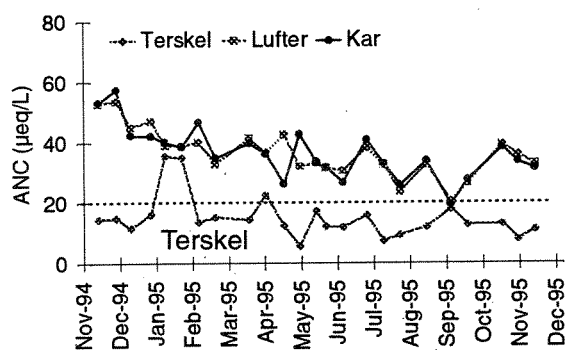
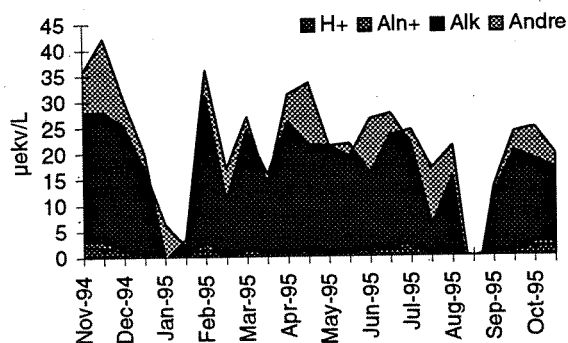


Overvåking av vannkvaliteten ved Syrtveit Fiskeanlegg og forsøk med dosering av lut og kisel



KAR



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-92058	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3446-96.	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Overvåking av vannkvaliteten ved Syrtveit Fiskeanlegg og forsøk med dosering av lut og kisel	Dato: Mars 1996	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Sur nedbør	
Forfatter(e): Bjørn Olav Rosseland Espen Lydersen Frode Kroglund	Geografisk område: Aust-Agder	Antall sider: 17 + vedlegg
		Opplag: 80

Oppdragsgiver: Otteraaens Brugseierforening	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt:

Vannkvaliteten i inntaksvannet til Syrtveit Fiskeanlegg (utløpet av Byglandsfjord) og det lut-behandlede driftsvannet er fulgt gjennom ett år (november 1994 - november 1995). Inntaksvannet er moderat surt, men har en varierende vannkvalitet over året. I perioder foreligger aluminium i konsentrasjoner som er giftig for laks (bleke), slik at vannbehandling er nødvendig. Anleggets lut-dosering har fungert bra i forsøksperioden. For første gang er det utført forsøk i Norge med tilsetning av en basisk kisel (silisium) løsning for avsyring og avgiftning av surt vann til fiskeoppdrett. Forsøket viste klare positive effekter utover ordinær lutbehandling, noe som ble bekreftet gjennom fysiologiske (blodkjemiske målinger) og histologiske (gjelleprøver med bl.a. farging for aluminium) undersøkelser. Nødvendig oppholdstid etter nøytralisering (som er kritisk p.g.a. dannelsen av ustabil aluminiumskjemi ("blandsoner") med mulighet for økt dødelighet), ble funnet å være kortere med bruk av kisel. Det foreslås videre undersøkelser for å finne kritisk oppholdstid for ulike avsyrimetoder ved anlegget.

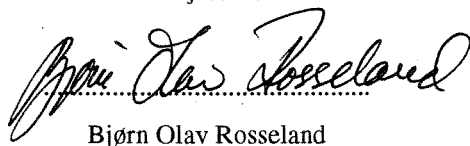
4 emneord, norske

1. Surt vann
2. Nøytralisering
3. Silisium
4. Blege

4 emneord, engelske

1. Acid water
2. Neutralization
3. Silicon
4. Landlocked Atlantic salmon, "Blege"

Prosjektleder


Bjørn Olav Rosseland

For administrasjonen


Merete Johannesssen

ISBN 82-577-2982-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O-92058

OVERVÅKING AV VANNKVALITETEN VED SYRTVEIT FISKEANLEGG

OG

FORSØK MED DOSERING AV LUT OG KISEL

Bjørn Olav Rosseland
Espen Lydersen
Frode Kroglund

FORORD

Ved nedleggelsen av Bygland Fiskeanlegg, Bygland, ble aktivitetene overført til det nye Syrtveit Fiskeanlegg, nedstrøms utløpet av Byglandsfjorden. Selv om vannkvaliteten i Byglandsfjord er vesentlig bedre enn råvannet til det gamle anlegget, var det nødvendig å prosjektere et avsyrringsanlegg for bruk av lut ved Syrtveit Fiskeanlegg. Etter en befaring på anlegget, ble det i et brev fra NIVA, datert 8. september 1992, antydnet at den doseringstekniske løsningen var uheldig. Slik anlegget var laget, ville en dosering av lut rett før lufter, med stor sansynlighet medføre en ustabil aluminiumskjemi inn i fiskekarene. Dette på grunn av den korte oppholdstiden vannet fikk fra tilsetning av lut til vannet nådde fiskekarene. På grunn av denne usikkerheten ble doseringsanlegget ikke tatt i bruk ved oppstart av anlegget.

I den første driftsperioden etter oppstart, var det problemer med høy dødelighet på rogn innlagt i klekkeriet ved anlegget (100 %). På rogn ble det observert et brunt belegg som vokste i tykkelse i løpet av sesongen, et fenomen som også ble observert på andre overflater (damluker, fast neddykkede måleinstrumenter etc.). I første fase ble det derfor fokusert på et partikkelproblem med påfølgende bakterievekst som hovedårsak til overdødeligheten. NIVA ble i denne perioden engasjert for å løse partikkelproblemene. Etter en kort vurdering, anbefalte Frode Kroglund, NIVA, at det ble brukt skumgummifilter i vanninntaket til klekkerennene. Dette løste problemet med begroing på eggmembranen, men ikke de generelle problemene med høy dødelighet på anlegget. Det ble derfor konkludert med at problemene på anlegget ikke kunne skyldes et partikkelproblem, men at det måtte være et generelt vannkvalitetsproblem, i hovedsak surt vann, som forårsaket overdødeligheten.

Vannkvaliteten ved Syrtveit Fiskeanlegg ble fulgt lokalt ved egne manuelle målinger på anlegget (i hovedsak pH og temperatur). Det var dessuten montert kontinuerlige dataloggere for pH, men disse hadde store innkjøringsproblemer. Da det ikke forelå systematiske laboratoriemålinger av vannkvalitet ved anlegget, og driftspersonalet i perioder observerte lave pH-verdier, ble det etter et møte med Geir Solberg (Syrtveit Fiskeanlegg) og Jan Pedersen (Kristiansand Energiverk) i Grimstad den 8. mars 1994, besluttet å foreta to ulike delprosjekter. Det første prosjektet var en rutinemessig vannkvalitetsundersøkelse for å fastlegge hvordan vannkjemien varierte gjennom året. Det andre prosjektet tok sikte på å gjennomføre forsøk med de to avsyrringsmidlene ren lut og lut + kisel.

Før NIVA kom i gang med sine undersøkelser, startet anlegget selv med dosering av lut til driftsvannet. For å øke oppholdstiden, ble luttilførselen lagt til pumpehuset ved elveinntaket og ikke som opprinnelig planlagt inne i anlegget. NIVAs undersøkelser og prøvetakingsrutiner måtte derfor modifieres etter dette, se vedlegg 1.

Denne rapporten gir resultatene fra den generelle vannkvalitetsundersøkelsen, og resultater fra et pilotforsøk med bruk av lut og lut + kisel som avsyrringsmiddel.

Oslo, mars 1996

Bjørn Olav Rosseland

INNHold:

	Side
1. SAMMENDRAG	4
2. INNLEDNING	4
3. VANNKJEMISK UNDERSØKELSE	5
4. FORSØK MED TILSETTING AV LUT OG KISEL	11
4.1 Bakgrunn	11
4.2 Resultater	13
4.2.1 Kjemi	13
4.2.2 Fisk	13
5. KONKLUSJON	15
6. REFERANSER	15

1. SAMMENDRAG

Resultatene fra den ettårige vannkjemiske undersøkelsen, viser at vannkvaliteten i inntaksvannet til Syrtveit Fiskeanlegg er moderat surt og varierer over året. Enkeltmålinger viser at aluminium kan foreligge i konsentrasjoner som i litteraturen er dokumentert giftig for laks, særlig under smoltifiseringsperioden. Dette bekreftes av resultater fra forsøkene med lut- og silika dosering i februar-mars 1995, der fisk i råvannet var fysiologisk stresset med aluminiumsutfellinger på gjellene.

Lutdoseringen ved anlegget har gitt tilfredstillende forhold under de driftsforhold som var på anlegget i undersøkelsesperioden, d.v.s. en periode hvor vannet hadde lang oppholdstid mellom lutbehandlingen og karhallen. Ved større fiskebelegg, større vannbehov og lavere oppholdstid, kan imidlertid lutbehandling være mindre optimal.

Forsøkene med silika må regnes som innledene, bl.a. på grunn av mangel på reell kontroll. Til tross for dette, viser resultatene at silika virket svært positivt og bedre enn lut ved en oppholdstid på bare 17 minutt. De fysiologiske resultatene ble bekreftet av de histologiske undersøkelsene av gjelleepitel.

NIVA anbefaler at nåværende lutbehandling fortsetter, men at det foretas et bedre kontrollert forsøk med silika-tilsetning under blega's smoltifiseringsperiode i april - mai.

2. INNLEDNING

Bestanden av den relikte laksestammen bleke (*Salmo salar* L.) i Otra og Byglandsfjorden har siden slutten av 1960 tallet gått dramatisk tilbake. Tilbakegangen i de siste tiår regnes i hovedsak å skyldes surt vann. I dag regnes stammen å være opprettholdt utelukkende på grunn av de utsetninger som har vært foretatt fra det tidligere Bygland Fiskeanlegg, og det nå nybygde Syrtveit Fiskeanlegg.

På 1980-tallet var blega gjennstand for en rekke forsøk for å kartlegge dens følsomhet for surt vann (Skogheim *et al.* 1984, 1986a Rosseland *et al.* 1986). Disse forsøkene, som foregikk ved Bygland Fiskeanlegg, brukte dels surt og behandlet vann fra Kvaalselva, og vann pumpet inn fra Byglandsfjorden. Flere av forsøkene testet samtidig generell vannbehandling, inkludert effekter av oppvarming og profylaktisk formalin og kloramin behandling av fisk (Hafsund *et al.* 1985) og avsyringsmetoder for anlegget (Hafsund *et al.* 1985, Skogheim *et al.* 1986b).

Resultatene fra disse forsøkene viste at blega var like følsom som anadrom Atlantisk laks fra Imsa (Rogaland), og at man på grunn av dette måtte avsyre vann fra Byglandsfjorden.

Ved flytting av fiskeanlegget fra Bygland til Syrtveit, fikk man en ny løsning på vanntilførselen ved at driftsvannet rant ved selvføll og man unngikk bruk av pumpestasjon. Selv om vannkvaliteten i utløpet av Byglandsfjord er bedre enn råvannet til det gamle anlegget, var det nødvendig å prosjektere et avsyringsanlegg for bruk av lut ved Syrtveit Fiskeanlegg.

På bakgrunn av resultater fra et omfattende forsøk utført på Bygland Fiskeanlegg i 1985 (Skogheim *et al.* 1986b), startet man i 1989 en omfattende forsøksvirksomhet omkring kjemiske ulikevektsituasjoner som oppstår når surt vann blandes med nøytralt eller kalket vann, "såkalte blandsoner". I en rekke sammenhenger er det vist at i en viss tid etter at slike vannkvaliteter blandes, kan vann i blandsoner være mer giftig enn det sure vannet opprinnelig var (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland *et al.* 1992).

I blandsonerforsøkene er tilstandsending hos sure aluminiumsforbindelser etter pH-heving undersøkt. Aluminium kan enten (ved lav pH) foreligge som enkle uorganiske former (Al^{3+}) eller (ved høy pH) som polymere, kolloidale eller partikulære uorganiske forbindelser. Giftigheten til aluminium er

bestemt av pH, øvrig vannkjemi og temperatur (Lydersen 1990, Poleo *et al.* 1991). Idag er det klart at det er i den tidlige polymeriseringsprosessen, idet de lavmolekylære Al-forbindelsene vokser og polymeriserer på grunn av en pH-økning, at forbindelsene er særlig "bioaktive" og bindes effektivt til gjelleoverflaten slik at stress og dødelighet kan inntreffe etter svært kort tid (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland *et al.* 1992, Polèo *et al.* 1994, Lydersen *et al.* 1994, Rosseland og Staurnes 1994, Verbost *et al.* 1995). Ulike fiskearter, stammer og stadier har ulik toleranse for aluminium (Rosseland *et al.* 1990). I blandsonen derimot, synes normalt forekommende toleranse-forskjeller mellom enkelte arter og stadier å være opphevet (Rosseland *et al.* 1992).

Slik avsyringsanlegget ved Syrtveit Fiskeanlegg var laget, ville en dosering av lut rett før lufter, med stor sansynlighet medført en ustabil aluminiumskjemi inn i fiskekarene. Dette på grunn av den korte oppholdstiden vannet fikk fra tilsetning av lut til vannet nådde fiskekarene. På grunn av denne usikkerheten ble doseringsanlegget ikke tatt i bruk ved oppstart av anlegget. Dette medførte at i den første driftsperioden etter oppstart, var det problemer med høy dødelighet av fisk ved anlegget.

I første fase ble det fokusert på at anlegget hadde et mulig problem med partikler på grunn av elveinntaket, med påfølgende bakterievekst i kar og renner. Dette gjaldt særlig klekkeridelen, der dødeligheten på rogn den første tiden var stor. NIVA ble i denne perioden engasjert for å løse partikkelproblemene. Etter en kort vurdering, konkluderte imidlertid NIVA, at problemene på anlegget ikke kunne skyldes et partikkelproblem, men at det måtte være et generelt vannkvalitetsproblem, i hovedsak surt vann, som forårsaket overdødeligheten.

Da det ikke forelå systematiske målinger av vannkvalitet ved anlegget, ble det etter et møte med Geir Solberg (Syrtveit Fiskeanlegg) og Jan Pedersen (Kristiansand Energiverk) i Grimstad den 8. mars 1994, besluttet å foreta to ulike delprosjekter. Det første prosjektet var en rutinemessig vannkvalitetsundersøkelse for å fastlegge hvordan denne varierte gjennom året. Det andre prosjektet tok sikte på å gjennomføre forsøk med de to avsyringsmidlene ren lut og lut + kisel.

I delprosjektet med kisel, skulle råvannet tilsettes en basisk Na-silikat løsning, som er kisel (d.v.s silikat, SiO_4^{4-}) oppløst i lut (NaOH). Ideen bak kiseltilsetningen er å redusere eller eliminere den aluminiums-giftigheten som oppstår i en tid (opp til 1 time) etter at pH økes i et surt, aluminiumsholdig vann, ved at Al teoretisk ville binde seg spontant og hardt til kisel slik at "blandsons-problematikken" blir mindre eller helt eliminert.

De to delprosjektene rapporteres hver for seg.

3. VANNKJEMISK UNDERSØKELSE

Programmet for den vannkjemiske undersøkelsen for kartlegging av råvannet til Syrtveit Fiskeanlegg, er vist i vedlegg 1. Den vannkjemiske vurderingen er basert på 24 ulike prøvetidspunkter fra tre ulike stasjoner i perioden november 1994 til november 1995. Prøvestasjonene er:

- 1) inntaksvannet for Syrtveit Fiskeanlegg (Terskel);
- 2) i anlegget etter lufting (Lufter);
- 3) I anlegget ved fiskekar (Kar).

Middel-, maksimum- og minimums- verdier for de vannkjemiske parametrene er presentert i Tabell 1 og 2.

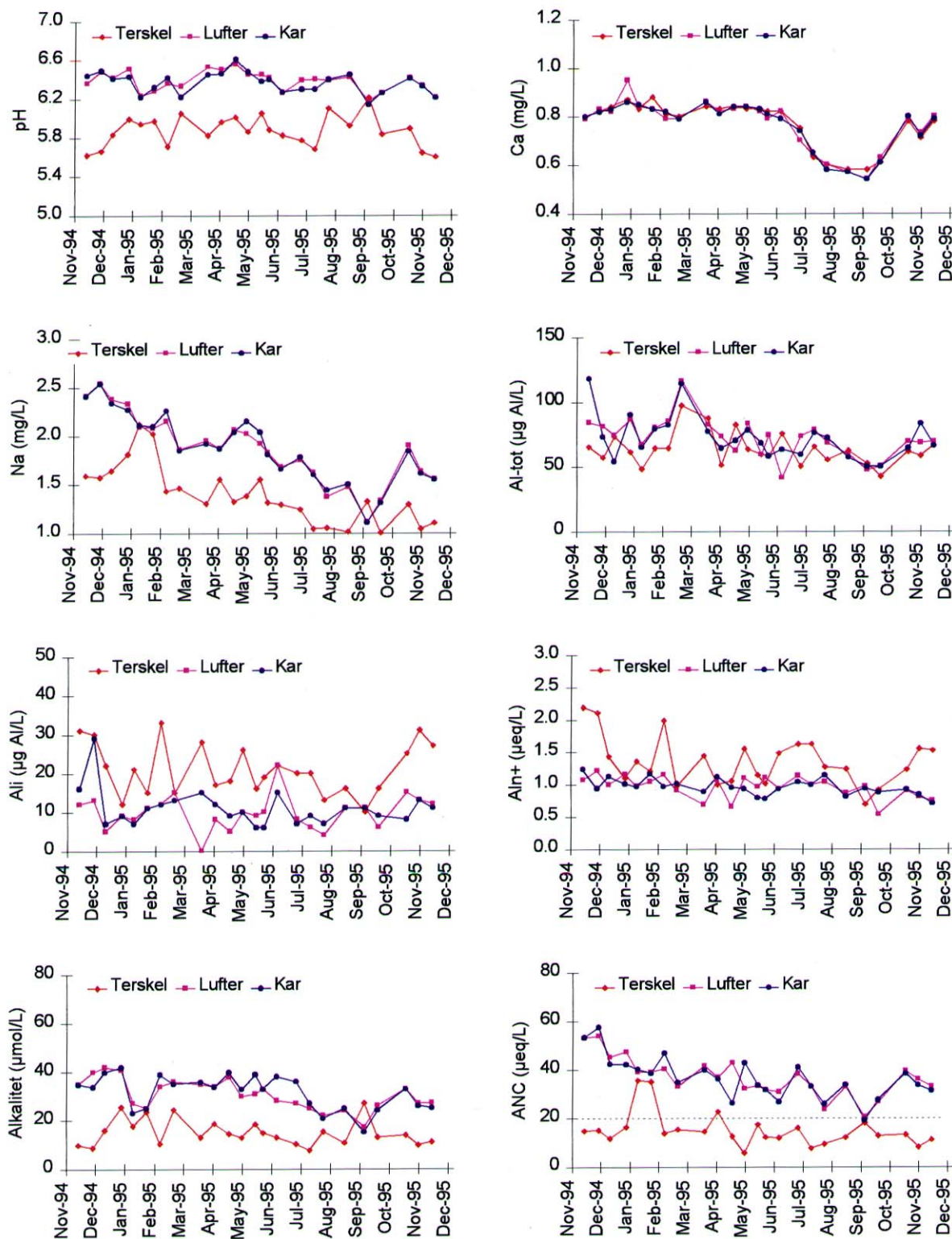
Vannkjemien i råvannet fra Byglandsfjord må sies å være relativt karakteristisk for et svakt surt vassdrag på Sørlandet. Middel-pH for perioden var 5.84. Laveste og høyeste pH-verdier i råvannet i perioden var h.h.v. 5.60 og 6.21. Siden dette materialet bygger på prøver tatt ca hver 14. dag, vil den kontinuerlige pH-loggingen ved anlegget kunne gi svar på om det har vært perioder med enda

lavere pH. Konsentrasjonen av potensielt giftige Al-komponenter (Labilt Al: LAl) i råvannet har variert fra 10-33 $\mu\text{g Al/L}$ (middel: $21 \pm 7 \mu\text{g Al/L}$). Dette er relativt lave konsentrasjoner, men de høyeste verdiene ($> 20 \mu\text{g LAl/L}$) kan være skadelige for laks, særlig om de forekommer under laksens smoltifiseringsperiode (Henriksen *et al.* 1984, Staurnes *et al.* 1995, Kroglund *et al.* (upublisert)). Samtidig må en nok en gang understreke at prøver tatt hver 14. dag mest sannsynlig ikke avdekker de mest ekstreme vannkvalitetene gjennom perioden.

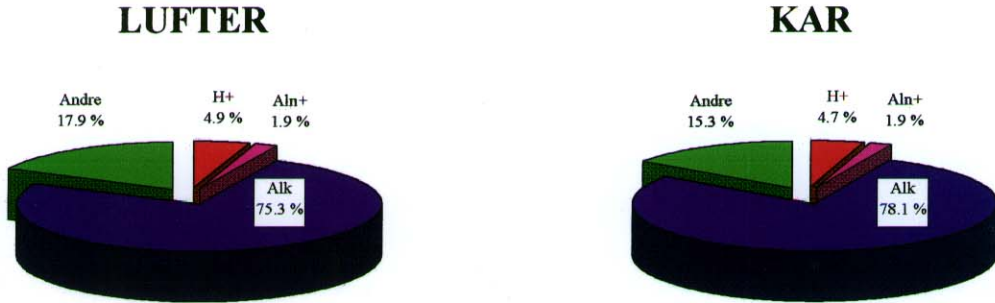
Både vannets ionstyrke (lave konsentrasjoner av uorganiske ioner i vannet) og mengde organisk løst karbon (TOC) er lave, noe som betyr at fisken er noe mer følsom for giftige aluminiumsformer i et slikt vann sammenliknet med vann med høyere ionestyrke og TOC. Kalsium konsentrasjonen i råvannet varierte mellom 0.58-0.88 mg/L (middelverdi: $0.77 \pm 0.10 \text{ mg/L}$). Dette er forholdsvis lavt, men normalt for mange vassdrag på Sørlandet. De laveste Ca-konsentrasjonen (figur 1) ble registrert i august-september. Uten at vi har vannføringsdata for denne perioden, vil vi likevel anta at de lave Ca-verdiene etter all sannsynlighet skyldes økt vannføring i Otra-vassdraget. De lave Ca-verdiene ga derimot ingen store endringer hverken i pH eller giftige Al-former. Høyeste konsentrasjoner av giftig Al-former i råvannet ble registrert i november 1994, i februar 1995 og og november 1995. Høyeste verdi var 33 $\mu\text{g Al/L}$ (LAL).

Lutbehandlingen (NaOH-tilsetningen) har medført at natrium konsentrasjonen i anleggevannet har økt med $\approx 0.5 \text{ mg/L}$, fra gjennomsnittlig $1.39 \pm 0.30 \text{ mg/L}$ i råvannet til $1.88 \pm 0.38 \text{ mg/L}$ i fiskekar. Som et resultat av lutbehandlingen har giftige Al-former (LAL) gått ned fra gjennomsnittlig $21 \pm 7 \mu\text{g Al/L}$ i råvannet til $11 \pm 5 \mu\text{g Al/L}$ i fiskekar. De høyeste konsentrasjonene av LAL som har blitt registrert i det behandlede vannet er 22 og 29 $\mu\text{g Al/L}$, h.h.v. i anlegget etter lufting og i fiskekar. 22 $\mu\text{g Al/L}$ ble målt 7. juni 1995, mens det ble målt 15 $\mu\text{g Al/L}$ i fiskekar ved samme tidspunkt. 29 $\mu\text{g Al/L}$ ble målt i fiskekar 30. november 1994, mens det ble målt 13 $\mu\text{g Al/L}$ etter lufting ved samme anledning. Den "relativt store" forskjellen mellom hva som ble målt i lufter og ved fiskekar ved de to tidspunktene skyldes mest sannsynlig analyse-usikkerhet. Gjennomgående virker det som om lut-tilsetningen har virket svært godt gjennom prosjektperioden, fra november 1994 til november 1995. Som det fremgår av figur 2, har 75-78 % av luten gått med til å bygge opp alkalitet i vannet, noe som bufferer vannet mot senere pH-endringer. I tillegg har ca 5 % av luten gått med til å heve pH, ca 2 % til å redusere ladningen på giftige Al-former, mens det resterende 15-18 % av luten er forbrukt i andre mer ubestemmelige syrenøytraliseringsprosesser. En viss nøytralisering av syre-ioner som sitter på organiske syrer kan utgjøre noe av dette, men også usikkerheten i analyser m.m. inngår her.

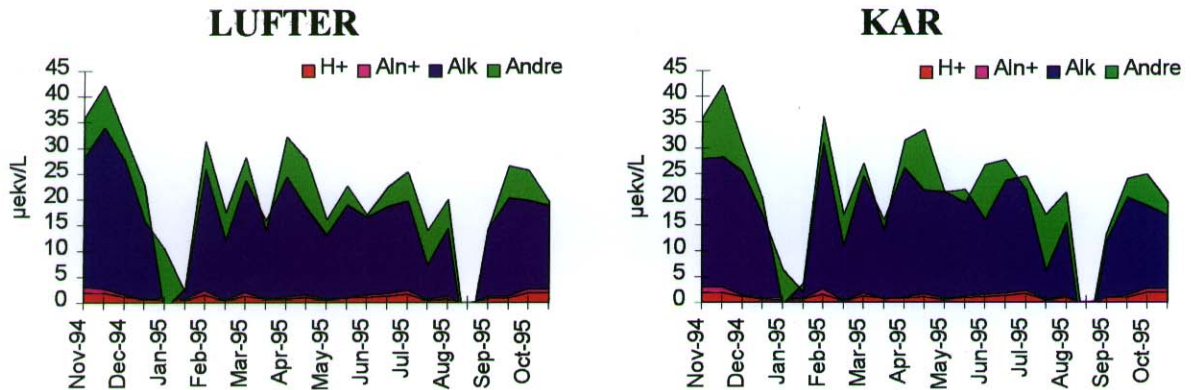
I figur 3 har vi framstilt hvordan lut-tilsetningen har vært gjennom året og hvordan luten har fordelt seg på de ulike OH-konsumerende prosesser. Beregningen er basert på den natrium økningen som er registrert etter lut-tilsetningen (NaOH). Ved to tidspunkter, januar 1995 og september 1995, var det ingen signifikant høyere Na-konsentrasjoner etter lut-tilsetning. Dette skyldes mest sannsynlig at lut-doseringen er pH styrt. Siden pH'en i råvannet ved begge tidspunkt var relativt høy (6.0 og 6.2) ble minimale mengder (sannsynligvis januar 1995, pH = 6.0) eller ingen lut (sannsynligvis september 1995, pH = 6.2) tilsatt under disse perioden. Som det fremgår av figur 1 hadde dette derfor ingen betydning for pH og konsentrasjonen av giftige aluminiumsformer. ANC-verdiene (vannets syrenøytraliserende evne) i anlegget har gjennom hele perioden vært $\geq 20 \mu\text{ekv/L}$. ANC = 20 $\mu\text{ekv/L}$ er satt som akseptable grense for ferskvannsfisk i Norge. Når det gjelder september prøven som er tatt 5. september, virker prøven tatt ved terskel å være kontaminert, fordi alle basekationene (Ca, Mg, Na, K) er høyere her enn i anlegget. Kontaminering hvor basekation konsentrasjonene blir høyere, betyr normalt også at pH blir høyere enn forventet, noe som også er registrert. Klart høyere TOC og meget høyere total-N ved terskel enn i anlegget bare forsterker denne mistanken. Denne prøven kan derfor kun være en påminnelse om nøyaktighet ved prøvetaking, slik at en kanskje kan redusere kontaminering av vannprøver i framtiden.



Figur 1. Variasjoner i kritiske vannkjemiske parametre gjennom et år (nov.94-nov.95) ved inntaket for Syrtveit settefiskanlegg (Terskel) og ved to stasjoner etter lut-tilsetning, etter lufting (lufter) og ved fiskekar (kar) Al^{n+} : gjennomsnittsladning for aluminium; ANC: vannets syrenøytraliseringskapasitet. ANC > 20 mekv/L satt som veiledende tålegrense for ferskvannsfisk i Norge.



Figur 2. Oversikt over hva lut-tilsetning har gått med til (%) basert på middelverdier ved lufter og fiskekar. Lutten har blitt forbrukt til økning av pH (reduisert H^+), reduksjon av mengde positiv ladete Al-ioner (Al^{n+}), bygge opp pH-buffersystemet (alkalitet), og i andre mer ubestemte prosesser som eksempelvis til reduksjon av mengden utbyttbare H^+ -ioner i organisk materiale (humussyrer)



Figur 3. Oversikt over hva lut-tilsetning har gått med til (%) basert på prøver tatt gjennom et år ved lufter og fiskekar. Lutten har blitt forbrukt til økning av pH (reduisert H^+), reduksjon av mengde positiv ladete Al-ioner (Al^{n+}), bygge opp pH-buffersystemet (alkalitet), og i andre mer ubestemte prosesser som eksempelvis til reduksjon av mengden utbyttbare H^+ -ioner i organisk materiale (humussyrer). De to periodene med minimal eller ingen lut-tilsetning er kommentert spesielt inne i rapporten.

Tabell 1. Middelerverdier (\pm st.dev), maksimum og minimumsverdier av ulike vannkjemiske parametre i perioden november 1994 til november 1995 i vanninntaket til Syrtveit settefiskanlegg, og ved to stasjoner etter lut-tilsetning (NaOH), d.v.s. etter lufting og i fiskekar. n = 24.

	pH -log(H ⁺)	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	NO ₃ µg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L
Terskel								
mean	5.84	1.75	2.18	130	0.77	0.20	1.39	0.25
stdev		0.17	0.45	15	0.10	0.03	0.30	0.13
max	6.21	2.00	3.00	149	0.88	0.27	2.12	0.54
min	5.60	1.40	1.50	93	0.58	0.15	1.00	0.09
Lufter								
mean	6.37	1.75	2.07	130	0.77	0.20	1.87	0.17
stdev		0.19	0.41	16	0.10	0.03	0.36	0.04
max	6.56	2.00	2.70	149	0.95	0.25	2.54	0.31
min	6.17	1.30	1.30	93	0.54	0.15	1.11	0.11
Kar								
mean	6.35	1.76	2.09	128	0.77	0.20	1.88	0.18
stdev		0.19	0.43	19	0.10	0.03	0.36	0.05
max	6.61	2.10	2.60	149	0.86	0.25	2.54	0.32
min	6.14	1.30	1.30	83	0.54	0.14	1.11	0.10
	TOC mg/L	Tot-Al µg Al/L	RAI µg Al/L	OAI µg Al/L	LAI µg Al/L	Tot- N µg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
Terskel								
mean	1.6	63	59	38	21	322	31	9
stdev	0.2	13	10	9	7	129		
max	2.1	97	80	51	33	600		
min	1.3	42	37	27	10	123		
Lufter								
mean	1.6	72	53	43	10	253	30	8
stdev	0.3	15	11	10	5	45		
max	2.5	116	74	62	22	335		
min	1.2	41	31	25	-1	165		
Kar								
mean	1.6	72	53	42	11	263	27	8
stdev	0.3	17	9	10	5	77		
max	2.2	118	73	61	29	435		
min	1.2	50	38	21	6	165		

Tabell 2. Middelverdier (\pm stdev), maksimum og minimumsverdier av ulike vannkjemiske parametre i perioden november 1994 til november 1995 i vanninntaket til Syrtveit settefiskanlegg, og ved to stasjoner etter luttilsetning (NaOH), d.v.s. etter lufting og i fiskekar. n = 24.

	H+	Ca	Mg	Na	K	Aln+	SO4	Cl
	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$
Terskel								
mean	1.5	38.4	16.8	60.6	6.3	1.4	36.5	61.3
stdev	0.5	4.8	2.6	13.2	3.4	0.4	3.6	12.6
max	2.5	43.9	22.2	92.2	13.8	2.2	41.7	84.6
min	0.6	28.9	12.3	43.5	2.3	0.7	29.2	42.3
Luffer								
mean	0.4	38.3	16.7	81.4	4.4	1.0	36.5	58.3
stdev	0.1	5.1	2.4	15.7	1.0	0.2	3.9	11.6
max	0.7	47.4	20.6	110.5	7.9	1.2	41.7	76.2
min	0.3	26.9	12.3	48.3	2.8	0.5	27.1	36.7
Kar								
mean	0.4	38.2	16.7	81.8	4.5	1.0	36.6	58.9
stdev	0.1	5.0	2.5	15.8	1.3	0.1	4.0	12.2
max	0.7	42.9	20.6	110.5	8.2	1.2	43.8	73.3
min	0.2	26.9	11.5	48.3	2.6	0.7	27.1	36.7
	NO3	Alk	SumKat	SumAn	CB	ANC	ionstrfh	SO4*
	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$
Terskel								
mean	9.3	14.9	125.0	122.0	3.0	15.0	170.1	30.2
stdev	1.1	5.5	21.2	19.6	6.8	7.2	23.1	2.7
max	10.6	27.0	169.6	161.5	20.5	35.5	210.4	33.2
min	6.6	7.5	92.5	88.7	-7.7	5.6	128.3	23.4
Luffer								
mean	9.3	30.5	142.2	134.7	7.6	36.7	182.6	30.5
stdev	1.1	6.3	22.8	21.5	5.2	8.1	24.5	2.8
max	10.6	41.8	180.3	165.2	19.6	53.7	215.2	34.1
min	6.6	17.1	92.8	87.9	-1.5	20.3	124.9	23.3
Kar								
mean	9.1	31.4	142.5	136.0	6.5	36.5	182.6	30.6
stdev	1.3	7.1	22.9	22.7	8.4	8.8	25.4	2.9
max	10.6	41.8	175.9	167.1	25.0	57.4	208.7	36.2
min	5.9	15.1	91.7	85.9	-12.3	19.2	124.3	23.3
	Ca*	Mg*	Na*	K*	BC*	CB%		
	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	$\mu\text{eq/L}$	%		
Terskel								
mean	36.2	4.9	8.1	5.2	54.3	1.14		
stdev	4.4	1.3	4.3	3.3	8.6	2.45		
max	40.9	7.1	22.2	12.3	76.6	6.42		
min	26.9	2.2	2.1	1.3	43.3	-3.31		
Luffer								
mean	36.1	5.4	31.5	3.4	76.4	2.73		
stdev	4.7	1.0	7.6	0.9	10.9	1.76		
max	44.7	7.1	49.3	6.5	94.9	6.20		
min	25.6	3.8	16.9	1.7	50.6	-0.53		
Kar								
mean	36.0	5.2	31.4	3.4	76.0	2.39		
stdev	4.5	1.1	7.8	1.2	10.9	2.78		
max	40.7	7.1	50.1	6.9	96.7	7.65		
min	25.6	3.0	16.9	1.5	49.5	-3.81		

4. FORSØK MED TILSETTING AV LUT OG KISEL

4.1 BAKGRUNN

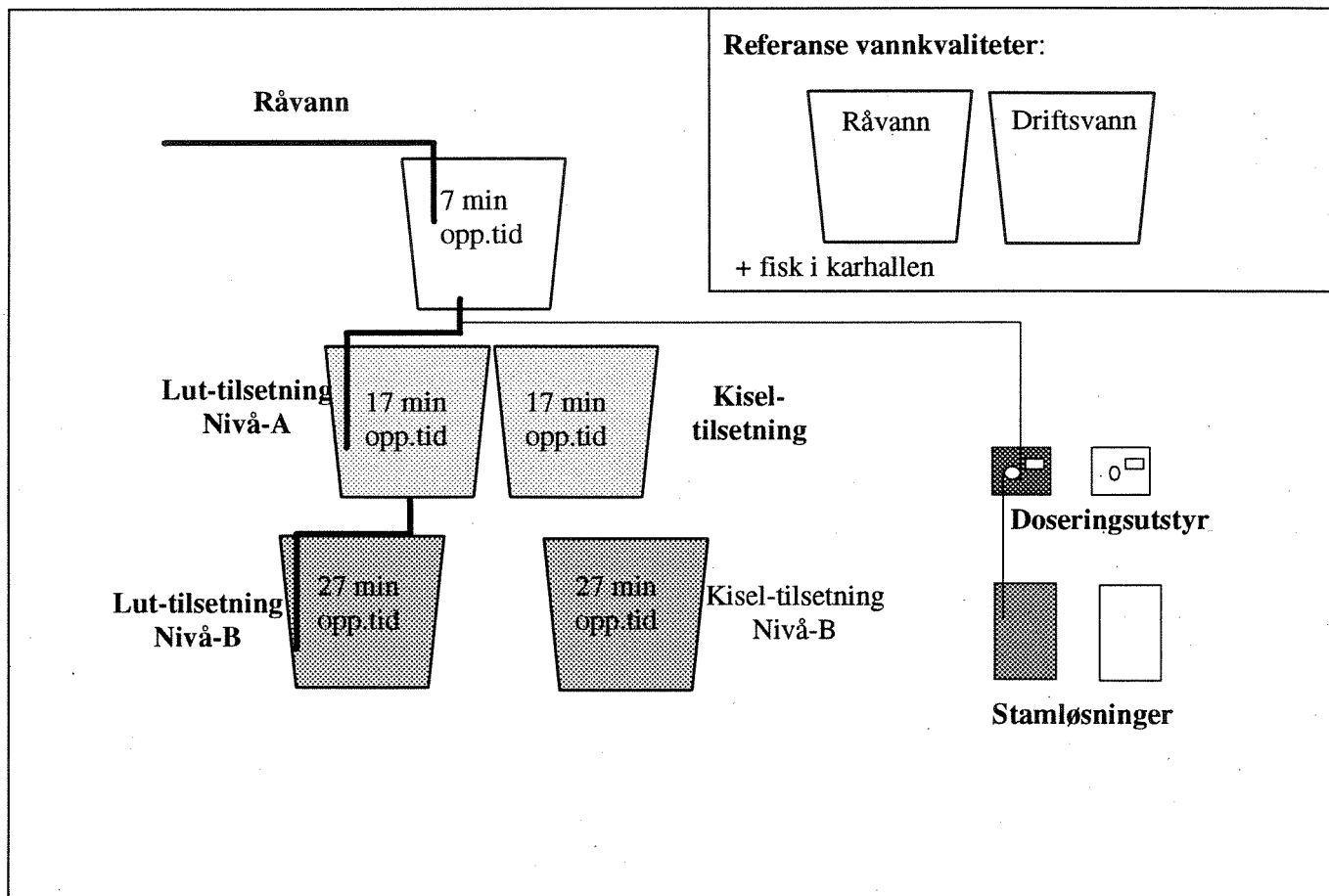
I et Al-ulikevektsystem som oppstår i forbindelse med vannbehandling av surt vann, vil tiden fram til likevekt være avhengig av mengden lavmolekylært Al som er tilgjengelig for en polymeriseringsprosess, og den temperatur prosessen skjer ved. Lav temperatur betyr lang tid med ulikevekt (kanskje opptil en time), noe som igjen krever store bassenger eller forsinkelser før vannet når inn til fiskekarene. For å studere mulighetene for og redusere eller kanskje helt eliminere behovet for lang oppholdstid, ble forsøk med kiseltilsetning utført. Hovedformålet ved kisel forsøket ved Syrtveit har derfor vært å teste tilsetning av amorft kisel som alternativ vannbehandlingsmetode til kalkprodukter og lut. I naturlig vann vil kisel kun være tilstede i løst form som udisosiert kiselsyre (H_4SiO_4). Dette molekylet har en unik evne til å reagere med uorganisk aluminium (Iler, 1955, 1979, Okamoto *et al.* 1957), p.g.a. deres likhet i ionestørrelse, ladning og koordinasjons geometri (Pauling 1960). De små hydroxy-aluminium-silikat kompleksene som dannes, er påvist gjennom en rekke arbeider (e.g. Farmer and Fraser 1979, Wada and Wada 1980; Farmer *et al.* 1979, Inoue and Huang 1984, Lou and Huang 1988). Det som også er svært interessant er at forsøk har vist at når uorganiske giftige aluminium forbindelser kjemisorberes til kiselsyren, vil deres giftighet helt forsvinne allerede ved en moderat dosetilsetning av kisel (Birchall *et al.* 1989), men det er enda ikke gjort noen forsøk som viser hvor lang tid dette tar. Dette tidsaspektet blir derfor det essensielle å klarlegge, for å finne ut om denne tiden blir kortere ved behandling med basisk silikat i forhold til ren lutbehandling. Det er interessant å merke seg at kiselsyren virker som en syre, først ved en $\text{pH} < 9.2$, og alle protolysetrinnen ligger fra $\text{pH} 9.7-12$. Dette betyr at kun ved $\text{pH} > 12$ finnes H_4SiO_4 som SiO_4^{4-} , med alle syrionene disosiert (spaltet av). Det er derfor viktig å bruke en basisk kisel-løsning ($\text{NaOH} + \text{kisel}$; $\text{pH} > 12$) i forsøkene, slik at i tillegg til kiselsyrens reaksjonsegenskaper overfor aluminium, har den også evnen til å ta opp 4 H^+ ioner pr. molekyl, noe som blir en tilleggsgevinst når surt vann skal avsyres. I tillegg er disse Si-Al-kompleksene som dannes svært stabile fra $\text{pH} 4.5$ til 9 (Wey and Siffert, 1961), i motsetning til de Al-OH-kompleksene som dannes ved kalking eller tilsetning av lut.

Kiselforsøkene ved Syrtveit startet den 7. februar 1995, og varte i ca 6 uker (41 døgn) fram til 20. mars 1995. Blege, med gjennomsnitt lengde 12 cm, vekt 16 g og K-faktor 0.9, ble fordelt på tilsammen 7 ulike eksponeringsregimer, tabell 3 og 4. Ubehandlet råvann ble prøvetatt ved anleggets inntaksstasjon oppstrøms anlegget, mens råvannet fra Otra som ble brukt i fiskeforsøkene, ble pumpet fra et område på høyde av anlegget. Senere viste det seg at denne vannkvaliteten var påvirket av et overløp fra vannbehandlingen, og derfor var en blanding av råvann og lutjustert driftsvann. Vi har derfor ingen kjemianalyser av det aktuelle "råvann" brukt i fiskeforsøkene. Fisk eksponert i "driftsvann" eller "karhall", tabell 3 og 4, har gått i det vanlige lutjusterte driftsvannet på stasjonen. I forsøksperioden var det et lite vannforbruk på anlegget. Dette medførte en lang oppholdstid (30-60 minutter) fra luttilsetning ved inntaksstasjonen til vannet via lufter og rørledninger rant inn i karhallen.

Det ble laget to ulike oppholdstider etter lut og kiseltilsetning; A) 17 minutters oppholdstid og B) 27 minutter oppholdstid. Denne tiden fremkom ved at "råvann" ble pumpet opp i en blandingstank med 7 minutters oppholdstid, og fordelt på to seriekoblede tanker (A & B) med hver 10 minutters oppholdstid. Vannet ble luftet etter tilsettingene, og hadde en vanngjennomstrømning både i kisel og lutsystemet på $4.2 \pm 0.1 \text{ L/min}$, figur 4.

Blodprøver ble tatt ved forsøkstart og etter 16 og 41 døgn. Prøver av gjellelev ble tatt ved forsøkstart og etter 41 døgn.

Skisse over forsøksoppsettet ved Syrtveit



Figur 4. Skisse over forsøksoppsettet med lut og kisel dosering ved Syrtveit Fiskeanlegg våren 1995.

Tabell 3. Vannkjemi målt under fiskeforsøk ved Syrtveit i 1995.

N=6 for vann tilsatt råvannet, lut og kisel.

N=10-12 for resterende prøver.

Vannkvalitet xx	Teoretisk oppholdstid	pH	Ca mg/L	Na mg/L	Si mg/L	Ala µg/L	Alr µg/L	Ali µg/L
Blandingstank	7 minutter							
Nivå A	17 minutter							
Nivå B	27 minutter							
Råvann	0	5.9±0.1	0.8±0.0	1.4±0.1		76±19	60±12	22-8
Lufter		6.4±0.1	0.8±0.0	2.1±0.2		80±15	55±12	7±5
Karhall	>1 time	6.4±0.1	0.8±0.0	2.1±0.2		80±21	59±8	11±3
Lut (NaOH-B)	27 minutter	6.5±0.2	0.9±0.0	2.3±0.5				
Kisel (Kisel-B)	27 minutter	6.5±0.1	0.8±0.0	2.0±0.2	2.9±0.7			

4.2 RESULTATER

4.2.1 Kjemi

Som det fremgår av tabell 3 har vi truffet meget bra med lut og natriumsilikattilsetningen, d.v.s at natrium- og pH-økningen er tilnærmet lik i begge oppsett. Både tilførselen av lut og kisel økte pH til 6.5, uten at kalsium-konsentrasjonen ble endret. Begge manipuleringene økte konsentrasjonen av natrium. Innholdet av giftig aluminium var lavt i råvannet, og avtok etter pH-justering (karhallen).

4.2.2 Fisk

I forsøksperioden ble det ikke påvist dødelighet hverken i rent råvannet, eller i vann tilsatt lut eller natriumsilikat. Blodprøvetakingen viste imidlertid klare forskjeller i respons til de ulike vannkvaliteter, tabell 4. Under hele forsøket, viste fisk i referansen "Driftsvann" samme plasmaklorid verdi som fisken som gikk i karhallen, d.v.s. den i utgangspunktet minst stressede gruppen. Dette viser at forsøksoppsettet i seg selv ikke virket stressende på fisken.

Etter 16 døgns eksponering, viste imidlertid prøvene at fisk som hadde gått i råvann og vann tilsatt lut med 17 minutters oppholdstid hadde en signifikant lavere blodplasma klorid enn fisk i de andre behandlingsregimene. Det betyr at den råvannskvaliteten som var i vassdraget på angjeldene tidspunkt (pH nede i 5.7, Ali opp mot 30 ug/l, figur 1), ikke var optimal. Likeledes at en behandling med lut med en oppholdstid på 17 min etter luttilsetning, heller ikke ga en optimal vannkvaliteten. I karet tilsatt kisel med samme oppholdstid som lut, 17 min, var det imidlertid ingen stress på fisken, noe som antyder at kisel i denne situasjonen var bedre vannbehandling enn lut. Med lenger oppholdstid (27 minutter), var det ingen forskjell verken med bruk av lut eller kisel, relativt til referansen, tabell 4.

Etter 41 døgns eksponering, viser resultatene i tabell 4 at all fisk hadde normale verdier for plasmaklorid. Selv om hematokrit verdiene for fisken i råvannet og tanken med lut og korteste oppholdstid fortsatt var noe høyere, synes ikke dette å være av vesentlig betydning. Det er derfor tydelig at det initielle stresset som klart var tilstede etter 16 døgn, målt som lavere plasmaklorid, nå var kompensert for, sansynligvis ved hjelp av fisken ulike "kompensatoriske" mekanismer (hormoner etc., se Rosseland og Staurnes 1994). I tillegg viser vannkvaliteten i råvannet (figur 1), at denne ble betydelig bedre i perioden både mht økt pH og redusert Ali.

Tabell 4. Blodparametre målt under fiskeforsøk ved Syrtveit fiskeanlegg i 1995.

Blodplasma klorid (Cl) er målt som mM. Hematokritt (Hct) er målt i %. Signifikante forskjeller i forhold til driftsvannet (ANOVA) er markert med "a".

Vannkvalitet xx	T = 0		T = 16 døgn		T = 41 døgn	
	Cl	Hct	Cl	Hct	Cl	Hct
P=			0.0001	0.0014	0.8714	0.0133
Råvann			a123.6±9.3	a39.2±0.8	134.2±5.2	a34.8±2.7
NaOH-A			a117.2±5.9	37.2±0.8	133.4±7.3	a35.2±2.6
NaOH-B			131.8±3.5	34.0±1.0	135.0±0.7	32.2±1.3
Kisel-A			134.0±3.1	35.6±1.3	134.0±8.1	34.8±2.0
Kisel-B			132.0±3.4	35.6±3.0	133.2±7.2	32.8±3.3
Driftsvann			132.4±3.8	35.8±1.9	137.8±2.4	29.6±3.3
Karhall	134.1±1.5	35.2±1.8	134.2±2.9	35.2±1.6	135.8±2.0	31.0±2.2

Når man ser på effekten på gjellene etter 16 døgn eksponering i de ulike vannkvalitetene, synes bildet å være svært entydig og sammenfallende med resultatene fra de fysiologiske prøvene etter 16 døgn. Aluminium på gjelleoverflaten var tilstede på fisk i driftsvann, råvann og lut-behandling med kort oppholdstid, ikke på fisk i lut med lang oppholdstid eller med silika dosering uansett oppholdstid. Aluminium i epitelet ble funnet på fisk i driftsvann, råvann og karhall, og bare antydningssvis på enkelte fisk i lut (kort og lang oppholdstid) og silika med kort oppholdstid. Aluminium mellom primærlamellene ble kun funnet på fisk i råvann og lutbehandling med kort oppholdstid (tabell 5).

Tabell 5. Histologiske undersøkelser av gjeller fra fisk i de ulike vannkvaliteter etter 16 døgns eksponering. Undersøkelsene er utført av Agnar Kvellestad, Norges Veterinærhøgskole (NVH). Prøvene var kodet, uten mulighet til å koble disse mot en spesifikk vannbehandling. Gradering er 0, x, xx eller xxx (økende mengde). Ferske blødninger er oppstått i samband med avlvingen. ASA+ angir farging for aluminium.

Fisk nr.	Forsøk		ASA+ overflate	ASA+ i epitel	ASA+ mellom prim.lam	Ferske blødningar
40433	1	Karhall	he,asa,uf	0	0	
40414	2	Karhall	he,asa,uf	0	0	xx
40418	3	Karhall	he,asa	0	0	
40423	4	Karhall	he,asa,uf	0	0	x
40421	5	Karhall	he,asa,uf	0	0	xx
40413	201	Driftsvann	he,asa,uf	0	xx	
40415	202	Driftsvann	he,asa,uf	x	x	
40419	203	Driftsvann	he,asa,uf	x	x	x
40427	207	Råvann	he,asa	x	x	
40417	208	Råvann	he,asa	xx	x	
40437	209	Råvann	he,asa,uf	x	x	xx
40416	212	NaOH-A	he,asa,uf	(x)	0	xx
40429	213	NaOH-A	he,asa,uf	x	(x)	
40438	214	NaOH-A	he,asa,uf	(x)	(x)	x
40425	217	NaOH-B	he,asa	0	0	
40430	218	NaOH-B	he,asa,uf	0	(x)	
40435	219	NaOH-B	he,asa,uf	0	0	xx
40420	222	Kisel-A	he,asa,uf	0	(x)	
40431	223	Kisel-A	he,asa,uf	0	0	xx
40422	224	Kisel-A	he,asa,uf		(x)	
40434	227	Kisel-B	he,asa	0	0	
40428	228	Kisel-B	he,asa	0	0	
40432	229	Kisel-B	he,asa,uf	0	0	x
40436	232	Karhall	he,asa,uf	0	0	
40424	233	Karhall	he,asa,uf	0	x	
40426	234	Karhall	he,asa,uf	0	x	

40418 Ved framføring/støyping forsvann desse bitane ut av brikettane.

40427 Materiale som framleis låg på formalin, vart lagd på brikettar med små hol og støypt inn.

40417 Sett på desse snitta i januar 1996.

40425

40434

40428

5. KONKLUSJON

Resultatene fra den ettårige vannkjemiske undersøkelsen, viser at vannkvaliteten i inntaksvannet til Syrtveit Fiskeanlegg er moderat forsuret og varierer over året. Til tross for at det ikke har forekommet ekstreme perioder, viser enkeltmålinger at aluminium kan foreligge i konsentrasjoner som i litteraturen er dokumentert giftig for laks, særlig under smoltifiseringsperioden. At dette er tilfellet også for blege ved anlegget, viser enkelte resultater fra forsøkene med lut- og silika dosering i februar-mars 1995, der fisk i råvannet var fysiologisk stresset med aluminiumsutfellinger på gjellene.

Anlegget har i en relativ lang periode tilsatt lut ved elveinntaket. Den vannkjemiske undersøkelsen viser at dette stort sett har gitt tilfredstillende forhold under de driftsforhold som var på anlegget i undersøkelsesperioden, d.v.s. en periode med lang oppholdstid mellom lut-behandlingen til vannet nådde inn i karhallen. Ved større fiskebelegg, større vannbehov og lavere oppholdstid, kan imidlertid lutbehandling være mindre optimal.

Forsøkene med silika må regnes som innledene, bl.a. på grunn av mangel på reell kontroll. Til tross for dette, viser resultatene at silika virket svært positivt og bedre enn lut ved en oppholdstid på bare 17 minutt. De fysiologiske resultatene ble bekreftet av de histologiske undersøkelsene av gjelleepitel.

NIVA anbefaler at nåværende lutbehandling fortsetter, men at det foretas et bedre kontrollert forsøk med silika-tilsetning under blega's smoltifiseringsperiode i april - mai.

6. REFERANSER

- Birchall, J.D., Exley, C., Chappel, J.S., and Phillips, M.J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. Nature 338: 146-148.
- Farmer, V.C., and Fraser, A.R. (1979). Synthetic imogolite, a tubular hydroxyaluminium silicate. Intern. Clay Conf. 1978 (M.M. Mortland and V.C. Framer, eds.) Amsterdam, Elsevier, pp. 547-553.
- Farmer, V.C., Fraser, A.R., and Tait, J.M. (1979). Synthesis of imogolite: A tubular aluminium silicate polymer. J. Chem. Soc. Chem. Comm. 13: 462-463.
- Hafsund, F., Skogheim, O.K. og Rosseland, B.O. (1985). Dødelighet av ensomrig bleke (*Salmo salar* L.) ved Bygland Fiskeanlegg vinteren 1982/1983. Rapport fra Fiskeforskningen 1985 No. 1, Direktoratet for Naturforvaltning, 15 s.
- Henriksen, A., Skogheim, O.K. and Rosseland, B.O. (1984). Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian salmon river. Vatten 40: 250-260.
- Iler, R.K. (1955). Colloid chemistry of silica and silicates. Cornell University Press, Itacha, N.Y., p. 184.
- Iler, R.K. (1979). The chemistry of silica. Solubility, polymerization, colloid and surface properties, and biochemistry. Wiley-Interscience Publ., John Wiley and Sons, New York, 866 pp.

- Inou, T. and Huang, P.M. (1984). Influence of citric acid on the natural formation of imogolite. Nature 308: 58-60.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poléo, A.B.S. and Muniz, I.P. (1990). The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. Water, Air, and Soil Pollution 51: 203 - 215.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. and Rosseland, B.O. (1994). The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. J. Ecological Chemistry 3: 357 - 365.
- Lou, G. and Huang, P.M. (1988). Hydroxy-aluminosilicate interlayers in montmorillonite: implications for acidic environments. Nature 335: 625-627.
- Okamoto, G. Okura, T., and Goto, K. (1957). Properties of silica in water. Geochim. Cosmochim. Acta 12: 123-132.
- Pauling, L. (1960). The nature of chemical bond. Cornell University Press, Itacha, N.Y., pp. 543-562.
- Poleo, A.B.S., Lydersen, E. and I.P. Muniz 1991. The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fingerlings. Aquatic Toxicol 21: 267 - 278.
- Poleo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B. Vogt, R. and Kvellestad, A. (1993). Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. Water, Air, and Soil Pollution 75: 339-351.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K. and Kroglund, F. and Hoell, E. (1986). Mortality and physiological stress of year-classes of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acidic aluminium-rich soft water. Water, Air, and Soil Pollution 30: 751-756.
- Rosseland, B.O. and Skogheim, O.K. (1987). Acidic soft water and neutralization: Effects on fish physiology, fish toxicology and fish populations. Directorate for Nature and Management/ Norsk Biotech. Dr. philos thesis, University of Oslo, 186 pp.
- Rosseland, B.O., Staurnes, M. & Eldhuset, T.D. (1990). Enviromental effects of aluminium. Environmental Geochemistry and Health 12: 17-27.
- Rosseland, B.O. & Hindar, A. 1991. Mixing Zone - a fishery management problem? In: Olem, H., Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.B. (eds.), International Lake and Watershed Liming Practices, p. 161 - 172, The Terrene Institute Inc., Washington, D.C. ISBN 1-880686-00-7.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M & Vogt, R. (1992). The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for Salmonids. Environmental Pollution 78 : 3-8.

- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. (1994). Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W. and Wright, R.W. (eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*, pp 227 - 246, John Wiley & Sons, Ltd.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., Hafsvund, F., Kroglund, F. and Hagenlund, G. (1984). Eksponering av bleke, aure og bekkørøye til surt vann. Rapport fra Fiskeforskningen 2/84, 14 s.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., Hoell, E. and Kroglund, F. (1986). Effects of humic acids on acute aluminium toxicity on smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidic softwater. (Manus, trykket i Rosseland and Skogheim (1987)).
- Skogheim, O.K., Rosseland, B.O., Hoell, E. and Kroglund, F. (1986). Base additions to flowing acidic water: Effects on smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Water, Air, and Soil Pollution* 30: 587 - 592.
- Staurnes, M., Kroglund, F. and Rosseland, B.O. (1995). Water quality requirement of Atlantic salmon in water undergoing acidification and liming in Norway. *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 347 - 352.
- Verbost, P.M., Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Lydersen, E., Witters, H.E., Rosseland, B.O., Salbu, B. and Wendelaar Bonga, S.E. (1995). The toxic mixing zone of neutral and acidic river water: acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 341 - 346.
- Wada, S.-I. and Wada, K. (1980). Formation, composition and structure of hydroxy-aluminumsilicate ions. *J. Soil Sci.* 31: 457-467.
- Wey, R. and Siffert, B. (1961). Reaction de la silice monomoléculaire en solution avec les ions Al, Mg. Genèse et synthèse des argiles. *Colloq. Int. Int. C.N.R.S.* 105: 11-23.

VEDLEGG 1

PROSJEKT

NORSK INSTITUTT
FOR VANNFORSKNING

Postboks 173 Kjelsås

0411 Oslo

Telefon 22 18 51 00

Telefax 22 18 52 00

Telex 72400 fotex n

Att.: NIVA Oslo

Foretaksnr. 855869942

Prosjekttittel: **Vannkvalitet ved Syrtveit Fiskeanlegg**
O-92058

Kontaktperson(er): Espen Lydersen, Bjørn Olav Rosseland

Prosjektperiode: Juli 1994 -

Oppdragsgiver(e): Otteraaens Brugseier Forening

Målsetting:

Prosjektet vil fremskaffe data om den generelle råvannskvaliteten ved anlegget. Ved at man tar prøver på ulike steder i anlegget, vil effekten av den nåværende og fremtidige vannbehandlingen bli karakterisert. Forslaget innbefatter tre ulike nivåer, rutinemessig lokal vannprøvetaking og vannlagring, mer intense prøvetakingsperioder og en rutinemessig vannprøvetaking med utsendelse av vannprøver til NIVA.

1. Daglig rutinemessig vannprøvetaking

Hver dag på samme tidspunkt tas vannprøver på to stasjoner i anlegget;

1. Ved vanninntaket (råvann) - **Stasjon 1**
2. Etter lufting (behandlet vann), prøve tatt i "luftetank" så nær utløpet til fiskekarene som mulig - **Stasjon 2**

Samtidig med vannprøvetakingen måles temperatur. På laboratoriet måles pH og konduktivitet, og vannet fra de to stasjoner ionebyttes. Vannflasken og de ionebyttede prøvene merkes med:

- Stasjonsnr
- Dato
- Prøve som er ionebyttet merkes med O

Prøvene settes i kjøleskap for lagring i 10 - 14 dager. Alle data føres inn i protokoll.

2. Intensiv prøvetaking

Denne prøvetakingsprosedyre følges når det ønskes totalkarakterisering av vannkvaliteten. I første

omgang kjøres den som en enkelt innledene prøvetaking, men prosedyren følges i tilfeller med stor dødelighet på anlegget. Prøvetakingen har som formål å karakterisere hvor langt aluminiumskjemien er fra en likevektssituasjon i anleggets ulike deler. Prøvetakingen foregår på tre steder:

1. **Stasjon 1**
2. **Stasjon 2**
3. I et fiskekar - **Stasjon 3**.

Fiskekaret (Stasjon 3) foreslås å være et startføringskar *uten fisk* med normal vanngjennomstrømning, slik at oppholdstiden i karet tilsvarende forhold som fiske lever under.

Ionebytterutstyret for aluminium medbringes til stasjon 2 og stasjon 3, idet her skal øyeblikksbildet av den pågående aluminiumskjemien kartlegges. Mens prøven fra Stasjon 1 kan foretas på labben som under daglig rutine, må altså ionebyttingen for aluminium skje lokalt på stasjon 2 og 3.

Prosedyren blir således:

Stasjon 1:

Prøve tas ved inntaket. Prøven fraktes til labben, og den rutinemessige prosedyren følges.

Stasjon 2 og 3:

Slangen til ionebytterenheten plasseres i luftetanken/fiskekaret slik at oppholdstiden fra prøvetaking til filtrering blir så kort som mulig. Samtidig tas en vannlig vannprøve. Etter ionebytting, måles pH og konduktivitet på labben.

NB! det må ikke komme luftbobler inn i slangen - pass på i luftekammer.

Alle prøvene merkes med:

- Prosjektnr. O-92058
- Stasjonsnr.
- Dato
- Temperatur
- Prøver som er ionebyttet merkes med O

- Løpenr.
- Intensivprøve

Samtlige data noteres også i journalen på labben.
NB! - husk løpenr. (eks. 1/94, 2/94 etc.) også i journalen!

Prøvene sendes til NIVA for analyse.

3. Rutineinnsendelse av prøver.

Hver 14. dag tas det prøver på Stasjon 1, 2 og 3. Disse prøvene skal primært vise variasjonen i råvanns- og driftsvann og være en kontroll mot de kontinuerlige og daglige målingene som foretas på anlegget. Prøvene fra stasjon 2 og 3 bringes hurtigst mulig opp til labben for ionebytting. pH og konduktivitet måles på labben. Flaskene merkes:

- Prosjektnr. O-92058
- Stasjonsnr.
- Dato

- Temperatur
- Prøver som er ionebyttet merkes med O
- Løpenr.
- Rutineprøve.

Prøvene sendes NIVA for analyse

4. Analysekjema for NIVA analyser

Type prøver	Stasjon	pH Kond	Hoved komp.	Alr	Alo
Intensiv	1	*	*	*	*
	2	*		*	*
	3	*		*	*
Rutine	1	*	*	*	*
	2	*		*	*
	3	*		*	*

Oppdragsgiver (1) Otteraaen Brukseierforening
Oppdragsgiver (2)
Oppdragsgiver (3)

Institusjon/ hovedansvarlig Norsk institutt for vannforskning
Samarbeidspartner (1)
Samarbeidspartner (2)

Full prosjektittel: Vannkvalitet ved Syrtveit Fiskeanlegg

Prosjektperiode: Juli 1994 -

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3446-96.

ISBN 82-577-2982-5