

RAPPORT LNR 3863-98

**Fisk og vannkjemisk
status i Suldalslågen,
våren 1996**

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

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

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

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

Akvaplan-NIVA A/S
Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

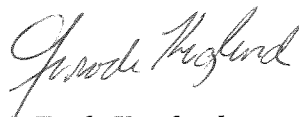
Tittel Fisk og vannkjemisk status i Suldalslågen, våren 1996 FOKUS-prosjektet (Forsuring- og kalkings-undersøkelser i Suldalslågen)	Løpenr. (for bestilling) 3863-98	Dato 4/5- 1998
	Prosjektnr. Undernr. O-96085 2	Sider Pris 64
Forfatter(e) F. Kroglund, NIVA B. Finstad, NINA B.O. Rosseland, NIVA H.C. Teien, LAK, NLH J. Håvardstun, NIVA B. Salbu, LAK , NLH	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN) Energiforsyningens Fellesorganisasjon (EnFO)	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Det ble tatt fysiologiske og histologiske prøver av stedegen og anleggsprodusert laksesmolt i Suldalslågen våren 1996. Fiskens fysiologiske og histologiske tilstand er samholdt med målt vannkjemisk. Mens det var tydelige indikasjoner på tilstandsendringer hos anleggsmolt eksponert i en uke i vassdraget, var forskjellene i målt vannkvalitet moderate og kunne ikke direkte forklare den observerte variasjonen hos fisken. Stedegen (viltfanget) og anleggsprodusert fisk hadde ulik fysiologisk og histologisk status, noe som kan skyldes at den stedegne fisken var tilpasset vannkvaliteten i vassdraget ved mobilisering av ulike kompensatoriske mekanismer. Det ble imidlertid påvist tilstandsforandringer både mht fysiologi og histologi som sannsynliggjør suboptimal vannkvalitet hos begge fiskegruppene. Tilstedeværelse av subletale konsentrasjoner av aluminium kan ikke forkastes som årsaksvariabel, selv om de foreliggende vannanalyser ikke kan bekrefte dette.

Fire norske emneord 1. Forsuring 2. Laks 3. Fysiologi 4. Vannkvalitet	Fire engelske emneord 1. Acidification 2. Atlantic salmon 3. Physiology 4. Water quality
---	--



Frode Kroglund
Prosjektleder

ISBN 82-577-3445-4



Merete Johannessen
Forskningsdirektør

Forsuring- og kalkingsundersøkelser i Suldalslågen

FOKUS-prosjektet

**Fisk og vannkjemisk status
i Suldalslågen, våren 1996**

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 T. Heggberget og B. Finstad fra NINA, B.O. Rosseland og F. Kroglund fra NIVA, G. G. Raddum fra LFI-Bergen og S. Sandøy fra DN. Programforslag forelå vinteren 1995/96. Prosjektansvar ble fordelt mellom B. Finstad (NINA) og F. Kroglund (NIVA). Feltseongen 1996 skulle benyttes til å evaluere fiskestatus og status til evertebrater 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 vannkjemisk og biotisk respons i kontrollerte renneforsøk (egne rapporter).

Den foreliggende rapporten er første årsrapport for FOKUS-prosjektet "Forsuring- og kalkingsundersøkelser i Suldalslågen". Feltarbeidet ble gjennomført i perioden mars til mai 1996. 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 B.M. Larsen, H.M. Berger og T. Nøst. Fisken ble merket av L. Fløystad, G. Østborg, F. Rosvoll Bystad, T. Baardsen og H.S. Iversflaten fra Suldal.

Grimstad/Trondheim, mai 1998

Frode Kroglund/Bengt Finstad
prosjektledere

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. INNLEDNING	10
1.1 Bakgrunn	10
1.1.1 Vannkjemi	10
1.1.2 Fisk	12
1.2 Kunnskapsbehov som søkes dekket av FOKUS-prosjektet	13
2. METODER	15
2.1 Prøvetakingslokaliteter	15
2.1.1 Vannkjemi	16
2.1.2 Feltmetoder	16
2.1.3 Laboratorie metoder	17
2.1.4 Fysiske parametre (temperatur)	17
2.2 Fisk	17
2.2.1 Produksjonsregimer (lysstyring) for anleggsprodusert smolt	17
2.2.2 El-fiske og eksponering av villsmolt og anleggsprodusert smolt i bur	17
2.2.3 Utsettinger av fisk/utsleping i mærd	18
2.3 Prøvetaking av fisk	18
2.3.1 Prøvetaking	18
2.3.2 Prøvetaking av blod og enzymer	19
2.3.3 Vurdering av smoltifiseringsgrad	20
2.3.4 Kvantitative bestemmelse av aluminium i gjellehomogenat	20
2.3.5 Histologisk undersøkelse av gjeller	20
2.3.6 Kriterier for vurdering av biologiske effekter	20
2.4 Statistiske beregninger	22
3. RESULTATER OG DISKUSJON	23
3.1 Fysiske og kjemiske forhold	23
3.1.1 Temperatur	23
3.1.2 Vannføring	23
3.2 Vannkjemi i Suldalslågen	23
3.2.1 pH	23
3.2.2 TOC (total organisk karbon)	24
3.2.3 Andre variabler	24
3.2.4 Aluminium	25
3.2.5 Vurdering av Al-resultat	26
3.3 Fisk	30
3.3.1 Aure	30
3.3.2 Lengder; anleggsprodusert og stedegen laksesmolt	30
3.3.3 Stedegen laks	30
3.3.4 Endring i fysiologisk status fra fangst til avsluttet eksponering	33

3.3.5 Anleggsprodusert laks	34
3.3.6 Utsettinger av Carlinmerket laks	36
3.3.7 Al konsentrasjon i gjelle homogenat	37
3.3.8 Histologi	42
3.3.9 Saltreguleringsevne og fiskestørrelser	45
3.3.10 Vurdering av fysiologisk status	46
4. KONKLUSJON	49
5. REFERANSER	51
Vedlegg A.	55

Sammendrag

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 og Skogheim, 1981, Abry og Skogheim, 1983; Gunnerød, 1984). I 1986 ble det installert en kalkdoserer på utløpet av Suldalsvatnet (Kroglund, 1986). Mot slutten av 80-tallet ble det målt betydelig reduksjon i alkalitet i vann ut av Suldalsvatnet, men også betydelige surstøt episoder forårsaket av surt vann fra restfeltet nedstrøms Suldalsvatnet (Blakar, 1995).

FOKUS-prosjektet har til formål å evaluere betydningen av vannkvalitet for fiskebestanden i Suldalslågen samt betydning av vannkvalitet for postsmoltens marine overlevelse gjennom kontrollerte forsøk, utsettingsforsøk med merket smolt og studier av den stedegne fiskebestanden. Det er i prosjektet antatt at ustabile tilstandsformer av aluminium (Al) forekommer innen vassdraget som følge av tilførsel av Al fra sure sidebekker. Konsentrasjon og tilstandsform til Al vil variere innen vassdraget som følge av polymerisering, men også som følge av fortykning, turbulens og som følge av diffuse vanntilførsler. Ettersom man i en vannprøve kun fanger inn et øyeblikksbilde vil mekanismene bak endringer i fiskestatus og endringer i vannkvalitet best kunne undersøkes og beskrives i kontrollerbare renneforsøk. Det ble utført to renneforsøk i 1996. Disse er rapportert separat (Kroglund m.fl., 1998 a,b).

Eksponeeringsforsøkene og utsettingsforsøkene i 1996 ble utført både med stedegen (9.5-15.5cm) og anleggsprodusert laksesmolt (11.5-16.5cm). Vannprøver ble fraksjonert i felt, men ikke *in situ*. Fra prøvetaking til fraksjonering var det en tidsforsinkelse på 0.5-1.5 timer som med meget stor sannsynlighet har innvirket på analyseresultatet ved å underestimere den Al konsentrasjonen som fisken ble eksponert for. På tross av denne modifikasjonen med hensyn til målte konsentrasjoner av ulike tilstandsformer til Al må det konkluderes at Al-konsentrasjonene vi påviste var lave, ofte under 10 µg Al/L .

Fysiologisk status varierte, både innen en lokalitet, på samme lokalitet over tid og mellom stasjonene. Basert på de analysene som er presentert her hadde stedegen fisk i hovedsak normal fysiologisk tilstand i ferskvann, men var ikke saltvannstolerante. Laksen smoltifiserte tilsynelatende normalt (vurdert morfologisk), men fisken hadde ikke evne til å regulere blodsaltkonsentrasjonen i et marint miljø. Dette kan ha betydning for overlevelse til postsmolt etter sjøtvandring. Noe større variasjon i fysiologisk tilstand etter eksponering i ferskvann ble påvist hos anleggsprodusert fisk, men denne fiskegruppen var mer saltvannstolerante enn den stedegne fisken. Forskjellen i sjøvannstoleranse mellom disse gruppene kunne tyde på at den stedegne smolten over lengre tid var eksponert for dårlig vannkvalitet som hadde redusert den gradvise utviklingen av sjøvannstoleranse, mens fisken fra anlegget, som i tiden fram til forsøket hadde gått i bedre vannkvalitet, hadde utviklet en større grad av toleranse fram til forsøksstart. Det er ingenting som tydet på at fiskestørrelse har hatt avgjørende betydning for resultatet innen de to fiskebestandene undersøkt, men størrelsesforskjellen mellom stedegen og anleggsprodusert fisk kan favorisere anleggfsfisen i testene, og da spesielt i saltvannstestene.

Forskjeller i fysiologisk tilstand mellom stasjonene i Suldalslågen må skyldes enten forskjeller i vannkvalitet eller forskjeller i håndtering og/eller en annen egenskap tilknyttet eksponeringsburet og stasjonen. Transport av fisk kan være en faktor som innvirker på fiskens fysiologiske status, men denne faktoren vurderes ikke som vesentlig i dette forsøket på grunn av korte transportavstander og ingen sammenheng mellom transportavstand/tid og fysiologiske og histologiske tilstandsendringer. En "transport-test" med anleggfsfisen viste ingen negative effekter av dette. Vi kunne derfor ikke påvise andre forskjeller enn vannkjemi som umiddelbar forklaring på forskjeller mellom gruppene.

Samtlige fiske eksponert i Suldalslågen i 1996 hadde Al avsetning på gjellene. Samtlige fisk prøvetatt i mai 1996 hadde metaller lokalisert intraepitelialt basert på ASA-farging av histologiske snitt fra gjeller. Stedegen fisk hadde høyere Al konsentrasjoner på gjellene (analysert på et gjellehomogenat)

tidlig i april enn sent i mai. Anleggsprodusert fisk akkumulerte Al etter eksponering i elva. Dette tyder på tilstedeværelse av reaktive positivt ladde Al-former i elva, men antyder samtidig at vannkvaliteten ble forbedret fra april til mai. Særlig høye Al konsentrasjoner ble målt på stedegen fisk ved Foss. Kilden til Al på denne stasjonen kan ikke være Fossåna (lokalisert 2-300 m nedstrøms fiskestasjonen), men kan være sidevassdrag lokalisert mer enn 1.5 km oppstrøms fiskestasjonen. Dersom dette er riktig tyder resultatet på langvarig tilstedeværelse av reaktivt Al på tross av $\text{pH} > 6.2$ noe den lave vanntemperaturen tilsier. Dette sannsynliggjør tilstedeværelse av blandsoner og at blandsonene kan ha en betydelig arealutbredelse. Ingen fisk eksponert i bur innen vassdraget døde i løpet av eksponeringsperioden, selv om vi påviste fysiologiske tilstandsendringer.

De målte Al konsentrasjonene i vassdraget var lave. Konsentrasjonen av positivt ladd Al (Ali) var normalt lavere enn $10 \mu\text{g Al/L}$. Økning i Alr mellom Foss og Mo, som ikke resulterte i målte forskjeller i Ali, antyder at det enten pågår Al-polymerisering innen vassdraget eller at vassdraget tilføres ikke-ekstraherbart, men syreløslig Al, her definert som kolloidalt Al. Av disse mulighetene er polymerisering av Ali den mest sannsynlige. Dersom siste hypotese er riktig, må det forekomme en rekke "blandsoner" i nedre del av elveløpet. Resultat fra FUS-prosjektet støtter en slik antagelse (Blakar, 1995). Avgiftingsratene til reaktive Al-former avhenger blant annet av pH/Ca , faktorer som sammen med fortynning vil være viktige faktorer ved vurdering av det elveareal som er påvirket av blandsoner. Data innsamlet av FUS-prosjektet bør revalueres på bakgrunn av resultat fra FOKUS-prosjektet.

Utsettingsforsøkene har ikke gitt gjenfangster ennå, men indikasjonene på sein utvandring målt i dette forsøket er en observasjon som kan ha økologisk betydning.

Summary

Title: Fish and water quality status in River Suldalslågen, 1996.

Year: 1998

Author: F. Kroglund, B. Finstad, B.O. Rosseland, H.C. Teien, J. Håvardstun and B. Salbu

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3445-4

In the early 1970's it was suggested that the water quality in River Suldalslågen would be negatively influenced by acidic water transported from the planned hydro electrical dam at Lake Blåsjøen (678 km²) to the River Suldal watershed (1307 km²) (Abrahamsen and Skogheim, 1981, Abry and Skogheim, 1983, and Gunnerød, 1984). After passing the power turbines, this water enters Lake Suldalsvatn. The total watershed of River Suldalslågen, including Lake Suldalsvatn is 2008 km². From the lake to the river mouth there is an unregulated watershed of 135 km². Minimum discharge out of the lake is 12 m³/sec. In May the discharge out of the lake is increased to 150 m³/sec for power production purpose (Table 4). Following rain and snowmelt, the unregulated watershed from the lake to the river mouth can also contribute with a considerable increase in discharge, from 12 to >100 m³/sec, and some of the tributaries are acidic (Blakar, 1995). Water from the unregulated tributaries will in some periods of the year dominate the water quality of the river. In May, discharge over the dam dominates the total discharge, thus dominating the water quality. By the late 1980's, a water quality reduction in Lake Suldalsvatn was apparent (Blakar, 1995). The lake water quality had changed from a lake having a high alkalinity and pH in the early 1980's, to losing alkalinity, having by the late 1980's occasional episodes of very low pH and increased concentration of aluminium (Blakar, 1995). Reduced catches of Atlantic salmon were reported (Figure 2).

The FOKUS-project was initiated by the Directorate for nature management in 1995. The aim of the project is to evaluate the importance of the water quality changes in River Suldalslågen for the salmon population. During the experimental period reported here, the river was characterized by having a low content of organic carbon (<1 mg TOC), low calcium concentration <1 mg Ca/L, low Al concentration (< 50 µg Al/L) and a pH >6.1 (Table 6). Despite these apparently "normal" water quality levels found in April and May 1996, the river was characterized by its effect on fish as being affected by acidification (Kroglund *et al.*, 1995 and 1996). The acidification of the river is probably a result of the reduced alkalinity in Lake Suldalsvatn (Blakar, 1995) and by acid water entering the river from acidic tributaries located in the lower portions of the watershed (Figure 1). Aluminium entering the river from these acidic tributaries is most likely polymerised within the river, resulting in "low" measurable concentrations of inorganic monomeric aluminium (Al_i). This is typical for water under "mixing zone" conditions (Rosseland *et al.*, 1994; Poleo *et al.*, 1994). The transformation of inorganic monomeric Al to other forms of Al are not measurable in water samples sent to a laboratory for analysis, but have to be determined from *in situ* fractionation of aluminium (Lydersen *et al.*, 1994). This was not done in spring 1996.

The evaluation of the water quality in River Suldalslågen will in the FOKUS-project be based upon physiological and histological examination of a) indigenous salmon smolts from the river, b) on exposure of fish (both indigenous and hatchery reared) smolts placed for a minimum of one week in cages in the river and c) on marine survival of Carlin tagged smolts released in the river or at the river mouth. One group released at the river mouth is placed into a salmon rearing net to protect the fish from predation the first 24 h after entry into sea water. Two experiments with controlled water quality (channel experiments) were performed in 1996 to aid to the understanding of the interactions between water quality and fish in the river. The channel experiments are simulating the acidic tributaries entering the main river, to determine both the formation and the duration of toxic aluminium species which are formed after the mixing into the main river of a higher pH, and thereafter to determine cost efficient pH-goals for liming. These experimental results are reported separately (Kroglund *et al.*, 1998a,b). In the present report, water chemistry and data from fish exposed in the main river in spring 1996 are reported.

The exposures were performed using indigenous Atlantic salmon smolts (9.5-15.5 cm) and hatchery reared smolts (11.5-16.5 cm) (Figure 11). The hatchery reared smolts were 1st generation smolts produced within the watershed from wild salmon of Suldal strain. Water samples were fractionated in the field, but due to practical reasons, the fractionation was not performed *in situ*. This reduced the quality of the Al-data. Measured concentrations of Al_i were around 10 µg Al_i/L (Table 5, Figure 9).

The physiological and histological status of the fish varied both within the river and between dates at identical exposure stations. Based on the results from 1996, the indigenous fish had when measured in freshwater "normal" physiological status in the river (Table 10 and 11). With only few exceptions, however, more than 50% of the smolts had impaired seawater tolerance as determined from seawater challenge tests (Table 12 and 13). The fish smoltified "normally" as determined by morphological traits, had normal gill Na-K-ATPase levels, but were not able to maintain "normal" blood salt concentrations in 34 ppt sea water. Data on whether or not this could result in reduced marine survival will not be available before 1998, but similar experiments performed by Staurnes *et al.* (1993) and Staurnes *et al.* (1996) suggests that this might be a possible result.

Exposures of hatchery reared fish in the river resulted in a diverse physiological and histological response, both within same station and between stations (Table 15 and 16). Despite that the "quality" of the smolts varied over time and between stations, the fish were more sea water tolerant (Table 17 and 18) than the indigenous smolts. The difference in response between the two groups of smolts could be caused by differences in acclimation periods. While the indigenous fish had lived in the watershed the last 2-3 years, the hatchery reared smolts only experienced the River water quality for 7-10 days. These topics will be persuaded the following years.

Carlin tagged smolts released in the upper parts of the River migrated downstream. 27 smolts out of a group of 5000 were caught in a smolt trap at the river mouth (Figure 12). Data from indigenous smolt migration and discharge is presented in the same figure. Physiological status of the Carlin tagged smolts prior to release, after transport and handling is documented in Table 19.

Fish exposed in the river accumulated aluminium on the gills. Aluminium was always accumulated intracellularly. The concentration varied between stations, and over time (Figure 14 and Table 20). Histological status is documented in Table 21.

Based on this first year, the results are too premature to present any definite conclusion between cause and effect. Based on the fish data, there appears to be gill histology as well as functional changes that can be related to acidification and the presence of Al in the water. Physiological data suggest the presence of adverse water quality parameters. The water analysis themselves, however, with Al_i concentrations lower than 10 µg Al_i/L, do not reflect acidification as the major cause for stress responses. But the fish responses have to be related to water quality and not to other factors related to river water. The need for *in situ* fractionation techniques for Al seems very relevant in such systems.

English legends to tables and figures are given in appendix B.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

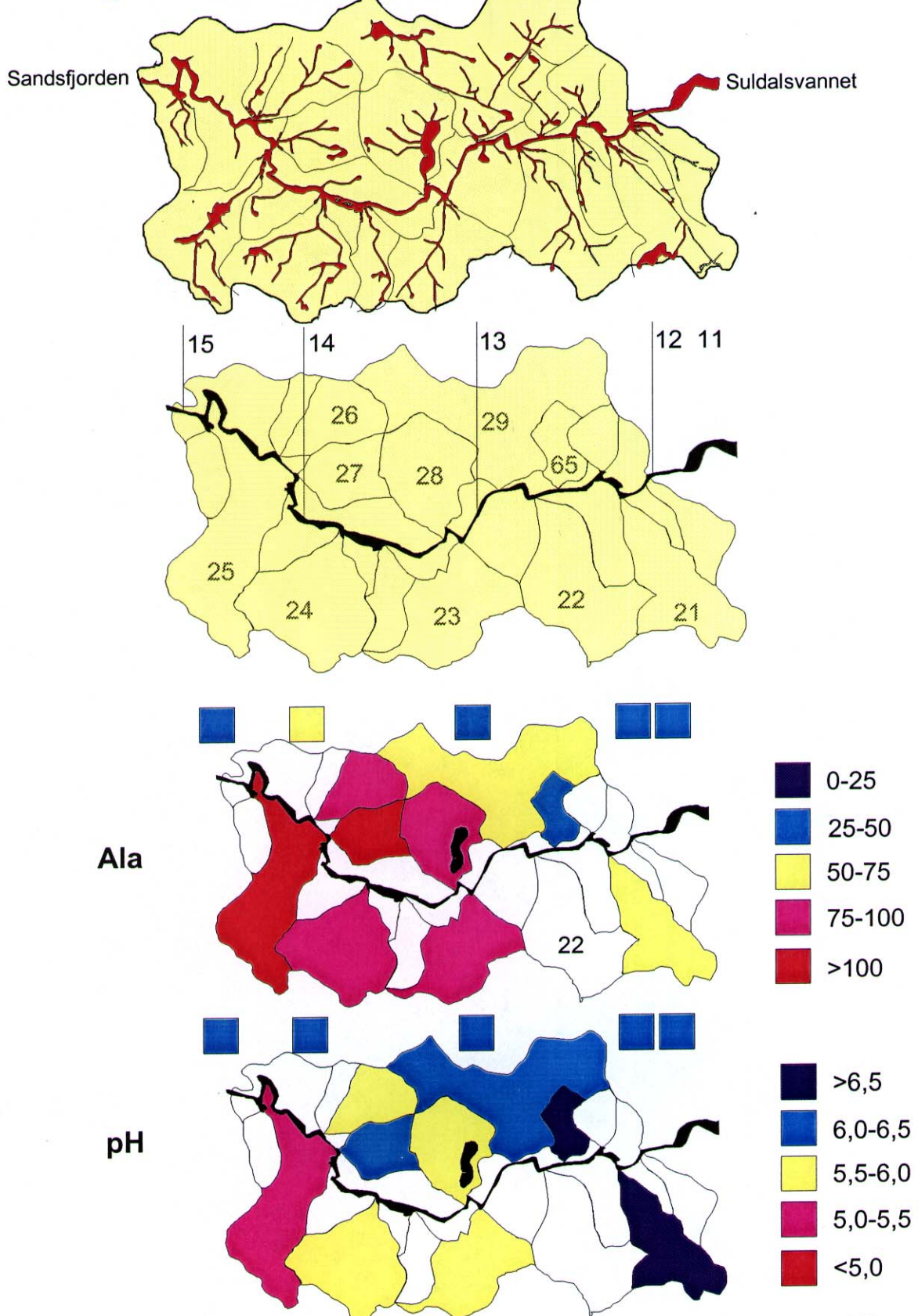
1.1.1 Vannkjemi

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 (Skogheim og Snekvik, 1981; Gunnerød, 1984). Det ble derfor i 1978 igangsatt et overvåkingsprosjekt i regi av DVF-Fiskeforskningen for å følge utviklingen (Sivertsen m.fl., 1980; Sivertsen og Skogheim, 1981; Abrahamsen og Skogheim, 1981; Abry og Skogheim, 1983). Senere ble det vannkjemiske overvåkingsprogrammet overtatt og utført av NINA (fram til 1993) deretter av IJVF, NLH (frem til i dag). Analysene av vannprøver fra Suldalsvannet viser at innsjøen har blitt påvirket av surt vann fra Blåsjø-magasinet, og alkaliteten har vist en synkende tendens etter 1989. Episoder med surt vann ut av Suldalsvannet har forekommet fra vinteren 1988/89 (Blakar, 1995). I 1985 ble det etablert et helautomatisk pH-styrt kalkingsanlegg på demningen ved Suldalsosen. Kalkingsanlegget hadde til intensjon å kun avsyre vann som gikk over demningen, det vil si kun å avsyre vann direkte berørt av Blåsjøreguleringen og Statkrafts aktiviteter i dette området. Forsuring av Suldalslågen, enten som følge av forsuringutvikling i restfeltene nedstrøms Suldalslågen eller som følge av økt relativt bidrag fra restfeltene på grunn av manøvreringsreglementet, ble ikke av regulanten oppfattet som en del av deres ansvar. Kalkingsanlegget hadde opprinnelig til intensjon å forhindre at vann over demningen hadde pH-verdier lavere enn pH 6.2. pH-verdi under 6.2 ble for første gang registrert ved kalkingsanlegget sommeren 1987 (Kroglund, 1987). Etter denne gang har anlegget jevnlig vært i drift, dog er det operasjonelle kalkingsmålet redusert til pH 6.0, uten at den faglige begrunnelsen for dette er kjent. Hverken dette kalkingsmålet eller den generelle vannkvaliteten i vassdraget vil være tilstrekkelig til å beskytte laksesmolt basert på erfaringer fra prosjekt utført for DN i perioden 1990 til 1996 (Kroglund og Staurnes, 1997).

I de senere år har FUS-prosjektet periodevis registrert forsuringsepisoder i Suldalslågen med tildels betydelig fall i pH og økte konsentrasjoner av total 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 ($> 50 \mu\text{g}$ total-Al). Det er antatt i rapporter fra LFS-prosjektet at disse forsuringsepisodene kan skade fiskebestandene i vassdraget (Heggberget m.fl., 1994; Blakar, 1995), selv om en slik sammenheng ikke har blitt forsøkt påvist. De ulike tilstandsformene til Al (aluminium) 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 lave konsentrasjoner kan man anta at det aller vesentligste av aluminiumen vil foreligge på uorganisk og giftig form (Blakar foredrag i Suldal, 1996). I perioder med større tilførsel av humus vil den relative andelen av giftig aluminium sannsynligvis avta.

Basert på data fra de siste 15 årene synes det rimelig å konkludere med at forsuringutviklingen i Suldalslågen delvis skyldes tilførsler av surt vann fra Blåsjømagasinet til Suldalsvannet og delvis forsuringutviklingen 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 periodevise 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 Suldalsosen. Forsuringsstatus for restfeltet er illustrert i figur 1. Ved lav vannføring (minstevannføring over demningen ved Suldalsosen) vil tilførsler fra det sure restfeltet kunne dominere vannkvaliteten i nedre deler av Suldalslågen. Kalkingsanlegget etablert i 1986 hadde kun til formål å kalke vanntilførslene fra Suldalsvannet, ikke pH-justere vannkvaliteten ved Sand som er 20 km lengre nede i vassdraget. Dette innebærer at kalkingsanlegget ikke kan opprettholde god vannkvalitet i hele Suldalslågens lengde. Forsuringseffektene kan derfor i perioder tilta nedover i vassdraget på grunn av økte bidrag fra restfeltet.

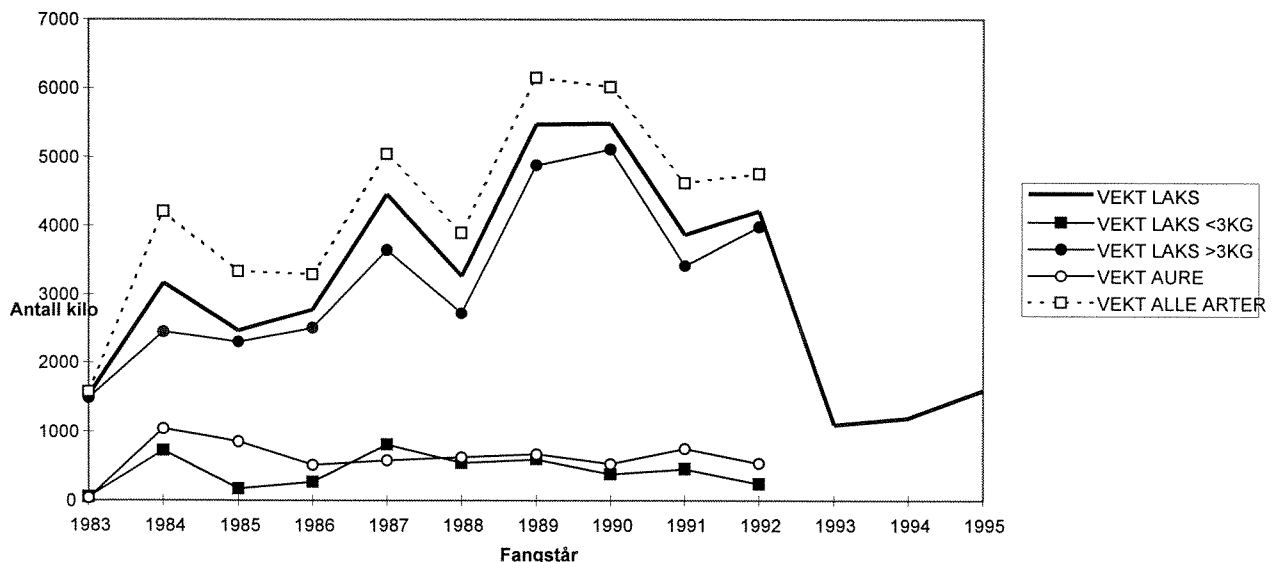
Suldalslågen - fiskeforsøk våren 1996



Figur 1. Vannkjemisk og -hydrologisk karakterisering av Suldalslågen. Vannkvalitetsvurderingene er basert på data fra Blakar, 1995.

1.1.2 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 3825, 3222 og 3540 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). 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 smoltfiserer som 3-4 åringer i perioden april-mai. Hovedtyngden av smoltutvandringen skjer fra siste del av april til rundt 20 mai (Pethon og 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 og Lillehammer, 1995). Laksen oppholder seg gjennomsnittlig 2.6 år i sjøen (Heggberget m.fl, 1994; Saltveit, 1994). Dette innebærer at fangstene fra de siste tre årene i hovedsak stammer fra smolt som vandret ut i perioden 1992-1994. Årsaken til nedgangen i fangst er ikke avklart og ulike hypoteser har vært framsatt.



Figur 2. Fangst av laks og aure i Suldalslågen 1983-1995 (SSB). Verdiene etter 1992 er ikke bekrefta fra SSB og er basert på oppgaver fra Suldal elveeierlag.

Yngel

Veksten til fisk i Suldalslågen må karakteriseres som dårlig og tettheten som lav (Saltveit, 1994). Før utbyggingen, dvs. i perioden 1977-1979, var den beregnede tetthet av laksunger svært stabil. Tetthet av laksunger varierte fra 29.8 til 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 til 1992 har det funnet sted en jevnt økende fisketetthet (Saltveit, 1994). Etter 1993 har tettheten av yngel vært lav (Saltveit 1996). 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 1990-1994, i Suldalslågen og i Suldalsvatnet i 1992-1994 (Pethon og Lillehammer, 1995). Formålet med undersøkelsene har vært å finne ut hvordan utsettingene av laksunger i Førlandskanalen har påvirket smoltavkastningen, og videre studere utvandringsforhold 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 Litlehaga 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 og Lillehammer, 1995). Preliminære forsøk med hensyn til smoltens sjøvannstoleranse antyder en toleransetersket 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 og 1995 ble smoltkvaliteten i vassdraget vurdert utfra fysiologisk status (Kroglund m.fl., 1995, Kroglund m.fl., 1996). Undersøkelsene er utført både med stedegen villfisk og med anleggsprodusert fisk (fisk fra Ims, Rogaland, utsatt i kar plassert på elvebredden). Resultatene fra disse undersøkelsene tydet på at Suldalslågen er moderat forsuret og at vannkvaliteten forårsaker 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.

1.2 Kunnskapsbehov som søkes dekket av FOKUS-prosjektet

Basert på vannkjemiske målinger fra tidlig -80 tallet og endringer i fangst av laks er det foreslått at Suldalslågen kunne være påvirket av forsurening. Denne hypotesen er videre underbygd med fysiologiske og histologiske målinger fra 1994 og 1995 (Kroglund m.fl., 1995; 1996). FOKUS-prosjektet har til formål å evaluere betydningen av vannkvalitet for bestandsstatus i Suldalslågen samt betydning for smoltens overlevelse etter utvandring (postsmolt) gjennom kontrollerte forsøk, utsettelsesforsøk med merket smolt og studier av stedegen fiskebestand. Det er i prosjektet antatt at ustabile tilstandsformer av Al forekommer innen vassdraget som følge av tilførsel av Al fra sure sidebekker og at dette kan føre til såkalte "blandsons-kjemi" som kan virke svært skadelig på laks (Rosseland *et al.* 1992). Konsentrasjon og tilstandsform til Al vil innen vassdraget variere som følge av polymerisering (jmf. Lydersen *et al.* 1994), men også som følge av fortykning, turbulens og som følge av diffuse vanntilførsler. Idet man i en enkel vannprøve tatt på et tilfeldig sted i vassdraget kun fanger inn et øyeblikksbilde vil forklaringen til endringer i fiskestatus i forhold til vannkvalitet kreve en langt mer omfattende undersøkelse som best lar seg simulere i et renneforsøk. Det ble utført to renneforsøk i 1996 (Kroglund m.fl., 1997 a,b). Disse er rapportert separat.

FOKUS-prosjektet er delt inn i en rekke underprosjekt. Prosjekt utført på fisk i Suldalslågen inkluderer:

- Smoltkvalitet hos stedegen fisk i Suldalslågen
- Smoltkvalitet hos anleggsprodusert smolt, eksponert i Suldalslågen
- Marin overlevelse til smolt etter utsetting i Suldalslågen, i elvemunningen og etter sleping ut fjorden
- Sammenheng mellom vannkvalitet, effekter målt på fisk og bestandsstatus hos laksesmolt
- Sammenheng mellom vannkvalitet, effekter målt på fisk og bestandsstatus hos lakseparr

De ulike underprosjektene er utført ved å sammenlikne fysiologiske og histologiske forandringene hos både stedegen og anleggsprodusert smolt etter eksponering i Suldalslågen. Endringene er relatert til målt vannkvalitet, som blant annet har inkludert *in situ* måling av aluminium og til resultat fra

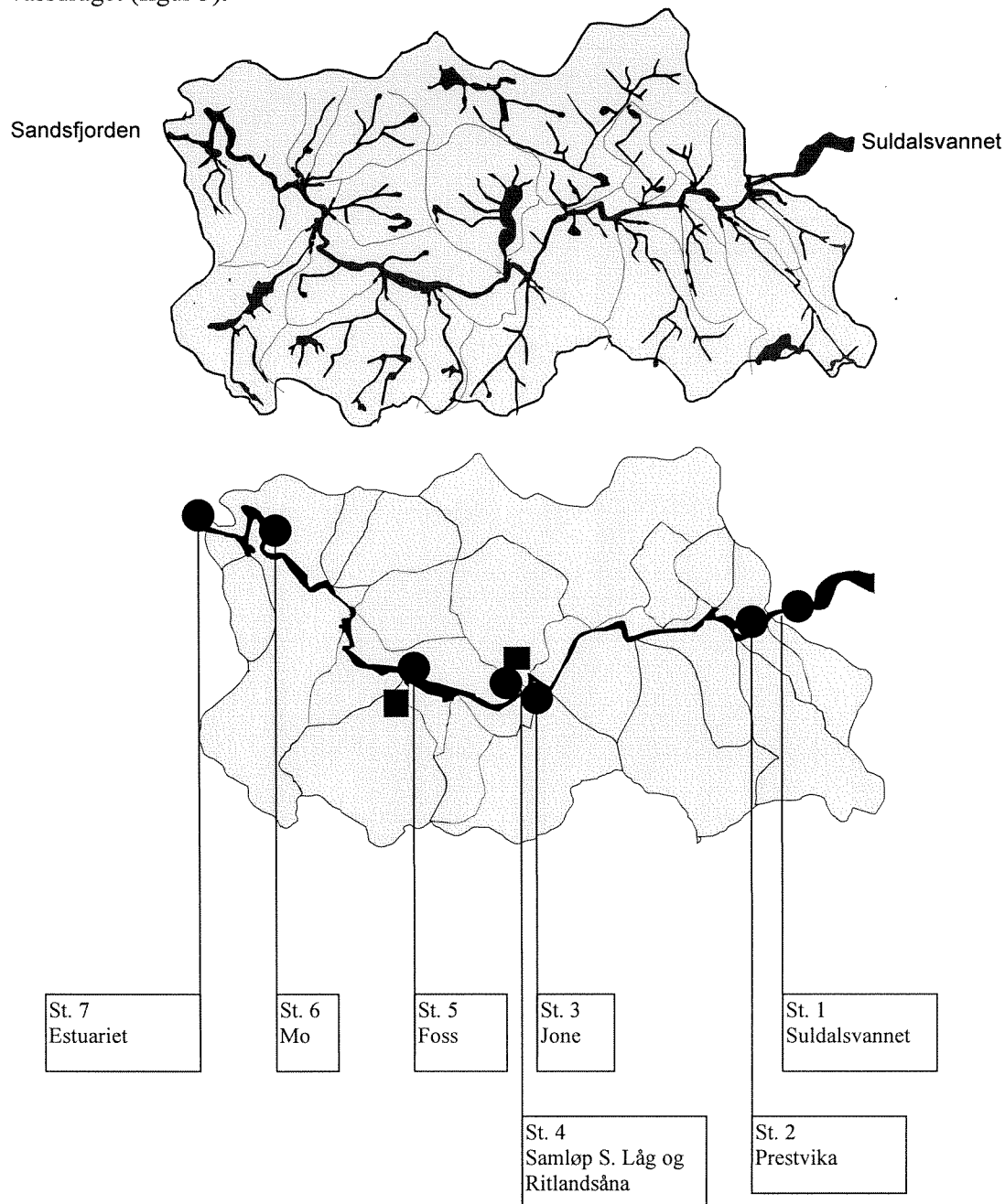
kontrollerte renneforsøk (Kroglund m.fl., 1997a,b). Betydningen for fiskebestanden vil først bli diskutert etter at LFS-prosjektet har framlagt bestandsdata og at data fra merkeforsøkene foreligger.

2. METODER

2.1 Prøvetakingslokaliteter

Suldalslågen er sterkt regulert gjennom Røldal/Suldal-utbyggingen og Ulla/Førre-utbyggingen. Vassdraget har et naturlig nedbørfelt på 1466 km² og et lokalt nedbørfelt nedstrøms Suldalsvannet på 135 km². Suldalslågen fører idag vann fra sistnevnte restfelt (figur 3), samt fra minstevannføring ut av Suldalsvannet.

Eksponeringsforsøk med laks holdt i kar på elvebredden ble utført på 7 ulike lokaliteter innen vassdraget (figur 3).



Figur 3. Kart over Suldalslågen. Eksponeringsstasjonene for vannkjemi og fisk (sirkler) er inntegnet. I tillegg ble det tatt vannkjemimålinger i Fossåna, Ritlandsåna og ved Klekkeriet (firkant).

2.1.1 Vannkjemi

Det er tatt vannprøver ved 6 fiskestasjoner i Lågen, fra to sidebekker samt fra klekkeriet til Suldal elveeierlag (figur 3). Det ble også tatt enkelte vannprøver i estuarieområdet utenfor utløpet av Suldalslågen.

Vannprøvene fra de aktuelle elve-stasjonene ble samlet inn i 5 liters plastbeholdere. I perioden ble det tatt prøver tre ganger i uken. Fraksjonering (ulike tilstandsformer av aluminium) ble utført av LAK i felt. Vannprøver tatt i utløpet av Suldalslågen, Suldalsvannet, Prestvika, Foss og Fossåna ble fraktet med bil til klekkeriet hvor de ble fraksjonert i den rekkefølgen de ble samlet inn. Selve innsamlingen av disse prøvene tok 1.5 time, fraksjonering ytterligere 30 minutter. Vannprøvene fra Klekkeriet, Ritlandåna, Suldalslågen v/Klekkeriet og i samløpet mellom Suldalslågen og Ritlandsåna ble fraksjonert innen 10 min. etter innsamling. Lagring av vannprøvene etter prøvetaking og fram til fraksjonering kan medføre en underestimering av giftighe reaktive former av Al på grunn av mulige dynamiske prosesser og polymerisering (Lydersen *et al.* 1994). På bakgrunn av stasjonsvalg, vannføring i vassdraget med sidebekker og behov for ytterligere forbedringer rundt felt-prøvetaking ble tidsforsinkelsen i analysene vurdert som akseptable denne gang, men at betydningen av tidsforsinkelsen må evalueres ved et senere tidspunkt. Tidsforsinkelsen fra prøveinnsamling til analyse var på ca. 5 minutter i Audnaforsøkene, Vest-Agder (1990-1991) (Polèo *et al.* 1994), på 1 sekund i forsøk utført i Nordmarka, Oslo (1993-1994) (Lydersen *et al.* 1994), men vil være på minst 24 timer ved tradisjonell vannkemisk prøvetaking. Analyser innen 1.5 timer vurderes derfor her som for lang analysetid, men at tidsforsinkelsen sannsynligvis ikke ville endre hovedtendensene i resultatene.

2.1.2 Feltmetoder

Det ble målt pH og temperatur i vannprøven. Vannet i 5 L kannene ble fordelt til 0.5 L flasker for bestemmelse av ulike elementer. Det resterende vannvolumet ble fraksjonert for bestemmelse av aluminiums tilstandsformer ved LAK.

Tilstandsformene til Al inkludert i denne undersøkelsen

Full metodebeskrivelse for Al-analyse er gitt i Kroglund m.fl., 1997b. Det er analysert på ulike tilstandsformer til Al. Tilstandsformene inkludert i denne undersøkelsen er:

Alr = syrereaktivt Al

Ala = ekstraherbart Al (ingen syretilsetning)

Alc = kolloidalt Al (Alr-Ala; den mengde Al som gjøres tilgjengelig ved syretilsetningen)

Alo = ekstraherbart Al som passerer en ionebytter

Ali = differansen mellom Ala og Alo.

Disse analysene er utført både for totalprøver (tot-Al) og ultrafiltrat (LMW-former). Barnes/Driscoll metoden kombinerer ionebytting og ekstraksjon for å fange opp ulike reaktive tilstandsformer for aluminium (Barnes, 1975), disse er vist i figur 4.

Al-r Totalt reaktivt aluminium		
Al-a Totalt monomert aluminium		Alc Syreløselig aluminium (kolloidalt Al)
Al-o Monomert organisk aluminium (uladd, negativt ladd)	Al-i Monomert uorganisk aluminium (positivt ladd)	

Figur 4. Oppdeling av aluminiums tilstandsformer (Driscoll, 1984).

2.1.3 Laboratorie metoder

Konsentrasjonen av Na, Ca, Mg, Fe, Zn og Si er bestemt ved ICP. SO_4^- og Cl er bestemt ved Autoanalysator. NO_3^- er bestemt ved FIA.. K er bestemt ved Atomabsorbans. Fluorid (F) er bestemt ved Ioneselektiv elektrode.

2.1.4 Fysiske parametre (temperatur)

Temperatur måles kontinuerlig ved Sand og ved Suldalsosen. Vanntemperatur ble likeledes avlest umiddelbart etter at vannprøvene ble tatt ved Klekkeriet med en Jenway temperatur probe (0.1°C oppløselighet).

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. I undersøkelsene er det skillt mellom fettfinneklippet laks (utsatt) og umerket laks (vill laks). For å få et best mulig sammenliknbar smoltifiseringstidspunkt på villsmolt og anleggsprodusert smolt, ble smoltifiseringsprosessen i anlegget kontrollert med lysstyring.

Det ble også prøvetatt et lite antall ørret.

2.2.1 Produksjonsregimer (lys styring) 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 og Saunders, 1992; Randall m.fl., 1994). For 1995/1996 var lysstyringen planlagt på følgende måte: Lyset ble gradvis redusert fra 24 timer til 10 timer lys fram til 01.12.95. Dette lysregimet (10 timer lys: 14 timer mørke) ble holdt konstant til 1. mars 1996. 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 $\frac{1}{2}$ 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.

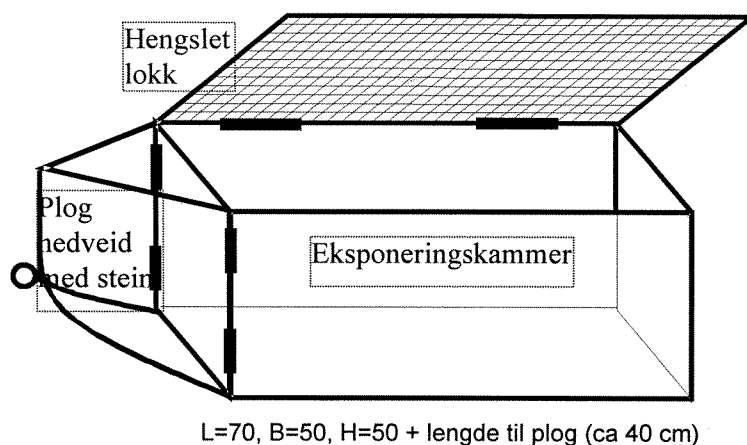
2.2.2 El-fiske og eksponering av villsmolt og anleggsprodusert smolt i bur

Det ble el-fisket stedegen fisk ved følgende tidspunkt: 20.mars, 16.april, 27.april og den 8.mai. El-fiske ble foretatt ved Mo, Foss, Ritland og Prestvika.. Stedegen fisk ble eksponert i bur plassert på fangststedet, samt i samløpet mellom Ritlandsåna og Suldalslågen (fangststed=Ritland) og i Suldalsvannet (fangststed=Prestvika) (figur 3). Anleggsmolt ble eksponert i egne 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 Samløp og Suldalsvannet, ble hentet inn fra gruppene fanget inn ved henholdsvis Ritland og Prestvika. Anleggsprodusert fisk ble transportert til eksponeringslokaliteten med bil. Transporttid, inkludert håving og utsetting, var under 60 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 tilbakeført til anlegget for senere prøvetaking .

Eksponeringsburene var $70*50*50$ cm og hadde plastbelagt revenetting i siden og som lokk (figur 5). 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. Eksponeringskamrene var nær identisk med de som ble brukt i forsøk i Audna i 1989 (Rosseland *et al.* 1992).



Figur 5. Skisse over eksponeringsbur benyttet for eksponeringsforsøk på stedegen og anleggsprodusert fisk i Suldalslågen.

2.2.3 Utsetninger av fisk/utslepning i mærd

Carlin-merket fisk ble satt ut i Prestvika, i munningen av Suldalslågen og etter utslepning utover i fjorden ved Høyvik, omlag 20 km fra Sand. Fisk satt ut i Suldalslågen ville påvirkes av vannkvaliteten i vassdraget. Det var forventet på bakgrunn av andre utsetningsforsøk 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 upublisert). Man kan ikke utelukke at vannkvaliteten i Suldalslågen også påvirker vannkvaliteten i munningsområdet og videre utover i fjorden. Forsøk har vist at aluminium fra elvevann kan etter pH heving som følge av sjøvannsinnblanding fortsatt skade fisk (Rosseland m.fl., 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 1200 liters transporttank med oksygenert vann. Deretter ble transporttanken fraktet til de respektive utsetningsstedene og fisken ble satt ut vha. et 10 meters transportrør med diameter på 30 cm. Ingen fisk døde under utsettingen. Fisk til utslepning 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 mærd 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 (figur 3). Jevnlige salinitetsregistreringer ble foretatt. Slepningen foregikk i 12 timer. Ingen fisk døde under slepet.

2.3 Prøvetaking av fisk

2.3.1 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 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 anleggsmatrosk den 20.april, 5. mai og den 15.mai.

Testmiljø:

Det ble benyttet enten 34 ‰ sjøvann (naturlig) eller kunstig laget ved hjelp av sjøsalt (Instant Ocean, ikke vanlig koksalt). 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 må deretter justeres til 34 ‰. Saltet vil løse seg opp etter få timer. Temperaturen i forsøkskaret var tilnærmet lik den i ferskvannet (bør ikke være under 6 °C). 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 igangsettes og sultet i 48 timer før overføring til sjøvann. Det ble tatt blodprøver av 6-10 tilfeldig valgte individer (kontrollgruppe) i ferskvann før fisken 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 10-15 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.

2.3.2 Prøvetaking av blod og enzymer

En kort forklaring av de ulike parametrene er gitt i vedlegg. 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 hepariniserte 1 ml sprøyter. Det ble tatt ca. 0.5 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). Alle gjellebuene 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 gjelleprøvene (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 SEID (SEI inneholdende natrium dexycolate (0.1 g*100 ml⁻¹) og homogenisert i en konisk glasshomogenisator (30 slag). Homogenatet ble deretter 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 og Subbarow (1925). Protein i enzympreparatet ble bestemt etter en metode av Lowry m.fl. (1951) ved å bruke bovin serum albumin som standard. Enzymaktiviteten til Na-K-ATPase ble uttrykt som µmol Pi*mg protein⁻¹*time⁻¹.

2.3.3 Vurdering av smoltifiseringsgrad

Smoltifiseringsgraden ble bestemt på grunnlag av en modifisert versjon av smolt-indeksen til Johnston og Eales (1970). Denne beskriver endringer i smoltdrakten fra parr til sjøvannstolerant smolt (tabell 1). I tillegg ble vekt, lengde, kjønn og stadium av fisken målt.

Tabell 1. Endringer i smoltdrakten fra parr til sjøtolerant smolt (1-3) og hos desmoltifiserende fisk (4). Skalaen er basert på visuelle karakterer. Endring fra 1.5 til 2.5 (3) vil erfaringsmessig ta 3-4 uker, men modifiseres sterkt av bl.a. temperatur. Verdiene må fastsettes før fisken har tørket. Både uttørking og saltvannseksposering medfører sannsynlighet for feilbestemmelse.

Verdi	Morfologiske karakterer
1.0:	Parr-merker er tydelig synlig, ingen sølvfarging av fisken (typisk parr);
1.5:	Parr-merker er synlig, noe sølvfarging. Fisken er ikke utvandningsklar.
2.0:	Fisken er sølvfarget, parr-merker kan skimtes, mørkning av bryst- og halefinnene, skjell sitter fast. Fisken er sjøvannsdyktig og kan vandre til sjøvann.
2.5:	Fisken er sølvfarget, parr-merker er ikke synlig, finnene har mørke kanter (typisk smolt). Skjellene sitter fast. Fisken er smolt og er sjøvannsdyktig.
3.0:	Fisken er smolt, skjellene er løse, men fortsatt lite skjelltap (maks 1-10 skjell).
4.0:	Stort skjelltap ved håndtering. Smolten desmoltifiserer.

2.3.4 Kvantitative bestemmelser av aluminium i gjellehomogenat

Første, tredje og fjerde gjellebue på fiskens venstre side (sett ovenfra) ble dissekert ut og lagret på syrevaskede forhåndsveide telleglass og umiddelbart frosset ned for å bestemme total konsentrasjon av Al i et gjellehomogenat. Gjellene ble frysetørket og veid, før de ble oppsluttet i 10% HNO₃. Oppsluttede gjeller ble målt for aluminium på ICP. Resultatet angir mengde aluminium (mg Al) pr. g gjelle i tørrvekt. Analysene ble foretatt på LAK. Metoden skiller ikke mellom intra- og extracellulært Al, heller ikke hvor på gjellen aluminium foreligger.

2.3.5 Histologisk undersøkelse av gjeller

Andre gjellebue på fiskens venstre side ble undersøkt histologisk. Etter utdissekering ble den fiksert i 10 % fosfat-bufret formalin. Ved Norges Veterinærhøgskole ble vevet dehydrert og støpt i paraffin for skjæring av tynne snitt etter en standard metode. Fra hver gjelle ble et snitt farget med en standard hemalum-eosin metode, og et med solokrom azurin i sur løsning (ASA) for påvisning av metaller, blant annet aluminium og jern (Denton m.fl. 1984). Metaller som reagerer med farvestoffet benevnes ASA-positivt materiale.

2.3.6 Kriterier for vurdering av biologiske effekter

Snittene fra gjellene ble undersøkt lysmikroskopisk, uten at en på det tidspunkt hadde opplysninger om stasjon og eksponeringstid. En histologisk forandring består i at vevets struktur avviker fra det som regnes som normalanatomi, og vil i mange tilfeller bety at celler og vev har reagert på en ytre påvirkning. Forandring i strukturen til celler og vev betyr i de fleste tilfeller at det foreligger en negativ endring eller

“skade”. Den økologiske betydningen av “skaden” kan ikke kvantifiseres da få undersøkelser har fokusert på sammenhengen mellom histologi og bestand. Mens histologiske forandringer på den ene siden signaliserer tilstedeværelse av suboptimal vannkvalitet vil de påviste forandringene over tid kunne reverseres/restitueres dersom vannkvaliteten forbedres. De mest fremtredende og mest gjennomgående forandringer ble graderte etter en skala satt opp ut fra den variasjonsbredde av forandringer som erfaringsmessig kan påvises i gjeller fra fisk eksponert for metaller i surt vann.

En kort forklaring av begrepene brukt for å beskrive histologiske forandringer og graderinger av forandringer er gitt i vedlegg. I dette materialet ble det funnet hensiktsmessig å gradere de viktigste typer av gjennomgående forandringer som vist i tabell 2.

Tabell 2. Kriterier for gradering av histologiske (gjellevev) endringer. Dersom det kun påvises endringer etter grundig leting angis grad 1*=meget sparsom forekomst. Sparsom forekomst=1, moderat forekomst=2, uttalt forekomst=3 og svært uttalt forekomst=4.

Type vevsendring	Tallverdi for beskrivelse av vevsendring				
	0 Ikke påvist	1* og 1 Meget (1*) eller sparsom (1) forekomst	2 Moderat forekomst	3 Uttalt forekomst	4 Særskilt uttalt forekomst
ASA-pos. materiale på overflata	Materiale ikke påvist	Materialet sitter stort sett fast på overflata	Omtrent like mye av materialet ligger både fast og løst	Mesteparten av materialet ligger løst mellom lameller og filament > 2	
ASA-pos. materiale i gjelleepitelet Antall samlinger (inkludjoner) på 10 lameller	ikke påvist	< 1	1-2		
Adhesjoner mellom lameller Del av lamellar med endring	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
Fortykkede lameller Del av lamell med endring	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
Hyperplasi av filamentepitel	0	Må lete litt for å finne område med endring	Område med endringer er lette å finne	Område med endringer finnes overalt	
Mastceller (MC), celler med eosinofile inkludjoner (EI) eller rodletceller (RC) i epitel	0	Et fåtal celler som en må lete litt for for å finne	Cellene er lette å finne	Cellene finnes i stort antall de fleste steder	

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. Kriteriene gitt i tabell 3 er subjektivt satt og vil justeres som 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 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 0.001 mg Al/g gjelle tørrvekt, som en uberørt

referanseverdi. Betydningen av en gitt Al konsentrasjon synes likeledes også å være mer relatert til forholdet mellom akkumulerings- og utskillelsesrater enn kun til konsentrasjoner i vannmassen.

Det er ingen enkelt 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 og 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 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 3. Kriterier for evaluering av fysiologiske effekter benyttet i denne rapporten. I saltvannstestene må smoltstatus og referanseverdier inkluderes som vurderingsgrunnlag.

	Dødelig	Betydelig effekt	Moderat effekt	Mulig effekt	Normal tilstand
Plasma-Cl i ferskvann	<90	90-110	110-119	120-125	>125
Plasma-Cl i saltvannstester	>170	166-170	161-165	150-160	<150
Hematokrit i ferskvann	>65	55-65	51-55	46-50	35-45
Hematokrit i saltvannstester	<20	20-24	25-29	30-34	35-45
Glukose	>12	9-12	6-9	5-6	3-5
Na-K-ATPase			Vurderes i forhold til referanser		
Gjelle-Al*					laveste målte gj.snitt for forsøket; evt 0.01 mg Al/g gjelle tørrvekt

2.4 Statistiske beregninger

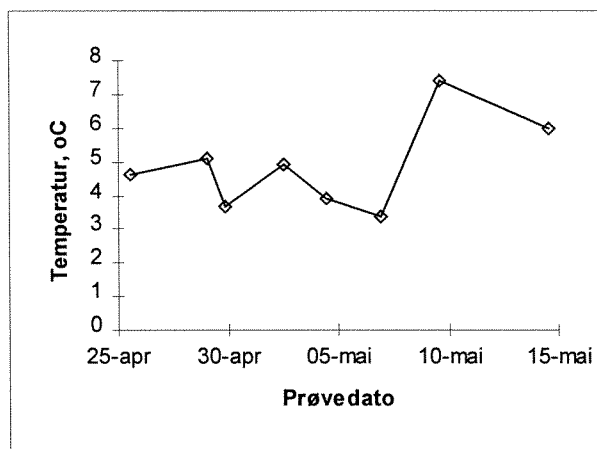
Forskjeller mellom ulike fiskegrupper ble testet med ANOVA. Tukey tilleggstest ble benyttet for å påvise grupper som var signifikant forskjellig fra referansefisken.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Fysiske og kjemiske forhold

3.1.1 Temperatur

Vanntemperatur målt ved Klekkeriet (stasjon Jone) viste at vassdraget i observasjonsperioden var kaldt, med temperaturer oftest under 5°C. Etter 10. mai steg temperaturen til ca. 7°C (figur 6). De lave temperaturene vil ha innflytelse på reaksjonshastigheten for endring av Al-former, og kan blant annet medføre at varigheten av eventuelle blandsoner øker.



Figur 6. Vanntemperatur gjennom forsøksperioden målt på stasjon Jone i Suldalslågen.

3.1.2 Vannføring

Vannføringen i vassdraget var stabil på 12 m³/sek. frem til 1. mai (tabell 4). Det var lite til ingen snøsmelting denne våren. Det var også lite nedbør. 1. mai økte vannføringen fra 36 m³ til 56 m³. Vannføringen fortsatte å øke utover i mai og var 150 m³ 10. mai. Vannføringsøkningen skyldes i hovedsak økte utslipp over demningen på Suldalsvannet og ikke nedbør eller snøsmelting. Endring og økning i vannføring medfører at restfeltet etterhvert får mindre innflytelse på vannkvaliteten.

Tabell 4. Utslipp fra Suldalsvannet, før nedtrappingen 16.mai.96

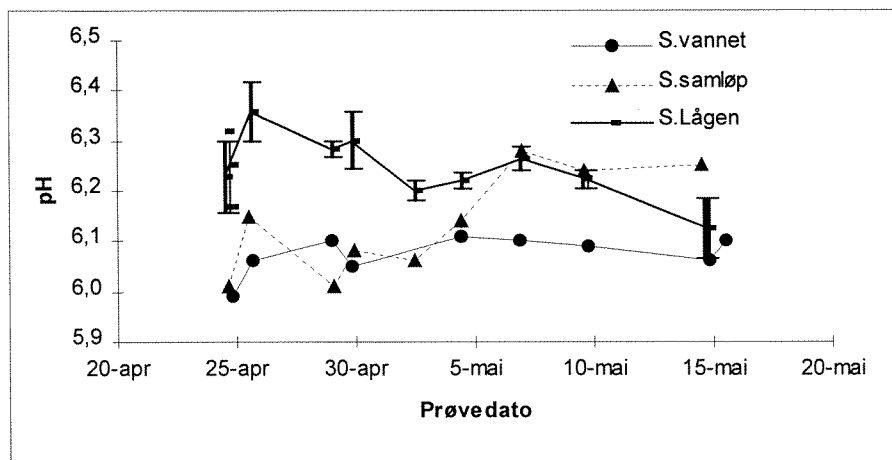
Dato:	Påslipp av vann (m ³ /s) :
1.5.96 KI 20:00	36-56
2.5.96 KI 20:00	56-78
3.5.96 KI 20:00	78-100
9.5.96 KI 20:00	100-125
10.5.96 KI 20:00	125-150

3.2 Vannkjemi i Suldalslågen

3.2.1 pH

pH målt i Suldalsvannet var ca 0.3 pH-enheter lavere enn pH målt i Suldalslågen i første halvdel av forsøksperioden.. pH i Suldalslågen avtok i mai sannsynligvis på grunn av økt påvirkning av vann fra Suldalsvannet. I hele perioden var pH i Suldalslågen høyere enn pH 6 (figur 7). Vurdert kun utfra pH i hovedvassdraget kan vassdraget ikke karakteriseres som forsuret i denne perioden. Variasjonsbredden innen de X prøvestasjonene i Suldalslågen den 15. mai 1996 er antydnet med vertikale streker. I samløpet mellom Ritlandsåna og Suldalslågen (målt i fiskeburet) var pH lavere enn i hovedelva tidlig i perioden og høyere i andre halvdel av forsøksperioden.

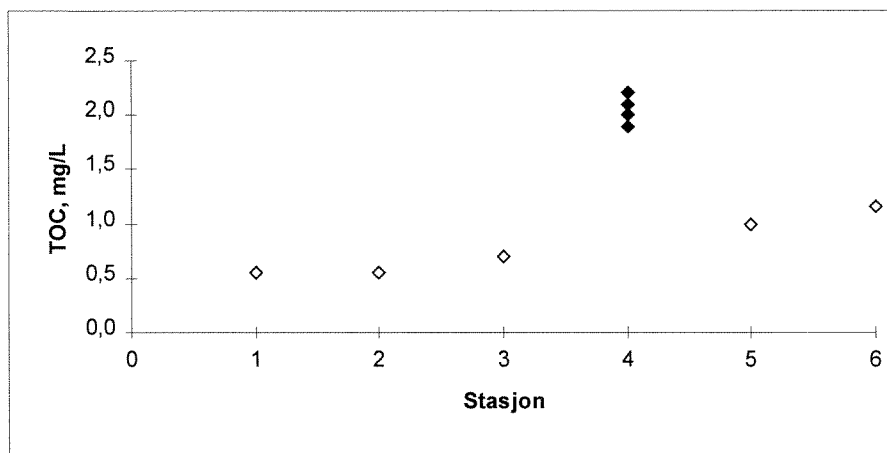
Mot slutten av forsøksperioden var pH i hele Suldalslågen sterkt preget av økt vannføring og forskjellene mellom stasjonene ble redusert. Forskjellene i pH kan likevel ha betydning for Al-spesiering og for stabilitet av de ulike Al-fraksjonene.



Figur 7. pH-variasjon målt våren 1996 i Suldalsvannet, Suldalslågen (variasjonsbredde og median av X prøvepunkter er antydnet med vertikale streker) og i samløpet mellom Ritlandsåna og Suldalslågen.

3.2.2 TOC (total organisk karbon)

TOC økte svakt fra Suldalsvannet (0.5 mg TOC/L) til utløpet (1.0 mg TOC/L) (figur 8). TOC-nivået i sidebakkene (>1.5 mg TOC/L) var høyere enn i hovedvassdraget. Økningen nedover i vassdraget reflekterer dermed tilførsler fra sidevassdragene. Lav TOC-konsentrasjon kan bety at en høyere andel av Al-forbindelsene vil kunne foreligge på uorganisk form. Dette gjaldt primært hovedvassdraget i mai. Høyere TOC-konsentrasjoner i sidevassdragene kan tyde på at mer Al vil kunne foreligge på organisk og derved lite giftig form.



Figur 8. Fordeling av TOC nedover Suldalslågen, ved prøvetaking den 17/4-1996. Stasjon 1=Suldalsvannet; stasjon 6=Mo. Verdier fra stasjonene som representerer sideelvene Samløp, Klekkeriet, Ritlandåna og Fossåna, er plottet som fylltepunkter representert i figuren som stasjon 4.

3.2.3 Andre variabler

Ulike kjemiske variabler målt i Suldalslågen og i sidevassdrag er angitt itabell 6. Vannprøvene ble tatt 24. april, 1. mai og 9. mai. For de fleste variablene var forskjellen nedover i vassdraget liten. Idet vannkvaliteten i et vassdrag kan endres i løpet av få timer, og vannføringen varierte svært mye i forsøksperioden (jmf. tabell 4), kan man ikke på grunnlaget av disse få prøvene vurdere om de kjemiske forholdene har vært relativt stabile i forsøksperioden. Nivåene registrert ved stasjon Samløp

avvek noe fra hovedvassdraget og illustrerer betydningen av sidevassdragene med hensyn til å skape heterogene forhold i en elv.

3.2.4 Aluminium

Al-konsentrasjonene var lave innen hovedvassdraget på prøvetakingstidspunktene (tabell 5). Konsentrasjonen av Ali var normalt målt lavere enn 10 µg Al/L. Konsentrasjonen av Ali i sidevassdragene og da spesielt i Fossåna var høyere enn i hovedvassdraget. I hovedvassdraget var prosentandelen Ali og Alo av Ala i samme størrelsesorden, mens i sidevassdragene forelå relativt mer av aluminiumet på ugiftig form (Alo). Dette kan blant annet skyldes høyere TOC-konsentrasjon i sidevassdragene. Al-konsentrasjonene fluktuerte noe over tid (figur 9 og figur 10). Dette reflekteres som relativt høy usikkerhet med hensyn på gjennomsnittsverdiene i tabell 5. Variasjonsbredden er angitt i tabellen. Tilførslene av Ali fra sidevassdragene ble ikke gjenspeilet i vannkvaliteten i hovedvassdraget. Alr konsentrasjonen på stasjon Mo var høyere (50 µg Alr/L) enn på Foss (37µg Alr/L). Denne forskjellen må tilskrives tilførsler av Al fra sidevassdragene. Ali og Ala konsentrasjonen var relativt lik på Mo og Foss og forskjellen i tilstandsform til Al ble målt som differans i Alc. Alc kan øke enten som følge av tilførsel av ikke ekstraherbart men syreløslig Al fra sidevassdragene, men vil også kunne øke som følge av polymerisering. Polymerisering vil inntreffe ved pH-heving. På tross av usikkerheter vedrørende fastsettelse av lave Al konsentrasjoner og derved påvisning av tilstandsendringer (polymerisering) er det rimelig grunnlag for å anta at Al polymerisering pågår i Suldalslågen. Dette kan bekreftes ved re-analyse av prøvedata innsamlet av FUS-prosjektet. I renneforsøk utført høsten 1996 ble det påvist betydelig forskjeller i transformasjonsratene til Ali avhengig av kalking eller ikke (Kroglund m.fl., 1997b). Tilsvarende forskjeller i transformasjonsrater forekommer sannsynligvis innen vassdraget. Ulike transformasjonsrater sammen med fortykning og lave Al-verdier (relative andel av vann fra sidebekker) gjør identifisering av blandsonene vanskelig. Betydningen av en blandson vil også sannsynligvis avhenge av Ali konsentrasjon i sidevassdragene, noe som kan øke betydelig under flomepisoder.

I estuariet (utløpet av vassdraget til fjorden) økte den relative andelen giftig Al. Dette kan indikere forekomst av giftig Al også i brakkvannsområdet av fjorden. Dette er ikke undersøkt utover de få målingene utført i dette prosjektet, og bør følges opp før det fattes noen konklusjon. Økt konsentrasjon Ali trenger ikke bety at giftigheten var økt da denne også er bestemt av hvilken form Ali i sjøvann foreligger på. Det er påvist Al-relaterte effekter også på laks i sjøvann. Dette gjør at man ikke bør utelukke mulige uheldige effekter av Ali i elvemunningen, men en slik kopling kan ikke foretas utfra dette datasettet.

Tabell 5. Konsentrasjoner av de ulike aluminiumsformene ved stasjonene i Lågen. Det ble tatt 5-8 prøver fra hver stasjon. i perioden 24/4 - 10/5-1996. Gjennomsnittsverdiene for Alo og Ali er basert på minst 5 prøver.

Konsentrasjon Stasjon	Alr (ppb)	Ala (ppb)	Alo (ppb)	Ali (ppb)	variasjonsbredde	% Al-o	% Al-i
					Ali (ppb)	av Ala	av Ala
1(Suldalsvannet)	36±2	19±4	8±5	10±3	5-13	44	50
2 (Prest)	38±3	19±5	10±5	10±5	5-17	53	55
3 (Jone)	35±3	17±3	10±4	8±1	4-9	61	45
5 (Foss)	37±1	16±2	8±4	7±1	6-12	51	44
6 (Mo)	50±2	17±4	10±4	9±2	6-18	59	49
7 (Estuarie)	31	13±1	3±0	10±1	10-11	25	75
Klekkeriet	124±3	53±8	43±4	11±6	8-21	81	21
Ritlandbekken	118±8	55±6	42±3	14±5	0-21	78	27
Samløp	95±15	49±11	35±12	12±5	2-17	72	24
Fossåna	112±10	65±13	42±6	33±9	25-57	64	50

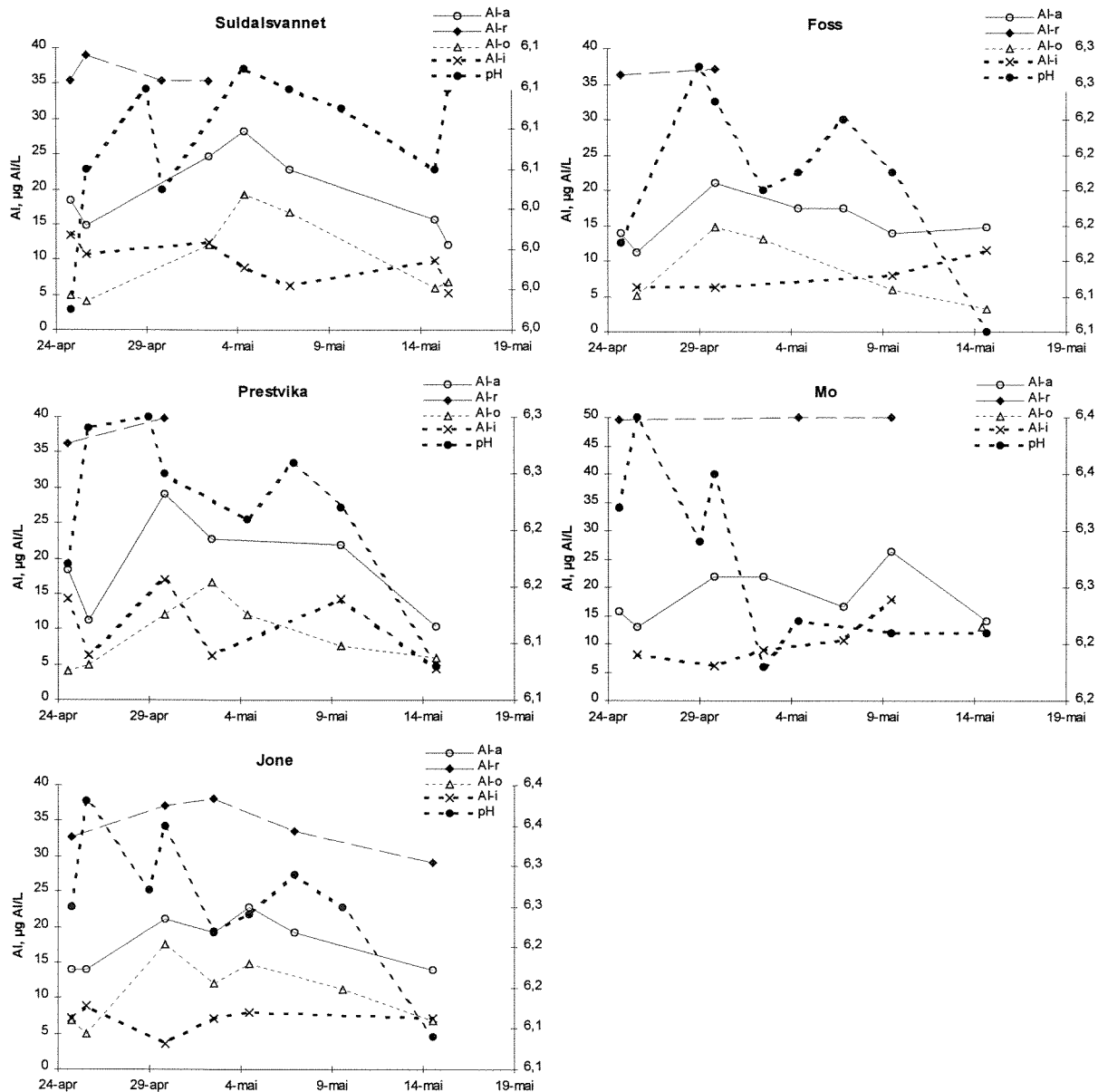
3.2.5 Vurdering av Al-resultat

Analyseprevisjon

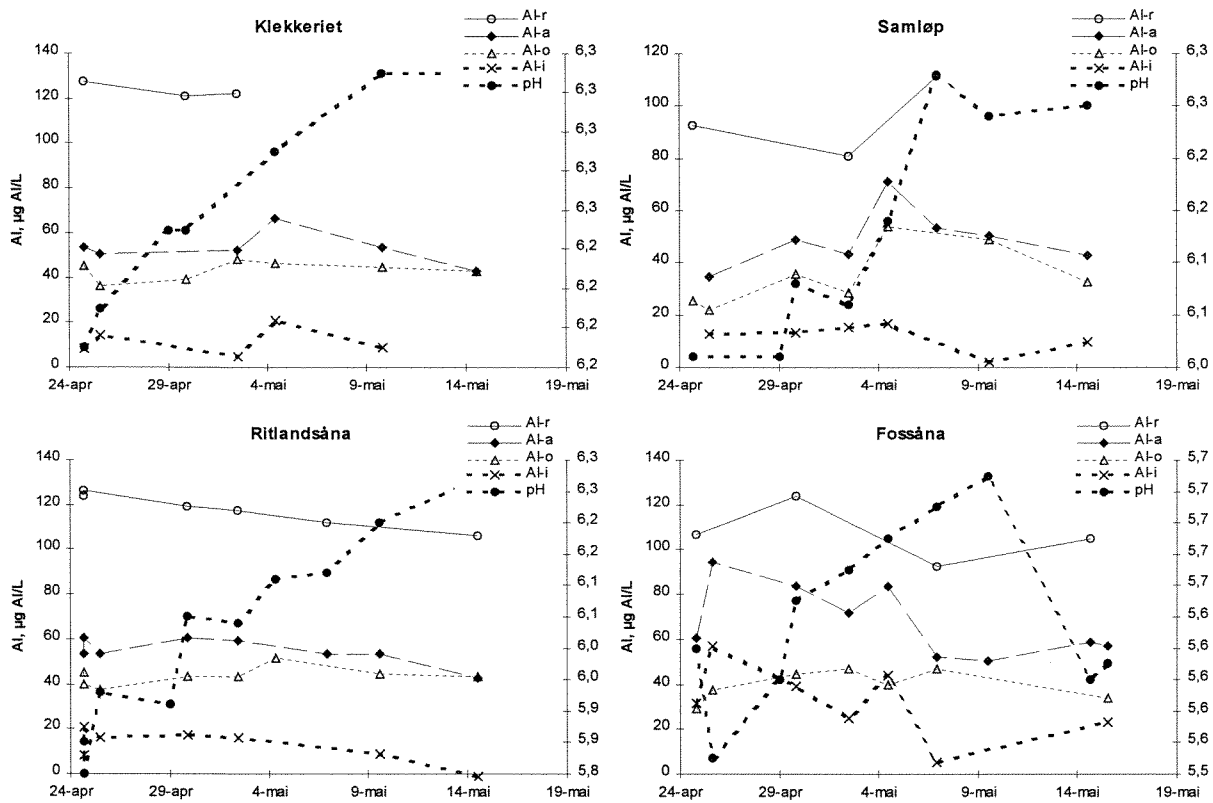
Til tross for betydelige variasjoner, må både enkeltanalysene og gjennomsnittskonsentrasjonene av Al målt i vassdraget karakteriseres som lave. Analyseusikkerheten forbundet med Al-målinger er store, ca. $\pm 5 \mu\text{g Al/L}$ for Ali (usikkerheter tilknyttet både Ala og Alo) eller $\pm 2 \mu\text{g Al/l}$ for hver av tilstandsformene. Analyseusikkerheten får økt betydning i denne type vassdrag da total-konsentrasjonene er lave. I forhold til å vurdere analyseverdien i forhold til en biologisk reaksjon er det også usikkerheter, fordi prøvetakingen og analysetiden medførte at enhver prøve som måtte ha representert en ulikevektsituasjon for fisken, var stabilisert på separeringstidspunktet. I kar og renneforsøk utført våren og høsten 1996 i Suldalslågen ble det påvist effekter hos fisk som kunne relateres til aluminium, selv ved Al-konsentrasjoner ned mot $10 \mu\text{g Ali/L}$, det vil si i samme konsentrasjonsområde som målt i Suldalslågen (Kroglund *et al.* 1998). I disse forsøkene ble det også vist en konsentrasjonsforskjell på inntil $20 \mu\text{g ALi/L}$ eller 90% i en prøve som var ionebyttet *in situ* i forhold til lagrte over tid. Mens man i kontrollerte forsøk kan være rimelig sikker på hvilke Al-konsentrasjoner og former som foreligger i de ulike vannkvalitetene på grunn av kjente tilsetninger, avtar sikkerheten rundt enkeltmålinger og tidskontroll i en elv når prøvene har en ukjent forhistorie. Dette gjør at man ikke kan konkludere med en entydige vannkvalitetsevalueringer for Suldalslågen våren 1996 basert på målt vannkjemi. Det man kan gjøre er å konstatere at de aller fleste målinger antydte lave konsentrasjoner av giftig Al ($<15 \mu\text{g ALi/L}$).

Al-konsentrasjonene var generelt høyere i sidevassdragene enn i hovedvassdraget. I Ritlandsåna ble det registrert en vannkvalitetsforbedring i løpet av forsøksperioden, målt som økt pH og avtagende Ali. Høyest Ali-konsentrasjon ble målt i Fossåna ($57 \mu\text{g Ali/L}$ den 25. april). Resultatet var som ventet på bakgrunn av vannkjemiske analyser foretatt innen FUS-prosjektet (Blakar, 1995). Tilførsel av Ali fra de sure sidebekkene, herunder Fossåna til Suldalslågen kan bidra til blandsone effekten. Kaldt vann i forsøksperioden vil forlenge varigheten av ustabil Al-kjemi etter blanding av de ulike vannkvalitetene (Kroglund m.fl., 1993b).

Konsentrasjonen av Alr økte fra stasjon Foss til stasjon Mo. Økningen i Alr var tilstede ved hver prøvetaking og var i gjennomsnitt på $13 \pm 2 \mu\text{g Al/L}$ (tabell 5). Mellom Suldalsvannet og Foss var det ikke signifikante endringer i Alr. Det er rimelig sannsynlig at økningen som måles mellom de to nederste stasjonene i vassdraget skyldes tilførsler av Al fra sure sidevassdrag lokalisert til de nedre delene av vassdraget (Blakar, 1995). Det var ingen signifikant forskjell i Ali, Alo og Ala mellom stasjonene. pH var høyere enn 6. Disse faktorene sannsynliggjør tilstedeværelse av blandsoner i vassdraget. Økning i Alr etter tilførsel av Al fra sure sidebækker uten samtidig økning i Ali er også påvist i Vosso (Kroglund m.fl., 1998c). Dette er også i overensstemmelse med endringer som måles i kontrollerte forsøk (Kroglund m.fl., 1998 ab). I de kontrollerte forsøkene har blandsoner (tilstedeværelse av ustabile tilstandsformer av Al) lang varighet (mange timer) ved pH 6.0-6.2 (Kroglund m.fl., 1998a). Det er rimelig å anta at det samme vil være tilfellet i Suldalslågen.



Figur 9. Forandring i pH og tilstandsformer og konsentrasjon av aluminium (µg Al/L) på fem elvestasjoner gjennom forsøksperioden.



Figur 10. Forandring i pH og tilstandsformer og konsentrasjon av aluminium ($\mu\text{g Al/L}$) på tre bekkestasjoner samt ved klekkeriet gjennom forsøksperioden.

Tabell 6. Sammensetningen av ulike elementer i Suldalslågen, Ritlandbekken, Klekkeriet og Fossåna under forsøks-perioden april-mai 1996.

Lokalitet	TOC mg/l	Alk uekv/l	NO3- mg/l	SO4- mg/l	K mg/l	Na mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	Fe mg/l	Zn mg/l	F- mg/l	Si mg/l
S. vannet	0.55	14.5±0.71	0.16±0.01	0.57±0.20	0.23±0.08	1.27±0.06	0.79±0.01	0.22±0.01	2.20±0.00	0.02	<0.02	<0.1	0.30±0.03
Prestvika	0.54	23.5±0.71	0.21±0.04	0.60±0.16	0.29±0.10	1.40±0.10	1.09±0.20	0.26±0.03	2.40±0.14	<0.02	<0.02	<0.1	0.34±0.05
Jone	0.7	20±1	0.18±0.01	0.52±0.06	0.30±0.10	1.33±0.05	0.99±0.10	0.25±0.03	2.23±0.06	0.02	<0.02	<0.1	0.34±0.04
Samløp	2	14.3±2.08	0.11±0.00	0.62±0.04	0.29±0.01	2.00±0.18	0.89±0.03	0.31±0.02	3.03±0.23	0.04	<0.02	<0.1	0.49±0.05
Foss	1	18.5±3.54	0.18±0.02	0.54±0.05	0.29±0.10	1.37±0.06	1.00±0.11	0.25±0.03	2.30±0.00	0.02	<0.02	<0.1	0.35±0.05
Mo	1.1	21±1.41	0.20±0.02	0.56±0.04	0.38±0.22	1.53±0.25	1.03±0.12	0.26±0.04	2.65±0.35	0.03	0.02	<0.1	0.38±0.09
Ritlandsåna	1.9	9.5±2.12	<0.1±0.00	0.74±0.06	0.27±0.01	2.27±0.06	0.84±0.01	0.32±0.02	3.35±0.07	0.04	<0.02	<0.1	0.55±0.04
Klekkeriet	2.1	57±2.83	<0.1±0.00	0.73±0.06	0.28±0.01	2.30±0.10	0.86±0.00	0.98±0.02	3.40±0.14	0.03	<0.02	<0.1	0.59±0.02
Fossåna	2.2	1±0	0.23±0.03	0.55±0.05	0.57±0.07	1.30±0.10	0.52±0.06	0.23±0.01	2.05±0.07	0.03	<0.02	<0.1	0.45±0.10

3.3 Fisk

3.3.1 Aure

Ionereguleringsvevnen hos stedegen auresmolt eksponert i bur og etter påfølgende sjøvannstoleransetester er vist i tabell 7. Aure fra samtlige stasjoner er slått sammen. Smoltifiseringsgraden var lav, men ATPase og glukose verdiene var normale. Verdiene for plasmaklorid hos auresmolt i ferskvann var normale, rundt 133-135 mM, både den 24. april og den 6. mai. Det viste seg imidlertid at auren ikke hadde en tilfredsstillende sjøvannstoleranse (mål ca. 150 mM) etter en 24 timers sjøvannseksponering (høytplasmaklorid nivå, 178 mM) Normalt utføres 72 timer sjøvannseksponering på aure, slik at det hersker usikkerhet rundt betydningen av høy blodsaltkonsentrasjon i disse målingene. Resultatet gjør at det kan ha verdi å følge denne arten mer i fremtiden.

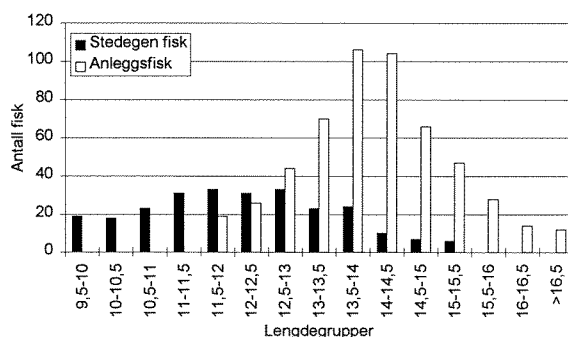
Tabell 7. Utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glukose, smoltifiseringsgrad og gjelle Na-K-ATPase hos stedegen auresmolt etter el-fiske (FV) og etter sjøvannstoleransetester (SV) i Suldalslågen. Fisk fra samtlige stasjoner i Suldalslågen er slått sammen. Saltvannstestene er kun kjørt i 24 timer. Verdiene er gjennomsnitt \pm SD (standardavvik).

Dato		N=	Vekt	Lengde	K-fak.	Hct	Cl	Glukose	Smolt	ATPase
24.04	FV	6	20.5 \pm 4.5	13.0 \pm 1.0	0.83 \pm 0.09	33 \pm 5	135 \pm 5	4.7 \pm 0.6	1.8 \pm 0.2	5.4 \pm 2.3
	SV	6	27.3 \pm 4.7	15.1 \pm 0.9	0.79 \pm 0.06	28 \pm 5	178 \pm 26		1.6 \pm 0.0	
06.05	FV	11	15.8 \pm 6.8	12.3 \pm 1.6	0.82 \pm 0.10	30 \pm 4	133 \pm 5	4.2 \pm 0.7	1.6 \pm 0.1	4.9 \pm 3.5
	SV	25	16.3 \pm 9.7	12.7 \pm 2.1	0.76 \pm 0.10	32 \pm 6	178 \pm 25		1.6 \pm 0.1	

3.3.2 Lengder; anleggsproduisert og stedegen laksesmolt

Anleggsproduisert fisk var større enn stedegen fisk (figur 11). Hovedvekten av anleggsproduisert fisk var større enn 12 cm. Fisk mindre enn 11.5 cm ble ekskludert fra den videre bearbeidingen både på grunn av størrelse, men og på grunn av usikker smoltstatus. Antall ekskluderte fisk var lavere enn 15 individ.

Hovedandelen av stedegen fisk var 11 til 14 cm. Et lite antall fisk var større enn 14 cm. Fisk mindre enn 9.5 cm ble ekskludert fra videre bearbeiding på grunn av usikker smoltstatus. Enkelte av fiskene under 9.5 cm kan ha vært smolt, men ingen fisk mindre enn 9.5 cm overlevde saltvannstestene. Størrelsesforskjellen mellom forsøkspopulasjonene kan ha innvirkning på toleranse overfor vannkvaliteten i vassdraget. Den anleggsproduiserte fisken representere en relativt homogen populasjon, mens den stedegne fisken representerer en mer heterogen størrelsessammensetning.



Figur 11. Lengdefordelingen hos stedegen og anleggsproduisert fisk i forsøket.

3.3.3 Stedegen laks

Plasmaklorid, hematokritt og glukoseverdier hos stedegen laksesmolt etter el-fiske (referanseverdier) ved 4 lokaliteter i Suldalslågen er vist i tabell 8. Alle plasmaklorid-verdiene lå innenfor normalverdier (>125 mM) for fisk i ferskvann. Hematokrittverdiene var lavere enn normalt hos stedegen laksesmolt ved Mo og Jone den 20. mars og den 16. april. Glukoseverdiene var ved alle tidspunkt rundt normalverdier.

Tabell 8. Utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glucose og gjelle Na-K-ATPase hos stedegen laksesmolt etter el-fiske (T=0) ved 4 lokaliteter i Suldalslågen. I tabellen er det vist gjennomsnitt \pm SD (standardavvik). Forskjeller mellom gruppene og verdier fra klekkeriet (innen en prøvedato) er testet med ANOV med Tukey som ad hoc test. P=angir beregnet signifikansnivå.

	N=	P=	Mo	Foss	Samløp	Jone	Prestvika
Plasma Cl							
20.03.96		0.0270	136 \pm 5			130 \pm 5	a 128 \pm 8
16.04.96		0.0899	132 \pm 2	135 \pm 5		137 \pm 5	139 \pm 3
27.04.96		0.1965	a 126 \pm 5	131 \pm 5		a 128 \pm 5	133 \pm 7
08.05.96			a 128 \pm 4			129 \pm 6	
Hct							
20.03.96		0.0200	a 24 \pm 2			a 28 \pm 6	32 \pm 8
16.04.96		0.0008	a 31 \pm 3	37 \pm 5		a 27 \pm 3	34 \pm 5
27.04.96		0.3904	39 \pm 6	36 \pm 7		31 \pm 3	34 \pm 9
08.05.96			37 \pm 4			34 \pm 5	
Glukose							
20.03.96		0.4315	2.6 \pm 0.4			2.8 \pm 0.4	2.7 \pm 0.2
16.04.96		0.0913	4.8 \pm 1.0	4.0 \pm 0.7		4.6 \pm 0.6	3.8 \pm 0.7
27.04.96		0.0157	a 3.5 \pm 1.2	5.2 \pm 0.5			
08.05.96			5.3 \pm 2.8			4.4 \pm 1.4	

a=grupper signifikant forskjellig fra klekkeri-verdiene.

Gjennomsnittsverdier kan overskygge spredningen innen en gruppe. For å fokusere mer på enkeltindivid ble det beregnet frekvensprosent for fisk fra alle eksponeringssteder. Tabell 9 viser relativ fordeling (%) i blodplasmaklorid hos stedegen fisk etter el-fiske ved de ulike lokalitetene. Vurdert ut fra individnivå og en akseptabel grense for plasmakloridnivå >125 mM ser vi at fra 14 til 40 prosent av fisken lå under dette nivået og at det kunne synes som om fisken fikk et fall i plasmaklorid utover i tid, dvs. fram mot den siste prøvetagningsperioden. Reduksjonen var for stor til at den kun kan forklares som følge av smoltifisering. tabell 10 viser utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glucose og ATPase hos stedegen laksesmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 5 lokaliteter i Suldalslågen. Det ble registrert en mulig effekt på plasmaklorid (123 mM) hos laksesmolt eksponert ved Prestvika den 6. mai. Hematokritt og glukoseverdiene lå rundt normalverdier ved alle lokalitetene. Utviklingen av gjelle Na-K-ATPase viste både den 24. april og den 6.mai at enzymnivået var i et området som karakteriserer en normal smoltutvikling. Dette indikerer samtidig at fisken skulle være saltvannsdydktig. Eksponering av forsøksfisken i bur resulterte ikke i noen entydig endring i blodsaltnivå fra T=0 (tabell 8) til T=160 timer (tabell 10).

Tabell 9. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos stedegen fisk etter el-fiske ved de ulike lokalitetene.

Status	Prøve dato	Stasjon	Gruppe	T=	<117	118-124	125-129	130-135	>135	N=	Sum lav Cl
El-fisk	20.03.96	Prestvika	Villfisk	0	25		13	25	38	8	25
El-fisk	16.04.96	Prestvika	Villfisk	0					100	4	0
El-fisk	27.04.96	Prestvika	Villfisk	0		14		57	29	7	14
El-fisk	20.03.96	Jone	Villfisk	0		18	18	64		11	18
El-fisk	16.04.96	Jone	Villfisk	0				13	88	8	0
El-fisk	27.04.96	Jone	Villfisk	0		13	25	50	13	8	13
El-fisk	08.05.96	Jone	Villfisk	0	14	14	71			7	29
El-fisk	16.04.96	Foss	Villfisk	0			14	29	57	7	0
El-fisk	27.04.96	Foss	Villfisk	0		17	17	50	17	6	17
El-fisk	20.03.96	Mo	Villfisk	0			14	29	57	7	0
El-fisk	16.04.96	Mo	Villfisk	0			17	83		6	0
El-fisk	27.04.96	Mo	Villfisk	0		20	40	40		5	20
El-fisk	08.05.96	Mo	Villfisk	0	20	20	60			5	40

Tabell 10. Utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glucose og gjelle Na-K-ATPase hos stedegen laksesmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 5 lokaliteter i Suldalslågen. Verdiene er gjennomsnitt \pm SD (standardavvik). Forskjeller mellom gruppene (innen en prøvedato) er testet med ANOVA. P=angir beregnet signifikansnivå.

	P=	Mo	Foss	Samløp	Jone	Prestvika
Plasma Cl						
24.04.96	0.0166	132 \pm 3	132 \pm 3	130 \pm 4	133 \pm 2	a 136 \pm 3
06.05.96	0.0085	131 \pm 4	132 \pm 3	a 127 \pm 6	135 \pm 3	a 123 \pm 10
Hct						
24.04.96	0.3712	39 \pm 4	39 \pm 6	40 \pm 5	37 \pm 5	36 \pm 5
06.05.96	0.0269	a 30 \pm 6	33 \pm 2	33 \pm 3	33 \pm 5	a 38 \pm 5
Glukose						
24.04.96	0.4593	4.4 \pm 0.6	4.5 \pm 0.9	5.1 \pm 0.7	5.3 \pm 0.2	4.7 \pm 1.0
06.05.96	0.0206	4.3 \pm 0.0	4.3 \pm 0.9	a 6.6 \pm 1.5	3.9 \pm 0.9	4.1 \pm 1.1
ATPase						
24.04.96	0.1431	7.4 \pm 2.4	8.8 \pm 4.1	10.3 \pm 3.7	7.4 \pm 1.9	6.1 \pm 2.7
06.05.96	0.4828	10.6 \pm 4.7	6.9 \pm 5.3	6.7 \pm 4.0	9.4 \pm 5.8	6.4 \pm 2.5

a=grupper signifikant forskjellig fra klekkeri-verdiene.

Tabell 11 viser relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos stedegen fisk eksponert i bur i 160-210 timer ved de ulike lokalitetene. Vurdert ut fra individnivå og en grense for normalt plasmakloridnivå >125 mM ser vi at fisk fra et fåtall stasjoner lå under denne verdien. Også her ser vi at det er ved den siste prøvetagningsperioden den 6. mai at fisken har lavere verdier og at laksesmolt ved stasjonene Prestvika og Ritland ligger fra 33-38 prosent under et plasmakloridnivå på 125 mM.

Dødelighet i prosent og utviklingen av plasmaklorid og hematokritt hos stedegen laksesmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 5 lokaliteter i Suldalslågen og deretter utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest er vist i tabell 12. All fisk mindre enn 9.5 cm ble ekskludert fra materialet på grunn av usikker smoltstatus og 100% dødelighet. Dødeligheten hos den stedegne laksesmolten >9.5 cm etter en 24 timers sjøvannstoleransetest var høy og den 25. april var dødeligheten opp i 60 prosent ved Prestvika. Den 7. mai var dødeligheten oppe i 75 prosent ved Jone, mens den varierte rundt 60 prosent for stasjonene Mo, Foss og Prestvika. Plasmakloridverdiene var høye ved stasjonene Jone (største dødeligheten), Foss og Prestvika mens de var under 160 mM ved stasjonene Mo og Samløp. Hematokrittverdiene var normale.

Tabell 11. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos stedegen fisk i ferskvann etter 160-210 timers eksponering i bur.

Status	Prøve dato	Stasjon	Gruppe	T=	<117	118-124	125-129	130-135	>135	N=	Sum lav Cl
Burfisk	24.04.96	Suldalsvannet	Villfisk								
Burfisk	06.05.96	Suldalsvannet	Villfisk								
Burfisk	13.05.96	Suldalsvannet	Villfisk								
Burfisk	24.04.96	Prestvika	Villfisk	165				63	38	8	0
Burfisk	06.05.96	Prestvika	Villfisk	212	38		25	38		8	38
Burfisk	13.05.96	Prestvika	Villfisk								
Burfisk	24.04.96	Jone	Villfisk	172			13	88		8	0
Burfisk	06.05.96	Jone	Villfisk	224				43	57	7	0
Burfisk	13.05.96	Jone	Villfisk	142				50	50	2	0
Burfisk	24.04.96	Samløp	Villfisk	160		11	22	67		9	11
Burfisk	06.05.96	Samløp	Villfisk	238		33	11	56		9	33
Burfisk	13.05.96	Samløp	Villfisk								
Burfisk	24.04.96	Foss	Villfisk	165			33	67		9	0
Burfisk	06.05.96	Foss	Villfisk	198			86	14		7	0
Burfisk	13.05.96	Foss	Villfisk								
Burfisk	24.04.96	Mo	Villfisk	188			25	63	13	8	0
Burfisk	06.05.96	Mo	Villfisk	220			25	75		4	0
Burfisk	13.05.96	Mo	Villfisk								

Tabell 12. Dødelighet (%) og utviklingen av plasmaklorid og hematokritt hos stedegen laksesmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 5 lokaliteter i Suldalslågen og deretter utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest. Verdiene er gjennomsnitt \pm SD (standardavvik). Forskjeller mellom gruppene (innen en prøvedato) er testet med ANOVA. P=angir beregnet signifikansnivå.

	P=	Mo	Foss	Samløp	Jone	Prestvika
Død						
25.04.96		b 48	b 29	b 20	b 25	b 60
07.05.96		b 64	b 55	b 14	b 75	b 57
14.05.96		im	im	im	b 67	im
Plasma Cl						
25.04.96	0.1009	b 164 \pm 17	b 173 \pm 14	158 \pm 16	b170 \pm 22	b 179 \pm 19
07.05.96	0.0387	156 \pm 26	b 191 \pm 26	149 \pm 14	b 222	b 173 \pm 18
Hct						
25.04.96	0.1994	32 \pm 4	34 \pm 10	33 \pm 6	37 \pm 6	32 \pm 5
07.05.96	0.4924	37 \pm 5	33 \pm 4	35 \pm 6	38	33 \pm 6

a=grupper signifikant forskjellig fra klekkeri-verdiene.

b=subjektivt vurdert som tegn på mulig skade

Relativ fordeling (%) i blodplasmaklorid hos stedegen fisk etter 160-210 timers eksponering i bur og utsatt for en 24 timers standardisert sjøvannstest er vist i tabell 13. Normal toleransegrense for sjøvann ved en slik test er satt ved plasmakloridverdier på 160 mM. En stor andel av fisken hadde verdier over 160 mM. Stasjonene Mo og Samløp var de stasjonene som hadde flest sjøvanntolerante fisk.

Tabell 13. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos stedegen fisk etter 160-210 timers eksponering i bur og deretter utsatt for en 24 timers standardisert sjøvannstest.

	Død	Levende	130-139	140-149	150-155	156-160	161-170	>170	N=	Sum høy Cl
25.04.96 Prestvika	60	40				33		67	15	67
07.05.96 Prestvika	57	43				33	67		7	67
14.05.96 Prestvika										
25.04.96 Jone	25	75	7	13	13		13	53	20	66
07.05.96 Jone	75	25						100	4	100
14.05.96 Jone	67	33			50		50		6	50
25.04.96 Samløp	20	80	20	20	7		33	20	20	53
07.05.96 Samløp	14	86	33	33			33		7	33
14.05.96 Samløp										
25.04.96 Foss	29	71			8		50	42	17	92
07.05.96 Foss	55	45					20	80	11	100
14.05.96 Foss										
25.04.96 Mo	48	52		18	18	9	18	36	21	54
07.05.96 Mo	64	36	40	20			20	20	14	40
14.05.96 Mo										

3.3.4 Endring i fysiologisk status fra fangst til avsluttet eksponering

Det var ingen entydig endring i evnen til ioneregulering hos stedegen laks fra fangst til avsluttet eksponering. Forskjellen i plasmakloridverdier fra fangst til avsluttet eksponering var normalt mindre enn 4 mM Cl. I løpet av eksponeringsperioden 16. til 24. april avtok plasmakloridnivået hos fisk på Stasjon Samløp med 7 mM. Dette avtaket kan indikere en ubetydelig endring i fysiologisk status. I løpet av perioden 27. april til 6. mai ble det registrert en ubetydelig heving i plasmaklorid-nivå på stasjon Mo og Jone, mens det ble målt en reduksjon på Prestvika. På tross av at forandringene var små, kan disse forandringene indikere temporære variasjoner i vannkvalitet. Fra 16. april til 27. april avtok plasmakloridnivået med 4 til 9 mM. Fra 16. april til 6. mai var avtaket på fra 1 til 16 mM. Disse variasjonene antyder en mulig generell vannkvalitetsforverring utover i april, men vannkvalitetsforbedring målt fra stasjon Jone i mai. Prestvika hadde en fortsatt vannkvalitetsforverring vurdert ut fra plasmaklorid nivå.

Tabell 14. Målte plasmaklorid nivåer i Suldalslågen hos stedege fisk ved fangst (T=0) eller etter eksponering i bur (T= >8dager?). Det er beregnet differanser mellom plasmakloridverdier for ulike datoer.

	16.04 T=0	24.04 T=8d	27.04 T=0	6.05 T=9d	16.04- 24.04	24.04- 27.04	27.04- 6.05
Mo	132±2	132±2	126±5	131±4	0	-6	5
Foss	135±5	132±3	131±5	132±3	-3	-1	1
Samløp	137±5	130±4	128±5	127±6	-7	-2	-1
Jone	137±5	133±2	128±5	135±3	-4	-5	7
Prestvika	139±3	136±3	133±7	123±10	-3	-3	-10
Suldalsvannet							

3.3.5 Anleggsproduisert laks

Tabell 15 viser utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glucose og gjelle Na-K-ATPase hos anleggssmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 6 lokaliteter i Suldalslågen. Den 24.april var plasmakloridverdiene lave ved Mo og Prestvika, mens de andre stasjonene hadde normalverdier. Den 6.mai var plasmakloridverdiene lave ved samtlige stasjoner. Den 13.mai var plasmakloridverdiene lave ved stasjonene i Suldalsvannet, Samløp og Prestvika. Referansefisk fra anlegget hadde normalverdier ved alle tidspunktene. Hematokrittverdiene var ikke signifikant forskjellige fra kontrollverdiene i anlegget bortsett fra den 13.mai ved stasjonen Samløp der den gjennomsnittlige hematokrittverdien var unaturlig høy (52%). Glukoseverdiene var ved enkelte stasjoner (Mo, Jone og Prestvika) den 24.april relativt høye og kunne indikere en stressrespons. ATPase verdiene viste en typisk økning slik en finner under en smoltutvikling ved alle stasjonene.

Tabell 15. Utviklingen av plasmaklorid, hematokritt, glucose og gjelle Na-K-ATPase hos anleggssmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 6 lokaliteter i Suldalslågen. Referanseverdier fra klekkeriet er også gitt. Verdiene er gjennomsnitt ± SD (standardavvik). Forskjeller mellom gruppene (innen en prøvedato) er testet med ANOVA. P=angir beregnet signifikansnivå.

	P=	Mo	Foss	Samløp	Jone	Prestvika	S. vannet	Klekkeriet
Plasma Cl								
24.04.96	0.0003	a 119±6	129±5	126±3	126±5	a 121±5		130±3
06.05.96	0.0000	123 ±4	121±4	a 117±5	123±5	a 115±4		130±3
13.05.96	0.0000	125±6	125±3	a 120±5	129±5	a 120±5	a 118±4	130±4
Hct								
24.04.96	0.1213	43±3	41±2	38±4	41±4	42±6		36±3
06.05.96	0.1203	40±3	34±4	41±4	41±5	38±4		41±4
13.05.96	0.0000	41±3	42±4	a 52±10	40±4	a 51±4	43±3	46±3
Glukose								
24.04.96	0.8197	a 8.7±2.9	6.9±1.6	a 7.4±4.3	a 9.0±3.1	a 8.2±1.5		5.2±0.7
06.05.96	0.2468	5.9±1.8	6.4±2.5	5.1±0.5	6.9±2.0	6.9±1.1		5.7±1.7
13.05.96								
ATPase								
24.04.96	0.0761	6.0±1.7	8.6±3.4	a 5.3±1.6	6.9±2.8	6.1±2.0		
06.05.96	0.5973	8.0±2.7	a5.8±2.5	6.5±4.1	a5.9±4.2	6.7±2.4		
13.05.96	0.1004	10.0±1.9	10.7±0.9	9.3±1.1	9.4±2.6	7.3±1.6	6.8±3.6	

a=grupper signifikant forskjellig fra klekkeri-verdiene.

b=subjektivt vurdert som tegn på mulig skade

Tabell 16 viser relativ fordeling (%) i blodplasmaklorid hos anleggsfisk eksponert i bur i 160-210 timer ved de ulike lokalitetene. Vurdert ut fra individnivå og en akseptabel grense for plasmakloridnivå ≥ 125 mM ser vi at en stor andel fisk fra anlegget lå under denne verdien. Det var jevnt lave verdier ved samtlige teststasjoner i Suldalslågen hvor stasjonen i Prestvika hadde høy prosentandel fisk med lavere verdier gjennom hele testperioden. Likeledes var andelen fisk med lavere plasmaklorid nivå høyere tidlig i mai enn senere i måneden.

Tabell 16. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos anleggsgfisk eksponert i bur. T=eksponeringstid i bur.

Status	Prøve dato	Stasjon	Gruppe	T=	<117	118-124	125-129	130-135	>135	N=	Sum lav CI
Burfisk	20.03.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0			20	80		10	0
Burfisk	16.04.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0		10	80	10		10	10
Burfisk	24.04.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0			67	33		6	0
Burfisk	27.04.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0			67	33		6	0
Burfisk	06.05.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0		25	63	13		8	25
Burfisk	08.05.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0		14	71	14		7	14
Burfisk	13.05.96	Klekkeri	Anleggsgfisk	0			40	50	10	10	0
Burfisk	24.04.96	S. vannet	Anleggsgfisk								
Burfisk	06.05.96	S. vannet	Anleggsgfisk								
Burfisk	13.05.96	S. vannet	Anleggsgfisk	122	50	40	10			10	90
Burfisk	24.04.96	Prestvika	Anleggsgfisk	161	30	40	30			10	70
Burfisk	06.05.96	Prestvika	Anleggsgfisk	191	56	44				9	100
Burfisk	13.05.96	Prestvika	Anleggsgfisk	119	10	80		10		10	90
Burfisk	24.04.96	Jone	Anleggsgfisk	179	10	10	70	10		10	20
Burfisk	06.05.96	Jone	Anleggsgfisk	202	10	60	20	10		10	70
Burfisk	13.05.96	Jone	Anleggsgfisk	123		10	30	60		10	10
Burfisk	24.04.96	Samløp	Anleggsgfisk	160		40	50	10		10	40
Burfisk	06.05.96	Samløp	Anleggsgfisk	214	40	60				10	100
Burfisk	13.05.96	Samløp	Anleggsgfisk	127	40	40	20			10	80
Burfisk	24.04.96	Foss	Anleggsgfisk	172		10	40	50		10	10
Burfisk	06.05.96	Foss	Anleggsgfisk	216	10	70	20			10	80
Burfisk	13.05.96	Foss	Anleggsgfisk	101		63	25	13		8	63
Burfisk	24.04.96	Mo	Anleggsgfisk	165	50	20	30			10	70
Burfisk	06.05.96	Mo	Anleggsgfisk	194	10	50	40			10	60
Burfisk	13.05.96	Mo	Anleggsgfisk	100	10	40	30	20		10	50

Tabell 17 viser dødelighet i prosent og utviklingen av plasmaklorid og hematokritt hos anleggsgfisk eksponert i bur i 160-210 timer ved 6 lokaliteter i Suldalslågen samt i anlegg (kontroll) og utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest. All fisk mindre enn 11.5 cm ble ekskludert fra materialet på grunn av usikker smoltstatus. Det ble i få tilfeller registrert dødelighet ved de ulike stasjonene. Ved Mo den 25. april var plasmakloridverdiene etter sjøvannstesten rundt 167 mM, den 7. mai 169 mM og 167 mM ved henholdsvis stasjonene Foss og Jone. Ellers lå plasmakloridverdiene i de fleste tilfellene under 160 mM. Anleggsgfisken ioneregulerte ikke tífredsstillende den 20. mars som forventet på grunn av årstid og smoltstatus, mens den ved de andre testtidspunktene hadde en god osmoreguleringsevne. Hematokrittverdiene var normale ved alle testtidspunktene.

Relativ fordeling (%) i blodplasmaklorid hos anleggsgfisk etter 160-210 timers eksponering i bur og utsatt for en 24 timers standardisert sjøvannstest er gitt i tabell 18. Toleransegrensen er satt ved plasmakloridverdier >160 mM. Den 20.03 hadde all fisk testet i anlegget verdier over 160 mM. Ved testtidspunktene den 25. april, 7. mai og 14. mai hadde alle referanseciskene ved anlegget verdier under 160 mM, noe som viste at fisken hadde en god osmoreguleringsevne. Dette tyder på at forsøksfisken var av god kvalitet og smoltfisert. Endringer i forhold til smoltkvaliteten ved klekkeriet kan derfor skyldes egenskaper ved lokaliteten og/eller håndtering ved forsøksstart.

For anleggsgfisk testet ved 6 stasjoner varierte frekvensprosenten påvirket fisk fra 0 til 73 prosent. Høye prosentverdier ble observert ved Suldalsvannet (14. mai), Prestvika (25. april), Jone (7. mai), Foss (7. mai) og ved Mo (25. april). Utenom dette varierte prosentverdien fisk med plasmakloridverdier >160 mM fra 0 til 34%. Forskjellene mellom sjøvannstestet fisk kun eksponert i klekkeriet og i vassdraget antyder en vannkvalitets-forårsaket endring av tilstanden til fisken. Transport og håndtering av fisken forklarer ikke hele variasjonen ettersom fisk transportert kun en kort avstand (Jone og Samløp) også hadde en betydelig innslag av fisk som var negativt påvirket relativt til klekkerieksponert fisk.

Tabell 17. Dødelighet (%) og utviklingen av plasmaklorid og hematokritt hos anleggssmolt eksponert i bur i 160-210 timer ved 5 lokaliteter i Suldalslågen og utsatt for en 24 timers sjøvannstoleransetest. Referanseverdier fra klekkeriet er også gitt. Verdiene er gjennomsnitt \pm SD (standardavvik). Forskjeller mellom gruppene 8 (innen en prøvedato) er testet med ANOVA. P=angir beregnet signifikansnivå.

	P=	Mo	Foss	Bland	Jone	Prestvika	S. vannet	Klekkeriet
Død								
20.03.96								8
25.04.96		0	0	0	0	0		0
07.05.96		b 7	b 6	0	0	0		0
14.05.96		0	0	0	0	0	b 15	0
Plasma Cl								
20.03.96								a 177 \pm 15
25.04.96	0.0001	a 167 \pm 12	154 \pm 8	150 \pm 9	a 158 \pm 9	a 158 \pm 9		im
07.05.96	0.0050	157 \pm 24	a 169 \pm 27	150 \pm 9	a 167 \pm 25	158 \pm 14		148 \pm 23
14.05.96	0.0000	142 \pm 7	148 \pm 5	151 \pm 7	145 \pm 5	149 \pm 5	a 163 \pm 20	140 \pm 6
Hct								
20.03.96								39 \pm 4
25.04.96	0.0030	38 \pm 3	38 \pm 4	a 44 \pm 6	40 \pm 7	42 \pm 3		
07.05.96	0.1489	41 \pm 4	38 \pm 5	40 \pm 3	41 \pm 3	40 \pm 3		40 \pm 4
14.05.96	0.0000	43 \pm 3	42 \pm 3	40 \pm 2	a 39 \pm 3	40 \pm 2	a 38 \pm 3	42 \pm 4

a=grupper signifikant forskjellig fra klekkeri-verdiene.

b=subjektivt vurdert som tegn på mulig skade

Tabell 18. Relativ fordeling (%) for ulike nivåer av blodplasmaklorid hos anleggssmolt etter 160-210 timers eksponering i bur og utsatt for en 24 timers standardisert sjøvannstest.

	Død	Levende	130-139	140-149	150-155	156-160	161-170	>170	N=	Sum høy CI
20.03.96 Klekkeri	8	92					20	80	25	100
25.04.96 Klekkeri	0	100								0
07.05.96 Klekkeri	0	100	75	25					14	0
14.05.96 Klekkeri	0	100	55	36	9				11	0
25.04.96 Suldalsvannet										
07.05.96 Suldalsvannet										
14.05.96 Suldalsvannet	15	85		8	33	8	17	33	20	50
25.04.96 Prestvika	0	100		27	13	20	33	7	24	40
07.05.96 Prestvika	0	100		33	33		7	27	29	34
14.05.96 Prestvika	0	100		53	33	13			15	0
25.04.96 Jone	0	100		7	40	20	20	13	17	33
07.05.96 Jone	0	100	7	21	21	7	7	36	22	43
14.05.96 Jone	0	100	7	64	29				14	0
25.04.96 Samløp	0	100	14	43	21	7	14		14	14
07.05.96 Samløp	0	100		63	38				8	0
14.05.96 Samløp	0	100	7	40	27	7	20		15	20
25.04.96 Foss	0	100		47	13	20	20		20	20
07.05.96 Foss	6	100	7	14	14	21	14	29	16	43
14.05.96 Foss	0	100		80	7	13			15	0
25.04.96 Mo	0	100			20	7	40	33	20	73
07.05.96 Mo	7	100	29	14	14	7	7	29	15	36
14.05.96 Mo	0	100	47	33	13	7			15	0

3.3.6 Utsetninger av Carlinmerket laks

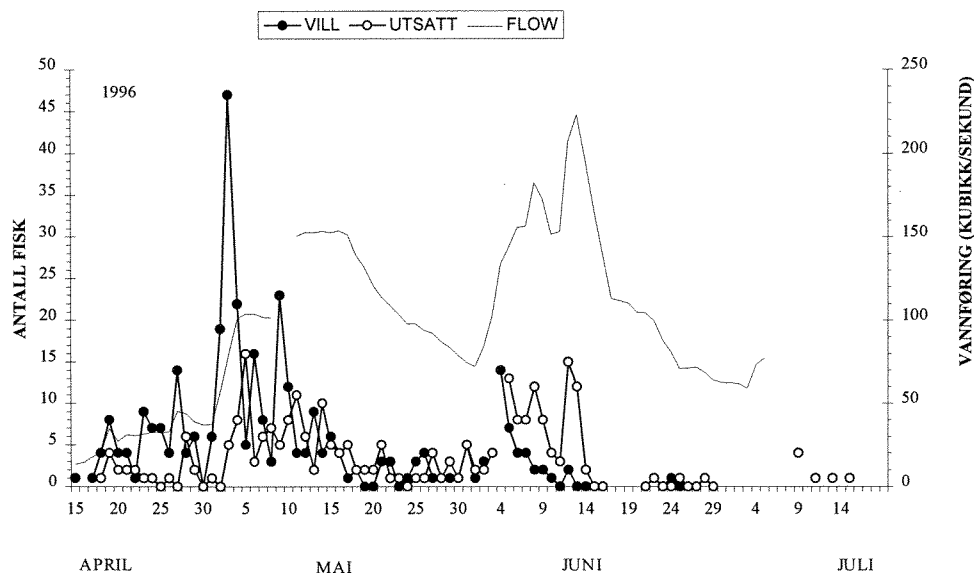
3 grupper á 5000 laks ble Carlinmerket i april og satt ut ved henholdsvis: 1) Prestvika (8. mai); 2) estuariet nedenfor Sandsfossen (13. mai) og 3) i mærd i estuariet nedenfor Sandsfossen hvor mærdene to dager senere ble slept ut av fjordsystemet og laksen sluppet fri i fullt sjøvann ved Høyvik den 15. mai. tabell 19 viser fysiologiske status hos Carlinmerket anleggssmolt før, etter transport og utsløping i mærd.

Tabell 19. Fysiologiske status hos Carlinmerket anleggsmolt før, etter transport og utsleping i mærd. Referanseverdiene er fra anlegget (gruppe 1 og 2), og utsettingsstedene var Prestvika (gruppe 3 og 4) og estuariet (gruppe 5) og sjø (gruppe 6).

Gruppe	Dato Eksponering	Vekt (g)	Lengde (cm)	Plasmaklorid (mM)	Hct (%)	Smoltgrad	Død %
1	13.05 Ref. FV-før start	35.9±6.3	15.9±1.2	133.9±4.8	35.9±4.8	2.8	0
2	14.05 Ref; SV-24 timer	28.1±5.2	15.0±0.9	148.5±13.1	44.3±2.3	2.7	0
3	13.05 15 min transport	32.0±6.3	15.6±0.7	131.8±2.3	44.3±2.3	2.8	0
4	14.05 Transport SV-24 timer	25.9±5.1	14.6±1.0	147.5±12.2	43.5±3.6	2.6	0
5	14.5 Mærd; BV-24 timer	31.0±6.8	15.4±1.2	137.4±7.0	33.1±2.1	2.5	0
6	15.05 Mærd SV-1 døgn sleping	27.6±6.7	14.7±1.2	140.0±4.7	38.2±2.5	2.5	0.2

Gruppe 1 representerte referansen i ferskvann før forsøksstart og viser at plasmaklorid- og hematokrittverdiene lå på normale nivåer. I gruppe 2 ble det kjørt en 24 timers saltvannstest på fisk fra gruppe 1 og verdiene her både mhp. plasmaklorid og hematokritt var innenfor normalnivået hos en saltvannstolerant laksesmolt. I gruppe 3 ble fisk transportert i 15 minutter (Prestvika) prøvetatt. Inkludert håving og utsetting var den totale transporttiden omlag 1.5 timer. Verdiene her både mhp. plasmaklorid og hematokritt var innenfor normalnivået og viste ingen tegn på stress. Saltvannstesting av den transporterte fisken (gruppe 4) viste som for gruppe 2 ingen unormale fysiologiske verdier. Denne observasjonen har også betydning for tolkning av årsak til skadeomfang hos anleggsproduert fisk eksponert på ulike lokaliteter i Suldalslågen. Etter at fisken ble satt ut i mærd ved kaia i Sand ble det tatt prøver av fisken. Resultatene herfra viste normale klorid- og hematokrittverdier. Etter ett døgn sleping av denne fisken (gruppe 6) og ved utsettinger i Sandsfjorden (ved Høyvik) ble denne fisken prøvetatt. Det ble heller ikke her vist tegn på fysiologisk ubalanse.

Figur 12 viser gjenfangst av vill og utsatt (finneklippet årsyngel fra anlegget) fisk i Prestvika i Suldalslågen. Fisken er tatt i fiskefella ved Tjelmane bru. Påslipp av vann er gitt i tabell 4 og i figuren.



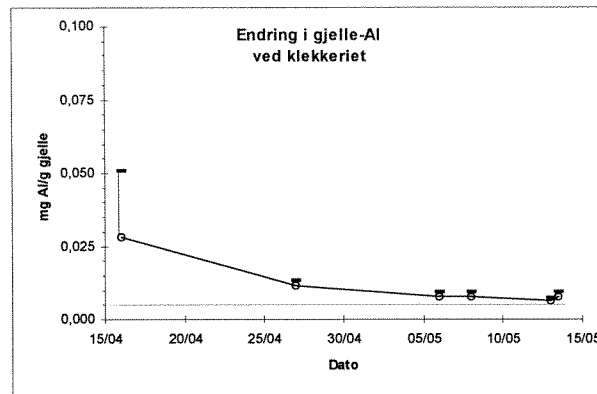
Figur 12. Vandring hos vill og utsatt (finneklippet årsyngel fra anlegget) fisk i Suldalslågen. Fisken er tatt i fiskefella ved Tjelmane bru.

Hovedtyngden av utvandring av villfisk og finneklippet utsattsmolt fant sted fra midten av april til rundt 15. mai. Utvandringen fulgte den økende vannføringen. Fra den 10. mai til omlag den 26. juni ble det fanget 27 Carlinmerket smolt i fella. Det ble fanget ett individ ca. hver annen dag, dvs. ikke noen topp i utvandringen.

3.3.7 Al konsentrasjon i gjelle homogenat

Konsentrasjonen av Al i gjellehomogenat fra fisk ved klekkeriet avtok fra første til siste prøvetaking (figur 13). Dette antyder at forsøksfisken var påvirket av Al ved forsøksstart, men at vannkvaliteten

ble forbedret fra slutten av april. Al-nivået i mai var 0.01 mg Al/g gjelle tørrvekt, mens nivået i midten av april var på 0.03 mg Al/g gjelle. Vi har ikke nok data for å kunne gi bakgrunnsverdier fra vassdrag uten påvirkning av forsuring og Al, men basert på en rekke prøver av referansecisk i ulike forsøk antydes det at fisk eksponert i vann med høy pH og Ali-verdier under deteksjonsgrensen har mindre enn 0.001 mg Al/g gjelle tørrvekt. Fisken i denne undersøkelsen må derfor betraktes som påvirket av Al. Det er samtidig verdt å merke seg den statistiske lave usikkerheten i resultatene, selv om N=6 ved hvert uttak er å regne som lite. Dette tyder på at fisk fra de ulike forsøksgruppene hadde relativt lik respons på vannkvalitet og endringer i vannkvalitet.



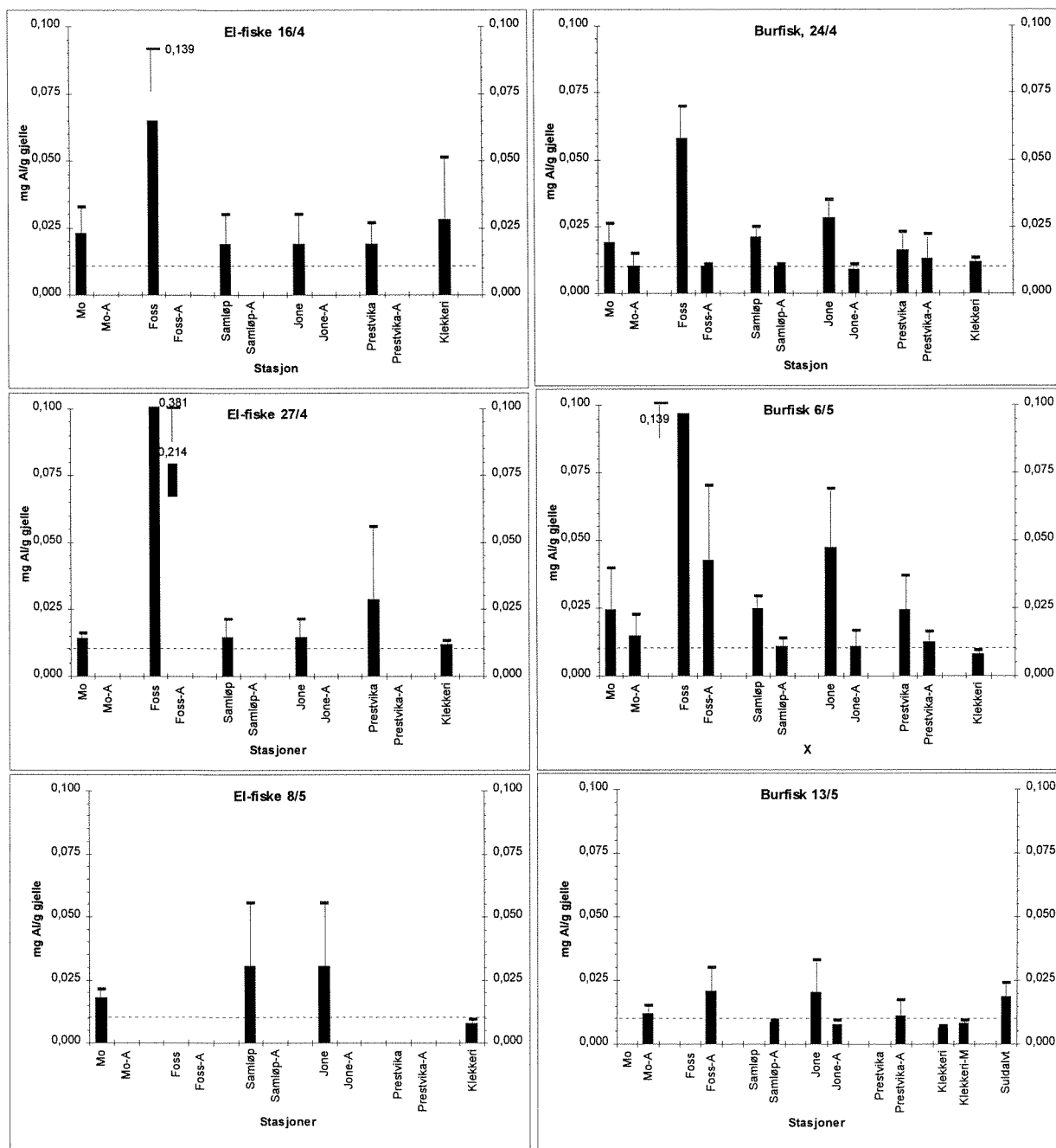
Figur 13. Konsentrasjonen av Al i gjellehomogenat fra fisk ved klekkeriet målt fra 15. april til 15. mai. Den stiplede linjen viser kontrollverdier (0.01 mg Al/g gjelle tørrvekt). Verdiene er gitt som gjennomsnitt \pm SD (standardavvik).

Ved el-fiske 16. april hadde fisk fra stasjonene Mo, Jone og Prestvika noe lavere gjelle-Al nivå enn målt ved klekkeriet. Ved Foss var gjennomsnittlig total mengde Al på gjellene høy (ca. 0.06 mg Al/g gjelle). Høye verdier ved Foss må tilskrives lokale vannkvalitetsforhold. Kilden til Al kan ikke være Fossåna, men kan være sidevassdrag lokalisert mer enn 1.5 km oppstrøms fiskestasjonen. Stedegen fisk eksponert i bur fra 16. til 24. april hadde små til ubetydelige forandringer i Al-konsentrasjon på gjellene over tid. Ved Foss ble det målt et lite avtak, mens ved Jone økte konsentrasjonen (tabell 20). Anleggsproduert fisk eksponert over samme tidsrom tapte Al i forhold til verdier målt i klekkeriet ved forsøksstart. Anleggfish fikk heller ikke økte Al verdier ved Foss, slik at forskjellen ble stor mellom stedegen og anleggsproduert fisk denne perioden. Det betyr at driftsvannet i klekkeriet var en permanent kilde for Al-deponering på gjellene, selv om vannet ble nøytralisert. Hvor lang oppholdstid vannet hadde fra nøytraliseringen til det nådde fiskekarene er ikke kjent, men økt oppholdstid for vannet er tydeligvis et forbedringspunkt i anlegget.

Ved el-fiske 27. april hadde stedegen fisk ved de fleste stasjonene gjelle-Al verdier ned mot 0.01 mg Al/g gjelle. Ved Foss ble det målt betydelig høyere konsentrasjoner, med gjennomsnittsverdier på 0.21 mg Al/g gjelle. Konsentrasjonen ved Prestvika var også høyere enn det som ble målt ved forrige el-fiske omgang. Stedegen fisk som deretter ble eksponert 1 uke i bur hadde forhøyde gjelle-Al verdier ved Mo, Samløp og ved Jone, mens konsentrasjonen var uforandret ved Prestvika og redusert ved Foss. Anleggsproduert fisk akkumulerte mye Al ved Foss, mens konsentrasjonen ved de andre stasjonene tilsvarte verdiene målt ved klekkeriet ved eksponeringsstart, eller de avtok svakt. Resultatet antyder endring i vannkvalitet ved Foss i løpet av eksponeringsperioden, hvor vannkvaliteten ved Foss fortsatt medførte en betydelig Al akkumulering på gjellene til både stedegen og anleggsproduert fisk.

Den 8. mai var totalmengden Al under 0.01 mg Al/g gjelle hos anleggfish i klekkeriet. Anleggfish eksponert ved Foss og Suldalsvatn hadde verdier over 0.01 mg Al/g gjelle. Pga. vanskeligheter med å få et tilstrekkelig antall stedegen fisk under el-fisken var det kun ved stasjonene Samløp og Jone at vi eksponerte denne kategori fisk. Ved Jone hadde stedegen fisk en gjennomgående høyere verdi enn anleggsproduert fisk. Ved begge disse stasjonene var konsentrasjonen av Al lavere enn ved el-fiske den 8.mai, men el-fiske verdiene 8. mai var høyere enn målt ved el-fiske 27. april. Dette antyder akkumulering av Al på gjellene fra 27. april til 8. mai, men at konsentrasjonen av Al på gjellene

deretter avtok. Disse endringene må tilskrives variasjoner i vannkvalitet over tid, der man kan forvente ytterligere økning ved økte tilførsler av Al³⁺, men avtak når Al³⁺ konsentrasjonene i vassdraget avtar. Bestemmelse av raten avtakene skjer med er ikke inkludert i denne undersøkelsen, men basert på resultat fra Lacroix m.fl., (1993) og av Verbost m.fl., (1995) skjer dette raskt. I forsøk utført høsten 1996 (Kroglund m.fl., 1997b) synes akkumuleringen å raskt innstille seg til Al³⁺-konsentrasjonen i vannet og likevekt ble oppnådd i løpet av 24 timer.



Figur 14. Konsentrasjonen av Al i et gjellehomogenat (mg Al/g gjelle tørrvekt) hos anleggfsk i klekkeri (kontroll) samt hos stedege fisk i elv ved de ulike stasjonene på tre ulike datoer for el-fiske (Tid =0) og etter eksponering (Tid=>100t). Den striplede linjen viser den definerte kontrollverdiene, dvs. 0.01 mg Al/g gjelle. Verdiene er gitt som gjennomsnitt ± SD (standardavvik).

Tabell 20. Total mengde Al på gjellene (mg Al/g gjelle tørrvekt) hos anleggfsfisk i klekkeri (kontroll) samt hos stedegeen fisk i elv ved de ulike stasjonene på tre ulike datoer for el-fiske (Tid =0) og etter eksponering (Tid=>100t).

	16/04/96		24/04/96		27/04/96		06/05/97		08/05/96		13/05/96	
	Elfiske	Bur	Elfiske	Bur	Elfiske	Bur	Elfiske	Bur	Elfiske	Bur	Elfiske	Bur
Mo	0.023±0.010	0.019±0.007	0.014±0.002	0.024±0.015	0.014±0.002	0.024±0.015	0.014±0.002	0.024±0.015	0.018±0.003			
Foss	0.065±0.074	0.058±0.012	0.214±0.167	0.097±0.060	0.214±0.167	0.097±0.060	0.214±0.167	0.097±0.060	0.030±0.026			
Samløp	0.019±0.011	0.021±0.004	0.014±0.007	0.025±0.005	0.014±0.007	0.025±0.005	0.014±0.007	0.025±0.005	0.030±0.026		0.021±0.013	-0.01
Jone	0.019±0.011	0.028±0.007	0.014±0.007	0.047±0.022	0.014±0.007	0.047±0.022	0.014±0.007	0.047±0.022				
Prestvika	0.019±0.008	0.016±0.007	0.029±0.027	0.024±0.013	0.029±0.027	0.024±0.013	0.029±0.027	0.024±0.013				
Suldalsvatne												
t												
Klekkeriet	0.028±0.023	0.012±0.002	0.018±0.002	0.008±0.002	0.018±0.002	0.008±0.002	0.018±0.002	0.008±0.002	0.008±0.002			
	16/04/96	24/04/96	27/04/96	06/05/97	27/04/96	06/05/97	27/04/96	06/05/97	08/05/96	13/05/96	13/05/96	
	T=0	Bur	T=0	Bur	T=0	Bur	T=0	Bur	T=0	Bur	Bur	Endring
Klekkeriet	0.028±0.023		0.018±0.002		0.018±0.002		0.018±0.002		0.008±0.002			
Mo		0.010±0.005		0.015±0.008		0.015±0.008		0.015±0.008		0.012±0.004		0.00
Foss		0.010±0.001		0.042±0.028		0.042±0.028		0.042±0.028		0.021±0.009		0.01
Samløp		0.010±0.001		0.011±0.003		0.011±0.003		0.011±0.003		0.009±0.001		0.00
Jone		0.009±0.002		0.011±0.006		0.011±0.006		0.011±0.006		0.008±0.002		0.00
Prestvika		0.013±0.002		0.012±0.004		0.012±0.004		0.012±0.004		0.011±0.006		0.00
Suldalsvatne										0.019±0.006		0.01
t												

3.3.8 Histologi

Det ble påvist metall intraepitelialt i samtlige gjeller med unntak av en fisk fra klekkeriet samt enkeltindivider av anleggsprodusert fisk prøvetatt i elva 6. mai (tabell 21). Fisk prøvetatt på klekkeriet hadde i hovedsak metall lokalisert til filamentene, mens anleggsprodusert fisk eksponert på de ulike elvestasjonene, samt stedegen fisk hadde metall både i filament- og lamellepitel. Overflatebundet metall ble kun påvist på fisk fra Foss (el-fiske 24. mai) og ved Mo (el-fiske 8. mai). Andel fisk bestemt til kategori 2 og 3 mht. intraepitelialt metall avtok utover i undersøkelsesperioden, og forekom sjeldent i mai i forhold til i april. Dette antyder en endring i vannkvalitet utover i undersøkelsesperioden. Mens anleggsprodusert fisk "tapte" metall ved eksponering i elva frem til 6. mai, økte forekomsten av metall hos anleggsprodusert fisk i forhold til klekkeri-verdiene på siste prøvetaking. Dette antyder at det var en metallbelastning i vassdraget. De samme endringene gjenspeiles også i endringer i Al-konsentrasjon i gjellehomogenatet, selv om endringene ikke alltid var like entydige. Dette antyder at begge metodene benyttet i denne undersøkelsen for påvisning av metall har verdi for evaluering av metall belastning. Mens konsentrasjonen i gjellehomogenatet gir totalverdier, tillater metall-farging av histologiske snitt evaluering av hvor metallet er lokalisert.

Tilstedeværelse av metall i gjellene er også funnet i tidligere undersøkelser i Suldalslågen (Kroglund, m.fl., 1995, 1996). Denne undersøkelsen viser at vannkvaliteten, mht Al eksponering for fisk, varierte over tid både innen en stasjon og mellom stasjonene.

Carlinmerket fisk på klekkeriet ble også inkludert i denne undersøkelsen. Samtlige fisk hadde intraepitelialt Al. Denne faktor må inkluderes ved vurdering av marin overlevelse hos disse gruppene.

En større andel av den stedegne fisken som ble undersøkt den 16. april hadde vevsforandringer som inkluderte hyperplasi og fortykkninger av lamellene (tabell 22). Hyperplasi ble samtidig påvist på eèn anleggsprodusert fisk ved klekkeriet. Etter eksponering i bur i elva (frem til 24. april), var disse forandringene fortsatt tilstede på stedegen fisk. Hyperplasi ble kun påvist hos en anleggsprodusert fisk ved stasjon Foss, mens fortykkninger av lamellene ble påvist i Prestvika.

Ved el-fiske 24. april hadde fortsatt en betydelig andel av den stedegne fisken vevsforandringer. Foruten hyperplasi og fortykkninger, ble det også påvist adhesjoner av sekundærfilament hos enkeltfisk. Etter eksponering i bur frem til 6. mai ble det ikke påvist fisk med hyperplasi, men fortykkninger var fortsatt tilstede hos begge fiskegruppene på hver stasjon.

Materialet antyder en vevsrestitusjon fra midten av april til midten av mai. Graden av restituering varierte mellom stasjonene, slik at det ikke alltid ble påvist entydige trender.

Tabell 21. Histologisk undersøkelse av gjellevev innsamlet i Suldalslågen i 1996 for påvisning av metall (ASA-positivt materiale). Andelen fisk uten påviste vevsforandringer er vist i skraverte kolonner. Kategoriene er definert i tabell 2. Koder benyttet ved lokalisering av metall i vevet: F=filament, L=lamell, tr=trailing edge (afferent side, hvor vannet sist er i kontakt med gjellevev) på filament, il= interlammellært (på filamentet mellom lamellane). Koder benyttet ved overflatepåvist metall: f=fokal (på bestemte celler), d=diffus (mer eller mindre overalt, på ulike celle-typer).

Stasjon	Dato	Behandling	N=	mg Al/g gjelle	Metall påvising overflate				Metall påvising intraepitelialt					
					0	(1)	1	2	3	0	(1)	1	2	3
Mo	16/04/96	El-fiske	6	0,023	100						17	17	50	17
Foss	16/04/96	El-fiske	6	0,065	100						F(tr)	F(il)	F(ii)L	F(ii)L
Jone	16/04/96	El-fiske	6	0,019	100							50	17	34
Prestvika	16/04/96	El-fiske	6	0,019	100							F(ii)L	F(ii)L	F(ii)L
Klekkeri	16/04/96	Karhall	6	0,028	100							17	83	
Mo	24/04/96	Villfisk	3	0,019	100							F(il)	F(ii)	
Mo	24/04/96	Anlegg	5	0,010	100								33	66
Foss	24/04/96	Villfisk	4	0,058	100								F(ii)L	F(ii)L
Foss	24/04/96	Anlegg	5	0,010	100								100	
Jone	24/04/96	Villfisk	5	0,028	100								75	25
Jone	24/04/96	Anlegg	5	0,009	100								F(ii)L	F(ii)L
Samløp	24/04/96	Villfisk	5	0,021	100								100	
Samløp	24/04/96	Anlegg	5	0,010	100								F(ii)	40
Prestvika	24/04/96	Villfisk	5	0,016	100								F(ii)L	40
Prestvika	24/04/96	Anlegg	5	0,013	100								100	60
Mo	24/04/96	El-fiske		0,014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Foss	24/04/96	El-fiske	5	0,214	60		40						40	60
Jone	24/04/96	El-fiske	5	0,014	100		L,F(f,d)						F(ii)L	F(ii)L
Prestvika	24/04/96	El-fiske	4	0,029	100								40	60
Klekkeri	24/04/96	Karhall	5	0,018	100								25	75
Mo	06/05/96	Vill	2	0,024	100								F(ii)	F(ii)L
Mo	06/05/96	Anlegg	5	0,015	100					20	20	60		
Foss	06/05/96	Vill	5	0,097	100						F(tr)	F(tr)	40	20
Foss	06/05/96	Anlegg	5	0,042	100					20	20	20	F(ii)L	F(ii)L
Jone	06/05/96	Vill	5	0,047	100						F(ii)L	F(ii)L		
Jone	06/05/96	Anlegg	5	0,011	100						40	60		
Samløp	06/05/96	Vill	5	0,025	100						F(tr)	F(tr)	60	
Samløp	06/05/96	Anlegg	5	0,011	100						40	60	F(ii)L	F(ii)L
Prestvika	06/05/96	Vill	4	0,024	100						F(tr)	F(tr)		
Prestvika	06/05/96	Anlegg	4	0,012	100					25	100	75		
Mo	08/05/96	El-fisk	7	0,018	86		14						100	
Jone	08/05/96	El-fisk	4	0,030	100		L						75	25
Klekkeri	08/05/96	Karhall	5	0,008	100					20	60	20		
Mo	09/05/96	Anlegg	5	0,012	100								F(tr)	F(tr)
Foss	09/05/96	Anlegg	5	0,021	100					20	40	40	F(tr)/(tr)	40
Jone	09/05/96	Anlegg	5	0,008	100						F(tr)	F(tr)		
Jone	09/05/96	Vill	3	0,021	100								100	
Samløp	09/05/96	Anlegg	5	0,009	100								F(ii)	F(ii)
Prestvika	09/05/96	Anlegg	5	0,011	100								100	
S.vannet	09/05/96	Anlegg	5	0,019	100						80	100		20
Klekkeri	13/05/96	Merka	5	0,008	100						F(ii)	F(ii)		
Klekkeri	13/05/96	Umerka	5	00008	100								100	
											20	80		
											F(tr)	F(tr)		
											60	40		
											F(tr)	F(tr)		

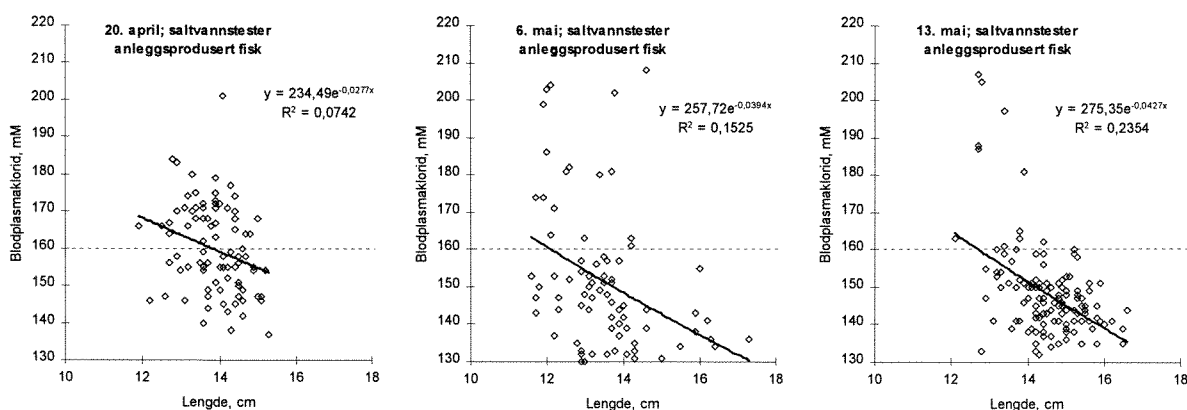
Tabell 22. Histologisk undersøkelse av gjeller fra fisk fanget i Suldalslågen, 1996. Andelen fisk uten påviste vevsforandringer er vist i skraverte kolonner.

Stasjon	Dato	Behandling	N=	Lameller med adhesjoner				Lameller med fortykninger				Hyperplasi				Lokalisering	
				0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3		
Mo	16/04/96	El-fiske	6	100				100					67	33			Epitelløfting
Foss	16/04/96	El-fiske	6	100				17	83				50	50			
Jone	16/04/96	El-fiske	6	100				100					67	33			Klorldcellehyperplas
Prestvika	16/04/96	El-fiske	6	100				66	34				83	17			
Klekkeri	16/04/96	Karhall	6	100				100					83	17			
Mo	24/04/96	Villfisk	3	100				33	67				33	67			Klorldcellehyperplas
Mo	24/04/96	Anlegg	5	100				100					100				
Foss	24/04/96	Villfisk	4	100				75	25				75	25			Klorldcellehyperplas
Foss	24/04/96	Anlegg	5	100				100					80	20			Klorldcellehyperplas
Jone	24/04/96	Villfisk	5	100				60	40				80	20			Klorldcellehyperplas
Jone	24/04/96	Anlegg	5	100				100					100				
Samløp	24/04/96	Villfisk	5	100				100					40	60			Klorldcellehyperplas
Samløp	24/04/96	Anlegg	5	100				100					100				
Prestvika	24/04/96	Villfisk	5	100				60	40				60	20	20		Klorldcellehyperplas
Prestvika	24/04/96	Anlegg	5	100				80	20								
Mo	24/04/96	El-fiske		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Foss	24/04/96	El-fiske	5	100				20		20	60		100				
Jone	24/04/96	El-fiske	5	80	20			80	20				60	40			Klorldcellehyperplas
Prestvika	24/04/96	El-fiske	4	75	25			75	25				25		75		Nekrose
Klekkeri	24/04/96	Karhall	5	100				100					100				
Mo	06/05/96	Vill	2	100				100					100				
Mo	06/05/96	Anlegg	5	100				80	20				100				
Foss	06/05/96	Vill	5	100				40	20	40			100				
Foss	06/05/96	Anlegg	5	80	20			80	20				100				
Jone	06/05/96	Vill	5	100				60	20		20		100				
Jone	06/05/96	Anlegg	5	80	20			80	20				100				
Samløp	06/05/96	Vill	5	100				60	20	20			100				
Samløp	06/05/96	Anlegg	5	100				100					100	20			Klorldcellehyperplas
Prestvika	06/05/96	Vill	4	100				75	25				100				
Prestvika	06/05/96	Anlegg	4	100				100					100				
Mo	08/05/96	El-fisk	7	100				100					28	72			Klorldcellehyperplas
Jone	08/05/96	El-fisk	4	100				75		25			100				
Klekkeri	08/05/96	Karhall	5	100				100					60	40			Klorldcellehyperplas
Mo	09/05/96	Anlegg	5	100				80	20				100				
Foss	09/05/96	Anlegg	5	100				100					100				
Jone	09/05/96	Anlegg	5	100				100					100				
Jone	09/05/96	Vill	3	100				100					33	67			Klorldcellehyperplas
Samløp	09/05/96	Anlegg	5	100				80	20				100				
Prestvika	09/05/96	Anlegg	5	100				100					100				
S.vannet	09/05/96	Anlegg	5	100				100					80	20			Klorldcellehyperplas
Klekkeri	13/05/96	Merka	5	100				80	20				60	40			Klorldcellehyperplas
Klekkeri	13/05/96	Umerka	5	100				80	20				40	60			Klorldcellehyperplas

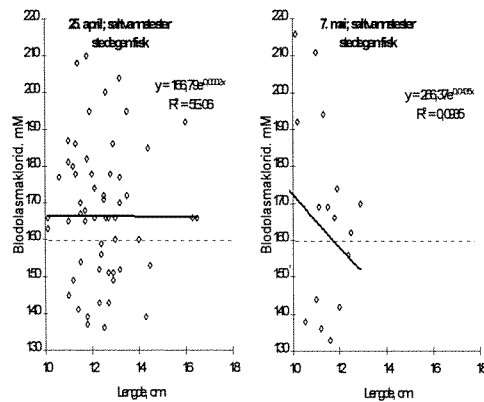
3.3.9 Saltreguleringsevne og fiskestørrelser

Temperaturen benyttet på saltvannstestene varierte mellom 6 og 8°C, men var i hvert enkelt tilfelle identisk med vanntemperaturen på stasjonen.. Det var ingen entydig sammenheng mellom fiskelengde og saltreguleringsevne i saltvannstestene hos anleggsprodusert fisk (figur 15). Sammenhengen mellom disse parametrene var dårligst 20. april, mens sammenhengen økte frem til 6. og 13. mai. Denne endringen over tid er forventet på bakgrunn av smoltifiseringsprosessen. Ved prøvetaking den 6. mai burde fiskegruppen være smoltifisert. 12-14 cm fisk hadde svært variabel kvalitet, der enkelte fisk saltregulerte normalt, mens andre individ ikke saltregulerte. Dette kan skyldes ulik smoltutvikling, men også den foregående eksponeringen på ulike stasjoner i elva. Fisk større enn 14 cm saltregulerte rimelig godt. Andelen fisk som ikke saltregulerte 13. mai var lav i forhold til andelen 6. mai. Dette kan skyldes økt smoltifisering av fiskegruppen som helhet, men også at i vannkvaliteten påvist den 6. mai hadde endret seg til det bedre. Man kan ikke uten videre skille mellom ulike smoltifiseringsgrad i fiskegruppene og effekter forårsaket av en foregående eksponering til suboptimal vannkvalitet som årsak til en gjennomsnittlig svak til dårlig saltregulering 6. mai. Det er imidlertid klart at en vannkvalitetsrelatert parameter som Al konsentrasjon i et gjelle homogenat antydte vannkvalitetsforbedring i elva i mai.

Saltreguleringsevne hos stedegen fisk mot fiskelengder er vist i figur 16. Det var ingen sammenheng mellom fiskestørrelse og saltreguleringsevne etter eksponeringsperioden 25. april. Fisk som kunne/kunne ikke saltregulerte fordelte seg tilfeldig på alle størrelsesgruppene. 7. mai avtok andelen fisk større enn 12 cm i prøvene, sannsynligvis på grunn av migrasjon ut av vassdraget. Det var fortsatt ingen sammenheng mellom fiskestørrelse og saltreguleringsevne. Dårlig evne til saltregulering i april kan oppfattes som mangelfull smoltifisering, men mangelfull smoltifisering 7. mai kan i større grad indikere mulig vannkjemisk årsak. I begge uttakene var det en relativt betydelig andel fisk i størrelsesområdet 11 til 13 cm som saltregulerte normalt. Forskjellen i saltreguleringsevne mellom fisk av lik størrelse forsterker antagelsen av at vannkjemiske forhold kan ha forårsaket svikt i saltreguleringsevnen. I forsøk utført i Imsa i 1993 og 1994 ble det registrert at laksesmolt vandret nedover elva og ble fanget i en fangstfelle 50 m før elvemunningen på tross av at de ikke var saltvannstolerante (Kroglund m.fl., 1994a, Kroglund m.fl., 1995). Dette kan innebære at smolt som var på vandring ut av vassdraget i mai ikke nødvendigvis var saltvannsdyktig. Våre resultat antyder også at ikke all smolt var like kraftig påvirket i en negativ retning.



Figur 15. Sammenhengen mellom blodplasmaklorid etter en 24 timers sjøvannstest og størrelse hos anleggfish ved prøvetakningstidspunktene 20. april, 6. mai og 13. mai. Stiplet linje trukket ved 160 mM er trukket for lettere å skille gode saltregulanter fra fisk med svak til dårlig saltreguleringsevne.



Figur 16. Sammenhengen mellom blodplasmaklorid etter 24 timers sjøvannstest og størrelse hos stedsgegn fisk ved prøvetakningstidspunktene 25. april og 7. mai. Stiplet linje trukket ved 160 mM er trukket for lettere å skille gode saltregulanter fra fisk med svak til dårlig saltreguleringssevne.

3.3.10 Vurdering av fysiologisk status

Fysiologisk status varierte, både innen en lokalitet, over tid og mellom stasjonene. Stedsgegn fisk hadde i hovedsak normal fysiologisk tilstand i ferskvann, men var ikke saltvannstolerante. Noe større variasjon i ferskvannsverdier ble påvist hos anleggsprodusert fisk, men denne var mer saltvannstolerante enn den stedsgegne fisken. Lengde (kroppsvolum) på fisken er en faktor som kan ha betydning både for sårbarhet, men også for sjøvannstoleranse (Parry, 1958; Hoar, 1988). Det er ingenting som tydet på at fiskestørrelse har hatt avgjørende betydning for resultatet innen de to fiskebestandene undersøkt, men størrelsesforskjellen mellom stedsgegn og anleggsprodusert fisk kan favorisere den større anleggsfisken i testene.

Forskjeller i fysiologisk tilstand hos laks mellom stasjonene i Suldalslågen må skyldes enten forskjeller i vannkvalitet eller i en annen egenskap tilknyttet eksponeringsburet og stasjonen. Stedsgegn fisk vil kunne påvirkes av fangstmetoden. Fangstmetoden og håndteringsstresset forbundet med fangst var sannsynligvis rimelig likt mellom stasjonene og mellom de ulike innsamlingene. Dette utelukkes derfor som en vesentlig faktor selv om håndteringsstress vil kunne influere på absoluttverdiene. Anleggsprodusert fisk ble transportert fra klekkeriet til eksponeringsstasjonen. Transporttiden var alltid under 60 minutter. Transport vil kunne påvirke fiskens fysiologiske status, men det var ingen systematikk i retning av at fisk ved Mo og Suldalsvatnet alltid var dårligst. På utsettingstidspunktet fra klekkeriet ble det dessuten gjennomført en transport test som ikke kunne påvise noen direkte negative effekter på fisken. Transport kan derfor ikke alene forklare variasjonen mellom stasjonene. Basert på våre observasjoner finner vi ingen faktor foruten vannkjemi som skiller fiskeresultatet på de ulike stasjonene.

Selv om sansynligheten er størst for at den fisken som ble fanget i elva på de ulike stasjonene hadde sin "vannkemiske forhistorie" fra dette området, så vet man aldri hvor homogent et slikt fiskemateriale er. Også på grunn av lokale variasjoner i vannkvalitet innen en elv og innen et lite avsnitt av en elv, vil man ikke kjenne hvilken vannkvalitet den stedsgegne fisken opplevde før fangst, i motsetning til for den anleggsproduserte fisken hvor all fisk opplevde i hovedsak samme vannkvalitet før eksponering (har kunnet være små variasjoner mellom ulike fiskekar i anlegget pga. fiskekarenes plassering, ulik oppholdstid på det behandlede driftsvannet fram til det enkelte kar, ulik tetthet i karene etc.). Likeledes kan det resoneres at anleggsprodusert fisk ikke vil være tilpasset forsøksvannkvaliteten på et gitt sted i vassdraget i samme grad som den stedsgegne fisken. I Kroglund m.fl., 1996 ble det vist at mens endringer påvist hos anleggsprodusert fisk bedre kunne skille mellom ulike stasjoner, kunne responsene hos stedsgegn fisk være mer økologisk relevant for vassdraget. Den stedsgegne fisken i dette forsøket var eksponert for vannkvaliteten i Suldalslågen fra rognstadiet. Den stedsgegne fisken har

derfor "tilpasset" seg vassdraget. Dersom fisk lever under ikke optimale vannkjemiske forhold, vil dette innenfor gitte grenser kunne kompenseres ved at en rekke fysiologiske mekanismer aktiveres, i hovedsak av hormonell art (se Rosseland og Staurnes 1994). Noen av disse vil kunne medføre et økt energiforbruk, noe som normalt vil kunne kompenseres ved økt matinntak. Problemene oppstår imidlertid i de perioder hvor energiinntaket er lavt eller begrenset, f.eks. i vinterhalvåret og utover våren ved lave temperaturer. For en laks under smoltifisering, vil dette bli en ekstrem kritisk periode, idet smoltifiseringen som prosess medfører økt følsomhet for bl.a. surt vann. Dette vil kunne innebære ytterligere store energimessige ressurser til kompensatoriske mekanismer. Dette er ikke undersøkt eller målt i dette prosjektet, men kan ha betydning for fortolkning av resultatet. For eksempel vil en smolt i vassdraget som har klart å kompensere en suboptimal vannkvalitet ved aktivering av en rekke kompensasjonsmekanismer, muligens være mer tolerant for en kortvarig episode med dårlig vannkvalitet, enn en anleggsprodusert smolt som fram til samme episode har levd i normal god vannkemi. Som "testorganisme" for god eller dårlig vannkvalitet vil anleggsmolten dermed være best (mest følsom), mens en elvetilpasset smolt vil være best for å tolke den økologiske relevansen til samme episode. Begge typer "testorganismer" vil derfor være egnede, idet en kortvarig episode vil kunne spores ved at anleggsmolten berøres alene, mens en mer alvorlig episode også vil kunne påvirke den stedegne molten.

Likeledes betyr ikke det at en smolt har tilsynelatende normal fysiologisk status i ferskvann at dette også innebærer at fiskens saltvannstoleranse er. Tildels dårlig saltvannstoleranse hos den stedegne fisken i Suldalslågen kan antyde at denne fiskebestanden faktisk er påvirket i ferskvann på en slik måte at den under overgang fra ferskvann til saltvann har økte osmoreguleringsproblemer. Et mål for dette er aktiviteten til gjellenzymet Na-K-ATPase, som vil øke i ferskvannsfasen frem mot optimalt smoltifiseringstidspunkt (det såkalte "smoltvinduet"). Langvarig eksponering til surt aluminiumsrikt vann er vist å redusere aktivitetsnivået så mye at fisken selv om den overlever 100% i ferskvann, dør ved overgang til sjøvann (Ref - Johnston 1984? - jeg bruker denne i forelesningene mine). Selv en mindre aktivitetsreduksjon som medfører at molten overlever, kan medføre sekundære reaksjoner som kan få store økologiske følger. Postsmolt som har problem med ionereguleringen må i større grad velge fjordlokaliteter med mindre saltholdighet, og dermed få endret adferdsmønster. De vil dermed lettere bli et offer for predatorer (sjøfugl/marin fisk etc, Handeland, 1996), og sjansen for at de blir angrepet av parasitter som lakselus vil økes. Et av de hormoner som aktiveres ved ionereguleringsproblemer er cortisol. Dette har en negativ følge, nemlig ved å redusere fiskens immunitet. Muligheten for økt påvirkning fra andre parasitter, bakterier og virus vil dermed kunne økes. Svikt i, eller en redusert evne til saltregulering ved utvandring til sjøen, kan derfor i tillegg til en umiddelbar økt dødelighet hos postsmolt, medføre at sansynligheten for marin overlevelse fram til gytefisk reduseres kraftig. Betydningen av dette for gytebestanden til Suldalslågen, kan imidlertid ikke utledes fra våre forsøk.

Det er vist i tidligere forsøk at avsetningshastigheten til aluminium på fiskegjeller er vesentlig for fiskens evne til å "takle" Al. Når avsetningshastigheten er større enn utskillelsen (ofte slimutskillelse) akkumuleres Al (Oughton m.fl., 1992). Dersom akkumuleringsraten er svært rask vil fisken kunne dø i løpet av kort tid, (Rosseland m.fl., 1992, Lydersen m.fl. 1994)). Dersom akkumuleringsraten er lavere kan fisken "avgifte" Al blant annet ved økt slimutskillelse (Berntssen m.fl., 1997. Påvisning av høyere Al nivå på gjellene enn aksepterte bakgrunnsverdier (her definert som ≤ 0.01 mg Al/g gjelle tørrvekt), indikerer dermed en ikke optimal vannkvalitet mht Al-eksponering. Resultatene fra analysene av total konsentrasjon av aluminium på gjellene viser at stedegen fisk i Suldalslågen 1996 gjennomgående hadde høyere verdier enn akseptert bakgrunnsverdi, og at de dessuten hadde høyere gjellekonsentrasjon enn anleggsmolt eksponert på samme lokalitet. Man kan på dette grunnlaget trekke den konklusjon at laksebestanden i Suldalslågen var påvirket av surt aluminiumsrikt vann våren 1996.

Antar man at akkumulering og avgivning av Al på fiskegjellen er en dynamisk prosess, vil man bare innenfor et kort tidsrom kunne si noe om fiskens "Al-kjemiske" forhistorie. Uten at det foreløpig er vist i forsøk, må man anta at individuelle fisk vil kunne ha ulik egenskap mht. til

akkumulering/avgivning av Al på gjellen. I en elv med episoder med surt vann, vil en derfor på et gitt tidspunkt kunne forvente at en analysing av en gruppe "stedegen" fisk har en viss variasjon i Al-konsentrasjon på gjellen. I tillegg vil fiskegruppen kunne bestå av individer som i perioden før fangst oppholdt seg i ulike elveavsnitt med ulik vannkvalitet. Homogene verdier innen en prøvedato og stasjon antyder dermed at forhistorien til fisken er relativ lik, og at vannkvaliteten før prøvetakingstidspunktet har vært relativt stabilt i en periode.

Endringen i mengde Al på gjellene hos fisk på samme stasjon over tid, må tilskrives variasjoner i vannkvalitet. Det er tidligere vist at fisk eksponert for stabil vannkvalitet raskt (innen få dager) kan kvitte seg med Al akkumulert på gjellene (Lacroix m.fl., 1993), og at denne prosessen i deres forsøk var raskere enn akkumulering. I forsøk med ustabil Al-kjemi var avsetningen målt kvalitativt i Audna svært rask som følge av polymerisasjon (Rosseland m.fl., 1992). I forsøk med ustabil Al-kjemi utført høsten 1996 i Suldal ble det også påvist en rask akkumuleringsrate, hvor konsentrasjonen målt på gjeller stabiliserte seg mot vannkvaliteten i løpet av ca 24 timer (Kroglund m.fl., 1997b). Akkumuleringsraten var høyest nærmest blandingspunktet for vannkvalitetene. Dette innebærer i praksis at det "yngste" vannet var mest reaktivt overfor fiskegjeller. Histologisk lokalisering av Al på gjeller utført i 1995 viste at stedegen fisk hadde mer intracellulært Al enn anleggsproduisert fisk fra Ims (Kroglund m.fl., 1996). Det er mulig at intracellulært Al ikke innstiller seg til ny vannkjemisk tilstand like raskt som ekstracellulært Al. I så fall vil intracellulær Al være en egnet overvåkingsparameter mht. karakterisering av fiskens "kjemiske forhistorie". Dersom dette er riktig kan dette forklare hvorfor anleggsmolten tilsynelatende kunne ha større endringer i gjelle-Al over en periode enn stedegen fisk. Lokaliseringen av Al på gjellens overflate versus intracellulært, er ikke vurdert i en økotoksikologisk sammenheng, bl.a. mht om forskjeller i lokalisering av Al har innvirkning på ulike fysiologiske prosesser, deriblant saltvannstoleransen. Vi har idag ikke kunnskap til å kunne si noe om dette..

I forsøk med utvandringshastigheter utført ved Ims, Rogaland, i 1993 og 1994 ble det påvist en kortvarig endring i vandringshastighet når laksesmolt ble eksponert i surt vann i ca. 10 timer for deretter å bli sluppet i en elv med god vannkvalitet (Kroglund m.fl., 1994a, Kroglund m.fl., 1995). Selv om vandringshastigheten til "fysiologisk påvirket" fisk varierte mellom de to forsøksårene var den "påvirkede" fisken ikke sjøvannstolerant i forhold til ubehandlet referansefisk før etter 3 til 5 døgn tilbakeføring til god vannkvalitet. Både varighet av utvandringstiden til Carlin-merket fisk satt ut i Prestvika og fravær av en "topp" i antall utvandrede fisk pr. dag var overraskende, og ikke i samsvar med erfaringer ved fiskeutsetninger i andre vassdrag. Suldalslågen hadde varierende vannkvalitet i løpet av forsøksperioden (jmf. figur 9 og 10) slik at vannkvalitet kan ha påvirket utvandringstiden. Likeledes er det av interesse å påpeke at stedegen smolt tilsynelatende ble fanget i fangstfella på tross av at en større andel av smolt fanget på de ulike stasjonene i vassdraget ikke var sjøvannstolerant. Stasjonen Mo skulle representere samme fiskepopulasjon som den som ble fanget i fella best. Heller ikke fisk fanget ved Mo var overbevisende sjøvannstolerant. Dersom denne observasjon er riktig indikerer dette at smolten i Suldalslågen kan utvandre om de ikke er saltvannsdryktige. Dersom argumentasjonen overfor holder (mht til økt sansynlighet for dødelighet av ikke sjøvannstolerant smolt etter utvandring),tte kan dette være en medvirkende årsak til at det i noen år tilsynelatende har vært et misforhold mellom utvandringmengden av smolt versus tilbakevandring av gytefisk til Suldalslågen.

4. KONKLUSJON

Kunnskap om den moderate forsureningens virkning på fisk er i hovedsak basert på eksponeringsforsøk i kar eller ved bruk av populasjonsstudier. Eksponeringsforsøk har den svakhet at fisken er unndratt fri atferd, men har den fordel at sammenhenger mellom effekt og vannkvalitet kan avsløres. Bestandsstuder har den fordel at de er direkte relatert til vassdraget, men har den svakhet at variasjon i vannkvalitet og endringer i tilstand over tid vanskelig kan dokumenteres tilfredsstillende. Villfisk i vassdraget kan akklimeres til vannkvaliteten og derved ha "normal" fysiologisk status. Det er ikke kjent om laksesmolt derved også har normal marin overlevelse.

Denne rapporten omhandler resultat fra eksponering av stedegen og anleggsprodusert laksesmolt på forskjellige stasjoner i Suldalslågen i 1996. I tillegg hadde man som ambisjon å følge marin overlevelse til tre Carlinmerka fiskegrupper. Fysiologisk tilstand til denne fisken ble dokumentert samtidig som det pågikk karforsøk og undersøkelser av stedegen villfisk. Data fra dette prosjektet vil først foreligge i 1998.

De kjemiske undersøkelsene beskrevet i denne rapporten var ikke optimal mht å kunne relatere en veldefinert kjemisk eksponering til en gitt fysiologisk/histologisk status til fisken. Ved prøvetaking av Al i Suldalslågen ble vannet fraksjonert med hensyn på ulike tilstandsformene til Al kort tid etter innsamling, men ikke tilstrekkelig kort til at vi nødvendigvis har fanget opp de initielle endringene. Ali målt på de ulike elvestasjonene varierte mellom 4 og 18 $\mu\text{g Al/L}$. 4-18 $\mu\text{g Ali/L}$ som vi analyserte som reaktiv Al konsentrasjon er et minimumsestimat på "sann" konsentrasjon i vassdraget og i samme størrelsesorden som de kontrollerte fiskeforsøkene ble utført under. Forsøk utført i renner i Suldalslågen våren og høsten 1996 påvist Al-relaterte effekter hos forsøksfisk eksponert til tot-Ali-konsentrasjoner ned mot 10 $\mu\text{g Al/L}$ dersom fisken ble eksponert i minst 24 timer (Kroglund m.fl., 1998a,b). Resultater fra de kontrollerte forsøkene antydte også at det kunne påvises Al-relaterte effekter ved Al-konsentrasjoner ned mot deteksjonsgrensen for analysemetoden. Mens man i kontrollerte forsøk kan være rimelig sikker med hensyn til hvilke Al-konsentrasjoner som foreligger i de ulike vannkvalitetene selv om analyseusikkerheten er stor (evaluering basert på repeterte analyser og paralleller, kjente tilsetninger mm), avtar sikkerheten rundt enkeltmålinger når prøvene har en ukjent forhistorie som i en elv. I en elv vil både tilførsler, fortynning, turbulens og diffuse tilførsler bidra til økt usikkerhet for enkeltverdier. Dette gjør at man ikke kan konkludere med entydige vannkvalitetsevalueringer for Suldalslågen våren 1996 basert på målt vannkjemi utover det å konstatere at de aller fleste målinger antydte lave konsentrasjoner av uorganisk Al (<15 $\mu\text{g Ali/L}$).

Foruten skadeindikatorer som akkumulert gjelle-Al ble det påvist svikt i saltreguleringsevnen hos enkelte stedegne fisker. Variasjonen innen en gruppe kunne imidlertid være stor. Det er rimelig grunn til å anta at ikke all stedegen fisk fanget på samme stasjon nødvendigvis var eksponert for identisk vannkvalitet før fangst. Denne variasjonen i lokal vannkvalitet kan forklare noe av spredningen i materialet. Skadeomfanget påvist på stedegen og/eller anleggsprodusert smolt kan ikke tilskrives håndtering alene ettersom variasjonen i skade verken samsvarte med fangststed, transportavstand eller transporttid.

Høyest konsentrasjon av gjelle-Al ble ved gjentatte målinger påvist på stasjonen Foss. Denne stasjonen lå oppstrøms Fossåna, slik at vannkvaliteten i Fossåna ikke kunne være årsak til de høye Al-konsentrasjonene målt på denne stasjonen. Avstanden fra Foss til nærmeste sidevassdrag oppstrøms er på ca. 1.5 km. Dersom denne bekken var kilden til Al indikerer dette langvarig tilstedeværelse av positivt ladde og reaktive tilstandsformer av Al. Dette virker ikke usansynlig med tanke på de lave temperaturer som forekom i vassdraget under forsøkene. Stasjonen Foss hadde ikke målbart forskjellig Ali-konsentrasjon i vannet fra de andre stasjonene som ble prøvetatt. Dette indikerer at målt konsentrasjon av gjelle-Al kan være en mer følsom indikator på vannkvalitet enn vannkjemiske analyser slik de ble foretatt i 1996, og at evaluering kun foretatt på et slikt vannkjemisk

grunnlag ikke trenger være tilstrekkelig for å identifisere sårbare eller moderat forsura vassdrag. Variasjon i gjelle- Al mellom stasjonene og over tid illustrerer sannsynligvis variasjon i vannkvalitet over tid. Dersom denne antagelsen er riktig vil vannkvalitetsevalueringer utført på bakgrunn av kun én prøvetaking ha en svært begrenset verdi.

På denne bakgrunn er det derfor konkludert med at til tross for at vannkjemien som ble målt i Suldalslågen våren 1996 tilsa at vassdraget tilsynelatende ikke var surt ($pH > 6$, lav Al), oppsto det forsuringsrelaterte tilstandsendringer på fisken. Al -konsentrasjonen var i gjennomsnitt på ca. $10 \mu g Al/L$, med variasjonsbredde fra 4 til $18 \mu g Al/L$. Imidlertid er vannkvaliteten i flere av sidevassdragene mer forsuret enn hovedvassdraget, med betydelig høyere Al -konsentrasjoner. Denne forskjellen i vannkvalitet medfører tilstedeværelse av ustabil aluminiumskjemi nedstrøms sidevassdragene. I år med normal snøsmelting og periodiske forsureningsepisoder vil vannkvaliteten med rimelig sannsynlighet være mer giftig enn våren 1996 og kan ha påført den stedegne fiskebestanden større skader enn påvist dette året. Den økologiske betydningen av de fysiologiske og histologiske endringene påvist på stedegen fisk i denne undersøkelsen er ikke fastlagt, men det er heller ikke grunnlag for å anta at effektene ikke har betydning.

På tross av usikkerheten, kan man derfor ikke utelukke at de målte Al -konsentrasjonene og påviste forandringene på fisk, kan antyde subletale skader hos den stedegne fiskebestanden. på grunn av ugunstig vannkjemi i Suldalslågen.

Utsettingsforsøkene har ikke gitt gjenfangster ennå, men indikasjonene på sein utvandring målt i dette forsøket er en observasjon som kan ha økologisk betydning. Laksesmolt som vandrer ut av vassdraget utenfor perioden av "sitt smoltvindu" har redusert overlevelse i sjøvannsfasen relativt til smolt som vandret ut til rett tidspunkt (Hansen og Jonsson, 1989). Likeledes er det vist at smolt som ikke er fysiologisk tilpasset saltvann har redusert overlevelse i forhold til smolt av god kvalitet selv om den vandret ut til rett tidspunkt (Staurnes m.fl., 1993b; Finstad og Heggberget, 1996). Dersom utvandringstiden verken er tilpasset de økologiske eller de fysiologiske krav som stilles til smolt er det rimelig å forvente et større smolttap enn naturlig. Avhengig av tilfeldig variasjon blant annet i predatoritet og parasitteringspotensiale (eks. lakselus) i fjordsystemet kan overlevelsen til postsmolt påvirkes i større eller mindre grad i uønsket retning. Disse hypotesene gjenstår å teste.

5. REFERANSER

- Abrahamsen, H. og O.K. Skogheim. 1981. Virkning av Ulla/Førrereguleringen på vannkvaliteten i Suldalslågen - en foreløpig prognose. Rapport fra Fiskeforskningen No7; 47 s.
- Abry, T. og O.K. Skogheim. 1983. Virkning av Ulla-Førrereguleringen på vannkvaliteten i Suldalslågen. Rapport fra fiskeforskningen, No3; 36 s.
- Barnes, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem. Geol.* 15: 177-191.
- Barron, M. G., 1986. Endocrine control of smoltification in anadromous salmonides. *J. Endocr.* 108: 313-319.
- Berntssen, M., F. Kroglund, B.O. Rosseland og S.E. Wendelaar Bonga. 1997. Responses of skin mucous cells to aluminium exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1039-1045.
- Blackburn, J. og W.C. Clarke. 1987. Revised procedure for the 24 hour seawater challenge test to measure seawater adaptability of juvenile salmonids. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 1987 no 1515, 39 pp.
- Blakar, I.A. 1995. Vannkvalitet i Ulla-Førre og Suldalsområdet i perioden 1990-1993. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, rapport no. 21; 49s + vedlegg.
- Denton, J., A.J. Freemont og J. Ball. 1984. Detection and distribution of aluminium in bone. *Journal of Clinical Pathology*, 37: 136-142.
- Driscoll, C.T.J., J.P. Baker, J.J.J. Bisogni, og C.L. Schofield. 1980. Effect of Aluminum Speciation on Fish in Dilute Acidified Waters. *Nature*, Vol 284, No 5752: 161-164.
- Duston, J. og 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.
- Evans, D. H., 1979. Fish. In: Maloiy, G. M. O. (ed). *Osmotic and ionic regulation in animals*, vol 1. Academic Press, New York: 304-390.
- Evans, D. H., 1984. The roles of gill permeability and transport mechanisms in euryhalinity. In: Hoar, W. S. og Randall, D. J. (eds). *Fish Physiology*. Vol XB. Academic Press, New York: 239-283.
- Ferguson, H.W., D. Morrison, V.E. Ostland, J. Lumsden, and P. Byrne. 1992. Responses of mucus producing cells in gill disease of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Comp. Path.* 106: 255-265.
- Finstad, B. og Heggberget, T.G. 1996. Seawater tolerance, migration, growth and recapture rates of wild and hatchery-reared Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.). *J. Freshw. Res.* 71: 229-236.
- Fiske, C.H. og Subbarow, Y. 1925. The colorimetric determination of phosphorus. *J. Biol. Chem.* 66: 375-600.
- Folmar, L. C. og Dichoff, W. W., 1980. The parr-smolt transformation (smoltification) and seawater adaptation in Salmonids. A review of selected literature. *Aquaculture* 21: 1-37.
- Foskett, J. K., Bern, H. A., Machen, T. E. og Conner, M., 1983. Chloride cells and the hormonal control of teleost fish osmoregulation. *J. Exp. Biol.* 106: 255-281.
- Goss G, Perry S, Laurent P: 1995. Ultrastructural and morphometric studies on ion and acid-base transport processes in freshwater fish. In: Wood CM, Shuttleworth TJ (ed.): *Cellular and Molecular Approaches to Fish Ionic Regulation*. Academic Press Inc, 525 B Street/Suite 1900/San Diego/CA 92101-4495, p. 257-284.
- Gunnerød, T.B. 1984. Fisk og vassdragsreguleringer. *Kraft og Miljø* Nr7; 95s.
- Handeland, S.O, T.Jaervi, A.Fernoe, og S.O.Stefansson. 1996. Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can J Fish Aquat Sci*, 53: 2673-2680.
- Hansen, L.P. og B. Jonsson. 1989. Salmon ranching experiments in the river Imsa: effects of timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts migration on survival to adults. *Aquaculture* 82: 367-373.
- Heggberget, T.G., I.A. Blakar, J.Nordland, S.J. Saltveit og B.O. Johnsen. 1994. Ulla-Førrereguleringen. Rapport fra rådgivende arbeidsgruppe for vurdering av undersøkelser og tiltak. *NINA-utredning* 64: 51 s.

- Henriksen, A., O.K. Skogheim og B.O. Rosseland. 1984. Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian salmon river. *Vatten* 40: 225-260.
- Hesthagen, T. 1986. Fish kills of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in an acidified river of southwest Norway. *Water, Air, Soil Pollut.* 30: 619-628.
- Hoar, W. S., 1988. The physiology of smolting salmonids. In: Hoar, W. S. og Randall, D. J. (eds). *Fish physiology*. Vol XIB. Academic Press, New York: 275-343.
- Iger, Y., Abraham, M., Dotan, A., Fattal, B., og Rahamin, E. 1988. Cellular responses in the skin of carp maintained in organically fertilized water. *J. Fish. Biol.* 33: 711-720.
- Johnston, C. E. og Eales, J. G., 1970. Influence of body size on silvering of Atlantic salmon (*Salmo salar*) during parr-smolt transformation. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 24: 955-964.
- Jones, R. and L. Reid. 1978. Secretory cells and their glycoproteins in health and disease. *British Medical Bulletin*, 34:9-16.
- Kroglund, F. 1986. Kalkingsanlegget i Suldalslågen. *NVE-tidsskrift, Fossekallen*; 3 s.
- Kroglund, F, Berntssen, M., Åtland, Å. og Rosseland, B. O., 1993a. Er laksen truet ved selv svært moderate forsurening? Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993. NIVA-rapport 2947, 27 s.
- Kroglund, F., E. Lydersen og B.O. Rosseland. 1993b. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann -områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. TVLF og Naturens Tålegrense-seminar. Stjørdal. februar 1993: 45-47.
- Kroglund, F., L.P. Hansen, B.O.Rosseland, M. Staurnes, M. Berntssen, Å. Åtland, B. Barlaup og E. Lydersen. 1994a. Vannkvalitetskriterier og laksefisk: en oppsummering av ulike prosjekt gjennomført i 1993. DN-utredning 1994-14: 123-164.
- Kroglund, F., T. Hesthagen. A. Hindar. G.G. Raddum., M Staurnes, D. Gausen. og S. Sandøy. 1994b. Sur nedbør i Norge - status - utviklingstendenser og tiltak. DN-utredning 1994-10: 97 sider.
- Kroglund F, B. Finstad, M.Staurnes, B.O.Rosseland, H.Hektoen, T.van Berkum og M. Iversen. 1995. Vannkvalitetskrav til laksesmolt: undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag. DN-notat ikke trykt.
- Kroglund, F. L.P. Hansen, M.Staurnes, B.O.Rosseland, M.Berntssen, T.van Berkum, H.Hektoen og R. Andersen. 1995. Utvandring og fysiologisk status til laksesmolt etter kortvarig eksponering til moderat surt vann. DN-notat ikke trykt.
- Kroglund F, B. Finstad, A. Kvellestad, B.M. Larsen og B.O. Rosseland. 1996. Fastsettelse av forureningsnivå i ulike Vestlandsvassdrag basert på økofysiologiske og økotoksikologiske metoder. DN-notat ikke trykt.
- Kroglund, F. og M. Staurnes. 1997. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed rivers. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* Accepted.
- Kroglund, F., H.C. Teien, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu og A. Kvellestad. 1998a. Varighet av blandsoner og betydning av ulike aluminiumskonsentrasjoner og kalking for giftighet for lakseparr. NIVA-rapport 3815-98, 61s.
- Kroglund, F., H.C.Teien, J. Håvardstun, A.Kvellestad, B.Salbu, B.O.Rosseland og B.Finstad. 1998b. Betydningen av lave aluminiumskonsentrasjoner for laksesmolt. DN-rapport. Under utarbeidelse.
- Kroglund, F., A.Hindar og Ø. Kaste. 1998c. Er vannkvaliteten i Vosso-vassdraget en av årsakene til reduksjon i laksebestanden? NIVA-rapport 3823-98, 71s.
- Lacroix, G.L., R.H. Peterson, C.S. Belfry og D.J. Martin Robichaud. 1993. Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquat.Toxicol.*vol. 27, 3-4.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.J. og Randall, R.J. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193: 265-275.
- Lydersen, E., A.B.S. Poléo, N. Pettersen, M. Riise, B. Salbu, F. Kroglund og B.O. Rosseland. 1994. The importance of "in situ" measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *J. Ecol. Chem.*3, 357-365.
- McCormick, S. D. og Saunders, R. L., 1987. Preparatory Physiological Adaptions for Marine Life of Salmonides: Osmoregulation, Growth, and Metabolism. *Am. Fish. Soc. Symp.* 1: 211-229.

- Neville, C. M., 1985. Physiological response of Juvenile Rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminium - prediction of field responses from laboratory data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 42: 2004-2019.
- Oughton, D. H., Salbu, B., Bjørnstad, H. E. & Day, J. P. 1992. Use of Aluminium-26 Tracer to Study the Deposition of Aluminium Species on Fish Gills Following Mixing of Limed and Acidic Waters. *Analyst* 117: 619-621.
- Payan, P. og Girard, J. P., 1984. Branchial ion movements in teleost: The role of respiratory and chloride cells In: Hoar, W. S. og Randall, D. J. (eds). *Fish physiology*. Vol XB. Academic Press, New York: 39-63.
- Pethon, P. og Lillehammer, L. 1995. Smoltutvandring og smoltproduksjon hos laks i Førlandskanalen og Suldalsvassdraget; preliminnære resultater. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, Rapport 12: 1-26.
- Pickering, A.D., Potter, T.G. og Christie, O. 1982. Recovery of the brown trout (*Salmo trutta*) from acute handling stress: a time-course study. *J. Fish. Biol.* 20: 229-244.
- Póleo, A.B.S., E. Lydersen, B.O. Rosseland, F. Kroglund, B. Salbu, R. Vogt og A. Kvellestad. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air. and Soil Pollut.* 75: 339 - 351.
- Randall, C.F., N.R.Bromage, J.E.Thorpe og M.S.Miles. 1994. Photoperiod, melatonin and the timing of smoltification in salmonid fish. *Salmonid Smoltification*, vol 121; 295.
- Redding, J. M., Schreck, C. B., Birks, E. K. og Ewing, R. D., 1984. Cortisol and its effect on plasma thyroid hormone and electrolyte concentrations in freshwater and during seawater acclimation in yearling coho salmon *Oncorhynchus kisutch*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 67: 194-201.
- Rosseland, B.O. og O.K. Skogheim. 1982. Physiological stress and mortality of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in acid water with high levels of aluminium. *Intr. Council for Exploration of the Sea. C.M. 1982/M:29.* 15 sider.
- Rosseland, B.O., I. Blakar. A. Bulger. F. Kroglund. A. Kvellestad. E. Lydersen. D.H. Oughton. B. Salbu. M. Staurnes. og R. Vogt. 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. og Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W og Wright, R.F. (eds). *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*. John Wiley og Sons Ltd: 228-246.
- Rosseland, B.O., C.M.G. van den Berg, S.W. Bonga, H. Witters, B.Salbu, P.Day, T. Hansen og K.Heydorn. 1997. Toxicity and metal speciation dynamics in estuarine mixing zones. Prosjektsøknad til EU's 4. Rammeprogram. 40s.
- Saltveit, S.J., 1994. Tetthet, bestandsutvikling, kondisjon og overlevelse hos utsatt laks i Suldalslågen. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen, Rapport 18: 1-29.
- Saltveit, S.J., 1996. Effekt ved utsetting av laks. Fiskesymposiet 1996 - Foredragssamling. I: Erlandsen, A. (red.). Energiforsyningens Fellesorganisasjon, publikasjon nr. 128: 47-75.
- Sivertsen, A., O.K. Skogheim og E. Snekvik. 1980. Datarapport: Kjemiske analyseresultater fra Suldalslågen Ulla/Førrereguleringen (1978/1979). rapport fra fiskeforskningen, no 4; 32 s.
- Skogheim, O.K., B.O. Rosseland og I.H. Sevaldrud. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon in River Ognå. SW Norway. caused by acidified aluminium-rich water. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61: 195-202.
- Skogheim, O.K. og B.O. Rosseland. 1986. Mortality of smolts of Atlantic salmon. *Salmo salar* L., at low levels of aluminium in acidic soft- water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 258-265.
- Specker, J. L., 1982. Interrenal function and smoltification. *Aquaculture* 28: 59-66.
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1993a. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci:* 1816-1827.

- Staurnes, M., G. Lysfjord, L.P. Hansen og T.G.Heggberget. 1993b. Recapture rates of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to smolt development and time of release. *Aquaculture*, 118: 327-337.
- Staurnes, M., F. Kroglund og B.O. Rosseland. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water Air and Soil pollut.* Vol 85/2: 347-352.
- Staurnes, M., L.P. Hansen, K.Fugelli, og Ø.Haraldstad. 1996. Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can J Fish Aquat Sci*, vol 53, no 08
- Verbost, P.M., M.H.G. Berntssen, F. Kroglund, E. Lydersen, H.E. Witters, B.O.Rosseland, B.Salbu og S.E.Wendelaar Bonga. 1995. the toxic mixing zone of neutral and acidic river water: acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Water, Air and Soil Pollution* 85: 341-346.
- Zaugg, W.S., 1982. A simplified preparation for adenosine triphosphatase determination in gill tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 215-217.

Vedlegg A.

Fiskefysiologi og histologi

Endringer i vannmiljøet vil kunne påvirke kroppsfunksjonene (fysiologiske forandringer) og celle og vevsstrukturer (histologiske forandringer) til fisk. Endringene kan være fra sparsomme (uten betydning for fisken) til å medføre dødelighet. Enkelte endringer er normale og kan blant annet skyldes at fisken smoltifiserer, mens andre endringer kan være forårsaket av endringer i vannkvalitet. Forsuring og mobilisering av aluminium er et eksempel på vannkvalitetsendring. Kortisol er et eksempel på et hormon som øker naturlig under smoltifiseringen men som også kan øke som funksjon av stress. Vevsskader kan påvises både etter håndtering av fisk, men også etter eksponering for skadelig vann. Det finnes ingen surt-vanns/Al spesifikk parameter som kan måles på fisk, muligens med unntak av aluminiumsakkumulering i og på gjellene. Aluminium (Al) på gjeller i sparsomme mengder trenger ikke medføre svekket fysiologi og er således ikke en sikker indikator på skadelig vannkvalitet.

Nedenfor er det beskrevet noe av de viktigste variablene vi har målt. Vi har forsøkt å beskrive funksjon til parameteren, samt hvordan denne kan komme i ubalanse.

Fysiologiske endringer

Blodsalter: De fleste fisk opprettholder sin plasmaosmolalitet (i hovedsak konsentrasjonen av salter i blodvesken) innen en snever grense (290-340 mOsmol/l), uavhengig av saliniteten i det ytre miljø (McCormick og Saunders, 1987). I ferskvann er laksefisken hyperosmotisk (det er mer salt i fisken enn i ferskvannet omkring, det vil si at fisken har høyere osmotisk trykk enn ferskvann) slik at vann diffunderer inn og ioner ut (Evans, 1979). Ionetapet kompenseres ved aktivt opptak av monvalente ioner (Na^+ og Cl^-) over gjellene (Evans, 1984). Den glomerulære filtrasjonsrate og nyrenes reabsorpsjon er høy slik at vannoverskuddet i dyrene skilles ut via en hypoton (fortynnet) urin (Foskett m.fl., 1983). I sjøvann er laksefisken hypoosmotisk (det er mer salt i sjøvann enn i fisken, det vil si at fisken har lavere osmotisk trykk enn saltvann), og er i en konstant fare for dehydrering gjennom tap av vann og kroppsvæske og økt ioneinnstrømming (Evans, 1979). Vanntapet til omgivelsene erstattes ved at fisken drikker sjøvann samtidig som den glomerulære filtrasjonsraten er lav (McCormick og Saunders, 1987). Overskuddet av monovalente ioner skilles ut via gjellene (Payan og Girard, 1984) og et overskudd av divalente ioner via nyrene (Evans, 1979).

Blodplasmaklorid-konsentrasjonen hos presmolt og smolt ligger normalt omkring 130-135 mM. Dersom fisk skades, f.eks. som følge av giftige vannkvalitet vil fisk både kunne tape salter fra blodet (gjennom gjeller), og ha redusert evne til å erstatte de tapte saltene (aktivt opptak gjennom gjellene). Skader på fisken resulterer i at saltkonsentrasjonen i blodet avtar. Verdier under 90 mM vil være kritiske, og det vil kunne forekomme dødelighet i ferskvann (FV). I sjøvannstester skal smolten kunne opprettholde normal blodplasmaklorid-konsentrasjon (140-150 mM) på tross av at saltkonsentrasjonen i sjøvann (SV) er svært høy i forhold til i ferskvann (henholdsvis ca. 0.01 g salt/L i ferskvann og >30 g salt/L i sjøvann). Skadet fisk vil bl.a. ikke bli kvitt overskuddssalt. Dette registreres som forhøyde blodplasmaklorid-verdier. Verdier høyere enn 160 mM indikerer skade, og verdier høyere enn 170-180 mM vil kunne være kritisk med hensyn til overlevelse etter utvandring til sjøvann (Staurnes m.fl., 1993b). Nivåene angitt er subjektivt angitt, og vil variere som følge av forsøksbetingelsene.

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

Enzymer: I ferskvann skjer ioneutveksling/saltregulering via kloridceller og via respiratoriske celler i sekundærlamellene (Goss m.fl., 1995). Enzymene Na-K-ATPase og karbonsyre anhydrase spiller en viktig rolle i saltreguleringen. I sjøvannstilpasset fisk øker antall kloridceller i størrelse og antall ved basis av sekundærlamellene. Det er hovedsakelig i disse cellene ionereguleringen i sjøvann skjer. Kloridcellene inneholder transportenzymet $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ som øker kraftig under smoltifiseringen. Miljøgifter som hemmer enzymet eller skader kloridcellene vil derfor være skadelig for fisken. Al har vist seg å føre til redusert enzymaktivitet noe som er kritisk for en smolts evne til å overleve i en saltvannstest (Staurnes m.fl., 1993ab).

Hormoner: Mange hormonelle (endokrine) forandringer er blitt observert under smoltifiseringen hos laksefisk (Barron, 1986). Det finnes spesialisert vev som skiller ut spesielle forbindelser i blodbanen for å påvirke/indusere reaksjoner i ulike organ eller celler. Vev som skiller ut slike forbindelser blir kalt endokrine kjertler og stoffene som skilles ut blir kalt hormoner. Kortisol er et slikt hormon. Kortisol er generelt sett blitt ansett som et sjøvannstilpassende hormon hos fisk. Det ser ut til å forbedre den hypoosmoregulatoriske evnen hos beinfisk ved å stimulere til en rekke forandringer, inkludert økt utskillelse av Cl^- og Na^+ , forandringer i vannpermeabiliteten i de osmoregulatoriske membraner, økt $\text{Na}^+\text{-K}^+\text{-ATPase}$ aktivitet i gjellene og regulering av vann og ionebevegelse over tarm og urinblære (Folmar og Dickhoff, 1980; Redding m.fl., 1984). Tolkning av endringer i plasmakortisol nivået kompliseres på grunn av stressresponsen ved fangst og behandling av fisk umiddelbart vil øke nivået (Specker, 1982).

Histologi

Gjellevev er organet for oksygenopptak (respirasjon), og er samtidig det organet som er mest følsomt for endringer i vannkvalitet (Rosseland og Staurnes, 1994). Skader på gjellene kan medføre svikt i oksygenopptaket og svikt i ionereguleringsmekanismene. Det foreligger ikke detaljerte beskrivelser av forholdet mellom gjelle-vevsskader og fysiologiske/økologiske responser. Gjelleskader påvises med histologiske snitt, hvor forandringer på gjellevevet beskrives. Likeledes kan gjellene farges for Al. Al på gjellene indikerer mulighet for skade.

Overvåkning av utviklingen i forsurede vassdrag i Norge er blant annet utført ved å undersøke forekomsten av fisk (Jensen og Snekvik, 1972; Wright m.fl., 1976; Sevaldrud m.fl., 1980; Brown, 1981; Rosseland m.fl., 1986b; Rosseland & Henriksen, 1990; Hesthagen m.fl., 1993; Dalziel m.fl., 1995; Hesthagen m.fl., 1995a; 1995b; Larsen & Hesthagen, 1995; Sandøy og Romundstad, 1995; Staurnes m.fl., 1995; Lien m.fl., 1996; Direktoratet for naturforvaltning, 1994; 1995a; 1995b; 1997). Undersøkelse av fiskegjeller fra enkelte fiskebestander er benyttet i overvåkingsprogrammer da gjellene er målorganet ved forgiftning. Forgiftning kan skyldes aluminium i surt vann (Cronan og Schofield, 1979; Muniz og Leivestad, 1980a; 1980b; Schofield og Trojnar, 1980; Staurnes m.fl., 1984; Rosseland m.fl., 1992; Rosseland og Staurnes, 1994).

Gjelleanatomy: Hver gjellebue har flere filament (primærblad) som hver har to rader med lamellar (sekundærblad). Overflata til filamentet og lamellene er kledd med et sammenhengende lag av epitelceller (dekkceller). Epiteloverflaten er det samme som gjelleoverflaten, som igjen er kontaktflaten mot vannet. Epitelceller kan inndeles i slimceller, kloridceller og store flate celler (respiratoriske epitelceller).

En vevsforandring (patologisk endring) innebærer at celle- og vevsstruktur er forskjellig fra det som regnes som normalanatomy. Forandringene vil normalt skyldes en reaksjon på ytre påvirkninger, for eksempel parasitter, men kan også skyldes tilstedeværelse av giftige metaller. Endringene kan studeres makroskopisk eller ved ulike typer mikroskopi. Mest vanlig er lysmikroskopiske undersøkelser av tynne vevssnitt (histologiske undersøkelser). Histologiske forandringer vil som regel bety patologiske forandringer som innebærer at det er strukturelle forandringer. Forandringene er et uttrykk for at det

foreligger en "skade" på organet. Når fisk eksponeres for aluminium i surt vatn, oppstår strukturelle forandringer i gjellene. I de følgende avsnittene beskrives disse.

En del av patogenesen er at aluminium fester seg til gjelleoverflata. Denne endringen kan påvises ved ulike typer mikroskopi (Youson og Neville, 1987; Rosseland m.fl., 1992; Lacroix m.fl., 1993; Norrgren og Degerman, 1993; Kvellestad, unpubl.res.). Dersom akkumuleringen av Al er rask nok, eller sagt på en annen måte: vannkvaliteten er dårlig nok, vil det oppstå vevsskadar av et omfang som gjør at fisken dør innen få døgn, og i enkelte tilfeller, innen få timer (Rosseland m.fl., 1992).

I mindre giftige vannkvaliteter vil endringene utvikles saktere og fisken overlever eller overlever lengre. Aluminium som er akkumulert på overflata av gjellene transporteres inn i cellene i epitelet. Tilstedeværelse av Al i gjellevevet kan påvises ved mikroskopi (Karlsson-Norrgren m.fl., 1986a; Youson og Neville, 1987; Evans m.fl., 1988; Galle m.fl., 1990a; 1990b; Eeckhaoudt m.fl., 1993; Lacroix m.fl., 1993; Norrgren og Degerman, 1993; Kvellestad, unpubl.res.). I kontrollerte forsøk er det registrert økning i intracellulært Al etter minst 1 uke eksponering i suboptimal vannkvalitet (Kroglund m.fl., 1997). Tilsvarende resultat er også registrert i andre undersøkelser (Åtland pers medd).

Ved metall analyse fra gjelle homogenat påvises akkumulering av Al dersom fisken er eksponert for surt vann med Al. Fisk som prøvetas fra vassdrag hvor det ikke er påvist giftig Al måles lave Al konsentrasjoner fra gjellene. Øvre grense fra referansevassdrag er ikke fastlagt, men grensen synes normalt å ligge i underkant av 10 µg Al/g gjelle tørrvekt i klarvannselver med høy pH og høy Ca-konsentrasjon (Kroglund upublisert). Akkumulering av Al på gjeller er benyttet som indikator på giftig vannkvalitet i en rekke undersøkelser, og er ofte relatert til bestandsendringer (Grahn, 1980; Buergel og Soltero, 1983; Andersson og Nyberg, 1984; Brumbaugh og Kane, 1985; Chevalier m.fl., 1985; Neville, 1985; Karlsson-Norrgren m.fl., 1986b; Lee og Harvey, 1986; Booth m.fl., 1988; Dietrich & Schlatter, 1989; Playle og Wood, 1989; Lacroix m.fl., 1990; McDonald m.fl., 1991; Oughton m.fl., 1992). Celler og vev kan reagere på ulike måter på metallakkumulering.

Adhesjonar (lamellære synechiar, lamellære fusjoner) er samenlodding/sammenvoksing mellom de ytterste delene av lamellene ved at overflata til epitelceller fester seg til hvarandre. Dette kan skje utan at det er noen forutgående øke i antall epitelceller (Ferguson, 1989). Denne "type" vevsforandring er sett hos fisk eksponert for aluminium i surt vatn (Fischer-Scherl og Hoffmann, 1988; Müller m.fl., 1991; Reader m.fl., 1991; Rosseland m.fl., 1992; Kroglund m.fl., 1994; Kvellestad, 1995).

Nekrose (død) av epitelceller kan forekomme i så stort omfang at avstøtte celler eller restar av slike kan påvises mellom filament og/eller mellom lamellene. Dette er et uttrykk for eksfoliering. Det er påvist nekrose av kloridceller etter eksponering for aluminium i surt vatn (Chevalier m.fl., 1985; Evans m.fl., 1988; Leino m.fl., 1990; Leino og McCormick, 1993; Müller m.fl., 1991; Norrgren m.fl., 1991; Rosseland m.fl., 1992).

Adhesjoner og nekrose forekommer ved akutt giftighet, og er endringer som utvikles raskt ved eksponering for giftig vann. Ved eksponering for mindre akutt giftig vann vil vevsendringene i større grad være relatert til vekst, deling og migrasjon av celler. Dette er kompensasjonsmekanismer som tyder på at vevet aktivt prøver å tilpasse seg miljøet. Endringene kan også tyde på at cellene aktivt prøver å håndtere metallakkumulering på vevsoverflata. Endringene er som regel lokaliserte til epitelet.

Fortykkelse av lameller oppstår enten ved at det blir flere epitelceller eller ved at hver celle vokser i størrelse. Dette innebærer en fortykkelse av epitelet. Endringene forekommer oftest i apikale (øverste) frie rand av sekundærbladene. Denne type forandring er påvist hos villfisk eksponert for aluminium i surt vann (Chevalier m.fl., 1985; Kroglund m.fl., 1994; Kvellestad, 1995).

Epitelhyperplasi er benevnelsen for økt antall epitelceller, og da først og fremst på filamentene mellom lamellene. Ofte vil økningen påvises på lite differenseierte celler (Ferguson, 1989). Epitelhyperplasi av denne type synes å forekomme ved lengre tids eksponering for aluminium i surt vatn (Leino m.fl.,1990; Norrgren m.fl.,1991; Leino og McCormick, 1993; Norrgren og Degerman, 1993).

Antall kloridceller kan også øke. Dette benevnes *kloridcellehyperplasi*. Dette er påvist hos fisk eksponert for aluminium i surt vatn (Chevalier m.fl.,1985; Karlsson-Norrgren m.fl.,1986a; Jagoe m.fl.,1987; Fischer-Scherl & Hoffmann, 1988; Woodward m.fl.,1989; Leino m.fl.,1990; Norrgren m.fl.,1993; Norrgren & Degerman, 1993).

Ved undersøkning av villfisk, er det i tillegg til akkumulering av aluminium også funne akkumulering av jern (Andersson & Nyberg, 1984; Lacroix m.fl.,1993; Nyberg m.fl.,1995) og mangan (Andersson & Nyberg, 1984; Nyberg m.fl.,1995). Både akkumulering av aluminium og jern er påvist på gjeller hos laks fra Vikedalselva (Kvellestad, 1995) og i fisk fra forsøk i Audna (Rosseland m.fl.,1992). Fargemetoder skiller normalt ikke mellom de ulike typene metall. Det er derfor riktigst å omtale akkumulering av metall basert på fargeteknikker som metallakkumulering. Ensidig fokusering på Al kan også resultere i at betydningen av andre metaller underestimeres. Dette kan unngås ved analyse av enkeltlement i gjellehomogenat.

Aluminium kan akkumuleres i gjellene over et pH-område fra 5 til 7 (Norrgren m.fl.,1991; Vuorinen m.fl.,1992; Norrgren m.fl.,1993). Kalking kan føre til høyere aluminiumskonsentrasjon i gjellene (Rosseland m.fl.,1992; Norrgren m.fl.,1993). Akkumulering av Al er koplet til tilstandsformene til Al. Tilstandsformene endres ved pH-økning (Rosseland m.fl.,1992; Lydersen m.fl.,1994; Poleo m.fl.,1994). Metallakkumulering inngår i dag som en sentral parameter i en rekke DN-finansierte prosjekt.

Analyse av en vannprøve påviser vannkvaliteten i prøveflasken etter transport til laboratoriet. Den målte vannkvaliteten trenger ikke gjenspeile vannkvaliteten fisken i vassdraget opplevde. Påvisning av metall i eller på gjeller reflekterer forholdene innen vassdraget i perioden forut for at fisken ble fanget. Tilstandsformene til metallene kan fraksjoneres i felt (*in situ* måling), men dette er en kostbar målemetode og er derfor ikke anvendt i denne undersøkelsen. Konsentrasjonene av reaktive, positivt ladde former av Al (LAl hvis analysert ved NIVA eller UM-Al hvis analysert ved NINA) vil derfor representere et minimumsestimert og konsentrasjonen fisken opplevde kan ha vært betydelig høyere (Kroglund m.fl.,1998ab). På grunn av ulik analysemetode vil UM-Al konsentrasjonen (NINA) kunne være lavere enn LAl konsentrasjonen (NIVA). Akkumulering på gjelleoverflata kan oppstå i løpet av timer (Kvellestad, unpubl.res.; Kroglund m.fl.,1998ab). Ved subletale aluminiumskonsentrasjonar kan mengden Al i gjellene stige over et tidsrom på av uker (Lacroix m.fl.,1993), selv om denne gradvise økningen over lang tid ikke ble påvist i Suldal (Kroglund m.fl., 199ab). Ved analyse av Al i vevshomogenat er det funne at fisk som har akkumulert aluminium over eit tidsrom på 10 dager, etter overføring til vatn utan aluminium kvitter seg med 70 % av Al-konsentrasjonen innan 24 timer (Lacroix m.fl.,1993). Ved undersøkelse av metall i vevssnitt er det påvist en vesentleg reduksjon etter 3 døgn i aluminiumsfritt vatn (McCahan m.fl.,1987). Ut fra nåværende kunnskap er det rimeleg å anta at farging for metaller histologisk undersøkning gir informasjon om vannkvalitet for en periode på to til tre døgn før fisken ble fanget. Patologiske endringer vil kreve lengre tid for restituering. Restitueringshastigheten vil både avhenge av fisken kondisjon, vanntemperatur og vannkvalitet. Patologiske endringer sannsynliggjør derfor vannkvalitetsforskjeller lenge etter at "episoden" inntraff. Histologisk undersøkning av gjeller frå villfisk har vore brukt som eit supplement i overvaking av tilstanden i vassdrag (Norrgren m.fl.,1993; Vuorinen m.fl.,1992). Det er også utført kvantitativ analyser i enkelte av disse prosjektene.

Slimceller er undersøkt i enkelte prosjekt finansiert av DN. Dette er ikke undersøkt i Suldal. Resultat fra forsøk utført på NINA's forskningsstasjon, Ims i 1993 er publisert av Berntssen m.fl., 1997.

Slimceller skiller ut muciner som inneholder glycoproteiner (slim) og som ved kontakt med vann danner fiskens ytterste barriere mot blant annet infeksjoner (Jones og Reid, 1978; Ferguson m.fl., 1992). Utskillelsen av slim kan øke som følge av ytre påvirkninger, deriblant stress. Slimcellene vil da tømmes, hvorpå cellene ødelegges. Regenerering av nye slimceller tar lang tid (uker, men avhengig av flere faktorer) (Pickering m.fl., 1982). Etersom brukte slimceller ikke umiddelbart erstattes av nye celler (Iger m.fl., 1988) kan slim utskillelse kvantifiseres på grunnlag av reduksjonen i antall slimceller pr. mm vev. Slim kan ha forskjellige ladningsegenskaper avhengig. Et fargestoff (AB.2) brukes for å farge og identifisere slimceller med surt, negativt ladd slim. Slimceller med negativt ladde glyproteiner farger dyp-blå i AB.2 og benevnes som AB.2 pos. Andre slimceller benevnes AB.2. neg. Økning i forholdstall mellom AB.2 pos og AB.2 neg er antatt å være en indikator på at slimlaget er mer negativt ladd enn "normalt". Negativt ladd slim vil kunne binde metaller, f.eks. aluminium. Slim-aluminium forbindelser vil kunne skade blant annet respirasjon slik Witters m.fl., 1996 har dokumentert dette i forbindelse med blandsoner (områder med ustabil Al-kjemi).

Appendix B

- Figure 1.** Water chemical and hydrological characterisation of the Suldal watershed. The water quality data is supplied from Blakar, 1995.
- Figure 2.** Atlantic salmon catches in the River Suldalslågen from, 1983 to 1995 (SSB). Catches since 1992 are based on data from the River owners association, but are not validated.
- Figure 3.** Map showing the River Suldalslågen watershed. Water samples were collected and fish exposed at localities marked by circles. In addition water samples were collected from the tributaries Fossåna, Ritlandsåna and at the Suldal hatchery.
- Figure 4.** A schematic presentation of the different forms of aluminium measured by the Barnes/Driscoll method.
- Figure 5.** Cages used for exposing hatchery and indigenous fish within the river. Dimensions are indicated on the Figure. The plough in front of the cage was weighted down with stones to ensure that the cage did not move during floods.
- Figure 6.** Water temperature measured at station Jone in River Suldalslågen.
- Figure 7.** pH-variation measured in Lake Suldalsvatn (solid circles), at the confluence between River Suldalslågen and brook Ritlandsåna (solid diamond) in River Suldalslågen (solid dash). At the last station average pH-values (based on H^+) and pH-value range at different dates (prøvedato) are presented.
- Figure 8.** TOC-concentrations (total organic carbon, mg/L) at different sampling stations in River Suldalslågen (open diamonds) on April 17, 1996. Station numbers are given in Figure 3. Station 1=Lake Suldalsvannet; station 6=Mo. Values from the stations Samløp (confluence brook Ritlandsåna and River Suldalslågen), Klekkeriet (hatchery), Ritlandsåna and Fossåna are plotted as solid diamonds and represented in the graph as station 4.
- Figure 9.** Changes in pH and concentration ($\mu\text{g Al/L}$) of the measured forms of aluminium at five river stations during the experimental period.
- Figure 10.** Changes in pH and concentration ($\mu\text{g Al/L}$) of the measured forms of aluminium in three tributary brooks and at the hatchery (klekkeriet) during the experimental period.
- Figure 11.** Length distribution for indigenous (solid) and hatchery produced (open) Atlantic salmon smolts used in the experiments.
- Figure 12.** Daily catches (*antall fisk*) of untagged wild salmon smolts (solid circles) and adipose-marked hatchery produced smolts (open circles) in a net placed in the lower reaches of River Suldalslågen. Water discharge (flom) is indicated. 27 Carlin tagged smolts from the release group were caught in the trap between 10. May and 26. June, 1996.
- Figure 13.** Aluminium concentration (mg Al/g gill dry weight) in a gill homogenate from smolts sampled at the hatchery from 15. April to 15. May. The dotted line indicated a “no effect” level. The values represent the average \pm standard deviation of 6 fish/sample.

Figure 14. Aluminium concentration (mg Al/g gill dry weight) in a gill homogenate from smolts sampled at the hatchery (*klekkeri*) from indigenous fish after electrofishing (El-fiske; Tid =0) and after more than 100 h exposure in cages (*burfisk*) placed in the river. The dotted line indicated a “no effect” level. Exposure localities are presented on the x-axis. -A- after locality name denotes hatchery produced fish (cage exposures only and hatchery samples). The values represent the average \pm standard deviation of 6 fish/sample.

Figure 15. The relationship between plasma-Cl and size (cm) for hatchery reared fish on 20. April, 6. may and 13. may. Dotted line drawn at 160 mM discriminates between fish that could salt regulate in sea water and fish that are not able to retain a normal blood homeostasis after 24 h exposure in a 34 ppt sea water challenge test.

Figure 16. The relationship between plasma-Cl and size (cm) for indigenous fish on 25. april og 7. may. Dotted line drawn at 160 mM discriminates between fish that could ion regulate in sea water and fish that are not able to retain a normal blood plasma chloride after 24 h exposure in a 34 ppt sea water challenge test.

Table 1. Criteria used for determining smoltification development. “1” represents a typical parr. “1.5” represents fish where the parr-marks were present, but obscure, slight silvering of the fish. The fish is not yet a smolt. “2” indicates that the fish had a silvery appearance, but parr-marks can be found. Fins have a black outer edge. Shells are not loose. “2.5” represents fish that are silvery, no parr marks present, the fins are dark (typical smolt). The shells are loose. “3” indicates that the fish is a smolt, and some shells (1-10) fall off upon handling. “4” indicates that the shell-loss was large, the fish is desmoltifying.

Table 2. Criteria used for the evaluation of histological changes. (0)=no changes. (1)=very low occurrence, 1=rare, 2=common, 3=frequent and 4=very frequent. *ASA-pos materiale på overflaten*=ASA positive material on the gill surface, *ASA-pos materiale i gjelleepitelet*=ASA-positive material within the gills, *adhesjoner mellom lameller*=adhesions of lamella, *fortykkede lameller*=thickened lamellae, *hyperplasi/hyperplasi, mastceller eller eosinofle inklusjoner eller rodletceller*=mastcells or eosinophilic inclusions (EI) or rodlet cells (RC) in epithelium.

Table 3. Criteria used for evaluation of physiological changes. *Dødelighet*=mortality, *betydelig effekt*=significant effect, *moderat effekt*=moderate effect, *nedre normale tilstand, grense mot effekt*=lower level accepted as normal values, *normal tilstand*=normal conditions. *Plasma-Cl* =plasma chloride, *hematokritt*=hematocrit, *glukose*=glucose, *gjelle-Al*=gill aluminium. Changes are evaluated from measurements of plasma chloride in freshwater (ferskvann), after sea water challenge (saltvannstester), hematocrit, glucose, Na-K-ATPase and aluminium concentration in a gill tissue homogenate (gjelle-Al).

Table 4. Discharge (m³/sec) (*påslipp av vann*) from the dam at Lake Suldalsvatn from 1-10 may, 1996.

Table 5. The concentration of different forms of aluminium measured at stations 1 to 7 in River Suldalslågen, in three tributaries and at the hatchery (*klekkeriet*). Station 7 is in the estuarine area of the river mouth. N=5-8 from each station. (variasjonsbredde) represents the range of measured Ali values. Alo and Ali are also presented as percent (%) of Ala.

Table 6. Water chemistry variables measured at different stations in the River Suldalslågen watershed from 24. April to 15. may 1996.

- Table 7.** Length (cm), weight (g), K-factor (Condition factor), hematocrit (Hct %), plasma chloride (mM), glucose (mM), smolt status (smolt) and Na-K-ATPase concentrations measured from indigenous sea trout after electrofishing (FV) and after 24 h, 34 ppt sea water challenge test (SV). Number of sampled fish is given as N=.
- Table 8.** Plasma chloride (plasma-Cl; mM) , hematocrit (Hct; %) and glucose (mM) levels in indigenous smolts after electrofishing (T=0) at four localities within River Suldalslågen. Average \pm standard deviation values are presented. Significance levels were tested with ANOVA. Tukey ad hoc test was used to discriminate groups that were significantly different (indicated with “a”) from fish sampled at the hatchery. P-values are given. Number of fish sampled (N=) can be read from Table 9.
- Table 9.** Relative distribution (%) of plasma-Cl values from indigenous smolt (*villfisk*) after electrofishing (*status*) (T=0) at four localities in River Suldalslågen (*stasjon*). The values are arranged into five plasma-Cl groups representing degree of change from “normal”. N= is number of fish sampled. *Sum lav Cl* adds the percent values from fish with plasma-Cl levels lower than 124 mM.
- Table 10.** Plasma chloride (plasma-Cl; mM) , hematocrit (Hct; %), glucose (mM) and Na-K-ATPase levels in indigenous smolts after 160-210 h exposure in cages placed in five different localities within River Suldalslågen. Average \pm standard deviation values are presented. Significance levels were tested with ANOVA. Tukey ad hoc test was used to discriminate groups that were significantly different (indicated with “a”) from fish sampled at the hatchery. P-values are given. Number of fish sampled (N=) can be read from Table 11.
- Table 11.** Relative distribution (%) of plasma-Cl values from indigenous smolt (*villfisk*) after exposure for 160-210 h at five localities in River Suldalslågen (*stasjon*). The values are arranged into five plasma-Cl groups. N= is number of fish sampled. *Sum lav Cl* adds the percent values from fish with plasma-Cl levels lower than 124 mM.
- Table 12.** Mortality (*Død*), plasma chloride (plasma-Cl; mM) and hematocrit (Hct; %), levels in indigenous smolts after 160-210 h exposure in cages placed in five different localities within River Suldalslågen and a 24 h 34 ppt sea water challenge test. Average \pm standard deviation values are presented. Significance levels were tested with ANOVA. Tukey ad hoc test was used to discriminate groups that were significantly different (indicated with “a”). P-values are given. Number of fish sampled (N=) can be read from Table 13.
- Table 13.** Relative distribution (%) of plasma-Cl values from indigenous smolt (*villfisk*) after exposure for 160-210 h at five localities in River Suldalslågen (*stasjon*) and a 24 h 34 ppt sea water challenge test. The values are arranged into six plasma-Cl groups. N= is number of fish sampled. *Sum høy Cl* adds the percent values from fish with plasma-Cl levels higher than 160 mM.
- Table 14.** Changes in plasma-Cl values in indigenous fish from five localities within the River Suldalslågen after electrofishing (T=0) and up to ended exposure in cages (T=) for three exposure periods.
- Table 15.** Plasma chloride (plasma-Cl; mM) , hematocrit (Hct; %), glucose (mM) and Na-K-ATPase levels in hatchery produced smolts after 160-210 h exposure in cages placed in six different localities within River Suldalslågen. Reference values obtained at the hatchery are included. Average \pm standard deviation values are presented. Significance

levels were tested with ANOVA. Tukey ad hoc test was used to discriminate groups that were significantly different (indicated with “a”) from fish sampled at the hatchery. P-values are given. Number of fish sampled (N=) can be read from Table 16.

- Table 16.** Relative distribution (%) of plasma-Cl values from hatchery produced smolts (*klekkeri*) after exposure for 160-210 h at six localities in River Suldalslågen (*stasjon*). Reference values obtained at the hatchery (*klekkeri*) are included. The values are arranged into five plasma-Cl groups. N=is number of fish sampled. *Sum lav Cl* adds the percent values from fish with plasma-Cl levels lower than 124 mM.
- Table 17.** Mortality (*Død*), plasma chloride (plasma-Cl; mM) and hematocrit (Hct; %), levels in hatchery produced smolts after 160-210 h exposure in cages placed in six different localities within River Suldalslågen after a 24 h 34 ppt sea water challenge test. Reference values obtained at the hatchery (*klekkeri*) are included. Average \pm standard deviation values are presented. Significance levels were tested with ANOVA. Tukey ad hoc test was used to discriminate groups that were significantly different (indicated with “a”). P-values are given. “b” denotes groups with a possible damage status. Number of fish sampled (N=) can be read from Table 18.
- Table 18.** Relative distribution (%) of plasma-Cl values from hatchery produced smolts (*anleggsmisk*) after exposure for 160-210 h at five localities in River Suldalslågen (*stasjon*) and a 24 h 34 ppt sea water challenge test. Reference values obtained at the hatchery (*klekkeri*) are included. The values are arranged into six plasma-Cl groups. N=is number of fish sampled. *Sum høy Cl* adds the percent values from fish with plasma-Cl levels higher than 160 mM.
- Table 19.** Physiological status in Carlin-tagged hatchery produced smolts. Group 1 represents fish sampled at the hatchery prior to any treatment, group 2 was sampled after a 24 h 34 ppt sea water challenge test, group 3 after transporting the fish from the hatchery to the river mouth (15 minutes transport time), group 4 were sampled after transport and after a 24 h sea water challenge test, group 5 was from smolts after 24 h exposure in brackish water at the River Suldalslågen mouth. Group 6 was sampled after 24 h exposure at the river mouth and after transport for 24 h out to open sea in nets, hauled after a boat.
- Table 20.** Total concentration of aluminium in a gill tissue homogenate (mg Al/g gill dry weight) from indigenous smolts (upper halve of the table) after electrofishing (*el-fiske*; T=0) and after being exposed for more than 100 h in cages placed in the river (*burfisk*). *Endring* denotes changes in concentration during the cage-exposure period. Measurements from hatchery fish are presented in the lower half of the table. Values measured at the hatchery (*klekkeri*) are used for T=0 values. *Bur* represents values measured in fish exposed for more than 100 h in cages.

Table 21. Metal staining data for gills sampled from River Suldalslågen in 1996. *Elfiske*=after electrofishing, *karhall*=at the hatchery, *villfisk*= indigenous fish exposed in cages placed the river and *anleggsfisk*=hatchery produced fish exposed in cages placed the river. The categories are defined in Table 2. Localisation of metal in the epithelium is defined by: F=filament, L= lamellae, tr=trailing edge (afferent side), il=between the lamellae. Metals located on the gill surface are coded as: f=focal (distinctly located at certain spots/cells) and d= diffuse location (everywhere).

Table 22. Histological data for gills sampled from River Suldalslågen in 1996. *Elfiske*=after electrofishing, *karhall*=at the hatchery, *villfisk*= indigenous fish exposed in cages placed the river and *anleggsfisk*=hatchery produced fish exposed in cages placed the river. The categories are defined in Table 2.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

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

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3863-98.

ISBN 82-577-3445-4