

Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 2000

R. Stand
B. Finnstad
F. Kroglund
H-C. Teien
H. Mack Berger

NINA oppdragsmelding 732



NINA Norsk institutt for naturforskning

Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 2000

Rita Strand
Bengt Finstad
Frode Kroglund
Hans-Christian Teien
Hans Mack Berger

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINA og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennesenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA- og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F., Teien, H-C. & Berger H.M. 2001. Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 2000. – NINA Oppdragsmelding 732: 1-31.

Trondheim, desember 2001

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1294-3

Forvaltningsområde:

Forurensning

Pollution

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Torbjørn Forseth

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13505 Forsuring - villfisk

Ansvarlig signatur:

Torbjørn Forseth

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F., Teien, H-C. & Berger, H.M. 2001. Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 2000. – NINA Oppdragsmelding 732: 1-31.

Prosjektet har til formål å vurdere betydningen av vannkvalitet for laksebestanden i Suldalslågen, samt betydningen av vannkvalitet for postsmoltens marine overlevelse gjennom kontrollerte forsøk, utsettingsforsøk med merket smolt og studier av fysiologiske responser hos den stedegne laksen.

I det vannkjemiske overvåkingsprogrammet, som startet i 1996, er det dokumentert forsuringsepisoder innen vassdraget. Disse er karakterisert med lav pH og høye konsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium (Al³⁺). Forsuringsepisodene oppstår når vannføringen i Suldalslågen domineres av vann fra sidebekkene ettersom flere av sidebekkene inneholder surt vann og høye konsentrasjoner av Al³⁺. I perioder hvor vannbidraget fra restfeltet er mer moderat vil pH i Suldalslågen være høyere enn 6 og høyere enn pH nivået i sidebekkene. Konsentrasjonen av Al³⁺ i Suldalslågen er samtidig lavere enn det som estimeres å være tilstede under forutsetning av at Al³⁺ oppfører seg som et konservativt element. I samtlige undersøkelser viser det seg at Al³⁺ målt i Suldalslågen er lavere enn estimert konsentrasjon. Dette skyldes at det dannes ustabile tilstandsformer av Al³⁺ i vassdraget når surt vann blandes med vann som har en høyere alkalinitet. På grunn av polymerisering varierer Al³⁺-konsentrasjon og tilstandsform innen vassdraget. pH og temperatur er viktige modifierende faktorer som begge innvirker på transformasjonsraten. Fortynning og turbiditet samt diffuse vanntilførsler innvirker også på det målte resultatet.

I 1998 og 1999 var vannkvaliteten i Suldalslågen bedre enn i 1997, og det er rimelig å sette denne forbedringen i sammenheng med kalking igangsatt i 1997. Våren 2000 var den generelle vannkvaliteten fra sidebekkene dårligere enn tilsvarende periode i 1999, men kalking av restfeltene bidro til at vannkvaliteten i Suldalslågen var relativt uendret i forhold til 1999.

Blodverdiene til vill smolt prøvetatt i mars var normale og viste at vannkvaliteten ikke påvirket smolten målbart. Al³⁺-konsentrasjonen på gjellene hos smolt i bur i elva var til dels innen normalområdet hos smolten i 1999 og 2000, og dermed lavere enn i 1997 og 1998, noe som viser at kalkingen har hatt en positiv effekt på fisken. Al³⁺-konsentrasjonen på fiskens gjeller økte nedover vassdraget utover våren, og fisk fra stasjonen ved Foss skilte seg fra fisken fra de andre lokalitetene ved å ha meget høyt Al³⁺-nivå på gjellene og lave plasmakloridverdier. Dette sammenfalt med lavere pH og kalsium målt i vannet her på grunn av tilførsel av surt vann fra Fossåna.

Sjøvannstoleransetesten av anleggsprodusert smolt viste at fisken hadde saltreguleringsproblemer både i 1999 og 2000, men årsaken til dette er uklar ettersom vi ikke kan skille vannkvalitetsrelaterte årsaker fra årsaker relatert til driftsforhold ved anlegget.

Al³⁺-konsentrasjonen hos villsmolt i sidebækker var høyere enn hos anleggssmolten i kar på land, men burfisken responderte sterkere fysiologisk ved økt glukose- og hematokritnivå og lavere plasmakloridnivå. Fisk i bur i Fossåna hadde høyere Al³⁺-konsentrasjon på gjellene enn fisk i bur i Steinsåna.

Smolt som ble slepet ut fra munningen av Suldalslågen og ut i Sandsfjorden i 1996, 1998, 1999 gav de beste gjenfangstene, men også høy feilvandringandel. Smoltgrupper satt ut i elva, munningen og/eller ble lusebehandlet hadde meget lave gjenfangster. For utsettingene i 1998 var det god gjenfangst (1,11 %) hos gruppen som ble slept ut. Fra utsettingene i 1999 var gjenfangsten fra den utslepte gruppen 0,38 %. Forskjellene i gjenfangst kan skyldes smoltkvalitet, men også forskjeller i luspress mellom år.

Emneord: Forsuring - laks - fysiologi - feltforsøk – utsettingsforsøk - vannkvalitet.

Rita Strand, Bengt Finstad & Hans M. Berger, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Frode Kroglund, Norsk institutt for vannforskning, Televeien 3, 4879 Grimstad.

Hans-Christian Teien, Norges Landbrukshøgskole, LAK, Boks 5026, 1432 Ås.

Abstract

Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F., Teien, H-C. & Berger H.M. 2001. Acidification and effects on smolts in the River Suldalslågen in spring 2000. - NINA Oppdragsmelding 732: 1-31.

The purpose of the project is to examine how acidification and aluminium affect smoltification and other physiological responses in Atlantic salmon in the River Suldalslågen and how this might affect the survival at sea. The background for this project was the observed decline in catches of Atlantic salmon in this river during recent years and the hypothesis that this might be due to acidification.

The monitoring of water quality since 1996 has indicated that there are acidic periods in the river. These periods are characterised by low pH and high concentrations of inorganic monomeric aluminium (Al_i). The acidic episodes occur when the water discharge is dominated by water from the acidic tributaries, characterised by acidic water and high concentrations of Al_i. In periods where the water flow from the tributaries was moderate, the pH in the River Suldalslågen was higher than 6 and higher than the pH in the tributaries. The Al_i concentrations in the River Suldalslågen were at the same time lower than expected under the assumption that Al behave as a conservative element, Al_i measured in the River Suldalslågen were lower than the estimated concentration. This may be attributed to the fact that unstable forms of Al is created when acid water is mixed with water containing a higher alkalinity. The Al-concentration and -condition vary within the watercourse. pH and temperature are important as modifying factors which both influences the transformation rate. Dilution, turbidity measurement and diffuse water supplies influence the results.

The water quality of the River Suldalslågen in 1998 and 1999 was better than in 1997, and this improvement may partly be attributed to the liming activity that was started in 1997. In the spring 2000 the general water quality from the tributaries was poorer than during the same period in 1999, but unaltered in the main River probably as a result of the liming activity of the tributaries.

The blood analyses of wild smolts taken in March was normal and indicated that the smolts not were affected by the poor water quality. The hatchery reared smolts placed in cages in the river had lower Al-concentration in their gills in 1999 and 2000 compared to smolts in 1997 and 1998, indicating a positive effect of the liming. The Al-concentration in the fish gills increased down the watercourse during the spring. The station at Foss had a much higher Al-level and lower plasmachloride level than the fish at the other localities, which may coincide with lower pH and potassium measured in the water at Foss, due to of acidic water from the tributary Fossåna.

Seawater tolerance tests of hatchery reared smolts showed that the fish had a poor seawater tolerance both in 1999 and 2000. We were not able to point out the reason for this because we were not able to distinguish water quality-related causes from causes related to rearing conditions.

The Al-concentration in the gills of wild salmon smolts from the tributaries was higher than among hatchery reared smolts in cages, but the caged fish had higher physiological responses by increased glucose- and haematocritlevels and lower plasmachloride levels. Fish in cages in the tributary Fossåna showed higher Al-concentration in the gills than fish from the tributary Steinsåna.

Smolt towed out the fjord from the outlet of the River Suldalslågen in 1996, 1998 and 1999 showed the highest recapture rates, but also high straying rate. Groups released at other sites (in the river and estuary) and groups that were treated with an agent protecting against louse infection showed very low recapture rates. For the releases in 1998 and 1999 the recapture rates were 1.11 % and 0.38 %, respectively, for the groups towed out the fjord. The differences in recapture among years may be due to different smolt quality but may also be related to differences in the level of louse infection risk among years.

Key words: Acidification - Atlantic salmon - physiology - field experiments - releasing experiments - water quality.

Rita Strand, Bengt Finstad & Hans M. Berger, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway.

Frode Kroglund, Norwegian Institute for Water Research, Televeien 3, NO-4879 Grimstad, Norway.

Hans-Christian Teien, Agricultural University of Norway, LAK, Bo 5026, NO-1432 Ås, Norway.

Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) ba i 1995 NIVA, NINA og LFI-Bergen om å utarbeide et programforslag for å vurdere konsekvensene og betydningen av henholdsvis forsuring og kalking i Suldalslågen. Innholdet i prosjektet ble diskutert på møter med DN og Statkraft Engineering i 1995 og i 1996. På disse møtene møtte Tor Heggberget og Bengt Finstad fra NINA, Bjørn Olav Rosseland og Frode Kroglund fra NIVA, Gunnar G. Raddum fra LFI-Bergen og Steinar Sandøy fra DN. Programforslag forelå vinteren 1995/96. Prosjektansvar ble fordelt mellom Bengt Finstad (NINA) og Frode Kroglund (NIVA). Smoltkvalitet før kalking ble undersøkt i 1996 og 1997. Effekter av kalking på smoltkvalitet ble undersøkt i 1998, 1999 og 2000. Våren 2000 ble også fisk i sidebekker til Suldalslågen testet med hensyn til effekter av vannkvalitet.

Den foreliggende rapporten er femte årsrapport for FOKUS-prosjektet "Forsuring- og kalkingsundersøkelser i Suldalslågen". Feltarbeidet ble gjennomført i perioden mars til mai 2000. Resultatene her er ikke den endelig bearbeiding av materialet og konklusjoner vil kunne endres etterhvert som kunnskapen om vannkvalitet og fiskebestander forbedres.

Trondheim, desember 2001

Bengt Finstad & Frode Kroglund
prosjektledere

Innhold

Referat.....	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning.....	6
2 Materiale og metoder	7
2.1 Vannkvalitetsundersøkelser	7
2.2 Fiskeforsøk.....	9
3 Resultater.....	11
3.1 Hydrologi.....	11
3.2 Vannkjemi.....	11
3.2.1 Suldalslågen ionesammensetning	11
3.2.2 Restfeltet til Suldalslågen	13
3.2.3 Evaluering (hydrologi og vannkjemi)	15
3.3 Karforsøk, Fossåna	15
3.4 Fysiologiske undersøkelser av laks	16
3.4.1 Lengde og vekt hos vill og anleggsprodusert smolt	16
3.4.2 Fysiologisk status hos smolt i anlegget ...	17
3.4.3 Fysiologisk status hos villfanget smolt i Suldalslågen	17
3.4.4 Fysiologisk status hos anleggsprodusert fisk i bur	18
3.4.5 Bureffekter	21
3.4.6 Fysiologisk status hos villfanget smolt i sidebekker.....	21
3.4.7 Fysiologisk status hos anleggs produsert smolt i bur og kar i sidebekker	22
3.4.8 Fysiologisk status hos anleggs- produsert fisk i blandsoneforsøk	24
3.4.9 Gjenfangster fra utsettingsforsøk.....	25
4 Diskusjon	27
5 Konklusjoner.....	29
6 Litteratur.....	30

1 Innledning

Vannkvalitet

Det ble allerede tidlig på 1970-tallet antatt at Blåsjø-reguleringen ville medføre at vannkvaliteten i Suldalslågen ville forringes som følge av tilførsel av forsuret vann (Abrahamsen & Skogheim 1981; Gunnerød 1984). I de senere år har FUS-prosjektet periodevis registrert forsureningsepisoder i Suldalslågen med til dels betydelig fall i pH og økte konsentrasjoner av total aluminium (Al). I hovedvassdraget er det målt pH-verdier under 5,0. Under disse surstøt episodene kan Al mobilisere og resultere i høye Ali-konsentrasjoner (>50 µg Ali). Det er antatt i enkelte rapporter fra LFS-prosjektet at disse forsureningsepisodene kan skade fiskebestandene i vassdraget (Heggberget et al. 1994; Blakar, 1995), selv om slike sammenhenger ikke er forsøkt påvist (Kaasa et al. 1998).

Basert på data fra de siste 15 årene synes det rimelig å konkludere med at forsureningsutviklingen i Suldalslågen delvis skyldes tilførsler av surt vann fra Blåsjømagasinet til Suldalsvannet og delvis forsureningsutviklingen i restfeltet til Suldalslågen (og da i hovedsak i områdene nedenfor demningen). I følge Blakar (1995), har reduksjon av alkalitet (bufferevne) i Suldalsvannet medført at vanntilførslene fra innsjøen etterhvert har fått mindre evne til å avgifte det periodevis sure vannet fra restfeltet. Deler av restfeltet til Suldalslågen er i perioder betydelig forsuret, hvor sidebekkene nedstrøms Ritland synes å være mer forsuret enn bekkene mellom Ritland og demningen ved Suldalsosen. Ved lav vannføring (minstevannføring over demningen ved Suldalsosen) vil tilførsler fra det sure restfeltet kunne dominere vannkvaliteten i nedre deler av Suldalslågen. Kalkingsanlegget etablert i 1986 hadde kun til formål å kalke vanntilførslene fra Suldalsvannet, ikke pH-justere vannkvaliteten ved Sand som er 20 km lengre nede i vassdraget. Dette innebærer at kalkingsanlegget ikke kunne opprettholde god vannkvalitet i hele Suldalslågens lengde og derved heller ikke gi fisken i vassdraget tilstrekkelig vannkjemisk beskyttelse. Forsuringssituasjonen før og etter etablering av Blåsjømagasinet vil være forskjellig som følge av endringer i det hydrologiske regimet. Endringer i sur nedbør og jordbunnsegenskaper har i neste omgang bidratt til å komplisere sammenhengene mellom vannkjemisk og årsakene til endringene og variasjonene.

Dagens kunnskap tilsier at:

- Vann fra Suldalsvannet har liten evne til å avsyre surt vann
- sidebekker innen restfelter er i perioder den dominerende vannbidragsyteren til Suldalslågen
- enkelte sidebekker er sure. Vannkvaliteten varierer betydelig gjennom året
- i perioder hvor sidebekkene bidrar med relativt sett (>50 % av vannførselen ved elvemunningen) mye surt Al-rikt vann kan det registreres betydelige forsureningsepisoder i Suldalslågen

- i perioder hvor sidebekkene bidrar med relativt sett mindre vann (25-50 % av vannføringen ved elvemunningen) vil det ikke nødvendigvis påvises større forsureningsepisoder, men vannkvaliteten i Suldalslågen kan fortsatt være utilfredsstillende som følge av aluminiumstilførsler
- i perioder hvor vannbidraget fra restfeltet er lite vil vannkvaliteten i Suldalslågen i sin helhet i hovedsak være bestemt av vannkvaliteten i Suldalsvannet.

Som følge av momentene ovenfor kan det konkluderes med at vannkvaliteten i Suldalslågen kan være labil, og vannkvaliteten kan forverres fra Suldalsvannet og ned til elvemunningen etterhvert som vassdraget tilføres surt vann fra sidebekkene.

Kalking

Ny kalkingsstrategi ble igangsatt høsten 1997 (DN-2000). Innsjøene Killingvatnet, Ritlandsvatnet, Augnastølvatnet og Hiimsvatnet ble kalket i månedsskiftet oktober/november 1997. Kalkingen repeteres årlig.

Det er plassert kalkdoserere i sidebekkene Osvad, Tjøstheimsåna, Mosåna og Tveitliåna. Disse kom i drift i 1998. Kalkingen foregikk manuelt fram til oktober 1998. Deretter er anleggene styrt automatisk og da av vannføringen. I 1998 var kalkingen heller for høy enn for lav og det ble ved flere anledninger målt pH mellom 6,7 og 7,0. De vannkjemiske målene synes nådd i 1999 og 2000. Oppnådd vannkjemisk forbedring er rapportert i DN-FoU rapportserien (DN 2000). Med hensyn til smoltkvalitet betrakter vi årene 1996 og 1997 som representative for perioden før kalking, og årene 1999 og 2000 som representative for år hvor kalkingsmålet skal være oppfylt. 1998 representerer et overgangsår hvor vi ikke er sikre på kalkingskvaliteten.

Smolt

I 1994, 1995, 1996, 1997, 1998 og 1999 ble smoltkvaliteten i vassdraget vurdert på bakgrunn av fiskens fysiologisk status (Kroglund et al. 1995; 1996; 1998c, Finstad et al. 1999, 2000; Strand et al. 2000). Det er i tillegg utført flere kontrollerte eksponeringsforsøk for fastsettelse av pH mål for kalking (Kroglund et al. 1998a,b; Kroglund et al. 2001a,b).

Undersøkelsene i elva ble utført både med stedegen villfisk og med anleggsprodusert fisk. Resultatene fra disse undersøkelsene tydet på at Suldalslågen var moderat forsuret og at vannkvaliteten forårsaket tilstandsendringer på gjellevev, ioneregulering, enzymer og reduserte fiskens evne til å saltregulere i sjøvann. Disse fysiologiske og histologiske forandringene ble tolket som indikasjon eller respons på ugunstig vannkvalitet. Vannkvalitets-forringelsene ble påvist på samtlige stasjoner i hovedvassdraget samt i Suldalsvannet. I 2000 ble disse undersøkelsene videreført. Dette året ble enkelte sidebekker til Suldalslågen inkludert i vannkvalitetsundersøkelsen.

2 Materiale og metoder

2.1 Vannkvalitetsundersøkelser

Hydrologi

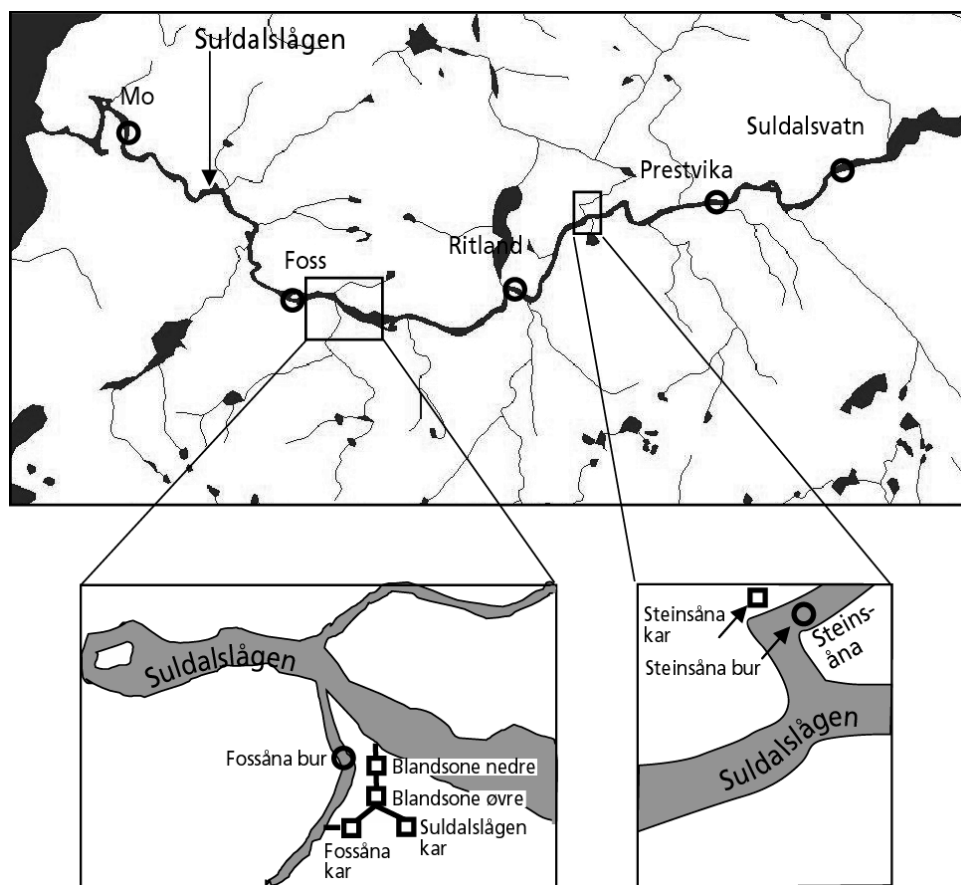
I hvilken grad sidebekkene til Suldalslågen påvirker vannkvaliteten i hovedelva avhenger av en rekke faktorer, hvor variasjon i vannkjemi og relativt vannbidraget fra den enkelte bekken er viktige enkeltfaktorer. Likeledes vil innblandingsforholdene mellom vann i hovedløpet og vann i den enkelte sidebekk være viktig. I områder med stor turbulens vil vannbidraget fra den enkelte sidebekken raskt kunne blandes inn i en betydelig vannmengde i hovedløpet, mens i områder med lite turbulens (områder preget av laminær strøm) vil vannbidraget fra den enkelte sidebekken kunne renne parallelt med vannet i hovedløpet over relativt lange avstander. Videre har den totale vannføringen i Suldalslågen betydning for hvor raskt vann transporteres i vassdraget, hvor oppholdstiden (tid vannet bruker fra Suldalsvatnet til munningen av Suldalslågen) vil være kort ved høy vannføring og lang ved lav vannføring. Variasjon i det hydrologiske bildet har betydning for forståelse av viktige kjemiske prosesser, deriblant transformasjon av giftige former av aluminium til mindre giftige former. Denne transformasjonen vil forekomme i perioder nedstrøms enkelte av sidebekkene.

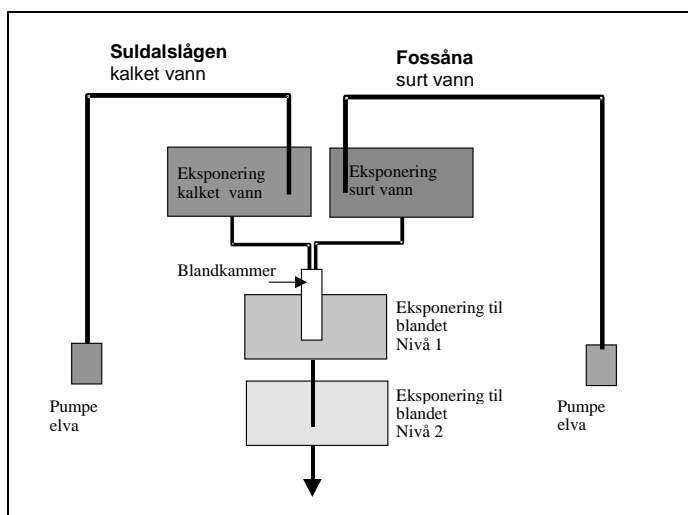
Foruten momentene ovenfor vil også faktorer som f.eks temperatur og sannsynligvis en rekke ikke-dokumenterte fysiske og kjemiske faktorer også innvirke på transformasjonsraten. Temperatur og pH har betydning for hvor raskt enkelte kjemiske prosesser utføres (Lydersen 1990), hvor prosessene går langsomt ved lav temperatur, og langsommere ved pH-verdier lavere enn 6,1 enn ved pH 6,3 til 6,5 pH (Kroglund et al. 2001a,b).

Våren 2000 ble fem stasjoner i Suldalslågen og to sidebekker (Fossåna og Steinsåna) undersøkt med hensyn på aluminium, pH, kalsium, totalt organisk karbon og konduktivitet (**figur 1**).

Det ble i 2000 utført et eget forsøk for å undersøke betydningen av blandsonen nedstrøms Fossåna. I 1999 ble det utført et tilsvarende forsøk, men da med bur plassert i selve blandsonen i elva. Ettersom blandsonen endrer plassering i forhold til vannføring gav dette lite kontrollerbare eksponeringsforhold. I 2000 ble derfor denne "blandsituasjonen" simulert ved å blande de to vannkvalitetene i kar (**figur 2**). I forsøksoppsettet ble fisk eksponert i kar tilført vann fra enten Suldalslågen eller Fossåna, samt i kar tilført en blanding av de to (0,7 andeler Fossbekken, 0,3 andeler vann fra Suldalslågen). Blandingsforholdet ble verifisert gjennom vannkjemiske målinger. For å simulere ustabilitet ble fisk eksponert til nyblandet vann (nivå 1) og aldret vann (nivå 2).

Figur 1. Suldalslågen med prøvetakingsstasjoner 2000.





Figur 2. Illustrasjon over karoppsettet benyttet i Suldal, 2000. Vann ble pumpet fra hver av råvannskildene og blandet før vannet ble tilført kar på nivå 1. Fra nivå 1 ble vannet ledet til nivå 2.

Vannkvalitetsmålinger

pH ble målt med et PHM80 Portable pH meter med Radiometer elektrode PHC2005 og ledningsevne ble målt direkte i elven med et Conductivity meter LF323.

Vannprøvene ble analysert for følgende parametere:

- Na, Ca, Mg, K og Zn ble bestemt ved hjelp av ICP-AES.
- SO₄⁻ og Cl ble bestemt ved hjelp av autoanalysator
- NO₃⁻ ble bestemt ved hjelp av FIA.
- TOC ble bestemt vha Shimano TOC-5000.

For å bestemme konsentrasjoner av ulike Al tilstandsformer ble det benyttet ladningsfraksjonering vha Barnes/Driscoll. For å redusere interferensproblemer knyttet til partikler ble vannet først filtrert gjennom et membranfilter på 0.45µm før vannet ble fraksjonert mhp positiv ladning vha kationbytter (Amberlite) og reaktivitet vha ekstraksjon med hydroxyquinoline.

Ulike tilstandsformer av Al som ble bestemt i membranfiltrerte prøver:

- tot-Al: Total Al-konsentrasjon i vannet, bestemt på laboratoriet vha. ICP-AES i surgjorte prøver (1 % HNO₃ minimum 1 mnd etter surgjøring)
- Alc: Syrereaktivt Al, ofte benevnt kolloidalt Al, beregnet ved: Alc = tot-Al – Ala
- Ala: Reaktivt Al, vannprøve ekstrahert med 8-hydroxyquinoline og metylisobutylketon i 20 sekunder, lagret ved 4 °C i minst 2 dager før bestemmelse av Al-konsentrasjon vha. spektrofotometer
- Alo: Ekstrahert Al i eluat fra kationbytterkolonne (nøytrale eller negativt ladd), Al-konsentrasjon bestemt vha. spektrofotometer
- Al_i: Retensjon i kationbytter, beregnet ved: Al_i = Al_a – Al_o

Det foreligger ingen entydig god og sikker metode for klassifisering av forsuringsrelatert vannkjemi for fastsettelse av vannkvalitet. Enkelte momenter som har betydning for evalueringene er anført nedenunder.

pH har i seg selv liten til ingen effekt på laks før pH 5,4 underskrives (Lacroix 1987). pH 5,4-5,7 er således akseptabel for laks såfremt andre giftstoffer ikke foreligger i vannkilden. Tilstedeværelse av humus (TOC) og aluminium vil påvirke nedre akseptable pH-grense. I forbindelse med kalking bør pH-grensen 6,2-6,4 ikke underskrives i smoltperioden, men da som følge av behovet for å avgifte aluminium (Kroglund et al. 1998 a,b). Dersom Ali ikke foreligger på skadelige konsentrasjoner vil lavere pH nivåer være akseptable.

Aluminium (Al) er den primære giften i forsuret vann. Al mobiliseres fra berggrunnen som følge av tilførsler av sur nedbør. Al foreligger på ulike tilstandsformer, hvor enkelte er giftige. Konsentrasjonen av giftig Al er sterkt påvirket av pH og TOC. Giftige tilstandsformer benevnes for labilt aluminium eller Ali i denne rapporten. Dersom et nedbørfelt ikke tilføres sur nedbør vil Ali konsentrasjonen i vannmassene normalt være lav. På grunn av flere kompliserende faktorer, deriblant eksponeringsvarighet (hvor lenge opplever fisken giftig vann), andre vannparametre (pH, temperatur, kalsium), biologiske parametre (arts- og livsstadie avhengig sensitivitet) samt aluminiumets evne til å endre tilstandsform som følge av endringer i pH og temperatur, kan det ikke fastsettes entydige nedre grenser for akseptabel Ali. Basert på erfaringer fra en rekke forsøk synes likevel 5-10 µg Ali å representere en sannsynlig nedre grense i humusfattige elver (<1,5 mg TOC/l), mens 15-25 µg labilt Al synes å representere grenseområdet i mer humøse (2-6 mg TOC) vassdrag (Kroglund et al. 1998 a,b). I forsuringspåvirkede vassdrag med pH i området 5,8 til 6,4 kan den analyserte og oppgitte Ali-konsentrasjonen være betydelig lavere enn den konsentrasjonen fisken opplever på grunn av tilstandsendringer forårsaket av temperatur- og pH-endringer. Dette medfører at målte konsentrasjoner henimot "null" Ali i spesielle tilfeller kan være akutt giftige for fisken i vassdraget, selv om denne konsentrasjonen ikke er giftig under stabile forhold. Desverre er det ofte stor sprik i målt konsentrasjon Ali mellom ulike analyseinstitusjoner. Dette spriket gjør at tall fra en institusjon ikke kan sammenliknes med verdiene fra en annen (C. Andren upublisert data 2000). Tilsvarende stor sprik mellom analyseinstitusjoner er tidligere også påvist på vannprøver innsamlet i Suldalslågen. Det er derfor viktig at samme analyseinstitusjon benyttes ved langvarig overvåking. Det forventes at metodene ved institusjonen er akkreditert og inngår i nasjonale ringtester.

Kalsium demper/modifiserer de negative effektene av Al. Ingen nedre grense, men økende konsentrasjon (inntil 2,5 mg/l) utøver økende beskyttelse mot Al (Rosseland & Staurnes 1994).

Humus demper/modifiserer de negative effektene av Al. Al i humusfattige elver (<1,5 mg TOC/l) vil være mer giftig enn tilsvarende Al-konsentrasjon i mer humusrike elver (2-6 mg TOC/l). I Kanadiske elver med meget høyt humusinnhold (>20 mg TOC/l) vil 30-40 µg Al/l ikke påføre laksesmolt skader som påvirker bestandsstørrelse og struktur (Peterson et al. 1989). Dette er trolig et resultat av de analytiske metodene som benyttes for å måle/bestemme Al, interfererer med TOC, og da spesielt Barnes/Driscoll som benytter en organisk kompleksbinder for å bestemme Al. For å kunne "forstå" resultat fra forsøk utført fra andre fagmiljø er det særdeles viktig å utvikle kunnskap om prosesser som påvirker de analyserte resultatene fra den enkelte undersøkelsen.

2.2 Fiskeforsøk

Fangstene av laks har gått tilbake i Suldalslågen de siste årene (**figur 3**). I andre forskningsprogram settes det fokus på fysiske årsaker innen vassdraget samt marine faktorer som reduserer marin overlevelse. For å teste vannkvalitetens betydning for overlevelse hos laksesmolten utførte vi fysiologiske tester av vill smolt fra ulike stasjoner i Suldalslågen og fra tilførselsbekker til Suldalslågen og av anleggsmolt produsert for utsetting i Suldalslågen.

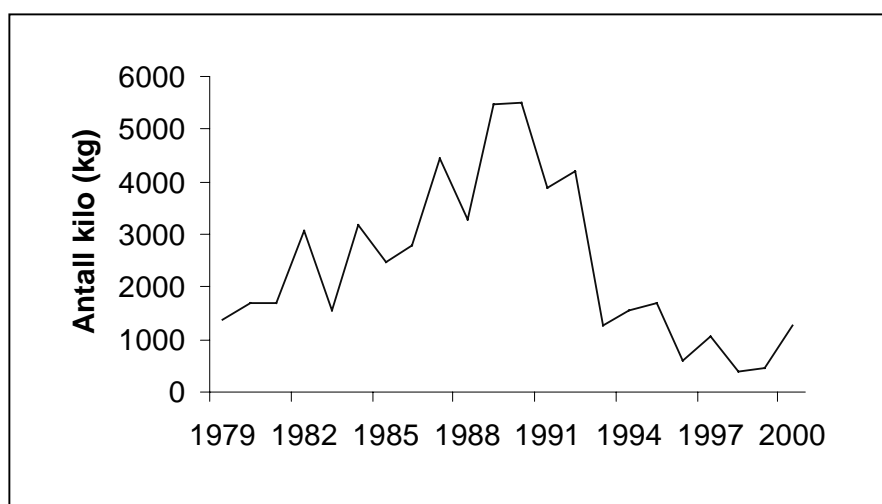
I denne undersøkelsen ble anleggsmolt laks, som er avkom av stamlaks fra Suldalslågen, og vill smolt som ble fanget ved hjelp av elfiske, benyttet til å teste vannkvalitetens effekt på fisk i Suldalslågen.

Det ble el-fisket vill smolt ved fem ulike stasjoner (**figur 1**) og til ulike tidspunkter utover våren langs Suldalslågen og i sidebekker til Suldalslågen (**tabell 1**). Det ble umiddelbart tatt blodprøver av ti smolt fra hver lokalitet som så ble analysert med hensyn på plasmaklorid, hematokritt, glukose og gjellealuminium for å teste villsmoltens reaksjon på endret vannkvalitet utover våren (**tabell 2**). For å teste hvordan den utsatte fisken i vassdraget taklet surt vann/vannkvalitetsendringer i forhold til vill smolt ble anleggsmolt laks transportert med bil og plassert i bur på de ulike el-fiskestasjoner i hovedelv og sidebekker den 27.03.00 (**figur 1**). Transporten fra anlegget til fisken var plassert i burene tok mindre enn 30 minutter. En del av anleggsmolten ble holdt igjen i anlegget som kontroll mot de elveeksponerte gruppene (**tabell 1**). Driftsvannet til anlegget ble hentet i Ritlandsvann. Vannet ble vannbehandlet med magmakuler som bidrar til økning av pH. Ritlandsvann er blitt kalket siden 1997.

Prøvetaking

El-fisket smolt ble prøvetatt ett til to minutter etter å ha blitt el-fisket. I hvert prøveuttak av fisk eksponert i kar eller bur ble 10 individer tatt ut. Disse ble holdt i en 10L bøtte under lufting inntil prøvetaking var over. Samtlige fisk var normalt prøvetatt innen 20 minutter fra innfangning. Vann ble skiftet mellom hver gruppe og fisken ble kun oppbevart i vann fra samme lokalitet som fisken var eksponert til. Denne prosedyren er nødvendig for å unngå kryss-kontaminering av prøvene. Kjemisk bedøvelse av fisken forut for prøvetaking er uakseptabelt i denne type forsøk ettersom bedøvelsesmidlet kan innvirke på vannkjemien som igjen kan påvirke tilstedeværelse av blant annet aluminium på gjellene. Variasjon i tilført mengde bedøvelsesveske mellom ulike kar kan dessuten påvirke de histopatologiske responsnivåene.

Figur 3. Antall kilo laks fanget i Suldalslågen fra 1979-2000.



Tabell 1. Tidspunkter for elfiske og prøvetaking av fisk i Suldalslågen (hovedelv) og sidebekker (Fossåna og Steinsåna) og for anleggsvann i bur i hovedelv og sidebekker, samt kontrollgrupper for de ulike forsøksgruppene i 2000.

Prøvetids- punkt	El-fiske hovedelv	Bur i hovedelv	El-fiske sidebekker	Bur i sidebekker	Kontroll kar ved sidebekker	Kontroll bur i kar i anlegg	Kontroll Kar i anlegg
27.-29.03	x		x				x
09.-10.04		x		x	x	x	x
25.-28.04		x	x	x	x	x	x
09.-12.05		x	x	x	x	x	x
29.-30.05				x	x	x	x

Tabell 2. Kriterier for evaluering av fysiologiske effekter benyttet i denne rapporten. I saltvannstestene må smoltstatus og referanseverdier inkluderes som vurderingsgrunnlag.

		Enhet	Normal tilstand/ ingen effekt påvist	Grense for effekt	Moderat effekt	Betydelig effekt	Akutt dødelig
Ferskvann	Dødelighet	%	0	>0	1-10	10-30	100
	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	
	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

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 kaudal-årene med hepariniserte sprøyter og overført til eppendorf rør og sentrifugert ved 5000 rpm i 3,5 minutt. Plasma andelen av blodprøven ble deretter overført til et 0,5 ml eppendorf rør 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 blod glukose elektroder (Medisense) i felt. Plasmaklorid konsentrasjon (plasma Cl) ble bestemt på en Radiometer CMT-10 klorid-titrator etter opptining. Andre gjellebue på fiskens høyre side ble dissekert ut og lagt på forhåndsinnveide syrevaskede telleglass for bestemmelse av total aluminiumkonsentrasjon. 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 HNO₃. Oppløstede gjeller ble fortynnet med milliQ-vann til 10 % HNO₃ og målt for aluminium ved bruk av ICP-AES. Resultatet angir konsentrasjon av aluminium µg Al pr. g gjelle tørrvekt. Et lite

antall prøver ble samtidig analysert for jern, kalsium og silikat.

Analyser av fiskens fysiologiske respons på vannkvalitetsendringer

Smolt er det mest følsomme livsstadiet med hensyn til forsurening hos laksefisk (Rosseland & Skogheim 1984), og er således det livsstadiet som setter de strengeste vannkvalitetskravene (Rosseland & Staurnes 1994). Ved fastsettelse av vannkvalitetskriterier for smolt må man ta hensyn til en rekke faktorer som innvirker på enten vannkvalitet eller på fiskens sensitivitet. Endringer i vannmiljøet kan påvirke kroppsfunksjonene (fysiologiske forandringer), celle og vevsstrukturer (histologiske forandringer) og atferd til fisk. Intensiteten i endringene kan variere fra akutt dødelighet i ferskvann til moderat til ingen effekt på marin overlevelse. Nedenfor er det beskrevet noen av de viktigste variablene vi har målt. Vi har forsøkt å beskrive funksjon til parameteren og hvordan denne kan komme i ubalanse:

Aluminium på gjellene indikerer mulighet for skade på gjellene, og benyttes i overvåkingsprogrammer for å indikere forgiftning. Gjellevev er organet for oksygenopptak og er det organet som er mest følsomt for endringer i vannkvalitet. Når fisk eksponeres for aluminium i surt vann, oppstår strukturelle endringer i gjellene. Dersom akkumuleringen av Al er rask nok, når vannkvaliteten er meget dårlig, vil det oppstå vevsskader av et omfang som gjør at fisken dør innen kort tid (døgn, timer). I mindre giftige vannkvaliteter vil endringene utvikles saktere og fisken overlever eller lever lengre. Øvre grense fra referansevasdrag er ikke fastlagt, men grensen synes normalt å ligge i underkant av 10 µg Al/g gjelle tørrvekt i klarvannselver med høy pH og høy Ca-konsentrasjon. Al konsentrasjon på gjeller er også en bioindikator på gjelle-reaktivt Al i vannet. Variasjon av Al konsentrasjon på gjeller er derfor en god markør for endringer i konsentrasjonen av reaktive Al tilstandsformer i vannet.

Plasmaklorid-konsentrasjonen hos presmolt og smolt ligger normalt omkring 130-135 mM. Dersom fisk skades, f.eks. som følge av giftig vannkvalitet vil fisk både kunne tape salter fra blodet (gjennom gjeller), og ha redusert evne til å erstatte de tapte saltene (aktivt opptak gjennom gjellene). Skader på fisken resulterer i at saltkonsentrasjonen i blodet avtar. Verdier under 90 mM vil være kritiske, og det vil kunne forekomme dødelighet i ferskvann (FV). I sjøvannstester skal smolten kunne opprettholde normal plasmakloridkonsentrasjon (140-160 mM) på tross av at saltkonsentrasjonen i sjøvann (SV) er svært høy i forhold til i ferskvann (henholdsvis ca. 0,01 g salt/L i ferskvann og >30 g salt/L i sjøvann). Skadet fisk vil bl.a. ikke bli kvitt overskuddsalt. Dette registreres som forhøyde Plasmakloridverdier. Verdier høyere enn 160 mM kan indikere skade, og verdier høyere enn 170-180 mM vil kunne være kritisk med hensyn til overlevelse etter utvandring til sjøvann. Nivåene angitt er subjektivt angitt, og vil variere som følge av forsøksbetingelsene.

Plasmaglukose er sannsynligvis den mest vanlige sekundærparameteren som inntreffer etter en stressrespons. Glukosenivået øker under eller etter en stressrespons for å gi energi til fisken. Økte glukosenivåer igangsettes eller opprettholdes ved hjelp av plasmakortisol og adrenalinet virkning på henholdsvis muskel og lever. Normalverdier hos fisk ligger mellom 3-5 mM.

Hematokritt (prosentvolum røde blodceller) verdiene ligger normalt rundt 40 %. Fisk skadet på grunn av surt vann har vanligvis en økning i hematokritt pga. redusert blodvolum og/eller redusert saltkonsentrasjon i blodet som fører til celledvelling og/eller økt frigivelse av blodceller fra milten. I sjøvannstester vil hematokrittverdiene synke.

Nivåene av plasmaklorid, hematokritt, glukose og gjellealuminium grupperes fra normaltilstand til dødelig (**tabell 2**).

3 Resultater

3.1 Hydrologi

Vannføringen ved Stråpa og Lavika for perioden mars til mai 1996 til 2000 er vist i **figur 4** (venstre kolonne). Prosentbidraget fra restfeltet til vannføringen i Suldalslågen er vist som **figur 4** (høyre kolonne). Et prosentbidrag på 50 % innebærer at vannbidraget fra restfeltet er likt vannbidraget over demningen ved Osvad (Stråpa). Som årsmiddel (1990 til 1999) bidrar restfeltet med 21 % av vannbidraget til Suldalslågen. Dominerende vannbidrag fra restfeltet er registrert i >20 % av dagene for perioden desember til april, mens vannbidraget fra restfeltet er lite til moderat i >80 % av dagene resten av året. Redusert vannkvalitet vil fortrinnsvis forventes når vannbidraget fra restfeltet er stort eller dominerende. Den faktiske reduksjonen er avhengig av vannkjemien i sidebekkene. Hvis vannkjemien i bekkene er god vil innblanding av bekkenn ikke forringe vannkvaliteten i Suldalslågen.

3.2 Vannkjemii

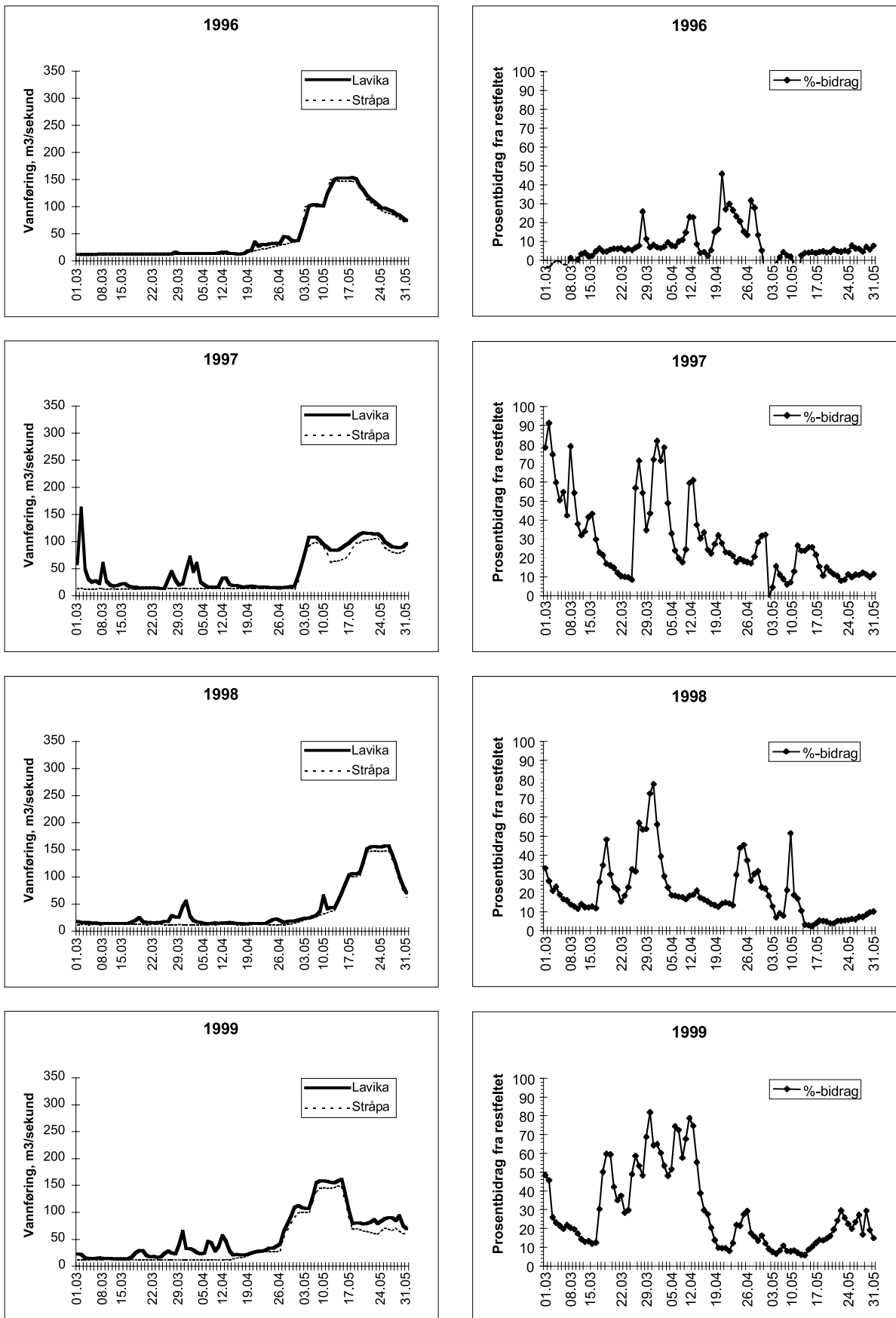
3.2.1 Suldalslågen ionesammensetning

Vannkvaliteten i selve Suldalslågen ble karakterisert tre ganger i løpet av våren 2000. Resultatene er ikke her sammenliknet med resultat fra det vannkjemiske overvåkingsprogrammet ledet av I. Blakar. Resultatene presentert her er ment som støtte til fiskeundersøkelsene, ikke for å gi en fullverdig karakterisering av vassdraget.

Som i tidligere år kan Suldalslågen karakteriseres som en ionefattig elv med lavt humusinnhold. pH i selve Suldalsvannet varierte fra 5,9 til 6,1 (**tabell 3**). Vann fra Suldalsvannet kan således fortsatt være surt. pH 5,9 vil kun være "skadelig" såfremt lav pH også medfører økning i konsentrasjon labilt Al.

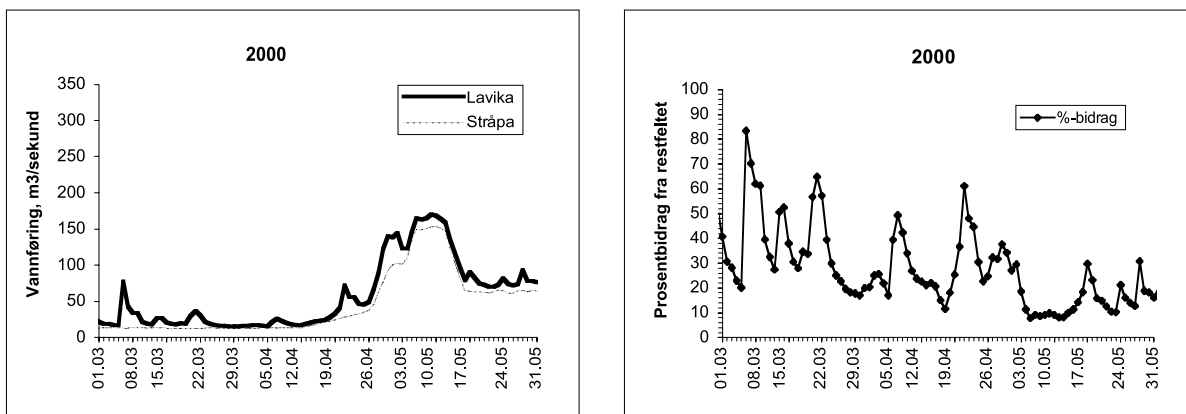
Aluminium

Basert på Al fraksjoner mindre enn 0,45 µm, var det ingen vesentlig forskjell i total konsentrasjonene Al målt fra Suldalsvannet til Mo målt på tre datoer våren 2000. Nedstrøms Fossåna var konsentrasjonene høyere grunnet bidraget fra denne sure sidebekken (**tabell 4**). I hovedelva avtok konsentrasjonen fra tidlig i april til mai. Selv om det ikke var vesentlige forskjeller i total Al i hovedelva var det likevel forskjeller i fraksjonsfordeling mellom stasjonene. Konsentrasjonene av Ali i Suldalsvannet varierte mellom 6 og 13 µg Ali/L, mellom 4 og 6 µg Ali/L ved Prestvika og mellom 2 og 5 µg Ali/L ved Mo. Avtaket fra Suldalsvannet til Mo samsvarer med den generelle hevingen av pH nedover i vassdraget. Avtaket fra april til mai kan ikke uten videre forklares. Ved Foss varierte konsentrasjonen mellom 6 og 26 µg Ali/L, med den laveste verdien i mai.



Figur 4. Vannføring målt ved Stråpa (utløp av Suldalsvanne) og Lavika (utløp av Suldalslågen). I kolonnen til venstre er bidraget fra restfeltet uttrykt i prosent av vannføringen ved Lavika.

Figur 4 forts.

**Tabell 3.** Konsentrasjoner av enkelte vannkjemiske parametre i Suldalsvannet- og lågen våren 2000.

Lokalitet	Dato	pH	Led	Cl mg/l	NO ₃ -N mg/l	Ca mg/l	Fe µg/l	Na mg/l	Si mg/l	Zn µg/l	SO ₄ mg/l	TOC mg/l
S.vannet	28.03	6,14	17,90	3,00	0,19	0,94		1,56			1,4	0,66
S.vannet	09.04	6,06	17,60	2,20	0,15	1,00	15	1,60	0,5	18	<0,2	0,87
S.vannet	25.04	5,86	16,90	1,80	0,12	0,80	30	1,40	0,4	3	<0,2	0,87
S.vannet	10.05	6,08	14,60	1,80	0,15	0,90	8	1,20	0,4	3	<0,2	0,49
Prestvika	28.03	6,04	19,70	3,10	0,19	1,10		1,70			1,5	0,63
Prestvika	09.04	6,15	19,60	2,20	0,17	1,10	8	1,60	0,5	3	<0,2	0,97
Prestvika	25.04	6,07	17,70	2,20	0,17	1,00	17	1,50	0,5	2	<0,2	0,81
Prestvika	10.05	6,19	15,00	1,50	0,16	0,90	9	1,20	0,3	3	0,6	0,56
Mo	28.03	6,16	26,40	4,40	0,28	1,50		2,30			1,9	0,78
Mo	09.04	6,24	15,10	2,80	0,14	0,90	33	1,20	0,4	3	<0,2	1,46
Mo	25.04	6,38	18,20	2,50	0,13	1,00	11	1,60	0,2	2	<0,2	0,99
Mo	09.05	6,34	25,20	1,50	0,18	1,30	15	2,20	0,6	4	<0,2	0,67
Foss	28.03	6,14	33,10	5,50	0,40	1,93		2,80			1,9	0,68
Foss	09.04	5,82	28,20	6,00	0,17	1,00	16	3,00	0,6	6	0,6	1,36
Foss	25.04	5,64	22,60	3,50	0,13	0,70	18	2,40	0,4	3	<0,2	1,26
Foss	10.05	5,99	13,90	1,50	0,12	0,70	16	1,30	0,4	2	<0,2	0,87

3.2.2 Restfeltet til Suldalslågen

Det var høye kloridkonsentrasjoner tidlig i april i sidebakkene. Dette kan antyde en sjøsaltepisode som avtok fra april til mai. Sjøsaltepisoden ble ikke påvist inne på klekkeriet, sannsynligvis fordi disse benytter innsjøvann, jf. forskjellene mellom Ritlandsåna og Klekkeriet.

pH økte gjennom observasjonsperioden. pH var lav i Fossåna og tilfredsstillende i Steinsåna. pH var noe lav i klekkeriet (**tabell 5**).

Konsentrasjonen av Ali var som forventet høyest i Fossåna. Konsentrasjonene her varierte mellom 15 og 51 µg Ali/L. Dette antyder at Fossåna ikke alltid bidrar med like mye Ali til vassdraget (**tabell 6**).

Konsentrasjonen av Al var i både Ritlandsåna og i Fossåna høyere i begynnelsen av april i forhold til ved de andre prøvetakingstidspunktene (**tabell 6**). Konsentrasjonen av Ali følger samme trend mens konsentrasjonen av kolloidalt Al øker med økende tid utover våren hvor det er en reduksjon i Ali. Variasjonen fra begynnelsen av april til begynnelsen av mai kan trolig forklares ut i fra redusert konsentrasjon av sjøsalter (dvs. redusert mobilisering av Ali), og økt konsentrasjon av organisk materiale som binder seg til Al og vi måler økt kolloidalt Al. Prøve inn-samlet 26 april i Fossåna viser en økt konsentrasjon av totalt Al, men ingen betydelig endring i Ali, denne endringen kan forklares med økt vannføring og mobilisering av partikler/ kolloidalt materiale.

Tabell 4. pH, totalt og partikulært Al i Suldalslågen våren 2000.

Lokalitet	Dato	pH	Kond. µS/cm	Total Al	Partikulær Al >0.45	Alr	Alc	Ala <0.45	Alo	Ali
Suldalsvannet	28.03					33	15	18	13	5
Suldalsvannet	09.04	6,06	17,6	26	3	23	0	26	13	13
Suldalsvannet	25.04	5,86	16,9	46	22	24	0	23	19	5
Suldalsvannet	10.05	6,08	14,6	15	6	9	0	13	6	6
Prestvika	28.03					35	18	17	15	2
Prestvika	09.04	6,15	19,6	24	4	20	0	22	16	6
Prestvika	25.04	6,07	17,7	41	14	27	6	21	16	4
Prestvika	10.05	6,19	15,0	29	16	12	3	10	6	4
Mo	28.03					36	5	36	31	5
Mo	09.04	6,34	25,2	46	22	24	14	10	8	2
Mo	25.04	6,38	18,2			20	0	21		
Mo	09.05	6,24	15,1	60				29	25	4
Foss	28.03					52	24	28	26	2
Foss	09.04	5,82	28,2	105	26	79	26	53	37	16
Foss	25.04	5,64	22,6	81	7	73	23	51	25	26
Foss	10.05	5,99	13,9	44	15	29	3	27	20	6

Tabell 5. pH, ledningsevne samt ulike vannkjemiske parametre målt i sidebekker til Suldalslågen og i anlegget våren 2000.

Lokalitet	Dato	pH	led	TOC mg/l	Cl mg/l	NO3-N mg/l	Ca mg/l	Fe µg/l	Na mg/l	Si mg/l	Zn µg/l	SO4 mg/l
Ritlandsåna	28.03	6,14	25,40	1,00	5,00	0,14	1,2		2,5			1,6
Ritlandsåna	09.04.	6,10	30,40	1,60	7,00	0,08	1,2	12	3,2	0,5	6	0,8
Ritlandsåna	25.04.	6,35	24,50	1,45	3,50	0,10	1,4	28	2,2	0,5	18	<0,2
Ritlandsåna	27.04.	6,31	27,70	2,00	4,50	0,06	1,5	33	2,6	0,6	4	0,2
Ritlandsåna	10.05.	6,17	22,90	1,85	3,50	0,03	1,1	25	2,3	0,4	3	0,4
Ritlandsåna	10.05.	6,22	14,90	1,00	1,50	0,14	0,9	13	1,2	0,4	4	0,6
Fossåna	28.03	5,33	36,60	0,78	8,30	0,15	0,9		3,8			1,7
Fossåna	09.04.	5,26	30,10	1,53	5,50	0,12	0,7	13	3,2	0,6	3	<0,2
Fossåna	10.04.	5,55	13,00	1,15	1,50	0,06	0,3	7	1,4	0,3	4	<0,2
Fossåna	25.04.	5,29	23,70	1,56	4,50	0,12	0,5	16	2,6	0,4	2	<0,2
Fossåna	26.04.	5,31	22,80	1,67	4,00	0,11	0,5	23	2,5	0,4	4	0,6
Fossåna	28.04.	5,33	20,80	1,71	3,30	0,11	0,4	20	2,3	0,4	3	0,4
Klekkeriet	28.03	6,10	30,40	1,30	6,50	0,06	1,2		3,1			1,6
Klekkeriet	09.04.	5,92	32,00	1,67	7,00	0,06	1,3	14	3,2	0,6	6	0,6
Klekkeriet	25.04.	6,37	28,80	1,89	4,50	0,07	1,7	36	2,7	0,6	18	<0,2
Klekkeriet	10.05.	6,19	26,00	1,90	4,00	0,05	1,2	36	2,6	0,5	16	<0,2
Klekkeriet	10.05.	6,19	25,70	2,01	4,50	0,05	1,3	33	2,5	0,5	8	0,4
Klekkeriet	09.04.	6,08	31,00	1,72	7,00	0,06	1,3	17	3,2	0,6	22	0,6
Steinsåna bur	28.03	6,60	36,60	0,86	7,2	0,11	2,1		3,4			1,8
Steinsåna bur	27.04.	6,38	23,90	1,36	4,50	0,08	1,2	21	2,4	0,5	3	0,4
Steinsåna kar	27.04.	6,32	24,00	1,39	4,00	0,08	1,2	19	2,4	0,5	3	<0,2
Steinsåna kar	10.05.	6,50	19,30	1,27	1,80	0,04	1,6	13	1,5	0,3	4	0,4
Steinsåna	09.04.	6,26	34,00	1,25	6,50	0,05	2,0	16	3,2	0,6	8	0,4
Steinsåna	25.04.	6,26	49,30	1,31	4,50	0,09	1,5	23	2,8	0,5	3	0,6
Steinsåna	10.05.	6,60	18,50	0,78	1,50	0,04	1,5	15	1,5	0,4	1	<0,2

Tabell 6. Konsentrasjon av ulike vannkjemiske parametre målt i sidebekker til Suldalslågen og i anlegget våren 2000.

Lokalitet	Dato	pH	Total Al	Partikulær Al >0.45	Alr	Alc	Ala <0.45	Alo	Ali
Ritlandsåna	28.03				55	26	29	26	3
Ritlandsåna	09.04.	6,10	95	0	105	67	38	27	10
Ritlandsåna	25.04.	6,35	66					25	
Ritlandsåna	27.04.	6,31	86	21	65	26	39	33	6
Ritlandsåna	10.05.	6,17	77	18	60	27	32	24	8
Ritland	10.05.	6,22	27	16	11	1	10	7	3
Fossåna	28.03				104		17	15	2
Fossåna	09.04.	5,26	122				91	40	51
Fossåna	10.04.	5,55	61	8	53	13	39	24	15
Fossåna	25.04.	5,29	93	8	84	16	68	37	31
Fossåna	26.04.	5,31	114	18	96	26	70	31	38
Fossåna	28.04.	5,33	96	0	96	30	67	30	36
Klekkeriet	28.03				86	39	47	42	5
Klekkeriet	25.04.	6,23	87				39	30	10
Klekkeriet	09.04.	5,92	82	18	63	24	40	28	12
Klekkeriet	25.04.	6,37	89	21	68	27	40	32	9
Klekkeriet	10.05.	6,19	85	21	64	30	34	27	7
Klekkeriet	10.mai	6,19	103	42	61	27	33	34	0
Klekkeriet	09.04.	6,08	88	26	63	19	44	31	13
Steinsåna bur	28.03				63		38	34	4
Steinsåna bur	27.04.	6,38	102	32	70	37	34	25	9
Steinsåna kar	27.04.	6,32	91	19	72	39	33	28	6
Steinsåna kar	10.05.	6,50	45	18	28	8	20	14	6
Steinsåna	09.04.	6,26	51	14	37	16	20	16	4
Steinsåna	25.04.	6,26	80	13	68	32	36	30	6
Steinsåna	10.05.	6,60	60				27	15	12

3.2.3 Evaluering (hydrologi og vannkjem)

Vannkvaliteten i Suldalslågen vil fluktuere avhengig av klimatiske og reguleringsfaktorer. I perioder hvor tappingen fra Suldalsvannet er lav (minstevannføring) men vannføringen fra sidebekker i restfeltet er høyt vil disse bestemme vannkvaliteten i hovedelva. Når sidebekkene er sure vil disse bidra med H⁺ og Al. Kalkingen motvirker de negative effektene av sure sidebekker, men hindrer ikke tilførsel av Al. Høy pH i smoltifiseringsperioden er fortsatt nødvendig for å sikre rask polymerisering av Al fra giftige tilstandsformer.

Basert på de målte verdiene synes vannkvaliteten i Suldalslågen å være akseptabel i 2000. Nedstrøms sure sidebekker vil det alltid forekomme områder hvor vannkvaliteten vil være suboptimal og uakseptable verdier nedstrøms Fossåna er ikke synonymt med at vassdraget i helhet har dårlig vannkvalitet. Dagens kalkingsstrategi vil heller ikke kunne eliminere disse arealene med suboptimal vannkvalitet.

Det påvises tildels betydelig endringer i vannkjem fra april til mai. Disse endringene i vannkvalitet over tid er viktig og illustrerer det som sannsynligvis vil bli et tiltagende problem; hvordan justere

kalkingsmålet i takt med fluktuerende kjemi. Dagens kalkingsmål er basert på en moderat forsøringsbelastning. Fremtidens kalkingsmål vil måtte ta hensyn til at vannkvaliteten i råvannet i perioder er tilfredsstillende, selv om pH er lav.

3.3 Karforsøk, Fossåna

I forsøket ble det blandet vann fra henholdsvis Fossbekken og Suldalslågen i forhold 0,7:0,3. Det ble foretatt *in situ* fraksjonering av vannet 26. april (**tabell 7**). I blandingen var pH omkring 5,9. Det var en tendens til en liten pH-økning fra nivå 1 til 2. Denne kan være reell og kan da skyldes CO₂ og effekter av pågående transformasjon av Al, men kan også skyldes måleusikkerhet.

Tabell 7. Sammensetning av hovedioner i karforsøk 26. April 2000. Estimert konsentrasjon er basert på at vann fra Fossbekken og Suldalslågen ble blandet i forhold 0.7:0.3. Blanding øvre og nedre nivå er de målte konsentrasjonen i blandingen.

Lokalitet	Dato	pH	led	TOC mg/l	mg/l Cl	mg/l NO ₃ -N	mg/l Ca	µg/l Fe	mg/l Na	mg/l Si	µg/l Zn	mg/l SO ₄
Fossåna kar	26.04.	5,360	22,6	1,7	4,0	0,11	0,5	21	2,5	0,4	4	<0,2
Suldalslågen kar	26.04.	6,120	19,0	0,9	2,2	0,15	1,0	12	1,6	0,5	2	<0,2
Estimert verdi		5,588	21,5	1,5	3,4	0,12	0,7	18	2,2	0,4	3	<0,2
Blanding nedre nivå	26.04.	5,850	21,1	1,6	3,5	0,13	0,7	19	2,2	0,4	4	<0,2
Blanding øvre nivå	26.04.	5,910	18,8	1,6	3,5	0,12	0,6	13	2,1	0,2	4	<0,2

Tabell 8. Fraksjoner av Al i karforsøk 26. april 2000. Estimert konsentrasjon er basert på at vann fra Fossbekken og Suldalslågen ble blandet i forhold 0,7:0,3. Blanding øvre og nedre nivå er de målte konsentrasjonen i blandingen.

Lokalitet	Dato	pH	Total Al	Partikulært Al >0.45	Alr	Alc	Ala <0.45	Alo	Ali
Fossåna kar	26.04.	5,36	100	9	92	22	70	33	37
Suldalslågen kar	26.04.	6,12	46	12	35	7	28	22	6
Estimert			84	10	75	18	57	30	28
Blanding nedre nivå	26.04.	5,58	80	17	63	9	54	31	23
Blanding øvre nivå	26.04.	5,91	82	42	40	4	36	25	11

Det var også overensstemmelse mellom estimert konsentrasjon total-Al og målt konsentrasjon (**tabell 8**). I blandingen ble det målt ca 4 ganger mer filtrerbart Al enn estimert. Avviket tiltok med økende alder på vannet. Denne økningen ble samtidig målt som reduksjon i størrelsefraksjoner <0,45 µm. Konsentrasjonen av Ali avtok fra en estimert konsentrasjon på 28 µg Al/L til 11 µg Al/L. Alle disse forandringene er i henhold til forventningene.

- bureffekter (er det vannkvalitet eller bur som forårsaker responser)
- villsmolt i sidebækker (fysiologisk status til smolt i de respektive sidebækkene)
- anleggsprodusert fisk eksponert i sidebækker (responser på å bli eksponert i bur i ulike sidebækker)
- blandsoneforsøk (betydningen av sure sidebækker for vannkvalitet i Suldalslågen; forsøk)
- carlinmerket smolt (gjefangster; marin overlevelse).

3.4 Fysiologiske undersøkelser av laks

De fysiologiske responsene er gruppert i henhold til ulike problemstillinger. Problemstillingene har vært reist og undersøkt årlig siden 1996 (se tidligere årsrapporter). Fiskens helsestatus er i disse undersøkelsene evaluert på bakgrunn av fysiologiske analyser. De viktigste problemstillingene i 2000 har vært:

- Smoltens fysiologiske status i klekkeriet (bakgrunnsverdi for forsøksmaterialet)
- villsmolt i hovedelva (fysiologisk status til smolt i de respektive vassdragsavsnittene)
- anleggsprodusert smolt eksponert i bur (responser på å bli eksponert i bur i ulike vassdragsavsnitt)

3.4.1 Lengde og vekt hos vill og anleggsprodusert smolt

Villsmolten ble el-fisket 27. mars 2000. Vannføringen var da lav og det var gode forhold for innsamling av forsøksmaterialet. Villsmolten var i 2000 større enn tidligere år (oneway ANOVA, $F=32,013$, $df=3$, $p>0,001$) (**tabell 9**). Anleggsprodusert smolt var større enn villsmolten både i 1997 (t-test, $t=11,616$, $df=759$, $p<0,001$), i 1998 ($t=22,022$, $df=636$, $p<0,001$) og i 1999 ($t=16,600$, $df=508$, $p<0,001$) (**figur 5**). I 2000 var det imidlertid ingen forskjell i lengdefordeling mellom vill- og anleggssmolt ($t=1,882$, $df=1292$, $p>0,05$). Anleggssmolten hadde forskjellig lengdefordeling hvert år siden 1997 ($F=90,121$, $df=3$, $p<0,001$).

Tabell 9. Smoltstørrelse (mm) hos villsmolt og anleggsproduisert smolt benyttet i forsøkene i 1997–2000.

År	Villsmolt			Anleggssmolt		
	mm	sd	Antall	mm	sd	Antall
1997	122,5	13,6	325	133,0	11,1	436
1998	123,7	13,6	305	147,2	13,3	333
1999	121,4	14,6	247	142,2	17,6	522
2000	140,0	10,0	61	137,1	11,8	1233

3.4.2 Fysiologisk status hos smolt i anlegget

Fysiologisk status til anleggfishen før overføring til forsøket (28.-29.03.00) viste gode verdier for plasmaklorid, hematokritt og glukose, mens aluminiumsverdiene var noe forhøyet (**tabell 10**). På dette tidspunktet ble det målt omkring 10 µg Al/l i klekkeriet. pH varierte mellom 5.9 og 6.4. Plasmaklorid nivået var normalt. Glukosenivået økte svakt utover våren ($r=0,495$, $p<0,01$), men overskred ikke 7 mM. Aluminiumskonsentrasjonen på gjellene avtok fra mars til mai ($r=-0,534$, $p<0,01$). Konsentrasjonene var normalt mellom 20 og 30 µg Al/g gjelle tv. Dette antyder en liten til moderat belastning. Det ble påvist høy hematokritt på ett måletidspunkt.

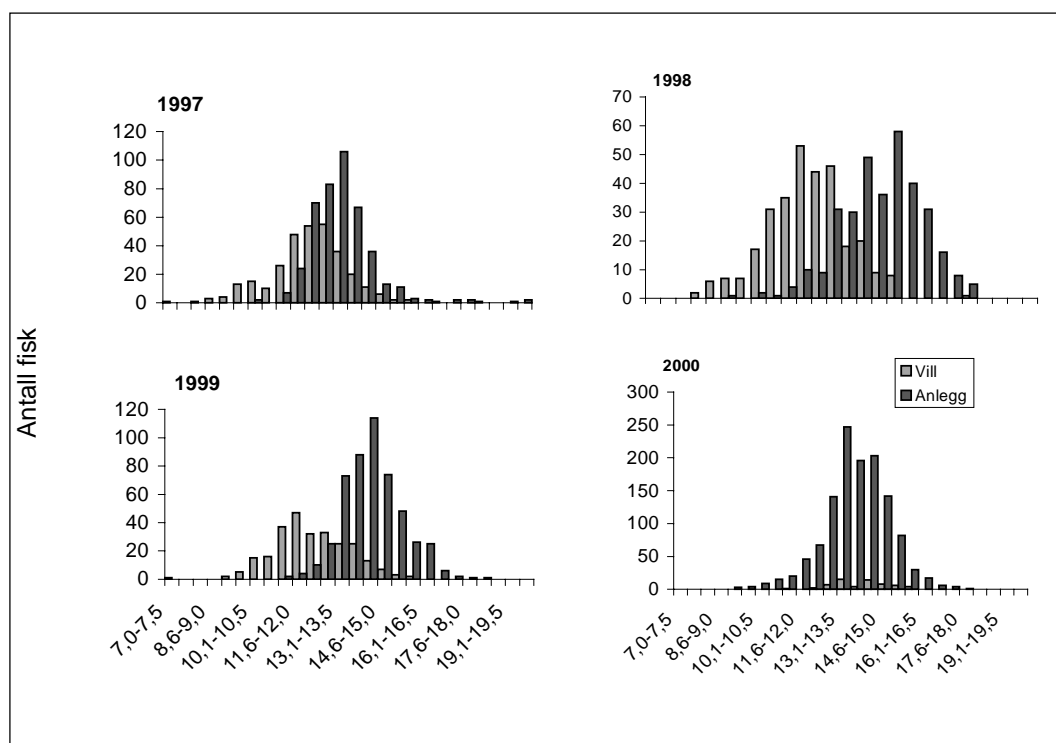
Fisken var saltvannstolerant i mars. Plasmaklorid for fisk som ble sjøvannstestet økte deretter utover våren (Pearson korr. $r=0,634$, $p<0,01$), og var høyere enn normalverdiene både i april og mai. Resultatet antyder at anleggfishen ikke utviklet saltvannstoleranse som normalt. Svak saltvannstoleranse gjør at det ikke kan forventes god marin overlevelse av Carlin-merket smolt.

3.4.3 Fysiologisk status hos villfanget smolt i Suldalslågen

El-fisken vill smolt ble sammenliknet med referansegrupper i anlegget med hensyn til ulike blodparametre og aluminiumskonsentrasjoner på gjellene ved ulike stasjoner i Suldalslågen (**tabell 11**). El-fisken vill smolt hadde lavere hematokritt-verdier (Oneway ANOVA, $F=17,904$, $df=4$, $p<0,001$) og glukoseverdier ($F=43,418$, $df=4$, $p<0,001$) enn referansefisken i anlegg ved alle stasjoner. Alle gruppene lå innen normalområdet. Også plasmakloridnivået var innen normalområdet, men var noe lavere ved Mo (nederst i vassdraget) enn ved de to øverste lokalitetene (Ritland og Prestvika) ($F=2,896$, $df=4$, $p<0,05$).

Aluminiumskonsentrasjonen på gjellene lå over normal-konsentrasjonen ved alle stasjoner og i anlegget. Ved Foss lå gjennomsnittet to til tre ganger så høyt som ved de andre stasjonene, men var bare signifikant forskjellig fra Prestvika ($F=2,691$, $df=4$, $p<0,05$) på grunn av stor variasjon mellom individenes Al-konsentrasjon innen stasjonene.

Figur 5. Lengdefordeling (cm) hos anleggfish og villfish i forsøkene i Suldalslågen 1997-2000.



Tabell 10. Kontrollverdier av forsøksfisken i kar i anlegget i 2000.

	Ferskvann			Saltvann		
	Snitt	sd	N	Snitt	sd	N
Plasmaklorid (mM)						
28.-29.03.00	137,5	3,02	10	144,2	5,11	19
09.-10.04.00	137,0	4,24	10	176,8	11,12	20
24.-27.04.00	138,4	4,22	10	167,3	11,69	20
10.-11.05.00	137,1	2,96	10	181,9	13,0	15
30.05.00	134,2	3,68	10	183,0	17,0	2
Hematokritt (% RBC)						
28.-29.03.00	44,5	4,45	10	48,2	5,58	19
09.-10.04.00	46,4	3,81	10	38,9	4,68	20
24.-27.04.00	50,1	3,23	8	49,0	4,19	20
10.-11.05.00	42,3	3,16	10	40,0	5,14	14
30.05.00	42,9	4,41	10	38,0	8,49	2
Glukose (mM)						
28.-29.03.00	4,77	0,78	10	3,76	0,46	10
09.-10.04.00	3,42	0,43	10			
24.-27.04.00	4,85	1,42	10			
10.-11.05.00	6,96	2,30	10			
30.05.00	6,41	2,03	10			
Gjelle-Al ($\mu\text{g Al/g gjelle tv.}$)						
28.-29.03.00	31,6	9,6	10			
09.-10.04.00	35,6	9,6	5			
24.-27.04.00	18,2	6,7	6			
10.-11.05.00	10,2	2,2	6			
30.05.00	23,0	8,2	6			

Tabell 11. El-fisken vill smolt og referansegruppe fra anlegget målt med hensyn til ulike blodparametre og gjellealuminiums-konsentrasjoner i Suldalslågen våren 2000.

Dato	Lokalitet	Gruppe	Hematokritt (% RBC)	Glukose mM	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al $\mu\text{g Al/g gjelle tv}$
27.03.00	Mo	El-fiske	31,2 \pm 3,1	2,4 \pm 0,3	132,2 \pm 3,1	28,1 \pm 12,3
27.03.00	Foss	El-fiske	32,8 \pm 3,2	2,6 \pm 0,3	136,3 \pm 7,0	63,4 \pm 46,1
27.03.00	Ritland	El-fiske	30,2 \pm 8,7	2,4 \pm 0,3	139,3 \pm 3,9	38,0 \pm 30,9
27.03.00	Prestvika	El-fiske	25,3 \pm 3,9	2,2 \pm 0,2	139,3 \pm 3,9	20,8 \pm 8,8
28.03.00	Karhall	Referanse	44,5 \pm 4,5	4,8 \pm 0,8	137,5 \pm 3,0	31,6 \pm 9,8

3.4.4 Fysiologisk status hos anleggsprodusert fisk i bur

Anleggsprodusert smolt ble satt i bur i elva den 27.03.00 for å eksponeres for vannkvaliteten på ulike lokaliteter langs Suldalslågen (**figur 1**). Kontrollgrupper ble holdt igjen i bur i kar i anlegget som kontroll mot burfisken i elva. En del fisk sto i kar i anlegget som kontroll mot villfisken, samt at de fungerte som kontroll mot fisk i bur i anlegget slik at det var mulig å teste om det å stå i bur påvirket fiskens fysiologi.

Utsettingene foregikk 27. mars. Fysiologisk status på dette tidspunkt representerer starttilstanden. Avvik fra dette nivået indikerer en respons. Det var kun mindre variasjoner i hematokritt, glukose og gjelle-Al i burene fra uke til uke ved klekkeriet.

Korrelasjonsanalyse av ulike blodparametre og stasjonsnummer ved ulike prøvetidspunkt viste at plasmakloridnivået avtok nedover vassdraget i begynnelsen av april ($r = -0,450$, $p < 0,01$). Hematokritt- og glukosenivået endret seg ikke nedover vassdraget ved noen av prøvetidspunktene ($p > 0,05$). Hematokritt- og glukoseverdiene ved stasjonene Mo, Foss, Ritland og Prestvika var i overkant av normalområdet under prøvetakingene i april og endret seg ikke signifikant i løpet av våren (Pearson korrelasjon, $p > 0,05$) (**tabell 12**). Hos fisken i bur i Suldalsvannet økte imidlertid hematokritt og glukoseverdiene utover våren (hct; $r = 0,703$, $p < 0,001$, glu; $r = 0,431$, $p < 0,05$). Denne økningen kan ha sammenheng med en sterk variasjon i vannkjemi og med økning i gjelle-Al.

Gjelle-Al avtok ved Mo, Ritland og ved Prestvika i forhold til konsentrasjonen fisken hadde ved utsetting. Dette tyder på at det var mindre gjelle-reaktivt Al tilstede i vassdraget enn på klekkeriet. Dette samsvarer delvis med forskjellene som ble påvist i Ali mellom stasjonene. I

slutten av april og begynnelsen av mai hadde aluminiumsverdiene ved Mo, Ritland, Prestvika og Suldalsvann avtatt til mellom 10 og 23 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv. Korrelasjonsanalyse mellom ulike stasjonsnummer ved ulike prøvetidspunkt viste at imidlertid også at aluminiumskonsentrasjon på fiskens gjeller økte nedover vassdraget i slutten av april (Pearson korrelasjon, $r = 0,366$, $p < 0,05$) og i begynnelsen av mai ($r = 0,445$, $p < 0,05$). Plasmakloridmålingene viste verdier innen normalområdet.

Stasjon Foss representerer en unntak mhp. respons ettersom fisken her responderte mer entydig i en negativ retning. Stasjonen var i 2000 plassert langt nedstrøms Fossåna, og betydelig lengre nedenfor samløpet mellom Fossåna og Suldalslågen enn buret på Stasjon C sto på i 1999. Stasjonen Foss i 2000 er heller ikke sammenlignbar med stasjon Foss benyttet i perioden 1996 til 1999 ettersom denne stasjonen var plassert oppstrøms Fossåna. Foss i 2000 representerer vann transportert > 1 km fra Fossåna.

Tabell 12. Hematokritt, glukose, plasmaklorid og gjellealuminium målt hos laksesmolt i bur i Suldalslågen og hos kontrollgrupper i anlegget (referanse) våren 2000.

Dato	Eksp. dager	Gruppe	FV/SV	Hematokritt (% RBC)	Glukose mM	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv
Kontroll							
27.03.00	0	Kar	FV	44,5 \pm 4,5	4,8 \pm 0,8	137,5 \pm 3,0	31,8 \pm 9,6
09.04.00	13	Bur i kar	FV	48,3 \pm 2,9	6,7 \pm 2,7	134,7 \pm 5,5	34,7 \pm 10,2
26.04.00	24	Bur i kar	FV	45,9 \pm 3,2	4,8 \pm 1,0	136,0 \pm 3,2	18,6 \pm 2,3
10.05.00	44	Bur i kar	FV	42,9 \pm 5,9	4,5 \pm 1,0	136,8 \pm 4,8	12,8 \pm 6,2
30.05.00	63	Bur i kar	FV	41,5 \pm 6,0	6,0 \pm 1,4	132,6 \pm 3,1	30,2 \pm 11,0
Mo							
09.04.00	13	Burfisk	FV	44,3 \pm 10,5	8,1 \pm 2,4	122,1 \pm 8,4	17,2 \pm 9,7
25.04.00	24	Burfisk	FV	44,6 \pm 6,2	5,7 \pm 2,8	136,6 \pm 4,1	26,3 \pm 16,8
09.05.00	44	Burfisk	FV	46,2 \pm 4,1	8,6 \pm 4,0	124,8 \pm 6,7	17,5 \pm 11,4
Foss							
09.04.00	13	Burfisk	FV	47,8 \pm 8,1	7,5 \pm 1,9	119,7 \pm 8,7	246,4 \pm 38,6
25.04.00	24	Burfisk	FV	43,9 \pm 6,8	10,5 \pm 3,2	133,8 \pm 3,9	138,4 \pm 19,0
09.05.00	44	Burfisk	FV	53,1 \pm 4,6	7,5 \pm 2,1	130,1 \pm 4,9	63,9 \pm 10,4
Ritland							
09.04.00	13	Burfisk	FV	50,3 \pm 5,8	6,2 \pm 2,8	133,7 \pm 8,2	34,7 \pm 8,8
25.04.00	24	Burfisk	FV	44,7 \pm 4,7	4,7 \pm 1,0	139,6 \pm 5,7	10,3 \pm 6,0
09.05.00	44	Burfisk	FV	47,2 \pm 4,0	4,7 \pm 1,1	128,9 \pm 3,9	22,8 \pm 10,8
Prestvika							
09.04.00	13	Burfisk	FV	44,9 \pm 4,9	6,9 \pm 2,4	127,9 \pm 4,0	17,1 \pm 4,0
25.04.00	24	Burfisk	FV	45,7 \pm 6,6	5,7 \pm 1,5	138,6 \pm 4,8	33,8 \pm 14,7
10.05.00	44	Burfisk	FV	48,2 \pm 5,1	6,5 \pm 3,4	132,8 \pm 9,9	12,5 \pm 5,7
Suldalsvann							
26.04.00	11	Burfisk	FV	40,4 \pm 6,3	6,9 \pm 2,5	126,1 \pm 3,8	32,0 \pm 11,0
10.05.00	31	Burfisk	FV	46,6 \pm 5,1	10,2 \pm 5,3	122,0 \pm 5,4	14,8 \pm 4,5
29.05.00	50	Burfisk	FV	56,1 \pm 8,5	11,1 \pm 2,7	120,8 \pm 7,4	64,2 \pm 31,4

Det ble målt høye konsentrasjoner gjelle-Al målt ved Foss i 2000. Høyest konsentrasjon ble målt tidlig i april. Denne sammenfalt med lave plasmakloridverdier.

Det er også i denne undersøkelsen påvist at vannkvaliteten i selve Suldalsvannet ikke nødvendigvis er tilfredsstillende for smolt. Det ble påvist høy glukose. Lav plasmaklorid og moderat høy gjelle-Al på flere av uttakene.

Plasmakloridverdier målt i sjøvannstester av anleggsproduisert smolt i bur på ulike stasjoner langs Suldalslågen viste at fisken hadde meget dårlig osmoreguleringsevne i mars og verdiene økte ytterligere utover våren (>190 mM, jf. **tabell 2**) (**tabell 13**). Referansegruppen i anlegget hadde noe lavere verdier, men fremdeles nivåer som klassifiseres som 'betydelig effekt' i **tabell 3**. Hematokrittnivået lå innen normalområdet ved alle stasjoner og i anlegget gjennom hele forsøksperioden (**tabell 13**).

Korrelasjonsanalyse mellom plasmakloridnivå og fiskens lokalisering i vassdraget (stasjon) viste en positiv sammenheng i begynnelsen av mai (9.-10.05.00), hvor plasmakloridnivået i fisken økte nedover i vassdraget (Pearson korrelasjon, $r=0,617$, $p<0,01$). Hematokrittnivået hos fisken var i begynnelsen av april (09.04.00) lavere øverst i vassdraget enn lenger nede ($r=0,274$, $p<0,05$). I begynnelsen av mai var det omvendt, fisken hadde lavere verdier i nedre deler av vassdraget enn øverst ($r= -3,80$, $p<0,01$). Det kan ikke konkluderes med at vannkvaliteten innen vassdraget påvirket salttoleransen til smolten ettersom smolten heller ikke etablerte normal saltvannstoleranse ved klekkeriet. Det kan konkluderes med at vannkvalitetene i vassdraget ikke tillot etablering av saltvannstoleranse, slik det er påvist at subletalt påvirket smolt vil gjøre i bur plassert i andre vassdrag (jf. Mandal, Otra) eller i renneforsøk (jf. forsøk utført i Suldal).

Tabell 13. Hematokritt og plasmaklorid målt hos sjøvannstestet laksesmolt i bur i Suldalslågen og hos kontrollgrupper i anlegget våren 2000.

Dato	Eksp. dager	Gruppe	FV/SV	Hematokritt (% RBC)	Plasmaklorid mM
Mo					
10.04.00	13	Burfisk	SV	39,6 ± 4,8	196,9 ± 17,4
27.04.00	24	Burfisk	SV	39,9 ± 4,2	206,7 ± 13,0
10.05.00	44	Burfisk	SV	alle døde	
Foss					
10.04.00	13	Burfisk	SV	41,5 ± 5,2	202,8 ± 20,1
27.04.00	24	Burfisk	SV	41,4 ± 4,4	217,8 ± 7,9
10.05.00	44	Burfisk	SV	35,3 ± 2,9	217,5 ± 15,8
Ritland					
10.04.00	13	Burfisk	SV	35,2 ± 8,7	201,6 ± 11,6
27.04.00	24	Burfisk	SV	41,2 ± 5,3	218,7 ± 20,6
10.05.00	44	Burfisk	SV	32,2 ± 3,8	231,0 ± 25,2
Prestvika					
10.04.00	13	Burfisk	SV	37,5 ± 3,4	206,5 ± 23,7
27.04.00	24	Burfisk	SV	44,8 ± 4,3	222,1 ± 17,5
11.05.00	44	Burfisk	SV	37,4 ± 5,6	194,5 ± 10,0
Suldalsvann					
27.04.00	424	Burfisk	SV	38,9 ± 4,0	205,0 ± 14,6
11.05.00	756	Burfisk	SV	40,5 ± 5,0	182,3 ± 9,0
30.05.00	51	Burfisk	SV	36,7 ± 2,3	211,7 ± 6,1
Kontroll					
10.04.00	13	Bur i kar	SV	40,2 ± 4,0	179,5 ± 9,5
27.04.00	25	Bur i kar	SV	44,0 ± 5,9	194,7 ± 10,7
11.05.00	44	Bur i kar	SV	36,4 ± 9,7	200,3 ± 18,5
30.05.00	63	Bur i kar	SV	32,1 ± 4,4	192,4 ± 9,6

3.4.5 Bureffekter

Fisk ble plassert i bur i et 6m³ kar i anlegget for å teste om det å stå i bur hadde noen effekt på fiskens fysiologi i forhold til å svømme fritt. Smolten i bur i kar ble testet mot referansefisk som sto i kar i anlegget. Det var ingen signifikante forskjeller mellom fisk i bur og fisk i kar med hensyn til hematokritt (Oneway ANOVA, $F=0,223$, $df=1$, $p>0,05$), glukose ($F=0,024$, $df=1$, $p>0,05$), plasmaklorid ($F=2,840$, $df=1$, $p>0,05$) eller aluminiumskonsentrasjon på gjellene ($F=0,774$, $df=1$, $p>0,05$) (**tabell 14**).

Hematokrittverdiene gikk ned utover våren både hos fisken i bur (Pearson korrelasjon, $r= -0,503$, $p<0,01$) og hos fisken i kar ($r= -0,432$, $p<0,01$), og begge gruppene hadde normale verdier i mai. Glukoseverdiene hos referansefisk økte utover våren, fra 3,4 til >6 mM ($r=0,582$, $p<0,01$), mens burfiskens glukosenivå viste en tendens til å avta utover våren ($r= -0,151$, $p>0,05$) for å øke mot slutten av mai. Plasmakloridverdiene var normale for fisk i ferskvann og endret seg ikke i løpet av våren verken hos burfisk ($r=0,129$, $p>0,05$) eller hos referansefisk i kar ($r= -0,276$, $p>0,05$). Aluminiumsverdiene hos både referanse- og burfisk varierte systematisk gjennom våren ($r=0,123$, $p>0,05$). Aluminiumsverdiene var nede i <10 µg Al/g gjelle tv. hos referansefisk og 12,8 hos burfisk tidlig i mai, men var høyere enn 20 µg i slutten av april og mai.

Sjøvannstester av fisken i bur i kar og referansefisk i kar i anlegget viste at karfisk hadde lavere plasmakloridnivå enn burfisk (Oneway ANOVA, $F=37,596$, $df=1$, $p<0,001$), men begge gruppene hadde dårlig sjøvannstoleranse (>165 mMol). Plasmakloridnivået økte utover våren hos burfisk ($r=0,425$, $p<0,01$), men holdt seg forholdsvis stabil hos karfisk ($r=0,155$, $p>0,05$). Hematokrittnivået hos burfisk var lavere enn hos karfisk i sjøvannstestene ($F=6,040$, $df=1$, $p<0,05$), og avtok utover våren med verdier ned mot 30 % RBC som er klassifisert som moderat effekt i **tabell 3**. Referansefisk hadde ingen signifikante endringer utover våren ($r=0,065$, $p>0,05$), og hadde hematokrittverdier som lå på grensen til normalnivå.

Resultatet antyder at det kan ha vært rene bureffekter tilstede. Disse kunne kun påvises med sikkerhet i sjøvannstestene.

3.4.6 Fysiologisk status hos villfanget smolt i sidebekker

Villfanget smolt fra Fossåna (forsuret lokalitet, nedstrøms Ritland) hadde høye konsentrasjoner av gjelle-Al og konsentrasjoner langt høyere enn fisken i Steinsåna hadde ved noen prøvetakinger (Oneway ANOVA, $F=61,568$, $df=1$, $p<0,001$). Konsentrasjonene avtok fra mars til mai (Pearson korrelasjon, $r= -0,689$, $p<0,01$) (**tabell 15**).

Tabell 14. Hematokritt, glukose, plasmaklorid og gjellealuminium målt hos anleggfish i bur i kar og hos kontrollgruppene i kar i anlegget våren 2000.

Dato	Eksp. dager	Gruppe	FV/SV	Hematokritt (% RBC)	Glukose mM	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al µg Al/g gjelle tv
Kar							
27.03.00	0	Karhall	FV	44,5 ± 4,5	4,8 ± 0,80	137,5 ± 3,0	31,8 ± 9,6
09.04.00	12	Karhall	FV	46,4 ± 3,8	3,4 ± 0,40	137,0 ± 4,2	35,6 ± 9,6
26.04.00	24	Karhall	FV	50,1 ± 3,2	4,9 ± 1,41	138,4 ± 4,2	18,2 ± 6,6
10.05.00	43	Karhall	FV	42,3 ± 3,2	7,0 ± 2,30	137,1 ± 0	10,2 ± 2,2
30.05.00	63	Karhall	FV	42,9 ± 4,4	6,4 ± 2,00	134,2 ± 3,7	23,0 ± 8,2
Bur i kar							
09.04.00	13	Burfisk	FV	48,3 ± 2,9	6,7 ± 2,70	134,7 ± 5,5	34,7 ± 10,2
26.04.00	24	Burfisk	FV	45,9 ± 3,2	4,8 ± 1,00	136,0 ± 3,2	18,6 ± 2,3
10.05.00	44	Burfisk	FV	42,9 ± 5,9	4,5 ± 1,00	136,8 ± 4,8	12,8 ± 6,2
30.05.00	63	Burfisk	FV	41,5 ± 6,0	6,0 ± 1,40	132,6 ± 3,1	30,2 ± 11,0
Kar							
10.04.00	13	Karhall	SV	38,9 ± 4,7		176,8 ± 11,1	
27.04.00	25	Karhall	SV	49,0 ± 4,2		167,3 ± 11,7	
11.05.00	44	Karhall	SV	40,0 ± 5,1		181,9 ± 13,0	
30.05.00	63	Karhall	SV	38,0 ± 8,5		183,0 ± 17,0	
Bur i kar							
10.04.00	13	Burfisk	SV	40,2 ± 4,0		179,5 ± 9,5	
27.04.00	25	Burfisk	SV	44,0 ± 5,9		194,7 ± 10,7	
11.05.00	44	Burfisk	SV	36,4 ± 9,7		200,3 ± 18,5	
30.05.00	63	Burfisk	SV	32,1 ± 4,4		192,4 ± 9,6	

Tabell 15. El-fisket vill smolt og kontrollgrupper fra kar i anlegget målt med hensyn til ulike blodparametre og gjellealuminiums-konsentrasjoner i sidebekker til Suldalslågen våren 2000.

Dato	Gruppe	Hematokritt (% RBC)	Glukose mM	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al µg Al/g gjelle tv
Steinsåna					
28.03.00	Elfiske	27,0 ± 4,3	2,8 ± 0,3	141,5 ± 5,0	29,2 ± 10,4
27.04.00	Elfiske	36,5 ± 8,5	4,3 ± 0,9	140,7 ± 5,9	32,0 ± 3,7
10.05.00	Elfiske	30,6 ± 1,3	2,8 ± 0,9	139,3 ± 4,5	35,5 ± 26,9
Fossåna					
28.03.00	Elfiske	40,0 ± 5,5	7,5 ± 2,3	124,5 ± 2,3	331,7 ± 93,8
28.04.00	Elfiske	36,6 ± 5,0	5,5 ± 1,4	135,6 ± 8,6	228,0 ± 52,3
11.05.00	Elfiske	34,0 ± 4,2	3,6 ± 0,6	142,0 ± 3,8	167,2 ± 79,0
Karhall					
28.03.00	Kontroll	44,5 ± 4,5	4,8 ± 0,8	137,5 ± 3,0	31,6 ± 9,6
26.04.00	Kontroll	45,9 ± 3,2	4,8 ± 1,0	136,0 ± 3,2	18,2 ± 6,7
10.05.00	Kontroll	42,3 ± 3,2	7,0 ± 2,3	137,1 ± 3,0	10,2 ± 2,3

Villsmolt i Fossåna hadde tilnærmet normal fysiologiske status. Variasjonen kunne til dels forklares med variasjon i gjelle-Al. Plasmaklorid var svakt redusert 28. mars i Fossåna i forhold til i Steinsåna ($F=58,188$, $df=1$, $p<0,01$). Glukosekonsentrasjonen var samtidig forhøyet i Fossåna ($F=23,923$, $df=1$, $p<0,01$). De fysiologiske responsene var innenfor normaltilstanden på de andre to prøvetakings-tidspunktene i Fossåna. Dette tyder på at fisken ble restituert etterhvert som vannkvaliteten ble forbedret fra april til mai.

I Steinsåna lå gjelle-Al omkring 30 µg Al/g gjelle tørrvekt ved alle prøvetakingsdatoer ($r=0,162$, $p>0,05$). Hematokrittverdien var noe lav 28. mars, men var normal i slutten av april. Fysiologisk status til villsmolten var normal. Forskjellene mellom villsmolt i Steinsåna og karfisk ved klekkeriet er normale forskjeller mellom villfisk og anleggsprodusert fisk.

3.4.7 Fysiologisk status hos anleggsprodusert smolt i bur og kar i sidebekker

Anleggsprodusert smolt ble plassert i bur og kar i Fossåna og Steinsåna for å teste smoltens fysiologiske respons på vannkvaliteten i sidebekkene til Suldalslågen. Det var plassert to eksponeringsbur i Steinsåna og Fossåna, fylt med fisk henholdsvis 28. mars (bur A) og 10.april (bur B). Bur A i Fossåna veltet 25.04.00 og all fisken var veldig døde. Den utsatte fisken var naiv i forhold til vannkvaliteten i de to bekkene, mens stedegen villfisk prøvetatt på samme tidspunkt var akklimert. Det ble benyttet både kar og bur for å evaluere om eksponeringsmiljøet påvirket fiskerespons.

All anleggsprodusert fisk hadde samme fysiologiske tilstand ved eksponeringsstart. Ved eksponeringsstart hadde fisken 32 µg Al/g gjelle tv. Fisk eksponert i Fossåna akkumulerte Al mens fisk eksponert i Steinsåna mistet Al. Fisken prøvetatt i Fossåna hadde høyere aluminiums-konsentrasjon på gjellene ($F=92,284$, $df=1$, $p<0,001$), lavere kloridkonsentrasjon ($F=65,154$, $df=1$, $p<0,001$) og høyere glukosenivå ($F=33,770$, $df=1$, $p<0,001$) enn fisken i Steinsåna (**tabell 16**).

Al-konsentrasjonen hos villfanget smolt (el-fisket) var høyere enn kar- og burfisk i Fossåna på samme tid ($F=14,426$, $df=2$, $p<0,001$). Det samme var tilfellet i Steinsåna, men forskjellene var mindre ettersom fisken her hadde betydelig lavere gjelle-Al konsentrasjon.

Al-konsentrasjonen var høy hos alle gruppene i Fossåna i april, men avtok fram til mai hos burfisk ($F=59,357$, $df=1$, $p<0,001$) og hos karfisk ($F=62,585$, $df=1$, $p<0,001$). På begge prøvetakings-tidspunktene hadde fisken i bur og kar lavere gjelle-Al konsentrasjoner enn villfisk. Reduksjonen i konsentrasjon var på omlag 100 µg Al/g gjelle tv. for bur- og karfisk, men kun på 60 µg for villfisk. Det var ingen forskjeller i Al-konsentrasjon mellom fisken i kar og bur i Fossåna i april ($F=1,713$, $df=1$, $p>0,05$) mens det var betydelig forskjell i slutten av mai.

I Steinsåna hadde også villsmolten høyere Al-konsentrasjon enn burfisk på samme tid ($F=6,850$, $df=3$, $p<0,05$). Villfisk hadde høyere gjelle-Al konsentrasjon enn fisken i bur B den 27.april, men lik fisken som var eksponert lengst i kar ($F=7,878$, $df=3$, $p<0,01$). Det var ingen forskjeller i Al-nivå mellom fisken i kar og bur i Steinsåna ($p>0,05$), med unntak av 27.04.00, hvor karfisk hadde høyere Al-konsentrasjon enn bur B ($p<0,05$).

Tabell 16. Hematokritt, glukose, plasmaklorid og gjellealuminium målt hos anleggsprodusert fisk i bur i Fossåna og Steinsåna og hos kontrollgruppene i kar ved elva våren 2000.

Dato	Gruppe		Hematokritt (%RBC)	Glukose mM	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al µg Al/g gjelle tv
Karhall						
28.03	Referanse		44,5 ± 4,5	4,8 ± 0,8	137,5 ± 3,0	31,6 ± 9,8
Fossåna						
09.04	Fossåna bur A	Burfisk	66,8 ± 6,5	14,7 ± 2,4	79,5 ± 14,4	207,2 ± 51,3
26.04	Fossåna bur B	Burfisk	56,6 ± 5,3	13,1 ± 1,3	121,2 ± 3,7	165,2 ± 20,4
26.04	Fossåna	Karfisk	56,9 ± 4,3	9,4 ± 2,6	107,8 ± 6,7	137,5 ± 35,3
28.04	Fossåna	Elfiske	36,6 ± 5,0	5,5 ± 1,4	135,6 ± 8,6	227,9 ± 52,3
10.05	Fossåna bur B	Burfisk	49,6 ± 3,8	8,3 ± 2,5	121,2 ± 3,9	60,8 ± 25,9
11.05	Fossåna	Elfiske	34,0 ± 4,2	3,6 ± 0,6	142,0 ± 3,8	167,3 ± 78,8
29.05	Fossåna bur B	Burfisk	47,9 ± 12,7	11,3 ± 1,6	117,6 ± 3,3	72,3 ± 14,4
29.05	Fossåna	Karfisk	44,7 ± 14,1	6,4 ± 2,1	126,1 ± 4,0	22,8 ± 3,8
Steinsåna						
09.04	Steinsåna bur A	Burfisk	40,9 ± 3,6	6,7 ± 2,2	133,2 ± 5,6	27,0 ± 13,8
25.04	Steinsåna bur A	Burfisk	43,9 ± 5,4	6,6 ± 2,3	139,2 ± 5,1	13,8 ± 13,1
27.04	Steinsåna bur B	Burfisk	61,8 ± 11,0	5,4 ± 1,5	130,0 ± 4,5	10,1 ± 3,7
27.04	Steinsåna	Elfiske	36,5 ± 8,5	4,3 ± 0,9	140,7 ± 5,9	31,8 ± 4,0
27.04	Steinsåna	Karfisk	61,1 ± 5,5	9,0 ± 2,0	130,8 ± 4,0	28,3 ± 10,2
10.05	Steinsåna bur B	Burfisk	45,7 ± 4,6	4,5 ± 1,1	133,0 ± 4,0	19,9 ± 4,3
10.05	Steinsåna	Karfisk	47,9 ± 4,8	6,8 ± 2,4	134,8 ± 7,2	15,3 ± 5,2
10.05	Steinsåna bur A	Burfisk	43,7 ± 6,4	5,7 ± 1,8	128,5 ± 6,0	12,2 ± 5,0
10.05	Steinsåna	Elfiske	30,6 ± 1,3	2,8 ± 0,9	139,3 ± 4,5	35,5 ± 27,1
29.05	Steinsåna bur B	Burfisk	51,2 ± 8,0	6,6 ± 3,2	129,2 ± 5,8	34,0 ± 2,3

Glukosenivået hos fisken i Fossåna var lavest hos villsmolten, høyere hos fisken i kar og høyest hos fisken i bur i elva ($F=32,086$, $df=2$, $p<0,001$). I Steinsåna hadde fisken i bur B og villsmolt lavest glukosenivå og var lavere enn hos fisk i bur A og i bur i elva ($F=14,622$, $df=3$, $p<0,001$). Her hadde karfisken høyere glukose enn burfisken.

Plasmakloridverdiene hos bur- og karfisken i Fossåna var lavere enn normalnivå (<120 mM) og signifikant lavere enn hos villsmolten fra samme lokalitet ($F=38,647$, $df=2$, $p<0,001$). I Steinsåna lå plasmakloridnivået hos alle gruppene innen normalnivået.

Hematokritt-nivået var noe forhøyet hos fisken i bur og kar (>45 %), mens villsmolten lå innen normalnivået både ved Fossåna ($F=17,768$, $df=3$, $p<0,001$) og Steinsåna ($F=17,768$, $df=3$, $p<0,001$) (**tabell 16**).

Basert på disse målingene synes det å være tydelige forskjeller i respons mellom stedegen villfisk og anleggsprodusert fisk. Denne forskjellen kan tilskrives kompensatoriske mekanismer som fisken aktiviserer for å normalisere kroppens fysiologiske tilstand. Villfisken har sannsynligvis aktivert alle mulige mekanismer for å fremme overlevelse. Dette kan oppfattes som akklimatisering. Akklimatisering innebærer økt toleranse for vannkvaliteten, men dette trenger ikke medføre at fisken er til-

passet vannkvaliteten; det kan kun bety at den har lært seg å leve med den. Det var heller ikke mulig å påpeke systematiske forskjeller i respons mellom kar og bur ettersom fisken responderte sterkere i kar i Steinsåna, sterkere i bur i Fossåna. Dersom bur "stresser" fisk burde burfisken i både Steinsåna og Fossåna ha dårligere fysiologisk status enn kareksponert fisk på samme tidspunkt. 26.-april var det heller tendenser til det motsatte. Vi vil likevel ikke utelukke at eksponeringsmiljø vil påvirke den fysiologiske statusen til forsøksfisken. Det er videre sannsynlig at denne effekten forsterkes i dårlig vannkvalitet.

Sjøvannstester av fisken i bur og kar i de to sidebakkene av Suldalslågen viste at fisken fra begge lokaliteter hadde dårlig sjøvannstoleranse (**tabell 17**), og det var ingen signifikant forskjell mellom de to sidebakkene verken med hensyn til plasmakloridnivå ($F=3,646$, $df=1$, $p>0,05$) eller hematokrittverdier ($F=2,026$, $df=1$, $p>0,05$).

I Fossåna var det ingen forskjeller i plasmakloridnivå mellom fisk i bur og kar ($F=1,739$, $df=1$, $p>0,05$), mens plasmakloridnivået hos fisken i bur B i Steinsåna (som hadde hatt kortest eksponeringstid) var lavere enn hos fisken i bur A og hos karfisken ($F=18,476$, $df=2$, $p<0,001$) (**tabell 16**).

Tabell 17. Hematokritt og plasmaklorid målt hos sjøvannstestet (SV) anleggsprodusert fisk i bur i Fossåna og Steinsåna og hos kontrollgruppene i kar ved elva våren 2000.

Dato	Gruppe	FV/SV	Hematokritt (% RBC)	Plasmaklorid mM
Fossåna				
10.04.00	Bur	SV	44,1 ± 3,9	199,6 ± 10,7
28.04.00	Bur	SV	41,1 ± 3,6	196,1 ± 8,5
28.04.00	Kar	SV	43,3 ± 3,2	192,8 ± 7,3
11.05.00	Bur	SV	39,2 ± 5,0	182,9 ± 5,5
30.05.00	Bur	SV	32,4 ± 5,9	231,2 ± 17,6
Steinsåna				
10.04.00	Bur A	SV	38,2 ± 3,7	205,5 ± 20,2
27.04.00	Bur A	SV	43,7 ± 3,1	241,0 ± 15,9
28.04.00	Bur B	SV	37,0 ± 6,1	182,5 ± 6,5
28.04.00	Kar	SV	42,9 ± 6,0	179,3 ± 13,7
11.05.00	Bur A	SV	30,0 ± 0,0	238,0 ± 0,0
11.05.00	Bur B	SV	37,6 ± 6,6	170,1 ± 11,6
12.05.00	Kar	SV	27,8 ± 11,3	244,8 ± 11,8
30.05.00	Kar	SV	30,0 ± 4,4	221,0 ± 12,2

3.4.8 Fysiologisk status hos anleggsprodusert fisk i blandsoneforsøk

Blandsonen mellom Fossåna og Suldalslågen ble simulert i kar ved å blande vann fra Fossåna og Suldalslågen i forhold 70:30. To kar med blandet vann ble plassert etter hverandre som en simulering av økt avstand fra blandingsstedet ('blandsonen øverst' og 'blandsonen nederst'). Disse ble testet mot kar plassert med tilførsel av vann fra Suldalslågen oppstrøms Fossåna og ett kar plassert med vann tilførsel utelukkende fra Fossåna (**figur 1**). Oppholdstiden i råvannskarene var kort i kar tilført vann fra Fossbekken (ca 45 minutter), lang i kar tilført vann fra Suldalslågen (100 minutter). Oppholdstiden i nivå 1 var på ca 10 minutter, mens den var på ca 40 minutter på nivå 2 kar. Fisken ble eksponert fra 10.april. pH i råvannet varierte omkring 6,3 (spredning 6,1 til 6,4) for Suldalslågen og 5,4 (spredning 5,3-5,6) i Fossåna. I blandingen varierte pH omkring 5,9. Konsentrasjonen av Ali fraksjonert in situ var på henholdsvis 6 og 37 µg i Suldalslågen og Fossåna. Dersom Al ikke endrer tilstandsform ved pH-endring vill dette bety at konsentrasjonen i blandingen var på ca 28 µg Ali/l. Det ble målt 23 µg på nivå 1 og 11 µg Ali på nivå 2 (**tabell 8**).

All fisk hadde lik fysiologisk status ved eksponeringsstart. Gjelle-Al konsentrasjonen ved forsøksstart var på 35 µg Al/g gjelle tv. (**tabell 18**). Aluminiumskonsentrasjonen på fisk fra alle lokalitetene var signifikant forskjellig fra denne og fra hverandre 26.april ($F=45,766$, $df=3$, $p<0,001$). Fisken i kar ved blandsonen øverst hadde høyere Al-konsentrasjon (177,2 µg) enn fisken i karet med vann utelukkende fra Fossåna (137,5 µg). Fisk i blandsonen

nederst hadde også meget høy konsentrasjon (98,8 µg). Fisk eksponert med vann fra Suldalslågen hadde lave gjelle-Al konsentrasjoner som nærmet seg normalnivå (17,7 µg). Resultatet antyder at vann fra Fossåna

oppretholder bioakkumulerbart Al i lang tid etter blanding på tross av at det samtidig ble målt en betydelig reduksjon i Ali.

Den fysiologiske statusen hos fisken med høyest Al-konsentrasjon (blandsonen øvre) var tilnærmet normale, mens Fossånafisken hadde lavere kloridnivå ($F=59,749$, $df=3$, $p<0,001$), forhøyet glukosenivå ($F=15,201$, $df=3$, $p<0,001$) og forhøyet hematokrittnivå ($F=10,513$, $df=3$, $p<0,001$). Blodparametrene hos fisken på de andre lokalitetene var nær eller innen normalnivå og var ikke signifikant fra hverandre ($p<0,001$). Under disse forsøksbetingelsene ble effekt i blandsonen primært påvist som gjelle-Al.

Sjøvannstesten avdekket dårlig sjøvannstoleranse hos smolten på alle lokalitetene, og dårligst hos fisken fra karet med Fossånavann ($F=8,224$, $df=3$, $p<0,001$) (**tabell 18**). Det var ingen signifikant forskjell i hematokrittnivå mellom gruppene ($F=1,727$, $df=3$, $p<0,05$), og alle verdiene var innen normalnivå.

Tabell 18. Hematokritt, glukose, plasmaklorid og gjellealuminium målt hos anleggsprodusert fisk i blandsonen Fossåna/Suldalslågen (øvre og nedre) og i kar ved Suldalslågen og ved Fossåna våren 2000. Sjøvannstester (SV) ble foretatt av fisk fra alle lokalitetene.

Dato	Lokalitet	Gruppe	FV/SV	Hematokritt (% RBC)	Glukose mM	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al µg Al/g gjelle tv
09.04.00	Klekkeri	Kontroll	FV	48,3 ± 2,9	6,7 ± 2,7	134,7 ± 5,5	34,7 ± 10,2
26.04.00	Suldalslågen	kar	FV	47,2 ± 4,1	5,0 ± 1,6	136,6 ± 6,2	17,7 ± 1,6
26.04.00	Fossåna	kar	FV	56,9 ± 4,3	9,4 ± 2,6	107,8 ± 6,7	137,5 ± 35,3
26.04.00	Blandsonen øvre	kar	FV	49,1 ± 3,9	6,4 ± 1,7	136,0 ± 5,5	177,2 ± 28,6
26.04.00	Blandsonen nedre	kar	FV	49,1 ± 4,5	4,2 ± 0,9	133,2 ± 3,8	98,8 ± 2,4
28.04.00	Suldalslågen	kar	SV	44,3 ± 3,9		185,6 ± 13,3	
28.04.00	Fossåna	kar	SV	43,3 ± 3,2		192,8 ± 7,3	
28.04.00	Blandsonen øvre	kar	SV	44,9 ± 3,3		181,3 ± 9,0	
28.04.00	Blandsonen nedre	kar	SV	45,8 ± 3,7		177,3 ± 9,5	

3.4.9 Gjenfangster fra utsetningsforsøk

Gjenfangstene i denne rapporten er basert på gjenfangster registrert fram til 31.12.00 (**tabell 19**).

1996

I 1996 ble det satt ut tre grupper á 5000 smolt ved stasjonen Prestvika i Suldalslågen, i munningen ved Sand og ei gruppe ble slept ut i mærd og sluppet ca 1 mil utenfor Suldalslågen. Sjøvannstoleransetester av kontrollgrupper i anlegget før utsetting viste at fisken osmoregulerte godt (148,5 mM ± 13,1) og at det var en gradvis etablering av hypoosmotisk kapasitet fra mars til mai (Kroglund et al. 1998). Gjelle-Al ved klekkeriet avtok over samme tidsrom fra ca 30 til ca 5 µg Al/g gjelle tv. Smolt eksponert i bur i vassdraget akkumulerte gjelle-Al til konsentrasjoner som varierte fra 10 til 20 µg Al/g gjelle tv.

De høyeste gjenfangstene var fra gruppen som ble slept ut (0,44 %), den dårligste fra utsettingene ved Prestvika oppe i Suldalslågen (0,04 %) (**tabell 19**). Feilvandringen var imidlertid 58,3 % fra utsettingene ei mil ute i Sandfjorden. Ingen feilvandrere ble registrert fra utsettingene i elva og i munningen i 1996. Av de 22 gjenfangstene fra den utslepte gruppa var 10 ensjøvinter og 10 tosjøvinter, mens to var tresjøvinter laks.

1997

I 1997 ble det satt ut seks grupper fra de samme utsettingslokalitetene som i 1996 (**tabell 19**). En gruppe satt ut i munningen fikk medisinfor den siste uka før utsetting som beskyttelse mot lakseluspåslag med virkning inntil tre måneder. Sjøvannstester viste at fisken ikke hadde god sjøvannstoleranse (191,1 mM ± 13,1) (Finstad et al. 1999). Andre referanseprøver tatt i forbindelse med renneforsøk viste plasmakloridverdier som varierte mellom 170 og 190 mM fra midten av april til midten av mai (Kroglund et al. 1998 a). Gjelle-Al målt ved klekkeriet varierte mellom 130

og 220 µg Al/g gjelle tv fra april til mai. Anleggsprodusert fisk satt ut i Suldalslågen opprettholdt høye gjelle-Al konsentrasjoner. Villfisk prøvetatt under elfiske hadde også høye konsentrasjoner Al på gjellene.

Gjenfangstene fra disse utsettingene var allikevel lave. Bare tre grupper hadde registrerte gjenfangster etter tre år, gruppen som fikk lusfor (0,04 %), gruppen satt ut i Prestvika (0,02 %) og ei gruppe i Sand (0,07). Bare ensjøvinter laks ble registrert gjenfanget fra utsettingene i 1997.

Overvåking av lakselusinfeksjonen på vill postsmolt av aure som hadde vandret tilbake til ferskvann i Rogaland og Hordaland er blitt foretatt for å få en oversikt over infeksjonspress og infeksjonstidspunkt av lakselus på vill laksefisk fra og med 1997. Disse undersøkelsene viste at infeksjonspresset på utvandrende fisk i 1997 var høyt, og det ble registrert høye infeksjonsverdier allerede tidlig i juni (Birkeland & Lura 1997).

1998

Fire grupper ble i 1998 satt ut på de samme lokalitetene som de tidligere år. Ei gruppe satt ut i munningen ble lakselusbadet før utsetting med virkning inntil tre måneder. Sjøvannstestene før utsetting viste noe høye plasmakloridverdier (161,9 mM ± 10,1) (Finstad et al. 2000). Konsentrasjonen var ca 10 mM lavere i slutten av april. Gjelle-Al konsentrasjonen ved klekkeriet var lav og på omkring 5 µg Al/g gjelle tv. Anleggsprodusert smolt satt ut i elva i samme tidsperiode akkumulerte Al på gjellene til konsentrasjoner som varierte mellom 10 og 20 µg Al/g gjelle tv.

Gjenfangstene fra disse utsettingen var også lave, bortsett fra gruppen som ble slept ut i fjorden. Som i 1996 ga utsleping av smolten den beste gjenfangsten (1,11 %), men også høy feilvandringsandel (20,0 %) (**tabell 19**). Av

de 55 gjenfangstene fra utsettingene i 1998 var 21 ensjøvinter- og 34 tosjøvinter laks.

Også sommeren 1998 ble det observert kraftige infeksjoner av lakselus, men fiskene ble infisert senere (omkring 20. juni) i 1998 enn i 1997 (Elnan & Gabrielsen 1999).

Tabell 19. Sjøvannstest (plasmaklorid), gjelle-Al og gjenfangst (antall og %) fra utsettingene i Suldalslågen (Prestvika, munningen ved Sand og slept ei mil ut i fjorden) i 1996-1999. Gjenfangster oppdatert til og med 31.12.00.

År	Dato	Sted	Plasmaklorid mM	Gjelle-Al µg Al/g gjelle tv	Antall	Alder	Antall gjen- fanget (N)	Gjenfangst Suldalslågen (N)
1996	08.05	Prestvika	148,5 ± 3,1	5 ± 2	4 992	1	2	1
	13.05	Sand			5 096	1	7	5
	13.05	Slept			4 989	1	22	5
1997	06.-07.05	Sand	191.3 ± 13.1	102 ± 32	2 987	2	2	2
	12.05	Sand			991	1	0	-
	09.05	Prestvika			4 985	1	1	1
	11.05	Slept			4 922	1	0	-
	12.05	Sand (lusfóret)			4 985	1	2	2
	12.05	Sand (kontroll)			3 962	1	0	-
	1998	06.05			Prestvika	161,9 ± 0,1	17 ± 8	4 992
11.05	Sand (lusbadet)	4 963	1	1	0			
11.05	Sand (kontroll)	4 979	1	0	-			
12.05	Slept	4 979	1	55	31			
1999	03.05	Prestvika	188,8 ± 11,8	5 ± 3	4 991	1	0	-
	06.05	Sand (lusbadet)			4 976	1	0	-
	06.05	Sand (kontroll)			4 983	1	1	1
	06.05	Slept			4 454	1	17	10

År	Dato	Sted	Feil vandret (N)	Gjenfangst sjø (N)	1 sjø- vinter	2 sjø- vinter	3 sjø- vinter	Total gjen- fangst (%)
1996	08.05	Prestvika	0	1	1	1	-	0,04
	13.05	Sand	0	2	7	-	-	0,14
	13.05	Slept	7	10	10	10	2	0,44
1997	06.-07.05	Sand	0	0	2	-	-	0,07
	12.05	Sand	-	-	-	-	-	0,00
	09.05	Prestvika	0	0	1	0	0	0,02
	11.05	Slept	-	-	-	-	-	0,00
	12.05	Sand (lusfóret)	0	0	2	0	0	0,04
	12.05	Sand (kontroll)	-	-	-	-	-	0,00
	1998	06.05	Prestvika	1	1	0	3	For tidlig
11.05	Sand (lusbadet)	1	0	0	1	For tidlig	0,02	
11.05	Sand (kontroll)	-	-	-	-	For tidlig	0,00	
12.05	Slept	8	16	21	34	For tidlig	1,11	
1999	03.05	Prestvika	-	-	-	For tidlig	For tidlig	0,00
	06.05	Sand (lusbadet)	-	-	-	For tidlig	For tidlig	0,00
	06.05	Sand (kontroll)	0	0	1	For tidlig	For tidlig	0,02
	06.05	Slept	0	7	17	For tidlig	For tidlig	0,38

1999

I 1999 ble det satt ut grupper tilsvarende 1998-utsettingene. Sjøvannstester av Carlinmerket laksesmolt i slutten av april viste at fisken hadde dårlig osmoreguleringsevne ($188,8 \text{ mM} \pm 11,8$) i sjøvann. Saltvannstoleransen var bedre i april enn i mai. Gjelle-Al konsentrasjonen ved klekkeriet avtok fra 15 til $5 \mu\text{g Al/g}$ tv fra mars til mai. I elva akkumulerte utsatt anleggsprodusert smolt Al på gjellene til konsentrasjoner fra 10 til $20 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv.

Fra utsettingene i 1999 har vi enda bare ensjøvintergjenfangster. Også her ble det registrert flest gjenfangster fra gruppen som ble slept ut (0,38 %). Ti av gjenfangstene ble registrert i elv, syv i sjøfisket (**tabell 19**).

Lusinfeksjonene var mildere i Ryfylke i 1999 enn i de to foregående år, men smittetidspunktet var det samme som i 1997, to uker tidligere enn i 1998 (Kålås et al. 2000). Vinteren 1999 ble det i Ryfylke gjennomført to samordna avlusinger i oppdrettsanleggene, noe som kan ha bidret til lavere infeksjonsrate (Kålås et al. 2000).

Samlet vurdering av gjenfangsdata

Gjenfangsten av smolt satt ut i Suldalslågen og i munningen av elva har vært lav hvert år. Best gjenfangster er oppnådd i grupper satt ut i slepenot plassert i elvemunningen. Påfølgende dag er denne slept ut Sandsfjorden. I tre av utsettingsårene er gjenfangstene her >0.4 %. Dette er lave gjenfangstverdier, men ikke nødvendigvis unormalt lave verdier (Finstad & Jonsson 2001). Utsettingene i 1997 gav meget lave gjenfangstrater. Dette var samtidig det året hvor fisken hadde svak saltvannstoleranse og høy gjelle-Al konsentrasjon. Tilsvarende svak saltvannstoleranse ble registrert i 1999, men utsettingsfisken her hadde lavt innhold av Al i gjellene. I forsøk utført i Rogaland er det påvist inntil 30 % redusert marin overlevelse hos langtidsekspontert laksesmolt når denne akkumulerte omkring 20 til $30 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv (Kroglund & Finstad 2000, 2002; Kroglund et al. 2002). Forsøk utført i Hordaland påviste stor reduksjon ved korttidseksposering av smolt til høye konsentrasjoner av Al. Overlevelsen til smolt satt ut i Suldalslågen synes dårligere enn det som kan forventes basert på gjelle-Al målt på fisk ved klekkeriet eller basert på akkumuleringer innen vassdraget. Andre årsaker til dødelighet, f.eks lakselus kan således ikke utelukkes.

Best overlevelse hos slept fisk tyder på at denne er beskyttet mot dødelighet ved å kunne reetablere saltvannstoleranse i løpet av den perioden fisken er beskyttet i merden under slepet, samt beskyttelse mot predatorer.

4 Diskusjon

Vannkvalitet

Undersøkelser igangsatt før dette prosjektet ble startet antydnet av Suldalslågen kunne være påvirket av forsurening (Kroglund et al. 1995; 1996). Det ble i disse opprinnelige undersøkelsene påvist tilstandsendringer på gjellevev, svikt i ioneregulering, inhibering av enzymer og svikt i fiskens evne til å saltregulere i fullt sjøvann. Disse funnene ble langt på vei bekreftet av undersøkelsene i prosjektet i 1996 og 1997 (Kroglund et al. 1998c; Finstad et al. 1999). I 1998 og 1999 var vannkvaliteten bedre enn i 1997 (Finstad et al. 2000; Strand et al. 2000). Det er rimelig å sette vannkvalitetsforbedringene i sammenheng med kalkingen som ble igangsatt seint i 1997 og tidlig i 1998. I både 1998 og 1999 var aluminiumskonsentrasjonene lavere samtidig som kalsiumnivået og pH hadde økt. Totalt organisk karbon økte også svakt, noe som kan ha medført at mer Al forelå på organisk og ufarlig form de siste undersøkelsesårene. I starten av forsøkperioden i 1999 var det en stor flom, hvor bidraget fra restfeltet dominerte vannføringen i Suldalslågen. I motsetning til i tidligere år ble det ikke påvist pH-fall og vannkvaliteten synes opprettholdt godt gjennom perioden. Kun et fåtall sidebekker viste lav pH og forhøyede Al konsentrasjoner under flomeepisoden. Dette er en effekt av at flere sidebekker har blitt kalket. For fisken betydde den bedrede vannkvaliteten både bedre osmoreguleringsevne, bedre blodverdier (hematokritt og glukose) og lavere gjellealuminiumskonsentrasjon disse årene. Villfanget fisk var også større i 2000, noe som også kan skyldes bedret vannkvalitet, uten at dette trenger være eneste årsak.

I 2000 ble det i enkelte sidebekker målt en økning av pH, og konsentrasjonen av organisk materiale og kolloiddalt Al i vannet gjennom forsøkperioden fra begynnelsen av april til mai. Samtidig ble det registrert en reduserende trend i konsentrasjonen av sjøsalter og derav mobilisert Ali. Konsentrasjonen av Ali avtok noe gjennom april måned. Endringer av pH, sjøsalter og Al gjennom april var betydelig større i sidebekkene enn i Suldalslågen, og tilsvarende trender ble ikke registrert i lågen som har betydelig tilførsler fra kalket vann. Endringen av vannkvaliteten i sidevassdragene hadde økende betydning nedover i Suldalslågen. De analyserte vannprøvene fra Suldalslågen i forbindelse med prosjektet er få i 2000, men trendene fra materialet forsterkes med resultater målt av Blakar & Haaland 2001.

Vinteren 2000 var det en rekke flommer. Disse var spesielt lokalisert i februar og mars hvor Suldalslågen i flere perioder var dominert av vannkvalitet fra restfeltet (Suldalslågen miljørapport 2000). Blakar & Haaland (2001) viste at sidevassdraget Fossåna var betydelig påvirket av sjøsaltepisoder vinteren 2000, og at vannet inneholdt høye konsentrasjoner av sjøsalter fra begynnelsen av året til april, med en redusert konsentrasjon av sjøsalter fra april til mai. I perioden med økte sjøsaltskonsentrasjoner

var det en høy Ali konsentrasjon i Fossåna. Vannkvaliteten i Suldalslågen reflekterte Cl⁻ konsentrasjonen fra restfeltene, men ikke konsentrasjonen av Ali som var avgiftet som følge av kalkingen. Det ble derimot målt en redusert pH og økt Ali konsentrasjon i lågen i prøver innsamlet under flomeepisoden 28. februar.

Eksponering av fisk til vannkvaliteten i Suldalslågen ble utført i en periode med relativt normal vannføring, hvor vannkvaliteten i Suldalslågen var "god" med pH (6,05-6,4) og lave Ali konsentrasjoner som følge av kalking. I begynnelsen av perioden var vannkvaliteten betydelig dårligere i enkelte sidebækker hvor vannkvaliteten var styrt av sjøsalter og lav pH, men som ble avgiftet i lågen som følge av kalking. Fisk eksponert til stasjon Foss og til sidebækkene i Suldal er eksponert til en dårligere vannkvalitet enn fisk eksponert til Suldalslågen.

Generelt var den naturlige vannkvaliteten fra restfeltene dårligere vinteren 2000 enn tilsvarende periode i 1999. Men kalking av restfeltene bidro til at vannkvaliteten i Suldalslågen (unntak blandsoner) var relativt uendret mhp pH/Ali i forhold til 1999.

Resultatene viser at vannkvaliteten under eksponeringsperioden ikke er representativ for vinteren 2000, i januar-mars er vannkvaliteten betydelig mer påvirket av sjøsalter, enn under eksponeringsperioden. Vannprøver innsamlet i lågen har betydelig lavere Ali konsentrasjoner enn prøver fra sidefeltet og kalkingen har trolig avgiftet vannet ved normalsituasjoner selv ved høy konsentrasjon av sjøsalter, unntak er ved enkelte prøver innsamlet under flomeepisoder (Blakar & Haaland 2001) hvor Ali konsentrasjonen også øker i lågen.

Fiskefysiologi

Blodverdiene våren 2000 var normale hos vill smolt el-fisket på ulike stasjoner langs Suldalslågen. Vannkvaliteten påførte sannsynligvis ikke smolten målbare effekter.

Aluminiumkonsentrasjonen på gjellene hos både el-fisket og anleggsmolt i bur i 1996 til 1998 lå høyere enn normalkonsentrasjonen. I 1999 og 2000 ble det registrert gjennomsnittsverdier som lå innen normalområdet på enkelte stasjoner. Utviklingen av aluminiumkonsentrasjon på fiskens gjeller viser forholdsvis lave verdier i 1996 og høyere i 1997 og 1998. I 1999 og 2000 var de gjennomsnittlige verdiene nede på, og lavere enn nivået i 1996. Al-konsentrasjonen på fiskens gjeller økte nedover vassdraget i slutten av april og begynnelsen av mai, samtidig som plasmaklorid-nivået avtok. Stasjonen ved Foss skilte seg fra de andre lokalitetene ved at fisken her hadde opp mot seks ganger høyere Al-konsentrasjon, lavt plasmakloridnivå, og dette sammenfalt med lavere pH og kalsium målt i vannet her på grunn av tilførsel av surt vann fra Fossåna.

Lavere Al-konsentrasjon på gjellene i 1999 og 2000 i forhold til tidligere år kan i følge de vannkjemiske analysene skyldes økt pH og kalsium registrert de to siste årene,

noe som viser at kalkingen har hatt positiv effekt på laksen.

Undersøkelsene i 1997 viste at fisk fra anlegget hadde problemer med osmoreguleringen når den ble utsatt for sjøvannstester. Resultatene fra 1998 indikerte at evnen til osmoregulering i ferskvann var bra både for anleggfsfisk og villfisk. I 1999 var evnen til å saltregulere i sjøvannstestene relativt svak i april sammenlignet med mai hos villfisk. Hos anleggfsfisk i 1999 og 2000 var det store saltreguleringsproblemer i sjøvannstestene både i april og mai. Smoltkvaliteten avtok i april, og var meget dårlig under prøvetakingene foretatt i slutten av april og i mai. Årsaken til dette er uklart. Tilsvarende tap av saltvannstoleranse utover våren er påvist ved langtidseksponering av smolt ved meget lave Al konsentrasjoner (Kroglund & Finstad 2000; 2002). Forsøksmaterialet viste ikke tilfredsstillende sjøvannstoleranse som vist hos laks gitt tilsvarende lysstyring (Iversen et al. 1999). Vi kan dermed ikke trekke noen konklusjoner basert på sjøvannstestene i denne undersøkelsen ettersom vi ikke kan skille vannkvalitetsrelaterte årsaker fra årsaker relatert til driftsforhold ved klekkeriet.

Test av effekten av å stå i bur viste i hovedsak ingen forskjeller i blodverdier eller Al-konsentrasjoner mellom fisken i kar og fisken i bur i kar i anlegget. Det var små endringer innen gruppene utover våren, men ettersom anlegget har vannbehandling vil forskjeller i karvolum og derved oppholdstider kunne innvirke på vannkvalitet.

26-28. april hadde villfisk betydelig høyere gjelle-Al enn burfisk i sidebækkene, men burfisk responderte sterkere fysiologisk. Denne forskjellen mellom villfisk og anleggproduert fisk er konsistent med forskjellene som ble påvist i komparative studier utført i 1994 og 1995 i en rekke vassdrag på Vestlandet.

Resultatet (sidebækker bur og kar) antyder at det ikke er noen umiddelbar og enkel identifisering av hvilken metode som er "best". Avhengig av stressparameter og dato ville konklusjonen ha variert. Det synes likevel opplagt at fremtidige forsøk i langt større grad må ta høyde for definering av vanngjennomstrømming i både bur og kar. Dette synes spesielt viktig i situasjoner der fisken påvirkes av vannkvaliteten. Forskjellene er mindre der fisken i mindre grad påvirkes. Det synes videre sannsynlig å anta at dårlig vannkvalitet resulterer i et økt energibehov til vedlikeholdsaktiviteter, jf. redusert vekst i komparativt forsøk på lms forsøksstasjon 1999 (Kroglund & Finstad 2000; 2002). Når fisken må bruke energien til å hode seg på plass i et bur med høy vanngjennomstrømming er det mindre energi tilgjengelig til å holde fysiologien innenfor normalrammene. Høyere vanngjennomstrømming bidrar således til å øke styrken på responsen. Dette er ikke det samme som at fisken som ikke har tilleggsstresset fra vannhastighet er mindre skadd. Vi målte på et begrenset antall variabler og mangler målinger på ulike enzymer og hormoner. Disse kan være påvirket i like stor grad. Kunnskapen om dette er således viktig for bedre tolking

av resultat og innebærer ikke at den ene metoden er bedre enn den andre.

Fisk eksponert i Suldalslågen hadde lave gjelle-Al konsentrasjoner 26.april, mens fisk eksponert i Fossåna hadde konsentrasjoner på ca. 135 µg AL/g gjelle tv. På nivå 1 i blandsonen var konsentrasjonen på gjellene høyere enn konsentrasjonen som ble målt i Fossåna på tross av at vannbidraget fra Fossåna var halvert. Dette antyder økt reaktivitet til Al i vannkilden, et fenomen tidligere beskrevet fra Audna (Rosseland et al. 1992; Poleo et al. 1994) samt i Nordmarka (Lydersen et al. 1994; Verbost et al. 1995). I det påfølgende karet var konsentrasjonen halvert i forhold til situasjonen i karet ovenfor. Dette tyder på avgiftning gjennom polymerisering av Al.

Smolt som ble slepet fra munningen av Suldalslågen og ut i Sandsfjorden i 1996, 1998 og 1999 gav de beste gjenfangstene, men feilvandringen var høy. Smolten satt ut i 1997 gav dårlig gjenfangst, noe som sannsynligvis skyldes dårlig smoltkvalitet (Finstad et al. 1999). Når denne fisken ble overført til vann kalket til en pH-verdi høyere enn 6,2 etablerte smolten saltvannstoleranse (Kroglund et al. 1998a). Utsettingene i munning og elv gav lav tilbakevandring. Lusbading/lusfór så ikke ut til å ha noen betydelig effekt. Ingen feilvandring ble registrert for disse gruppene.

Om årsaken til de svært lave gjenfangstene av laksesmolt satt ut i Prestvika og i munningen av Suldalslågen kan skyldes vannkvaliteten er det for tidlig å si noe om. Utslept fisk er beskyttet mot predatorer (marine fisker og fugl) i munningsområdet (Strand et al. 1996) og kan være mindre utsatt for luspåslag. Lav gjenfangst av lusebeskyttet fisk står i kontrast til det som normalt registreres i tilsvarende utsettinger i andre vassdrag. Årsaken til svekket smoltkvalitet ved klekkeriet er ikke kjent. Både vannkvalitet, driftsforhold og lakselusinfisering kan bidra til å svekke smoltens evner til osmoregulering i saltvann.

Laksestatistikken viser nedgang i fangstene i Suldalslågen de siste årene. Vinteren 1987/88 var første sesong hvor betydelige mengder vann fra Blåsjø ble tilført Suldalsvannet. I tillegg tok det noen år før alkalinitet og pH i Suldalsvannet ble forringet og falt til under 6 i perioder. Suldalslågen produserer i hovedsak stor laks (>2 sjøvinter). Effektene på fangststatistikken vil derfor først vises 2-4 år etter smoltutgangen. Innslag av oppdrettsfisk gjør at økningen fra 1980 tallet og frem til 1992 sannsynligvis var mindre enn laksefangststatistikken tilsier. Det er videre ikke avklart hvorvidt økningen i laksebestanden fram til 1992 skyldes lakseforsterkningstiltakene (yngelutsettinger) igangsatt på grunn av reguleringen av vassdraget, eller om dette alene skyldes bidrag fra rømt oppdrettslaks. Årsaken til nedgangen i fangst fra 1993 er ikke avklart og ulike hypoteser som forsuring, vassdragsreguleringer og lakselus har vært satt fram (Sægrov et al. 1997). Forsuringshypotesen kan testes når vi får data på yngeloverlevelse i forhold til endring i vannkvalitet.

5 Konklusjoner

Dette er syvende året vannkvaliteten i Suldalslågen evalueres. Vannkvaliteten i Suldalslågen var bedre i 1999 og 2000 enn i perioden 1996-1998 basert på vannkjemi, fiskefysiologiske responser og basert på gjelle aluminium.

På tross av en forbedring i vannkvalitet påvises det fortsatt sted-til-sted variasjon i vannkvalitet innen Suldalslågen. Fisk eksponert i bur >1 km nedstrøms Fossåna responderte negativt, sannsynligvis som følge av vannkvaliteten i Fossåna. Det ble også påvist negative responser hos fisk eksponert i bur i Fossåna. Tilsvarende respons ble ikke påvist på fisk eksponert i tilsvarende bur andre steder i hovedvassdraget eller i sidebekken Steinsåna.

Gjenfangst av Carlinmerket smolt satt ut i vassdraget er lav. Smolt satt ut i merd og slept ut Sandsfjorden har normal til lav overlevelse. Denne fisken vil være beskyttet mot predasjon i estuarie og fjord. Det er også mulig at smolten som ble slept passerte områdene med høye lusforekomster raskere enn smolt som vandret ut på egen hånd, og fikk dermed mindre luspåslag.

Det var ikke entydige forskjeller mellom fiskeresponser basert på bakgrunn av fisk eksponert i kar eller i bur. Begge eksponeringsmetodene har fordeler og ulemper. Uansett eksponeringsmåte må eksponeringsmiljøet karakteriseres bedre enn det som har vært tradisjonen tidligere.

I et eget blandsonenforsøk ble det påvist økt gjelleaktivitet til Al i en blanding av vann fra Fossbekken og Suldalslågen. Med økende alder på blandingen avtok giftigheten på dette vannet.

6 Litteratur

- Abrahamsen, H. & Skogheim, O.K. 1981. Virkning av Ulla/Førre-reguleringen på vannkvaliteten i Suldalslågen - en foreløpig prognose. - Fiskeforskningen DVF 1981,7: 1-47.
- Birkeland, K. & Lura, H. 1997. Lakselusinfeksjoner på sjøaure i Rogaland 1997. - Notat fra Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernveddelingen. 7 s.
- Blakar, I. & Haaland, S. 2001. Vannkvaliteten i Suldalsvassdraget 2000. - Suldalslågen miljørapport nr 9. Statkraft.
- Blakar, I.A. 1995. Vannkvalitet i Ulla-Førre og Suldalsområdet i perioden 1990-1993. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, rapport no. 21: 49 s + vedlegg.
- DN-notat 2000-2. Kalking i vann og vassdrag. - Overvåking av større prosjekter 1999. 536 s.
- Elnan, S.D. & Gabrielsen, S.E. 1999. Overvåking av lakselus på sjøaure i Rogaland sommeren 1998. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljørapport 2-1999, 31 s.
- Finstad, B., Kroglund, F., Hartvigsen, R., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 1999. Suldalslågen: Fisk og vannkjemisk status våren 1997. - NINA Oppdragsmelding 588: 1-32.
- Finstad, B., Strand, R., Kroglund, F., Teien, H.-C. & Hartvigsen, R. 2000. Suldalslågen: Fisk og vannkjemisk status våren 1998. - NINA Oppdragsmelding 644: 1-25.
- Finstad, B. & Jonsson, N. 2001. Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. - Nordic J. Freshw. Res. 75: 37-55.
- Gunnerød, T.B. 1984. Fisk og vassdragsreguleringer. - Kraft og Miljø 7: 1-95.
- Iversen, M., Finstad, B., Sandodden, R. & Bendiksen, E.Aa. 1999. Kompensasjonsutsettinger av smolt i Eira. Effekter av stressreducerende tiltak på vandringsatferd. - NINA Oppdragsmelding 592: 1-16.
- Kroglund F, Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B.O., Hektoen, H. Berkum, T.van & Iversen, M. 1995. Vannkvalitetskrav til laksesmolt: undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag. - DN-notat, ikke trykt.
- Kroglund, F., Finstad, B., Kvellestad, A., Larsen, B.M. & Rosseland, B.O. 1996. Fastsettelse av forsurningsnivå i ulike Vestlandsvassdrag basert på økofysiologiske og økotoxikologiske metoder. - DN-notat ikke trykt.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Lucassen, E., Salbu, B. & Åtland, Å. 1998a. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen.- NIVA-rapport lprn. 3970-98: 1-102.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Kvellestad, A. 1998b. Varighet av blandsoner og betydningen av ulike aluminiumskonsentrasjoner og kalking for giftighet overfor lakseparr. Renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. - NIVA-rapport 3815-98: 1-61.
- Kroglund, F., Finstad, B., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Håvardstun, J. & Salbu, B. 1998c. Fisk og vannkjemisk status i Suldalslågen, våren 1996. - NIVA-rapport 3863-98: 1-54.
- Kroglund, F. & Finstad, B. 2000. Effekter av ulike vannkvalitet på fysiologisk respons, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av atlantisk laks. - NIVA-rapport 4381: 1-45.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen, E.C.H.E.T. 2001a. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. - Water, Air, and Soil Pollut. 130: 911-916.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 2001b. Time and pH-dependant detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. - Water, Air, and Soil Pollut. 130: 905-910.
- Kroglund, F. & Finstad, B. 2002. Low concentrations of inorganic monomeric aluminium impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. - Aquaculture. In press.
- Kroglund, F., Finstad, B. & Staurnes, M. 2002. Marine survival of postsmolt of Atlantic salmon affected by a short term episodic exposure to aluminum. - Manus in prep.
- Kålås, S., Birkeland, K. & Elnan S. 2000. Overvåking av lakselusinfeksjoner på tilbakevandring sjøaure i Rogaland og Hordaland sommaren 1999. - Rådgivende Biologer AS. Rapport nr 430: 1- 37.
- Kaasa, H., Eie, J.A., Erlandsen, A.H., Faugli, P.E., L'Abée-Lund, J.H., Sandøy, S. & Moe, B. 1998. Sluttrapport 1990-1997. Resultater og konklusjoner. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 49: 1-82.
- Lacroix, G. 1987. Fish community structure in relation to acidity in three Nova Scotia rivers. - Can. J. Zool. 65 (12): 2908-2915.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh waters at different temperatures. - Nordic Hydrology 21: 195-204.
- Peterson, R.H., Bourbonniere, R.A., Lacroix, G.L., Martin-Robichaud, D.J., Takats, P. & Brun, G. 1989. Responses of Atlantic salmon (*Salmo salar*) alevins to dissolved organic carbon and dissolved aluminium at low pH. - Water Air Soil Pollut. 46 (1-4): 399-413.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B. Vogt, R. & Kvellestad, A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. - Water, Air, and Soil Pollut. 75: 339-351.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. - Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61: 186-194.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex

- aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. - *Environmental Pollution* 78: 3-8.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance. An ecophysiological approach. - S. 227-246 i C.E.W. Steinberg & Wright, R.W., red. *Acidification of Freshwater Ecosystems*. John Wiley.
- Strand, R., Lamberg, A., Johnsen, B.O. & Heggberget, T.G. 1996. Havbeiteprosjektet i Opløyelva. Årsrapport 1995. - NINA Oppdragsmelding 403: 1-24.
- Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F. & Teien, H.-C. 2000. Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 1999. - NINA Oppdragsmelding 672: 1-24.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Johnsen, G.H. & Kålås, S. 1997. Utvikling i laksebestandene på Vestlandet. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 34: 1-28.

NINA Oppdragsmelding 732

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1294-3

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01