

Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrensaneanlegg

Delrapport 2: Fullskala undersøkelse av
metoder for styring av kjemikaliedosering

Sivilingeniør Torbjørn Damhaug

Sivilingeniør Christen Harr

Norsk institutt for vannforskning

NTNFs Utvalg for drift av rensaneanlegg



HPD - 08/76

Blindern, mars 1980

Forord

For prosjektet "Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg" er det tidligere kommet ut et forprosjekt og en delrapport. Forprosjektet, (prosjektrapport nr 2/77) inneholder blant annet en diskusjon om muligheter for automatisering og instrumentering samt et program for videre arbeid. Delrapporten (prosjektrapport nr. 13/78) inneholder en analyse av eksisterende instrumenterings- og styringsforhold ved noen norske kjemiske rensesanlegg.

På grunn av nedsatte bevilgninger til dette prosjektet er det opprinnelige programmet blitt redusert vesentlig. Det videre arbeid er blitt konsentrert om instrumentering og styring av fellingsprosessen ved kjemiske rensesanlegg. Denne rapporten inneholder en modellanalyse av de prosesser som foregår ved kjemisk felling. Det er også utført fellingsforsøk ved eksisterende anlegg hvor det er forsøkt forskjellige styringsprinsipper for kjemikaliedoseringen.

Prosjektet "Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg" vil fortsette i 1980. Det vil bli lagt særlig vekt på å klarlegge ulemper og mangler ved eksisterende reguleringsinstrumenter og utstyr for kjemisk felling.

Ole Jakob Johansen
NTNFs Utvalg for drift av rensesanlegg

Blindern, mars 1980

Innholdsfortegnelse

	Side:
FORORD	2
TABELLFORTEGNELSE	5
FIGURFORTEGNELSE	6
1. INNLEDNING	7
2. PROSESSBESKRIVELSE	10
2.1 Avløpsvannets kjemi	10
2.1.1 Fosfor	10
2.1.2 Suspendert stoff	12
2.1.3 Alkalitet	12
2.2 Kjemisk felling med aluminiumsulfat	13
2.2.1 Fellingsmekanismer	13
2.2.2 Kolloidkjemiske mekanismer	14
2.3 Prosessmodeller	14
2.3.1 Prosessmodell 1: Beregning av Al-dose	15
2.3.2 Prosessmodell 2: Aluminium- og syredosering	17
3. STYRING AV KJEMIKALIEDOSERING	18
3.1 Generelt	18
3.2 Konstant dosering	19
3.3 Vannmengde-proporsjonaldosering	19
3.4 Foroverstyring etter vannføring kombinert med tilbakekobling fra pH	20
3.5 Andre metoder	21
3.5.1 Foroverstyring på grunnlag av prosessmodell 1	21
3.5.2 Andre metoder basert på tilbakekobling	22
4. FULLSKALA PARALLELLFORSØK MED ULIKE STYRINGSMETODER	24
4.1 Målsetting	24
4.2 Forsøksarrangement og metoder	24
4.2.1 Forsøksanlegget	24
4.2.2 Kjemikaliedosering	25
4.2.3 Vannmengdemåling	27
4.2.4 Automatisk registrering av anleggets driftstilstand	27
4.2.5 Prøvetaking	30
4.2.6 Analyser	30
4.2.7 Jar-test prosedyre	30

	Side:
4.3 Forsøksprogram	31
5. RESULTATER	31
5.1 Referanselinjen	33
5.2 Vannmengder og kjemikalieforbruk	33
5.3 Konstant dosering av aluminiumsulfat	35
5.4 Vannmengde-proporsjonaldosering	35
5.5 Vannmengde-proporsjonal aluminiumsdosering med pH-overstyring av syre	35
5.6 Ledningsevne x vannmengde-proporsjonal dosering av aluminium og syre	35
5.7 Jar-test resultater	37
5.7.1 Aluminiumdosering 4.7.79	37
5.7.2 Aluminium- og syredosering 14.8.79	37
5.8 Testing av prosessmodellen mot lab.-resultater	38
5.9 Instrument-erfaringer	39
5.10 Stikkprøve-resultater og korrelasjoner	40
6. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	41
6.1 Sammendrag	41
6.2 Konklusjoner	41
7. LITTERATUR	45
Vedlegg 1: Modell for felling med aluminiumsulfat	47
" 2: Vannmengder og kjemikalieforbruk	48
" 3: Frekvensplotting av vannføring	49
" 4: Frekvensplotting av turbiditet	50
" 5: Instrument-registrert data	52
" 6: Analyseresultater fra blandprøver	53
" 7: Analyseresultater fra stikkprøver	54

Tabellfortegnelse

Tabell nr.		Side:
1	Fordeling av størrelsen på registrerte kjemiske renseanlegg i Norge pr. 1.1.79	8
2	Totalt registrert kapasitet i person-ekvivalenter på de ulike kjemiske renseanleggstyper i Norge, og aktuell belastning pr. 1978	8
3	Konsentrasjoner av ulike fosfor-forbindelser i et typisk kommunalt avløpsvann	10
4	Fosfatlikevekter i vann	11
5	Fysikalsk-kjemisk sammensetning av kommunalt avløpsvann i g/pd	12
6	Automatisk målte parametre og utstyr	30
7	Forsøksprogram	31
8	Gjennomsnitts-resultater fra undersøkelsen	32
9	Jartest resultater aluminiumsfelling	37
10	Jartest resultater aluminiumsfelling med syre som pH-senkende kjemikalium	38
11	Beregnete og aluminiumsdoser fra laboratorieforsøk	39
12	Korrelasjons-koeffisienter mellom parametre målt på sedimentert avløpsvann	40

Figurfortegnelse

Figur nr.		Side:
1	Oversikt over hovedtyper av kjemiske fellingsanlegg	8
2	pH-konsentrasjonsdiagram for typiske fosforforbindelser i avløpsvann	11
3	Teoretisk sammenheng mellom fellings-pH og aluminiumsdose ved ulike ortofosfat-konsentrasjoner og alkaliteter	16
4	Teoretisk sammenheng mellom innløps-pH og aluminiumsdose ved ulike alkaliteter	16
5	Prinsippet for vannmengdeproporsjonal dosering	19
6	Prinsippskisse for foroverstyring etter vannføring med tilbakekobling fra pH	20
7	Prinsipppløsninger for foroverstyring	23
8	Flyteskjema Kongsvinger renseanlegg	25
9	Oversikt forsøksarrangementet	26
10	Detalj av arrangementet ved innløp	26
11	Arrangement for kontinuerlig registrering av driftstilstanden	28
12	Utdrag fra skriver for kontinuerlig registrering av driftstilstanden	29
13	Driftssituasjoner i referanselinjen	34
14	Teoretisk beregnede aluminium- og syremengder	36

1. Innledning

NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg gav i 1976 Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) i oppdrag å utrede behovet for instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg. Hensikten med prosjektet er å bidra til at de muligheter som i dag finnes på dette området, kan bli optimalt utnyttet ved norske renseanlegg for å øke driftsstabiliteten og senke driftskostnadene. Det ble først gjort et forprosjekt (1) som skisserte et forskningsprogram, og gjennomføringen av dette ble startet i begynnelsen av 1977. Prosjektets første fase er avsluttet med delrapport 1, "Undersøkelse av eksisterende forhold" (2).

På grunn av reduserte bevilgninger i 1979 har det vært nødvendig med en revurdering av prosjektets omfang. Dette resulterte i en prioritering av fullskala parallell-forsøk med alternative metoder for styring av kjemikaliedosering. Ved planleggingen av dette delprosjektet er det tatt hensyn til at prosjektet skal fortsette i 1980.

Kjemisk felling er en enhetsprosess som benyttes ved ca. 200 renseanlegg i Norge. Prosessen er i første rekke en metode for å felle ut løste fosfor-forbindelser, men en annen effekt er destabilisering av svevende partikler. Prosessen omfatter videre flokkulering og avskilling av utfelte partikler. Den aktive komponenten i fellingskjemikaliet er vanligvis aluminium, jern eller kalsium.

Kjemisk felling blir ofte benyttet i kombinasjon med andre prosesser, og fig. 1 viser de mest aktuelle varianter for norske forhold (3). Størrelsesmessig fordeling av ulike anleggstyper er vist i tabell 1, og kapasitet i personekvivalenter er vist i tabell 2 (3).

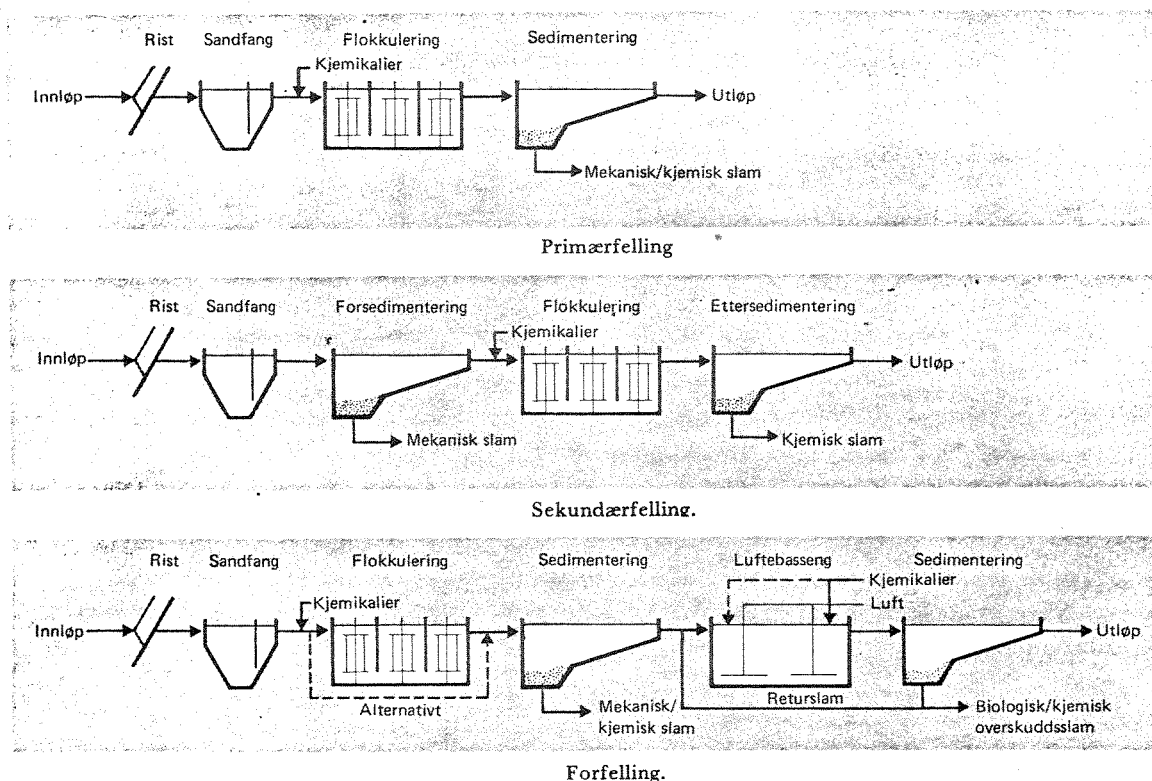


Fig. 1. Oversikt over hovedtyper av kjemiske fellingsanlegg for rensing av kommunalt avløpsvann.

Tabell 1. Fordeling av størrelsen på registrerte kjemiske renseanlegg i Norge pr. 1.1.1979

Anleggs- type	Personekvivalenter					Sum
	0 - 100	100 - 500	500 - 2 000	2 000 - 10 000	>10 000	
	100	500	2 000	10 000		
Primær- felling	-	3	3	14	14	34
Sekundær- felling	2	4	2	11	10	29
Etter- felling	4	21	16	13	1	55
Simultan- felling	2	38	32	5	2	79
Forfelling	-	1	-	-	-	1
Sum	8	67	53	43	27	198

Tabell 2. Totalt registrert kapasitet i personekvivalenter på de ulike kjemiske renseanleggstyper i Norge, og aktuell belastning pr. 1978

Anleggstyper	Dimensjonerende belastning i pe.	Aktuell belastning i pe.
Forfelling	100	100
Etterfelling	155 900	68 200
Primærfelling	632 900	424 300
Sekundærfelling	199 800	96 400
Simultanfelling	443 500	419 700
Sum	1 432 200	1 016 700

Det er av vesentlig betydning for prosessens virkningsgrad at kjemikaliene doseres i riktig mengde, da både over- og underdosering har negative konsekvenser. De viktigste momenter som har betydning for virkningsgrad og driftsstabilitet i denne sammenheng er:

- Måleutstyret som gir signaler til styringsutrustningen, f.eks. vannmengde og pH. Av betydning er bl.a. type utstyr, plassering og vedlikehold.
- Reguleringsprinsipp, utstyr og inntrimming. De to viktigste reguleringsprinsipper er foroverstyring og styring med tilbakekopling.
- Doseringsmetode og utstyr. De vanligste metodene er våtdosering, tørrdosering via oppløser og tørrdosering direkte i vannstrøm. Viktige momenter er pålitelighet, nøyaktighet og responstid overfor varierende inngangs-signal.

Det prosjekteres i dag renseanlegg med ulike kombinasjoner av måleutstyr, reguleringsprinsipp og doseringsmetode og driftserfaringer viser at det er behov for bedre kunnskaper omkring muligheter og begrensninger ved ulike kombinasjoner.

2. Prosessbeskrivelse

For å kunne vurdere reguleringsmetoder for en prosess er det nødvendig å ha kjennskap til de mekanismer som finner sted, og det dynamiske forløp. Det er i den forbindelse ønskelig å kunne beregne sammenhengen mellom ulike avløpsvann-parametre og nødvendig mengde fellingskjemikalium.

Kjemisk felling omfatter komplekse mekanismer, både av kjemisk og fysikalsk natur, slik som

- utfelling
- destabilisering av kolloider
- flokkulering
- separering.

Dette kapittelet omfatter en oppsummering av de viktigste prosessmekanismer som til slutt kvantifiseres i prosessmodeller.

2.1 Avløpsvannets kjemi

2.1.1 Fosfor

Fosfor i avløpsvann er både organisk bundet og uorganisk, og foreligger både som suspendert stoff og i kolloidale og ekte løsninger. Spesifikk fosformengde for noen norske avløpsvann er 2,5 g P/p.d. Som vist i tabell 3 foreligger en stor del fosfor i form av fosfatgrupper (5).

Tabell 3. Konsentrasjoner av ulike fosfor-forbindelser i et typisk kommunalt avløpsvann.

Fosfor-forbindelser	Konsentrasjon	
	mg P/l	g mol/l
Total	10	$3,2 \cdot 10^{-4}$
Orto H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_3^{3-}	5	$1,6 \cdot 10^{-4}$
Tripoly $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{4-}$, $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$, $\text{CaP}_3\text{O}_{10}^{3-}$	3	$3,2 \cdot 10^{-5}$
Pyro $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$, $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$, $\text{CaP}_2\text{O}_7^{2-}$, $\text{MnP}_2\text{O}_7^{2-}$	1	$1,6 \cdot 10^{-5}$
Organisk	≤ 1	$\leq 3,2 \cdot 10^{-5}$

Fosfatgruppene dissosierer raskt i vann og danner ionepar, og noen aktuelle likevektskonstanter er vist i tabell 4 (6).

Tabell 4. Fosfatlikevekter i vann.

Likevekt	Log likevektskonstant 298 °K
$H_3PO_4 = H^+ + H_2PO_4^-$	-2,1
$H_2PO_4^- = H^+ + HPO_4^{2-}$	-7,2
$HPO_4^{2-} = H^+ + PO_4^{3-}$	-12,3
$H_3P_2O_7^- = H^+ + H_2P_2O_7^{2-}$	-2,5
$H_2P_2O_7^{2-} = H^+ + HP_2O_7^{3-}$	-6,7
$HP_2O_7^{3-} = H^+ + P_2O_7^{4-}$	-9,4
$H_3P_3O_{10}^{2-} = H^+ + H_2P_3O_{10}^{3-}$	-2,3
$H_2P_3O_{10}^{3-} = H^+ + HP_3O_{10}^{4-}$	-6,5
$HP_3O_{10}^{4-} = H^+ + P_3O_{10}^{5-}$	-9,2

Basert på likevektskonstantene i tabell 4 og typiske konsentrasjoner i avløpsvann er fordelingen av ulike fosfatgrupper som funksjon av pH vist i fig. 2 (7).

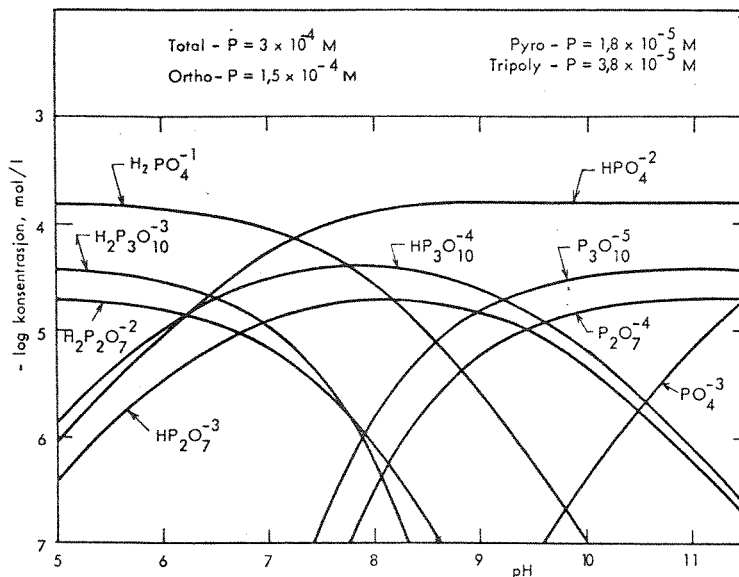


Fig. 2. pH-konsentrasjonsdiagram for typiske fosfor-forbindelser i avløpsvann.

Poly- og pyrofosfater samt organisk bundet fosfor kan brytes ned biologisk til ortofosfat. Det bør også nevnes at fosfatforbindelser kan danne komplekse ionepar med metall-ioner, som under alkaliske betingelser er stabile nok til å øke løseligheten av fosfat.

2.1.2 Suspendert stoff

Suspendert stoff har interesse fordi en vesentlig del av forurensningskomponentene foreligger i partikulær form, og en viktig mekanisme ved kjemisk felling er destabilisering og koagulering av partikler i avløpsvann. På grunnlag av normalt anvendte analysemetoder er det i tabell 5 foretatt en fysikalsk-kjemisk beskrivelse av avløpsvann (4) og (8).

Tabell 5. Fysikalsk-kjemisk sammensetning av kommunalt avløpsvann i g/p.d.

Parameter	Uorganisk	Organisk	Sum	BOF ₇	Tot-P
Sedimenterbart stoff (Imhoff beger)	20	40	60	25	
Ikke sedimenterbart stoff	10	20	30	15	
Sum suspendert stoff (tilbake på GF/C-filter)	30	60	90	40	0,4
Oppløst stoff (gjennom GF/C-filter)	50	50	100	30	2,1
Til sammen	80	110	190	70	2,5

De fleste kolloidale partikler er ladet, og grunnen til kolloidenes stabilitet er frastøtende krefter mellom partikler av samme ladning. Kolloidene i avløpsvann har normalt negativ ladning (9).

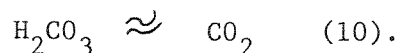
2.1.3 Alkalitet

Avløpsvannets alkalitet har stor betydning for kjemikalieforbruket ved kjemisk felling. Bakgrunnen for dette er at felling bør foregå i et bestemt pH-område, og normalt benyttes "overdosering" av fellingskjemikaliene for å nå dette pH-området. Alternativt kan syre benyttes til pH-senkning. Med henblikk på prosessmodellen i avsnitt 2.3 er alkaliteten

antatt å være lik HCO_3^- konsentrasjonen. Frigjøring av H^+ ioner som følge av metall-ion dosering antas i sin helhet å gå med til overføring av HCO_3^- til H_2CO_3 etter likningen



I vannløsning kan en med god tilnærming sette



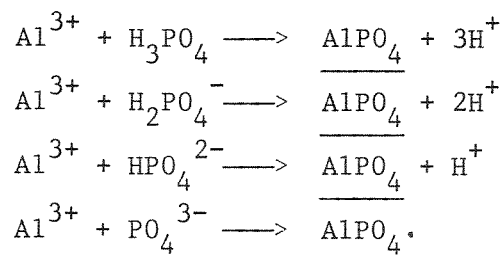
2.2 Kjemisk felling med aluminiumsulfat

Denne analysen av felling med aluminiumsulfat bygger i hovedtrekkene på Ørens og Balmérs rapport "Systemanalyse av slambehandling" (10).

De reaksjoner som antas å finne sted ved aluminiumfelling, er beskrevet i det følgende.

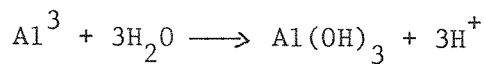
2.2.1 Fellingsmekanismer

Utfelling av uorganisk fosfor som AlPO_4



Utfelling av $\text{Al}(\text{OH})_3$

Overskuddet av aluminium vil danne hydroksyd etter følgende reaksjon:



Erfaringer viser at dosering av aluminium i støkiometrisk likevekt med ortofosfat ikke er tilstrekkelig for å oppnå et godt totalresultat.

For det første vil H^+ -bidraget fra fosforfellingen være for lite til å oppnå optimal fellings-pH, og dessuten spiller hydroksyduutfellingen en viktig rolle i dannelsen av sedimenterbare fnokker.

2.2.2 Kolloidkjemiske mekanismer

Partikler i avløpsvann er overveiende negativt ladet, og på grunn av de frastøtende krefter hindres sammenslutning av enkeltpartikler til partikkelaggregater. De kolloidkjemiske mekanismene omfatter i korthet destabilisering av kolloide partikler, og oppbygging av store avskilbare partikler, fnokker.

Destabilisering av kolloider har sammenheng med dannelsen av metallhydroksyd, og nødvendig mengde hydroksyd har bl.a. sammenheng med kolloidal konsentrasjon definert som sum av partikkeloverflate pr. volumenhet væske (m^2/m^3) (9). Ved felling med aluminium og jern tyder det på at adsorpsjon og fysisk omslutning, medfelling er dominerende.

Overdosering av kjemikalier vil forårsake restabilisering av kolloidene, og resultatene vil bli det samme som ved underdosering, nemlig en turbid effluent. I reguleringsteknisk sammenheng kan den kolloid-kjemiske siden tenkes ivaretatt ved turbiditetsoverstyring.

2.3 Prosessmodeller

Målet med prosessstyring er til enhver tid å dosere den "optimale" kjemikaliedose for å oppnå god driftsstabilitet og økonomi. For at prosesskunnskapene skal kunne utnyttes til planlegging av reguleringsystemer, er det viktig å formulere sammenhengene i form av matematiske modeller. Hensikten med dette er å kunne beregne sammenhengen mellom avløpsvannets sammensetning og resultatet av ulike kjemikaliedoser.

Dersom modellen skal anvendes direkte i et reguleringsystem, er det viktig at alle parametre kan måles med tilstrekkelig grad av nøyaktighet og pålitelighet.

Det må også tas i betraktning hvilket utstyr modellen krever med hensyn til signalbehandling og reguleringsmetoder. Denne delrapporten omfatter bare modeller for aluminiumsfelling, men det er også mulig å stille opp tilsvarende likninger for andre fellingskjemikalier.

2.3.1 Prosessmodell 1: Beregning av Al-dose på grunnlag av fellings-pH

I denne modellen betraktes aluminiumsulfat som et pH-justerende kjemikali-um, og fellings-pH er hovedparameter for prosessstyring. Nødvendig aluminiumdose bestemmes ved beregning av kjemiske likevekter.

En innvending mot en slik tankegang vil være at den kolloid-kjemiske siden av fellingsprosessen ikke er ivaretatt, og en viktig antakelse ved denne modellen vil derfor være at aluminium-overskuddet til pH-senkning til enhver tid gir stor nok hydroksydmengde til å oppnå sedimenterbare fnokker. Modellen er basert på de samme kjemiske reaksjoner som Ørens og Balmérs slamproduksjonsmodell (10), og disse er beskrevet i avsnitt 2.2.1. Det forutsettes at all ortofosfat i avløpsvannet reagerer med aluminium med et molforhold 1:1, og resterende aluminium går med til pH-senkning.

Beregningsprosedyren er vist i vedlegg 1.

Inngående avløpsvann karakteriseres ved parametrene:

- Temperatur
- Ortofosfat
- Alkalitet
- pH.

For at man ved hjelp av modellen skal forutsi nødvendig aluminiumsmengde, må fellings-pH være bestemt på forhånd. Modellen er programmert i en bordkalkulator, og fig. 3 og 4 viser noen beregningseksempler som antyder hvorledes ortofosfat, alkalitet og pH influerer på kjemikaliemengden. Fig. 3 viser at ortofosfat-konsentrasjonen har relativt liten betydning sammenliknet med vannets alkalitet. Fig. 4 indikerer også at betydningen av innløps-pH er relativt liten i det aktuelle området. Disse informasjonene har bl.a. betydning for vurdering av styringsparametre og krav til instrumentenes nøyaktighet, og konsekvensene av eventuelle instrumentfeil.

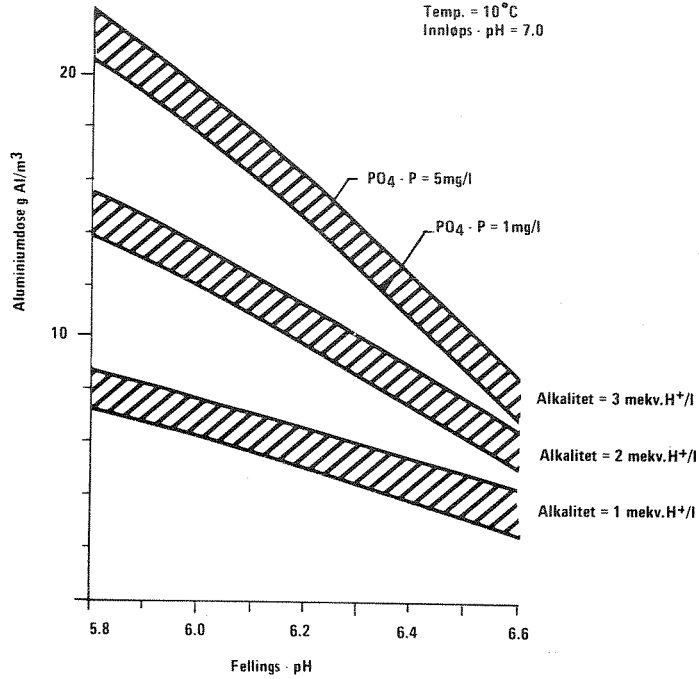


Fig. 3. Teoretisk sammenheng mellom fellings-pH og aluminiumsdose ved ulike ortofosfat-konsentrasjoner og alkaliteter.

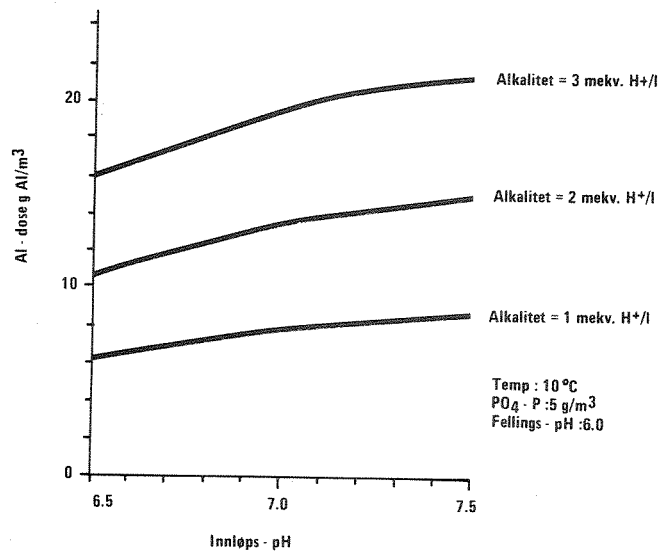


Fig. 4. Teoretisk sammenheng mellom innløps-pH og aluminiumsdose ved ulike alkaliteter.

2.3.2 Prosessmodell 2: Aluminium- og syredosering

Bruk av syre til alkalitetsreduksjon vil gi besparelser i forbruket av aluminiumsulfat. Denne prosessmodellen er basert på samme beregningsgrunnlag som prosessmodell 1, og forutsetter at optimal prosentvis alkalitetsreduksjon er bestemt ved laboratorieforsøk. På grunn av redusert aluminium-overskudd vil hydroksydmengden i systemet bli redusert, og det må sjekkes at den kolloid-kjemiske siden er ivaretatt.

Når forholdet syre/innløpsalkalitet er fastsatt, beregnes ny pH etter syredosering. Med utgangspunkt i nye verdier for pH og alkalitet bestemmes aluminiumsdosen etter prosessmodell 1. Det vises for øvrig til beregningseksempelet i fig. 14.

3. Styring av kjemikaliedosering

3.1 Generelt

Prosessmodellene i forrige kapittel beskriver sammenhengen mellom kjemikaliebehovet og viktige prosessvariabler i statiske situasjoner. Dersom det ikke var "forstyrrelser" i prosessen på grunn av variasjoner i vannmengde og konsentrasjon, ville det ikke være behov for regulering.

I et renseanlegg vil det imidlertid finne sted et dynamisk forløp ved at avløpsvannets mengde og sammensetning varierer over tid. Variasjonene i innløpet til renseanleggets kjemiske del er et resultat av:

- "Naturlige" spillvannsvariasjoner
- Infiltrasjon, regnvann, snøsmelting
- Pumpestasjoner
- Industriavløp
- Mottak av septikslam
- Vannmengde- og konsentrasjons-utjevning i avløpsnett og foranliggende behandlingstrinn.

Dette illustrerer noe av bakgrunnen for at reguleringsproblemet varierer fra anlegg til anlegg. For å holde prosessen innenfor forutbestemte verdier under varierende betingelser er det behov for regulering av kjemikaliedosen.

Valg av reguleringsmetode avhenger bl.a. av prosessvariablenes natur og målbarhet, hvilken grad av forstyrrelser som prosessen tolererer, og kostnader forbundet med et akseptabelt kontrollsystem.

I det følgende vil det bli foretatt en oppsummering av de reguleringsprinsipper som normalt blir benyttet ved kjemisk felling, og en vurdering av alternative metoder. De to hovedkategorier er såkalt foroverstyring, "feed forward control", og regulering med tilbakekobling, "feed back control". Den første kategorien omfatter dosering på grunnlag av en målbar variabel, mens den sistnevnte også inkluderer et tilbakekoblet signal for korrigerende av forholdstallet. Det bør nevnes at ved regulering med tilbakekobling spiller tidsforsinkelsene i systemet en vesentlig rolle. Dette gjelder så vel responsen fra kjemikalieopløseren som tidsforskjellen mellom doserings- og målepunkt.

3.2 Konstant dosering

Denne metoden går ut på å tilsette en konstant mengde fellingskjemikalier, kg/h, uavhengig av alle parametre. Mengden innstilles på bakgrunn av erfaringstall for optimal dosering (g/m^3) og gjennomsnittlig vannmengde (m^3/h), og det foretas manuelle korreksjoner.

Metoden neglisjerer variasjoner i vannmengder og kjemiske egenskaper, og resultatet henger nøye sammen med at driftsoperatøren utfører hyppige kontrollmålinger, og hans kjennskap til hvilke tiltak som må foretas når avvik oppstår. En variant av denne metoden går ut på bruk av tidur for innstilling av ulike faste doseringer over døgnet.

3.3 Vannmengde-proporsjonal dosering

Metoden er basert på dosering av kjemikalier i et konstant forhold til volumstrømmen gjennom anlegget. Dette kalles også forholdsregulering, og prinsippet er vist i fig. 5.

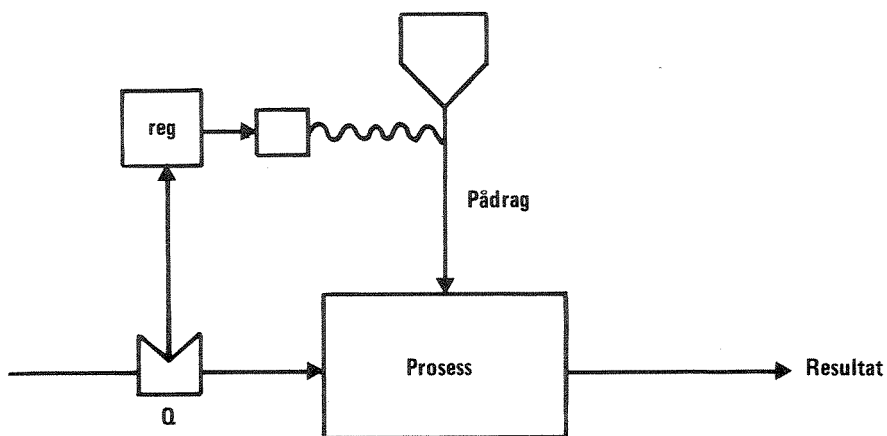


Fig. 5. Prinsippet for vannmengde-proporsjonal dosering.

Ved enkelte anlegg benyttes tidur for trinnvis innstilling av alternative forholdstall, for på den måten å ta hensyn til variasjoner i avløpsvannets sammensetning.

3.4 Foroverstyring etter vannføring kombinert med tilbakekobling fra pH

Denne metoden er installert på flere renseanlegg av nyere dato og går i korthet ut på automatisk korrigerende av forholdstallet, g/m^3 , på grunnlag av signalet fra pH i flokkuleringsbassengen, fig. 6.

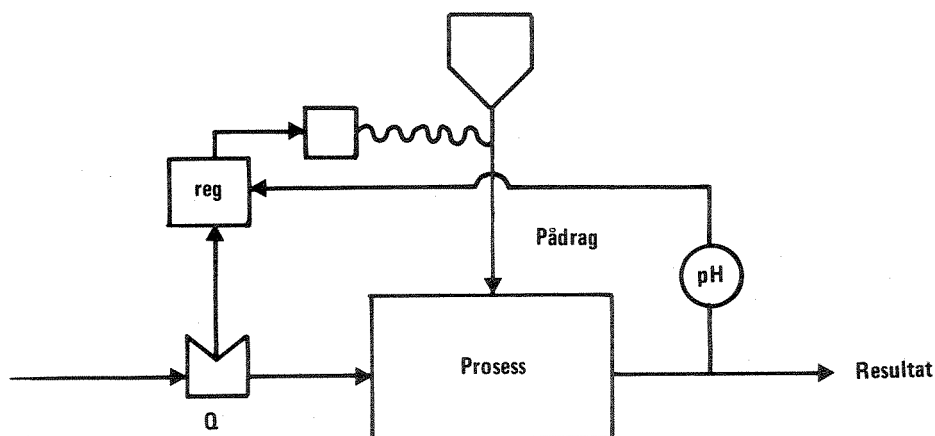


Fig. 6. Prinsippkisse for foroverstyring etter vannføring med tilbakekobling fra pH.

Det kan benyttes enkle regulatorer av typen Av-På (kontaktfunksjon), og denne virker slik at når avviket overskrider en viss margin, reduseres eller økes pådraget med en viss prosent inntil den andre grenseverdien er nådd. I prinsippet vil resulterende pH-verdi pendle mellom grenseverdiene ved bruk av denne regulatorstype.

En alternativ metode er såkalt proporsjonal-integral regulering, PI-regulering, som benyttes der det stilles store krav til doseringsnøyaktighet. Pådraget vil være proporsjonalt med avviket fra ønsket verdi, og i tillegg blir feilsignalet integrert over tid, slik at pådraget øker så lenge feilen vedvarer.

Det vil bli utført detaljerte studier omkring bruk av lukkede reguleringsløyper i neste delprosjekt i 1980.

3.5 Andre metoder

Det finnes en rekke kombinasjonsmuligheter når det gjelder styring av kjemikaliedosering, både med hensyn til valg av inngangsparametre og reguleringsmetoder. Foroverstyring gir de enkleste reguleringstekniske løsninger, og i dette kapittelet vil hovedvekten bli lagt på foroverstyring med utgangspunkt i prosessmodell 1.

3.5.1 Foroverstyring på grunnlag av prosessmodell 1

Med utgangspunkt i prosessmodell 1, avsnitt 2.3.1, er det mulig å beregne aluminiumsdosering ved å måle temperatur, ortofosfat, alkalitet og pH når optimal pH-verdi er kjent, (figur 7a).

Det finnes i dag utstyr på markedet for automatisk måling av alle disse parametre, og numeriske beregninger kan utføres av minidatamaskiner. Dette muliggjør direkte bruk av modellen til styring av kjemikaliedosering.

I hvilken grad denne metoden skal gi gevinst i forhold til dagens praksis, avhenger bl.a. av

- hvor godt modellen beskriver det "virkelige" kjemikaliebehov,
- målemetodenes pålitelighet og nøyaktighet,
- konsekvenser av eventuelle målefeil,
- med hvilken sikkerhet "optimal" pH-verdi er bestemt,
- hvilke forenklinger som kan gjøres uten at det får uakseptable konsekvenser.

Det vil bli forsøkt å gi svar på en del av disse problemstillingene i dette avsnittet, og den praktiske delen av denne undersøkelsen vil omfatte innledende forsøk med dette prinsippet.

Det synes klart at måling av alle parametre i fig. 7a er urealistisk i praksis, og det er i fig. 7b og c foreslått noen forenklete metoder.

Med utgangspunkt i at alkalitet er den dominerende parameter, 3 og 4, og at teoretisk aluminiumsdose er lineært proporsjonal med denne parameteren, er løsningen i fig. 7b et interessant alternativ. Det finnes utstyr på markedet for bestemmelse av alkalitet ved automatisk titrering.

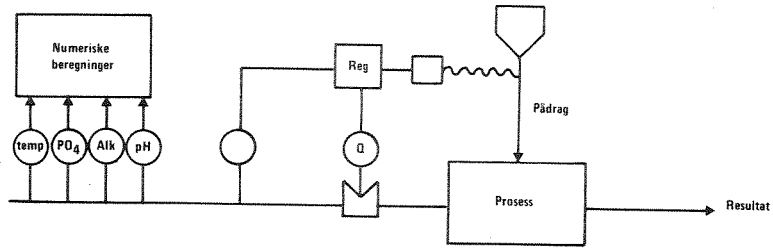
Alternativet i fig. 7c bygger på korrelasjonen mellom ledningsevne og alkalitet. Korrelasjonskoeffisienten er i to utenlandske undersøkelser funnet å være 0,84 og 0,96 (13) (14). Det foreligger også lovende drifts-erfaringer fra et svensk renseanlegg som anvender (ledningsevne x vannmengde) til styring av kjemikaliedosen i biologisk rensset vann (15).

I fig. 7d er skissert et styringsopplegg for et system basert på alkalitetssenkning med syre og felling med aluminium etter prosessmodell 2.

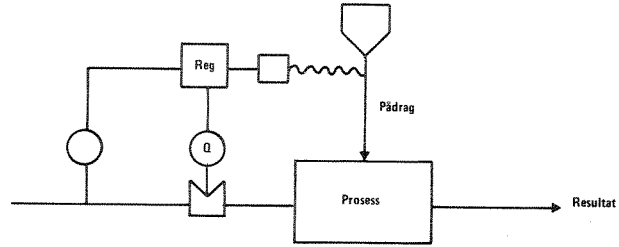
3.5.2 Andre metoder

Når man går inn på regulering med tilbakekobling, finnes det flere alternative parametre til pH. I den forbindelse kan nevnes utløpsturbiditeten. For å redusere forsinkelses-tiden kan det være aktuelt å ta ut en delstrøm fra flokkulatoren til en liten sedimenteringsenhet slik at vannfasens turbiditet kan måles.

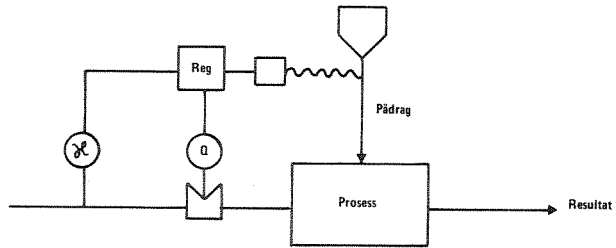
Alternative metoder for regulering med tilbakekobling vil bli tatt opp i neste delprosjekt.



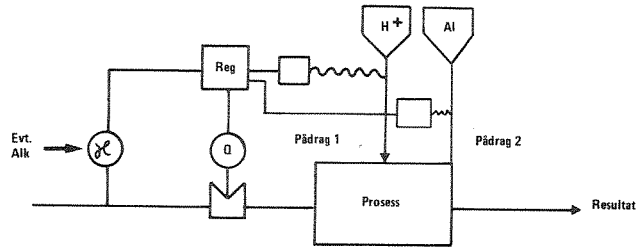
a) Teoretisk etter prosessmodell 1



b) Alkalitetsstyring etter prosessmodell 1



c) Ledningsevnestyring etter prosessmodell 1



d) Ledningsevnestyring syre aluminium etter prosessmodell 2

Fig. 7. Prinsippløsninger for foroverstyring.

4. Fullskala parallellforsøk med ulike styringsmetoder

4.1 Målsetting

Hensikten med forsøkene er å få fram sammenliknende data fra fullskala drift med ulike reguleringsmetoder, slik at det kan foretas en vurdering av metodenes betydning for driftsøkonomi, virkningsgrad og driftsstabilitet. Denne delrapporten omfatter sammenlikning av eksisterende metoder samt noen innledende forsøk med ukonvensjonelle metoder basert på foroverstyring.

Et annet moment i denne undersøkelsen er informasjon om instrumentenes driftssikkerhet og korrelasjoner mellom instrumentmålinger og analyser.

4.2 Forsøksarrangement og metoder

4.2.1 Forsøksanlegget

Det er valgt Kongsvinger renseanlegg som sted for fullskalaforsøk. Kongsvinger renseanlegg er et sekundærfellingsanlegg som er dimensjonert for 14 300 pe med en Q_{dim} lik $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Anleggets kjemiske del har to parallelle linjer. Slambehandlingen består av fortykker, slamsilo og avvanning med sentrifuge. Slammet blir av lukthensyn kalket før fortykking. Det henvises for øvrig til prosesskjema på fig. 8.

Anlegget benytter i dag aluminiumsulfat, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,2\text{H}_2\text{O}$, som fellingskjemikalium. Et aktuelt alternativ er AVR, $(\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16-12\text{H}_2\text{O} + \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O})$. Doseringen styres av vannmengde med overstyring etter pH-verdi målt i flokkuleringskammeret. Dagens belastning tilsvarer omtrent 10 000 personekvivalenter.

Kongsvinger renseanlegg betegnes som et typisk mekanisk-kjemisk anlegg for norske forhold og egner seg godt for forsøksdrift.

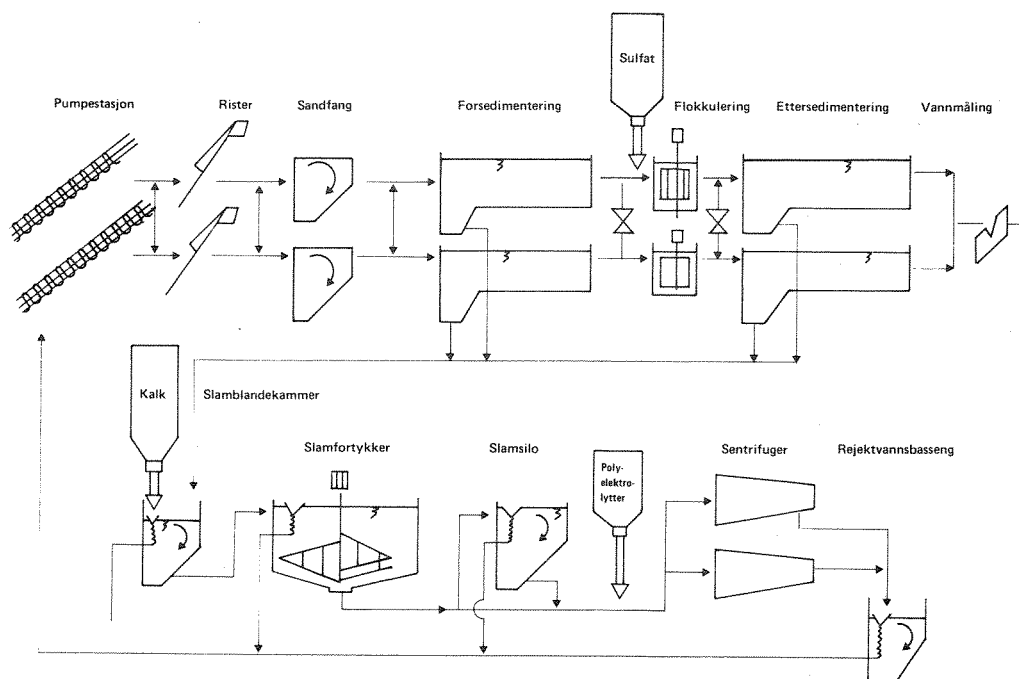


Fig. 8. Flyteskjema Kongsvinger rensanlegg.

I forbindelse med forsøkene ble rensanleggets kjemiske trinn delt i to separate linjer ved å sette inn en skillevegg i innløpskanalen. Fig. 9 viser en planskisse av hele forsøksarrangementet, og i fig. 10 er vist detaljene rundt doseringspunktene ved innløpet til det kjemiske rens-trinnet.

4.2.2 Kjemikaliedosering

I den ene prosesslinjen, referanselinjen, ble rensanleggets eget kjemikaliedoserings-system benyttet, og forsøkslinjen ble utstyrt med et separat kjemikaliesystem. Dette bestod av en 2 m³ silo med påfyllingsskrue og en doseringsskrue med tyristor styring etter et 0-20 mA signal. Utstyret kunne også innstilles på en fast mengde i kg/h. Doserings-systemet var av samme fabrikat som rensanleggets.

Dosering av svovelsyre foregikk direkte fra 50 kg kanner med membran-pumpe som kunne styres proporsjonalt med et 0-20 mA signal, alternativt via en PI-regulator på signal fra pH.

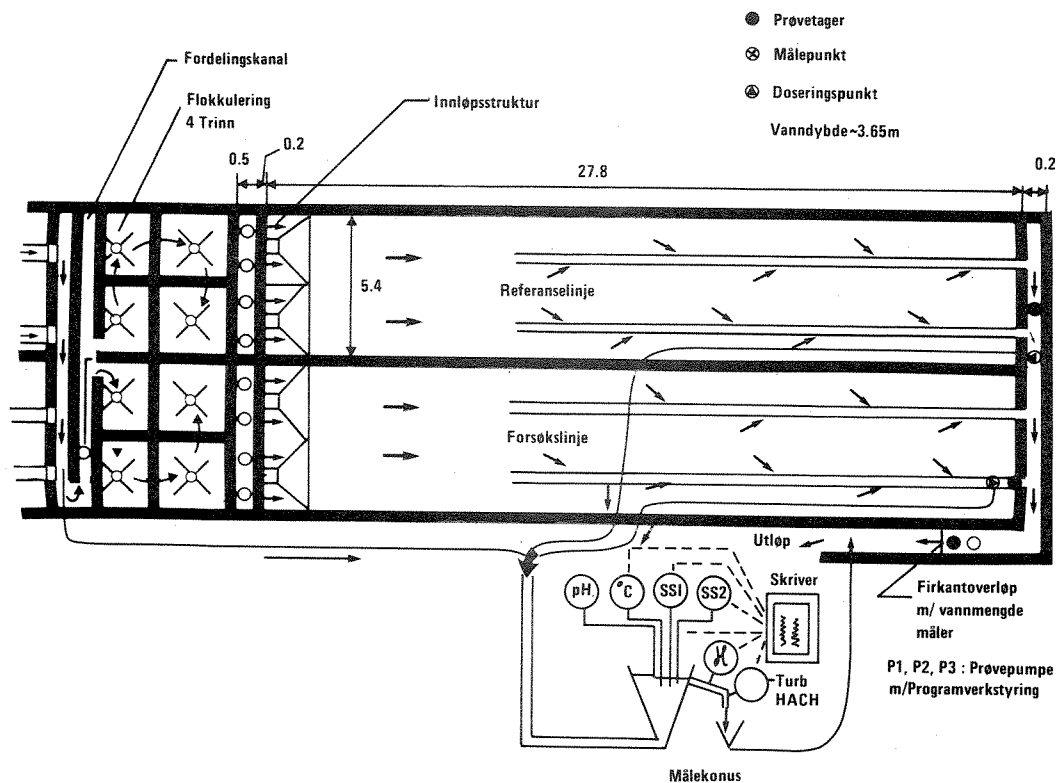


Fig. 9. Oversikt forsøksarrangementet.

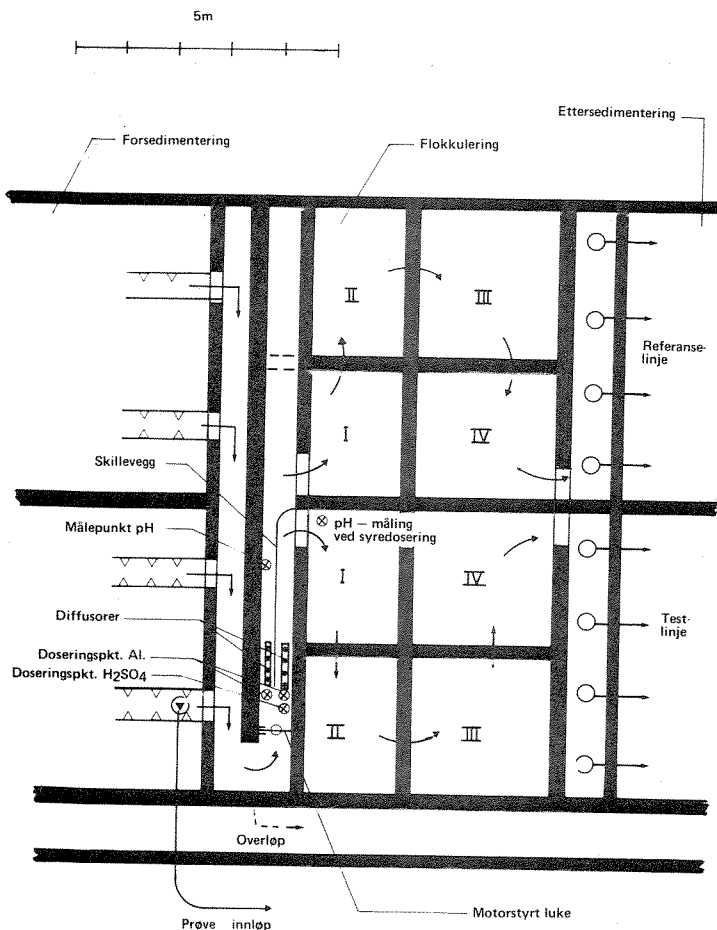


Fig. 10. Detalj av arrangementet ved innløp.

4.2.3 Vannmengdemåling

Vannmengdemåleren for det kjemiske rensetrinnet er plassert i utløpskanalen og består av et firkant-overløp med et målesystem av typen ultralyd. Utgangssignalet fra vannmåleren ble benyttet som vannmengde-signal i begge prosesslinjene. Kontroll av vannfordelingen mellom linjene ble arrangert med et firkant-overløp i hver utløpsrenne. Vannfordelingen ble også kontrollert ved hjelp av et overløp i kanalen etter linje 2, sammenholdt med det totale utløp.

Vannmengden ble kontinuerlig registrert på en skriver i kontrollrommet og summert mengde på anleggets telleverk.

På grunn av perioder med skum i utløps-målekummen var det nødvendig å kontrollere alle målingene mot anleggets vannmengdemåler på innløpet for å eliminere grove feil.

4.2.4 Automatisk registrering av anleggets driftstilstand

Fig. 9 viser prinsippet for kontinuerlig registrering av innløpet og de to utløpene, og fig. 11 viser fotografier av arrangementet.

Målingene ble utført ved pumping av vann fra de tre prøvepunktene fram til en beholder hvor måleinstrumentene var plassert. Pumpene hadde en kapasitet på ca. 1 liter/s, og de ble styrt av et programverk slik at pumpetiden fra hvert sted ble 20 minutter. Dataene ble registrert på en 6-linjers skriver med ulike fargekoder. Fordelene med et slikt arrangement er at det kreves bare ett sett måleinstrumenter for registrering av tre prøvepunkter. Ulempene med dette er at hvert punkt registreres bare 20 minutter pr. time. Tabell 6 viser en sammenstilling av måleparametrene, instrument-typer og måleområder. Fig. 12 viser et utdrag av skriveren.

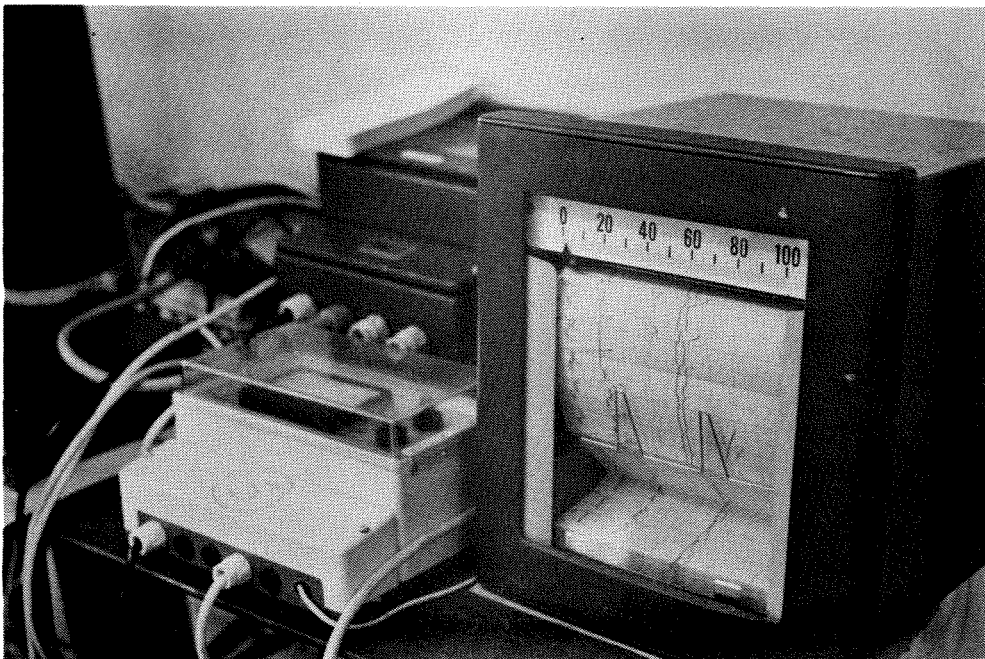
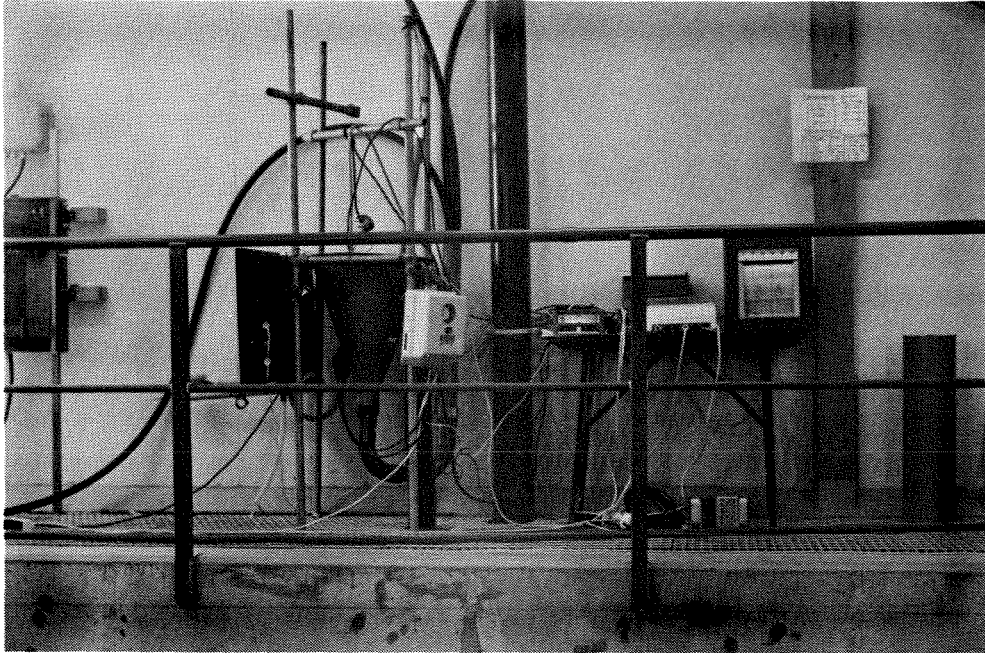


Fig. 11 Arrangement for continuous registration of operating condition

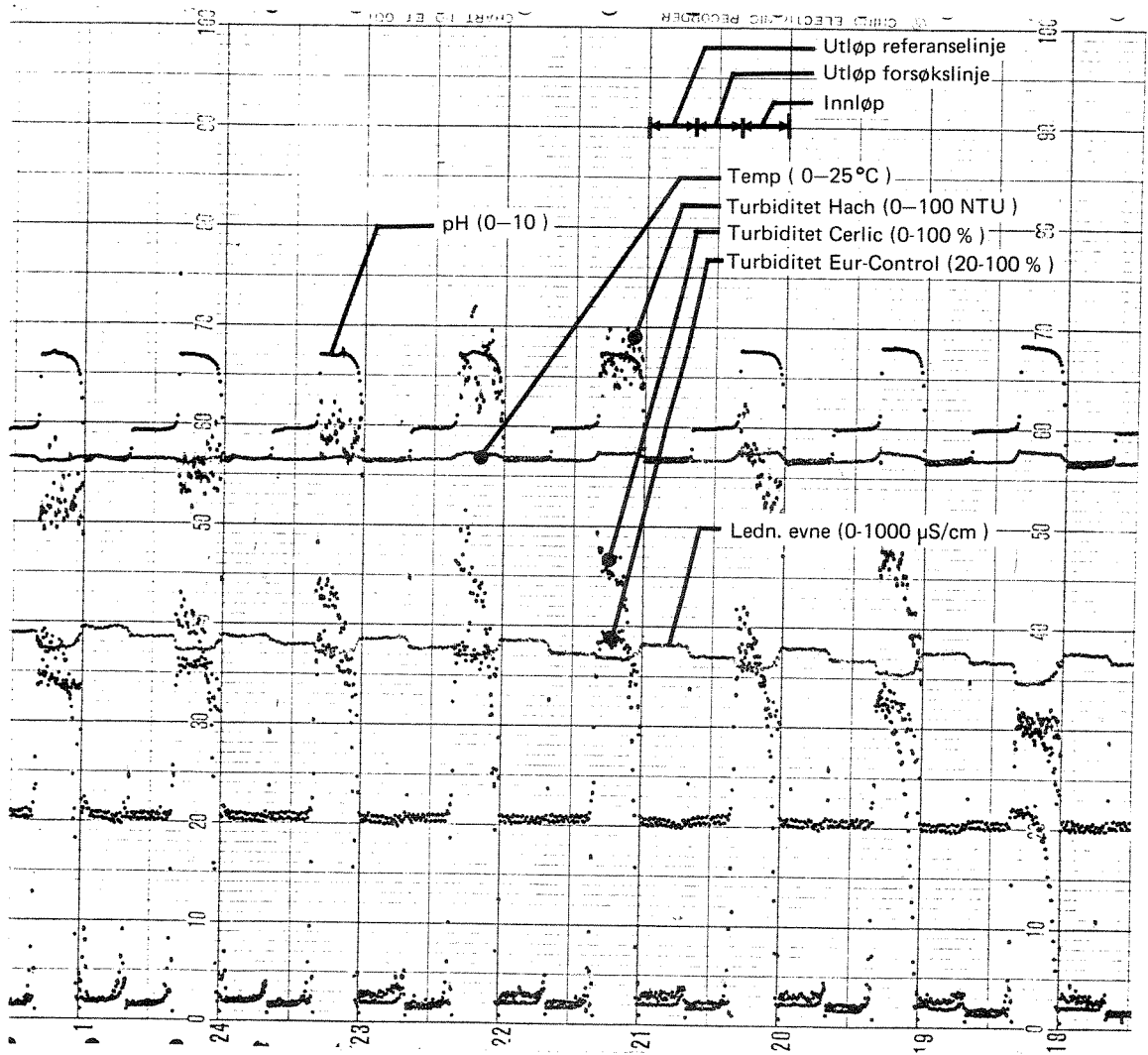


Fig. 12. Utdrag fra skriver for kontinuerlig registrering av driftstilstanden.

Tabell 6. Automatisk målte parametre og utstyr.

Parameter	Enhet	Område	Fabrikat/type
pH		0-10	EIL modell 91B
Ledningsevne	µs/cm	0-1000	EIL, gjennomstrømningsmåler med karbonelektrode
Temperatur	°C	0-25	Philips
Turbiditet 1	NTU	0-100	Hach surface scatter
-"- 2	%	0-100	Cerlic ATM 20 IT 45
-"- 3	%	0-100	EUR control MEX-2 TAG 120/25 og TAG 30/15

4.2.5 Prøvetaking

I tillegg til automatisk registrering av driftstilstanden ble det tatt prøver for laboratorieanalyser. Prøvene kan deles i to kategorier:

- Manuelle stikkprøver en gang pr. døgn for å få fram korrelasjoner mellom målte øyeblikksverdier og analyserte parametre.
- Automatiske døgnprøver som slås sammen til blandprøve for hver forsøksperiode for å dokumentere gjennomsnittlige driftsresultater.

4.2.6 Analyser

Følgende parametre ble analysert:

- Total fosfor
- Ortofosfat
- Alkalitet
- Suspendert stoff.

Analysene ble utført etter Norsk Standard for vannanalyser.

4.2.7 Jartest_prosedyre

Det ble benyttet en laboratorie-flokkulator med 6 røreverk og variabel omdreiningshastighet fra 0-100 0/min. Prøvevolum var 1 liter, og aluminiumsulfat ble tilsatt som løsning med konsentrasjon 1,8 g Al/l.

Etter ett minutt hurtiginnblanding ved 100 O/min fulgte 30 minutters flokkulering ved 20 O/min og til slutt 1 time sedimentering. Prøver av vannfasen ble deretter pipettert ut for analyser, supplert med en visuell bedømmelse.

Laboratorieforsøk med syredosering fulgte stort sett samme prosedyre bortsett fra 1 minutt hurtiginnblanding av syre før aluminiumsdosering. Det ble benyttet 0,01 N H_2SO_4 .

4.3 Forsøksprogram

Tabell 7 viser forsøkslinjens driftsbetingelser i hver av forsøksperiodene. Referanselinjen har i alle forsøksperiodene hatt foroverstyring med vannføring kombinert med tilbakekobling fra pH i innløpskanalen til flokkuleringsbassenget. Reguleringen har vært av typen PI (proporsjonal-integral) med pH = 5,9 som "bør-verdi".

Tabell 7. Forsøksprogram.

Nr.	Tidsrom 1979	Driftsbetingelser i forsøkslinjen	Merknader
1	22.6-27.6	Samme som referanselinjen	Dokumentasjon av driftstilstanden før forsøk
2	27.6-4.7	Samme som referanselinjen	Skillevegg satt på plass. Felles doseringssystem for begge linjer
3	4.7-13.7	Konstant Al-dosering	Jartest 4.7
4	13.7-18.7	Vannmengde proporsjonal Al-dosering 1	Doseringsmengde 1
5	18.7-2.8	"-" "-"	Doseringsmengde 2
6	2.8-7.8	"-" "-"	Doseringsmengde 3
7	7.8-14.8	Ledningsevne proporsjonal Al-dosering	Antatt for lav gjennomsnittsvannmengde
8	14.8-22.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + konstant H_2SO_4 -dosering	"Ukontrollert" syredosering Jartest med syre 14.8
9	22.8-27.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + pH-styrt H_2SO_4 -dosering	Enkelte problemer med syrepumpe
10	27.8-3.9	Ledn.evne x vannmengde proporsjonal dosering av Al og H_2SO_4	Bruk av prosessmodell 2

5. Resultater

Forsøkernes hovedmålsetting var sammenlikning av ulike reguleringsmetoder for kjemikaliedosering. For å eliminere faktorer som f.eks. avløpsvannets sammensetning og hydrauliske belastning ble forsøkene utført i parallell.

På grunn av driftsproblemer med utstyret i periode 7 og 8, tabell 7, vil den kommende presentasjon av forsøksresultater omfatte:

- Konstant dosering med aluminiumsulfat.
- Vannmengde-proporsjonal dosering med aluminiumsulfat.
- Vannmengde-proporsjonal dosering med aluminiumsulfat og pH-styring av svovelsyre.
- Ledningsevne x vannmengde-proporsjonal dosering med aluminiumsulfat og svovelsyre.

Tabell 8 inneholder et sammendrag av gjennomsnitts-resultatene, og detaljdataene er samlet i vedlegg 2-7.

Tabell 8. Gjennomsnitts-resultater fra undersøkelsen.

Driftsbetingelser i forsøkslinjen	Gjennomsnittlige vannmengder (m ³ /h)		Aluminiumdosering g Al/m ³		pH			Total fosfor g P/m ³			Turbiditet NTU			Alkalitet mekv/l
	Forsøkslinjen	Referanselinjen	Forsøkslinjen	Referanselinjen	Innløp	Utløp forsøkslinje	Utløp ref.-linje	Innløp	Utløp forsøkslinje	Utløp ref.-linje	Innløp	Utløp forsøkslinje	Utløp ref.-linje	
Konstant dosering av Al-sulfat	58	66	12,0	17,7	6,5	5,9	5,7	2,7	0,06	0,08	39	2,3	3,8	1,9
Vannmengde-prop. dosering av Al-sulfat	85	96	8,7	16,0	6,8	6,1	5,8	2,7	0,12	0,17	37	3,6	4,6	1,3
Vannmengde-prop. dos. av Al-sulfat og pH-overstyring av svovelsyre	117	132	4,4 +18 g/m ³ H ₂ SO ₄	16,4	6,6	6,1	5,9	1,4	0,29	0,25	24	8,6	7,9	1,2
Ledn.evne x vannmengde-prop. dos. av Al-sulfat og svovelsyre	123	139	5,1 +18 g/m ³ H ₂ SO ₄	9,8	6,7	6,1	5,9	2,7	0,71	0,10	28	14,5	7,2	1,7

Den høye kjemikaliedoseringen i referanselinjen resulterte i pH-verdier som var 0,2-0,3 enheter lavere enn i forsøkslinjen, uten at dette ga bedre renseseffekt.

5.1 Referanselinjen

Det ble i forbindelse med forsøkene ikke foretatt ny inntrimming av regulatoren for kjemikaliedosering, og leverandørens inntrimming ble lagt til grunn.

Fig. 13 er et utdrag fra renseanleggets vannførings- og pH-skriver og viser noen typiske drifts-situasjoner i referanselinjen.

I en typisk lavbelastnings-situasjon, fig. 13a, svinger fellings-pH mellom 6,0 og 6,5, og til høyre på kurven vises konsekvensene av feil på vannmengdemåleren.

Fig. 13b illustrerer en periode med høy vannføring, og pH-reguleringen har bedre stabilitet i dette tilfellet. Til venstre på kurven vises pH-avlesninger før og etter rensing av elektroden kl. 0730. Etter rensing av elektroden falt registrert pH-verdi fra 6,2 til 5,9, og dette betyr at kjemikaliedosen vil øke etter hvert som pH-elektroden blir tregere. Enkle forsøk tyder på at responstiden i kjemikalie-oppløseren er relativt lang, ca. 30 minutter, og dette er et forhold som vil bli viet større oppmerksomhet i neste delprosjekt.

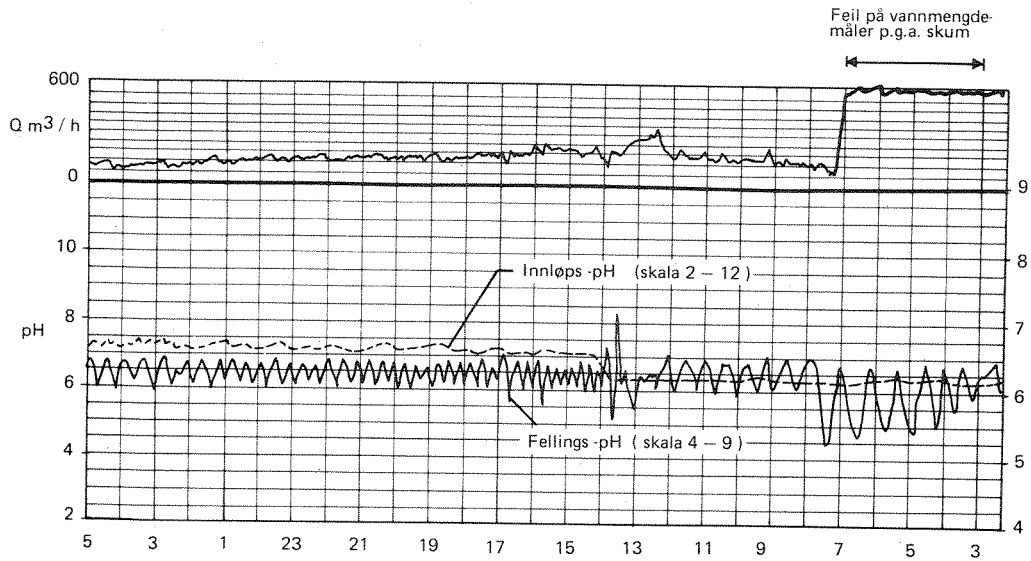
Totalt sett kan det sies at pH-overstyringen i referanselinjen under forsøkene ikke har fungert optimalt.

5.2 Vannmengder og kjemikalieforbruk

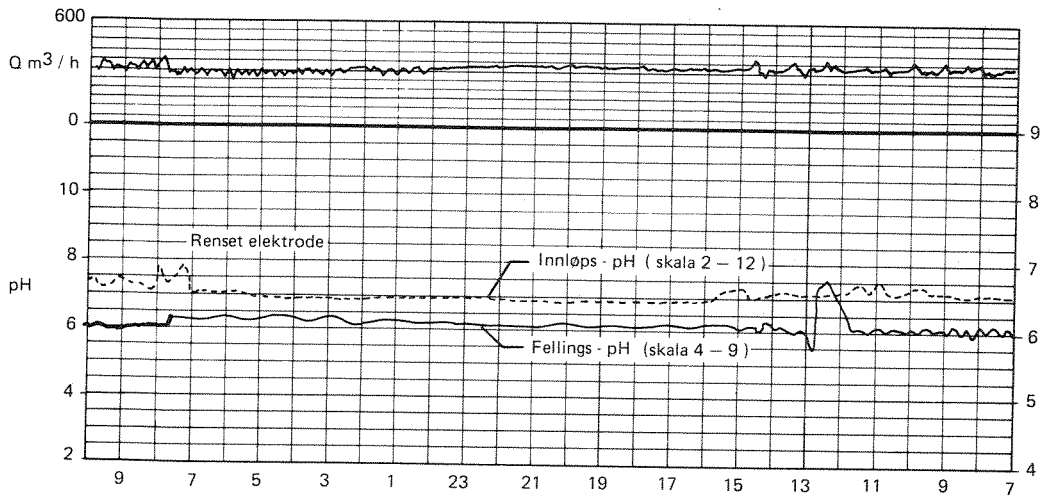
Vannmengdene er avlest på renseanleggets telleverk, og prosentvis fordeling mellom linje 1 og 2 ble gjennom hele forsøksperioden målt til 47/53.

Konsekvensene av ujevn hydraulisk belastning ble kontrollert i periode 2, og resultatene i vedlegg 4, 5 og 6 viser at disse er av mindre betydning. Aluminiumsulfat er beregnet ved avlesning av antall omdreininger på skruene, og på grunnlag av flere veiinger ble omregningsfaktorene beregnet til 0,15 og 0,132 g/omdr. for henholdsvis forsøkslinjen og referanselinjen. Gjennomsnittsverdier for vannmengde og kjemikalieforbruk er vist i tabell 8, og vannmengdevariasjonene for alle periodene er vist ved frekvensplotting i vedlegg 4.

På grunn av skum i målerennen viste vannmengdemåleren enkelte døgn over 30 prosent for høye verdier. I resultatene er dette korrigert på grunnlag av måleren på innløpet.



a) Fra periode med lav vannføring (19 - 20/7)



b) Fra periode med høy vannføring (14 - 15/8)

Fig. 13. Driftssituasjoner i referanselinjen.
Utdrag fra renseanleggets skrivere.

5.3 Konstant dosering av aluminiumsulfat

Doseringsmengden ble fastsatt på grunnlag av målt gjennomsnittsvannføring i m^3/h og antatt optimal doseringsmengde i g/m^3 . På grunnlag av dette ble doseringsskruen innstilt på en konstant mengde (kg/h).

Tabell 8 viser at denne doseringsmetoden gav gode resultater med lavt kjemikalieforbruk, men det må bemerkes at forsøksperioden bare varte i 9 døgn, og at hydraulisk belastning var relativt jevn (vedlegg 3).

5.4 Vannmengde-proporsjonal dosering

Disse forsøkene varte i 25 døgn og representerer et bedre vurderingsgrunnlag enn foregående periode. Vannmengde-proporsjonal dosering viste også gode resultater med lavt kjemikalieforbruk.

5.5 Vannmengde-proporsjonal aluminiumsdosering med pH-overstyring av syre

Aluminiumsdosen ble bestemt på grunnlag av jar-test, avsnitt 5.3, og syre ble overstyrt etter pH i flokkuleringsbassenget. Det oppstod avbrudd i syredoseringen i denne perioden på grunn av uegnet materialkvalitet på slangene. Det var også problemer med referanselinjens aluminiumsdosering i denne perioden. Disse forholdene gjenspeiler noe dårligere resultater i tabell 8, med total fosfor konsentrasjon $0,29 \text{ g P}/\text{m}^3$.

5.6 Ledningsevne x vannmengde-proporsjonal dosering av aluminium og syre

Denne perioden var et forsøk på foroverstyring med dosering av aluminium og syre etter prosessmodell 2. Forsøket bygget på forutsetningen om at det eksisterer en lineær sammenheng mellom kjemikaliebehov og alkalitet som vist i fig. 4, og forutsetter videre at det er lineær sammenheng mellom alkalitet og ledningsevne. Styringsopplegget er identisk med fig. 7d. Forholdet mellom aluminium og syre er bestemt på grunnlag av jar-test, avsnitt 5.7.2, og fig. 14 viser teoretiske kurver for aluminiumsulfat og svovelsyre. Fremgangsmåten ved beregningene er den samme som i prosessmodell 2, avsnitt 2.3.2, og i dette tilfellet vil syredoseringen til enhver tid redusere innløps-alkaliteten med ca. 20 prosent.

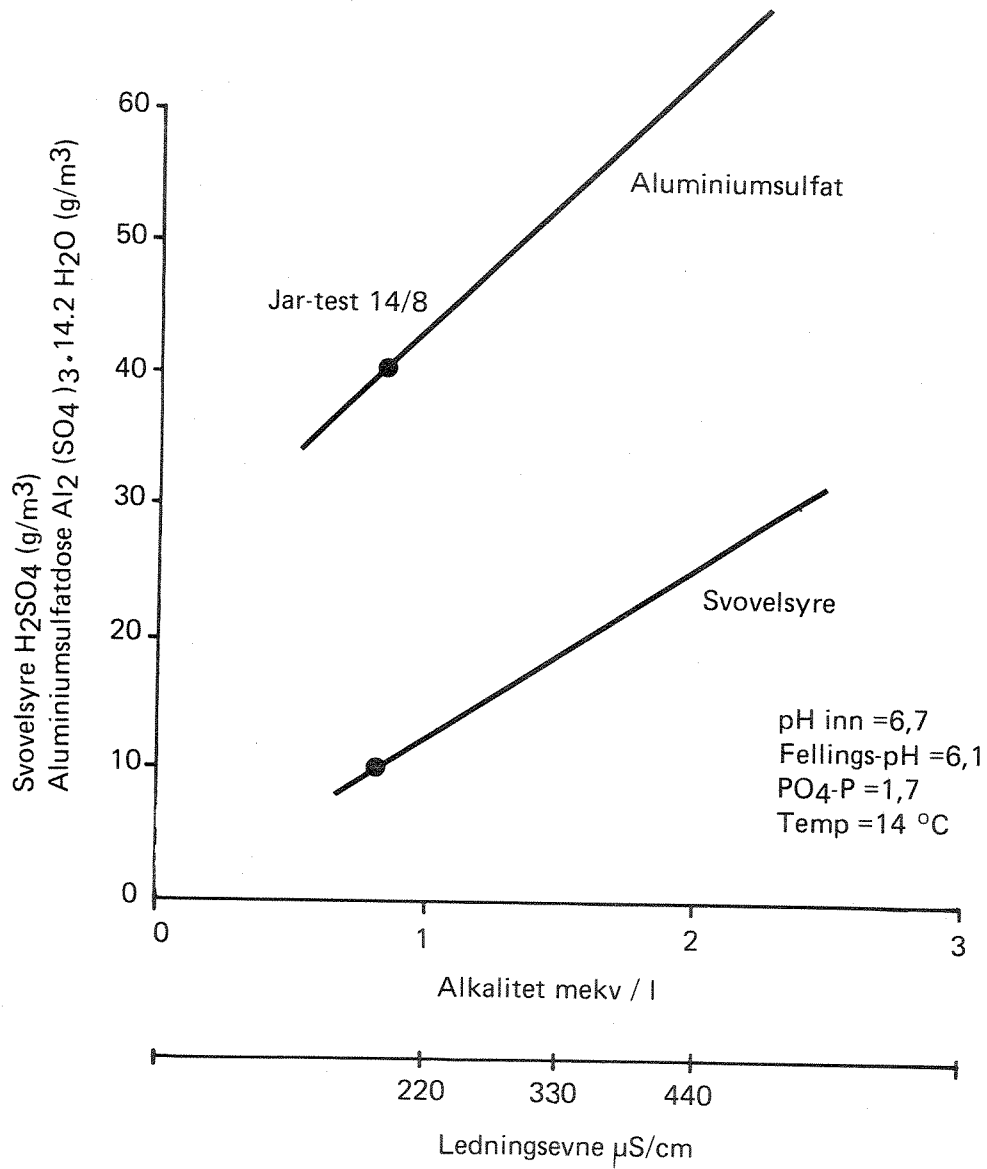


Fig. 14. Teoretisk beregnede aluminium- og syremengder med henblik på foroverstyring i periode 10.

Forutsetningen om lineær sammenheng mellom alkalitet og ledningsevne viste seg å ikke være oppfylt, og perioden ble preget av underdosering av kjemikalier.

5.7 Jartest resultater

5.7.1 Aluminiumsdosering 4.7.79

Det ble utført to parallellforsøk med forsedimentert avløpsvann i henhold til prosedyren som er beskrevet i avsnitt 4.2.7.

Avløpsvannet hadde følgende utgangsparametre:

Temperatur	13 °C
pH	6,8
Alkalitet	1,9 mekv H ⁺ /l
Orto-P	1,7 g P/m ³
Turbiditet	17 NTU
Ledningsevne	370 µS/cm in situ

Aluminiumsløsningen hadde en konsentrasjon på 1,81 g Al/l.

Tabell 9 viser gjennomsnittsdata for vannfasen etter forsøkene. Optimal aluminiumsdose ligger i området 9 g Al/m³ (100 g/m³ som aluminiumsulfat).

Tabell 9. Jartest resultater aluminiumfelling.

Al-dose g Al/m ³	pH	Alkalitet mekv H ⁺ /l	Orto- fosfat g P/m ³	Turbiditet NTU	Merknader
18,1	5,45	0,19	0,05	10	Lav sedim.hastighet, fnokker i vannfase
9,0	6,15	1,02	0,23	10	God sedimentering, ren vannfase
4,5	6,55	1,45	1,18	17	Turbid vannfase

5.7.2 Aluminium- og syredosering 14.8.79

Forsøkene ble foretatt for å studere syrebehovet og minimal aluminiumsdose ved bruk av dette to-kjemikaliesystemet. Det ble benyttet 0,01 N svovelsyre og 0,36 g Al/l aluminiumsulfat-løsning.

Råvannet hadde følgende nøkkeldata:

Temperatur	12 °C
pH	6,7
Alkalitet	0,81 mekv H ⁺ /l
Orto-P	0,74 g P/m ³
Tot-P	1,62 g P/m ³
SS	43 g/m ³
Ledningsevne	200 µS/cm (in situ)

Resultatene er vist i tabell 10.

Tabell 10. Jar-test resultater aluminiumsfelling med syre som pH-senkende kjemikalium.

Syredose mekv H ⁺ /l	pH etter syredos.	Al-dose g Al/m ³	pH- felling	Alk.slutt mekv H ⁺ /l	Orto- fosfat g P/m ³	Total fosfor g P/m ³	Merknader
0,13	6,5	1,8	6,2	0,59	0,549	1,61	Dårlig flokk. turbid vannfase
0,20	6,4	3,6	6,1	0,40	0,088	0,624	Bra flokk. små fnokker klar vannfase
0,26	6,3	5,4	5,7	0,24	<0,01	0,119	Meget god flokk. store og små fnokker, klar vannfase

5.8 Testing av prosessmodellen mot lab.-resultater

Testing av prosessmodellen går i korthet ut på å anslå aluminiumsdosen på grunnlag av analyser av innløpsvannet og fellings-pH, og sammenholde resultatene med målte aluminiumsdoser.

Ved å sette inn råvannsdata og målte fellings-pH fra jar-test resultatene er det beregnet aluminiumsdoser på grunnlag av prosessmodellene. Resultatene er presentert i tabell 11.

Tabell 11. Beregnede og målte aluminiumsdoser fra laboratorieforsøk (jartest).

Målt fellingss- pH	Beregnede verdier		Målte verdier		Al (beregnet) Al (målt)
	Al-dose g Al/m ³	Slutt-alk. mekv H ⁺ /l	Al-dose g Al/m ³	Slutt-alk. mekv H ⁺ /l	
5,45	15,5	0,25	18,1	0,19	0,86
6,15	9,4	0,93	9,0	1,02	1,04
6,55	3,9	1,54	4,5	1,45	0,87

5.9 Instrument-erfaringer

Undersøkelsen gav driftserfaringer med de ulike metoder.

I de første dagene av undersøkelsen ble måle-instrumentene ikke rengjort for å se hvor lang tid de fungerte tilfredsstillende. Etter ca. 1-2 døgn var pH-elektrodens respons så lav at den trengte mer enn 20 minutter for å innstille seg på riktig verdi. Kalibreringen ble kontrollert hver uke, og viste minimale avvik.

Cerlic turbiditetsmåler hadde på grunn av beleggdannelse et nødvendig rengjøringsinterval på 2 døgn.¹⁾ Ved måling av bare rensset vann vil sannsynligvis driftstiden mellom hver rengjøring være lengre. Eur-Control-måleren hadde lengre driftstid mellom hver rengjøring, men de aktuelle følerne hadde relativt liten oppløsning.

Hach turbidimeteret ble rengjort hver 14. dag, og viste ikke tendenser til målefeil i denne perioden. Instrumentet er basert på uttak av en delstrøm, og er derfor avhengig av en pålitelig pumpe. For lav gjennomstrømming kunne resultere i sedimentering i stigerøret.

Korrelasjons-koeffisienten mellom suspendert stoff og turbiditet var relativt god, 0,54, og koeffisienten mellom de andre turbiditets-instrumentene og HACH-instrumentet var 0,62 for EUR control og 0,83 for Cerlic.

Temperatur- og ledningsevne-målerne hadde lite rengjøringsbehov.

1) Leverandør kommer med ny modell med automatisk rengjøring av følere.

5.10. Stikkprøve-resultater og korrelasjoner

Resultater fra stikkprøveanalyser og korresponderende instrumentavlesninger er vist i vedlegg 7. Med henblikk på indirekte måling av prosessparametre, f.eks. i forbindelse med kontinuerlig overvåkning eller prosessstyring, er det foretatt lineære regresjonsanalyser etter minste kvadraters metode, tabell 12. Tilsvarende analyser for avløpsvann er også tidligere utført i Tyskland og Nederland (13) (14). Tabellen viser bl.a. at korrelasjonen mellom alkalitet og ledningsevne ikke er så god som rapportert i utenlandske artikler, og dette setter spørsmålsteget ved styring etter ledningsevne.

Tabell 12. Korrelasjons-koeffisienter mellom parametre målt på sedimentert avløpsvann.

	pH	Alkalitet	Ledningsevne	Suspendert stoff	Tot P	Orto P	Turbiditet
pH	1.000						
Alkalitet	0.02	1.000					
Ledningsevne	0.04	0.01	1.000				
Suspendert stoff	1)	1)	1)	1.000			
Tot P	0.2	0.17	1)	0.1	1.000		
Orto P	0.22	0.26	0.21	0.01	0.29	1.000	
Turbiditet	0.11	0.08	0.01	0.54	0.27	0.13	1.000

1) Korrelasjonsfaktor < 0,01

6. Sammendrag og konklusjoner

6.1 Sammendrag

Prosjektet er et ledd i hovedprosjektet "Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg" som finansieres gjennom NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg. Første delprosjekt startet i 1976, og det siste vil bli gjennomført i løpet av 1980.

Rammen for dette delprosjektet (1979) var å foreta sammenliknende forsøk i full skala med noen aktuelle reguleringsmetoder. Hensikten med dette var å undersøke metodene med henblikk på kjemikalieforbruk, driftsstabilitet og virkningsgrad. Det var også lagt opp til å skaffe driftserfaringer med ulike instrument-typer og studere korrelasjoner mellom målte og analyserte parametre.

Den teoretiske delen av prosjektet omfattet sammenstilling av en prosessmodell for å kunne beregne sammenhengen mellom kjemikaliedosen og viktige prosessparametre. Modellen bygger på Ørens og Balmérs slamproduksjonsmodell (10). Modellen bygger på beregning av kjemiske likevekter med følgende inngangsverdier:

- pH i avløpsvann
- Alkalitet i avløpsvann
- Ortofosfat i avløpsvann
- pH i fellingstrinnet.

Med utgangspunkt i denne modellen er det i prinsippet mulig å vurdere hvilken betydning de ulike parametre har for kjemikaliebehovet.

Fullskala forsøkene ble utført ved Kongsvinger renseanlegg. Anlegget er av typen sekundærfelling dimensjonert for 14 300 personekvivalenter ($Q_{\text{dim}} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$). Som fellingskjemikalium ble benyttet aluminiumsulfat.

Det ble registrert pH, ledningsevne, temperatur og tre metoder for turbiditetsmåling.

Anleggets kjemiske del ble under forsøkene delt i to linjer med separate doseringssystemer, og det ble foretatt automatisk registrering av kvaliteten på innløpet og utløpet fra hver prosesslinje. Dette ble utført ved vekselvis pumping av delstrømmer fra hvert prøvested til en beholder hvor alle instrumentene var plassert. Instrumentverdiene ble registrert på en 6-linjers foldeskriver.

Det ble tatt ut en stikkprøve pr. dag fra de tre prøvestedene for analyser i laboratoriet. I tillegg ble det tatt døgnprøver som ble slått sammen til blandprøver for hver enkelt periode.

Den ene linjen ble benyttet som referanselinje under alle forsøksperiodene, og doseringen ble styrt etter prinsippet vannmengde-proporsjonal dosering med overstyring av pH i flokkuleringskammeret. Dette er den mest avanserte styringsmetode som er i bruk ved avløpsrensaneanlegg.

I den andre linjen, forsøkslinjen, ble følgende metoder undersøkt:

- Konstant dosering av aluminiumsulfat
- Vannmengde-proporsjonal dosering av aluminiumsulfat
- Vannmengde-proporsjonal dosering av aluminiumsulfat med pH-overstyring av svovelsyre
- Ledningsevne x vannmengde-proporsjonal dosering av aluminiumsulfat og svovelsyre.

Instrument-erfaringene fra denne undersøkelsen viste at pH-elektroden i flokkuleringsbassenget viste ca. 0,3 enheter for høy verdi etter ett døgn. Turbiditetsmålerne hadde rengjøringsintervaller på 2-14 døgn, og temperatur- og ledningsevne-måleren hadde lite rengjøringsbehov.

6.2 Konklusjoner

Konklusjonene på denne undersøkelsen må sees på bakgrunn av at forsøksanlegget var relativt stort, og sammen med skruepumpe på innløp og forsedimentering betyr dette at belastningen på den kjemiske delen blir relativt jevn. Det må også bemerkes at pH-overstyringen i referanselinjen viste tegn til ustabilitet ved lave vannføringer som vist i figur 13. Dette førte til en overdosering av aluminiumsulfat i referanselinjen som igjen resulterte i unødig lav fellings-pH (tabell 8).

Konklusjonene på forsøkene kan sammenfattes i følgende punkter:

1. Konstant dosering gav god renseeffekt og driftsstabilitet i en tørrværsperiode på 9 døgn.
2. Vannmengde-proporsjonal dosering viste gode resultater med hensyn til renseeffekt og driftsstabilitet.
3. pH-overstyring gav ingen fordeler på det aktuelle anlegget. Noe av årsaken til dette kan tilskrives inntrimmingen av utstyret.
4. Etter ett døgn drift viste pH-elektroden i flokkuleringsbassenget ca. 0,3 enheter for mye. Dette medvirket til overdosering av kjemikalier ved regulering med tilbakekopling.
5. Dosering av syre sammen med aluminiumsulfat bør baseres på vannmengde-proporsjonal aluminiumsdosering og pH-overstyring med syre. Nedre grense for aluminiumsulfat dosering var 50 g Al/m^3 .
6. På bakgrunn av korrelasjons-beregninger av stikkprøvedata ser det ut til at ledningsevne er en usikker parameter for indirkete måling av alkalitet.
7. Undersøkelsen utkrystalliserte følgende problemstillinger for videre arbeid:
 - Det er behov for en metodikk for beskrivelse av reguleringsproblemet ved renseanlegg.
 - Fremgangsmåte ved stilling av anleggsdiagnose ved driftsassistanse bør utarbeides.
 - Regulering med tilbakekobling (overstyring) bør undersøkes mer detaljert ved måling av tidskonstanter og simulering i datamaskin. Viktig å klarlegge metodens muligheter og behovet for utskifting av utstyr og omlegging av driftsrutiner for at den skal fungere optimalt. Det er også behov for inntrimningsprosedyre beregnet på driftspersonalet.

- Foroverstyring med $Q \times$ alkalitet synes interessant på bakgrunn av teoretiske beregninger. Utstyr for alkalitetsmåling finnes på markedet.
- Muligheter for styring etter turbiditet bør undersøkes.

7. Litteratur

1. Buset, H. og Nilsgård, V. (1977): Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg. Forprosjekt. Prosjektrapport nr. 2/77 NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg. HPD-08/76.
2. Buset, H. og Nilsgård, V. (1978): Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg. Delrapport 1: Undersøkelse av eksisterende forhold. Prosjektrapport nr. 13/78 NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg. HPD-08/76.
3. Eikum, A., Harr, C., Ofte, J. og Balmér, P. (1979): Kjemisk felling av kommunalt avløpsvann. Prosjektkomiteén for rensing av avløpsvann. PRA 24 ISBN 82-901-8026-8.
4. Lygren, E. og Balmér, P. (1978): Avløpsvannets mengde og sammensetning. PRA 1.1 0-73/76 NIVA. ISBN 82-577-0064-9.
5. Jenkins, D., Ferguson, J.F. and Menar, A.B. (1971): Chemical processes for phosphate removal. Water Research, Pergamon Press, Vol. 5, Pp. 369-389.
6. Ferguson, J.F. and King, T. (1977): A model for aluminum phosphate precipitation. Journal WPCF, April.
7. Ødegaard, Thorsen, Skoglund (1975): Rensing av avløpsvann. TAPIR ISBN 82-519-0169-3.
8. Bøyum, Å. (1969): Orientering om vannforsynings- og avløpsteknikk Del II NTH-trykk.
9. O'Melia, C.R. (1970): Coagulation in water and wastewater treatment. Water quality improvement by physical and chemical processes. ISBN 0-292-70041-7. Univ. of Texas.
10. Øren, K. og Balmér, P. (1977): Systemanalyse av slamhandtering. Utvalg for fast avfall, NTNF, Prosjekt nr. 1.2.17.
11. Vråle, L. (1976): Kjemiske fellingsanlegg - Prosessmessige driftsforhold. NIF-kurs: Drift av kommunale renseanlegg, Fagernes.
12. Stumm, W. and O'Melia, C.R. (1968): Stoichiometry of coagulation. Journal AWWA, May.
13. Overath, H. und Marr, G. (1976): Beitrag zur Optimierung chemischer Fällung im Rohabwasser durch die Steuerung der Fällmittelzugabe. GWF Wasser/Abwasser 117 H.3.
14. Leentvaar, J., Ywema, T.S. and Roesma, R.E. (1979): Optimization of coagulant dose in coagulation-flocculation of sewage. Water Research Vol 13, pp. 229-236, Pergamon Press.
15. Helgeson, J. (1979): Styring av kemisk fällning med hjälp av konduktivitetmätning. VAV-M26, April.

Vedlegg

	Side:
VEDLEGG nr. 1: Modell for felling med aluminiumsulfat	47
VEDLEGG " 2: Vannmengder og kjemikalieforbruk	48
VEDLEGG " 3: Frekvensplotting av vannføring	49
VEDLEGG " 4: Frekvensplotting av turbiditet	50
VEDLEGG " 5: Instrument-registrerte data	52
VEDLEGG " 6: Analyseresultater fra blandprøver	53
VEDLEGG " 7: Analyseresultater fra stikkprøver	54

MODELL FOR FELLING MED Al-sulfat. (Etter Øren og Balmér (10).)

Tilstand: 1 start, 1,2 mellom, 3 slutt

	Beregninger/forutsetninger	Tilstand	Inngangsparametre	pH H ⁺ til-satt	m-alk. mM	Al-dos mM
Inngangsparametrene	Temperatur °C PO ₄ -P mg P/l m-alkalitet pH pH-felling		TEMP PO4P ALK PH1 PH2	PH1	ALK	
Utfelling av fosfat	<u>Fordeling av fosfat:</u> A = H ₃ PO ₄ PKP1 = 2,1 B = H ₂ PO ₄ ⁻ PKP2 = 7,2 C = HPO ₄ ²⁻ PKP3 = 12,3 D = PO ₄ ²⁻ $C_1 = 10^{(-PKP1 + PH1)}$ $C_2 = 10^{(-PKP2 + PH1)}$ $C_3 = 10^{(-PKP3 + PH1)}$ SUMPL = (PO4P/31 mM) $A = SUMPL / (1 + C_1 + C_1 \cdot C_2 + C_1 \cdot C_2 \cdot C_3)$ $B = C_1 \cdot A$ $C = C_1 \cdot C_2 \cdot A$ $D = C_1 \cdot C_2 \cdot C_3 \cdot A$					
	H1 = 3B + 2A + C ADOS 1 = SUMPL	1,2		H1		ADOS1
	$HCO_3^- = ALK = A2$ $CO_2 = A1 \cdot 167$ $PK1 = 6,579 - 0,01067 \cdot TEMP (\leq 15 \text{ } ^\circ C)$ $PK1 = 6,419 - 0,0067 \cdot TEMP (> 15 \text{ } ^\circ C)$ $A1 = 10^{(lg(A2) + PK1 - PH1)}$ CT1 = A1 + A2	1				
	$HCO_3^-_{1,2} = HCO_3^- - H1 = A4$ $CO_2_{1,2} = CT1 - HCO_3^-_{1,2} = A3_{1,2}$ PH 1,2 = lg(A4/A3)			PH12		A4
Utfelling hydroksyd	$A5 = HCO_3^- = CT1 / (1 + 10^{(PH2 - PK1)})$ $A6 = CT1 - A5 = CO_2_2$ H2 = A4 - A6 ADOS2 = H2/3			PH2 H2	A6	ADOS2
Aldose	ADOS = ADOS1 + ADOS2					ADOS

VEDLEGG 2.

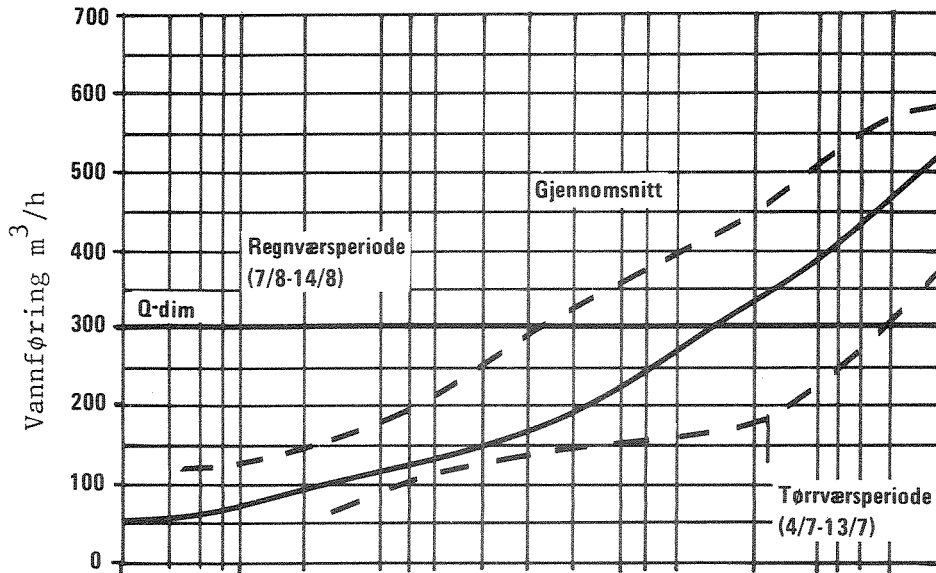
VENNMENGDER OG KJEMIKALIEFORBRUK

x) Feil på doseringssystemet.

Nr.	Tidsrom 1979	Driftsbetingelser i forsøkslinjen	Gjennomsnittlige vannmengder (m ³ /h)		Aluminiumdosering g Al/m ³	
			Forsøks- linjen	Referanse- linjen	Forsøks- linjen	Referanse- linjen
1	22.6-27.6	Samme som referanselinjen	90	90	11,2	11,2
2	27.6-4.7	" "	66	72	15,6	15,6
3	4.7-13.7	Konstant Al-dosering	58	66	12,0	17,7
4	13.7-18.7	Vannmengde proporsjonal Al-dosering 1	65	73	6,8	17,8
5	18.7-2.8	" "	81	92	9,8	14,9
6	2.8-7.8	" "	110	123	9,4	15,2
7	7.8-14.8	Ledningsevne proporsjonal Al-dosering	138	155	4,1	5,3 ^x)
8	14.8-22.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + konstant H ₂ SO ₄ -dosering	112	127	4,4 + 12 g/m ³ H ₂ SO ₄	14,2
9	22.8-27.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + pH-styrt H ₂ SO ₄ -dosering	117	132	4,4 + 18 g/m ³ H ₂ SO ₄	16,4
10	27.8-3.9	Ledningsevne x vannmengde proporsjonal dosering av Al og H ₂ SO ₄	123	139	5,1 + 18 g/m ³ H ₂ SO ₄	9,8

VEDLEGG 3.

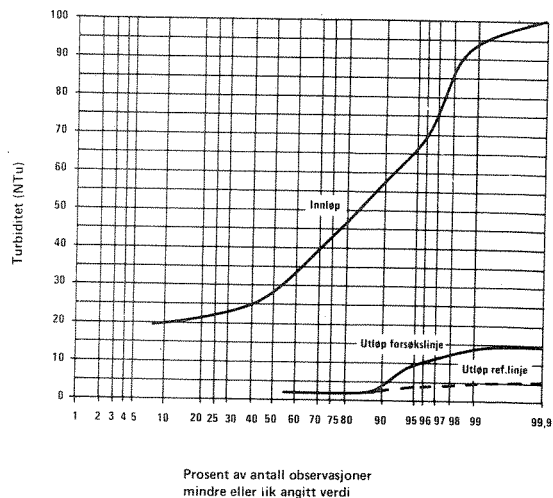
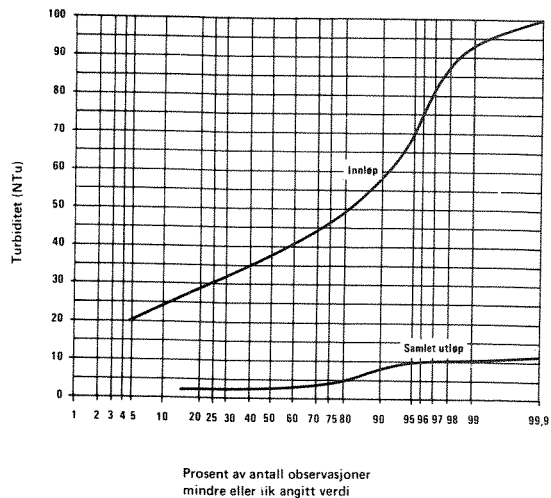
FREKVENSPLOTTING AV VANNFØRING



Prosent av antall observasjoner
mindre eller lik angitt verdi

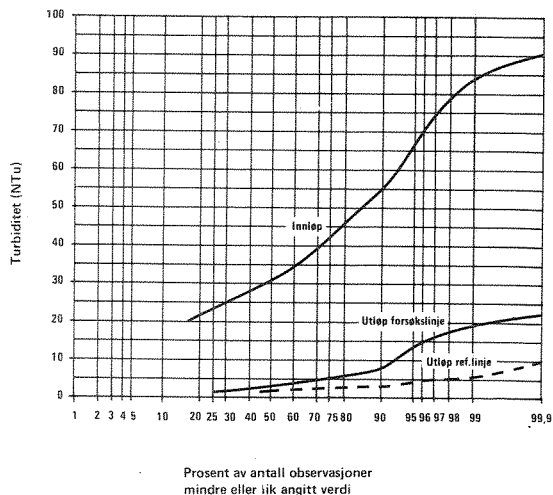
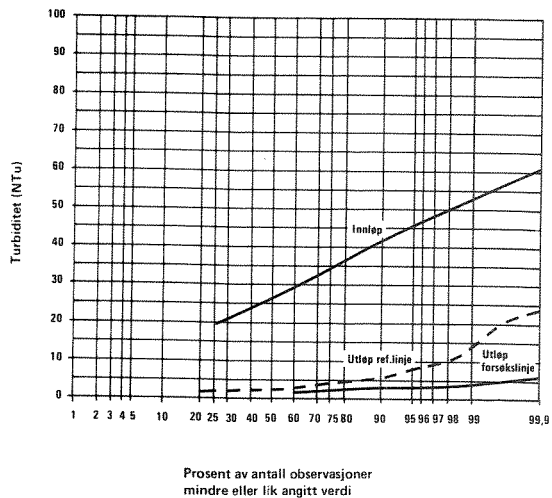
VEDLEGG 4.

FREKVENSPLOTTING AV TURBIDITET



a) Forsøksperiode 1.

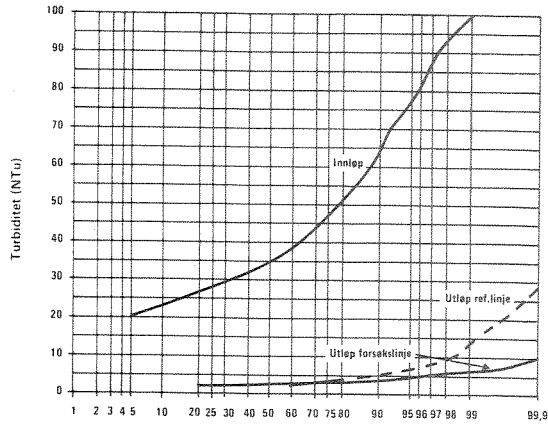
b) Forsøksperiode 2.



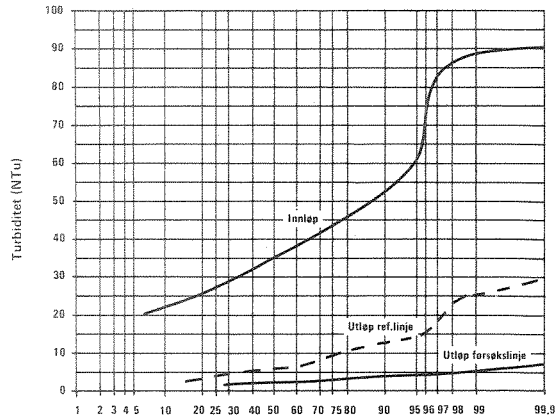
c) Forsøksperiode 3.

d) Forsøksperiode 4.

Forts.



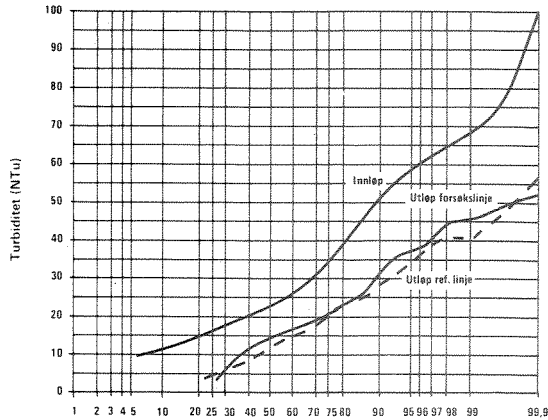
Prosent av antall observasjoner mindre eller iik angitt verdi



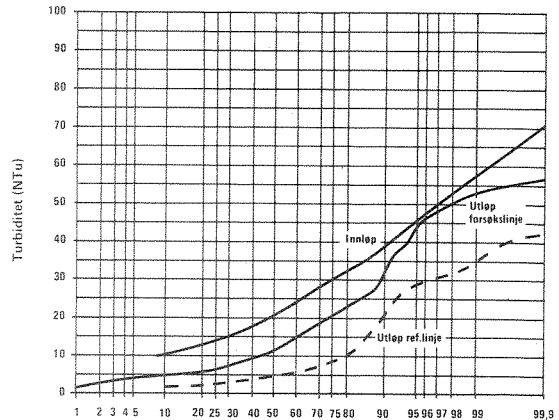
Prosent av antall observasjoner mindre eller iik angitt verdi

e) Forsøksperiode 5.

f) Forsøksperiode 6.



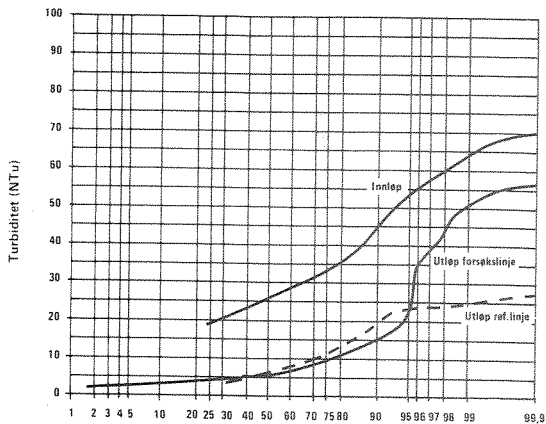
Prosent av antall observasjoner mindre eller iik angitt verdi



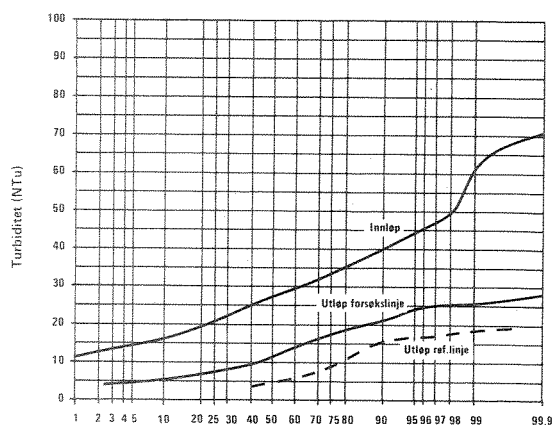
Prosent av antall observasjoner mindre eller iik angitt verdi

g) Forsøksperiode 7.

h) Forsøksperiode 8.



Prosent av antall observasjoner mindre eller iik angitt verdi



Prosent av antall observasjoner mindre eller iik angitt verdi

i) Forsøksperiode 9.

j) Forsøksperiode 10.

VEDLEGG 5.

INSTRUMENT-REGISTRERTE DATA.

Nr.	Tidsrom	Driftsbetingelser i forsøkslinje	Innløp				Utløp forsøkslinje				Utløp referanselinje							
			pH	Leदन. evne $\mu\text{S/cm}$	Turbiditet NTU	pH	Leदन. evne $\mu\text{S/cm}$	Turbiditet NTU	pH	Leदन. evne $\mu\text{S/cm}$	Turbiditet NTU	pH	Leदन. evne $\mu\text{S/cm}$	Turbiditet NTU				
1	1979																	
2	22.6-27.6	Samme som referanselinjen	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$	Ant \bar{x} $\pm 6\%$
2	27.6-4.7	"	42 6,47 1,2	147 314 11,9	147 40 36	42 5,6 1,0	146 338 9,8	146 3,3 63	42 5,5 1,4	146 352 6,4	145 3,7 72							
3	4.7-13.7	Konstant Al-dosering	163 6,76 1,5	163 333 7,1	163 35 47	162 5,5 8,3	163 357 6,5	163 4,0 98	162 5,7 2,5	162 364 6,2	162 3,0 77							
4	13.7-18.7	Vannmengde proporsjonal Al-dosering 1	220 6,50 4,3	270 353 9,2	220 39 60	119 5,9 4,6	221 378 1,1	220 2,3 35	220 5,7 2,1	220 378 7,7	219 3,8 72							
5	18.7-2.8	"	117 6,66 2,4	117 336 11,4	117 34 39	118 6,2 1,5	116 365 11,4	117 4,8 84	118 5,7 2,5	117 378 4,9	117 2,8 37							
6	2.8-7.8	"	347 6,83 3,8	344 350 12,8	347 40 42	346 6,0 2,3	346 383 12,9	346 2,9 34	345 6,0 2,6	346 379 13,4	347 3,3 68							
7	7.8-14.8	"	90 6,77 2,2	117 349 9,8	116 37 38	89 6,2 1,6	117 364 8,2	117 3,2 35	88 5,8 5,1	116 376 9,3	116 7,8 71							
8	14.8-22.8	Leदningsevne proporsjonal Al-dosering	90 6,4 1,7	67 316 21,1	124 27 50	92 6,0 2,4	68 333 9,7	123 13,3 44	89 5,7 2,6	68 335 19,3	123 13,0 78							
9	22.8-27.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + konstant H_2SO_4 -dosering	166 6,5 2,3	123 325 17,7	168 25 51	161 6,0 3,8	166 346 15,2	168 9,6 91	159 5,8 3,7	166 360 10,3	166 6,3 80							
10	27.8-3.9	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + pH-styrt H_2SO_4 -dosering	117 6,6 2,2	120 369 9,6	120 24 32	117 6,1 4,0	120 376 11,0	120 8,6 81	117 5,9 3,9	120 384 9,0	120 7,9 70							
		Leदningsevne x vannmengde proporsjonal dosering av Al og H_2SO_4	162 6,7 1,6	169 369 8,4	162 28 36	161 6,1 2,9	162 395 5,9	161 14,5 51	161 5,9 2,3	161 405 6,3	161 7,2 66							

VEDLEGG 6.

ANALYSERESULTATER FRA BLANDPRØVER.

Nr.	Tidsrom	Driftsbetingelser i forsøkslinjen	Innløp		Utløp forsøkslinje		Utløp referanselinje	
			Alk. mekv./l	Tot-P mg P/l	Alk. mekv./l	Tot-P mg P/l	Alk. mekv./l	Tot-P mg P/l
1	22.6-27.6	Samme som referanselinjen	1,54	3,19	0,91	0,286	0,91	0,286
2	27.6-4.7	" " -"-	2,01	1,80	0,69	-	0,69	-
3	4.7-13.7	Konstant Al-dosering	1,90	2,70	0,81	0,06	0,71	0,08
4	13.7-18.7	Vannmengde proporsjonal Al-dosering l	1,41	3,3	0,65	0,205	0,47	0,19
5	18.7-2.8	" " -"-	1,41	2,81	0,61	0,067	0,61	0,138
6	2.8-7.8	" " -"-	1,14	2,04	0,54	0,091	0,38	0,182
7	7.8-14.8	Ledningsevne proporsjonal Al-dosering	0,92	1,83	0,71	0,768	0,59	0,528
8	14.8-22.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + konstant H ₂ SO ₄ -dosering	0,91	1,96	0,60	0,839	0,44	0,238
9	22.8-27.8	Vannmengde proporsjonal Al-dosering + pH-styrt H ₂ SO ₄ -dosering	1,24	1,41	0,75	0,29	0,81	0,25
10	27.8-3.9	Ledningsevne x vannmengde proporsjonal dosering av Al og H ₂ SO ₄	1,68	2,70	0,95	0,707	0,78	0,102

VEDLEGG 7.

ANALYSEDATA FRA STIKKPRØVER.

1) = innløp, 2) = ut forsøkslinje, 3) = ut referanselinje.

Sted	Dato	Kl.	Alka- litet	Tot-P	Ortø-P	Susp. stoff	pH	Ledn.- evne	Turbiditet			Tempe- ratur
									Cerlic		Eur- Contr.	
	1979		mekv/l	g P/m ³	g P/m ³	g/m ³		µS/cm	NTU	%	%	°C
1)	22.6	12.05	2,08	3,67	1,66	49	6,7	350	47,0	15,0	40,5	11,8
2)		12.35	1,01	0,22	0,04	1	-	372	3,0	2,0	32,0	11,4
3)		12.45	0,98		0,06	1	-	371	3,0	2,0	34,0	11,4
1)	25.6	8.10	1,02	1,76	0,4	54	6,7	222	55,0	71,0 x)	40,0	12,8
2)		8.30	0,94	0,33	0,09	4	-	289	5,5	71,0 x)	36,5	12,0
3)		8.50	0,97		0,1	1	-	272	6,0	71,0 x)	36,5	12,3
1)	26.6	10.10	1,22	1,79	0,9	14	6,7	265	29,0	10,5	43,0	12,5
2)		9.30	0,87	0,13	0,06	0,3	-	300	3,8	2,5	37,5	12,8
3)		9.50	0,82		0,06	8	-	305	4,0	2,5	37,5	12,8
1)	27.6	9.15	1,28	3,74	1,24	15	6,7	255	36,0	33,0	32,5	12,5
2)		12.35	0,72	0,11	0,06	0,7	5,8	285	2,5	2,5	34,0	12,8
3)		9.45	0,81		0,06	0,3	5,9	307	4,0	23,0	25,0	12,4
1)	28.6	12.09	2,05	3,13	1,3	126	6,75	330	68,0	34,0	48,0	13,3
2)		11.47	-	0,15	0,06	-	5,9	330	3,5	8,5	27,0	13,1
3)		12.30	0,9	0,26	0,07	-	4,3	350	4,0	8,5	27,0	13,3
1)	29.6	10.13	1,7	1,70	0,82	54	6,6	295	25,0	12,0	40,0	13,3
2)		10.30	0,5	0,26	0,11	-	5,6	340	9,0	4,0	34,0	13,1
3)		10.52	0,7	-	0,07	-	5,75	320	3,0	3,5	33,0	13,3
1)	2.7	12.12	2,3	2,86	1,64	107	6,95	340	50,0	28,0	52,0	12,0
2)		11.30	0,8	0,10	0,05	-	5,75	365	1,7	2,0	32,5	12,9
3)		11.50	1,2	0,07	0,07	-	6,0	355	3,0	3,0	33,0	12,0
1)	3.7	9.10	1,8	1,94	1,24	27	6,75	310	22,5	12,0	39,0	13,2
2)		9.30	0,8	0,08	0,04	-	5,8	340	2,0	3,5	32,2	13,3
3)		9.59	0,7	0,03	0,06	-	5,7	340	2,2	3,7	32,5	13,2
1)	4.7	11.15	1,9	1,08	1,7	40	6,8	320	17,0	9,5	37,5	13,5
2)		10.30	0,97	0,05	0,08	15	5,95	362	2,0	3,2	32,5	13,5
3)		10.48	0,8	0,08	0,07	10	5,9	362	2,0	3,0	32,5	13,5
1)	5.7	12.15	2,17	2,92	1,6	33	6,9	340	26,0	29,0	35,0	14,0
2)		11.37	1,19	0,07	0,01	23	6,0	380	1,5	20 x)	1,5	13,8
3)		11.57	0,75	0,11	0,01	19	5,7	390	2,0	20 x)	2,0	13,8
1)	6.7	9.12	1,76	2,09	1,36	27	6,75	320	15,0	22	27,0	14,1
2)		8.35	0,94	0,09	<0,01	12	5,9	385	1,7	1,7	26,0	14,3
3)		8.58	0,60	0,06	<0,01	19	5,65	390	2,0	5,0	22	14,3
1)	9.7	12.11	1,87	2,32	1,12	45	6,9	300	24,0	28	27	12,8
2)		11.37	0,77	0,10	<0,01	27	5,9	325	2,8	31,5 x)	22	12,5
3)		11.50	0,47	0,11	0,02	28	5,6	325	3,5	46 x)	21	11,3
1)	10.7	9.15	1,86	2,81	2,28	67	6,7	330	36	47	32	13,3
2)		9.35	0,8	0,04	0,02	19	5,83	370	2	2	19	13,3
3)		9.50	0,83	0,29	0,18	18	5,9	370	10	10	21	13,3
1)	11.7	11.15	1,37	1,23	0,68	34	6,7	320	16	24	24	13,3
2)		10.32	0,76	0,08	0,03	22	5,8	350	2	5	18	13,6
3)		10.50	0,78	0,14	0,09	13	5,8	350	4,5	7	18	13,6
1)	12.7	12.13	1,22	1,23	0,5	20	6,7	360	17	30	29	13,8
2)		12.32	0,80	0,06	0,06	20	5,8	380	3	2,5	21	13,4
3)		11.55	0,75	0,06	0,08	15	5,8	380	4,5	3,0	23	13,4
1)	13.7	10.12	1,12	0,51	0,52	19	6,5	410	19	45	27	14
2)		9.02	0,92	0,08	0,07	17	5,9	420	3	4,2	18,5	14
3)		8.53	0,98	0,22	0,17	24	5,9	415	5,5	4,5	18,5	14
1)	16.7	12.15	1,11	2,94	1,64	83	6,9	300	38	47	60	13
2)		12.29	0,48	0,19	0,07	24	6,5	300	2	2	18,5	12,5
3)		11.56	0,15	0,18	0,05	22	5,5	300	5	2	18,5	12,5
1)	17.7	12.11	1,23	3,32	1,76	59	6,85	350	28	37	33	13,3
2)		12.30	0,87	1,13	0,74	39	6,3	375	13	11,5	18,5	13
3)		11.50	0,35	0,13	0,09	82	5,6	400	2,7	3	18,5	13
1)	18.7	11.15	1,10	3,00	1,76	92	6,7	330	37	43	68	13,4
2)		11.30	0,74	0,45	0,33	18	6,2	370	3,7	6	18,5	13
3)		11.58	0,42	0,22	0,16	14	5,7	385	2,5	7,5	18,5	13,3

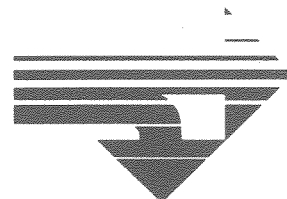
x) = belegg på følger.

Sted	Dato	Kl.	Alka-	Tot-P	Orto-P	Susp.	pH	Ledn.-	Turbi	litet	Tempe-
			litet	g P/m ³	g P/m ³	stoff		evne		Gerlic	
1979			mekv/l	g P/m ³	g P/m ³	g/m ³		µS/cm	NTU	Z	°C
1)	19.7	12.15	1,59	2,97	2,5	22	6,9	395	32	45	13,3
2)		12.36	0,26	0,155	0,08	12	5,45	390	5,5	7	13,3
3)		12.52	0,44	0,168	0,07	7	5,75	390	3	9	13,3
1)	20.7	9.15	1,29	2,90	1,88	23	6,8	355	30	37	13
2)		9.34	0,72	0,09	0,02	5	6,1	415	2	4	13,5
3)		8.56	0,57	0,16	0,05	9	5,9	420	3	4	13,5
1)	23.7	8.16	1,33	3,19	1,88	89	6,9	350	45	53	13,3
2)		8.36	0,67	0,13	0,05	11	6,2	380	2,2	4,5	13,5
3)		8.50	0,47	0,10	0,02	5	5,9	390	2,2	4,5	13,5
1)	24.7	12.11	1,27	2,68	1,49	32	6,8	375	33	42	13
2)		11.35	0,71	0,10	0,02	7	6,05	430	2,3	4	13,3
3)		11.53	0,61	0,07	0,01	6	5,9	425	2,4	4	13,3
1)	25.7	13.14	1,56	3,08	2,35	36	6,9	390	32	42	13,3
2)		13.34	0,77	0,07	0,01	6	6,05	420	4,3	7	13,3
3)		13.47	0,57	0,06	0,01	5	5,9	420	4,3	7	13
1)	26.7	12.13	1,6	3,16	2,11	64	7,05	380	40	48	13,6
2)		12.32	0,89	0,14	0,06	8	6,2	410	7	5,5	13,5
3)		11.50	0,68	0,11	0,02	10	6,05	410	4	6,5	13,5
1)	27.7	13.10	1,31	2,37	1,61	27	6,95	415	31	40	13,5
2)		13.36	0,86	0,14	0,05	7	6,25	410	2,6	6	13,5
3)		13.50	0,71	0,10	0,04	4	6,15	410	2,6	6	13,3
1)	30.7	13.50	1,40	3,63	2,32	82	7,05	350	60	71	14,8
2)		14.00	0,55	0,19	0,06	9	6,1	360	3	8,3	14,3
3)		14.28	0,43	0,11	0,06	5	6,0	360	2,5	9	14,3
1)	31.7	12.50	1,18	2,12	1,34	23	7,0	320	21	33	14,3
2)		13.10	0,33	0,175	0,09	7	5,9	300	3	7,5	14,0
3)		13.32	0,51	0,124	0,10	4	6,25	310	3	8	14,0
1)	1.8	10.45	0,82	1,16	0,23	21	6,9	260	30	45	14,3
2)		10.55	0,40	0,42	0,15	17	5,85	260	3,2	7,5	14,3
3)		11.18	0,75	0,16	0,12	8	6,0	290	6	15	14,0
1)	2.8	15.10	0,84	1,87	0,59	91	6,85	265	70	72	-
2)		14.30	0,47	0,21	0,18	9	6,1	310	5,5	11	-
3)		14.50	0,23	0,25	0,18	21	5,75	320	11	13	-
1)	3.8	12.07	1,55	1,44	0,52	65	6,9	230	25	35	14,3
2)		13.33	0,95	0,14	0,06	5	6,2	300	2	8	14,0
3)		11.40	0,10	0,29	0,23	23	5,1	320	12	18	14,0
1)	6.8	14.10	1,34	3,23	1,72	71	-	370	53	71	14,8
2)		14.34	0,84	0,23	0,15	7	-	380	6	11	14,5
3)		14.50	0,61	0,20	0,16	9	-	400	6	11	14,5
1)	7.8	18.15	1,20	3,14	1,73	52	-	-	-	-	-
2)		17.30	0,90	1,60	0,08	38	-	-	-	-	-
3)		17.45	0,57	0,30	0,01	8	-	-	-	-	-
1)	9.8.	12.10	0,85	2,15	1,13	79	6,4	-	-	-	-
2)		10.37	0,65	0,38	0,02	15	6,0	-	-	-	-
3)		10.52	0,41	0,13	<0,01	10	5,7	-	-	-	-
1)	10.8	10.16	1,03	1,35	0,71	23	6,3	320	14	22	12,8
2)		10.37	0,70	0,21	0,01	8	5,8	350	3	7	13
3)		7.50	0,67	0,15	0,01	8	5,5	370	3	7	13
1)	13.8	12.18	1,06	2,37	0,87	158	6,6	-	-	-	-
2)		13.47	0,77	1,84	0,40	133	6,2	-	-	-	-
3)		12.05	0,40	0,50	0,01	46	5,6	-	-	-	-
1)	14.8	11.30	0,81	1,62	0,74	43	6,5	250	18	30	13,5
2)		14.30	0,62	1,25	0,41	45	6,3	250	18	35	13,3
3)		14.55	0,27	0,33	<0,01	32	5,7	270	10	28	13,5
1)	15.8	9.15	0,72	1,07	0,78	-	6,5	290	7	13	12,8
2)		13.27	0,40	1,03	0,53	-	6,0	270	18	21	13,3
3)		13.48	0,54	1,19	0,63	-	6,1	270	18	21	13,3
1)	16.8	14.05	0,85	1,78	0,96	-	6,7	310	17	27	13,8
2)		13.34	0,50	0,54	0,34	-	6,0	290	10	13	13,3
3)		13.58	0,26	0,20	0,02	-	5,6	330	4	8	13,3
1)	17.8	12.15	1,04	2,04	0,98	-	6,7	340	24	33	13,3
2)		11.28	0,73	0,48	0,22	-	5,9	350	7	10	13,5
3)		12.60	0,32	0,22	0,02	-	5,7	350	5	9	13,5

Sted	Dato	Kl.	Alka- litet	Tot-P	Orto-P	Susp. stoff	pH	Ledn.- evne	Turbiditet		Tempe- ratur
									Cerlic		
1979			mekv/l	g P/m ³	g P/m ³	g/m ³		uS/cm	NTU	%	°C
1)	21.8	12.05	0,96	1,75	0,86		6,7	370	22	31	13,5
2)		14.53	0,54	0,39	0,22		6,0	410	3	9	13,8
3)		13.42	0,56	0,31	0,17		5,8	400	4	9	13,8
1)	22.8	16.00	1,16	2,15	0,86		6,7	370	22	29	14,0
2)		16.15	0,65	1,10	0,08		6,1	390	14	16	14,0
3)		16.25	0,69	0,41	0,02		6,1	390	5	10	14,0
1)	23.8	13.17	1,1	0,58	0,18		6,7	370	25	20	14,3
2)		12.36	0,77	0,32	0,03		5,8	370	4	13	13,8
3)		12.46	0,89	0,23	0,05		5,9	370	4	13	13,8
1)	24.8	12.10	1,8	2,09	1,14		6,8	380	32	43	14,3
2)		14.48	0,84	0,27	0,09		6,5	380	3	30	15,0
3)		11.59	0,91	0,29	0,06		6,0	360	9	13	13,8
1)	27.8	12.07	0,91	0,80	0,1		6,7	310	45	69	13,0
2)		-	-	-	-		-	-	-	-	-
3)		11.47	0,73	0,24	0,02		5,8	290	5	10	12,8
1)	28.8	12.05	1,51	1,81	0,68		6,7	360	23	40	14,0
2)		12.28	0,82	0,63	0,25		5,8	390	5	11	13,3
3)		11.56	0,65	0,06	0,12		5,9	370	4	9	13,3
1)	29.8	12.08	1,87	2,93	2,32		6,8	390	80	41	14,0
2)		12.32	1,0	0,68	0,40		6,0	380	7	12	13,5
3)		11.55	0,9	0,10	0,02		6,0	380	3	10	13,5
1)	30.8	9.06	1,26	1,23	1,19		6,7	330	20	25	13,5
2)		9.26	1,24	1,65	0,20		6,3	360	12	15	14,0
3)		8.55	0,85	0,23	<0,01		6,0	370	7	11	14,0
1)	31.8	14.10	1,75	2,65	2,08		6,8	380	40	49	14,3
2)		13.37	1,08	0,40	0,18		6,1	390	18	22	14,0
3)		13.45	0,82	0,26	0,12		5,9	400	5	13	14,0
1)	3.9	11.15	1,88	2,42	1,64		6,6	270	59	50	14,0
2)		11.35	0,69	0,22	0,11		6,0	310	7	16	14,0
3)		11.45	0,38	0,26	1,41		5,7	310	8	15	14,0

---oOo---

NTNF's UTVALG FOR DRIFT AV RENSEANLEGG



Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

B-nr.	Forsk.inst. navn	NTNF-gruppe	Åpen/Foreløpig konfidensiell/Konfidensiell
1521.5969	Utvalg for drift av renseanlegg P.b. 333 Blindern, Oslo 3	15	Åpen
Tittel	Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrenseanlegg. Delrapport 2: Fullskala undersøkelse av metoder for styring av kjemikaliedosering		
Internt rapp.nr.	HPD-08/76		
Forfatter(e)	Torbjørn Damhaug	Antall sider	56
		Dato	Mars 1980
Oppdragsgiver	NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg		

Referat, maks. 40 ord

Oppsummering av prosessmekanismene ved kjemisk felling og en prosessmodell for beregning av kjemikaliedosen. Forsøk i fullskala for å sammenligne ulike metoder for styring av kjemikaliedoseringen. Viktigste metoder i denne undersøkelsen: konstant dosering, vannmengdeproporsjonal dosering, pH-overstyring og to metoder for styring av syredosering.

4 Emneord a maks. 23 karakterer

Kloakkrenseanlegg
Kjemikaliedosering
Styringsmetoder
Fullskala forsøk