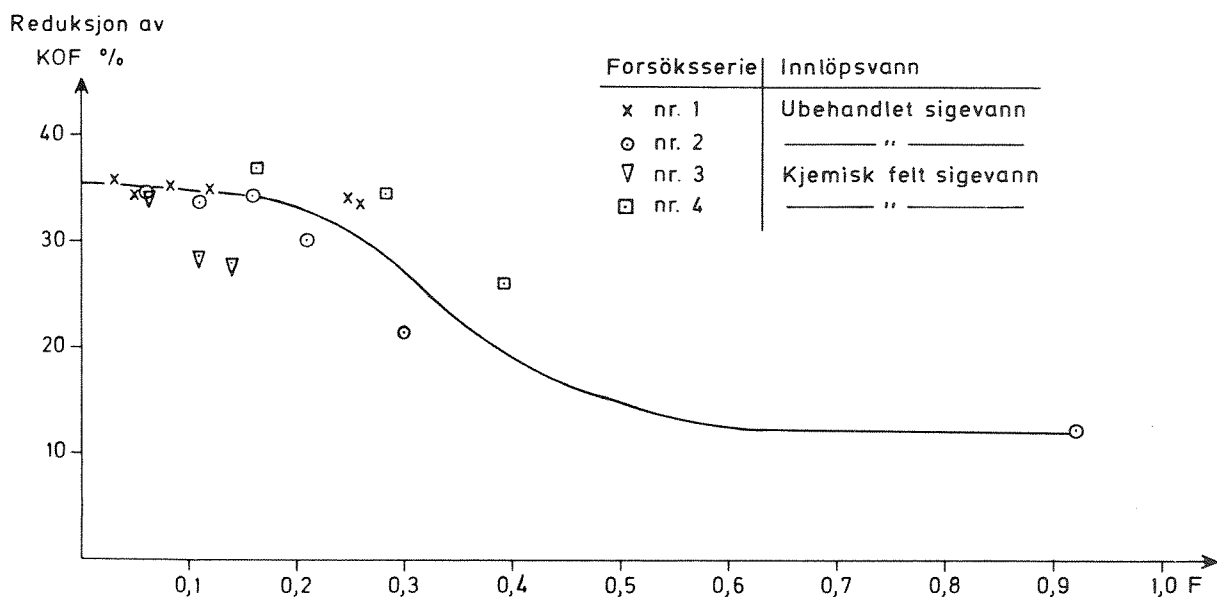


Fig.15 Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning

Punktene som danner grunnlaget for kurven viser at det ikke er noen klar forskjell i renseeffekt ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann ved samme belastninger. Forsøksserie nr. 1 og 4 viser bedre renseeffekter enn forsøksserie 2 og 3. Forsøksserie nr. 3 ligger særlig lavt. Dette kan forklares ved at innløpsvannet i forsøksserie 1 og 4 i gjennomsnitt hadde høyere KOF-konsentrasjoner enn i de to andre serier. For forsøksserie 1, 2, 3 og 4 var de midlere innløpskonsentrasjoner henholdsvis 524, 402, 414 og 441 mg O/l. For rensing av sigevann fra andre søppelfyllplasser har en funnet det samme at høye KOF-konsentrasjoner i innløpsvannet gir mye bedre renseeffekter enn ved lave konsentrasjoner ved sammenliknbare slambelastninger. For å få en effektiv rensing av sigevann, må en derfor unngå unødig fortynning av sigevannet.

De lave renseeffekter selv ved meget lave belastninger, betyr at det organiske stoff i sigevannet er meget tungt nedbrytbart. Beregnet som oksygenforbruk vil en derfor ikke kunne redusere mere enn ca. 100-150 mg

0/1 av det organiske stoff, eller ca. 35%. For å oppnå denne reduksjon, bør slambelastningen ikke overskride ca. 0,2 kg KOF/døgn kg FSS.

De meget lave renseeffekter som ble oppnådd ved rensing i kontaktvalsen og rislefilteret, selv ved meget lave belastninger, betyr at disse renseprosesser er lite egnet for rensing av sigevann fra Grønmo. Det samme må kunne sies om rensing i luftede laguner, særlig når vi tar klimatiske forhold i betraktning.

4.4.2 Total organisk karbon

I tillegg til kjemisk oksygenforbruk ble det tatt en rekke prøver fra forsøksserie 2 og 4 samt noen fra forsøksserie 3 for å bestemme renseeffekten av organisk karbon. Disse resultater er inntegnet i figur 11, 12 og 13 sammen med resultatene for kjemisk oksygenforbruk. Sammenliknes renseeffektene for kjemisk oksygenforbruk og organisk karbon, finner en ut at det er meget liten forskjell på disse (se også tabell 2, 3 og 4).

Figur 16 viser reduksjon av total organisk karbon som funksjon av slambelastning. Kurvens form og absoluttverdier er nær de samme som for figur 15 som er en tilsvarende kurve for reduksjon av kjemisk oksygenforbruk. Begge figurer viser at renseeffektiviteten begynner å falle sterkt ved slambelastninger 0,25 kg KOF/døgn kg FSS. Man kan dra de samme konklusjoner for reduksjoner av organisk karbon og kjemisk oksygenforbruk når det gjelder rensem metode, belastninger og type sigevann.

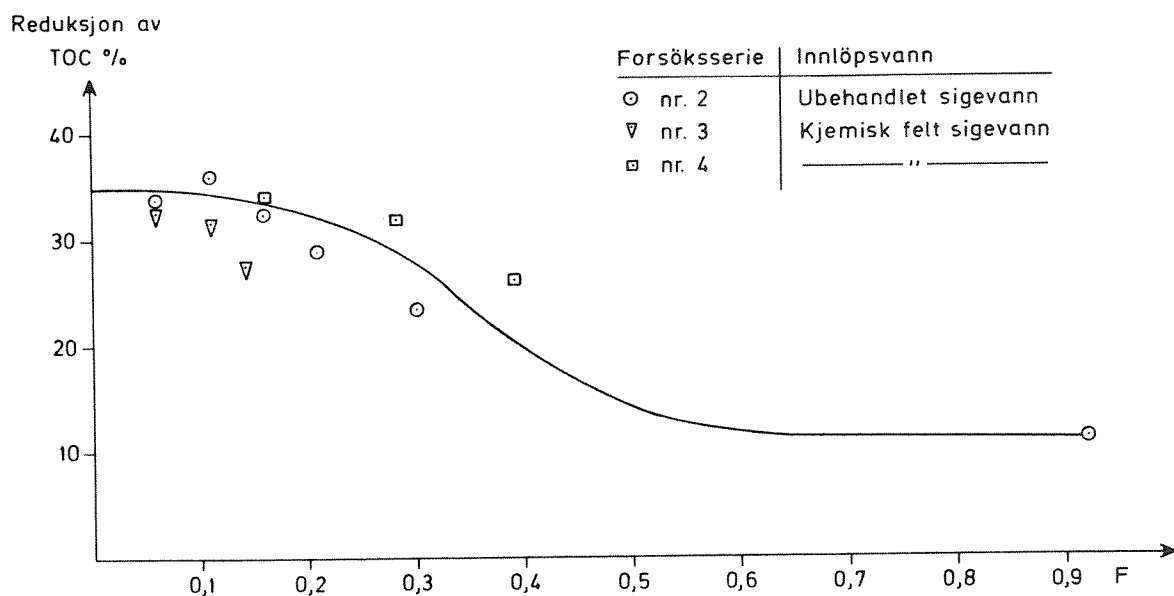


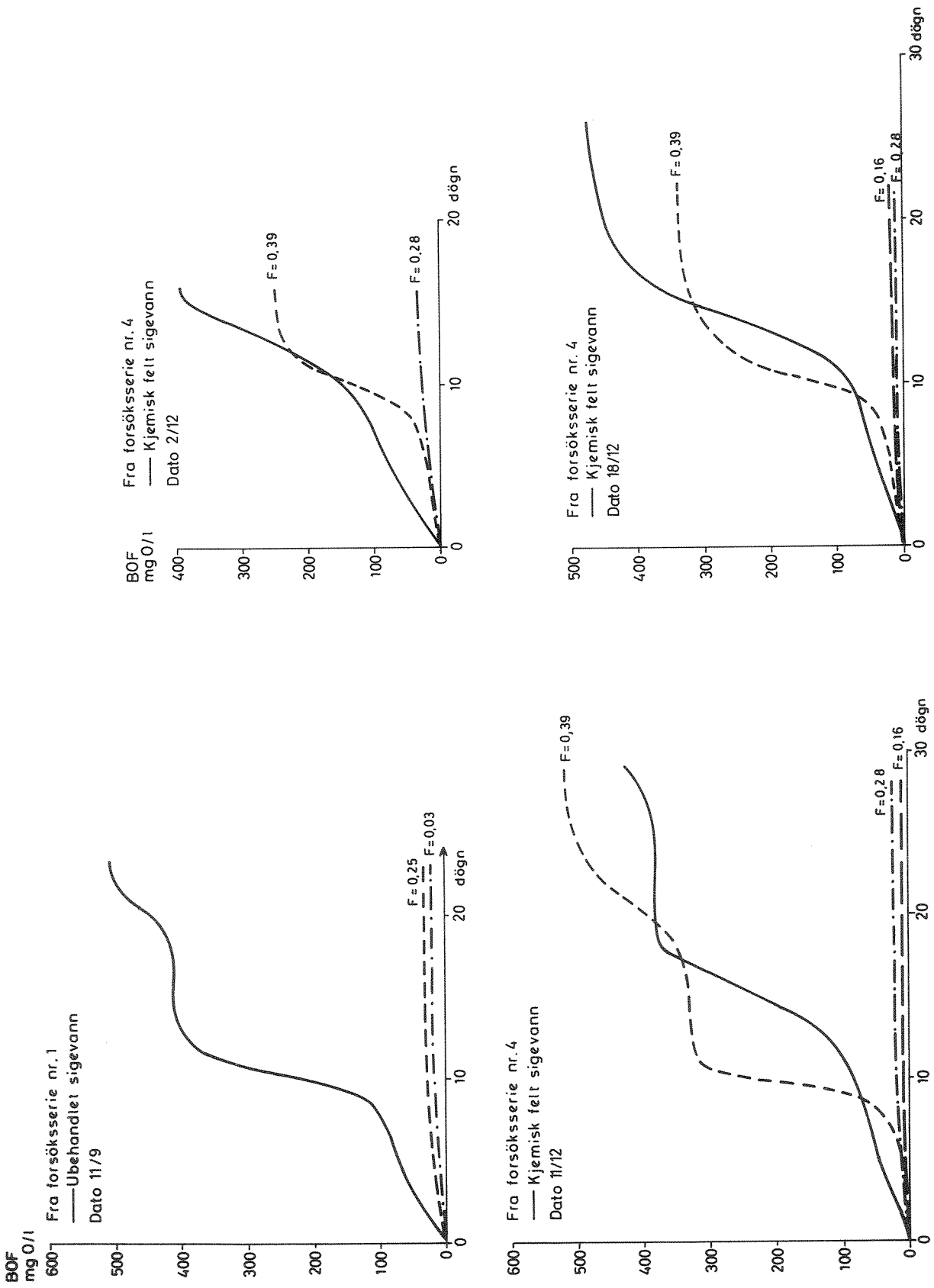
Fig.16 Reduksjon av organisk karbon som funksjon av slambelastning

$$F = \frac{\text{kg KOF}}{\text{døgn kg FSS}}$$

4.4.3 Biokjemisk oksygenforbruk og nitrogenforbindelser

Fra forsøksserie nr. 1, biologisk rensing av ubehandlet sigevann, ble BOF-analyser utført på en prøve fra innløpsvann og utløpsvann fra anleggene med slambelastninger 0,03 og 0,25 kg KOF/døgn kg FSS. Resultatene fra disse prøver er vist i figur 17. Kurvene viser at BOF-reduksjonen var meget god. Ved inkubasjonstid 22 døgn viser således kurvene at verdiene for BOF ble redusert fra 510 mg/l til 33 og 20 mg O/l, for henholdsvis anleggene med slambelastninger, 0,03 og 0,25 kg KOF/døgn. Dette gir reduksjoner av BOF høyere enn 90%.

I figur 17 er også tre andre sett av BOF-kurver datert 2/12, 11/12 og 18/12 opptegnet for rensing av kjemisk felt sigevann. Som det fremgår av kurvene oppnår man en høy reduksjon av oksygenforbrukende stoff ved



$$F = \frac{\text{kg KOF}}{\text{døgn kg FSS}}$$

FIG.17 REDUKSJON AV BIOKJEMISK OKSYGENFORBRUK

tilstrekkelig lave belastninger. Belastninger så høye som 0,39 kg KOF/døgn kg FSS gir meget lave renseseffekter med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk. Dette skyldes lav grad av nitrifikasjon.

Studerer BOF-analysene for prøvene tatt den 11/12 ser en at utløpsvannet ved slambelastning 0,39 har høyere BOF-verdier enn innløpsvannet. Dette kan forklares ved at nitrifikasjonsprosessene starter tidligere for utløpsvannet enn innløpsvannet. Hvis man hadde benyttet lengre inkubasjonstider enn 28 døgn, ville kurven for innløpsvannet fått en høyere verdi enn utløpsvannet renses ved slambelastning 0,39.

Kurvene i figur 17 viser nødvendigheten av å drive anleggene ved tilstrekkelig lave belastninger. Oppnås ikke en tilstrekkelig oksydasjon av ammonium til nitrat, vil reduksjonen av biokjemisk oksygenforbruk bli svært begrenset.

Fra forsøksserie nr. 2 og 4 ble en rekke prøver tatt av innløpsvannet, og det rensede vann for analysering på total nitrogen og nitrat. De samme prøver ble så tatt i forsøksserie nr. 1 og 3, men mer sporadisk enn fra forsøksserie nr. 2 og 4. Ved hjelp av beregningene foretatt på side 10 kan man finne ut hvor store reduksjoner i BOF som har funnet sted ved oksydasjon av ammonium til nitrat. Slike beregninger er utført for forsøksserie nr. 2 og 4 og fremstilt grafisk i figurene 18 og 19 side 37 og 38.

Som det fremgår av figurene 18 og 19 oppnås en betydelig reduksjon av BOF ved nitrifikasjonsprosessene så lenge slambelastningene holdes på et tilstrekkelig lavt nivå. Figur 18 viser at reduksjonen i BOF ved slambelastningen 0,21 eller lavere i gjennomsnitt utgjorde ca. 350 mg O/l. Tilsvarende resultater fins av figur 19. I tillegg til BOF-reduksjon forårsaket av nitrifikasjon, kommer reduksjon i BOF fra nedbrytningen av organisk stoff.

Figur 20 side 39 viser graden av nitrifikasjon som funksjon av slambelastning. Det vil si hvor stor andel av ammonium som omdannes til nitrat.

Forsöksserie nr. 2

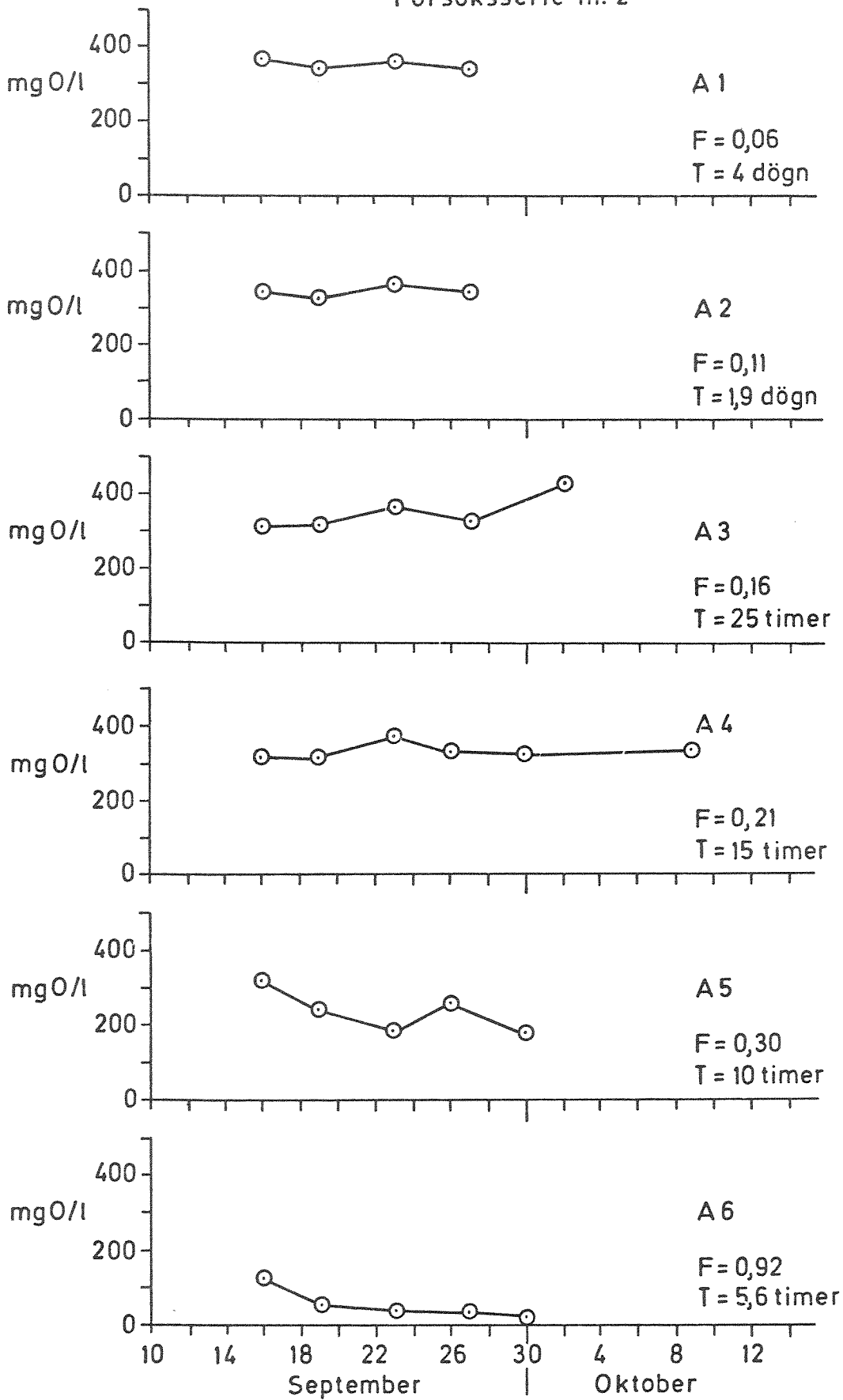


Fig.18 Beregnet BOF reduksjon på grunnlag av nitrifikasjon

Innløpsvann: Ubehandlet sigevann

F: Slambelastning $\frac{\text{kg KOF}}{\text{dogn kg FSS}}$

T: Oppholdstid

Forsöksserie nr. 4

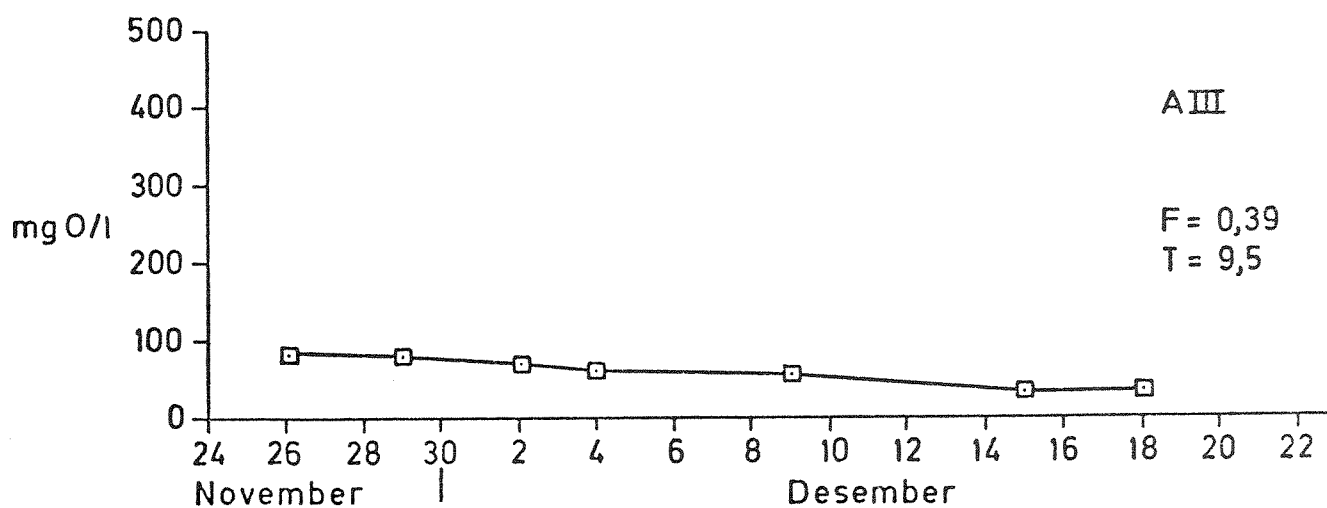
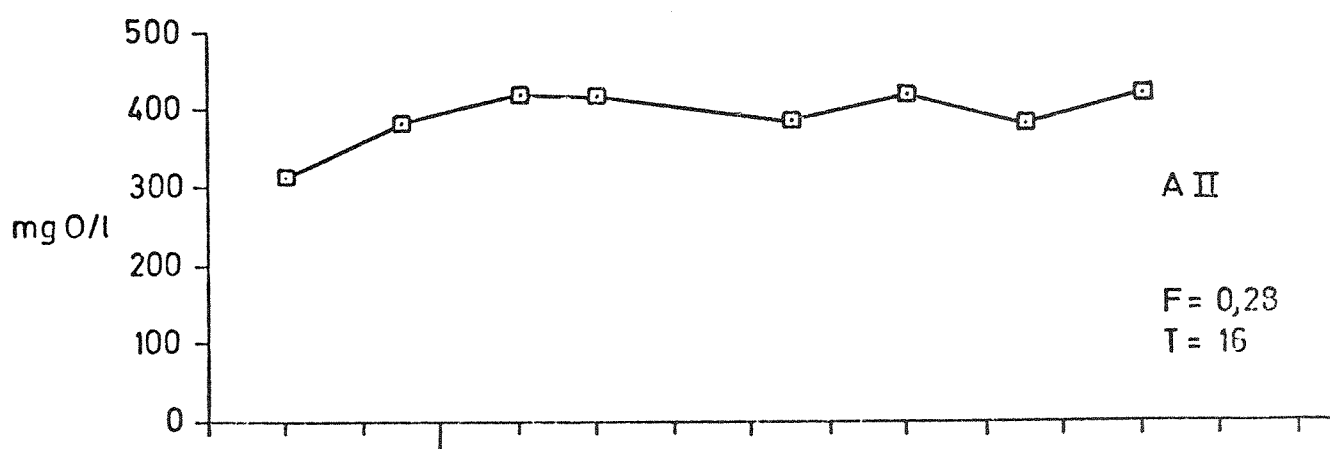
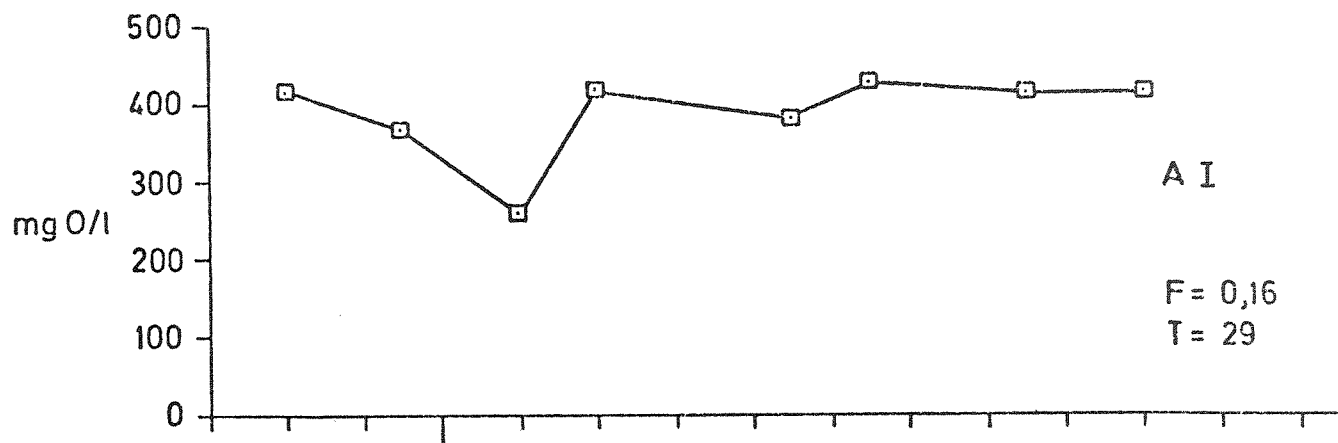


Fig.19 Beregnet BOF reduksjon på grunnlag av nitrifikasjon

Innløpsvann: Kjemisk felt sigevann

F: Slambelastning $\frac{\text{kg KOF}}{\text{dögn kg FSS}}$

T: Oppholdstid timer

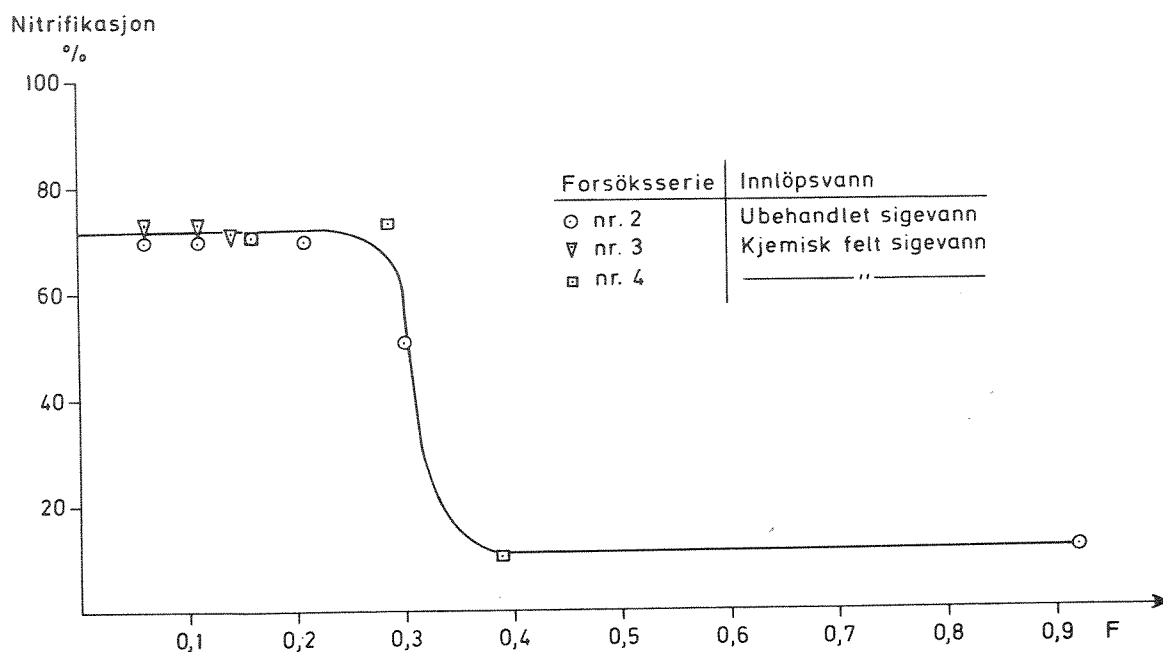


Fig.20 Nitrifikasjon som funksjon av slambelastning

$$F = \frac{\text{kg KOF}}{\text{dögn kg FSS}}$$

Det fremgår av figuren at graden av nitrifikasjon er den samme for rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann. Resultatene viser noe overraskende at det ikke ble oppnådd høyere grad av nitrifikasjon enn ca. 70% selv ved meget lave slambelastninger. Dette skulle tilsi relativt høye BOF-konsentrasjoner i det rensede vann. BOF-analysene viste imidlertid at man oppnådde høyere BOF-reduksjoner enn 90% ved lave slambelastninger. Motsetningene i disse resultater skulle tyde på at det er foretatt en systematisk feil ved analyseringen av total nitrogen eller nitrat.

For rensing av ubehandlet sigevann i de luftede laguner, ble det ved så lange oppholdstider som 35 døgn oppnådd tilsvarende nitrifikasjonsgrader som ved de lavbelastede aktivslamanlegg. Ved lavere oppholdstid falt nitrifikasjonsgraden, og ved oppholdstid på 10 døgn var den sunket til 40%.

Rensing av kjemisk felt sigevann i kontaktvalse og rislefilter, ga så lave grader av nitrifikasjon som 21,1 og 0,5%.

Konklusjon, biokjemisk oksygenforbruk. Drives de biologiske renseprosesser ved tilstrekkelig lave belastninger, vil reduksjonen av biokjemisk oksygenforbruk bli betydelig ved at hovedfraksjonen av sigevannets ammonium oksyderes til nitrat. I tillegg til denne reduksjon reduseres ca. 1/3 eller ca. 100-150 mg O/l av sigevannets organiske stoff. Den resterende del er meget tungt nedbrytbart.

Resultatene viser at det oppnås samme BOF-reduksjon for ubehandlet og kjemisk felt sigevann ved samme belastning. For å oppnå høye grader av nitrifikasjon og derved gode BOF-reduksjoner (90%), bør belastningene ved aktivslamanlegg ikke overskride ca. 0,2 kg KOF/døgn kg FSS.

Temperaturen er ofte en kritisk parameter når det gjelder nitrifikasjonsprosessene. Sigevannet ut av fyllingen på Grønmo har imidlertid så høye temperaturer at gunstige driftstemperaturer vil oppnås. Selv i vintermånedene underskrides sigevannstemperaturen sjelden 15 °C.

De luftede laguner synes ved lange oppholdstider å gi tilsvarende grad av nitrifikasjon som de lavbelastede aktivslamanlegg. I praksis vil det uten overbygning være vanskelig å oppnå en tilstrekkelig vanntemperatur vinterstid for å oppnå en høy grad av nitrifikasjon. Da et aktivslamanlegg krever betydelig mindre plass enn en luftet lagune, vil rensing etter aktivslammetoden være et bedre alternativ.

4.4.4 Suspendert og flyktig suspendert stoff

Midlere innhold av suspendert og flyktig suspendert stoff i utløpsvannet fra 3 av de 4 forsøksserier, fins i tabellene 2, 3 og 4 side 23 og 24.

Fra forsøksserie nr. 1 og 2, rensing av ubehandlet sigevann, lå ved de lave belastninger konsentrasjonene av suspendert stoff normalt i området 50-100 mg/l, mens de tilsvarende tall for flyktig suspendert stoff lå i området 25-50 mg/l. Ved de høyeste belastninger var de tilsvarende konsentrasjoner betraktelig høyere. De nevnte konsentrasjoner kunne

varierte betraktelig på grunn av store variasjoner i innløpsvannets innhold av suspendert stoff. For innløpsvannet ble det målt konsentrasjoner av suspendert stoff fra 37 til 770 mg/l tilsvarende en konsentrasjon av flyktig suspendert stoff på 17 og 147 mg/l.

Utløpsvannet fra de biologiske anlegg drevet med ubehandlet sigevann, var meget turbid og brun i farge. Den relativt sterke brunfarge eller okerfarge var forårsaket av treverdig jern. Ved den pH-økning som skjer på grunn av de biologiske prosesser, vil toverdig jern oksyderes til treverdig og faller ut. En stor andel av det suspenderte stoff er derfor treverdig jern. En fellingsprosess bør derfor etterfølges biologisk rensing av ubehandlet sigevann for å fjerne det suspenderte stoff.

Fra forsøksserie nr. 3 og 4, rensing av kjemisk felt sigevann, lå konsentrasjonen av suspendert og flyktig suspendert stoff normalt i områdene 30-60 og 20-30 mg/l. Årsaken til at disse konsentrasjonene er så mye lavere enn fra forsøksserie nr. 1 og 2, skyldes den kjemiske felling som vannet underkastes før det renses i de biologiske anlegg. Det kjemisk felte sigevann har da en konsentrasjon av suspendert og flyktig suspendert stoff omtrent som utløpsvannet fra de biologiske anlegg.

Ved det biologiske rensetrinn oppnådde man liten eller ingen fargereduksjon. Både inn- og utløpsvannet var relativt klart med en noe brun farge.

4.4.5 Giftvirkning av tungmetaller på biologisk rensing

Sink er det tungmetall med giftvirkning som er til stede i de høyeste konsentrasjoner. For å undersøke dets giftvirkninger ble sink tilsatt i forskjellige konsentrasjoner til BOF-prøver av sigevann.

Figur 21 viser innvirkning av sinkdoseringer i fortynnet prøve fra 4 til 30 mg Zn/l ved BOF-analyser av ubehandlet sigevann. Heltrukket linje er BOF-kurven for prøve som er tilsatt 0,5 mg thiourea pr. liter for å unngå nitrifikasjon. På grunn av at thiourea hindrer nitrifikasjon, angir denne kurve derfor bare biokjemisk oksygenforbruk for oksydasjon av organisk stoff.

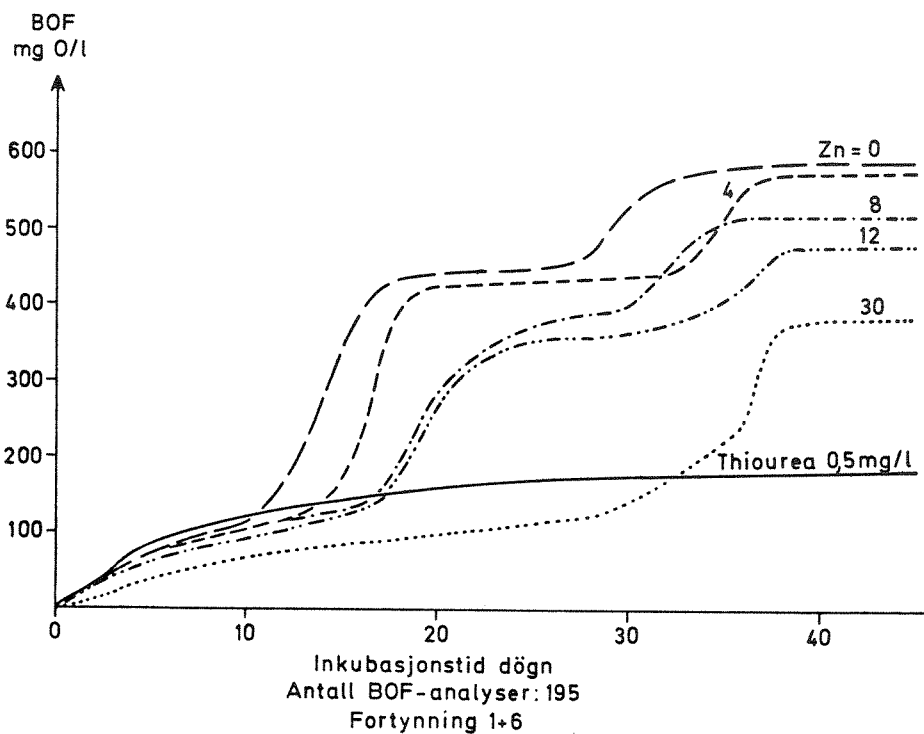


Fig.21 Innvirkning av sink på BOF

Kurvene i figur 21 viser at ved høye sinkdoseringer får man en forsinkelse av nitrifikasjonsprosessene og en reduksjon av absoluttverdien for BOF. Ved sinkdoseringer på 30 mg/l viser figuren at man får en vesentlig giftvirkning. Ved en inkubasjonstid på 40 døgn blir reduksjonen i BOF 35%. Lavere inkubasjonstider gir enda høyere reduksjoner.

De lavere sinkdoseringer i området 4 til 8 mg/l gir relativt lave giftvirkninger. Giftvirkningene gir seg først og fremst utslag i en forsinkelse av nitrifikasjonsprosessene.

Ved rensing av nedre sigevannstyper enn fra Grønmo har vårt institutt foretatt respirasjonsundersøkelser av aktivt slam som er tilsatt tung-

metallene Zn, Cr, Ni, Cn, Cu, Cd og Pb i konsentrasjoner helt opp til 50 mg/l.

Ingen av forsøkene ga drastiske reduksjoner i respirasjon ved noen av de nevnte tungmetaller. Det er derfor lite trolig at tungmetaller i den konsentrasjon som forekommer i sigevannet fra Grønmo vil gi vesentlige giftvirkninger ved biologisk rensing.

4.4.6 Slamegenskaper

Sedimenteringsegenskaper. Ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann, viste det aktive slam seg å sedimentere meget raskt.

Ved slambelastninger høyere enn ca. 0,3 kg KOF/døgn kg FSS ble imidlertid fnokkegenskapene dårligere slik at en større andel av bakteriene var frittsvevende. Av denne grunn ble de ført med utløpsvannet og ga dette en høyere farge og turbiditet. Også ved de høye slambelastninger sedimenterte det fnokkede slam meget hurtig.

Tungmetaller. Det ble tatt flere prøver av det aktive slam for analysing av tungmetaller.

I tabell 6 er det gjengitt typiske tungmetallkonsentrasjoner i det aktive slam. Prøvene ble tatt den 14/10. Anleggene hadde da vært i drift i over fire måneder.

Resultatene viser at jern ble akkumulert i slammet i konsentrasjoner opp til nesten 1000 mg/l. De andre tungmetaller ble ikke eller i svært liten grad akkumulert. Den lave jernkonsentrasjon for anlegg nr. 6 skyldes utvasking. Hvor analyseresultatene for tungmetallene er utelatt, betyr dette at konsentrasjonene var lavere enn 0,1 mg/l.

Tabell 6. Akkumulering av tungmetaller i aktivt slam.

Anlegg nr.	F kg KOF døgn kg FSS	SS mg/l	FSS mg/l	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
1	0,06	3090	1470	324	0,99	0,44	< 0,1	< 0,1	0,1	< 0,1
2	0,11	3640	1520	444	0,94	0,30	"	"	0,1	"
3	0,16	4400	2120	659	1,13	0,24	"	"	< 0,1	"
4	0,21	3020	1560	537	0,82	0,14	"	"	"	"
5	0,30	5660	2270	750	0,96	< 0,1	"	"	"	"
6	0,92	2520	480	32	0,29	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

F = slambelastning

SS = suspendert stoff

FSS = flyktig suspendert stoff

5. KJEMISK FELLING

På Grønmo vil det bli tillatt å deponere metallhydroksydslam i en spesiell industrifylling. En eventuell lekkasje fra denne deponering kan føre til høye konsentrasjoner av tungmetaller i sigevannet. Det er derfor av interesse å undersøke kjemisk felling av tungmetaller i høye konsentrasjoner.

SFT er også interessert i å få vite om det eksisterende fellingsanlegg på Grønmo kan gi bedre renses effekter. Endelig er man interessert i en vurdering av forfelling og etterfelling. Det vil si, bør man benytte felling foran eller etter det biologiske rensetrinn. For å undersøke de nevnte forhold ble det satt i gang en rekke forsøk med kjemisk felling.

5.1 Kjemisk felling av ubehandlet sigevann

Det ble foretatt 5 forsøksserier for å undersøke kjemisk felling av ubehandlet sigevann. Resultatene fra disse 5 serier er gjengitt i tabellene 7, 8, 9, 10 og 11 side 46 til 48. Ved forsøksserie nr. 4 ble tungmetallene Zn, Cu, Cr, Cd Pb og Ni tilsatt slik at konsentrasjonene av disse ble 50 mg/l.

5.1.1 Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk

Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk for de fem forsøksserier er vist i tabell 12. Middelerverdiene viser at man kan oppnå en reduksjon av kjemisk oksygenforbruk på ca. 10%. Denne minimale reduksjon skyldes at den alt overveiende del av det organiske stoff forekommer i oppløst tilstand og av den grunn ikke fjernes ved kjemisk felling.

Kalkfelling ved pH 11-12 synes å gi litt bedre reduksjoner enn felling med aluminiumsulfat og jernklorid. Kalkfelling ved pH 9-10 gir omtrent samme resultat som felling med aluminiumsulfat eller jernklorid. Videre viser resultatene at en dosering på 150 mg/l er tilstrekkelig både for jernklorid og aluminiumsulfat. For jern- eller aluminiumsfelling viste også en pH-justering å ha liten innflytelse på reduksjon av kjemisk

Tabell 7. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 15/8-74.

Fellingsbetingelser	KOF mg O/l	Red. KOF %	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Råvann	521		90,2	0,82	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Al 150	461	11,5	0,82	<0,1	"	"	"	"	"
" 200			1,57	0,23	"	"	"	"	<0,1
" 300			1,42	<0,1	"	"	"	"	0,15
Al 400	479	8,1	0,83	"	<0,1	"	"	"	<0,1
Fe 150	469	10,0	1,20	<0,1	0,11	"	"	"	"
" 200			0,87	0,17	<0,1	"	"	"	<0,1
" 300			1,60	0,28	0,13	"	"	"	0,24
Fe 400	456	12,5	1,82	0,35	0,14	"	"	"	0,37
Kalk pH 9	462	11,3	5,57	<0,1	<0,1	"	"	"	<0,1
" pH 10			<0,1	"	"	"	"	"	"
" pH 11			"	"	"	"	"	"	"
Kalk pH 12	361	30,7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Tabell 8. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 19/8-74.

Fellingsbetingelser	KOF mg O/l	Red. KOF %	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Råvann	533		80,5	0,16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fe 150 pH 9	467	12,4	0,60	<0,1	"	"	"	"	"
Fe 250 pH 9	483	9,4	0,65	<0,1	"	"	"	"	"
Fe 150	498	6,6	0,85	0,15	"	"	"	"	"
Fe 250	512	3,9	0,83	<0,1	"	"	"	"	"
Al 150 pH 6	499	6,4	0,81	"	"	"	"	"	"
Al 250 pH 6	483	9,4	0,38	"	"	"	"	"	"
Al 150	492	7,7	0,42	"	"	"	"	"	"
Al 250	475	10,9	0,44	"	"	"	"	"	<0,1
Kalk pH 9	506	5,1	1,20	"	"	"	"	"	0,21
" pH 10	488	8,4	1,12	"	"	"	"	"	0,29
" pH 11	456	14,4	<0,1	"	"	"	"	"	0,12
Kalk pH 12	453	15,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Tabell 9. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 26/8-74.

Fellingsbetingelser		KOF mg O/l	Red. KOF %	TOC mg C/l	Red. TOC %	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Råvann		547		147,5		29,12	0,36	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fe 150	pH 9	461	15,7			0,8	<0,1	"	"	"	"	"
Fe 250	pH 9	486	11,1	115	22,0	0,6	"	"	"	"	"	"
Fe 150		480	22,8			1,2	"	"	"	"	"	"
Fe 250		463	15,3			0,9	"	"	"	"	"	"
Al 150	pH 6	489	10,6			1,9	<0,1	"	"	"	"	"
Al 250	pH 6	486	11,1	115	22,0	1,0	"	"	"	"	"	"
Al 150		490	10,4			0,6	"	"	"	"	"	"
Al 250		463	15,3			1,0	"	"	"	"	"	"
Kalk	pH 9	507	7,3			3,7	"	"	"	"	"	"
	pH 10	488	10,8			1,7	"	"	"	"	"	"
	pH 11	456	16,6			<0,1	"	"	"	"	"	"
Kalk	pH 12	446	18,4	112,5	23,7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Hvor analyseresultater for tungmetaller ikke er angitt, er verdiene lavere enn 0,1 mg/l.

Tabell 10. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 4/12-74. Tilsetting av tungmetaller.

Fellingsbetingelser		KOF mg O/l	Red. KOF %	TOC mg C/l	Red. TOC %	Farge mg Pt/l	Turb. JTU	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Råvann		426		160				72,7	39,8	47,6	23,0	41,2	4,4	36,5
NaOH	pH 8	367	13,8	135	15,6	385	84	2,90	5,11	4,54	1,78	12,2	1,15	25,5
NaOH	pH 9	380	10,7	135	15,6	580	117	0,66	0,44	2,45	0,29	1,20	0,26	11,27
Fe 150	pH 9	411	3,6	125	21,8	284	28	1,08	0,24	1,51	0,41	0,41	<0,1	4,35
" 250	"	403	5,4	135	15,6	472	105	0,88	0,44	2,76	0,45	0,66	0,54	6,88
Fe 400	pH 9	372	12,6	125	21,8	268	54	0,98	0,15	1,08	0,30	0,20	0,12	2,12
Al 150	pH 6	399	6,3	115	28,1	538	64	3,06	38,00	9,16	2,45	19,60	1,33	30,72
" 250	"	378	11,3	115	28,1	525	102	3,25	30,80	7,75	2,23	19,50	1,38	31,12
" 400	pH 6	390	8,5	115	28,1	509	79	2,78	24,0	7,39	1,94	19,50	1,32	31,60
Kalk	pH 9	372	12,6	140	12,5	497	142	1,21	0,74	2,58	0,64	1,68	0,60	12,74
"	pH 10	376	11,7	120	25,0	201	35	0,55	0,11	1,50	0,30	0,16	0,15	0,60
"	pH 11	351	17,6	127,5	20,3	93	74	0,22	<0,1	0,56	<0,1	<0,1	<0,1	0,12
Kalk	pH 12	347	18,5	120	25,0	173	68	0,44	0,13	0,75	0,26	0,20	0,19	0,44

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Tabell 11. Kjemisk felling av ubehandlet sigevann 11/12-74.

Fellingsbetingelser	KOF mg O/l	Red. KOF %	TOC mg C/l	Red. TOC %	Farge mg Pt/l	Turb. JTU	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Råvann	550		160		6480	32	83,7	0,83	0,25	<0,1	<0,1	<0,1	0,50
Råvann filtrert	476	13,5											
NaOH pH 8	535	2,7	145	9,4	1528	126	16,8	0,27	0,25	<0,1	<0,1	<0,1	0,49
NaOH pH 9	521	5,3	135	15,6	1210	140	16,0	0,32	0,14	"	"	"	0,42
Fe 150 pH 9	492	10,5	130	18,8	630	80	4,9	0,13	<0,1	"	"	"	<0,1
" 250 "	493	10,4	155	3,1	475	68	3,5	<0,1	"	"	"	"	"
" 400 pH 9	496	9,8	130	18,8	300	43	1,9	<0,1	"	"	"	"	<0,1
Al 150 pH 6	503	8,5	130	18,8	633	110	9,6	0,15	"	"	"	"	0,14
" 250 "	498	9,4	135	15,6	714	115	9,5	0,12	"	"	"	"	0,30
Al 400 pH 6	500	9,1	140	12,5	740	115	11,1	0,11	<0,1	"	"	"	0,16
Kalk pH 9	508	7,6	190		1588	141	18,4	0,27	0,26	"	"	"	0,53
" pH 10	507	7,8	140	12,5	1150	125	10	0,18	0,17	"	"	"	0,25
" pH 11	500	9,1	130	18,8	122	29	0,42	<0,1	<0,1	"	"	"	0,10
Kalk pH 12	491	10,7	142,5	10,9	120	35	0,55	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

oksygenforbruk. pH i det ubehandlede sigevann lå i området 6,5-7,0.

Tabell 12. Reduksjoner av kjemisk oksygenforbruk ved felling av ubehandlet sigevann.

Fellingsbetingelser		Forsøksserie nr.					Middelverdier		
		1	2	3	4	5	2-3-4-5	2-3	4-5
Fe ^x	150 pH 9		12,4	15,7	3,6	10,5	10,6	14,1	7,1
	250 "		9,4	11,1	5,4	10,4	9,1	10,3	7,9
	400 pH 9				12,6	9,8			11,2
Fe	150	10,0	6,6	22,8				14,7	
	250		3,9	15,3				9,6	
	400	12,5							
Al ^x	150 pH 6		6,4	10,6	6,3	8,5	8,0	8,5	7,4
	250		9,4	11,1	11,3	9,4	10,3	10,3	10,4
	400				8,5	9,1			8,8
Al	150 pH 6	11,5	7,7	10,4				9,1	
	250 "	8,1	10,9	15,3				13,1	
	400 pH 6								
Kalk ^x	pH 9	11,3	5,1	7,3	12,1	7,6	8,2	6,2	10,1
	pH 10		8,4	10,8	11,7	7,8	8,2	9,6	9,8
	pH 11		14,4	16,6	17,6	9,1	14,4	15,5	13,4
	pH 12	30,7	15,0	18,4	18,5	10,7	15,6	16,7	14,6

^x Dose angitt som mg FeCl₃ · 6H₂O pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Dose angitt som mg Al₂(SO₄)₃ · 18H₂O pr. liter (AVR)

Renseeffekter i prosent.

5.1.2 Reduksjon av tungmetaller

Med unntak av jern var innholdet av tungmetaller i råvannet lavt, i de fleste tilfeller lavere enn 0,1 mg/l. Resultatene fra fellingsforsøkene viser at kalk gir de beste reduksjoner av tungmetaller. Reduksjonene øker også med stigende pH. Kalkfelling ved pH 11 og 12 gir således i 4 av de 5 fellingsforsøk jernkonsentrasjoner i de felte vann lavere enn 0,1 mg/l. Kalkfelling ved disse høye pH gir også et meget klarere vann enn felling med andre kjemikalier. Dette skyldes nettopp den mer effektive fjerning av jern.

Videre viser forsøkene at felling med jernklorid ved pH 9 gir bedre fjerning av tungmetaller enn felling med aluminiumsulfat ved pH 6. Dette er også ventet fordi løseligheten av tungmetaller stiger ved synkende pH.

I forsøksserie nr. 4 ble det ubehandlede sigevann tilsatt tungmetaller med unntak av jern i konsentrasjoner 50 mg/l. Som det fremgår av tabell 10 oppnås en meget god reduksjon av tungmetallene ved kalkfelling og høye pH. Reduksjon av tungmetaller ved jernfelling er også god å synes å øke noe ved økende doser. Med unntak av jern viser resultatene at det oppnås en meget lav reduksjon av de undersøkte tungmetaller ved felling med aluminiumsulfat. Analyseresultatene for nikkell er noe usikre fordi disse er vanskelig å bestemme på grunn av lave konsentrasjoner og høy bakgrunnsstøy.

Fra diskusjonen ovenfor kan man dra den konklusjon at fjerning av tungmetaller fra ubehandlet sigevann skjer mest effektivt ved kalkfelling og i pH-området 11-12.

5.2 Kjemisk felling av biologisk rensed sigevann

Det ble foretatt 3 forsøksserier for felling av biologisk rensed sigevann. Resultatene fra disse forsøksserier er gjengitt i tabellene 13, 14 og 15.

5.2.1 Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk

Tabell 16 viser middelverdiene i reduksjon av kjemisk oksygenforbruk. Reduksjonene er omtrent de samme som for felling av ubehandlet sigevann. Det vil si ingen klare forskjeller i renseeffekten mellom de forskjellige fellingskjemikalier. Velges jernklorid eller aluminiumsulfat som fellingskjemikalie, er det tilstrekkelig med en dosering på 150 mg/l. Videre synes pH-justeringer å ha minimale effekter på reduksjon av kjemisk oksygenforbruk. pH i det biologiske rensede vannet før felling, lå i området 8,0-8,5.

5.2.2 Reduksjon av tungmetaller

Tabell 13, 14 og 15 viser en effektiv reduksjon av jern ved både jern-, aluminium- og kalkfelling. Resultatene i tabell 15 viser at det ble oppnådd en lav reduksjon av sink og nikkell når fellingen foregår ved lav pH. Dette skyldes som tidligere nevnt en økende løselighet av tungmetallene ved synkende pH-verdier. Særlig synes nikkell å være vanskelig å felle ved lave pH.

Sigevannet som var blitt rensed biologisk med etterfølgende felling, var

Tabell 13. Kjemisk felling av biologisk rensset sigevann, 14/8-74.

Fellingsbetingelser	KOF mg O/l	Red. KOF %	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Biologisk rensset	340		20,52	0,22	0,12	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Fe 150	299	12,0	-	<0,1	<0,1	"	"	"	"
200			1,10	0,33	0,11	"	"	"	"
300			1,35	0,48	0,11	"	"	"	"
Fe 400	328	5,9	0,98	0,71	0,15	"	"	"	"
Al 150	297	12,6	1,02	<0,1	<0,1	"	"	"	"
200			0,65	"	"	"	"	"	"
300			1,20	"	"	"	"	"	"
Al 400	290	14,7	0,50	"	"	"	"	"	"
Kalk pH 9	319	6,2	1,02	"	"	"	"	"	"
" pH 10			0,65	"	"	"	"	"	"
" pH 11			1,20	"	"	"	"	"	"
Kalk pH 12	288	15,3	0,50	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot \text{CH}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Tabell 14. Kjemisk felling av biologisk rensset sigevann 19/3-74.

Fellingsbetingelser	KOF mg O/l	Red. KOF %	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Biologisk rensset	402		20,52	0,22	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	<0,1
Biologisk rensset + filtrert	365	9,2							
Fe 150 pH 9	324	19,4	0,18	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fe 250 pH 9	335	16,6	0,62	< "	"	"	"	"	"
Fe 150	369	8,2	1,42	0,11	"	"	"	"	"
Fe 250	357	11,2	0,92	0,21	"	"	"	"	"
Al 150 pH 6	355	11,7	0,84	<0,1	"	"	"	"	"
Al 250 pH 6	355	11,7	0,38	"	"	"	"	"	"
Al 150	357	11,2	0,60	"	"	"	"	"	"
Al 250	382	4,9	0,68	"	"	"	"	"	"
Kalk pH 9	365	9,2	3,58	"	"	"	"	"	"
" pH 10	357	11,2	0,95	"	"	"	"	"	"
" pH 11	375	6,7	0,16	"	"	"	"	"	"
Kalk pH 12	332	17,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Tabell 15. Kjemisk felling av biologisk rensed sigevann 26/8-74.

Fellingsbetingelser	KOF mg O/l	Red. KOF %	TOC mg/l	Red. TOC %	Fe mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Ni mg/l
Biologisk rensed	412				14,20	0,37	0,28	<0,1	<0,1	<0,1	0,55
Biologisk rensed + filtrert	345	16,3									
Fe 150 pH 9	374	9,2			0,42	0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fe 250 pH 9	374	9,2	90	10,0	0,40	<0,1	"	"	"	"	<0,1
Fe 150	354	14,1			0,78	0,23	"	"	"	"	0,25
Fe 250	342	17,0			0,94	0,30	"	"	"	"	0,28
Al 150 pH 6	401	2,7	62,5	37,5	0,57	0,10	"	"	"	"	0,54
Al 250 pH 6	354	14,1	85,0	15	0,37	<0,1	"	"	"	"	0,46
Al 150	350	15,0			0,29	<0,1	"	"	"	"	0,10
Al 250	344	16,5			0,64	0,12	"	"	"	"	0,49
Kalk pH 9	374	9,2	102,5	0	2,09	0,10	"	"	"	"	<0,1
" pH 10	381	7,5			1,17	<0,1	"	"	"	"	"
" pH 11	348	15,5			0,67	"	"	"	"	"	"
Kalk pH 12	376	8,7	77,5	22,5	0,19	0,23	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fe angitt som mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Al angitt som mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. liter.

Kalk tilsatt som hydratkalk.

meget klart og med ubetydelig farge. Fargen var betydelig lavere enn vannet som var renset med forfelling og biologisk rensing.

Tabell 16. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk ved felling av biologisk renset sigevann %.

Fellingsbetingelser		Forsøksserie nr.			Middelverdi
		1	2	3	2-3
Fe ^x	150 pH 9		9,2	19,4	14,3
	250 pH 9		9,2	16,6	12,9
Fe	150	12	14,1	8,2	11,2
	250		17,0	11,2	14,1
	400	5,9			
Al ^x	150 pH 6		2,7	11,7	7,2
	250 pH 6		14,1	11,7	12,9
Al	150	12,6	15,0	11,2	13,1
	250		16,5	4,9	10,7
	400	14,7			
Kalk ^x	pH 9	6,2	9,2	9,2	9,2
	pH 10		7,5	11,2	9,4
	pH 11		15,5	6,7	11,1
	pH 12	22,6	8,7	17,4	13,1

^x Dose angitt som mg FeCl₃ · 6H₂O pr liter.

Dose angitt som mg Al₂(SO₄)₃ · 18H₂O pr. liter (AVR).

Kalk tilsatt som hydratkalk.

Renseffekter i prosent.

KONKLUSJON

1. Biologisk rensing av sigevann fra Grønmo er mulig, men hoveddelen av det organiske stoff er meget tungt nedbrytbart.
2. Av de undersøkte rensemetoder viste aktivslammetoden å gi de beste resultater. Tap av aktivt slam med utløpsvannet kan imidlertid gi driftsvanskeligheter.
3. Biologisk rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann gir ved samme belastning samme reduksjon av organisk stoff og biokjemisk oksygenbrukende stoff. Ved slambelastninger 0,2 kg KOF/døgn kg FSS eller lavere, ble renseseffekten for organisk stoff ca. 35% og for biokjemisk oksygenforbrukende stoff ca. 90%.
4. Sigevannets innhold av nitrogenforbindelser er høyt. Hvis en derfor vil ha en stor reduksjon av biokjemisk oksygenforbrukende stoff, må anlegget drives slik at man får stor grad av nitrifikasjon, det vil si slambelastninger på 0,2 eller lavere. Reduksjon av nitrogenforbindelser er svært begrenset og det rensede vann vil få høye nitratkonsentrasjoner.
5. Det biologiske rensenanlegg kan enten plasseres foran eller etter det eksisterende fellingsanlegg (etterfelling henholdsvis forfelling). Reduksjonen av organisk stoff i forfellingsprosessen eller etter fellingsprosessen var ca. 10%, og varierte lite eller intet med de forskjellige fellingskjemikalier. Imidlertid hadde vann fra ettefellingen bedre visuell kvalitet: det var klarere og hadde betydelig mindre farge enn tilsvarende vann rensed ved forfelling og aktivt slam. Av denne grunn anbefaler vi å benytte etterfelling. Man kan imidlertid ikke utelukke at sigevannets karakter kan endres i fremtiden og forårsake forstyrrelser i de biologiske prosesser. Derfor bør anlegget utføres slik at enten forfelling eller etterfelling kan velges.

Som fellingskjemikalie kan man enten benytte aluminiumsulfat eller jernklorid. På grunn av liten vannføring i resipienten bør kalk ikke benyttes uten nøytralisering.