

588

OPPDRAKSMELDING

Suldalslågen:
Fisk og vannkjemisk status
våren 1997

Bengt Finstad
Frode Kroglund
Rita Hartvigsen
Hans-Christian Teien
Bjørn Olav Rosseland
Britt Salbu



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Suldalslågen:
Fisk og vannkjemisk status
våren 1997

Bengt Finstad
Frode Kroglund
Rita Hartvigsen
Hans-Christian Teien
Bjørn Olav Rosseland
Britt Salbu

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs 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 befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene 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 "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes 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.

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.

Trondheim, august 1999

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1023-1

Forvaltningsområde:

Forurensning

Pollution

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning
NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12505 Forsuring - villfisk

Ansvarlig signatur



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

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.

FOKUS-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. Gjennom overvåking av vannkvaliteten har man fått indikasjoner på at det finnes ustabile tilstandsformer av aluminium i vassdraget som mest sannsynlig skyldes tilførsel av surt, aluminiumsholdig vann fra sidebekkene (restfeltet). Konsentrasjon og tilstandsform til aluminium vil variere innen vassdraget som følge av polymerisering, fortynning og turbiditet samt diffuse vann-tilførsler. I 1997 var konsentrasjonen av Ali i gjennomsnitt lavere enn 10 µg Ali/l med unntak av 8. mars hvor det var en økning fra 10 til 52 µg Ali/l nedover i vassdraget. De enkelte nedbørsfelt i restfeltet til Suldalslågen hadde svært varierende konsentrasjoner av totalt aluminium (fra 30 til 160 µg Ali/l). I nedbørsfelt med utløp nederst i Suldalslågen ble det målt de høyeste konsentrasjonene av Ali. Konsentrasjonen av Ali var høyest i mars og lavest i slutten av april, noe som sannsynligvis har sammenheng med snøsmeltingen i mars.

Eksponeeringsforsøkene og utsettingsforsøkene i 1997 ble utført med stedegen (9,5–16,0 cm) og anleggsprodusert (10,0–16,5 cm) laksesmolt. Forsøksprotokollen var den samme i 1997 som i 1996.

Fysiologisk status varierte både innen en lokalitet, på samme lokalitet over tid og mellom lokalitetene. Resultatene for stedegen laks viste at den hadde tilnærmet normal fysiologisk tilstand i ferskvann. Det samme var tilfellet når villfanget fisk ble satt i bur i elva. Når den stedegne villsmolten ble utsatt for sjøvannstester fant man at blodsalt-nivået varierte innen en gruppe, mellom lokaliteter og mellom forsøksdatoene, med indikasjoner på mulige osmoregulatoriske problemer i april. Stasjonene Mo (nederst i vassdraget) og Jone (midt i vassdraget) hadde flest sjøvannstolerante laksesmolt. Resultatene for anleggsprodusert laksesmolt indikerte at et betydelig antall av den undersøkte fisken lå under normalnivået for blodsalt-innhold. Videre fant man indikasjoner på en stress-respons når den anleggsproduserte fisken ble satt i bur i elva. En slik respons ble ikke påvist hos villfanget smolt. Når den anleggsproduserte smolten ble utsatt for sjøvannstester fant man en gjennomgående høyere dødelighet enn hos villsmolten, og klare indikasjoner på dårlig osmoregulatorisk evne.

Konsentrasjonene av aluminium på gjellene hos forsøksfisken var gjennomgående høyere i 1997 enn i 1996. De høyeste konsentrasjonene ble funnet hos anleggsfisken på

klekkeriet, og dataene tyder på at anleggsfisken kvittet seg med aluminium fra gjellene når den ble satt ut i bur i elva.

Kontroll av fysiologisk tilstand hos Carlin-merket fisk viste klare indikasjoner på at merking og transport av fisk har mindre betydning for blodsalt-nivået. Det er derfor sannsynlig at vannkvaliteten i anlegget var så vidt dårlig i 1997 at den påvirket den fysiologiske statusen til anleggsfisken. Resultatene fra utsettingene tyder på at vannkvaliteten i elva/klekkeriet kan ha påvirket overlevelsen til utsatt smolt, som kan forklare hvorfor det er så dårlig avkastning av utsettingene.

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

Bengt Finstad, Rita Hartvigsen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim
Frode Kroglund & Bjørn Olav Rosseland, Norsk institutt for vannforskning, Televeien 1, 4890 Grimstad.
Hans-Christian Teien & Britt Salbu, Norges Landbrukshøgskole, LAK, Boks 5026, 1432 Ås.

Abstract

Finstad, B, Kroglund, F., Hartvigsen, R., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 1999. River Suldalslågen, fish and waterchemistry, spring 1997. - NINA Oppdragsmelding 588: 1-32.

The FOKUS-project was initiated by the Norwegian Directorate for Nature Management in 1995. The purpose of the project is to examine how acidification and aluminium affect smoltification and other physiological responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the river Suldalslågen, and how this might affect the seawater survival. The background for this project is the observation that catches of Atlantic salmon in this river have been low over the last years and that this could be the result of deteriorated water quality.

The monitoring of water quality has indicated that there are unstable forms of aluminium in the river Suldalslågen. This is probably caused by release of aluminium from the bedrock due to acidification, and the level of calcium is too low to counter this effect. In 1997 the concentration of aluminium in the main watercourse was on average lower than 10 µgAl/l with the exception of 8th March where the aluminium concentration went up to 52 µgAl/l. The concentration of aluminium in the tributaries varied between 30 and 160 µgAl/l. The concentration of positively charged aluminium, Al³⁺, varied between 10 and 37 µgAl³⁺/l between sampling dates and stations. This is considerably higher concentrations than in the main watercourse. The highest concentrations of aluminium were found in the tributaries in the lower part of the river. The total aluminium concentration in the tributaries was highest in March and lowest at the end of April probably due to snowmelt in March.

The various experiments were carried out in parallel on indigenous salmon smolt (length: 9.5–16.0 cm) and hatchery reared salmon smolt (length: 10.0–16.5 cm). The experimental protocol is described in the report, and it was the same in 1997 as in 1996. The experiments were carried out in the period 8th March to 12th May 1997. This is the main period for smoltification.

The physiological status of the smolt varied within one locality, over time and among localities. The results showed that the indigenous salmon had nearly normal physiological responses in freshwater. The same results were found when indigenous smolts were put in cages in the river. This indicates that handling stress was not important for this group of fish. The seawater challenge experiments on the indigenous smolts showed some variation in osmoregulatory capacity with some mortality, but more than half of the experimental smolts were able to osmoregulate well in seawater.

The same experiments were carried out on the hatchery reared salmon smolt. At the outset of the experiments it was found that these smolts had osmoregulatory problems, and they showed a stress-response during the caging in the

river. In the seawater challenge experiments with these smolts the mortality was higher than in the indigenous salmon smolts, and the results indicated poor osmoregulatory capacity.

The concentration of aluminium in gill tissue was determined for both groups of salmon smolts. The concentration of aluminium in gill tissue varied between 40 and 190 µgAl/g gill tissue (dry weight) in the indigenous smolts at the end of the caging in the river. The concentration of aluminium varied in hatchery reared smolt varied between 110 and 210 µgAl/g gill tissue (dry weight) at the outset of the cage experiment in the river, and at the end of the experiment it had dropped to 60 to 120 µgAl/g gill tissue (dry weight). These levels are higher than the levels recorded in 1996. The results indicate that hatchery reared fish was exposed to aluminium in the hatchery, and that the concentration of aluminium on the gills dropped while the fish were held in cages in the river.

Tests of osmoregulatory capacity in Carlin-tagged smolt clearly indicated that the tagging did not infer stress in the fish. However, the number of tagged fish that has returned to the river is low. We interpret this observation to indicate that the water quality in the hatchery in 1997 negatively influenced that physiological response in the hatchery fish and probably reduced their seawater survival. Further studies are planned to examine this hypothesis in detail.

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

Bengt Finstad, Rita Hartvigsen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway.

Frode Kroglund & Bjørn Olav Rosseland, Norwegian Institute for Water Research, Televeien 1, N-4890 Grimstad, Norway.

Hans-Christian Teien & Britt Salbu, Agricultural University of Norway, LAK, Box 5026, N-1432 Ås, Norway.

Forord

For å vurdere konsekvensene og betydningen av henholdsvis forsuring og kalking i Suldalslågen ba Direktoratet for Naturforvaltning (DN) NIVA, NINA og LFI-Bergen om å utarbeide et programforslag. Innholdet i prosjektet er diskutert på møter med DN og Statkraft Engineering i 1995 og i 1996. På disse møtene møtte fast 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). Feltsesongen 1997 skulle benyttes til å evaluere fiskestatus i forhold til forsuring og eventuelt andre trusselfaktorer i vassdraget basert på egne observasjoner (rapportert her). På en senere fase av prosjektet vil resultatene bli samholdt med data tilgjengelig fra FUS- og LFS-prosjektene. Vannkjemiske målinger og biotiske responser i vassdraget ble knyttet opp til vannkjemi.

Den foreliggende rapporten er andre årsrapport for FOKUS-prosjektet "Forsuring- og kalkingsundersøkelser i Suldalslågen". Feltarbeidet ble gjennomført i perioden mars til mai 1997. Dette delprosjektet er et samarbeid mellom NIVA, NINA og LAK/NLH. Prosjektansvaret har vært delt mellom NIVA (F. Kroglund) og NINA (B. Finstad). H.C. Teien fra LAK hadde ansvaret for feltarbeid knyttet til fraksjonering av aluminium, mens B. Salbu hadde det formelle ansvaret. Resultatene her er ikke den endelige bearbeiding av materialet og konklusjoner vil kunne endres etterhvert som kunnskapen om vannkvalitet og fiskebestander forbedres.

Klekkeribestyrer Øyvind Vårvik takkes for et godt samarbeide gjennom denne første prosjektperioden. Vi takker for produksjon av god forsøksfisk, bruk av klekkeriet og for hans tålmodighet forbundet med våre utradisjonelle arbeidstider og vårt behov for hjelp.

El-fisket ble foretatt av Bjørn Mejdell Larsen, Hans Mack Berger og Terje Nøst. Fisken ble merket av Leidulf Fløystad, Gunnel Østborg, Frøy Rosvoll Bystad, Sofie Nilsen og Gunnar Vårvik.

Trondheim, august 1999

Bengt Finstad
prosjektleder

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
1.1 Vannkvalitet	6
1.2 Fisk	6
2 Materiale og metoder	7
2.1 Vannkvalitet	7
2.2 Fisk	9
2.3 Prøvetaking av fisk for fysiologiske undersøkelser	10
3 Resultater og diskusjon	12
3.1 Vannkjemi	12
3.2 Fysiologiske undersøkelser av laks	18
3.2.1 Lengde anleggsproduert og stedegen laksesmolt	18
3.2.2 Stedegen laks	19
3.2.3 Stedegen laks, 1 ukes eksponering i bur	21
3.2.4 Anleggsproduert laksesmolt	25
3.2.5 Sammenstilling av vann kjemiske data og fysiologiske data	28
4 Foreløpige konklusjoner	31
5 Litteratur	32

1 Innledning

1.1 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 198; Gunnerød 1984). Det relative bidraget med surt vann fra restfeltet bidro i perioder med betydelige mengder surt vann til Suldalslågen.

I de senere år har FUS-prosjektet periodevis registrert forsureningsepisoder i Suldalslågen med tildels betydelig fall i pH og økte konsentrasjoner av total aluminium (Al). I hovedvassdraget er det målt pH-verdier under 5.0. Under disse sur-støt episodene vil konsentrasjonen av Al kunne øke og kan resultere i høye Al-konsentrasjoner (> 50 µg total-Al). Det er antatt i rapporter fra LFS-prosjektet at disse forsureningsepisodene kan skade fiskebestandene i vassdraget (Heggberget et al. 1994; Blakar, 1995), selv om en slik sammenheng ikke har blitt forsøkt påvist (Kaasa et al. 1998). De ulike tilstandsformene til Al er ikke analysert eller publisert innen FUS-prosjektet, og forekomst av og endring i giftige fraksjoner er derfor ikke vurdert. Da analyse av humus- og silisiuminnholdet i Suldalslågen normalt har vist lave konsentrasjoner kan man anta at det aller vesentligste av aluminium om våren vil foreligge på uorganisk og giftig form (Blakar foredrag i Suldal, 1996). I perioder med større tilførsel av humus om høsten vil den relative andelen av giftig aluminium sannsynligvis avta.

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. Likeledes er det vist at restfeltet til Suldalslågen periodevis er betydelig forsuret. Likeledes synes sidebekkene nedstrøms Ritland å være mer forsuret enn bekkene mellom Ritland og demningen ved Suldalosen. Ved lav vannføring (minstevannføring over demningen ved Suldalosen) 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 kan opprettholde god vannkvalitet i hele Suldalslågens lengde. Forsuringseffektene kan derfor i perioder tilta nedover i vassdraget på grunn av økte bidrag fra restfeltet. Høsten 1997 ble kalkingen i Suldalslågen utvidet (Svein Dam Elnan, pers.medd.). For innsjøkalkingen kom denne igang i månedsskiftet oktober/november 1997. Killingvatnet, Ritlandsvatnet, Augnastølsvatnet og Hiimsvatnet ble da kalket. Følgende sidevassdrag ble i tillegg kalket i månedsskiftet

november/desember 1997: Osvad, Tjøstheimsåna, Tveitli-åna og Mosåna. Innsjøene ble kalket en gang i året, mens de fleste doserere er i kontinuerlig drift gjennom hele året (kalkdosen varierer med årstida).

1.2 Fisk

I perioden 1876 til 1993 er det årlig fanget i gjennomsnitt 3000 kg anadrom fisk i Suldalslågen (laks og sjøørret). Som 10-års midler er det fra 1964-73, 1974-83 og fra 1984-93 fanget henholdsvis 3 825, 3 222 og 3 540 kg laks. (Tallene er basert på vurderinger gjort av Vasshaug for perioden 1876-1988). Fra og med 1989 er tallene basert på oppgaver fra Suldal Elveeierlag (Gravem, 1995 side 14). I årene 1993, 1994 og 1995 var fangstene lave (mellom 1-2 tonn årlig) mens det i 1996-sesongen synes ytterligere forverret med en totalfangst på omlag 600 kg (Villmarksliv, nr. 2, 1997). For 1997 og 1998 var totalfangsten av laksefisk henholdsvis 1686 og 887 kg (Harald Lura, pers.medd.). Innslag av oppdrettsfisk gjør at økningen fra -80 tallet og frem til 1992 er mindre enn laksefangststatistikken tilsier, men også at avtaket etter 1992 er større enn fangstdataene antyder. Det er ikke avklart hvorvidt økningen i laksebestanden skyldes lakseforsterkningstiltakene (yngelutsettinger) igangsatt på grunn av reguleringen av vassdraget, eller om dette alene skyldes bidrag fra rømt oppdrettslaks. Likeledes er ikke reduksjonen i fangst fra og med 1993 forklart. Vill laksesmolt i Suldalslågen smoltifiserer som 3-4 åringer i perioden april-mai. Hovedtyngden av smoltutvandringen skjer fra siste del av april til rundt 20 mai (Pethon & Lillehammer, 1995). Utsatt smolt varierer i smoltalder fra 1-4 år med hovedtyngden på 1 år. Villsmolt er signifikant større ved utvandring selv om det er noe overlapping i variasjonsbredden (Pethon & Lillehammer, 1995). Laksen oppholder seg gjennomsnittlig 2.6 år i sjøen (Heggberget et al. 1994; Saltveit, 1994). Dette innebærer at fangstene fra de siste tre årene i hovedsak stammer fra smolt som vandret ut i perioden 1993-95. Årsaken til nedgangen i fangst er ikke avklart og ulike hypoteser som forsurening, vassdragsreguleringer og lakselus (Sægrov et al. 1997).

Yngel

Veksten hos fisk i Suldalslågen må karakteriseres som dårlig og tettheten som lav (Saltveit, 1994). Før utbygging, dvs. i perioden 1977-79, var den beregnede tetthet av laksunger svært stabil. Tetthet av laksunger varierte fra 29.8-32.8 individer pr. 100 m². Etter utbyggingen og fram mot 1985 avtok denne tettheten og de laveste tettheter ble funnet i 1980 og 1984 med henholdsvis 20.8 og 12.3 laksunger pr. 100 m². I perioden 1986-92 har det funnet sted en jevnt økende fisketetthet (Saltveit, 1994). Etter 1993 har tettheten av yngel vært lav (Saltveit, 1997). Denne endringen er i LFS-prosjektet begrunnet med redusert marin overlevelse hos utvandrende smolt, som igjen har medført redusert tetthet av gytefisk. LFS-prosjektet har imidlertid ikke studert årsaken til hypotesen omkring redusert marin overlevelse. Likeledes er det antatt at fangst av stamfisk til

klekkeriet har forverret situasjonen ytterligere ettersom denne fisken dermed ikke bidrar med naturlig gytt egg og yngel i elva (Saltveit, 1994). Endringene i yngel og smolttetthet er innen LFS-prosjektet kun sett i forhold til fysiske faktorer (vannmengde og temperatur) og er ikke evaluert i forhold til endringene i vannkvalitet (forsuringsutviklingen) registrert i samme periode.

Smoltkvalitet

Smoltundersøkelser har pågått i Førlandskanalen i 1990-94, i Suldalslågen og i Suldalsvatnet i 1992-94 (Pethon & Lillehammer, 1995). Formålet med undersøkelsene har vært å finne ut hvordan utsettingene av laksunger i Førlandskanalen har påvirket smoltavkastningen, og videre studere utvandingsforhold for både villsmolt og smolt av utsatte laksunger i Suldalslågen. Spørsmålet om smoltens sjøvannstoleranse har også inngått. Smolt har blitt innsamlet med feller i utløpet av Førlandskanalen og notposer ved Vikane, Lunde og Littlehaga i Suldalsvassdraget. Materialet er blitt undersøkt med hensyn på lengde, vekt og alder. Otolitter har blitt benyttet for aldersbestemmelse, og for å skille umerket smolt av utsatt fisk fra villsmolt. Smolt fra utsatt fisk er undersøkt for salinitetstoleranse og dødelighet i kunstig sjøvann og direkte i Sandsfjordvann (Pethon & Lillehammer, 1995). Preliminære forsøk med hensyn til smoltens sjøvannstoleranse antyder en toleranseterskel med hensyn til dødelighet mellom 15.5 og 20 ‰. Målinger av salinitet i de øverste lag i Sandsfjorden antyder at smolten antagelig får problemer med dødelighet når den når de ytterste deler av fjorden.

Våren 1994, 1995 og 1996 ble smoltkvaliteten i vassdraget vurdert utfra fysiologisk status (Kroglund et al. 1995; 1996; 1998c). Undersøkelsene er utført både med stedegen villfisk og med anleggsprodusert fisk. Resultatene fra disse undersøkelsene tydet på at Suldalslågen er moderat forsuret og at vannkvaliteten forårsaket tilstandsendringer på gjellevev, ioneregulering, enzymer og reduserte fiskens evne til å saltregulere i 34 ‰ saltvann. Disse fysiologiske og histologiske forandringene ble tolket som indikasjoner på ugunstig vannkvalitet.

2 Materiale og metoder

2.1 Vannkvalitet

I løpet av våren 1997 har det vært utført flere feltarbeid i Suldalslågen og i restfeltet til Suldalslågen for å bestemme vannkvaliteten spesielt mhp aluminium. I Suldalslågen var det 6 stasjoner hvor det ble gjort *in situ* fraksjonering mhp Al-tilstandsformer (tabell 1). Samtidig ble det tatt vannprøver fra alle stasjoner som senere er analysert på laboratoriet. Prøvetakning ble utført hhv. 6.-8. mars, 22.-25. april, 1.-2. mai og 7.-9. mai, hvor de hydrologiske forholdene var svært forskjellig; flom i mars, lite nedbør i april og stort utslipp fra Suldalsvannet i mai. Prøvetakingsstasjoner med tilhørende nummer er vist i tabell 1 og i figur 1. For videre beskrivelser av området henvises til Kroglund et al. 1998c.

Bestemmelse av vannkvalitet

pH ble målt i en plastbeholder med vann fra den enkelte prøvetakingsstasjonen pH ble målt flere ganger i nye vannprøver til det ble avlest samme verdi to ganger. pH ble målt med et PHM80 Portable pH meter med Radiometer elektrode PHC2005. Temperatur ble målt direkte i elven/bekken.

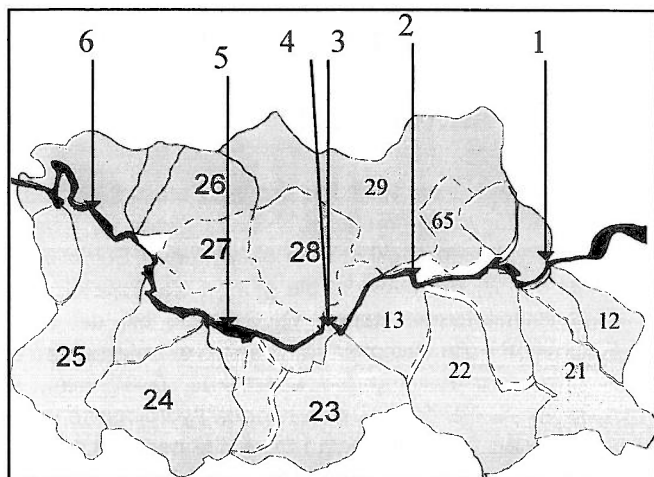
Det ble utført Al-fraksjonering ved den enkelte stasjonen. Det ble også samlet vann på 0,5 l plastflasker og 100 ml brune glassflasker fra de ulike vannkvalitetene. Disse vannprøvene ble bestemt på LAK mhp:

- 0,5 l plast flaske: Alkalinitet, NO_3^- , SO_4^- , F, Cl, K, -Na, Si, Mg, Ca, Fe, Zn
- 0,1 l brun glassflaske: TOC

Na, Ca, Mg, Zn og Si er bestemt vha ICP. SO_4^- og Cl er bestemt vha Autoanalysator. NO_3^- er bestemt vha FIA. K er bestemt vha Atomabsorbans.

Tabell 1. Ulike prøvetaking lokaliteter med stasjon/nedbørsfeltnummer.

Stasjoner i Suldalslågen	Nr	Sidebekker	Nedbørsfeltnr	Sidebekker	Nedbørsfeltnr
Suldalsvannet	1	Brommelandsbekken	26	Fossåna	24
Prest	2	Gjuvetbekken	12	Ritlandsåna	28
Jone	3	Grovbekken	27	Steinsåna	29
Ritland	4	Heimsåna	25	Stråpåna	21
Foss	5	Kvæstadbekken	30	Tjøsteimsåna	22
Mo	6	Mosåna	23		



Figur 1. Suldalslågen med prøvetakingsstasjoner og nedbørsfelt til sidebekkene som utgjør restfeltet.

Prøvetakning og fraksjonering av vann mhp Al-tilstandsformer

Aluminium kan foreligge i ulike tilstandsformer som varierer mhp molekylvekt, størrelse og ladningsforhold (reaktivitet). Det er spesielt de reaktive Al-tilstandsformene som er interessante mhp negative Al-effekter på biologiske organismer. For å få informasjon om de enkelte Al-tilstandsformene ble det gjort *in situ* fraksjonering i felt. *In situ* fraksjonering av aluminium ble gjort på 5 elvestasjoner og i de største sidebekkene til Suldalslågen i 6.-8. mars, 23. april, 1.2 og 9. mai. Prøvetakningsutstyret ble fraktet rundt til den enkelte stasjon slik at vannet ble pumpet on line fra den enkelte vannlokalitet.

For å få informasjon om molekylvektfordeling benyttes *in situ* hul-fiber ultrafiltrering.

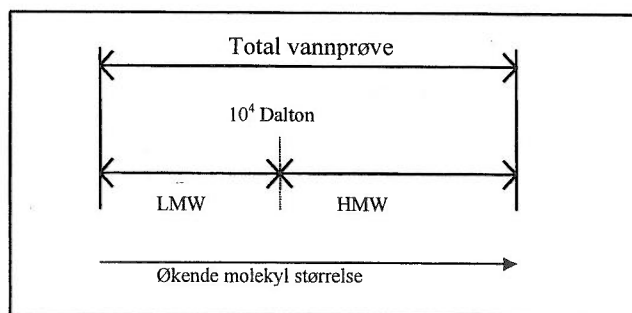
Hul-fiberen var plassert ved den enkelte stasjonen og vha en peristaltisk pumpe ble vannet pumpet direkte fra prøvetakningsdypet til hul-fiberen (kort transport tid, *in situ* prøvetakning og fraksjonering). Det ble brukt fibre med nominell molekylvekt grense på 10000 Dalton for å skille lavmolekylært (LMW) fra høymolekylært (HMW) aluminium. Figur 2

Totalkonsentrasjon av Al

"Total" konsentrasjon av aluminium benevnes for tot-Al. Til bestemmelse av "totalt" aluminium ble det tatt ut 20 ml prøve i 20 ml plastrør av polypropylen. Prøven ble surgjort med 200 μ l konsentrert HNO_3 . Prøven ble lagret i minst 2 uker før bestemmelse av Al ved hjelp av induktivt koplet plasma emisjons spektroskopi, ICP.

For bestemmelse av LMW-Al ble vannprøven ultrafiltrert med hulfilter ($\text{MW} < 10^4$ Dalton). Den lavmolekylære fraksjonen som passerte filteret ble surgjort og bestemt vha ICP. HMW-Al beregnes som:

$$\text{HMW Al} = \text{Tot Al} - \text{LMW Al},$$



Figur 2. Ulike molekylvektklasser av Al undersøkt i forsøket.

Ekstraksjon

"Totalt monomert" aluminium (Ala) er positivt ladd, uladd og negativt ladd aluminium som lar seg ekstrahere. Ekstraksjon er en metode hvor det brukes en organisk kompleksbinder som kompleksierer reaktivt Al som deretter ekstraheres over i en organisk fase. Det ble benyttet 20 sekunder ekstraksjonstid. Al i den organiske fasen måles på spektrofotometer og benevnes Ala. Dette kan utføres på ufiltrert og filtrert vann for å skille mellom LMW og HMW former av Ala.

Kolloidalt/partikulært aluminium

Kolloidalt/partikulært Al (Alc) er differansen mellom totalt Al og reaktivt Al.

$$\text{Alc} = \text{tot-Al} - \text{Alc}$$

Ionebyttning

"Uorganisk monomert" aluminium (Alo) er uladd og negativt ladd aluminium som lar seg ekstrahere. De uladde eller de negativt ladde formene av aluminium holdes ikke tilbake ved ionebyttning av prøven. For å bestemme denne fraksjonen av aluminium, blir vannprøven ionebyttet. Ionebytter kromatografi fraksjonerer med hensyn til reaktivitet (ladning). Ved å benytte en kationbytter vil positivt ladde tilstandsformer til Al (kationisk Al) holdes igjen på ionebytteren.

Ionebyttningen ble utført vha en peristaltisk pumpe hvor vann ble pumpet med konstant hastighet (3,8 ml pr ml ionebyttemasse) direkte fra prøvetakningsdypet til en ionebytterkolonne preparert med kationbytter Amberlite IR på Na-form. Eluatet fra kationbytter-kolonnen ekstraheres som for Ala. Eluatet benevnes Alo.

Positivt ladd ("uorganisk monomert") aluminium måles ikke direkte, men beregnes som differanse mellom to målte verdier. Differansen mellom Ala og Alo angir konsentrasjonen av positivt ladd aluminium. Denne betegnes som Ali.

$$\text{Ali} = \text{Ala} - \text{Alo}$$

Tilstandsformene til Al inkludert i denne undersøkelsen

- tot-Al = Al bestemt vha ICP etter syretilsetning
 Ala = ekstraherbart Al (ingen syretilsetning)
 Alc = kolloidalt/partikulært Al (tot-Al-Ala; den mengde Al som tilgjengeliggjøres ved syretilsetningen)
 Alo = ekstraherbart Al som passerer en ionebytter
 Ali = differansen mellom Ala og Alo.

Disse målingene er utført både på tot-Al og ultrafiltrat (LMW-former). Differansen mellom total LMW benevnes HMW (det som holdes tilbake i filteret). Barnes/Driscoll metoden kombinerer ionebytting og ekstraksjon for å fange opp ulike reaktive tilstandsformer for aluminium (Barnes, 1975). **Figur 3**

Kombinasjon av hulfiber ultrafiltrering og fraksjonering mhp reaktivitet

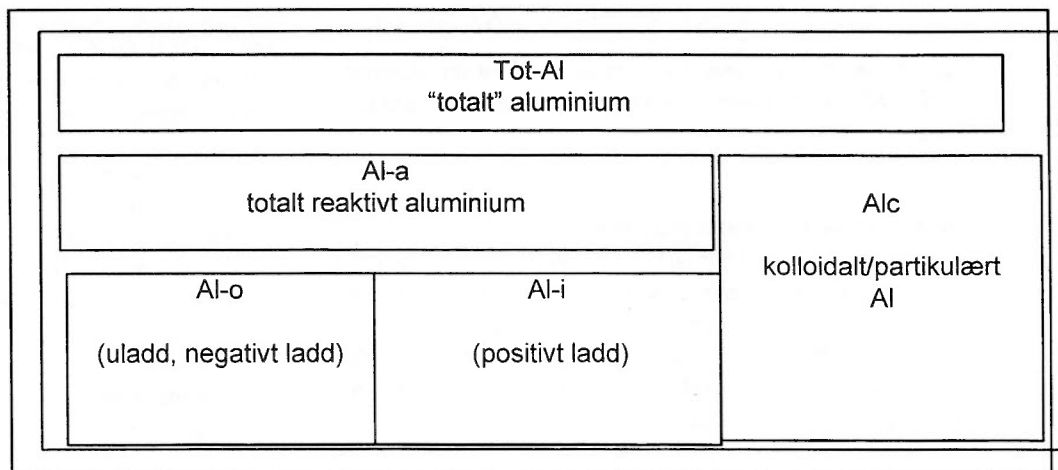
Ved å kombinere hulfiber ultrafiltrering, ekstraksjon og ionebytting fåes informasjon om molekylvektfordeling og ladningsforhold både i en total prøve og i et ultrafiltrat. Polymerisering reduserer LMW og øker de HMW tilstandsformene.

Ultrafiltrert vann ble fraksjonert mhp. reaktivt aluminium i felt. Systemet var koblet slik at filtrert vann ble transportert direkte fra hulfiber til kationbytter via en peristaltisk pumpe. På denne måten ble aluminium både fraksjonert mhp. størrelse og ladning, og de ulike Al-tilstandsformene total, LMW og HMW knyttes til reaktivitet (tot-Al, Al_C, Al_A, Al_O, Al_I).

Analysemetoder

Aluminiumskonenstrasjonene i de ulike ekstraherte prøvene ble bestemt på laboratorium med et spektrofotometer. I spektrofotometeret ble det brukt 6 kvartskvetter, og ekstraktet ble absorbert for bølgelengde 395 nm og 600 nm. Prøvene ble lagret minst 14 dager i kjøleskap før måling av absorbans. Det ble brukt flere standardløsninger med varierende konsentrasjoner av aluminium som grunnlag for en standardkurve.

Figur 3. Oppdeling av aluminiums tilstandsformer.



2.2 Fisk

I denne undersøkelsen inngår både laks produsert fra stamfisk av Suldalslågen stamme (anleggsprodusert laks), og stedegen laks fanget på fire ulike stasjoner i vassdraget. Det foregår fiskeutsettinger i vassdraget. Utsatt fisk er finneklippet. For å få et best mulig sammenliknbar smoltifiseringstidspunkt på villsmolt og anleggsprodusert smolt, ble smoltifiseringsprosessen i anlegget kontrollert med lysstyring.

Produksjonsregimer (lysstyring) for anleggsprodusert smolt

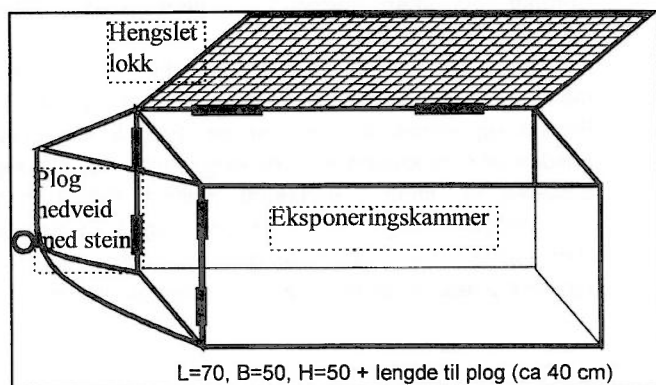
Tidspunktet for når laksen går fra typisk parrstadium til smolt (sjøvannsdyktig) kan reguleres og styres kunstig ved endring av daglengde (se bl.a. Duston & Saunders, 1992; Randall et al. 1994). For 1996/1997 var lysstyringen planlagt på følgende måte: Lyset ble gradvis redusert fra 24 timer til 10 timer lys fram til 01.12.96. Dette lysregimet (10 timer lys: 14 timer mørke) ble holdt konstant til 1. mars 1997. Etter den tid ble lyset gradvis økt med 1 time per dag fram til 14. mars da et lysregime på 24 timers lys ble oppnådd. Dette lysregimet ble holdt fram mot utsetting. Lyset ble dimmet ½ time ved overgang lys/mørke. Det samme gjaldt fra overgangen mørke/lys. Denne dimmeprosessen ble utført for å hindre at fisken skulle stresses pga unaturlige raske lysskiftninger.

El-fiske og eksponering av villsmolt og anleggsprodusert smolt i bur

Det ble el-fisket stedegen fisk ved følgende tidspunkt: 7. mars, 13. april, 29. april. El-fiske ble foretatt ved Mo, Foss, Ritland og Prestvika. Grupper på 10 fisk ble prøvetatt umiddelbart. Stedegen fisk ble eksponert i bur plassert på fangststedet, samt i samløpet mellom Ritlandsåna og Suldalslågen (fangststed = Ritland) og i Suldalsvannet (fangststed = Prestvika). Anleggsmolt ble eksponert i samme type bur plassert ved siden av den stedegne fisken.

Hver stasjon i elva ble el-fisket over en 2-3 timers periode. Fisk som skulle prøvetas med hensyn til fysiologiske- og histologiske parametre var prøvetatt 1-2 minutter etter fangst. Fisk som skulle eksponeres i bur var plassert i burene 3-5 minutter etter fangst. Fisk som skulle representere villfisk ved stasjonene Ritland og Suldalsvannet, ble hentet inn fra gruppene fanget inn ved henholdsvis Jone og Prestvika. Anleggsprodusert fisk ble transportert til eksponeringslokaliteten med bil. Transporttid, inkludert håving og utsetting, var under 30 minutter for stasjonene lengst fra klekkeriet (Mo og Suldalsvannet). Betydningen av transportstress ble testet ved at noen fisk fikk samme håndtering og transporttid som den elveutsatte fisken, men tilbakført til anlegget for senere prøvetaking.

Eksponeringsburene var 70*50*50 cm og hadde plastbelagt revenetting i siden og som lokk (figur 4). For å hindre rømming ble veggene inni buret foret med finmasket not. Lokket ble dekket med svart plast for å hindre solinnstråling. Flere større stein ble plassert i hvert bur, både for å gi et mer naturlig substrat, men også for å dempe vannstrømmen ytterligere. Foran buret var det plassert en plog. Denne ble veid ned med stein. Plogen ble plassert mot strømmen. Fisken holdt seg normalt over eller ved siden av steinene, og hadde tilsynelatende normal atferd. Eksponeringskammerene var nær identisk med de som ble brukt i forsøk i Audna i 1989 (Rosseland et al. 1992).



Figur 4. Skisse over eksponeringsbur benyttet for eksponeringsforsøk på stedegen og anleggsprodusert fisk i Suldalslågen.

Utsettinger av fisk/utsleping i mærd

Grupper av 5 000 carlinmerket fisk ble satt ut i Prestvika (9.5), i munningen av Suldalslågen (13.5) og etter utsleping utover i fjorden ved Høyvik, omlag 20 km fra Sand (14.5). I 1997 ble utsettingene utvidet med en gruppe av 5 000 fisk gitt beskyttelse mot lakselus (16 uker) som ble satt ut i munningen av Suldalslågen. Normalt sett settes det ut grupper av 3 000 fisk (L.P. Hansen pers.medd.). I dette forsøket ble det utvidet til grupper av 5 000 fisk for å kompensere for lav overlevelse/forventet lav gjenfangst. Fisk satt ut i Suldalslågen ville påvirkes av vannkvaliteten i vassdraget. Det var forventet på bakgrunn av andre utsettingsforsøk at fisken ville vandre ut av vassdraget

innen en uke. Det er påvist at smolt som settes ut i elvemunninger har lavere overlevelse enn fisk som settes 24 timer i mærdpose og som slepes ut at fjordsystemet (B. Finstad unpubl.). Man kan ikke utelukke at vannkvaliteten i Suldalslågen også påvirker vannkvaliteten i munningsområdet og videre utover i fjorden. Forsøk har vist at aluminium fra ellevann etter sjøvannsinnblanding og dertil økning på pH fortsatt kan skade fisk (Rosseland et al. 1998; Rosseland 1998) og gjøre dem mer motakelig for kjemiske og biologiske stressfaktorer ved overgangen til sjø. Ved å sikre at en gruppe ble beskyttet mot biologiske faktorer som predasjon i minst 24 timer etter elveutvandring, ville man sannsynligvis øke kvaliteten på utsleplingsgruppen som referansegruppe, selv om både denne og gruppen satt ut i munningsområdet kunne påvirkes av vannkvaliteten i området.

Før utsetting ble fisk fra anlegget håvet opp i en 1 200 liters transporttank med oksygenerert vann. Deretter ble transporttanken fraktet til de respektive utsettingsstedene og fisken ble satt ut vha. et 10 meters transportrør med diameter på 30 cm. Ingen fisk døde under utsettingen. Fisk til utsleping i mærd ble satt ut i en mærd (4*4 m) ved hydrokaia på Sand. Fisken stod der i omlag ett døgn før slepingen ble igangsatt. Avstanden fra mærd til båt var 150 meter og mærdene ble tauet ut i Sandsfjorden etter kl. 18.00 på fallende sjø ved omlag 3 knops fart. Fisken ble sluppet fri ved Høyvik omlag 20 km fra Sand. Jevnlige salinitetsregistreringer ble foretatt. Slepingen foregikk i 12 timer. Ingen fisk døde under slepet.

2.3 Prøvetaking av fisk for fysiologiske undersøkelser

Prøvetaking

Hver fisk ble etter en gitt eksponering til en vannkvaliteten på de enkelte stasjoner prøvetatt mht. blod og vev for enzymatiske og histologiske undersøkelser. Hvert prøveuttak omfattet 6-10 fisk i ferskvann og ca 15 fisk i saltvannstestene. Det ble tatt prøver av stedegen fisk umiddelbart etter fangst for å få referanseverdier (tid = 0). Referanseverdier for anleggsprodusert fisk ble tatt ved klekkeriet før håndteringen i forbindelse med transport.

For å vurdere betydningen av transport på osmoregulering og histologi hos anleggsprodusert fisk ble fisk transportert fra klekkeriet til Mo og tilbake til klekkeriet. Det ble tatt prøver før transport, ved Mo og etter avsluttet transport. Fisk ble samtidig overført til saltvannstester.

“Eksponeringsverdier” refererer seg til prøver tatt etter ca en uke eksponering i bur. Forsøk ble utført i mars, april og to ganger i mai.

Sjøvannstesting av smolt

Ved sjøvannstesting av smolt ble grupper av fisk overført fra ferskvann til sjøvann. Etter 24 timers opphold i sjøvannet ble det tatt blodprøver av denne fisken (Blackburn & Clarke, 1987). Denne metoden er innarbeidet i de fleste

fysiologiske laboratorier som arbeider med fiskefysiologiske problemstillinger og er internasjonalt akseptert. Vi benyttet derfor denne metodikken i våre undersøkelser for en generell og uspesifikk vurdering av smoltkvalitet. Det ble utført sjøvannstoleransetester på stedegen og anleggsmisk den 24. april og 11.-12. mai.

Testmiljø

Det ble benyttet enten 34 ‰ sjøvann (naturlig) eller kunstig laget ved hjelp av sjøsalt (Instant Ocean salt). Rutinemessig ble det blandet 3.5 kg salt med 100 liter ferskvann. Ved utblanding av sjøsaltet med ferskvann oppnås en salinitet på mellom 29 til 35 ‰. Dette ble deretter justert til 34 promille. Temperaturen i forsøkskaret var tilnærmet lik den i ferskvannet. Karet ble kontinuerlig luftet. Fisketettheten oversteg ikke 2 kg/m³. Temperaturen i ferskvann og saltvann ble målt. Temperatur på eksponeringsvannet varierte mellom 6 og 8 °C.

Behandling av fisk

Fisken var i ro i 2-3 dager før testen ble igangsatt og sultet i 48 timer før overføring til sjøvann. Det ble tatt blodprøver av 6-10 tilfeldig valgte individer (kontrollgruppe i ferskvann) før 15 fisk ble overført til sjøvann. Overføringen fra ferskvann til sjøvann må skje direkte og med kortest mulig transporttid. Rutinemessig overføres det 40 fisk. Etter 24 timer ble det tatt blodprøver av overlevende fisk. Prøvetakingen må utføres slik at fisken ikke jages i karet da dette kan influere på nivåene av natrium og klorid i plasma på grunn av stress.

Prøvetaking av blod og enzymer

Blodprøver av fisken ble tatt etter et kraftig slag til hodet, ved at sprøytespissen stikkes inn i området nedenfor sidelinjen og ovenfor gattet. Spissen stikkes forsiktig inn på skrå slik at den treffer undersiden av virvelsøyla. Andre metoder kan også benyttes. Det ble benyttet hepariniserende 1 ml sprøyter. Det ble tatt ca 0.1 til 0.6 ml blod av hver fisk. Blodet fra sprøyta ble overført til et plasmarør og sentrifugert ved 10 000 rpm i 5 minutter. Sentrifugering skiller blodplasma fra blodlegemer. Blodplasma ble deretter pipettert ut av prøvene og til et nytt plasmarør som raskt ble frosset ned (-20 °C). I tillegg ble vekt, lengde, kjønn og stadium av fisken notert. Fisk ble frosset ned for eventuell senere aldersbestemming.

Blodplasmaklorid-nivå ble bestemt med en Radiometer CMT-10 klorid-titrator i felt. Hematokritt ble avlest direkte etter sentrifugering (Compur M 1100 mikrosentrifuge).

I tillegg til blodprøvetagning som beskrevet ovenfor, ble det tatt ut gjeller for analyse av aktiviteten til gjelleenzymet Na-K-ATPase. Metoden er en modifisering av Zaugg (1982). Første, tredje og fjerde gjellebue på fiskens høyre side (sett ovenfra) ble dissekert ut, tørket, kuttet i små biter (minus gjellebuene) og plassert i et reagensrør av plast inneholdende 1 ml isoton SEI-løsning (0.3 M sucrose, 0.02 M Na₂-EDTA og 0.1 M imidazole). Rørene ble deretter umiddelbart frosset på flytende nitrogen (-196 °C). Enzymprepareringen ble foretatt ved å homogenisere gjelle-

prøvene (kaldt) i en konisk glasshomogenisator inntil alle filamentene var oppløst (7 til 10 slag). 1 ml destillert vann ble deretter tilsatt homogenatet, mikset og sentrifugert i 7 minutter ved 3400 rpm. Supernatantløsningen ble deretter tatt ut og bunnfallet ble fortynt 1:10 med SEI (SEI inneholdende natrium dexycolate (0.1 g*100 ml⁻¹) og homogenisert i en konisk glasshomogenisator (30 slag). Homogenatet ble så sentrifugert i 6 minutter ved 3400 rpm og deretter ble det tatt ut en tilstrekkelig mengde enzympreparat for bestemmelse av enzymaktivitet og protein.

Enzymreaksjonen ble utført i et vannbad ved 37 °C. Enzymanalysen ble utført med 100 µl enzympreparat tilsatt 650 µl reaksjonsmedium A (ouabain sensitiv pluss ouabain insensitiv ATPase aktivitet) og B (ouabain insensitiv ATPase aktivitet). Reaksjonsmedium A ble laget ved å løse 4.68 g MgCl₂*6H₂O, 9.07 g NaCl, 5.6 g KCl og 7.83 g imidazole til 1 l, inkludert justering til pH 7.1 med HCl. Løsning B ble laget ved å tilsette 0.42 g ouabain til 1 l løsning A. Hvert enzympreparat ble da hydrolysert i ATP i løsning A og B. Aktiviteten ble stoppet etter 20 minutter med 0.8 M H₂SO₄ ved 0 °C til et sluttvolum på 2.5 ml. Forskjellen mellom de to aktivitetene (A minus B) ble da regnet ut som Na-K-ATPase aktiviteten. Fosfat hydrolysert fra ATP ble bestemt etter en metode av Fiske & Subbarow (1925). Protein i enzympreparatet ble bestemt etter en metode av Lowry et al. (1951) ved å bruke bovin serum albumin som standard. Enzymaktiviteten til Na-K-ATPase ble uttrykt som µmol Pi*mg protein⁻¹*time⁻¹.

Kvantitativ bestemmelse av aluminium i gjellehomogenat

Andre gjellebue på fiskens venstre side (sett ovenfra) ble dissekert ut og lagret på syrevaskede forhåndsveide tellerglass og umiddelbart frosset ned for å bestemme total konsentrasjon av Al i et gjellehomogenat. Gjellene ble frysetørket og veid, før de ble oppløst i 10 % HNO₃. Oppløstede gjeller ble målt for aluminium på ICP. Resultatet angir mengde aluminium (µg Al) pr.gr gjelle i tørrvekt. Analysene ble foretatt på LAK. Metoden skiller ikke mellom intra- og extracellulært Al, heller ikke hvor på gjellen aluminium foreligger. Andre gjellebue fra fiskens høyre side (sett ovenfra) ble lagt i separate beholdere på fosfatbufret formalin.

Responsevaluering

Det foreligger ingen standardisert skala som identifiserer "skadd" tilstand fra "uskadd" tilstand basert på fiskefysiologiske parametre. På tross av dette vil verdier innenfor enkelte konsentrasjonsområder betraktes som "normale", og verdier med økende avvik fra disse områdene vil oppfattes som indikasjoner på økende påvirkning og sannsynliggjør en "skadetilstand". I denne rapporten er det forsøkt å systematisere og standardisere vurderingene i størst mulig grad (tabell 2). Kriteriene gitt er subjektivt satt og vil justeres etterhvert som erfaringen øker. Verdiene representerer ikke strenge grenser, men må vurderes både på bakgrunn av art, livsstadium, forhistorie samt endringer over tid i løpet av et forsøk. Saltreguleringsevnen hos

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

	Dødelig	Betydelig effekt	Moderat effekt	Mulig effekt	Normal tilstand
Plasma-Cl i ferskvann (mM)	< 90	90-110	110-119	120-125	> 125
Plasma-Cl i saltvannstester (mM)	>190	170-190	160-170	160	< 150
Hematokrit i ferskvann (%)	> 65	55-65	51-55	46-50	< 45
Hematokrit i saltvannstester (%)	< 20	20-30	30-40	40	> 40
Glukose (mM)	>12	9-12	6-9	5-6	< 6
Na-K-ATPase (umol x P _i x mg protein ⁻¹ x time ⁻¹)			Vurderes i forhold til referanser		
Gjelle-Al (µg Al/ gr gjelle tørrvekt)	X	X	X	> 10	< 10

presmolt og smolt vil være betydelig påvirket også av smoltifiseringsgrad. Dette innebærer at fiskens smoltifiseringsgrad samt referansefiskens reguleringsevne må inkluderes som vurderingskriterium. For enkelte parametre som gjelle-Al (Al konsentrasjon i gjelle homogenat) foreligger det ikke nok data til å fastsette grenseverdier. Det benyttes derfor laveste målte verdi i forsøket, alternativt 10 µg Al/g gjelle tørrvekt, som en uberørt referanseverdi. Mer enn 100 µg Al/g tørrvekt kan føre til skade (Kroglund et al. 1998c). Betydningen av en gitt Al konsentrasjon synes likeledes også å være mer relatert til forholdet mellom akkumulering- og utskillelsesrater enn kun til konsentrasjoner i vannmassen.

Det er ingen enkel sammenheng mellom hva som er en påvirkning eller effekt og hva som er en skade. En "skade" kan forbeholdes tilstandsendringer som resulterer i økt dødelighet, men endringer som resulterer i redusert vekst, økt smoltalder og redusert marin overlevelse kan også desimere gytefisk bestanden (Rosseland & Staurnes, 1994). Dette innebærer at selv om vannkvaliteten ikke påfører bestanden en akutt tetthetsreduksjon på grunn av høy dødelighet, kan de økologiske konsekvensene av redusert vekst, økt smoltalder og redusert marin overlevelse være minst like viktige for bestandsutviklingen. Skillet mellom "skade", "påvirkning" og "effekt" vil derfor være upresist i de fleste sammenhenger. Kriteriene for "påvirkning" fastlagt nedenfor vil måtte bli revidert etterhvert som fysiologiske og histologiske data fra et økende antall elver foreligger.

Tabell 2

3 Resultater og diskusjon

3.1 Vannkjemi

Hydrologi

Det var store nedbørsmengder 7.-8. mars, som resulterte i en femdoblet vannføring i Suldalslågen som følge av økt bidrag fra restfeltet. Utslipp fra Suldalsosen var i denne perioden (6.-11. mars) på 16 m³/s og 7.-8. mars var vannføringen nær 100 m³/s (figur 5).

Dette er et eksempel på situasjoner hvor vannkvaliteten i Suldalslågen kan endres raskt og i perioder være dominert av avrenningsvann fra restfeltet. Hele denne episoden varte kun i ett døgn.

Fra den 20. april til 15. mai varierte bidraget fra restfeltet til Suldalslågen mellom 20 og 40 % (figur 6a, 6b) Vannkvaliteten var i denne perioden derved dominert av vann fra Suldalsvannet. Fra den 30. april begynte det å regne, og vannføringen økte i Suldalslågen med ca 5 m³/s som følge av bidrag fra restfeltet. Fra den 1. mai økte utslippet av Suldalsvannet mot 100 m³/s, slik at vannet i Suldalslågen igjen ble dominert av Suldalsvannet (figur 6a).

Suldalslågen

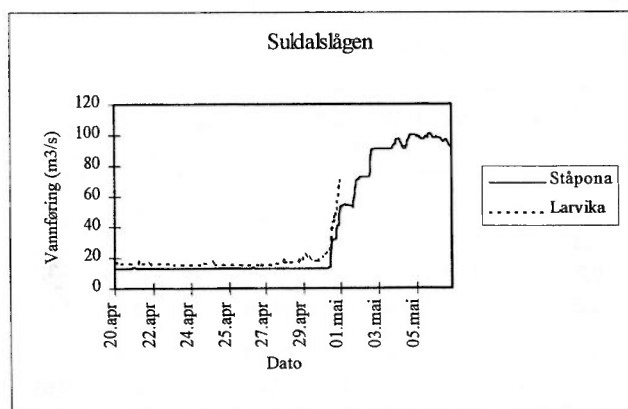
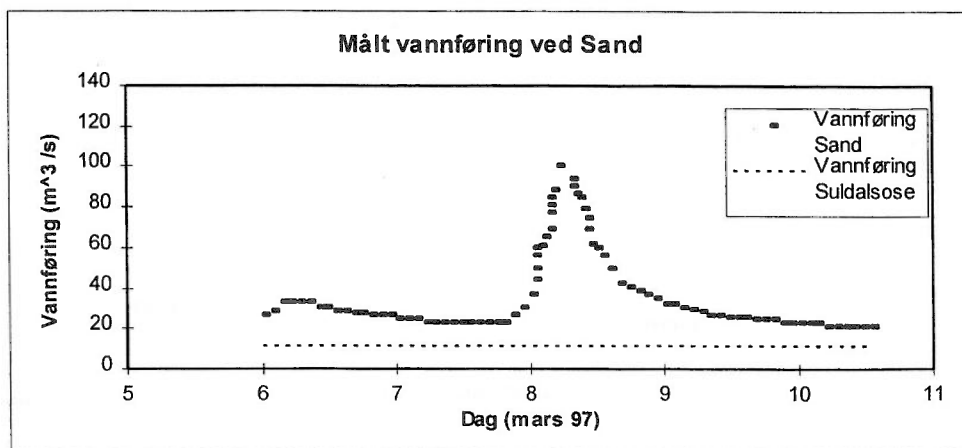
Temperatur

Vanntemperaturen målt i elven varierte mellom 3 og 6 °C. De laveste temperaturene ble målt i mars, mens de høyeste temperaturene ble målt under den siste prøvetakingen 7.-9. mai (figur 7). De lave temperaturene vil ha innflytelse på Al-kinetikken, og blant annet medføre at varigheten av eventuelle Al-polymeriseringsprosesser øker.

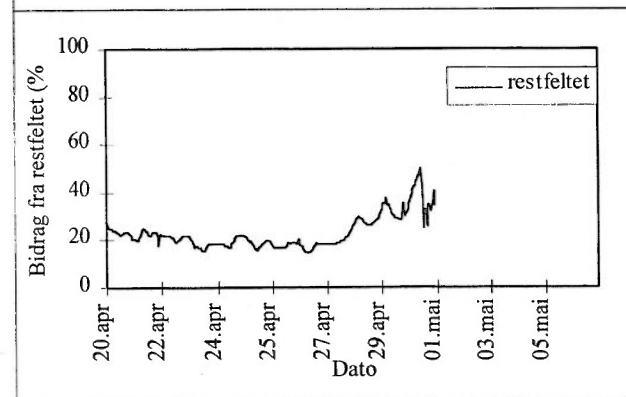
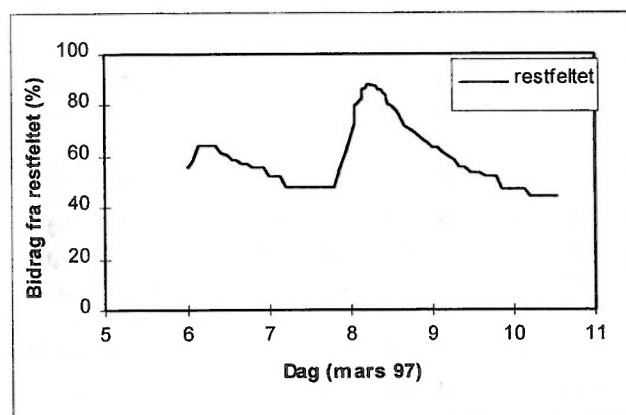
TOC

Variasjon av TOC nedover Suldalslågen og mellom de enkelte prøvetakingstidspunktene er vist i figur 8 og i tabell 3. TOC konsentrasjonene var relativt stabile i slutten av april med en svak økning nedover i elven fra 0,67 til

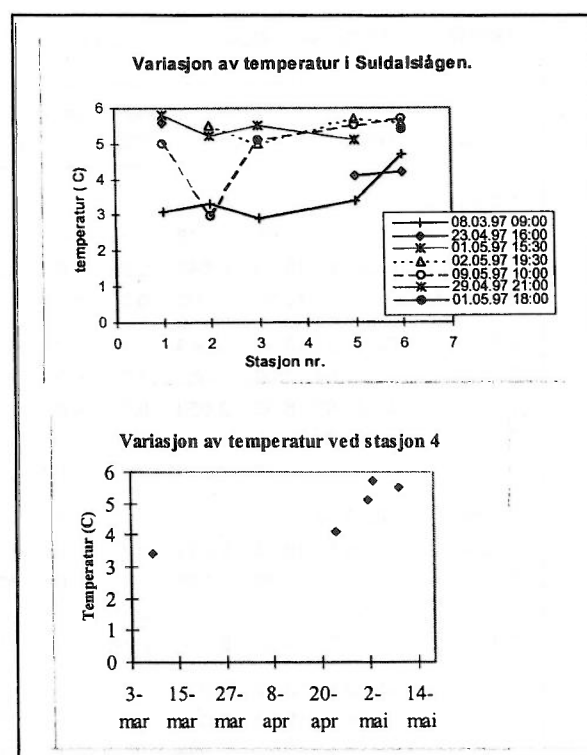
Figur 5. Vannføring i Suldalslågen ved stasjonen Sand, mars 1997.



Figur 6a. Vannføring i Suldalslågen, april-mai 1997.



Figur 6b Bidraget fra restfeltet i % til vannføringen i Suldalslågen (utløpet).

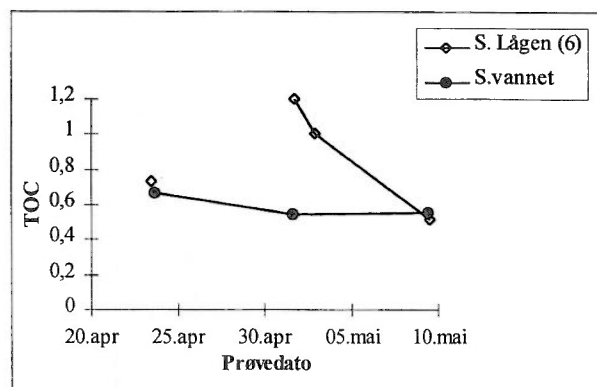
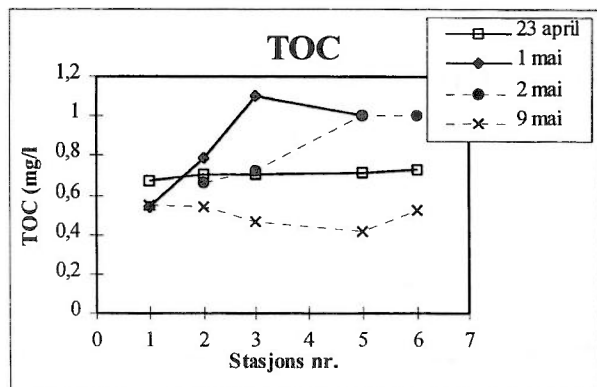


Figur 7. Vanntemperaturen målt gjennom forsøksperioden i Suldalslågen.

0,73 mg/l. Fra 30. april øker konsentrasjonen til 1,15 mg/l, som følge av økt nedbør (økt bidrag fra restfeltet) og litt som følge av utslipp fra Suldalsvannet. Høyere TOC-konsentrasjoner kan resultere i at mer Al kan foreligge på en organisk og ugiftig form. Den målte økningen reduseres med tid fra 1.mai.

pH

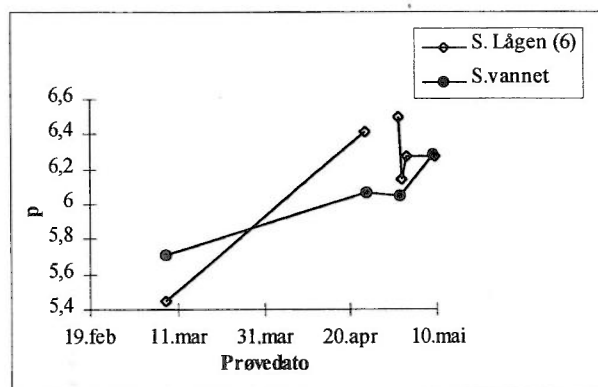
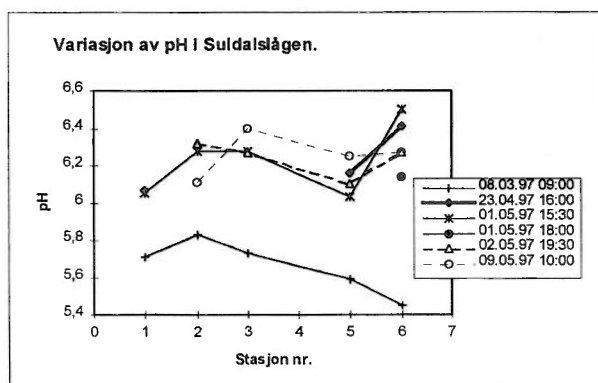
Suldalsvannet har ca 0.3 pH-enheter lavere pH enn Suldalslågen ved normal vannføring. Under flomeepisoden i mars var pH 0.2 pH-enheter høyere i Suldalsvannet enn i Suldalslågen, mens etter 1. mai hadde elven og Suldalsvannet samme pH. Under prøvetakningsperioden i april og mai var pH i Suldalslågen høyere enn pH 6 (figur 9).



Figur 8. Fordeling av TOC nedover Suldalslågen. De laveste verdiene er målt i Suldalsvannet, med unntak av 9. mai.

Tabell 3. Sammensetningen av enkelte elementer i Suldalslågen og Suldalsvannet.

Lokalitet	Tid	mmol/L mg/L															
		Alk	TOC	F	Fe	NO3	Na	Mg	Al	Si	SO4	Cl	K	Ca	Mn	Cu	Zn
1 S.vannet	08.03.97 09:00	0,038		< 0,1	34	0,16	2	0,35	70	0,41	0,2	3	0,23	0,88	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1 S.vannet	23.04.97 16:00	0,048	0,67	< 0,1	39	0,2	1,8	0,31	50	0,41	0,2	2,5	0,21	0,95	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1 S.vannet	01.05.97 15:30	0,047	0,54	< 0,1	19	0,17	1,5	0,27	30	0,35	0,2	2,2	0,18	0,89	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1 S.vannet	09.05.97 10:00	0,062	0,55	< 0,1	44	0,17	1,2	0,24	60	0,36	0,4	1,7	0,16	0,89	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2 Prest	08.03.97 10:30	0,044		< 0,1	33	0,22	2,7	0,47	70	0,51	0,2	4,5	0,33	1,3	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2 Prest	23.04.97 17:00	0,08	0,7	< 0,1	33	0,25	1,9	0,34	50	0,46	0,2	2,5	0,27	1,6	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2 Prest	01.05.97 16:30	0,058	0,79	< 0,1	97	0,17	1,7	0,29	110	0,42	0,2	2,5	0,2	1,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2 Prest	02.05.97 19:30		0,66														
2 Prest	09.05.97 10:45	0,083	0,54	< 0,1	21	0,34	1,4	0,29	30	0,42	0,4	1,7	0,3	1,5	< 0,02	< 0,02	< 0,02
3 Jone	08.03.97 15:00	0,03		< 0,1	27	0,22	3,3	0,54	80	0,5	0,2	6,5	0,35	1,3	< 0,02	< 0,02	< 0,02
3 Jone	23.04.97 18:00	0,049	0,7	< 0,1	25	0,25	2	0,36	40	0,49	0,2	4	0,3	1,6	< 0,02	< 0,02	< 0,02
3 Jone	01.05.97 17:00	0,066	1,1	< 0,1	135	0,17	1,8	0,3	80	0,43	0,4	2,7	0,21	1,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
3 Jone	02.05.97 21:30		0,72														
3 Jone	09.05.97 11:30	0,056	0,46	< 0,1	15	0,19	1,2	0,24	30	0,35	0,4	1,7	0,19	1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
5 Foss	08.03.97 12:00	0,038		< 0,1	39	0,2	3,4	0,54	100	0,49	0,2	6,5	0,36	1,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02
5 Foss	23.04.97 12:00	0,064	0,71	< 0,1	22	0,38	2,1	0,39	40	0,59	0,2	3,2	0,36	1,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
5 Foss	01.05.97 17:30	0,053	1	< 0,1	55	0,19	1,9	0,33	90	0,47	0,2	2,5	0,24	1,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02
5 Foss	02.05.97 20:15		1														
5 Foss	09.05.97 12:15	0,057	0,41	< 0,1	21	0,24	1,3	0,25	30	0,39	0,4	1,7	0,2	1,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
6 Mo	08.03.97 13:30	0,04		< 0,1	93	0,16	4,1	0,69	140	0,54	0,2	8,5	0,35	1,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
6 Mo	23.04.97 11:00	0,056	0,73	< 0,1	19	0,26	2,4	0,44	40	0,55	0,2	4	0,3	1,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
6 Mo	29.04.97 21:00																
6 Mo	01.05.97 00:00																
6 Mo	01.05.97 18:00	0,061	1,2	< 0,1	97	0,2	2,3	0,37	90	0,48	0,2	3,5	0,27	1,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02
6 Mo	02.05.97 20:30		1														
6 Mo	09.05.97 13:00	0,05	0,52	< 0,1	32	0,19	1,3	0,26	40	0,35	0,4	2	0,17	1	< 0,02	< 0,02	< 0,02



Figur 9. pH-variasjon nedover i Suldalslågen ved enkelte prøvetakningsdatoene og pH variasjon i Suldalsvannet og i elven gjennom forsøksperioden.

Under flommen 6. mars var pH lav i hele Suldalslågen, hvor pH også sank fra 5,8 til 5,4 hhv fra Prestvika til Mo. 23. april var Suldalslågen preget av en økende pH nedover elven. Mot slutten av forsøksperioden ble pH i hele Suldalslågen sterkt preget av økt vannføring og forskjellene mellom stasjonene ble redusert. Forskjellene i pH kan ha betydning for Al-tilstandsformene og for stabilitet hos de ulike Al-tilstandsformene. Basert på pH målingene kan Suldalslågen være kraftig forsuret under flomepisoder hvor restfeltet bidrar med betydelig andel vann.

Andre parametere

Ulike kjemiske parametre målt i Suldalslågen og i Suldalsvannet er angitt i tabell 3. Vannprøvene ble tatt 8. mars, 23. april, 1. mai og 9. mai. Verdiene varierer noe nedover i Suldalslågen og mellom de enkelte prøvetidspunktene. Resultatene tyder på at det var en sjøsaltepisode i mars.

For Fe ble de høyeste konsentrasjonene målt rett etter økt utslipp fra Suldalsvannet (1. mai) $100 \mu\text{g Fe}^{-1}$, mot ellers $30 \mu\text{g Fe}^{-1}$.

Na hadde betydelig høyere konsentrasjoner 8. mars, hvor det ble målt en økning fra ca $3,5 \text{ mg l}^{-1}$ mot 2 mg l^{-1} ellers. Det var også en økning nedover i elven 8. mars.

Cl hadde også høyere konsentrasjoner 8. mars hvor det ble målt en økning nedover i Suldalslågen. Det var en dobling

av konsentrasjonen 8. mars, hvor det ble målt ca $6,5$ mot ca 2 mg l^{-1} ellers.

Aluminium

I Suldalslågen ble det målt en variasjon av totalt aluminium på 30 til $140 \mu\text{g l}^{-1}$ (tabell 3).

De høyeste konsentrasjonene ble målt 8. mars og 1.-9. mai, med økende konsentrasjoner nedover Suldalslågen, dette var tidspunkt med stor vannføring i restfeltet. 23. april og 9. mai var det en lav konsentrasjon av totalt Al i Suldalslågen og kun små endringer nedover i elven (tabell 4).

Konsentrasjonen av Ali var normalt lavere enn $10 \mu\text{g Al l}^{-1}$, med unntak av 8. mars hvor det var en økning fra 10 til $52 \mu\text{g l}^{-1}$ nedover Suldalslågen fra hhv. Prestvika til Mo. Av de målte Ali konsentrasjonene forelå minimum 80 % på en LMW Ali tilstandsform og svært lite på en HMW Ali tilstandsform ($0-6 \mu\text{g l}^{-1}$). Figur 10

Restfeltet til Suldalslågen

Temperatur

Temperaturen i restfeltet til Suldalslågen økte fra 2,8 til 5,1 °C mellom prøvetidspunktene 8. mars, 25. april og 1. mai. Vann fra nordsiden av Suldalslågen (høyeste nedbørsfelt nr.) hadde de høyeste temperaturene. På nordsiden av Suldalslågen er det en dalside som får mye sol som forklarer de høyere temperaturene. Tabell 5

TOC

TOC i restfeltet til Suldalslågen var relativt stabilt mellom de enkelte nedbørsfeltene ved de enkelte prøvetidspunktene (tabell 6). Mellom de enkelte nedbørsfeltene var det totalt en variasjon fra 0,46 til 2,4 mg/l 1. og 2. mai. Det var mest sannsynlig restfeltet som bidro til økte TOC konsentrasjoner i Suldalslågen, siden konsentrasjonen av TOC var høyere der enn i Suldalsvannet.

pH

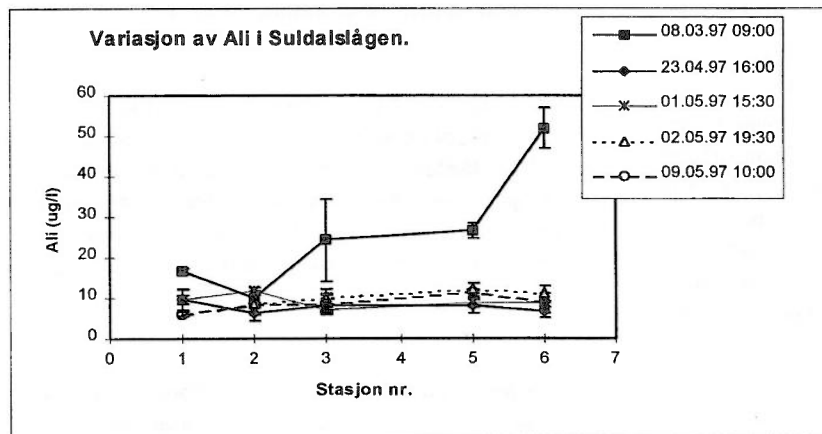
I restfeltet til Suldalslågen var det store variasjoner i pH i det enkelte nedbørsfelt og mellom nedbørsfeltene.

6.-8. mars varierte pH mellom de ulike nedbørsfeltene fra 5,0 til 6,5. Nedbørsfeltene kan deles opp i to grupper: de med pH verdier mellom 5,0-5,5 og de med pH-verdier mellom 6,0-6,5. Det var en større samling av nedbørsfelt med lave pH-verdiene nederst i vassdraget.

23.-25. april varierte pH mellom de ulike nedbørsfeltene fra 5,5 til 6,6. Det var en større samling av nedbørsfelt med lave pH-verdiene nederst i vassdraget. Det ble målt gjennomsnittlig høyere pH-verdier 23.-25. april enn i 6.-8. mars. De sidevassdragene som hadde høye pH verdier 6.-8. mars hadde også de høyeste verdiene 23.-25. april.

Tabell 4. Konsentrasjon av totalt Al og total, LMW og HMW Ali ved de enkelte stasjonene i Suldalslågen og ved tre perioder.

Prøvetatt Lokaltet	totalt Al	totalt Ali	LMW Ali	HMW Ali
8. mars				
1 Suldalsvannet	70	17 ± 1	15 ± 1	2 ± 2
2 Prest	70	10 ± 2	10 ± 1	1 ± 2
3 Jone	80	24 ± 10	19 ± 3	4 ± 12
5 Foss	100	27 ± 2	21 ± 2	5 ± 4
6 Mo	140	52 ± 5	46 ± 5	6 ± 1
23.april				
1 Suldalsvannet	60	10 ± 1	7 ± 3	1 ± 0
2 Prest	51	6 ± 2	8 ± 2	0 ± 0
3 Jone	52	8 ± 2	8 ± 2	1 ± 1
5 Foss	52	8 ± 2	8 ± 1	1 ± 1
6 Mo	53	6 ± 1	7 ± 0	0 ± 0
1.-9. mai				
1 Suldalsvannet	46 ± 2	8 ± 2		
2 Prest	74 ± 42	9 ± 2		
3 Jone	107 ± 35	9 ± 1		
5 Foss	68 ± 28	11 ± 2		
6 Mo	84 ± 26	9 ± 1		



Figur 10. Endringer av Ali konsentrasjonen nedover i Suldalslågen.

Tabell 5. Gjennomsnitts-temperatur (°C) målt i restfeltet til Suldalslågen, og gjennomsnitts-temperatur (°C) målt i det nordlige og det sørlige restfeltet til Suldalslågen.

Prøvetidspunkt	Restfeltet	Nordsiden av S.lågen	Sørsiden av S.lågen
6. mars	2,8 ± 0,5	3,2 ± 0,8	2,7 ± 0,3
25. april	3,5 ± 1,6	4,7 ± 1,9	2,5 ± 0,4
1. mai	5,1 ± 1,0	5,7 ± 0,8	4,7 ± 0,9

Tabell 6. Snitt TOC (mg/l) målt i hele restfeltet til Suldalslågen, og snitt TOC (mg/l) målt i det nordlige og det sørlige restfeltet til Suldalslågen.

Prøvetidspunkt	Restfeltet	Nordsiden av S.lågen	Sørsiden av S.lågen
6. mars			
25. april	1,3 ± 0,5	1,4 ± 0,5	1,3 ± 0,5
1. mai	1,7 ± 0,5	1,5 ± 0,2	2,0 ± 0,8

1. mai varierte pH mellom de ulike nedbørsfeltene fra 4.95 til 5.9. Det var en større samling av nedbørsfelt med lave pH-verdiene nederst i vassdraget. Det ble målt gjennomsnittlig lavere pH-verdier 1. mai enn 23.-25. april og 6.-8. mars.

De laveste pH-verdiene ble målt under episoder med mye nedbør. Nedbørsfelt med utløp nederst i Suldalslågen hadde de laveste pH-verdier, men også Ritlandsåna og Tjosteimsåna er nedbørsfelt med utløp lenger opp i Suldalslågen som kan grupperes under nedbørsfelt med lave pH-verdier, bidraget fra restfeltet medfører til den målte pH variasjonen nedover i Suldalslågen fra stasjon 2. **Figur 11.**

Andre parametere

De kjemiske parametere målt i nedbørsfelt til Suldalslågen er angitt i **tabell 7**. Vannprøvene ble tatt 7.-8. mars, 23.-25. april og 1. mai. Varierende konsentrasjonsnivåer mellom de enkelte nedbørsfelt og generelt lavere konsentrasjoner med økende tid fra første prøvetakning.

Generelt var det lavere Fe verdier i restfeltet til Suldalslågen enn i Suldalsvannet. Unntak var Grovåna, Ritlandsåna og Tjosteimsåna som hadde hhv 138, 58 og 88 $\mu\text{g l}^{-1}\text{Fe}$. Ved økt vannføring i restfeltet (7.-8. mars og 1. mai) ble det målt en økning av Fe konsentrasjonen nedover i Suldalslågen.

Na konsentrasjonene var omlag dobbelt så høye i restfeltet som i Suldalsvannet.

Cl konsentrasjonene var omlag dobbelt så høye i restfeltet som i Suldalsvannet.

Ca konsentrasjonene i restfeltet varierte fra 0.6 mg l^{-1} til 1.9 mg l^{-1} , med snitt 1.15 mg l^{-1} . Dette er ca 0.15 mg Ca l^{-1} mindre enn det som var gjennomsnittet i Suldalslågen.

Aluminium

De enkelte nedbørsfeltene som inngår i restfeltet til Suldalslågen hadde svært varierende konsentrasjoner av totalt Al, fra 50 til 160 $\mu\text{g l}^{-1}$ 7.-8. mars, 30 til 120 $\mu\text{g l}^{-1}$ 23.-25. april og 20 -140 $\mu\text{g l}^{-1}$ 1. mai. Enkelte nedbørsfelt hadde små variasjoner, mens andre hadde store variasjoner mhp Al konsentrasjonen og tidspunkt. Med unntak av nedbørsfelt 12, 21 og 29 så hadde de enkelte nedbørsfelt i snitt min. 100 $\mu\text{g Al l}^{-1}$.

Ali konsentrasjonene varierte også betydelig mellom de enkelte nedbørsfelt og mellom prøvetakingene (**figur 11**). Nedbørsfelt 24 (Fossåna) hadde mer enn 37 $\mu\text{g Al l}^{-1}$ ved de enkelte prøvetakingene.

Nedbørsfelt 25, 26 og 27 hadde mer enn 25 $\mu\text{g Al l}^{-1}$ ved de enkelte prøvetakingene.

I nedbørsfelt 22, 28, 23, og 29 ble det målt høye konsentrasjoner under enkelte episoder, men det ble også registrert ned mot 10 $\mu\text{g Al l}^{-1}$ ved enkelte prøvetakinger.

Nedbørsfeltene 12 og 21 hadde lave Ali konsentrasjoner (<15 $\mu\text{g Al l}^{-1}$)

I nedbørsfelt med utløp nederst i Suldalslågen ble det målt de høyeste konsentrasjonene av Ali. Generelt ble det målt de høyeste konsentrasjonene 7.-8. mars og de laveste konsentrasjonene 23.-25. april. Dette samsvarer ikke helt med variasjonen av pH, hvor de laveste pH verdiene ble registrert 1. mai.

Resultater fra prøvetakingen 1. mai viste lavere konsentrasjoner av Na og Cl enn 7.-8. mars, noe som kan indikere en større vannmengde fra snøsmelting/sjøsalter 7.-8. mars som gir høyere Ali konsentrasjoner enn det som ble registrert 1. mai hvor det også var store nedbørsmengder, men med lavere konsentrasjoner av sjøsalter. Temperaturen var betydelig lavere i 7.-8. mars noe som indikerer større mengder snøsmelting enn 1. mai. TOC øker fra 24. april til 1. mai i restfeltet.

Totalt sett var det liten variasjon av totalt Al mellom 7.-8. mars og 1. mai fra nedbørsfeltene, men lavere pH 1.mai enn 7.-8. mars gir ikke økt andel Ali i restfeltet. Lavere TOC konsentrasjoner og/eller sjøsaltepisode 7.-8. mars kan forklare økte Ali konsentrasjoner 7.-8. mars i forhold til 1.mai.

Tabell 8

Vurdering av vannkvaliteten i Suldalslågen

Vannkvaliteten i Suldalslågen vil til enhver tid være bestemt av vannkvaliteten på og vannbidraget fra Suldalsvatnet i forhold til vannkvalitet på og vannbidraget fra sidevassdragene innen restfeltet. Under normale og stabile hydrologiske forhold var pH i Suldalslågen høyere enn 6.0 og det ble målt mindre enn 10 $\mu\text{g Ali l}^{-1}$.

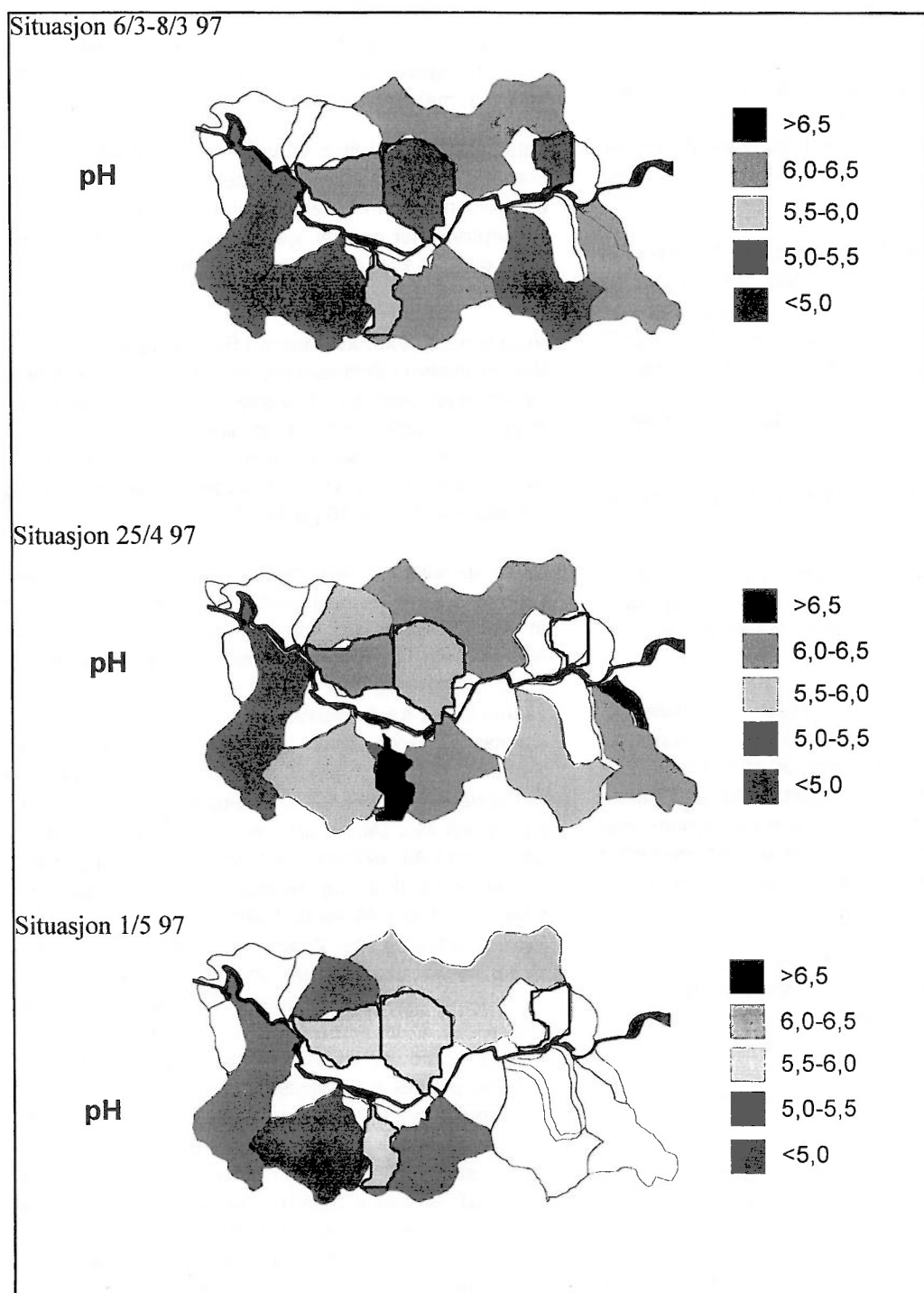
Under ustabile hydrologiske forhold, for eksempel ved høy avrenning fra sidevassdragene, men kun minstevannføring ut av Suldalsvatnet, kan vannkvaliteten i Suldalslågen endres raskt. I perioden 8-9 mars var vannbidraget fra restfeltet betydelig og var i en kort periode 5 ganger større enn vannbidraget fra Suldalsvatnet. Vannkvaliteten var i denne samme perioden sterkt påvirket av en sjøsaltepisode. Summen av påvirkninger resulterte i en pH-reduksjon i Suldalslågen, fra pH 5.7 ut av Suldalsvatnet til pH 5.4 målt på stasjon Mo. Denne pH-reduksjonen ble gjenspeil med en økning i Ali nedover i vassdraget, fra 17 $\mu\text{g Ali/L}$ ut av Suldalsvatnet til 52 $\mu\text{g Ali}$ målt på Mo. Økningen skyldes tilførsel av LMW-Ali fra restfeltet. Under mer stabile hydrologiske forhold (f.eks. 23.april til 9.mai), hvor pH i Suldalslågen var konstant høyere enn 6.0, økte konsentrasjonen av total-Alr fra Suldalsvatnet til Mo, delvis som følge av tilførsler av Ali fra sidevassdragene. Denne tilførselen av Ali resulterte ikke i en økning i Ali innen vassdraget. Mens man ved lav pH 8-9 mars registrerte en økning i Ali nedover i vassdraget medførte sannsynligvis høy pH i april/mai at Ali ble transformert til Al_o og/eller Al_c. Denne endringen i tilstandsform til Al vil være i overensstemmelse med resultat oppnådd i en rekke "blandsons-forsøk" utført i Suldalslågen (Kroglund et al. 1998a). Hastigheten Ali transformeres med vil blant annet være avhengig av pH, samt av hydrologisk fortykning. Hvor store areal som var "negativt" påvirket av pågående transformasjoner av Al fremkommer ikke fra de vannkjemiske analysene, men basert på økning i

temperatur og relativt høy pH i mai er det rimelig å anta at "skadelig" areal avtok mot slutten av smoltifiseringsperioden. Forholdene kan ha vært gunstig for en eventuell restituering.

3.2 Fysiologiske undersøkelser av laks

3.2.1 Lengde anleggsproduisert og stedegen laksesmolt.

Anleggsproduisert laksesmolt var større enn stedegen laksesmolt (figur 12). Hovedvekten av den anleggsproduiserte fisken var 12-14,5 cm. Anleggsproduisert smolt mindre enn 11,5 cm ble ekskludert fra den videre be-



Figur 11. PH endringer i restfeltet til Suldalslågen ved tre datoer i 1997.

Tabell 7. Konsentrasjon av parametre målt i restfeltet til Suldalslågen.

Lokalitet	Tid	pH	mmol/L Alk	mg/L TOC	mg/L F	µg/L Fe	mg/l NO3	mg/l Na	mg/l Mg	µg/l Al (ug/l)	mg/l Si	mg/l SO4	mg/l Cl	mg/l K	mg/l Ca	mg/l Mn	mg/l Cu	mg/l Zn
Brommelandsbekken	25.04.97 22:00	5,72	0,034	1,3	< 0,1	15	0,1	3,3	0,49	120	0,52	0,2	6	0,27	0,83	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Brommelandsbekken	01.05.97 19:00	5,06	0,032	1,6	< 0,1	19	0,07	2,4	0,29	120	0,41	0,2	3,2	0,21	0,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fossåna	07.03.97 15:30	5,02	0,022		< 0,1	6	0,18	4,2	0,63	160	0,45	0,2	8,5	0,27	0,94	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fossåna	24.04.97 17:00	5,71	0,034	1	< 0,1	10	0,14	3	0,41	100	0,55	0,2	5,5	0,18	0,8	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fossåna	01.05.97 20:00	4,95	0,028	1,1	< 0,1	28	0,13	2,8	0,38	120	0,46	0,2	4,5	0,17	0,61	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Gjuvetbekken	06.03.97 19:00	6,33	0,059		< 0,1	10	0,13	3,2	0,57	50	0,78	0,2	7	0,42	1,9	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Gjuvetbekken	22.04.97 21:30	6,71	0,079	1	< 0,1	9	0,13	2,9	0,51	30	0,89	0,2	5,2	0,4	1,9	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Grovåna	07.03.97 17:30	6,27	0,042		< 0,1	120	0,2	3,9	0,74	160	0,69	0,2	8	0,44	1,6	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Grovåna	24.04.97 11:00	6,06	0,069	1,9	< 0,1	138	0,18	3,5	0,67	130	0,89	0,2	6,5	0,46	2,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Grovåna	01.05.97 18:30	5,88	0,043	1,6	< 0,1	41	0,08	2,7	0,41	110	0,51	0,4	4	0,25	1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Heimsåna	07.03.97 19:00	5,29	0,024		< 0,1	19	0,12	3,4	0,53	110	0,34	0,2	6	0,24	0,76	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Heimsåna	24.04.97 13:00	5,45	0,033	2	< 0,1	29	0,14	2	0,32	100	0,43	0,2	5	0,21	0,96	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Heimsåna	01.05.97 19:30	5,08																
Kvammen	24.04.97 22:00	5,05																
Kvæstadbekken	07.03.97 14:00	5,8	0,054		< 0,1	10	0,13	4	0,64	130	0,6	0,2	8,5	0,36	1,6	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Kvæstadbekken	24.04.97 19:00	6,56	0,095	1,5	< 0,1	11	0,11	2,8	0,42	90	0,86	0,2	4,5	0,25	1,9	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Kvæstadbekken	01.05.97 20:30	5,63	0,039	2,5	< 0,1	54	0,07	2,2	0,28	160	0,51	0,2	3	0,15	0,7	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Lundebekken	08.03.97 10:15	5,28	0,037		< 0,1	25												
Mosåna	07.03.97 12:00	6,26	0,034		< 0,1	8	0,11	4	0,63	110	0,57	0,2	8,5	0,29	1,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Mosåna	24.04.97 20:00	6,05	0,048	1,7	< 0,1	11	0,09	2,5	0,33	90	0,59	0,2	3,8	0,21	1,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Mosåna	01.05.97 21:30	5,32	0,036	2,4	< 0,1	48	0,05	2	0,24	140	0,43	0,2	2,5	0,14	0,58	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ritlandsåna	07.03.97 21:00	5,29	0,032		< 0,1	42	0,09	3,1	0,49	120	0,47	0,2	5,5	0,26	0,82	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ritlandsåna	23.04.97 09:00	5,76	0,038	1,7	< 0,1	53	0,07	2,9	0,43	110	0,44	0,2	4,5	0,25	0,89	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ritlandsåna	01.05.97 23:00	5,64	0,042	1,5	< 0,1	58	0,06	2,9	0,43	100	0,49	0,2	5	0,24	0,88	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Steinsåna	07.03.97 10:30	6,27	0,064		< 0,1	8	0,12	3,9	0,63	80	0,6	0,2	7,5		1,5	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Steinsåna	25.04.97 19:30	6,5	0,058	0,85	< 0,1	13	0,13	3,3	0,5	50	0,62	0,2	6	0,3	1,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Steinsåna	01.05.97 22:30	5,65	0,039	1,2	< 0,1	17	0,08	2,7	0,4	100	0,51	0,3	4,5	0,22	0,82	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Stropaåna	06.03.97 17:00	6,05	0,037		< 0,1	8	0,15	3	0,51	50	0,54	0,2	5,5	0,29	1,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Stropaåna	22.04.97 20:00	6,25	0,05	0,46	< 0,1	6	0,16	2,9	0,51	20	0,68	0,2	5,5	0,27	1,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tjøssteinsåna	07.03.97 09:30	5,27	0,06		< 0,1	88	0,11	4	0,67	150	0,66	0,2	8,5	0,35	1,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tjøssteinsåna	25.04.97 22:00	5,72	0,036	1,4	< 0,1	21	0,13	2,9	0,46	90	0,82	0,2	5,5	0,27	1	< 0,02	< 0,02	< 0,02

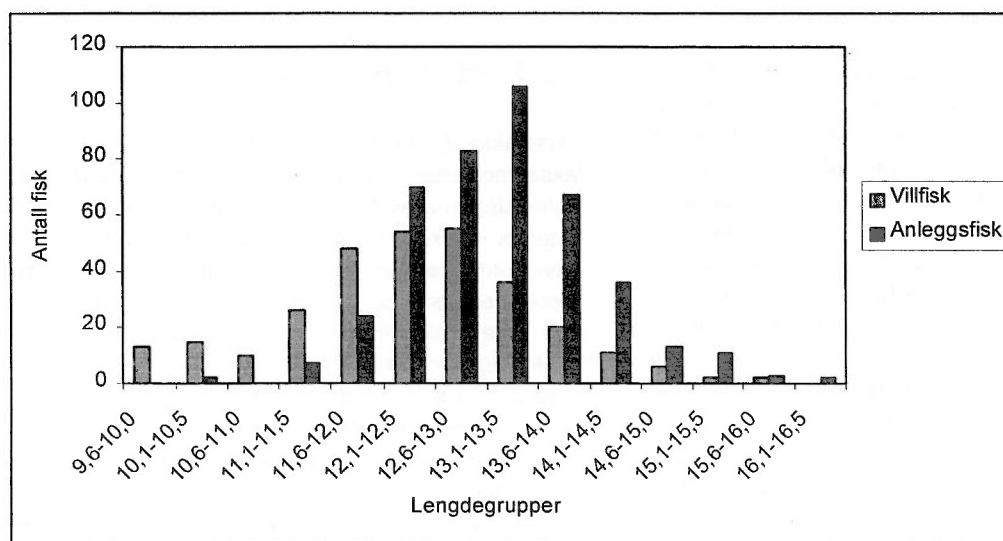
arbeidingen både på grunn av størrelse, men også fordi smoltstatus til disse fiskene var usikker. Antall ekskluderte fisk var 5. Hovedandelen av villfanget, stedegen fisk var 11-13,5 cm. Et lite antall fisk var større enn 14 cm. Fisk mindre enn 9,5 cm ble ekskludert fra videre bearbeidelse på grunn av usikker smoltstatus. Dette utgjorde totalt 9 individer. Størrelsesforskjellene mellom forsøkspopulasjonene kan ha innvirkning på toleranse overfor vannkvaliteten i vassdraget. Den anleggsproduserte fisken representerer en relativt homogen gruppe mht til størrelse, mens den villfangete, stedegne fisken representerer en mer heterogen størrelsessammensetning. Anleggfishen var i 1997 noe mindre enn i 1996 mens det var et større innslag av 12-14 cm lang villfisk i 1997. Denne trenden i størrelse til villfisk bør undersøkes fremover fordi den kan ha betydning for smoltoverlevelse etter utvandring til sjøvann. Økt fiskelengde kan skyldes bedre vannkvalitet eller lavere fisketetthet (mindre næringskonkurranse fra utsatt yngel).

3.2.2 Stedegen laks

Plasmaklorid, hematokritt og glukoseverdier hos stedegen laksesmolt etter el-fiske (referanseverdier) på fire stasjoner i Suldalslågen er vist i tabell 9. Alle plasmaklorid-verdiene lå innenfor normalområdet for fisk i ferskvann (> 125 mM). Hematokritt-verdiene var lavere enn normalt hos stedegen laksesmolt ved Foss 7. mars og 29. april, resten av målingene viste verdier innen normalområdet (35-45 mM). Så og si alle glukose-verdiene var innen normalområdet (3-5 mM) med unntak av fisk fanget ved Foss 13. april hvor glukose-verdiene var litt lavere enn normalt. Ved Prestvika 29. april var glukose-verdiene høyere enn normalt. Gjelle-alumini-umsverdiene var på stasjonene Mo og Foss 7. mars høye. Den 13. april var disse verdiene betydelig lavere, mens det den 29. april ble målt høye verdier ved Ritland, Foss og Prestvika. De høye verdiene ved Mo og Foss 7. mars kan ha sammenheng med de høye Ali-verdiene registrert ved

Tabell 8. Konsentrasjon av AL-tilstandsformer målt i nedbørsområder som tilhører restfeltet til Suldalslågen.

Lokalitet:	Tid:	pH (felt)	Total			LMW			HMW					
			Alr	Ala	Alo	Ali	Alr	Ala	Alo	Ali	Alr	Ala	Alo	Ali
26 Brommelandsbekken	25.04.97 22:00	5,72	120	81 ± 9	38 ± 1	44 ± 9	69	46 ± 8	19 ± 2	28 ± 6		32 ± 1	18 ± 0	15 ± 1
26 Brommelandsbekken	01.05.97 19:00	5,06	120	81 ± 2	52 ± 1	29 ± 1								
24 Fossåna	07.03.97 15:30	5,02	160	120 ± 4	49 ± 5	71 ± 3		100 ± 1	18 ± 3	83 ± 3		20 ± 4	31 ± 3	0 ± 0
24 Fossåna	24.04.97 17:00	5,71	100	73 ± 4	34 ± 0	39 ± 4	73	53 ± 1	21 ± 1	32 ± 1	31	20 ± 4	12 ± 1	8 ± 3
24 Fossåna	01.05.97 20:00	4,95	120	86 ± 3	40 ± 2	46 ± 4								
12 Gjuvetbekken	06.03.97 19:00	6,33	50	23 ± 1	20 ± 2	2 ± 1		11 ± 0	9 ± 1	3 ± 0		12 ± 0	12 ± 1	0 ± 0
12 Gjuvetbekken	22.04.97 21:30	6,71	30	27 ± 1	23 ± 1	4 ± 1	21	16 ± 1	14 ± 0	3 ± 0	21	11 ± 1	9 ± 1	1 ± 1
27 Grovbekken	07.03.97 17:30	6,27	160	80 ± 1	44 ± 4	36 ± 3		51 ± 1	18 ± 1	33 ± 2		29 ± 2	26 ± 4	2 ± 2
27 Grovbekken	24.04.97 11:00	6,06	130	83 ± 10	54 ± 1	29 ± 10	43	36 ± 2	21 ± 2	14 ± 0	96	48 ± 9	33 ± 2	15 ± 10
27 Grovbekken	01.05.97 18:30	5,88	110	58 ± 2	45 ± 1	13 ± 2								
25 Heimsåna	07.03.97 19:00	5,29	110	78 ± 1	33 ± 1	45 ± 1		61 ± 2	21 ± 2	39 ± 5		16 ± 2	12 ± 2	5 ± 4
25 Heimsåna	24.04.97 13:00	5,45	100	81 ± 2	51 ± 0	30 ± 0	66	44 ± 2	27 ± 1	18 ± 2	65	37 ± 4	24 ± 1	11 ± 3
20 Kvæstadbekken	07.03.97 14:00	5,8	130	79 ± 2	44 ± 6	36 ± 3		54 ± 0	16 ± 1	38 ± 0		26 ± 3	27 ± 6	0 ± 0
20 Kvæstadbekken	24.04.97 19:00	6,56	90	45 ± 2	39 ± 1	6 ± 2	29	21 ± 0	23	0	64	24 ± 1	17	4
20 Kvæstadbekken	01.05.97 20:30	5,63	160	89 ± 5	74 ± 3	16 ± 3								
23 Mosåna	07.03.97 12:00	6,26	110	64 ± 3	33 ± 2	31 ± 3		43 ± 0	15 ± 1	29 ± 0		23 ± 0	19 ± 1	4 ± 2
23 Mosåna	24.04.97 20:00	6,05	90	51 ± 1	42 ± 1	8 ± 1	33	22 ± 1	18 ± 0	5 ± 1		28 ± 2	25 ± 1	4 ± 1
23 Mosåna	01.05.97 21:30	5,32	140	80 ± 3	68 ± 4	12 ± 5								
28 Ritlandsåna	07.03.97 21:00	5,29	120	67 ± 4	36 ± 1	31 ± 3		45 ± 1	19 ± 1	26 ± 1		22 ± 3	17 ± 1	6 ± 2
28 Ritlandsåna	23.04.97 09:00	5,76	110	71 ± 2	47 ± 2	24 ± 0	58	41 ± 1	25 ± 0	16 ± 1	54	30 ± 1	22 ± 2	8 ± 1
28 Ritlandsåna	01.05.97 23:00	5,64	100	72 ± 2	41 ± 4	30 ± 3								
29 Steinsåna	25.04.97 19:30	6,5	80	30 ± 2	23 ± 0	7 ± 2	29	17 ± 2	11 ± 2	6 ± 2	34	12 ± 3	12 ± 2	2 ± 2
29 Steinsåna	01.05.97 22:30	5,65	50	64 ± 5	37 ± 3	27 ± 6								
29 Steinsåna	07.03.97 10:30	6,27	100	50 ± 2	30 ± 0	20 ± 2		30 ± 1	11 ± 0	20 ± 1		20 ± 2	19 ± 1	1 ± 1
21 Stråpaåna	06.03.97 17:00	6,05	50	36 ± 2	20 ± 3	16 ± 4		18 ± 1	9 ± 1	9 ± 0		18 ± 1	11 ± 4	7 ± 4
21 Stråpaåna	22.04.97 20:00	6,25	20	28 ± 0	22 ± 0	6 ± 0	23	19 ± 2	13 ± 0	6 ± 1	15	9 ± 1	9 ± 0	0 ± 1
22 Tjosteimsåna	07.03.97 09:30	5,27	150	81 ± 7	36 ± 2	45 ± 5		54 ± 1	17 ± 3	37 ± 2		31 ± 3	19 ± 5	10 ± 1
22 Tjosteimsåna	25.04.97 22:00	5,72	90	59 ± 3	39 ± 3	19 ± 1	55	38 ± 1	24 ± 3	14 ± 2	33	21 ± 4	15 ± 5	6 ± 2



Figur 12. Lengdefordelinger hos villfisk og anleggfish som inngikk i fysiologiske eksperimenter i Suldalslågen våren 1997.

dette tidspunktet. Aluminiumkonsentrasjoner høyere enn 40-50 µg Al/gr gjelle tørrvekt tyder på tilstedeværelse av blandsoner som ikke ble fanget opp av det vannkjemiske prøvetakingsprogrammet.

Gjennomsnittsverdier kan overskygge spredningen innen en gruppe. For å undersøke spredningen i plasmaklorid-nivå ble det derfor beregnet frekvensprosent for fisk fra alle el-fiske stasjoner (Mo, Foss, Ritland, Prestvika). **Tabell 10** viser relativ fordeling (%) i blodplasmaklorid hos stedegen fisk umiddelbart etter avsluttet el-fiske. Man regner normalverdier for plasmaklorid hos fisk i ferskvann > 125 mM, og tabellen viser at på de aller fleste datoene og stasjonene ligger 0-10 % av fisken under dette nivået. Unntaket er Prestvika 29. april hvor 50 % av fisken lå under normalnivået. Det er ikke indikasjoner på at en større andel av villfisken har lavere plasmaklorid-nivå utover i fangstperioden, med unntak av fisk fanget ved Prestvika.

3.2.3 Stedegen laks, 1 ukes eksponering i bur

Et lite antall smolt døde på stasjonene Foss, Ritland, Prestvika og Suldalsvannet.

Tabell 11 viser utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glucose og gjelle-Na-K-ATPase hos stedegen (villfanget) laksesmolt eksponert i bur i 230-290 timer ved seks lokaliteter i Suldalslågen. (Merk: villfanget smolt fra Prestvika ble flyttet til Suldalsvannet og brukt i forsøk der. Villfanget smolt fra Ritland ble flyttet til Jone og brukt i forsøk der.) Det ble ikke registrert noen effekt på gjennomsnittsverdiene av plasmaklorid på noen av stasjonene. Det samme gjaldt for hematokritt og glukoseverdiene. Utviklingen i gjelle-Na-K-ATPase tyder på at det er en generell økning i dette enzymet fra begynnelsen av eksperimentet (målinger på kun to stasjoner (**tabell 9**)) til slutten av eksperimentet. Dette kan tyde på at smoltifiseringen kom godt i gang i løpet av den perioden eksperimentet varte. Høye gjelle-aluminiumsverdier ble registrert 23. april ved stasjonene Mo, Ritland og Suldalsvannet. Den 10. mai ble de høyeste gjelle-aluminiumsverdiene registrert hos fisk ved stasjonen Foss.

Eksponeringen av den villfangete forsøksfisken i bur resulterte ikke i noen entydig endring i blodsaltnivå fra start til slutt av eksperimentet (**tabell 9** og **10**). Den 23. april ble det registrert død fisk i burene (1-2 fisk på hver lokalitet) etter om lag 290 timers eksponering i Suldalslågen (**tabell 11**). Ved stasjonen Mo og Jone registrert vi ingen død fisk.

Tabell 9. Utvikling i plasmaklorid, hematokritt, glukose, gjelle-Na-K-ATPase og gjelle-Al hos stedegen laksesmolt etter el-fiske ($T = 0$) ved fire stasjoner i Suldalslågen. Gjennomsnitt og standardavvik er angitt.

Plasma Cl	Mo		Foss		Ritland		Prestvika	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
07.03.97	144,7	4,3	141,2	4,0	139,0	7,2	133,0	14,1
13.04.97	134,5	3,3	131,8	4,0	136,7	2,2	131,9	14,1
29.04.97	131,9	1,5	127,5	10,0	134,8	4,3	121,7	16,1
Hct								
07.03.97	36,3	5,0	33,6	3,3	41,0	5,1	36,4	3,8
13.04.97	37,0	2,8	35,0	2,1	36,3	2,7	36,0	2,8
29.04.97			32,7	5,3	41,3	4,2	44,5	6,3
Glukose								
07.03.97			3,2	0,6	5,0	1,7	3,6	0,9
13.04.97	3,2	0,7	2,8	0,7	3,7	0,8	3,3	0,6
29.04.97	3,9	0,4	4,8	2,9	4,9	1,4	9,0	4,2
ATP-ase								
07.03.97	1,0	0,3			1,2	0,4		
13.04.97	2,9	2,0	1,5	1,0	2,1	0,6	1,6	0,7
29.04.97	0,8	0,5	2,0	0,6				
Gjelle-Al								
07.03.97	230	130	280	110	60	30	50	10
13.04.97	40	10	50	20	50	50	20	10
29.04.97	40	10	80	110	170	180	100	40

Tabell 10. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos stedegen laksesmolt etter el-fiske ved fire stasjoner i Suldalslågen. Sum lav Cl er prosentantallet i gruppen under "117 mM Cl" og gruppen "118-124 mM Cl".

Stasjon	Dato	Gruppe	Under 117	118-124	125-129	130-135	Over 135	N =	Sum lav Cl
Mo	07.03.97	Villfisk					100	9	0
	13.04.97	Villfisk				50	50	10	0
	29.04.97	Villfisk				100		9	0
Foss	07.03.97	Villfisk					100	5	0
	13.04.97	Villfisk		10	10	70	10	10	10
	29.04.97	Villfisk	12,5		25	50	12,5	8	12,5
Ritland	07.03.97	Villfisk		10			90	10	10
	12.04.97	Villfisk				30	70	10	0
	29.04.97	Villfisk				66,6	33,3	6	0
Prestvika	07.03.97	Villfisk	10	10		20	60	10	20
	12.04.97	Villfisk	10		10	20	60	10	10
	29.04.97	Villfisk	40	10	10	20	20	10	50

Tabell 11. Utviklingen i plasmaklorid, hematokritt, glukose, gjelle-Na-K-ATP-ase og gjelle-Al hos villfanget, stedegen laksesmolt eksponert i bur i 230-290 timer ved 6 stasjoner i Suldalslågen. Verdiene er gjennomsnitt, hvor standardavvik er angitt (SD).

	T=	M0		Foss		Ritland		Jone		Prestvika		Suldalsvannet	
		Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Plasma Cl													
23.04.97	230-248	141,0	5,3	138,5	5,4	139,5	3,8	139,2	4,5	138,2	4,0	141,0	4,7
10.05.97	267-291	130,7	5,9	132,1	2,0	133,3	3,8	133,3	3,3	132,1	2,9	130,6	9,2
Hct													
23.04.97	230-248	45,8	2,4	39,5	5,7	34,2	5,8	36,7	6,8	34,5	4,2	35,3	6,7
10.05.97	267-291	39,3	1,5	41,0	2,0	44,5	4,9	40,3	8,1	42,3	5,1	44,0	3,0
Glukose													
23.04.97	230-248	3,0	0,3	4,8	0,6	5,4	1,1	3,4	0,6	3,3	0,7	3,3	0,4
10.05.97	267-291	3,2	1,3	3,1	0,3	3,7	0,9	3,9	0,5	3,6	0,6	4,0	0,8
ATP-ase													
23.04.97	230-248												
10.05.97	267-291	4,8	1,8	6,5	2,5	4,6	2,4	6,7	1,6	7,4	1,8	3,2	1,8
Gjelle-Al													
23.04.97	230-248	190	110	80	50	140	30	40	20	40	20	160	10
10.05.97	267-291	40	10	150	90	90	30	20	10	60	100	40	20
Døde													
23.04.97				2		2				1		2	
10.05.97													

Ved å undersøke spredning i verdiene for plasmaklorid etter endt forsøk (T= 230-290) ser man at et lite antall fisk fra et fåtall stasjoner lå under grenseverdien for normalt nivå for plasmaklorid > 125 mM (tabell 12).

Dødelighet (%) og utviklingen av plasmaklorid og hematokritt hos stedegen laksesmolt eksponert i bur i elva i 230-290 timer og deretter utsatt for en 24 timers standardisert

sjøvannstest er vist i tabell 13. Dødeligheten hos den stedegne fisken varierte mellom stasjoner og de to forsøksdatoene fra 1 til 18 (hver gruppe bestod av ca 30 forsøksfisk). Verdiene for plasmaklorid varierte også mellom stasjoner og de to forsøksdatoene, med indikasjoner på mulige osmoregulatoriske problemer i april, men ikke i mai.

Tabell 12. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos villfanget, stedegen laksesmolt i ferskvann etter 230-290 timers eksponering i bur ved seks stasjoner i Suldalslågen. Sum lav Cl er prosenttallet i gruppen under "117 mM Cl" og "118-124 mM".

Stasjon	Dato	Timer	Under 117	118-124	125-129	130-135	Over 135	N =	Sum lav Cl
Mo	23.04.97	242				20	80	5	0
	11.05.97	276		16,7		66,6	16,7	6	16,7
Foss	23.04.97	244			16,7		83,3	6	0
	11.05.97	291				83,3	16,7	6	0
Ritland	23.04.97	230					100	6	0
	10.05.97	268			33,4	49,9	16,7	6	0
Jone	23.04.97	230				33,3	66,7	6	0
	10.05.97	267			16,7	49,9	33,4	6	0
Prestvika	23.04.97	248				16,7	83,4	6	0
	11.05.97	286			20	80		5	0
Suldalsvannet	23.04.97	246					100	6	0
	10.05.97	272		16,7	16,7	33,3	33,3	6	16,7

Tabell 13. Dødelighet (antall) og utvikling i plasmaklorid og hemtokritt hos villfanget, stedegen laksesmolt eksponert i bur i 230-290 timer ved seks lokaliteter i Suldalslågen og deretter utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest. Verdiene som er angitt er gjennomsnitt med standardavvik (SD).

	Mo		Foss		Ritland		Jone		Prestvika		Suldalsvannet	
	Antall	SD	Antall	SD	Antall	SD	Antall	SD	Antall	SD	Antall	SD
Plasma Cl												
24.04.97	161,7	10,1	164,6	17,3	184,8	16,0	157,2	8,9	164,5	18,6	176,0	23,4
12.05.97	147,2	7,4			149,9	11,4	134,8	6,0	149,0	15,8	141,5	6,5
Hct												
24.04.97	47,0	6,8	38,8	9,4	33,6	5,3	39,3	3,9	34,7	6,2	34,8	4,0
12.05.97	40,0	8,5			39,7	7,1	37,3	1,2	40,0	2,0	42,0	3,6
Død												
23.04.97	4		18		3		9		6		7	
11.05.97	5		1		9				6		14	

Relativ fordeling (%) i blodplasmaklorid hos stedegen fisk i sjøvannstesten er vist i **tabell 14**. Normal toleransegrense for sjøvann ved en slik test er satt ved plasmakloridverdier på < 160 mM (**tabell 2**). Omlag halvparten av fisken lå over denne grenseverdien. Stasjonene Mo og Jone hadde flest sjøvannstolerante fisk.

Endring i fysiologisk status fra fangst til avsluttet eksponering

Det var en tendens til økning i plasmaklorid-nivå fra fangst til avsluttet eksponering i bur i elva. Med unntak av verdiene for Mo, Ritland og Jone, hvor det var en svak nedgang i plasmaklorid nivået, var det en økning i plasmaklorid-nivået i alle de andre forsøkene. Økningen var på 2-10 mM (**tabell 15**). Alle verdiene ligger imidlertid innenfor normalområdet.

Tabell 14. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos villfanget, stedegen laksesmolt etter 230-290 timers eksponering i bur ved seks stasjoner i Suldalslågen og deretter en 24 timers sjøvannstoleransetest. Antall døde i hvert forsøk er angitt. Sum høy Cl er prosenttallet i gruppene "161-170 mM Cl" og "over 170 mM Cl".

Stasjon	Dato	Gruppe	Død	130-139	140-149	150-155	156-160	161-170	Over 170	N =	Sum høy Cl
Mo	23.04.97	Villfisk	4		13,3	13,3	26,7	26,7	20	15	46,7
	11.05.97	Villfisk	5	15,4	46,2	15,4	7,7	7,7		13	7,7
Foss	23.04.97	Villfisk	18	9,1	18,2	9,1		18,2	45,5	11	63,7
	11.05.97	Villfisk	1	20	46,7	6,7	26,7				0
Ritland	23.04.97	Villfisk	3	9,1	9,1	9,1		36,4	36,4	11	72,8
	11.05.97	Villfisk	9	20	46,7	6,7	26,7			15	0
Jone	23.04.97	Villfisk	9		21,4	21,4	21,4	28,6	7,1	14	35,7
	11.05.97	Villfisk		83,3	16,7					6	0
Prestvika	23.04.97	Villfisk	6			30,8	7,7	23,1	38,5	13	61,6
	11.05.97	Villfisk	6	35,7	21,4	14,3	7,1	7,1	14,3	14	21,4
Suldalsvannet	23.04.97	Villfisk	7		10		20	20	50	10	70
	11.05.97	Villfisk	14	50	40		10			10	0

Tabell 15. Målte plasmakloridnivåer hos villfanget, stedegen fisk i Suldalslågen ved fangst ($T = 0$) og etter eksponering for elvevannet i bur i elva ($T = 230-290$). "Endring" er forskjellen i plasmaklorid fra start av forsøk til endt forsøk for hver stasjon ved hver prøvedato.

Stasjon	13.04.97 $T = 0$	23.04.97 $T = 230-250$	Endring	29.04.97 $T = 0$	11.05.97 $T = 270-290$	Endring
Mo	134,5	141	6,5	131,9	130,7	-1,2
Foss	131,8	138,5	6,7	127,5	132,1	4,6
Ritland	136,7	139,5	2,8	134,8	133,3	-1,5
Jone	136,7	139,2	2,5	134,8	133,3	-1,5
Prestvika	131,9	138,2	6,3	121,7	132,1	10,4
Suldalsvannet	131,9	141	9,1	121,7	130,6	8,9

3.2.4 Anleggsprodusert laksesmolt

Tabell 16 viser utvikling i plasmaklorid, hematokritt, glukose og gjelle-Na-K-ATPase hos anleggsprodusert smolt eksponert i bur i 110-290 timer ved seks lokaliteter i Suldalslågen. Det var en tendens til nedgang i plasmaklorid-nivået ved eksponering på stasjonene Mo, Foss, Jone og Prestvika. Samtidig var glukose-verdiene gjennomgående noe høyere på alle stasjonene på alle datoer. Dette kan indikere en stress-respons. ATP-ase verdiene var ikke entydig høyere for fisken i eksperimentene sammenlignet med fisken i kontroll-gruppen (i klekkeriet). Gjelle-aluminiumsverdiene hos fisken i klekkeriet var noe høye (spesielt 4. mai) og det var tendenser til at fisken kvittet seg med gjelle-Al ved eksponering til elvevann på de ulike stasjonene. Fisken fra klekkeriet hadde da i utgangspunktet en noe høy gjelle-Al belastning som sannsynligvis har sammenheng med at vannet inn i klekkeriet ikke var avsyret.

Tabell 17 viser relativ fordeling (%) i plasmaklorid hos anleggsprodusert smolt eksponert i bur i 110-290 timer ved seks stasjoner i Suldalslågen. Vurdert ut fra en akseptabel grense for et normalnivå for plasmaklorid på > 125 mM ser man at et betydelig antall av den undersøkte fisken lå under denne grenseverdien. Det var også en tendens til at fisken hadde lavere plasmaklorid-nivå ved forsøket som ble avsluttet 11. mai og var av lengst varighet (290 t).

Tabell 18 viser dødelighet (%) og utvikling av plasmaklorid og hematokritt hos anleggsprodusert smolt eksponert i bur i 110-290 timer ved seks stasjoner i Suldalslågen og deretter utsatt for en 24 timers sjøvannstest. Kontroll-gruppen fra anlegget er også tatt med. Det ble registrert en betydelig dødelighet ved alle stasjonene. Av grupper på ca 30 fisk døde mellom 5 og 17 fisk. Dødeligheten varierte noe mellom stasjonene og mellom de to forsøksdatoene, men omlag 30-50 % av forsøksfisken døde. Plasmaklorid-verdiene (gjennomsnitt) var gjennomgående høye, og på

Tabell 16. Utviklingen i plasmaklorid, hematokritt, glukose, gjelle-Na-K-ATPase og gjelle-Al hos anleggsprodusert smolt eksponert i bur i 110-290 timer ved seks lokaliteter i Suldalslågen. Referanseverdier for ikke-eksponert smolt fra klekkeriet er også gitt. Verdiene er gjennomsnitt med standardavvik (SD). Gjelle-Al er gitt som mgAl/gr gjelle tørrvekt.

	Klekkeriet		Mo		Foss		Ritland		Jone		Prestvika		Suldalsvannet	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Plasma Cl														
07.03.97	140,8	7,2												
23.04.97			126,7	4,5	130,7	3,3	123,7	6,3	125,8	6,9	120,0	7,9	128,3	4,0
04.05.97	130,5	3,9	118,5	3,9	121,8	5,8	130,2	3,9	124,3	7,0	124,0	4,3	123,0	5,1
11.05.97	128,5	2,8	118,9	4,3	119,3	4,5	124,0	4,8	117,6	3,0	116,6	4,5	119,9	4,9
Hct														
07.03.97	32,2	2,5												
23.04.97			38,0	10,7	42,3	3,4	37,5	3,4	37,0	6,9	39,0	12,9	30,4	2,6
04.05.97	45,3	5,1	56,0	4,7	50,5	3,1	40,8	3,1	42,0	2,8	38,2	5,3	46,8	4,7
11.05.97	34	4	42,7	3,2	41,0	6,6	48,3	6,4	52,7	4,1	43,7	5,5	44,7	6,7
Glukose														
07.03.97	5,3	1												
23.04.97			6,5	2,0	8,1	2,4	10,6	2,3	6,3	2,0	9,3	0,9	7,2	1,4
04.05.97	5,4	1,4	8,4	2,2	9,1	3,4	8,2	3,1	6,9	2,0	10,4	3,2	11,0	3,2
11.05.97	4,4	0,5	8,7	2,2	8,7	2,3	7,4	1,5	11,8	1,2	10,9	2,0	17,2	17,3
ATP-ase														
07.03.97														
23.04.97														
04.05.97	1,4	0,7												
11.05.97	2	0,5	1,9	0,8	3,2	1,6	1,7	0,4	2,7	1,6	2,2	0,8	2,0	0,7
Gjelle-Al														
07.03.97	140	40												
23.04.97			100	50	60	20	110	10	70	10	80	10	110	20
04.05.97	210	70	90	30	120	50	110	20	70	40	80	10	80	20
11.05.97	100	50	80	40	80	30	100	30	80	30	60	10	70	10
Døde														
07.03.97														
23.04.97					2									
04.05.97														
11.05.97														

Tabell 17. Relativ fordeling (%) av ulike plasmakloridnivå hos anleggsprodusert laksesmolt eksponert i bur på seks stasjoner i Suldalslågen. T er eksponeringstid i bur i antall timer. Sum lav Cl er prosenttallet for gruppene "under 117 mM Cl" og "118-124 mM Cl".

Stasjon	Dato	T	Under 117	118-124	125-129	130-135	Over 135	N=	Sum lav Cl
Kontroll (Anlegg)	07.03.97	0				20	80	10	0
	13.04.97	0		20	40	40		10	20
	01.05.97	0		10	20	60	10	10	10
	12.05.97	0		16,7	50	33,3		6	16,7
Mo	23.04.97	242		16,7	66,7	16,7		6	16,7
	04.05.97	108	66,7	16,7	16,7			6	83,4
	11.05.97	276	16,7	83,3				6	100
Foss	23.04.97	244			33,3	66,7		6	0
	04.05.97	108	16,7	33,3	50			6	50
	11.05.97	291	33,3	50	16,7			6	83,3
Ritland	23.04.97	230	16,7	33,3	33,3	16,7		6	50
	04.05.97	108			33,3	50	16,7	6	0
	11.05.97	267	20	20	60			5	40
Jone	23.04.97	248	16,7	16,7	33,3	33,3		6	33,3
	04.05.97	108	16,7	16,7	50	16,7		6	33,3
	11.05.97	286	50	50				6	100
Prestvika	23.04.97	230	33,3	16,7	50			6	50
	04.05.97	108		50	33,3	16,7		6	50
	11.05.97	268	50	50				6	100
Suldals- vannet	23.04.97	246		16,7	50	33,3		6	16,7
	04.05.97	108	16,7	33,3	50			6	50
	11.05.97	272	20	60	20			5	80

Tabell 18. Dødelighet (antall) og utviklingen av plasmaklorid og hematokritt hos anleggsprodusert laksesmolt eksponert i bur i 110-290 timer ved seks lokaliteter i Suldalslågen og deretter utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest.

	Mo		Foss		Ritland		Jone		Prestvika		Suldalsvannet		Dato	Kontroll (anlegget)		
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD		Snitt	SD	
Plasma Cl														07.03.97	208,4	13
24.04.97	173,0	12,0	191,6	16,0	184,8	16	196,1	10,0	189,6	13,0	197,9	16,0	02.05.97	172,4	19,0	
11.05.97	198,4	17,0			191,3	13	200,9	15,0	188,5	9,0	197,2	14,0	11.05.97	144,7	7,0	
Hct														07.03.97	29,2	1,8
24.04.97	42,0	11,0	56,1	8,0	33,6	5,0	32,1	4,0	32,6	7,0	30,9	6,0	02.05.97	36,9	6,0	
11.05.97							28,7	4,0					11.05.97			
Død																
	Antall		Antall		Antall		Antall		Antall		Antall			Antall		
													07.03.97	20		
24.04.97	13		5		10		12		17		10		02.05.97	1		
11.05.97	11		14				16		11		11		11.05.97			

alle stasjonene og på begge forsøksdatoene lå gjennomsnittsverdien over det man antar gir en betydelig negativ effekt på fisken. Det ble kun målt hematokritt den 24. april. Hematokritt-verdiene (gjennomsnitt) lå innenfor det som regnes som normalt for fisk i sjøvann, men det var en betydelig variasjon mellom forsøksfiskene. Også plasmaklorid-verdiene for anleggfishen (kontroll-gruppen) viser høye gjennomsnittsverdier 2. mai, mens i forsøket 11. mai var gjennomsnittet innenfor normalnivået for smolt i sjøvann. Hematokritt-verdiene hos kontroll-gruppen 2. mai lå innenfor normalområdet. Forsøket gir indikasjoner på at den anleggsproduserte fisken hadde problemer med osmoreguleringen etter at de hadde vært eksponert for elvevann før sjøvannstesten. Dette kan skyldes vannkvaliteten fisken har vært eksponert for i anlegget, men håndteringsstresset under denne testen kan heller ikke utelukkes.

Relativ fordeling (%) i plasmaklorid hos anleggsprodusert smolt etter 110-290 timer eksponering i bur og deretter utsatt for en sjøvannstest er vist i **tabell 19**. Toleransegrensen for sjøvann settes < 160 mM, over dette nivået greier ikke fisken å osmoregulere tilfredsstillende i sjøvann. På alle stasjonene og på begge forsøksdatoene lå majoriteten av forsøksfiskene over dette nivået. Også i kontrollgruppen fra anlegget lå de fleste testede fiskene over dette nivået i forsøket den 2. mai. I forsøket som ble avsluttet 11. mai fordelte de testede fiskene seg godt innenfor området som indikerer normal osmoregulering. Resultatene kan tolkes dit at vannkvaliteten i vassdraget kan påvirke den anleggsproduserte fiskens evne til osmoregulering, men andre stressfaktorer kan også spille inn her.

Tabell 19. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos anleggsprodusert laksesmolt etter 110-290 timers eksponering i bur på seks stasjoner i Suldalslågen og deretter utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest. Sum høy CI er prosenttallet i gruppene "161-170" og "over 170".

Stasjon	Dato	Død	130-139	140-149	150-155	156-160	161-170	Over 170	N =	Sum høy CI
Mo	24.04.97	13			6,7	13,3	20	60	15	80
	12.05.97	11			7,7			92,3	13	92,3
Foss	24.04.97	5						100	15	100
	12.05.97	14								
Ritland	24.04.97	10				16,7		83,3	12	83,3
	12.05.97	6					6,7	93,3	15	100
Jone	24.04.97	12						100	15	100
	12.05.97	16						100	14	100
Prestvika	24.04.97	17						100	15	100
	12.05.97	11						100	15	100
Suldalsvannet	24.04.97	10						100	14	100
	12.05.97	11						100	15	100
Kontroll (Anlegget)	02.05.97	1		15,4		7,7	15,4	61,5	13	76,9
	12.05.97		10	70	10	10			10	0

Utsettinger av Carlinmerket laksesmolt

Mye tyder på at merking og transport av fisk har mindre betydning for plasmaklorid nivået (**tabell 20**). Av tabellen fremgår det at plasmaklorid nivået lå innenfor normalverdiene for merket og umerket fisk i sjøvannstest, i transport og i slepingen av mæren utover i fjorden. Resultatene for transportdelen av forsøket er i samsvar med tidligere undersøkelser av dette (Iversen et al. 1998). I denne undersøkelsen fant man at sannsynligvis er hånd-

tering av fisken en mer akutt stressfaktor enn selve transporten.

Merkeforsøk/gjenfangster

I 1996 ble tre grupper merket smolt á 5000/gruppe sluppet i Suldalslågen v/Prestavika, i estuarint område ved munningen og en gruppe i mærd for uttaving. Alle utsettingene gikk etter planen (**tabell 21**).

Tabell 20. Vekt (gr), lengde (mm) og fysiologisk status hos Carlinmerket og umerket anleggsprodusert laksesmolt før transport, etter transport, ved utsetting i mær og ved utsleping av mær. FV = ferskvann SV = saltvann.

Gruppe	Dato	Eksposering	Vekt		Lengde		Plasma Cl		Hct	
			Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
1	07.03.97	Umerket, FV 0 t	194,9	24	129,5	6	140,8	7	32,2	3
2	07.03.97	Umerket, SV 24 t	177,8	34	128,6	8	208,4	13		
3	12.05.97	Carlin, FV	275,5	54	148	10	128,3	2	32	4
4	12.05.97	Umerket, FV	216,8	42	139,2	8	128,5	3	34	4
5	12.05.97	Carlin, SV 24 t	232	38	151,6	23	148,4	8	42,7	5
6	12.05.97	Umerket, SV 24 t	203	33	137,4	7	144,7	7	42	3
7	11.05.97	Transport, bil, 2 t	244,1	52	141,6	8	127,9	4	40,8	4
8	12.05.97	Mær, SV 24 t	221,7	28	138,2	6	130,3	3		
9	13.05.97	Mær, slep					131	15		

Tabell 21. Utsettinger i Suldalslågen i 1996. Carlin-merket smolt i elva er tatt med. 1-SV = 1 sjøvinter laks; 2-SV = 2 sjøvinter laks.

Utsettingssted	Utsettingslengde (cm)	Fangst lengde (cm)	Fangst-vekt (kg)	Vekst (cm)	Total gjenfangst (%)	Gjenfangst, elv (%)
Prestvika	6.4(1)	64.0(1-SV)	2.90	47.6	0.02(1)	
Prestvika	14.2(1)	60.0(2-SV)		45.8	0.02(1)	0.02(1)
Munning, Suldalslågen	15.1 ± 1.3(6)	61.5±5.0(1-SV)	2.13±0.23	46.4	0.12(6)	0.1(5)
Sleping, 1 mil ut Sandsfjorden	15.3 ± 1.0(10)	63.6±3.6(1-SV)	2.37±0.42	48.3	0.20(10)	0.04(2)
Sleping, 1 mil ut Sandsfjorden	14.7(7)	90.3(2-SV)	6.80±1.48	75.6	0.14(7)	0.08(4)

Fra tabellen ser vi at det til og med oktober 1998 kun var to gjenfangster av laksesmolt satt ut i Prestvika. Munningsutsettingene gav totalt 6 gjenfangster hvorav 5 fisk ble tatt i Lågen. Utsettingene fra slepeforsøkene i Sandsfjorden gav de beste gjenfangstene med totalt 17 gjenfangster med henholdsvis 10 og 7 en- og tosjøvinter laks. Resultatene fra disse utsettingene indikerer at vannkvaliteten i Lågen/klekkeriet kan ha påvirket utvandring og overlevelse av utsatt smolt i elv og munning.

I 1997 ble fire grupper merket smolt á 5 000/gruppe sluppet i Suldalslågen v/Prestvika, i estuarint område ved munningen (5 000 som kontroll, 5 000 med lakselusfór) og en gruppe i mærd for uttauing. Alle utsettingene gikk etter planen (tabell 22). Resultatene så langt viser at vi har registrert smolt i fella i 1998. For fisken satt ut ved munningen er det kun rapportert gjenfangst av smolt spist av fugl/fisk. To gjenfangster er imidlertid fra munningsutsettingene av fisk gitt lusfór. For fisken slept ut i Sandsfjorden ble det fanget en smolt i sjøen 5 dager etter utsetting. Den dårlige gjenfangsten av fisk satt ut i 1997 kan

skyldes at smoltkvaliteten på det utsatte materialet var dårligere i 1997 enn i 1996.

3.2.5 Sammenstilling av vann kjemiske data og fysiologiske data

Det var store nedbørsmengder 7.-8. mars 1997 noe som resulterte i en femdoblet vannføring i Suldalslågen som følge av økt bidrag fra restfeltet. Samtidig ble det målt lavere pH på alle prøvetakingsstasjoner denne datoen enn på senere måledatoer. pH varierte mellom 5.4 og 5.8 i denne perioden. I resten av prøvetakingsperioden varierte pH mellom 6 og 6.6. Det ble også målt høyere konsentrasjoner av aluminium den 8. mars enn på de andre prøvetakingsdatoene.

Tabell 22. Utsettinger i Suldalslågen i 1997.

Utsettingssted	Utsettings lengde (cm)	Fangstlengde (cm)	Fangstvekt (kg)	Vekst (cm)	Total gjenfangst (%)	Gjenfangst, elv (%)
Prestvika	12,6(1)	Tatt i	smoltfella			
Munning, elv (kontroll)	13,5 ± 0,8(13)	Spist av	fugl/fisk			
Munning, elv (kontroll)	13,3 ± 0,6(9)	Spist av	fugl/fisk			
Munning, elv (lusfór)	13,5(2)	54,0		40,5	0,04(2)	0,04(2)
Sleping, 1 mil ut Sandsfjorden	14,3(1)	Tatt 5 dager	etter utsetting			

I en vurdering av vannkvaliteten ble det konkludert med at høye Ali verdier i Suldalslågen i mars skyldes lav pH i hovedvassdraget og at denne lave pH-verdien motvirket transformasjon av LMW-Ali til HMW former av Ali. På grunn av en økende konsentrasjon Ali fra Suldalsvatnet til utløpet av Suldalslågen var det forventet at Ali-konsentrasjonen på gjellene ville tilta etter samme mønster. Dette ble delvis påvist, men Ali konsentrasjonene målt på Foss var høyere enn forventet. Årsaken til hvorfor stasjon Foss avviker er ikke avklart, men denne stasjonen var "atypisk" også i 1996. Høy pH i mai og avtagende vannbidrag fra restfeltet kan ha redusert omfanget av arealer med eventuell »skadelig» vannkvalitet.

Høy pH i hovedvassdraget fra slutten av april og i mai resulterte i relativt "like" Ali konsentrasjoner innen hovedvassdraget i både 1996 og i 1997. På tross av »lik» Ali-konsentrasjon innen vassdraget var det forventet en stor spredning i gjelle-Ali konsentrasjon dersom Ali fra sidevassdragene var biologisk reaktive. Det ble påvist stor spredning i gjelle-Ali, både innen og mellom ulike stasjoner på samme prøvetakingsdato. Det var stor spredning mellom observasjonsårene. Dette kan tyde på mer heterogen vannkvalitet innen vassdraget enn det vannkjemiske prøvetakingsprogrammet påviste. Dette kan skyldes at sidevassdragene bidrar med Ali som ikke påvises vannkjemisk, men som likevel ble akkumulert på fiskegjellene.

I 1996 varierte total Ali på prøvetakingsstasjonen i Fossåna mellom 10 og 60 µg Ali/l. Over samme tidsrom i 1997 varierte konsentrasjonen mellom 40 og 70 µg Ali/l. Det ble også påvist høyere Ali-konsentrasjon i Ritlandsåna i 1997 enn i 1996. Andre sidevassdrag ble ikke undersøkt i 1996, men det er rimelig å anta at også disse hadde samme forskjell i Ali konsentrasjon mellom observasjonsårene. Samtidig som at Ali konsentrasjonen i sidevassdragene var høyere i 1997 enn i 1996 var avrenningen fra restfeltet høyere i 1997 enn i 1996. Dette medførte at hovedvassdraget ble tilført mer Ali i 1997 enn i 1996, uten at denne forskjellen i tilførsel lot seg påvise som økning i Ali i vannprøvene. Denne forskjellen kan være forklaringen på

forskjellene i gjelle-Ali mellom 1996 og 1997, samt forklaringen på stor variasjon i Ali-konsentrasjon på gjellene innen en stasjon. Mens konsentrasjonen av Ali på gjellene hos stedegen fisk i 1996 lå på gjennomsnittlige 20 µgAli/gr gjelle tørrvekt var konsentrasjonen i 1997 gjennomgående høyere enn 50 µgAli/gr gjelle tørrvekt. I 1996 ble Ali-konsentrasjoner høyere enn 50 µgAli/gr gjelle tørrvekt kun påvist på stasjonen Foss. I 1997 ble konsentrasjoner høyere enn 100 µgAli/gr gjelle tørrvekt påvist på samtlige stasjoner i vassdraget. Forskjellene i konsentrasjoner målt på anleggsvilt viste samme variasjonsmønster, men med lavere verdier. Ali-konsentrasjonen målt i vassdraget varierte mellom 7 og 10 µgAli/l i 1996 og mellom 6 og 11 µgAli/l i mai 1997. Konsentrasjonen av Ali målt på de ulike stasjonene kan således ikke forklare variasjonen i gjelle-Ali. Ser man derimot på konsentrasjonen av LMW-Ali tilført vassdraget blir sammenhengen mer sannsynlig. Basert på dette konkluderer vi med at vannkvaliteten i Suldalslågen var dårligere i 1997 enn i 1996. Forskjellen i vannkvalitet ble ikke gjenspeilet i de fysiologiske responsene. Variasjonen i parametrene målt hos stedegen villfisk i 1996 eller i 1997 kunne ikke forklares på bakgrunn av gjelle-Ali.

Det er i en rekke forsøk vist at endringer i Ali i vannforekomster raskt gjenspeiles i endringer i gjelle-Ali. Fisk eksponert for aluminium har allerede etter 6 timer tydelige forskjeller i Ali-konsentrasjonen på gjellene som er korrelert med forskjeller i Ali. Fisk overført fra "belastet" vann til mindre belastet vann taper aluminium fra gjellene raskt, og betydelige reduksjoner inntreffer i løpet av 24 timer (Kroglund et al. 1998a, Kroglund upubliserte data fra Mandalselva). Videre er varigheten og hyppigheten av belastning viktig for i hvilken grad en episode resulterer i skader. Våre vannkjemiske og biologiske målinger i både 1996 og 1997 representerer punktmålinger og variasjon i vannkvalitet mellom prøvetidspunkt kan ikke utelukkes.

Smoltutvandringen i Suldalslågen faller godt sammen med vannstandsøkning i forbindelse med vårfloppen. Villsmoltten går i all hovedsak ut i løpet av en periode på 20 dager i perioden 25. april til 15. mai. Oppdrettssmoltens utvand-

Tabell 23. Konsentrasjon av aluminium på gjellene hos laks fra Suldalslågen 1996 og 1997. Mengde aluminium er angitt som $\mu\text{g Al/gr}$ gjelle tørrvekt. "El-fiske" representerer kontroll før utsetting av fisk i bur elven (her kalt eksponering). "Klekkeriet" er før utsetting av klekkerfisk i bur i elva.

A: Villfisk

Stasjon	El-fiske 16.04.96		Eksponering 27.04.96		El-fiske 13.04.97		Eksponering 23.04.97	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Mo	23	1	19	0,7	40	1	190	10
Foss	65	7	58	1	50	2	80	5
Ritland	19	1	21	0,4	50	5	140	3
Jone	19	1	28	7	50	5	40	2
Prestvika	19	1	16	7	20	1	40	2
Suldalsvannet					20	1	160	1

	27.04.96		08.05.96		29.04.97		10.05.97	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Mo	14	2	24	15	40	10	40	10
Foss	214	167	97	60	80	110	150	90
Ritland	14	7	25	5	170	180	90	30
Jone	14	7	47	22	170	180	20	10
Prestvika	29	27	24	13	100	40	60	10
Suldalsv.					100	40	40	20

B: Fisk fra klekkeriet

	27.04.96		06.05.96		23.04.97		04.05.97	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Klekkeriet	18	2			210	4		
Mo			15	8			90	30
Foss			42	28			120	50
Ritland			11	3			110	20
Jone			11	6			70	40
Prestvika			12	4			80	10
Suldalsv.							80	20

	08.05.96		13.05.96		04.05.97		11.05.97	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Klekkeriet	5	2			110	5		
Mo			12	4			80	40
Foss			21	9			80	30
Ritland			9	1			100	30
Jone			8	2			80	30
Prestvika			11	6			60	10
Suldalsv.			19	6			70	10

ringen strekker seg over et lengre tidsrom, med flere topper og hvor toppene kommer senere enn hos villsmolten. Videre er det lite som tydet på at smoltutvandringen er avhengig av vanntemperaturen (Saltveit, 1998).

Selv om merking og transport av smolt i forsøkene hadde mindre betydning for plasmaklorid-nivået, er det mye som tyder på at den anleggsproduserte fisken hadde dårligere osmoregulatorisk evne enn villsmolten. I sjøvannstestene med anleggsprodusert smolt hadde så godt som alle høye kloridverdier. Til sammenligning hadde 20-70 % av villsmolten høye plasmakloridverdier.

I perioden 1993-97 utgjorde utsatt laks mindre enn 10 % av fangstene i Suldalslågen. Årsaken til dette er ulik overlevelse i sjøfasen. Gjenfangstdata og skjellprøver fra fangstene viser at utsetting av laks gir svært liten økning i avkastningen i form av voksen gytefisk (Kaasa et al. 1998). Den dårlige overlevelsen til den utsatt fisken kan ha flere årsaker, hvor våre resultater tyder på at vannkvaliteten i klekkeriet kan ha betydning.

4 Foreløpige konklusjoner

Endelig konklusjon med hensyn til smoltkvalitet i Suldalslågen kan ikke trekkes på bakgrunn av to sesonger, men resultatene hittil tyder på:

Smoltkvaliteten til stedegen smolt synes noe bedre i 1997 enn i 1996, selv om gjelle-AI konsentrasjonen var høyere i 1997. Årsaken til denne år til år variasjonen er ikke avklart i denne rapporten, og bør følges opp ved å undersøke vassdraget også etter at fullverdig kalking er igangsatt. En mulig forklaring er at vannkvaliteten synes mindre giftig i mai 1997, noe som kan ha tillatt restituering og reetablering av fullverdig smoltkvalitet. Anleggsprodusert smolt hadde vesentlig dårligere kvalitet i 1997 enn i 1996. Denne forverringen kan tilskrives forringet vannkvalitet på driftsvannet. Carlinmerket smolt satt ut i elv, munning og i slep hadde tilsynelatende bedre overlevelse i 1996 enn i 1997.

5 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.
- Barnes, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. - Chem. Geol. 15: 177-191.
- Blackburn, J. & Clarke, W.C. 1987. Revised procedure for the 24 hour seawater challenge test to measure seawater adaptability of juvenile salmonids. - Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1987, 1515: 1-39.
- Blakar, I.A. 1995. Vannkvalitet i Ulla-Førre og Suldalsområdet i perioden 1990-1993. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, rapport no. 21: 49s + vedlegg.
- Duston, J. & Saunders, R.L. 1992. Effect of 6-, 12- and 18-month photoperiod cycles on smolting and sexual maturation in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2273-2280.
- Fiske, C.H. & Subbarow, Y. 1925. The colorimetric determination of phosphorus. - J. Biol. Chem. 66: 375-600.
- Gravem, F. 1995. Målsetting med forvaltningen av laksestammen i Suldalslågen. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 7: 1-15.
- Gunnerød, T.B. 1984. Fisk og vassdragsreguleringer. - Kraft og Miljø 7: 1-95.
- Heggberget, T.G., Blakar, I.A., Nordland, J., Saltveit, S.J. & Johnsen, B.O. 1994. Ulla-Førre-reguleringen. Rapport fra rådgivende arbeidsgruppe for vurdering av undersøkelser og tiltak. - NINA-utredning 64: 1-51.
- Iversen, M., Finstad, B. & Nilssen, K.J. 1998. Recovery from loading and transport stress in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. - Aquaculture 168: 387-394.
- 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 forsuringsnivå i ulike Vestlandsvassdrag basert på økofysiologiske og økotoksikologiske metoder. - DN-notat ikke trykt.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Kvellestad, A. 1998a. Varighet av blandsoner og betydning av ulike aluminiumskonsentrasjoner og kalking for giftighet for lakseparr. - NIVA-rapport 3815-98: 1-61.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Kvellestad, A., Salbu, B., Rosseland, B.O. & Finstad, B. 1998b. Betydningen av lave aluminiumskonsentrasjoner for laksesmolt. - DN-rapport. Under utarbeidelse.
- 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.
- 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.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.J. & Randall, R.J. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. - J. Biol. Chem. 193: 265-275.
- Pethon, P. & Lillehammer, L. 1995. Smoltutvandring og smoltproduksjon hos laks i Førlandskanalen og Suldalsvassdraget; preliminnære resultater. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 12: 1-26.
- Randall, C.F., Bromage, N.R., Thorpe, J.E. & Miles, M.S. 1994. Photoperiod, melatonin and the timing of smoltification in salmonid fish. - Salmonid Smoltification, 121: 1-295.
- 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. - Environ. Pollution 78: 3-8.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. - P 228-246 in Steinberg, C.E.W & Wright, R.F., eds. Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future. John Wiley and Sons Ltd.
- Rosseland, B.O., Selbu, B., Kroglund, F., Hansen, T., Teien, H.-C., Håvardstun, J. et al. 1998. Endring av metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer (ESTUMIX). Sluttrapport til Norges Forskningsråd.
- Rosseland, B.O. 1998. Kritisk for fisk når surt aluminiumsrikt ferskvann og saltvann blandes. - s. 28-29 i Parmann, G., red. NIVA Årsberetning 1997.
- Saltveit, S.J. 1994. Tetthet, betandsutvikling, kondisjon og overlevelse hos utsatt laks i Suldalslågen. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 18: 1-29.
- Saltveit, S.J., 1997. Effekt ved utsetting av laks i Suldalslågen. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 42: 1-28.
- Saltveit, S.J. 1998. Smoltutvandring hos laks i Suldalslågen. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 44: 1-28.
- Sivertsen, A., Skogheim, O.K. & Snekvik, E. 1980. Data-rapport: Kjemiske analyseresultater fra Suldalslågen Ulla/Førre-reguleringen (1978/1979). Fiskeforskningen, 4: 1-32.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Johnsen, G.H. & Kålås, S. 1997. Utvikling i laksebestandene på Vestlandet. - Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, 34: 1-28.
- Zaugg, W.S. 1982. A simplified preparation for adenosine triphosphate determination in gill tissue. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 215-217.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-1023-1

588

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**