

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0 - 34/71

PRA 2.2 KJEMISK FELLING I EKSISTERENDE ANLEGG

ÅMOT RENSEANLEGG

SLUTTRAPPORT

Saksbehandler: Sivilingeniør Hallvard Ødegaard
Medarbeidere: Sivilingeniør Per Simonsen, ANØ
Driftsingeniør Joar Nerland, ANØ
Sivilingeniør Arne Rosendahl, NIVA
Rapporten avsluttet juni 1973

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
1. INNLEDNING	5
2. BESKRIVELSE AV RENSEANLEGGET	6
2.1 Tilløpsnettet	6
2.2 Renseanlegget	6
2.3 Vannføringsmåler og prøvetaker	9
2.4 Doseringsutrustning	10
3. FORSØKSOPPLEGG	10
3.1 Analyseprogram	13
4. FORSØKSDRIFTEN - DRIFTSPROBLEMER	15
4.1 Tilførselspumpene	15
4.2 Vannføringsmåling og dosering	16
4.3 Prøvetaking og analysering	17
5. BESKRIVELSE AV FORSØKSPERIODER. GENERELLE RESULTATER	18
5.1 Vannføring og doseringsmengde	18
5.2 Første forsøksperiode	19
5.3 Andre -"-	20
5.4 Tredje -"-	24
5.5 Fjerde -"-	27
5.6 Femte -"-	28
5.7 Sjette -"-	28
6. FORSØKSRESULTATER OG DISKUSJON	29
6.1 pH og alkalitet	30
6.2 Turbiditet og ledningsevne	31
6.3 Organisk stoff	32
6.4 Fosfor	35
6.5 Suspendert stoff	37
6.6 Nitrogen og jern	38
6.7 Aluminium	39
6.8 Sink, kobber, bly og kvikksølv	40
6.9 Coliforme bakterier og total kintall	41
6.10 Slam og slamvann	41
7. SAMMENDRAG	46

Side:

BILAG I FORSØKSRESULTATER. TABELLER

Tabell I.1	Vannføring og doseringsmengde	50-51
"	I.2 pH og alkalitet	52-53
"	I.3 Turbiditet og ledningsevne	54-55
"	I.4 Biokjemisk oksygenforbruk	56-57
"	I.5 Kjemisk oksygenforbruk	58-59
"	I.6 Organisk karbon	60-61
"	I.7 Fosfor	62-63
"	I.8 Suspendert stoff og gløderest	64-65
"	I.9 Nitrogen og jern	66-67
"	I.10 Aluminium	68-69
"	I.11 Sink og kobber	70-71
"	I.12 Bly og kvikksølv	72-73
"	I.13 Coliforme bakterie og total kimtall	74
"	I.14 Slam	75
"	I.15 Slamvann	76-77

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:

1	Oversikt over renseanlegget, plan	7
2	-"- " -"- , snitt	8
3	Doseringsutrustning	11
4	Doseringsskrue, kjemikalieoppløser og doseringspumpe	11
5	Oversikt over styring av dosering og prøvetaking	12
6	Døgnvariasjonsundersøkelse 1/6 og 8/6 1972	21

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:

1	Midlere vannføring og doseringsmengde	19
2	Døgnvariasjonsundersøkelse 14-15/9 1972	23
3	Stikkprøver 20-21/11 1972	25
4	4-timers prøver 20-21/11 1972	26
5	Sammenlikning av pH-målinger	26
6	Midlere verdier, pH og alkalitet	30

Tabell nr.:		Side:
7	Midlere verdier, turbiditet og ledningsevne	31
8	" " organisk stoff, ufiltrerte prøver	32
9	" " organisk stoff, filtrerte prøver	32
10 A	Forholdstall mellom parametre for organisk stoff, ufiltrert	34
10 B	" " " " " " , filtrert	34
11	Midlere verdier, fosfor	35
12	" " suspendert stoff	37
13	" " nitrogen og jern	38
14	" " aluminium	39
15	" " sink, kobber, bly, kvikksølv	40
16	" " coliforme bakterier, total kimtall	41
17	" " slam	42
18	" " slamvann	42

1. INNLEDNING

Ett av de renseanlegg som ble plukket ut som forsøksanlegg i forbindelse med PRA-prosjekt nr. 2.2: Kjemisk felling i eksisterende anlegg, var Åmot renseanlegg i Rælingen kommune.

Anlegget er mekanisk anlegg av type DORR-OLIVER CLARIGESTER og består av et rundt sedimenteringsbasseng med underliggende oppvarmet råtnetank. Beskrivelse av anlegget blir gitt i kapittel 2. Hovedformålet med prosjektet var å studere hvordan den såkalte primærfelling (kjemisk felling direkte i mekanisk anlegg) kunne etableres ved et allerede eksisterende anlegg. Problemstillingen er aktuell i Norge hvor økte krav til renseseffekt, spesielt med hensyn på fosfor, har ført til at man enten må foreta nyutbygginger, eller foreta forandringer ved de eksisterende mekaniske anlegg.

Utgangspunktet for å oppnå gode resultater med primærfelling er ulike, avhengig av hvordan det mekaniske anlegget er oppbygget. Eksempelvis er det gunstig om man har luftet sandfang før sedimenteringsbassenget slik at man kan oppnå en viss grad av flokkulering der.

Forsøkene ble satt i gang i midten av april 1972 med en oppfølgingsperiode på ca. tre måneder hvor man registrerte anleggets renseseffekt før kjemisk felling ble etablert. Forsøkene med kjemisk felling har pågått i flere forsøksperioder fram til 1. april 1973. Beskrivelse av forsøksopplegget er gitt i kapittel 3.

Forsøket er gjennomført som et samarbeid mellom NIVA og ANØ (Avløps-sambandet Nordre Øyeren). ANØ har stått for den daglige drift av renseanlegget og forestått prøvetaking samt analysering med hensyn til en del av de aktuelle analyseparametre. De resterende analyseparametre er blitt analysert på NIVA, og NIVA har hatt overoppsynet med forsøksdriften.

2. BESKRIVELSE AV RENSEANLEGGET

Åmot renseanlegg ble offisielt tatt i bruk 18. januar 1968.

Anlegget er dimensjonert for 4 000 personer og har i forsøksperioden vært belastet med i middel ca. 2 500 personer.

2.1 Tilløpsnett

Tilløpsnett har en total lengde på ca. 5 500 m inklusive stikkledninger med til sammen ca. 130 kummer. Ledningsnett er bygd ut etter separat-systemet. Alle avløpsledninger er betongmufferør. Mesteparten av nettet er lagt før gummitetningsringene kom på markedet. De siste årene har man imidlertid kun anvendt tykkveggede betongrør med gummitetningsringer. Mesteparten av ledningsnett ligger i leiregrøfter, mens en del ligger i fjellgrøft.

2.2 Renseanlegget

Oversiktsskisser over renseanlegget er gitt i figur 1 og figur 2.

Avløpsvannet passerer håndrenset rist som er plassert i en kum umiddelbart foran pumpebrønn. Vannet blir pumpet opp i renseanlegget ved to nedsenkte pumper av type FLYGT CP - 3 100 (kanalhjulspumper) med maksimal kapasitet på henholdsvis 30 og 60 m³/h. Pumpene er styrt av nivåvipper i pumpekummen. Automatikken er slik at pumpe med maksimal kapasitet 30 m³/h går først, og hvis tilrenningen blir så stor at denne pumpe ikke klarer å ta unna, starter pumpe med maksimal kapasitet 60 m³/h opp samtidig som pumpe på 30 m³/h stopper. Dersom tilrenningen er større enn 60 m³/h, vil begge pumpene gå samtidig.

Ved fallende tilrenning vil pumpe med 30 m³/h først stoppe, senere pumpe med 60 m³/h. Pumpene har hver sin trykkledning slik at de aktuelle vannføringer blir henholdsvis 30, 60 og 90 m³/h.

Etter at vannet er pumpet opp i innløpskanalen på anlegget, passerer det en kvern av fabrikat TOLU. Via innløpskanalen renner vannet inn i en sirkulær sedimenteringstank. Det avslammede vannet føres ut via overløp langs

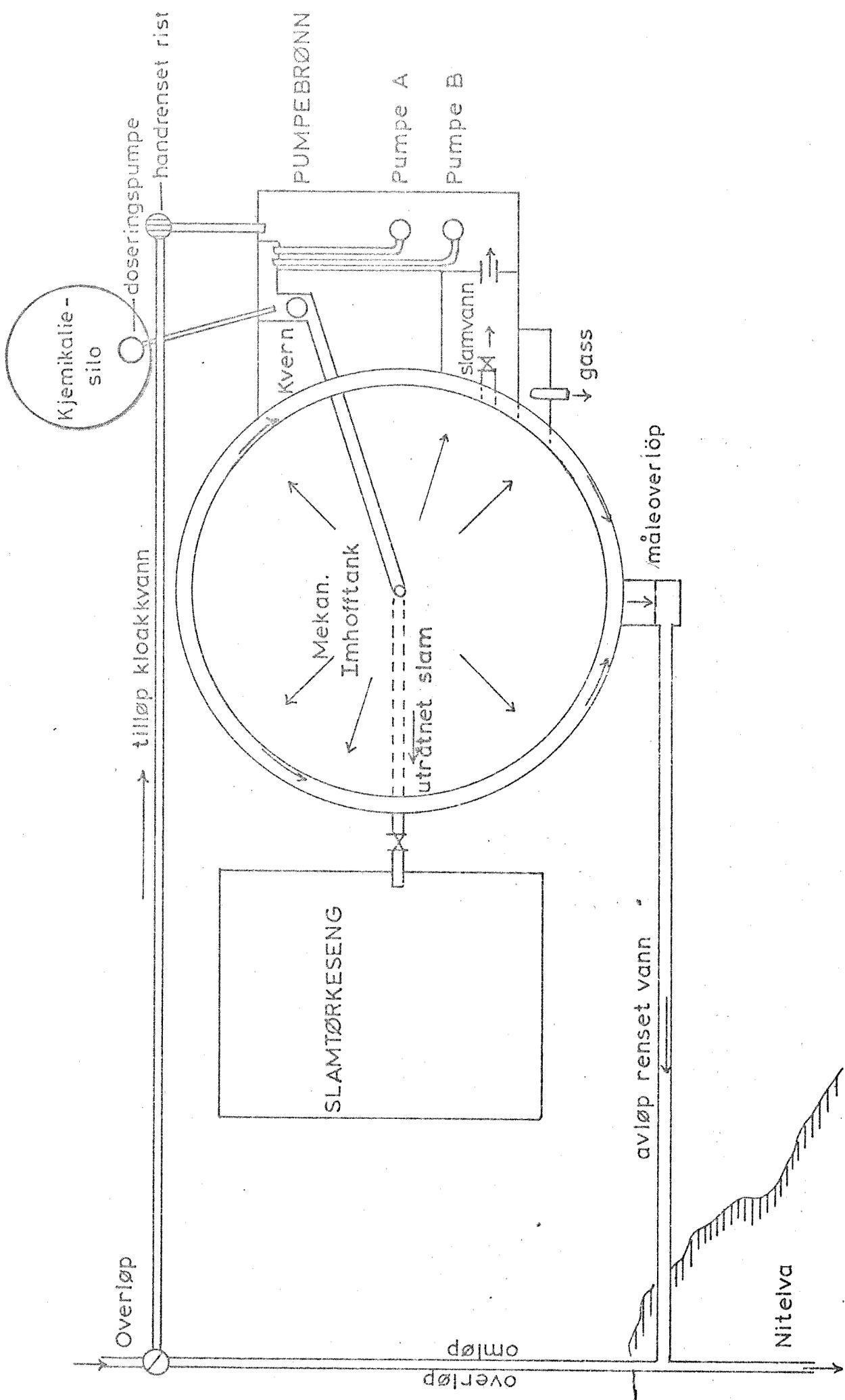


Fig. 1 Oversiktsskisse, plan
Aamodt rensanlegg

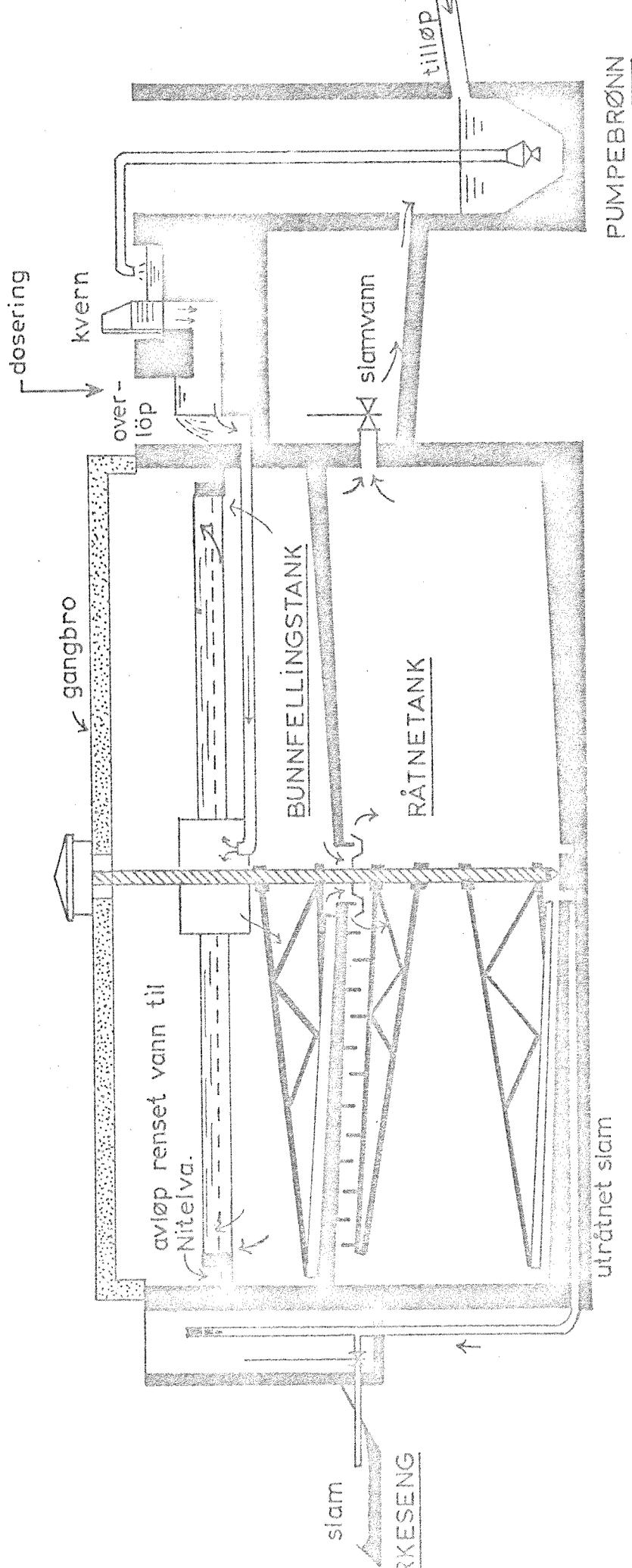


Fig. 2 Oversiktsskisse, snitt
Aamodt rensanlegg

tankens periferi. Det slam som avsetter seg på bunnen av sedimenterings-tanken, føres av en kontinuerlig langsomt roterende skrape ned i en underliggende råtnetank. Ved at slamvann som ligger øverst i råtnetanken, daglig tappes til pumpebrønnen, lettes nedskrapingen av slam.

Råtnetanken er oppvarmet med et lukket elektrisk varmtvannsystem på 30 kW. Utråtnet slam tappes en gang pr. uke ved selvtrykk fra bunnen av råtnetanken gjennom en 200 mm diameters tappeledning til en åpen tørkeseng. Anlegget, bortsett fra tørkesengen, er overbygd. Råtnetanken er isolert utvendig.

Hoveddata for anlegget

Total indre diameter sedimenteringsbasseng	10,40 m
Totalt areal sedimenteringsbasseng	85,0 m ²
Effektivt overflateareal -"-	ca. 70,0 m ²
Volum sedimenteringsbasseng	139 m ³
Volum råtnetank	250 m ³
Overflate tørkeseng	100 m ²

Belastninger	Oppholdstid	Overflatebelastning	
		tot. areal	eff. areal
30 m ³ /h	4,6 h	0,35 m/h	0,43 m/h
60 "	2,3 "	0,70 "	0,86 "
90 "	1,5 "	1,05 "	1,29 "

2.3 Vannføringsmåler og prøvetaker

Anlegget er forsynt med 60° trekantoverløp på utløpet. I den første del av forsøksperioden (før 17/10 1972) ble vannføringsmålingen gjort her. Vannivået i målekummen ble registrert med vannmåler som fungerer etter ekkoloddprinsippet.¹⁾ Vannmåleren virker slik at den registrerer vannivåets høyde i målekummen. Vannføringen blir kontinuerlig registrert på skriver som er plassert i kontrollrommet.

Her er også plassert et telleverk for summerende registrering av vannmengden. Regneverket er slik anordnet at det gir en styring av de automatiske prøvetakere slik at prøver blir tatt automatisk for hver 5 m³ av avløpsvann som har passert. Prøvetakeren er av skjetypen

1) (fabr. DEBER)

(fabr. CELLECO) og vil etter det forannevnte opplegg gi proporsjonal prøvetaking både på innløp og utløp. Prøvene som ble tatt av prøvetakeren, ble overført ved gravitasjon til prøveflasker som var plassert i kjøleskap. Av grunner som man vil komme tilbake til i pkt. 4.2, ble måleoverløpet etter 17/10 1972 plassert i innløpskanalen.

2.4 Doseringsutrustning

Aluminiumsulfat av BOLIDEN AVR kvalitet ble benyttet som fellingsmiddel. Doseringssystemet er vist i figur 3. Utrustningen består av kjemikaliesilo med underliggende skrue for matning av aluminiumsulfat til en BOLIDEN AVR oppløser (se figur 3).

Aluminiumsulfatløsningen pumpes inn på anlegget med en pumpe av fabrikat SPV 180 (AB Sala Maskinfabrik, Sala). Oppløseren og pumpen er vist i figur 4. Doseringssystemet virker slik at hastigheten på doseringsskruen er styrt av vannmengdemåleren. Til oppløseren tilføres en konstant vannmengde mens konsentrasjonen på løsningen vil variere proporsjonalt med skruehastigheten og dermed med vannføringen.

Figur 5 viser en oversiktstegning av styringsopplegget for dosering og prøvetaking.

3. FORSØKSOPPLEGG

For å skaffe bakgrunnsdata for hvordan renseanlegget virker som rent mekanisk anlegg, startet forsøkene med en oppfølgingsperiode uten kjemisk felling. Denne første forsøksperioden varte fra medio april til primo august 1972, og det ble i denne perioden i alt gjennomført 17 prøvedøgn.

Deretter ble det gjennomført en periode med kjemisk felling med styring av doseringen fra måleoverløpet på avløpet. Denne andre forsøksperioden pågikk fra 4/8 t.o.m. 17/10 1972, og det ble i alt gjennomført 19 prøvedøgn. Etter at denne perioden var gjennomført, ble måleoverløpet flyttet fra utløpet til innløpet, og dosering med styring fra innløpet ble gjennomført. Den første måneden etter at dette startet, hadde man betydelige driftsproblemer og dårlige renseresultater, sannsynligvis som en

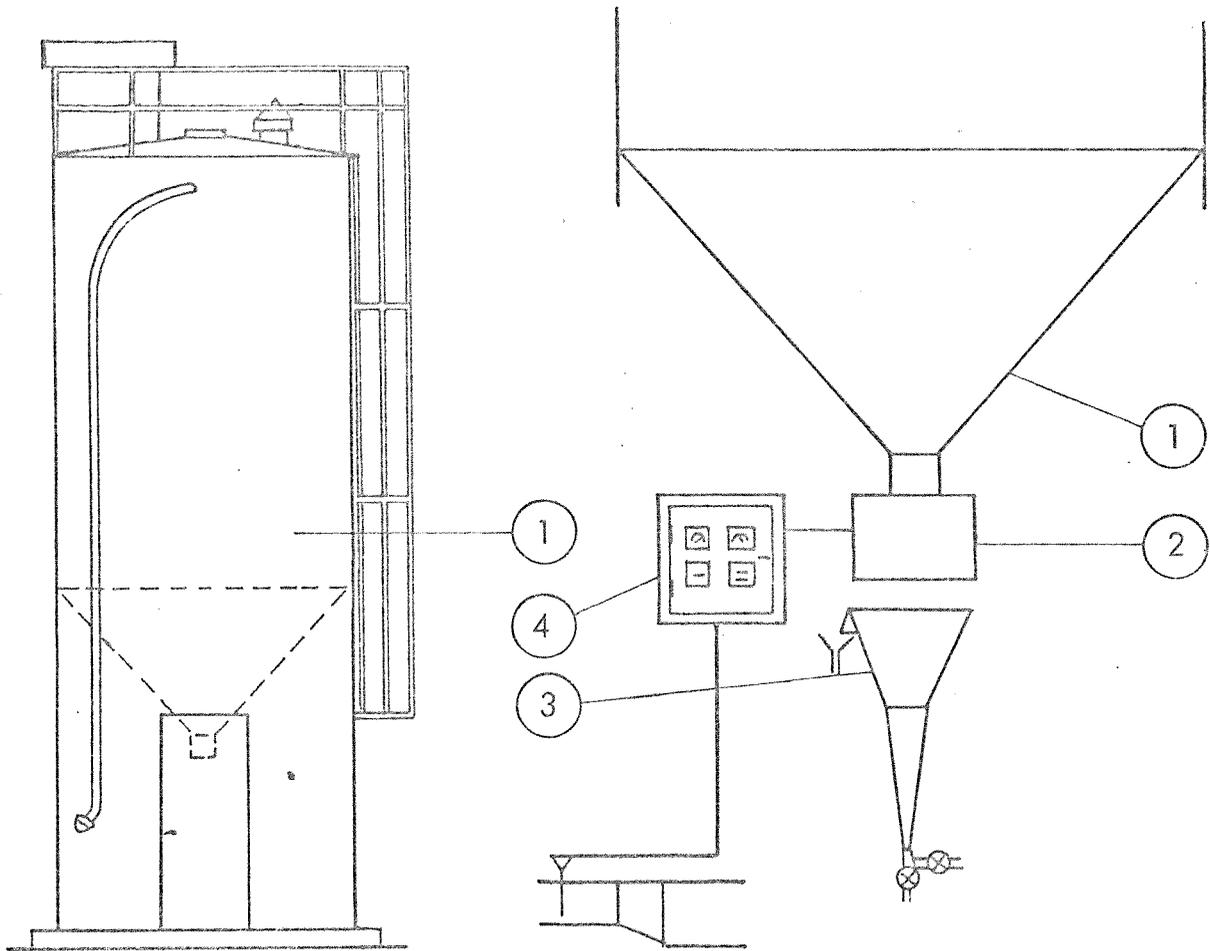


Fig. 3 Oversikt, Doseringsutrustning

- 1) 5 m³ silo
- 2) Doseringsskrue
- 3) Oppløser
- 4) Styringsutrustning

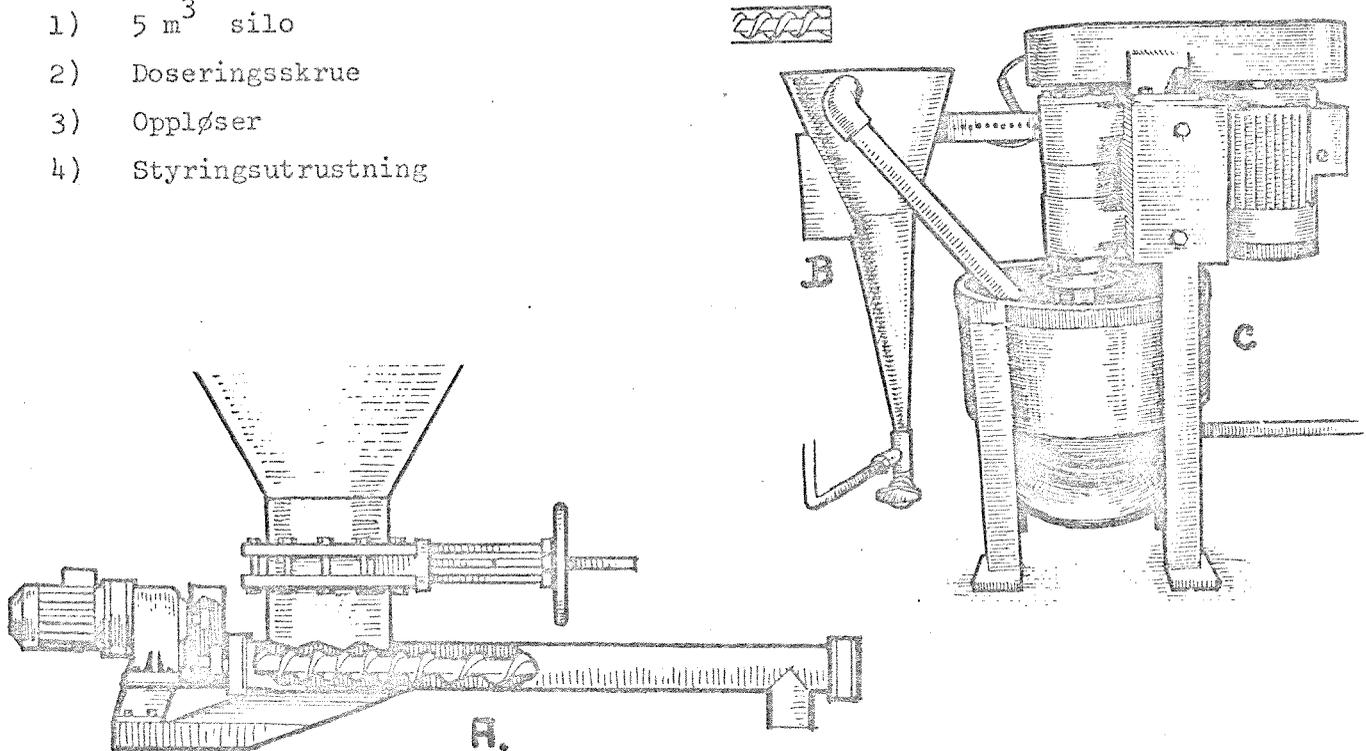


Fig. 4 Doseringsskrue (A), Kjemikalieoppløser (B) og Doseringspumpe (C)

- 1) Styresignal fra vannføringsmåler.
- 2) Tystorenehet for regulering av omdreiningstallet på doseringskrue i forhold til vannføring.
- 3) Programmert tidsur for regulering av doseringsmengde.
- 4) Likestrømsmotor.
- 5) Voltmeter som indikerer aktuell doseringsmengde.
- 6) Summerende regneverk for doseringsmengde.
- 7) Lineariseringsenhet.
- 8) Vannføringssskriver og summerende regneverk for vannmengde.
- 9) Prøvetaker.

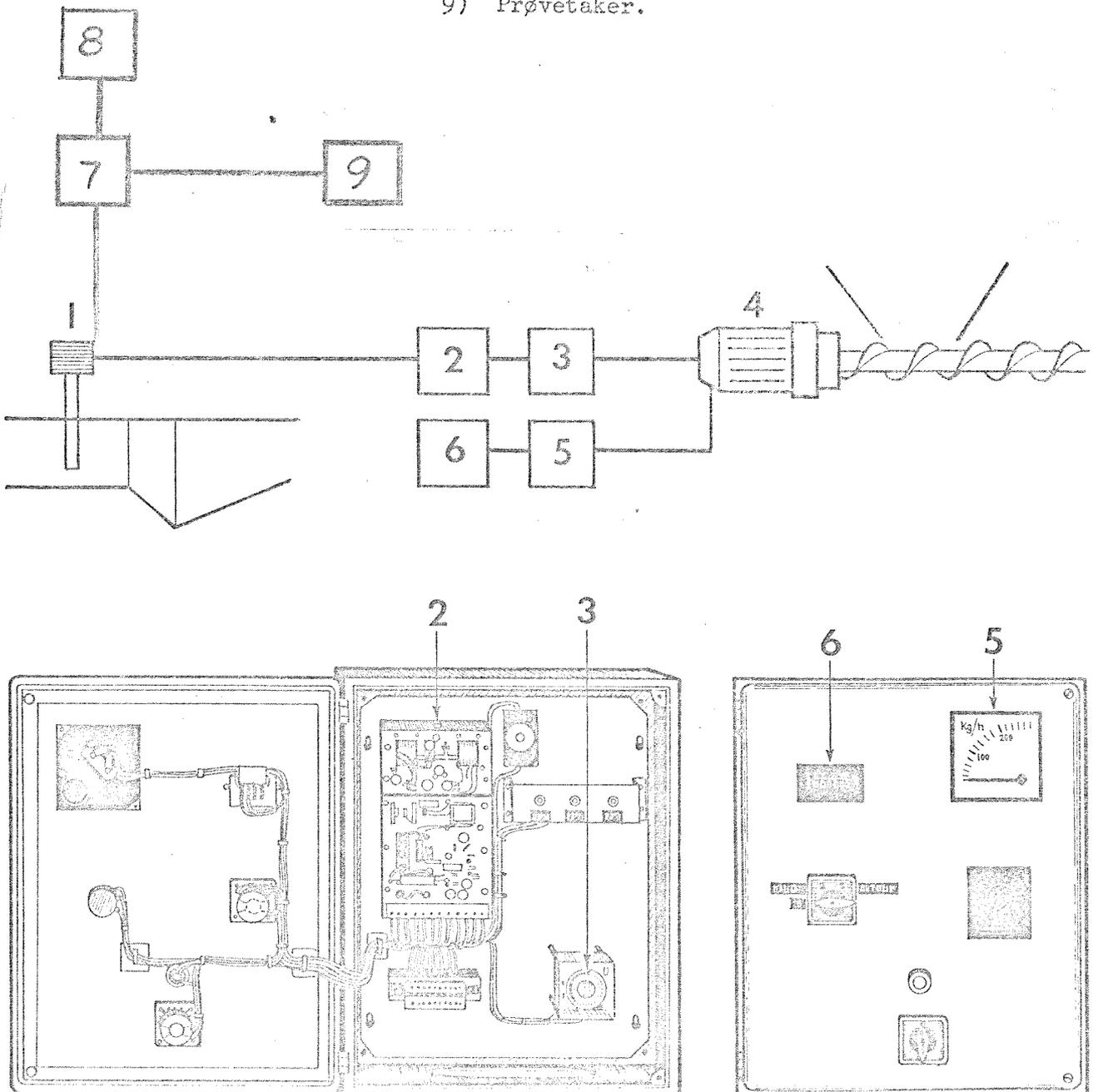


Fig. 5 Oversikt over styring av dosering og prøvetaking.

følge av ukorrekt dosering. Denne perioden er derfor utskilt som en egen forsøksperiode (17/10 - 28/11 1972, tredje forsøksperiode).

I desember 1972 var det på grunn av stor nedbør en markert endring i råvannets mengde og sammensetning. Spesielt av interesse her er det at alkaliteten var relativt lav slik at man oppnådde gode fellingsbetingelser. Denne perioden er derfor skilt ut som egen forsøksperiode, periode 4. Perioden bestod av 5 prøvedøgn.

Anlegget gikk som vanlig mekanisk anlegg mellom jul og nyttår 1972/73. Etter nyttår ble prøveperiode 5 gjennomført. I denne perioden var doseringen innstilt på det maksimale doseringsutrustningen kunne gi. Dette ble gjort for å oppnå gunstigst mulig fellings-pH. Forsøksperiode 5 strakte seg fra 16/1 - 16/3 1973. Det ble gjennomført 11 prøvedøgn.

Den siste forsøksperiode, periode 6, ble gjennomført ved at man, for å oppnå gunstig fellings-pH, også doserte syre. Denne perioden pågikk bare i kort tid (12/3 - 20/3 1973), men med hyppig prøvetaking. Det ble gjennomført 6 prøvedøgn. I løpet av forsøksperiodene har det dessuten blitt utført spredte jar-test undersøkelser og døgnvariasjonsundersøkelser. Dette blir det redegjort for i kapittel 5.

3.1 Analyseprogram

Nedenfor er angitt en oversikt over analyseprogrammet på innløp og utløp. Det er også angitt analysehyppighet og analysemetode på stikkordsform.

Analyseparameter	Enhet	Analysehyppighet				lab.	Analysemetode Stikkord
		Innl.	Utl.	Slam	Sl.vann		
pH		2/u	2/u	1/u	2/u	ANØ	
Ledn.evne	µS/cm	"	"	-	-	"	
Turbiditet	JTU	"	"	-	-	"	
Farge	mg Pt/l	-	"	-	-	"	
Alkalitet	mg CaCO ₃ /l	2/u	"	-	-	"	Tit. t.pH 4,5
Susp. stoff	mg/l	2/u	"	1/u	2/u	")	Filtrering
Cløderest	mg/l	"	"	"	"	")	slam, sentrif.
KOF ufiltrert	mg O/l	"	"	"	"	")	Dikromatmet.
KOF filtrert	mg O/l	"	"	-	-	")	
BOF ₇ ufiltrert	mg O/l	"	"	-	-	")	Manometermet.
BOF ₇ filtrert	mg O/l	"	"	-	-	")	
Org C ufiltrert	mg C/l	"	"	-	-	NIVA)	Oppsluttn. og best.
Org C filtrert	mg C/l	"	"	-	-	")	av CO ₂ ved IR
Total fosfor	mg P/l	"	"	1/u	2/u	")	
Ortofosfat	mg P/l	"	"	-	"	")	Kolorimetrisk
Tot. N	mg N/l	1/u	1/u	-	-	")	
Al ufiltrert	mg Al/l	"	"	1/u	1/u	")	
Al filtrert	mg Al/l	"	"	-	-	")	Kolorimetrisk
Fe	µg Fe/l	"	"	1/u	1/u	")	
Zn	µg Zn/l	"	"	-	-	")	
Cu	µg Cu/l	"	"	-	-	")	Atomabsorpsjon
Pb	µg Pb/l	"	"	-	-	")	
Hg	µg Hg/l	"	"	-	-	SI	Flammeløs atomabs.
Koliforme bakt.		sporadisk		-	-	NIVA	Membr.filt.met. med m/Endomed.
Tot. kimtall		"-		-	-	"	20 °C/3 dager Agar med.

1/u = 1 gang pr. uke , 2/u = 2 ganger pr. uke, ½u = 1 gang hver annen uke.

Som man ser av oversikten, var det meningen å gjøre Al-analyser på filtrert prøve. På grunn av en konserveringsfeil som man ikke oppdaget før prosjektet på det nærmeste var avsluttet, er analyseresultatene av aluminium på filtrert prøve blitt gale, og de er derfor utelatt her.

4. FORSØKSDRIFTEN. DRIFTSPROBLEMER

Hovedhensikten med forsøkene angående kjemisk felling i eksisterende anlegg er å registrere hvordan anlegget fungerer ved normal drift. Med normal drift menes at man ikke skal tilstrebe ekstremt godt driftstilsyn, men gjennomføre forsøkene med det samme tilsyn som anlegget normalt har. ANØ's driftsoperatør har som nevnt stått for den daglige drift som har bestått i tømning av rist, spyling og rengjøring, eventuell rensing av innløpspumper dersom disse er gått tett, tapping av slamvann, registrering og doseringsmengde og vannføring over døgnet, tapping av slam en gang pr. uke osv.

ANØ's folk har også forestått igangsetting av prøvetakere og innhenting av prøver.

Generelt kan sies at det har vært mer driftsproblemer enn det man skulle kunne vente ved gjennomføring av forsøkene. Problemene i forbindelse med gjennomføringen har i første rekke vært knyttet til driften av tilførselspumpene, vannføringsmåleren og doseringsapparatene.

4.1 Tilførselspumpene

På grunn av at det ikke er skikkelig avskillingsanordning for grovere bestanddeler, f.eks. maskinrenset rist før pumpekummen, blir det mye filler, papir og annet som slipper inn i pumpekummen. Dette kan for det første tette igjen pumpene, og for det annet kan det henge seg på nivåvippene i pumpekummen og således føre til ukorrekt påslags- og avslagsfrekvens eller total stopp av pumpene.

4.2 Vannføringsmåling og dosering

I begynnelsen av forsøket (før 17/10-72) ble vannføringen registrert ved hjelp av 90° trekantoverløp som var plassert på utløpet. Det viste seg at dette var en lite heldig løsning. På grunn av den utjevne effekt renseanlegget har på den tilførte vannføringen, fikk man ved det opplegg som er omtalt, en tidsforskyvning mellom vannføringsregistreringen og den korresponderende kjemikaliedosering. De vannføringstoppene som ble tilført innløpet hver gang pumpene hadde påslag, ble først etter en viss tid registrert på utløpet.

Etter at vannføringsmåleren styrer kjemikaliedoseringen, ble det vann som ble pumpet inn på anlegget like etter pumpestart, ikke kjemikaliedosert i det hele, mens det etter at pumpene hadde slått ut, fremdeles ble dosert al-sulfat så lenge det fortsatt rant vann ut av anlegget. Denne feilen ble ytterligere forsterket på grunn av doseringsutstyret. Når doseringsskruen stopper (ved null vannføring der hvor måleoverløpet er), fortsetter rentvannsstrømmen gjennom oppløsertrakten (se figur 4). De kjemikalier som er oppløst i trakten, blir dosert, men etter en viss tid vil det være bare rent vann i trakten. Etter at vannføringen på ny stiger, og doseringsskruen på ny skrur al-sulfat ut i oppløsertrakten, tar det en viss tid før man kommer opp i den korrekte konsentrasjon på den al-sulfatløsning som doseres på innløpet.

Denne sistnevnte svakheten ved doseringssystemet er det vanskelig å eliminere. En mulighet vil være å koble inn en magnetventil på rentvannsstrømmen, som åpner og lukker i takt med påslag og avslag av innløpspumpene.

Man antok imidlertid at den største feilen med hensyn til doseringen hadde sin årsak i den før omtalte tidsforskyvning mellom innløpet og utløpet. Den 17/10 1972 flyttet man derfor måleoverløpet til innløpet. Det eneste stedet man kunne plassere måleoverløpet på innløpet, var i innløpsrennen (se figur 2). På grunn av at denne rennen bare er 30 cm bred, var det ikke mulig å plassere et vanlig (90°) trekantoverløp der slik at man måtte konstruere et spesielt overløp. Lineariseringsenheten på vannmålerutstyret passer imidlertid bare for den karakteristikk som et 90° trekantoverløp har. Det overløp man konstruerte, har imidlertid tilnærmet samme karakteristikk som et 90° trekantoverløp, og feilen ved å bruke

det konstruerte overløpet skulle være ubetydelig. Faren for feilregistrering med dette overløpet er først og fremst forbundet med at man får veggeffekter ved store vannføringer.

Som man vil se av tabell I.1, bilag I, oppnådde man ikke konstant dosering fra døgn til døgn selv om man hadde innstilt automatikken i tiden etter 17/10 på det. Vannføringsmåleren ble kalibrert hver dag, og det må således enten være noe uriktig med signalene som styrer hastigheten på doseringsskruen, eller det kan være slik at skruen ikke doserer den samme mengde al-sulfat.

Man har ved flere anledninger kontrollert hva doseringsskruen har gitt i gram pr. omdreining, og dette har ikke variert særlig mye. Disse stikkprøver utelukker selvfølgelig ikke at doseringen kan ha variert mellom målingene.

Ved en anledning (13/2 - 27/2-73) bygde det seg opp broer inne i siloen slik at man ikke fikk ut al-sulfaten. Det måtte stakes hver dag. Etter noen dager gikk imidlertid alt som normalt igjen.

4.3 Prøvetaking og analysering

Prøvetaking av innløpsvann og utløpsvann ble foretatt med den automatiske prøvetakeren som er beskrevet i pkt. 2.3, proporsjonalt med vannføringen. I første del av første periode, da anlegget ble drevet uten kjemikaliedosering, var prøvetakingsrøret for utløpsvannet plassert i utløpsrennen. I denne renne var det betydelig slamavsetning og begroing, noe som kan ha influert på prøvene. Prøvetakingsrøret ble derfor flyttet ut i selve bassenget hvor det ble antatt at mer representative prøver kunne tas.

Det var sjelden problemer med prøvetakingen på utløpsvannet mens man på innløpet hadde en del vanskeligheter med prøvetakingspumpen, en monopumpe som til sine tider gikk tett.

Prøver av slamvann er blandprøver sammensatt av stikkprøver tatt i løpet av de 5 min. slamvanntappingen pågikk. Prøver av slammet er blandprøver sammensatt av stikkprøver tatt i løpet av slamtappingen.

Det var svært vanskelig å få en representativ prøve av slammet i og med at slamkvaliteten varierte betydelig over slamtappingstidsrommet. I den første halvdel av forsøket er det stor sannsynlighet for at prøvetakingsmetodikken var mangelfull.

Prøvene av innløps- og utløpsvann var plassert i kjøleskap over prøvedøgnet og ble etter at prøvedøgnet ble avsluttet, brakt direkte til ANØ's laboratorium. De prøver som skulle videre til analysering ved NIVA's laboratorium, ble konserverert ved ANØ-laboratoriet.

I forbindelse med denne rutinen ble det begått en feil som fikk innflytelse på analyseresultatene av ortofosfat på filtrert prøve og aluminium på filtrert prøve. Disse prøvene ble ved en feiltakelse ikke filtrert før de ble konserverert ved ANØ's laboratorium. De ble filtrert ved NIVA's laboratorium, men siden svovelsyre ble benyttet som konserveringsmiddel, er det sannsynlig at det partikulære ortofosfat og aluminium gikk i løsning slik at man fikk gale resultater for disse parametre. Ortofosfatresultatene representerer derfor total ortofosfat. Resultatene med hensyn på aluminium på filtrerte prøver er av den ovennevnte årsak utelatt.

5. BESKRIVELSE AV FORSØKSPERIODER. GENERELLE RESULTATER

I det følgende skal de enkelte forsøksperioder beskrives, og det gis en generell oversikt over hvordan renseprosessen gikk i de enkelte perioder. Spesielle undersøkelser som ikke inngikk i forsøksrutinen, skal kommenteres. Presentasjon av de enkelte forsøksresultater og diskusjon av disse blir gjort i kapittel 6.

Først skal det imidlertid gis en oversikt over den hydrauliske belastning og doseringsmengde i de enkelte perioder.

5.1 Vannføring og doseringsmengde

I tabell I.1, bilag I, er det gitt en oversikt over midlere vannføring og midlere doseringsmengde i de enkelte prøvedøgn i hver periode. Nedenfor i tabell 1 er middelverdiene for hver periode satt opp.

Tabell 1. Midlere vannføring og doseringsmengde.

Forsøksperiode	$Q_{\text{midl}} \text{ m}^3/\text{d}$	Midl. dos.mengde g/m^3
1	483	
2	658	168
3	401	197
4	1082	238
5	822	234
6	779	180 + syredos.

Det presiseres at den doseringsmengde man har anført i tabellene for hvert prøvedøgn, er den doseringsmengde man kan beregne seg frem til ved å registrere det antall omdreininger doseringsskruen har gått i løpet av prøvedøgnet, multiplisere med den doseringsmengde skruen gir pr. omdreining og dividere med den registrerte vannmengde som har passert anlegget i prøvedøgnet.

Man kan således ikke være sikker på at dette er den virkelige doseringsmengde. Dersom vannmengden er feilmålt, blir nemlig også den beregnede doseringsmengde feil. Dette blir kommentert for hver enkelt prøveperiode i det følgende.

5.2 Første forsøksperiode

I første periode gikk anlegget som vanlig mekanisk anlegg, og de midlere renseresultater var omlag som ventet. Man hadde ingen spesielle driftsproblemer med anlegget.

Det ble gjennomført to døgnvariasjonsundersøkelser (henholdsvis 1/6 og 8/6 1972) for å bestemme variasjonen i fosfor over døgnet på innløp og utløp. Resultatene av disse undersøkelser er vist i figur 6.

Man ser at fosforkonsentrasjonen varierte relativt lite over dagen, og at fosforkonsentrasjonen om natten var lav. (Det ble tatt 3-timers prøver fra kl. 06 til kl. 24 og 6-timers prøver om natten.)

Det ble for øvrig også gjort diverse jar-test forsøk for å bestemme nødvendig doseringsmengde. Optimal doseringsmengde var 150-200 g Al-sulfat/m³ avhengig av råvannets sammensetning (som varierte over døgnet). Den registrerte midlere vannmengde over perioden (483 m³/d) virker noe lav, tilsvarende ca. 195 l/p.d. Det er mulig at vannføringsmåleren ikke har vært riktig kalibrert i hele perioden.

5.3 Andre forsøksperiode

I andre periode kjørte man anlegget med kjemisk felling. Styring av doseringsmengden ble i denne perioden gjort fra måleoverløpet ved utløpet fra anlegget. Problemene og feilen med det som er forbundet med dette, er kommentert i kapittel 4.2.

Doseringen var i denne perioden inntilt på 175 mg Al₂(SO₄)₃/l om dagen (kl. 0600 - 2400) og på 150 mg Al-sulfat/l om natten (kl. 2400 - 0600). Den gjennomsnittlige doseringen ble registrert til 168 mg/l.

Man kan få et visst begrep om virkelig doseringsmengde tilsvarer den registrerte ved å se på alkalitetsreduksjonen gjennom anlegget.

1 mg Al⁺⁺⁺ eller 12 mg Al-sulfat tilsatt pr. liter skulle teoretisk sett redusere alkaliteten med ca. 5,6 mg CaCO₃/l.

Det viser seg i praksis at det ikke er full overensstemmelse mellom den beregnede alkalitetsreduksjon på grunn av Al-sulfat tilsetning og den den virkelige alkalitetsreduksjon. Vanligvis er det slik at den virkelige alkalitetsreduksjon er ca. 90% av den man kan beregne.

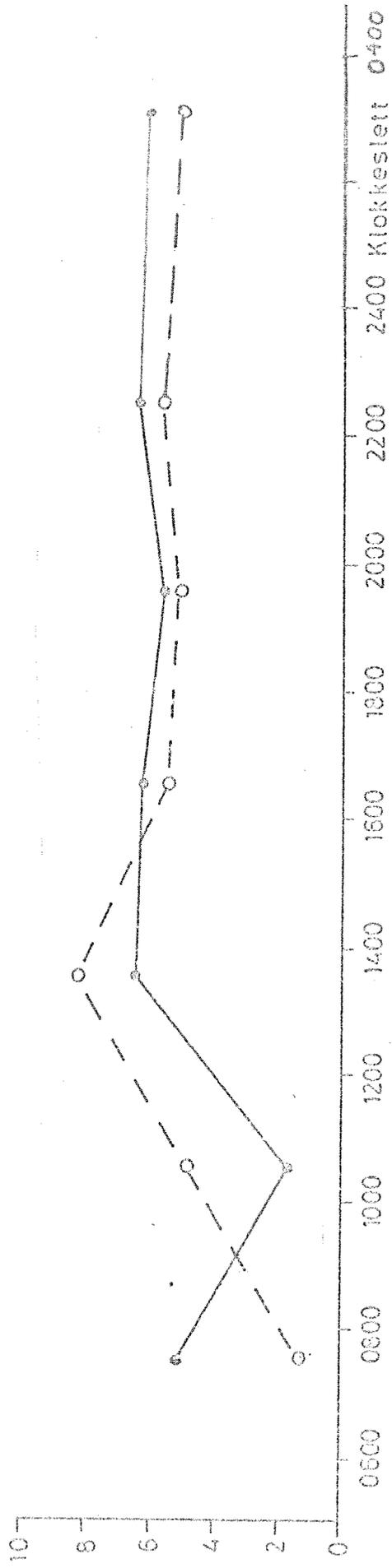
I første periode var den midlere alkalitetsreduksjon ca. 62,5 mg CaCO₃/l, mens den beregnede, ut fra doseringsmengden, skulle bli ca.

77,5 mg CaCO₃/l. Den reelle alkalitetsreduksjon virker noe lav, noe som kan tyde på at den reelle doseringsmengden har vært noe lavere (ca. 150 mg Al-sulfat/l) enn det man har registrert.

Rent visuelt kunne man se at renseresultatet i andre forsøksperiode varierte betydelig over døgnet. Det var vanligvis slik at siktedypet i bassenget var godt om morgenen (50-100 cm) og ble dårligere utover dagen.

Tot. P mg/l

8/6 - 1972



Tot. P mg/l

1/6 - 1972

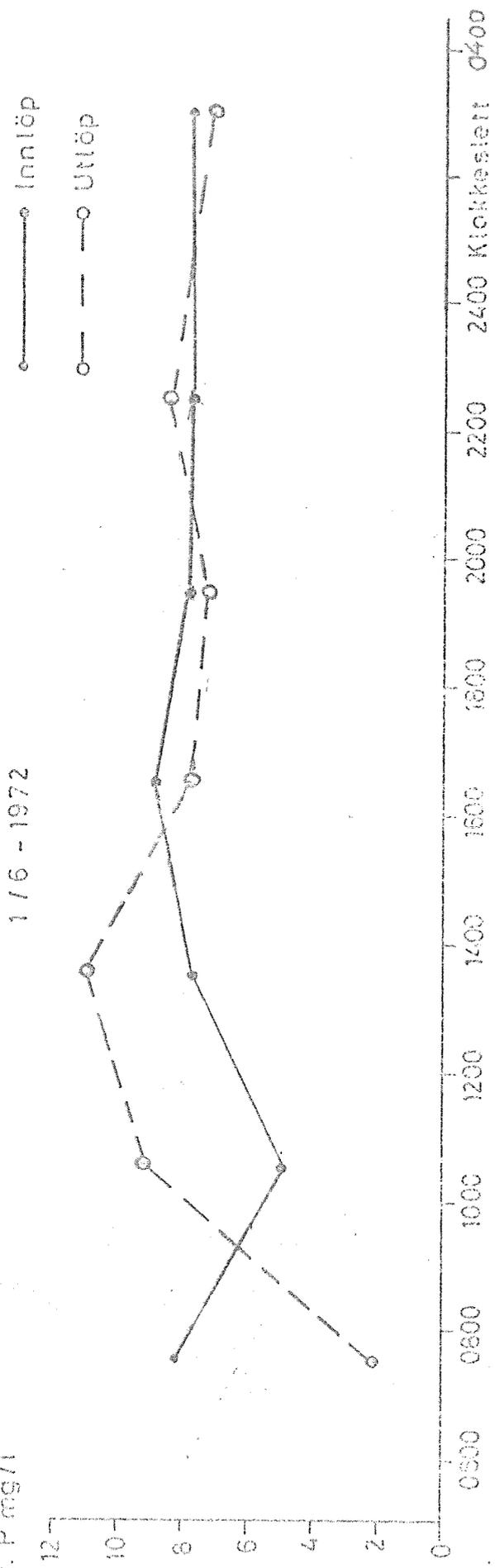


Fig. 6 Dögnvariasjonsanalyser 1/6 og 8/6 Tot. P

Man antok at dette dels skyldtes den lavere belastning om natten, dels lavere alkalitet nattetider og dels den før omtalte forsinkelsen i doseringen ved at doseringen ble styrt fra utløpet.

Sett på bakgrunn av hvordan forholdene lå til rette for kjemisk felling på Åmot, kan man si at resultatene fra andre forsøksperiode gav grunn til en viss optimisme. Selv om man ikke oppnådde de helt store rensresultater, ser man at for de vanligste analyseparametre oppnådde man en langt bedre rensgrad enn når anlegget gikk uten kjemisk felling.

Det ble foretatt en døgnvariasjonsundersøkelse i den andre forsøksperioden i døgnet mellom den 14 og 15/9 for å få en oversikt over hvordan variasjonen i avløpsvannets sammensetning over døgnet influerte på rensresultatet. Av en eller annen grunn gikk anlegget nettopp dette døgnet med relativt godt resultat. Analyseresultatene er satt opp i tabell 2. Prøvene ble tatt som tre timers prøver om dagen mens nattprøven ble tatt som seks timers prøve.

Døgnprøveresultatene er utregnet som midlere timeutløp basert på 3-timersprøvene (og nattprøven). (Prøvetakingspumpen på innløpet gikk tett om natten.) Doseringen i dette døgnet var 151 mg Al-sulfat/l som middel over døgnet, og man ser at nettopp i dette prøvedøgnet har man oppnådd relativt god fellings-pH til tross for at alkaliteten på innløpet har vært høy. Alkaliteten på innløpet er så pass høy at det er grunn til å tvile på analyseresultatet. Det er nemlig også dårlig overensstemmelse med den registrerte alkalitetsreduksjon og den som kan beregnes ut fra doseringsmengden. Doseringsmengden skulle tilsvare en alkalitetsreduksjon på ca. 70 mg CaCO_3 /l, noe som skulle tilsi en virkelig alkalitet på innløpet på 140-150 mg CaCO_3 /l. Dette tallet stemmer også overens med alkalitetsresultatene fra de øvrige prøvedøgn i samme periode, se tabell I.2, bilag I.

For øvrig varierer ikke sammensetningen i innløpsvannet så mye over døgnet som man kunne vente. Man ser imidlertid klart at også dette prøvedøgnet viser den tendensen at man har gode resultater om natten og om morgenen, mens resultatene forverres utover dagen. Det er derfor trolig at dette for det meste skyldtes at den hydrauliske belastningen var lavere om natten.

Tabell 2. Døgnvariasjonsundersøkelse 14-15/9 1972. Amot renseanlegg.

Analyse- parametre	pH		Turbiditet JTU		Alkalitet mg CaCO ₃ /l		Susp.stoff mg/l		KOF, UF ¹⁾ mg O/l		KOF, F ²⁾ mg O/l		Total fosfor mg P/l		Ortofosfat mg P/l		Aluminium UF mg Al/l	
	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut
24 - 06	-	5,96	-	13	-	46,8	-	17,6	-	159	-	120	-	0,5	-	0,2	-	2,0
06 - 09	7,68	6,15	54	8	221	48,1	159	15,4	349	99	259	73	9,0	0,3	7,2	0,2	0,5	1,4
09 - 12	7,54	6,42	82	16	241	79,1	239	23,2	485	103	189	77	12,0	1,3	5,6	0,8	0,7	1,8
12 - 15	7,45	6,72	83	19	192	84,8	544	34,4	577	114	270	86	8,7	1,6	4,5	0,7	0,8	2,6
15 - 18	7,74	6,64	69	22	198	86,0	197	32,5	478	120	255	92	7,4	1,7	4,0	0,7	0,4	2,6
18 - 21	7,75	6,58	80	20	197	74,6	205	29,6	554	139	267	116	9,0	1,4	4,6	0,6	0,3	2,6
21 - 24	7,64	6,80	52	23	226	79,7	143	33,7	302	141	158	103	6,3	1,4	4,0	0,6	0,3	2,4
24 - 24 Døgnprøve	7,63	6,47	70	17	213	71,3	246	26,6	458	125	233	95	8,7	1,0	5,0	0,5	0,5	2,2

1) UF = ufiltrert,

2) F = filtrert.

Midlere doseringsmengde: 151 mg Al₂(SO₄)₃/l.

5.4 Tredje forsøksperiode

Man har skilt ut tiden fra 27/10 - 28/11 i en egen periode fordi man i denne tidsperioden oppnådde dårlige rensresultater. Doseringsmengden i denne perioden ble satt opp (middel: 197 g/m^3), og man doserte like mye over hele døgnet. Man flyttet vannføringsmålingen fra utløpet til innløpet ved starten av denne perioden, og man mente at man med denne operasjonen skulle eliminere de uheldige virkninger av den forsinkede dosering som er omtalt i pkt. 4.2. Siden man tvert imot fikk dårligere resultater, ble det gjort en inngående døgnvariasjonsundersøkelse.

For spesielt å følge pH-variasjonen ble det tatt stikkprøver hver time om dagen og hver annen time om natten for pH-måling på stedet. Man registrerte også ortofosfatinnholdet på ufiltrerte prøver. Resultatene er satt sammen i tabell 3.

For innkommende vann ligger pH mellom 7,85 og 6,90. Det fremgår at pH på innløpsvannet har sine laveste verdier om natten. pH på utløpet har imidlertid vært forbausende konstant over hele døgnet selv om doseringsapparatet var innstilt på konstant dosering over døgnet.

Målingene viser pH-verdier mellom 6,6 og 6,9 på utløpet. Gjennomstrømmingen gjennom anlegget ser ut til å ha hatt en utjevne effekt på pH.

Dette ser man også av ortofosfat-resultatene. Variasjonen i utløpsvannets innhold av ortofosfat (på ufiltrert prøve) varierer relativt lite mens variasjonen på innløpet er stor.

Det ble også tatt 4-timers prøver med prøvetakeren. Resultatene fra disse er vist i tabell 4.

Sammenstillingen i tabell 5 viser et interessant fenomen. Her har man i rubrikk 1 satt opp middelveier av pH-målinger på stikkprøver i den aktuelle 4-timersperiode. I rubrikk 2 er satt opp resultatet på pH-målinger på 4-timersprøven tatt i felten. I rubrikk 3 er det tilsvarende prøver analysert i laboratoriet ca. 1 døgn etter at prøven ble tatt. De tre rubrikkene skulle i prinsippet vise pH-målinger av det samme vannet, men tatt på forskjellige tidspunkt, og sammenstillingen gir til fulle uttrykk for den effekt lagring av prøven har på analyseresultatet når det gjelder pH.

Tabell 3. Stikkprøver 20 - 21/11 1972.

Stikkprøve nr.	Kl.	pH		Ortofosfat ufiltr.prøve mg P/l	
		Inn	Ut	Inn	Ut
1	01.30	7,40	6,80	3,95	4,65
2	03.30	6,90	6,60	2,10	4,05
3	05.30	7,10	6,80	1,60	3,10
4	07.30	7,20	6,70	9,95	3,30
5	08.30	7,60	6,90	12,75	4,40
6	09.30	7,40	6,70	9,70	4,60
7	10.30	7,35	6,70	5,60	6,00
8	11.30	7,35	6,80	3,85	5,15
9	12.30	7,85	6,60	6,05	4,90
10	13.30	7,75	6,60	7,00	4,90
11	14.30	7,40	6,70	4,20	4,45
12	15.30	7,45	6,70	5,25	3,70
13	16.30	7,60	6,90	5,00	4,25
14	17.30	7,50	6,85	5,15	4,45
15	18.30	7,40	6,80	6,85	4,45
16	19.30	7,50	6,75	7,10	4,30
17	20.30	7,35	6,85	5,65	4,30
18	21.30	7,35	6,80	5,40	4,50
19	22.30	7,20	6,60	5,75	4,10
20	23.30	7,25	6,65	4,55	4,35
Middelverdi:		7,40	6,74	5,90	4,40

Tabell 4. 4-timers prøver 20-21/11 1972.

Analyse- parametre Tids- intervaller kl.	Alkalitet mg CaCO ₃ /l		Ortofosfat UF 1) mg P/l		Ortofosfat F 2) mg P/l		KOF, UF mg O/l	
	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut
24 - 04	166	114	4,3	3,5	3,5	0,8	211	261
04 - 08	154	100	5,4	3,3	3,9	0,5	219	217
08 - 12	-	132	-	4,9	-	1,4	-	285
12 - 16	150	138	6,6	4,1	6,6	1,4	405	424
16 - 20	151	138	5,8	3,9	5,8	1,0	485	504
20 - 24	170	112	5,4	4,1	5,4	1,0	422	318

1) UF = ufiltrert

2) F = filtrert.

Tabell 5. Sammenlikning av pH-målinger.

Rubrikk	1		2		3	
Tids- intervaller kl.	Middel av stikkpr. feltmåling		4-timers prøver feltmåling		4-timers prøver lab.måling	
	inn	ut	inn	ut	inn	ut
24 - 04	7,15	6,70	7,40	7,00	8,01	7,33
04 - 08	7,15	6,75	7,50	7,20	8,05	7,21
08 - 12	7,43	6,70	-	7,00	-	7,33
12 - 16	7,61	6,65	7,65	7,30	7,69	7,45
16 - 20	7,50	6,82	7,50	7,10	7,67	7,36
20 - 24	7,29	6,70	7,60	7,00	8,01	7,30
Døgnprøve	7,40	6,74	7,53	7,10	8,06	7,37

For å få korrekte opplysninger om pH over døgnet ser det ut til å være nødvendig med kontinuerlig registrerende pH-måler med skriver både på innløp og utløp.

Går man tilbake til tabell 4, ser man at ortofosfat på ufiltrert prøve bare har vist en beskjeden reduksjon fra innløp mot utløp, mens reduksjonen av den løste orto-P (orto-P på filtrert prøve) viser en betydelig reduksjon. Dette skulle tyde på at man har fått en utfelling i stand, men at betingelsene ikke har vært til stede for at de utfelte fosfater har latt seg fraskille ved sedimentering.

Alkalitetssenkningen fra innløpsvannet til utløpsvannet er betydelig mindre enn den alkalitetsreduksjon man teoretisk sett skulle vente som en følge av Al-sulfatdoseringen.

Man har som middel over døgnet hatt en alkalitetsreduksjon på 34 mg CaCO_3 /l. Dette skulle tilsvare en Al-sulfattilsetning på 75 mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ /l. Ifølge doseringsapparatene skulle doseringsmengden dette døgnet være 184 mg Al-sulfat/l. Analyseresultatene viser at doseringen umulig kan ha vært så høy. Det ble over prøvedøgnet gjort flere stikkprøver for å se om doseringsskruen gav konstant mengde pr. omdreining. I og med at doseringsskruen gav hva den skulle, må da doseringsfeilen ligge på vannføringsmålingen. Vannføringsmåleren må ha registrert for lav vannføring slik at doseringen, som jo er styrt av vannføringen, er blitt for lav. Den lave midlere vannføringen ($401 \text{ m}^3/\text{d}$) som vannføringsmåleren har registrert, tyder også på at vannføringsmåleren har vært galt kalibrert. Det er altså overveiende sannsynlig at de relativt dårlige resultater som er oppnådd i tredje forsøksperiode, har sin årsak i utilstrekkelig dosering.

5.5 Fjerde forsøksperiode

Etter at man fikk behandlet resultatene fra tredje periode, ble man nøyer med kalibreringen av vannføringsmåleren. Denne ble kalibrert hver dag. Samtidig satte man doseringen opp til det maksimale doseringsapparatene kunne gi. (Midlere doseringsmengde var 238 g/m^3 .)

I tillegg til dette var det mye nedbør i fjerde periode (midlere vannmengde var $1082 \text{ m}^3/\text{d}$), slik at innløpsvannets sammensetning var forskjellig fra de andre perioder. Spesielt hadde man lavere pH og alkalitet på innløpsvannet. Dette gjorde at man kunne operere i et gunstig pH-område for fellingen. Man hadde relativt lave konsentrasjoner i utløpsvannet med hensyn til de viktigste analyseparametrene. Den prosentvise renseeffekt var også relativt god, selv om konsentrasjonene i innløpsvannet var relativt lave.

Anlegget gikk som vanlig mekanisk anlegg mellom jul og nyttår.

5.6 Femte forsøksperiode

Man satte i gang med dosering igjen etter nyttår og stilte inn doseringen på det maksimale doseringsapparatet kunne gi. (Midlere doseringsmengde var 234 g/m^3 .)

Den høye doseringen man hadde i femte periode, førte til en midlere pH som skulle tilsi gode fellingsforhold. Man fikk da også relativt gode renseresultater, men resultatene varierte mye fra prøvedøgn til prøvedøgn. Det var godt samsvar mellom den alkalitetsreduksjon som kan beregnes på grunnlag av Al-sulfat-tilsetningen, og den virkelige alkalitetsreduksjon. Ved den høye doseringen i femte periode fikk man en god del flyteslam på sedimenteringsoverflaten, og dette har nok i en viss grad influert på totalresultatet.

5.7 Sjette forsøksperiode

De doseringsmengder man hadde operert med i de tidligere perioder, var høyere enn det man teoretisk sett skulle behøve for å oppnå utfelling av det fosfor man hadde i innløpsvannet. De høye doseringsmengder var imidlertid nødvendige for å oppnå gunstig fellings-pH. pH-reguleringen kan selvfølgelig også gjøres ved syredosering, og man gjennomførte derfor en kortvarig sjette forsøksperiode hvor syre (H_2SO_4) ble dosert.

For å få en korrekt syredosering burde denne være styrt av pH i bassenget og av vannføringen. Man hadde ikke mulighet til å foreta etablering av det utstyr som skulle til for et slikt opplegg. For likevel å prøve syredosering benyttet man et svært forenklet doseringssystem. Ved benkeforsøk ble nødvendig syredoseringsmengde bestemt på grunnlag av forventet vannmengde, og så ble konsentrert svovelsyre dosert med jevn mengde opp i pumpekummen. Doseringen var ca. 1 liter konsentrert H_2SO_4 /time. Det er klart at dette var en svært forenklet doseringsmåte i og med at den hydrauliske belastningen varierte, men ved at syren ble dosert i pumpekummen, oppnådde man en viss grad av utjevning.

På grunn av det provisoriske doseringsopplegget var varigheten av denne forsøksperioden bare ca. $1\frac{1}{2}$ uke, men det ble foretatt hyppig prøvetaking. Al-sulfat doseringen ble satt ned slik at den i middel var 180 mg Al-sulfat/l.

Man tok i denne perioden analyser på fosfor og aluminium både på ufiltrerte og filtrerte prøver, og som man skal vise senere, var det tydelig at fellingen foregikk fullstendig, men at de utfelte fosfatfnokker i betydelig grad fulgte med utløpsvannet ut.

6. FORSØKSRESULTATER OG DISKUSJON

I det følgende tar man for seg de enkelte analyseparametre og diskuterer analyseresultatene sett i relasjon til den forsøksperioden de tilhører.

I tabellene i teksten som følger, er bare oppført de midlere resultater for hver periode. I tabell I.1 - I.15 i bilag I kan man finne variasjonen i de enkelte parametre over de respektive forsøksperioder og standardavviket på middelverdien.

I tabellene i teksten er angitt midlere innløps- og utløpsverdier, og tabell I.1 - I.15 i bilag I angir hvor mange prøver som ligger til grunn for de midlere verdier.

6.1 pH og alkalitet

Tabell 6. pH og alkalitet. (Se også tabell I.2, bilag I.)

Forsøksperiode	pH		Alkalitet, mg CaCO ₃ /l	
	inn	ut	inn	ut
1	7,17	7,22	168,5	166,9
2	7,34	6,79	160,8	98,3
3	7,65	7,21	155,9	120,0
4	7,18	5,30	82,4	20,1
5	7,65	5,78	121,7	28,6
6	7,14	6,11	100,3	32,7

pH og alkalitet er kanskje de to viktigste parametre man har å gjøre med når det gjelder kjemiske fellingsanlegg av den type det her er tale om.

I og med at de rent fysiske innblandings- og flokkuleringsforhold på et primærfellingsanlegg vanligvis er dårlige, er det svært om å gjøre at man oppnår de best mulige fellingsbetingelser for at renseresultatene skal bli gode.

I første periode er det, som man kunne vente, svært liten forskjell på innløps- og utløpsresultatene med hensyn til pH og alkalitet. Etter at Al-sulfattilsetningen var satt i gang, fikk man, naturlig nok, en senkning av disse parametre fra innløp til utløp. Senkningen var imidlertid ikke så stor som man kunne vente ut fra den doserte Al-sulfatmengde man målte i enkelte perioder. Dette skulle tyde på at det i disse perioder ikke har vært samsvar mellom den virkelig tilsatte Al-sulfatmengde og den man målte. Disse forhold er diskutert i kapittel 5 og blir ikke utdypet videre her.

Det optimale fellings-pH-området for felling med Al-sulfat er pH = 5,5-6,5. Slik fellings-pH oppnådde man bare i de tre siste perioder, men man ser av tabell I,2 i bilag I at pH-verdiene varierte mye fra prøvedøgn til prøvedøgn på utløpsvannet.

I enkelte prøvedøgn i fjerde periode ble pH svært lav (< 5). Teoretisk sett skulle dette egentlig være for lavt til å oppnå god felling med Al-sulfat, men det er i denne perioden de beste rensresultater ble oppnådd.

6.2 Turbiditet og ledningsevne

Tabell 7. Turbiditet og ledningsevne.
(Se også tabell I.3, bilag I.)

Forsøksperiode	Turbiditet JTU		Ledn.evne µS/cm	
	inn	ut	inn	ut
1	53,4	45,9	390	401
2	78,7	35,6	467	519
3	101,0	77,7	526	564
4	120,6	37,8	299	401
5	87,7	58,0	437	461
6	102,5	48,8	459	466

I fellingsperiodene hadde man en økning i ledningsevnen fra innløp mot utløp, noe som skyldes tilsetningen av Al-sulfat. I periode 6, da man tilsatte mindre Al-sulfat, er ledningsevnen på innløpet og utløpet omtrent lik.

Også i første periode, uten felling, er det høyere ledningsevne på utløpet enn på innløpet. Det er trolig at dette i første rekke må skyldes analyse-unøyaktighet.

Man har i alle perioder fått en viss reduksjon i turbiditeten. Lavest turbiditet i utløpsvannet har man naturlig nok i de perioder da fellingen gikk best. I alle perioder er imidlertid utløpsvannet svært turbid til å være fra et kjemisk fellingsanlegg.

Man kunne under forsøkets gang registrere at siktedypet vanligvis var godt (50-80 cm) om morgenen, men at dette forverret seg utover dagen da siktedypet ble redusert til 20-40 cm.

6.3 Organisk stoff. BOF_7 , KOF, Org C

Tabell 8. Midlere verdier, organisk stoff, ufiltrerte prøver.
(Se også tabell I.4-6, bilag I.)

Forsøks- periode	BOF_7 (mg O/l)			KOF (mg O/l)			Org C (mg C/l)		
	inn	ut	%	inn	ut	%	inn	ut	%
1	176,8	116,4	34,1	276,0	197,7	28,3	88,4	64,6	26,9
2	210,3	73,5	65,0	349,4	156,3	55,2	99,2	43,8	55,8
3	290,8	151,0	48,0	461,5	265,8	42,4	153,5	88,5	42,3
4	259,0	82,6	68,1	316,0	103,0	67,4	84,8	19,4	77,1
5	193,0	74,6	61,5	351,8	139,3	62,2	89,3	43,5	51,4
6	190,0	49,0	74,2	299,3	112,3	62,5	78,7	37,3	52,5

Tabell 9. Midlere verdier, organisk stoff, filtrerte prøver.
(Se også tabell I.4-6, bilag I.)

Forsøks- periode	BOF_7 (mg O/l)			KOF (mg O/l)			Org C (mg C/l)		
	inn	ut	%	inn	ut	%	inn	ut	%
1	65,4	54,9	16,0	118,5	111,5	5,9	22,9	19,6	14,4
2	89,4	41,9	53,1	162,2	97,6	39,8	27,0	20,7	23,4
3	137,5	69,2	49,6	212,0	126,4	40,3	34,3	26,5	22,7
4	98,5	41,4	57,9	123,6	58,2	52,9	14,1	13,9	1,4
5	83,4	47,5	43,0	153,4	77,0	50,5	26,5	28,7	-
6	90,0	35,0	61,0	126,3	78,2	38,0	22,8	23,0	-

I første periode hadde man en reduksjon av organisk stoff omtrent som man kan vente det ved et mekanisk anlegg (25-35% på ufiltrerte prøver). Ved etablering av kjemisk felling fikk man i den andre perioden en betydelig bedring av renseseffekten med hensyn til organisk stoff (55-65%).

I tredje periode, da doseringen var utilstrekkelig, fikk man en dårligere renseseffekt (40-50%).

I fjerde, femte og sjette periode fikk man igjen bedret renseseffekt (60-70%).

Analysene på filtrerte prøver viser, naturlig nok, langt lavere utløpskonsentrasjon enn på ufiltrerte prøver. Dette tyder på at det er betydelige mengder partikulært, organisk stoff som følger med utløpsvannet ut. Det er ellers å merke seg at man i fellingsperiodene har hatt en betydelig reduksjon av organisk stoff på filtrerte prøver. Dette skulle kunne tyde på at det har skjedd en utfelling av løst organisk stoff. Dette kommer tydeligst frem ved BOF_7 - og KOF-analysene.

Org C på filtrerte prøver i innløpet er langt lavere, sett i relasjon til de ufiltrerte prøver, enn BOF_7 og KOF. Av den grunn er også den prosentvise reduksjon av org C på filtrerte prøver lav. I flere prøvedøgn er sogar org C på filtrerte prøver høyere på utløpet enn på innløpet.

For å få en oversikt over sammenhengen mellom de tre måter å måle avløpsvannet innhold av organisk stoff på, har man i tabell 10 A og B regnet ut forholdene KOF/BOF_7 , $\text{KOF}/\text{Org C}$ og $\text{BOF}_7/\text{Org C}$ for de midlere verdier over de respektive forsøksperioder. Disse forholdstallene kan gi oss en pekepinn på en rekke interessante forhold.

For det første er det relativt god sammenheng mellom de enkelte periodene (dvs. forholdstallene varierer relativt lite fra periode til periode) når man ser bort fra forholdstallene i fjerde periode. I denne perioden hadde man store infiltrasjonsvannmengder, noe som førte til en annen sammensetning enn den vanlige på vannet.

Det ser av forholdstallene ut som om KOF har vært høyere, og org C har vært lavere enn det normale i denne perioden.

Tabell 10. Forholdstall mellom parametre for organisk stoff.

A Ufiltrerte prøver.

Forsøks- periode	KOF/BOF ₇		KOF/Org C		BOF ₇ /Org C	
	inn	ut	inn	ut	inn	ut
1	1,56	1,71	3,16	3,06	2,00	1,80
2	1,66	2,12	3,52	3,57	2,12	1,68
3	1,58	1,75	3,00	3,00	1,89	1,71
4	1,22	1,25	3,38	5,30	3,05	4,25
5	1,82	1,87	3,93	3,21	2,16	1,71
6	1,57	2,28	3,80	3,01	2,41	1,32
Middel 1-2-3- 5-6	1,64	1,95	3,48	3,17	2,12	1,64

B Filtrerte prøver.

Forsøks- periode	KOF/BOF ₇		KOF/Org C		BOF ₇ /Org C	
	inn	ut	inn	ut	inn	ut
1	1,81	2,03	5,17	5,69	2,86	2,40
2	1,81	2,32	6,01	4,71	3,31	1,36
3	1,54	1,83	6,18	4,77	4,01	2,61
4	1,25	1,41	8,76	4,19	6,99	2,98
5	1,84	1,62	5,79	2,68	3,14	1,66
6	1,40	2,23	5,54	3,40	3,94	1,52
Middel 1-2-3- 5-6	1,68	2,00	5,74	4,25	3,45	1,91

Når man ser bort fra fjerde periode, ser man at det er relativt liten variasjon mellom forholdstallene i de enkelte forsøksperioder på ufiltrerte prøver. Man ser imidlertid at det er forskjell mellom innløps- og utløpsprøver. I tabell 10 A og tabell 10 B er også regnet ut middelveidien for forholdstallene basert på forsøksperiodene 1, 2, 3, 5 og 6. Periode 4 er utelatt fordi den som tidligere omtalt ikke er representativ.

Både for ufiltrerte og filtrerte prøver er forholdstallet KOF/BOF_7 høyere på utløpet enn på innløpet, mens det motsatte er tilfellet for $KOF/Org\ C$ og $BOF_7/Org\ C$.

Man ser av de midlere forholdstall at det er god overensstemmelse både på innløp og utløp mellom forholdstallet KOF/BOF_7 på ufiltrerte og filtrerte prøver, mens forholdstallene $KOF/Org\ C$ og $BOF_7/Org\ C$ for filtrerte prøver er høyere enn for ufiltrerte prøver. Dette gjelder spesielt for innløpsvann.

6.4 Fosfor

Tabell 11. Total fosfor og ortofosfat.

(Se også tabell I.7, bilag I.)

Forsøks- periode	Total fosfor mg P/l			Ortofosfat mg P/l		
	inn	ut	pst.	inn	ut	pst.
1	6,82	6,06	11,1	4,37	4,05	7,3
2	7,59	2,75	63,7	5,66	1,19	78,9
3	11,34	6,74	40,5	6,34	3,64	42,5
4	4,20	0,90	78,5	2,44	0,44	81,9
5	6,79	2,26	66,9	4,08	1,05	74,3
6	6,21	2,14	65,5	-	-	-
(x)	(5,04)	(0,19)	(96,5)	(4,47)	(0,057)	(98,8)

(x) Filtrerte prøver, i sjette periode.

Merk! Ortofosfat resultatene (bortsett fra de som står i parentes) representerer total ortofosfat (løst og partikulært).

Innholdet av fosfor i innløpsvannet er i periodene med normal tilrenning 6,5 - 7,5 mg P/l. I tredje periode hadde man en spesielt høy midlere konsentrasjon på innløpsvannet og i fjerde periode en spesielt lav fosforkonsentrasjon på grunn av de store infiltrasjonsvannmengder i denne perioden.

I første periode, uten felling, hadde man som ventet en ubetydelig fosforreduksjon (ca. 11%).

Etter at felling var etablert, fikk man i andre periode en betydelig forbedring i fosforreduksjonen (ca. 64%). Utløpskonsentrasjonen var imidlertid fremdeles relativt høy (2,75 mg P/l). Det var tydelig å se at dette for en stor del skyldtes at man ikke fikk avskilt de utfelte fnokkene. Imidlertid var også styringen av doseringen utilstrekkelig (se pkt. 4.2 og kapittel 5). Man håpet derfor at man ville få bedre resultater etter at styringen av doseringen ble gjennomført fra måleoverløpet på innløpet.

I tredje periode fikk man dårlige resultater på grunn av gal måling av vannmengden og dermed utilstrekkelig dosering.

I fjerde periode oppnådde man gode fellingsbetingelser ved at innløpsvannet hadde lav alkalitet, og også god fosforreduksjon. Siktedypet i denne periode var markert bedre enn i de andre perioder.

I femte og sjette periode oppnådde man omlag de samme resultater som i andre periode (utløpskonsentrasjonene var noe lavere, ca. 2 mg P/l). Det ser dermed ikke ut som om flytting av overløpet for styring av doseringsmengden fra utløp til innløp fikk så stor betydning for renseresultatet som man håpet.

I den sjette perioden hvor man hadde syredosering i tillegg til Al-sulfatdosering, gjorde man analyser også på filtrerte prøver. Resultatene av disse analyser er vist i parentes i tabell 11 (og tabell I.7, bilag I). Disse resultater viser til fulle at hovedgrunnen til at man har så pass høye fosforkonsentrasjoner på utløpet, skyldes at de utfelte fosfater

ikke avskilles. Dette må tilskrives det forhold at man ved et slikt anlegg ikke har flokkuleringsenhet hvor man kan bygge de små, utfelte partikler opp til store, sedimenterbare fnokker.

Man ser av de lave fosforkonsentrasjoner på filtrerte prøver at utfelingen foregår fullstendig, og at fosforet i utløpsvannet foreligger på utfelt, partikulær form.

6.5 Suspendert stoff

Tabell 12. Suspendert stoff, gløderest og flyktig suspendert stoff.
(Se også tabell I.8, bilag I.)

Forsøks- periode	SS mg/l		Gl.rest mg/l		FSS mg/l		SS- red. pst.
	inn	ut	inn	ut	inn	ut	
1	183,8	86,9	69,7	34,7	112,9	52,2	52,7
2	208,1	63,6	69,9	24,6	138,2	38,1	69,4
3	244,3	130,4	57,6	24,1	186,6	83,3	46,6
4	537,8	73,2	266,6	36,2	271,2	37,0	80,9
5	205,2	77,8	37,7	37,2	152,2	40,1	62,2
6	195,7	56,2	128,8	31,3	139,5	24,9	71,5

Innholdet av suspendert stoff i innløpsvannet fra prøvedøgn til prøvedøgn har variert betydelig mens de midlere konsentrasjoner på innløpet fra periode til periode har variert relativt lite, bortsett fra den høye midlere verdi i fjerde periode. Den store infiltrasjonsvannmengden førte i denne perioden med seg mye suspendert stoff, spesielt ikke-organisk materiale, som sand etc.

Reduksjonen av suspendert stoff i første periode (uten felling) var på ca. 53%, omlag det man kan vente av et mekanisk anlegg.

Renseeffekten med hensyn på suspendert stoff ble i fellingsperiodene noe bedre, og man oppnådde konsentrasjoner i utløpet på 50-70 mg SS/l. Det suspenderte stoffet i utløpsvannet skyldes i fellingsperiodene sannsynligvis i vesentlig grad utfelte, små fnokker som går i overløpet.

Man kan merke seg at gløderesten utgjør en unormalt høy andel (ca. 50%) av det suspenderte stoffet i utløpet i de siste fellingsperioder.

6.6 Total nitrogen og jern

Tabell 13. Total nitrogen og jern.

(Se også tabell I.9, bilag I.)

Forsøks- periode	Total nitrogen mg N/l		Jern mg Fe/l	
	inn	ut	inn	ut
1	29,3	28,7	2,9	1,7
2	35,6	34,7	3,5	2,3
3	50,4	41,4	3,1	4,8
4	21,1	13,9	5,2	5,4
5	32,7	27,4	3,6	4,6
6	28,9	25,1	5,6	2,8

Når det gjelder nitrogen, har det i alle perioder vært liten forskjell på innløps- og utløpskonsentrasjonen.

Det ser heller ikke ut til at fellingen har hatt noen markant innflytelse på jerninnholdet i vannet. I enkelte prøvedøgn er utløpskonsentrasjonen av jern lavere enn innløpskonsentrasjonen, men i andre døgn er det motsatte tilfelle.

6.7 Aluminium

Tabell 14. Aluminium.

(Se også tabell I.10, bilag I.)

Forsøks- periode	Al, ufiltr. mg Al/l		Al, filtr. mg Al/l	
	inn	ut	inn	ut
1	0,53	0,43		
2	0,36	3,58		
3	0,42	9,10		
4	1,80	5,40		
5	1,12	7,73		
6	2,83	4,27	0,29	0,26

På grunn av den før omtalte analysefeil (se pkt. 4.3) har man bare analysene av aluminium på filtrert prøve i den siste prøveperioden.

Man ser at konsentrasjonen av aluminium i utløpsvannet i fellingsperiodene er svært høy. Omregnet til aluminiumsulfat tilsvarer 1 mg Al, 12 mg aluminiumsulfat. Den høye aluminiumskonsentrasjonen i utløpet i f.eks. femte periode (7,73 mg Al/l) tilsvarer en Al-sulfat-mengde på hele 93 mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{l}$.

I sjette periode ser man at midlere aluminiumskonsentrasjoner på ufiltrerte prøver er 4,27 mg Al/l mens den på filtrert prøve er 0,26 mg Al/l. Dette viser igjen at de utfelte aluminiumhydroksyd- og aluminiumfosfatfnokkene for en stor del følger med utløpsvannet uten å sedimentere i sedimenteringsbassenget.

I sjette periode var det unormalt høye konsentrasjoner av aluminium i innløpsvannet. Man har ingen rasjonell forklaring på dette, men det er mulig at det i denne perioden er gjort en systematisk feil med innløpsprøvene. Innholdet av løst aluminium på innløpet ligger nemlig i det normale området.

6.8 Sink, kobber, bly og kvikksølv

Tabell 15. Sink, kobber, bly og kvikksølv.

(Se også tabell I.11 og 12, bilag I.)

Forsøks- periode	Sink µg Zn/l		Kobber µg Cu/l		Bly µg Pb/l		Kvikksølv µg Hg/l	
	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut
1	598	411	246	265	31,3	18,5	3,0	1,4
2	459	374	194	160	17,9	6,1	13,9	2,4
3	456	442	233	235	55,0	26,5	12,4	4,4
4	363	550	173	120	36,0	6,5	22,1	21,2
5	280	466	135	107	17,3	7,8	42,8	17,7
6	228	268	104	69	16,8	6,5		

Man har ikke i noen av periodene hatt noen vesentlig reduksjon av de aktuelle parametre.

Sinkkonsentrasjonen på innløpsvannet har variert betydelig over forsøket. I fellingsperiodene har sinkkonsentrasjonen flere prøvedøgn vært høyere i utløpet enn i innløpet.

Man har hatt en viss reduksjon av kobber i fellingsperiodene, men også for kobber har man prøvedøgn der analyseresultatene viser høyere utløps- enn innløpskonsentrasjoner.

Forsøket viser at det skjer en viss utfelling av bly ved den kjemiske fellingen. Man har lavere utløpskonsentrasjoner og høyere prosentuelle renseeffekter med hensyn til bly i fellingsperiodene enn i perioden uten felling.

Det er svært stor variasjon i analyseresultatene på kvikksølv. Dette har muligens sammenheng med konserveringsmåten. Prøvene ble konserverert med HNO_3 . Man har funnet at denne salpetersyren kan inneholde kvikksølv-forurensing, og dette kan ha influert på analyseresultatene på kvikksølv.

Det er svært vanskelig å trekke noen konklusjoner ut fra de kvikksølvresultater man har, fordi spredningen i resultatene er så stor. I siste periode ble det ikke gjort kvikksølvanalyser.

6.9 Coliforme bakterier og total kimtall

Det er mer sporadisk blitt tatt prøver for analyse av coliforme bakterier og total kimtall. Resultatene er angitt i tabell I.12 i bilag I. De midlere verdier er satt opp nedenfor.

Tabell 16. Coliforme bakterier og total kimtall.

Forsøks- periode	Coli (ant/100 ml)		Tot.kimtall (ant/ml)	
	inn	ut	inn	ut
1	335 . 10 ⁵	162 . 10 ⁵	108 . 10 ⁵	110 . 10 ⁵
2	71 . 10 ⁵	49 . 10 ⁵	78 . 10 ⁵	98 . 10 ⁵
4, 5 og 6	44 . 10 ⁵	<0,8 . 10 ⁵	53 . 10 ⁵	17 . 10 ⁵

Generelt viser analyseresultatene at det bare i liten grad skjer en forbedring av vannets bakteriologiske kvalitet gjennom anlegget. I de siste forsøksperiodene tyder imidlertid forsøksresultatene på at vannets innhold av coliforme bakterier reduseres med ca. 1,5 tierpotens, men noen betydelig reduksjon kan man ikke snakke om.

6.10 Slam og slamvann

Det tappes slam fra råtnetanken til tørkesengen en gang pr. uke. Det har blitt tappet en slammengde som i middel har tilsvart 12 cm senkning av vannivået i sedimenteringstanken. Dette tilsvarer uttappet slammengde på ca. 10 m³ pr. uke. Dette gjelder i fellingsperiodene. Slamtappingsmengden i første periode ble ikke registrert, men den var mindre enn i fellingsperiodene.

Det tappes slamvann fra øvre del av råtnetanken tilbake til pumpekummen hver dag. Rutinen er slik at driftsoperatøren åpner ventilen på tappeledningen fullstendig og lar slamvannet renne ut av råtnetanken i 5 min. Dette tilsvarer en slamvannmengde på ca. 6 m³.

I tabell 17 og tabell 18 er det gitt en oversikt over de midlere resultater av slam- og slamvannsanalysene i hver av forsøksperiodene.

Tabell 17. Midlere analyseresultater slam.

Forsøks- periode	pH	SS g/l	Gl.rest g/l	FSS g/l	KOF g O/l	Tot P mg P/l
1	6,45	126,8 ^x	79,8 ^x	47,0 ^x	83,8	227
2	6,58	-	-	-	74,2	1226
3	6,62	65,4	35,1	30,3	60,1	1785
4	6,49	71,5	39,0	32,5	51,7	976
5	5,64	67,0	31,0	36,0	49,6	760
6	5,71	84,2	37,3	46,9	77,4	1224

x - Total tørrstoff.

Tabell 18. Midlere analyseresultater slamvann.

Forsøks- periode	pH	SS g/l	Gl.rest g/l	KOF mg O/l	Tot P mg P/l	Orto-P mg P/l
1	6,57	824	349	1647	36,9	34,8
2	6,59	403	205	500	9,0	5,6
3	6,73	306	149	428	8,6	6,6
4	6,55	290	157	433	5,3	3,7
5	6,14	176	71	940	3,8	2,5
6	5,77	335	127	1719	5,1	3,2

Variasjonen i de enkelte parametre over hver forsøksperiode er vist i tabell I.13 og tabell I.14, bilag I. Merk at det i periode 4 og 6 bare er to slamanalyser som ligger til grunn for middelverdien.

pH både på slam og slamvann har vist en bemerkelsesverdig stabilitet i de fire første periodene. I de to siste periodene sank imidlertid pH-verdien både i slam og slamvann. pH-verdien i disse perioder er så lav at det kan tyde på at utråtningen ikke foregår fullstendig (sur gjæring). Det organiske stoffet spaltet i første omgang til organiske syrer og så videre til gasser (CO_2 , H_2S , CH_4). Den lave pH-verdien i de to siste perioder kan tyde på at denne siste del av prosessen ikke går fullstendig.

Dette tyder for øvrig også resultatet av organisk stoff i slamvannet på. Man ser av tabell 18 at KOF i slamvannet i de tre første fellingsperiodene (periode 2, 3 og 4) er betydelig lavere enn KOF i periode 5 og 6.

Slammets tørrstoffinnhold i perioden uten kjemisk felling (1. periode) var usedvanlig høyt. I denne perioden ble analysen gjort på total tørrstoff, men likevel er analyseresultatene høyere enn det som er sannsynlig. Slammet var relativt tykt, men likevel flytende. Det høye tørrstoffinnholdet kan skyldes gal prøvetakingsmetode idet prøven for en alt for stor del kan ha bestått av det tykke slammet som har stått i slamtappingsrøret. I første periode var nemlig slamkonsistensen svært varierende over tappetiden. Slammet kom støtvis med slamvann i mellom. Etter at felling var etablert, forandret dette seg radikalt. Slamkonsistensen var tilnærmet lik over hele tappetiden, og slammet var langt mer lettflytende.

Slamprøven er blandprøve sammensatt av stikkprøver tatt med ca. $\frac{1}{2}$ min. mellomrom.

På grunn av de ovenfor nevnte vanskeligheter med tørrstoffanalysen har man ikke tørrstoffresultater fra andre periode. I de øvrige perioder ble tørrstoffanalysen tatt som suspendert stoff, og tørrstoffinnholdet i disse perioder er mer overensstemmende med det man kunne vente.

Det er bemerkelsesverdig at gløderestens andel av det suspenderte stoff i slammet er høyt (spesielt i tredje og fjerde periode), over 50%.

I mekanisk/kjemisk råslam er vanligvis gløderestens andel av det suspenderte stoff ca. 25-30%. Dette skulle tyde på at man har hatt en relativt god nedbrytning av organisk stoff i disse perioder. Noen sikre data som viser dette direkte, kan man ikke vise til fordi det på grunn av anleggets konstruksjon ikke er mulig å få tatt noen representativ prøve av råslammet før det tilføres råtnetanken.

Man ser at i 6. periode er organisk stoff (FSS) i slammet igjen høyere. (KOF-analysen i siste periode indikerer også dette.) Dette kan ha sammenheng med den tidligere omtalte lave pH-verdien i disse perioder, som kan ha ført til ufullstendig utråtning.

Det er svært usikkert å gjøre noen massebalanse for hver periode på grunn av den lange oppholdstiden slammet har i tanken. Beregnet på totalt uttatt vannmengde (slam og slamvann) er oppholdstiden ca. 33 døgn. (Oppholdstiden for selve slammet er da selvfølgelig betydelig lengre.) Det kan likevel være interessant å se på en grov massebalanse for suspendert stoff, basert på midlere verdier for f.eks. femte periode som må sies å være den fellingsperioden som er mest representativ.

Tilførsel:

Suspendert stoff:	$(205 - 78) \text{ g/m}^3 \cdot 822 \text{ m}^3/\text{d} =$	104,5 kg/d
Aluminiumhydroksyd:	$\frac{78}{27} (234 \cdot 55/666 - 7,7) \text{ g/m}^3 \cdot 822 \text{ m}^3/\text{d} =$	27,5 "
Totalt:		<u>132,0 kg/d</u>

Uttak:

Slamvann SS:	$176 \text{ g/m}^3 \cdot 6 \text{ m}^3/\text{d} =$	1 kg/d
Slam SS:	$67 \text{ kg/m}^3 \cdot 10/7 \text{ m}^3/\text{d} =$	96 "
Totalt:		<u>97 kg/d</u>

Dette tilsvarer en reduksjon på 30% som må være reduksjon i organisk stoff. Dersom man antar at det organiske stoff i råslammet utgjorde 70-80% av suspendert stoff i råslammet mot 54% ($100 \cdot 36/67$) i det behandlede slammet, vil altså reduksjonen være ca. 16-20%, noe som stemmer godt overens med massebalansen. Det presiseres at man ikke kan trekke noen sikre slutninger av slike overslagsberegninger, men de kan i noen grad indikere omsetningen i råtnetanken.

Man har altså tappet i størrelsesorden 100 kg SS/d, og hvis tørrstoffreduksjonen er 30%, er slamproduksjonen ved anlegget i størrelsesorden 130 kg SS/d. Dette tilsvarer en slamproduksjon på 52 g SS/p.d, noe som må sies å være svært lavt, men man presiserer igjen usikkerheten i slike beregninger. Tørrstoffinnholdet i slamvannet ble betydelig redusert etter at kjemisk felling var etablert.

Fosforinnholdet i slammet økte naturlig nok betydelig i slammet etter at fellingen tok til, men fosforinnholdet i slamvannet ble redusert. Fosforkonsentrasjonen i slammet virker imidlertid likevel lavt i forhold til slammets innhold av suspendert stoff. I mekanisk/kjemisk slam utgjør vanligvis fosformengden 2,5 - 3% av suspendert stoff. Her utgjør det bare 1,0 - 1,5%.

For å se nærmere på dette er det nedenfor gjort en massebalanse med hensyn på fosfor, basert på midlere verdier for alle prøvedøgn i fellingsperiodene.

Midlere fosforkonsentrasjoner over alle prøvedøgn i fellingsperiodene:

Inn: 7,08 mg P/l

Ut: 2,78 " "

Reduksjon: 4,30 mg P/l

Midlere fosforkonsentrasjon i slam over alle prøvedøgn i fellingsperiodene: 1 200 mg P/l.

Midlere vannmengde over alle prøvedøgn i fellingsperiodene: 715 m³/d.

Massebalanse:

Inn: 4,3 g P/m³ · 715 m³/d = 3,07 kg P/d

Ut: 1,2 kg P/m³ · 10/7 m³/d = 1,70 kg P/d.

Denne uoverensstemmelse tyder på at fosforinnholdet i slammet skulle være høyere enn det analyseresultatene tyder på. Analysen av fosfor på slam er svært usikker, og beregningen ovenfor antyder at analyseresultatene ikke har vært korrekte.

Det ble også gjort analyser av aluminium og jern på slam og slamvann. Disse analyser er svært usikre, og resultatene er derfor ikke tatt med her. Resultatene finnes imidlertid i tabell I.13 og tabell I.14 i bilag I.

På grunn av at råtnetanken er oppvarmet, har slamvannet høy temperatur, ca. 37 °C. Dette medfører at slamvannet, når det tilføres sedimenteringstanken fra pumpekummen etter at slamvann tappingen er avsluttet, beveger seg til overflaten i sedimenteringstanken, og mye av slamvannet følger på den måten umiddelbart med utløpsvannet. Siden slamvannet bare utgjør ca. 1% av den totale vannmengden, representerer dette imidlertid ikke noen betydelig forverring av utløpsvannets kvalitet.

Man kunne registrere at slammet etter at felling var etablert, avvannet dårligere enn når anlegget gikk uten felling. Det skal imidlertid bemerkes at tørkesengen på Åmot ikke er utformet som en tørkeseng skal være. Den har for lite areal i forhold til volumet og er mer å betrakte som et slamlager.

7. SAMMENDRAG

Erfaringene fra forsøket med kjemisk felling på Åmot renseanlegg kan oppsummeres som følger:

1. Man kan forbedre rensegraden i et mekanisk renseanlegg (sedimenteringsbasseng) ved å dosere et fellingskjemikalium til innløpskanalen på renseanlegget (primærfelling).
2. Ved de forsøk det er redegjort for i denne rapporten, oppnådde man følgende renseeffekter med hensyn på de tradisjonelle forurensingsparametrene biokjemisk oksygenforbruk (BOF_7), total fosfor (tot P) og suspendert stoff (SS):

		<u>Uten felling</u>	<u>Med felling</u>
BOF_7	mg O/l	ca. 35%	65 - 75%
Tot P	mg P/l	ca. 11%	65 - 75%
SS	mg/l	ca. 50%	65 - 75%

Doseringsmengden var 160-240 mg $Al_2(SO_4)_3$ pr. liter.

3. Renseeffekten ved felling var i høy grad influert av at finfordelte fnokker fulgte med utløpsvannet. Dette er forårsaket av de dårlige flokkuleringsforhold man har ved anlegget.
Av nevnte årsak var aluminiumskonsentrasjonen i utløpsvannet ved felling høy. (4-9 mg Al/l.)
4. Man registrerte en reduksjon av organisk stoff på filtrerte prøver på ca. 50% hvilket indikerer at det også skjer en utfelling av løst organisk stoff.
5. Man oppnådde ingen signifikant reduksjon av sink, kobber, jern eller nitrogen. Sinkmengden var i middel høyere i utløpet enn i innløpet ved felling. Blyinnholdet ble redusert gjennom anlegget både med og uten felling.
6. Vannets bakteriologiske kvalitet forandret seg lite gjennom anlegget, både med og uten kjemisk felling.
7. Det anaerobe slammets karakter forandret seg ved kjemisk felling. Slammet ble mer homogent og mer lettflytende. Det er trolig at tørrstoffinnholdet ble redusert. Tørrstoffinnholdet i det anaerobe slammets var ved kjemisk felling 65 - 75 g SS/l (6 - 7% SS).
8. Man fikk ved forsøket en antydning om at råtneprosessen ikke gikk som den skulle ved slutten av forsøket på grunn av slammets lave pH (pH < 6,0).
9. Det utråtnede mekanisk/kjemiske slammets avvannet dårligere på tørkesengen ved Åmot enn det utråtnede mekaniske slammets gjorde.
10. For å oppnå gode fellingsbetingelser ved et anlegg av den type det her er tale om, er det sannsynligvis nødvendig med en styring av doseringen etter vannføringen med overstyring etter pH.

11. For å oppnå bedre resultater med primærfelling enn de man hadde ved dette forsøket, er det nødvendig å tilstrebe bedre flokkuleringsforhold enn de man hadde ved Åmot, f.eks. ved bygging av flokkuleringsbasseng eller ved utnyttelse av eksisterende luftet sandfang eller forluftebasseng i flokkuleringsøyemed.

---o0o---

BILAG I

Tabell I.1: Vannføring og doseringsmengde.

Forsøks- periode	Dato	Q _{midl.} m ³ /d	Dos.mengde _{midl.} g/m ³
	<u>1972</u>		
	20.4	577	
	25.4	566	
	27.4	390	
	2.5	-	
	4.5	630	
	9.5	414	
	12.5	307	
	16.5	365	
	25.5	588	
1.	6.6	425	
	27.6	501	
	4.7	809	
	18.7	347	
	21.7	407	
	25.7	434	
	28.7	380	
	1.8	588	
Middelverdi ± Standardavvik		483 ± 133	
	4.8	433	166
	8.8	572	174
	11.8	585	159
	15.8	803	199
	18.8	1336	119
	22.8	554	164
	29.8	447	200
	1.9	690	164
	5.9	700	157
2.	15.9	700	151
	19.9	759	182
	22.9	647	163
	26.9	600	162
	29.9	595	149
	3.10	567	170
	6.10	651	187
	10.10	637	172
	13.10	553	177
	17.10	610	186
Middelverdi ± Standardavvik		658 ± 189	168 ± 19

Tabell I.1, forts.

Forsøks- periode	Dato	Q _{midl.} m ³ /d	Dos.mengde _{midl.} g/m ³
	<u>1972</u>		
	27.10	-	-
	10.11	468	166
	14.11	-	-
3.	17.11	455	-
	21.11	328	184
	22.11	364	241
	24.11	334	195
	28.11	457	200
Middelverdi ± Standardavvik		401 ± 66	197 ± 28
	1.12	1069	252
	5.12	1190	278
4.	8.12	1855	258
	12.12	213	165
	15.12	-	-
Middelverdi ± Standardavvik		1082 ± 674	238 ± 50
	<u>1973</u>		
	16.1	389	210
	23.1	597	240
	26.1	2031	277
	30.1	592	212
	2.2	788	266
5.	6.2	1160	145
	9.2	825	254
	20.2	600	233
	23.2	825	252
	2.3	430	224
	6.3	810	260
Middelverdi ± Standardavvik		822 ± 455	234 ± 37
	13.3	735	178
	14.3	555	170
6.	15.3	662	173
	16.3	525	180
	19.3	1175	200
	20.3	1025	-
Middelverdi ± Standardavvik		779 ± 264	180 ± 12

Tabell I.2 pH og Alkalitet.

Forsøks- periode	Dato	pH		Alkalitet, mg CaCO ₃ /l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	20.4	7,00	7,10	-	-
	25.4	7,20	7,50	-	-
	27.4	7,10	7,30	-	-
	2.5	7,10	7,20	145	123
	4.5	7,17	7,32	-	-
	9.5	7,16	7,32	141	161
	12.5	7,56	7,42	190	183
	16.5	7,25	7,24	-	-
	25.5	7,20	7,18	166	176
1.	6.6	7,20	7,18	171	165
	27.6	7,05	7,07	218	211
	4.7	7,16	7,18	171	168
	18.7	7,34	7,16	-	-
	21.7	7,08	7,17	159	165
	25.7	7,20	7,20	162	157
	28.7	7,03	7,11	164	173
	1.8	7,10	7,03	166	154
Middelverdi ± Standardavvik		7,17 ±0,13	7,22 ±0,12	169 ± 21	167 ± 21
	4.8	-	6,75	-	-
	8.8	-	6,79	-	103
	11.8	-	6,70	-	80
	15.8	-	6,72	-	100
	18.8	-	6,13	-	-
	22.8	-	7,02	-	128
	29.8	-	6,79	-	105
	1.9	-	7,02	-	113
	5.9	-	6,58	-	118
2.	15.9	7,63	6,47	213	71
	19.9	7,23	-	-	-
	22.9	7,42	6,98	151	88
	26.9	7,22	6,98	172	106
	29.9	-	6,89	-	116
	3.10	7,52	6,94	154	83
	6.10	7,24	6,90	158	94
	10.10	7,23	6,88	155	94
	13.10	7,42	6,86	139	79
	17.10	7,13	6,83	144	95
Middelverdi ± Standardavvik		7,34 ±0,17	6,79 ±0,22	161 ± 23	98 ±16

Tabell I.2, forts.

Forsøks- periode	Dato	pH		Alkalitet, mg CaCO ₃ /l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	27.10	7,31	7,22	151	128
	10.11	7,38	7,19	174	121
	14.11	8,12	7,42	163	118
3.	17.11	7,80	7,21	159	112
	21.11	8,06	7,37	159	125
	22.11	7,59	7,06	157	131
	24.11	7,49	7,10	143	110
	28.11	7,48	7,13	141	115
Middelverdi ± Standardavvik		7,65 ±0,31	7,21 ±0,13	155,9 ± 10,8	120,0 ± 7,6
	1.12	7,12	5,70	85,6	16,9
	5.12	7,29	4,70	84,6	16,9
4.	8.12	6,64	4,60	32,8	15,9
	12.12	7,62	5,62	110,0	31,3
	15.12	7,25	4,90	98,8	19,4
Middelverdi ± Standardavvik		7,18 ±0,36	5,30 ±0,85	82,4 ±29,6	20,1 ± 6,4
	<u>1973</u>				
	16.1	7,74	6,61	172	-
	23.1	7,91	-	156	-
	26.1	7,12	4,60	57	19
	30.1	7,79	6,25	113	34
	2.2	7,58	5,30	125	20
5.	6.2	7,68	6,15	130	24
	9.2	7,94	4,70	135	16
	20.2	7,68	6,52	129	49
	23.2	7,50	5,68	97	19
	2.3	7,79	6,82	129	57
	6.3	7,49	5,15	96	19
Middelverdi ± Standardavvik		7,65 ±0,23	5,78 ±0,81	121,7 ± 31,0	28,6 ±14,9
	13.3	7,03	6,02	84	23
	14.3	7,15	6,44	102	42
	15.3	7,12	6,43	111	49
6.	16.3	7,04	6,27	100	39
	19.3	7,00	6,10	108	29
	20.3	7,50	5,42	97	14
Middelverdi ± Standardavvik		7,14 ±0,18	6,11 ±0,37	100,3 ± 9,5	32,7 ±13,0

Tabell 1.3. Turbiditet og ledningsevne.

Forsøks- periode	Dato	Turbiditet, JTU		Ledn.evne, $\mu\text{S/cm}$	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	20.4	44	39	304	319
	25.4	32	30	333	391
	27.4	29	44	364	388
	2.5	30	34	346	360
	4.5	140	66	393	391
	9.5	51	40	375	431
	12.5	48	52	472	472
	16.5	55	60	424	450
	25.5	80	69	395	417
1.	6.6	-	-	406	414
	27.6	39	45	515	496
	4.7	40	38	400	395
	18.7	56	36	399	395
	21.7	45	43	353	363
	25.7	57	50	384	378
	28.7	50	41	387	405
	1.8	59	48	378	356
Middelverdi ± Standardavvik		53,4 ±26,4	45,9 ±11,2	390 ± 49	401 ± 44
	4.8	73	34	-	474
	8.8	61	35	-	483
	11.8	62	26	-	450
	15.8	97	37	-	472
	18.8	145	25	-	340
	22.8	72	45	-	486
	29.8	-	36	-	532
	1.9	73	42	-	499
2.	5.9	150	37	-	509
	15.9	70	17	-	-
	19.9	84	35	433	607
	22.9	102	45	464	546
	26.9	48	44	539	599
	29.9	-	38	-	590
	3.10	70	44	487	569
	6.10	52	31	429	521
	10.10	45	29	472	506
	13.10	52	33	446	555
	17.10	82	43	467	599
Middelverdi ± Standardavvik		78,7 ±30,4	35,6 ± 7,6	467 ± 35	519 ± 66

Tabell I.3, forts.

Forsøks- periode	Dato	Turbiditet, JTU		Ledn.evne, $\mu\text{S}/\text{cm}$		
		inn	ut	inn	ut	
	<u>1972</u>					
	27.10	73	56	548	548	
3.	10.11	130	71	585	580	
	14.11	90	85	559	539	
	17.11	140	80	526	565	
	21.11	-	-	516	584	
	22.11	-	-	527	578	
	24.11	73	79	477	564	
	28.11	100	95	482	551	
Middelverdi \pm Standardavvik		101,0 $\pm 28,5$	77,7 $\pm 13,2$	526,4 $\pm 35,8$	563,6 $\pm 16,5$	
4.	1.12	150	49	350	482	
	5.12	91	46	346	416	
	8.12	160	34	174	372	
	12.12	120	31	326	335	
	15.12	82	29	-	-	
Middelverdi \pm Standardavvik		120,6 $\pm 34,6$	37,8 $\pm 9,1$	299,0 $\pm 84,0$	401,3 $\pm 63,2$	
	<u>1973</u>					
5.	16.1	80	40	479	591	
	23.1	62	-	501	-	
	26.1	155	88	222	354	
	30.1	52	42	407	471	
	2.2	150	47	444	459	
	6.2	110	57	413	445	
	9.2	64	50	647	515	
	20.2	56	52	536	528	
	23.2	54	62	356	381	
	2.3	62	69	424	451	
	6.3	120	73	356	413	
	Middelverdi \pm Standardavvik		87,7 $\pm 39,1$	58,0 $\pm 15,1$	437,4 $\pm 110,1$	460,8 $\pm 70,6$
	6.	13.3	84	40	522	527
		14.3	60	55	499	482
15.3		58	47	500	491	
16.3		83	49	472	475	
19.3		190	57	412	424	
20.3		140	45	350	395	
Middelverdi \pm Standardavvik		102,5 $\pm 52,1$	48,8 $\pm 6,3$	459,2 $\pm 65,6$	465,7 $\pm 47,9$	

Tabell I.4. Biokjemisk oksygenforbruk.

Forsøks- periode	Dato	BOF ₇ , UF [*] , mg O/l		BOF ₇ , F ^{**} , mg O/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	20.4	70	50	30	30
	25.4	110	80	69	40
	27.4	120	90	-	85
	2.5	100	80	-	30
	4.5	155	105	55	45
	9.5	395	115	90	67
	12.5	210	169	81	74
	16.5	175	175	85	40
	25.5	175	-	50	-
1.	6.6	190	129	90	72
	27.6	208	144	78	72
	4.7	183	106	-	50
	18.7	165	132	68	55
	21.7	175	112	50	40
	25.7	195	135	58	61
	28.7	200	120	60	65
	1.8	180	120	52	52
Middelverdi ± Standardavvik		177 ± 69	116 ± 30	65,4 ±17,8	54,9 ±16,7
	4.8	190	60	50	50
	8.8	199	110	55	40
	11.8	180	50	80	-
	15.8	135	45	-	20
	18.8	169	39	-	-
	22.8	205	-	70	-
	29.8	-	45	-	35
	1.9	105	60	59	45
	5.9	205	100	-	45
2.	15.9	-	-	-	-
	19.9	220	32	75	10
	22.9	310	90	110	40
	26.9	310	145	80	52
	29.9	-	110	-	63
	3.10	248	90	140	56
	6.10	195	60	125	30
	10.10	238	80	103	50
	13.10	190	-	110	-
	17.10	265	60	105	50
Middelverdi ± Standardavvik		210,3 ± 55,2	73,5 ±31,5	89,4 ±28,2	41,5 ±14,3

* - UF - ufiltrert prøve

** - F - filtrert prøve

Tabell I.4, forts.

Forsøks- periode	Dato	BOF ₇ , UF [*] , mg O/l		BOF ₇ , F ^{**} , mg O/l		
		inn	ut	inn	ut	
	<u>1972</u>					
	27.10	300	165	-	60	
3.	10.11	330	175	165	83	
	14.11	285	162	155	92	
	17.11	310	220	135	44	
	21.11	-	-	-	-	
	22.11	-	-	-	-	
	24.11	-	-	-	-	
	28.11	229	33	95	27	
Middelverdi ± Standardavvik		290,8 ± 38,2	151,0 ± 70,0	137,5 ± 31,0	69,2 ± 26,4	
4.	1.12	280	45	130	40	
	5.12	160	40	70	30	
	8.12	290	120	125	73	
	12.12	275	78	-	29	
	15.12	290	130	69	35	
	Middelverdi ± Standardavvik		259,0 ± 55,7	82,6 ± 41,5	98,5 ± 33,6	41,4 ± 18,2
	<u>1973</u>					
5.	16.1	225	150	99	110	
	23.1	280	-	125	-	
	26.1	90	55	25	15	
	30.1	160	60	80	30	
	2.2	210	58	95	45	
	6.2	-	-	-	-	
	9.2	200	70	105	35	
	20.2	200	95	100	40	
	23.2	225	43	40	-	
	2.3	190	100	75	75	
	6.3	150	40	90	30	
	Middelverdi ± Standardavvik		193,0 ± 51,1	74,6 ± 35,1	83,4 ± 30,3	47,5 ± 30,6
	6.	13.3	190	63	110	35
		14.3	-	-	-	-
15.3		-	-	-	-	
16.3		-	-	-	-	
19.3		-	-	-	-	
20.3		-	35	70	35	
Middelverdi ± Standardavvik		190,0 ± 0,0	49,0 ± 19,8	90,0 ± 28,3	35,0 ± 0,0	

* - UF - ufiltrert prøve

** - F - filtrert prøve

Tabell I.5. Kjemisk oksygenforbruk.

Forsøks- periode	Dato	KOF, UF [*] , mg O/l		KOF, F ^{**} , mg O/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	20.4	-	93	44	44
	25.4	149	145	99	99
	27.4	196	166	-	106
	2.5	119	99	66	66
	4.5	250	152	116	103
	9.5	294	219	132	123
	12.5	360	289	148	148
	16.5	440	332	156	152
	25.5	224	228	107	120
1.	6.6	245	216	145	116
	27.6	307	217	134	109
	4.7	247	169	105	93
	18.7	346	233	151	135
	21.7	278	183	91	91
	25.7	341	207	108	99
	28.7	370	211	122	120
	1.8	250	202	172	172
Middelverdi ± Standardavvik		276,0 ± 84.2	197,7 ± 60.0	118,5 ± 33.9	111,5 ± 30.9
	4.8	234	198	165	133
	8.8	284	166	118	96
	11.8	310	115	115	81
	15.8	242	85	90	83
	18.8	119	30	42	25
	22.8	-	-	-	-
	29.8	-	171	-	-
	1.9	127	105	51	34
	5.9	411	194	-	120
2.	15.9	458	125	233	95
	19.9	387	140	140	105
	22.9	557	136	196	99
	26.9	365	231	233	88
	29.9	-	185	-	121
	3.10	459	177	305	164
	6.10	298	139	196	96
	10.10	474	292	225	141
	13.10	354	157	189	96
	17.10	512	167	135	83
Middelverdi ± Standardavvik		349,4 ±129,2	156,3 ± 57,5	162,2 ± 73,1	97,6 ±34,3

* - UF - ufiltrert prøve
** - F - filtrert prøve

Tabell I.5, forts.

Forsøks- periode	Dato	KOF, UF [*] , mg O/l		KOF, F ^{**} , mg O/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	27.10	396	207	217	110
	10.11	574	285	192	136
	14.11	495	299	229	143
3.	17.11	438	229	148	85
	21.11	319	290	-	-
	22.11	561	255	-	-
	24.11	424	267	-	-
	28.11	485	294	274	158
Middelverdi ± Standardavvik		461,5 ± 85,2	265,8 ± 33,3	212,0 ± 46,5	126,4 ± 28,9
	1.12	418	79	98	56
	5.12	177	103	103	62
4.	8.12	278	27	49	20
	12.12	394	108	158	50
	15.12	313	198	210	103
Middelverdi ± Standardavvik		316,0 ± 96,5	103,0 ± 62,1	123,6 ± 61,8	58,2 ± 29,8
	<u>1973</u>				
	16.1	465	192	146	111
	23.1	435	-	206	-
	26.1	120	44	50	35
	30.1	307	116	118	61
	2.2	589	105	194	63
5.	6.2	247	148	109	72
	9.2	362	131	231	95
	20.2	435	177	298	96
	23.2	267	152	113	59
	2.3	344	191	172	105
	6.3	299	137	151	73
Middelverdi ± Standardavvik		351,8 ± 126,4	139,3 ± 44,7	153,4 ± 53,2	77,0 ± 24,1
	13.3	342	126	132	59
	14.3	234	143	118	85
	15.3	292	144	119	91
6.	16.3	354	132	136	86
	19.3	416	106	-	70
	20.3	158	23	-	-
Middelverdi ± Standardavvik		299,3 ± 92,4	112,3 ± 45,9	126,3 ± 9,1	78,2 ± 13,3

* - UF - ufiltrert prøve

** - F - filtrert prøve

Tabell I.6. Organisk karbon.

Forsøks- periode	Dato	Org. C, UF [*] , mg C/l		Org. C, F ^{**} , mg C/l	
		inn	ut	inn	ut
	1972				
	20.4	60	29	19	18
	25.4	69	68	23	14
	27.4	-	48	-	10
	2.5	38	35	13	15
	4.5	100	85	18	13
	9.5	120	68	20	23
	12.5	90	92	35	35
	16.5	140	110	28	30
	25.5	91	67	-	24
1.	6.6	103	83	19	18
	27.6	95	84	27	12
	4.7	71	62	25	24
	18.7	87	56	25	22
	21.7	93	44	20	12
	25.7	109	73	29	24
	28.7	77	64	28	26
	1.8	72	31	14	13
Middelverdi ± Standardavvik		88,4 ±24,4	64,6 ±22,5	22,9 ± 6,0	19,6 ± 7,1
	4.8	40	39	16	20
	8.8	98	55	34	24
	11.8	67	30	17	17
	15.8	72	46	16	22
	18.8	52	13	15	11
	22.8	100	47	22	20
	29.8	-	48	-	25
	1.9	155	19	17	11
	5.9	62	31	19	17
2.	15.9	-	-	-	-
	19.9	-	41	-	29
	22.9	133	62	34	22
	26.9	115	71	42	34
	29.9	-	50	-	20
	3.10	152	64	43	25
	6.10	90	38	39	18
	10.10	123	44	31	25
	13.10	83	42	17	22
	17.10	146	48	43	11
Middelverdi ± Standardavvik		99,2 ±37,1	43,8 ±14,7	27,0 ±11,2	20,7 ± 6,1

* - Ufiltrert prøve

** - Filtrert prøve

Tabell I.6, forts.

Forsøks- periode	Dato	Org. C, UF [*] , mg C/l		Org. C, F ^{**} , mg C/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	27.10	-	-	-	-
	10.11	136	84	27	18
	14.11	163	86	46	25
3.	17.11	174	90	34	33
	21.11	-	-	-	-
	22.11	-	-	-	-
	24.11	-	-	-	-
	28.11	141	94	30	30
Middelverdi ± Standardavvik		153,5 ± 18,0	88,5 ± 4,4	34,3 ± 8,3	26,5 ± 6,5
	1.12	70	19	17	11
	5.12	51	26	17	19
4.	8.12	147	12	11	10
	12.12	123	26	14	20
	15.12	33	13	11	10
Middelverdi ± Standardavvik		84,8 ± 48,5	19,4 ± 6,8	14,1 ± 3,2	14,0 ± 5,0
	<u>1973</u>				
	16.1	123	63	31	41
	23.1	110	-	30	-
	26.1	33	18	10	11
	30.1	105	48	24	33
	2.2	153	40	35	29
5.	6.2	55	45	14	29
	9.2	95	45	31	31
	20.2	75	45	36	35
	23.2	60	28	15	21
	2.3	84	65	29	33
	6.3	89	38	37	24
Middelverdi ± Standardavvik		89,3 ± 33,7	43,5 ± 14,2	26,5 ± 9,5	28,7 ± 8,4
	13.3	88	33	45	28
	14.3	43	38	15	16
	15.3	110	48	15	19
6.	16.3	88	38	19	26
	19.3	88	35	25	-
	20.3	55	32	18	26
Middelverdi ± Standardavvik		78,7 ± 24,8	37,3 ± 5,8	22,8 ± 11,5	23,0 ± 5,2

* - Ufiltrert prøve

** - Filtrert prøve

Tabell I.7. Fosfor.

Forsøks- periode	Dato	Total fosfor		Ortofosfat	
		inn mg P/l	ut	inn mg P/l	ut
	<u>1972</u>				
	20.4	4,0	3,7	2,3	2,2
	25.4	4,7	5,4	3,0	3,6
	27.4	4,5	6,0	3,6	4,0
	2.5	3,5	3,9	1,9	2,1
	4.5	5,7	5,6	3,4	3,3
	9.5	8,0	7,3	4,6	4,8
	12.5	6,6	7,0	4,6	4,7
	16.5	10,0	8,9	5,8	5,7
	25.5	6,9	6,8	5,0	5,5
1.	6.6	7,7	7,4	4,3	4,1
	27.6	8,6	5,2	7,3	4,3
	4.7	6,2	5,8	3,4	3,1
	18.7	9,5	3,2	5,7	2,3
	21.7	7,2	6,6	4,6	4,5
	25.7	6,9	6,9	4,8	4,7
	28.7	7,5	7,6	5,0	4,8
	1.8	7,4	7,2	5,0	5,1
Middelverdi ± Standardavvik		6,82 ±1,77	6,06 ±1,59	4,37 ±1,34	4,05 ±1,12
	4.8	5,5	3,3	-	1,4
	8.8	6,9	3,5	-	1,4
	11.8	5,2	1,7	-	0,7
	15.8	3,6	2,5	-	1,1
	18.8	2,7	0,3	-	0,3
	22.8	-	-	-	1,9
	29.8	-	3,5	-	1,4
	1.9	8,7	3,0	-	1,2
	5.9	6,6	3,4	-	1,3
2.	15.9	8,7	1,3	5,0	0,7
	19.9	7,1	2,1	3,8	0,7
	22.9	9,5	-	5,9	1,2
	26.9	11,0	4,0	7,6	1,6
	29.9	-	3,0	-	1,1
	3.10	9,5	3,9	5,2	1,3
	6.10	7,0	2,1	5,9	0,8
	10.10	10,0	2,6	6,0	2,0
	13.10	8,5	2,7	5,3	1,2
	17.10	11,0	3,8	6,2	1,4
Middelverdi ± Standardavvik		7,59 ±2,47	2,75 ±1,00	5,66 ±1,03	1,19 ±0,42

Tabell I.7, forts.

Forsøks- periode	Dato	Total fosfor mg P/l		Ortofosfat mg P/l		
		inn	ut	inn	ut	
	<u>1972</u>					
	27.10	11,0	5,0	7,4	2,1	
3.	10.11	9,2	7,2	6,0	4,1	
	14.11	14,0	6,9	7,0	3,8	
	17.11	9,5	6,4	5,4	3,5	
	21.11	-	-	-	-	
	22.11	-	-	-	-	
	24.11	-	-	-	-	
	28.11	13,0	8,2	5,9	4,7	
Middelverdi ± Standardavvik		11,34 ± 2,12	6,74 ± 1,17	6,34 ± 0,83	3,64 ± 0,97	
4.	1.12	7,1	1,3	5,5	0,6	
	5.12	4,0	1,6	2,1	0,7	
	8.12	3,4	0,5	1,3	0,3	
	12.12	4,9	0,9	2,4	0,5	
	15.12	1,6	0,2	0,9	0,1	
Middelverdi ± Standardavvik		4,20 ± 2,00	0,90 ± 0,60	2,44 ± 1,81	0,44 ± 0,24	
	<u>1973</u>					
5.	16.1	9,8	2,6	5,0	1,3	
	23.1	8,5	-	5,4	-	
	26.1	1,9	1,1	1,1	0,6	
	30.1	6,4	1,9	3,8	0,8	
	2.2	7,4	1,6	4,4	-	
	6.2	7,0	3,4	4,3	1,2	
	9.2	8,8	2,1	6,4	0,9	
	20.2	8,0	3,0	4,5	1,6	
	23.2	5,1	1,1	2,9	0,6	
	2.3	6,9	3,8	4,3	1,7	
	6.3	4,9	2,0	2,7	0,8	
	Middelverdi ± Standardavvik		6,79 ± 2,20	2,26 ± 0,92	4,08 ± 1,44	1,05 ± 0,41
	6.	13.3	6,7	-	2,1	-
		14.3	5,3 (5,3)	2,8 (0,21)	- (4,3)	- (0,02)
15.3		5,7 (5,6)	3,4 (0,26)	- (4,7)	- (0,03)	
16.3		7,1 (6,3)	- (0,21)	- (5,4)	- (0,13)	
19.3		7,2 (3,8)	1,2 (0,08)	- (5,3)	- (0,10)	
20.3		5,3 (4,2)	1,2 (0,18)	- (3,3)	- (0,02)	
Middelverdi ± Standardavvik		6,22 (5,04) ± 0,89 (1,03)	2,14 (0,19) ± 0,97 (0,07)	(4,42) ± (0,88)	(0,057) ± (0,047)	

Tallene i parentes gjelder for filtrerte prøver.

Tabell I.8. Suspendert stoff. Gløderest.

Forsøks- periode	Dato	Susp.stoff, mg/l		Gløderest, mg/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	20.4	40	29	15	11
	25.4	77	33	41	15
	27.4	93	84	39	42
	2.5	55	46	43	32
	4.5	114	88	81	53
	9.5	533	86	152	21
	12.5	366	227	214	126
	16.5	221	112	61	26
	25.5	174	87	97	47
1.	6.6	161	92	56	36
	27.6	141	81	33	28
	4.7	157	92	58	25
	18.7	169	87	46	26
	21.7	180	79	45	24
	25.7	223	94	62	29
	28.7	260	76	96	24
	1.8	160	84	46	25
Middelverdi ± Standardavvik		184,0 ±120,0	86,9 ±42,2	69,7 ±48,8	34,7 ±25,8
	4.8	176	77	54	23
	8.8	147	57	55	17
	11.8	123	40	40	18
	15.8	278	54	156	22
	18.8	327	23	194	16
	22.8	273	80	73	28
	29.8	-	69	-	21
	1.9	148	61	38	34
	5.9	296	88	63	18
2.	15.9	248	27	51	11
	19.9	163	51	29	23
	22.9	340	63	123	20
	26.9	-	64	-	22
	29.9	-	-	-	-
	3.10	185	68	42	32
	6.10	199	76	49	33
	10.10	226	96	93	58
	13.10	103	54	20	20
	17.10	97	79	38	26
Middelverdi ± Standardavvik		208,1 ± 78,3	63,6 ±19,5	69,9 ±48,6	24,6 ±10,3

Tabell I.8, forts.

Forsøks- periode	Dato	Susp.stoff, mg/l		Gløderest, mg/l		
		inn	ut	inn	ut	
	<u>1972</u>					
	27.10	195	101	38	33	
3.	10.11	198	127	61	44	
	14.11	303	150	61	59	
	17.11	295	133	66	57	
	21.11	158	138	40	51	
	22.11	343	111	88	25	
	24.11	163	109	35	41	
	28.11	309	174	72	67	
Middelverdi ± Standardavvik		244,3 ± 73,3	130,4 ± 24,1	57,6 ±18,6	47,1 ±14,1	
4.	1.12	740	72	405	46	
	5.12	133	60	64	36	
	8.12	792	29	467	22	
	12.12	526	32	268	19	
	15.12	498	173	129	58	
Middelverdi ± Standardavvik		537,8 ±260,3	73,2 ±58,7	266,6 ±172,7	36,2 ±16,3	
	<u>1973</u>					
5.	16.1	207	75	37	33	
	23.1	152	-	22	-	
	26.1	206	94	-	-	
	30.1	113	57	33	28	
	2.2	461	60	99	30	
	6.2	155	-	29	-	
	9.2	164	64	37	-	
	20.2	231	84	24	37	
	23.2	98	80	27	39	
	2.3	128	100	32	42	
	6.3	252	86	-	52	
	Middelverdi ± Standardavvik		205,2 ±104,7	77,8 ±18,1	37,7 ±23,6	37,3 ± 8,2
	6.	13.3	184	49	74	28
14.3		96	73	41	37	
15.3		147	72	46	37	
16.3		159	57	56	27	
19.3		390	34	223	18	
20.3		198	52	185	41	
Middelverdi ± Standardavvik		195,7 ±101,5	56,2 ±14,8	128,8 ±105,6	31,3 ± 8,5	

Tabell I.9. Total nitrogen, jern.

Forsøks- periode	Dato	Total nitrogen mg N/l		Jern, mg Fe/l		
		inn	ut	inn	ut	
1.	<u>1972</u> 25.4	17,6	21,4	-	0,7	
	2.5	17,6	19,6	-	1,8	
	9.5	25,0	17,0	-	1,7	
	16.5	34,4	39,6	-	2,0	
	23.5	-	-	-	2,2	
	6.6	47,2	43,6	-	1,8	
	27.6	28,4	46,8	-	1,7	
	4.7	24,8	19,2	-	1,1	
	18.7	35,6	12,6	2,9	1,2	
	25,7	32,0	28,8	2,4	2,0	
	1.8	30,0	38,0	3,4	2,1	
	Middelverdi ± Standardavvik		29,3 ± 8,9	28,7 ±12,4	2,90 ±0,50	1,66 ±0,47
	2.	8.8	25,0	34,0	3,7	2,3
15.8		22,6	30,4	8,3	2,1	
22.8		37,6	40,0	2,8	1,8	
29.8		-	35,2	-	2,4	
5.9		40,0	31,6	8,3	2,3	
12.9		46,4	32,4	2,0	2,0	
19.9		25,0	23,2	2,2	4,0	
26.9		40,2	40,8	2,3	3,1	
3.10		42,4	37,2	2,5	2,5	
10.10		36,4	37,2	1,2	1,1	
17.10		40,0	39,6	1,8	2,0	
Middelverdi ± Standardavvik		35,6 ± 8,3	34,7 ±5,2	3,50 ±2,60	2,30 ±0,70	
3.	14.11	61,6	40,0	3,4	4,0	
	28.11	39,2	42,8	2,7	5,6	
Middelverdi ± Standardavvik		50,4 ±15,8	41,4 ± 2,0	3,05 ±0,49	4,80 ±1,13	
4.	5.12	20,4	17,6	3,8	4,8	
	12.12	21,8	10,2	6,5	6,0	
Middelverdi ± Standardavvik		21,1 ± 9,9	13,9 ± 5,2	5,15 ±1,91	5,40 ±0,85	

Tabell I.9, forts.

Forsøks- periode	Dato	Total nitrogen mg N/l		Jern, mg Fe/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1973</u>				
5.	16.1	43,6	38,4	3,5	5,1
	23.1	42,0	-	2,4	-
	30.1	28,8	24,0	2,3	4,5
	6.2	22,6	24,8	3,8	4,7
	20.2	37,6	31,2	1,9	3,5
	6.3	21,6	18,4	7,6	5,2
	Middelverdi ± Standardavvik		32,7 ± 9,7	27,4 ± 7,7	3,58 ±2,10
6.	13.3	27,2	23,6	5,7	2,8
	14.3	30,0	23,0	1,5	3,4
	15.3	32,8	30,0	2,8	3,0
	16.3	31,6	29,2	3,2	2,2
	19.3	27,6	23,6	13,5	2,8
	20.3	24,4	21,2	6,7	2,8
	Middelverdi ± Standardavvik		28,9 ± 3,1	25,1 ± 3,6	5,57 ±0,43

Tabell I.10. Aluminium, ufiltrert og filtrert.

Forsøks- periode	Dato	Aluminium, UF *		Aluminium, F**	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	25.4	-	0,15		
	2.5	-	0,50		
	9.5	-	0,20		
1.	16.5	-	0,30		
	23.5	-	0,50		
	6.6	-	0,25		
	27.6	-	0,45		
	4.7	-	0,45		
	18.7	0,45	0,70		
	25.7	0,55	0,20		
	1.8	0,60	0,30		
Middelverdi ± Standardavvik		0,53 ±0,07	0,43 ±0,22		
	8.8	-	3,9		
	15.8	-	3,1		
	22.8	-	3,8		
	29.8	-	3,8		
2.	5.9	-	3,8		
	12.9	0,35	1,8		
	19.9	0,65	-		
	26.9	0,25	4,0		
	3.10	0,30	4,0		
	10.10	0,20	3,2		
	17.10	0,35	4,4		
Middelverdi ± Standardavvik		0,36 ±0,15	3,58 ±0,73		
3.	14.11	0,32	8,0		
	28.11	0,47	10,2		
Middelverdi ± Standardavvik		0,42 ±0,07	9,1 ±1,6		
4.	5.12	1,40	9,0		
	12.12	2,20	1,8		
Middelverdi ± Standardavvik		1,80 ±0,57	5,4 ±5,1		

* - Ufiltrert prøve

** - Filtrert prøve

Tabell I.10, forts.

Forsøks- periode	Dato	Aluminium, UF *		Aluminium, F**	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1973</u>				
5.	16.1	0,05	4,8		
	23.1	0,58	10,6		
	30.1	0,03	5,0		
	6.2	1,10	8,4		
	20.2	0,58	6,6		
	6.3	4,40	11,0		
	Middelverdi ± Standardavvik		1,12 ±1,65	7,73 ±2,71	
6.	13.3	2,40	3,9	0,05	0,13
	14.3	0,53	4,5	0,40	0,14
	15.3	1,80	4,9	0,47	0,23
	16.3	1,80	3,4	0,33	0,23
	19.3	6,70	3,8	0,28	0,10
	20.3	3,80	5,1	0,18	0,70
	Middelverdi ± Standardavvik		2,83 ±2,17	4,27 ±0,67	0,29 ±0,15

* - Ufiltrert prøve

** - Filtrert prøve

Tabell I.11. Sink, kobber.

Forsøks- periode	Dato	Sink, µg Zn/l		Kobber, µg Cu/l	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	25.4	1050	330	100	270
	2.5	350	245	110	160
	9.5	665	285	240	220
	16.5	490	440	290	400
	23.5	390	290	200	210
1.	6.6	265	290	135	160
	27.6	520	340	380	350
	4.7	460	430	230	230
	18.7	1100	820	410	380
	25.7	700	610	370	340
	1.8	590	440	230	190
Middelverdi ± Standardavvik		598 ±269	411 ±171	246 ±107	265 ± 89
	8.8	680	590	215	145
	15.8	610	530	75	70
	22.8	430	350	170	200
	29.8	-	350	-	160
	5.9	1190	395	250	145
2.	12.9	290	285	220	135
	19.9	270	380	165	300
	26.9	270	260	180	120
	3.10	340	340	220	210
	10.10	250	290	210	110
	17.10	260	340	230	165
Middelverdi ± Standardavvik		459 ±299	374 ±101	194 ± 50	160 ± 61
3.	14.11	420	435	185	170
	28.11	492	448	280	300
Middelverdi ± Standardavvik		456 ± 51	442 ± 9	233 ± 67	235 ± 92
4.	5.12	210	550	70	180
	12.12	515	550	275	60
Middelverdi ± Standardavvik		363 ±216	550 ± 0	173 ±145	120 ± 85

Tabell I. 11, forts.

Forsøks- periode	Dato	Sink, $\mu\text{g Zn/l}$		Kobber, $\mu\text{g Cu/l}$	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1973</u>				
5.	16.1	332	390	190	95
	23.1	290	-	140	-
	30.1	250	430	90	80
	6.2	310	620	140	140
	20.2	230	310	150	90
	6.3	270	580	100	130
	Middelverdi \pm Standardavvik	280 ± 38	466 ± 130	135 ± 36	107 ± 26
6.	13.3	210	290	100	65
	14.3	190	230	100	75
	15.3	270	260	125	90
	16.3	260	250	125	65
	19.3	280	280	100	70
	20.3	160	300	75	50
Middelverdi \pm Standardavvik	228 ± 49	268 ± 26	104 ± 19	69 ± 13	

Tabell I.12. Bly, kvikksølv.

Forsøks- periode	Dato	Bly, $\mu\text{g Pb/l}$		Kvikksølv, $\mu\text{g Hg/l}$	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1972</u>				
	25.4	13	16	3,9	3,5
	2.5	9	9	3,4	-
	9.5	84	24	4,3	1,2
	16.5	48	34	1,3	1,2
	23.5	19	19	0,8	1,5
1.	6.6	17	17	11,8	1,0
	27.6	32	22	2,3	0,6
	4.7	30	20	0,5	0,9
	18.7	55	30	0,8	0,4
	25.7	22	7	0,8	0,8
	1.8	15	6	2,8	2,5
Middelverdi *		31,3	18,5	2,97	1,36
Standardavvik		$\pm 22,7$	$\pm 9,0$	$\pm 3,23$	$\pm 0,95$
	8.8	13	3	1,2	1,6
	15.8	19	3	1,2	1,3
	22.8	11	5	7,7	1,3
	29.8	-	5	-	-
	5.9	19	4	16,4	2,9
2.	12.9	16	10	-	2,4
	19.9	19	6	66,3	1,8
	26.9	13	7	0,7	0,8
	3.10	20	10	3,8	7,8
	10.10	22	5	-	1,7
	17.10	27	9	-	-
Middelverdi *		17,9	6,1	13,9	2,40
Standardavvik		$\pm 4,8$	$\pm 2,6$	$\pm 23,8$	$\pm 2,12$
3.	14.11	48	17	9,8	6,5
	28.11	62	36	14,9	2,2
Middelverdi *		55,0	26,5	12,4	4,35
Standardavvik		$\pm 9,9$	$\pm 13,4$	$\pm 3,6$	$\pm 3,04$
4.	5.12	19	7	36,2	39,3
	12.12	53	6	7,9	3,1
Middelverdi *		36,0	6,5	22,1	21,2
Standardavvik		$\pm 24,0$	$\pm 0,7$	$\pm 20,0$	$\pm 25,6$

Tabell I.12, forts.

Forsøks- periode	Dato	Bly, $\mu\text{g Pb/l}$		Kvikksølv, $\mu\text{g Hg/l}$	
		inn	ut	inn	ut
	<u>1973</u>				
5.	16.1	15	4	37,2	13,4
	23.1	8	-	94,6	-
	30.1	10	5	35,0	9,8
	6.2	15	10	-	-
	20.2	20	10	-	-
	6.3	36	10	4,4	30,0
	Middelverdi \pm Standardavvik		17,3 $\pm 10,1$	7,8 $\pm 3,0$	42,8 $\pm 37,6$
6.	13.3	14	4		
	14.3	12	8		
	15.3	18	11		
	16.3	18	5		
	19.3	27	5		
	20.3	12	6		
Middelverdi \pm Standardavvik		16,8 $\pm 5,7$	6,5 $\pm 2,6$		

Tabell I.13. Coliforme bakterier, total kimtall.

Forsøks- periode	Coli, ant/100 ml		Tot. kimtall, ant/ml	
	inn	ut	inn	ut
<u>1972</u>				
25.4	13 . 10 ⁵	130 . 10 ⁵	27 . 10 ⁵	50 . 10 ⁵
2.5	15 . "	12 . "	21 . "	34 . "
9.5	110 . "	61 . "	130 . "	290 . "
16.5	110 . "	210 . "	90 . "	62 . "
6.6	66 . "	110 . "	97 . "	570 . "
1. 27.6	99 . "	1 . "	120 . "	130 . "
4.7	330 . "	14 . "	20 . "	10 . "
18.7	-	-	280 . "	820 . "
25.7	2100 . "	460 . "	170 . "	130 . "
1.8	170 . "	460 . "	120 . "	160 . "
Middelverdi	335 . 10 ⁵	162 . 10 ⁵	108 . 10 ⁵	110 . 10 ⁵
8.8	20 . 10 ⁵	99 . 10 ⁵	38 . 10 ⁵	110 . 10 ⁵
15.8	34 . "	44 . "	47 . "	76 . "
29.8	-	87 . "	-	87 . "
2. 12.9	90 . "	41 . "	110 . "	49 . "
26.9	50 . "	16 . "	45 . "	48 . "
10.10	160 . "	6 . "	150 . "	220 . "
Middelverdi	71 . 10 ⁵	49 . 10 ⁵	78 . 10 ⁵	98 . 10 ⁵
5.12	15 . 10 ⁵	0,2 . 10 ⁵	13 . 10 ⁵	1 . 10 ⁵
<u>1973</u>				
23.1	36 . "	2,7 . "	110 . "	33 . "
4, 5, 6. 20.2	84 . "	0,6 . "	39 . "	11 . "
6.3	49 . "	0,1 . "	67 . "	35 . "
20.3	38 . "	<0.01 . "	35 . "	6 . "
Middelverdi	44 . 10 ⁵	<0,8 . 10 ⁵	53 . 10 ⁵	17 . 10 ⁵

Tabell I.14. Slam.

Forsøks- periode	Dato	pH	SS g/l	Gl.rest g/l	KOF g O/l	* Total tørrstoff		
						Tot P mg P/l	Al mg Al/l	Fe mg Fe/l
	<u>1972</u>							
	18.4	-	-	-	123,4	265	2605	2060
	27.4	6,48	-	-	-	180	1908	2000
	9.5	6,40	138,3	90,1	-	176	1184	866
1.	22.6	6,20	118,5	72,1	-	250	1448	1560
	4.7	6,73	104,1	63,5	52,0	222	1790	1690
	18.7	-	-	-	-	219	1189	1400
	25.7	6,38	148,4	94,9	76,0	282	1722	2900
	1.8	6,53	124,7	78,4	-	219	1064	1950
Middelverdi *		6,45	126,8 *	79,8	83,8	226,6	1613	1803
Standardavvik		±0,17	± 17,2	±12,8	±36,3	± 37,7	± 508	± 591
	8.8	6,54	-	-	79,4	829	-	2200
	15.8	6,60	-	-	75,1	986	1847	3200
	22.8	6,35	-	-	-	950	3756	1930
	5.9	6,43	-	-	50,7	-	3036	1570
2.	12.9	6,52	-	-	63,0	1400	4695	2800
	19.9	6,68	-	-	103,0	1500	-	3450
	26.9	6,64	-	-	-	1189	3900	-
	3.10	6,75	-	-	-	1430	3672	2530
	10.10	6,58	-	-	-	1530	3672	2460
	17.10	6,68	-	-	-	1224	2448	-
Middelverdi *		6,58			74,2	1226	3378	2393
Standardavvik		±0,12			±19,5	± 258	± 898	± 663
	7.11	6,69	61,9	31,6	98,8	1734		1630
	14.11	6,67	75,4	48,9	54,6	1632		1100
3.	17.11	6,70	62,0	31,8	49,5	2244		-
	22.11	6,55	64,7	32,0	47,8	-		-
	28.11	6,48	63,2	31,4	49,8	1530		2100
Middelverdi *		6,62	65,4	35,1	60,1	1785		1610
Standardavvik		±0,10	± 5,7	± 7,7	±21,8	± 317		± 500
4.	5.12	6,45	76,6	42,3	51,7	550		1730
	12.12	6,52	66,4	35,7	51,7	1402		4400
Middelverdi *		6,49	71,5	39,0	51,7	976		3065
Standardavvik		±0,05	± 7,2	± 4,7	± 0,0	±602		±1888
	<u>1973</u>							
	23.1	5,55	58,5	25,4	35,9	531		1625
	30.1	5,78	57,9	24,0	34,0	731		1890
5.	6.2	5,95	75,2	34,8	45,0	785		1420
	20.2	5,35	72,3	33,9	78,4	867		1520
	6.3	5,55	71,1	36,8	54,6	887		1110
Middelverdi *		5,64	67,0	31,0	49,6	760		1513
Standardavvik		±0,23	± 8,2	± 5,8	±18,1	±143		± 285
6.	13.3	5,60	75,4	30,2	91,3	1224		
	20.3	5,81	92,9	44,4	63,5	1224		
Middelverdi *		5,71	84,2	37,3	77,4	1224		
Standardavvik		±0,15	±12,4	±10,0	±19,7	± 0,0		

Tabell I.15. Slamvann.

Forsøks- periode	Dato	pH	SS mg/l	Gl.rest mg/l	KOF mg O/l	Tot P mg P/l	Orto-P mg P/l	Al mg Al/l	Fe mg Fe/l
<u>1972</u>									
	20.4	6,50	-	-	2064	47,0	44,0	19,7	28,0
	25.4	6,58	1139	470	1901	-	-	-	-
	27.4	6,48	-	-	1887	42,0	41,0	6,6	31,0
	2.5	6,50	958	750	1809	41,0	41,0	6,6	32,0
	4.5	6,46	-	-	1867	38,0	21,0	29,0	19,0
	9.5	6,70	1133	433	1929	-	-	-	-
	12.5	6,55	-	-	1943	39,0	37,0	15,8	38,0
	16.5	6,59	1360	600	1920	39,0	37,0	26,3	38,0
1.	25.5	6,50	-	-	1908	40,0	39,0	21,1	34,0
	6.6	6,60	1170	410	1925	40,0	38,0	10,5	30,0
	27.6	6,52	579	116	1121	30,0	28,0	10,5	22,0
	4.7	6,66	590	220	1090	30,0	27,0	21,1	23,0
	18.7	6,64	532	224	-	32,0	-	39,0	19,0
	21.7	6,54	417	150	974	-	-	-	-
	25.7	6,60	388	152	968	32,0	-	50,0	17,0
	28.7	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.8	6,62	808	308	1395	30,0	30,0	-	13,0
Middelverdi ±	6,57	824	349	1647	36,9	34,8	21,4	26,5	
Standardavvik	±0,07	±342	±203	± 407	± 5,5	± 7,2	±13,2	± 8,2	
	4.8	6,61	501	215	-	23,0	18,0	-	-
	8.8	6,58	500	228	733	-	-	44,0	39,0
	11.8	6,58	340	-	595	7,8	3,7	-	-
	15.8	6,60	464	236	680	9,4	4,7	18,8	11,0
	18.8	6,54	488	272	457	6,9	4,8	-	-
	22.8	6,40	432	252	-	4,5	2,9	28,2	31,0
	29.8	6,68	-	-	-	7,3	5,1	11,0	40,0
	1.9	6,64	425	206	388	6,2	4,4	-	-
	5.9	6,53	302	151	443	-	4,7	93,9	43,0
2.	15.9	-	-	-	-	5,0	3,3	9,4	14,0
	19.9	6,57	236	126	339	9,4	2,6	5,5	11,0
	22.9	-	-	-	-	-	-	-	-
	26.9	6,61	288	146	408	9,4	-	2,9	28,9
	29.9	6,54	272	140	401	5,6	3,6	-	-
	3.10	6,57	436	212	476	8,3	5,5	7,8	36,0
	6.10	-	409	215	445	-	-	-	-
	10.10	6,66	543	317	622	12,0	7,0	24,5	35,5
	13.10	6,54	328	150	516	7,6	5,0	-	-
	17.10	6,75	480	214	500	12,0	8,0	51,0	36,0
Middelverdi ±	6,59	403	205	500	9,0	5,6	28,7	29,6	
Standardavvik	±0,08	± 95	± 54	±116	±4,5	±3,8	±26,0	±11,9	

Tabell I.15, forts.

Forsøks- periode	Dato	pH	SS mg/l	Gl.rest mg/l	KOF mg O/l	Tot P mg P/l	Orto-P mg P/l	Al mg Al/l	Fe mg Fe/l
<u>1972</u>									
	27.10	6,59	351	157	-	-	-	-	-
	10.11	6,73	294	146	446	-	-	-	-
	14.11	6,81	357	161	471	9,5	6,9	20,5	33,0
3.	17.11	6,79	298	153	402	8,4	6,3	-	-
	21.11	6,78	317	157	421	-	-	-	-
	22.11	-	-	-	-	-	-	-	-
	24.11	-	-	-	-	-	-	-	-
	28.11	6,70	261	117	402	7,9	6,7	14,0	29,5
Middelverdi ±	6,73	306	149	428	8,6	6,6	17,3	31,3	
Standardavvik	±0,08	± 51	± 16	± 30	±0,8	±0,3	± 4,6	± 2,5	
<u>1973</u>									
	1.12	6,58	293	140	404	8,6	6,5	-	-
	5.12	6,59	425	225	532	9,0	6,8	20,0	32,0
4.	8.12	6,57	206	122	430	3,7	2,3	-	-
	12.12	6,58	240	146	377	3,5	2,1	5,8	38,5
	15.12	6,45	285	153	422	1,7	1,0	-	-
Middelverdi ±	6,55	290	157	433	5,3	3,7	12,9	35,3	
Standardavvik	±0,06	± 83	± 40	± 59	±3,3	±2,7	±10,0	± 4,6	
<u>1973</u>									
	16.1	6,42	176	100	602	-	-	-	-
	23.1	6,46	179	85	652	4,5	3,6	6,0	103,0
	26.1	6,25	195	79	774	-	-	-	-
	30.1	6,23	267	119	995	6,0	4,2	11,4	52,5
5.	2.2	6,10	154	57	991	-	-	-	-
	6.2	6,15	178	68	1056	3,1	1,9	7,0	59,0
	9.2	5,92	154	58	1137	2,7	1,7	-	-
	20.2	6,09	144	37	975	3,0	1,8	4,8	55,0
	23.2	6,03	144	40	1083	3,0	1,9	-	-
	2.3	5,92	174	57	1114	3,4	2,1	-	-
	6.3	5,95	169	78	959	4,8	2,9	11,0	104,0
Middelverdi ±	6,14	176	71	940	3,8	2,5	8,0	74,7	
Standardavvik	±0,19	± 34	±25	±183	±1,2	±0,9	±3,0	±26,4	
	13.3	5,88	389	148	1761	6,6	4,1	14,8	88,5
	14.3	-	-	-	-	-	-	-	-
	15.3	-	-	-	-	-	-	-	-
6.	16.3	5,83	240	74	1645	4,4	2,8	8,0	85,5
	19.3	-	-	-	-	-	-	-	-
	20.3	5,61	376	158	1752	4,3	2,8	9,0	-
Middelverdi ±	5,77	335	127	1719	5,1	3,2	10,6	87,0	
Standardavvik	±0,14	± 83	± 46	± 65	±1,3	±0,8	± 3,7	± 2,1	