

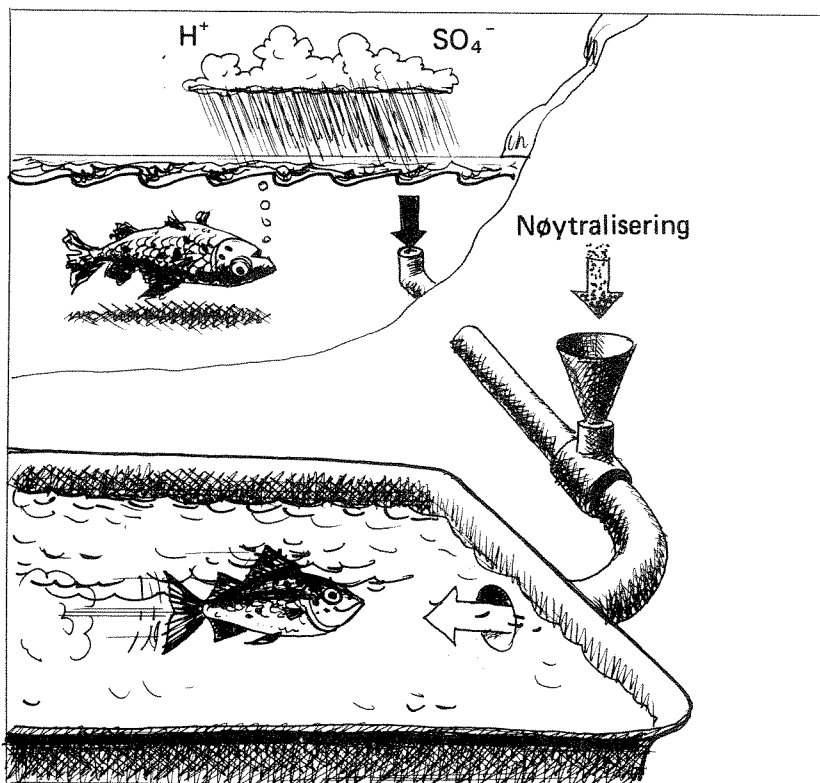
0-
85235

ARKIV
EKSEMPLAR

0 - 85235

1894

Nøytralisering av surt vann til settefiskoppdrett



Norsk institutt for vannforskning
Zoologisk laboratorium, Universitetet i Bergen
Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt / Akvakulturstasjonen Matre

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.: 0-85235
Undernummer:
Løpenummer: 1894
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Nøytralisering av surt vann til settefiskoppdrett	Dato: Juli 1986
	Prosjektnummer: 0-85235
Forfatter (e): Prosjektleder: Kjell Maroni - NIVA Medarbeidere: Tom Hansen - HI Helge Leivestad - UiB Jens Arne Ohren - NIVA Ole Johan Torrissen - HI Yngve Ulgenes - HI/Bjugn Industrier	Faggruppe: Akvakultur
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 86

Oppdragsgiver: NTNF - Havbrukskomiteén v/A. Jensen	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): MB 00.17620
---	---

Ekstrakt: Prosjektet er utført som et tverrinstitusjonelt og tverrfaglig prosjekt med NIVA, Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium ved Universitetet i Bergen som deltagende institusjoner. Basert på kjemiske og biologiske kunnskaper om nøytralisering fra oppdrettsanlegg og vannverk, anbefales en løsning for bruk av kalkslurry (CaCO_3) som nøytraliseringsmiddel dersom ikke tilsetning av sjøvann er aktuelt.

4 emneord, norske:
1. Settefiskoppdrett
2. Surt vann
3. Nøytralisering
4. Kalkslurry

4 emneord, engelske:
1. Aquaculture
2. Acid waters
3. Neutralization
4. Calcium carbonate

Prosjektleder:

Kjell Maroni
Kjell Maroni

For administrasjonen:

Oddvar Lindholm
Oddvar Lindholm

ISBN 82-577-1113-6

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

O-85235

NØYTRALISERING AV
SURT VANN TIL SETTEFISKOPPDRETT

Oslo, juli 1986

Prosjektleder: Kjell Maroni (NIVA)

Medarbeidere: Tom Hansen (HI)

Helge Leivestad (UiB)

Jens Arne Ohren (NIVA)

Ole Johan Torrissen, (HI)

Yngve Ulgenes, (HI/Bjugn
Industrier)

F O R O R D

Denne rapporten er utført på oppdrag fra NTNFs havbruksutvalg, som et ledd i arbeidet med å øke kunnskapene om nøytralisering av surt vann i settefiskanlegg.

Prosjektet har vært tverrinstitusjonelt og tverrfaglig. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har vært prosjektansvarlig institusjon, med Zoologisk Laboratorium i Bergen (UiB) og Fiskeridirektoratets Havforskningsinstituttet Akvakulturstasjonen Matre (HI) som samarbeidspartnere.

Arbeidet med prosjektet er utført av følgende forskere:

Tom Hansen (HI)

Merete Johannessen (NIVA)

Helge Leivestad (UiB)

Kjell Maroni (NIVA)

Jens Arne Ohren (NIVA)

Ole Johan Torrissen (HI)

Yngve Ulgenes (HI/Bjugn Industrier).

Rapporten er maskinskrevet av Lise Tveiten.

Oslo, juli 1986

Kjell Maroni

ENGLISH ABSTRACT

One of the major threats for freshwater aquaculture plants in southern Norway is acid waters. By neutralization of the water, i.e. increase the pH up to 6.2-6.5, dissolved (labile) and toxic aluminium species in the water will change into non-toxic, non-labile species. Based on this knowledge, and earlier experience with neutralization and alkalization from fishfarm and drinking water plants, a system for adding calcium carbonate slurry to the water is proposed.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
ENGLISH ABSTRACT	3
SAMMENDRAG	7
1. INNLEDNING	9
2. KJEMISKE FORHOLD MED BETYDNING FOR VURDERING OG DIMENSJONERING AV KALKANLEGG	10
2.1. Innledning	10
2.2. Berggrunn, nedbør- og vannkvalitet	10
2.2.1. Hva er forsuring	10
2.2.2. Årstidsvariasjoner og frekvensen av sure episoder	12
2.2.3. Regional utbredelse av forsuringseffekter	18
2.3. Betydningen av aluminium	18
2.4. Eksempel på vannkvalitet og fiskedød fra Vikedal	20
2.5. Kriterier for vannkvalitet og bruk av alternative avsyrensmidler	21
3. BIOLOGISKE EFFEKTER AV SURT VANN	22
3.1. Bestandsstudier	22
3.2. Utbredelse- nedbørkjemi - geologi	22
3.3. Fisk - vannkjemi	23
3.4. Toksiske virkningsmekanismer	24
3.4.1. Ionregulering; normal fysiologi	24
3.4.2. Effekter av syre og aluminium	27
3.5. Konklusjoner	35
4. ERFARINGER VED ULIKE METODER FOR Å BEHANDLE SURT VANN TIL FISKEOPPDRETT VED AKVAKULTURSTASJONEN I MATRE	36
4.1. Vannsystemene	36

Innholdsfortegnelse forts.	Side
4.2. Ulike vannbehandlingsmetoder og praktiske erfaringer med disse	39
4.2.1. Sjøvannstilsetting	39
4.2.2. Hydratkalk og kalksteinsmel	40
4.2.3. Skjellsandbrønn	41
4.2.4. Tilsetting av natronlut (NaOH)	42
4.3. Konklusjoner	44
5. ERFARINGER VED BRUK AV KALK TIL VANNBEHANDLING VED SYV NORSKE VANNVERK	45
5.1. Innledning	45
5.2. Vannverk A	46
5.2.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	46
5.2.2. Kalkdoseringsanlegget	46
5.2.3. Data fra kalkdoseringsanlegget	47
5.2.4. Driftserfaringer	47
5.3. Vannverk B	49
5.3.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	49
5.3.2. Kalkdoseringsanleggets oppbygging	49
5.3.3. Noen sentrale data fra kalkdoseringsanlegget	50
5.3.4. Driftserfaringer	51
5.4. Vannverk C	52
5.4.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	52
5.4.2. Kalkdoseringsanleggets oppbygging	52
5.4.3. Noen data fra kalkdoseringsanlegget	53
5.4.4. Driftserfaringer	54
5.5. Vannverk D	55
5.5.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	55
5.5.2. Kalkdoseringsanlegget	55
5.5.3. Noen data fra kalkanlegget	56
5.5.4. Driftserfaringer	57
5.6. Vannverk E	59
5.6.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	59
5.6.2. Kalkdoseringsanlegget	59
5.6.3. Noen data fra kalkdoseringsanlegget	60
5.6.4. Driftserfaringer	60
5.7. Vannverk F	62
5.7.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	62
5.7.2. Kalkdoseringsanlegget	62
5.7.3. Noen data fra kalkdoseringsanlegget	63
5.7.4. Driftserfaringer	64
5.8. Vannverk G	65
5.8.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging	65
5.8.2. Kalkdoseringsanlegget	66
5.8.2.1. Noen data fra vannverket	67

Innholdsfortegnelse forts.	Side
5.8.3. Tidligere kalkanlegg	68
5.8.4. Nåværende kalkanlegg	68
5.8.5. Drift ved nåværende kalkanlegg	69
5.9. Samlet vurdering av anleggene	70
5.9.1. Kalksilo/kalklager	71
5.9.2. Doseringstrrusting/blandkammer	72
5.9.3. Kalkberedere og lagertank	73
5.9.4. Doseringpumper/doseringsledninger	74
5.9.5. Driftsinnsats	75
5.9.6. Forbruk av kalk	76
6. ANBEFALINGER FOR KONSTRUKSJON OG VEDLIKEHOLD AV KALKINGSANLEGG VED SETTEFISKANLEGG	77
6.1. Metodevalg	77
6.2. Doseringssystem for kalk	77
7. LITTERATUR	82

SAMMENDRAG

Prosjektet er et samarbeidsprosjekt mellom Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Fiskeridirektoratets Havforskningsinstituttet Akvakulturstasjonen Matre (HI) og Zoologisk Laboratorium, Universitetet i Bergen (UiB), utført på oppdrag fra NTNFs havbrukskomité.

Rapportens to første kapitler er en gjennomgang av henholdsvis kjemiske og biologiske forhold ved nøytralisering av surt vann. På bakgrunn av denne gjennomgangen synes det mest aktuelt å benytte kalsiumkarbonat (CaCO_3) eller sjøvann ved nøytralisering av vann til settefiskanlegg. Bruk av sjøvann som nøytraliseringsmiddel blir grundig studert i BPs vannbehandlingsprosjekt, og omtales derfor ikke i denne rapporten.

En gjennomgang av erfaringer med kalkdosering i oppdrettsanlegg og vannverk viser at tørrdosering av kalk er problematisk. Det beste alternativet idag synes å være dosering av kalkslurry (finknust marmor dispergert i vann). Kalkingsprosjektet kom frem til tilsvarende konklusjon i forbindelse med kalking av elver.

Doseringssystemet for slurry (CaCO_3) bør inkludere følgende:

- To lagertanker med konsentrert slurry. En for dosering og en i reserve. Begge tanker trenger ikke nødvendigvis være tilkoblet doseringstankene.
- To doseringstanker med ønsket konsentrasjon (f.eks. 15 %), hver for minst 1 døgns forbruk. En av tankene er i drift. Tanken ute av drift rengjøres og slurry utblandes og er klar for innkobling når doseringstank i drift er tom. En hurtigomrører i doseringstanken bør installeres, pluss nivåalarm.
- To driftssikre doseringspumper som tåler det aktuelle mottrykket. En i drift og en i reserve. Doseringen kan være styrt av surhetsgraden i vannet etter dosering. Ved små variasjoner i surhetsgrad eller bufferkapasitet i vannet kan konstant dosering med manuell justering også være aktuelt. Ved begge styringstyper bør en egen pH-elektrode installeres og tilkobles alarm.

eller bufferkapasitet i vannet kan konstant dosering med manuell justering også være aktuelt. Ved begge styringstyper bør en egen pH-elektrode installeres og tilkobles alarm.

- Doseringsledningene bør være kortest mulig for å redusere problemet med igjentetting.
- Doseringspunktet bør være på et sted med turbulente forhold i vannet slik at god og rask innblanding kan oppnås (f.eks. innløp til basseng, smale kanaler, vannstandssprang m.v.).
- Avstanden (i tid) mellom doseringspunkt og eventuell pH-elektrode som styrer doseringen bør være kortest mulig, men likevel bør avstanden være tilstrekkelig til at tilfredsstillende innblanding er oppnådd.
- Vanntilførsel for gjennomspyling av ledninger, doseringspumper og doseringstanker bør installeres. Spylevann bør føres til avløp.

1. INNLEDNING

Surt vann er et stadig økende problem for Norge, og har de siste årene fått stadig større betydning for settefiskprodusentene, spesielt i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane. Vinteren 1986 ble det også registrert omfattende dødelighet i smoltanlegg i Nordland, muligens forårsaket av surt vann. Settefiskprodusentenes Landsforening anslo i 1985 det årlige tapet settefiskprodusentene led på grunn av dødelighet forårsaket av surt vann til flere millioner kroner.

Det foreligger en rekke tekniske løsninger for nøytralisering og alkalisering av vann. Noen oppdrettere har allerede installert utstyr, basert på prøving og feiling. Kriterier for valg av metode og optimalisering av nøytraliseringsprosessen er bare i liten grad kjent.

Sammenstillingen av kunnskaper om kjemiske vannkvalitetsforhold, biologiske vannkvalitetskrav, praktiske erfaringer med nøytralisering av vann i oppdrettsanlegg og med alkalisering av drikkevann med kalk vil kunne bidra til å øke forståelsen for hvilke krav som må stilles for dimensjonering og vedlikehold av nøytraliseringsanlegg.

2. KJEMISKE FORHOLD MED BETYDNING FOR VURDERING OG DIMENSJONERING AV NØYTRALISERINGSANLEGG

Merete Johannessen (NIVA).

2.1. Innledning

Dette kapitlet tar sikte på å gi en kort oversikt over forsurings-situasjonen i Sør-Norge, og trekke frem betydningen av årstidsvariasjoner og episoder. Denne bakgrunnsinformasjonen kan brukes ved vurdering og dimensjonering av nøytraliseringsanlegg der dette er nødvendig for å sikre driften av fiskeoppdrettsanlegg. Detaljutformingen av et slikt vannbehandlingsanlegg må ta utgangspunkt i et valg av målsetting i form av ønsket vannkvalitet og tillatte svingninger i vannkvaliteten. Fiskebiologikapitlet (kap. 3) vil omtale hvor grensene bør settes og hvor mye "stress" som kan aksepteres uten at det gir alvorlige konsekvenser for fisken.

2.2. Berggrunn, nedbør- og vannkvalitet

2.2.1. Hva er forsurening?

I store deler av Sør- og Vest-Norge består berggrunnen av kvartsrike bergarter (granitt og gneiss) og tynt jordsmonn. Slike bergarter er lite løselige, og nedbørvannet tilføres lite salter når det passerer nedbørfeltet. Vannet blir fattig på de viktige forvittringsproduktene kalsium (Ca) og bikarbonat (HCO_3^-) som bidrar til vannets bufferevne. Et vanns bufferevne uttrykker dets evne til å nøytralisere sure komponenter, enten de kommer fra atmosfæren eller frigjøres ved prosesser i jord og vegetasjon.

I næringsfattig vann som ligger et stykke inn i landet og ikke mottar sur nedbør, finner vi oftest like meget kalsium pluss magnesium (Mg) som bikarbonat. Disse saltene bestemmer normalt vannets bufferevne og kan utgjøre omlag 90 % av det totale saltinnhold. I kystnære strøk vil vannkvaliteten også avspeile en påvirkning av sjøsalter. I områder med kalkrik berggrunn vil bikarbonatinnholdet være høyt og pH kan komme opp i 7 - 8. I områder med kvartsrik berggrunn vil bikarbonatinnholdet være lavere og naturlige pH-verdier vil være omkring 6.0.

Nedbør som ikke er forurenset fra menneskelige aktiviteter vil normalt ha pH i området rundt 5,3 utfra en likevekt med luftens karbondioksyd som reagerer som en svak syre, karbonsyre, i vann. I områder med sur nedbør kan pH i nedbør være i området 4,0 - 4,5 mens enkelte episoder kan vise pH ned mot 3,0 i korte perioder.

Når nedbøren passerer et nedbørfelt vil vannkvaliteten endres pga. en rekke kjemiske reaksjoner og forvitningsprosesser. Summen av disse reaksjoner gjenfinnes i avrenningens kjemiske sammensetning.

Når vannene mottar sur nedbør vil således balansen mellom Ca + Mg og bikarbonat forskyves fordi bikarbonationer brukes opp til nøytralisering. Forholdet mellom disse komponentene kan fortelle om vannets tilstand og forhistorie. Har man god bufferevne fås høy Ca + Mg og høy HCO_3^- , Ca, den opprinnelige gode bufferevne brukt opp på grunn av sure tilførsler fås høy Ca + Mg og lav HCO_3^- konsentrasjon. En naturlig lav bufferevne gir lav Ca + Mg og lav HCO_3^- konsentrasjon.

I områder med sur nedbør tilføres områdene betydelige mengder H^+ , sulfat (SO_4^-), nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). De to siste tilføres i omtrent like store mengder og tas som regel opp i vegetasjonen (nitrat er som regel en minimumsfaktor for vekst). Sur nedbør vil derfor bidra med ionene H^+ og SO_4^- . Når overflaten tilføres sur nedbør vil vi finne at det "forsvinner" en mengde bikarbonat som tilsvarende SO_4^- tilførselen. Hvis SO_4^- tilførselen er større enn den opprinnelige bikarbonatkonsentrasjonen vil vannkvaliteten bli surere og H^+ vil opptre som kalsium. Den overskytende SO_4^- vil få følge av H^+ eller også aluminium (Al). Aluminium er en vanlig komponent i berggrunnen og vil frigjøres når vannets pH synker. Aluminiumkonsentrasjonen i vann øker når pH går ned. Det er imidlertid ingen entydig korrelasjon mellom pH og tot-Al ettersom aluminium kan foreligge i forskjellige former, nærmere omtalt i kapittel 3.

Forholdet mellom komponentene Ca + Mg, bikarbonat (alkalitet) og H^+ i vannprøver kan således fortelle noe om vannets tilstand og bufferevne. God bufferevne avspeiles i høy alkalitet. Lav alkalitet kombinert med høy Ca + Mg viser at den opprinnelige gode bufferevne er brukt opp til nøytralisering av sure tilførsler, mens lav alkalitet

kombinert med lav Ca og Mg viser en vannkvalitet med naturlig liten bufferevne.

Slike vurderinger ligger til grunn for det teoretiske dose/respons diagrammet figur 1A. Her avmerkes tilførselen form av sure komponenter langs X-aksen og vannkvalitetens opprinnelige motstandskraft langs Y-aksen.

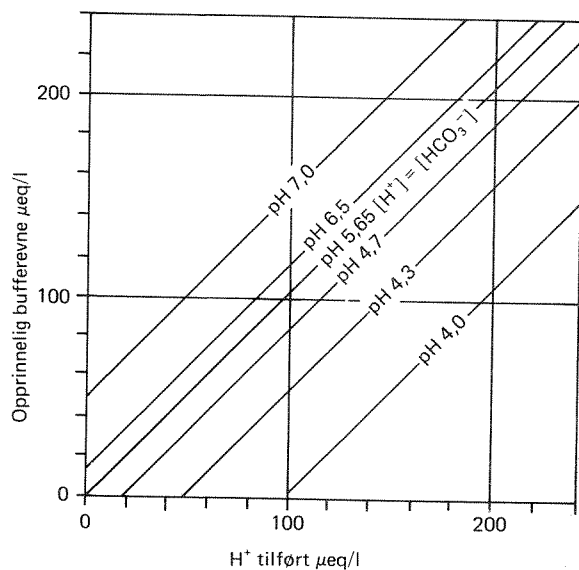
Diagrammet (figur 1 B) er et tilsvarende diagram basert på empiriske data. Sulfatkonsentrasjonen i vannet etter at sjøsaltbidraget er trukket fra er valgt som uttrykk for belastning, og innholdet av kalsium pluss magnesium, korrigert for sjøsalter, uttrykker opprinnelig bufferevne.

Diagrammet kan brukes til å vurdere en gitt vannkvalitet ut fra konsentrasjonen av Ca, Mg, SO_4 og Cl. Vannkvaliteter som ligger over 5,3-linjen vil neppe bli berørt av sur nedbør. I områder mellom 5,3 og 4,7 vil en naturlig fiskebestand være utsatt og vannkvaliteten vil så avgjort være, eller i perioder kunne være, kritisk for smoltoppdrett. Ved kalking tilføres ytterligere Ca til vannet mens sulfatinnholdet blir det samme. Diagrammet kan benyttes som et første grovt mål for hvor mye kalk (Ca) som må tilsettes for at vannkvaliteten skal komme utenfor faresonen.

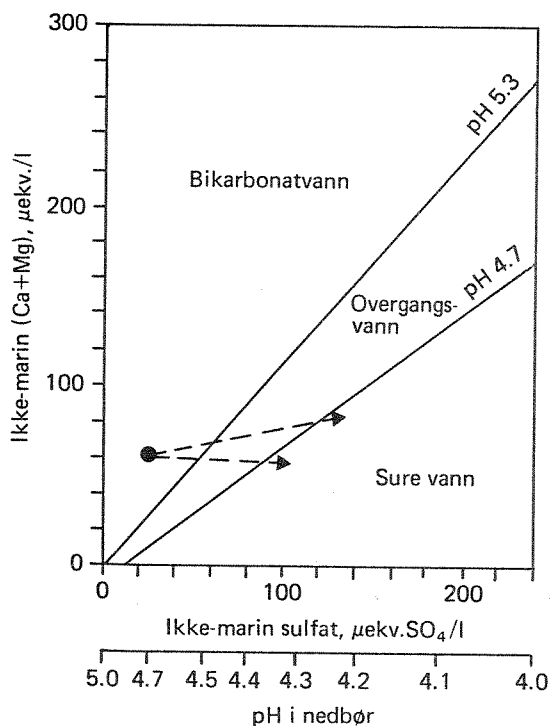
Det er imidlertid gitt at i en bestemt lokalitet vil vannkvaliteten variere over året. Dette innebærer at vannkvaliteten "beveger seg" i diagrammet og kalkingen må ta sikte på å gi tilstrekkelig god vannkvalitet selv i de sureste perioder.

2.2.2. Årstidsvariasjoner og frekvensen av sure episoder

Vannkvaliteten i bekker og elver vil variere i løpet av året selv i områder som ikke mottar sur nedbør. I flomperioder når mye nedbør eller smeltevann fra snø tilføres vil konsentrasjonene av forvittringsprodukter som kalsium og bikarbonat gå ned. Når bikarbonatkonsentrasjonen går ned vil også pH reduseres. En slik fortykning av bikarbonatsystemet alene kan imidlertid ikke bringe pH under 5.2, tilsvarende nedbørens pH i upåvirkede områder. Figur 2 viser hvorledes vannkvaliteten kan variere med lavest pH om våren og høsten i Kårvatn i feltforskningsområdet Todalen på Møre, hvor nedbøren ikke er nevneverdig påvirket.



Figur 1 A. Skisse av teoretisk indikatordiagram som illustrerer dose respons sammenhengen for vannkvaliteter.

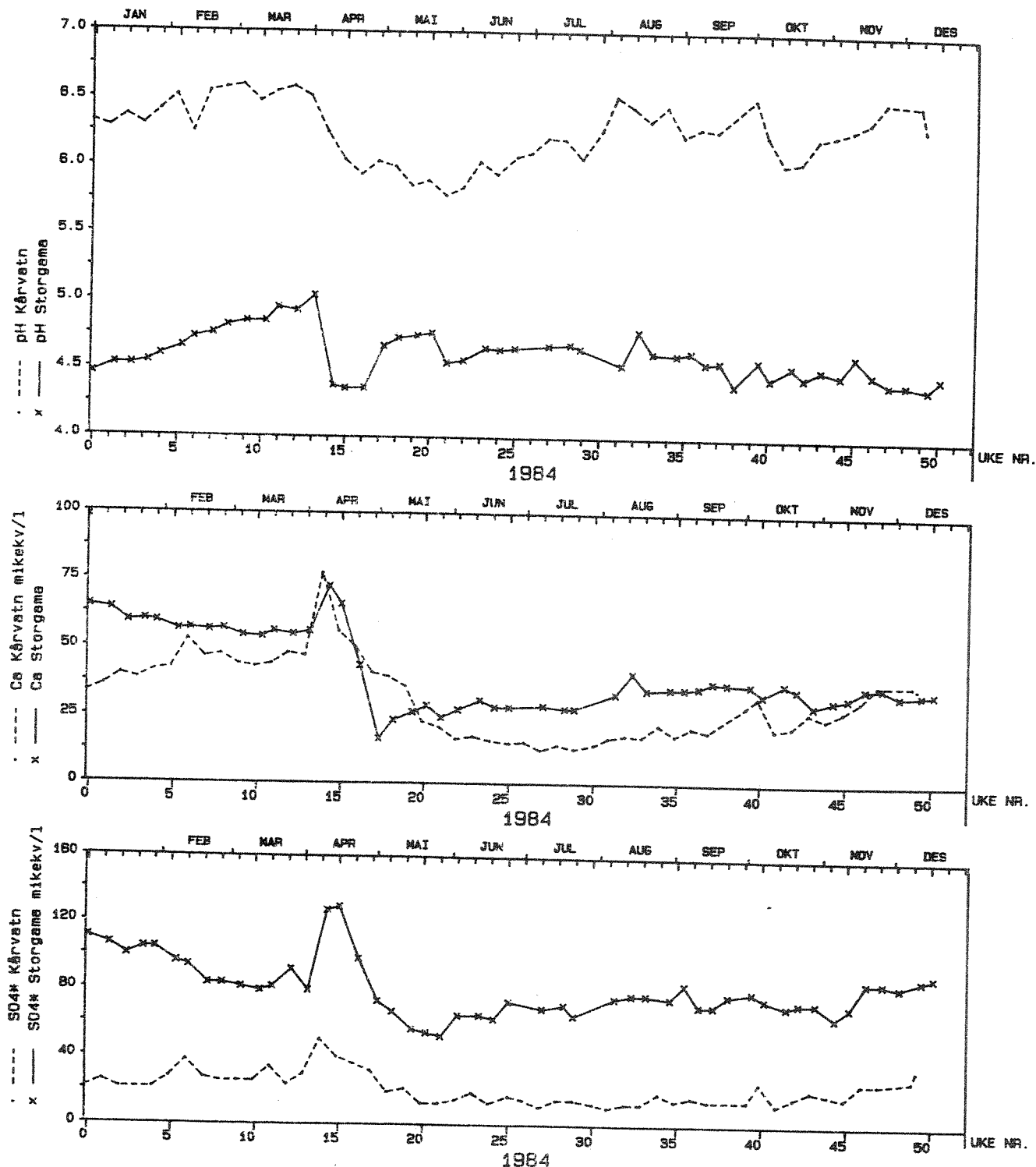


Figur 1 B. Indikatordiagram basert på empiriske data fra innsjøer (Henriksen 1980). Diagrammet viser vannkvalitetens tilstand (eller pH) ut fra konsentrasjonen av ikkemarin sulfat eller årlig midlere pH i nedbør på stedet, og ikkemarin kalsium pluss magnesium på ekvivalentbasis. Omregningsfaktorer:

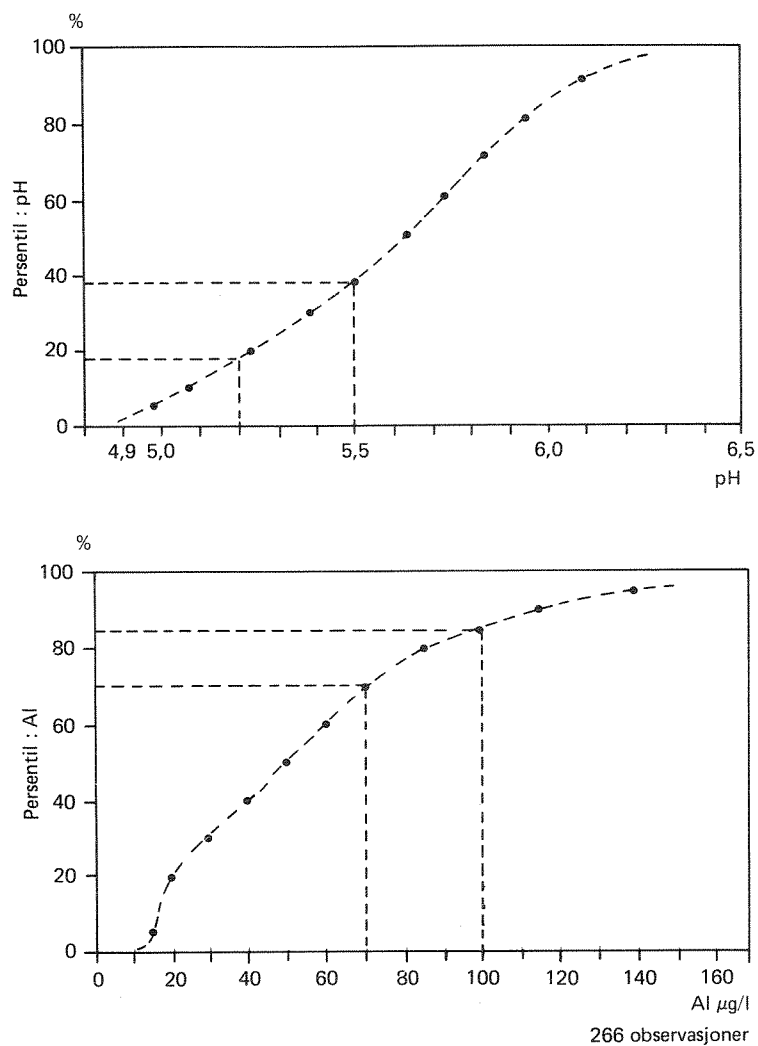
$$\text{Ca}^* + \text{Mg}^* (\mu\text{ekv./l}) = 49,9 \cdot \text{Ca} (\text{mg/l}) - 6,6 \text{ Cl} (\text{mg/l})$$

$$\text{SO}_4^* (\mu\text{ekv./l}) = 20,8 \text{ SO}_4 (\text{mg/l}) - 2,9 \text{ Cl} (\text{mg/l})$$

RUNOFF FROM SMALL CATCHMENTS Storgama and Kårvatn



Figur 2. Variasjoner i vannkjemi (pH, kalsium og overskuddssulfat i ukentlige prøver) i Kårvatn (Møre) og Storgama (Telemark). Kårvatn er ikke nevneverdig påvirket av sur nedbør mens feltet Storgama er svært følsom og jevnt mottar sur nedbør med en midlere årlig pH på 4,2.



Figur 4. Frekvensfordelingen av pH i 4 "følsomme" elver i Rogaland. Diagrammet er basert på månedlig innsamlede prøver over 5 år og 4 mnd. (ant. observasjoner er 256).

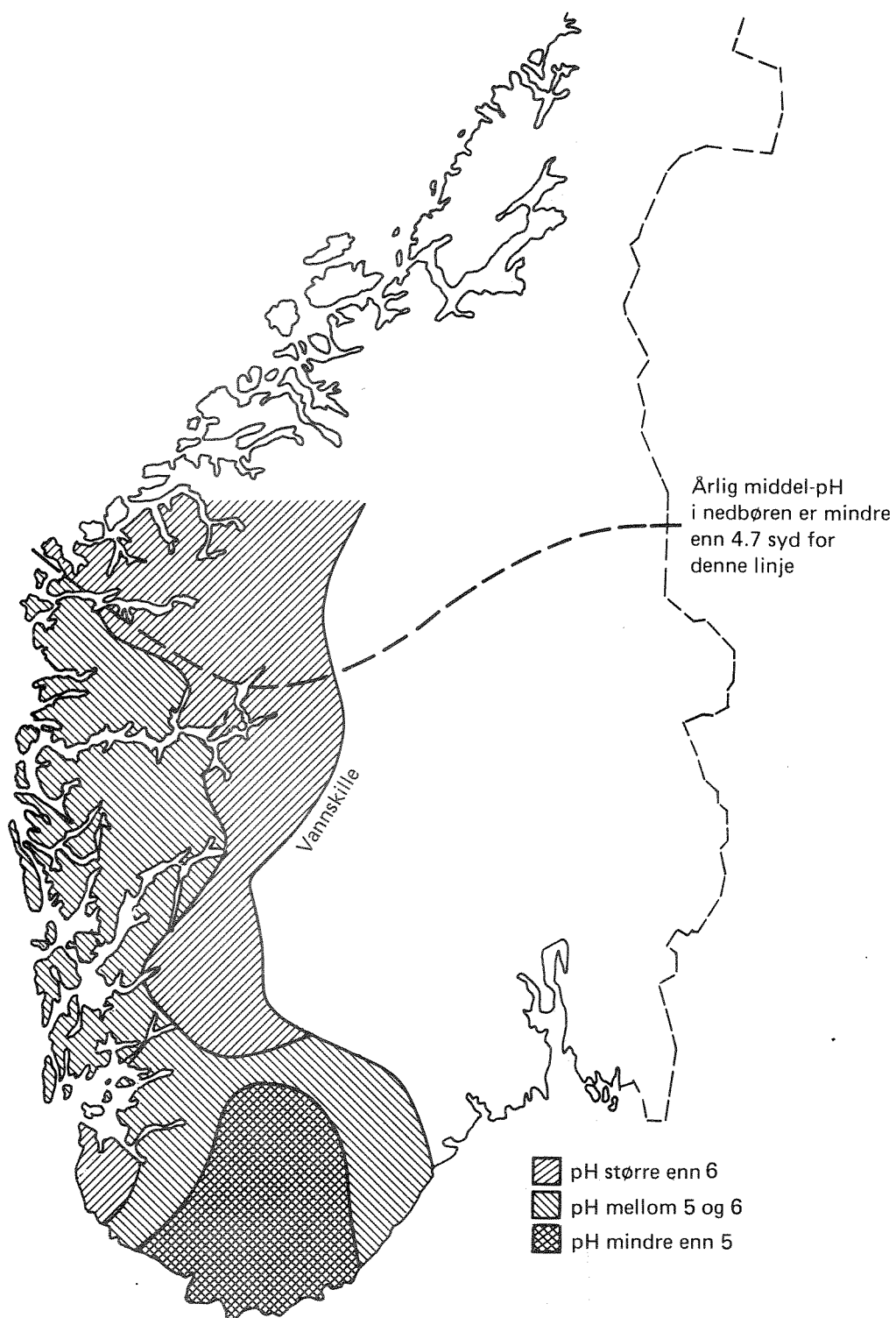
I de mest berørte områdene på Sørlandet kommer årlig midlere pH i nedbør ned mot 4,2. Eksempelet fra Storgama i Nissedal (figur 2) viser at de mest kritiske perioder er knyttet til vårsmelting og høstregn når vannføringen er størst.

Disse to eksemplene, Todalen og Storgama, er hentet fra to mindre nedbørfelt med "fattig" geologi og sur, nedbør-følsom vannkvalitet. Vannkvaliteten vil i begge tilfeller variere gjennom året med lavest pH om våren og om høsten, men pH ligger gjennomgående mye lavere i området med sur nedbør enn på nordvestlandet. En vurdering av vannkvaliteten i henhold til figur 1B vil vise om en gitt periode med lav pH er et naturlig fortynningsfenomen eller et resultat av sure tilførsler.

I tillegg til disse årvisse variasjonene kan nedbøren i enkelte områder være av svært episodisk natur. Med store nedbørmengder og tynt jordsmonn blir vannutskiftingen rask og i bekker og elver kan pH falle 1 - 2 enheter i løpet av timer, noe som bl.a. eksempelet fra Vikedal (avsnitt 2.4) viser.

Sannsynligheten for at slike episoder skal kunne gi en uakseptabel vannkvalitet, vil være knyttet til nedbørforholdene i området og lokale forhold i nedbørfeltet for hver enkelt vannkilde. På sørvestlandet er nedbørkvaliteten preget av slike sure episoder med pH ned mot 3,8, mens den i lengre perioder er nær kvaliteten i upåvirkede områder. Dette kan illustreres med data fra det statlige program for overvåking av langtransportert luft og nedbør. Frekvensen av sure episoder i større vannmagasin er vist på figur 4.

Vannkvaliteten fra månedlig innsamlede prøver fra 4 "følsomme" elver i Rogaland i perioden 1980 - 1986 viser at pH ligger under 5,2 i nesten 20 % av tiden og under 5,5 i 38 % av tiden. Dersom en vannkilde av denne kategori velges for smoltoppdrett må man basere seg på at det er behov for å behandle vannet gjennomsnittlig i halvparten av årets dager, basert på et ønske om at pH skal være over 5,65 inn på anlegget. Diagrammet viser også at med et strengere krav, f.eks. om at pH skal være over 6,2, må vannet behandles hele tiden.



Figur 5. Dominerende pH verdier for vann og vassdrag på Sør- og Vest landet, basert på regionale undersøkelser, løpende overvåking av vassdrag og enkeltprøver fra et stort antall lokaliteter.

2.2.3. Regional utbredelse av forsureningseffekter

Henriksen og Skogheim (1984) har vist hvorledes mesteparten av Sør- og Vestlandet har en geologi som gjør vannkvaliteten potensielt forsuringsfølsom. Kartet figur 5 viser også hva som i dag anses for å være gjennomsnittlig pH i elver og innsjøer på Sør- og Vestlandet.

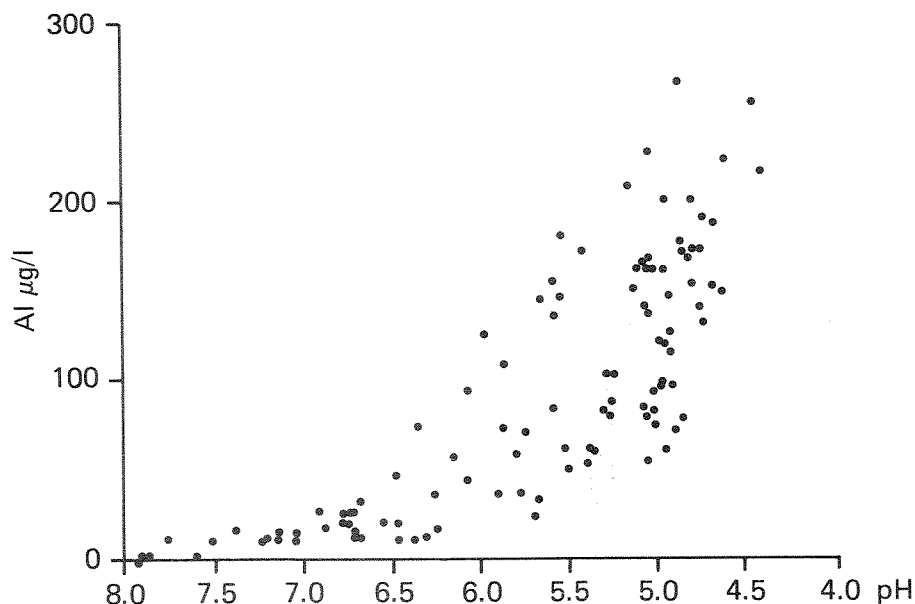
Diagrammet viser at vannkvaliteten i kystnære strøk på Vestlandet har pH mellom 5 og 6, hvilket innebærer at det er et sannsynlig behov for nøytraliseringstiltak eller beredskap ved smoltanlegg i området. Lokalt kan det selvfølgelig være områder med en bedre vannkvalitet enn det som fremgår av oversiktsfiguren.

For vannkvaliteter mellom pH 5 og 6 gjelder også at sjansen for sure episoder er avhengig av nedbørregimet i området.

2.3. Betydningen av aluminium

Sur nedbør og forsurening fører til at aluminium blir lettere tilgjengelig, slik at aluminiumskonsentrasjonen i avrenningsvannet øker når pH synker (figur 6). Aluminium kan foreligge i flere tilstandsformer og ikke alle former er skadelige for fisk. I humusrikt vann er en stor del av aluminiumet knyttet til organiske stoffer og disse komplekser er ikke giftige for fisk. I dag antar en at det er aluminium i form av uorganiske ioner, kalt labilt aluminium, som er giftig. Giftigheten av aluminium er avhengig av vannets pH og av saltinnholdet (spesielt Ca) forøvrig. Dette samspillet mellom lav kalsiumkonsentrasjon, høy konsentrasjon av labilt aluminium og lav pH kan i perioder gi forhold som fører til at naturlige fiskepopulasjoner dør ut. Den direkte årsak til at fisken dør ut avhenger av hvilket livsstadium den er i (se kap.3).

Fraksjonene av aluminium defineres i praksis ut fra de kjemiske separasjonsmetoder som er anvendt.



Figur 6. Aluminiumkonsentrasjon i vann øker når pH går ned. Data fra elver over hele Norge.

Totalt aluminium er definert som aluminium målt etter oppløsning med syre. Reaktivt aluminium er den fraksjonen som bestemmes direkte i surgjorte prøver. Konsentrasjonen av totalt aluminium er oftest anslagsvis 10 % høyere enn konsentrasjonen av reaktivt aluminium, dvs. at avviket mellom analyser utført etter disse to metoder er relativt lite. Den reaktive delen omfatter igjen to fraksjoner som betegnes "labilt" og "ikke labilt" aluminium. Disse skilles etter aluminiumets evne til å reagere med en sterk kationbytter (Dricoll, 1980). Ikke-labilt aluminium passerer ionebytteren og betraktes som organisk bundet aluminium, mens labilt aluminium holdes tilbake i ionebytteren og kan betraktes som ladete eller uorganiske aluminiumsformer. Det har i praksis vist seg at aluminiumets toksiske egenskaper i stor grad er knyttet til den labile formen.

Den labile formen av aluminium er sannsynligvis sammensatt av en rekke forskjellige enkle komplekser som hydroksyder, sulfater og fluorider, foruten frie Al^{3+} -ioner. Overgangen mellom disse komplekser vil igjen være knyttet til pH.

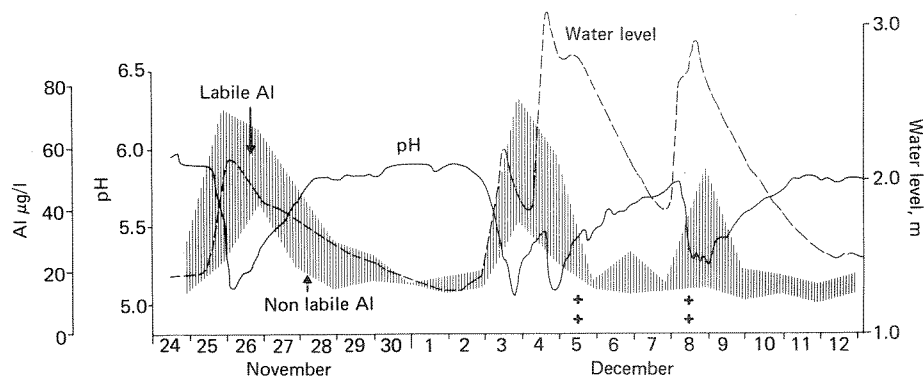
I et nøytraliseringsanlegg vil aluminium måtte felles ut (overføres til en ikke toksisk form) i tillegg til at pH heves. Det vil si at når pH heves i et surt aluminiumsholdig vann vil aluminium "spise" nøytraliseringsmiddelet og gå over fra $\text{Al}^{3+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})^{2+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3$ når pH

heves fra 4,0 hvor Al^{3+} dominerer til 6,0 hvor $\text{Al}(\text{OH})_3$ dominerer. Ved ytterligere pH-heving kan også det nøytrale kompleks $\text{Al}(\text{OH})_3$ gå over til aluminat $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ som under visse betingelser har vist seg skadelig ved laboratorieforsøk (Kap. 3.4.2.).

Aluminium felles ut som $\text{Al}(\text{OH})_3$ eller større molekyler sammensatt av aluminium og humuskomponenter. Disse fnokkene vil kunne avsette seg i rør og bassenger og det er reist spørsmål om aluminium knyttet til slike komplekser kan gå i løsning og bli toksisk igjen ved sure episoder. Dette er teoretisk mulig, men det er foreløpig lite belegg for å vurdere betydningen av slike effekter i praksis.

2.4. Eksempel på vannkvalitet og fiskedød fra Vikedal

Vikedalsvassdraget i Rogaland mottar ofte sterkt sure nedbørepisoder. I forbindelse med det nasjonale program for overvåkingen av langtransportert luft og nedbør (som ledes av Statens forurensnings-tilsyn (SFT)) ble pH målt kontinuerlig i lengere perioder i 1983 - 85. Figur 7 viser resulater fra målinger høsten 1983. Aluminium og aluminiumfraksjoner er bestemt i døgnlige innsamlede vannprøver (Henriksen et al., 1984).



Figur 7. Variasjoner i pH, vannstand og labilt aluminium (skravert felt) i Vikedal i 1983. Fiskedød på pre-smolt ble observert i fiskekar under episodene merket +.

Figuren viser at pH går ned når vannføringen øker. pH varierer også svært raskt. I løpet av et par timer kan pH ha endret seg én enhet. Under forsøket ble laks (0^+ og 1^+) observert i fiskekar med

elvevann og kalket elvevann. Den første episoden med pH ned mot 5,1 og økt aluminium gav ingen effekt på fiskens helsetilstand.

Under de tre neste episodene med raske pH-fall og økete konsentrasjoner av aluminium (spesielt labilt aluminium) viste forsøksfiskene tydelige tegn på stress, og to av episodene resulterte i fiskedød. Fisken i det kalkede vannet viste ingen tegn på stress i perioden.

Årsaken til at fisk ikke døde ved den første episoden kan være at de nylig var overført til tankene fra anlegget hvor de vokste opp i god vannkvalitet. De hadde således et godt utgangspunkt for å tåle subletalt stress, men de klarte ikke å "komme seg igjen" i løpet av den korte perioden mellom episodene. En medvirkende faktor kan også ha vært at kalsium-konsentrasjonen var nede i 0,6 og 0,8 mg Ca pr. liter ved de to siste episodene. Denne vannkvaliteten med pH 5,2, 40 µg labilt aluminium og 60 µg totalt aluminium var altså dødelig for presmolt. Det er imidlertid også klart at frekvensen av episoder er avgjørende for om akkutt fiskedød skal oppstå.

2.5. Kriterier for vannkvalitet og bruk av alternative avsyringsmidler

Episodestudiene fra Vikedal viser at fiskedød kan oppstå selv ved relativt lave aluminiumskonsentrasjoner. Undersøkelser i kalkingsprosjektets regi (KP 1985a) viser at stress ved sure episoder kan unngås ved kalkingstiltak. Kalkingsprosjektets håndbok angir fremgangsmåter for beregning av kalkdoser (KP 1985b).

Det beste uttrykk for vannkildens kalkbehov fås ved å titrere vannprøver av aktuell kvalitet. Imidlertid kan et erfaringsmessig overslag basere seg på at man ved pH 5,0 trenger 4 g CaCO_3/m^3 og ved pH 5,5 trenger 2,1 g CaCO_3/m^3 for å avsyre vannet. Den aktuelle kalkdose må økes tilsvarende kalkens innhold av andre komponenter enn CaCO_3 .

Ved kontinuerlig kalking av inntaksvannet kan kalkdosen styres etter vannkvaliteten slik at episoder unngås og kalk spares i perioder med god vannkvalitet. En vurdering av løsning bør basere seg på kunnskap om variasjonsmønsteret for vannkvaliteten i vannkilder, vurdering av økonomiske forhold og sikkerhetsmessige konsekvenser.

3. BIOLOGISKE EFFEKTER AV SURT VANN

Helge Leivestad (UiB).

3.1. Bestandsstudier

Sammenhengen mellom fiskedød og surt vann ble i Norge fastslått allerede i tyveårene. Det var særlig tilbakegangen i laksefisket i vassdragene på Sørlandet som var årsaken til at studiene ble foretatt, og det ble også innstallert kalkfilter i en rekke klekkerier (Dahl, 1920, 1922, 1926; Sunde, 1926). Det ble gjort forsøk på å forklare forsureningen ut fra avrenning fra myrområder, særlig etter langvarig tørke. Det var først i 1959 at Dannevig foreslo at forsureningen kunne ha sammenheng med sur nedbør. Direktoratet for Jakt og Ferskvannsfisk laget de første oversiktene over omfanget av skadene på fiskebestander (Jensen & Snekvik, 1972; Snekvik, 1969) og dette arbeidet ble fortsatt i årene 1973-1980 i regi av SNSF-prosjektet. De mange rapportene er resymert av Overrein, Seip og Tollan (1980) og Muniz (1986). Den siste oppdatering av skaden på fiskebestander fra 1983-84, viser at det etter 1978 har gått tapt et betydelig antall aure- og abborbestander (Sevaldrud og Skogheim, 1986) og at det ofte rapporteres tilfeller av massedød av laks fra Sørlands- og Vestlandselvene.

3.2. Utbredelse - nedbørkjemi - geologi

Studier i Sverige (Johansson og Nyberg, 1981) og ved SNSF-prosjektet i Norge (resymert v. Overrein, Seip og Tollan, 1980) viste at det var en sammenheng mellom nedbørkjemien og skader på fiskebestandene. De dominerende forsurende komponentene i nedbøren er sulfat og nitrat, men siden det meste av nitraten på årsbasis tilbakeholdes av vegetasjonen i nedslagsfeltet har de fleste av studiene sett på sammenhengen med sulfat-belastningen. Det er i praksis vanskelig å skille mellom effekt av nitrat og sulfat siden forholdet mellom dem er omtrent det samme for de norske nedbørstasjonene. Det har også vært diskutert om det var riktig å vektlegge enten mengden avsatt (g/m^2) eller som konsentrasjon i nedbøren (g/l). Birkenes i Aust-Agder er stasjonen med høyest konsentrasjon, mens Haukeland i Nord-Hordaland har størst avsatt mengde på grunn av større nedbørmengde.

Det har likevel nedfelt seg en "tommelfinger-regel" som synes å gjelde både i Skandinavia, England og Nord-Amerika: at nedbørens pH foreløpig er en brukbar målestokk for korrelasjon med skader på fiskebestander. Slike skader har en registrert bare der nedbøren har et veid middel surere enn pH 4,6 (se figur 5).

Skader på fiskebestand finner en bare der berggrunnsgeologien er kalkfattig og lite løselig. I Sør-Norge gjelder det de pre-kambriske granitt- og gneis-områdene på Sør- og Østlandet; sandstein/sparagmitt-områdene (Rondane - Femunden), samt i gneis-områdene i den Kaledonske fjellkjeden på Vestlandet. Mengden av kvartære løsavsetninger er også viktig, siden det vesentlig er vassdrag uten betydelige lag med avsetninger som har skader på fiskebestanden. De vannkjemiske konsekvenser av nedbør/geologi-forholdene er belyst i kapittel 2.

3.3. Fisk - vannkjem

Fra ferskvanns-økologisk hold ble det, på teoretisk grunnlag, tidlig forstått at mye av skadene på fiskebestander måtte skyldes effekter som hadde forplantet seg via næringskjeden. En rekke studier har da også vist at forsureningen har effekter på alle trofiske nivå i økosystemet. Svenske forskere har kalt fenomenet en "oligotrofiering". Det er sannsynliggjort at vanskelig dokumenterbare endringer i fiskebestandene er med i denne "oligotrofieringen". På den annen side er beskrivelsene av forløpet forut for et tap av en fiskebestand i regelen at bestanden av fisk går ned, men kvaliteten på den gjenværende fisken forbedres. Når det gjelder tap av fiskebestander, og ennå mer dramatisk, observert massedød av fisk i vassdrag og oppdrettsanlegg, kan en derfor fastslå at direkte kjemisk påvirkning av fiskens kropp er den viktigste forklaringsvariabel.

Forsøk på å korrelere biotester der det er brukt rent syrestress med tap av fiskebestand i vassdragene, viste fort at det ikke var en enkel sammenheng mellom vannets pH og fiskens toleranse. Fisken forsvinner fra vassdragene ved en pH-verdi som er høyere enn den en må nytte som stress i laboratorieforsøk. Sammenhengen blir noe

mer akseptabel om en bringer vannets kalsium-innhold inn som tilleggsvARIABLE (Leivestad et al., 1976). I 1977 ble amerikanske forskere oppmerksom på at aluminium var toksisk ved relativt høy pH, og at humus beskytter mot aluminiums toksisitet (Cronan og Schofield, 1979; Dickson, 1978). De senere årene har derfor forskningen omkring forsurening og toksisk virkning på fisk vesentlig vært et studium av hvordan aluminiums toksiske effekt påvirkes av endringer i pH, kalsium, og humus i vannet. En skal i det følgende prøve å gi en oversikt over det man idag vet om virkningsmekanismene for surt, aluminiumholdig vann. Oversikten bygger på data fra publiserte artikler, upubliserte arbeider av studenter og kolleger i inn og utland og på "pers.com." fra nordamerikanske kolleger ved den internasjonale kongressen i Canada i september 1985 (Muskoka '85). Fremstillingen vil derfor bære preg av å være forfatterens inntrykk av dagens "state of the art", og vil ikke bli fullt belagt med litteratur-dokumentasjon.

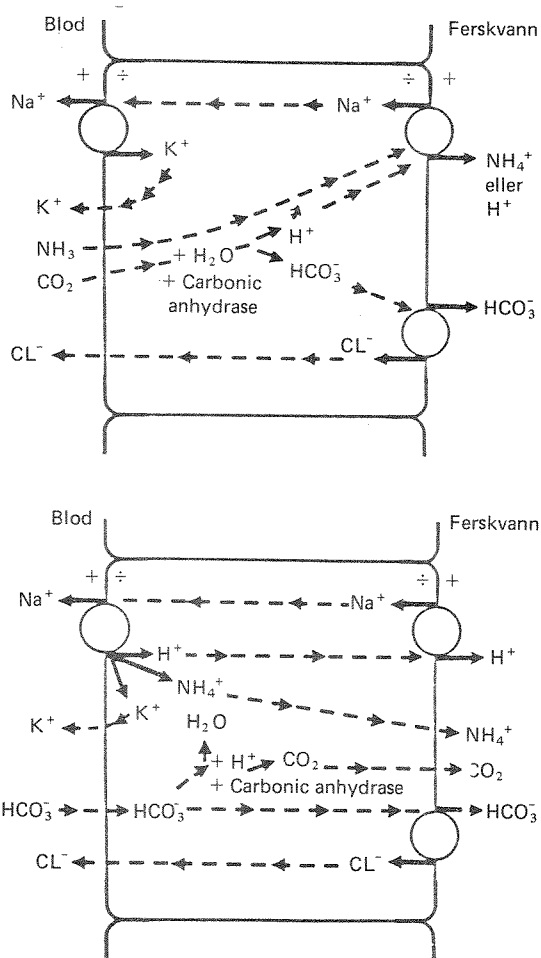
3.4. Toksiske virkningsmekanismer

3.4.1. Ionregulering; normal-fysiologi

Når det gjelder de akutt toksiske effektene på fisk; det vil si skader som manifesterer seg innen timer eller noen få døgn, er det alltid funksjoner knyttet til gjellene som primært er forstyrret. Hos ferskvannsfisk har gjellene to hovedfunksjoner, den ene er utveksling av respirasjonsgassene oksygen og karbondioksyd, den andre er å transportere salter inn i fisken. Begge disse funksjonene har vist forstyrrelser ved syre/aluminium-stress.

Fisk har, som alle ferskvannsdyr, et høyere saltinnhold i kroppen enn det vannet de svømmer i. Dette fører til et obligatorisk osmotisk opptak av vann som så utskilles via nyrene. Siden urinen ikke er saltfri drar vannet med seg et konstant salttap som må kompenseres. Det har lenge vært kjent at det er mekanismer i gjelle-epitelet som står for storparten av opptaket av natrium og klor, men det er først i de senere år en er blitt oppmerksom på at store deler av kalsium-behovet kan være avhengig av opptak via gjellevevet (forsøk med Tilapia).

Transporten av ioner over gjellene er en meget kompleks prosess. Den omfatter energi-krevende prosesser knyttet til carrier-molekyler i cellemembranen i epitelet. Disse fungerer oftest som "exchange" prosesser der et ion byttes mot et annet med samme ladning. En rekke slike mekanismer er kjent fra andre celletyper og noen av dem som er studert, eller postulert, for fiskegjeller er vist i figur 8.



Figur 8. To av de mange modeller som er foreslått for ion-transport over gjellene. ----> passiv transport (kan være potensial avhengig). \oplus = aktiv, enegikrevende transport.

Na⁺/H⁺: Er postulert i yttermembranen av epitelcellen der den bytter Na-ioner fra vannet mot H-ioner produsert i epitelcellen fra karbon-syre ved: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$. Denne prosessen burde være en god kandidat for blokkering i surt vann siden H⁺ fra cellen nå må presses mot en gradient fra det sure vannet. I de senere år har det likevel vært reist tvil om en slik Na⁺/H⁺-pumpe faktisk eksisterer, siden det har vært vanskelig å designe forsøk som gir entydige bevis.

Na⁺/NH⁺: Er antatt å sitte i ytter-membranen og bytter et ekresjons-produkt mot Na⁺. Her har det igjen vært reist tvil om ikke utskillelsen skjer som uladd NH₃.

Na⁺/K⁺: Er knyttet til et membran-bundet enzym: NaK-ATP-ase som finnes i de fleste dyre-celler og som er særlig vel dokumentert i nervecellen. I fiskegjellen er det lokalisert mot blodsiden i den sterkt foldete membran av de såkalte "klorid-celler". Det har vært antatt at de mitochondrierike kloridcellene tok seg av det meste av den aktive ion-transporten i fiskegjellene. Når det gjelder fisk i sjøvann er dette fremdeles "god latin", mens det har vært reist tvil om kloridcellen har tilsvarende funksjon i ferskvann. NaK-ATP-asen står for transport av Na fra cellen og inn mot blodet, i bytte for K.

Cl⁻/HCO₃⁻: Denne transport-mekanismen er knyttet til yttermembranen og den utnytter bikarbonat produsert fra ekskresjonsproduktet CO₂ som utbyttings-ion for klorid fra vannet. Tilsvarende utveksling er kjent fra produksjonen av saltsyre i magesekken, men det er stor faglig uenighet om gjellenes Cl⁻/HCO₃⁻ er viktig for ion-opp-taket, eller om det er tale om en mekanisme for regulering av blodets pH. Produksjonen av karbonsyre fra CO₂+H₂O i cellen krever et enzym: karbonsyre-anhydrase, og det er viktig å merke seg at det er påvist at aluminium blokkerer dette enzymet i fiskegjellen (Staurnes, Sigholt og Reite, 1984a).

Det er vist/beregnet at noen av ion-pumpene er elektrogene, det vil si at det settes opp et elektrisk potensial over gjelle-epitelet. En slik potensial-forskjell vil i sin tur kunne drive et ion mot en konsentrasjonsgradient. Hos ferskvannsfisk har det for eksempel vært foreslått at aktiv pumping av klorid skaper et negativt potensial inne som er stort nok til å trekke Na^+ opp sin konsentrasjons-gradient uten behov for aktiv Na-transport.

Store deler av ion-utvekslingen skjer likevel i form av passiv transport, avhengig av membranenes permeabilitet. En av de viktigste effektene av surt vann er nettopp en økning av den passive permeabilitet for ioner, antakelig fordi hydrogenionene fordriver kalsium fra bindingssteder i membranen. Kalsium er i det hele svært bestemmende for ionpermeabiliteten fordi en tenker seg at transporten foregår i porer der kalsium sitter.

Det foregående er et meget kortfattet resymé av et felt som er i rivende faglig utvikling. Den beste samlede oversikten finnes i bind X,B av Fish Physiology (ed. Hoar and Randall, 1984).

3.4.2. Effekter av syre og aluminium

A) Syre

Litteraturen omkring effekten av lav pH på fisk er svært omfattende, særlig gjelder dette laboratorie-forsøk. Relativt ferske oversikter er gjort av: Fromm, 1980; Wood and McDonald, 1982; Leivestad, 1982.

De fleste av forsøkene er imidlertid utført i vannkvaliteter som har vist seg lite aktuelle i vår sammenheng. Oftest er det nytt "tapwater" tilsatt svovelsyre, og ion-innholdet, især kalsium, er svært høyt. Som det fremgår av kapittel 2 er kombinasjonen: høyt kalsiuminnhold - lav pH ikke aktuell i forsuringssammenheng.

Man har påvist et syndrom av toksiske effekter der virkninger på oksygen-opptak og transport; virkninger på blodets syrebase regulering og virkninger på ione-reguleringen er de tre viktigste. Generelt virker kalsium beskyttende for utvikling av

det toksiske syndrom: med høyt kalsiuminnhold må pH senkes til et lavere nivå for å få symptomer. Men også forløpet av de enkelte symptomene er forskjellig i vann med høyt eller lavt kalsiuminnhold.

Med høyt kalsiuminnhold får en et markant fall i blodets pH, som fører til en reduksjon i blodets evne til å transportere oksygen. Er vannet ekstremt surt, får en dessuten kraftig slimdannelse på gjellene, som forverrer mulighetene for oksygen-opptak. Ion-reguleringen er derimot lite berørt.

Med lavt kalsiuminnhold vil lav pH føre til et hurtig fall i blodets innhold av Na og Cl, mens virkningene på blodets pH og oksygen-transport er mye mindre. Som en konsekvens av det nedsatte salt-innhold vil kroppens celler få osmotiske problemer. Vi får en svelning av blodcellene, og også av cellene i skjellett-muskulaturen, mens hjertemuskulaturen derimot synes å ha evne til cellevolum-regulering (Fugelli og Vislie, 1980). Antakelig på grunn av opptak av vann i kroppens celler, blir blodvolumet redusert og blodcellene pakket sammen i et mindre volum. Den egentlige dødsårsaken er derfor antakelig at kretsløpet svikter.

Siden våre forsurete vassdrag alltid har lavt kalsiumnivå vil det være ion-tap-syndromet som dominerer som dødsårsak. Det er da også påvist kraftig iontap i forbindelse med massedød av aure og laks i våre vassdrag (Leivestad og Muniz, 1976; Skogheim, Rosseland og Sevaldrud, 1984).

Dette iontapet er likevel bare brutto-resultatet av de fysiologiske effektene på gjellene. Mekanismen er antakelig flerleddet:

- 1: Permeabiliteten for ioner økes generelt, og siden gradienten for ioner er fra innsiden og ut, vil dette bety et økt ionotap ut av fisken. Det har vært antatt at kalsiumioner bundet i membranen bli erstattet av hydrogenioner, og kalsium vil da ikke lenger fylle sin funksjon som "propp" i de ionpermeable porene i membranen.

- 2: Aktivt opptak av Na og Cl er sterkt nedsatt. Dette er vist med radioaktiv tracer-teknikk, men det er ikke klart om noen av de aktuelle transport-enzymene er blokkert.
- 3: Det er i noen forsøk vist at potensialet over epitelet, der innsiden er negativ, minker/forsvinner i surt vann. Dette har vært tolket (Potts, 1984) som resultat av en høy permeabilitet for hydrogen-ioner, idet en in-flux av disse vil bryte ned et innside-negativt potensial. In-flux av H^+ vil føre til en forsuring av blodet, men dette ser en ikke i alle forsøk. Nedbrytning av potensialet kan derfor like gjerne være resultat av at en elektrogener ion-pumpe er hemmet. Klorid-pumpen er her en kandidat, og det er da også karakteristisk at tapet av klorid fra blodet alltid er større enn tapet av natrium.

B) Aluminium

For effekten av aluminium står vi overfor et tilsvarende syndrom som for den rene syre-effekten. Igjen er det gjellenes funksjoner som er skadet. Også her er det lettere å måle sekundære effekter enn å fastslå primær-effekt. Etter at Schofield i 1977 påviste at aluminium er toksisk, ble det snart fastslått (Muniz og Leivestad, 1980) at ubalanse i ionreguleringen og respiratoriske forstyrrelser var de viktigste symptomer. Ion-tapet fra blodplasma var svært raskt, og kan sammenliknes med effekten av syrestress ved pH under 4. Samtidig ser en i forsøk at respirasjonsfrekvensen øker og oksygeninnholdet i blodet går ned. Seigt slim dekker gjellene og en har antatt at dette er årsaken til de respiratoriske stress-symptomene.

I de senere år har det vært utført en rekke forsøk både i Norge og i utlandet der en har fått bekreftet at disse sekundær-effektene er generelt forekommende, selv om det i enkelte felt-situasjoner ikke alltid er så mye slimdannelse som beskrevet i de første forsøkene.

Når det gjelder hypotese-dannelsen omkring primær-effekten av aluminium har det vært færre teorier enn omkring H^+ -syndromet. Studier de siste årene har klarlagt endel punkter:

- 1: Økt kalsium fører til nedsatt tap av NaCl fra blodet (Leivestad et al., 1980; Muniz og Leivestad, 1980) og nedsatt strøm av ioner ut av gjellene (Wood, McDonald og andre Pers. com., 1985). Siden Ca, som vi har sett, styrer mye av den generelle permeabiliteten i gjellene, har en foreslått at aluminium "fordriver" Ca fra dens plass i cellemembranen og at denne derved får større permeabilitet for ioner. I praksis fører dette til økt tap av NaCl.
- 2: Opptaket av natrium, som er en aktiv prosess, bli hemmet av aluminium (Dalziel et al., 1985; Wood, McDonald pers.-com., 1985). Samtidig er det vist at et av enzymene som regnes som nødvendig for den aktive transporten av Na i gjellene: NaK-ATP-ase, er blokkert i gjellevevet hos fisk som har vært utsatt for toksiske nivå av aluminium (Kjartansson, 1984; Staurnes et al., 1984). Enzym-aktiviteten i gjellevev har vært målt med to helt forskjellige metoder, og forsøkene har vært tolket slik at det er selve enzymet som er blokkert. Imidlertid er nedbrytningen av ATP med dette enzymet avhengig av magnesium og det har vært foreslått at aluminium "fortrenger" magnesium i det Mg-ATP kompleks som enzymet har som substrat, og at aluminium generelt kan tenkes å forstyrre enzym som krever di- og tri-valente metall-kationer som cofaktor (Trapp, 1980). Dette er en interessant hypotese siden Staurnes et. al. har vist at et annet enzym fra gjellene: Karbonsyre-Anhydrase, også viser nedsatt aktivitet i fisk som er stresset med aluminium. Dette enzymet inneholder zink, og har som funksjon å produsere H^+ og HCO_3^- -ioner fra CO_2 til bruk for exchange mot Na^+ og Cl^- i den aktive transporten av disse ionene.

Disse enzym-effektene forutsetter at aluminium har klart å trenge inn i cellene. Det har vært gjort forsøk på å påvise aluminium intra-cellulært ved røntgen mikro-probe i elektronmikroskop (Karlsson-Norrgren, 1985; Bergman, Ingersoll et. al. pers. kom. 1985) og man mener å ha påvist Al knyttet til organeller i cellen, men resultatene er noe usikre.

- 3: Direkte, anatomiske endringer av gjellene har vært påvist i forbindelse med aluminium-toksisitet (Karlsson-Norrgren, 1985; Kramer og Hummel, 1985; Ingersoll, 1985).

Beskrivelsene av endringene varierer endel, men generelt mener man at avstanden, dvs. diffusjons-veien, mellom vann og blod er økt. Sekundær-lamellene virker oppsvulmet og det dannes et lymfe-rom mellom de to celle-lagene på lamellene: epitel-cellene og pillar-cellene, og en ser ofte hvite blodceller i dette lymferommet. Det er også beskrevet sammenvoksing av lamellene, særlig mot spissen av gjelle-filamentene. Disse funnene er i seg selv nok til å forklare de respiratoriske stress-symptomene en ser ved aluminiums-stress. I tillegg kommer så tilstoppingen med seigt slim som oftest blir beskrevet.

Av anatomiske endringer som er knyttet til ionreguleringen er det særlig økning i antall klorid-celler som er viktig. Mens kloridcellene normalt sitter ved basis, dvs. på filamentet, ser en ved stress at de "vandrer" opp og sitter spredt over epitelet på lamellene. Samme reaksjon har vært beskrevet når ørret bli flyttet fra hardt vann til vann med lav Ca (Laurent, 1984). Karlsson-Norrgren (1985) mener på den annen side at tilsvarende symptomer er et kaldtvannsfenomen.

Det skulle vært foretatt studier av mengde og lokalisering av kloridceller hos fisk fra norske vassdrag for å se om fisk fra være ekstremt kalsiumfattige vanntyper har en normal-forekomst av kloridceller som svarer til det som her er beskrevet som et stress-fenomen.

Det som her er gjennomgått, viser at det idag er vanskelig å si hva som er den primære, det vil si tidligste, reaksjon på aluminium. Bortsett kanskje fra effekten på enzymene, er de beskrevne symptomene dessuten til forveksling lik de en finner ved stress med andre toksiske stoffer (tungmetaller, sterk syre, Cl_2 , etc.; Alabaster og Lloyd, 1982). Fivelstad og Leivestad (1984) viste at respiratorisk stress (økt ventilasjons-frekvens) opptrådte før det var mulig å påvise økt ion-tap. Wood og McDonald (1985) har gjort forsøk der begge typer effekter opptrer samtidig. For de anatomiske endringene er tidsoppløsningen for dårlig til at en kan si om den anatomiske respons utvikles før de fysiologiske funn. Det gjenstår derfor mye før en kan forklare hvordan den spesifikke aluminiums-toksisitet virker, men det faktum at kalsium har innflytelse på utviklingen av hele spekteret av symptomer antyder at vi står overfor et reelt syndrom av effekter.

C) Aluminium og pH

Hittil har vi snakket generelt om "toksiske nivåer" av aluminium, men det ble tidlig klart at giftvirkningen var avhengig av hvilken kjemisk form som forelå. De klassiske forsøkene ble utført av Schofield, Driscoll og Baker i USA; Dickson i Sverige; Muniz, Leivestad og Rosseland i Norge i årene 1977-79. Av disse er det særlig Driscolls arbeider, analytisk, teoretisk og terminologisk, som har dannet "skole" når det gjelder kjemisk karakterisering av "toksisk vannkvalitet" for fisk. Som det fremgår av kapittelet om vannkjemi (kapittel 2) forligger aluminium i en rekke former i vann: noen kan med en viss sikkerhet separeres analytisk (humusbundet, partikulært), andre må beregnes (Al^{+3} og hydroksydene). Jeg vil i det følgende gi min bedømmelse av "the state of the art", uten full litteratur-henvisning.

- 1: Al - Humus forbindelser: Disse menes å være totalt uten giftvirkning, evt. ha meget lav giftighet. Denne konklusjonen er basert på relativt få forsøk, og dessuten på indirekte bevis (bedre korrelasjon mellom giftvirkning og den inorganisk fraksjon) eller ved å likestille humus med organiske kompleksdannere som citrat og malate (Baker og Scho-

field, 1982; Kjartansson, 1984; Kramer og Hummel, 1985). Felldata synes også å vise at vassdrag med mye humus har fiskebestand selv om aluminiumsnivået er høyt. Mangel på håndfaste data gjør det likevel problematisk å anbefale smolt-anlegg lagt til steder med mye humus.

- 2: Al - Fluorid-forbindelser (Al^{+2} til AlF^{-3}). Tilsetning av fluorid i forsøk med aluminium nedsetter toksisiteten, men kompleksdannelse med fluorid synes å være mindre effektiv enn organiske kompleksdannere. Igjen er forsøkene få og det er både teoretisk og praktisk vanskelig å lage forsøk der en sammenlikner toksisiteten fra Al-fluorider med f.eks. Al-hydroksyder. Forholdet mellom de forskjellige forbindelsene innstiller seg etter termodynamisk likevekt avhengig av pH og en er avhengig av likevektskonstanter fra litteraturen for beregningen. I de vanntypene som er undersøkt fra forsyningsområdene i USA vil humus- og fluorid-formene av aluminium være dominerende gjennom mesteparten av året. Norske vanntyper har i regelen lavere fluor-innhold enn i Nord-Amerika, men ved lave total-nivå av Al og lav pH kan AlF^{+2} være den dominerende formen (Fivelstad og Leivestad, 1984). Det er derfor en stor mangel at en har så få data for Al-fluoridenes toksisitet.
- 3: Al^{+3} . Denne formen mener man er ikke-toksisk, og en rekke forsøk synes til og med å tyde på at den beskytter gjellene mot virkningen av hydrogen-ioner (Baker og Schofield, 1982; Muniz og Leivestad, 1980; Neville, 1985). Igjen er en avhengig av termodynamiske beregninger der en finner at Al^{+3} -formen dominerer ved lav pH (under pH 4,5). Det er likevel betenkelig indirekte å slutte at Al^{+3} er ikke-toksisk fra det faktum at den er antagonist til H^+ i situasjoner der H^+ skader gjelle-epitelet. Det har nylig vært vist (Tam og Williams, 1986) at aluminium bindes fastere til fler-valente organiske an-ioner enn H^+ , mens Ca bindes mye svakere enn H^+ . Ved lav pH kan det derfor tenkes at Al kan erstatte den Ca som ville ha blitt fordrevet av H^+ fra bindingsteder i cellemembranen.

- 4: $\text{AlOH}^{+2} - \text{Al(OH)}_2^+$. Siden en rekke forskjellige forsøk har vist at en har de største toksiske effekter av aluminium ved pH 5,0-5,3, har det blitt vanlig å mistenke disse to hydroksydene for å ha ansvar for mesteparten av toksisiteten til aluminium. Det er likevel nesten ingen forsøk som spesielt har vært lagt opp for å vise nettopp dette. Fivelstad og Leivestad, 1984, diskuterer problemet og finner best korrelasjon mellom dødelighet og mengden av Al(OH)^{+2} . Svakheten i forsøkene er at de er utført over en relativt liten del av pH-skalaen (fra pH 4,9 til 5,3) og derfor kan være en tilfeldig konsekvens av forsøksbetingelsene. Det faktum at en ser toksiske effekter ved pH 5,7-5,8 hos laks (Leivestad, upublisert) tyder på at AlOH_2^+ , som dominerer ved denne pH, også er toksisk. Siden en ikke kan variere forholdet mellom Al^{+3} og de to ladde hydroksydene uten på endre pH, er det kanskje en akademisk diskusjon å prøve å relatere toksisk effekt til bestemte ion-species.
- 5: Al(OH)_3 . Det uladde hydroksydet er for alle praktiske formål uløselig, det polymeriserer lett og polymerisering/felling brukes til å fjerne humus i vannrenseanlegg. Dannelsen av flokkulerings-produktet kan akselereres ved passering gjennom et sandfilter, der en antar at overflate-effekter bidrar til å øke aggregatstørrelsen slik at en får raskere felling.

Det er ingen grunn til å tro at et nøytralt stoff som Al(OH)_3 kan være toksisk i seg selv. Det er likevel fremsatt hypoteser om at flokkulerende hydroksyd felles ut/akkumuleres på gjellene i situasjoner med "overmetning" (Grahn, 1980; Dickson, 1983; Neville, 1985). Dette skulle så, sammen med økt slimdannelse, føre til oksygenmangel og kvelning av fisken.

Problemene omkring toksisk effekt av nøytral Al(OH)_3 er av stor økonomisk betydning for oppdrettsnæringen: Er dette utfellings-produktet skadelig må det, etter nøytralisering, settes et utfellings-trinn i form av filtrering/-

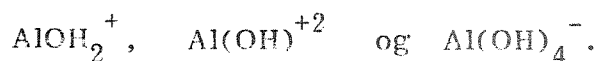
sedimenteringsbasseng før vannet slippes løs på fisken. Dette vil medføre en vesentlig fordyring av vannbehandlingsanlegget.

3.5. Konklusjon

Gjennom en årrekke har det i Norge bygget seg opp en anseelig erfaring med drift av nøytralisasjonsanlegg, både i praktisk oppdrett og i kontrollerte forsøk. Av kontrollerte forsøk kan nevnes en rekke studier av Skogheim, Rosseland og andre, i regi av Kalkings-prosjektet, og studier av Leivestad, Jensen og andre i regi av Vannbehandlings-prosjektet. I forsøkene har en nyttet en rekke forskjellige nøytraliseringsmidler: KOH, NaOH, kalksteinsmel, kalkslurry, skjell-sandfilter, sjøvann og en har testet de vanligste fiskeartene gjennom de antatt følsomste livsstadiene. Det har ikke vært mulig å påvise stress i disse forsøkene selv om fisken har vært eksponert til vann umiddelbart etter nøytralisering. Men: Betingelsen er at vannet er nøytralisert til en pH nær minimum løselighet for aluminium. Dersom det er mye aluminium i råvannet vil nøytralisering til pH 5,8-6,0 ikke være tilstrekkelig til å fjerne toksisiteten (Jensen og Leivestad, 1986) og i forsøk ved pH 6,0 beskriver Neville, 1985, symptomer på kraftig respiratorisk stress hos regnbueørret. Skogheim og Rosseland, 1986, viser på den annen side at fisken får stress-symptomer når vannet blir nøytralisert til nivå over pH 7,4.

Analytisk separering av aluminiums-fraksjonene i forsøkene i Vannbehandlings-prosjektet, der en får filtrert fra det uløselige $\text{Al}(\text{OH})_3$ som er dannet ved nøytraliseringen, viser at en har minimums løselighet ved pH 6,5, det samme viser forsøk med aluminium som fellingingsmiddel for humus ved vannrensing (Eikebrokk, 1982). Etter "teoretisk" aluminiums-kjemi skulle minimums-løselighet ligge nærmere pH 6,0, og denne differansen mellom "teori" og "praksis" skulle ha vært nærmere undersøkt.

Konklusjonen når det gjelder aluminiums toksisitet overfor laksefisk må da bli: Nøytralisering må styres innen et snevert pH-område omkring pH 6,5 (+/- 0,2?). Derved oppnår man to ting: Minimum total løslighet og minimum av de toksiske hydroksydformene:



4. ERFARINGER VED ULIKE METODER FOR Å BEHANDLE SURT VANN TIL FISKEOPPDRETT VED AKVAKULTURSTASJONEN MATRE.

Ole Torrissen, Yngve Ulgenes* og Tom Hansen (HI)

* Nåværende arbeidssted Bjugn Industrier

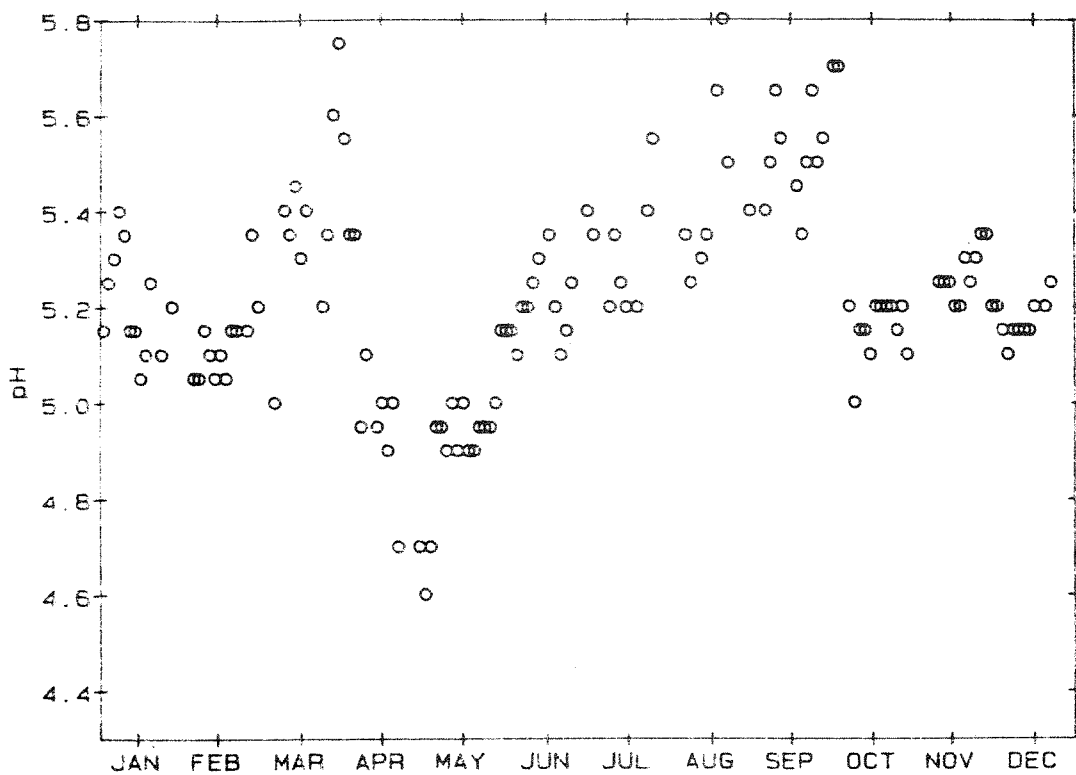
Akvakulturstasjonen Matre ble bygget og satt i drift i 1971. Den er plassert i Matre innerst i Masfjorden i Nord-Hordaland. Det har vist seg at dette området er mye belastet med sur nedbør og i årsmeldingen fra SFT for 1982 går det frem at den høyeste våtavsetning med sterk syre (H^+) ble målt på NILUs målestasjon Haukeland, ca. 5 km fra forsøksanlegget. På denne bakgrunn er det naturlig, siden stasjonen kom så tidlig i drift, at en god del av stasjonens aktivitet har gått på praktisk utprøving av ulike metoder for behandling av surt vann til fiskeoppdrett. Flere metoder er etterhvert gått helt ut av ulike årsaker, og vi vil i denne korte oversikten påpeke en del praktiske erfaringer med de ulike metodene.

4.1. Vannsystemer

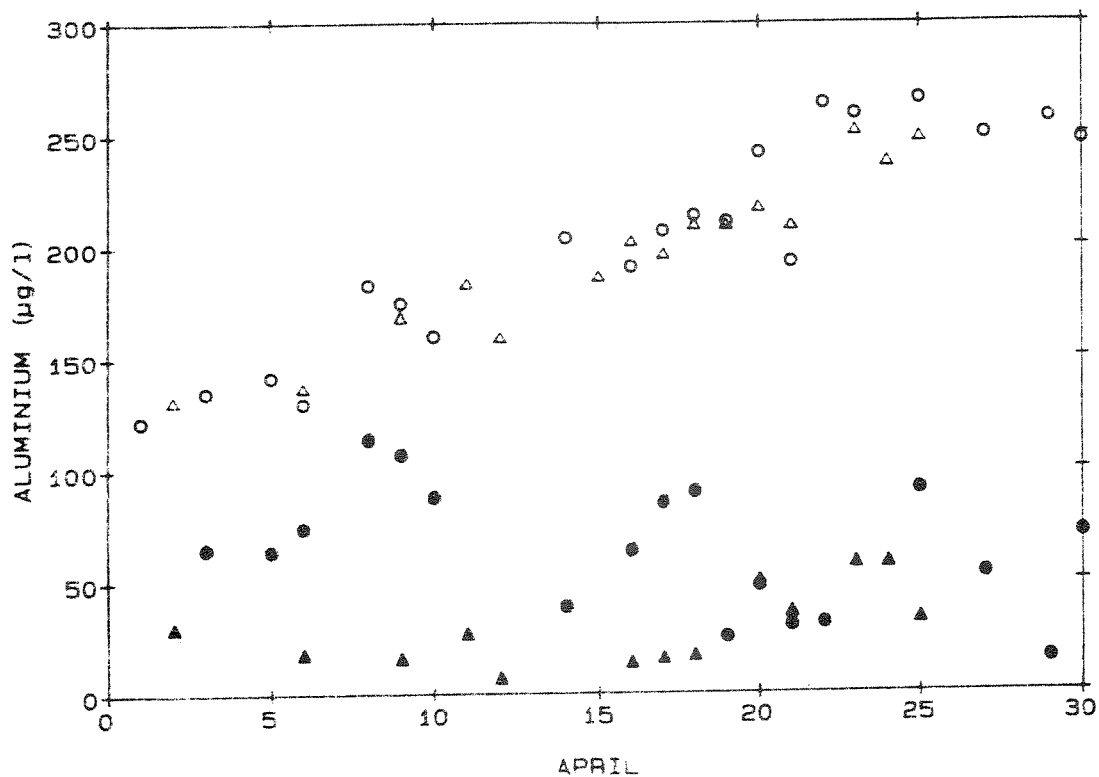
Matre-elva

Hovedforsyningen av ferskvann til anlegget kommer fra Matre-elva. Dette vassdraget er utbygd og kan best karakteriseres som et typisk flomvassdrag. Magasineringen i vassdraget er liten med unntak av et $0,5 \text{ km}^2$ vann i ca. 300 meters høyde og noen mindre vann i et sidevassdrag.

Vannet i elva er surt og ionefattig, pH svinger mellom 4,5 og 6,0 avhengig av vannføring og nedbør (figur 9). Innholdet av syrereaktivt og labilt aluminium i elvevann og lutet elvevann i april samme år er vist i figur 10. Ledningsevnen i elvevann er konstant ca. 15 $\mu\text{S/cm}$ og total hardhet 1,5 - 2 mg CaO/l. Temperaturen i vassdraget svinger nokså mye og middeltemperaturen om vinteren er lav (figur 11). Vanninntaket er fra en terskel i elva ca. 900 m fra anlegget.

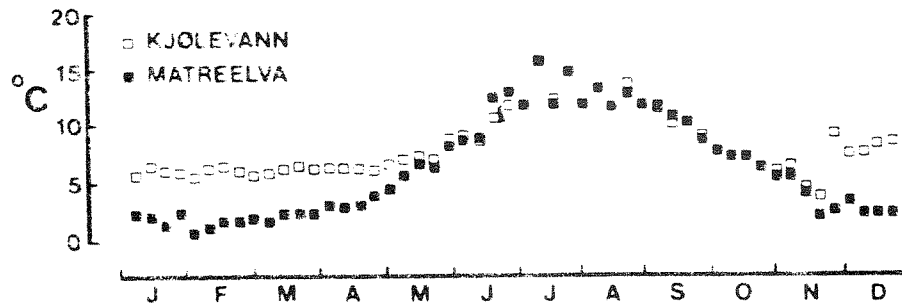


Figur 9. Årsvariasjon i pH i Matre elva.



Figur 10. Aluminium i ferskvannet ved Akvakulturstasjonen Matre.

- syrereaktivt aluminium i ellevann
- △ syrereaktivt aluminium i luta ellevann
- labilt aluminium i ellevann
- ▲ labilt aluminium i luta elvavann



Figur 11. Gjennomsnittlige temperaturer i Matre elva og i kjølevann fra Matre kraftverk.

Kjølevann fra kraftstasjonen

Fra BKKs kraftstasjon får anlegget ca. 2000 l/min. med kjølevann fra generatorene. Temperaturen om vinteren i dette vannet ligger på 7-8°C. Kvaliteten forøvrig er mye lik den vi finner i ellevannet.

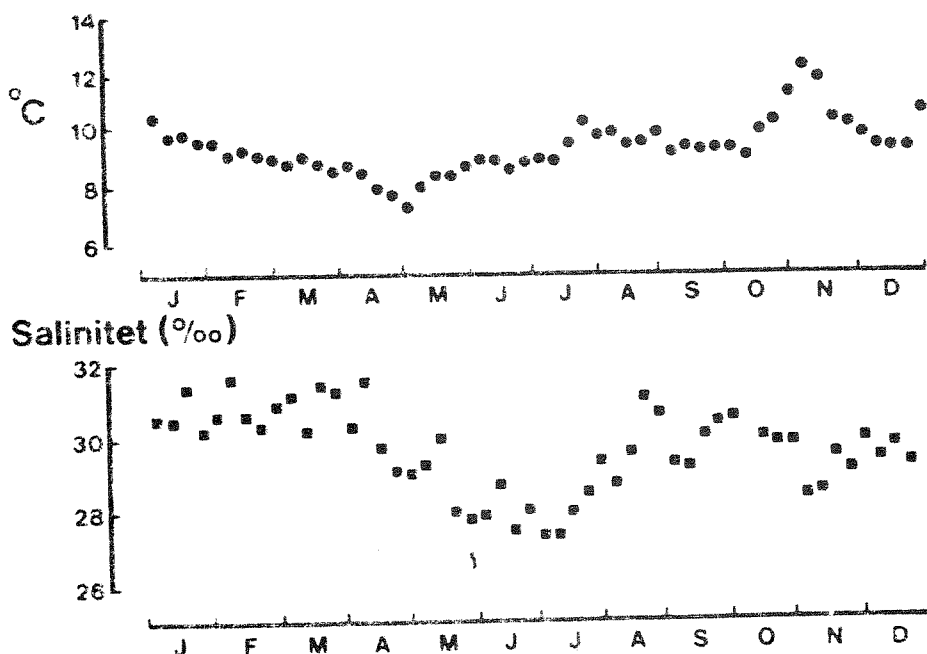
Frem til 1983 ble kjølevannet varmevekslet mot ellevann på grunn av kobberkjølere i kraftstasjonen. Siden 1983 har vi brukt kjølevannet direkte, og det forbehandles idag på samme måte som ellevannet.

Sjøvann

Hovedforsyningen av sjøvann til landanlegget er via en pumpestasjon som tar inn vann fra ca. 10-15 meters dyp innerst i Matrevågen. Saltholdigheten i dette vannet er relativt konstant på ca. 28-30 ‰ og årsmiddeltemperaturen er høy (figur 12). Det foretas idag ingen behandling av sjøvannet før det går ut på anlegget.

Borebrønner

Akvakulturstasjonen Matre ligger på morenegrunn som består av tildels nokså grov masse og det er ikke påvist lag av leire nedover i massene. Det er satt ned flere borebrønner hvor det kan taes opp sjøvann. Anlegget bruker idag sjøvann fra to slike borebrønner som er satt ned i nærheten av produksjonshallen ca. 10 meter fra elva og 100 meter fra sjøkanten. Flere brønner er satt ned, men er ennå ikke i drift.



Figur 12. Temperatur og salinitet i sjøvann fra Matrevågen.

Brønnene som er i drift går ned til 16 meter under bakkenivå (ca. 14 meter under middelvannstand). Inntaket i brønnene er et 4 meter langt filter som står på 12 til 16 m.

Kvaliteten på sjøvannet fra borebrønnene er meget konstant med salt-holdighet på ca. 28 ‰ og temperaturer på 8-10°C hele året. Oksygenmetningen er imidlertid lav, ca. 25 %.

Vannreservoar ved stasjonen

Etter delvis ombygging i 1976 er det ved stasjonen nå et vannreservoar på i alt 240 m³. Reservoaret er delt inn i tre like store tanker, hver på 80 m³, for henholdsvis ellevann, kjølevann og sjøvann. Oppholdstiden i de ulike tankene er for ellevannet ca. 15 min, for kjølevann og sjøvann ca. 30 min.

4.2. Ulike vannbehandlingsmetoder og praktiske erfaringer med disse

4.2.1. Sjøvannstilsetting

Allerede fra starten (høsten 1971) ble sjøvann fra Matrevågen brukt som behandlingsmiddel for ferskvannet. Det viste seg at små mengder

sjøvann skulle til for å heve pH opp i et stabilt og akseptabelt nivå og fisken trivdes bedre med tilsetning av sjø.

Dette gikk bra i ca. ett år og fisken i ulike deler av anlegget gikk i vann med fra 1 til 10 promille salt. Høsten 1972 døde 30-40 % av all fisk som følge av vibriose. Etter dette gjentok vibrioseangrepene seg hvert år med store dødeligheter på fisken. Høsten 1974 sluttet vi med bruken av sjøvannstilsetning.

Da det viste seg at vibrioseangrepene kom ved temperaturoppgang om våren, ble det ved en senere anledning forsøkt å desinfisere sjøvannet med UV-lys. Ved dette forsøket ble en liten del av sjøvannet behandlet og tilsatt ellevannet. Mestedelen av partiklene i vannet ble filtrert fra med en planktonduk og deretter passert gjennom et UV-aggregat. Erfaringene med dette var heller dårlig. Store mengder plankton i vannet gjorde at effektiv filtrering var vanskelig og partikler slapp gjennom UV-filteret. Dette gjorde at systemet ikke var pålitelig fordi vibriosebakterier også slapp gjennom og medførte stor dødelighet på anlegget. Denne alternative behandlingsmåten ble derfor også oppgitt.

Tilsetning av brønnboret sjøvann opp til 8-9 ‰ salt i ferskvannet har vært svært vellykket og det har hittil ikke resultert i vibrioseangrep på fisken.

4.2.2. Hydratkalk og kalksteinsmel

Fra høsten 1974 til vinteren 1976 ble det brukt både hydratkalk (ca. 90 % CaOH_2) og kalksteinsmel (CaCO_3). Flere løsninger ble prøvd med doseringer i både elveinntaket og reservoartanken ved stasjonen.

Pulveret ble dosert inn med en skrue slik at det falt rett ned i tanken eller vanninntaket. Systemet var ikke noen god løsning på problemet. Pulveret trakk til seg vann og klogging forekom relativt ofte. Dette medførte at tilsetningen ble ujevn og pH-fluktuasjoner på opp til 2 pH-enheter pr. dag ble målt. Det ble dessuten observert uoppløst kalk i driftsvannet på anlegget slik at deler av det "støvet" ned. Det ble prøvd å dosere inn melet i vannet ved at det datt ned gjennom et

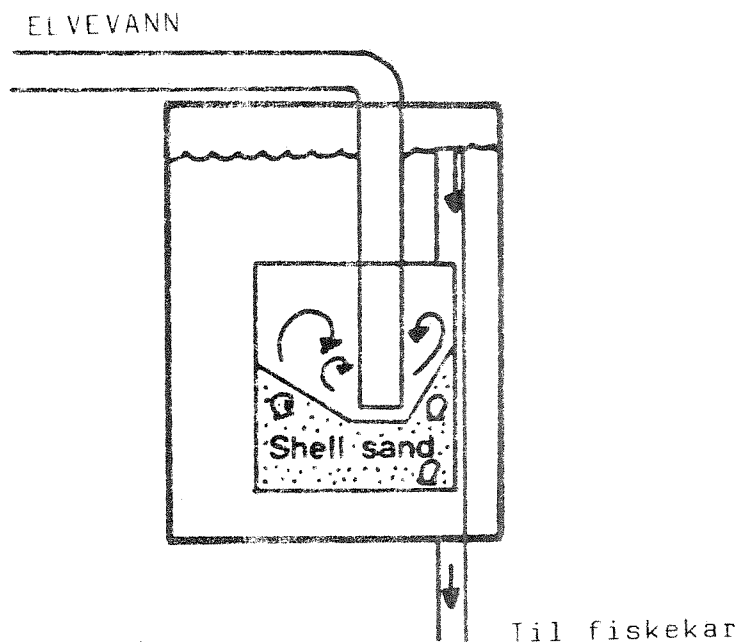
10" rør som stod ned i inntaket. Dette ga en viss forbedring av pH-stabiliteten, men systemet måtte renses hver dag fordi hydratkalken la seg på rørveggen.

Forbruket av hydratkalk var nokså stort med ca. 2,6 kg mel pr. døgn pr. m³ vann pr. minutt for å øke pH fra 5,0 til 6,5. Ved en kontinuerlig bruk av ca. 6 m³ vann/min. var forbruket ca. 15 kg/døgn. Ved bruk av kalksteinsmel var forbruket omtrent åtte ganger denne mengden. Ved bruk av disse kalkingsmetodene var det ingen målbar effekt på vannets innhold av kalsium. Ved bruk av disse metodene forekom det relativt ofte at det ble sjokkdoseringer som følge av at kalk bygget seg opp i systemet, noe som igjen bl.a. medførte gjelleirritasjoner på fisken og at egg i klekkeriet var dekket med kalk.

Et annet problem var at ved påfylling av kalk ble det store støvmengder.

4.2.3. Skjellsandbrønn

Etter ombygging av vanntankene ved stasjonen til tre stk. 80 m³ tanker, ble det satt ned en skjellsandbrønn (figur 13). Ved temperaturer over 6-7°C var skjellsanden relativt godt oppløselig og ca. 50 kg skjellsand ble brukt daglig for å holde pH på 6,0 +- 0,5. Ved lavere temperatur (3-4°C) var skjellsanden lite oppløselig og ønsket effekt ble ikke oppnådd. Et problem med denne metoden var å holde skjellsanden i bevegelse hele tiden slik at den ble selvrenset. Etterfylling var dessuten komplisert og ga store pH-variasjoner i anlegget. De fineste partiklene i sanden fulgte med vannstrømmen inn i anlegget og satte seg i karene.

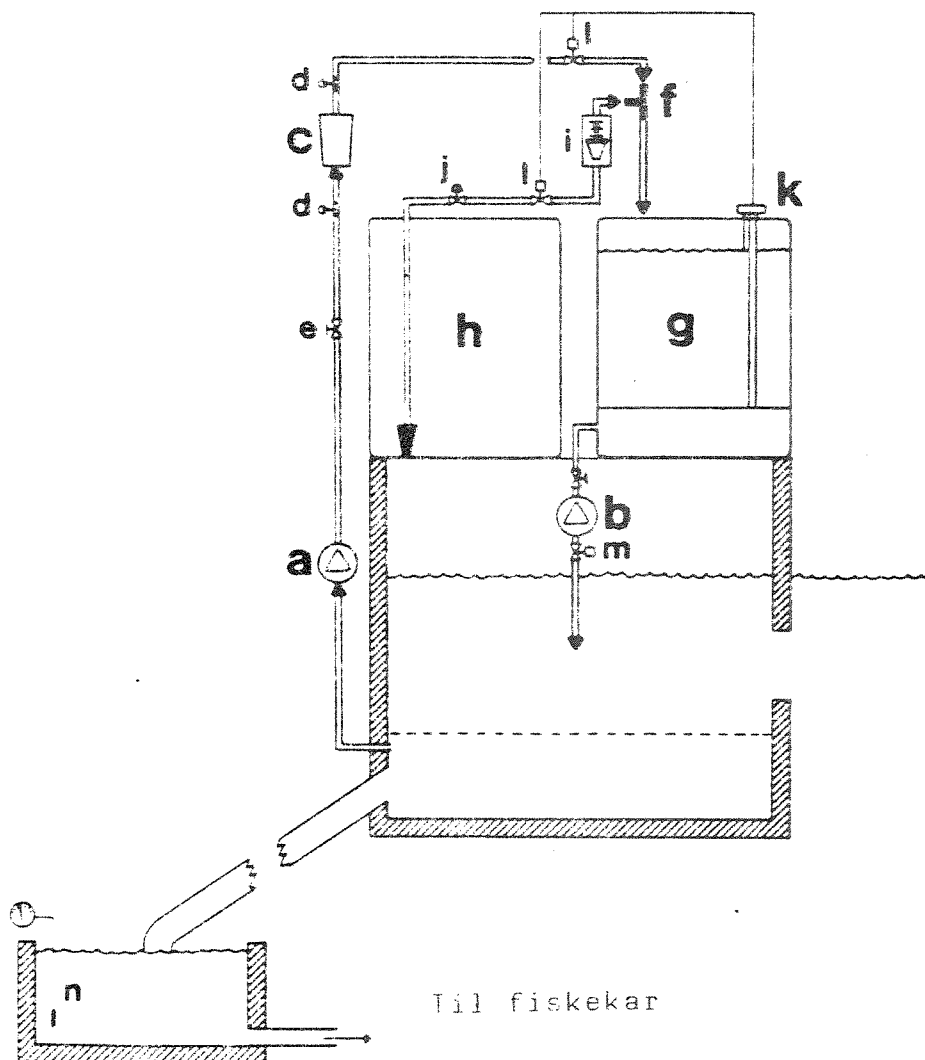


Figur 13. Skjematisk tegning av skjellsandbrønn ved Akvakulturstasjonen Matre.

4.2.4. Tilsetting av natronlut (NaOH)

Våren 1981 ble skjellsandbrønnen (og andre metoder) byttet ut med et doseringssystem for tilsetting av oppløst natronlut (figur 14). I dette systemet blir 50 % natronlut først fortynnet ned til ca. 0,2 % i en egen plasttank. Den fortynnede løsningen doseres inn i stasjonens vanninntak ved hjelp av en peristaltisk pumpe. På denne måten blir nå alt vann som taes inn fra elva tilsatt lut til en pH på ca. 6,5. Kjølevannet fra kraftstasjonen som tidligere ble varmevekslet mot luftet ellevann, blir nå brukt direkte og tilsatt lut på samme måte som for ellevannet.

Doseringspumpen for fortynnet lut reguleres manuelt. Ved stasjonen er det installert alarmsystem for bl.a. pH i ferskvannet. Det har vist seg at pH i stasjonens driftsvann ved bruk av dette systemet er relativt stabil innenfor pH-området 6-7,5, slik at noen regulering av doseringen sjelden er nødvendig. Ved ekstreme perioder er likevel en viss regulering nødvendig. Alarm-systemet registrerer pH i driftsvannet kontinuerlig og det blir tatt daglige målinger av pH med manuelt pH-meter. På denne måten vet vi at pH i driftsvannet hele tiden ligger innenfor det akseptable området.



Figur 14. Automatisk system for dosering av NaOH. a; ferskvannspumpe, b; doseringspumpe, c; filter, d; manometre, e; stopp krane, f; ejektor, g og h; lager tanker, i; lut strømmåler, j; doseringskrane, k; nivåbryter, l; magnetventil, m; mottrykksventil, n; pH elektrode.

Den konsentrerte natronluten lagres på en 800 liters tank og påfylling av denne skjer fra en transporttank på 700 liter. Konsentrert lut sendes med rutebil i godkjent tank fra Bergen til Matre. Om vinteren må luttanken oppbevares i varm garasje for å hindre at luten størkner. Rommet der lutingsanlegget står, er også oppvarmet (ca. 25°C).

Forbruket av ren 50 % lut er ca. 30 liter pr. døgn med et kontinuerlig vannforbruk på ca. 6 m³ pr. minutt. Dette betyr at luttanken må etterfylles ca. en gang pr. måned.

4.3. Konklusjoner

Tilsetting av lut (NaOH) har teknisk sett fungert godt. Justering av pH med lut fjerner imidlertid ikke alle problemer med surt vann. Spesielt på nyklekket regnbueørret og fisk under startføring er dødelighet som følge av høyt innhold av labilt aluminium et problem selv om vannet er lutet.

Tilsetting av sjøvann har en svært positiv effekt på vannkvaliteten. Dersom en får bukt med vibrioseproblemet er det en både effektiv og rimelig vannforbedrer. Ved bruk av grunnboret sjøvann ser problemene med vibriose ut til å være løst. Imidlertid, nybefruktet rogn må swelle i rent ferskvann. Etter svelling tåler rogn opp til 8-10 ‰ salt.

5. ERFARINGER VED BRUK AV KALK TIL VANNBEHANDLING VED SYV NORSKE VANNVERK

Jens Arne Ohren (NIVA)

5.1. Innledning

Flere vannverk har lang erfaring med bruk av kalk for justering av vannets surhetsgrad. Ved disse vannverkene tilsettes kalk for å oppnå optimal fellings-pH i fullrenseprosessen eller for økning av renvannets surhetsgrad til pH 8 - 8,5. I den senere tid er interessen økt for å heve vannets karbonatinnhold for å forlenge levetiden på ledninger av asbestement, betong, støpejern m.v. Til dette formål benyttes kalk i tillegg til karbondioksyd.

Kalk har tradisjonelt vært et vanskelig kjemikalium å dosere. Av den grunn har flere vannverk gitt opp bruken av det eller unnlatt å ta det i bruk i det hele tatt. I forhold til alternative kjemikalier for justering av vannets surhetsgrad har imidlertid kalk flere fortrinn. Det er rimelig i bruk. Videre har kalsium en gunstig helse-effekt i motsetning til en del andre sammenlignbare kjemikalier.

For å samle eksisterende driftserfaringer med kalkdoseringsanlegg er 7 vannverk som benytter kalk gjennomgått. Disse er:

- Oppegård vannverk
- Askim vannverk
- Bærum vannverk
- Sør-Odal vannverk
- Porsgrunn vannverk
- Vestfold Interkommunale vannverk
- Vansjø vannverk

For denne undersøkelsen er navnene på de enkelte vannverk underordnet. Viktigere er sammenhengen mellom driftserfaringene ved de enkelte anlegg og prosessutforming. I det følgende er derfor vannverkene benevnt med bokstavene A - G og gjengitt i en annen rekkefølge enn ovenfor.

Ved noen vannverk fungerer kalkdoseringen tilfredsstillende, mens den ved andre fungerer dårlig. Årsaken til dette varierende resultat er forskjellig prosessutforming. Ved de besøkte vannverk er derfor anlegget nøye gjennomgått og prosessbeskrivelsen gitt en bred plass i rapporten. De refererte driftserfaringer baseres i hovedsak på opplysninger gitt av vannverkets personell.

5.2. Vannverk A

5.2.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging

Råvannet tas fra et humusbelastet vann og gjennomgår mikrosiling og tilsettes ozon, klorgass, ammoniakk og hydratkalk. Renvannet ledes så videre til to renvannsbasseng.

5.2.2. Kalkdoseringsanleggets oppbygging

I vannbehandlingsanlegget benyttes hydratkalk for justering av renvannets surhetsgrad. Kalkdoseringsanlegget består av disse hovedenheter (se fig 14).

- tre siloer
- to kalkdoserere
- to innblandingskammere
- to kalkoppløsningspumper

Hydratkalken lagres i to siloer av betong som fylles direkte fra tankbil. En tredje silo er bygget, men er ikke utstyrt med nødvendig doseringsutstyr og er ikke i drift. Siloene er kvadratiske med pyramidisk utformet bunn.

Begge siloene som er i drift er utstyrt med inspeksjonsluker og posefilter. For utmating av hydratkalken fra siloene benyttes Wallace & Tiernan tørrdoserere, proposjonalstyrt av surhetsgraden i renvannsbassenget. Blandkammerene for vann/hydratkalk er plassert umiddelbart under doseringsskruene og gir mulighet for fuktpåvirkning av kalken, særlig i siloens nedre del. Blandkammerene er forsynt med hurtigomrørere for å hindre og redusere sedimentering og beleggdannelse i kammerene.

Fra blandkammerene pumpes kalkoppløsningen med monopumper direkte inn på hovedvannsledningene like før renvannsbassengene. Monopumpen fra silo/doserer nr. 2 er turtallsregulert, mens monopumpen fra system nr. 1 ikke har reguleringsmulighet av vannmengde.

Ledningen mellom monopumper og doseringspunkt har dimensjon 50 mm og er av fleksibel plast.

5.2.3. Data fra kalkdoseringsanlegget

De følgende data er delvis målinger utført på anlegget, anslag gjort under befaringen og oppgitte tall fra driftspersonell ved anlegget. Enkelte data kan variere noe over tid.

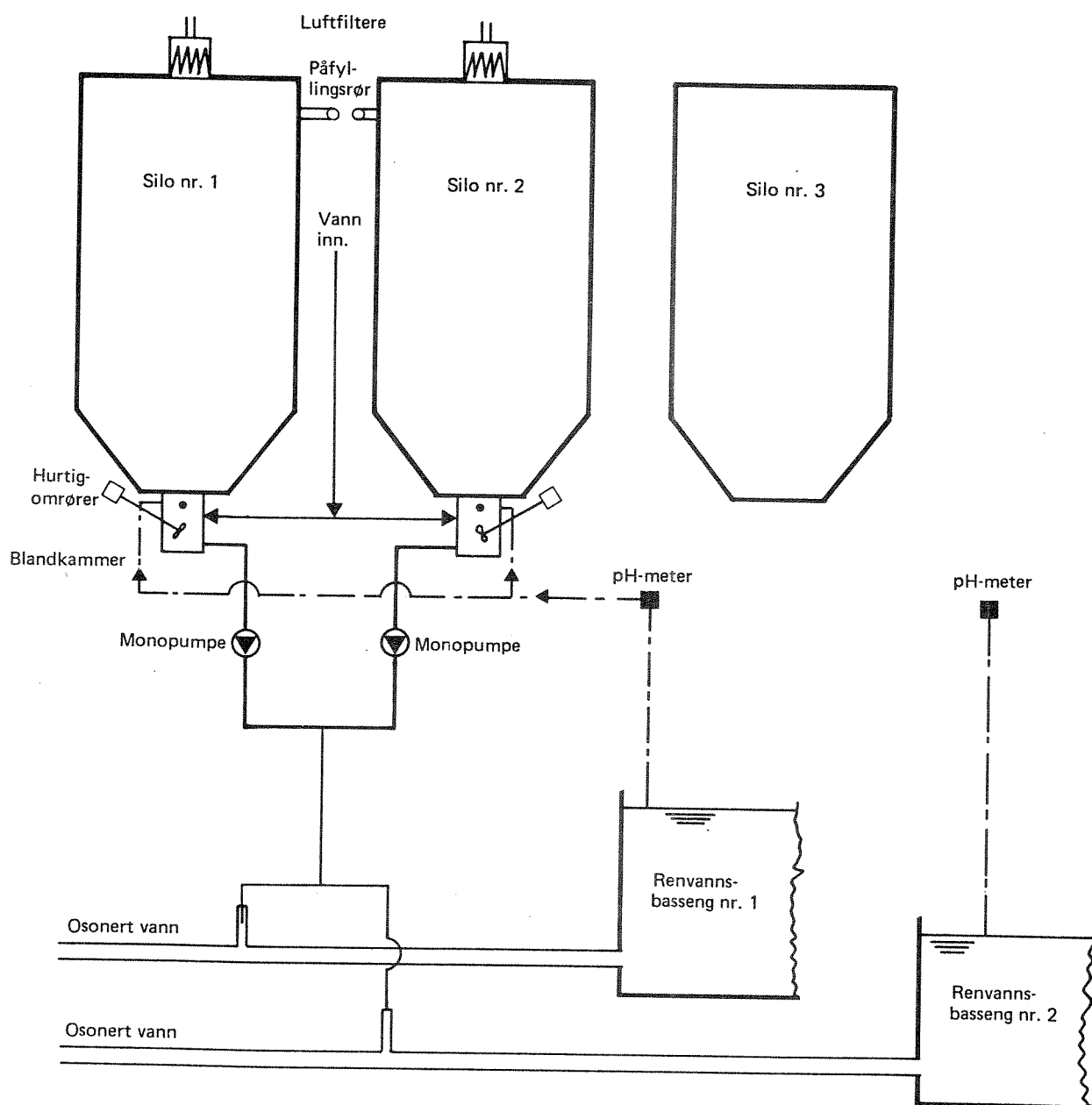
- Vannmengde gjennom vannbehandlingsanlegget:	2000 m ³ /h
- Dosert kalkmengde:	10 kg/h
- Vannmengde gjennom blandkammer:	0,9 m ³ /h
- Konsentrasjon av kalk i blandkammer:	11,1 kg/m ³
- Forbruk/dosering av kalk pr. produsert vannmengde:	5 g/m ³
- Surhetsgrad i råvann	6,2 - 6,4
- Surhetsgrad i renvann	7,0 - 7,4

5.2.4. Driftserfaringer

Anlegget har en del driftsproblemer som er:

- Under påfylling av kalk til siloene lekker noe kalkstøv ut gjennom inspeksjonslukene og posefilterene. Toritfilteret synes å ha størst lekkasje.
- I siloene forekommer kanal- og brodannelser som vanskeliggjør utmating av kalk. Platevibratorer er imidlertid innkjøpt og tenkes montert i nær framtid. Disse vil trolig redusere problemet.
- Plassering av blandkammerene like under siloens utmatingssone medfører økt fuktighet her og vanskeliggjør utmating av kalk og øker mulighet for tilstopping i doseringsskruene.

- Igjentetting av doseringsledningene forekom en del tidligere. En av monopumpene er imidlertid skiftet ut og kapasiteten øket fra ca. 150 l/h til ca. 900 l/h. Gjentettingsproblemet er derved betydelig redusert.
- Doseringssystemet er ikke bygget med beredere og lagertanker. Hydratkalken vil derfor utnyttes dårlig. Videre vil uopløste bestanddeler i kalken sedimentere i renvannsbassengene og muligens i renvannsledningen. Kalkdosering etter denne metode vil i tillegg trolig øke renvannets turbiditet.



Figur 14. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk A.

5.3. Vannverk B

5.3.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging

Vannverket ble oppstartet våren 1985 med direktefiltrering som vannbehandling. Råvannet tas fra 12 eller 25 meters dyp i en betydelig forurenset innsjø og gjennomgår mikrosiling og tilsettes hydratkalk, kullsyre, polymér og aluminiumssulfat. Videre går vannet gjennom tremediafilter og aktivt kullfilter og tilsettes klorgass, ammoniakk og hydratkalk. Vannverket er teknisk meget avansert hvor en rekke funksjoner styres og overvåkes automatisk.

5.3.2. Kalkdoseringsanleggets oppbygging

I vannbehandlingsanlegget benyttes kalk både for justering av surhetsgrad i fellingstrinnet og i renvannet.

Kalkdoseringsanlegget består av følgende hovedkomponenter (se fig. 15).

- 2 stk. stålsiloer
- 2 stk. kalkdoserere
- 3 kalkberedere
- 1 lagertank
- 4 doseringspumper

Hydratkalk lagres i to innebygde stålsiloer hver med volum 50 m^3 som fylles direkte fra tankbil. Siloene er på toppen forsynt med posefiltre og overtrykksventil. En nivåindikator i siloens utmatingszone er forriglet til en slegge som automatisk trer i funksjon ved f.eks. brodannelse i siloen. Tomal tørrdoserer med åtte utmatingsskrue fordelt over hele utmatingsstverrsnittet fører kalken til en hoveddoseringskrue og videre til blandkammer hvor kalk blandes med vann. Blandkammerene er forsynt med hurtigomrørere, overløp og avløpsrør for akkumulert slam. Både kalkutmatingen og vanntilførselen styres av råvannmengdemåler og overstyres av nivået i lagertanken.

Fra de to blandkammerene graviteres kalkopløsningen til en felles fordelingskasse av stål. Via tre V-overløp fordeles kalkopløsningen videre til tre kalkvannsberedere av betong, hver med volum 140 m^3 .

Kalkvannsberederne er kvadratiske med pyramidisk utformet i bunn. To sylindere utenpå hverandre er montert vertikalt i sentrum av berederne. I innerste sylinder fører en hurtigomrører til en oppadrettet vannstrøm og en nedadrettet vannstrøm i ytre sylinder. I den ytterste del av berederen er vannstrømmen igjen oppadrettet. Kalkoppløsning og utblandingsvann tilføres berederen i indre sylinder. Etter passering gjennom indre og ytre sylinder trekkes kalkoppløsningen av via utløpsrenner og føres til en felles lagertank.

Vann tilføres også i bunnen av berederne. Denne vanntilførselen fører til en oppadrettet strøm i bunnen og reduserer sedimentering og forbedrer utnyttelsen av kalken. På befaringsdagen tilførtes utblandingsvann kun i bunnen av berederen.

Slam uttas fra bunnen av berederene.

Fra et uttak noe nede i ytre del av berederen kan kalkoppløsningen pumpes tilbake til indre sylinder i hver av berederne eller doseres til blandkammer før flokkulering. På befaringsdagen ble disse muligheter ikke benyttet.

Lagertanken har samme utforming som berederen. Kalkoppløsningen fra hver av berederne tilføres tanken på toppen. Fra to separate uttak nær bunnen doseres kalkoppløsningen med monopumper til blandkammer før flokkulering og til blandkammer for filtrert vann. Begge doseringer styres av råvannmengdemåler. Dosering før koagulering overstyres i tillegg av surhetsgrad i flokkulert vann mens kalkdosering til renvannet overstyres av renvannets surhetsgrad.

Lagertanken er forsynt med overløp og uttak for slam i bunnen.

5.3.3. Noen sentrale data fra kalkdoseringsanlegget

- Vannbehandlingsanleggets dimensjonerende kapasitet:	45.000 m ³ /d
- Vannmengde gjennom vannbehandlingsanlegget:	1.050 m ³ /h
- Dosert kalkmengde til blandkammer nr. 1:	40,5 kg/h
- Tilført vannmengde til blandkammer nr. 1:	0,54 m ³ /h

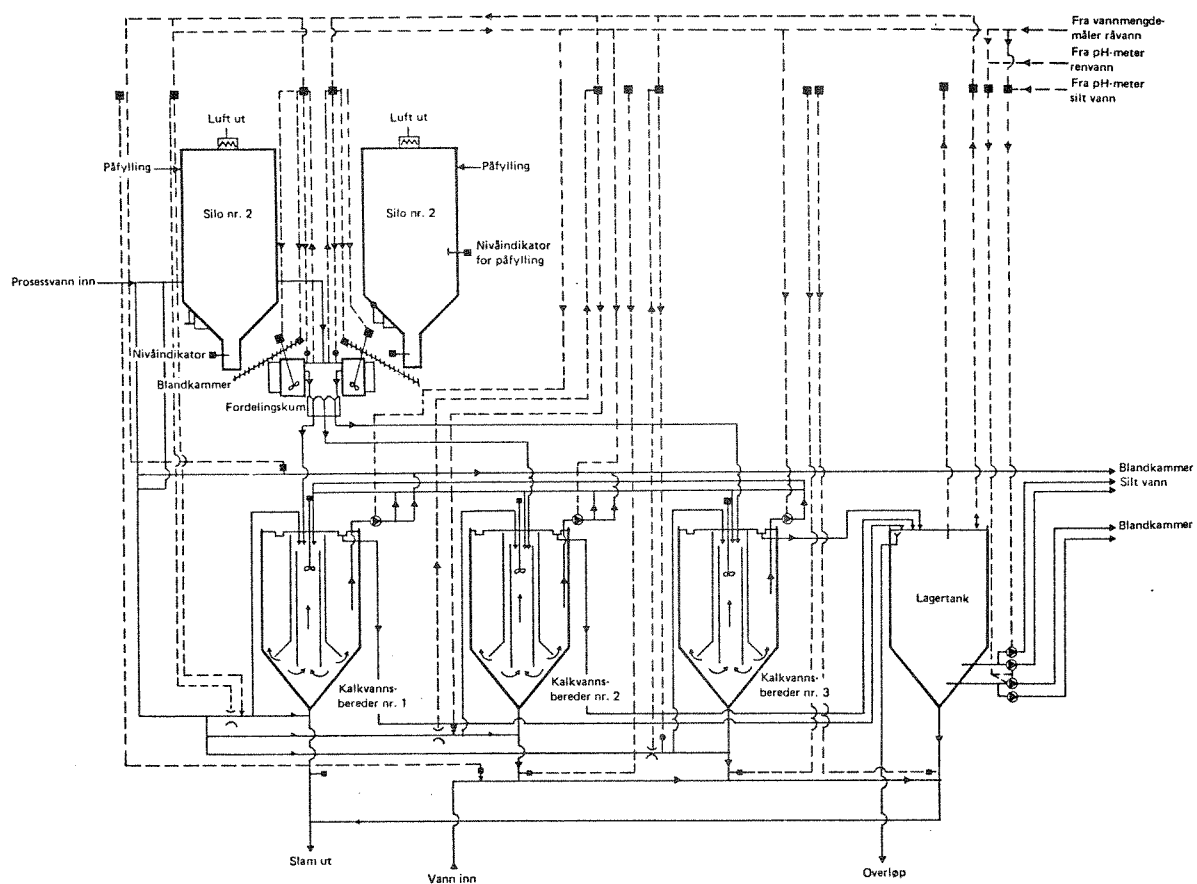
- Kalkkonsentrasjon i blandkammer nr. 1:	75 kg/m ³
- Dosert kalkmengde til blandkammer nr. 2:	0
- Tilført vannmengde til blandkammer nr. 2:	0,24 m ³ /h
- Kalkkonsentrasjon i blandkammer nr. 2:	0
- Kalkkonsentrasjon i fordelingskum:	52 kg/m ³
- Gjennomsnittlig teoretisk kalkkonsentrasjon i de tre berederne og lagertanken (forutsatt ingen kalkslamuttak. P.g.a. sedimentering og kalkslamuttak er den reelle konsentrasjonen lavere):	1,77 kg/m ³
- Dosert kalkoppløsning før felling	9,2 m ³ /h
- Dosert kalkmengde før felling (teoretisk):	16,3 g/m ³
- Dosert kalkoppløsning til renvann:	17,1 m ³ /h
- Dosert kalkmengde til renvann (teoretisk):	28,8 g/m ³
- Surhetsgrad i flokkulert vann:	pH 6,0-6,2
- Surhetsgrad i renvann:	pH 8,0-8,5

5.3.4. Driftserfaringer

Kalkdoseringsanlegget har ikke de vanlige konstruksjonsfeil som en del andre anlegg sliter med. Anlegget har derfor få driftsproblemer. Et oppgitt driftsproblem er at sedimentering forekommer i bunnen av fordelingskummen til kalkberederene. Kummen krever derfor daglig rengjøring.

Andre undersøkelser utført ved anlegget viser svært stabil surhetsgrad i fellingstrinnet, mens surhetsgraden i renvannet varierer en del.

Styringssystemet av doseringene er komplisert med tre forskjellige doseringer. Det syntes imidlertid å fungere tilfredsstillende.



Figur 15. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk B.

5.4. Vannverk C

5.4.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging

Råvannet pumpes fra en noe forurenset stor elv til et eldre fullrenseanlegg. Fullrensingen omfatter tilsetning av aluminiumssulfat, natriumaluminat og vannglass, før vannet gjennomgår flokkulering, sedimentering og filtrering. Vannet tilsettes så hydratkalk og klor og føres til renavnsbasseng og pumpes derfra til forbruker.

5.4.2. Kalkdoseringsanleggets oppbygging

Anlegget består av følgende hovedenheter (se fig. 16):

- kalklager
- 2 sekkeømmere
- 2 innblandingstanker/doseringstanker
- 2 doseringspumper

Vannverket benytter Faxø hydratkalk levert fra Danmark i 25 kg's sekker. Kalklageret er i 2. etg. og vareheis må benyttes for frakt av paller med sekker dit. Lageret har 2 sekketømmere som fører kalken direkte ned i to doseringstanker.

Doseringstankene er av stål og med et volum på ca. 2 m³. Tankene har hurtigomrørere og ledninger for vanntilførsel både i toppen og i bunnen. Fra bunnen av hver av tankene føres kalkopløsningen gjennom en 25 mm jernledning til en 4 hodet dobbelt membradoseringspumpe. Kalkopløsningen pumpes så gjennom en 15 mm PVC-ledning og videre gjennom en 25 mm fleksibel plastledning til dosering i renvannskanalen mellom sandfilter og renvannsbassengene. En antivakum-tank på doseringsledningens trykkside eliminerer mulighetene for undertrykk og hevertvirkning på doseringsledningen.

Doseringspumpene proposjonalstyres i forhold til innkommen vannmengde. Utblanding av kalk skjer vanligvis morgen og kveld. En 25 kg sekk utblandes med ca. 670 liter vann. Utblandingen av en tank foregår mens det doseres fra den andre tanken.

Etter kalkutblanding utspyles doseringsledningen med trykkvann. Doseringsledningen og doseringspumpen utspyles i tillegg automatisk i ca. 30 sekunder hver time.

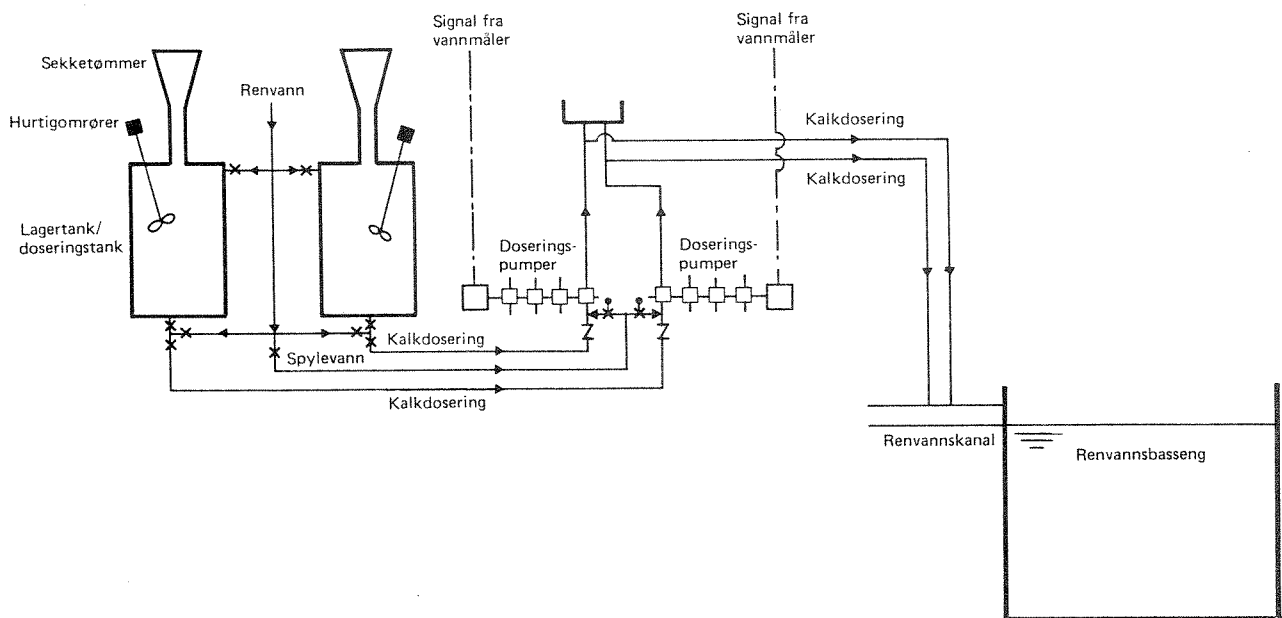
5.4.3. Noen data fra kalkdoseringsanlegget

- Gjennomsnittlig renvannsproduksjon:	227 m ³ /h
- Teoretisk hydratkalkkonsentrasjon i doseringstank og doseringsledning	37,3 kg/m ³
- Gjennomsnittlig dosert kalkopløsningsmengde:	53,5 l/h
- Årsforbruk av kalk:	17600 kg
- Gjennomsnittlig kalkforbruk pr produsent renvannsmengde:	8,7 g/m ³
- Surhetsgrad i råvann:	pH 6,7 - 7,2
- Surhetsgrad i renvann:	pH ca. 8,0

5.4.4. Driftserfaring

Kalkdoseringsanlegget er bygget etter noe foreldede prinsipper og er lite tilfredsstillende prosessteknisk og arbeidsmiljømessig. De forhold ved anlegget en har funnet riktig å trekke fram er disse:

- Import av kalk fra Danmark er av beredskapsmessige grunner utilfredsstillende selv om hydratkalk ikke er et helt essensielt kjemikalie i prosessen. Norsk hydratkalk inneholder imidlertid en del mer uoppløslige bestanddeler og gir større gjentettingsproblemer og har derfor vist seg vanskelig å bruke.
- Frakt av paller med kalk via heis til annen etasje er arbeidskrevende og bør erstattes med bulklevert kalk til silo.
- Lagertankene/doseringstankene er for små og gir for høye konsentrasjoner i tanker og doseringsledninger. Dette fører til gjentettingsproblemer.
- Kalkutblanding direkte i lagertank/doseringstank gir små muligheter for utskilling av uoppløste bestanddeler i kalken.
- Bruk av membrandoseringspumper gir begrenset hydraulisk kapasitet og nødvendiggjør trolig en for høy kalkkonsentrasjon.
- 4 doseringspumper for 4 forskjellige kjemikalier drevet av en felles motor vanskeliggjør en overstyring av kalkdosering etter surhetsgrad.
- Det automatiske spylesystemet for doseringspumpe og doseringsledning er av vesentlig betydning for å unngå gjentettingsproblemer.



Figur 16. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk C.

5.5. Vannverk D

5.5.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging

Vannverket ble satt i drift i 1968 og tar råvann fra ca. 40 meters dyp i en større overflatekilde. Råvannet ledes gjennom 8 sandfiltre og tilsettes klorgass og kalk før det ledes videre inn i renvannsbasseng hvor ammoniakk tilsettes.

5.5.2. Kalkdoseringsanlegget

Kalkdoseringsanlegget har to hovedlinjer som benyttes uavhengig. Disse to linjer drives vekselvis i ca. en måned. Kalkdoseringsanlegget består av følgende hovedenheter (se fig. 17):

- to siloer
- to doserere
- to blandkammere
- to kalkvannsberedere

Det benyttes ulesket kalk som leveres med tankbil direkte til betong-siloene. Siloene har inspeksjonsluke og filter og innvendig pose. Mellom silo og pose føres inn 4 rør hvor luft pumpes inn annenhver time for reduksjon av bro- og kanaldannelse i kalken i siloene.

Kalken doseres med Tomal dosererer til blandkammer/lesker av stål hvor en delstrøm vann tilføres. En hurtigomrører sørger for tilfredsstillende innblanding.

Kalkoppløsningen føres videre via åpne renner til kalkbereder med rektangulær utforming. Berederene er av betong og med et volum på ca. 45 m³. Kalkoppløsning føres sammen med utblandingsvann til en vertikalt plassert sylinder i den ene enden av berederen. En hurtigomrører inne i sylindere sikrer god innblanding. Kalkoppløsningen passerer under en trevegg og blir trukket av via en V-formet utløpsrenne på motsatt side av berederen. Her samles tilsvarende utløpsrenne fra den andre berederen. 2 stk 75 mm PVC-rør fører kalkoppløsningen videre til hvert av innblandingskammerene før renvannsbassengene.

Dosering av kalk og tilførsel av utblandingsvann til blandkammer/lesker og bereder styres av pH-måler plassert i renvannsbassenget.

En Wallace & Tiernan dosererer ble skiftet ut for ca. 5 år siden.

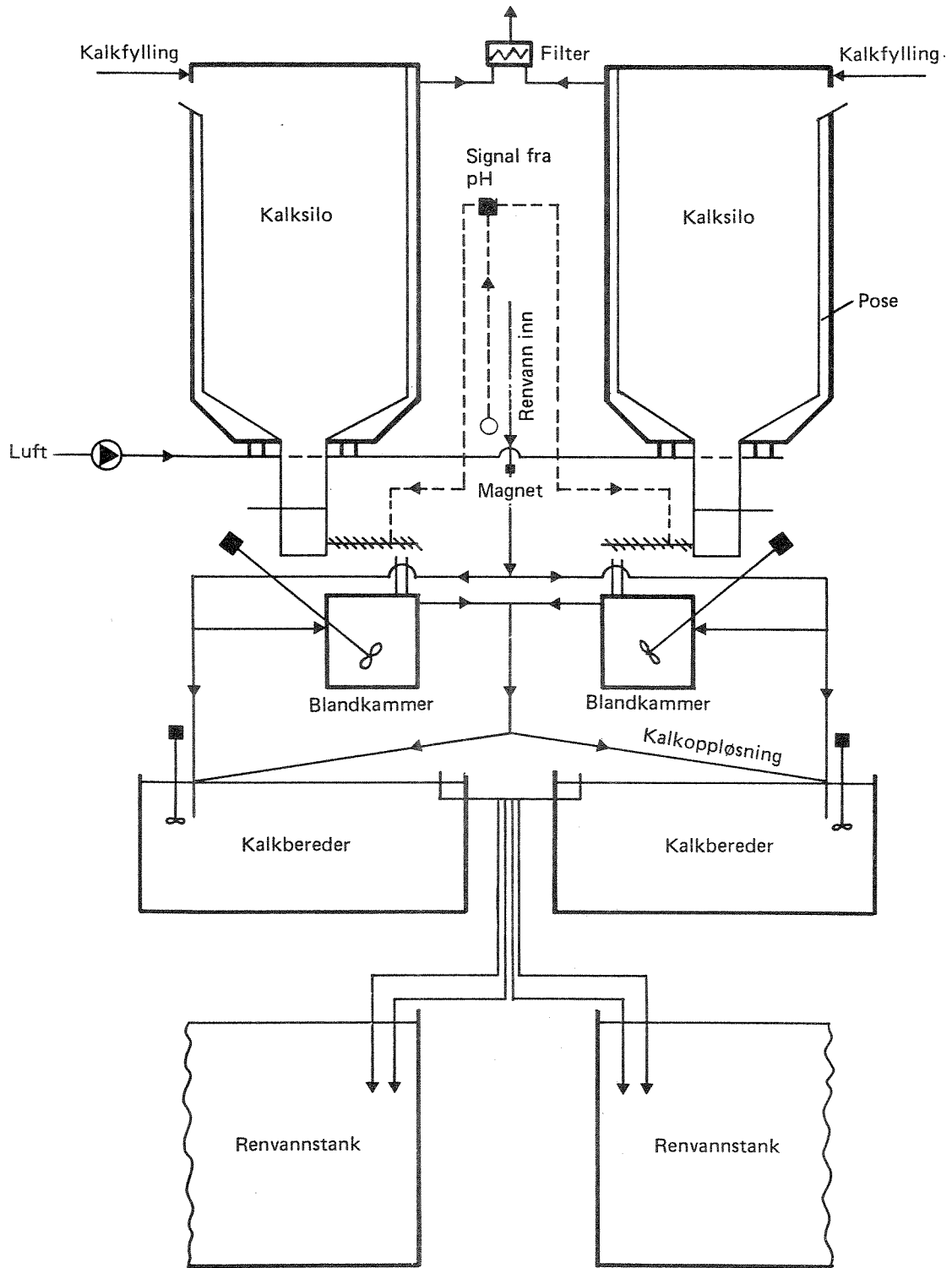
5.5.3. Noen data fra kalkanlegget

- Vannmengde gjennom anlegget:	3.200 m ³ /h
- Dosert kalkmengde:	13,4 kg/h
- Vannmengde til blandkammer/bereder:	20 m ³ /h
- Teoretisk kalkkonsentrasjon i blandkammer/bereder:	670 g/m ³
- Teoretisk dosert kalkmengde pr. vannmengdeenhet gjennom anlegget:	4,2 g/m ³
- Surhetsgrad i råvann:	pH 6,0-6,2
- Surhetsgrad i renvann:	pH 8,0-8,5

5.5.4. Driftserfaring

Anlegget er det eneste av de besøkte som benytter ulesket kalk. I hovedsak fungerer doseringsanlegget tilfredsstillende. Noen forhold er likevel av interesse:

- Kanaldannelse i siloene av betong oppstår selv om pose er installert. Posen blåses annenhver time.
- Kalken erfares mer fuktig ved leveranse på vinteren enn ellers i året.
- Rør for doseringsskruer tetter seg av og til og må stakes opp. P.g.a. forsteining har skruer brutt sammen noen ganger.
- Røret mellom doseringsskruen og blandkammer har tettet seg noen ganger.
- Hver doseringslinje brukes vekselvis annenhver måned. Den utkoblede linje gjennomgår full rengjøring.
- Et slamlag på ca. 10 - 20 cm finnes på bunnen i kalkberederen når den tappes ned før rengjøring. Slamlaget føltes hardere når ulesket kalk ble benyttet.



Figur 17. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk D.

5.6. Vannverk E

5.6.1. Vannbehandlingsanlegget

Vannverket ble bygget i 1969 og tar vann fra flere overflatekilder. Vannbehandlingen omfatter kalkdosering, siling og klorering.

5.6.2. Kalkdoseringsanleggets oppbygging

Kalkdoseringsanlegget er svært enkelt og har kun en linje som består av følgende hovedenheter (se fig. 18):

- Kalklager
- En sekkeømmer/silo
- En doserer/blandkammer
- En doseringspumpe

Det benyttes hydratkalk levert i sekker. Sekkene tømmes enkeltvis ved hjelp av sekkeømmer direkte ned i en mindre stålsilo. For reduksjon av støvproblemer er sekkeømmeren utstyrt med vifte som trekker ut kalkstøvet under tømming. Siloen er videre forsynt med vibrator for å hindre bro- og kanaldannelser i kalken.

En Wallace & Tiernan tørrdoserer med enkel skrue mater ut og doserer kalk direkte ned i et blandkammer hvor også vanntilsetning skjer. Begge tilsetninger skjer i konstant mengde og uavhengig av variasjoner i vannforbruk eller surhetsgrad. Tilsetningen kan imidlertid varieres manuelt. Vanntilførselen til blandkammeret er flotørstyrt av nivået i kammeret og føres gjennom en Polar magnet. Blandkammeret er videre forsynt med hurtigomrører og overløp.

Kalkopløsningen pumpes fra blandkammeret med monopumpe gjennom en 42 mm PEH-ledning til doseringspunkt før siler. Tidligere hadde pumpen en kapasitet på $1,7 \text{ m}^3/\text{h}$. Den lave kapasiteten førte til hyppig gjentetting av doseringsledningen. Pumpen ble derfor erstattet av en ny pumpe med kapasitet på $2,1 \text{ m}^3/\text{h}$. Fortsatt gjentettes doseringsledninger, men nå mer sjelden enn tidligere.

En spylevannspumpe er montert på doseringsledningens trykkside for gjennomspyling av doseringsledningen. Pumpen startes og stoppes manuelt.

5.6.3. Noen data fra kalkdoseringsanlegget

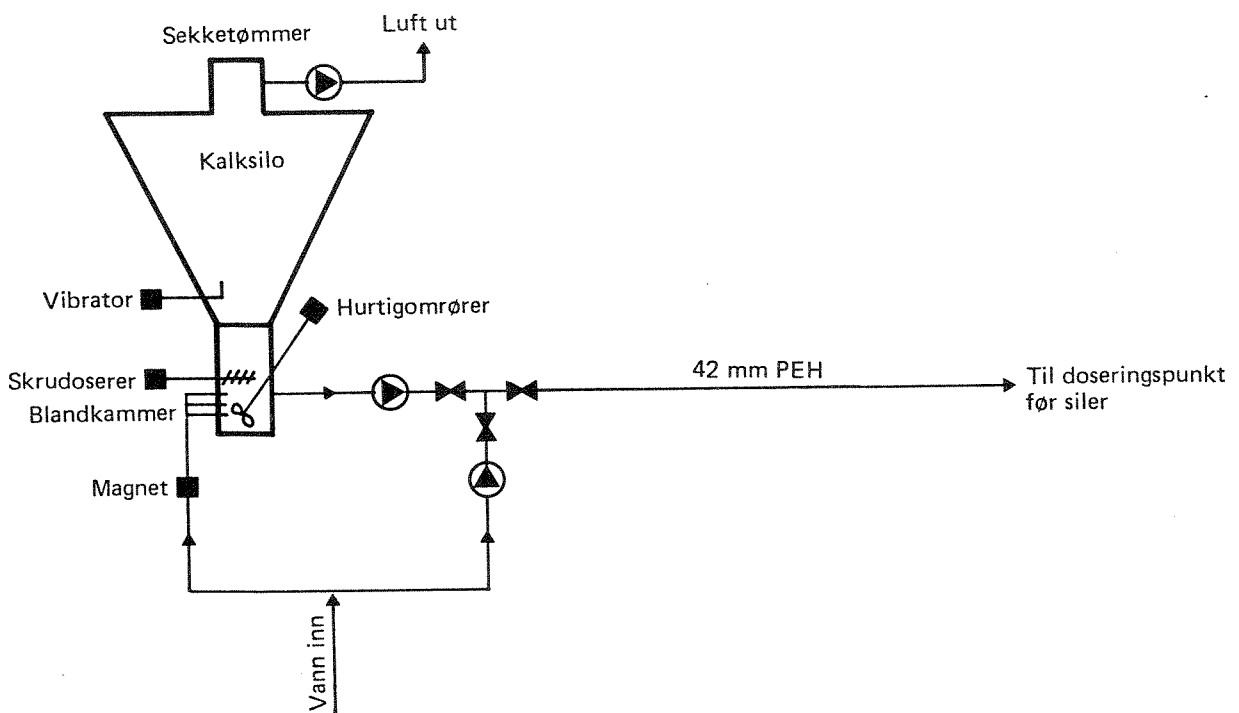
- Årlig gjennomsnittlig vannforbruk:	1.060 m ³ /h
- Årlig kalkforbruk	60 tonn
- Vannmengde gjennom vannbehandlingsanlegget på befaringsdagen:	1.600 m ³ /h
- Dosert kalkmengde på befaringsdagen:	8,65 kg/h
- Vannmengde til blandkammer:	2,1 m ³ /h
- Kalkkonsentrasjon i doseringsledning:	4,1 kg/m ³
- Dosert kalkmengde i renvannsstrøm:	5,4 g/m ³
- Surhetsgrad råvann:	pH 6,3
- Surhetsgrad renvann:	pH 7,1

5.6.4. Driftserfaringer

Kalkdoseringsanlegget er svært enkelt og har flere uheldige prosess-tekniske utforminger som fører til vanskelige driftsforhold. Noen av de forhold en har funnet å trekke fram er følgende:

- Largringen av kalk i sekker og manuell tømning i silo er arbeidsintensiv og gir støvproblemer. Avtrekksvifte reduserer imidlertid støvproblemet noe.
- Plassering av det åpne blandkammeret for hydratkalk/vann like under siloens utmatingszone medfører fuktpåvirkning av kalken og vanskeliggjør dosering. Den enkle doseringsskruen forsterker doseringsproblemet.
- Rester av sekker føres under tømning ned i siloen og skaper problemer for kalkdoseringen.
- Konstantdoseringen av hydratkalkopløsning medfører at variasjoner i vannforbruk vannets og surhetsgrad ikke blir tatt hensyn til.

- Kalkdoseringsanlegget mangler bereder og lagertank. Uoppløste bestanddeler i hydratkalken tilføres derfor renvannet og danner slam i basseng og ledninger.
- Vibratoren installert på siloveggen for å redusere doseringsproblemene har forårsaket store sprekkdannelser i en av siloens sveisesjøter.
- 50 mm doseringsledning av PVC mellom blandkammer og monopumpe tetter seg ca. en gang pr. måned, mens 40 mm doseringsledninger av PEH tetter seg ca. annen hver måned. Hydratkalkkonsentrasjonen i doseringsledninger på ca. 4,1 g/l overstiger løsligheten av hydratkalk i vann.
- Anslagsvis en halv time daglig går med til drift av kalkdoseringsanlegget.



Figur 18. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk E.

5.7. Vannverk F

5.7.1. Vannbehandlingsanleggets oppbygging

Råvannet tas fra et sterkt humusbelastet overflatevann og går gjennom et noe spesielt oppbygget fullrenseanlegg. Prosessen omfatter tilsetning av hydratkalk og aluminiumssulfat før vannet gjennomgår flokkulering, lamellsedimentering, kontinuerlig spylende sandfiltrering, UV-desinfeksjon og kalktilsetning.

5.7.2. Kalkdoseringsanlegget

Kalkdoseringsanlegget består av følgende hovedenheter (se fig. 19):

- En silo
- En doserer
- Et blandkammer
- En kalkvannsbereder
- To lagertanker
- To sett med doseringspumper

Vannverket benytter hydratkalk som leveres fra tankbil direkte i silo. Siloen er av stål og utstyrt med luftfilter, inspeksjonsluke, to nivå-indikatorer og slegge.

En Tomal kalkdoserer med åtte utmatingsskrue og en doseringsskrue fører hydratkalk fra silo til blandkammer hvor vann tilsettes. Blandkammeret er av stål og forsynt med hurtigomrører. Vanntilførsel og kalkdosering styres av nivå i lagertank nr. 1.

Fra blandkammeret føres kalkoppløsningen gjennom en 100 mm PVC-ledning og sentriske inn i en kalkbereder. Berederen er av stål og er kvadratisk og har pyramidisk utformet bunn.

Fra utløpsrenner på toppen av berederen føres kalkoppløsningen gjennom en 110 mm PVC-ledning til lagertank nr. 1. Tanken er av stål og har delvis ensidig skrå og delvis pyramidisk utformet bunn. Fra bunnen av lagertanken og fra et uttak nær toppen av kalkberederen pumpe kalkoppløsningen med to monopumper inn på tilførselsledningen før

flokkulering. Før monopumpene er doseringsledninger av 75 og 90 mm PVC, mens etter pumpene benyttes en 90 mm PEH-ledning. Monopumpene proposjonalstyres av vannmengde og overstyres av surhetsgraden i flokkuleringskammeret.

Fra bunnen av lagertank nr. 1 pumpes kalkslam tilbake til toppen av kalkberederen. Det benyttes monopumpe med 75 mm PVC-ledning på sugesiden og 63 mm PVC-ledning på trykksiden. Tilbakepumpingen styres av nivået i lagertank nr. 1 og skjer bare når kalkdoseringen er ute av drift. Ca. 14 m³ slam pr. time returpumpes.

Slam fra bunnen av lagertank nr. 1 føres til avløp via en 110 mm PVC-ledning. En ventil på ledningen åpnes manuelt ca. en gang pr. uke.

Fra et uttak nær toppen av berederen overføres kalkoppløsning til lagertank nr. 2. Denne tanken er også av stål og er rektangulær utformet med skrå bunn. En pneumatisk styrt ventil på innløpsledningen styres av nivå i lagertanken og regulerer tilførselen av kalkoppløsning.

Fra et uttak nær toppen av lagertank nr 2 pumpes kalkoppløsning inn på renvannet. Pumpingen skjer med to parallelle monopumper og styres av vannmengde gjennom anlegget. På pumpens sugeside benyttes en 40 mm PVC-ledning og på trykksiden 32 mm PEH.

Slam tappes ut fra lagertank nr. 2 via en 110 mm PVC-ledning og føres til avløp. Slamuttaket styres av en pneumatisk ventil som åpnes ca. 12 sekunder hver 5. time.

Utløpsledningen for slam tilføres kontinuerlig en viss vannmengde for å hindre gjentetting.

5.7.3. Noen data fra kalkdoseringsanlegget

- Arlig vannforbruk:	2,2 mill m ³
- Arlig kalkforbruk:	110 tonn
- Hydraulisk belastning:	250 m ³ /h

Tabell forts.:

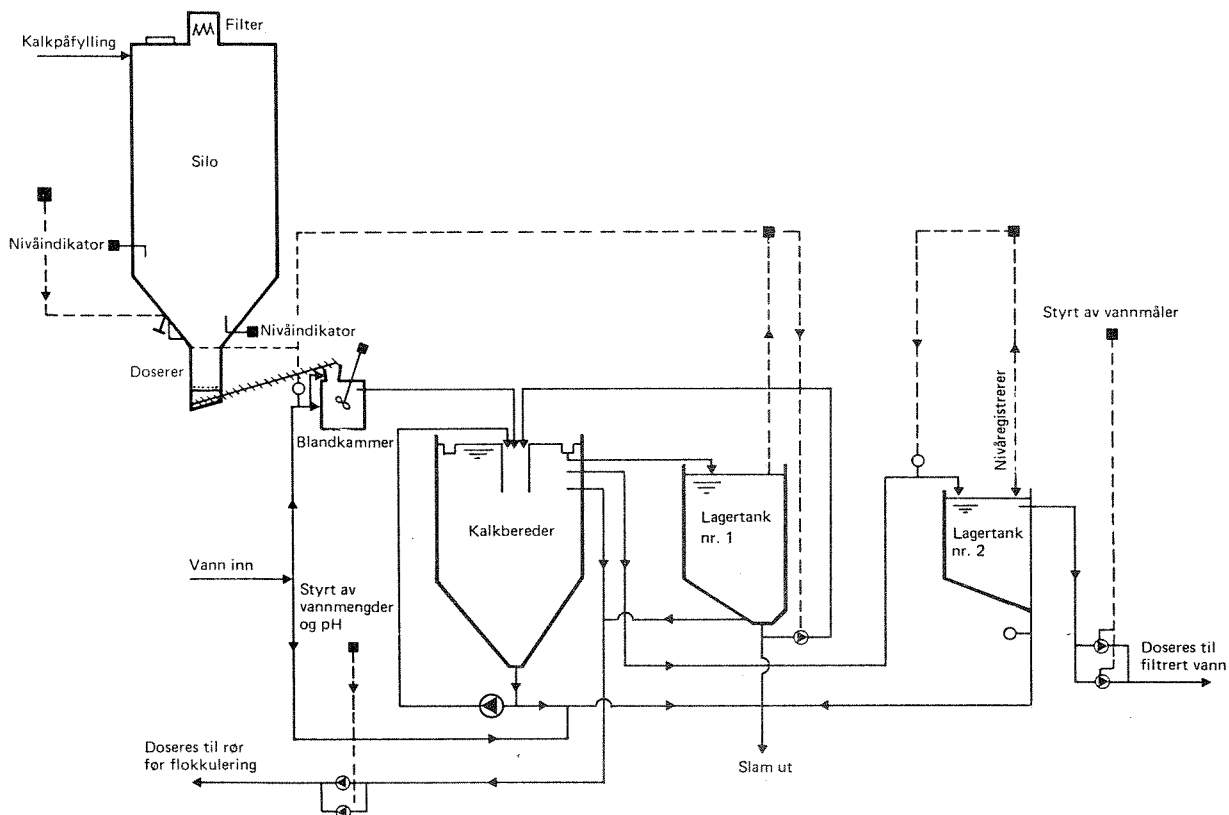
- Tilført kalkmengde til blandkammer når doseringsskrue er i drift:	17,5 kg/h
- Tilført vannmengde til blandkammer når doseringsskrue er i drift:	16 m ³ /h
- Hydratkalkkonsentrasjon i blandtank:	1,1 kg/m ³
- Dosert kalkoppløsning til renavann:	5 - 7 m ³ /h
- Forbruk av kalk pr. produsert vannmengde	51 g/m ³
- Surhetsgrad i råvann:	pH 4,9-5,2
- Surhetsgrad i renavann:	pH 8,0-8,5

5.7.4. Driftserfaring

Kalkdoseringsanlegget synes i dag i hovedsak å fungere tilfredsstillende. Det er ikke oppgitt nevneverdige problemer med silo, doserer, blandkammer, kalkbereder, lagertanker eller pumper. Siden driftsstart er imidlertid en del endringer foretatt.

- Tidligere ble kalkoppløsning dosert direkte fra lagertank nr. 1. For høyt partikkelinnhold i kalkoppløsningen i denne tanken medførte at turbiditeten økte i renavannet fra ca. 0,2 til mellom 0,4 og 0,8 NTU etter dosering. Installasjon av lagertank nr. 2 og dosering av kalkoppløsning til renavann herfra reduserte turbiditetsøkningen i renavannet.
- Returpumping av kalkslam fra kalkbereder og lagertank tilbake til bereder har ført til en reduksjon av kalkforbruket på ca. 25 %.
- Det erfares beleggdannelser i noen grad i doseringsledninger og da særlig i bend og innsnevring. Doseringsledninger rengjøres derfor ca. annenhver måned. Bruk av fleksible ledninger uten skarpe bend og innsnevring erfares å gi minst gjentettinsproblemer.
- Doseringpunkt for hydratkalk i blandkammeret gjentettes lett og rengjøres derfor daglig. For å redusere problemet dusjes doseringsstedet med en liten delstrøm vann. Selve blandkammeret rengjøres kun to ganger pr. år.

- Anslagsvis 0,5 time medgår gjennomsnittlig pr. dag til drift og vedlikehold av kalkdoseringsanlegget.



Figur 19. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk F.

5.8. Vannverk G

5.8.1. Oppbygging av vannbehandlingsanlegget

Råvannet tas fra 6 eller 30 meters dyp i en sterkt forurenset innsjø og pumpes opp til et fullrenseanlegg. Anlegget har to separate hovedlinjer. Den ene omfatter tilsetning av aluminiumsulfat, flokkulering, flotasjon og sandfiltrering. Den andre omfatter tilsetning av fellingskjemikalier, flokkulering, sedimentering og sandfiltrering. I felles overløpskum etter sandfiltrering tilsettes klor og hydratkalk før vannet ledes via 3 renvannsbasseng til forbruker.

5.8.2. Kalkdoseringsanlegget

Kalkdoseringsanlegget består av disse hovedenheter (se figur 20):

- en silo
- en kalkdoserer
- et blandkammer
- to kalkvannsberedere
- en lagertank
- to doseringspumper
- en innblandingstank

Kalken lagres i en 40 m³ stålsilo som fylles direkte fra tankbil. Siloen er på toppen forsynt med et luftfilter med vibrator av type Airmaster for rensing av fortrenget luft under påfylling. Utløpsrøret fra filteret er ikke ført til friluft, men munner ut i samme rom som filteret er plassert.

Siloen er på toppen forsynt med nedstignings- og inspeksjonsluke. Videre er det 3 nivåindikatorer montert som angir nivå for full tank, bestilling av kalk og manglende tilførsel til utmatingsskruer. Den ned-erste indikatoren er foriglet til en slegge som automatisk settes i funksjon ved dårlig kalktilførsel. Tellere som angir antall timer og antall slag slegga har vært i funksjon er i tillegg montert.

En Tomal tørrdoserer med 8 utmatingsskruer og en doseringsskrue fører kalken fra silo til blandkammer. Utmatingsskruene er foriglet til hovedvannpumper og overstyres av nivået i lagertanken. Utmatings- skruene og dermed kalktilførsel kan også manuelt justeres. Prosess- vann føres fra vannverkets hydroforanlegg via magnet til blandkam- mer. En hurtigomrører sørger for god blanding av kalk- og vann og reduserer sedimentering og beleggdannelse i tanken. Vanntilførselen styres av hovedvannpumpene og overstyres av nivået i lagertanken. Også vanntilførselen kan manuelt reguleres.

Fra blandkammeret føres kalkoppløsningen via en V-formet renne til to kalkberedere. Kalkberederene er av betong med pyramidisk utformet bunn. To vertikalt plasserte sylindere i hver av berederne styrer

væskestrømmen. Kalkoppløsningen tilføres i sentrum av indre sylinder. En omrører her sørger for en oppadrettet væskestrøm. Kalkoppløsningen har en nedadrettet strøm i ytre sylinder og en oppadrettet strøm utenfor ytre sylinder. Kalkoppløsningen trekkes av via V-formede overløpsrenner på toppen av berederene og føres videre til lagertank.

Lagertanken er av betong med skrå bunn. En nivåindikator i tanken overstyrer tilsetting av kalk og vann til blandkammer.

Bunnfelt kalkslam fra kalkvannsberederne og lagertank pumpes ut med en felles monopumpe til et fordrøyningsmagasin og slippes deretter ut til kloakk.

Fra lagertanken pumpes kalkoppløsningen med to Netzsch monopumper over til en innblandingstank og blandes i vannet fra sandfiltrene. Før pumpene er overføringsledninger en 100 mm PVC-ledning. Etter pumpene benyttes to 63 mm PEH-ledninger som går over i to 50 mm stålledninger noen få meter før innblandingstanken. De to parallelle ledningene benyttes vekselvis.

Fra innblandingstanken føres renvannet med tre separate ledninger til tre renvannstanker. I renvannstank nr. 1 uttas en vannstrøm og føres til en Siemens kontinuerlig registrerende pH elektrode som overstyrer dosering av kalkoppløsning. Separate pH-elektroder er i tillegg montert på flotører inne i vernerør i renvannsbasseng nr. 1 og nr. 2.

a) Noen data fra vannverket

-	Hydraulisk belastning:	1.300 m ³ /h
-	Gjennomsnittelig vannforbruk de 3 siste måneder:	700 m ³ /h
-	Dosert kalkmengde til blandkammer:	20 kg/h
-	Tilført vannmengde til blandkammer:	12 m ³ /h
-	Konsentrasjon av kalk i blandkammer og bereder (teoretisk):	1,67 kg/m ³
-	Forbruk av kalk pr. produsert vannmengde:	15,4 g/m ³

- Beregnet gjennomsnittsförbruk av kalk
pr. produsert vannmengde de tre siste
månedder: 18,3 g/m³
- Surhetsgrad i filtrert vann pH 6,1 - 6,2
- Surhetsgrad i renvann: pH 8,0 - 8,5

5.8.3. Driftserfaringer

Før utbygging av flotasjonsanlegget ble en annen silo med en Wallace & Tiernan tørrdoserer benyttet. Dosereren hadde kun en utmatingskrue plassert rett over et åpent blandkammer. Fra blandkammeret ble den doserte løsning ført med gravitasjon direkte til renvannstanken.

Dette anlegget hadde en rekke driftsproblemer. Noen av disse var:

- Brodannelser i silo som førte til vanskeligheter med utmating av kalk.
- Vibrator på silo resulterte i at kalk "rant" ukontrollert gjennom skrue til blandkammer.
- Fuktighet i siloens utmatingszone ble forsøkt løst ved installasjon av varmeelement i dosereren. Den økte temperaturen førte imidlertid til problemer for gummiforingen i dosereren.
- Ledningene mellom blandkammer og renvannstank gikk ofte tett.
- Slam ble akkumulert i renvannsbassenget.

5.8.4. Nåværende kalkanlegg

Nåværende kalkanlegg har også hatt noen mindre ombygginger. Ledningene fra kalkopløsningstank til innblandingstank var tidligere 32 mm PVC-rør. Gjentettingsproblemer og høye trykk i ledningene førte til at de ble erstattet med 40 mm PVC-rør. Disse fungerte heller ikke helt tilfredsstillende og ble igjen skiftet ut til 63 mm PEH-rør.

Diffusoren i innblandingstanken er også erstattet med en diffusor med 32 hull á 11 mm og et rør med tilkoblet gummislange ytterst.

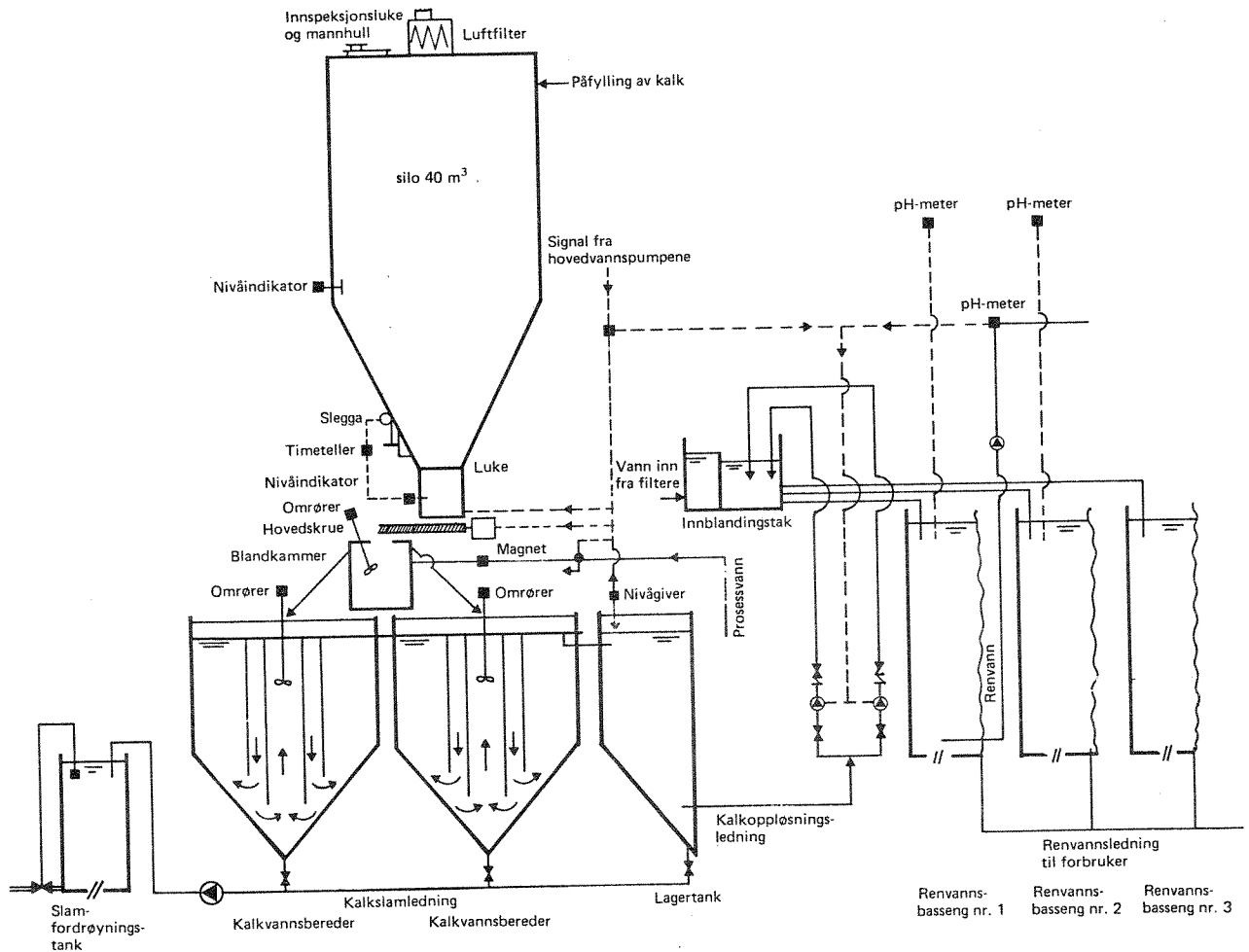
5.8.5. Drift ved nåværende kalkanlegg

Nåværende kalkanlegg synes å fungere tilfredsstillende. Dette skyldes delvis de ombygginger som er utført og delvis den systematiske drift som foregår. Noen av de driftsrutiner en anser som viktig er disse:

- Daglig skraping av skråflater i kalkvannsberederne og utpumping av akkumulert slam i bunnen.
- Ukentlig skraping av vegger i kalkvannsberedere og utpumping av slam i bunnen av kalkoppløsningstank.
- Rengjøring av blandkammer og renne mellom blandkammer og kalkbereder.
- Kalibrering og rengjøring av pH-elektroder.

Utelating av den periodevise rengjøring av kalkvannsberederen og kalkoppløsningstank resulterer i at partikulært materiale føres over i renvannsbassengene. Dette gir bl.a. markert utslag i renvannets turbiditet.

En regner at det medgår i gjennomsnitt ca. en halv time daglig til driften av kalkdoseringsanlegget.



Figur 20. Flytskjema. Kalkdoseringsanlegg for vannverk G.

5.9. Samlet vurdering av anleggene

De syv besøkte kalkdoseringsanleggene er svært forskjellig oppbygget. Ved de enkleste anlegg tømmes kalk manuelt i silo og doseres til blandtank. Kalkoppløsningen doseres så direkte til renvannet.

Ved det mest avanserte anlegget går kalken gjennom en rekke trinn før dosering. Hele prosessen styres og overvåkes ved hjelp av EDB.

De forskjellige anleggsutformingene gir flere interessante driftserfaringer. I stor grad er driftsproblemene knyttet til anleggsutformingene.

5.9.1. Kalksilo/kalklager

Lagring av kalk i små sekker og tømning av disse med sekketømmer til en mindre silo skjer ved to anlegg. Metoden er arbeidskrevende og gir store støvproblemer. Installering av avtrekksvifte reduserer støvproblemet noe, men er ingen fullgod løsning. Papirrester fra sekker har i tillegg lett for å følge med kalken og tilstoppe doseringsskruer.

Lagring av kalk i små sekker og manuell tømning til silo er en dårlig løsning og bør kun benyttes ved mindre anlegg der installasjon av silo ikke kan forsvares av økonomiske eller andre spesielle grunner.

Betongsiloer synes å gi flere problemer enn siloer av f.eks. stål. Bruk av slegge eller vibrator for reduksjon av bro- og kanaldannelser eller heft langs veggene er selvsagt vanskelig for denne silotypen. Pose inne i betongsiloen og periodevis innpumping av luft mellom pose og silo benyttes ved en av siloene. Ovennevnte problemer reduseres noe, men noen fullgod løsning oppnås ikke.

Vibratorplater er under installering ved en betongsilo, men foreløpig har en ingen erfaring med effekten av denne installasjonen.

Stålsiloer er mest benyttet og synes å gi færrest problemer. For å unngå fuktproblemer i kalken og lette doseringen bør siloen innebygges i et isolert og oppvarmet rom.

Alle bulkfylte siloer er utstyrt med luftfilter på toppen for rensing av luft under påfylling. En del kalkstøv passerer luftfilteret så utløpskanalen bør fortrinnsvis føres til friluft.

For kontroll av lufttrykket inne i siloen under fylling bør det på toppen av siloen monteres manometer.

Selv ved de beste siloutforminger forekommer av og til kanal- og brodannelser. Staking er da nødvendig. Inspeksjonsslukene på toppen av siloene bør derfor også kunne benyttes til staking av kalken.

Vinkelen mellom horisontalplanet og den konisk eller pyramidisk utformede bunndelen bør overstige 60° for å redusere kanaldannelser i kalken. Videre bør utmatingsarealet være over et visst minimum. En eksakt størrelse er vanskelig å angi, men et anslag er minimum 40 x 40 cm.

Bruk av slegge eller hammer synes nødvendig for reduksjon av heft langs veggene i siloen eller bro- og kanaldannelser i kalken. Slegge montert i siloens bunndel styrt av nivåindikator i utmatingssonen benyttes ved flere anlegg og fungerer tilfredsstillende.

5.9.2. Doseringsutrustning/blandkammer

Flere av doseringsanleggene fungerte tidligere dårlig og er erstattet av bedre utstyr. Felles for flere av de utskiftede dosere er:

- Lite utmatingsareal som ga bro- og kanaldannelser i silo.
- Enkel doseringsskrue med utmating bare over en liten del av utmatingsarealet.
- Åpent blandkammer for kalk/vann plassert direkte under doseringsskruen.
De doseringsutrustningene som fungerer mest tilfredsstillende har en del fellestrekk:
- Flere utmatingsskruer (8 stk) er fordelt over hele utmatingsarealet. Skruene fører kalk til en separat doseringsskrue som leder kalken videre horisontalt eller i ca $0 - 30^{\circ}$ oppover til blandkammer. Hele doseringsutstyret innelukkes for reduksjon av luft- og fuktighetspåvirkning i utmatingssonen og i siloen forøvrig.
- Blandkammeret plasseres et stykke i horisontal avstand (mer enn 1 - 2 meter) fra doseringsutrustning for reduksjon av fuktighetspåvirkning i dosereren og siloen.
- Doseringssonen av kalk i blandkammer dusjes med en liten vannstrøm for reduksjon av beleggannelser av kalk og mulig tilstopping av kalktilførselen.

- Blandkammeret forsynes med hurtigomrører for effektiv blanding av kalk og vann og for å unngå sedimentering.

5.9.3. Kalkberedere og lagertank

Ved noen anlegg er kalkbereder og lagertank sløyfet. Kalkoppløsningen doseres direkte fra blandkammer til renvannsstrømmen. Utformingen gir dårlig utnyttelse av kalken og medfører slamansamlinger i renvannsbasseng og/eller renvannsledning. Et kalkdoseringsanlegg bør alltid inkludere kalkbereder og lagertank.

Kalkberederne er laget av stål eller mest vanlig av betong med pyramidisk utformet bunn. Systemet med to vertikale sylindere inne i hverandre sentrisk plassert i berederen benyttes ved flere anlegg og synes å fungere tilfredsstillende. Kalkoppløsning og eventuelt utblandingsvann tilføres i innerste sylinder. Hurtigomrøreren i denne sylinderen forårsaker god innblanding. Sylinderne reduserer mulighet for kortslutningsstrømmer og gir samtidig roligere strømningsforhold nær utløpsrennene.

Ett av anleggene har imidlertid erstattet dette systemet med kontinuerlig tilbakepumping av oppsamlet kalkslam fra bunnen av berederen og til innløpet. Med jevne mellomrom føres slam til avløp. Systemet hevdes å gi svært god utnyttelse av kalken.

Ett av anleggene har mulighet for tilførsel av en delvannstrøm til bunnen av berederne. En viss turbulens og oppadrettet strøm oppnås nederst i den pyramidisk utformede bunndelen. Bare de tyngste uoppløste kalkpartiklene har mulighet for å sedimentere. Med jevne mellomrom stoppes vanntilførselen og sedimenterbart materiale føres til avløp. En svært god kalkutnyttelse oppnås trolig ved dette systemet.

Kalkoppløsning uttas midt nede i kalkberederene fra ett av anleggene og tilbakeføres delvis til innløpet til berederen og "grovdoseres" delvis før fellingstrinnet. En etterjustering av surhetsgraden før felling med kalkoppløsning fra lagertank foretas i tillegg. Kravet til kalkoppløsningens partikkelinnhold for dosering før fellingstrinnet er vesentlig mindre enn ved dosering til renvann. Opplegget gir en

reduisert belastning både i utløpsdelen av berederen og i lagertanken og synes interessant. Doseringsutrustningen er mer komplisert, men jevn surhetsgrad oppnås likevel.

Kalkberederne krever en del tilsyn. Belegg på vegger, renner m.v. må jevnlig skrapes vekk. Adkomst for dette arbeidet er tilfredsstillende for de fleste beredere. Kalkkonsentrasjoner i berederen har selvsagt stor betydning for beleggdannelsen og bør holdes noe under oppløsligheten for kalk i vann.

Ett av anleggene har tre beredere som kan drives i parallell eller i serie eller i kombinasjon. Systemet har flere fordeler, men 3 beredere vurderes trolig for kostbart for de fleste anlegg. En overløpskasse med 3 V-overløp er montert mellom blandkammer og berederne for fordeling av kalkoppløsning til de tre berederene. Kalkoppløsningen fra blandkammeret er ca. 5 % og har m.a.o betydelig innhold av suspenderte partikler. For best mulig fordeling til de tre berederne kreves rolige strømningsforhold nær overløpene. Ved overmettet løsning unngås ikke slamdannelser i overløpet. Daglig rengjøring av overløpskassa er derfor nødvendig.

Lagertankene for kalkoppløsning gir få problemer ved de besøkte anlegg. De har enten skrå eller pyramidisk utformet bunn med slamuttak fra bunnen. Innløpet plasseres vanligvis i toppen av tankene og uttakene plasseres i flere dybder.

Ett anlegg erfarte tidligere for høy turbiditet i renvannet forårsaket av for høyt partikkelinnhold i kalkoppløsningen. Ved dette anlegget ble en ny tank installert og drevet parallelt med den eksisterende. Renvannets turbiditet gikk betydelig ned ved denne endring.

5.9.4. Doserspumper/doseringsledninger

Bortsett fra ett anlegg benyttes monopumper for dosering av kalkoppløsning. Monopumper benyttes også for annen pumping av kalkoppløsning og slam. Pumpene har stor hydraulisk kapasitet som muliggjør lav konsentrasjon av kalkoppløsning. Pumpene synes å være driftssikre.

Ved ett anlegg benyttes en dobbelt membradoseringspumpe. Pumpen har liten hydraulisk kapasitet som nødvendiggjør høy konsentrasjon av kalkoppløsning. Dette resulterer i hyppig gjentetting av doseringspumpe og doseringsledning. For å redusere problemet gjennomspyles pumpen og doseringsledning automatisk hver time med renvann.

Ved anlegg hvor dosering skjer direkte fra blandtank til renvann erfares også noe hyppig gjentetting. Uoppløslige stoffer i kalken får ikke mulighet til avskilling før innpumping i doseringsledning.

Det er særlig i bend og innsnevringar i doseringsledninger beleggdannelser vesentlig oppstår. Doseringsledningene bør derfor være fleksible uten skarpe bend eller innsnevringar. De bør være kortest mulig og gjerne gjennomiktig slik at begynnende beleggdannelser tidlig kan oppdages. Ledningen kan da slås på slik at belegget avskalles.

Lav kalkkonsentrasjon og høye vannhastigheter i doseringsledningen er selvsagt viktig for å unngå beleggdannelser og gjentetting av ledningene.

5.9.5. Driftsinnsats

Alle kalkanlegg krever en viss daglig driftsinnsats. Ved flere av anleggene regnes 30 minutter daglig å være nødvendig.

5.9.6. Forbruk av kalk

De besøkte anlegg har svært forskjellig forbruk av kalk. Ved anlegg D som benytter ulesket kalk til alkalisering er forbruket på 4,2 g pr. produsert vannmengde i m^3 . Ved de andre enkle vannbehandlingsanlegg (uten fullrensing) er forbruket i området 5,1-5,3 g/m^3 . De to fullrenseanlegg som tilsetter hydratkalk kun til renvannet har et forbruk på ca. 8,7 og 15,4 g/m^3 , mens de to fullrenseanlegg som i tillegg benytter hydratkalk i flokkuleringstrinnet har et forbruk på 46,6 og 51 g/m^3 .

Det understrekes at disse verdier er øyeblikksverdier og kan derfor variere betydelig over tid.

Tabell 1. Noen sentrale data fra de besøkte anlegg.

Anlegg	A	B	C	D	E	F	G
Hydraulisk belastning i m ³ /h	2000	1050	227	3200	1060	250	1300
Årlig kalkforbruk i kg	-		17600	-	60000	-	-
Kalkkons. i blandkammer i kg/m ³	11	75	-	-	4,1	1,1	1,67
Kalkkons. i bereder i g/m ³	-	1770	37500	670	-	-	1670
Kalkkons. i lagertank og dosering i g/m ³	-	1770	-	-	-	-	1670
Forbruk av kalk til fellings-trinnet i g/m ³	-	16,3	-	-	-	-	-
Forbruk av kalk til alk. i g/m ³	5	28,8	8,7	4,2	5,4	-	-
Tot. forbruk av kalk i g/m ³	5	45,1	8,7	4,2	5,4	51	15,4
Surhetsgrad i råvannet	6,2-6,4	6-7,2	6,7-7,2	6,0-6,2	6,3	4,9-5,2	6,1-6,2
Surhetsgrad i renvannet	7,0-7,4	8-8,5	ca. 8,0	8,0-8,5	7,1	8-8,5	8

6. ANBEFALINGER FOR KONSTRUKSJON, DRIFT OG VEDLIKEHOLD AV KALKINGSANLEGG VED SETTEFISKANLEGG

Kjell Maroni og Jens Arne Ohren (NIVA)

6.1. Metodevalg

Basert på den foregående kjemiske, biologiske og tekniske gjennomgangen av dagens erfaringer med nøytralisering av vann fremgår det at bruk av kalk (som kalsiumkarbonat (CaCO_3)) eller tilsetning av bakteriefritt sjøvann er de to mest aktuelle metodene for nøytralisering av vann til settefiskanlegg. Kalsiumkarbonat bør av flere årsaker benyttes fremfor hydratkalk. Dette prosjektet har bare i liten grad sett på nøytralisering av surt vann ved sjøvannstilsetning, fordi dette behandles utførlig i BPs Vannbehandlingsprosjekt. Ved bruk av kalk kan det være aktuelt å kalke hele vannkilden, spesielt hvis vannets oppholdstid i vannkilden er lang (over 3-4 måneder). Teknikker som kan benyttes for dette er beskrevet i "Håndbok for kalking av surt vann", (Kalkingsprosjektet 1985). I det følgende blir det derfor fokusert på kalkdosering direkte i inntaksvannet. Dette er det mest aktuelle alternativ der hvor sjøvann ikke er tilgjengelig eller sjøvann ikke ønskes benyttet på grunn av faren for vibriose.

6.2. Doseringssystem for kalk

Tørrdosering av kalk er forsøkt ved forsøksstasjon i Matre (kap. 4), med følgende erfaringer:

- problematisk å unngå at kalken trekker til seg fuktighet og klumper seg
- sedimentering av uløst kalk i bassenger og ledninger
- vanskelig å holde stabil pH
- støvproblem ved påfylling av kalk.

Basert på disse problemene, som ikke synes oppveid av positive erfaringer, anbefales ikke av tørrdosering av kalk. Dosering av hydratkalk benyttes også ved flere norske vannverk (se kap. 5). Utformingen av doseringsanleggene er svært varierende. Ved de enkleste

dosereres hydratkalk til blandkammer og utblandes med vann. Kalkoppløsningen doseres så direkte til inntaksvannet. Ved de mer kompliserte anlegg føres kalken gjennom beredere og lagertank før dosering. Noen av de vanligste problemene er:

- Støv under påfylling av hydratkalk. Problemet er særlig stort ved påfylling fra sekker.
- Heft av kalk langs vegger og bro- og kanaldannelser i kalken i silo.
- Vanskeligheter med utmatning av kalk til blandkammer (hvor kalk blandes med vann).
- Beleggdannelser og sedimentering av kalkoppløsning i blandkammer, bereder og lagertank for kalkoppløsning.
- Utfelling, sedimentering og igjentetting av ledninger og doseringspumper.
- Vanskeligheter med styring av dosering etter surhetsgrad.
- Økt partikkelinnhold i renvannet og i noen tilfeller sedimentering av slam i renvannsbasseng og renvannsledninger.
- Nødvendig utstyr er svært kostbart.

Selv om kostnadene ved forbruk av hydratkalk er lave er vanskelighetene ved doseringen mange. Flere av disse problemene kan unngås ved gjennomtenkt utforming av anleggene.

Av årsaker som er nevnt i kapittel 3 anbefales ikke bruk av hydratkalk i oppdrettsanlegg. Bruk av kalkslurry der sjøvann ikke er tilgjengelig. Kalkslurry som er aktuell i denne sammenheng er finknust (mer enn 50 % av partiklene er mindre enn 2 μm) marmor (CaCO_3) dispergert i vann.

Tidligere forsøk med kalkslurry fra Hustadmarmor har vist at med slurrytypene H30, H60 og H90 holder partiklene seg i suspensjon til de løses, uansett vannets hastighet og turbulensforhold. Slurry var det eneste middelet av de som ble testet (kalksteinsmel, konverteringskalk, mese, skjellsand, dolomittmel og kalkslurry) som løste seg så raskt at det anses som velegnet til bruk i et doseringsanlegg (Hongve, 1982).

Doseringen av kalkslurry kan i prinsippet gjøres på 2 måter:

- dosering av konsentrert kalkslurry (ca. 70 % CaCO_3 i vann)
- dosering av kalkslurry som er fortynnet til en lavere konsentrasjon, manuelt eller automatisk.

De anleggene NIVA har vært i kontakt med i forbindelse med dette prosjektet har gitt opplysninger om fortynning av slurryen og oppholdstid mellom gitt doseringspunkt og fiskekarene som vist i tabell 2. Den generelle oppfatningen er at det er enklere å få til en nøyaktig dosering når slurryen fortynnes.

Tabell 2. Driftsdata fra noen settefiskanlegg som benytter kalkslurry som nøytraliseringsmiddel.

Nr. Anlegg	Fortynning før dosering	Oppholdstid fra dosering til fisk
1. Gjølanger fisk A/S	1:200	ca. 20 minutter
2. BPs vannbehandlingsprosjekt	1:1	få minutter
3. Bygland fiskeanlegg	1:350	ca. 12 timer
4. Ask dambruk	1:4	få minutter

Ingen av anleggene hadde opplevd problemer med utfelling av partikler etter doseringen av kalkslurry, selv om det i ett anlegg (Bygland) var observert noe blakket vann etter nøytralisering og $\frac{1}{2}$ døgn oppholdstid. Dette problemet skyldes antakelig spesielle forhold, og

vil bli undersøkt nærmere. Oppfatningene om muligheten for problemer ved overdosering av kalkslurry (som CaCO_3) er delte, men det er lite trolig at det er mulig å drepe "stor" fisk ved overdosering. Under plommesekk- og startfóringsfasen bør det imidlertid utvises stor forsiktighet på grunn av faren for gjellebetennelse ved irritasjon av gjellene.

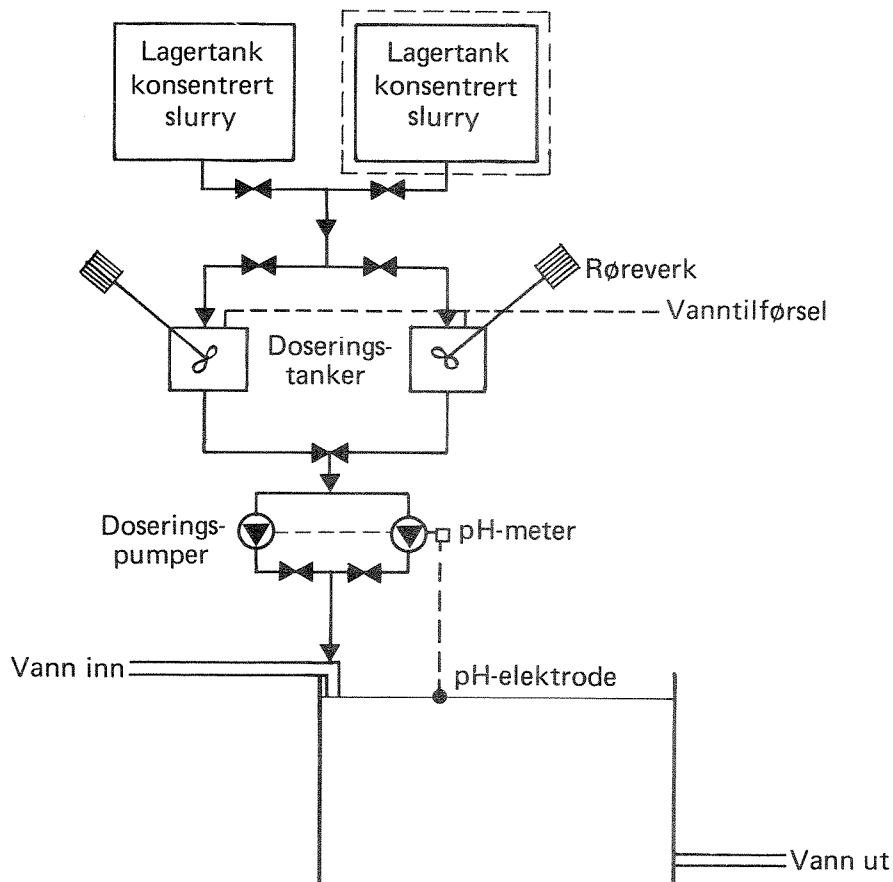
Ingen av anleggene hadde registrert særlige problemer med doseringsutstyret, bortsett fra noen tilfeller av tilstopping ved selve doseringsslangen. Dette problemet kan unngås ved å sørge for at doseringsslangen gjennomspyles kontinuerlig med vann.

Doseringssystemet for slurry (CaCO_3) bør inkludere følgende (fig. 21):

- To lagertanker med konsentrert slurry. En for dosering og en i reserve. Begge tanker trenger ikke nødvendigvis være tilkoblet doseringstankene.
- To doseringstanker med ønsket konsentrasjon (f.eks. 15 %), hver for minst 1 døgns forbruk. En av tankene er i drift. Tanken ute av drift rengjøres og slurry utblandes og er klar for innkobling når doseringstank i drift er tom. En hurtigomrører i doseringstanken bør installeres, pluss nivåalarm.
- To driftssikre doseringspumper som tåler det aktuelle mottrykket. En i drift og en i reserve. Doseringen kan være styrt av surhetsgraden i vannet etter dosering. Ved små variasjoner i surhetsgrad eller bufferkapasitet i vannet kan konstant dosering med manuell justering også være aktuelt. Ved begge styringstyper bør en egen pH-elektrode installeres og tilkobles alarm.
- Doseringsledningene bør være kortest mulig for å redusere problemet med igjentetting.
- Doseringspunktet bør være på et sted med turbulente forhold i vannet slik at god og rask innblanding kan oppnås (f.eks. innløp til basseng, smale kanaler, vannstandssprang m.v.).

- Avstanden (i tid) mellom doseringspunkt og eventuell pH-elektrode som styrer doseringen bør være kortest mulig, men likevel bør avstanden være tilstrekkelig til at tilfredsstillende innblanding er oppnådd.
- Vanntilførsel for gjennomspyling av ledninger, doseringspumper og doseringstanker bør installeres. Spylevann bør føres til avløp.

Figur 21. Skjematisk forslag til oppbygging av doseringssystem.



Selv om det ikke er registrert dødelighet hos fisk etter nøytralisering av surt vann med kalkslurry til pH over 6,5, bør det være minst 2-3 minutters oppholdstid fra doseringspunktet til fiskekarene. Hvis mulig anbefales minst 10 minutter for å jevne ut eventuelle svingninger i vannkvalitet etter doseringen.

7. LITTERATUR

- Alabaster, J.S. og Lloyd, R., 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAC. Butterworths, London, 361 s.
- Baker, P. og Schofield, C.L., 1982. Aluminium toxicity to fish in acidic waters. Water, Air, Soil Pollut, 18: 289-309.
- Cronan, C.S. & Schofield, C.L., 1979. Aluminium leaching response to acid precipitation, effects on high-elevation watersheds in the north-east. Science 204: 304-306.
- Dahl, K., 1920. Undersøkelse over ørretens utdøen i det sydvestlige Norges Fjeldvand. Norsk Jæger- og fiskerfor. tidsskr.: 49: 249-167.
- Dahl, K., 1922. Supplerende bemerkninger til undersøkelsen over ørretens utdøen i det sydvestlige Norges fjeldvand. Norsk Jæger- og fiskerfor. tidsskr.: 51: 64-66.
- Dahl, K., 1923. Massedød blandt ørret ved forgiftning med avløpsvand fra myrer. Norsk Jæger- og fiskerfor. tidsskr.: 1-5.
- Dahl, K., 1926. Vandets surhetsgrad og dens virkninger paa ørretyngel. Tidsskr. norske landbr.: 33: 232-242.
- Dalziel, R.K., Morris, R. and Brown, D.J.A., 1985. Effects of low pH and aluminium in sodium blance in brown trout. Abstract, Symp. Internat. Acid Precip. Muskoka, Canada.
- Dickson, W.T., 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. Ver.int. Verein. theor. angew. Limnol, 20: 851-856.
- Dickson, W.T., 1983. Liming toxicity of aluminium to fish. Vatten, 39: 400-404.
- Driscoll, L.T., 1980: Chemical characterization of some dilute acidified lakes and streams in the Adinondack region of New York State. Thesis, Cornell University, Ithaca N.Y.

- Eikebrokk, B., 1982. Koagulering/direktefiltrering for fjerning av humus fra drikkevann. Thesis. Norges Tekniske Høgskole.
- Fivelstad, S. og Leivestad, H., 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (Salmo salar L.) and brown trout (Salmo trutta L.): Mortality and physiological response. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 61: 69-77.
- Fromm, P.O., 1980. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. Env. Biol. Fish., 5: 79-93.
- Grahn, O., 1980. Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentrations. I: (D. Drabløs og A. Tollan, red.) Proc. Int.
- Henriksen, A., 1980: Acidification of freshwater - a large scale titration, p. 68-74. I: D. Drabløs and A. Tollan eds. Ecological Impact of Acid Precipitation, SNSF-project 383-S.
- Henriksen, A., Skogheim og B.O.Rosseland, 1984: Episodic changes in pH and aluminium-sepcialism during fishkill in a Norwegian Salomon river. Vatten 40: 2250-260.
- Hongve, D., 1982: Kalkingsmidler til bruk i doseringsanlegg for elvekalking. Rapport nr. 4 - 82, Kalkingsprosjektet. Miljøverndepartementet og Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. ISBN 82-90404-04-2.
- Ingersoll, C.G., 1985. Hostopathological analysis of brook trout exposed to low pH, calcium and aluminium. Abstract. Symp. Internat. Acid, Precip. Muskoka, Canada.
- Jensen, E. og Leivestad, H., 1986. Surt vann - Erfaringer fra vannbehandlings-prosjektet. Norsk Fiskeoppdrett nr. 1 1986.
- Jensen, K.W. og Snekvik, E., 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southern Norway. Ambio, 1: 223-225.

- Johansson, K. and Nyberg, P., 1981. 'Försuringen av svenska ytvatten-effekter och omfattning 1980', (The acidification of Swedish lakes, effects and extension 1980), Inf. Inst. Freshw. Res. Drottningholm. 6, 118 pp.
- Kalkingsprosjektet 1985: Håndbok i kalking av surt vann. Miljøverndepartementet og Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. ISBN 82-90404-32-8, 48 s.
- Kalkingsprosjektet 1985a: Kalking av surt vann, sluttrapport 1985. Miljøverndepartementet og Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. ISBN 82-90404-30-1, 145 s.
- Kalkingsprosjektet 1985b: Kalking av surt vann. Kalkingsprosjektet 1985. Miljøverndepartementet og Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. ISBN 82-90404-32-8. 48 s.
- Karlson-Nordgren, L., 1985. Cadmium and Aluminium in Fish. Body distribution and Morphological Effects. Thesis, Upsala University, Reklam og Katalogtryck. ISBN 91-576-2302-3.
- Kjartanson, H., 1984. Na-K-ATP-ase Activity of gill, pseudobranch and kidney tissue from salmonids exposed to aqueous aluminium at low pH. Thesis, Zool. Lab. Univ. of Bergen.
- Kramer, J.K. and Hummel, J., 1985. Acute effects of aluminium to shiney Minnous. Abstract. Symp. Internat. Acid Precip. Muskoka, Canada.
- Leivestad, H., 1982. Physiological Effects of Acid Stress in Fish. Proc. Intern. Symp. Acid Precip. Conell Univ., 1981.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P. og Snekvik, E., 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. I: (F. Brække red.) Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-prosjektet, FR 6/76, Oslo-As, : 87-111.
- Leivestad, H. og Muniz, I.P., 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. Nature, London, 159: 391-392.

- Leivestad, H., Muniz, I.P. and Rosseland, B.O., 1980. Acid stress in trout from a dilute mountain stream. Proc. Int. Conf. ecol. impact acid precip. SNSF-project, 1980.
- Muniz, I.P., 1986. Fisk i forsuret vann; Regional forekoms, økotoksikologisk forhold og fysiologiske virkninger. Dr. Thesis. Univ. of Oslo.
- Muniz, I.P. and Leivestad, H., 1980. Toxic effects of aluminium on the brown trout. Proc. Int. Conf. ecol. impact acid precip. SNSF-project, 1980.
- Neville, C.M., 1985. Studies on the mechanism of toxicity of acid and aluminium to juvenile trout in two ion environment. Abstract. Symp. Internat. Acid Precip. Muskoka, Canada.
- Overrein, L.N., Seip, H.M. og Tollan, A., 1981. Acid precipitation-effects on forest and fish. Final Report of the SNSF-project 1972-1980, SNSF-project FR 19/80, Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo: 1-175.
- Potts, W.T.W., 1984. Transepithelial Potentials in Fish Gills. In: Hoor & Randall; Fish Physiology, vol X, Academic Press.
- Sevaldrud, I.H. og Skogheim, O.K., 1986. Changes in fish populations in southernmost Norway during the last decade. M.S. til konferansen MUSKOKA '85 - sept. 1985. Water, Air, Soil Pollut. (under referee).
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O. og Sevaldrud, I.H., 1984. Death of spawners of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in River Ognå, SW Norway, caused by acidified aluminium-rich water. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 195-202.
- Skogheim, O.K. and Rosseland, B.O., 1986. Addition of NaOH lime slurry and finegrained limestone to acidified lake water and the effects on smolts of atlantic salmon. Water Research, in press.
- Snekvik, E., 1969. Forsuring av elver og vann- Innvirkning på ørret - og laksefisket. Vann, 4: 113-119.

- Staurnes, M., Sighold, T. og Reite, O.B., 1984 a. Reduced carbonic anhydrase and Na-K-ATP-ase activity in gills of salmonids exposed to aluminium-containing acid water. *Experientia*, 40: 226-227.
- Staurnes, M., Sighold, T., Vedagiri, P. og Reite, O.B., 1984 b. Inhibition of Na-K-ATP-ase and carbonic anhydrase in gills of the salmon, S. salar, exposed to Al-containing acid water. *Proceedings First Congress. Comp. Physiol. & Biochem. Liege, Belgia, 27-31 aug. 1984*, E130.
- Sunde, S.E., 1926. Surt vand dræper laks- og ørretyngel. *Norges Jæger- og Fiskeforb. tidsskrift*, 55: 1-4.
- Tam, S.C. and Williams, R.J.P., 1986. One Problem of Acid Rain: Aluminium. *J. of Inorg. Biochem.* V. 26, 35-44.
- Trapp, G.A., 1980. Studies of aluminium interactions with enzymes and proteins - The inhibition of hexokinase, In: Liss, L.M.D., "Aluminium Neurotoxicity", Pathotox Publishers, Inc., ISBN nr. 0-830376-18-8.
- Wood, C.M. og McDonald, D.G., 1982. Physiological mechanisms of acid toxicity to fish. I: (R.E. Johnson red.) *Acid Rain-Fisheries. Proc. Int. Symp. Acidic Precip. Fisheries Impact in N.E. North. Am. Cornell Univ., Ithaca, N.Y.. Am. Fish. Soc.:* 197-225.