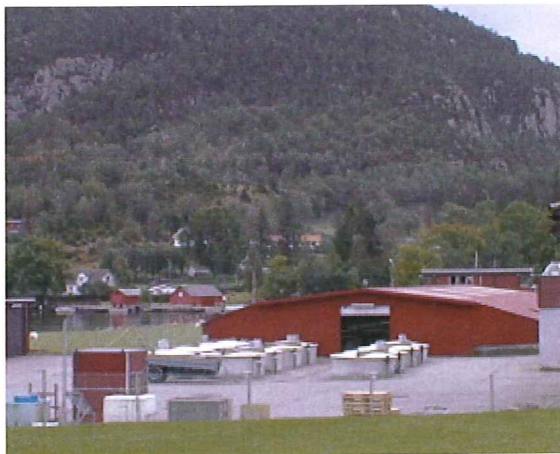
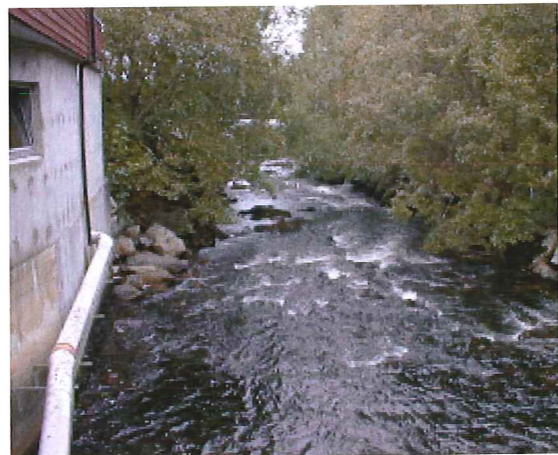


Effekter av ulik vannkvalitet på fysiologisk respons, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av Atlantisk laks



NINAs forskningsstasjon, Ims



Imsa, nedstrøms fangstfella



Fangstfelle for nedvandrende fisk



Fangstfelle for oppvandrende fisk

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

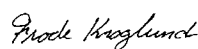
Tittel Effekter av ulik vannkvalitet på fysiologisk respons, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av atlantisk laks	Løpenr. (for bestilling) 4381-2001	Dato Mai 2001
	Prosjektnr. Undernr. O-99099	Sider Pris 45
Forfatter(e) F. Kroglund B. Finstad (NINA)	Fagområde Fiskeøkologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

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

Sammendrag

Surt vann med høye aluminiumskonsentrasjoner er dødelig for laks. Det er fremsatt hypoteser om at også lave aluminiumskonsentrasjoner, som ikke dreper laks i ferskvann, likevel vil påvirke marin overlevelse og dermed redusere antallet voksne laks som kan vandre tilbake til vassdraget. Likeledes er det fremsatt hypoteser om at laks fra forsuringspåvirkede vassdrag kan være tilpasset surt vann, dvs tåler høyere aluminiumsbelastninger enn laks fra vassdrag som ikke er påvirket av forsuring. Foruten genetisk tilpasning, vil laks som har vært eksponert til aluminium over lang tid kunne tilpasse seg eksponeringsmiljøet gjennom akklimering. Dersom laks i vassdrag med moderat surt vann er akklimeret, dvs tolerant overfor belastningen, kan kalking av moderat forsurede vassdrag være unødvendig. Vi har eksponert to stammer av laksesmolt til ikke-dødelige konsentrasjoner av Al (pH 5.8; $6 \pm 2 \mu\text{g}$ uorganisk monomert Al) i 3 måneder ved NIVA's forskningsstasjon, Imsa. Aluminiumsbelastet fisk akkumulerte mellom 20 og $30 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tørrvekt. Forsuringsbelastet smolt vokste dårligere enn referansefisken fra 9. februar til 4. mai. Plasmakloridkonsentrasjonen forble normal, men plasmaglukose økte. Aluminiumsbelastet smolt opparbeidet ikke normal saltvannstoleranse basert på saltvannstester. Etter utsetting i Imsa (god vannkvalitet) vandret forsuringsbelastet smolt ut av vassdraget 1 til 2 dager senere enn referansefisken. Marin overlevelse, målt tom 2 år i sjø, var redusert med 30%. Det var ingen entydig stammeforskjell mhp toleranse for surt vann. Langvarig ikke-dødelig belastning resulterte ikke i akklimering. Eksponering for lave konsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium og beskjeden akkumulering Al på gjellene reduserte derimot marin overlevelse.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Laks	1. Atlantic salmon
2. Stammer	2. Strains
3. Vannkvalitet	3. Water quality
4. Forsuring	4. Acidification



Frode Kroglund
Prosjektleder



Ase Åtland
Fung. forskningsleder



Nils Roar Sællthun
Forskningssjef

**EFFEKTER AV ULIK VANNKVALITET PÅ
FYSIOLOGISK RESPONS, VEKST, VANDRING OG
MARIN OVERLEVELSE HOS TO STAMMER AV
ATLANTISK LAKS**

Forord

Det er påvist akklimering eller tilpasning til surt vann hos en rekke fiskearter. Fisk akklimert til surt vann med aluminium vil ha økt toleranse for surt vann med aluminium, og derved en høyere toleranse enn forsursnaiv fisk (fisk som ikke har vært eksponert for surt vann). Det er etter hva vi kjenner til ikke utført akklimeringsstudier på aluminium/surt vann hos atlantisk laks. Dersom atlantisk laks, etter langvarig eksponering for forsuret vann, tilpasser seg en forsuret vannkvalitet (slik at forsuret vann ikke har uheldig effekt hverken på individ eller populasjon) kan kalking være igangsatt på et feilaktig grunnlag i enkelte vassdrag.

Dette prosjektet hadde som formål å teste ulike vannkvaliteters effekt på fysiologisk respons, vekst, vandring og overlevelse hos to stammer av atlantisk laks. Prosjektet ble søkt Direktoratet for naturforvaltning av NINA og NIVA i fellesskap. I tillegg til finansiering fra DN har begge institusjonene bidratt med betydelig egenkapital til gjennomføringen av forsøket. Vi vil takke driftspersonalet ved NINA's forskningsstasjon på Ims og spesielt Knut Bergesen for all hjelp til røkting av fisken, registrering av driftsendringer samt prøvetaking. Trine Ytrestøyl takkes for hjelp i avslutningsfasen. Aluminiumsinnholdet i gjellevev ble analysert ved Laboratorium for Analytisk kjemi, Ås av H.C. Teien. Vi takker Direktoratet for naturforvaltning for finansiering av dette prosjektet.

Grimstad, mai 2001

Frode Kroglund

Trondheim, mai 2001

Bengt Finstad

Innhold

Sammendrag	7
Summary	11
1. Innledning	13
2. Materiale og metode	15
2.1 Fiskematerialet	15
2.2 Forsøksprotokoll	16
2.2.1 Fysisk og vannkjemisk eksponeringsmiljø	16
2.2.2 Sjøvannstester	18
2.2.3 Utsettinger (Imsa og Imsbukta)	18
2.2.4 Marin vekst (korttidforsøk)	19
2.2.5 Korttidseksponering av smolt i SUR	19
2.3 Responsmålinger og prøvetakingsdatoer	20
2.4 Vannkjemiske analysemetoder	20
2.5 Fiskebiologiske prøvetakings- og analysemetoder	20
2.5.1 Prøvetaking	20
2.5.2 Fysiologiske prøver	20
2.5.3 Metallkonsentrasjon	20
2.6 Responsevaluering	21
2.6.1 Fysiologiske forandringer	21
2.7 Statistikk	22
3. Resultat og evalueringer	23
3.1 Vannføring og temperatur	23
3.2 Vannkjemisk	24
3.2.1 pH	24
3.2.2 Aluminium	24
3.2.3 Ionesammensetning og vannfarge	25
3.3 Belastningsforsøk – akklimering til surt vann	27
3.3.1 Gjelle-Al	27
3.3.2 Dødelighet i løpet av belastningsperioden	30
3.3.3 Vekst i løpet av forsøksperioden	31
3.3.4 Endring i blodparametre i løpet av belastningsperioden	32
3.3.5 Sjøvannstester	34
3.4 Utvandningsforsøket	36
3.4.1 Gjelle-Al	36
3.4.2 Utvandringshastighet	37
3.4.3 Fysiologisk status til utvandrende fisk	38
3.4.4 Sjøvannstoleranse	39
3.5 Korttidseksponering vs langtidseksponering	40
3.6 Marin vekst	42
3.7 Marin overlevelse	43
4. Referanser	46

Sammendrag

Akklimering til moderat surt vann (pH 5.8; $6 \pm 2 \mu\text{g}$ uorganisk monomert aluminium l^{-1}) ble våren 1999 undersøkt hos presmolt/smolt av Atlantisk laks. Forsøkene ble utført med fisk fra henholdsvis Imsa og Suldalslågen. Fisken fra Imsa representerer i denne sammenhengen forsøringsnaiv (uerfaren) laks og fisken fra Suldalslågen laks "tilpasset" moderat forsuret vann. Forsøksfisken var produsert ved NINA's forskningsstasjon ved Ims, Rogaland fra egg innsamlet i de respektive vassdragene. Forsøksmaterialet er undersøkt for genetiske forskjeller (Rosseland m.fl., 2000), hvor det ble påvist at hver stamme var mer lik fisk fra opprinnelig vassdrag enn til hverandre. Hver stamme representerer således ulike forhistorier og genetisk materiale.

Det inngikk tilsammen 4880 laksesmolt i forsøket. Begge stammene var produsert fra egg klekket på NINA's forskningsstasjon, Ims. Dette innebærer at begge stammene hadde opplevde like miljøbetingelser fra befruktning og frem til forsøksstart (9. februar 1999). Eventuelle forskjeller i respons mhp eksponeringsmiljø kan således relateres til stamme. For å redusere betydningen av ulikheter forårsaket av kar (karforskjeller vil alltid foreligge i normal drift på et klekkeri) ble forsøksgruppene etablert først 9. februar. Fisken ble fra da av eksponert i tre måneder til henholdsvis godt vann (driftsvannet ved stasjonen; DRIFT) og til surt vann (Fossbekken) for å studere:

- ◆ akklimering til Al og
- ◆ effekter av vannkvalitet på:
 - ◆ smoltifisering,
 - ◆ smoltutvandring,
 - ◆ marin overlevelse.

Fisk av Suldalsstammen, eksponert i surt vann, begynte å fra dø 13. februar. Dødeligheten ble vurdert som uakseptabel for forsøket (man visste ikke hvor mange som eventuelt ville komme til å dø) og fra 17. februar ble ca 25 volumprosent driftsvann kontinuerlig blandet inn i det sure vannet fra Fossbekken. Eksponeringsvannet benevnes deretter som SUR. Dødeligheten avtok umiddelbart og ingen fisk døde etter 22. februar.

Belastningsnivå

Basert på målinger av ulike Al fraksjoner og pH i vann fra Fossbekken (råvannet til SUR) og DRIFT ble fisken i løpet av forsøksperioden eksponert for fire ulike nivåer av Al og to nivåer av pH.

1. pH i SUR var 5.8 ± 0.3 , mens pH i DRIFT var 6.8 ± 0.3 .
2. Fisk eksponert i DRIFT ble ikke eksponert for Al som kunne avsettes eller akkumuleres på gjellevev. Dette illustreres med at det tilnærmet aldri ble målt gjelle-Al-konsentrasjoner høyere enn $10 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tv (tørrvekt).
3. I løpet av den første uken av forsøket ble fisken eksponert i Fossbekk eksponert for en høy konsentrasjon uorganisk monomert Al (ca $40 \mu\text{g UM-Al l}^{-1}$). UM-Al tilsvarer med visse forbehold labilt Al (analysert ved NIVA) eller Ali (analysert ved bruk av Barnes/Driscoll). Det ble i løpet av denne perioden målt høye gjelle-Al-konsentrasjon ($200\text{-}300 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tv). Al-belastning som resulterte i akkumulering av Al på gjellene var den sannsynlige årsaken til den begynnende dødeligheten. For å motvirke denne dødeligheten ble vannet fra Fossbekken tilsatt 25 volum % vann dra DRIFT og omdøpt til SUR.
4. Konsentrasjonen av UM-Al i Fossbekken var tilnærmet uforandret de neste 60 dagene, mens Al-konsentrasjonen fisken opplevde i SUR var redusert som følge av fortykning (tilsetning av driftsvannet) og som følge av polymerisering av Al forårsaket av pH-heving (som følge av tilsetningen av driftsvann). Denne endringen i vannkvalitet ble påvist som en reduksjon i UM-Al målt i karet fra ca $40 \mu\text{g UM-Al l}^{-1}$ til konsentrasjoner lavere enn $10 \mu\text{g UM-Al l}^{-1}$ ($6 \pm 2 \mu\text{g Al l}^{-1}$ i snitt). Basert på gjelle-Al verdiene ($30\text{-}50 \mu\text{g Al/g tv}$) fra uttak i mars og april er det rimelig å anta at Al-dosen i denne perioden var lavere sammenliknet med Al dosen fra 9.-17. februar.

5. UM-Al-konsentrasjonen i Fossbekken avtok i april og ble målt til ca $20 \mu\text{g l}^{-1}$ i avslutningsfasen av forsøket. Det er rimelig å anta at denne reduksjonen i UM-Al var årsak til at gjelle-Al ble redusert fra ca $40 \mu\text{g}$ til ca $20 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv. Dette innebar sannsynligvis samtidig en redusert belastning for fisken. Denne endringen i belastningsnivå påvises ikke i de vannkjemiske analysene.

Som en samlet evaluering av eksponeringsnivåene synes fisk eksponert i Al belastet vann å ha opplevd en høy Al belastning i 1 uke, lav Al belastning i ca 8-10 uker og "tilnærmet ingen" Al belastning 3-4 uker før utsetting. Den siste perioden med meget lav Al belastning kan ha igangsatt restituering. I henhold til de analyserte prøvene var belastningen på $6 \pm 2 \mu\text{g Al l}^{-1}$ i snitt. Forsøket simulerer en meget moderat eksponering, hvor vannkvaliteten (målt som UM-Al) forbedres frem til smoltutvandring. pH var 5.8 hele denne perioden.

Foruten forskjeller i Al-belastning mellom DRIFT og SUR var det også forskjeller i vanntilførsel (tabell 3) og ionestyrke (tabell 7) på vannet. Det var en liten forskjell i pH innen behandlingene i siste periode av forsøket. Det var ingen vesentlig forskjell i eksponeringskar, foringsrutiner og røkting. Forskjellene i andre vannrelaterte parametre som temperatur og oksygenkonsentrasjon var for små til at de trolig kan forklare de målte forskjellene mellom behandlingene. Fiskeresponsene påvist i forsøket kan således relateres til forskjeller i vannkjemi, selv om vi ikke kan utelukke kareffekter og andre forskjeller mellom gruppene som medvirkende faktorer. Tilnærmet lik respons mellom stammene i samme vannkvalitet vil støtte antagelsen om at det var vannkjemi relaterte responser mer enn stammerelaterte (og derved karrelaterte) årsaker til responsene.

Resultatene fra forsøket viser:

Langtidseksponering - Akklimering

Begge stammene ble prøvetatt flere ganger i løpet av eksponeringsperioden fra 9. februar til 4. mai. Det var antatt at laksesmolt ved vedvarende belastning for Al ville tilpasse seg belastningen og bli mer tolerant, dvs over tid bli upåvirket av belastningen. Vi forstår akklimering som at fisken skal ha en økt toleranse for vannkvaliteten, dvs den skal reetablere normale kroppsfunksjoner i løpet av en vedvarende langvarig eksponering. Dette innebærer at langtidseksponert smolt skal ha normal vekst, fysiologisk tilstand og skal etablere normal saltvannstoleranse til rett tidspunkt.

De integrerte resultatene fra akklimeringsforsøket kan oppsummeres slik:

- ◆ Fisk eksponert i SUR vokste dårligere enn fisk eksponert i DRIFT.
- ◆ Fisk eksponert i SUR hadde 20 til $30 \mu\text{g}$ høyere Al-konsentrasjoner på gjellene enn fisk eksponert i DRIFT.
- ◆ Eksponering i SUR resulterte i en reduksjon i plasmaklorid på ca 10 mM. Konsentrasjonene var fortsatt høyere enn "ingen effekt" grensen satt til 120 mM. Det ble registrert en liten økning i hematokritt og en betydelig økning i glukose. Glukosekonsentrasjonen økte mer hos Imsa-SUR enn hos Suldal-SUR.
- ◆ Fisk eksponert i SUR ble ikke saltvannstolerant innen 4. mai, i motsetning til fisk eksponert i DRIFT.
- ◆ Fisken ble ikke akklimert til surt vann. 3 uker eksponering for meget lave konsentrasjoner av giftig Al resulterte ikke i fullverdig restituering. Ca 3 mnd eksponering for $6 \pm 2 \mu\text{g UM-Al}$ og en akkumulering av inntil $30 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tv resulterte ikke i akklimering dersom plasmaglukose og saltvannstoleranse legges til grunn for tolkningen. Selv eksponering for UM-Al henimot eller lavere enn deteksjonsgrensen kan være en for høy dose for laksesmolt.
- ◆ Det ble påvist dødelighet og svekket saltvannstoleranse ved lavere konsentrasjoner av UM-Al og lavere konsentrasjoner av gjelle-Al enn det som er rapportert fra tidligere forsøk.

Konklusjon: Eksponering for $6 \pm 2 \mu\text{g UM-AL l}^{-1}$ resulterte i en liten økning i gjelle-Al, men ikke i responser som kan tolkes som "skadelig" endring i plasmaklorid. Måling av plasmaglukose og resultatene fra saltvannstestene antyder likevel at fisken eksponert i SUR var "belastet" i en negativ

retning. Fire dager restituering i godt vann (etter utsetting i Imsa) medførte en viss normalisering av plasmaglukose, men saltvannstoleransen var fortsatt svak.

Nedvandring i elv

Etter eksponering i kar ble 150 individer fra begge Imsa-behandlingene blandet i samme kar og satt ut i elven Imsa. Vannkvaliteten i Imsa er god (pH>6.3). Vi forventet at Al-belastet fisk skulle ha en forsinket utvandring som respons på svekket saltvannstoleranse.

- ◆ Gjelle-Al økte hos begge forsøksgruppene økte etter utsetting i Imsa. Dette samsvarer med resultat fra tidligere målinger utført i Imsa (Finstad, 2000a). Denne akkumuleringen resulterte ikke i noen fysiologisk respons. Dette er et eksempel på at akkumulering av Al på gjellene ikke nødvendigvis er synonymt med en belastning.
- ◆ Fisk fra SUR ble delvis restituert i løpet av de fire døgnene fisken ble fulgt i Imsa. Restituert er her vurdert på bakgrunn av endringer i plasmaglukose. Saltvannstoleransen tiltok svakt (ikke signifikant).
- ◆ Fisk eksponert i DRIFT vandret ut av Imsa først. Fisk fra gruppen SUR var 1 til 2 dager forsinket. Samme tidsvariasjon er påvist i andre, tilsvarende forsøk utført på Ims (Kroglund m.fl., 1994; 1995).
- ◆ Vi antar at denne tidsforsinkelsen har liten økologisk betydning, men kan ha betydning mhp restituering, etablering av saltvannstoleranse og således marin overlevelse.

Konklusjon: Forsuringsbelastet smolt vandret ut av vassdraget på tross av svak saltvannstoleranse.

Marin vekst

Tjuefem Carlinmerka individer fra hver av de fire behandlingene ble satt ut 25 promille saltvann i et eget kar på Ims. Det var antatt at forsuringsbelastet fisk ville vokse dårligere enn referansefisken.

- ◆ Størrelsesforskjellene etablert mellom SUR og DRIFT i løpet av ferskvannsfasen resulterte i at fisken fra DRIFT vokste raskere enn fisken fra SUR i 25 ppt saltvann.
- ◆ Vekstratene var ikke forskjellige i saltvannsfasen.

Konklusjon: Forsuringsbelastet smolt hadde ikke dårligere marin vekst enn kontrollfisken.

Marin overlevelse

Ca 1000 Carlinmerkede individer fra hver av de fire behandlingene ble før transport blandet i samme kar, transportert til og satt ut i Imsa nedstrøms oppvandringsfella. Det var forventet at belastningen ville redusere marin overlevelse.

- ◆ Marin overlevelse var god for alle gruppene; best for Imsa. Det er for tidlig å slutte endelige konklusjoner ettersom det fortsatt kan innrapporteres merker, spesielt fra Suldalsstammen som er en flersjøvinter stamme.
- ◆ Eksponering for SUR reduserte marin overlevelse med 30% (signifikant mellom de to gruppene av Imsastamme) for begge stammene. Tilsvarende reduksjoner er også tidligere påvist i forsøk på Ims (Kroglund m.fl., 2001) og i andre vassdrag (Finstad m.fl., 1999; 2000c).

Konklusjon: Resultatet er i samsvar med resultat oppnådd i andre utsettingsforsøk med Al-akklimeret fisk, både fra Imsa samt fra Hordaland. Eksponering for Al svekker marin overlevelse. Måling av fiskens fysiologiske status i ferskvann gir ikke entydig indikasjon på marin overlevelse. Saltvannstester bidrar til å sannsynliggjøre marin overlevelse.

Stammeforskjeller

De to laksestammene hadde sitt genetiske opphav fra vassdrag som henholdsvis var upåvirket av forsurening (Imsa) og påvirket av forsuret vann (Suldalslågen). Det var forventet at Suldalsstammen ville være mer tolerant for forsurening enn den fosuringsnaive Imsastammen.

- ◆ Det var ubetydelige, men likevel systematiske stammeforskjeller mhp akkumulering av Al på gjellene.
- ◆ Det var små forskjeller, men likevel systematiske forskjeller i fysiologisk status mellom stammene.
- ◆ Bortsett fra en betydelig forskjell i antall innrapporterte Carlin-merker, var forskjellene i respons mellom stammene for små til at vi vil konkludere med entydige stammeforskjeller. Resultatet er i samsvar med resultat presentert av Rosseland m.fl., (2000).

Konklusjon: begge stammene var like følsomme for Al på tross av ulikt genetisk opphav, hvor Suldalsstammen representerte fisk med en tidligere forsureningshistorie og Imsastammen representerte fisk uten tidligere forsureningsbelastning. Langvarig eksponering for moderat forsureningspåvirket vann over flere generasjoner har sannsynligvis ikke resultert i økt toleranse for forsuret vann.

Konklusjon; vannkvalitetskrav til laks

Samlet var effektene/responsene større enn forventet gitt en eksponering på kun $6 \pm 2 \mu\text{g UM-Al}$, og sammenlignet med responsene oppnådd i ulike renneforsøk (Kroglund m.fl., 1998ad; 1999a). Vi konkluderer med at eksponering selv for lave, og derved analytisk meget usikre konsentrasjoner av UM-Al, kan påvirke laksesmolt i en negativ retning. Marin overlevelse påvirkes ved Al-konsentrasjoner som i liten grad påvirker ferskvannsoverlevelse og/eller fysiologisk status til laks. Resultatet er således i samsvar med resultat fra tidligere forsøk.

Vi tolker resultatene til også å indikere at presmolt av laks ikke akklimeres til surt vann ettersom saltvannstoleranse ble påvirket i negativ retning.

Basert på de rapporterte resultatene kan det postuleres at perioder med ”ugunstig” vannkvalitet om våren reduserer marin overlevelse. Marin overlevelse ble redusert med 30% når smolt ble eksponert i vann med pH 5.8 og $6 \pm 2 \mu\text{g UM-Al l}^{-1}$. Denne reduksjonen er tilstrekkelig stor til at den ville kunne påvises i f.eks. fangststatistikken for de enkelte vassdragene. Ettersom tilsvarende reduksjoner i marin overlevelse også er påvist i andre forsøk, understøtter dette forsøket hypotesen om at selv lave konsentrasjoner av aluminium påvirker marin overlevelse.

Summary

Title: Effects of water quality on physiological response, growth, migration and marine survival in two strains of Atlantic salmon.

Year: 2001

Author: Kroglund, F. and B. Finstad.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 82-577-4020-9

Two strains (Imsa and Suldal) of Atlantic salmon presmolts were exposed to slightly acidic water (ACID=SUR) and non-acidic water (GOOD=DRIFT) at NINA's Research Station, Ims, Rogaland, Norway from February 9th to May 4th 1999. The presmolts were reared at Ims from eggs fertilized at the station. The eggs and sperm originated from wild parents caught in the two respective rivers. The fish have been tested for genetic difference and are found to be more like fish from home river than to each other (Rosseland et al., 2000). The Suldal strain comes from a watershed moderately affected by acidification and elevated aluminum, while the Imsa strain comes from a watershed without any acidification history.

The aim of the study was to investigate:

- ◆ Acclimation
- ◆ Effects of water quality on smoltification
- ◆ Migratory behavior
- ◆ Marine survival

A total of 4880 smolts were used in the study. Fish length (lengde; cm), weight (vekt; g) and condition factor are presented in table 2 and figure 1.

The presmolts were transferred to ACID on February 9. A few fish died on February 13 (figur 10). The increasing mortality was evaluated to be unacceptable for the experiment and 25-volume % water from GOOD was from 17th February mixed into ACID to increase pH and to reduce the concentration of inorganic monomeric Al (UM-Al). The retention time was >200 minutes in the tank, suppressing the presence of unstable forms of aluminum. From February 9 to 17 the presmolts were exposed to approx. 40 $\mu\text{g UM-Al l}^{-1}$. From February 17 to May 4 the UM-Al concentration in ACID was $6\pm 2 \mu\text{g UM-Al l}^{-1}$ (figur 6) and the pH around 5.8 (figur 5).

During the period with high UM-Al exposure, the gills accumulated > 200 $\mu\text{g Al g}^{-1}$ DW (figur 7 and tabell 9). After the GOOD water was added, the gill-Al concentration decreased to levels around 20-30 $\mu\text{g Al g}^{-1}$ DW (dry weight).

$6\pm 2 \mu\text{g UM-Al l}^{-1}$ or 20-30 $\mu\text{g Al g}^{-1}$ DW on the gills and a pH of 5.8 ± 0.3 represent the loading in this experiment. Presmolts in GOOD had gill-Al concentrations generally lower than 10 $\mu\text{g Al g}^{-1}$. pH in GOOD was >6.5. GOOD was added 1-2% seawater to avoid fungus infection.

Long term exposure (3 months)

- ◆ Fish exposed in ACID grew poorer than fish exposed in GOOD (tabell 11)
- ◆ Exposure in ACID resulted in a 10 mM lower plasma chloride concentration than measured in GOOD. All concentrations were higher than the no-effect-limit we have set at 120 mM. Hematocrit was slightly elevated. Glucose levels measured in ACID were high (tabell 12)
- ◆ Fish exposed in ACID did not acquire seawater tolerance, determined as elevated plasma chloride and reduced sea water survival in a sea water challenge test (tabell 13)

Exposure to 6 ± 2 μg UM-Al was sufficient to influence the normal parr-smolt transformation. The “stress” from the exposure was not detectable in plasma chloride, possibly detectable in hematocrit but clearly detectable as increased glucose. Seawater tolerance was impaired. These responses causes us to conclude that acclimation to Al did not occur assuming acclimation should result in no or reduced stress responses.

Out-migration

On May 4, 300 smolts of the Imsa-strain (150 individuals from each treatment) were transported 800 m upstream a Wolf-trap. This trap captures all down or up-migrating fish, allowing for full control of the fish migration.

- ◆ Fish exposed in GOOD migrated first (figur 13)
- ◆ Fish exposed in ACID were 1 to 2 days delayed

Fish exposed in ACID migrated despite having poor seawater tolerance (tabell 16). The time delay has probably little ecological significance.

Marine growth

Marine growth was tested by keeping 20 individuals from each exposure group at 25 ppt at the hatchery. The fish were fed to satiation. Growth was measured every 4 weeks.

- ◆ The size difference established during the GOOD or ACID exposure period resulted in differences in marine growth the first weeks (figur 14)
- ◆ Thereafter there were no differences in growth
- ◆ Suldal fish grew better than Imsa fish

Maine survival

- ◆ Marine survival was good for all groups, best for the Imsa strain. Final conclusions cannot be drawn before year 2003 or until all adults of the many-year-winter strain (Suldal) has returned (tabell 21).
- ◆ Exposure in ACID reduced recaptures by 30% in both strains. The reduction was significant for Imsa (chi-square). The reduction had to be $>50\%$ if the reduction was to be significant for the Suldal strain. This is due to lower total recaptures.
- ◆ There were no size differences between fish recaptured from GOOD vs. ACID.

Exposure for low concentrations of Al caused a reduced sea water survival, although not significant for both strains. Similar results have been obtained in several other similar experiments. ACID-Al exposed fish are always underrepresented in the return catches.

Strain differences

- ◆ There were at the best unclear strain differences, seen as slight differences in gill-Al accumulation, mortality and physiological responses.
- ◆ The differences are evaluated as being too small to postulate that there were true strain differences.

We therefore conclude that both strains were equally sensitive to Al, ant that the Suldal strain originating in a moderately acidified river experiencing Al-episodes had not acquired any genetic driven increased tolerance to Al.

Conclusion

Long term exposure of Atlantic salmon smolts to pH 5.8 and 6 ± 2 μg inorganic monomeric Al affected marine survival.

1. Innledning

DN har siden kalkingsvirksomheten tiltok i omfang i Norge (fra midten på 80-tallet) finansiert ulike forskningsprosjekt på problemstillingen "Hva er vannkvalitetskravet til laks"? Forskningsprosjektene har hatt til oppgave å besvare ulike problemstillinger reist gjennom det praktiske forvaltningsarbeidet i tilknytning til kalking av vassdrag. Foruten arbeider rettet inn mot identifisering av vannkvalitetskravet til laks, er det i løpet av utredningsperioden etablert en rekke kjemiske, hydrologiske og økofysiologiske metoder som benyttes til identifisering av vassdrag som er påvirket av forsurening. Økofysiologiske undersøkelser av laks har gitt ny kunnskap om artens vannkvalitetskrav, som i neste omgang har medført at vannkvalitetskravet til laks defineres forskjellig i dag fra hvordan kravet ble oppfattet på 80-tallet. Kunnskapen er videre benyttet til anbefaling og etablering av antatt økologiske og økonomiske "riktige" kalkingsstrategier. Som et resultat av denne forskningen er det blant annet anbefalt høyere pH mål ved kalking av Vestlandselver (klarvannselver) enn det som anbefales i mer humuspåvirkede Sørlandselver.

På bakgrunn av en rekke forsøk utført på 90-tallet, er det påvist fysiologiske og histopatologiske responser hos forsurningsnaiv laksesmolt og –parr, selv når denne er eksponert for lave ($<10 \mu\text{g Al l}^{-1}$), og derved analytisk usikre konsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium (UM-Al) og kun over korte tidsrom (timer til dager) (se bl.a. Staurnes m.fl., 1995; Rosseland og Kroglund, 2000). Responsene er i flere av forsøkene tolket til å være såpass omfattende at vannkvaliteten antas å kunne representere en "uheldig eller negativ påvirkning" som kan forårsake en "skade" på populasjonsnivå såfremt ikke god vannkvalitet reetableres tilstrekkelig raskt. Skade i denne sammenheng kan innvirke på saltvannstoleranse (Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund m.fl., 1998a; Kroglund m.fl. 2000a), vekst og smoltalder og uten at det nødvendigvis påvises tetthetsreduksjoner, eller vedvarende fysiologiske og histologiske forandringer (Rosseland og Staurnes, 1994). Basert på toleransegrenser fastlagt på bakgrunn av eksponeringsforsøk utført i en rekke vassdrag (Staurnes m.fl., 1995; Kroglund m.fl., 1993; 1996ab; 1998b; 1999a; Finstad m.fl., 1999; 2000bc; Strand m. fl. 2001), samt på bakgrunn av kontrollerte forsøk (Kroglund m.fl., 1998ad; 1999d), kan en rekke vassdrag være påvirket av forsurening selv om forsurningsrelaterte forandringer i vannkjemien ikke uten videre påvises og selv om det ikke påvises effekter på f.eks yngeltetthet (Rosseland og Kroglund, 2000).

Den høye følsomheten laksesmolt har for Al, slik det fremgår i en rekke forsøk, har medført at det er igangsatt kalkingstiltak i en rekke vassdrag selv om pH-verdiene målt på den anadrome strekningen av vassdraget ikke nødvendigvis underskrider pH 6.0 (f.eks Suldal og Vosso). Forsurningsbelastningen er da sannsynliggjort ved bruk av indirekte metoder (Hindar m.fl., 1997). Etersom vannkvaliteten i en rekke kalka vassdrag ikke var letal før kalkingstiltaket ble igangsatt, er det reist spørsmål om:

hvorvidt den stedegne laksen i et "mulig belastet" vassdrag vil akklimeres til vannkvaliteten og derved tolerere forsurening bedre enn det resultatene fra korttidsforsøk antyder og bedre enn det forsøk utført vha oppdrettet laksesmolt (laksesmolt som ikke tidligere har vært eksponert for Al) antyder.

Mens akklimering innebærer at organismene tilpasser seg (adapterer seg til) vannkvaliteten ved bruk av ulike kompensatoriske mekanismer, vil organismene i et vassdrag også kunne restitueres (graden av skade avta) dersom god vannkvalitet reetableres. God vannkvalitet kan reetableres f.eks. ved at et vassdrag kalkes eller ved at sur nedbør opphører. Fiskens evne til å restitueres etter skade er undersøkt i en rekke forsøk utført med laks i løpet av 90-tallet (se bl.a. Kroglund m.fl., 1998a; Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund m.fl., 2000a). Hvis laks akklimeres til surt vann innebærer dette at kjemiske tiltak for å bedre vannkvaliteten er unødvendig og derved også uønskelig.

Såvidt vi vet er det ikke tidligere utført forsøk hvor evnen Atlantisk laks har til å tilpasse seg moderat

forsuret vann er undersøkt. Akklimering til surt vann er undersøkt og påvist eller sannsynliggjort hos en rekke andre fiskearter (se bl.a. Müller m.fl., 1991; Allin og Wilson, 1999). I enkelte forsøk ble forsøksfisken mer tolerant, i andre forsøk ble forsøksfisken mer følsom for surt vann som inneholdt aluminium. Det synes også som om akklimering er avhengig av hvilken konsentrasjon man eksponeres for. Regnburørret ble akklimert til Al når den ble eksponert for 24 µg UM-Al ved pH 5.2-5.4, men ble mer følsom for Al når den ble eksponert for 30 µg UM-Al og samme pH. Utsettingsforsøk tyder videre på stor forskjell i toleranse til surt vann mellom ulike stammer av ørret (Dalziel m.fl., 1995) eller abbor (Vuorinen m.fl., 1994), mens forsøk utført med laks ikke har påvist stammeforskjeller (Kroglund m.fl., 1994a; Rosseland m.fl., 2000).

I en rekke Vestlandsvassdrag har stedegen og anleggsprodusert laksesmolt blitt eksponert samtidig i kar. Disse komparative studiene har antydnet at den stedegne smolten er mer tilpasset miljøet enn oppdrettsfisken (Kroglund m.fl., 1996ab; 1998b; Finstad m.fl., 1999; 2000). Mens den anleggsproduserte smolten som inngikk i forsøkene ikke hadde opplevd noen forutgående Al-belastning, representerte den stedegne smolten fisk som eventuelt hadde tilpasset seg Al. I disse forsøkene hadde stedegen laks lite uttalte fysiologiske responser (var mest "normal"), men hadde samtidig de mest omfattende vevsforandringene. Forskjellene i biologiske responser kan skyldes nettopp forskjeller i forhistorie, hvor den stedegne fisken kan ha tilpasset seg det aktuelle vannkjemiske miljøet, en tilpasning smolt produsert på god vannkvalitet kan mangle.

Økt toleranse for surt vann kan innebære at det er igangsatt kalkingstiltak for å beskytte fiskestammer som ikke trenger beskyttelse.

For at akklimering til surt vann skal være reell, må alle livsstadier og funksjoner være beskyttet. Dette innebærer blant annet at forsuringseksponert lakseyngel også må kunne gjennomføre parr-smolt transformasjon, hvor smoltkvaliteten ikke må være forringet. Smoltifiseringsprosessen er en preadapting (forberedelse og tilpasning) til sjøvann (se Høgåsen 1998). Miljøgifter som påvirker denne prosessen, eller som påvirker smoltens morfologiske, fysiologiske, etologiske og økologiske egenskaper vil kunne innvirke negativt på marin overlevelse. Påvirkninger som medfører at smolten enten ikke vandrer ut av vassdraget i løpet av den optimale utvandringsperioden "smoltvinduet", eller som medfører at smoltens sjøvannsegenskaper endres, vil kunne påvirke en laksebestand ved å redusere størrelsen på fremtidig gytebestand. I tillegg vil variasjoner i det marine miljø (f.eks. lakselus, predasjon, havtemperatur mm) kunne innvirke på og modifisere resultatet.

For å undersøke akklimering til Al, effekter av Al på marin overlevelse og stammeforskjeller mhp responser, ble laksesmolt eksponert for lave Al-konsentrasjoner i 3 måneder ved NINA's forskningsstasjon, Imsa i Rogaland. Foruten tilpasning til surt vann gjennom akklimering ble det også testet om forsurningsnaiv presmolt (Imsastammen) hadde dårligere tilpasningsmuligheter enn laks fra en stamme som hadde sitt opphav i en moderat forsurningspåvirket elv (Suldalsstammen).

Forsøket ble planlagt og utført for å belyse:

- ◆ akklimering til surt vann (langtidseksponering vs. korttidseksponering) (Imsa og Suldal)
- ◆ stammeforskjeller (Imsa og Suldal)
- ◆ utvandringsatferd (kun Imsa stamme)
- ◆ marin vekst (Imsa og Suldal)
- ◆ marin overlevelse (Imsa og Suldal)

2. Materiale og metode

2.1 Fiskematerialet

Det ble benyttet forsøksfisk produsert av 1.generasjons villfisk fra Imsa og fra Suldalslågen. Suldalslågen stammen ble etablert på NINA's forskningsstasjon, Ims i 1995 på bakgrunn av øyerogn (fra villfisk) levert fra Suldal elveeierlags klekkeri, Sand. I forsøkene er det benyttet avkom fra stamlaks produsert ved forskningsstasjonen. Dette innebærer at begge stammene benyttet i forsøket var produsert under like forhold (driftsrutiner og oppdrettsmiljø) og eksponert for lik vannkvalitet. Eventuelle stammeforskjeller som påvises med hensyn til forsuretoleranse i forsøket kan enten tilskrives genetiske forskjeller mellom stammene, men også være en følge av ikke kontrollerbare kareffekter. Familiekodene til fiskegruppene var L04/98 (Imsa) og L29/98 (Suldalslågen) (tabell 1).

Presmolt av laks (n=4880) tilhørende stammene Imsa og Suldal ble eksponert til henholdsvis belastende og ikke-belastende vann. Eksponering til surt vann startet 9. februar 1999 og ble avsluttet 4. mai 1999. Før dette var fisken produsert på godt vann for å unngå eller minimalisere sannsynligheten for uønskede kareffekter i forbindelse med langtidseksponering til surt vann i ulike kar. Fisken ble ikke veid i forbindelse med oppstart av forsøket ettersom de ikke var individmerket på dette tidspunktet. Individmerking av fisken kan først utføres etter at vanntemperaturen overstiger 4°C. Fisken ble merket med Carlinmerker fra 9. til 11. mars 1999 av driftspersonalet ved stasjonen. Lengde og vekt ble da samtidig målt (samtlige fisk ble lengdemålt, ca 50% av fisken ble veid). Imsastammen var da i gjennomsnitt 16 cm, veide 39 g og hadde en K-faktor på 0,9. Tilsvarende data for Suldalsstammen var 17 cm, 49 g og hadde en K-faktor på 1.0. Forskjellene i lengde og vekt mellom de to Imsa gruppene var ikke signifikant ($p>0.05$), mens forskjellene i K-faktor var signifikante ($p=0.0234$). Forskjellene i lengde og vekt mellom de to Suldalsgruppene var signifikante ($p<0.05$), mens forskjellene i K-faktor ikke var signifikant. Gjennomsnittsverdier, samt minimums- og maksimumsverdier og signifikansnivå i lengder og vekter innen stammene og mellom stammene er angitt i tabell 2. Akkumulert frekvensprosent for lengdeklasser er angitt i figur 1. Det var ingen forskjell i antall fisk tilhørende ulike lengdeklasser mellom de to Imsa gruppene i mars, men det var en liten størrelsesforskjell mellom Suldalsgruppene. Fisk i kar Suldal-SUR var litt mindre enn fisken i Suldal-DRIFT. Denne forskjellen kan være tilfeldig (men var signifikant), dog kan det ikke ekskluderes at vannkjemiske forskjeller etablert i karene fra 9. februar til merkedato innvirket på vekst. I den videre bearbeidingen av materialet benyttes individstørrelsen målt i forbindelse med Carlinmerkingen som fiskestørrelse ved forsøksstart. Selv om det forelå forskjeller i størrelse mellom de to behandlingene er forskjellene relativt små, og sannsynligvis ikke avgjørende for forsøksresultat forøvrig. Begge stammene hadde tilfredsstillende helsestatus basert på rutinemessig veterinærkontroll.

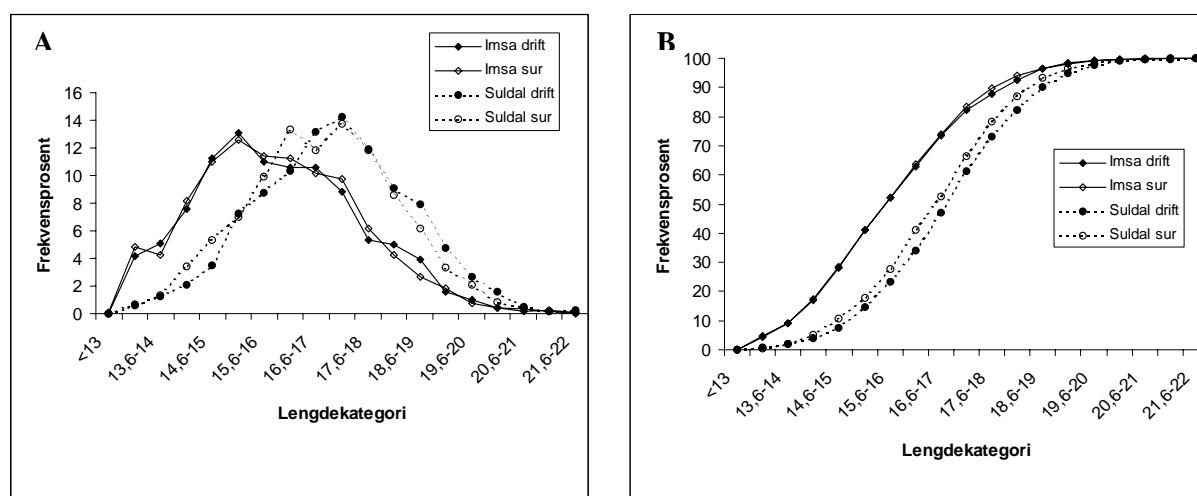
Smoltifiseringstadiet ble karakterisert på bakgrunn av morfologiske karaktertrekk og fisken ble vurdert som presmolt tidlig under forsøksperioden og som smolt på slutten av perioden.

Tabell 1. Klassifisering av forsøksmaterialet.

Stamme	Imsa	Suldal	Imsa	Suldal
	Driftsvann "DRIFT"	Driftsvann "DRIFT"	Fossbekk "SUR"	Fossbekk "SUR"
	Ims	Suldal	Ims	Suldal
Familiekode	L04/98	L29/98	L04/98	L29/98
Carlinmerker	NF-37700 - NF-38899	NF-36500 - NF-37699	NF-40100 - NF-41299	NF-38900 - NF-40099
Forsøksgr. etablert	9/2/99	9/2/99	9/2/99	9/2/99
Merkedato (1999)	11. mars	10. mars	9. mars	10. mars
Kar-kode	4-3-2	4-3-3	4-2-1	4-2-2
Start belastning	9/2/99	9/2/99	9/2/99	9/2/99
Avsluttet belastning	4/5/99	4/5/99	4/5/99	4/5/99

Tabell 2. Lengde, vekt og K-faktor målt i forbindelse med merking av fisken 9-11 mars 1999. Lengder er målt på ca. 1200 fisk/gruppe, mens vekt og k-faktor er beregnet på bakgrunn av ca. 500 fisk/gruppe. Signifikansnivå er beregnet for forsøksgruppene tilhørende samme stamme. Det var signifikante ($p < 0.05$) forskjeller i lengde og vekt mellom stammene.

	Imsa-DRIFT			Imsa-SUR			Suldal-DRIFT			Suldal-SUR		
	Lengde cm	Vekt g	K- faktor	Lengde cm	Vekt g	K- faktor	Lengde cm	Vekt g	K- faktor	Lengde cm	Vekt g	K- faktor
Gj. snitt	16.1	38.7	0.90	16.1	38.9	0.90	17.2	49.7	0.96	16.9	47.8	0.96
±SD	1.6	12.4	0.05	1.6	12	0.06	1.5	13.1	0.06	1.5	12.4	0.06
Min	13.0	19	0.72	12.4	17	0.65	13.1	20	0.81	13.0	22	0.74
Max	21.6	94	1.15	21.3	104	1.25	21.8	89	1.45	21.6	100	1.31
Antall	1199	599	598	1219	611	611	1219	479	479	1219	560	560
P=	0.719	0.797	0.023				0.000	0.015	0.200			



Figur 1. A) Lengdefordelinger målt under Carlinmerkingen 9-10. mars. B) Akkumulert frekvensprosent. Ved måletidspunktet hadde fisken vært eksponert for ulike vannkvaliteter fra 9. februar.

2.2 Forsøksprotokoll

2.2.1 Fysisk og vannkjemisk eksponeringsmiljø

Forsøksgruppene ble etablert ved at ca 1200 individer fra hver stamme ble overført til kar tilsatt enten driftsvannet ved Ims (god vannkvalitet) eller til surt vann fra Fossbekk (drikkevannet ved stasjonen). Hver stamme og behandling ble holdt i separate kar. Eksponeringskarene var på 4000 l.

Karene ble tilført enten 40 l driftsvann min^{-1} eller 18-20 l surt vann min^{-1} (tabell 3). Dette gir en teoretisk oppholdstid på 100 minutter i kar som mottok driftsvann eller på 200 minutter i kar som mottok surt vann. Teoretisk vannbehov ved 8 °C er for 50 gram laksesmolt på 0.3-0.4 l vann pr. kilo fisk dersom oksygenkonsentrasjonen i avløpsvannet ikke skal underskride 7 mg $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$. Med en gjennomsnittsvikt på ca 45g gir dette et teoretisk vannbehov på 17 til 22 l min^{-1} . Oksygenkonsentrasjonen var tidlig i eksponeringsperioden på 11 til 12 mg $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$ i karene, som avtok til 9-10 mg $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$ ved forsøksavslutningen. Det ble ikke registrert atferdsendringer som antydte oksygenmangel mm av driftspersonalet ved stasjonen. Det er liten grunn til å anta at forskjeller i vanntilførsel er viktig årsak til forskjellene som etterhvert ble etablert mellom forsøksgruppene.

Karene var gjennom hele forsøksperioden dekket av lokk for å skjerme fisken mot sollys og annen aktivitet ved stasjonen. Lökkene slipper gjennom tilstrekkelig lys slik at et normalt lysregime opprettholdes. Med unntak av vanntilførsel, var karfaktorer som strømbilde, karfarge, føring mm holdt

så konstant som mulig for å redusere betydningen av eller etablering av uønskede kareffekter (forskjeller i forsøksbetingelsene). Alle karene var underlagt like røktingsrutiner.

Det var ingen temperaturforskjell av betydning (± 0.2 °C) mellom vannkvalitetene benyttet i forsøket. Forskjeller i temperatur, som kan påvirke smoltutviklingen, hadde således liten til ingen betydning for eventuelle forskjeller påvist i dette forsøket. Det henvises til resultatkapitlet for ytterligere data.

Driftsvannet tilsettes noe sjøvann (40 l ferskvann, 3.7 l saltvann på 60 sekunder = 10% sjøvannstilsetning) når temperaturen stiger om våren (februar-mai) for å unngå soppangrep. Saltvann ble tilsatt fra februar. Sjøvannstilsetningen vil medføre at driftsvannet fra februar var ionerikt sammenliknet med naturlig ferskvann. Det ble ikke tilsatt sjøvann til den sure vannkvaliteten ettersom dette ville ha hevet pH. Forskjellene i ionekonsentrasjon mellom vannkvalitetene kan i seg selv innvirke på resultatet, blant annet på vekst.

På grunn av tydelig mistriivsel og tiltagende dødelighet hos fisk eksponert til vann fra Fossbekken fra 9. februar ble giftigheten til det sure vannet redusert ved å innblande inntil 25% driftsvann fra Imsa fra 18. februar (tabell 3). De vannkjemiske målingene viste at forsøksfisken ble eksponert for ca 40 µg UM-Al (uorganisk monomert aluminium) den første uken av forsøket. Tilsetningen av driftsvann til vann fra Fossbekk reduserte giftigheten av det sure råvannet, både som følge av fortykning av Al samt tilstandsendringer forårsaket av pH heving. Redusert Al-belastning medførte at dødeligheten raskt avtok til null. Forandringene i det vannkjemiske miljøet målt gjennom forsøksperioden er vesentlig for å tolke og forstå de fiskeresponsene som forøvrig ble påvist. Ytterligere dokumentasjon av kjemisk eksponeringsmiljø og tilstandsending til Al er gitt i resultatkapitlet.

Vannkvalitetene som ble etablert etter innblanding av henholdsvis sjøvann eller vann fra Imsa var forskjellig fra vannkvalitetene fisken opplevde før igangsettelse av forsøket og opplevde i perioden 9. februar til 17. februar. Eksponeringsvannkvalitetene benevnes heretter for "DRIFT" eller "SUR". Det var ingen vesentlig forskjell i innblandingsprosenten mellom de kar som inneholdt henholdsvis laks av Imsa eller laks av Suldalsstammen. Vanntilførsle og blandingsforholdet er oppgitt i tabell 3. Med unntak av forskjeller etablert ved bruk av ulike vannkilder (temperatur og vannkemi) vurderer vi eventuelle forskjeller mellom karene som for små til å generere betydelige kareffekter, selv om slikt ikke kan ekskluderes.

Blandingen av surt vann med aluminium og godt vann med høyere alkalinitet vil produsere ustabile tilstandsformer av aluminium (Rosseland m.fl., 1992). Giftigheten til disse avtar med tiden fra pH-heving. Hastigheten Al transformeres med er blant annet avhengig av pH-nivå på blandingen (Kroglund m.fl., 1998ad; 1999a). På grunn av relativt lang oppholdstid i karene (>200 minutter) vil giftigheten til Al i vann fra Fossåna reduseres både som følge av pH økningen og som følge av det store karvolumet (lang oppholdstid). Basert på renneforsøk, vil Al som er reaktivt overfor gjellevev, fortsatt være tilstede i det aktuelle pH-området (Kroglund m.fl., 2000ab). Denne type blandinger forekommer vanlig i naturen og reduserer ikke verdien av forsøket. Dog svekkes kontrollerbarheten av det vannkjemiske miljøet ettersom det ikke ble foretatt *in situ* fraksjonering av aluminium (Lydersen m.fl., 1994). På grunn av de pågående tilstandsendingene til Al kan fisken i karet oppleve en sammensetning av Al-former som avviker fra det som blir analysert på prøver lagret før fraksjonering.

Tabell 3. Tilførsel av ferskvann DRIFT samt Fossbekken til de ulike fiskegruppene. Blanding av Fossbekken og DRIFT benevnes for SUR.

	Behandling	Kar	Vannkilde	28/4/99 l min ⁻¹	5/5/99 l min ⁻¹
Suldal	SUR	4-2-2	Fossbekk	13.3	13.3
			Imsa	4.8	4.8
			Sum	18.1	18.1
Imsa	SUR	4-2-1	Fossbekk	15.0	15.0
			Imsa	5.0	5.0
			Sum	20.0	20.0
Suldal	DRIFT	4-3-3	Imsa	40.0	40.0
			Sjøvann	3.7	3.7
			Sum	43.7	43.7
Imsa	DRIFT	4-3-2	Imsa	40.0	40.0
			Sjøvann	3.7	3.7
			Sum	43.7	43.7

2.2.2 Sjøvannstester

Det ble utført saltvannstester 8. og 30. mars, 22. april og 4. mai. Sjøvann til sjøvannstester ble produsert ved å løse ca 2.5 kg salt (Instant Ocean) til 70l ferskvann (vann fra Imsa). Dette vil gi en salinitet omkring 28-33 psu. Saliniteten ble deretter justert til ca 31-32 psu ved bruk av en salinoterm. Saliniteter og temperaturer under sjøvannstestene er angitt i tabell 4.

Forskjeller i hypoosmotisk evne mellom de ulike gruppene på samme tidspunkt tolkes som forskjeller i smoltifiseringsgrad og –utvikling og kan antyde inaktivering av viktige saltreguleringsenzymmer.

Tabell 4. Temperatur og salinitet målt i de ulike sjøvannstestene utført i løpet av forsøksperioden

	Salinitet	Temperatur
DATO		
8. mars	32.0	9.5
30. mars	28.7	11.2
22. april	32.0	12.1
4. mai	31.0	13.0

2.2.3 Utsettinger (Imsa og Imsbukta)

Utsettinger i Imsa (ovenfor Wolf-fella)

All fisk (både de som ble satt ut ovenfor fangstfella samt nedenfor denne) ble transportert i like transportkar. Fisken til de to utsettingslokalitetene ble blandet før transport. Utsetting ble utført 4. mai mellom kl 15²⁰-15⁴⁰. Transportbelastning kan ikke unngås i denne type forsøk, men belastningen var lik for alle gruppene.

Det er ikke tillatt å sette ut andre stammer enn Imsastammen ovenfor fangstfella for å unngå genetisk innblanding av fremmed genmateriale i Imsastammen. Suldalsstammen utgikk derfor fra dette delprosjektet. 150 individ fra hver av Imsa gruppene ble 4. mai kl. 1520 transportert opp i elva Imsa før de ble satt ut ved Foss (figur 2). Foss representerer et vandringshinder etablert i den øverste enden av Imsa. Fisk i utvandringsforsøket ble satt ut umiddelbart nedstrøms dette vandringshinderet. Fra Forsøksstasjonen til Foss er det ca. 1.3 km langs veien. Fra Foss til fangstfella etablert nederst i Imsa er det ca. 800 m. Fiskefella ligger 150m ovenfor elvemunningen og Imsbukta. Fella er en såkalt Wolf-felle, som består av en liggende aluminiumsrist. Rista er 10m bred og 3m lang og har et fall på 1:10. Langs hele fella er det en oppsamlingskanal som fanger all opp- og nedvandrende fisk. Nedvandrende fisk samles i en støpt kanal og kan fanges med hov.

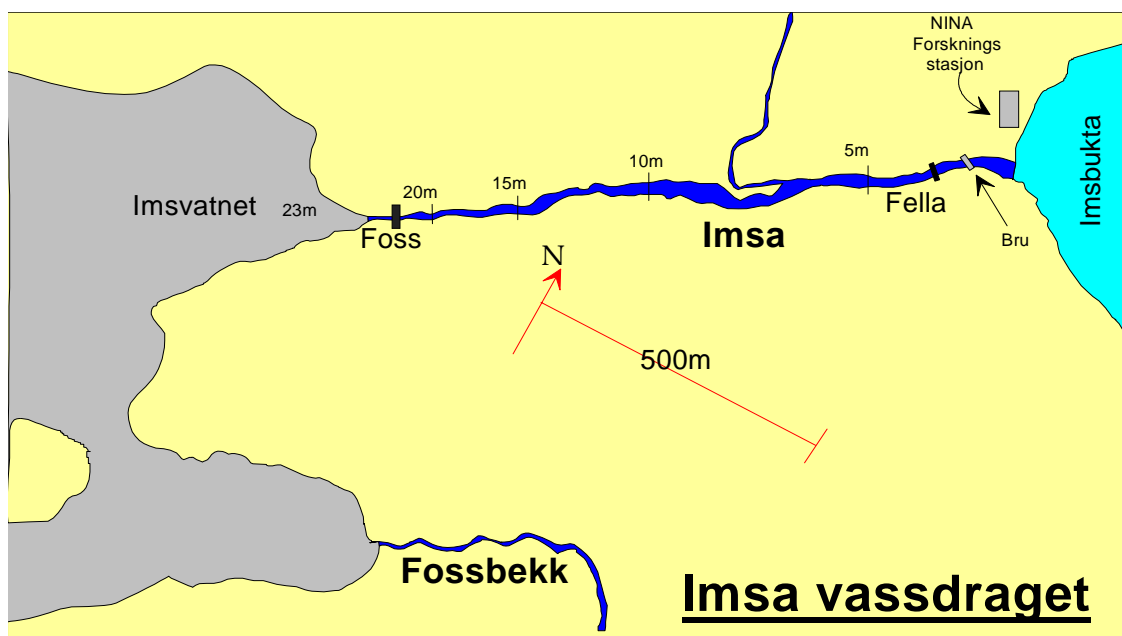
Fella ble undersøkt og tømt for fisk hver time mellom kl.22⁰⁰ og 04⁰⁰ i perioden 4. mai til 9. mai. I tillegg ble fella tømt kl 08⁰⁰ og 15⁰⁰ av driftspersonalet ved stasjonen. Fra 10. mai ble fella kun tømt kl. 08⁰⁰ og 15⁰⁰. All fisk fanget i fella ble registrert med hensyn til merkenummer, lengde og vekt. Fisk

fanget fra 10. mai ble satt ut nedenfor fella etter registrering og inngår som en del av det marine overlevelsesprosjektet.

Inntaket til driftsvannet på forskningsstasjonen ligger på ca. 3 m dyp i nærheten av utløpet av Imsavatnet. Det vannkjemiske innholdet i driftsvannet på forskningsstasjonen måles regelmessig. Denne vannkvaliteten trenger ikke være identisk til vannkvaliteten i elva Imsa ettersom denne tilføres overflatevann fra innsjøen samt påvirkes av erosjonsmateriale fra elvebredden. Vannkjemien i selve Imsa er ikke målt.

Utsettinger i sjø (nedenfor Wolf-fella)

All smolt som ikke ble benyttet til andre formål ble transportert til Imsa og satt ut 150 m ovenfor elvemunningen, rett nedenfor fangstfella. Det ble satt ut 940 smolt av Imsastamme og 1115 smolt av Suldalsstammen. Fisken ble satt ut 4. mai kl: 15⁴⁰. Utsettingene fulgte de samme rutinene som ellers benyttes ved utsetting av laksesmolt fra forskningsstasjonen. Marin overlevelse estimeres på bakgrunn av innrapporterte Carlinmerker.



Figur 2. Imsa vassdraget fra Imsvatnet til Imsbukta. I figuren er høydekotene (5, 10, 15 og 20m) antydnet. Fangstfella lokalisert nederst i Imsa (150 m oppstrøms elvemunningen) samt vandringshinderet/utsettingslokaliteten ved Foss er markert. Fossbekk (sur vannkvalitet) renner inn i Imsavatnet fra sørvest, ca. 1 km fra utløpet av innsjøen. Vann fra Fossbekken tilsvarer drikkevannet ved stasjonen. Driftsvannet på stasjonen hentes på ca. 3 m dyp ved munningen av Imsavatnet.

2.2.4 Marin vekst (korttidsporsøk)

20 individmerkede fisk fra hver av gruppene ble overført til ett kar med sjøvann (20-25 ppt) for korttidseksponering (6 måneder) i saltvann. Sjøvannet på Ims tilsettes litt ferskvann for å unngå dødelighet i tilfelle pumpestans. Fisken eksponeres således for en lavere salinitet enn det fjordvannet representerer. Vekt- og lengde-ending ble registrert månedlig på all fisk. Fisken ble holdt i oppdrettskar på anlegget.

2.2.5 Korttidseksponering av smolt i SUR

Smolt eksponert i Imsa driftsvann ble overført til en av belastningskarene for korttidseksponering (i 2 døgn) til SUR. Eksponeringsperioden ble avsluttet ved at fisken ble prøvetatt 6. mai kl. 1100. Resterende fisk ble samtidig overført til en sjøvannstest.

2.3 Responsmålinger og prøvetakingsdatoer

Materialet (effektresponser) er evaluert på bakgrunn av dødelighet, blodparametre (plasmaklorid, hematokritt, glukose), vevsforandringer og på bakgrunn av sjøvannstester. Prøvetakingsdatoer er angitt i tabell 5.

Tabell 5. Prøvetaking utført på hele materialet før etablering av delprosjektene.

	Gjelle-Al	Gjelle vev	Blod prøver	Sjøvanns tester
16/2/99	x			
8/3/99	x		x	x
17/3/99	x			
30/3/99	x	x	x	x
12/4/99	x			
22/4/99	x	x	x	x
4/5/99	x	x	x	x

2.4 Vannkjemiske analysemetoder

Begge vannkildene prøvetas regelmessig ved forskningsstasjonen. Vannprøvene ble sendt til vannlaboratoriet ved NINA for analyse hvor de ble behandlet i henhold til standard rutine.

2.5 Fiskebiologiske prøvetakings- og analysemetoder

2.5.1 Prøvetaking

Fem til seks fisk ble prøvetatt pr. uttak. Ved prøvetaking var tidsforløpet fra innhenting av fisk til siste fisk var prøvetatt normalt på 8-12 minutter. Fisken ble i løpet av denne perioden holdt i en bøtte med vann under lufting. Vann ble skiftet mellom hver gruppe og fisken ble kun oppbevart i vann fra samme lokalitet som fisken var eksponert for. Denne prosedyren er nødvendig for å unngå krysskontaminering av prøvene. Kjemisk bedøvelse av fisken forut for prøvetaking er uakseptabelt i denne type forsøk ettersom bedøvelsesmidlet kan innvirke på vannkjemien og påvirke tilstedeværelse av blant annet aluminium på gjellene. Variasjon i tilført mengde bedøvelsesveske mellom ulike kar kan dessuten påvirke de histopatologiske responsnivåene.

2.5.2 Fysiologiske prøver

Fisken ble forut for prøvetaking bedøvd med et lett slag (knipsing) mot hodet. Samtlige fisk ble veid til nærmeste tidels gram og lengdemålt (maksimal lengde naturlig utlagt) til nærmeste mm. Blodprøvene ble tatt fra kaudalåren med hepariniserte sprøyter og overført til eppendorfrør og sentrifugert ved 11000 rpm i 3.5 minutt. Plasma andelen ble deretter overført til et 0.5 ml eppendorfrør og frosset ned for senere analyse. Hematokritt ble fastsatt direkte etter sentrifugering (Compur M 1100 mikrosentrifuge) i felt. Glukose ble analysert på helblod ved bruk av blodglukose elektroder (Medisense) i felt.

Blodplasmakloridkonsentrasjon (plasma Cl) ble bestemt på en Radiometer CMT-10 kloridtitrator etter opptining. Før analyse ble prøvene sentrifugert i 30 sekunder og deretter ristet i 15 sekunder i en vibrator for å hindre feilanalyse på grunn av utfrysing av klorid fra prøven. Denne fremgangsmåten har vist seg å redusere måleavviket mellom 10 påfølgende prøver til under ± 2 mM. Uten denne prosedyren kan spredningen innen en prøve være på inntil ± 20 mM, med ca 5 mM i gjennomsnitt.

2.5.3 Metallkonsentrasjon

Andre gjellebue på fiskens høyre side ble dissekert ut og lagt på forhåndsinnveide syrevaskede telleglass for bestemmelse av total aluminiumkonsentrasjon ved LAK/IKB. Gjellen ble frosset ned i

felt og transportert til laboratoriet i frosset tilstand. Ved laboratoriet ble hver prøve frysetørket og veid, før de ble oppløst i 10% HNO₃. Oppløste gjeller ble målt for aluminium ved bruk av ICP. Resultatet angir konsentrasjon av aluminium i ($\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tørrvekt).

2.6 Responseevaluering

Fysiologiske tilstandsendringer sannsynliggjør tilstedeværelse av en mulig "skade". For å redusere mulighetene for feilvurdering, er "effekt" vurdert på bakgrunn av ulike fysiologiske parametre og på bakgrunn av saltvannstoleranse. Tilstandsforandringer evalueres på bakgrunn av målinger utført innen hver forsøksgruppe, samt ved å undersøke for forskjeller i respons mellom gruppene. I denne og i tidligere rapporter utarbeidet av NIVA/NINA er det forsøkt å standardisere vurderingene av tilstandsendringene i størst mulig grad. Kriteriene for evaluering av fysiologisk tilstand er gitt i tabell 6. Kriteriene er satt av forfatterne til denne rapporten og vil måtte justeres etterhvert som erfaringene tilsier at justeringer er nødvendig.

2.6.1 Fysiologiske forandringer

Ferskvannsmiljø

Fysiologiske responser ble evaluert på bakgrunn av måling av dødelighet, plasmaklorid, hematokritt og glukose. Responseevalueringen i forhold til de fastsatte grensene representerer ikke strenge grenser, og må vurderes både på bakgrunn av art, livsstadium, vannkjemisk forhistorie samt endringer over tid eller i løpet av et forsøk. Responser vil kunne reduseres dersom vannkvaliteten endres fra å være belastende til å bli god, eller ved at fisken akklimeres (tilpasser seg) til miljøet. Evalueringskriterier er angitt i tabell 6.

Saltvannstester

Saltvannstoleransen er vurdert på bakgrunn av dødelighet og målte nivåer av hematokritt og plasmaklorid. Vi har normalt alltid utført sjøvannstester i saltvann med en saltholdighet på 34 ± 0.2 psu. Endres saliniteten med 1-3 psu i forhold til denne saliniteten, endres testens egenskaper overfor smolten. Dersom sjøvannstester utføres på laks som ikke er ferdig smoltifisert kan det være berettiget å utføre testen på en lavere salinitet (28-30 psu) for å ikke eksponere fisken til et for belastende saltmiljø. En smolt som er fullstendig smoltifisert vil derimot kunne saltregulere normalt i sjøvann på 40 psu innen 24 timer fra eksponeringsstart. Vi benytter i responseevalueringen mindre strenge kriterier for sjøvannstoleranse enn det som benyttes for fastsettelse av smoltkvalitet innen oppdrettsindustrien (Hansen, 1998). Mens oppdrettsindustrien krever at laksesmolt skal kunne regulere plasmakloridkonsentrasjonen til under 150mM i løpet av en 24 timers saltvannstest, har vi satt grensen til 160mM. Foruten skadeevaluering basert på målte parametre, evalueres også smoltkvalitet på bakgrunn av beregnede differanser i plasmaklorid mellom ferskvanns- og saltvannsverdiene. I henhold til anbefalinger benyttet innen oppdrettsindustrien (T.Rosten pers.medd) bør denne differansen ikke overskride 12 mM. Vi benytter en grenseverdi (differanse) for mulig skade på 40mM. Respons i en saltvannstest er også klart avhengig av temperatur. Utføres testen på temperaturer lavere enn 6 °C avtar smoltens evne til å regulere blodsaltinnholdet tilbake til normalnivået innen 24 timer. For å redusere betydningen av temperatur utføres testen såfremt mulig på vann som holder mellom 8 og 14 °C. Saltvannstesten slik den her utføres måler fiskens evne til å saltregulere i et hyperosmotisk miljø. Testen er opprinnelig beregnet på å evaluere smoltkvalitet eller smoltifiseringsgrad. Ettersom vi sammenlikner eksponeringsgrupper med kontrollerte forskjeller i eksponeringsmiljøet, vil forskjeller i saltvannstoleranse kunne benyttes som indikator på respons eller effekt forårsaket av for eksempel forskjeller i vannkvalitet. Forskjeller i lysregime, temperatur, fóring mm vil også kunne påvirke smoltifiseringsutviklingen. Slik vi benytter testen vil fraværende saltvannstoleranse kunne tolkes til å indikere at smolten a) mangler evnen til å saltregulere (fysiologisk skade), eller b) at smoltutviklingen er forsinket (økologisk skade). Begge "skadene" vil kunne resultere i negative effekter på en laksebestand.

Akkumulering av metall på og i gjellevev

Akkumulering av Al på gjellene er i bearbeidingen av materialet inkludert som dose i forhold til fysiologiske og histopatologiske responser og representerer en respons i forhold til vannkvalitet.

Kriteriene satt for gjelle-Al er basert på erfaringer fra ulike forsøk hvor kilden til Al på gjellene var Al i vann som før avgifting var surt og Al-holdig. Basert på et større materiale innsamlet fra ulike oppdrettsanlegg for smolt, synes konsentrasjoner lavere enn 10 µg Al/g gjelle tv å representere "normale" bakgrunnskonsentrasjoner. Konsentrasjoner høyere enn dette representerer en akkumulering av Al (Rosseland m.fl., 2000b), uten at kilden og giftigheten til denne akkumuleringen nødvendigvis er avklart.

Tabell 6. Kriterier for evaluering av fysiologiske effekter benyttet i denne rapporten. I saltvannstestene må smoltstatus og referanseverdier inkluderes som vurderingsgrunnlag.

		Enhet	Normal tilstand/ ingen påvist effekt	Grense for effekt	Moderat effekt	Betydelig effekt	Akutt effekt
Ferskvann	Dødelighet	%	0	>0	1-10	10-50	>50
	Plasmaklorid	mM	>120	120	119-110	109-90	<90
	Hematokritt	%	<45	45	46-54	55-65	>65
	Glukose	mM	<5	5	5-9	9-12	>12
	Gjelle-Al	µg Al/g (tv)	<10*	10-30	31-100	>100	>400
Saltvannstest	Dødelighet	%	0	>0	1-10	10-30	100
	Plasmaklorid	mM	<160	160	161-170	171-190	>190
	Hematokritt	%	>40	40	39-30	29-20	<20
Beregninger	Plasma Cl i sjøvann minus plasma Cl i ferskvann	mM	<30	40	41-60	61-100	>100

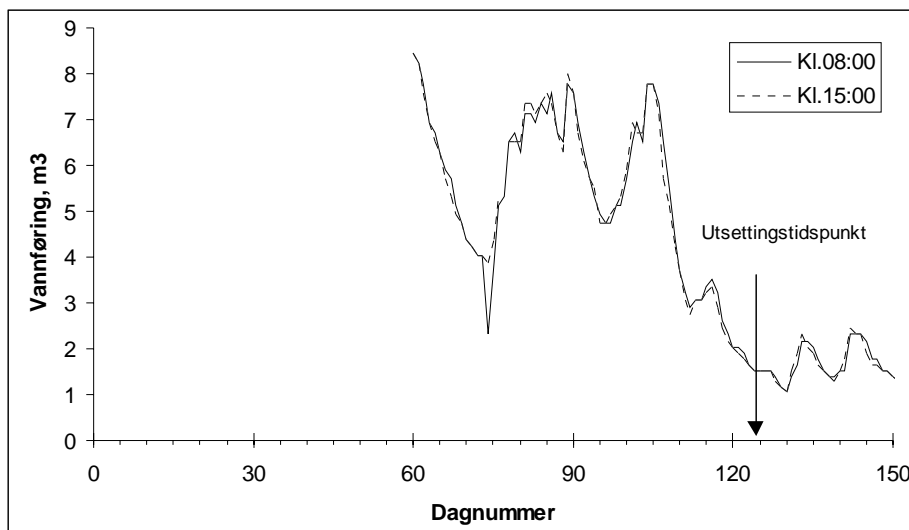
2.7 Statistikk

Forskjeller i fiskelengde, -vekt og K-faktor samt fysiologiske og forskjeller i metallakkumuleringer mellom fisk fra samme stamme men eksponert i henholdsvis DRIFT og SUR på merketidspunkt er undersøkt ved ANOVA med Tukey post-hoc test. Statistikkberegningene for marin overlevelse ble utført vha. Yates corrected chi-square. Signifikansnivåer mindre enn 0.05 betraktes som signifikante.

3. Resultat og evalueringer

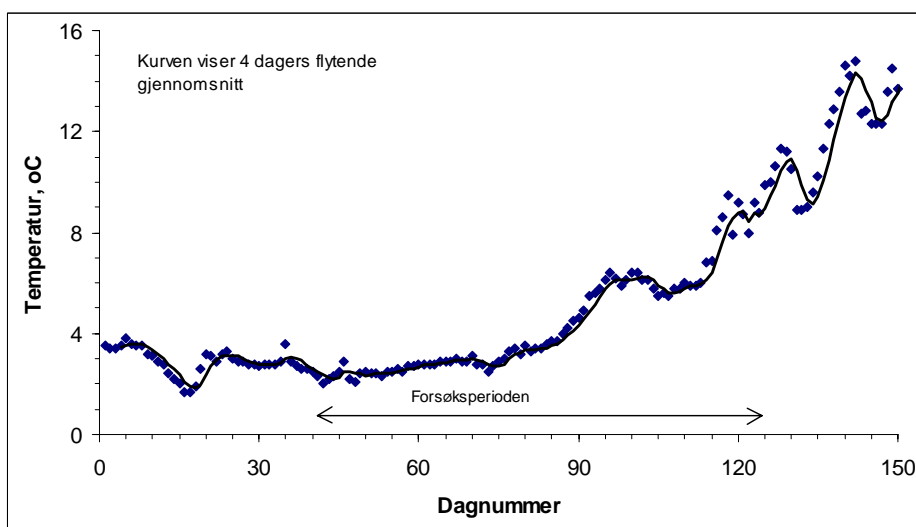
3.1 Vannføring og temperatur

Vannføringen i Imsa varierte mellom 3 og 8 m³ i mars og april, for å gradvis avta til å variere mellom 1 til 2 m³ i mai (figur 3). Forsøksfisken, som ble satt ut i vassdraget 4. mai, ble satt ut på avtagende vannføring. Vannføringen sank fra 1.5 m³ 4. mai til 1.1 m³ 10. mai, for deretter å øke til 2.2 m³ frem til 13. mai.



Figur 3. Vannføring målt i Imsa fra 1. mars til 31. mai 1999 kl. 08:00 og kl. 15:00. Carlinmerket smolt ble satt ut i Imsa 4. mai (markert med pil). Data fra forskningsstasjonen.

I forsøksperioden økte den månedlige gjennomsnittstemperaturen fra 2.9 ± 0.3 °C i februar til 3.2 ± 0.5 °C i mars og til 6.4 ± 1.1 °C i april. Daglig målinger utført på driftsvannet er vist i figur 4. Temperaturen i den sure vannkilden avvek minimalt (± 0.2) fra temperaturen i driftsvannet inntil oppvarming av innsjøen Imsa tiltok. Først etter at forsøksperioden var avsluttet tiltok differansen i temperatur mellom vannkildene og var i slutten av mai på inntil 2 grader.



Figur 4. Daglig variasjon i temperatur i driftsvannet på Ims fra 1/1-99 til 31/5-99. Forsøksperioden er anvist med pil. Målepunktene er forbundet med 4 dagers flytende gjennomsnitt.

3.2 Vannkjemi

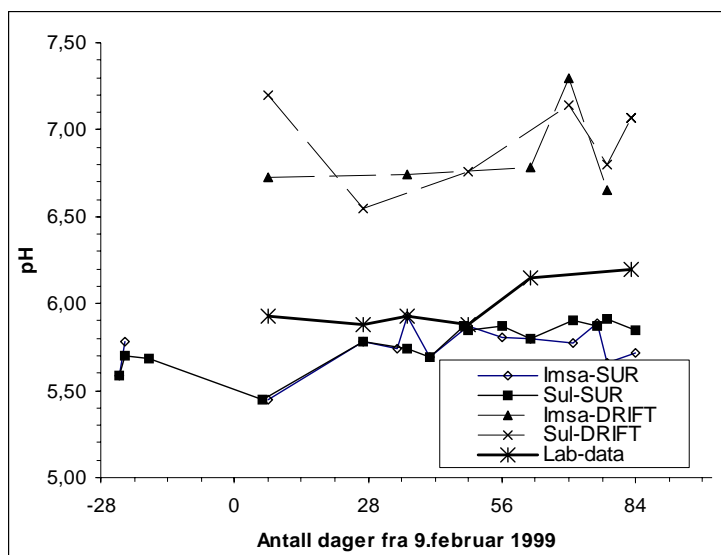
Vannprøvene ble tatt midt i karet. Det ble tatt 7 vannprøver fra hver behandlingsgruppe (Imsa samt Fossbekken). Ettersom Imsa var tilsatt sjøvann er kun enkelte elementer analysert. Andre er beregnet basert på salinitet.

3.2.1 pH

pH i driftsvannet varierte mellom 6.5 og 7.2. Den høye pH-verdien skyldes innblanding av sjøvann til en ledningsevne omkring $5000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (figur 5).

Basert på periodiske pH-målinger varierte pH i drikkevannet inn i kar 4-2-1 og kar 4-2-2 mellom pH 5.5 og 5.9, med de laveste målingene i januar og februar. Den laveste pH-verdien ble målt 1 uke etter forsøksstart. Etter innblanding av driftsvann (ca 30 volum %) til vann fra Fossbekken økte pH med 0.2-0.3 pH-enheter og var i slutten av april og mai høyere enn 6.0 (figur 5).

pH var noe høyere i kar 4-2-2 (Suldalsstammen) enn i kar 4-2-1 (Imsastammen) i slutfasen av forsøket. Forskjellene gikk i motsatt retning tidlig i forsøket. Forskjellen i pH mellom karene kan ha bidratt til en liten/moderat forskjell i Al belastning og kan i tillegg ha forårsaket forskjeller i respons mellom stammene.



Figur 5. pH målt på ved NINA's forskningsstasjon, Imsa på driftsvann (kar 4-23-2 og 4-3-3) tilsatt sjøvann (stiplet linje) eller i surt vann (kar 4-2-1 og 4-2-2) tilsatt driftsvann (heltrukket linje). pH målt etter transport til NINA, Trondheim er vist med heltrukket tykk strek.

3.2.2 Aluminium

Gjennomsnittlig konsentrasjon av total Al i Imsa var på $40 \pm 20 \mu\text{g l}^{-1}$. De høyeste verdiene ($50 - 60 \mu\text{g Al l}^{-1}$) ble målt i februar og mars, mens konsentrasjonene målt i april og mai varierte omkring $40 \mu\text{g Al l}^{-1}$. Total konsentrasjonen av Al i Fossbekken var ca $100 \mu\text{g Al l}^{-1}$ høyere enn i Imsa. Etter innblanding av driftsvann i vann fra Fossbekken varierte total Al-konsentrasjonen mellom 80 og $130 \mu\text{g Al l}^{-1}$, og fulgte samme sesongvariasjon som målt i Imsa.

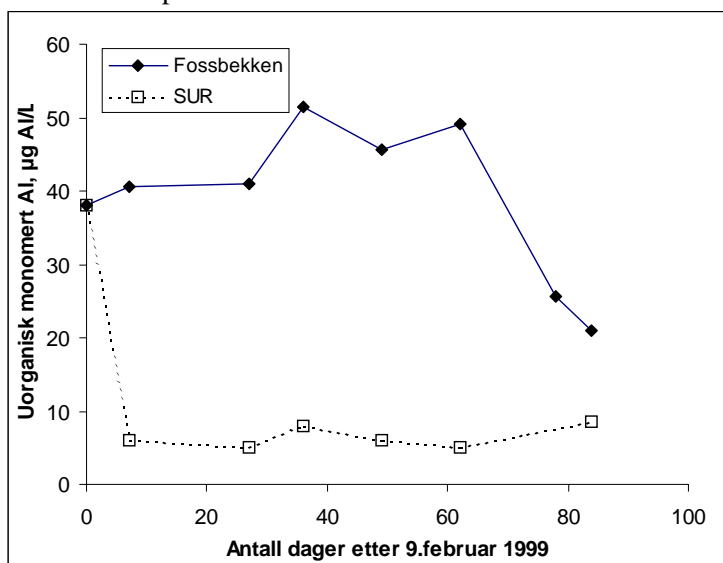
Som følge av innblanding av sjøvann i driftsvannet er ikke aluminium i DRIFT fraksjonert. Konsentrasjonen av uorganisk monomert Al (UM-Al) i Fossbekken var høy frem til 12. april (dag 62) hvorefter konsentrasjonen avtok henimot forsøksavslutningen (figur 6). Denne reduksjonen sammenfalt med en svak økning i pH. Konsentrasjonen av UM-Al målt i SUR etter innblanding av

driftsvann, var betydelig lavere enn målt i Fossbekken. Konsentrasjonen i SUR varierte omkring 6-10 $\mu\text{g Al l}^{-1}$ etter 17. februar.

Fisken opplevde sannsynligvis tre belastningsnivåer basert på en evaluering av UM-Al-konsentrasjonen i henholdsvis Fossbekken og SUR.

- ◆ Det er rimelig å anta at fisken i forsøket opplevde ”høy” konsentrasjon av UM-Al i forsøksperioden 9. til 17. februar. I denne perioden ble fisken eksponert for uforynnet vann fra Fossbekken.
- ◆ Eksponeringsnivået mellom 17. februar og 12. april var sannsynligvis moderat. Det var en stor forskjell mellom UM-Al-konsentrasjonen i Fossbekken og det som ble målt i SUR. Tilsetningen av driftsvann reduserte UM-Al-konsentrasjonen med ca 25% bare som følge av fortytning. pH økningen vil samtidig ha igangsatt en polymerisering av Al og redusert konsentrasjonen ytterligere. Ettersom det ikke ble utført in situ fraksjonering av Al er Al-konsentrasjonen fisken ble belastet for usikker, men sannsynligvis høyere enn de 6 til 7 μg som ble målt.
- ◆ Etter 12. april avtok UM-Al-konsentrasjonen i Fossbekken ytterligere og med minst 50% i forhold til perioden forut. Eksponeringskonsentrasjonen i SUR avtok derved sannsynligvis i forhold til perioden forut, selv om det ikke ble påvist noen reduksjon i UM-Al. Lave konsentrasjoner gjør det vanskelig å påvise små endringer.

På grunn av pågående polymerisering av Al i eksponeringskaret, og den lange oppholdstiden, er det usikkert hvilke konsentrasjoner og tilstandsformer fisken opplevde. Ettersom belastningsnivået mhp UM-Al er vurdert på bakgrunn av lagrede og transporterte vannprøver (som fortsatt representerer den ”normale” prosedyren i forbindelse med vassdragsovervåkning), settes belastningsnivået fra 17. februar til $6\pm 2 \mu\text{g Al l}^{-1}$. Dette er lave konsentrasjoner og derved konsentrasjoner som analytisk sett vil være usikre. De målte verdiene representerer minimumsverdier.



Figur 6. Sesongvariasjon i uorganisk monomert Al i Fossbekken (umaniplert) og i SUR (Fossbekken tilsatt driftsvann).

3.2.3 Ionesammensetning og vannfarge

Vann fra Fossbekken var mer humøst enn vann fra Imsa. Dette medførte vannet i SUR var brunere (ca 20 mg Pt l^{-1}) enn i DRIFT (ca 15 mg Pt l^{-1}). I perioder med høy vannføring i Fossbekken kan forskjellen bli betydelig større enn det som ble fanget opp av det vannkjemiske overvåkingsprogrammet. Mens fargen på vann fra Fossbekken varierer med avrenningen i området er

variasjonene i fargen på vann i Imsa mer dempet på grunn av innsjøen. Denne forskjellen er observert, men ikke kvantifisert av driftspersonellet ved stasjonen.

Vannet i selve Imsa kan i perioder være påvirket av erosjonsmateriale. Denne endringen i vannkvalitet registreres ikke i den vannkjemiske overvåkingen på selve stasjonen ettersom vanninntaket til anlegget er lokalisert i innsjøen oppstrøms Imsa.

Det var ingen vesentlig forskjell i ionesammensetning mellom de to karene som inneholdt fisk eksponert i SUR (tabell 7). Ionesammensetningen er ikke målt i DRIFT på grunn av sjøvannsinnblanding.

Tabell 7. Ionesammensetning i de fire karene som inngikk i forsøket basert på målinger utført etter 10. april 1999 (n=7). Forskjellene i vannkemi mellom de to SUR og de to DRIFT karene skyldes forskjeller i blandingsforhold.

		Fossbekk	Imsa	Suldal	Imsa	Suldal
			Fossbekk	Fossbekk	Driftsvann	Driftsvann
			"SUR"	"SUR"	"DRIFT"	"DRIFT"
Turb.	FTU		1.1±0.6	1.2±0.6	1.5±0.2	0.8±0.3
Farge	mg Pt l ⁻¹		21.4±3.0	19.2±3.7	16.0±2.9	12±4
Kond-25	µS/cm		47.2±3.0	48.0±4.0	6490±4470	7760±5280
pH	pH		5.8±0.3	5.8±0.3	6.8±0.3	6.9±0.2
H⁺			2.1±2.5	2.1±2.5	0.2±0.1	0.1±0.1
Alk	µekv l ⁻¹		51±8	48±4	391±203	477±238
Ca	mg l ⁻¹		1.7±0.1	1.7±0.1		
Mg	mg l ⁻¹		0.8±0.1	0.8±0.1		
Na	mg l ⁻¹		5.1±0.3	5.1±0.3		
K	mg l ⁻¹		0.6±0.1	0.6±0.1		
TR-AI	µg l ⁻¹	136±22	108±18	109±16	41±19	42±19
TM-AI	µg l ⁻¹		39±6	41±9		
OM-AI	µg l ⁻¹		31±3	31±4		
UM-AI	µg l ⁻¹		6±2	7±1		
PK-AI	µg l ⁻¹		69±21	68±18	41±19	42±19

3.3 Belastningsforsøk – akklimering til surt vann

3.3.1 Gjelle-Al

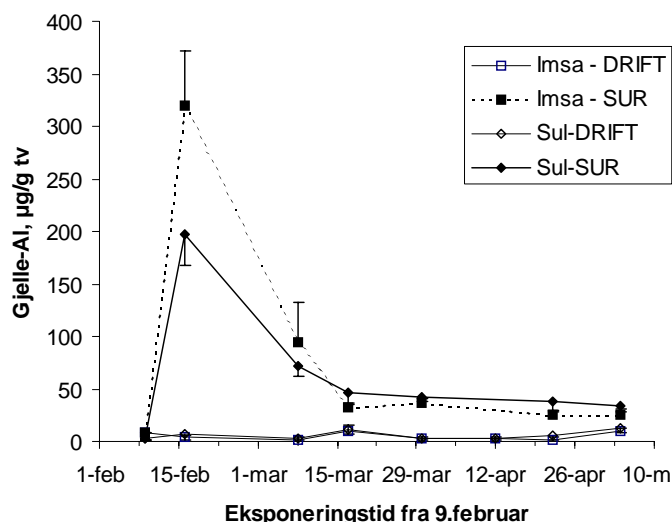
Endringer i gjelle-Al kan representere en respons i forhold til vannkvaliteten og en dose i forhold til andre fiskeresponser. Resultatene presenteres her som en "fiskerespons" på tross av at akkumulering av Al på gjeller ikke er en direkte fysiologisk parameter.

Al-konsentrasjonen i fiskegjeller fra vannkvaliteten DRIFT var normalt lave, og alltid lavere enn $20 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv (tørrvekt). Av 82 fisk prøvetatt fra februar til mai hadde den overveiende mengden av fisken (90 %) Al-konsentrasjoner lavere enn $10 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv (tabell 8). Så lenge smolten var eksponert inne på forskningsstasjonen vil enhver verdi høyere enn $20 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv representere en "uventet" høy verdi, og verdier høyere enn $10 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv en sannsynlig akkumulering. Samtlige fisk prøvetatt i SUR (n=62) hadde Al-konsentrasjoner høyere enn $20 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tv, men normalt konsentrasjoner lavere enn $50 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv (tabell 8; figur 7). Forskjellene i gjelle-Al-konsentrasjon mellom behandlingene tyder på at eksponering i SUR resulterte i en økning i gjelle-Al-konsentrasjonen (20 til $30 \mu\text{g Al g}^{-1}$ tv) i forhold til nivåene målt i DRIFT, selv når konsentrasjonen UM-Al i SUR var lavere enn $10 \mu\text{g Al g}^{-1}$ (tabell 9).

Høyest gjelle-Al-konsentrasjon ble målt rett etter overførsel til SUR (dag 7, dvs før fortykning med driftsvannet) (tabell 9). Som en følge av tiltagende dødelighet (se senere) ble vann fra Fossbekken etter 9 dager tilført noe driftsvann (ca 25% av vannforbruket) og omdøpt til SUR. Reduksjonen i gjelle-Al fra dag 7 til dag 27 kan således tilskrives økt pH og redusert Al-belastning. Reduksjonen i konsentrasjon fra dag 27 til dag 62 (12. april) kan både forklares med endringer i vannkvalitet og/eller endringer i gjellevevets metallbindingsegenskaper (indikasjon på akklimering). Etter 12. april avtok UM-Al-konsentrasjonen i Fossbekk fra ca 40 til ca $20 \mu\text{g Al g}^{-1}$. Denne reduksjonen i tilførsel av Al til SUR reduserte Al belastningen ytterligere uten at det ble påvist som ytterligere redusert konsentrasjon UM-Al.

Tabell 8. Antall målinger av gjelle-Al tilordnet ulike konsentrasjonskategorier. Det er ikke skilt mellom målinger utført på Imsa og Suldalsstammen.

DRIFT ($\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv)	0-2	3-5	6-8	9-11	12-14	15-17	18-20	Tot ant
Antall individ kategori ⁻¹	16	37	11	9	4	3	2	82
SUR ($\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv)	20-29	30-39	40-49	50-59	60-69	70-79	>80	
Antall individ kategori ⁻¹	11	21	7	4	2	3	14	62



Figur 7. Gjelle-Al målt ($\mu\text{g Al g}^{-1}$ tv) fra fisk av Imsa og Suldalsstammen eksponert i DRIFT eller SUR fra 9. februar 1999 til 4. mai 1999.

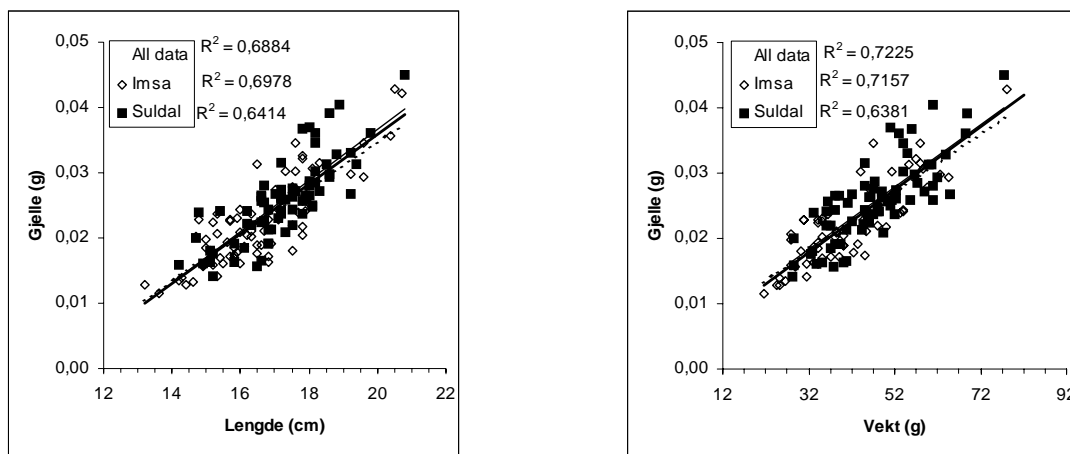
Tabell 9. Gjelle-Al målt ($\mu\text{g Al g}^{-1}$ tv) fra fisk av Imsa og Suldalsstammen eksponert i DRIFT eller SUR fra 9. februar 1999 til 4. mai 1999. Signifikante forskjeller ($p < 0.05$) mellom behandlingene innen en stamme er angitt med "a". Signifikante forskjeller mellom stammene med lik behandling er angitt med "b".

Exponeringsdager	Dato	n=	Imsa	Imsa	Suldal	Suldal
			DRIFT	SUR	DRIFT	SUR
			$\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv	$\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv	$\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv	$\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv
0	9-feb	5	8±1	8±1	3±1	3±1
7	16-feb	5	4±1	a320±52	7±5	a 197±29
27	8-mar	5	2±2	a 94±39	3±1	a 72±10
36	17-mar	5	10±6	a 32±5	11±4	a 47±12
49	30-mar	5	3±1	a 37±4	3±1	a 42±4
62	12-apr	5	3±1		3±1	
72	22-apr	5	2±2	ab 26±2	5±3	a 38±8
84	4-mai	6	10±3	ab 26±5	13±5	a 34±6

*prøvene ble tatt 2 dager før det ble innblandet driftsvann inn i Fossbekken.

Sammenhenger mellom gjelle-metall og fiskestørrelse

Det er forventet at vekten til en gjelle skulle tilta med økende fiskelengde eller -vekt. Det ble påvist en nær sammenheng mellom fiskelengde eller fiskevekt og gjellevekt. Omkring 70% av variasjonen i gjellevekt kunne forklares med fiskens lengde eller vekt. Når gjelleprøvene klippes ut av fisken vil snittflatene aldri treffe nøyaktig samme sted. Dette innebærer at det vil alltid forekomme en viss spredning i gjellevekter i forhold til fiskestørrelser. Samvariasjonen må således betraktes som tilfredsstillende. Det var ingen forskjell i denne sammenhengen mellom Imsa- og Suldalsstammen.



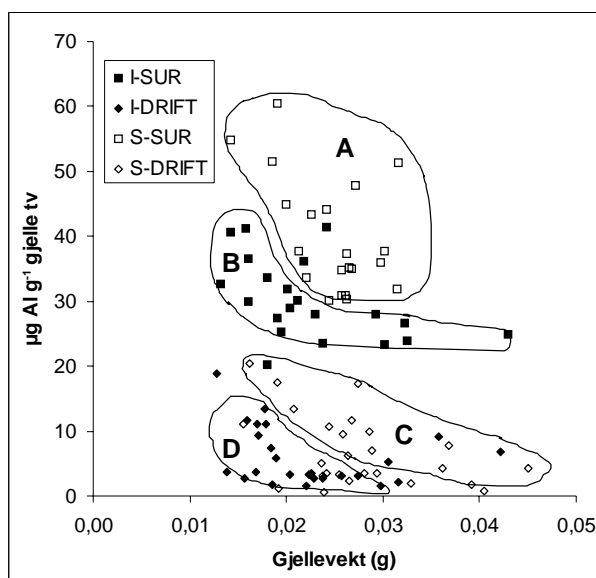
Figur 8. Sammenhengen mellom fiskestørrelse (lengde og vekt) og gjellevekt for fisk fra Imsa og Suldalsstammen. R^2 -verdier er angitt i figuren. Lineær regresjon for Suldal er vist med stiplet strek og med heltrukken tynn strek for Imsastammen. Den lineære sammenhengen for hele datamaterialet ($n=94$) er vist med tykk strek.

Stammeforskjeller

Al-konsentrasjonen var noe høyere på gjellene fra Imsastammen enn fra Suldalsstammen når fisken ble eksponert i råvann fra Fossbekken. Når smolten ble eksponert i SUR akkumulerte Suldalsstammen mer enn Imsastammen. Etter 70-80 dagers eksponering var Al-konsentrasjonen på gjellene i overkant av $25 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv hos Imsa stammen og i overkant av $34 \mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv hos Suldalsstammen (tabell 9). Denne forskjellen var såpass systematisk at den kan antyde en stamme- eventuelt en karrelatert forskjell. Forskjell i fiskens størrelse og forskjeller i vannkjemi vil relatere seg til karrelaterte effekter, mens forskjeller i vevsegenskaper (metall bindingsegenskaper) kan antyde stammeforskjeller. I SUR kan det foreligge vannkjemiske forskjeller som følge av ulik innblanding av de to vannkildene. Denne forskjellen var ikke tilstede når fisken ble eksponert kun til vann fra Fossbekken. 5% høyere fiskevekt i karene med fisk av Suldalsstammen vil ha bidratt med mer CO_2 .

- ◆ Størrelse: Fisk fra Suldal var noe større enn fisk fra Ims (tabell 2). Ettersom fiskestørrelse innvirker på gjellevekt kan det tenkes at forskjeller i gjellestørrelse (og derved muligens forskjeller i mengde gjellelev i forhold til gjellebrusk) hadde betydning for Al-konsentrasjonen på gjellene. Innenfor samme gjellevektområde synes Al-konsentrasjonen likevel systematisk høyest hos Suldalsstammen. Resultatet tyder ikke på at forskjeller i fiskestørrelse kan forklare forskjellene i akkumulering.
- ◆ Forskjellene i vannkjemi var små, uten at de derved var ubetydelige. pH i Imsa-SUR var noe lavere enn i Suldal-SUR. Forskjellene i pH kan skyldes små forskjeller i vanntilførsel og derved mengden Al tilført karene, uten at dette ble påvist i det vannkemiske prøvetakingsprogrammet. Forskjeller i pH kan ha innvirket på polymeriseringsraten til Al i karene. Polymeriseringsraten vil være lavere i Imsa-SUR som følge av lavere pH. Mengde Al som transformeres vil derimot være større i Suldal-SUR som følge av høyere pH. Forskjellene i pH kan også påvirke gjellenes metallbindingsegenskaper. Det er derimot urimelig å forvente karrelaterte forskjeller mellom stammene eksponert i DRIFT. Likevel synes det her også å være en stammeforskjell, selv innenfor samme gjellevekt område.
- ◆ Dersom laks fra et muligens forsuret vassdrag har tilpasninger som øker toleransen for surt vann kan det tenkes at gjellenes evne til å binde Al er ”dårligere” eller evnen til å utskille Al er ”bedre”. Dersom dette er forklaringen er det uventet at Suldalsstammen hadde de høyeste konsentrasjonene.

Stammeforskjeller kan muligens forklare de observerte forskjellene i Al-akkumulering, men forskjeller i vannkjemi kan ikke utelukkes som årsak. Resultatet bør etterprøves før endelig konklusjon trekkes.



Figur 9. Sammenhengen mellom gjellevekt og Al-konsentrasjon målt på gjellene. Kun målinger foretatt i april og mai er benyttet for illustrasjonen da dette representerer en periode med relativt liten endring i gjelle-Al-konsentrasjon. Punktgrupper tilhørende de ulike behandlingene er sirklet inn for å øke visualiseringen.

Andre gjelle-metaller

For å etablere bakgrunnsverdier for andre gjelle-metall, har LAK/IKB som egeninnsats analysert gjellene for natrium (Na), kalsium (Ca), jern (Fe), mangan (Mn) og sink (Zn). Bortsett fra Mn, var det få signifikante forskjeller mellom prøvedatoene, stammene eller vannkvalitetene. Mn verdiene var høyere i fisk fra Imsa tidlig i perioden enn hos fisk av Suldalsstammen (tabell 10).

Na-konsentrasjon innholdet økte i både SUR og DRIFT gjennom forsøket, uavhengig av stamme. Forskjellene var ikke signifikante, men likevel systematiske. Likeledes var Na-innholdet i fisk

eksponert i DRIFT ikke signifikant høyere enn innholdet i gjeller fra SUR. Forskjellene kan skyldes betydelig høyere Na-innhold i DRIFT enn i SUR på grunn av saltvannstilsetningen. Jerninnholdet avtok likeledes i begge gruppene i løpet av forsøksperioden. Det var ingen signifikante endringer for de andre metallene. Forskjellene var relativt små (tabell 10).

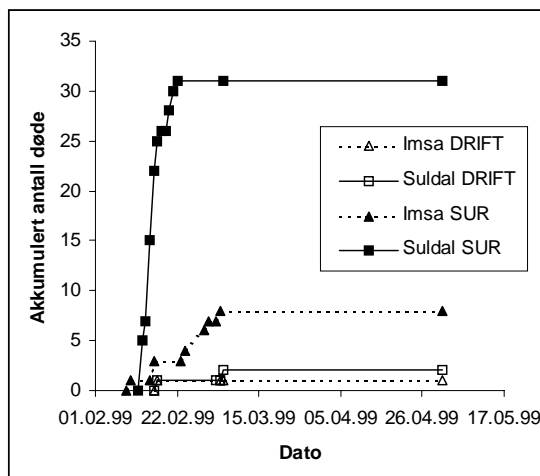
Tabell 10. Gjelle-metall-konsentrasjoner målt etter 7 til 84 dager eksponering av laksesmolt (Imsa og Suldalsstamme) til henholdsvis vann fra DRIFT og SUR.

Exp.dager	Gruppe		Na	Ca	Fe	Mn	Zn
			mg g ⁻¹ tv	mg g ⁻¹ tv	µg g ⁻¹ tv	µg g ⁻¹ tv	µg g ⁻¹ tv
7	Imsa	Fossbekken	4.5±0.2	18.7±0.5	297±27	6.1±1.5	510±87
27	Imsa	SUR	a 4.4±0.9	16.5±4.6	155±70	a 6.9±2.4	481±76
36	Imsa	SUR	5.9±0.2	17.6±3.8	275±56	a 6.1±1.2	485±44
49	Imsa	SUR	6.2±0.7	19.2±1.6	297±62	a 5.7±1.9	477±52
72	Imsa	SUR	5.6±0.5	17.9±3.1	194±22	6.7±1.4	456±95
84	Imsa	SUR	5.3±0.5	19.3±2.7	176±21	7±1.7	494±68
7	Imsa	Imsa	5.6±1.6	17±6.1	265±72	8.4±2.9	429±149
7	Imsa	DRIFT	6.5±0.5	17.5±1.3	291±35	7.1±1.6	509±79
27	Imsa	DRIFT	a 5.1±0.4	15.2±3.8	189±52	a 4.7±1.7	426±117
36	Imsa	DRIFT	6.6±0.4	17.1±1.3	248±19	A 5.2±1	463±118
49	Imsa	DRIFT	7.2±0.4	17.6±1.2	296±59	a 4.8±1.4	462±102
62	Imsa	DRIFT	7.2±0.4	17.6±2.7	257±51	5.6±1.3	454±91
72	Imsa	DRIFT	6.3±1.5	18.2±2.5	145±30	5.9±2.1	457±46
84	Imsa	DRIFT	6.7±0.8	18.6±2.8	190±43	8.2±2.2	502±147
7	Suldal	Fossbekken	4.6±0.1	21.8±2.1	310±37	11.1±3.1	492±37
27	Suldal	SUR	5.3±0.3	20.2±1	208±43	11.7±1.8	559±110
36	Suldal	SUR	5.9±0.6	20.4±2.1	271±61	9.8±1.1	482±64
49	Suldal	SUR	5.8±0.6	21±1.4	306±38	10.2±0.6	450±67
72	Suldal	SUR	6±0.7	20.1±1.3	±	8.8±5.3	325±189
84	Suldal	SUR	5.1±0.2	20.2±1.4	186±37	9.5±1.7	434±101
7	Suldal	Imsa	7.6±0.4	17.5±3.2	271±32	5.4±2.1	343±140
7	Suldal	DRIFT	5.8±0.3	19.8±1.2	282±30	9.1±2.9	496±65
27	Suldal	DRIFT	6±0.2	20.9±1.8	230±38	11.4±2.4	432±41
36	Suldal	DRIFT	6.5±0.5	20.3±2.6	293±39	9.8±2.3	485±99
49	Suldal	DRIFT	6.8±0.4	20.5±1.9	326±36	11.1±1.1	466±64
62	Suldal	DRIFT	6.7±0.5	17±1.8	268±32	8.8±1.7	398±56
72	Suldal	DRIFT	6.6±0.3	17.9±2.5	210±30	10.1±1.4	420±25
84	Suldal	DRIFT	6.5±0.4	18.7±1.2	230±30	9.3±1.8	447±61
Hele perioden	Imsa	Fossbekken	5.3±0.3	18.2±1.5	232.3±22.1	6.4±0.4	483.8±19.8
Hele perioden	Imsa	Imsa	6.4±0.5	17.4±1.6	235.1±17	6.2±0.6	462.8±34.6
Hele perioden	Suldal	Fossbekken	5.5±0.2	20.6±0.5	256.2±10.3	10.2±1.7	457±53.3
Hele perioden	Suldal	Imsa	6.6±0.1	19.1±0.7	263.8±3.7	9.4±0.6	435.9±35.7
Hele perioden	Samtlige prøver		6.0±0.8	18.7±1.6	246.9±51.8	8±2.2	458.4±48.6

3.3.2 Dødelighet i løpet av belastningsperioden

Det døde et lite antall fisk i belastningskarene tidlig i belastningsperioden (figur 10). Kort tid etter innblanding av driftsvann i vannet fra Fossbekken (ved etablering av vannkvaliteten SUR) opphørte denne dødeligheten. Ingen fisk døde etter 6. mars, eller som følge av merkingen. Dødeligheten var størst hos fisk av Suldalsstammen eksponert i vann fra Fossbekken (N=31).

- ◆ Dødeligheten var lav i alle grupper. Likevel var dødeligheten hos Suldalsstammen større enn hos Imsastammen på tross av lavere gjelle-Al-konsentrasjon.
- ◆ Størrelsesforskjeller mellom stammene kan muligens innvirke på og forklare forskjellene i dødelighet. Stor fisk vil være mer følsom for Al enn mindre fisk (Rosseland m.fl., 2000).
- ◆ Forskjellene reflekterer mulige stammeforskjeller



Figur 10. Dødelighet registrert i de fire karene fra 10. februar og frem til 4. mai. Fisken ble Carlinmerket (9 . og 11. mars) først etter at dødeligheten hadde avtatt.

3.3.3 Vekst i løpet av forsøksperioden

Det ble registrert vekstforskjeller mellom behandlingene i løpet av forsøksperioden. Etter 3 uker ble lengde og vekt målt på et begrenset (<16) antall fisk i forbindelse med regulær prøvetaking. I forbindelse med avslutningen av forsøksperioden ble et større antall fisk målt (antall målinger fremgår av tabell 11). Fisk benyttet i saltvannstester inngår ikke i beregningene. Endringer i størrelse er kun basert på målte størrelsesforandringer hos enkeltindivid mellom to registreringsdatoer.

Etter 3 uker

Fisk fra Imsastammen eksponert i DRIFT var 2 ± 2 mm større enn fisken eksponert i SUR. Det var ingen størrelsesforandring mellom SUR og DRIFT hos Suldalsstammen. Forskjeller påvist i vekt er basert på et så lite materiale at forskjellene kan være tilfeldige.

Etter 7 uker

Alle endringer i størrelse fra merketidspunktet til målinger foretatt 7 uker senere var signifikante (tabell 11). Fisk av Imsastamme eksponert i DRIFT var 3 mm lengre enn fisken i SUR (henholdsvis 0.55 ± 0.42 vs 0.20 ± 0.46 cm). Fisken eksponert i DRIFT hadde økt vekten med 2.7 ± 3.0 g, mens fisken eksponert i SUR hadde tapt 1.8 ± 3.8 g. Dette resulterte i en vektforskjell på ca. 4.4 g mellom gruppene. Suldal-DRIFT økte lengden med 7.0 ± 4.5 mm, mens fisk i Suldal-SUR ikke hadde noen lengdeforandring av betydning. Fisk eksponert i DRIFT økte vekten med 3.2 ± 3.1 g, mens vekten i SUR avtok med 4.2 ± 2.9 gram. Dette resulterte i en vektforskjell på ca. 7.5 gram mellom gruppene.

Endringene i K-faktor var mer uensartet. K-faktoren avtok hos alle gruppene. Reduksjonen var størst hos fisk eksponert i SUR. Endringene i K-faktor kan både være avhengige av smoltifisering og av endringer i lengde/vekt forholdet.

- ◆ Endringene i størrelse i løpet av forsøksperioden innebar at det ble utviklet signifikante størrelsesforskjell mellom belastningene, foruten at det var størrelsesforskjeller mellom stammene. Endringene i størrelse vil kunne innvirke på marin overlevelse, hvor hypotesen er at mindre smolt har redusert overlevelse relativt til større smolt. Videre synes forskjellene større mellom Suldalsgruppene enn mellom Imsagruppene. Dette kan skyldes forskjeller i karmiljø, samt stammerelaterte forskjeller (jfr gjelle-A1).

Tabell 11. Fiskelengder, vekt og K-faktor målt i forbindelse med Carlinmerkingen, og målinger utført etter 3 eller 7 uker i separate kar. Gjennomsnittsverdier, 1x standard avvik, minimums- og maksimumsverdier samt antall fisk målt er angitt. Endring i størrelse er beregnet på bakgrunn av størrelsen på merketidspunktet i forhold til størrelsen målt henholdsvis 3 og 7 uker senere. Signifikante forskjeller mellom behandlingene på merketidspunktet og etter 7 uker er angitt med signifikansnivå ($p < 0.05$).

		Merkedato			Endring i løpet av 3 uker			Endring i løpet av 7 uker		
		Lengde cm	Vekt g	K- faktor	Lengde cm	Vekt g	K- faktor	Lengde cm	Vekt g	K- faktor
Imsa DRIFT	Gj.snitt	16.1	38.7	0.90	0.19	0.75	0.00	0.55	2.66	-0.01
	±SD	1.6	12.4	0.05	0.24	1.16	0.04	0.42	3.00	0.06
	minimum	13.0	19.0	0.72	-0.10	0.00	-0.05	-1.10	-2.00	-0.18
	maksimum	21.6	94.0	1.15	0.60	3.00	0.07	1.60	10.00	0.16
	Antall	1178	588	587	16	8	8	167	72	72
Imsa SUR	Gj.snitt	16.1	38.9	0.90	0.07	-5.56	-0.12	0.20	-1.77	-0.06
	±SD	1.6	12.1	0.07	0.28	2.18	0.06	0.46	3.82	0.07
	minimum	12.4	17.0	0.62	-0.30	-9.00	-0.22	-1	-11	0
	maksimum	21.3	104.0	1.25	0.50	-2.50	-0.04	1.50	3.00	0.11
	Antall	1199	600	600	16	8	8	157	74	74
	P=	0.719	0.797	0.023				0.0000	0.0000	0.0000
Suldal DRIFT	Gj.snitt	17.1	49.6	0.96	0.11	-0.08	0.00	0.70	3.18	-0.05
	±SD	1.5	13.1	0.06	0.42	2.50	0.05	0.45	3.14	0.06
	minimum	13.1	20.0	0.81	-0.40	-4.00	-0.06	-0.20	-1.00	-0.20
	maksimum	21.8	89.0	1.45	1.40	2.50	0.07	2.00	9.00	0.05
	Antall	1200	470	470	16	6	6	66	31	31
Suldal SUR	Gj.snitt	16.9	47.7	0.96	0.08	-1.38	-0.06	0.02	-4.16	-0.09
	±SD	1.5	12.4	0.06	0.19	1.89	0.02	0.27	2.88	0.06
	minimum	13.0	22.0	0.74	-0.20	-4.00	-0.09	-0.30	-9.00	-0.24
	maksimum	21.6	100.0	1.31	0.50	0.50	-0.04	1.00	1.00	0.01
	Antall	1199	550	550	15	4	4	51	22	22
	P=	0.000	0.015	0.200				0.0000	0.0000	0.0392

3.3.4 Endring i blodparametre i løpet av belastningsperioden

Plasmakloridkonsentrasjonene var innenfor normalområdet for laks når fisken ble eksponert i DRIFT ($>135\text{mM}$ i gjennomsnitt) (tabell 12). Det var ingen forskjell mellom stammene på de ulike prøvetakingstidspunktene i DRIFT (figur 11). I SUR var plasmakloridkonsentrasjonen målt hos Imsastammen lavere enn "normalt" den 8. mars og lavere enn konsentrasjonen målt i DRIFT 4. mai. Samme variasjonsmønster ble funnet i prøver fra Suldalsstammen eksponert i SUR (figur 11). Prøver tatt 30. mars og 22. april var innenfor normalnivået for plasmaklorid hos alle gruppene uavhengig av belastningsnivå.

- ◆ Resultatet kan tyde på at det var forskjeller mellom SUR og DRIFT den 4. mars og 4. mai, mens forskjellene ved de to andre prøvetidspunktene var ubetydelige.
- ◆ Det var større forskjell mellom SUR og DRIFT hos Imsastammen enn hos Suldalsstammen.

Glukosekonsentrasjonen var alltid innenfor eller nært normalområdet hos smolt eksponert i DRIFT. Smolt av Imsastammen eksponert i SUR hadde høye glukosekonsentrasjoner ($>10\text{mM}$) på tre av prøvetakingstidspunktene, men konsentrasjonen var tilnærmet normal den 22. april. Glukosekonsentrasjonen målt hos Suldalsstammen eksponert i SUR samvarierte til en viss grad med konsentrasjonen målt hos Imsastammen, men var kun moderat forhøyet 4. mars.

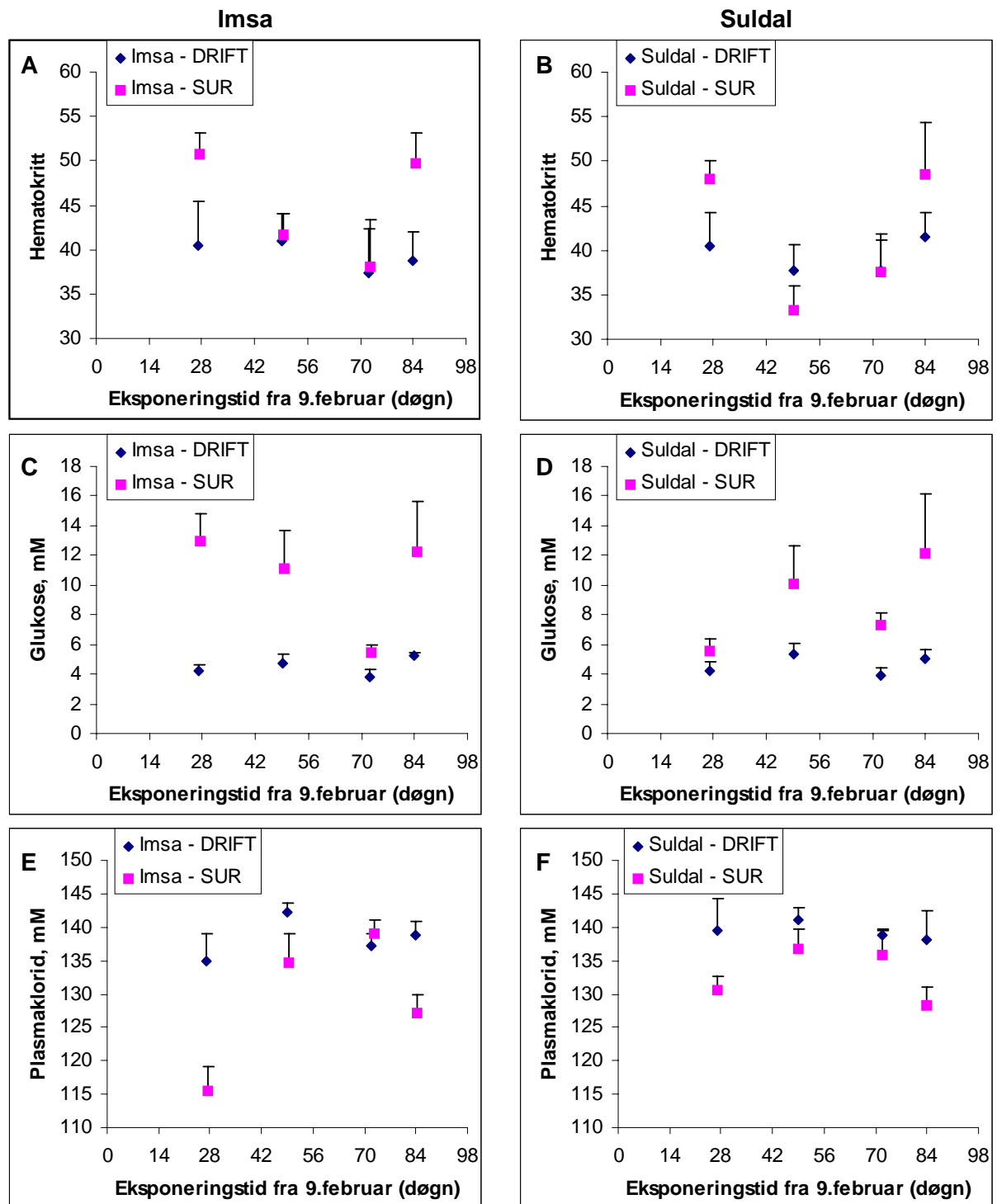
- ◆ Resultatet kan tyde på at det var systematiske forskjeller mellom SUR og DRIFT.
- ◆ Det var større forskjell mellom SUR og DRIFT hos Imsastammen enn hos Suldalsstammen tidlig i forsøksperioden.

Hematokritnivået varierte mellom 37 og 42% i DRIFT. I SUR ble det registrert enkeltverdier i overkant av 50% og gjennomsnittsnivåer høyere enn 45% i flere tilfeller. Prøver tatt etter eksponering i SUR samvarierte med effektene målt som plasmaklorid og glukose.

- ◆ Resultatet kan tyde på at det var systematiske, men moderate høyere verdier i SUR enn i DRIFT.

Tabell 12. Fysiologiske blodmålinger utført på laksesmolt av Imsa- og Suldalsstammen i perioden 8. mars til 4. mai 1999 etter eksponering i henholdsvis DRIFT og SUR. Fysiologisk status er evaluert på bakgrunn av responskriteriene i tabell 6. Signifikante forskjeller ($p < 0.05$) mellom behandlingene innen en stamme er angitt med "a". Signifikante forskjeller mellom stammene med lik behandling er angitt med "b".

Stamme	Vannkval	Exp. dager	Exp.dager	N=	Hematokritt	Plasma glukose	Plasma klorid
Ims	DRIFT	8. mars	27	5	40.4±5.0	4.2±0.4	134.8±4.2
"	"	30. mars	49	6	41.0±3.0	4.7±0.7	142.3±1.2
"	"	22. april	72	5	37.4±4.9	3.8±0.5	137.2±1.9
"	"	4. mai	84	6	38.8±3.2	5.2±0.3	138.8±2.1
Ims	SUR	8. mars	27	5	a 50.8±2.3	a b 13.0±1.8	a b 115.4±3.8
"	"	30. mars	49	6	b 41.7±2.3	a 11.1±2.6	a 134.7±4.3
"	"	22. april	72	5	38.0±5.4	a b 5.5±0.5	139.0±2.0
"	"	4. mai	84	6	a 49.7±3.4	a 12.2±3.4	a 127.2±2.7
Suldal	DRIFT	8. mars	27	5	40.4±3.9	4.2±0.6	139.4±4.8
"	"	30. mars	49	6	37.7±2.9	5.3±0.8	141±1.8
"	"	22. april	72	5	37.8±3.3	3.9±0.5	138.8±0.8
"	"	4. mai	84	6	41.5±2.7	5.0±0.7	138.2±4.2
Suldal	SUR	8. mars	27	5	a 48.0±2.0	a 5.6±0.8	a 130.6±2.0
"	"	30. mars	49	6	a 33.3±2.7	a 10.1±2.6	a 136.8±2.9
"	"	22. april	72	5	37.6±4.3	a 7.3±0.8	135.8±3.7
"	"	4. mai	84	6	a 48.5±5.9	a 12.1±4	a 128.3±2.8



Figur 11. Gjennomsnittsverdier +standard avvik for hematokritt (fig. A og B), glukose (mmol) (fig. C og D) og plasmaklorid (mmol) (fig. E og F) for presmolt av to laksestammer eksponert i henholdsvis SUR og DRIFT fra 9. februar 1999.

3.3.5 Sjøvannstester

Smoltforsøkene utført i mars og april ble utført på sjøvann med lavere saltholdighet enn 34 psu. Dette innebærer at fisken vil ha mer moderate responser enn det som ville blitt målt dersom testen ble utført på en høyere salinitet. Forsøksforhold (salinitet og temperatur) er angitt i tabell 4.

Samtlige fisk av Imsastammen eksponert i SUR til 8. mars døde (tabell 13). Det var ingen dødelighet 30. mars og 22. april i noen av saltvannstestene. Under siste saltvannstest døde 50% av smolten fra Imsa- og 40% av smolten fra Suldalsstammen eksponert i SUR. Ingen smolt eksponert i DRIFT døde i løpet av sjøvannstestene.

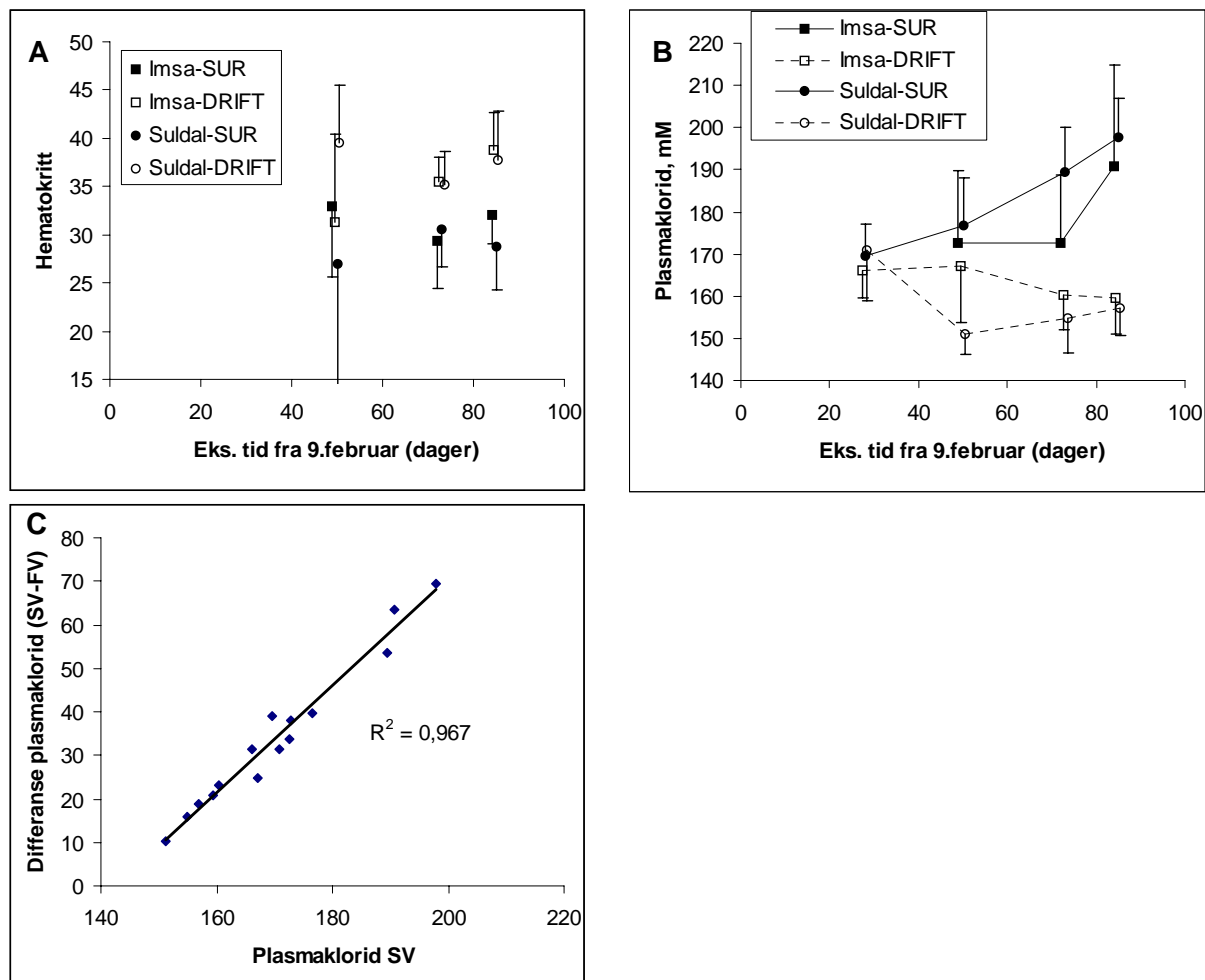
Hematokritkonsentrasjonen var normalt høyere hos fisk fra DRIFT enn hos fisk fra SUR, uavhengig av hvilken stamme som ble undersøkt (figur 12.). Forskjellene var signifikante i fra mars til mai (tabell 13).

Smolt eksponert i DRIFT hadde en moderat høy plasmaklorid i mars (166-170 mM). Konsentrasjonen avtok til 150-160mM i april/mai hos begge stammene. Denne endringen må betraktes som forventet hos laks som gjennomgår en normal smoltifisering (figur 12., tabell 13). Plasmakloridkonsentrasjonen var alltid høyere enn 160 mM hos grupper eksponert til SUR. Imsa-SUR ble ikke målt tidlig i mars på grunn av at all fisk døde under testen. Både Imsa- og Suldal-SUR fikk redusert evne til å regulere saltinnholdet i blodet i løpet av forsøksperioden. Forskjellene i utvikling var entydig for alle gruppene. Det var en sterk sammenheng mellom svikt i hypoosmotisk kapasitet og differansen mellom plasmaklorid målt i sjøvann og i ferskvann på samme dato.

- ◆ Svakere smoltifisering hos Imsastammen tidlig i mars.
- ◆ Ingen entydig stammeforskjell.
- ◆ Entydig forskjell mellom SUR og DRIFT
- ◆ Det forelå en meget sterk sammenheng mellom svikt i hypoosmotisk kapasitet og differansen i plasmaklorid målt i sjøvann og i ferskvann.

Tabell 13. Saltvannstester utført på laksesmolt av Imsa- og Suldalsstammen i perioden 8. mars til 4. mai 1999 etter eksponering i henholdsvis DRIFT og SUR. Fysiologisk status er evaluert på bakgrunn av responskriteriene i tabell 6. Signifikante forskjeller ($p < 0.05$) mellom behandlingene innen en stamme er angitt med "a". Signifikante forskjeller mellom stammene med lik behandling er angitt med "b".

Stamme	Vannkval	Exp. dager	n=	Død %	Hematokritt	Sjøvann Plasma klorid (mM)	Ferskvann Plasma klorid (mM)	Diff. Sv og FV
Ims	DRIFT	8. mars	15	0	Ikke målt	166.2±6.6	134.8±4.2	31
"	"	30. mars	10	0	b 31.3±9.2	b 167.2±13.6	142.3±1.2	25
"	"	22. april	10	0	a 35.5±2.6	a 160.3±8.2	137.2±1.9	23
"	"	4. mai	10	0	a 38.8±3.9	a 159.5±8.6	138.8±2.1	21
Ims	SUR	8. mars	15	100	Alle død	Alle død	115.4±3.8	
"	"	30. mars	10	0	32.9±7.3	172.7±17.2	134.7±4.3	38
"	"	22. april	10	0	29.3±4.9	b 172.6±16.1	139.0±2.0	34
"	"	4. mai	10	50	32.0±2.9	184.8±15.5	127.2±2.7	64
Suldal	DRIFT	8. mars	15	0	Ikke målt	170.8±12.0	139.4±4.8	31
"	"	30. mars	10	0	a 39.5±6.0	a 151.1±4.9	141.0±1.8	10
"	"	22. april	10	0	a 35.2±3.5	a 154.8±8.2	138.8±0.8	16
"	"	4. mai	10	0	a 37.7±5.1	a 157.0±6.3	138.2±4.2	19
Suldal	SUR	8. mars	15	0	Ikke målt	169.5±7.6	130.6±2.0	39
"	"	30. mars	10	0	27±13.8	176.6±11.4	136.8±2.9	40
"	"	22. april	10	0	30.5±3.9	189.4±10.7	135.8±3.7	54
"	"	4. mai	10	40	28.7±4.5	197.8±9.3	128.3±2.8	70



Figur 12. A og B) Gjennomsnittsverdier +standard avvik for hematokritt og plasmaklorid (mmol) for presmolt av to laksestammer eksponert i henholdsvis SUR og DRIFT fra 9. februar 1999. C) Differansen i plasmaklorid mellom prøver tatt etter saltvannstesting og prøver tatt i ferskvann i forhold til konsentrasjonen målt i saltvannstesten.

3.4 Utvandringsforsøket

150 individer fra hver av Imsa-gruppene ble satt ut i Imsa etter at eksponeringsperioden var avsluttet. Nedvandrende fisk ble fanget i fangstfella. Ferskvannsstatus ble fastlagt med blodprøvetaking 2., 3., 4. og 5. natt etter utsetting. Fisk ble overført til sjøvannstester i løpet av 1., 2., 3. og 4. natt etter utsetting.

3.4.1 Gjelle-Al

Før overføring til Imsa var gjelle-Al-konsentrasjonene lave hos begge forsøksgruppene, men høyest hos fisk eksponert i SUR (tabell 14). Det var forventet at fisk fra gruppen SUR skulle tape gjelle-Al, mens fisk fra gruppen DRIFT skulle ha uforandret konsentrasjon. Samtlige fisker prøvetatt i løpet av 2.natt eller senere etter utsetting hadde betydelig høyere Al-konsentrasjon på gjellene enn det fisken hadde før utsetting. Konsentrasjonsøkningen holdt seg utover 5 døgn etter utsettingen. Det var ingen signifikante forskjeller mellom behandlingene. Denne utviklingen var uventet og tyder på at fisken akkumulerte Al i Imsa.

Det er kjent at Al-konsentrasjonen på gjeller er høyere i turbide elver enn i elver med lav partikkeltransport og lav turbiditet (Finstad et al. 2000a). Imsa har en moderat turbiditet. Det er antatt at noe av økningen i gjelle-Al-konsentrasjonen i dette tilfellet kan skyldes leire og

aluminiumskolloider. En kortvarig økning i gjelle-Al etter transport og håndtering av fisken ville ikke nødvendigvis ha vært uventet og ville ha kunnet forklares med økt binding av Al i slim aktivisert som følge av transportstress. Slimproduksjon og -kvalitet vil endres kortvarig etter f.eks. håndtering og transport.

Det antas at moderat høy partikkeltransport i elva er årsaken til økte gjelle-Al-konsentrasjoner etter utsetting i Imsa og at denne økningen ikke er ensbetydende med en Al-belastning. Det må samtidig anføres at Imsa mottar surt, Al rikt vann fra Fossbekken. Økningen i gjelle-Al fra nivåene målt ved forskningsstasjonen til nivåene målt etter utsetting i Imsa er også observert tidligere år (Finstad et al. 2000a).

Tabell 14. Gjelle-Al ($\mu\text{g Al g}^{-1}$ gjelle tv) målt etter eksponering i DRIFT eller SUR fram til 4. mai 1999 (referanseverdi før utsetting) og deretter på nedvandret smolt fanget i nedvandringfella. Antall timer i Imsa benevnes som restitueringsfase.

Exp.dager		Timer etter utsetting	N=	Imsa DRIFT	N=	Imsa SUR
Etter belastning	Før utsetting	0	6	10±3	6	21±6
Restitueringsfase	2.natt	33-37	5	83±24	1	62
"	3.natt	57-61	6	60±21	6	
"	4.natt	81-85	6	85±19	6	87±23
"	5.natt	105-109	6	54±15	6	68±21

- ◆ Fossbekken renner inn i Imsavatnet. Vanninntaket til Ims-forskningsstasjon ligger på 3 m dyp i innsjøen. Vannkvaliteten i elva Imsa trenger således ikke være identisk med vannkvaliteten fisken opplever på stasjonen. Det er også mulig at Imsa er påvirket av Al fra Fossbekken.
- ◆ Høyere partikkelinnhold i Imsa enn i driftsvannet på Ims (sett som forskjeller i turbiditet) kan være kilde til økt akkumulering av Al på gjellene etter utsetting i Imsa. Denne kilden til Al vil sannsynligvis ikke være biologisk aktiv, men vil innvirke på analysene.
- ◆ Ferskvannet på stasjonen tilsettes noe sjøvann. Sjøvannstilsetningen øker vannets ioneinnhold som kan innvirke på tilgjengeligheten av ulike metaller.
- ◆ Forskjellene i gjelle-Al påvist mellom Ims forskningsstasjon og i elva Imsa er også tidligere påvist i referanseforsøk (Finstad et al. 2000a). Resultatet er således konsistent uten at årsaken derved er avklart.

3.4.2 Utvandringshastighet

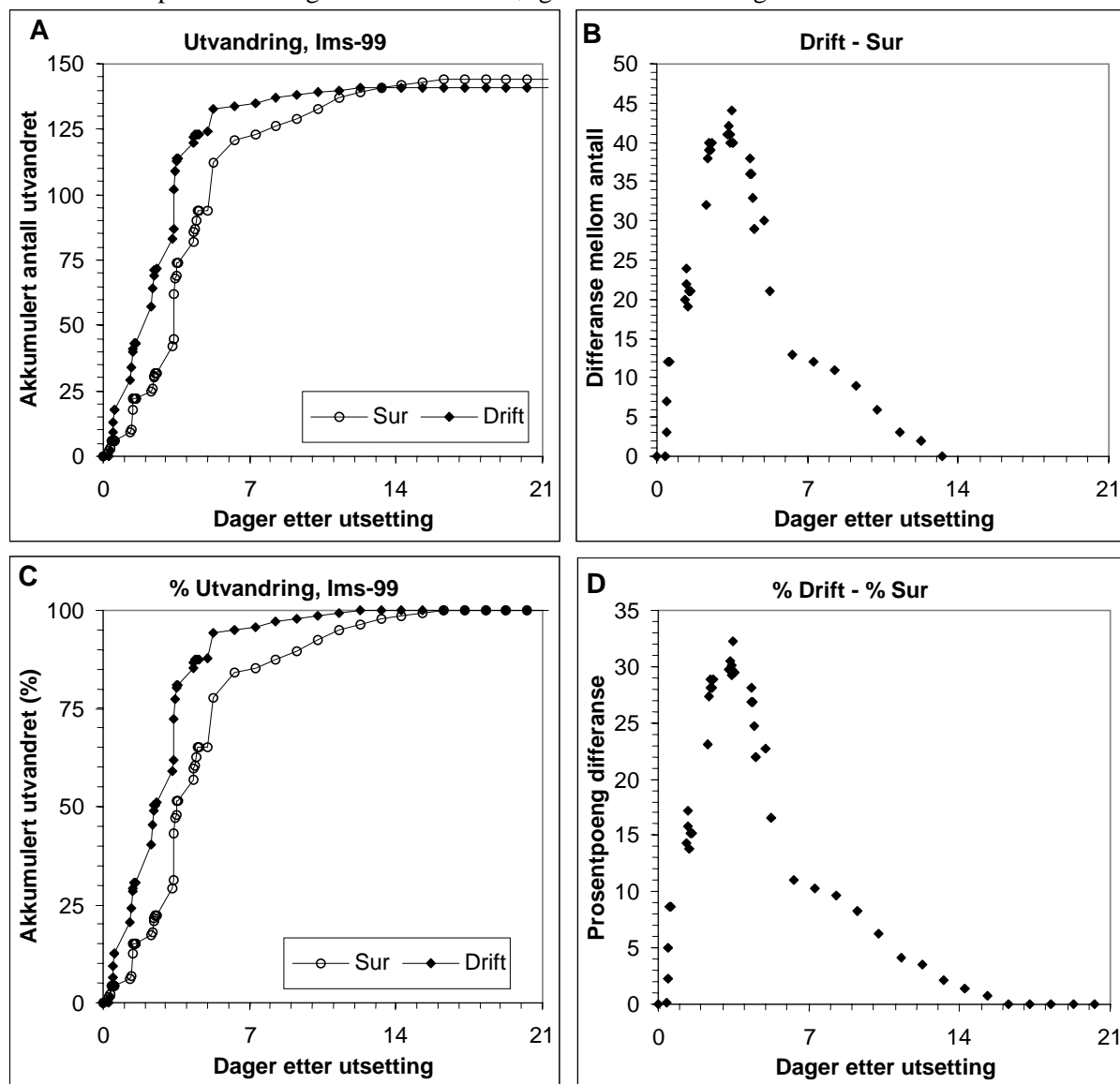
Etter 16 døgn var 141 smolt fra DRIFT og 144 smolt fra SUR fanget/registrert som nedvandret i fella (figur 13). I november 2000 til januar 2001 ble det registrert ytterligere 5 nedvandring fra hver av belastningsgruppene. De manglende 10 smoltene kan være spist av predatorer i elva, evt de fortsatt står i elva.

Utsettingstidspunktet (4. mai kl 15²⁰) er definert som tid null ($t=0$) i alle beregningene. De første 5 døgnene ble fella undersøkt og tømt hver time mellom kl. 22⁰⁰ og 04⁰⁰, samt kl 08⁰⁰ og 15³⁰. Utenom nattperioden ble det ikke påvist noen nedvandring av smolt. Det at utvandringen var konsentrert til noen nattetimer og ikke spredt over hele døgnet tyder på at nedvandringen var "kontrollert" og således et resultat av en aktiv handling (aktiv nedvandringssatferd) hos fisken og ikke en følge av en passiv drift som følge av "utmattelse" etter belastningen. Det er på denne bakgrunn rimelig å anta at "belastningene" ikke hadde svekket fiskens evne til å motstå vannpresset i Imsa og at belastningene ikke hadde motvirket fiskens evne til å holde en aktiv stedsposisjonering i timene med dagslys (04⁰⁰-23⁰⁰). Fisken ble satt ut i en periode med avtagende vannføring.

De første fangstene ble gjort av fisk eksponert i SUR etter 8 timer, men innen 10 timer etter utsetting dominerte DRIFT i fangstene. Etter 1.natt utvandring var 4.2% av fisken fra SUR gjenfanget mot 12.8% av fisken fra DRIFT. Forskjellen mellom gruppene tiltok de påfølgende nettene. Maksimal

prosentforskjell mellom behandlingene ble oppnådd 3.natt, hvor det hadde utvandret i overkant av 30% mer fisk fra DRIFT enn fra SUR. Deretter avtok forskjellene mellom gruppene. Utvandringprosenten var tilnærmet lik for begge gruppene fra 10.natt og utover. Eksponeringen synes å ha forsinket utvandringstiden til smolt eksponert i SUR, men tidsforskyvingen var begrenset til noen få døgn og påvirket ikke antallet utvandrende fisk. Tilsvarende utsettingsforsøk ble utført i 1993 og 1994. Begge årene var forskjellene mellom gruppene relativt små mhp utvandringstidspunkt (Kroglund m.fl., 1994b; 1995).

Det kan spekuleres i om forskjeller i utvandringstider kan nedsette overlevelsen ved å gjøre smolten mer utsatt for predatorer i og med at den ikke følger hovedutvandringen.



Figur 13. A: Akkumulert antall Carlinmerket smolt utvandret av Imsa i løpet av 3 uker fra utsettingstidspunktet. B: Differansen mellom antallet utvandret smolt fra DRIFT i forhold til SUR. C: Akkumulert utvandring basert på prosent, hvor antallet utvandret etter 16 dager er satt til 100%. D: Differansen mellom antallet utvandret smolt fra DRIFT i forhold til SUR. uttrykt i prosent.

3.4.3 Fysiologisk status til utvandrende fisk

Smolt eksponert i SUR hadde høye glukose- og hematokritt-verdier før utsetting (tabell 15). Plasmaklorid-konsentrasjonen var normal, men signifikant lavere enn hos DRIFT. Glukose-

konsentrasjonen målt på smolt fra SUR avtok gradvis og ble 5.natt etter utsetting målt til 7.5 mM i forhold til 12.2 mM på utsettingstidspunktet. Plasmaklorid-konsentrasjonen økte uvesentlig fra 127 mM ved utsetting til 132 mM målt i løpet av 5.natt. Hematokritt-verdiene var svakt forhøyde hele perioden. Glukoseverdiene målt på ubelastet fisk (DRIFT) var svakt forhøyde første natt etter utsetting, for gradvis å avta de påfølgende nettene. Det ble samtidig registrert en liten økning i hematokritt. Dette kan skyldes en respons på håndtering og transport.

- ◆ Fisk i gruppen DRIFT var tilnærmet normale. Fisk i gruppen SUR hadde en viss restituering.
- ◆ Tilsvarende restituering er påvist i tilsvarende forsøk i 1993 og 1994 (Kroglund m.fl., 1994b; 1995)

Tabell 15. Fysiologiske målinger utført på smolt av Imsa stamme fra forsøksgruppene DRIFT og SUR før overføring samt de påfølgende 5 nettene etter utsetting i Imsa.

Vannkval.		Exp. dager	Timer etter utsetting	N=	Hematokritt %	Plasma glukose mM	Plasma klorid mM
Ferskvann							
Etter belastning	SUR	Før utsetting	0	6	49.7±3.4	12.2±3.4	127.2±2.7
Restitueringsfase	Imsa	2.natt	33-37	1	40.0	9.0	137.0
“	“	3.natt	57-61	0			
“	“	4.natt	81-85	6	47.8±5.3	6.1±1.0	133.8±2.2
“	“	5.natt	105-109	6	46.7±4.8	7.5±2.2	132.2±3.5
Etter belastning	DRIFT	Før utsetting	0	6	38.8±3.2	5.2±0.3	138.8±2.1
Restitueringsfase	Imsa	2.natt	33-37	5	38.8±2.3	7.3±1.9	136.4±3.2
“	“	3.natt	57-61	6	47.3±2.6	6.1±0.5	138.8±3.1
“	“	4.natt	81-85	6	53.2±5.9	5.2±1.0	131.0±3.2
“	“	5.natt	105-109	6	44.5±5.9	5.3±0.9	135.2±1.5

3.4.4 Sjøvannstoleranse

Imsa-smolt eksponert i SUR var ikke sjøvannstolerant ved utsettingstidspunktet, mens fisk eksponert i DRIFT var tolerant. Differansen i plasmaklorid (saltvannsverdier minus ferskvannsverdier) var på 64 mM i SUR før utsetting, mens differansen i DRIFT var på 21 mM. Etter utsetting i Imsa forble DRIFT-gruppen sjøvannstolerant basert på plasmaklorid målinger (tabell 17), selv om det døde 1 til 2 fisk hver natt i sjøvannstesten (0 til 11%). Overlevende fisk hadde plasmaklorid-verdier normalt i underkant av 165 mM (tabell 16). Basert på en evaluering av hver enkelt fisk ble 28% av fiskene som vandret ut 2.natt karakterisert som betydelig belastet eller død fra DRIFT-gruppen. De øvrige observasjonsnettene var prosentandelen ”skadd” fisk lavere enn 10%.

Fisk eksponert i SUR reetablerte ikke hypoosmotiske egenskaper i løpet av registreringsperioden, og var etter 4 døgn restituering i Imsa fortsatt ikke i stand til å regulere blodsalt-konsentrasjonen under en sjøvannstest (tabell 17). De første nettene døde inntil 60% av fisken overført til sjøvannstesten. Dødeligheten avtok med økende restitueringstid, og var redusert til 13% basert på fisk som utvandret 4. natt. På tross av denne ”forbedringen” ble tilnærmet samtlige fisk klassifisert som betydelig skadet eller død. Forskjellene i hypoosmotisk kapasitet ble samtidig gjenspeilet i differansene i plasmaklorid mellom ferskvann og sjøvannstestene (tabell 18).

Hematokritt-verdiene indikerte ikke spesielt avvik fra normaltstand.

- ◆ Fisk i gruppen DRIFT hadde en tilnærmet normal saltvannstoleranse
- ◆ Fisk i gruppen SUR hadde en svak saltvannstoleranse, men en viss restituering ble antydnet
- ◆ Tilsvarende restituering er påvist i tilsvarende forsøk i 1993 og 1994 (Kroglund m.fl., 1994b; 1995)

Tabell 16. Fysiologiske målinger utført etter sjøvannstesting av smolt av Imsa stamme fra forsøksgruppene DRIFT og SUR før overføring til Imsa samt de påfølgende 4 nettene etter utsetting. Forskjellen i tot-n og blod-n representerer død fisk.

Vannkval	Exp. dager	Timer etter utsetting	Tot Ant.	Ant. blod-prøve	Hematokritt	Plasma glukose	Plasma klorid
SUR	Før utsetting		10	10	32.0±2.9		190.8±23.9
"	1.natt	9-13	5	5	26.3±5.6		190.3±6.9
"	2.natt	33-37	15	7	42.6±4.6		196.3±9.6
"	3.natt	57-61	10	4	38.3±6.1		202.8±13.2
"	4.natt	81-85	15	13	33.8±4.8		181.2±11.6
DRIFT	Før utsetting		10	10	38.8±3.9		159.5±8.6
"	1.natt	9-13	9	9	40.4±4.9	5.0±0.6	160.0±3.6
"	2.natt	33-37	18	16	45.9±4.8		162.3±9.9
"	3.natt	57-61	15	14	41.6±4.2		161.5±10.0
"	4.natt	81-85	14	13	42.7±3.9		142.0±8.3

Tabell 17. Prosentandel av fisken tilordnet ulike effektklasser. Sum betydelig effekt samt død er angitt helt til høyre i tabellen.

		Plasma-klorid mM	DØD %	Akutt >190	Betydelig effekt 170-190	Moderat effekt 161-170	Normal tilstand <161	Sum betydelig effekt og død %
SUR	Før utsetting	190.8±23.9	50	10	30	10		90
"	1.natt	190.3±6.9	20	40	40			100
"	2.natt	196.3±9.6	53	47				100
"	3.natt	202.8±13.2	60	30	10			100
"	4.natt	181.2±11.6	13	13	60	13		86
DRIFT	Før utsetting	159.5±8.6	0		10	10	80	10
"	1.natt	160.0±3.6	0			44	56	0
"	2.natt	162.3±9.9	11		17	33	39	28
"	3.natt	161.5±10.0	7			13	80	7
"	4.natt	142.0±8.3	7				93	7

Tabell 18. Differanse mellom plasmaklorid målt i saltvann og i ferskvann.

		Ferskvann		Sjøvann		Differanse
		n=	mM	n=	mM	mM
SUR	Før utsetting	6	127.2±2.7	10	190.8±23.9	64
"	2.natt	1	137.0	7	196.3±9.6	59
"	4.natt	6	133.8±2.2	13	181.2±11.6	47
DRIFT	Før utsetting	6	138.8±2.1	10	159.5±8.6	21
"	2.natt	5	136.4±3.2	16	162.3±9.9	26
"	3.natt	6	138.8±3.1	14	161.5±10.0	23
"	4.natt	6	131.0±3.2	13	142.0±8.3	11

3.5 Korttidseksponering vs langtidseksponering

Ved avslutning av forsøket ble 25 fisk fra hver av DRIFT-gruppene overført til SUR for korttidseksponering i to døgn. Etter to døgn belastning i SUR ble ferskvannsstatus fastlagt, og fisken ble testet med hensyn til sjøvannstoleranse. Fysiologisk tilstand til denne fisken sammenliknes med fisk eksponert for enten SUR eller DRIFT siden forsøksstart (langtidseksponering). Det var forventet at langtidseksponert fisk skulle være mer "normal" med hensyn til blodfysiologiske variabler og sjøvannstoleranse "responser" enn korttidseksponert fisk, dersom eksponering for surt vann resulterte i en akklimering.

Etter 2 døgn (43 timer) eksponering i SUR var gjelle-Al-konsentrasjonen lavere enn bakgrunnskonsentrasjonen i DRIFT (tabell 19). Dette innebærer at fisken kvittet seg med Al etter overføring fra DRIFT til SUR. Ettersom fisken i DRIFT ikke hadde opplevd noen Al-belastning før overførsel, og derved ikke var blitt akklimatisert, tyder dette også på at det var mindre gjelle-reaktivt Al tilstede i SUR i slutten av eksponeringsperioden enn tidlig i perioden. Dette kan således være årsaken til de lave gjelle-Al-konsentrasjoner målt i SUR i sluttfasen av eksponeringsforsøket. Denne observasjonen underbygger endringer i vannkvalitet i løpet av eksponeringsperioden som en vesentlig faktor i dette forsøket. Intensjonen med korttidforsøket var således ikke oppfylt.

Korttidseksponert fisk hadde en liten forhøyning i blodglukose sammenliknet med DRIFT, men lavere verdier enn målt i SUR (tabell 19). Plasmaklorid og hematokritnivået var mest likt verdiene målt i DRIFT. Smolten var noe mindre sjøvannstolerant enn fisk fra DRIFT, dog mer tolerant en fisk fra SUR. Disse forandringene kan være relatert til håndtering. Resultatet antyder at fisk eksponert i SUR i 2 døgn ikke opplevde noen belastende vannkvalitet. Basert på de vannkjemiske forandringene som ble målt i Fossbekken i slutten av april og tidlig i mai synes vannkvaliteten i denne råvannskilden å ha forandret seg slik at intensjonen med korttidforsøket ble skadelidende. Akklimering ikke kan evalueres på bakgrunn av de utførte målingene.

Tabell 19. Fysiologisk status til fisk etter korttidseksponering i SUR (2 døgn) og etter langtidseksponering i SUR og DRIFT.

	Stamme	Exp.dager	Dødelighet %	Gjelle Al	Hemato kritt	Plasma glukose	Plasma klorid
FERSKVANN							
Korttid	Suldal	2	0	6+3	40.7±2.5	8.7±3.3	136.3±9.8
Korttid	Ims	2	0	3+3	38.0±2.5	6.6±0.9	139.8±3.0
Langtid SUR	Suldal	84	0	34+6	48.5±5.9	12.1±4	128.3±2.8
Langtid	Ims	84	0	26+5	49.7±3.4	12.2±3.4	127.2±2.7
Langtid DRIFT	Suldal	84	0	13+5	41.5±2.7	5.0±0.7	138.2±4.2
Langtid	Ims	84	0	10+3	38.8±3.2	5.2±0.3	138.8±2.1
SJØVANN							
Korttid	Suldal	2	0		43.8±5.3		171.3±8.5
Korttid	Ims	2	0		41.8±3.9		175.4±7.3
Langtid SUR	Suldal	84	40		28.7±4.5		197.8±9.3
Langtid	Ims	84	50		32±2.9		190.8±23.9
Langtid DRIFT	Suldal	84	0		37.7±5.1		157±6.3
Langtid	Ims	84	0		38.8±3.9		159.5±8.6

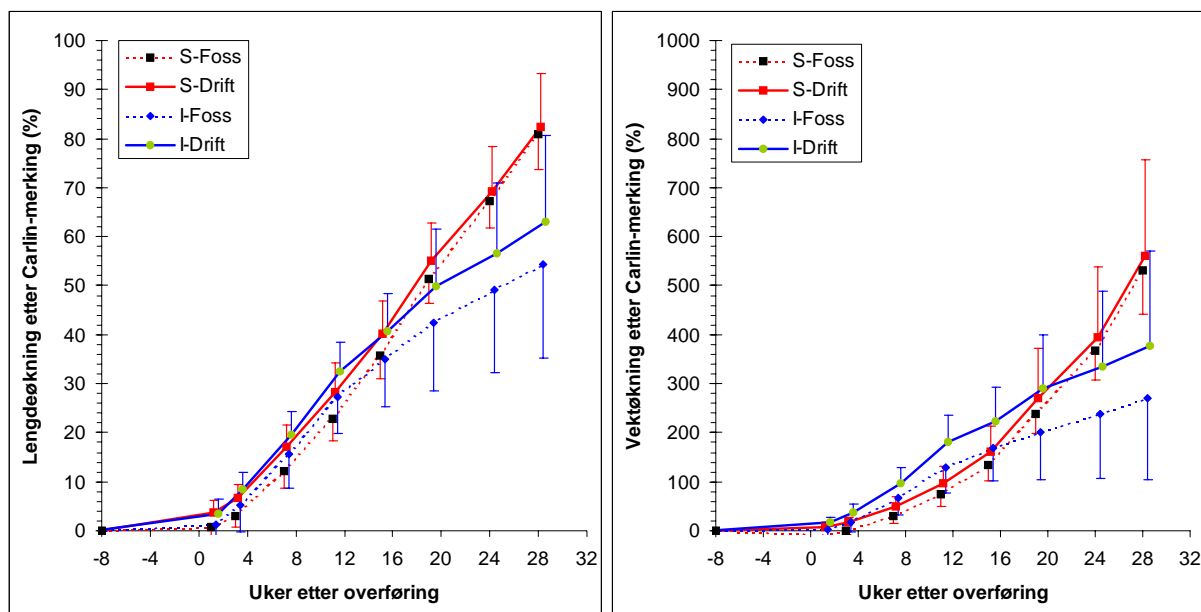
3.6 Marin vekst

Samtidig med at fisk ble satt ut i sjøen, ble 20 fisk fra hver stamme overført til brakkvann (sjøvannet ved Ims tilsatt noe driftsvann). Saliniteten var etter tilsetning av ferskvann omkring 25 psu. Det ble tatt vekt- og lengdeprøver av fisken hver 4. uke etter utsetting. Prosent endring i lengde og vekt er beregnet på bakgrunn av startvekt på merketidspunktet (ca 9. mars).

Vektendringer i lengde (n=20) og i vekt (n=10) fra merketidspunktet til utsetting i brakkvann og deretter basert på målinger foretatt hver 4. uke er vist i figur 14.

Etter overføring til brakkvann økte lengden og vekten til fisk eksponert i DRIFT mer enn i SUR (figur 14). Etter 6 måneder i brakkvann var fisk fra SUR-gruppene 1.5 cm eller ca 30-40 gram lettere enn fisk fra DRIFT (tabell 20). Etter uke 12 flatet størrelsesøkningen hos Imsa fisk ut. Dette skyldes innslag av dverghanner (n=7 i både DRIFT og SUR). Veksten er ikke korrigert for disse.

- ◆ Det var ingen signifikant forskjell i lengdeøkning mellom gruppene, men økningen i vekt fra 9. mars til 12. mai og fra 9. mars til 26. mai var signifikant mellom behandlingene for begge stammene. Etter dette tidspunktet ble variasjonen mellom enkelt fisk for stor til at det ble påvist signifikante forskjeller.
- ◆ Fisk eksponert i DRIFT økte vekta signifikant mer enn fisk eksponert i SUR de første 14 dagene i brakkvann. Dette skyldes sannsynligvis størrelsesforskjeller etablert før utsettingen (i løpet av eksponeringsperioden i SUR og DRIFT) og ikke en respons som følge av forskjeller i salttoleranse.



Figur 14. Prosent endring i lengde og vekt fra merketidspunktet og frem til ulike tidspunkter etter overføring til sjøvann. Gjennomsnittsendringene er beregnet på bakgrunn av endring i størrelse hos enkeltindivid. Lengde (n=20) og for vekter (n=10).

Tabell 20. Gjennomsnittets lengde og vekt ved ulike tidspunkter etter overførsel til sjøvann. Endringene i lengde er beregnet for samtlige individer (n=20) og for n=10 for vekter. Differansene er beregnet som størrelse i DRIFT minus SUR. Signifikante forskjeller ($p < 0.05$) mellom stammene på samme tidspunkt er angitt som "a".

	Imsa DRIFT.	Imsa SUR.	Diff.	Suldal DRIFT.	Suldal SUR.	Diff
Lengde cm						
09. mar	16.1±1.6	16.1±1.6	0	17.9±1.5	17.1±1.3	8
12. mai	16.7±1.5	16.2±1.6	5	18.5±1.5	17.3±1.4	12
26. mai	17.5±1.7	16.9±1.7	6	19.1±1.5	17.7±1.4	14
22.jun	19.3±1.9	18.5±1.8	8	20.9±1.6	19.2±1.6	17
20.jul	21.2±2.0	20.4±2.1	8	22.9±1.7	21.1±1.8	28
18.aug	22.7±2.3	21.6±2.2	11	25.0±1.7	23.2±1.8	18
16.sep	24.2±2.8	22.8±2.6	14	27.6±1.8	25.9±1.9	17
13.okt	25.3±3.3	23.9±3.3	14	30.1±1.9	28.6±2.0	15
12.nov	26.3±3.8	24.7±3.7	16	32.5±2.3	31.0±2.0	15
Økning	10.2 cm	8.6 cm		14.6 cm	13.9 cm	
Vekt gram						
09. mar	41.3±13	39.8±10.3	1.5	59.0±13.7	53.3±11.7	5.7
12. mai	a45.1±14	41.2±13.7	3.9	a59.7±12.6	46.2±11.7	13.5
26. mai	a52.9±16.6	46.8±15.3	6.1	a64.5±13.5	50.1±13.1	14.4
22.jun	74.7±25.7	64.8±23.4	9.9	83.2±18	64.5±17.2	18.7
20.jul	100.4±37.6	88.5±32.2	11.9	109.1±22.7	85.8±22.2	23.3
18.aug	123.3±41	107±35.3	16.3	144.9±29.3	115.7±27.9	29.2
16.sep	151.6±49.4	127.6±43.3	24.0	206.4±39	170.6±40.5	35.8
13.okt	173.7±67.3	146.3±59.5	27.4	272.1±52.7	235.9±54.1	36.2
12.nov	194.8±86.1	162.2±77.1	32.6	356.8±72	316.5±60.9	40.3
Økning	153.5 g	122.4 g		297.8 g	263.2 g	
K-faktor						
09. mar	0.881±0.044	0.941±0.087	-0.06	0.963±0.057	0.983±0.032	-0.02
12. mai	0.945±0.051	0.933±0.067	0.012	0.927±0.042	0.878±0.054	0.049
26. mai	0.960±0.055	0.946±0.058	0.014	0.919±0.038	0.890±0.059	0.029
22.jun	1.003±0.085	0.981±0.068	0.022	0.900±0.050	0.885±0.068	0.015
20.jul	1.018±0.099	1.001±0.087	0.017	0.898±0.054	0.896±0.061	0.002
18.aug	1.026±0.089	1.027±0.087	-0.001	0.917±0.058	0.904±0.051	0.013
16.sep	1.043±0.06	1.052±0.095	-0.009	0.970±0.085	0.959±0.046	0.011
13.okt	1.029±0.072	1.030±0.066	-0.001	0.984±0.08	0.986±0.040	-0.002
12.nov	1.011±0.079	1.008±0.056	0.003	1.029±0.070	1.052±0.034	-0.023

3.7 Marin overlevelse

Etter eksponering i henholdsvis DRIFT OG SUR ble Carlinmerket smolt (ca 940 fra hver av Imsagruppene og ca 1100 fra hver av Suldalsgruppene) satt ut nedenfor Wolf-fella (tabell 21). Fisken må vandre ca 150 m før den når fjorden og brakkvann. Vi vet ikke hvilken dato denne fisken forlot Imsa, men kan estimere et tidspunkt basert på fisk satt ut ovenfor fella. 50 % av fisken eksponert i DRIFT vandret ned og ble fanget i fella innen 3 døgn etter utsetting, mens fisk fra SUR brukte 4 døgn. 75 % av all fisk hadde vandret ned innen henholdsvis 4 og 5 døgn. Utvandningsstrekningen fra Imsavatnet til fella er ca 5x lengre enn fra fella til sjøen. Det er derfor rimelig å anta at fisken satt ut nedenfor fella hadde forlatt vassdraget 2 til 3 døgn etter utsetting. Denne perioden i ferskvann kan ha resultert i en viss fysiologisk restituering, men det ble ikke påvist noen signifikant restituering hos fisk satt ut ovenfor fella. Det er derfor mest sannsynlig at fisken satt ut nedenfor fella heller ikke ble vesentlig restituert.

Vurdert både på bakgrunn av saltvannstester utført før utsetting i Imsa, samt på bakgrunn av prøver tatt under nedvandring i Imsa, var fisken eksponert i SUR mindre saltvannstolerant enn fisken eksponert i DRIFT. Det var ingen vesentlig forskjell i saltvannstoleranse mellom Suldal-SUR og Imsa-SUR. Det var derfor forventet at det skulle bli forskjeller i marin overlevelse, dvs færre innrapporterte Carlinmerker fra SUR-gruppene. Det var forventet at forskjellene mellom stammene skulle være små.

Fra Imsa gruppene var det innen utgangen av år 2000 totalt innrapportert 101 merker fra DRIFT og 73 merker fra SUR (tabell 21). Forskjellen mellom gruppene var signifikant ($\chi^2=4.58$, $p=0.032$). Totalt var gjenfangsten fra Imsa-DRIFT på 10.2 % og på 7.7 % for Imsa-SUR. Det var innrapportert færre merker fra Suldals gruppene enn fra Imsa gruppene i løpet av samme tidspunkt (tabell 21). Gjenfangsten av Suldal-DRIFT var på 3.5 % og på 2.7 % for Suldal-SUR. Begge SUR gruppene hadde ca 30% dårligere gjenfangster enn DRIFT gruppene, selv om forskjellene ikke var signifikante for Suldalsstammen ($\chi^2=0.94$, $p=0.33$). Overlevelsen var relativt høy for alle gruppene, og høyere enn det som ofte rapporteres i tilsvarende utsettingsforsøk. Dette tyder på at denne smolten hadde lavere marin dødelighet enn det som ofte registreres. Forskjellene i marin overlevelse mellom behandlingene var sannsynligvis ikke tilfeldig (resultatet var signifikant mhp smolt fra Imsastammen). Dette kan tolkes som en større postsmolt dødelighet hos SUR gruppene enn hos DRIFT gruppene. Dette vil være i tråd med resultater sett i andre forsøk.

For at forskjellen mellom Suldalsbehandlingene skulle ha vært signifikant, måtte gjenfangsten av fisk fra SUR blitt redusert fra 30 til 22 fisk. Dette innebærer at forskjellen i fangst måtte ha vært på nært 50% mellom DRIFT og SUR for å bli registrert som signifikant forskjell. En reduksjon i fangst på 30 til 50% vil merkes tydelig på fangststatistikken, og vil ikke oppfattes som akseptabelt. Vi anser derfor forskjellene som økologisk vesentlige, selv om de ikke er signifikante på $p<0.05$ nivå.

Målt som tilbakevandring til Imsa, var gjenfangsten av Imsa-DRIFT ca 40% større enn gjenfangsten av Imsa-SUR (tabell 22). Tilsvarende prosentfordeling i gjenfangst og underrepresentering av fangst i stedege elv mellom belastet og ubelastet smolt (2-årig smolt), ble også registrert under et tilsvarende forsøk utført i Imsa i 1994. Det ble den gang innrapportert 2.6 % gjenfangst fra Al-belastet smolt og 3.7 % fra referansefisken (Kroglund m.fl., artikkel under utarbeiding; 2001). Dette kan tolkes som at hjemvandringspresisjonen også er svekket, ikke bare marin overlevelse. I forsøk er det påvist at eksponering for Al også påvirker luktvevet i nesene (Salbu m.fl., upublisert materiale). Luktvev som er påvirket kan hindre pregning og derved svekke heimvandringspresisjon.

Forskjellene i gjenfangst mellom Imsa og Suldal kan skyldes at Suldalsstammen er en flersjøvinter laks. Vi forventer derfor flere gjenfangster av Suldalsstammen i 2001. Dette vil bli rapportert DN våren 2002. På utsettingstidspunktet var Suldalsstammen ca 1 cm større enn laksen av Imsa stammen. Dette ville normalt innebære at fisken har noe bedre saltvannstoleranse og redusert sannsynlighet for å bli predatert. Det var ingen forskjell i saltvannstoleranse mellom gruppene (tabell 13).

Det var ingen forskjell i marin vekst innen stammene som følge av de ulike behandlingene (tabell 23). Dette tyder på at fisk som overlevde, ikke hadde noen vekstreduksjon som følge av behandlingen. Tilsvarende fravær av forskjeller i vekst er også observert i forsøkene utført tidligere år (Kroglund og Finstad, under produksjon). Resultatet samsvarer med resultatet sett i vekst forsøket utført i sjøvann (figur 14). Fisk av Suldalsstammen var ca 1 kg tyngre enn fisken av Imsastammen. Den samme forskjellen i vekst ble antydnet i (figur 14). Årsaken til denne forskjellen er mer uklar, men kan være relatert til stammeforskjeller.

Tabell 21. Innrapporterte gjenfangster. Fra Imsa DRIFT ble 5 merker og fra hver av de andre gruppene ble 2 merker funnet v/munningen av Imsa. Disse inngår ikke som gjenfangster i tabellen. Signifikansnivåer er vist nedenfor.

	Utsatt antall	Gjenfangst < 15.sep	Gjenfangst > 15.sep	Sum	Total gjenfangst %	Prosent DRIFT vs SUR
Imsa DRIFT	943	39	62	101	10.7	
Imsa SUR	942	28	45	73	7.7	72.4
Suldal DRIFT	1118	18	21	39	3.5	
Suldal SUR	1115	14	16	30	2.7	77.1
Suldal-SUR: vs Suldal-DRIFT:		$\chi^2=$	$p=0.33$	nei		
Suldal-SUR: vs Ims-SUR:		$\chi^2=2$	$p=0.0001$	ja		
Suldal-SUR: vs Ims-DRIFT:		$\chi^2=5$	$p=0.0001$	ja		
Ims-SUR: vs Ims-DRIFT:		$\chi^2=4$	$p=0.032$	ja		
Suldal-DRIFT :vs Ims-DRIFT:		$\chi^2=4$	$P=0.0001$	ja		
Ims-SUR:vs Suldal-DRIFT		$\chi^2=1$	$P=0.0001$	ja		

Tabell 22. Prosentfordeling mellom gjenfangststed i forhold til total gjenfangst prosent.

		Imsa	Fra andre vassdrag	I sjø	Total gjenfangst %
Imsa	DRIFT	8.3	1.5	1.0	10.7
Imsa	SUR	5.8	0.7	1.2	7.7
Suldal	DRIFT	2.4	0.7	0.4	3.5
Suldal	SUR	2.3	0.4	0.1	2.7

Tabell 23. Lengde og vekt på innrapporterte Carlinmerket laks etter sjøopphold frem til 15.september 2000 og for 15.september til 31.12.00

		Periode	N=	Hele materialet	Utsettings Lengde; cm	Utsettings Vekt; g	Gjenfangst Lengde; cm	Gjenfangst Vekt; g
Imsa	DRIFT	< 15/9	39	16.1±1.6	16.4±1.6	40.8±1.4	543±76	1463±408
Imsa	DRIFT	> 15/9	62		16.3±1.4	41.1±1.2	561±47	1463±458
Imsa	SUR	< 15/9	28	16.1±1.6	16.2±1.9	40.8±1.3	541±47	1469±421
Imsa	SUR	> 15/9	45		15.9±1.7	36.3±1.0	542±54	1354±454
Suldal	DRIFT	< 15/9	18	17.2±1.5	17.0±1.6	43.3±1.5	620±120	2517±514
Suldal	DRIFT	> 15/9	21		17.0±1.8	44.3±1.3	666±51	2447±654
Suldal	SUR	< 15/9	14	16.9±1.5	16.8±1.4	41.8±0.9	644±37	2420±480
Suldal	SUR	> 15/9	16		16.6±1.6	45.3±1.2	652±36	2290±469

For evaluering av årsak til redusert marin overlevelse, har det betydning at det både i Rogaland og i Hordaland rapporteres om store lakselusangrep på utvandrende laksesmolt. Angrepenes intensitet har variert fra år til år. Våren 1997 ble det rapportert om store angrep av lus under smoltutvandringen. Dette ble registrert både på prematur tilbakevandrende sjøørret (Birkeland og Lura 1997, Birkeland 1998, Grimnes et al. 1998), og på smolt satt ut i forsøkssammenheng (Finstad et al. 2000c). Senere samme sommer kom imidlertid den ekstreme varmen med de høyeste sjøtemperaturer i manns minne. Dette førte til at bestanden av lakselus avtok kraftig. Våren 1998 startet med lave forekomster av lakselus, som følge av de ekstremt høye sjøtemperaturer målt i 1997 (A. Kambestad pers. medd.). Foreløpige data tyder på at smolten kom seg velberget ut fjordene i store deler av Rogaland (Elnan og Gabrielsen 1999) og i Hordaland (A. Kambestad pers.medd.) dette året. Våren 1999 er karakterisert med lav forekomst av lakselus i Rogaland i motsetning til forekomstene rapportert fra Hordaland og Sogn og Fjordane. Vi vurderer det som lite sannsynlig at lakselus var en vesentlig faktor i utsetningsforsøket våren 1999.

Konklusjon

- ◆ Det ble innrapportert færre merker fra smoltgrupper eksponert til Al enn fra referansegruppene.
- ◆ Samme resultat er tidligere observert forsøringsforsøk utført på Ims samt i forsøk hvor marin overlevelse til lusebeskyttet, men Al-belastet smolt var lavere enn overlevelsen til lusebeskyttet, men ubelastet smolt.

Selv eksponering for lave konsentrasjoner giftig Al; konsentrasjoner henimot og/eller lavere enn deteksjonsgrensen for UM-Al (LAl eller Al_i) kan innvirke negativt på marin overlevelse. Eksponering for meget lave Al-konsentrasjoner trenger ikke innebære at stammen blir utryddet, men kan innebære en betydelig reduksjon i post-smolt overlevelse. Dette vil i neste omgang resultere i en reduksjon i fangst av voksen laks. En fangstreduksjon på 30 til 50% eller mer oppfattes normalt som uakseptabelt, og har gitt grunnlag for bekymring og mottiltak i flere vassdrag (NOU 1999). Basert på det utførte forsøket må også moderat forsøringsbelastning (pH 5.8; 6±2 µg UM-Al l⁻¹) inkluderes som mulig årsaksfaktor når årsak til bestandsnedgang evalueres. Dette forsørings- eller belastningsnivået er vanskelig å påvise vannkjemisk ettersom Al-konsentrasjonen er nær den analytiske grensen. Gjelle-Al vil være et hensiktsmessig surrogat for vannkjemiske målinger. I tidligere forsøk er det påvist tilsvarende reduksjoner i marin overlevelse som følge av aluminiumseksponering når laksesmolt ble eksponert for kortvarige Al-episoder (Kroglund m.fl., artikkel under utarbeiding; 2001; Finstad et al. 2000c). I forsøket rapportert her ble smoltoverlevelse redusert på tross av langvarig eksponering, hvor hypotesen var at effekten av belastningen skulle avta som følge av at smolten ble akklimerert til moderat forsuret vann. Basert på dette resultatet konkluderes det med at laks ikke akklimeres til moderat forsuret vann, selv om laksens fysiologi i ferskvannsfasen kan synes normalisert etter lengre tids vedvarende belastning.

4. Referanser

- Allin, C. J. og R. W. Wilson. 1999. Behaviour and metabolic effects of chronic exposure to sublethal aluminum in acid softwater in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53; 1827-1834.
- Birkeland, K og H. Lura. 1997. Lakselusinfeksjoner på sjøaure i Rogaland 1997. Fylkesmannen i Rogaland. Miljøvernnavdelingen Notat: 7 s.
- Birkeland, K. 1998. Registreringer av lakselus og oppdrettslaks i Hardangerfjorden og på Sotra 1995-1997; effekt av regional våravlusning i Hardangerfjorden. Rapport Zool. Instit., Universitetet i Bergen. 21 s.
- Dalziel, T.R.K., F. Kroglund, L. Lien, and B.O. Rosseland. 1995. The REFISH (Restoring endangered fish in stressed habitats) project, 1988-1994. *Water, Air, and, Soil Pollut.* 85. 321 – 326.
- Elnan, S.D. og S.E. Gabrielsen. 1999. Overvåkning av lakselus på sjøørret i Rogaland sommeren 1998. Miljørapport nr. 2-1999. 31 s.
- Finstad, B., F. Kroglund, R. Hartvigsen, H.C. Teien, B.O. Rosseland og B. Salbu. 1999. Suldalslågen: Fisk og vannkjemisk status, våren 1997. NINA Oppdragsmelding 588: 1-32.
- Finstad, B., F. Kroglund, H.C. Teien, og B. Salbu. 2000a. Uttak av gjeller fra referansevassdrag. Oppsummering av resultater fra 1998 og 1999. Framdriftsrapport til Direktoratet for naturforvaltning. 21.03.2000. 4 s.
- Finstad, B., Kroglund, F., Hartvigsen, R., Teien, H.C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 2000b. Suldalslågen: Fisk og vannkjemisk status, våren 1998. NINA Oppdragsmelding 588: 1-32.
- Finstad, B, et al. 2000c. Fremdriftsrapport – lakselus og sur nedbør som populasjonsregulerende faktor hos atlantisk laks og sjøørret. Utsettinger av lakselusbeskyttet smolt. Framdriftsrapport til Direktoratet for naturforvaltning. 5 s.
- Grimnes, A., B. Finstad, P.A. Bjørn, B. Tovslid og R. Lund. 1998. Registreringer av lakselus på laks, sjøørret og sjørøye i 1997. NINA Oppdragsmelding 525: 1-33.
- Hansen, T. 1998. Oppdrett av laksesmolt. Landbruksforlaget, ISBN: 82-529-1722-4; 232 s.
- Hindar, A., F. Kroglund, og A. Skiple. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. Rapport 3606-97, NIVA, Oslo. 96 s.
- Høgåsen, H.R. 1998. Physiological changes associated with the diadromous migration in salmonids. - *Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.* 127. 128 p.
- Kroglund, F., M. Berntssen, Å. Åtland og B.O. Rosseland. 1993. Er laksen truet ved selv svært moderate forsuring? Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993. NIVA-rapport 2947, 27 s.
- Kroglund, F., M. Staurnes, B.O. Rosseland og K. Hindar. 1994a. Forsuring av lakseelver: har ulike stammer forskjellig toleranse. Foredrag ved Vassdragsregulantenenes forening, Oslo, 1994. 55-66.
- Kroglund, F., L. P. Hansen, M. Berntssen, B. O. Rosseland og Å. Åtland. 1994b. Effekt av kortvarig surstøt på vandringshastighet til laksesmolt. 4 s i: Vannkvalitetskriterier og laksefisk; en oppsummering av ulike prosjekt utført i 1993. I Kalking i vann og vassdrag FoU årsrapporter 1993, DN notat 1994-14.
- Kroglund, F., T. Hesthagen, A. Hindar, G.G. Raddum., M Staurnes, D. Gausen, og S. Sandøy. 1994c. Sur nedbør i Norge - status - utviklingstendenser og tiltak. DN-utredning 1994-10: 97 sider.
- Kroglund, F., L.P. Hansen, M. Staurnes, B.O. Rosseland, M. Berntssen, T. van Berkum, H. Hektoen og R. Andersen. 1995. Utvandring og fysiologisk status til laksesmolt etter kortvarig, episodisk eksponering til moderat surt vann. I Kalking i vann og vassdrag FoU årsrapporter 1994, DN notat 1995-9.
- Kroglund, F., B. Finstad, M. Staurnes, B.O. Rosseland, H. Hektoen, T. van Berkum og M. Iversen. 1996a. Vannkvalitetskriterier til laksesmolt. Undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag i 1994. I: Kalking i vann og vassdrag 1996. Fou-årsrapporter 1994. DN-notat 1996.
- Kroglund, F., B. Finstad, A. Kvellestad, B.M. Larsen og B.O. Rosseland. 1996b. Fastsettelse av forsurningsnivå i ulike Vestlandsvassdrag basert på økofysiologiske og økotoksikologiske metoder. DN-notat 1996.
- Kroglund, F., H.C. Teien, B.O. Rosseland, E. Lucassen, B. Salbu, og Å. Åtland. 1998a. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen - NIVA-rapport 3970-98,102s.
- Kroglund, F., B. Finstad, B.O. Rosseland, H.C. Teien, J. Håvardstun og B. Salbu. 1998b. Fisk og vannkjemisk status i Suldalslågen, våren 1996. - Norsk institutt for vannforskning. LNR 3863-98, 64 s.
- Kroglund, F. A. Hindar, Ø. Kaste, B.O. Rosseland. 1998c. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget, 1967-1997. NIVA-rapport 3823, 71s.
- Kroglund, F., H.C. Teien, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu, og A. Kvellestad. 1998d. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor lakseparr; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. - NIVA-rapport 3815-98, 64 s.

- Kroglund, F. og M. Staurnes. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2078-2086.
- Kroglund, F., H.C. Teien, E. Lucassen, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu og M.N. Pettersen. 1999a. Avgiftingsrater til aluminium i humusrike vannkvaliteter og effekter på fisk. I. Reetableringsprosjektet, årsrapport 1998. Utredning for DN, 1999-7. 40 sider.
- Kroglund, F., H.M. Berger, A. Lande, Ø. Kaste, M.B. Johansen, J. Håvardstun. 1999b. Status for vann- og smoltkvalitet i Otra, Vest-Agder våren 1999. NIVA-rapport LNR 4158-99; 40s.
- Kroglund, F., H.C. Teien, B.O. Rosseland, B. Salbu, og E.C.H.E.T. Lucassen. 2000a. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. "Acid rain, 2000"; *Water, Air, and Soil Pollut.*
- Kroglund, F., H.C. Teien, B.O. Rosseland og B. Salbu. 2000b. Time and pH-dependant detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers, "Acid rain, 2000"; *Water, Air, and Soil Pollut.*
- Kroglund, F., B. Finstad og M. Staurnes. 2001. Marine survival of postsmolt of Atlantic salmon affected by a short term episodic exposure to aluminum. Manus in prep.
- Kvellestad, A. og B.M. Larsen. 1999. Histologisk undersøkning av gjeller frå fisk som del av overvaking av ungfiskbestander i lakseførende vassdrag. NINA fagrapport 36: 1-76.
- Lydersen, E., A.B.S. Poleo, M. Nandrup Pettersen, G. Riise, B. Salbu, F. Kroglund, og B.O. Rosseland. 1994. The importance of 'in situ' measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. - *J. Ecol. Chem.* 3: 357-365.
- Mueller, M.E., D.A. Sanchez, H.L. Bergman, D.G. McDonald, R.G. Rhem, og C.M. Wood. 1991. Nature and Time Course of Acclimation to Aluminum in Juvenile Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). II. Gill Histopathology. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 2016-2027.
- NOU 1999. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaken til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Norges offentlige utredninger 1999:9, 297 s., ISBN 82-583-0476-3.
- Rosseland, B.O., I. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, B., M. Staurnes, og R. Vogt. 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. og M. Staurnes. 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.
- Rosseland, B.O. og F. Kroglund. 2000. Hvordan var de norske laksestammene før forsureningen og vil de kunne bli som før f.eks. ved hjelp av kalking. Manuskript levert til Nordisk kalkingsseminar, Falun, 1999.
- Rosseland, B.O., F. Kroglund, M. Staurnes, K. Hindar, og A. Kvellestad. 2000a. The super-sensitivity of the Atlantic salmon smolt stage prohibit strategic use of genetic tolerance to acid water in management programmes. "Acid rain, 2000"; *Water, Air, and Soil Pollut.*
- Rosseland, B.O., K. Maroni, B. Salbu, og T. Rosten. 2000b. Vannkvalitetsundersøkelsen '99. Resultater fra undersøkelser av 53 settefiskanlegg våren 1999 mht. råvann, driftsvann, vannkjemisk miljø i fiskekar og aluminium og jern på gjeller av laksesmolt. Kompendium KPMG, NIVA, LAK/IBK-NLH (sperret).
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1993a. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1816-1827.
- Staurnes, M., G. Lysfjord, L.P. Hansen og T. G. Heggberget. 1993b. Recapture rates of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to smolt development and time of release. *Aquaculture*, 118: 327-337.
- Staurnes, M., F. Kroglund, og B.O. Rosseland. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon in water undergoing acidification and liming in Norway. *Water, Air, and Soil Pollut.* 85: 347-352.
- Staurnes, M., L.P. Hansen, K. Fugelli og Ø. Haraldstad. 1996. Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 1695-1704.
- Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon in water undergoing acidification and liming in Norway. *Water, Air, and Soil Pollut.* 85: 347-352.
- Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F. & Teien, H.C. 2001. Forseringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 1999. NINA Oppdragsmelding 672: 1-24.
- Verbost, P.M., M.H.G. Berntssen, F. Kroglund, E. Lydersen, H.W. Witters, B.O. Rosseland, B. Salbu, og S.E. Wendelaar Bonga. (1995). The toxic mixing zone of neutral and acidic river water: acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Water, Air, and Soil Pollut.* 85: 341 - 346.
- Vuorinen, Vuorinen, Rask, Suomela. 1994. The sensitivity of acidity and Al of newly hatched perch originating from strains from four lakes with different degree of acidity. In: Mueller, R. and R. Lloyd (eds), *Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish* FAO&Blackwell Scientific Publishers, Fishing News books. University press, Cambridge. p. 273-282.