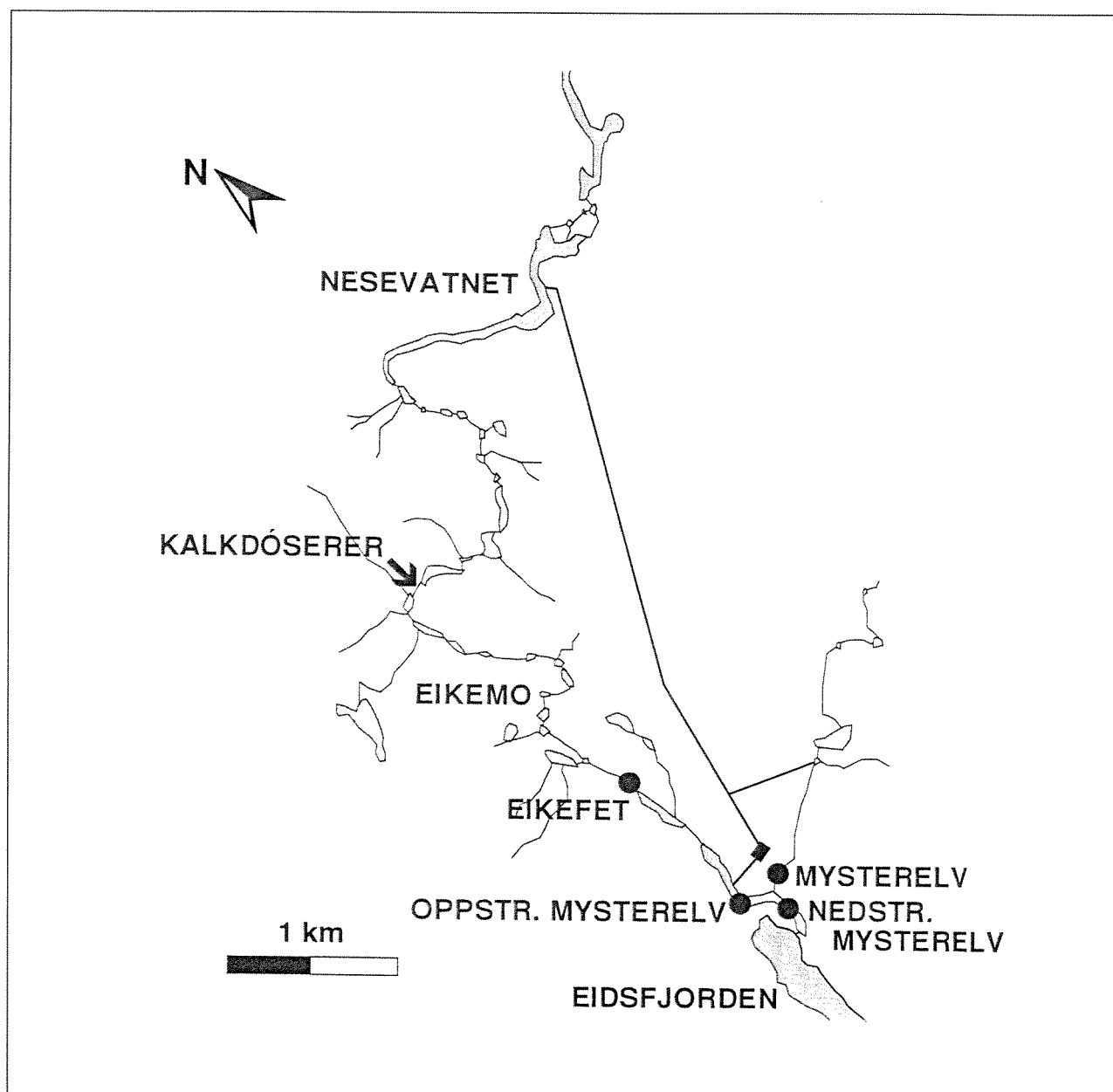


RAPPORT LNR 3738-97

Kalking av Ekso

Vannkjemisk og biologisk
kontroll våren 1997



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Kalking av Ekso. Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997.	Løpenr. (for bestilling) 3738-97	Dato Oktober 1997
	Prosjektnr. Undernr. O-97062	Sider Pris 42
Forfatter(e) Vilhelm Bjerknes Marit Nandrup Pettersen (Laboratorium for analytisk kjemi, NLH) Hans Christian Teien (Laboratorium for analytisk kjemi, NLH) Gunnar G. Raddum (Universitetet i Bergen)	Fagområde Kalking	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Steinar Sandøy
---	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Det er foretatt vannkjemiske undersøkelser og biologiske undersøkelser av vill lakse- og sjøauresmolt i Ekso før og etter kalking våren 1997. I tillegg er det foretatt felteksponering av oppdrettet smolt og innfangete individer av døgnfluenymfen <i>Baetis rhodani</i> etter kalking. Vannkvaliteten i Ekso ble kraftig sjøsaltpåvirket vinteren 1997, og smolt av laks og sjøaure i øvre del av anadrom strekning var sterkt påvirket av surt, aluminiumrikt vann. Kalkingen førte til en markert bedring av disse forholdene. Overvåking av vannkvaliteten under vårflom viste at kalkdoseringen ved Langehølen ikke var tilstrekkelig til å oppfylle kalkingsmålet ($\text{pH} \geq 6.5$) på anadrom strekning. Felteksponering av lakse- og sjøauresmolt etter kalking viste bl.a. kraftig Al-utfelling på gjeller hos laksesmolt eksponert for vann fra Myster kraftverk. Doseringen av kalk ved Langehølen bør gjennomgås for å finne årsaken til underdoseringen. Eventuelt bør man vurdere installasjon av kalkdoserer oppstrøms Nesevatn, slik kalkingsplanen anbefaler, for å sikre tilfredsstillende vannkvalitet på nedre del av anadrom strekning. Feltforsøket viste at laksesmolt akkumulerer større mengder aluminium på gjellene enn sjøauresmolt i samme vannkvalitet. <i>B. rhodani</i> akkumulerte store mengder aluminium og jern.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forsuring 2. Aluminium 3. Anadrom laksefisk 4. Kalking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acidification 2. Aluminium 3. Anadromic salmonidae 4. Liming
---	---


Vilhelm Bjerknes

Prosjektleder

ISBN 82-577-3307-5


Bjørn Olav Rosseland

Forskningssjef

O-97062

Kalking av Ekso

Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997

Bergen Oktober 1996

Saksbehandler: Vilhelm Bjerknes

Medarbeidere: Marit Nandrup Pettersen

Hans Christian Teien

Gunnar G. Raddum

Forord

Kalking av Ekso i Hordaland ble igangsatt i april 1997 ved hjelp av en doserer ved Langehølen nedstrøms Nesevatn. Det knytter seg en viss usikkerhet til mulig ustabil vannkjemi mellom Myster kraftverk og utløpet i Eidsfjorden. Her blandes vann fra den kalkete hovedelven med det ukalkete bidraget fra Nesevatn-magasinet og Leiro (Mysterelva), noe som kan medføre økt giftighet av aluminium.

*På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) har NIVA utført en undersøkelse av vannkvalitet og virkninger på villfisk i vassdraget før og etter kalking. I tillegg er det foretatt eksponering av lakse- og sjøaure-smolt og av døgnfluenymfen *Baetis rhodani* i vann fra Ekso, Myster kraftverk, Mysterelva, og fra blandsoner mellom kalket og ukalket elvevann. Undersøkelsene ble gjennomført i april-mai 1997.*

Kontaktperson hos DN har vært Steinar Sandøy.

Følgende institusjoner og personer har bidratt i prosjektet:

<i>Innsamling av villfisk og bunndyr:</i>	<i>Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Universitetet i Bergen v/Arne Fjellheim</i>
<i>Oppdrettet smolt av lokal stamme:</i>	<i>Eidsland klekkeri v/Frank Møster og Odd Nese</i>
<i>Aluminiumskjemi:</i>	<i>Laboratorium for analytisk kjemi, Norges Landbrukshøgskole v/Brit Salbu, Marit Nandrup Pettersen og Hans Chr. Teien</i>

I tillegg har Bjarne Sverkeli, Bergen, assistert ved feltarbeidet.

Bergen, oktober 1997

Vilhelm Bjercknes

Innhold

1. INNLEDNING	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Undersøkelsens mål og gjennomføring	8
1.3 Begrensninger og usikkerhet	9
2. MATERIALE OG METODER	10
2.1 Vannkjemi	10
2.1.1 Aluminium	11
2.1.2 Andre vannanalyser	13
2.1.3 Kontinuerlige pH-målinger og temperaturmålinger	13
2.2 Hydrologi	13
2.3 Fisk og bunndyr	13
2.3.1 Villfisk	13
2.3.2 Eksponering av smolt	15
2.3.3 Eksponering av bunndyr	16
2.3.4 Prøvetaking og analyser av fisk og bunndyr	16
3. RESULTATER	18
3.1 Vannkjemi	18
3.1.1 Aluminium	18
3.1.2 Andre vannanalyser	20
3.1.3 Overvåkingsdata	22
3.1.4 Kontinuerlige pH-målinger og temperaturmålinger	22
3.2 Hydrologi	26
3.3 Fisk og bunndyr	28
3.3.1 Villfisk	28
3.3.2 Eksponering av smolt	30
3.3.3 Eksponering av nymfer av døgnfluen <i>Baetis rhodani</i>	37
4. DISKUSJON OG KONKLUSJONER	39
5. REFERANSER	41

Sammendrag

Øvre deler av nedbørsfelter til Eksingedalsvassdraget er overført til Evanger kraftverk ved Vosso. I tillegg er vassdraget regulert med dam ved Nesevatn. Herfra overføres vannet via tunnel til Myster kraftverk, med avløp til Ekso ca 1 km ovenfor utløpet i Eidsfjorden. Restfeltet har liten motstandskraft mot syretilførsler, og reguleringen har medført en forverring av forsureningssituasjonen på vassdragets lakseførende strekning.

På denne bakgrunn er det utarbeidet kalkingsplan for Ekso. Kalkingsplanen anbefaler et pH-nivå på omkring 6.5 på anadrom strekning i smoltifiseringsperioden, som er satt til 1. februar til 15. juni, og pH omkring 6.2 resten av året. Kalking av vassdraget ble satt igang i april 1997 fra en nybygget doserer ved Langehølen, nedstrøms Nesevatn.

Målet med denne undersøkelsen er å vurdere virkningen av kalkingen på fisk og bunndyr, og om kalkdosereren ved Langehølen sikrer tilfredsstillende vannkvalitet for laks, både oppstrøms og nedstrøms Myster kraftverk.

Undersøkelsen inkluderte følgende elementer:

- Aluminiumsfraksjonering i felt før og etter kalking
- Analyser av vannprøver før og etter kalking
- Kontinuerlig logging av pH og vanntemperatur i Ekso og i avløp fra kraftverket før og etter kalking
- Fysiologisk status og Al-avsetning på gjeller av villsmolt (laks og sjøaure) før og etter kalking
- Felteksponering av oppdrettet Ekso-smolt (laks og sjøaure) fra Eidsland klekkeri, og undersøkelse av fysiologisk status og aluminiumsavsetning på gjeller etter kalking
- Felteksponering av døgnfluenymfen *Baetis rhodani* og undersøkelse av aluminiums- og jernavsetning etter kalking

In situ fraksjonering av vann viser en signifikant reduksjon i lavmolekylært Al_i i Ekso oppstrøms Myster kraftverk etter kalkingen startet (før: 35 $\mu\text{g } Al_i / \text{l}$; etter: 11 $\mu\text{g } Al_i / \text{l}$). I blandsonen mellom Ekso og Myster kraftverk ble det registrert en nedgang i totalkonsentrasjonen av Al_i fra 28 $\mu\text{g/l}$ før, til 11 $\mu\text{g/l}$ etter kalking, mens vi i blandsonen nedstrøms Mysterelva fant samme Al_i -konsentrasjoner før og etter kalking (5 $\mu\text{g/L}$). I den sure, ukalkete Mysterelva ble det målt samme nivå av Al_i ved begge undersøkelsene, gjennomsnittlig 41 $\mu\text{g } Al_i / \text{l}$ 7. april, og 42 $\mu\text{g } Al_i / \text{l}$ 30. april 1997.

Vannanalyser og kontinuerlige pH-målinger viser at kalkingsmålet for anadrom strekning oppstrøms Myster kraftverk ($\text{pH} \geq 6.5$) bare ble oppnådd i deler av den perioden undersøkelsen pågikk (28. april - 4. mai). Dette hang bl.a. sammen med en regnvørs- og snøsmeltingsflom i løpet av undersøkelsen, med kontinuerlig drift av kraftverket, overløp over dammen ved Nesevatn og høy vannføring i Ekso.

Nedbørsfeltet til Ekso ble kraftig påvirket av sjøsalter vinteren 1997, og vannkvaliteten i februar-mars 1997 var den dårligste som har vært registrert siden 1990, med pH-verdier ned til 4.98 og labilt aluminium på 117 $\mu\text{g/l}$ (Analyser utført av NIVA). I forbindelse med flom 1. april 1997 registrerte pH-stasjonen ved Myster et pH-fall til $\text{pH}=4.69$.

Villsmolt fra el-fiske ved Eikefet (øvre del av anadrom strekning) den 7. april (før kalking) var avmagret (gjennomsnittlig k-faktor 0.73 for laks og 0.75 for sjøaure) og stresset (gjennomsnittlig hematokritt på 58.0 for laks og 54.0 for sjøaure). Fisken var uten naturlig fluktrespons. Aluminiumkonsentrasjonen på gjellene var i gjennomsnitt 293 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt for laks og 280 $\mu\text{g/g}$ for sjøaure, dvs. samme nivå for begge arter.

Villsmolt i Ekso nedstrøms Myster kraftverk før kalking viste normale hematokrittverdier og normal fluktrespons, til tross for like høy og tildels høyere aluminiumsavsetning på gjellene. Høyest gjennomsnittlig aluminiumsavsetning på gjeller ble registrert på sjøauresmolt nedstrøms Mysterelv med 566 µg/g tørrvekt. Hematokrittverdiene var her noe lavere enn normalt for begge arter, mens fluktresponsen var normal. Forklaringen på de høye Al-verdiene på gjellene hos sjøauresmolt i hovedelven nedstrøms Mysterelv kan være stort innslag av utvandret smolt fra den sure, ukalkete Mysterelva. Sjøauresmolt fanget i Mysterelva viste tilsvarende nivå på gjellene.

Smolt fanget på noen av de samme elvestrekningene etter kalking (29. april) viste normale verdier for hematokritt og plasmaklorid, og normal fluktrespons. Aluminiumsavsetningen på gjellene var redusert til 46-66 % av nivået før kalking hos smolt i hovedvassdraget, mens gjeller fra sjøauresmolt i den sure, ukalkete Mysterelva på dette tidspunktet hadde i gjennomsnitt 417 µg Al/g tørrvekt.

Feltforsøk med oppdrettet smolt ble kjørt i perioden 28. april - 4. mai 1997 med følgende stasjoner og forsøksgrupper:

- Stasjon I, Ekso (kalket) oppstrøms Myster kraftverk; 30 laksesmolt og 30 sjøauresmolt
- Stasjon II, avløp Myster kraftverk; 30 laksesmolt
- Stasjon III; Blanding av I+II (1:1); 30 laksesmolt
- Stasjon IV, Mysterelv (sur); 30 laksesmolt og 30 sjøauresmolt
- Stasjon VI; Ekso nedstrøms Mysterelv; 30 laksesmolt

Total eksponeringstid var 132 timer, med prøvetaking ved 0, 36 og 132 timer (28. og 30. april og 4. mai). Ved hver prøvetaking ble det nyttet 5 fisk pr gruppe. Fisken ble lengdemålt og veiet, og det ble tatt blodprøver for måling av hematokritt og plasmaklorid (mmol Cl/l), og gjelleprøver for kvantitativ Al-analyse (µg Al/g tørrvekt). Gjennomsnittsverdiene hos laksesmolt ved starten av forsøket var 41 i hematokritt, 117.8 mmol Cl/l og 75 µg Al/g tørrvekt på gjellene. Tilsvarende startverdier for sjøauresmolten var 33 i hematokritt, 122.6 mmol Cl/l og 36 µg Al/g tørrvekt.

På Stasjon IV fant det sted en signifikant økning i hematokritt og reduksjon i plasmaklorid hos laksesmolten etter 36 timers eksponering, og plasmakloridkonsentrasjonen fortsatte å synke til 82.0 mmol/l etter 132 timer. Al-avsetningen på gjellene steg til 694 µg/g tørrvekt etter 36 timers eksponering, og holdt seg siden på dette nivået (701 µg/g tørrvekt etter 132 timer). Vannkvaliteten på Stasjon IV (Mysterelv) kan sammenliknes med Ekso før kalking, med pH-verdier <5.5 og Al_i-konsentrasjoner >40 µg/l.

På Stasjon I, III og VI holdt verdiene for alle tre parametre seg relativt jevne gjennom hele forsøket. Laksesmolt på Stasjon II viste en markert økning i hematokritt etter 36 timer. Utslaget kan ha en sammenheng med at kraftverket vekselvis gikk og stanset i denne perioden, noe som medførte stadige skiftninger i vannkvaliteten. I resten av perioden ble fisken eksponert for kraftverksvann kontinuerlig, og både hematokritt og plasmaklorid vendte tilbake til normale verdier. Derimot skjedde det en signifikant økning i Al-avsetning på gjellene til laksen på Stasjon II i den siste perioden, noe som kan relateres til høyere verdier av labilt Al på Stasjon II sammenliknet med de andre stasjonene (bortsett fra Stasjon IV).

Det var ingen signifikant forskjell i utviklingen av hematokritt hos sjøauresmolt mellom Stasjon I og IV, mens plasmaklorid viste signifikant nedgang etter 36 timer på Stasjon IV, noe som tolkes som en klar respons på sur vannkvalitet. På Stasjon I holdt Al-konsentrasjonen på gjellene seg uendret gjennom hele forsøket. Derimot fikk vi en kraftig økning i Al-avsetning på Stasjon IV etter 36 timer, fra 36 µg/g tørrvekt ved forsøksstart, til 508 µg/g tørrvekt etter 36 timer og 562 µg/g tørrvekt etter 132 timer, dvs. samme nivå som hos villfisk i samme sideelv.

Et viktig funn i dette feltforsøket er at gjennomsnittlig Al-deposisjonen på gjeller hos laksesmolt ligger over verdiene for sjøauresmolt i samme vannkvalitet på alle prøvetidspunkt. I den grad det er en sammenheng mellom Al-avsetning på gjellene og giftvirkning av Al hos fisk, er dette et nytt indisium på hvorfor sjøaure overlever lengre enn laks i surt, aluminiumsholdig vann. Årsakene til denne forskjellen er ukjent.

Døgnfluenymfer av den forsuringsfølsomme arten *Baetis rhodani* ble eksponert på Stasjon I, III og IV. Avsetningen av Al og Fe etter 132 timer var størst på Stasjon I, med gjennomsnittlig 1247 µg Al/g og 1847 µg Fe/g tørrvekt, mens sluttverdiene på Stasjon IV var på 859 µg Al/g og 1564 µg Fe/g tørrvekt. Stasjon III viste de laveste gjennomsnittlige sluttverdiene med 494 µg Al/g og 950 µg Fe/g tørrvekt. Dette pilotforsøket viser at det skjer en kraftig deposisjon av metaller på døgnfluene i samtlige tre vannkvaliteter finner sted. Store individforskjeller i metallavsetning, særlig på Stasjon IV kan henge sammen med stor grad av skallskite som følge av vannkvalitets-stress.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

På grunn av uro omkring forsureingssituasjonen i Ekso, bl.a. med rapporter om fiskedød (Barlaup, 1993; Hindar *et al.*, 1993; Raddum & Fjellheim, 1995), har Fylkesmannen i Hordaland tatt initiativ til utarbeiding av en kalkingsplan for vassdraget (Kaste *et al.* 1996). I kalkingsplanen foreslås kalking ved hjelp av to kalkdoserere, én ved utløpet av Sjørdalselva ovenfor Nesevatn, og én ved Langehølen nedstrøms Nesevatn. Ut fra en kostnad/nytte-vurdring har Fylkesmannen besluttet å bygge og sette i drift sistnevnte doserer, og å avvente eventuelt vedtak om bygging av doserer oppstrøms Nesevatn til virkningen av dosereren ved Langehølen er dokumentert. Doseren ved Langehølen var driftsklar våren 1997, og kalket med full effekt fra medio april 1997. Denne undersøkelsen er et bidrag til vurderingen av om kalkingen ved Langehølen sikrer tilfredsstillende vannkvalitet på hele den anadrome strekningen i Ekso, inkludert blandsonen mellom kalket elvevann og ukalket kraftverksvann i nedre del.

Ekso er regulert for kraftformål ved at avrenningen fra nedbørsfeltets øvre del er overført til Evanger kraftverk i Vosso, samt at praktisk talt alt vann fra Nesevatn (ca. 15 km oppstrøms utløpet i sjøen) ledes i tunnel til Myster kraftverk. I tillegg mottar Myster kraftverk vann via bekkeinntak fra Mysterelva. Vannet fra Myster kraftverk slippes ut i Ekso ca 1 km oppstrøms utløpet i Eidsfjorden, og ca 0.7 km ovenfor området for sjøvannsinnblanding. Reguleringen medfører en forverring av forsureingssituasjonen på den lakseførende strekningen, ved at vann med forholdsvis god vannkvalitet ledes til kraftverket, mens vann fra sure sidebekker dominerer restvannføringen i Ekso mellom Nesevatn og kraftverket.

Dagens kalking ved Langehølen skal kunne sikre vannkvaliteten på den anadrome strekningen oppstrøms Myster kraftverk, mens det fortsatt knytter seg usikkerhet til variasjoner i vannkvaliteten i vannet som passerer kraftverket, og som utgjør et vesentlig bidrag til vannføringen i de nedre 0.7 km av elven. I tillegg renner den sure, ukalkete Mysterelva inn i Ekso omtrent midtveis mellom Myster kraftverk og utløpet i Eidsfjorden.

Målet med kalkingen er å oppnå en pH på 6.5 på anadrom strekning oppstrøms Myster kraftverk i smoltifiseringsperioden for laks (1. februar - 15. juni), og en pH på 6.2 resten av året, og om dette er tilstrekkelig til å sikre en tilfredsstillende vannkvalitet i blandsonen nedstrøms kraftverket. For å kontrollere at pH-målet holdes er det installert en målestasjon for kontinuerlig registrering og logging av pH ved Myster kraftverk. Stasjonen måler pH både i Ekso oppstrøms Myster kraftverk og i avløpet fra kraftverket.

1.2 Undersøkelsens mål og gjennomføring

Målet med undersøkelsen er å dokumentere virkningen av kalkingen på fisk og bunndyr, og å vurdere om den éne dosereren ved Langehølen sikrer tilfredsstillende vannkvalitet for lakse-smolt både oppstrøms Myster kraftverk, og i de nedre 0.7 km av elva nedstrøms kraftverket, som vil være oppholdssted i kortere eller lengre tid for all smolt som skal ut i sjøen.

Sammenhengen mellom vannkjemi og påviste fysiologiske endringer og aluminiumsavsetning på gjeller hos fisk er benyttet i denne undersøkelsen til å gi en evaluering av vannkvaliteten i Ekso før og etter kalking. Kroglund (1997) benytter en definisjon av vannkvalitetskrav som innebærer at effekter som avviker fra referanseverdier tolkes som en mulig skade. Vannkvalitetskrav for laks defineres her som:

Vannkvaliteter som tillater at nødvendige livsfunksjoner og prosesser opprettholdes på et normalt nivå, og som hverken skader enkeltindivid eller bestand. Hos anadrom fisk må også marin overlevelse sannsynliggjøres.

Det er antatt at aluminium (Al) er hovedårsak til giftighet i surt vann i tillegg til det som kan tilskrives hydrogenionkonsentrasjonen (Muniz & Leivestad, 1980). Aluminiumskjemien og aluminiums giftighet er komplisert fordi ulike aluminiumsformer opptrer på ulike pH-nivåer. Giftigheten avhenger også av konsentrasjonen av organiske syrer (TOC). Når surt, aluminiumsrikt vann blandes med kalket vann med høyere pH transformeres lavmolekylære (LMW) uorganiske former av Al til høymolekylære (HMW) former som felles ut. I slike blandsoner er det observert hurtig Al-utfelling på fiskegjeller, og høyere giftighet enn i det opprinnelige sure vannet (Lydersen *et al.*, 1994). Smoltstadiet hos laks er spesielt følsomt for giftig aluminium (Rosseland & Skogheim, 1984; Rosseland *et al.*, 1992). Det er derfor naturlig knytte effektstudiene til fisk i dette stadiet.

For å undersøke om giftige blandsonerforhold gjør seg gjeldende etter kalking av Ekso, ble undersøkelsen særlig konsentrert om blandsonene i nedre del av vassdraget, dvs. området der avløpsvann fra Myster kraftverk og den sure, ukalkete Mysterelva renner ut i Ekso.

Undersøkelsen ble gjennomført i april og mai 1997. Den 7. april, før kalkdosering startet for fullt, og 30. april, ved full dosering, ble det foretatt *in situ* hul-fiber ultrafiltrering og ionebytting av vann for senere Al-analyse, og prøvetaking av vann for fullstendig kjemisk analyse (ANC). Ved lagring av prøver med ustabil aluminiumskjemi vil transformasjonsprosessene fortsette i vannprøven etter prøvetaking, mens "in situ" fraksjonering av vann sikrer reelle øyeblikksverdier av de ulike Al-fraksjonene (Lydersen *et al.*, 1994). Dette gjør at vanlig prøvetaking og laboratorieanalyser kan gi for lave konsentrasjoner av labilt uorganisk Al (LAl), som følge av lagring.

Vannanalyser fra overvåkingen i 1996 og vinteren 1997 er benyttet for å sammenlikne vannkvalitet før og etter kalking.

Det ble samlet blod- og gjelleprøver fra villsmolt av laks- og sjøauresmolt fra ulike avsnitt av anadrom strekning 7. april 1997 (før kalking). En tilsvarende innsamling ble gjennomført 29. april (etter kalking).

Eksponering av oppdrettet lakse- og sjøauresmolt av Ekso-stamme ble utført i ulike vassdragsavsnitt i perioden 28. april - 4. mai 1997. Det ble tatt blod- og gjelleprøver av fisk og vannprøver for kjemisk analyse. Parallelt ble det utført et pilotforsøk med eksponering av nymfer av døgnfluen *Baetis rhodani*.

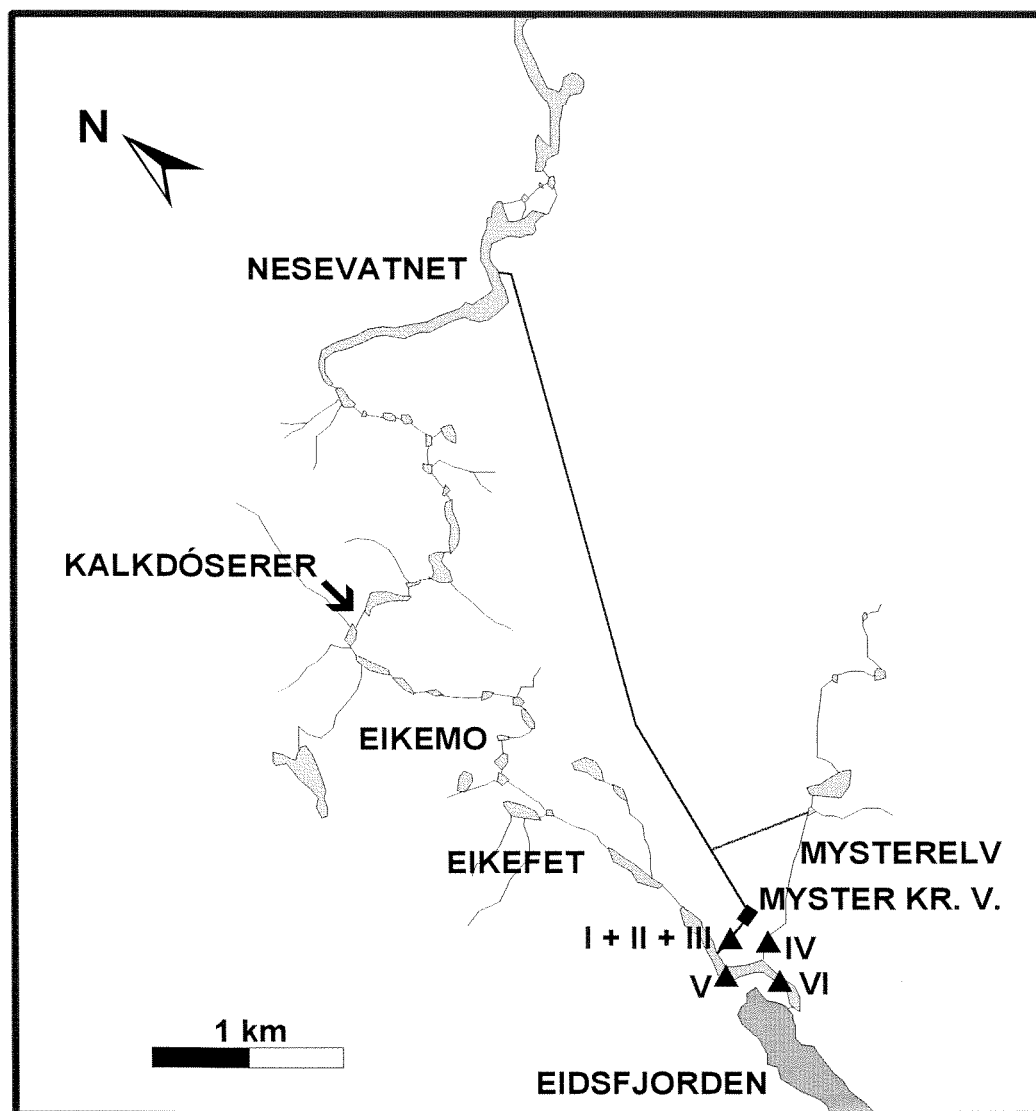
1.3 Begrensninger og usikkerhet

Undersøkelsen er utført i en begrenset periode innenfor én utvandringssesong for smolt. Vannkvaliteten i ulike deler av vassdraget varierer forholdsvis mye gjennom året, og mellom ulike år. De forhold som er dokumentert i undersøkelsen kan derfor ikke sies å gjelde i enhver situasjon. Det anbefales derfor en oppfølging av vannkvalitetsutviklingen i årene framover, sammen med gjentatte biologiske effektstudier, med sikte på eventuelle revurderinger eller justeringer av kalkingsstrategien.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Vannkjemi

Det ble foretatt aluminiumsfraksjonering av vann direkte i felt på Stasjon I (Ekso oppstr. Myster kraftverk), II (Avløp fra Myster kraftverk), III (1:1 blanding av I og II), IV (Mysterelv) og VI (Ekso nedstrøms Mysterelv) 7. og 30. april 1997. Det ble benyttet ulike fraksjoneringsteknikker: hulfiber ultrafiltrering, ekstraksjon og kation-bytterkromatografi. Det ble også samlet vannprøver på 0.5 l plastflasker for kjemisk analyse 7., 28., 29. og 30. april og 2. og 4. mai. Figur 1 viser et forenklet kart over nedre del av Eksovassdraget der stasjonene for vannprøvetaking er angitt.



Figur 1. Kart over nedre del av Ekso med vannprøvestasjoner som ble benyttet i undersøkelsen.

2.1.1 Aluminium

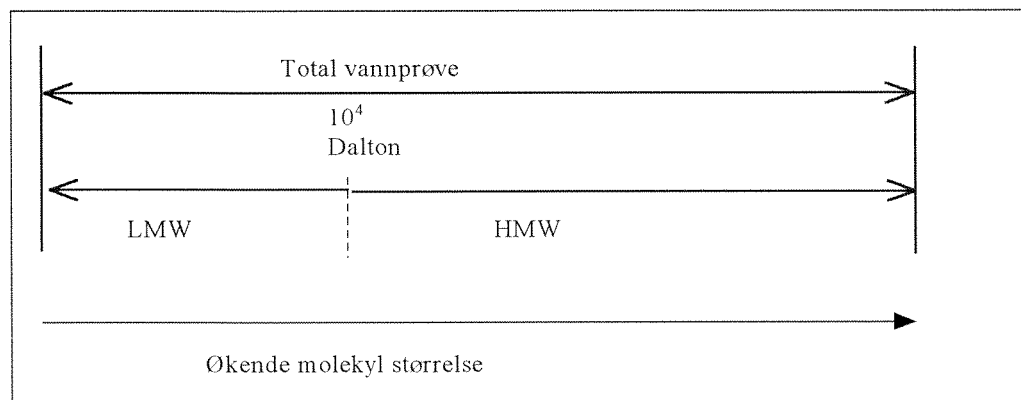
Aluminium kan foreligge i ulike tilstandsformer som varierer med hensyn på størrelse (nominell molekylvektfordeling) og ladningsforhold (reaktivitet). For å få informasjon om molekylvektfordeling benyttes *in situ* hul-fiber ultrafiltrering, mens ekstraksjon og ionebytting gir informasjon om reaktivitet. På NIVA måles konsentrasjonen av ulike Al-fraksjoner ved hjelp av Pyrokatekolfiolett (spektrofotometrisk) og på LAK ved hjelp av ekstraksjon (spektrofotometrisk). Benevnelser på ulike Al-fraksjoner målt på henholdsvis NIVA og LAK er vist i tabell 1.

Tabell 1. Benevnninger på ulike Al-tilstandsformer benyttet ved NIVA og LAK.

Fraksjon	LAK	NIVA
Totalt konsentrasjon av Al i vann	Al _r	AIT
Totalt konsentrasjon av kompleksreaktivt Al	Al _a	AIR
Total konsentrasjon av negativt ladd/nøytralt Al	Al _o	Al/il
Total konsentrasjon av positivt ladd Al	Al _i	Al/I

In situ hul-fiber ultrafiltrering

Hul-fiber ultrafiltrering er en fraksjoneringssteknikk som benyttes til å skille mellom molekylvektklasser av aluminium. Ulike fibre kan brukes til å skille mellom ulike molekylvektklasser. Det ble brukt fibre med nominell molekylvekt grense på 10000 Dalton for å skille lavmolekylært (LMW) fra høymolekylært (HMW) aluminium (figur 2). Gjennomstrømningen gjennom fiberen uten trykk var på 300-400 ml/min. For å kondisjonere systemet ble det kastet min. 0.5 l før uttak til prøve. Hul-fiberen var plassert ved den enkelte stasjonen og en 0.5 - 1.0 m slange ble benyttet for å redusere transporttiden fra vannlokaliteten til fiberen, og ved hjelp av en peristaltisk pumpe ble vannet pumpet direkte fra prøvetakningspunktet til molekylvektdiskriminatoren (*in situ* prøvetaking og fraksjonering). Ved Stasjon I, II og III ble vannet tatt direkte fra tilførselen til pH-stasjonen ved Myster.



Figur 2. Ulike molekylvektklasser.

Totalkonsentrasjon av aluminium

1. Total syrereaktiv konsentrasjon av Al: Al_r.
Vannprøven er surgjort og ekstrahert.
2. LMW Al_r
Vannprøven er ultrafiltrert (MW < 10⁴ Dalton) og den lavmolekylære fraksjonen surgjøres og ekstraheres.
3. HMW Al_r = Al_r - LMW Al_r

Ekstraksjon

Ekstraksjon er en metode hvor det brukes en organisk kompleksbinder som kompleksierer reaktivt Al, og dette komplekset ekstraheres over i en organisk fase. Al i den organiske fasen måles ved hjelp av spektrofotometer og benevnes Al_a .

Ionebytting

Ionebytter kromatografi er også en metode som fraksjonerer med hensyn på reaktivitet. Ved å benytte en kationbytter vil positivt ladde Al-tilstandsformer holdes igjen på ionebytteren. Dette gir et mål på hvor stor konsentrasjon av positivt ladde Al-tilstandsformer det er i vannprøven. Disse tilstandsformene benevnes Al_i . Ved hjelp av en peristaltisk pumpe ble vannet pumpet med konstant hastighet direkte fra prøvetakingsdypet til en ionebytterkolonne av kationbytter Amberlite IR på Na-form. Eluatet fra kationbytter-kolonnen ekstraheres og benevnes Al_o .

Positivt ladd aluminium (Al_i) måles ikke direkte, men kommer frem som differansen mellom Al_a og Al_o .

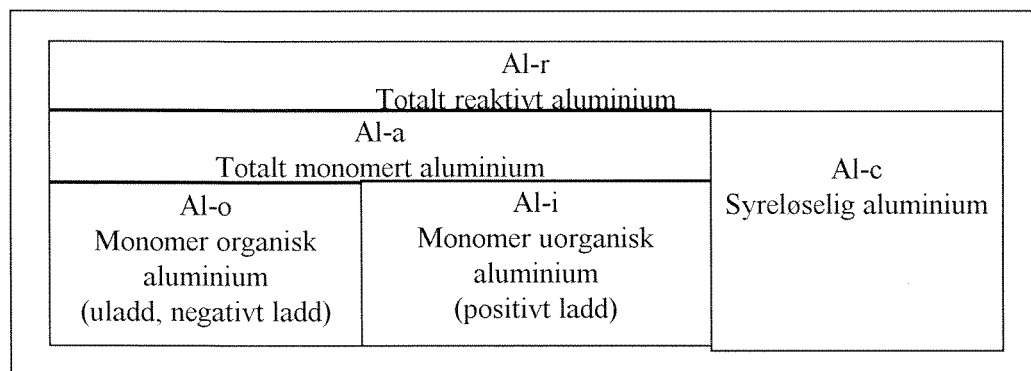
Al_a = vannprøven er ekstrahert

Al_c = $Al_r - Al_a$

Al_o = vannprøven er ionebyttet og ekstrahert

Al_i = $Al_a - Al_o$

Barnes / Driscoll metoden kombinerer ionebytting og ekstraksjon for å fange opp ulike reaktive tilstandsformer for aluminium (Barnes *et.al*, 1975). Disse er vist i figur 3.



Figur 3. Oppdeling av aluminiums tilstandsformer (Driscoll, 1984).

Kombinasjon av hul-fiber ultrafiltrering og Barnes/Driscoll

Ved å kombinere hul-fiber ultrafiltrering, ekstraksjon og ionebytting fåes informasjon om molekylvektfordeling og ladningsforhold både i en total prøve og i et ultrafiltrat. Polymerisering reduserer LMW og øker HMW tilstandsformene.

Ultrafiltrert vann ble fraksjonert med hensyn på reaktivt aluminium i felt. Systemet var koblet slik at filtrert vann ble transportert direkte fra hul-fiber til kationbytter via en peristaltisk pumpe. På denne måten ble aluminium både fraksjonert med hensyn på størrelse og ladning, og de ulike Al-tilstandsformene total, LMW og HMW knyttes til reaktivitet (Al_r , Al_c , Al_a , Al_o , Al_i).

2.1.2 Andre vannanalyser

Prøvetaking av vann for kjemisk analyse ble tatt som vist i tabell 2. Det ble benyttet 0.5 l plastflasker som ble skylt 3 ganger i prøvevannet før fylling, og sendt NIVA's laboratorium for analyse.

Tabell 2. Prøvetakingstidspunkt (dato) på de ulike stasjonene.

Stasjon/Dato	0704	2804*	2904	3004	0205	0405
I. Ekso oppstr. Myster kraftverk	x	x	x	x	x	x
II. Myster kraftverk	x		x	x	x	x
III. Blanding I+II (1:1)	x			x	x	x
IV. Mysterelv	x	x		x	x	x
V. Ekso nedstr. Myster kraftverk				x		
VI. Ekso nedstrøms Mysterelv	x	x	x	x	x	x

*Myster kraftverk var ikke i drift på prøvetakingstidspunktet.

Prøver fra 2. og 4. mai ble analysert for pH, konduktivitet, alkalitet, total organisk carbon (TOC), Al/R, Al/II, Ca, Fe og Mn. 7., 28., 29. og 30. april ble det i tillegg gjort analyser av NO₃-N, Cl, SO₄, K, Mg og Na for beregning av syrenøytraliserende kapasitet (ANC).

2.1.3 Kontinuerlige pH-målinger og temperaturmålinger

pH-målestasjonen ved Myster pumper in vann fra Ekso oppstrøms Myster kraftverk og fra avløpskanalen fra Myster kraftverk (Stasjon I og II), og logger vanntemperatur og pH. På Stasjon III, IV og VI ble vanntemperaturen målt manuelt ved hver prøvetaking med et Gold Line termometer.

2.2 Hydrologi

I 1972 ble øvre del av nedbørsfeltet til Ekso overført til Evanger kraftstasjon ved Vosso. Nedre del av vassdraget ble ytterligere regulert i 1987 ved bygging av dam ved Nesevatn, og overføring av vann via tunnel til Myster kraftstasjon. Kraftstasjonen mottar også vann fra et bekke-inntak i sideelva Mysterelv. Nesevatn tillates manøvrert mellom kote 255 og 257.25, og stasjonen drives normalt når tilsiget er mellom 15 og 50 m³ s⁻¹. Fra 15. mai til 15. oktober skal hele tilsiget til Nesevatn slippes til Ekso når tilsiget er inntil 2 m³ s⁻¹, og i tiden 16. oktober til 14. mai skal hele tilsiget inntil 1 m³ s⁻¹ slippes til Ekso, målt ved Langehølen ved Høvik. Utslippet fra Myster kraftstasjon skjer ca 1 km fra sjøen, dvs. ca midtveis på anadrom strekning.

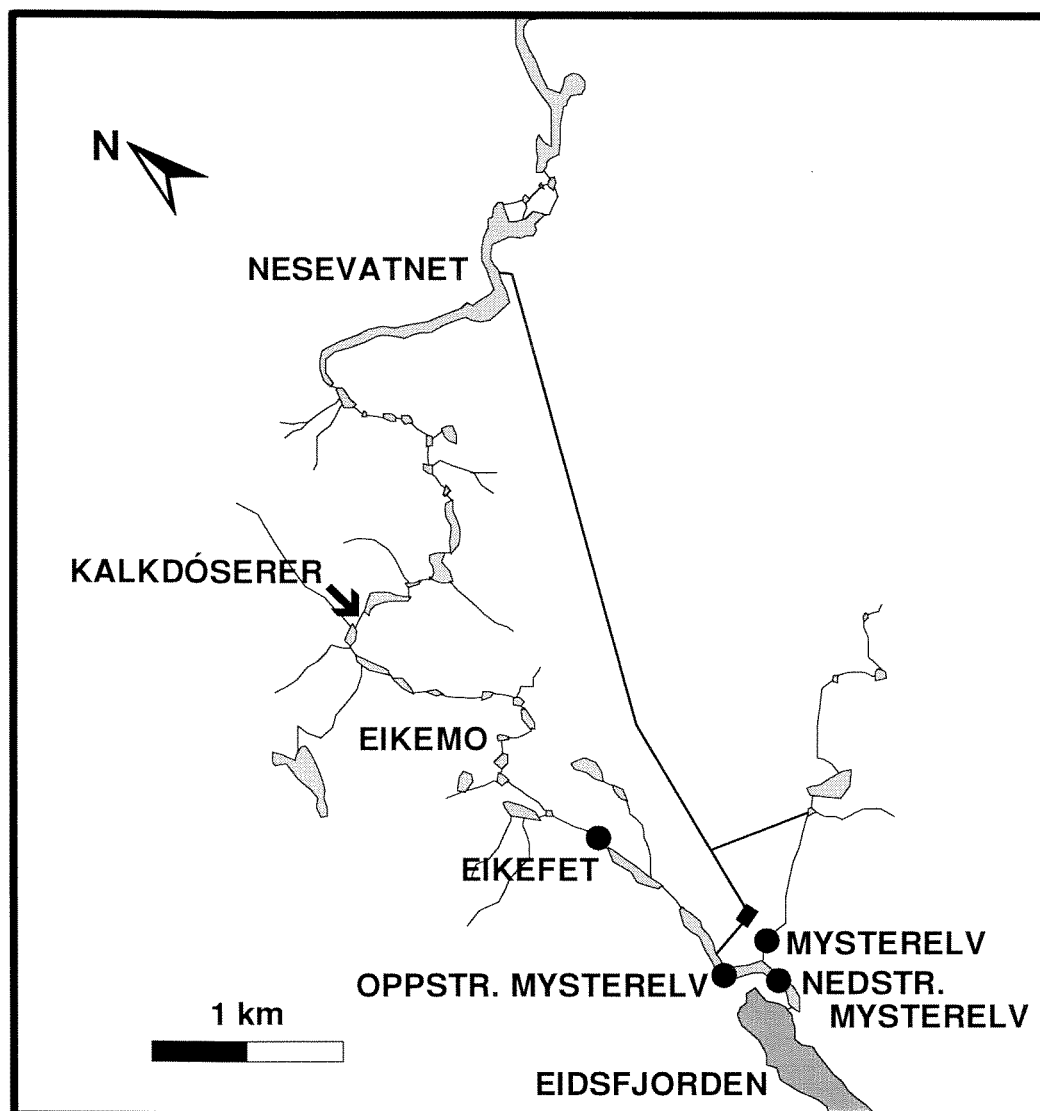
Vannføring gjennom Myster kraftverk måles kontinuerlig. I Ekso nedstrøms Nesevatn måles vannføring i Langehølen. Vannføringsdata for den perioden undersøkelsen foregikk er innhentet fra Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap (BKK). Nedbør og snødybde data fra værstasjon 5217 Eksingedal og temperaturdata fra Stasjon 5229 Modalen II er innhentet fra Det norske meteorologiske institutt (DNMI). Det er montert avløpsstasjoner både Ekso og i sidebekken Tverrbekken i forbindelse med kalkdosereren. Data fra disse stasjonene er ikke benyttet i undersøkelsen.

2.3 Fisk og bunndyr

2.3.1 Villfisk

7. april ble det tatt prøver av villsmolt av laks og sjøaure fanget med elektrisk fiskeapparat på tre ulike elvestrekninger i Ekso, ved Eikefet (oppstrøms Myster kraftverk), nedstrøms Myster kraftverk og nedstrøms Mysterelv. Elfisket ble utført av personell fra LFI, Universitetet i Bergen, i forbindelse med det såkalte "Homing-prosjektet" i regi av DN. Elfiske-lokalitetene er angitt i figur 4. 10 smolt av laks og

aure fra hver strekning ble plukket ut for blod- og gjelleprøver (tabell 3). Smolten ble karakterisert etter en smoltifiseringsindeks (Johnston & Eales 1967), med en skala fra 1 til 4, der verdi >2 angir en antatt sjøvannsdyktig smolt (se kap. 2.3.4 nedenfor).



Figur 4. Lokalteter for fangst av villsmolt 7. og 29. april 1997.

Tabell 3.. Villsmolt fra ulike elvestrekninger fanget med el.-apparat den 7. april 1997.

Lokalitet	Art	Ant.	Lengde (mm)	Vekt (g)	Kondisjon	Smoltindeks
Eikefet	Laks	10	116.9±6.1	11.5±2.1	0.73±0.15	1.5-2.0
	Aure	10	126.2±12.7	16.0±5.2	0.75±0.09	1.5-2.0
Nedstr. Myster kraftverk	Laks	10	115.5±9.3	-	-	1.5-2.0
	Aure	10	133.2±13.9	-	-	1.5-2.0
Nedstr. Mysterelv	Laks	10	111.4±9.2	-	-	1.5-2.0
	Aure	10	126.9±25.4	-	-	1.5-2.0

Den 29. april ble det tatt prøver av lakse- og sjøauresmolt fanget med elektrisk fiskeapparat ved Eikefet, nedstrøms Myster kraftverk og i Mystereelv (figur 4; tabell 4). Ved Eikefet ble det ikke registret laksesmolt ved dette elfisket, og i Mystereelv besto fangsten utelukkende av aure. I Ekso nedstrøms Mystereelv var forholdet mellom sjøauresmolt og laksesmolt 3:1. Det ble tatt ut 5-7 smolt fra hver stasjon for blod- og gjelleprøver.

Tabell 4. Villsmolt fra ulike elvestrekninger fanget ved el-fiske den 29. april 1997.

Lokalitet	Art	Ant.	Lengde (mm)	Vekt (g)	Kondisjon	Smoltindeks
Eikefet	Aure	6	124.0±7.5	19.3±3.0	1.01±0.06	2.0
Nedstr. Myster kraftverk	Laks	5	107.8±12.0	12.8±4.6	0.99±0.06	2.0
	Aure	7	117.0±16.8	18.0±8.1	1.07±0.13	2.0
Mystereelv	Aure	6	137.3±7.0	26.3±4.1	1.01±0.06	2.0

2.3.2 Eksponering av smolt

28. april ble smolt av laks og sjøaure fra Eidsland klekkeri (1⁺; Ekso-stamme) satt ut til eksponering på ulike stasjoner i vassdraget (tabell 5). Stasjonene er identiske med de stasjonene som er oppgitt for vannprøvetaking (se figur 1, kap. 3.1 ovenfor). Det ble ikke eksponert fisk på Stasjon V. 30 fisk av hver art ble benyttet på Stasjon I (kalket hovedelv) og IV (Mystereelv), fordelt i hver sine kar. På de andre stasjonene (I, III og V) ble det bare benyttet laksesmolt, 30 individer på hver stasjon.

Tabell 5. Fisk som ble benyttet i forsøk 28. april - 4. mai 1997.

Art	Antall	Lengde (mm)	Vekt (g)	Kondisjon	Smoltindeks
Laks	155 (n=5)	128.2±4.1	23.2±2.7	1.10±0.07	2.5
Sjøaure	65 (n=5)	145.4±9.1	35.2±6.4	1.13±0.05	2.5

Forsøkene ble utført etter standard "NIVA-metode" (Kroglund *et al.*, 1993). Fisken ble plassert i 70 l svarte murerstamper med senteravløp, og ca. 15 cm mellom vannspeil og overkant av stampen. Over kanten ble det lagt not og deretter en finerplate for å hindre adkomst av mink og direkte lysinnstråling. Vanntilførselen til hvert kar ble justert med kran til ca. 6 l/min, dvs. teoretisk oppholdstid på ca. 10 minutter.

Vanntilførsel på Stasjon I, II og III ble besørget gjennom tilkopling til pH-målestasjonen ved Myster. Denne pumper inn vann fra kalket hovedelv oppstrøms Myster kraftverk og fra avløpet fra kraftverket. Vannstrømmen til fiskekarene ble regulert med kran. Når kraftverket ikke er i drift, fylles kraftverkskanalen med "Ekso-vann", og begge inntak tar da inn vann fra kalket hovedelv, og vannkvalitetene på Stasjon I, II og III blir i disse situasjonene identiske (se tabell 11 side 24). På Stasjon IV og VI ble vanntilførsel besørget via 3/4" slange fra dykkete elektriske pumper som ble lagt ut i elven.

Før transport fra klekkeriet til eksponeringsstasjonene ble prøver på 5 laks og 5 sjøaure tatt ut for blod- og gjelleprøver. Deretter ble fisk talt opp og fordelt i 10 l plastbøtter og transportert med bil til eksponeringsstasjonene. Transport-tiden fra klekkeriet til hver av stasjonene var i underkant av 5 minutter.

Eksponeringen startet 28. april kl. 2200, og ble avsluttet 4. mai kl. 1200. 5 laks fra hver stasjon ble tatt ut for blod- og gjelleprøver 30. april (36 timer) og 4. mai (132 timer). På Stasjon I og IV ble det i tillegg tatt ut 5 sjøaure.

Etter prøvetaking 4. mai ble resterende fisk transportert tilbake til klekkeriet, og fordelt gruppevis i 15 l svarte murerbøtter for sjøvannstest (34‰; 96 timer; Saunders *et al.*, 1985; Bjerknes *et al.*, 1992). Bøttene ble dekket med not for å hindre fisken i å hoppe ut, plassert i vannbad med jevn temperatur (6.5°C), og tilført oksygen ved hjelp av akvariepumper. Død fisk ble plukket ut, talt opp daglig, og målt og veiet. Det ble tatt blodprøver av gjenlevende fisk etter avsluttet test for hematokritt- og plasmaklorid-analyse. Kortvarig svikt i oksygentilførselen til sjøaure og laks fra stasjon I og laks fra stasjon II i starten av forsøket gjør at resultatene av sjøvannstesten er tvilsomme, og ikke blir presentert i rapporten.

2.3.3 Eksponering av *Baetis rhodani*

Ca 450 nymfer av den forsuringfølsomme døgnfluearten *Baetis rhodani* ble fanget med bunndyrhov i Ekso ved Lavik (oppstrøms Nesevatn) 2 dager før starten av eksponeringsforsøket, og plassert i bokser i fiskekar i Eidsland klekkeri. Boksene besto av plastrør, diameter 6 cm og lengde 15 cm forsynt med 0.5 mm plastnetting i hver ende. Før eksponering 28. april ble 5 prøver à 10 dyr lagt på syrevaskete telleglass for senere Al-analyse (se kap. 2.3.4). Resterende dyr ble fordelt på 6 bokser som ble plassert 2 og 2 i eksponeringskarene på Stasjon I, III og IV. 30. april og 4. mai ble 4-6 prøver à 10 levende dyr tatt ut fra hver stasjon for Al-analyse. Døde dyr ble talt opp og fjernet ved hver prøvetaking.

2.3.4 Prøvetaking og analyser av fisk og bunndyr

Fiskens smoltifiseringsgrad ble bestemt etter en modifisert versjon av Johnston & Eales (1967) smoltindeks (jfr. tabell 3-5 ovenfor):

- 1.0: Tydelig synlige parr-merker. Ingen sølvfarging. (Typisk parr).
- 1.5: Synlige parr-merker. Noe sølvfarging. (Fisken er ikke utvandringssklar).
- 2.0: Sølvfarging. Parr-merker kan skimtes. Mørkning av bryst- og halefinner. Skjellene sitter fast. (Fisken kan vandre til sjøvann).
- 2.5: Sølvfarging. Parr-merker ikke synlige. Finnene har mørke kanter. Skjellene sitter fast. (Fisken er smolt).
- 3.0: Fisken er smolt. Skjellene er løse, men lite skjelltap.
- 4.0: Stort skjelltap ved håndtering.

I vann med lavt kalsium vil lav pH føre til hurtig fall i blodets innhold av Na⁺ og Cl⁻. Aktivt opptak av Na⁺ og Cl⁻ over gjellene er sterkt nedsatt, og nedsatt saltinnhold i kroppens celler fører til at fisken får osmotiske problemer. Blodvolumet reduseres, antakelig på grunn av økt vannopptak i kroppens celler, og blodlegemene pakkes sammen i et mindre volum, dvs. at volumprosenten av hematokritt øker, og fisken får problemer med blodomløpet. Ventilasjonsfrekvensen (kan observeres som gjellelokkbevegelse) og hjerteslagfrekvensen øker (Jensen & Leivestad, 1989). Konsentrasjoner av plasmaklorid (mmol Cl/l) og hematokritt (%) er benyttet i denne undersøkelsen som mål for osmotisk stress hos fisk.

Aluminium avsettes på gjellene og fører til respiratoriske forstyrrelser og ubalanse i ionereguleringen. Økt slimutskillelse på gjellene og økt ventilasjonsfrekvens er indikatorer på aluminium-stress (Fivelstad & Leivestad, 1984), og det er påvist histologiske forandringer i gjellevevet (se oversikt ved Rosseland & Staurnes, 1994). Aluminiumsmengde på fiskegjeller (µg/g tørrvekt) er benyttet som parameter i denne undersøkelsen. Histologiske studier av gjeller gir informasjon både om graden av aluminium-stress hos fisken, om skader på gjellene, og om graden av eksponering fra omgivelsene.

I vannkvaliteter som i Ekso oppstår stress hos fisk sannsynligvis som en effekt av at vannet er surt og fattig på kalsium, kombinert med høye aluminiumskonsentrasjoner og betingelser for utfelling.

Ved prøvetaking ble fisken drept med slag i hodet, veiet og lengdemålt. Blod fra kaudal-årene ble samlet på hepariniserte tuber og sentrifugert. Blodplasma ble frosset ned for senere bestemmelse av kloridnivå med Radiometer CMT-10 klorid titrator. Hematokritt ble målt i felt etter sentrifugering i Compur M 1100 mikrosentrifuge. 2. venstre gjellebue ble dissekert ut og lagret på bufret formalin for evt. senere histologisk undersøkelse. 1. og 2. høyre gjellebue ble dissekert ut og lagt på forhåndsveide syrevaskete 25 ml telleglass for bestemmelse av total aluminiumskonsentrasjon.

Samme type glass som benyttet til fiskegjeller for aluminiumsanalyse ble benyttet til bunndyr. Hver prøve besto av 10 individ av *Baetis rhodani* som ble nyttet til bestemmelse av total aluminiums- og jernkonsentrasjon. Ved LAK ble gjeller og bunndyr frysetørket og veid før opplutning i 10 % HNO₃. Noen av glassene med *B. rhodani* inneholdt for lite biomasse for analyse, slik at enkelte prøver fra samme stasjon og samme prøvetaking måtte slås sammen i laboratoriet. Oppsluttete gjeller og bunndyr ble målt for aluminium (og jern) på ICP. Resultatet oppgir mengde aluminium som µg Al pr. g gjelle/bunndyr i tørrvekt.

3. RESULTATER

3.1 Vannkjemi

3.1.1 Aluminium

Ulike aluminiumsfraksjoner fra fraksjonering direkte i felt er vist i tabell 6 og 7. I begge tabellene er det beregnet teoretiske konsentrasjoner av de ulike Al-fraksjonene i blandsonen mellom Ekso og vann fra kraftstasjonen utfra blandingsforholdet 50:50.

Tabell 6. Målte Al-fraksjoner med standardavvik fra første *in situ* prøvetaking (7. april 1997). Stasjon III (Blandsone Ekso - Myster kraftverk) er blandet 50:50 og teoretiske verdier er beregnet utfra blandingsforholdet. n=2 eller 3.

Total					
stasjon nr.	stasjon	Al _r	Al _a	Al _o	Al _i
I	Ekso oppstr. Myster kraftverk	108 ± 0	65 ± 0	30 ± 3	35 ± 3
II	Myster kraftverk	94 ± 1	42 ± 4	25 ± 1	17 ± 4
	Teoretisk blandsone I+II (1:1)	101	54	28	26
III	Målt verdi blandsone I+II (1:1)	109 ± 3	55 ± 0	27 ± 0	28 ± 0
IV	Mysterelv	149 ± 1	73 ± 2	27 ± 0	46 ± 2
VI	Ekso nedstr. Mysterelv	96 ± 0	44 ± 2	23 ± 0	21 ± 2

HMW (> 10.000 Dalton)

stasjon nr.	stasjon	Al _r	Al _a	Al _o	Al _i
I	Ekso oppstr. Myster kraftverk	41	28	6	22
II	Myster kraftverk	36	15	12	3
	Teoretisk blandsone I+II (1:1)	39	22	9	13
III	Målt verdi; blandsone I+II (1:1)	46	26	8	18
IV	Mysterelv	52	17	12	5
VI	Ekso nedstr. Mysterelv	28	15	9	5

LMW (< 10.000 Dalton)

stasjon nr.	stasjon	Al _r	Al _a	Al _o	Al _i
I	Ekso oppstr. Myster kraftverk	67 ± 1	37 ± 0	24 ± 0	13 ± 0
II	Myster kraftverk	58 ± 3	27 ± 1	13 ± 0	14 ± 1
	Teoretisk blandsone I+II (1:1)	63	32	19	14
III	Målt verdi; blandsone I+II (1:1)	63 ± 1	29 ± 2	19 ± 6	10 ± 8
IV	Mysterelv	97 ± 6	56 ± 1	15 ± 1	41 ± 0
VI	Ekso nedstr. Mysterelv	68 ± 0	29 ± 0	14 ± 1	16 ± 1

Fra *in situ* fraksjoneringen viser verdiene en signifikant reduksjon av Al_i fra før til etter kalkingsstart av Ekso (før 35 µg Al/l, etter 11 µg Al/l). Denne forskjellen skyldes ikke at det er mindre aluminium i elva (totalverdi før 108 µg Al/l mot etter 96 µg Al/l), men er en effekt av Ca tilsetning og pH økning. Al vil foreligge som LMW Al_i (monomere tilstandsformer) når pH er lav (surt vann). Idet pH heves ved bruk av kalk, vil LMW Al_i polymerisere til HMW Al_i (flere monomere bundet sammen til polymere tilstandsformer). HMW Al_i er transiente tilstandsformer som har en begrenset levetid. Med tiden reduseres derfor konsentrasjonen av HMW og total Al_i.

Tabell 7. Målte Al-fraksjoner med standardavvik fra andre *in situ* prøvetaking (30/4-97). Blandsonsone Ekso - Myster kraftverk er blandet 1:1 og teoretiske verdier er beregnet utfra blandingsforholdet. Blandsonsone hovedelv-Mysterelv er beregnet i blandforholdet 40:60.

stasjon nr.	stasjon	Al _r	Al _a	Al _o	Al _i
I	Ekso oppstr. Myster kraftverk	96 ± 1	50 ± 1	39 ± 1	11 ± 0
II	Myster kraftverk	65 ± 0	46 ± 0	33 ± 2	14 ± 2
	Teoretisk blandsonsone I+II (1:1)	81	48	36	13
III	Målt verdi; blandsonsone I+II (1:1)	85 ± 1	43 ± 4	28 ± 1	15 ± 3
IV	Myster-elv	111 ± 8	81 ± 8	29 ± 4	52 ± 4
V	Ekso før Mysterelv	74 ± 1	39 ± 4	29 ± 3	10 ± 1
	Teoretisk blandsonsone Ekso nedstr. Mysterelv	93	65	29	35
VI	Målt verdi; blandsonsone Ekso nedstr. Mysterelv	97 ± 2	42 ± 1	31 ± 1	12 ± 2

HMW (>10000 Dalton)

stasjon nr.	stasjon	Al _r	Al _a	Al _o	Al _i
I	Ekso oppstr. Myster kraftverk	41	26	23	2
II	Myster kraftverk	33	19	14	6
	Teoretisk blandsonsone I+II (1:1)	37	23	19	4
III	Målt verdi; blandsonsone I+II (1:1)	60	23	13	10
IV	Mysterelv	37	22	11	10
V	Ekso før Mysterelv	44	21	19	1
	Teoretisk blandsonsone Ekso nedstr. Mysterelv	40	21	14	6
VI	Målt verdi; blandsonsone Ekso nedstr. Mysterelv	28	22	18	5

LMW (<10000 Dalton)

stasjon nr.	stasjon	Al _r	Al _a	Al _o	Al _i
I	Ekso oppstr. Myster kraftverk	55 ± 1	24 ± 0	16 ± 1	9 ± 1
II	Myster kraftverk	32 ± 6	27 ± 1	19 ± 3	8 ± 4
	Teoretisk blandsonsone I+II (1:1)	44	26	18	9
III	Målt verdi; blandsonsone I+II (1:1)	25 ± 0	20 ± 0	15 ± 0	5 ± 0
IV	Mysterelv	74 ± 0	59 ± 6	18 ± 5	42 ± 11
V	Ekso før Mysterelv	30 ± 2	18 ± 1	10 ± 1	9 ± 2
	Teoretisk blandsonsone Ekso nedstr. Mysterelv	56	42	15	29
VI	Målt verdi; blandsonsone Ekso nedstr. Mysterelv	69 ± 1	20 ± 1	13 ± 0	7 ± 1

Konsentrasjonen av Al_i i Ekso reduseres til en tredjedel, og dette sees som reduksjon i målt HMW Al_i. De lavmolekylære tilstandsførmene har kun blitt redusert med 4 µg Al/l, mens konsentrasjonene av HMW Al_i er redusert fra 22 til 2 µg Al/l. Dette måles som økning i HMW Al_o. Avløpet fra kraftverket har lavere totalkonsentrasjoner av aluminium enn Ekso. Ved andre prøvetaking (30.04.97), måles dette som reduksjon i lavmolekylært Al. Positivt ladd Al foreligger i hovedsak som LMW Al_i.

Mysterelv har lavest pH (5,20-5,75) og høyest konsentrasjon av Al_i (46 og 52 μg Al/l) ved begge prøvetakingstidspunkt, hvorav 10-20 % er HMW. De høye Al_i konsentrasjonene kan tilskrives den lave pH-verdien.

Giftigheten av vann er antatt knyttet til LMW Al_i og særdeles HMW Al_i i den tidlige polymeriseringsfasen, da ladete forbindelser kan avsettes på gjelleoverflater hos fisk. Vannkvaliteter som har høy pH kan ved innblanding av surt vann få høyere konsentrasjoner av HMW- Al_i og bli mye giftigere fordi LMW Al_i fra det sure vannet polymeriserer, en situasjon som ofte forekommer i blandsoner (Rosseland *et al.*, 1992; Lydersen *et al.*, 1994; Poleo *et al.*, 1994).

I blandsonen mellom Ekso og Myster kraftverk viser de teoretiske verdiene et blandingsforhold på 50:50, og dette samsvarer med målt total Al . De målte konsentrasjonene av HMW og LMW Al_i i blandsonen er endret ut fra teoretiske input verdier. Under begge forsøk måles en økning i HMW Al_i og en reduksjon i LMW Al_i .

Vann fra kraftverket har en lavere Al -konsentrasjon, og vannet fra Ekso "fortynnes" dermed i blandsonen. Dette gir en lavere konsentrasjon av HMW og LMW Al_i i blandsonen enn i hovedelv under første forsøk. Under andre prøvetaking er Ekso kalket, og konsentrasjonen av total og HMW Al_i øker i blandsonen. Dette indikerer at det er mer giftig aluminium i selve hovedelven enn i blandsonen før kalking av Ekso, mens denne trenden snus ved kalking der den "tradisjonelle blandsoneproblematikken" oppstår.

Blandsonen mellom Ekso og Mysterelv har samme Al_i konsentrasjoner som hovedelven. Beregnes teoretisk blandingsforhold mellom hovedelv og Mysterelv ut fra Al_r , viser de beregnete konsentrasjonene betydelig høyere verdier enn det som måles av de ulike Al -fraksjonene. Målte Al_i -konsentrasjoner i blandsonen samsvarer godt med Al_i -konsentrasjonen i hovedelven. Disse resultatene indikerer at prøvetaking er foretatt for langt nedstrøms blandsonen slik at blandson-effekten på stasjonen er betydelig redusert.

Al_i konsentrasjoner fra prøver fraksjonert i felt er signifikant høyere enn prøver fraksjonert på laboratoriet (NIVA). Al_i konsentrasjoner målt på laboratoriet er 50-80 % lavere enn konsentrasjoner målt direkte i felt (forskjellige metoder), og den potensielle giftigheten av vannet blir derfor underestimert i de tilfelle der kun laboratoriemålinger foreligger. Dette underbygger viktigheten av fraksjonering i felt for å sammenstille vannkjemi og målte økologiske effekter.

3.1.2 Andre vannanalyser

Vannkvaliteten i Ekso har vært overvåket i regi av SFT, med månedlige prøver på en fast prøvestasjon ved Mysterøyri siden 1980. Fra 1995 ble overvåkingen utvidet med ytterligere 4 prøvestasjoner i vassdraget i forbindelse med planene om kalking. Analyser av vannprøver tatt i forbindelse med vår undersøkelse er oppsummert i tabell 8. Forsøksperioden 28. april til 4. mai 1997 var preget av nedbør, snøsmelting og flom i vassdraget (se kap. 3.2 nedenfor). Likevel viser målingene fra denne perioden en klar økning i pH-verdi, kalsium, alkalinitet og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) i Ekso på grunn av kalking, sammenliknet med vannanalyser for kalking. Labilt aluminium var stabilt og lavt sammenliknet med 1996 da LAl i Ekso oppstrøms kraftverket svingte mellom 0 og 25 $\mu g/l$, med en middelv verdi på 12 $\mu g/l$ (Bjerknes *et al.*, 1997a), og vinteren 1997, da det ved ett tilfelle ble registrert LAl på 117 $\mu g/l$ (se tabell 9, kap. 3.1.3).

Tabell 8. pH, kalsium (Ca), alkalitet (Alk-E), labilt aluminium (L Al), total organisk karbon (TOC) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på prøvestasjonene for kalking (7. april 1997) og etter kalking (perioden 28.april - 4. mai 1997). Prøvene er analysert av NIVA.

Stasjon	pH				Ca, mg/l				Alk-E, µekv/l			
	min	mid	max	N	min	mid	max	N	min	mid	max	N
I. Ekso oppstr. Myster kraftverk												
Før kalking	6.03	6.03	6.03	1	1.12	1.12	1.12	1	14	14	14	1
Etter kalking	6.30	6.43	6.53	5	1.21	1.35	1.52	5	21	36	51	5
II. Myster kraftverk												
Før kalking	5.74	5.74	5.74	1	0.72	0.72	0.72	1	6	6	6	1
Etter kalking	5.73	6.02	6.38	4	0.71	1.08	1.23	3	9	18	23	4
III. Blanding I+II (1:1)												
Før kalking	5.92	5.92	5.92	1	0.88	0.88	0.88	1	9	9	9	1
Etter kalking	6.14	6.27	6.42	3	1.12	1.19	1.24	3	23	26	28	3
IV. Mysterelv*												
Før kalking	5.76	5.76	5.76	1	0.96	0.96	0.96	1	8	8	8	1
Etter kalking	5.17	5.32	5.44	4	0.38	0.59	0.68	4	-4	-2	0	4
VI. Ekso nedstr. Mysterelv												
Før kalking	5.78	5.78	5.78	1	0.94	0.94	0.94	1	12	12	12	1
Etter kalking	6.15	6.25	6.36	5	1.14	1.21	1.27	5	23	26	32	5
Stasjon	LAl µg/l				TOC, mg/l				ANC, µekv/l			
	min	mid	max	N	min	mid	max	N	min	mid	max	N
I. Ekso oppstr. Myster kraftverk												
Før kalking	6	6	6	1	0.60	0.60	0.60	1	9	9	9	1
Etter kalking	2	3	4	5	0.86	1.04	1.10	4	16	21	25	3
II. Myster kraftverk												
Før kalking	9	9	9	1	1.00	1.00	1.00	1	4	4	4	1
Etter kalking	2	5	9	4	0.72	0.90	1.20	3	5	10	16	2
III. Blanding I+II (1:1)												
Før kalking	12	12	12	1	0.80	0.80	0.80	1	9	9	9	1
Etter kalking	2	4	6	3	1.10	1.15	1.20	2	28	28	28	1
IV. Mysterelv*												
Før kalking	19	19	19	1	0.61	0.61	0.61	1	-7	-7	-7	1
Etter kalking	31	40	52	4	0.70	0.93	1.10	3	-23	-20	-18	2
VI. Ekso nedstr. Mysterelv												
Før kalking	11	11	11	1	1.00	1.00	1.00	1	4	4	4	1
Etter kalking	2	3	3	5	0.80	1.03	1.20	4	15	19	24	3

*Mysterelv er ikke kalket

Likevel er ikke kalkingsmålet (pH=6.5) tilfredsstilt oppstrøms Myster kraftstasjon i hele den nevnte perioden, og de surere bidragene fra kraftstasjonen og fra Mysterelva gjør at vannkvaliteten forverrer seg på strekningen mellom kraftstasjonen og utløpet i sjøen (se Stasjon II og VI i tabell 8). Den kritiske verdien for ANC som er nyttet i tålegrensebetraktningene i kalkingsplanen (ANC>20) er ikke oppfylt i alle tilfelle, hverken oppstrøms eller nedstrøms Myster kraftverk.

De laveste pH-verdiene i hovedelva under forsøksperioden ble målt i vannprøver fra 29. april, som ble tatt under begynnende snøsmelting (se figur 8, kap. 3.2). I slike situasjoner får trolig de sure delfeltene nedenfor Nesevatn en dominerende innflytelse på vannføring og vannkvalitet i restfeltet. Under flommen 1. - 3. mai ser kalkingen ut til å fungere bra for Ekso oppstrøms Myster kraftverk. I denne perioden går Nesevatn i overløp, og bidrar med noe bedre vannkvalitet i Ekso oppstrøms kalkdosereren. Vannkvaliteten på anadrom strekning nedstrøms kraftverket ligger langt under kalkingsmålet.

3.1.3 Overvåkingsdata

Tabell 9 viser data fra vannkvalitetsovervåkingen før og etter kalking vinteren og våren 1997. Lav pH-verdi og høy konsentrasjon av labilt Al ved Eikemo 11. februar og 9. mars henger sammen med en sjøsaltepisode, som er registrert i en rekke overvåkede vassdrag i Hordaland (Atle Hindar, pers. komm.). Omslaget i vannkvaliteten fra 15. april henger sammen med at kalkdosereren da virker for fullt. Ca-konsentrasjon og alkalitet øker, samtidig som vi får en kraftig reduksjon i labilt aluminium.

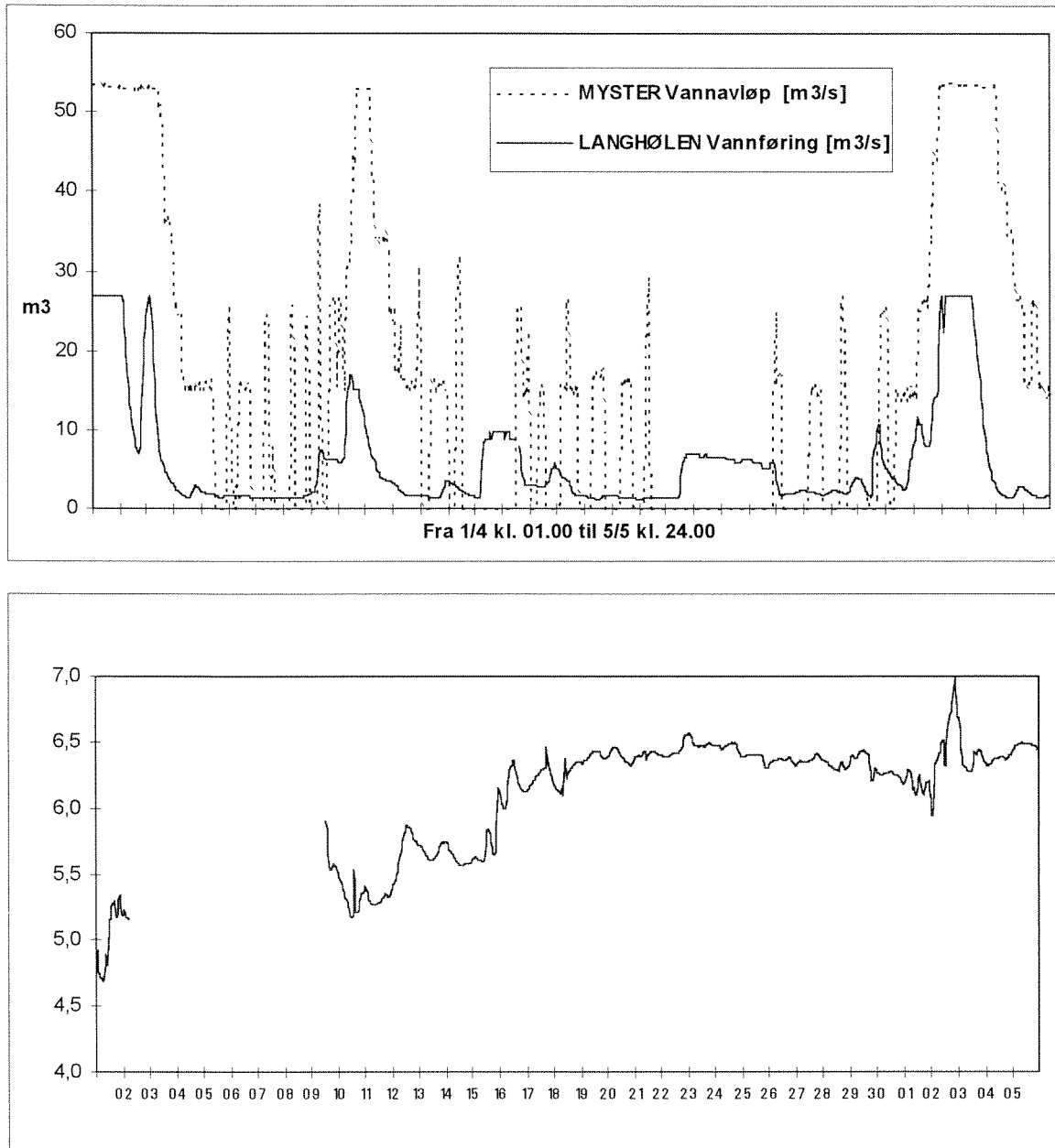
Tabell 9. Vannanalyser fra Ekso vinter/vår 1997. Prøvene er analysert av NIVA.

Stasjon	Dato	pH	Alk-E µekv/l	TOC mg/l	L Al, µg/l	Ca, mg/l
Ekso ved Eikemo	200197	5.16	-2	1.3	44	0.36
	110297	4.98	-6	0.76	117	0.71
	090397	5.10	-2	0.91	58	0.40
	150497	5.91	10	0.96	4	0.74
	280497	6.50	39	0.88	6	1.49
Myster kraftverk	200197	5.88	12	1.3	10	0.69
	110297	5.64	7	0.81	20	0.97
	090397	5.94	15	0.66	11	0.94
	150497	6.00	13	0.68	6	1.08
	280496	6.19	20	0.68	7	1.21

Vannanalysene fra Eikemo 11. februar 1997 viser den laveste pH-verdi og høyeste konsentrasjon av labilt aluminium som er målt i vassdraget siden 1990. Dette henger som tidligere nevnt sammen med sjøsaltepisoder denne vinteren. Slik vannkvalitet er meget giftig for fisk, og situasjonen dokumenterer meget at klart behovet for kalking er tilstede, til tross for en gradvis bedring i vannkvaliteten i Ekso generelt etter 1990 (Bjerknes *et al.*, 1997a).

3.1.4 Kontinuerlige pH-målinger og temperaturmålinger

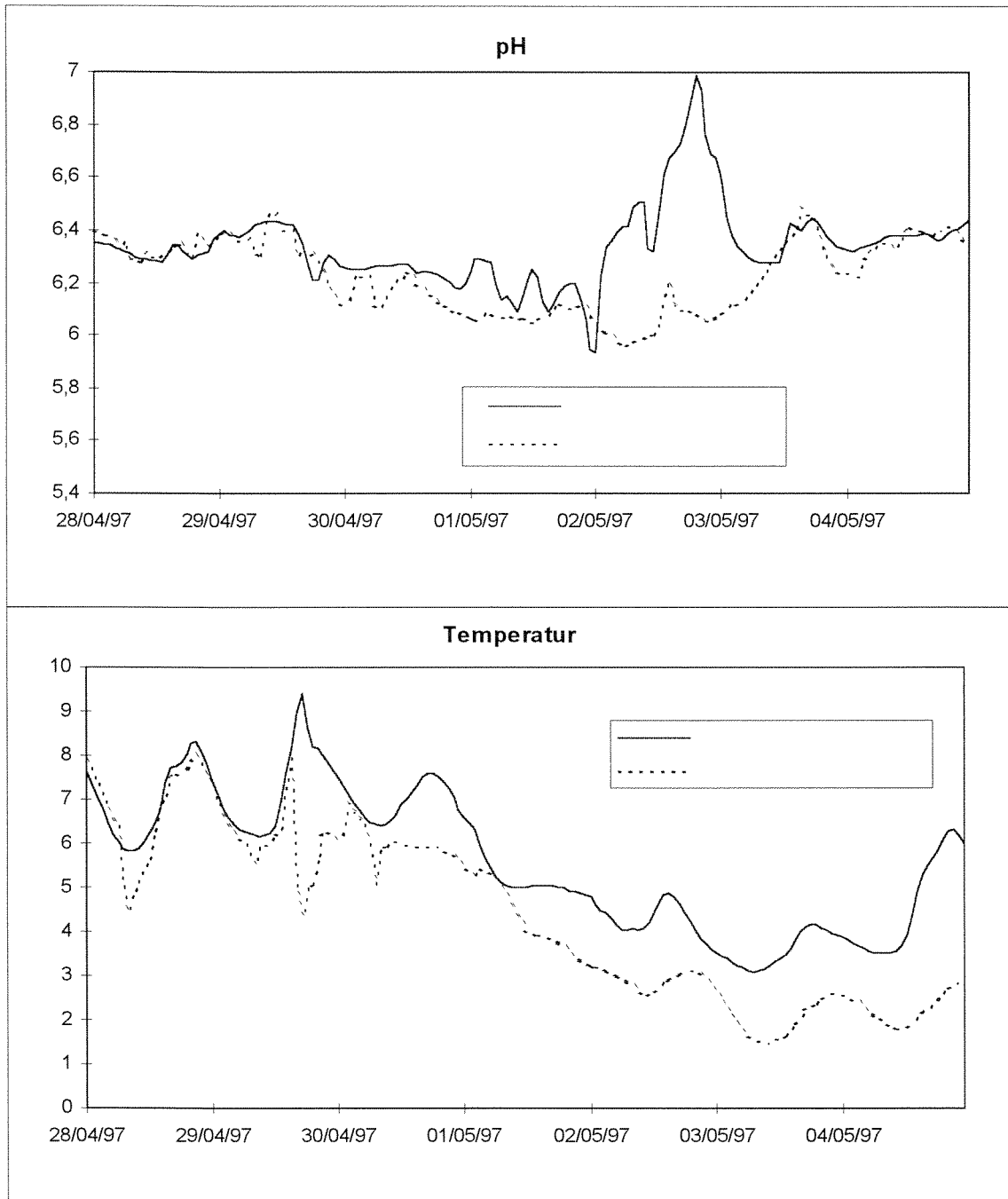
Svikt i utstyret gjorde at pH-målingene falt ut fra 3. til 9. april. Figur 5 viser pH-målinger i Ekso oppstrøms Myster kraftverk i april måned, sammen med vannføring ved Langehølen. Figuren viser en kraftig nedbørsflom i månedsskiftet mars-april, med kulminasjon 3. april. I forbindelse med flommen falt pH på målestasjonen til 4.69 1.april. Fra 15. april steg pH som følge av kalking.



Figur 5. pH i Ekso oppstrøms Myster kraftverk og vannføring ved Langeholen og avløp fra Myster kraftverk i april 1997.

Figur 6 viser forløpet i pH og temperatur ved Stasjon I og II i feltforsøksperioden 28. april til 4. mai. Avlesning av pH-målere i forbindelse med vannprøvetaking viste godt samsvar mellom avleste pH-verdier og laboratorieanalyser av vannprøver. pH-målet på 6.5 er underskredet det meste av forsøksperioden, med laveste pH-verdi i Ekso på 5.93 natt til 2. mai. 2. mai fant det sted en kortvarig overdosering med maksimal pH på 6.98 ved Myster kl. 1830. Dette kan henge sammen med at flomvann på dette tidspunktet river med seg kalk som har sedimentert nedstrøms kalkdosereren (se vannføringskurve figur 9; kap. 3.2). Slik sedimentasjon er observert i Langeholen (Geir Høvik, pers. komm.).

Feltforsøkene i Ekso foregikk under relativt lave vanntemperaturer i området ca 2 - ca 9°C (Tabell 10). Temperaturen påvirker hastigheten i transformasjonsprosessene for aluminium (Lydersen *et al.* 1990), noe som igjen vil ha betydning for giftigheten av aluminium. Giftigheten (målt som LT_{50}) avtar med synkende temperatur (Poleo *et al.*, 1991).

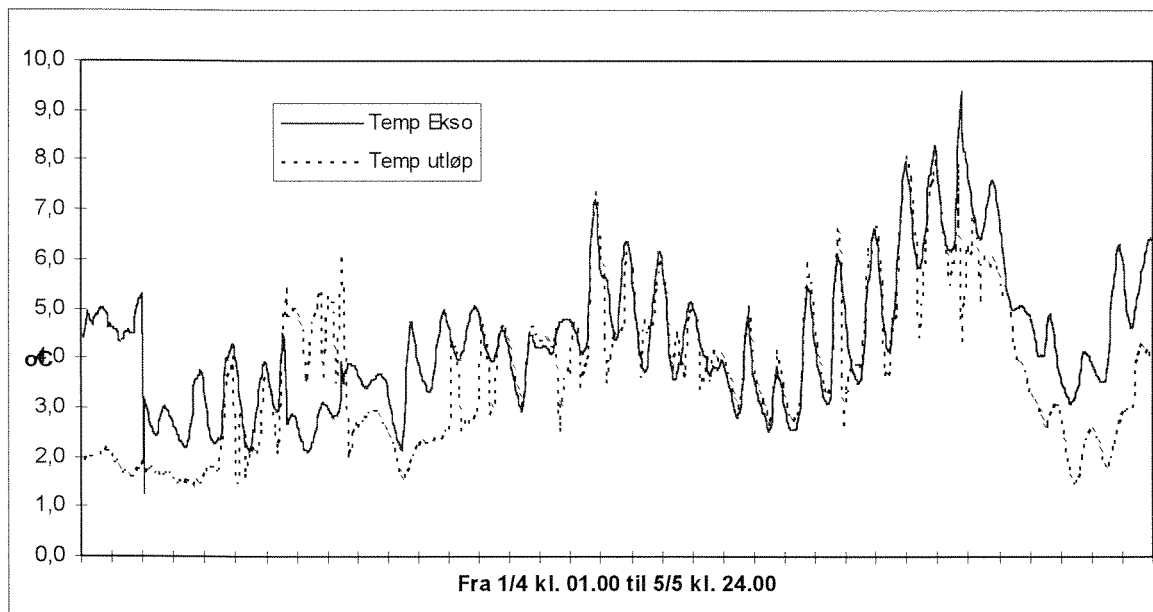


Figur 6. pH i Ekso oppstrøms Myster kraftverk og i avløpsvann fra kraftverket i perioden 28. april til 4. mai 1997.

Tabell 10. Middellufttemperatur ved DNMI's stasjon nr. 5229 Modalen II, middellufttemperatur og standardavvik fra pH-stasjon på Stasjon I (Ekso oppstr. Myster kraftverk) og Stasjon II (Myster kraftverk). Daglig målte vanntemperaturer mellom kl. 1200 og 1400 på Stasjon IV (Mysterelv) og VI (Ekso nedstrøms Mysterelv).

Dato	Middellufttemperatur °C	Middellufttemperatur °C Stasjon I (±std)	Middellufttemperatur °C Stasjon II (±std)	Målt vanntemperatur °C Stasjon IV	Målt vanntemperatur °C Stasjon VI
070497	-0.4	3.3 (±0.6)	3.3 (±1.4)	3.1	3.3
280497	7.0	7.0 (±0.9)	5.3 (±0.6)	7.3	6.3
290497	8.5	7.3 (±1.0)	5.6 (±0.7)	7.5	7.1
300497	5.9	6.2 (±0.1)	5.9 (±0.3)	6.9	6.2
010597	6.4	5.3 (±0.5)	4.4 (±0.8)	5.9	4.9
020597	6.7	4.3 (±0.4)	3.0 (±0.2)	3.9	3.6
030597	3.8	3.6 (±0.4)	2.0 (±0.4)	3.9	3.0
040597	3.5	4.6 (±1.1)	2.3 (±0.3)	4.1	2.9

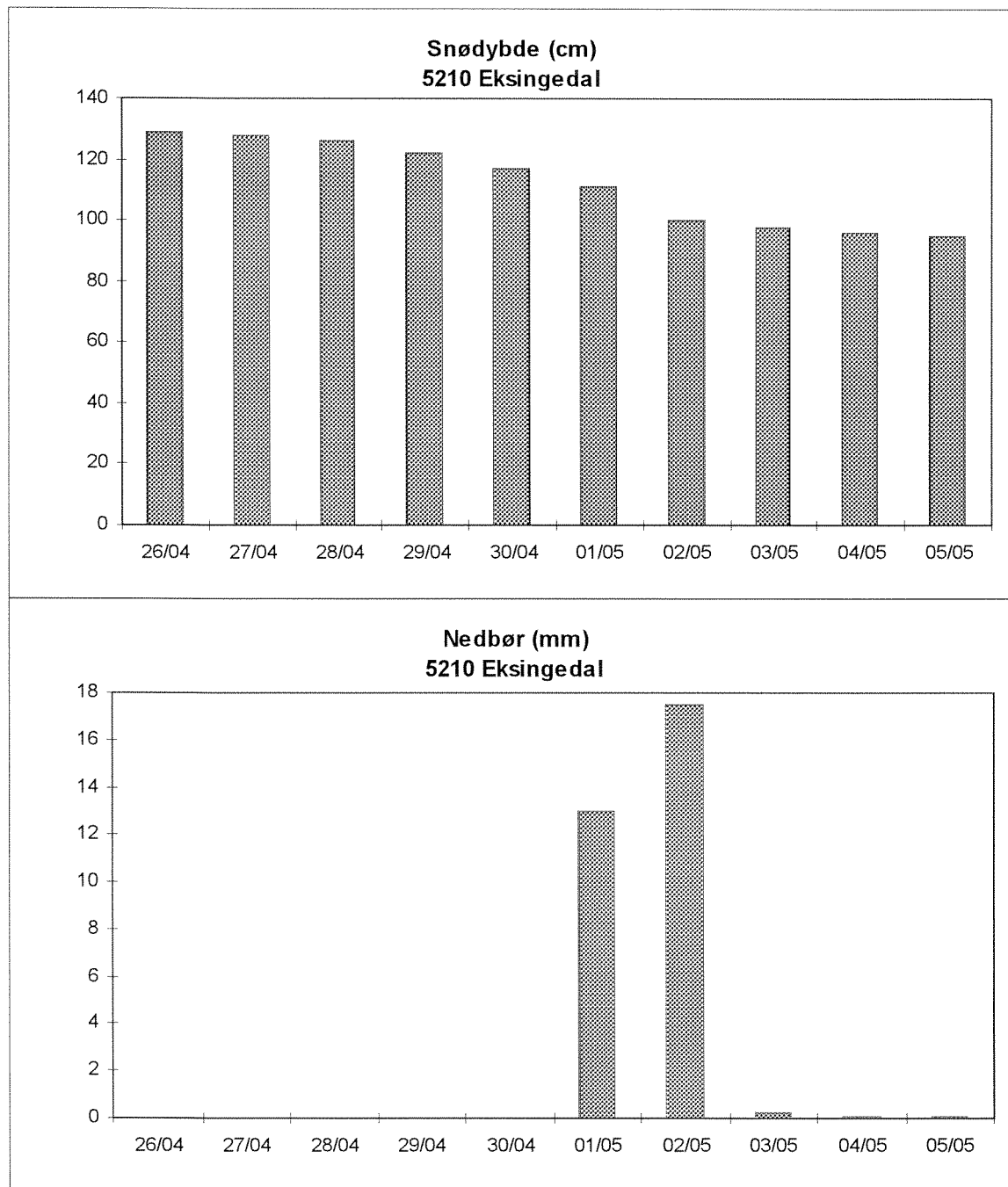
Figur 7 viser temperaturforløpet på Stasjon I og II under feltforsøksperioden 28. april til 4. mai.



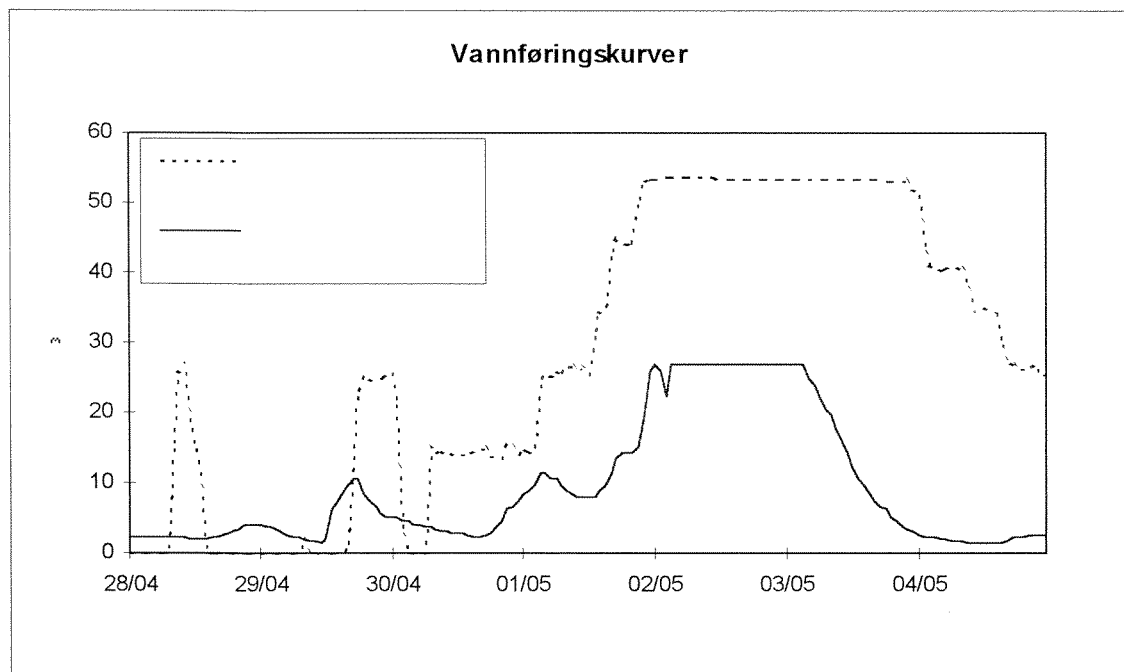
Figur 7. Vanntemperaturer fra pH-målestasjonen ved Myster.

3.2 Hydrologi

Snøsmelting under hele feltforsøksperioden 28. april til 4. mai, kombinert med kraftig nedbør 1. og 2. mai (figur 8), førte til flom i Ekso i siste del av feltforsøket (figur 9). Myster kraftverk ble kjørt kontinuerlig fra 30. mai kl 0800, og det var overløp til Ekso over Nesevatn-dammen fra 1. til 4. mai.



Figur 8. Snødybde i cm og nedbør i mm ved DNMI stasjon nr. 5210 Eksingedal for perioden 26. april til 5. mai 1997.



Figur 9. Vannføring i Ekso ved Langehølen og avløp fra Myster kraftverk i perioden 28. april til 4. mai 1997.

Tabell 11 angir perioder med kraftverksdrift og vannføringer gjennom henholdsvis Myster kraftverk og Langehølen i Ekso i de tidsrom da våre undersøkelser ble utført. De store forskjellene i vannføring mellom Ekso og Myster kraftverk gir kraftverksvannet stor innflytelse på vannføring, temperatur og vannkjemi på nedre elvestrekning når kraftverket er i drift.

Tabell 11. Perioder med kraftverksdrift. Avrenning fra Myster kraftstasjon og vannføring i Ekso ved Langehølen.

Dato	Perioder (Kl.) med avrenning fra Myster kraftverk	Maks./Min. avrenning ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) fra Myster kraftverk i perioden	Maks./Min. vannføring ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) ved Langehølen i perioden
070497	0800-1200 1500-1600	24.3 / 7.9 7.6 / 2.3	1.4 / 1.3 1.3 / 1.3
280497	0900-1400	26.8 / 11.2	2.2 / 1.9
290497	0900-1000 1700-2400	2.0 / 2.0 25.1 / 1.3	1.9 / 1.9 10.6 / 5.2
300497	0000-0300 0800-2400	25.8 / 2.9 15.2 / 13.6	5.2 / 4.6 7.5 / 2.4
010597	0000-2400	53.3 / 14.2	25.9 / 7.9
020597	0000-2400	53.7 / 53.3	26.8 / 22.3
030597	0000-2400	53.5 / 51.9	26.8 / 3.2
040597	0000-2400	51.8 / 25.4	2.7 / 1.3

3.3 Fisk og bunndyr

3.3.1 Villfisk

Både lakse- og sjøauresmolt fra Eikefet 7. april var avmagret (tabell 3 ovenfor) og meget stresset, og viste redusert fluktprespons (Kroglund *et al.*, 1993). Dette avspeiles bl.a. i høye hematokrittverdier med store standardavvik (tabell 12 og 13). Liten fisk og meget viskøst blod gjorde at det ikke var mulig å få prøvemateriale for Cl-analyse. En del av hematokrittprøvene måtte forkastes p.g.a. hemolyse ved sentrifugering. Fisken fra blandsonene nedstrøms Myster kraftverk og nedstrøms Mysterelv hadde intakt fluktprespons, og viste normale hematokrittverdier, til tross for tildels mye høyere Al-deposisjon på gjellene. Store variasjon i Al-mengde på fiskegjeller ved Eikefet kan være et tegn på avskalling, d.v.s at en del fisk kvitter seg med Al-holdig slim fra gjellene (Lacroix *et al.*, 1993).

En annen årsak til høye standardavvik både for hematokritt og Al-deposisjon kan ligge i at smolten er på vandring nedover vassdraget, og at ulike individer kommer fra ulike deler av vassdraget, og har en ulik historie m.h.t. vannkvalitet forut for fangst.

Overvåkingsdata for vannkvalitet viser tydelige effekter av en sjøsaltepisode i Ekso vinteren 1997 (se tabell 9; kap. 3.1.3). Episoden resulterte i svært lave pH-verdier og høye LAI-verdier i Ekso før kalking i april 1997. I forbindelse med en flom som varte frem til 4. april falt pH i Ekso til 4.69 iflg. målestasjonen oppstrøms Myster kraftverk (se figur 5; kap 3.1.4). Denne episoden kan være medvirkende årsak til de høye hematokrittverdiene ved Eikefet 7. april, mens fisk i nedre del av vassdraget har opplevet en bedre vannkvalitet takket være kraftverkvannets kvalitet og mengdemessige dominans under flommen (se figur 5 og tabell 9 ovenfor).

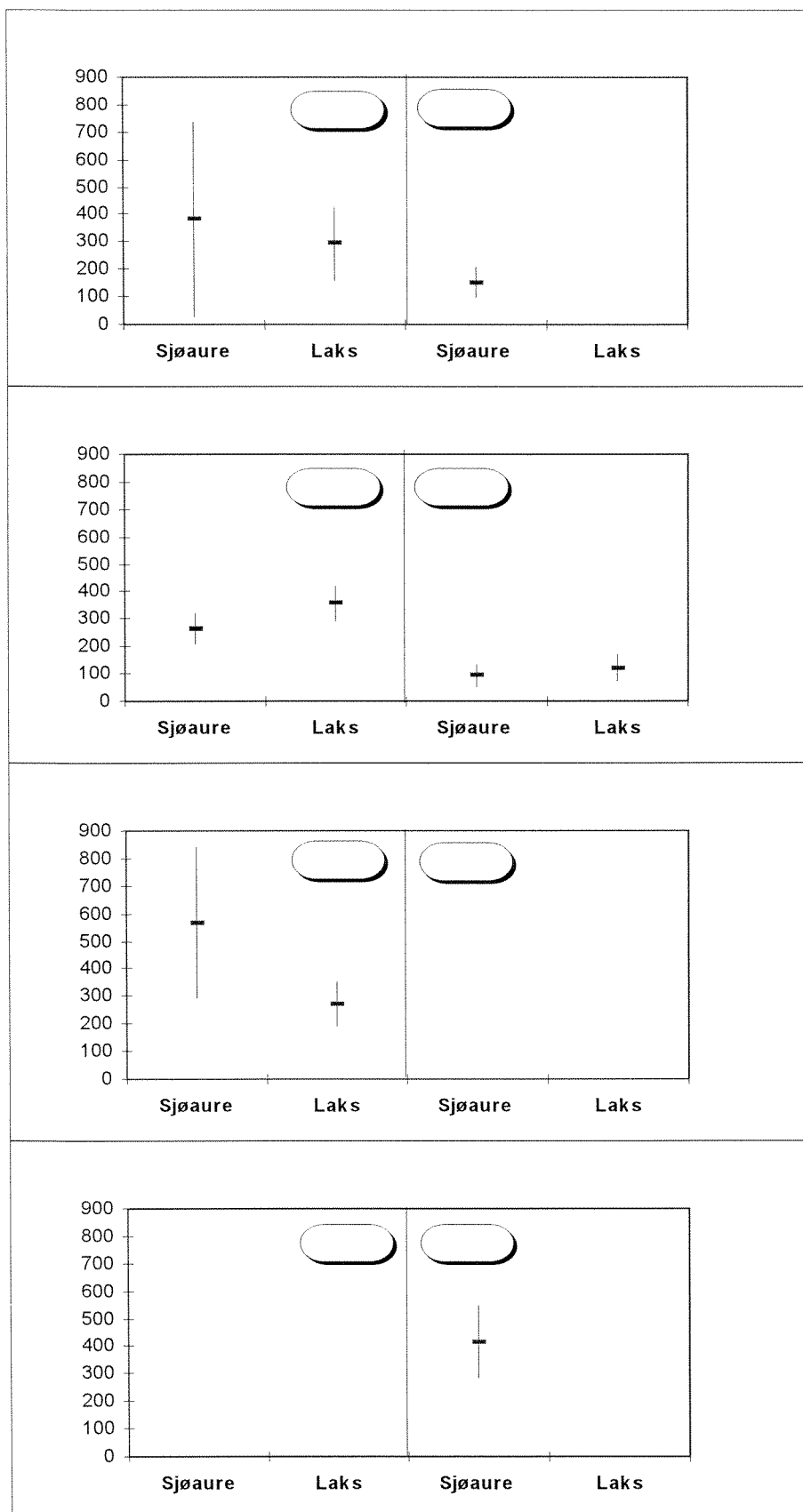
Bortsett fra noe høyere gjelle-aluminium hos laks nedstrøms kraftverket (tabell 12), lå Al-mengdene på fiskegjeller på samme nivå på alle de tre undersøkte lokalitetene før kalking, med sjøaure nedstrøms Mysterelv som et unntak. Her er Al-deposisjonen mer enn dobbelt så høy som i de øvrige sjøaureprøvene på samme tidspunkt. En forklaring kan være at mye av denne sjøauren har vandret ut fra den ukalkete og sure Mysterelven (pH = 5.78; Al_i = 46 µg/l). Aluminiumsverdier på gjeller av sjøaure-smolt fra Mysterelv 29. april bekrefter høy Al-deposisjon i denne elven (tabell 13).

Tabell 12. Laksesmolt fra ulike elveavsnitt før og etter kalking. Hematokritt, plasmaklorid og Al-avsetning på gjeller (tørrvekt).

Lokalitet	Dato	Antall	Plasma HCT %	Plasma Cl mmol/l	Gjeller Al µg/g
Eikefet	070497 290497*	10	58.0 ±13.6	-	293±136
Nedstr. Myster kr.v.	070497 290497	10 5	36.4±3.9 34.4±7.4	- 136.4±0.6	358±66 122±50
Nedstr. Mysterelv	070497	10	38.4±6.8	-	271±80

*Det ble ikke registrert laksesmolt ved Eikefet 29. april.

Gjentatt elfiske og prøvetaking på en del av stasjonene 29. april viser at Al-deposisjonen i hovedelven er gått sterkt tilbake både på laks og sjøaure (tabell 12 og 13; figur 10), noe som avspeiler kraftig reduksjon av Al_i i hovedelven etter kalking (se tabell 6 og 7 ovenfor).



Figur 10. Aluminium $\mu\text{g/g}$ tørrvekt på gjeller av lakse- og sjøauresmolt før (7. april) og etter kalking (29. april). Middelerdier og standardavvik.

Al-mengdene på laks- og sjøauresmolt nedstrøms Myster kraftverk er redusert med 66 %, og på sjøauresmolt ved Eikefet med 46 % etter kalking. Fisk fra samtlige undersøkte lokaliteter viste på dette tidspunkt (28. april) normale hematokritt- og plasmakloridverdier og normal fluktespons.

Tabell 13. Sjøauresmolt fra ulike elveavsnitt før og etter kalking. Hematokritt, plasmaklorid og Al- avsetning på gjeller.

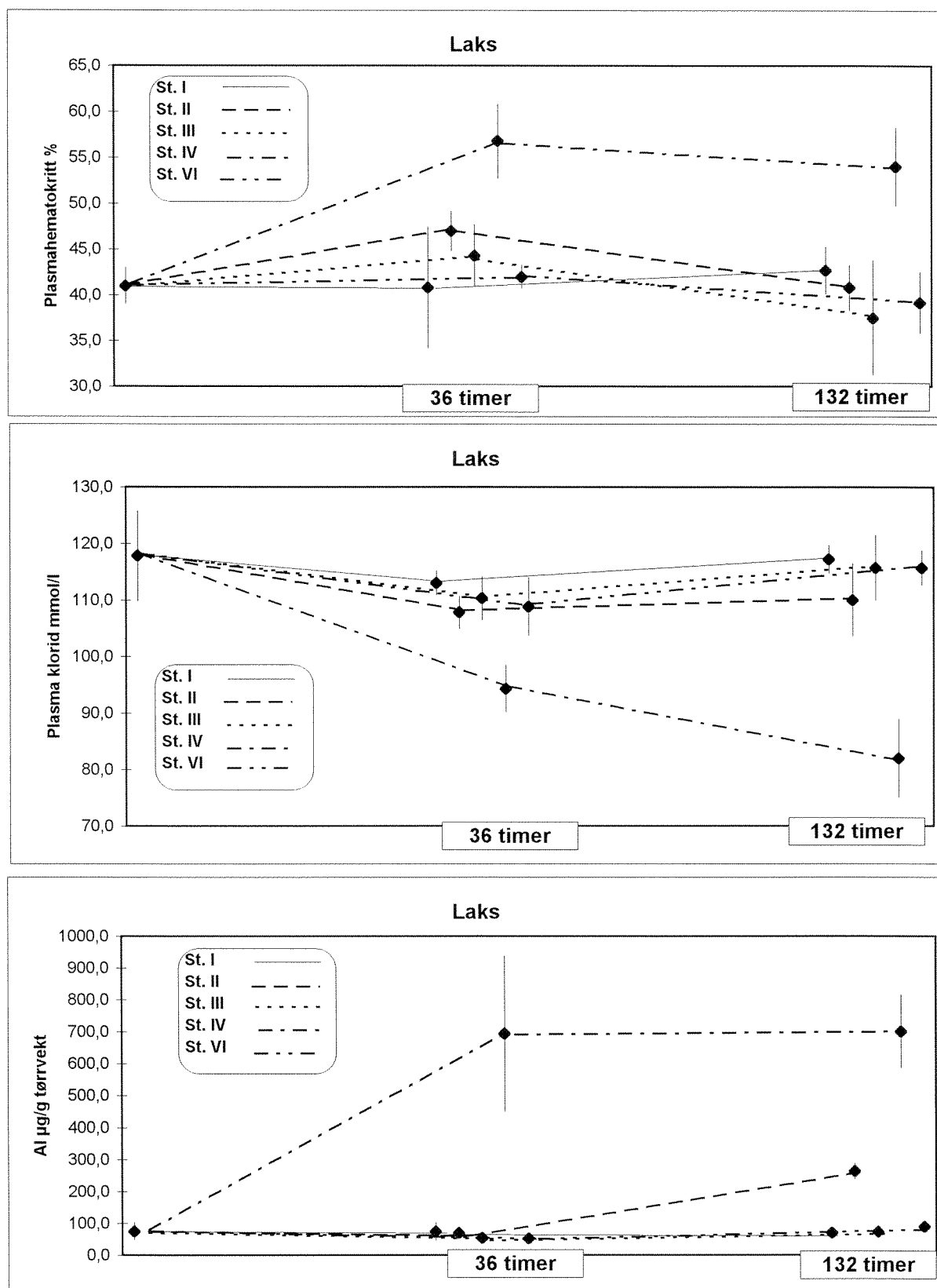
Lokalitet	Dato	Antall	Plasma HCT%	Plasma Cl mmol/l	Gjeller Al µg/g
Eikefet	070497	10	54.0±12.0	-	280±159
	290497	6	26.0±4.4	130.8±3.6	151±55
Nedstr. Myster kr.v.	070497	10	31.1±3.3	-	265±59
	290497	7	35.8±3.8	129.4±4.0	92±41
Nedstr. Mysterelv	070497	10	29.6±4.2	-	566±278
	290497	6	36.0±5.2	130.7±7.1	417±133

Det ble ikke registrert laksesmolt ved Eikefet 29. april. Dette kan skyldes utvandring og/eller dødelighet i tidsrommet mellom prøvetakingene.

3.3.2 Eksponering av smolt

Feltforsøkene foregikk på de samme 5 stasjonene som ble nyttet til vannprøver (se kap. 2.1). Stasjon I representerer vannkvaliteten på anadrom strekning ovenfor Myster kraftverk. På Stasjon II skifter vannkvaliteten mellom avløpsvann fra kraftverket så lenge dette er i drift, og vann av samme kvalitet som Stasjon I. Stasjon III, som utgjør en 1:1 blanding av I og II kan sies å representere en konstruert blandsonesituasjon på strekningen mellom Myster kraftverk og Mysterelva. Også her blir vannkvaliteten identisk med Stasjon I når kraftverket er ute av drift. Stasjon IV var lagt til den ukalkete og sure Mysterelva, og kan sammenliknes med situasjonen i øvre del av anadrom strekning i Ekso uten kalking. Stasjon VI tar inn vann fra blandsonen mellom Ekso og Mysterelva. På Stasjon I og IV inngikk både lakse- og sjøauresmolt i forsøket. På de resterende stasjonene ble det bare eksponert laks.

Figur 11 nedenfor viser utviklingen i hematokritt, plasmaklorid og Al-avsetning på gjeller hos laksesmolt på de ulike stasjonene i løpet av forsøket. Hematokrittverdiene før forsøksstart var normale, 41.0 % i gjennomsnitt, mens gjennomsnittlig plasmakloridverdi før forsøksstart var på 117.8 mmol/l, som er litt i underkant av det normale for laksesmolt. I utgangspunktet hadde fisken en gjennomsnittlig Al-konsentrasjon på gjellene på 75 µg/g tørrvekt. At smolt i settefiskanlegg har Al på gjellene avspeiler driftsvannets kvalitet (Bjerknes *et al.*, 1997b).



Figur 11. Konsentrasjoner av hematokritt (%) og plasmaklorid (mmol Cl/l) i blodprøver og aluminiumavsetning ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) på gjeller av laksesmolt eksponert på Stasjon I, II, III, IV og VI i Ekso fra 28. april til 4. mai 1997. Prøvestørrelse $n = 5$.

Laksemolt Stasjon I

Figur 11 viser en svak nedgang (ikke signifikant) i gjennomsnittlig plasmaklorid (fra 117.8 til 113.0 mmol/l) etter 36 timers eksponering (30. april). Etter 132 timer (4. mai) har verdien vendt tilbake til utgangspunktet. Hematokrittverdiene er meget stabile gjennom hele forsøket. For gjelle-Al holder nivået seg jevnt, med en liten (ikke signifikant) reduksjon ved avslutning av forsøket.

Resultatet indikerer at fisken er ustresset, men at vannkvaliteten, som har lav Al_i-konsentrasjon likevel opprettholder samme Al-nivå på gjellene som fisken hadde med seg fra klekkerivannet. Fisken viste normal fluktnespons gjennom hele forsøket.

Laksemolt Stasjon II

Plasmakloridverdiene faller til 107.8 mmol/l i begynnelsen av forsøket og stiger deretter til 110.0 mmol/l (figur 11). Hematokritt viser en markert økning i starten (fra 41.0 til 47.0 %), og vender deretter tilbake til utgangsverdien. Disse utslagene er mer markerte enn både Stasjon I og III (nedenfor). I de første 36 timene skifter vannkvaliteten stadig ved at kraftverket skiftesvis går og stanser, og responsen kan være en effekt av dette. I den siste delen av forsøket går kraftverket kontinuerlig, og fisken opplever en jevnere temperatur og vannkvalitet.

Al-mengden på gjellene øker i løpet av forsøket til 4-5 ganger utgangsverdien (fra 75 til 263 µg/g tørrvekt). Den store økningen i Al-deposisjon i siste del av forsøket (figur 11) henger trolig sammen med kontinuerlig kraftverksdrift i denne perioden. Frem til 30. april gikk kraftverket bare i kortere perioder, og fisken ble i hovedsak eksponert for samme vannkvalitet som Stasjon I (se figur 9 og tabell 11). Fra 30. april gikk kraftverket kontinuerlig i forbindelse med flom i vassdraget, og fisken har i perioden frem til 4. mai utelukkende vært eksponert for kraftverksvann med pH-verdier tildels <6.0. L Al analysert ved NIVA var 3 ganger høyere på Stasjon II (9µg L Al/l) sammenliknet med Stasjon I i vannprøver fra 2. mai. Sammenlikner vi med Al_i-verdier fra feltfraksjonerte prøver svarer dette til omkr. 20 µg Al_i/l (se kap. 3.1.1 ovenfor).

Forskjellen i vannkvalitet mellom Stasjon I og II, med vesentlig surere vann på Stasjon II i siste del av forsøket, forklarer også vedvarende nedsatt plasmaklorid hos fisken på Stasjon II sammenliknet med Stasjon I. Fisken viste normal fluktnespons gjennom hele forsøket.

Laksemolt Stasjon III

Vannkvaliteten på Stasjon III er en blanding av I og II, og fiskens fysiologi og gjeller viser også en mellomposisjon mellom I og II. Figur 11 viser en forbigående nedgang i plasmaklorid og Al-deposisjon etter 36 timers eksponering, og en forbigående økning i hematokritt. Utslagene i plasmaverdier er mindre enn på Stasjon II.

Som vist i kap. 3.1.1 ovenfor øker konsentrasjonen av total og HMW Al_i ved blanding av vann fra Stasjon I og II (kalket elvevann og kraftverksvann), dvs. at polymerisering og økt Al-giftighet finner sted. Forskjellen mellom Stasjon III og II når det gjelder Al-deposisjon i siste del av forsøket er derfor overraskende, med vesentlig høyere deposisjon på Stasjon II. Både fysiologisk respons og Al-deposisjon på Stasjon III må tolkes som tilnærmet "steady state", dvs. at blandingen av de to vannkvalitetene ikke viser forventete effekter. Fisken viste normal fluktnespons gjennom hele forsøket.

Laksemolt Stasjon IV

Vannkvaliteten kan sammenliknes med Ekso før kalking, med pH-verdier <5.5 og Al_i-konsentrasjoner >40 µg/l. Økningen i hematokritt og reduksjonen i plasmaklorid er kraftig og signifikant etter 36 timers eksponering. Al-deposisjonen øker med en faktor på nærmere 10 etter 36 timer, og stabiliseres på

omkring 700 µg/g tørrvekt. Hematokrittverdiene viser en svak (ikke signifikant) nedgang i siste del av forsøket, mens plasmaklorid synker signifikant gjennom hele forsøket fra 117.8 til 82.0. Fiskens fluktningsrespons var redusert 30. april, og manglet helt 4. mai. Det var ikke tegn til pigmentforandringer på fisken.

Laksesmolt Stasjon VI

Stasjonen ligger ved Ekso nedstrøms Mysterelva, ved blandsonen mellom Mysterelv og Ekso. Forløpet, både med hensyn til fysiologi og Al-deposisjon er svært likt forløpet på Stasjon I og III, med en forbigående (ikke signifikant) økning i hematokritt, forbigående (signifikant) reduksjon i plasmaklorid. Gjennomsnittlig Al-deposisjon viser en nedgang (ikke signifikant) etter 36 timer, for så å vende tilbake til utgangsnivået.

De målte Al_i-konsentrasjonene ved fraksjonering av elvevann i felt på denne stasjonen samsvarer godt med Al_i-konsentrasjonene ved Stasjon I (se kap. 3.1.1 ovenfor). Dette indikerer enten at stasjonen var plassert for langt nedstrøms i blandsonen, slik at blandson-effektene er redusert, eller at Ekso, på grunn av dominans i vannføring hadde en totalt dominerende effekt på vannkvaliteten i forsøksperioden.

Sjøauresmolt ble eksponert i egne bur på stasjon I og IV. Figur 12 viser responsen i hematokritt, plasmaklorid og Al-avsetning på de to stasjonene.

Sjøauresmolt Stasjon I

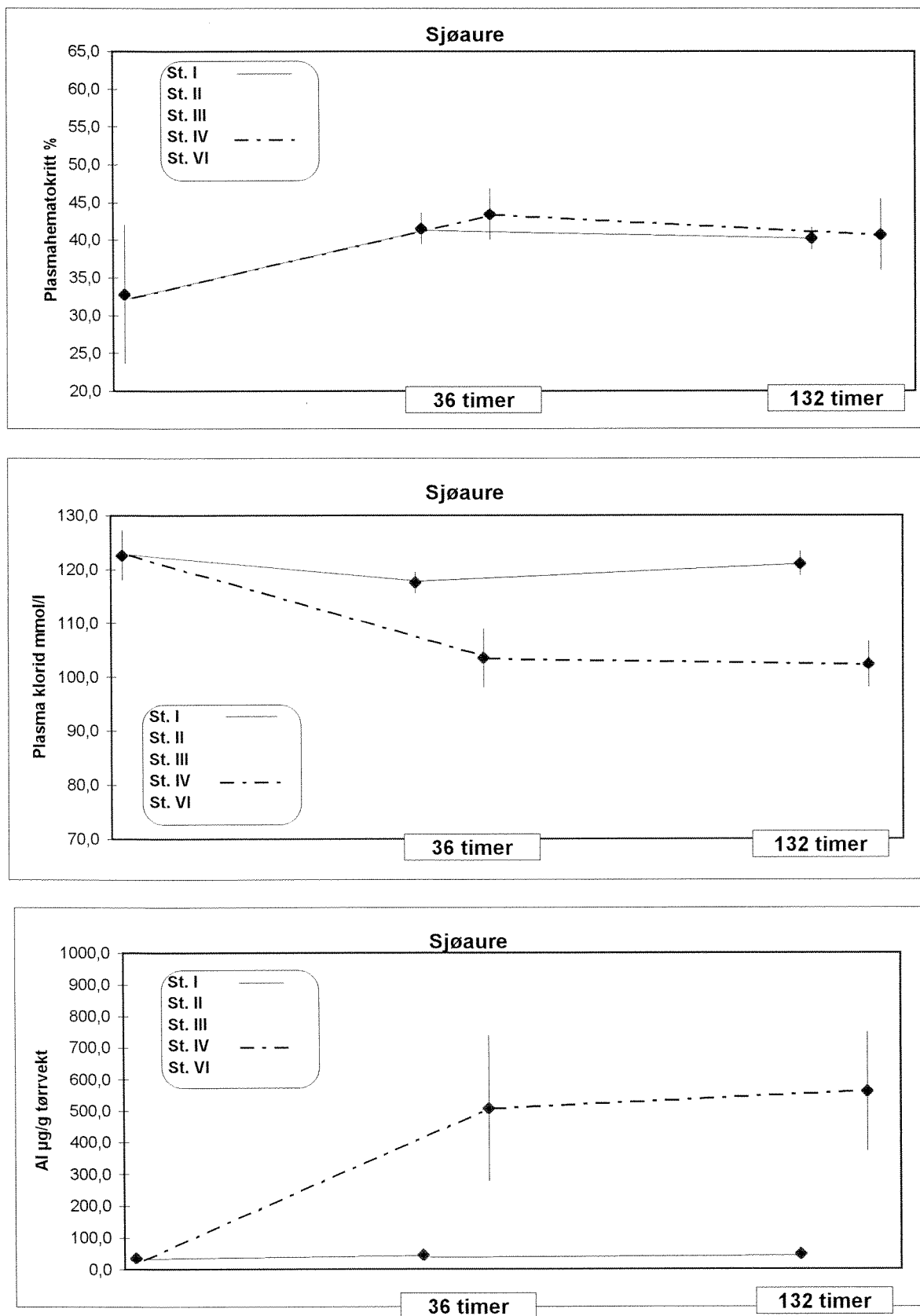
Prøver tatt før forsøksstart viste relativt lavt gjennomsnitt og stor variasjon i hematokritt (32.8 ± 9.2 ; figur 12). Under forsøket stabiliserte hematokrittverdiene seg på omkr. 40, mens plasmaklorid viser en svak, men signifikant forbigående nedgang, og deretter økning til utgangsnivå. Aluminiumsdeposisjonen viser en svak (ikke signifikant) økning i løpet av forsøket, fra 36.4 til 48.2 µg/g tørrvekt. Aluminiumsnivået hos sjøauresmolten, både før og under forsøket ligger signifikant lavere enn hos laksesmolt i samme vannkvalitet (figur 13).

Resultatet for sjøaure er i god overensstemmelse med funnene fra laks på samme stasjon. Vannkvaliteten ser ut til å være tilfredsstillende for smolt av begge arter.

Sjøauresmolt Stasjon IV

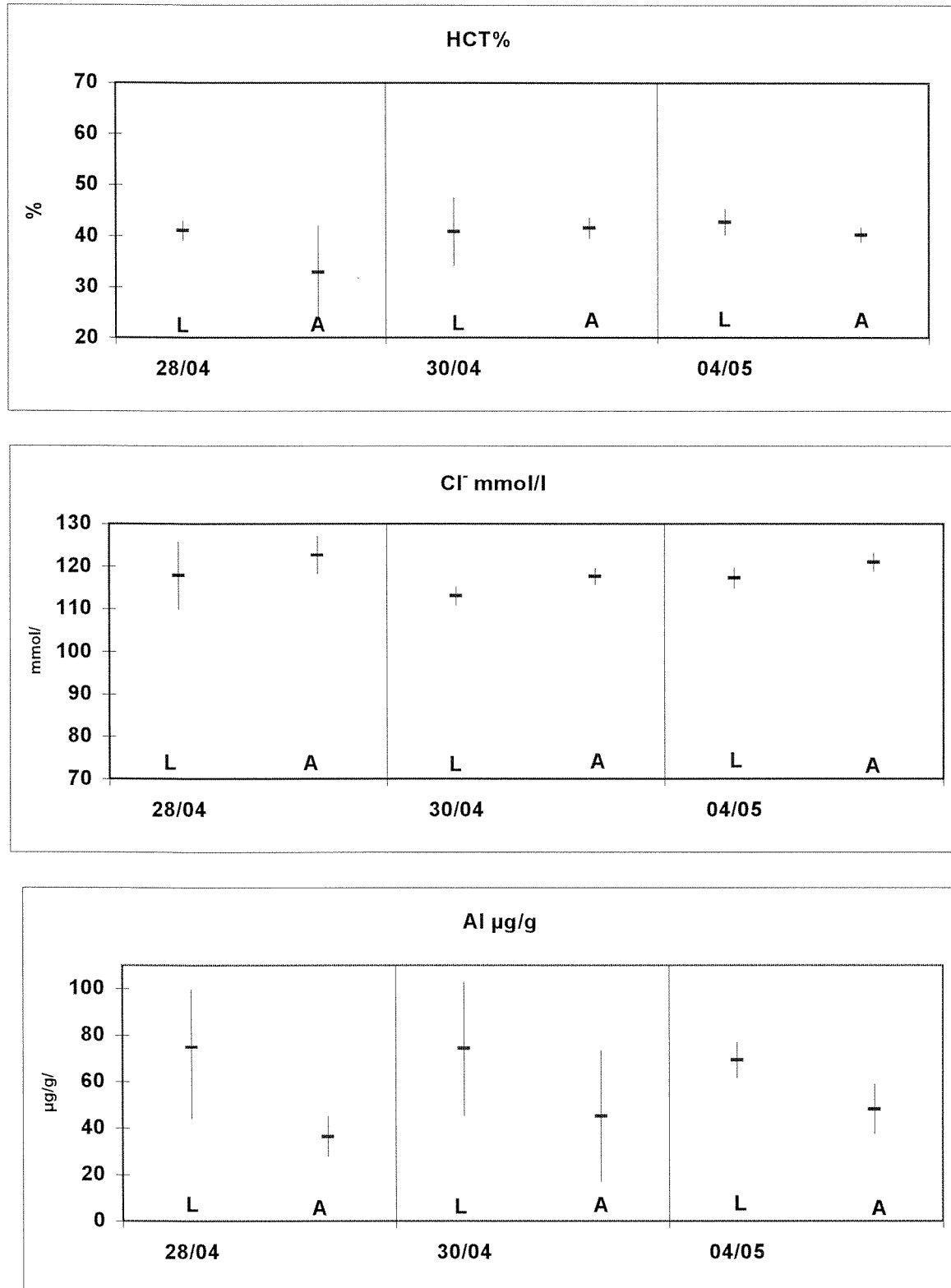
Forløpet med hensyn til hematokritt er nærmest identisk med Stasjon I, mens plasmaklorid viser en nedgang fra 117.8 ± 8.0 til 108.5 ± 5.4 mmol/l i første del av forsøket, og med en fortsatt reduksjon til 102.3 ± 4.3 mot slutten. Dette er en klar effekt av vannkvaliteten, men reduksjonen er langt mindre dramatisk enn det som ble funnet hos laksesmolt på samme stasjon (se figur 11), og bekrefter forskjellen i evne hos sjøaure- og laksesmolt til osmoregulering i surt, aluminiumsholdig vann (Grande *et al.*, 1978; Rosseland & Skogheim 1984).

Al-deposisjonen øker med en faktor på 14 (til 508 µg/g tørrvekt) i første del av forsøket, dvs. til samme nivå som på villfisk i samme vannkvalitet (se tabell 13; kap. 3.3.1). Gjennomsnittlig deposisjonsnivå for Al på gjellene hos sjøaure ligger likevel vesentlig under nivået for laks i samme vannkvalitet ved samtlige prøvetakinger (figur 11). Stor variasjon i Al-nivå mellom enkeltindivider av begge arter gjør imidlertid at forskjellene ikke er signifikante på denne stasjonen. Denne variasjonen henger trolig sammen med fisk som kvitter seg med Al-holdig slim (Lacroix *et al.*, 1993).



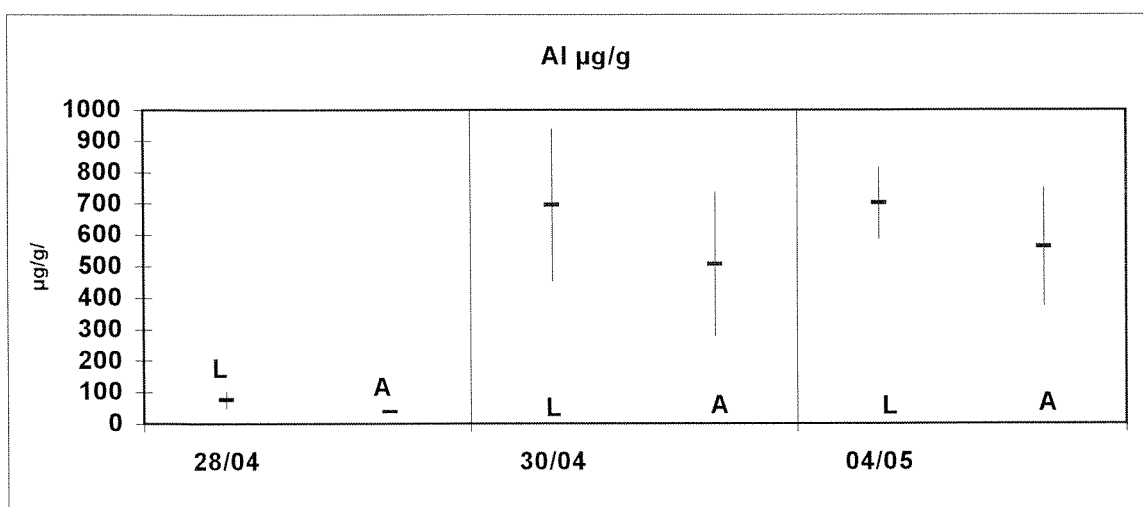
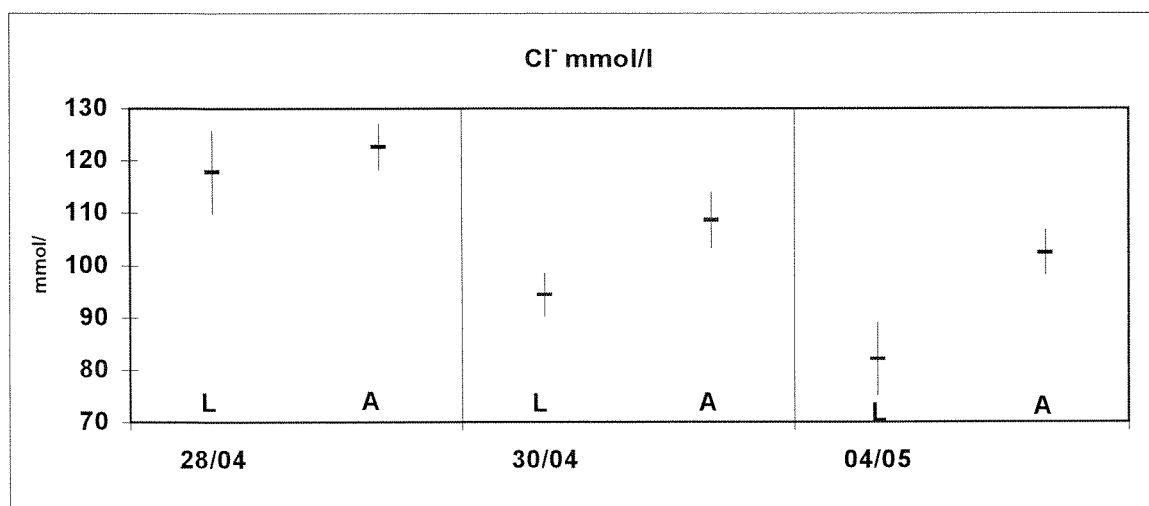
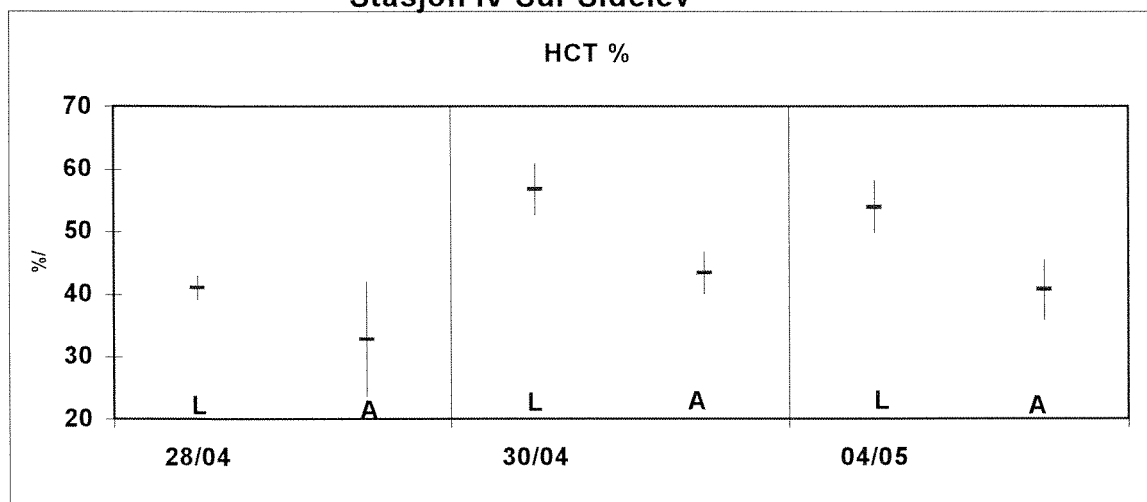
Figur 12. Konsentrasjoner av hematokritt (%) og plasmaklorid (mmol/l) i blodprøver og avsetning av aluminium ($\mu\text{g/g}$) på gjeller hos sjøauresmolt eksponert på Stasjon I og IV fra 28. april til 4. mai 1997. Prøvestørrelse $n = 5$.

Stasjon I Kalket hovedelv



Figur 13. Hematokritt (%), plasmaklorid (mmol/l) og Al-konsentrasjon ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) på gjeller hos lakse- (L) og sjøauresmolt (A) i vannkvalitet fra Eidsland klekkeri 28. april og på Stasjon I og IV (neste side) etter 36 og 132 timers eksponering.

Stasjon IV Sur Sidelev



Figur 13. forts.

Sammenlikning av lakse- og sjøauresmolt i samme vannkvalitet viser tilsvarende systematiske forskjeller i plasmahematokritt, plasmaklorid og Al-deposisjon på Stasjon I og IV, og i prøver fra Eidsland klekkeri før forsøksstart (figur 13). Funnet av lavere hematokritt og høyere plasmaklorid hos sjøauresmolt sammenliknet med laksesmolt i samme vannkvalitet er i overensstemmelse med tidligere komparative studier (Grande *et al.*, 1978; Rosseland & Skogheim, 1984). Lavere Al-deposisjon på gjeller hos sjøaure sammenliknet med laks ved alle prøvetakinger i samme vannkvalitet er et nytt funn, som bidrar ytterligere til å forklare hvorfor sjøaure overlever lengre enn laks i forsurete anadrome vassdrag.

3.3.3 Eksponering av nymfer av døgnfluen *Baetis rhodani*

Resultatene av aluminium- og jernanalyser av eksponerte dyr er vist i figur 14. For å få tilstrekkelig biomasse til analysene, måtte delprøver slås sammen i flere tilfelle. Ingen av middelverdiene bygger på flere enn 3 delprøver, noen på bare 2 delprøver. Dette gjør at resultatene må tolkes med forsiktighet.

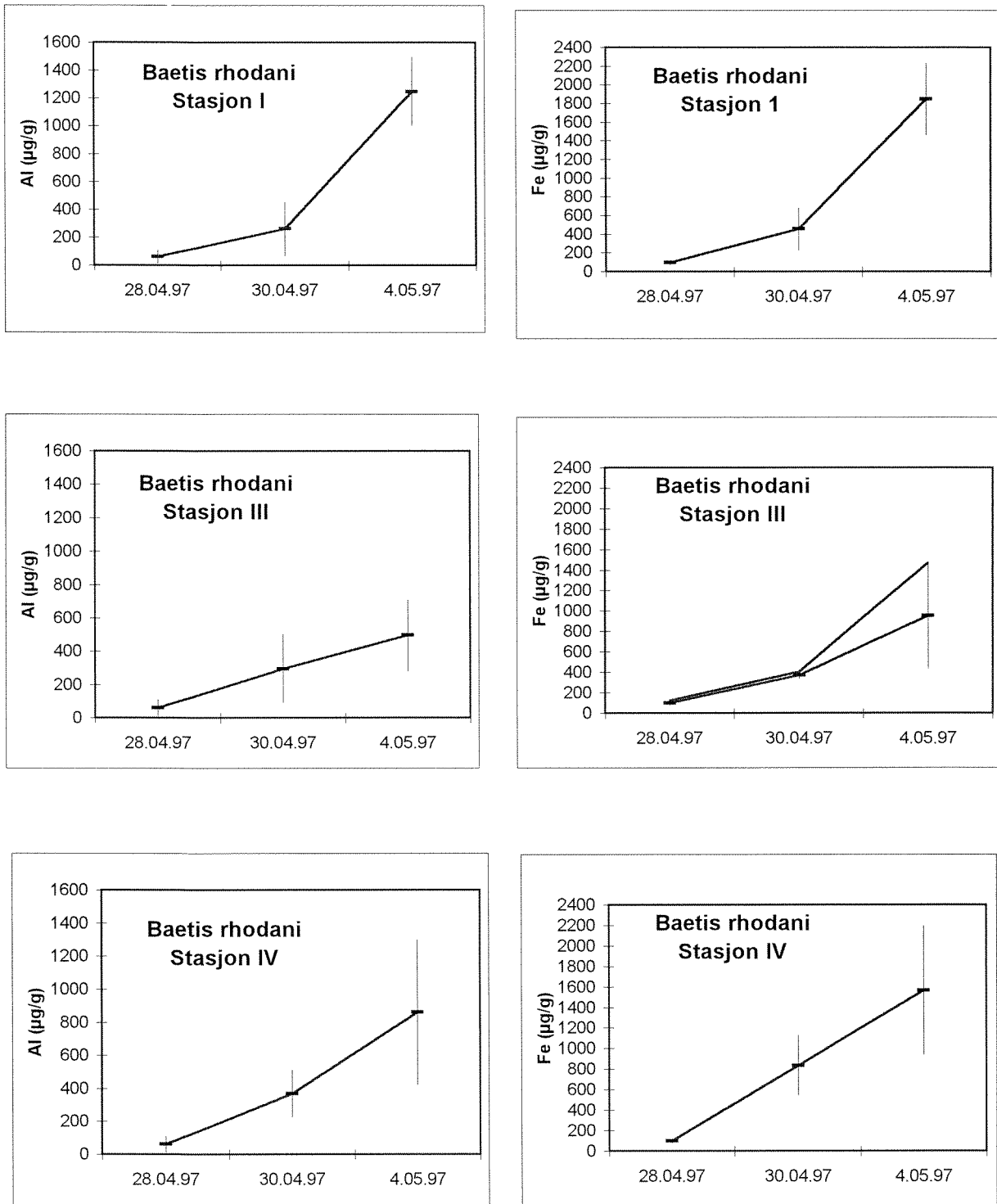
Dødeligheten på de ulike stasjonene i løpet av forsøket var 11 % på Stasjon I, 22 % på Stasjon III og 9 % på Stasjon IV. Stasjon I og IV utgjør ytterpunkter i vannkvalitet.

Som figur 14 viser, øker Al- og Fe-deposisjonen mest på Stasjon IV i den første delen av forsøket (36 timer), mens Stasjon I viser høyest sluttverdi (132 timer). Standardavvikene er høye, og høyest for sluttverdien på Stasjon IV (859 ± 440 $\mu\text{g Al/g}$ og 1564 ± 630 $\mu\text{g Fe/g tørrvekt}$). Stasjon I ender på 1247 ± 246 $\mu\text{g Al/g}$ og 1847 ± 388 $\mu\text{g/g tørrvekt}$). En mulig tolkning av disse forskjellene i middelverdier og standardavvik er at dyrene gjennomfører hyppigere skallskifter i ugunstig vannkvalitet med høye Al- og Fe-konsentrasjoner, noe som gir lavere registrert middel-deposisjon, men større registrert variasjon. Dessverre ble det ikke foretatt systematisk optelling av exuvier (avlagte skall), men ut fra visuell bedømmelse var antall avlagte exuvier større på Stasjon IV enn Stasjon I.

Sluttverdien av aluminium og jern på Stasjon III (494 ± 215 $\mu\text{g Al/g}$ og 950 ± 520 $\mu\text{g/g tørrvekt}$) er langt lavere enn for I og IV, mens standardavviket i prosent av middelverdien ligger på samme nivå som Stasjon IV. Middelverdiene bygger på 4 delprøver som ble slått sammen til 2 for å få tilstrekkelig biomasse for analyse.

Mengden deponert jern var omlag dobbelt så høy som aluminium på alle stasjoner.

Et klart resultat av dette pilotforsøket er at en deposisjon av metaller finner sted, og at avsatt mengde øker over tid i samtlige vannkvaliteter. Hvilken effekt dette har på dyrene er foreløpig uklart, men en endring/økning i skallskiftfrekvens er en mulig effekt. Analysemetoden synes å kreve minst 20 individer av *B. rhodani* pr delprøve (avhengig av individenes størrelse). Ved fremtidige forsøk bør antall delprøver økes til f. eks. 5. Bruk av fargereaksjoner for metaller kan gi en pekepinn om hvordan og hvor på dyret metallene felles ut. Biomassen av exuviene vil være for lav til analyser av aluminium og jern ($\mu\text{g/g tørrvekt}$), men bruk av fargereaksjoner kan også her vis grader av matallutfellinger.



Figur 14. Deposisjon av aluminium og jern ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) på nymfer av *Baetis rhodani* eksponert på Stasjon I, III og IV.

4. DISKUSJON OG KONKLUSJONER

Sjøsøltepisoden vinteren 1997 og effektene på vannkvaliteten i Ekso viser klart at behovet for kalking av vassdraget er tilstede, til tross for at reduksjoner i nedfall av sulfat har gitt en positiv utvikling av vannkvaliteten etter 1990. Tålegrensene i den regulerte delen av nedbørsfeltet er kraftig overskredet (Lien *et al.*, 1992), med stor risiko for episoder med skadelig vannkvalitet for laks og sjøaure.

Lakse- og sjøauresmolt som ble fanget i øvre del av anadrom strekning før kalking våren 1997 var sterkt medtatt, sannsynligvis som direkte følge av suboptimal vannkvalitet. Fisk som ble fanget nedstrøms Myster kraftverk var i bedre fysiologisk forfatning, til tross for like høy, og tildels høyere konsentrasjon av Al på gjellene. Disse forholdene kan være en effekt av bedre vannkvalitet på utslippet fra Myster kraftverk, som kommer fra de øvre delene av nedbørsfeltet, med lavere tålegrenseoverskridelser (Kaste *et al.*, 1996).

Villsmolt fanget i slutten av april 1997, etter at vassdraget hadde vært kalket i ca. 2 uker, viste normale hematokritt- og plasmakloridverdier, og reduserte verdier av akkumulert aluminium på gjellene, noe som anses som en direkte effekt av kalking og bedring av vannkvaliteten.

Analyser av vannprøver fra ulike deler av anadrom strekning og kontinuerlige målinger av pH ved Myster viser likevel at vannkvalitetsmålet ($\text{pH} \geq 6.5$) bare ble oppnådd i kortere perioder av forsøket. Dette var tilfellet både oppstrøms og nedstrøms kraftverket. Det var flom og overløp over Nesevatn i store deler av perioden. Mangelfull oppnåelse av vannkvalitetsmålet oppstrøms Myster kraftverk kan skyldes at kalkdosererens kapasitet ble overskredet, at dosereren ikke kalket optimalt på grunn av innkjøringsproblemer, eller at programmet som ligger til grunn for doseringen ikke er optimalt. Det bør bl.a. vurderes om doseringsprogrammet medfører underdosering ved høye vannføringer i hovedvassdraget ($>20 \text{ m}^3/\text{s}$). Det kan være grunn til å gjennomgå kalkforbruk og vannføring i flomperioden fra 1. til 4. mai 1997 for å få fastslått dette.

Selv om man klarer å oppfylle kalkingsmålet i Ekso oppstrøms Myster kraftverk på høye vannføringer, vil man med nåværende kalkingsstrategi ha problemer med å opprettholde målet på nedre del av anadrom strekning når kraftverket går for fullt, fordi kraftverksvannet til enhver tid representerer over 50 % av vannføringen, og dermed også har avgjørende innflytelse på vannkvaliteten. Laksesmolt som ble eksponert for kraftverksvann hadde markert høyere Al-akkumulering, og større ionetap enn laks som ble eksponert i vann oppstrøms kraftverket og i blanding av de to vannkvalitetene. Mer ekstreme vannkvaliteter i kraftverksvannet, f.eks. i forbindelse med sjøsøltepisoder, vil øke risikoen for ustabil vannkjemi og dermed økt giftighet av aluminium i blandsonen nedstrøms kraftverket. Fisk på nedre del av anadrom strekning vil dessuten være utsatt for store påkjenninger på grunn av variasjoner i vannføringen ved effektkjøring av kraftverket.

Mysterelven er et surt sideløp, og fungerer som et ukalket referansevassdrag med en vannkvalitet som kan sammenliknes med Ekso før kalking. Laks som ble eksponert i feltforsøk i Mysterelven viste markerte reduksjoner i plasmakloridkonsentrasjon, økning i hematokritt, og kraftig akkumulering av aluminium på gjellene. Selv om det ikke forekom dødelighet i den tiden forsøket pågikk (132 timer), er det lite sannsynlig at denne fisken ville ha overlevet på lengere sikt.

I denne sideelven ble det ikke funnet laks ved el-fiske, noe som antas å ha direkte sammenheng med vannkvaliteten. Vill sjøauresmolt fra Mysterelven hadde meget høye Al-verdier på gjellene ($>400 \mu\text{g/g}$ tørrvekt), men viste normale hematokritt- og plasmakloridverdier. Det kan se ut til at sjøaurebestanden i Mysterelven har tilpasset seg vannkvaliteten i denne sideelven. Sjøauresmolt fra feltforsøk i Mysterelven

akkumulerte også store mengder aluminium, men hadde et mer moderat ionetap enn eksponert laksesmolt.

Feltforsøk med laksesmolt i vann fra Ekso oppstrøms Myster kraftverk, i blanding av Ekso-vann og kraftverksvann, og i vann fra Ekso nedstrøms kraftverket og Mysterelven, viste mindre, ikke-signifikante tap av plasmaklorid i begynnelsen av forsøket, med tilbakevending mot normale verdier etter 132 timers eksponering.

Sammenheng mellom Al-deposisjon på gjellene og konsentrasjon av totalt Al_i i vannet er påvist i en rekke forsøk (Kroglund, 1997), og går klart fram om en sammenlikner vannkvalitet og Al-deposisjon i Ekso oppstrøms kraftverket og Mysterelven, som utgjør ytterpunkter i vannkvalitet i denne undersøkelsen. Selv om sammenhengen mellom Al-deposisjon og ionetap er uklar, finner vi tilsvarende ulikheter i ionetap hos fisk i de to vannkvalitetene. En effekt av Al-deposisjon er respirasjonssvikt og kvelning, mens ionetap kan være en direkte følge av surt, ionefattig vann (Jensen & Leivestad, 1989).

Konsentrasjon av Al på gjellene vil være en funksjon både av akkumulerings- og løselighetsrater. Økt slimutsondring p.g.a. Al-deponering kan føre til at fisken prøver å kvitte seg med slimoppnopninger. Dette kan gi store variasjoner i aluminiumskonsentrasjon mellom enkeltindivider i samme bestand, noe som avspeiles i høye standardavvik for denne parameteren.

Et funn av allmen interesse er at aluminiumskonsentrasjonene på gjellene hos sjøauresmolt er lavere enn hos laksesmolt i samme vannkvalitet. Sammen med påvisningen av andre fysiologiske ulikheter mellom de to artene, bl.a. forskjell i ionetap ved eksponering for surt, ionefattig vann (Rosseland & Skogheim, 1984), bidrar dette til å forklare hvorfor sjøaure klarer seg bedre, og overlever lengre enn laks i anadrome vassdrag som rammes av forsurening. Kunnskapen om bakenforliggende sammenhenger m.h.t. ulikheter i reaktivitet overfor gjelleoverflater, enkeltceller eller gjelleslim osv. er fortsatt mangelfull.

Feltforsøkene med smolt foregikk i vanntemperaturer mellom 2.0 og 7.5°C. Temperaturen er av betydning både for transformasjonshastighet og dermed giftighet av aluminium i blandsoner (Lydersen *et al.*, 1990), og for giftighet av Al generelt (Poleo *et al.*, 1991). Vestnorske vassdrag som Ekso, med høytliggende nedbørsfelt, vil være preget av lave vanntemperaturer under smoltutvandringen om våren. Dette skiller vassdrag som Ekso fra flere sørnorske vassdrag, med jevnt over mer lavereliggende felt. I sure, aluminiumsrike vannkvaliteter og i blandsoner mellom vann med ulik pH og Al_i -konsentrasjon vil lave vanntemperaturer ha en effekt i dobbelt forstand. På grunn av lav polymeriseringshastighet vil berørt elvestrekning med ulikevekt bli stor, men giftigheten definert som Al-eksponering bli redusert. Hva som er gunstigst rent økologisk er usikkert.

De laveste vanntemperaturene ble målt på Stasjon II (avløp fra Myster kraftverk) i siste fase av feltforsøket, med døgnmidler ned til 2.0°C. Det ble påvist høy Al-utfelling på gjeller hos laksesmolt i denne fasen. Dette er et klart signal om at nedre del av anadrom strekning fortsatt har ustabile blandsonerforhold med potensiale for aluminiumsgiftighet. Kalkdosering ved Langehølen vil ikke kunne motvirke dette. Kalking av vannet som går via Nesevatn til Myster kraftverk, f. eks. ved etablering av en kalkdoserer ved utløpet av Sjørdalselva (Kaste *et al.*, 1997). Et slikt tiltak er trolig det eneste som kan sikre tilfredsstillende vannkvalitet i alle situasjoner i blandsonen på nedre del av anadrom strekning, et område som smolten uansett må passere på vei ut av vassdraget om våren.

5. REFERANSER

- Barlaup, B. 1993. Orientering angående fiskedød grunnet forsurening i Hordalandsvassdrag vinteren 93. Notat til DN, 03.04.93. 2 s.
- Bjerknes, V., Duston, J., Knox, D. & Harmon, P. 1992. Importance of body size for acclimation og underyearling Atalantic salmon parr (*Salmo salar* L.) to sea water. *Aquaculture*, 104, pp 357-366.
- Bjerknes, V., Kaste, Ø. & Skiple, A. 1997a. Eksingedalsvassdraget, s. 243-253. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1.
- Bjerknes, V., Åtland, Å. & Berntssen, M. 1997b. Frøysetvassdraget. Blanding av vann fra kalket hovedvassdrag og sure sideelver. Effekter av H⁺ og aluminium på laks og aure. Manus til DN-notat om FoU-virksomheten i kalkete vassdrag i 1996.
- Driscoll, C. T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic water. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 16, pp. 267-283.
- Fivelstad, S. & Leivestad, H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): Mortality and physiological response. *Res. Drottningholm*, 61, pp. 69-77.
- Grande, M., Muniz, I. P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 20, pp. 2076-84.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. & Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA rapport nr. 2917. 42 s.
- Jensen, E. & Leivestad, H. 1989. Surt vann og smoltproduksjon. Sluttrapport fra vannbehandlingsprosjektet Salar/BP 1984-87. 82 s.
- Johnston, C. E. & Eales, J. G. 1967. Purines in the integument of Atlantic salmon (*Salmo salar*) during parr-smolt transformation. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24, pp. 955-964.
- Kaste, Ø., Hindar, A., Skiple, A. & Henriksen, A. 1996. Tiltak mot forsurening av Ekso, samt prognose for kalkbehov basert på tålegrenseoverskridelser fram mot år 2010. NIVA rapport nr. 3462-96. 47 s.
- Kroglund, F., Berntssen, M., Åtland, Å. & Rosseland, B. O. 1993. Er laksen truet selv ved moderat forsurening? Eksempler fra Vosso. NIVA rapport nr. 2947. 26 s.
- Kroglund, F. 1997. Vannkvalitetskrav til anadrom laksefisk. Foredrag under svensk-norsk seminar om forsurening og kalking, Göteborg 15.-17. september 1997.
- Lacroix, G. L., Peterson, R. H., Belfry, C. S. & Martin-Robichaud, D. J. 1993. Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquatic toxicology*, 27, pp. 373-402.
- Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1992. Critical loads for surface water. Invertebrates and fish. Acid Rain Research Report no. 21. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 s.
- Lydersen, E., Poleo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B. O. 1994. The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecol. Chem.*, 3 (3). pp. 357-365.
- Muniz, I. P. & Leivestad, H. 1980. Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L. In: D. Drabløs & A. Tollan (eds.): Ecological impact of acid precipitation. SNSF Project, Oslo, Norway, pp. 320-321.
- Poleo, A. B. S., Lydersen, E. & Muniz, I. P. 1991. The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fingerlings. *Aquatic Toxicol.*, 21, pp. 267-278.

- Poleo, A. B. S., Lydersen, E., Rosseland, B. O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. & Kvellestad, A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 75, pp. 339-351.
- Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1995. Artificial deposition of eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated norwegian river: Hatching, dispersal and growth of the fry. *Regulated rivers: Research and management*, 10, pp. 169-180.
- Rosseland, B. O. & Skogheim, O. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 61, 186-194.
- Rosseland, B. O., Blakar, I. A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acid river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.*, 78, pp. 3-8.
- Rosseland, B. O. & Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acid water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. In: C. E. W. Steinberg & R. F. Wright (eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems. Implications for the future*. New York, John Wiley & Sons, pp. 227-246.
- Saunders, R. L., Henderson, E. B. & Harmon, P. R. 1985. Effects of the photoperiod on juvenile growth and smolting of Atlantic salmon and subsequent survival and growth in sea cages. *Aquaculture*, 28, pp. 55-56.