

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-82025
Undernummer:
Løpenummer: 1410
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: STYRING AV KJEMIKALIEDOSERING VED KJEMISKE RENSEANLEGG -Erfaringer med bruk av ledningsevne som styringsparameter	Dato: 31. 8. 1982
	Prosjektnummer: 0-82025
Forfatter(e): Torbjørn Damhaug og Bjarne Paulsrud	Faggruppe:
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver: SFT	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Ved renseanlegg med kjemisk felling vil kjemikaliebehovet variere i takt med avløpsvannets sammensetning. Styring av kjemikaliedosen etter avløpsvannets alkalitet målt som ledningsevne er en ny metode som brukes ved Sørumsand renseanlegg. Forsøkene viste at metoden gav god driftsstabilitet ved anlegget, og kjemikalieforbruket ble redusert med 30 % i forhold til tidligere perioder med vannmengdeproporsjonal dosering. English Summary.

4 emStyring
1. Kjemikaliedosering
2. Foroverstyring
3. Alkalitet
4. Ledningsevne
Kjemiske renseanlegg

4 emneord, engelske:
1. Chemical dosage
2. Feed forward control
3. Alkalinity
4. Conductivity

Renseanlegg
Norge
Torbjørn Damhaug Bjarne Paulsrud
Torbjørn Damhaug Bjarne Paulsrud

For administrasjonen:
J.E. Samdal
J.E. Samdal

Divisjonssjef:
Anders Erikum
Anders S. Erikum

ISBN 82-577-0527-6

Lars N. Overein
Lars N. Overein

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

0 - 82025

STYRING AV KJEMIKALIEDOSERING VED
KJEMISKE RENSEANLEGG

Erfaringer med bruk av ledningsevne som styringsparameter.

Oslo, 26. august 1982

Saksbehandlere : Torbjørn Damhaug NIVA
: Bjarne Paulsrud NIVA
: Tom Gundersen,
Sørum kommune

F O R O R D

I regi av NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg er det tidligere utført en rekke prosjekter innenfor området "Styring og instrumentering av kjemiske kloakkrenseanlegg". Resultater fra disse prosjektene er bl.a. satt ut i livet ved hjelp av SFTs bevilgning til teknisk assistanse på kommunale renseanlegg, kanalisert gjennom NTNFs utvalg.

Ved Sørumsand renseanlegg er det tatt i bruk en ny styringsmetode for kjemikaliedosering, og hensikten med dette prosjektet har vært å dokumentere de oppnådde fordeler. Prosjektet er finansiert av SFT, og Sørum kommune har bidratt med prøvetaking, analyser og kontroll av anleggets drift. Det rettes i den forbindelse en spesiell takk til alle driftsoperatørene ved renseanlegget som på en entusiastisk måte har vært med på dette prosjektet. Det rettes også en takk til ANØ som har bidratt med forundersøkelser, utstyr, statistiske data og analyser.

Det er å håpe at erfaringene fra dette prosjektet også kan komme til nytte ved renseanlegg med kjemikaliedoseringsproblemer.

Oslo, 26. august 1982

Torbjørn Damhaug

Bjarne Paulsrud

INNHOOLD

	side
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
1. BAKGRUNN OG FORMAL	5
2. STYRING AV KJEMIKALIEDOSERING ETTER AVLØPSVANNETS ALKALITET	6
2.1 Teoretisk grunnlag	6
2.2 Variasjoner i kjemikaliebehov	8
2.3 Beskrivelse av styringsmetoden	9
2.4 Instrumentering	10
3. FORSØK	11
3.1 Sørumsand renseanlegg	11
3.2 Utstyr og metoder	12
3.3 Forsøksprogram	15
4. RESULTATER	15
4.1 Renseresultater	15
4.2 Reguleringstekniske forhold	19
5. VURDERING AV METODEN	27
5.1 Prosessteknikk	27
5.2 Kostnader	28
ENGLISH SUMMARY	30
LITTERATUR	34
VEDLEGG	35

FIGURER

	side
Figur 1. Beregnet sammenheng mellom avløpsvannets alkalitet, aluminiumsulfatdosering og alkalitet etter felling ved ulike verdier for fellings-pH.	8
Figur 2. Prinsippskisse av foroverstyring basert på alkalitetsmåling (evt. ledningsmåling) i avløpsvannet før kjemisk felling.	9
Figur 3. Flyteskjema for Sørumsand renseanlegg.	11
Figur 4. Ny venturikanal.	12
Figur 5. Forholdet mellom målte og virkelige vannføringer før og etter bytte av måleprofil.	13
Figur 6. Ledningsevne måler.	13
Figur 7. Variasjoner i vannføring, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i perioden 24.3-26.3, 1982 (Snøsmelting).	16
Figur 8. Variasjon i vannføring, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i perioden 31.3-2.4, 1982 (Snøsmelting).	17
Figur 9. Variasjon i vannføringen, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i perioden 19.4-21.4, 1982 (Tørrvær).	18
Figur 10. Totalfosfor i utløpet som funksjon av overflatebelastning på ettersedimenteringsbassenget.	19
Figur 11. Sammenheng mellom spesifikk ledningsevne og alkalitet under forsøkene.	20
Figur 12. Avløpsvannets alkalitet, aluminiumsulfatdosering og fellings-pH som funksjon av vannføring i forsøksperiodene.	21
Figur 13. Kjemikaliedosering som funksjon av døgnvannføring i tiden 25.1-6.6 1982 (ANØ).	22
Figur 14. Varighetskurver for vannføring og kjemikaliedosering 25.1-6.6 1982 (ANØ).	23
Figur 15. Målte og teoretisk beregnede aluminiumsulfatdoser som funksjon av ledningsevne.	24
Figur 16. Forholdet mellom en ideell multiplikator og den eksisterende enhet.	25
Figur 17. Illustrasjon av ledningsevnestyringens betydning.	26

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I samarbeid med Sørums kommun og Avløpssambandet Nordre Øyeren (ANØ) har NIVA undersøkt alkalitetsstyring som metode for regulering av aluminiumsulfatdoseringen ved Sørumsand rensesanlegg. Forut for forsøkene ble vannmengdemåleren utstyrt med et nytt måleprofil slik at målenøyaktigheten, spesielt ved lave vannføringer, ble forbedret. Doseringsskruens kapasitet ble redusert slik at den sto i forhold til det aktuelle behov.

Foroverstyring av kjemikalier etter alkaliteten i innkommende avløpsvann bygger på at alkaliteten er bestemmende for kjemikaliebehovet for å oppnå en gitt pH-verdi. Utstyr for automatisk måling av alkalitet er fortsatt ikke på markedet og derfor ble alkalitet målt indirekte som ledningsevne. Korrelasjonen mellom alkalitet og ledningsevne er god nok til dette formålet, og signalet fra ledningsevne måler og vannføringsmåler ble omformet til et styringssignal i en signalblander. Funksjonen til signalblander var slik at doseringen (g/m^3) var tilnærmet proporsjonal med ledningsevnen ved store vannmengder, og ved lave vannføringer var det en progressiv økning av kjemikaliedosen.

Konklusjonene på dette prosjektet er:

- En nøyaktig vannmengdemåler og doseringsenhet er en grunnleggende forutsetning for vellykket styring av kjemikaliedoseringen.
- Foroverstyring av kjemikaliedoseringen etter vannmengde er en velegnet metode ved dette anlegget.
- Det nye styringsprinsippet har medført en reduksjon i aluminiumsulfatforbruket på ca. 30 %, og en bedring av fosforreduksjonene fra 96 til 99 % i forhold til vannmengdeproporsjonal dosering.
- Metoden kan benyttes ved andre anlegg med store vannførings- og alkalitetsvariasjoner under forutsetning av at det eksisterer en god korrelasjon mellom avløpsvannets alkalitet og ledningsevne.
- Det er et behov for automatiske alkalitetsmålere for avløpsvann til bruk ved anlegg hvor korrelasjonen mellom ledningsevne og alkalitet er dårlig.

1. BAKGRUNN OG FORMAL

Prosjektet er en videreføring av et driftsassistanseprosjekt ved Sørumsand renseanlegg i 1981 (1). Det bygger også på prosjektet "Styring og instrumentering av kjemiske kloakkrenseanlegg" (2).

Bakgrunnen for driftsassistanseprosjektet ved Sørumsand renseanlegg var at driftsoperatørene hadde problemer med å holde riktig kjemikalidoserings til enhver tid. Dette førte til hyppige korreksjoner av doseringen på dagtid, men utenom arbeidstiden kunne det oppstå betydelige feildoseringer.

De vesentligste årsakene var at vannmengdemåler og doseringsskrue var overdimensjonerte i forhold til aktuelle hydrauliske belastninger og kjemikaliebehov. Videre ble kjemikalierne dosert vannmengdeproporsjonalt, og denne metoden tar ikke hensyn til variasjonene i avløpsvannets sammensetning.

ANØ utførte i samarbeid med driftsoperatørene en forundersøkelse med sikte på å finne frem til et bedre doseringsopplegg. Styring av aluminiumsulfatdoseringen etter alkalitet, målt indirekte som ledningsevne, ble undersøkt, og det viste seg å være god korrelasjon mellom avløpsvannets alkalitet og ledningsevne. Et driftsassistanseprosjekt konkluderte med at følgende forandringer måtte gjennomføres:

- Nytt måleprofil for vannføringsmåleren med større nøyaktighet ved lave vannføringer.
- Skifte utveksling for doseringsskruen for å få den til å arbeide nøyaktig i det lave kapasitetsområdet.
- Overgang til foroverstyring av aluminiumsulfatdoseringen basert på avløpsvannets ledningsevne.

De foreslåtte forandringer ble gjennomført, og driftsstabiliteten ble merkbart forbedret. Målet med dette prosjektet er å dokumentere forbedringene slik at erfaringene kan nyttiggjøres ved renseanlegg som har tilsvarende driftsproblemer som ved Sørumsand renseanlegg.

2. STYRING AV KJEMIKALIEDOSERING ETTER AVLØPSVANNETS ALKALITET

2.1 Teoretisk grunnlag

For å kunne vurdere reguleringsmetoder for en prosess, er det nødvendig å ha kjennskap til de reaksjoner som finner sted. Det er i dette tilfellet ønskelig å kunne beregne sammenhengen mellom ulike avløpsvannsparametre og nødvendig mengde fellingskjemikalium.

Kjemisk felling er i første rekke en metode for fjerning av fosforforbindelser fra avløpsvann, men metoden gir også en reduksjon av organisk stoff som foreligger i partikulær form.

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

- utfelling
- destabilisering av kolloider
- flokkulering
- separering.

Fellingskjemien er beskrevet av andre (se f.eks. PRA-rapport nr. 24 (3)), og denne rapporten vil bare ta for seg forhold som er bestemmende for kjemikaliebehovet.

Ved kjemisk felling er det nødvendig å "overdosere" i forhold til avløpsvannets fosfatkonsentrasjon. Overskuddsmengden felles ut som hydroksyder, og dette er vesentlig for å få dannet sedimenterbare fnokker.

Teori og erfaringer har vist at kjemisk felling foregår best innenfor visse pH-områder, og derfor brukes pH i flokkuleringstrinnet som basis for styring av kjemikaliedoseringen. Nødvendig kjemikaliedose for å oppnå en gitt pH-verdi, kan bestemmes ved beregning av kjemiske likevekter. Følgende beregninger er basert på de samme forutsetninger som i Ørens og Balmérs slamproduksjonsmodell (4).

Inngående avløpsvann karakteriseres ved parametrene:

- Temperatur
- Ortofosfat
- Alkalitet
- pH.

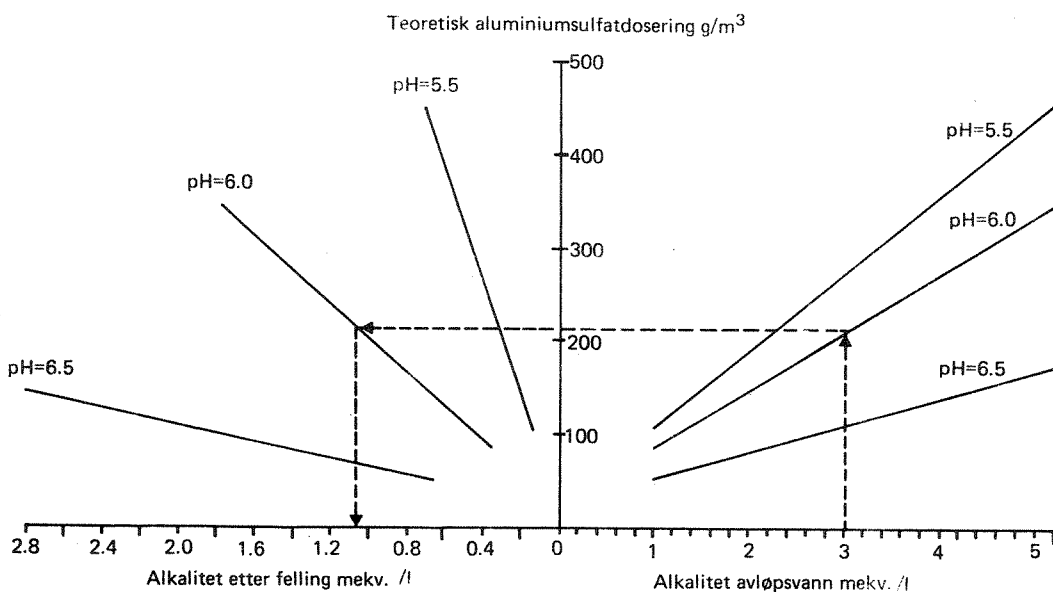
Vedlegg 1 viser noen beregningseksempler som antyder hvorledes ortofosfat, alkalitet og pH influerer på kjemikaliemengde. Det fremgår av dette at ortofosfat-konsentrasjonen har relativt liten betydning sammenliknet med vannets alkalitet, og at betydningen av innløps-pH er relativt liten i det aktuelle området.

Kjemikaliebehovet for å oppnå en konstant fellings-pH, kan for praktiske formål antas å være bestemt av avløpsvannets alkalitet. Fra et regulerings-teknisk synspunkt kan kjemisk felling derfor karakteriseres ved:

- pH-verdien skal holdes konstant.
- Kjemikaliedoseringen skal være proporsjonal med avløpsvannets alkalitet.

Figur 1 viser beregnet sammenheng mellom avløpsvannets alkalitet, fellings-pH, kjemikaliedosering og alkalitet etter felling. Figuren forutsetter innløps-pH lik 7,0, og ortofosfatkonsentrasjon lik 5 g P/m^3 og molvekt aluminiumsulfat på 600.

Tilsvarende sammenhenger kan utledes for andre fellingskjemikalier.



Figur 1. Beregnet sammenheng mellom avløpsvannets alkalitet, aluminiumsulfatdosering og alkalitet etter felling ved ulike verdier for fellings-pH.

2.2 Variasjoner i kjemikaliebehov

Behovet for styring av kjemikaliedoseringen tar utgangspunkt i at vannføring og vannkvalitet varierer.

Av forhold som direkte og indirekte innvirker på belastningsvariasjonene, kan nevnes:

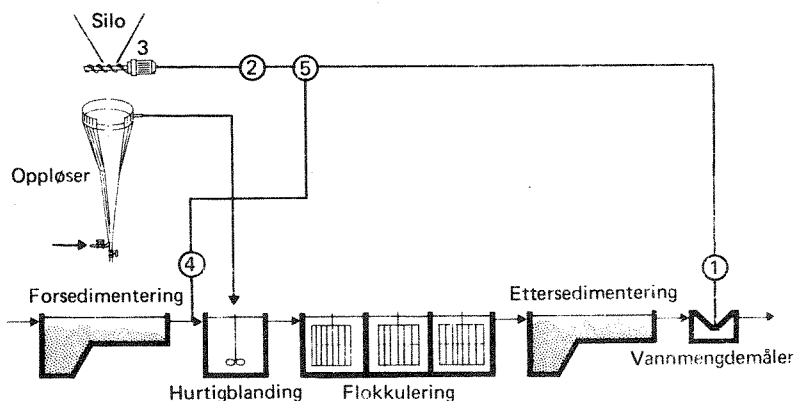
- Naturlige spillvannsvariasjoner
- Infiltrasjon
- Regn- og smeltevann
- Pumpestasjoner
- Industriutslipp
- Mottak av septikslam
- Retur av slamvann
- Nitrifikasjon i biologisk rensetrinn.

De nevnte faktorer kan opptre med varierende intensitet og varighet, både ved ett og samme renseanlegg og fra anlegg til anlegg. Det foreligger en rekke muligheter for å dempe belastningsvariasjonene og derved redusere reguleringsproblemet. Ved pumpestasjoner på nettet kan det med enkle midler foretas en bedre avstemming mellom kapasitet og gangtider. Koordinering av flere stasjoner er også en aktuell løsning. Utjevning i egne bassenger eller i avløpssystemet vil også bidra til å dempe innløpsvariasjonene. I sekundær- og etterfellingsanlegg vil det finne sted en konsentrasjonsutjevning i rensetrinnene foran kjemisk felling.

2.3 Beskrivelse av styringsmetoden

For praktiske formål kan en anta en lineær sammenheng mellom avløpsvannets alkalitet og nødvendig kjemikaliedose for å oppnå konstant fellings-pH. Dette forholdet kan utnyttes regulerings-teknisk ved at skruens turtall er proporsjonal med produktet av alkalitet og vannmengde. Denne metoden er av typen foroverstyring ("feed forward control") i motsetning til pH-overstyring hvor kjemikaliedosen reguleres etter pH i flokkuleringsbassenget.

Figur 2 viser et eksempel på styring av kjemikaliedosen etter avløpsvannets alkalitet (evt. ledningsevne).



- 1 Vannmengdemåler
- 2 Tyristorenhet for regulering av skruens turtall
- 3 Likestrømsmotor for doseringskrue
- 4 Alkalitetsmåler (Løsningssevne)
- 5 Multiplikator

Figur 2. Prinsskisse av foroverstyring basert på alkalitetsmåling (evt. ledningsevнемåling) i avløpsvannet før kjemisk felling.

2.4 Instrumentering

Metoden forutsetter at avløpsvannets alkalitet blir målt automatisk. I de senere år har det vært en økende interesse for automatisk måling av alkalitet i avløpsvann (bl.a. i Sverige og Danmark).

I Sverige har firmaet Cerlic utviklet en enhet basert på automatisk titrering til en gitt pH-verdi. En prototyp av denne har vært i kontinuerlig drift ved Husqarna renseanlegg, og det rapporteres om få driftsproblemer. I Danmark utvikler Danfos en alkalitetsmåler i samarbeid med Vandkvalitetsinstituttet, VKI.

I forbindelse med en diplomoppgave ved Norges tekniske høyskole (NTH) (5), ble det foreslått en alternativ målemetode. Prinsippet for måleren var overføring av HCO_3^- til CO_2 ved tilsetning av syre til $\text{pH} < 4,5$ og siden måling av CO_2 -konsentrasjonen i gassfase i et lukket kammer. Måleapparaturen ble basert på en standard vakuum-prøvetager. Det er imidlertid behov for videreutvikling av instrumentet før det kan brukes i renseanlegg til styring av kjemikaliedoseringen.

En løsning på måleproblemet er å måle alkalitet indirekte ved å bruke parametre som har god korrelasjon til denne. Ledningsevne er en lett målbar størrelse, og undersøkelser har vist god korrelasjon mellom denne og avløpsvannets alkalitet (1), (6) og (7). Styring av AVR-dosering etter ledningsevne er gjennomført med positivt resultat ved et biologisk-kjemisk renseanlegg i Sverige.

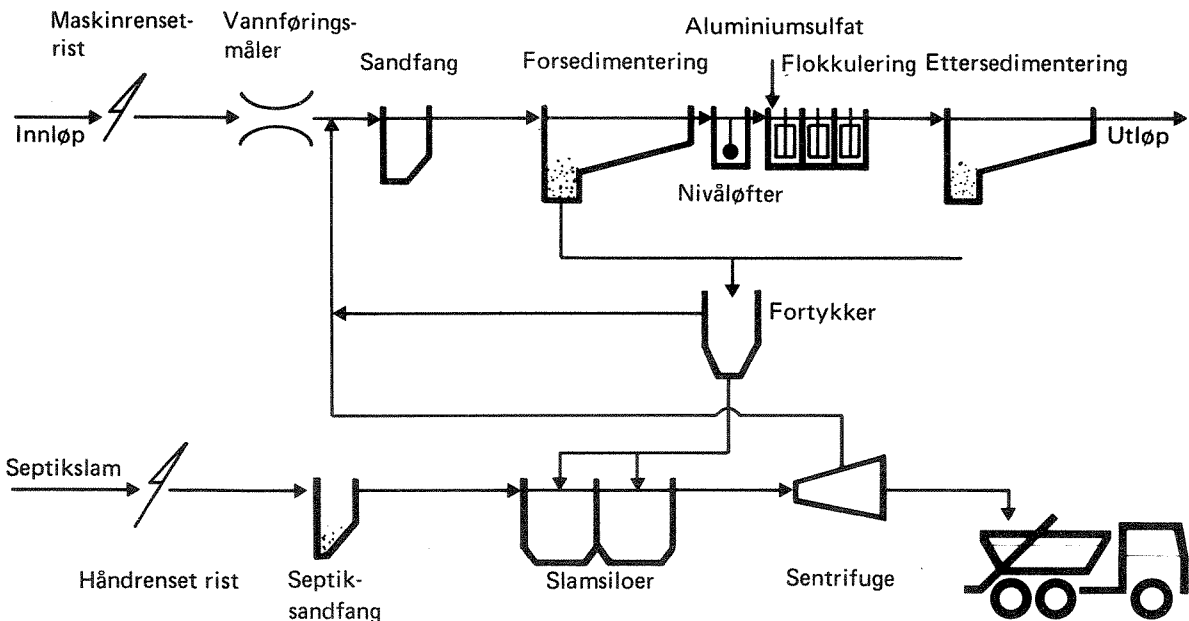
Multiplikatoren som skal "mikse" signalene fra vannmengde- og alkalitetsmåler (ledningsevнемåler), er også en sentral enhet. Det finnes systemer som kan gjøre dette numerisk. En forenklet signalbehandler som tar summen av signalene og dividerer på 2, gir en tilnærmet multiplikasjon.

3. FORSØK

3.1 Sørumsand renseanlegg

Sørumsand renseanlegg er av typen sekundærfelling med aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Det er mottak av septikslam og slam fra andre mindre renseanlegg i kommunen.

Figur 3 viser anleggets flyteskjema.



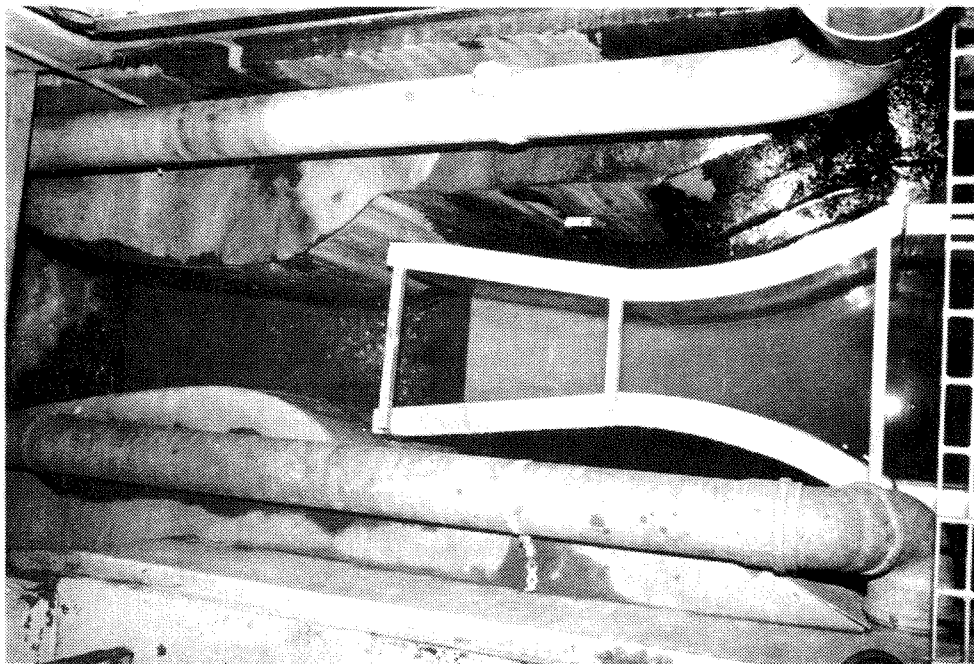
Figur 3. Flyteskjema for Sørumsand renseanlegg.

Dimensjonerende vannmengde med begge ettersedimenteringsbassengene i drift er $320 \text{ m}^3/\text{h}$ hvilket tilsvarer 6 000 p.e. Sedimenteringsbassengenes overflate er $2 \times 81 \text{ m}^2$. I 1980 var det tilknyttet ca. 1 150 p.e. og bare en linje er i drift. Aluminiumsulfat doseres i første flokkuleringstrinn og siden våren 1981 har doseringen vært styrt etter både vannføring og ledningsevne.

Typisk for dette anlegget er en lav tørrværsavrenning i store deler av året, men under regnvær og snøsmelting blir vannmengdene mange-doblet og samtidig skjer en sterk fortynning av avløpsvannet.

3.2 Utstyr og metoder

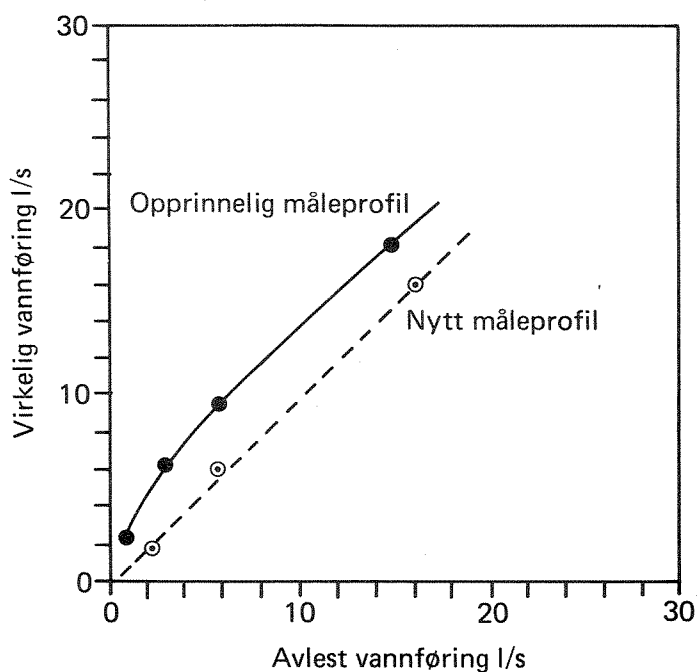
Vannmåleren er av fabrikat Deber med ultralyd nivåmåler. Ved ombyggingen av måleren ble måleområdet redusert fra 0-100 l/s til 0-50 l/s ved å sette inn et nytt måleprofil (Venturikanal) som vist i figur 4.



Figur 4. Ny venturikanal.

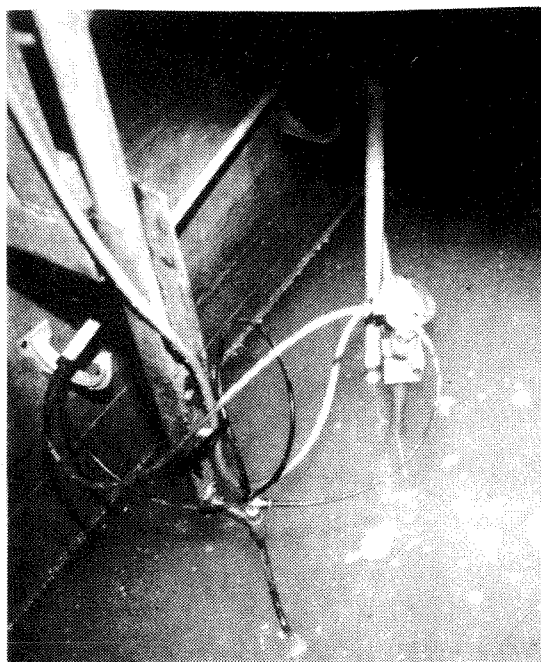
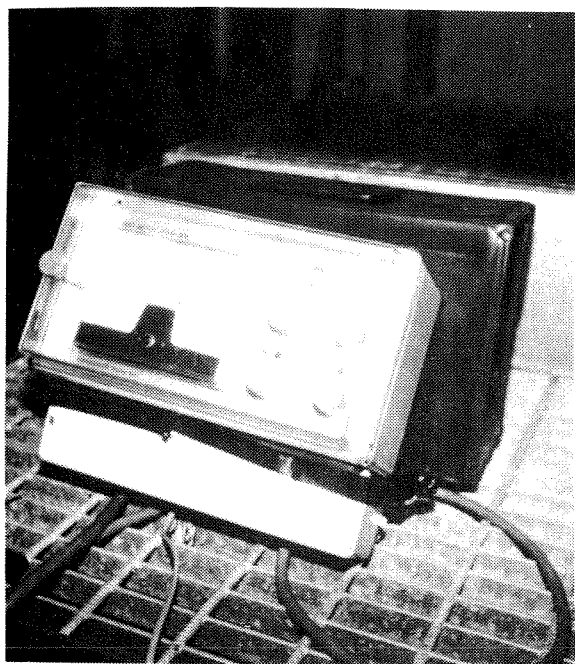
Forholdet mellom avleste og virkelige vannføringer før og etter forandringene er vist i figur 5. Det opprinnelige måleprofil ble undersøkt i forbindelse med en større driftsundersøkelse av vannføringsmålere (9), og det nåværende systemet ble kontrollert av NIVA og ANØ i anledning dette prosjektet.

Figuren viser en klar forbedret nøyaktighet i måleområdet for tørrværsbelastning som er fra 4 til 10 l/s.



Figur 5. Forholdet mellom målte og virkelige vannføringer før og etter bytte av måleprofil.

Ledningsevnen ble målt i bassenget til nivåløfteren som fører vannet opp i flokkuleringstrinnet. Ledningsevnomåleren var av fabrikat Kemotron type 802 med åpen 4-elektrode målecelle og automatisk temperaturkompensasjon (figur 6).



Figur 6. Ledningsevnomåler.

Signalet fra ledningsevne måleren ble "mikset" med vannmengdesignalet i en "multiplikator" av fabrikat Endress + Hauser type F-200. Denne enheten sender ut et signal som er summen av de to innkomne signaler dividert på to. Dette signalet ble koplet til doserings-skruens thyristorstyring, og forholdet mellom styringssignal og kjemikalie mengde (kg/h) kunne justeres med et potensiometer (0-100 prosent). Potensiometeret hadde en fast innstilling under hele forsøksperioden.

Sammenhengen mellom styringssignal fra signalmikseren, prosentavlesning på doserings-skruens viserinstrument, og aluminiumsulfatmengden er vist i vedlegg 2. Kurvene i vedlegget var grunnlag for beregning av kjemikaliedoseringen under forsøkene.

Det ble montert en skriver for kontinuerlig registrering av:

- Vannføring
- Ledningsevne
- pH i flokkulering
- Styringssignal til kjemikaliedosering.

I tillegg ble det gjort manuelle pH-målinger i inn- og utløpsvann.

For uttak av prøver til analyser ble det brukt to Manning karusell-prøvetakere som var innstilt på to-timers blandprøver med 15 minutters intervall mellom hver enkelt prøve. Innløpsprøver ble tatt i kanalen foran maskinrenset rist, og utløpsprøver fra utløpskanalen. Følgende analyser ble utført:

- | | |
|----------------|-----------------------------|
| - Ledningsevne | Renseanleggets laboratorium |
| - Alkalitet | " " |
| - Ortofosfat | " " |
| - Totalfosfor | ANØs laboratorium |
| - Turbiditet | " |

3.3 Forsøksprogram

Forsøkene gikk ut på en nøye oppfølging av driften ved anlegget i tre perioder à to døgn. Det ble lagt vekt på at to av periodene skulle omfatte snøsmelting og en periode skulle ha typisk tørrværsavrenning. Innstillingen av aluminiumsulfatdoseringen skulle ikke korrigeres manuelt under forsøkene.

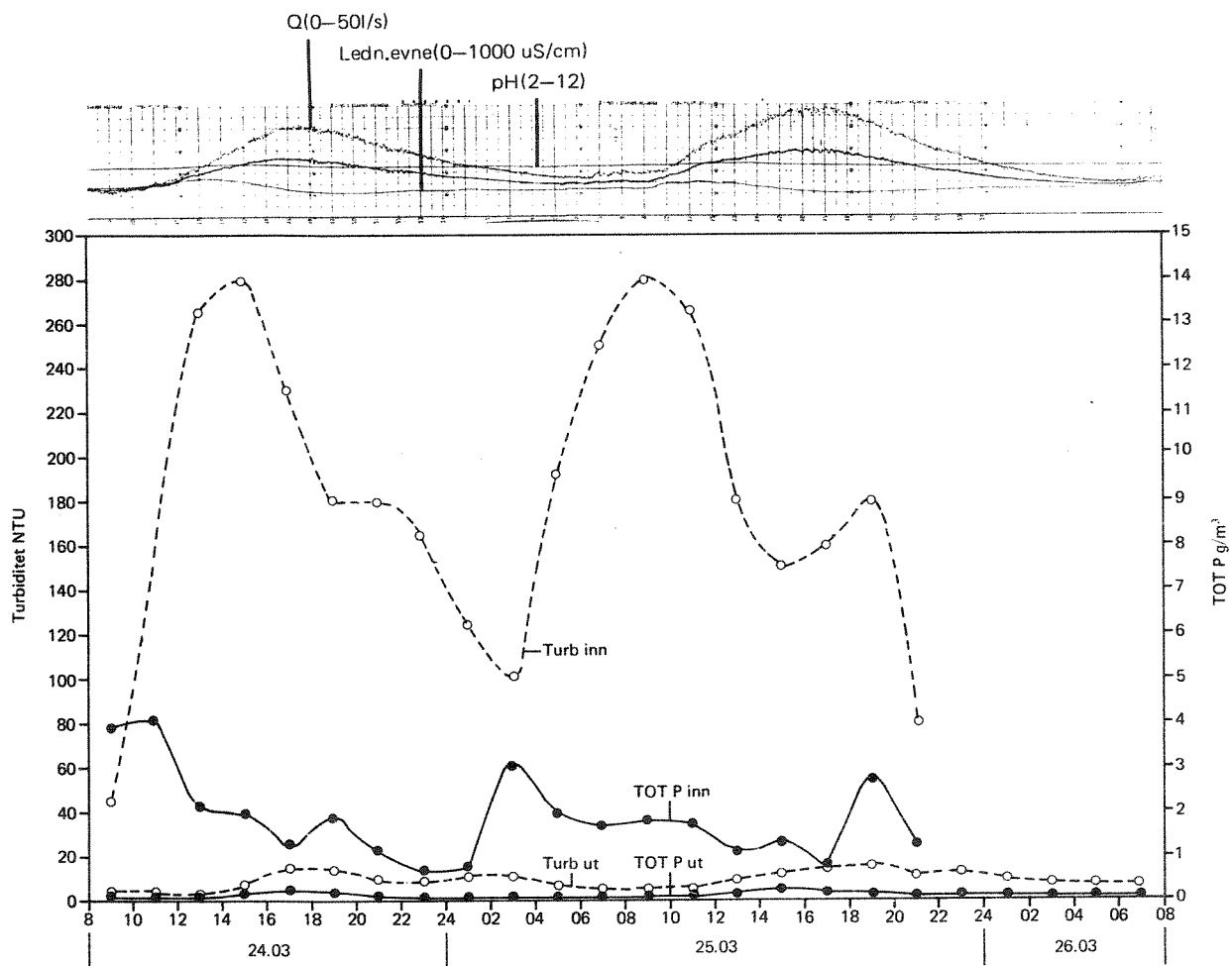
4. RESULTATER

4.1 Renseresultater

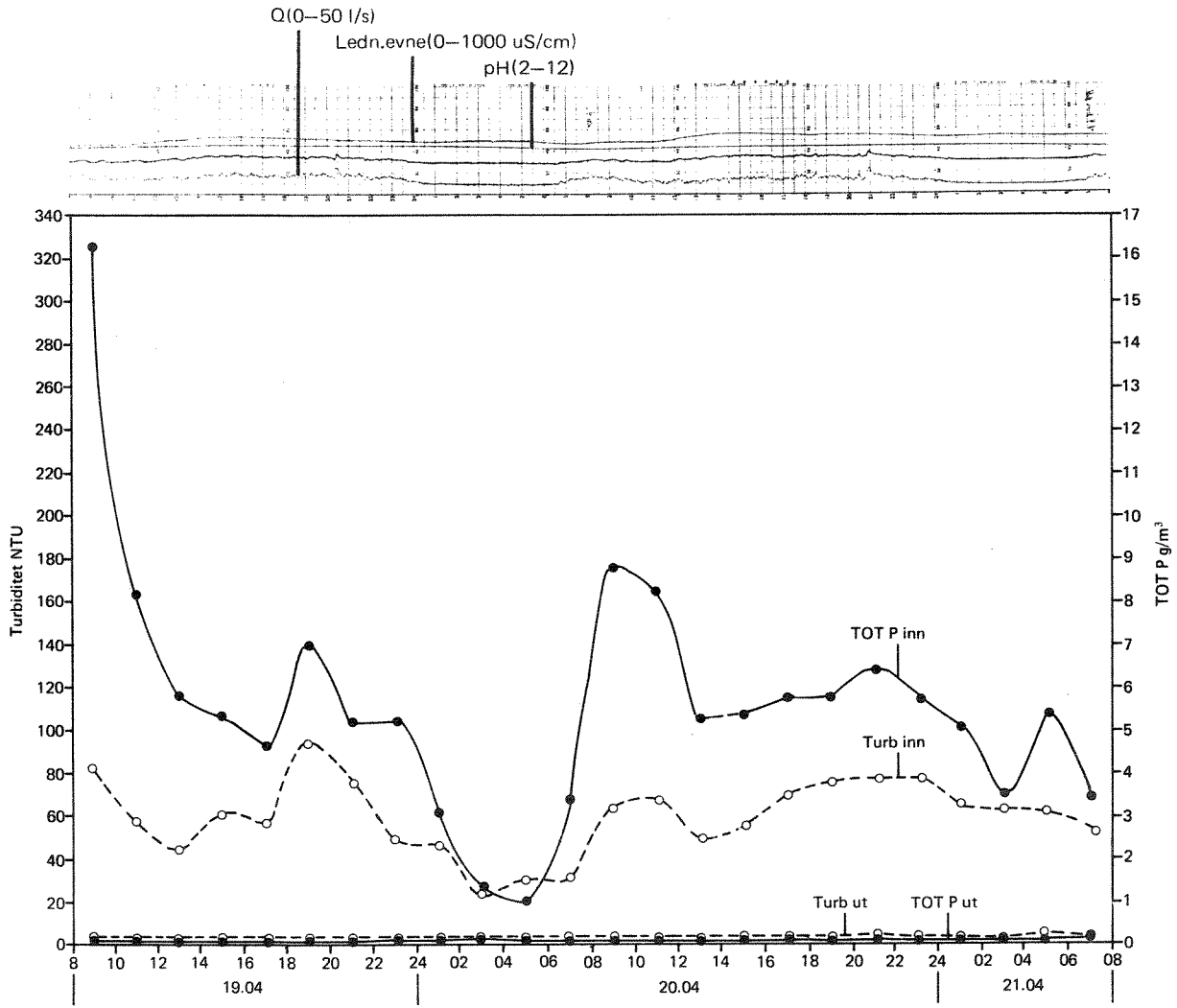
Alle enkeltanalyser, målinger av vannføring, ledningsevne og pH samt beregnede kjemikaliedoser, er vist i vedlegg 3.

Variasjoner i vannføring, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i de tre prøveperiodene, er vist i figur 7, 8 og 9.

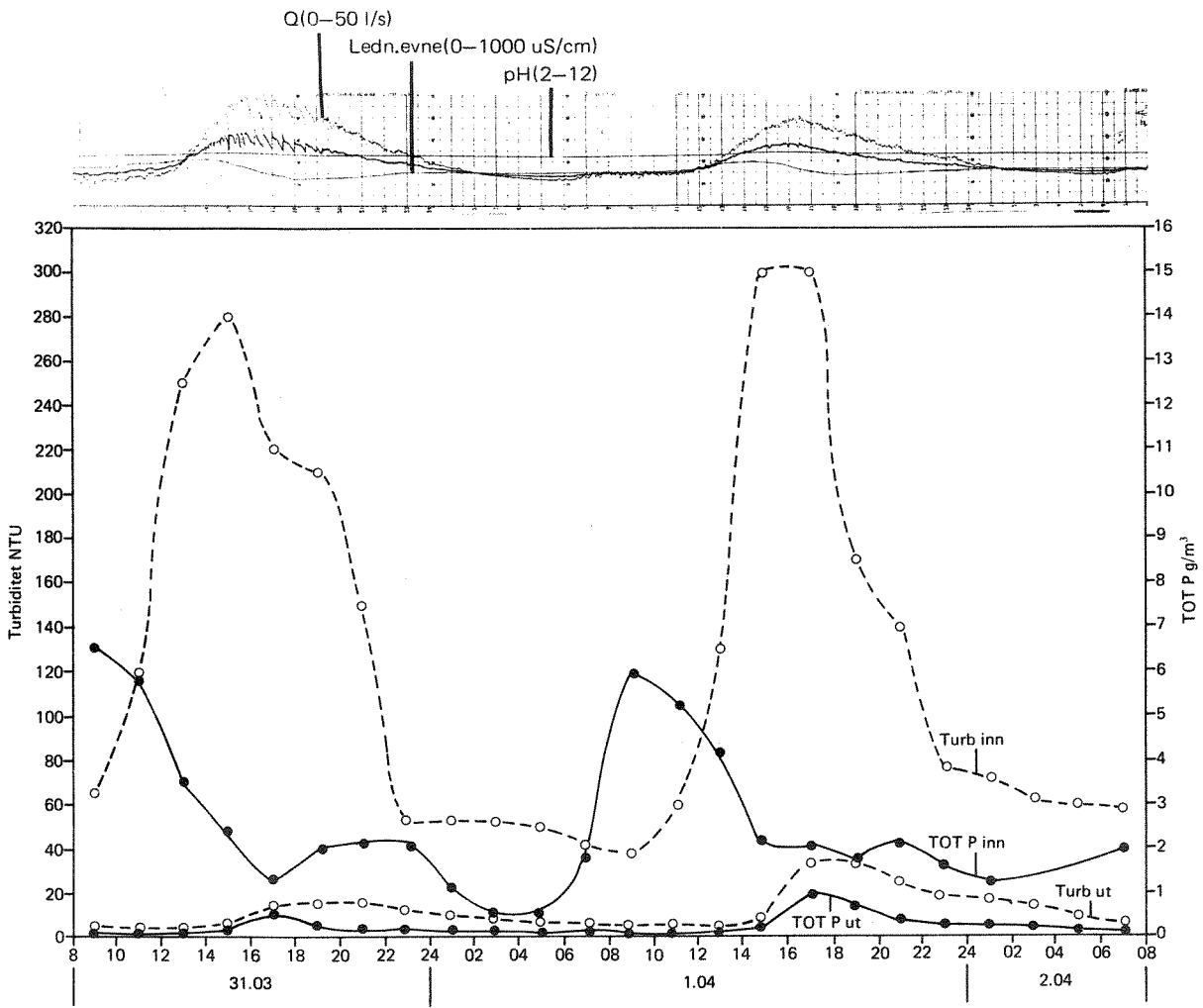
I de to snøsmeltingsperiodene (24.-26.3 og 31.3-2.4) var det vannførings- og turbiditetstopper i innløpet på dagtid. Totalfosfortallene var fallende på dagtid på grunn av fortykning. Totalfosfor og turbiditet i utløpet viste jevnt over lave verdier, med en svak økning i forbindelse med hydrauliske belastningstopper. I tørrværsperioden (19.-21.4) var totalfosfortallene i innløpet høye og turbiditeten lav. Utløpsverdiene for disse to parametrene var lave i hele perioden.



Figur 7. Variasjoner i vannføring, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i perioden 24.3-26.3, 1982 (Snøsmelting).



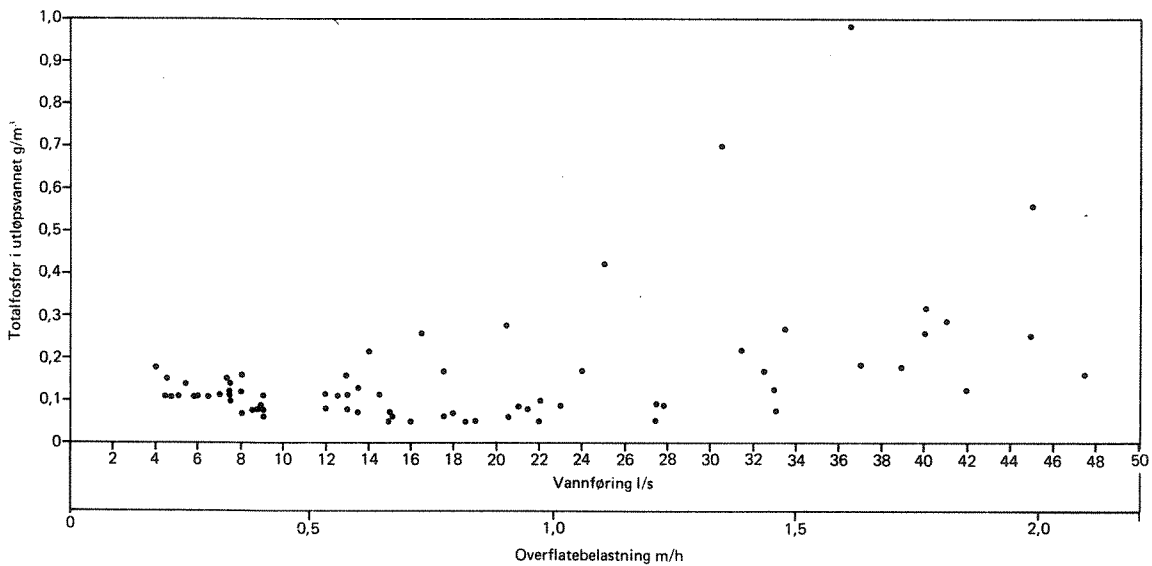
Figur 8. Variasjon i vannføring, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i perioden 31.3-2.4, 1982 (Snøsmelting).



Figur 9. Variasjon i vannføring, ledningsevne, fellings-pH, turbiditet og totalfosfor i perioden 19.4-21.4, 1982 (Tørrvær).

Fosforreduksjonen ved et kjemisk renseanlegg må også sees i sammenheng med overflatebelastning på ettersedimenteringsbassenget.

Figur 10 viser at det ble oppnådd akseptable fosforkonsentrasjoner i utløpsvannet med overflatebelastninger opp til ca. 1,0 m/h. Dette var også tilfelle ved høyere belastninger, men da er det større spredning i resultatene. Målinger viser at de to høye fosforverdiene ikke var forårsaket av høy fellings-pH.



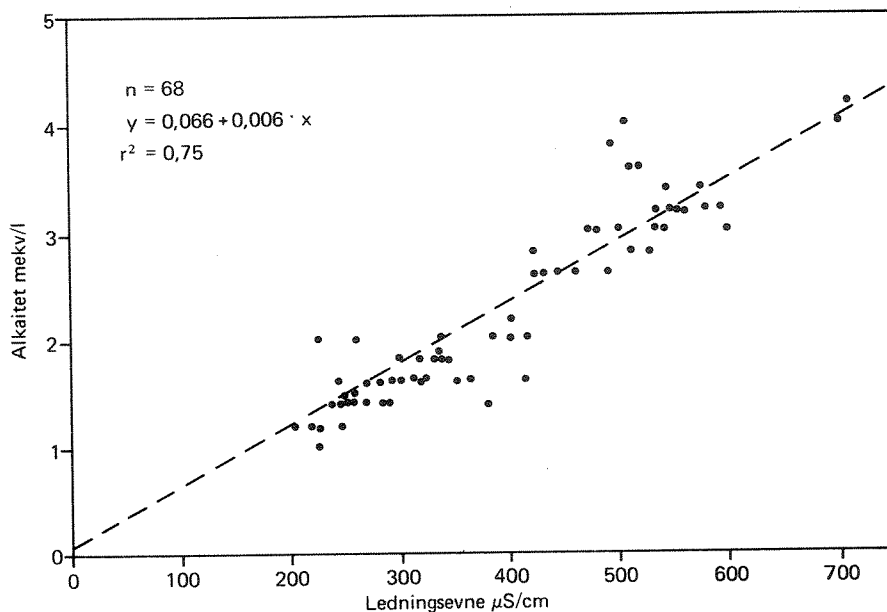
Figur 10. Totalfosfor i utløpet som funksjon av overflatebelastning på ettersedimenteringsbassenget.

4.2 Reguleringstekniske forhold

Avløpsvannets alkalitet som funksjon av spesifikk ledningsevne i forsøksperiodene er vist i figur 11.

Det er utført lineær regresjonsanalyse som viser korrelasjonskoeffisienten r^2 lik 0,75. For praktiske formål må dette karakteriseres som en god nok korrelasjon

Det kan også nevnes at alkaliteten i drikkevannet øker fra omkring 0-0,2 mekv./l til 0,8-1,0 mekv./l ved alkaliseringen som finner sted i vannverket.

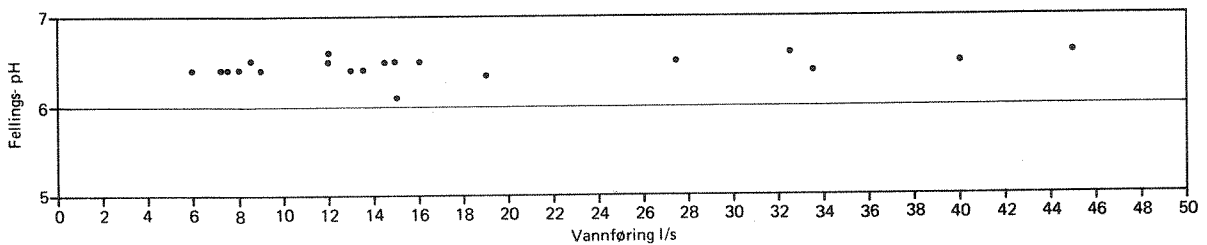
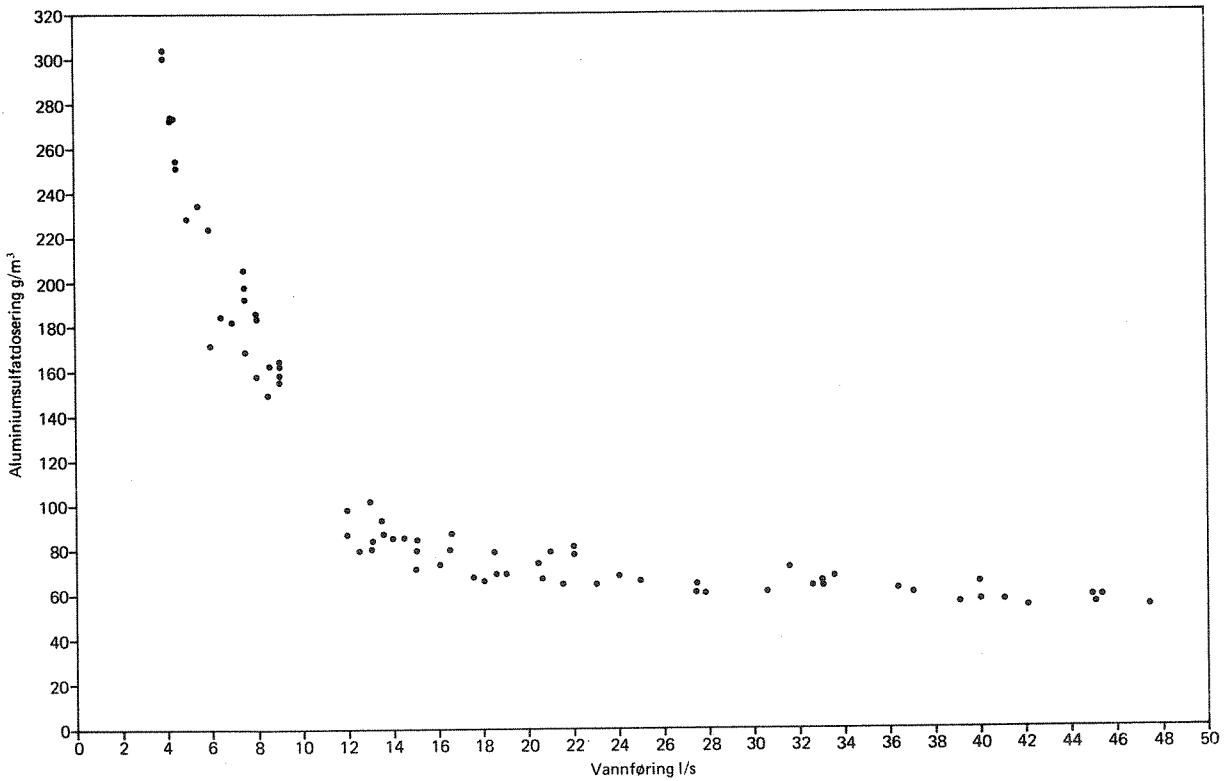
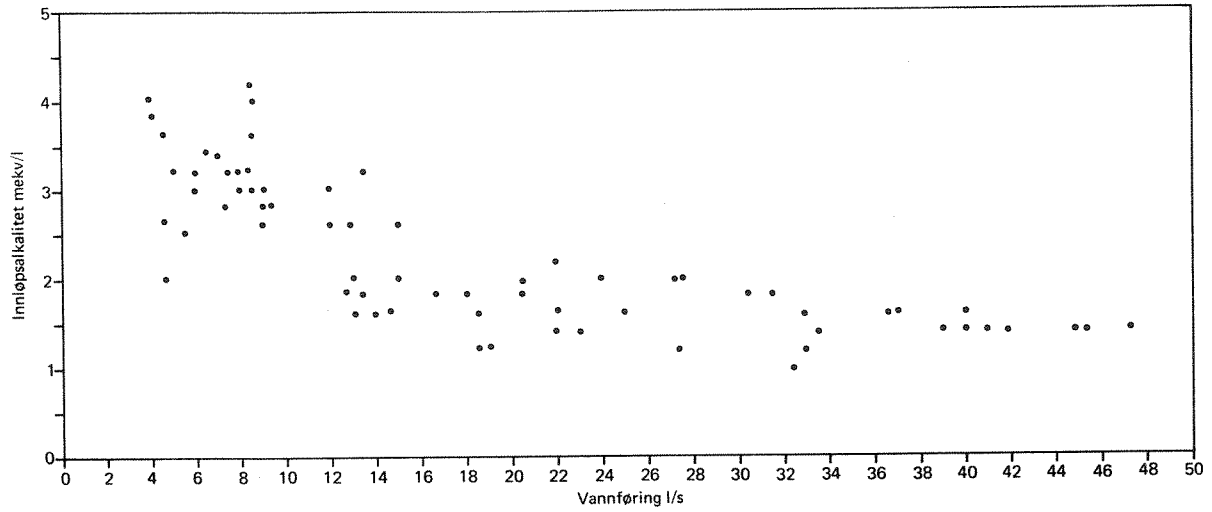


Figur 11. Sammenheng mellom spesifikk ledningsevne og alkalitet under forsøkene.

Alkalitet, avløpsvann, aluminiumsulfatdosering og resulterende fellings-pH som funksjon av hydraulisk belastning er vist i figur 12. Figuren viser at innkommende avløpsvann har en økende alkalitet ved avtagende vannføring, og dette gjenspeiler seg også i doseringskurven.

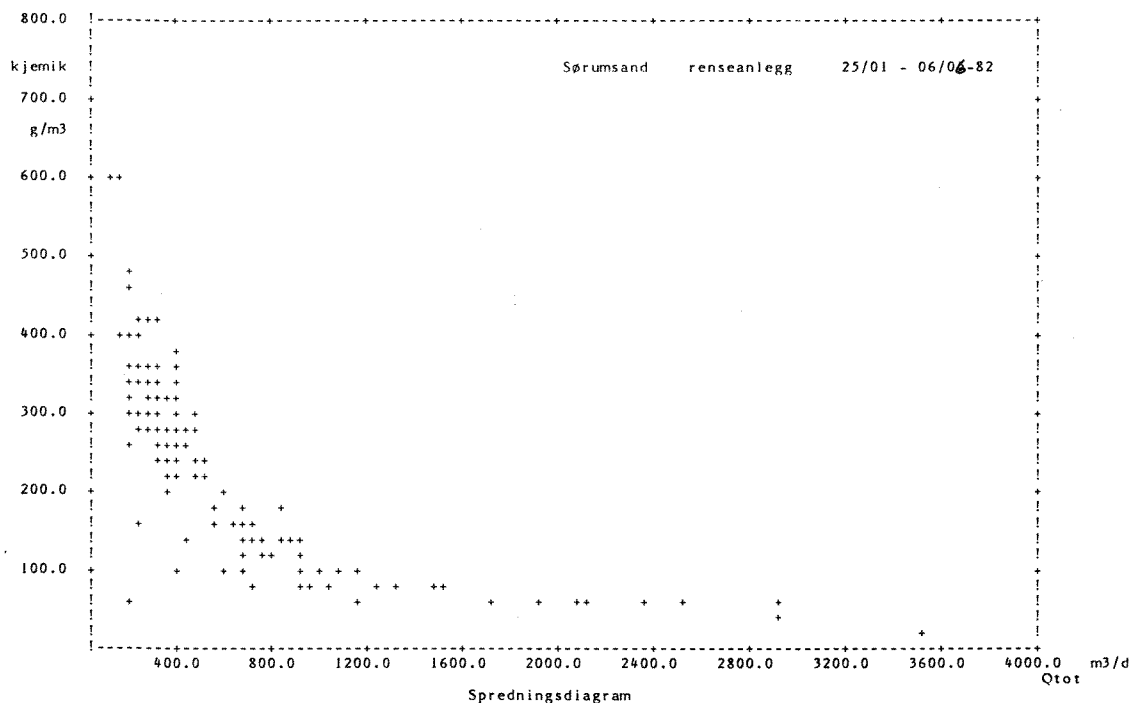
Resulterende fellings-pH lå i området rundt pH 6,5 (6,1-6,6) ved vannføringsvariasjoner mellom 6 og 45 l/s, og dette må betraktes som en stabil pH-regulering.

Registreringer på renseanleggets pH-måler er vist på de øverste kurvene i figur 7, 8 og 9.



Figur 12. Avløpsvannets alkalitet, aluminiumsulfatdosering og fellings-pH som funksjon av vannføring i forsøksperiodene.

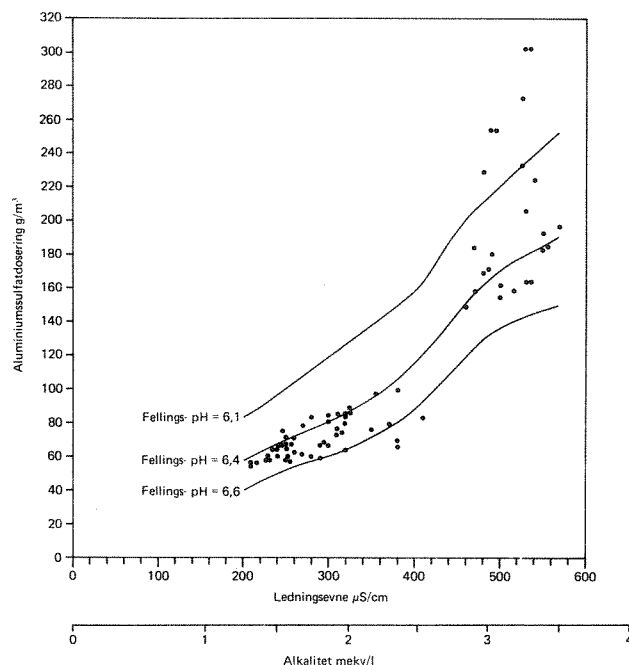
Figur 13 viser en utskrift fra ANØs driftsovervåkingsprogram i perioden 25.1-6.6 1982. Dataene er hentet fra renseanleggets driftsjournal, og doseringens variasjon med vannføringen viser samme tendens som i forsøksperiodene.



Figur 13. Kjemikaliedosering som funksjon av døgnvannføring i tiden 25.1-6.6 1982 (ANØ).

Figur 14 viser varighetskurver for vannføring og kjemikaliedosering ved renseanlegget i samme tidsrom.

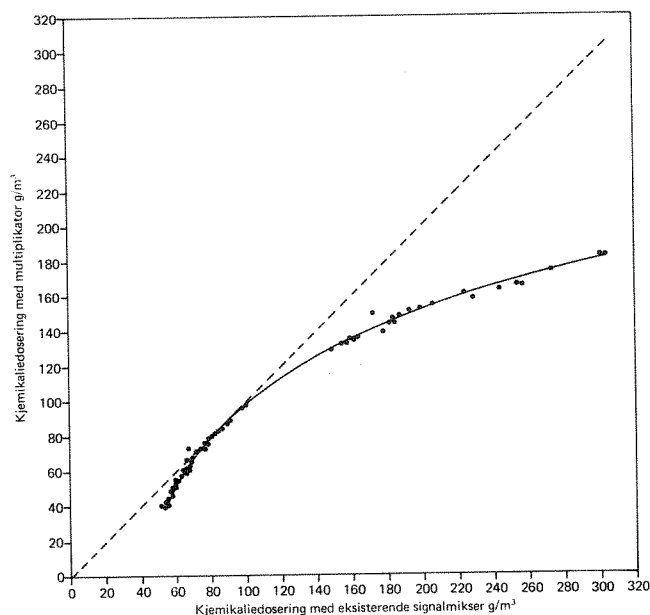
Det fremgår bl.a. at i 50 % av tiden har gjennomsnittlig døgnvannføring vært større enn ca. $500 \text{ m}^3/\text{d}$, og kjemikaliedoseringen har i samme prosent av tiden ligget over 270 g/m^3 . Figuren viser at belastningsbildet domineres av lange perioder med lav vannføring og høy kjemikaliedosering som avløses av høye hydrauliske belastninger med lave kjemikaliedoser. Målte og teoretisk beregnede aluminiumsulfatdoseringer som funksjon av ledningsevne er vist i figur 15.



Figur 15: Målte og teoretisk beregnede aluminiumsulfatdoser som funksjon av ledningsevne.

Forholdet mellom ledningsevne og alkalitet er beregnet på grunnlag av figur 11. Med utgangspunkt i typiske data for dette avløpsvannet er den nødvendige aluminiumsdosering for å oppnå fellingings-pH lik 6,1, 6,4 og 6,6 beregnet og tegnet inn på figur 15. Den viser en god overensstemmelse mellom oppnådde og teoretiske verdier i kurvenes nedre område. I det øvre området var doseringen helt oppe i ca. 300 g/m^3 , og dette skulle teoretisk gi fellingings-pH lik 5,7. Registreringer viste imidlertid at doseringer i dette nivået var nødvendig for å holde pH tilnærmet konstant rundt 6,4. En forklaring på avviket mellom teori og målinger, kan være at beregningene er foretatt i grenseområdet for modellens gyldighet som er innløps-pH= 6,0-7,5.

Figur 15 viser at doseringen øker progressivt ved høye alkaliteter (lave vannføringer). Hovedårsaken ligger i karakteristikken til den forenklete multiplikatoren. Virkningen av denne er illustrert i figur 16, som viser forholdet mellom resultatet fra en ideell multiplikator og den eksisterende metoden. Avviket er differansen mellom 45⁰-linjen og den krumme kurven.

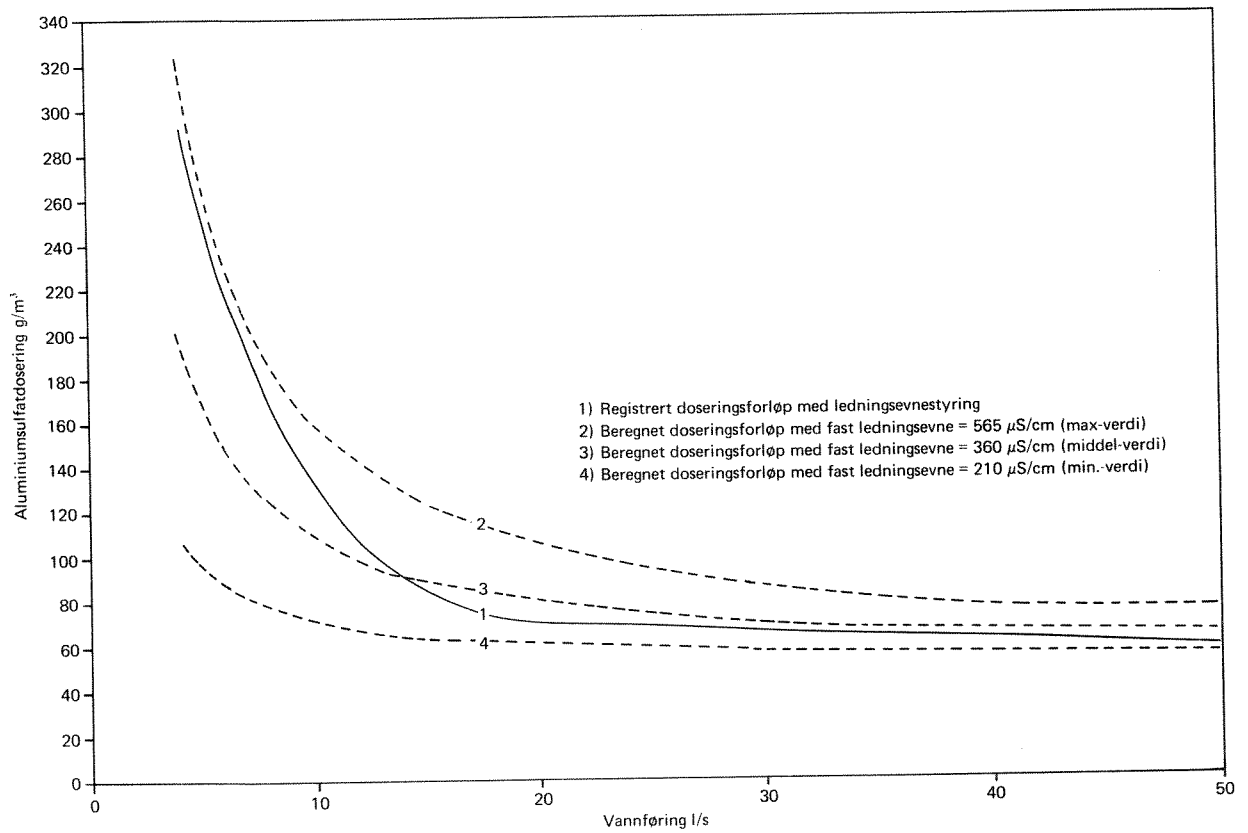


Figur 16. Forholdet mellom en ideell multiplikator og den eksisterende enheten.

Som nevnt er aluminiumsulfatdoseringen (g/m^3) både en funksjon av ledningsevne og signalmikserens karakteristik. Dette er illustrert ved noen eksempler i figur 17.

Kurven viser det virkelige doseringsforløpet fra forsøkene. Kurve 2, 3 og 4 viser beregnet doseringsforløp dersom ledningsevnen var fiksert på én konstant verdi. Beregningene er foretatt ved den eksisterende potensiometerinnstilling for doseringsskruen. Det ville være mulig å parallellforskyve kurvene opp og ned ved å velge andre innstillinger. Figurene viser at man ville få vekselvis over- og underdosering i det høye og lave vannføringsområdet ved å "fryse" ledningsevnesignalet, d.v.s. utelate ledningsevne målingen og bare styre etter signalblanderens.

Figur 17. Illustrasjon av ledningsevnestyringens betydning.



5. VURDERING AV METODEN

5.1 Prosessteknisk

Forandringene som ble utført ved Sørumsand renseanlegg, førte til at kjemikaliedoseringen varierte automatisk mellom 60 og 300 g/m³, slik at fellings-pH til enhver tid lå i det optimale området. Tidligere ble kjemikaliedoseringen justert manuelt opptil flere ganger daglig, og selv da var det problemer med å oppnå stabile forhold. Forbedringene var et resultat av flere tiltak, og det er viktig at metoden vurderes på bakgrunn av alle disse.

Grunnleggende forutsetninger for alle styringsmetoder er at vannføringsmåleren og doseringsutstyret fungerer nøyaktig i hele arbeidsområdet. Dette må undersøkes og eventuelt forbedres i forundersøkelsesfasen.

Til foroverstyring av kjemikaliedosering etter alkalitet, trengs følgende tilleggsutstyr:

- Alkalitetsmåler.
- Signalblander.

Det finnes foreløpig ingen serieproduserte alkalitetsmålere på markedet, men som tidligere omtalt, kan alkalitet måles indirekte som ledningsevne. Korrelasjonen mellom disse to kan bestemmes ved innledende undersøkelser. Målinger av ledningsevne og alkalitet må relateres til vannføring.

Signalblanderen skal teoretisk sett være en multiplikator som multipliserer vannmengde- og ledningsevnesignalet slik at doseringen (g/m³) blir proporsjonal med ledningsevnen (alkaliteten). Ved Sørumsand blir det benyttet en signalblander med funksjonen $\frac{A + B}{2}$ i stedet for $\sqrt{A \cdot B}$ hvor A og B er signalene fra hhv. ledningsevnemåler og vannføringsmåler. Dette betyr at doseringen er en funksjon av både vannmengde og alkalitet. Dette medførte en progressiv økning av kjemikaliedoseringen ved lave vannføringer, hvilket i praksis viste seg å fungere meget bra.

Metodens anvendbarhet ved andre renseanlegg, hvor det er problemer med styring av kjemikaliedoseringen, kan dette best besvares ved forsøk. Det er viktig å være klar over hvilke nøyaktigheter som ligger til grunn for prosessstyringen.

Kravet til doseringsnøyaktighet er bestemt av en rekke faktorer som f.eks.

- Bestemmelse av optimalt pH-område.
- Korrelasjon mellom alkalitet og kjemikaliedose for å oppnå optimal pH.
- Korrelasjon mellom alkalitet og ledningsevne
- Vannmengdemålerens, ledningsevнемålerens og doseringsutstyrets nøyaktighet.

Dersom forundersøkelsen viser en rimelig god korrelasjon mellom ledningsevne og alkalitet ($r^2 > 0,7$), bør neste fase omfatte utprøving av styringsmetoden på det aktuelle anlegget. Utstyr for ledningsevnestyring er enkelt å montere og trimme inn, og overvåkingen kan lett innpasses i de daglige driftsrutiner.

5.2 Kostnader

Tilleggsinvesteringene inkluderer ledningsevнемåler, signalblander og monteringen av disse. For Sørumsand renseanlegg beløp disse kostnadene seg til:

Ledningsevнемåler	:	10 000,-
Signalblander	:	2 000,-
Montasje	:	<u>2 000,-</u>
Sum tilleggsinvesteringer:		14 000,- =====

Sammenlignet med kjemikalieforbruket i 1. halvår 1981 er forbruket i 1. halvår 1982 redusert fra 27 tonn til 19 tonn (30 %) ved samme mengde avløpsvann behandlet (ca. 100 000 m³).

Gjennomsnittlig renseeffekt med hensyn til totalfosfor ble ifølge opplysninger fra ANØ forbedret fra 96 til 99 prosent.

Redusert kjemikalieforbruk fører også til reduserte slammengder til anleggets slambehandlingsdel.

Med utgangspunkt i en kjemikaliepris på 1 000 kr/t vil årlige besparelser beløpe seg til kr. 16 000,-. (Kr. 0,08 pr. m³ avløpsvann).

Ved dette renseanlegget betyr dette en inntjeningstid på tilleggsinvesteringene på ca. ett år.

ENGLISH SUMMARY

I Introduction

Phosphate removal from wastewater is being practiced to control eutrophication of surface waters. Metal salt addition is the most widely used method of phosphorus removal in wastewater treatment, and alum is frequently selected as a precipitation chemical.

Variations in untreated wastewater flow and quality can be large. The alum requirement for phosphate and suspended solids removal is often sensitive to these changes.

The objective of this project was to evaluate a new concept of alum addition based on alkalinity feedforward control.

II Alkalinity control of alum addition

Feedforward control is an open loop control which will avoid oscillating dosages and pH which may be a problem in closed loop systems. To take advantage of open loop control systems it becomes important to identify and quantify effects of the parameters that establish required chemical dosage.

Knowing the initial pH, alkalinity and orto-phosphate content, the required dosage to reach optimum final pH can be calculated by chemical models for phosphorus precipitation have been validated by Ferguson and King (11) and Balmer and Øren (4).

For practical purposes it is apparent that wastewater alkalinity is the predominant variable affecting chemical dosage, and figure 1 illustrates the correlation between wastewater alkalinity, calculated alum dosage and final alkalinity after precipitation.

A proposed control scheme based on alkalinity feedforward control is shown in figure 2. This control method requires an alkalinity measuring device. Since the measuring device shall be applied directly on presettled sewage, the reliability is of great importance.

Automatic measuring units are still not available and therefore alkalinity is measured indirectly as conductivity.

III Full scale investigations

A technical assistance project has been conducted at Sørumsand treatment plant, a primary - chemical treatment plant designed for 6 000 persons (1). Granulated alum was dosed flow proportional via a dissolver. Experiences from the treatment plant has shown very unstable alum dosage and as a result bad process reliability. Deviations from desired operating conditions were manually corrected by changing the proportionality factor.

The main deficiencies and proposed improvements are shown in the following table.

Problem	Proposed changes
- Too large measuring range of flow meter resulted in unreliable measurements during dry wheather conditions.	- Reduce measuring range by replacing the measuring profile (figure 4).
- Too large operating range of alum feeder caused unlinear performance at low flow rates.	- Reduce operating range by altering ratio of conversion.
- Unsatisfactory performance of flow proportional dosage due to alkalinity variations.	- Change to alkalinity feed-forward control (figure 2).

The design improvements and the automatic control system has been reported to give a remarkable better process stability and lower operating costs (less maintenance and chemicals).

The efforts were followed up by an investigation concerning control performance, process efficiency and operating experiences at Sørumsand treatment plant.

Experiments were conducted during three periods each lasting two days (two snow melting periods and one dry weather period). Figure 7, 8 and 9 are showing recorder outputs and plots of phosphorous and turbidity of samples from inlet and outlet. The efficiency with respect to these two parameters was high during all three periods.

Total phosphorous vs. surface loading of the final sedimentation basin is shown in figure 10.

Regarding the process control alum dosage is varying with hydraulic load as shown in figure 12. The alum dosage varied between 60 and 300 g/m³. The resulting pH-value is nearly constant (6,4-6,6) over the flow range and this indicates the efficiency of the control system. The relation between measured and calculated alum dosage vs. conductivity (alkalinity) is illustrated in figure 15.

The data fits very well in the low alkalinity range, at the higher alkalinities, however, it appears to be some overdosage compared to the calculated values.

The configuration of the dosage curve (figure 17) is a result of the signal mixer's function and the conductivity variations. The output of the signal mixer is the function $\frac{A + B}{2}$, where A is the flow signal and B the conductivity signal. Curve no. 1 in figure 17 is representing the actual control system. The other curves are illustrating the control mode if the signal was not trimmed by conductivity variations. The curves no. 2, 3 and 4 are based on fixed conductivity values of 565 μ S/cm (maximum), 360 (average) and 210 (minimum). The figure illustrates that due to the trimming of the control signal by conductivity gives the required alum dosage over the whole range, while fixed conductivities partially covers the chemical demand.

The conclusions of the project were:

- The accuracy of the flowmeter and dosage unit is of basic importance in establishing a reliable control system.

- Capital costs were:

Conductivity measuring system	NOK	10 000,-
Signal mixer	NOK	2 000,-
Installation	NOK	<u>2 000,-</u>
Sum capital costs	NOK	<u><u>14 000,-</u></u>

Chemical consumption was reduced from 27 000 kg in the first half of 1981 (flow proportional dosage) to 19 000 kg in the same period in 1982 (conductivity control).

The amount of wastewater treated was the same in the two periods (100 000 m³) and the efficiency of phosphorus removal increased from 96 to 99 percent.

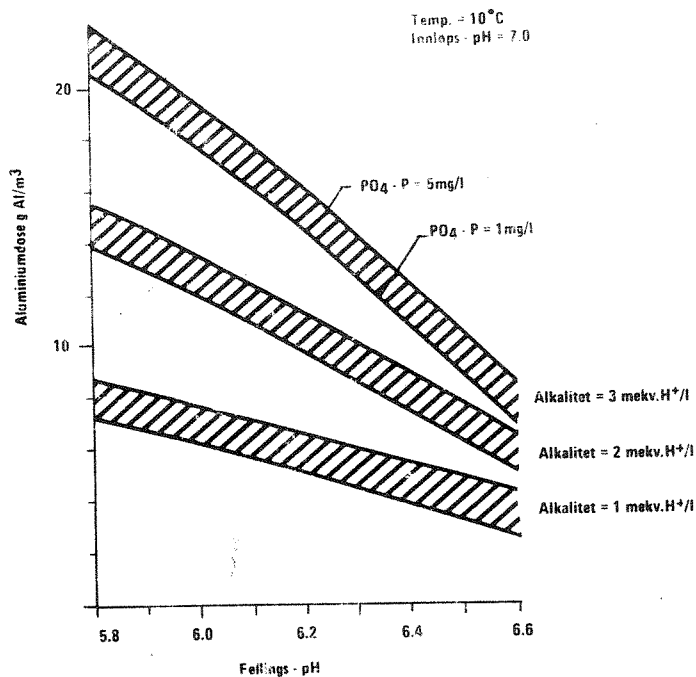
IV Conclusions

- Alkalinity and flow feedforward control resulted in a remarkable better process stability at the particular plant.
- There is an ample need for an automatic alkalinity measuring device for presettled sewage application in cases where the correlation between alkalinity and conductivity is poor.
- The new control system resulted in 30 % reduction in chemical consumption.

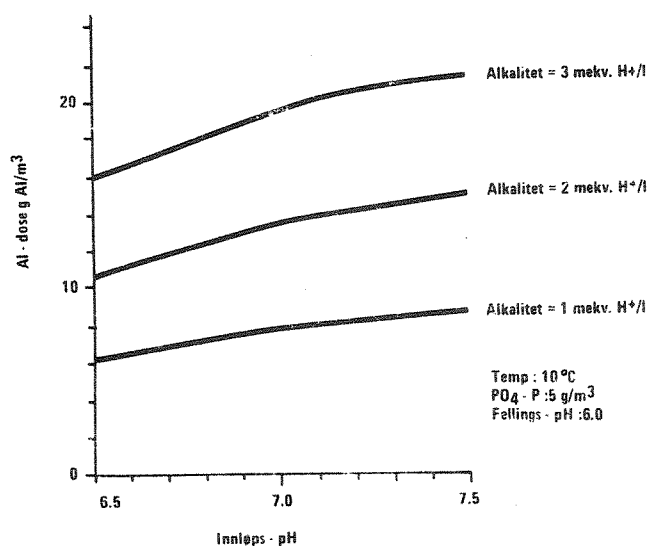
LITTERATUR

1. Damhaug, T., Paulsrud, B., Gundersen, T. og Lyngmo, L. B. (1981): "Sørumsand rensesanlegg - teknisk assistanse ." NIVA-notat 0-81030.
2. Damhaug, T. (1982): "Instrumentering og styring av kjemiske kloakkrensaneanlegg." Sluttrapport. NTNFs Utvalg for drift av rensaneanlegg. HPD-08/76.
3. Eikum, A. S., Harr, C., Ofte, J. og Balmér, P. (1979): "Kjemisk felling av kommunalt avløpsvann." PRA-rapport nr. 24.
4. Øren, K. og Balmér, P. (1977): "Systemanalyse av slamhandtering." Utvalg for fast avfall, NTNf. Prosjekt nr. 1.2.17.
5. Brusletto, R. (1980): "Alkalitet som styringsparameter ved felling med aluminiumsulfat." Hovedoppgaven NTH 1980.
6. Overath, H. und Marr, G. (1976): "Beitrag zur Optimierung-chemischer Fällung in Rohabwasser durch die Steuerung der Fällmittelzugabe." GWF Wasser/Abwasser 117 H.3.
7. 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.
8. Helgeson, J. (1979): "Styring av kemisk fällning med hjälp av konduktivitetmåling." VAV-M26, April.
9. Wedum, K. (1981): "Driftsundersøkelse av vannmengdemålere." Prosjektrapport nr. 31/81, NTNFs Utvalg for drift av rensaneanlegg. HPC-40/80.
10. Wedum, K. og Rostad, M. (1982): "Kalibrering og justering av vannføringsmålere." NIVA 0-82011 VA 5/82.
11. Ferguson, J. F. and King, T.: "A model for aluminium phosphate precipitation." JWPCF, April (1977).

V E D L E G G

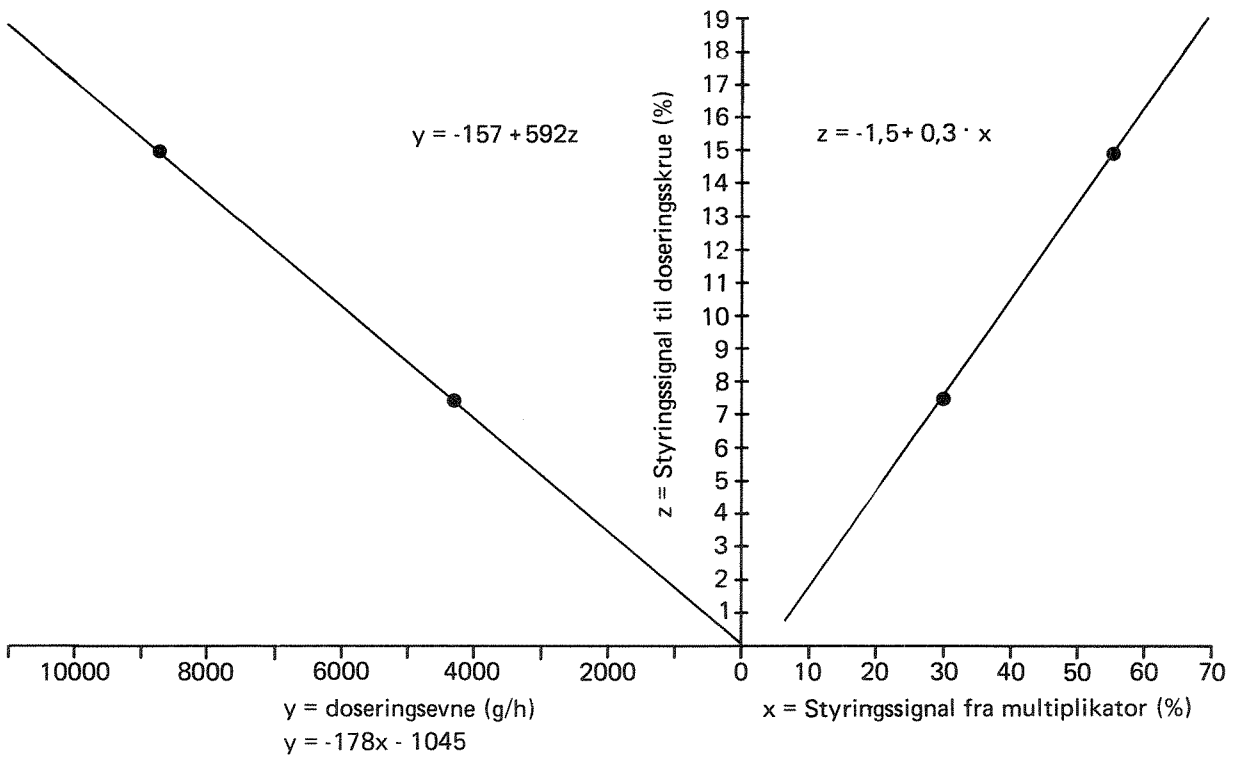


Teoretisk sammenheng mellom fellings-pH og aluminium-dose ved ulike ortofosfat-konsentrasjoner og alkaliteter.



Teoretisk sammenheng mellom innløps-pH og aluminium-dose ved ulike alkaliteter.

DOSERINGSMENGDEN SOM FUNKSJON AV STYRINGSSIGNAL OG PROSENTAVLESNING
PÅ DOSERINGSKURVENS INDIKATOR



MALE- OG ANALYSERESULTATER FOR PERIODEN 24.03-26.03 (Snøsmelting)

Dato	Kl.	Vannføring l/s	Leidningssevne $\mu\text{S/cm}$	Totalt faststoff g/m^3	Ledningssevne $\mu\text{S/cm}$		Alkalitet mekv./l		Ortofosfat g/m^3		Totalfosfor g/m^3		Turbiditet NTU		pH		
					Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn
24/3	8-10	12	280	83	420	302	2,6	1,0	2,6	0,01	3,91	0,08	45	4,3	7,5	6,6	
	10-12	15	300	80	335	301	1,6	0,8	1,6	0,05	4,02	0,05	145	3,0	7,0	6,1	
	12-14	22	350	76	244	309	1,4	1,0	1,4	0,01	2,11	0,05	265	3,2			
	14-16	32,5	315	64	226	334	1,0	1,0	1,8	0,09	2,01	0,17	280	7,5	7,2	6,6	
	16-18	41	250	57	237	333	1,4	1,0	2,0	0,13	1,68	0,29	230	15			
	18-20	39	215	56	270	293	1,4	0,8	1,7	0,10	1,85	0,18	180	14			
	20-22	33	225	58	204	265	1,2	0,8	1,7	0,075	1,17	0,12	180	10			
	22-24	27,5	240	60	248	255	1,2	0,6	1,5	0,07	0,68	0,09	165	9,0			
	25/3	24-2	23	250	64	350	255	1,4	0,6	1,6	0,06	0,72	0,09	125	10		
		2-4	20,5	240	64	260	257	2,0	0,8	2,5	0,04	3,04	0,06	100	11		
		4-6	18	245	67	299	260	1,8	0,6	2,15	0,04	1,92	0,07	190	6,8		
		6-8	18,5	248	67	220	259	1,2	0,6	1,8	0,025	1,66	0,05	250	5,4		
8-10		19	255	67	220	258	1,2	0,6	2,0	0,02	1,81	0,05	280	5,0	7,1	6,3	
10-12		27,5	300	66	225	263	2,0	0,4	1,8	0,03	1,74	0,05	265	5,3	7,1	6,5	
12-14		37	280	60	245	290	1,6	1,0	1,75	0,06	1,05	0,19	180	9,5			
14-16		45	250	57	260	288	1,4	1,0	1,95	0,09	1,32	0,25	150	12	7,0	6,6	
16-18		42,5	210	54	245	254	1,4	1,2	1,7	0,06	0,72	1,16	160	14			
18-20		42	210	55	250	232	1,4	0,8	1,55	0,055	2,77	0,12	180	15			
20-22		33	225	58	300	225	1,6	1,0	2,3	0,06	1,34	0,08	80	12			
22-24		27,5	230	60	335	229	2,0	1,0	4,1	0,06	0,09	0,09	13	13			
26/3	24-2	21,5	240	60	233	233		1,0		0,04		0,08		9,8			
	2-4	17,5	245	67	238	238		0,6		0,03		0,06		8,1			
	4-6	15	250	71	240	240		0,4		0,03		0,06		6,7			
	6-8	16	260	71	243	243		0,6		0,02		0,05		6,5	7,3	6,5	

MALE- OG ANALYSERESULTATER FOR PERIODEN 19.04-21.04 (Tørrvær)

Dato	Kl.	Vannføring l/s	Ledningsveide µS/cm	Alkalitet mekv./l	Ledningssevne µS/cm		Ortofosfat g/m ³		Totalfosfor g/m ³		Turbiditet NTU		pH	
					Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut
31/3	8-10	12	355	3,0	378	4,50	0,09	6,55	0,11	65	3,0	7,5	6,5	
	10-12	13	380	2,6	393	1,70	0,09	5,77	0,08	120	3,4	7,3	6,4	
	12-14	22	410	2,2	394	0,50	0,08	3,50	0,10	250	3,5			
	14-16	40	380	1,6	286	0,20	0,13	2,41	0,28	280	5,7	7,2	6,5	
	16-18	45	290	1,4	424	0,08	0,19	1,34	0,56	220	15			
	18-20	40	250	1,4	358	0,09	0,15	2,00	0,32	210	16			
	20-22	31,5	270	1,8	310	0,10	0,13	2,16	0,22	150	16			
	22-24	24	295	2,0	300	0,10	0,12	2,09	0,17	52	12			
	1/4	24-2	17,5	310	1,6	303	0,56	0,10	1,10	0,17	53	10		
		2-4	13,5	300	1,8	315	0,24	0,08	0,41	0,13	53	8		
		4-6	12,5	245	1,8	320	0,32	0,07	0,50	0,11	50	6,2		
		6-8	13	270	2,0	322	1,20	0,03	1,81	0,11	42	5,5	7,5	6,4
8-10		13,5	310	3,2	326	2,80	0,02	5,97	0,07	38	4,7	7,4	6,5	
10-12		15	370	2,6	325	1,9	0,02	5,26	0,07	60	4,3			
12-14		21	370	1,6	325	1,3	0,02	4,19	0,09	130	4,4			
14-16		33,5	380	1,4	350	0,9	0,11	2,14	0,27	300	8,8	7,2	6,4	
16-18		36,5	320	1,6	385	1,1	0,35	2,05	0,99	300	33			
18-20		30,5	260	1,6	364	1,1	0,26	1,75	0,70	170	34			
20-22		25	290	1,6	325	1,0	0,28	2,07	0,42	140	24			
22-24		20,5	310	1,8	314	1,4	0,26	1,66	0,28	77	18			
24-2	16,5	320	1,8	310	0,8	0,25	1,26	0,26	72	17				
2-4	14	320	1,6	316	0,5	0,21	0,51	0,22	63	15				
4-6	13	325	1,6	316	1,0	0,16	0,48	0,16	60	10				

MALE- OG ANALYSERESULTATER FOR PERIODEN 19.04-21.04 (Tørrvær)

Dato	Kl.	Vannføring l/s	Leidningssevne L/S/cm	Leidningssevne L/S/cm	Alkalinitet mekv./l	Ortofosfat g/m ³		Totalfosfat g/m ³		Turbiditet NTU		PH		
						Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn
19/4	8-10	8,5	460	700	4,0	1,0	8,8	0,06	16,45	0,08	82	3,7	7,5	6,5
	10-12	8	470	580	3,2	1,0	7,4	0,06	8,15	0,07	57	2,8	7,7	6,4
	12-14	8,5	500	534	3,0	1,0	4,4	0,17	5,74	0,08	44	2,2		
	14-16	9	500	541	3,0	1,0	3,3	0,16	5,31	0,07	60	2,6	7,6	6,4
	16-18	9	530	512	2,8	1,2	3,0	0,17	4,59	0,09	56	2,6		
	18-20	9	515	527	2,8	1,4	4,0	0,17	7,00	0,08	94	2,5		
	20-22	9	500	486	2,6	1,4	2,8	0,16	5,14	0,11	75	2,8		
	22-24	7	490	575	3,4	1,4	3,4	0,03	5,19	0,11	59	2,6		
	24-2	5	440	493	3,2	1,4	2,0	0,03	3,04	0,11	56	3,1		
	2-4	4,5	490	423	2,6	1,4	0,9	0,03	1,24	0,11	23	2,9		
	4-6	4,5	490	400	2,0	1,6	0,5	0,03	0,98	0,11	30	3,0		
	20/4	6-8	6,5	470	544	3,4	1,4	2,8	0,04	3,38	0,11	31	2,8	
8-10		7,5	480	707	4,2	1,4	5,8	0,03	8,75	0,11	64	3,3	7,6	6,4
10-12		6	485	549	3,2	1,2	3,7	0,04	8,22	0,11	67	3,1	7,5	6,4
12-14		6	540	500	3,0	1,2	2,7	0,03	5,21	0,11	50	2,9		
14-16		7,5	565	413	2,8	1,2	3,7	0,03	5,38	0,10	56	3,9	7,3	6,4
16-18		8	555	550	3,2	1,2	2,6	0,04	5,73	0,12	70	3,2		
18-20		7,5	550	536	3,2	1,4	3,2	0,04	6,47	0,12	76	3,7		
20-22		8	550	473	3,0	1,0	2,4	0,04	5,75	0,14	78	5,1		
22-24		7,5	500	519	3,6	1,6	2,4	0,04	5,06	0,16	65	3,7		
24-2		4,5	525	519	3,6	1,6	2,6	0,03	3,47	0,15	6	3,5		
2-4		4	530	495	3,8	1,6	4,8	0,03		0,15		3,5		
4-6		4	530	304	4,0	1,4	4,7	0,03	5,40	0,18	62	4,2		
6-8	5,5	525	480	3,0	1,0	2,7	0,05	3,42	0,14	52	4,2			