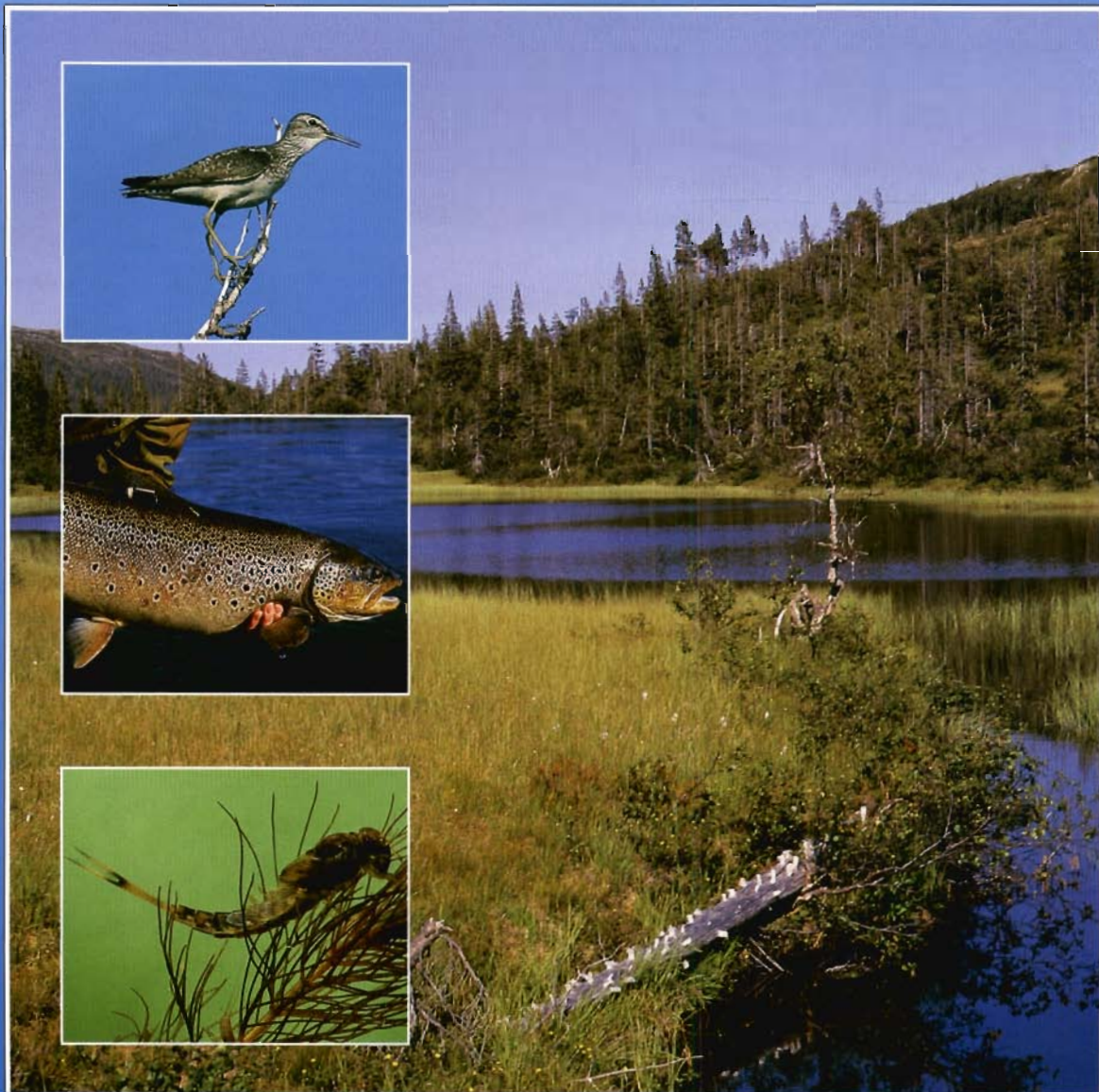




# FISKEBIOLOGISKE UNDERSØKELSER I STJØRDALSELVA 1990-1999

Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning,  
Jarl Koksvik og Henning A. Urke



# VITENSKAPSMUSEET ZOOLOGISK OPPDRAGSTJENESTE

## Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet Zoologisk avdeling. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Vitenskapsmuseet har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- **forskningsoppgaver i forbindelse med naturinngrep og naturforvaltning**
- **konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep**
- **for- og etterundersøkelser ved naturinngrep**
- **faunakartlegging, overvåking og biologisk ressursevaluering**
- **biodiversitetsanalyser**

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- **ferskvannsbiologi**
- **fiskeribiologi**
- **herpetologi (amfibier/krypdyr)**
- **ornitologi**
- **viltøkologi**

Vitenskapsmuseets geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: NTNU  
Vitenskapsmuseet  
Institutt for naturhistorie  
7004 Trondheim

Tlf.nr.:  
73 59 22 80 (generell zoologi)  
73 59 22 89 (LFI - ferskvannsökologi, fisk)  
73 59 22 80 (ornitologi/viltøkologi)  
73 59 21 08 (herpetologi)

FISKEBIOLOGISKE UNDERSØKELSER I STJØRDALSELVA  
1990-1999

Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt

av

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning,  
Jarl Koksvik og Henning A. Urke

ISBN 82-7126-604-7  
ISSN 0802-0833

## REFERAT

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J. og Urke, H.A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2000, 3*: 1-91.

I forbindelse med utbyggingen av Kraftverkene i Meråker som ble satt i drift i 1994, er det siden 1990 foretatt konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva. Denne delrapporten oppsummerer resultater fra undersøkelser i lakseførende del i perioden 1990-1999 av vannkjemi, begroing, bunndyr, ungfisktettheter, smoltutvandring og smoltproduksjon. Målsettingen med undersøkelsen har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Meråker kraftverk. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

Vannkvaliteten i Stjørdalselva er preget av svakt surt til nøytralt vann, ledningsevne i gjennomsnitt 25-38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  og et høyt fargetall, 14-38 mg Pt/l. Årlige gjennomsnittsverdier av fargetallet var signifikant høyere etter enn før regulering, og høyest i elvas øvre del, noe som trolig skyldes økt utvasking av humusstoffer som følge av neddemte arealer ved Fjergen og i Tevla. Sporadiske begroingsundersøkelser i Stjørdalselva tyder på en økt begroing i øvre del av elva etter regulering.

Bunndyrmengdene (gjennomsnittlige tetthetsverdier) i øvre del av elva var betydelig høyere etter enn før regulering. Økningen var særlig markert hos bunndyr med liten kroppsstørrelse, som fjærmygg og enkelte steinfluearter (bl.a. *Amphinemura borealis*/sp.). Kvalitative prøver viste også en endret sammensetning i øvre del av elva (Meråker) i forhold til midtre og nedre deler av elva. Undersøkelser av drivende organismer i vannmassene (drift) har vist at elva blir tilført en god del småkreps produsert i magasinene gjennom kraftverksvannet.

Det er foretatt årlige registreringer av ungfisk av laks og ørret fra ni stasjoner i hovedelva og en stasjon hver i sideelvene Sona og Forra. Laks dominerte over ørret og utgjorde 85-95 % av tettheten. Det har så langt ikke skjedd noen signifikant endring i tettheten av eldre laksunger i de to nederste sonene (sone 1 og 2), men en nedgang i tettheten av laksunger på den øverste sonen (sone 3, Meråker). Årsaken til nedgangen er uviss. Det har vært en signifikant økning i tettheten av årsyngel (0+) ørret i sone 3 (Meråker) etter regulering, men dette har ikke resultert i økt mengde eldre ørretunger i sonen.

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er undersøkt hver vår fra 1991 ved at smolt ble fanget i feller ved Sona bru. Laksesmolt dominerte (93 %) over ørretsmolt og det meste av laksesmolt var tre og fire år gammel. Det ble ikke registrert noen forskjell i smoltalder før og etter utbygging, men både lengde og kondisjonsfaktor var signifikant større i perioden etter utbygging enn før. Hovedutvandringa av smolt i Stjørdalselva skjer fra midten av mai til første del av juni og økning i vannføring er den viktigste utløsende faktor. Reguleringa av Stjørdalselva har ført til en demping av flomtopper og en mer utjevnet vannføring, noe som sannsynligvis har påvirket smoltutvandringen. Utvandring av smolt fra settefisk satt ut ovafor lakseførende del, utgjorde 5-13 % av all smolt fanget i fellene i perioden 1995-1999. Smolt fra settefisk hadde en signifikant lavere alder enn villsmolt og vandret i alle år ut seinere enn villsmolt. Den beregna smoltproduksjonen (villfisk) har variert mellom 2,1 og 4,2 smolt pr. 100 m<sup>2</sup> de ulike år, og totalproduksjonen for hele Stjørdalselva (uten Forra og Sona) er beregnet til ca. 76000-148000 laksesmolt pr. år. Det var ingen signifikant forskjell i smoltproduksjonen før og etter regulering, men smoltproduksjonen har variert mellom år.

Emneord: Vassdragsregulering, vannkjemi, bunndyr, laks, ørret, tetthet, smolt, smoltproduksjon

*Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning, Jarl Koksvik og Henning A. Urke, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, N-7491 Trondheim*

## ABSTRACT

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J. og Urke, H.A. 2000. Studies on fish biology in the river Stjørdalselva in 1990-1999. Part I. Hydropower regulation, water quality, macroinvertebrates, fish densities and smolt studies. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2000, 3*: 1-91.

In the period 1990-1999 studies on fish biology has been performed in the river Stjørdalselva before and after hydropower regulation (Kraftverkene i Meråker, 1994). This report summarizes the results of studies on water chemistry, attached macrophytes, macroinvertebrates, densities of juvenile salmon and trout, smolt migration and smolt production in the anadromous river part for the period 1990-1999. The purpose of the investigation was to document the state of the art of freshwater ecology of the river, especially for the population of Atlantic salmon, and to document changes in fish and macroinvertebrate populations after hydropower regulation.

The water in the river Stjørdalselva was near neutral, average conductivity was 25-38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  and the water was mesohumic, values for water colour being 14-38 mg Pt/l. Yearly average values of water colour was significant higher after than before hydropower regulation, and highest in the upper part of the river. This was probably due to outwashing of humic compounds from the regulated areas at Lake Fjergen and the dam up of the river Tevla. Some studies of attached macrophytes in the river Stjørdalselva indicated an increase in attached macrophytes in the upper part of the river after regulation.

Average values of macroinvertebrate densities in the upper part of the river were significantly higher after than before the regulation. The increase was most pronounced in small invertebrates like chironomids and the stonefly *Amphinemura borealis*/sp. Qualitative samples showed an altered abundance in macroinvertebrates in the upper part of the river compared to the middle and lower parts following the regulation. Drift studies demonstrated supplies of zooplankton to the river from the impoundments by the power plant water.

Yearly studies of juvenile Atlantic salmon and brown trout was undertaken at nine locations in the main river, and at one location in the two tributaries; River Forra and River Sona. Atlantic salmon was the dominating species (85-95 % of total number fish caught). There was no significant change in the densities of young Atlantic salmon and brown trout at the two lowermost parts of the river during the period, but a reduction in the densities of juvenile Atlantic salmon in the upper part of the river was found. Here, there was also a significant increase in the densities of yearlings of brown trout after river regulation, but not an increase in the older age groups of brown trout. The reasons for these changes in fish densities are unclear.

The smolt migration in the river Stjørdalselva has been investigated each spring from 1991 by use of traps operated from a bridge. Atlantic salmon smolt dominated in number (93 %) compared to brown trout smolt. Most of the salmon smolts were three and four years old. No significant difference was found in the smolt age before and after river regulation. However, both smolt length and condition factor were significantly higher after than before the regulation. The main smolt migration occurred from mid May to the beginning of June, and an increase in water discharge was the most important factor (trigger) for the smolt run. The effect of the river regulation is a moderation of the peaking floods and a more smooth water discharge during the year. These changes in water discharge probably have impact on the smolt run. Salmon smolts produced from stocked fish in non-anadromous river stretches, constituted 5-13 % of all smolt sampled in the period 1995-1999. Smolts from stocked fish had a significant lower age than wild smolt, and their migration time was delayed compared to the wild smolt run.

The estimated smolt production varied between 2.1 and 4.2 smolts pr. 100  $\text{m}^2$  among years. The total Atlantic salmon smolt production in the river Stjørdalselva is estimated to 76000-148000 individuals per year. There was no significant difference in the smolt production before and after the river regulation, although the production estimates varied between years.

Key words: Hydropower regulation, water chemistry, macroinvertebrates, Atlantic salmon, brown trout, fish densities, smolt migration, smolt production.

*Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning, Jarl Koksvik og Henning A. Urke, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, N-7491 Trondheim*

# INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD .....	7
1 INNLEDNING .....	8
2 OMRÅDEBESKRIVELSE OG UNDERSØKELSE SOPPLEGG.....	9
2.1 Vassdraget .....	9
2.2 Undersøkelsesopplegg .....	9
3 VASSDRAGSREGULERINGER OG ANDRE INNGREP.....	12
3.1 Vassdragsreguleringer .....	12
3.2 Manøvreringsreglement og vannføring .....	12
3.3 Døgnregulering og uforutsette endringer i vannføring.....	13
3.4 Vanntemperatur .....	15
3.5 Andre inngrep.....	15
4 VANNKVALITET OG BEGROING .....	17
4.1 Innledning.....	17
4.2 Metoder og materiale.....	17
4.2.1 Vannkjemi .....	17
4.2.2 Begroing .....	18
4.3 Resultater og diskusjon .....	18
4.3.1 Vannkjemi .....	18
4.3.2 Begroing (alger og moser).....	20
5 BUNNFAUNA OG DRIVFAUNA.....	23
5.1 Innledning.....	23
5.2 Metode.....	23
5.2.1 Bunndyr .....	23
5.2.2 Drivfauna.....	24
5.3 Resultater.....	25
5.3.1 Tetthet av bunndyr.....	25
5.3.2 Faunasammensetning - kvalitative prøver.....	29
5.3.3 Drivfauna.....	37
5.4 Diskusjon.....	40
5.4.1 Bunndyrtettheter og artssammensetning .....	40
5.4.2 Artsmangfold.....	44
5.4.3 Drivfauna.....	45
6 TETTHET AV UNGFISK .....	47
6.1 Metode.....	47
6.2 Resultater.....	49
6.3 Diskusjon.....	51

7	SMOLTUTVANDRING OG SMOLTPRODUKSJON .....	54
7.1	Metoder .....	54
7.2	Resultater.....	55
7.2.1	Alder og vekst.....	56
7.2.2	Kjønnsfordeling.....	59
7.2.3	Ernæring .....	61
7.2.4	Smoltutvandring .....	61
7.2.5	Smolt av settefisk fra Dalåa.....	65
7.2.6	Smoltproduksjon .....	66
7.3	Diskusjon.....	68
7.3.1	Livshistorieparametre .....	68
7.3.2	Smoltutvandring .....	69
7.3.3	Smoltproduksjon .....	71
8	SJØTOLERANSE VED UTVANDRING OG VERKNAD AV CARLIN- MERKING PÅ SJØTOLERANSEN .....	72
8.1	Innledning.....	72
8.2	Materiale og metode.....	73
8.2.1	Sjøtoleranse sesongen 1999.....	73
8.2.2	Carlinmerking og sjøtoleranse.....	73
8.2.3	Transport og livsvilkår Brattøra forskningscenter .....	74
8.2.4	Sjøvasseksponering .....	74
8.2.5	Prøvetaking.....	74
8.2.6	Analyser.....	75
8.3	Resultat.....	75
8.3.1	Sjøtoleranse .....	75
8.3.2	Carlinmerking og sjøtoleranse hos "Dalåa"-fisk .....	75
8.3.3	Carlinmerking og sjøtoleranse hos villfisk.....	75
8.4	Diskusjon.....	78
8.4.1	Sjøtoleranse .....	78
8.4.2	Carlinmerking og sjøtoleranse.....	79
8.4.3	Oppsummering og konklusjon .....	80
9	SAMMENDRAG .....	81
9.1	Vannkjemi og begroing .....	81
9.2	Bunndyr og drivfauna.....	81
9.3	Tetthet av ungfisk .....	81
9.4	Smoltutvandring, smoltproduksjon og sjøtoleranse .....	82
10	LITTERATUR .....	84

VEDLEGG 1-7



## FORORD

Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) fikk ved kongelig resolusjon 14. juli 1989 tillatelse til regulering av øvre del av Stjørdalsvassdraget og bygging av Kraftverkene i Meråker. Kraftverkene ble satt i drift våren 1994.

Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Vitenskapsmuseet NTNU, utførte i 1984-85 fiskebiologiske og ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget forut for konsesjonssøknaden. Fra og med 1990 har LFI gjennomført årlige konsesjonsbetingede undersøkelser i vassdraget. Et program for undersøkelser i Stjørsdalselva ble godkjent av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 1991, og undersøkelsene er seinere videreført etter overenskomst mellom DN og NTE med LFI, Vitenskapsmuseet som utførende instans. Undersøkelsen er i all hovedsak finansiert av NTE. Målsettingen med undersøkelsen har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Meråker kraftverk. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

Denne rapporten er en delrapport og oppsummerer resultater fra hele undersøkelsesperioden innen hydrografi, begroing, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. En annen delrapport vil ta for seg vekst og energetikk hos ungfisk, undersøkelser på voksen fisk og fangststatistikk samt en samlevurdering med anbefalinger.

Mange personer og institusjoner har i ulik grad vært engasjert i prosjektet og skal ha stor takk for innsatsen. Arne Haug har vært feltleder i store deler av undersøkelsesperioden og bearbeidet drivmateriale og mageprøver. Terje Dalen, Terje Bongard og Gaute Kjærstad har foruten å delta i feltarbeidet bearbeidet bunndyrmaterialet. Lars Rønning har hatt ansvaret for bearbeiding av ungfisk- og smoltmaterialet og Jarl Koksvik har bearbeidet drivdata. Toril Berg og Marc Daverdin har vært behjelpelig med databearbeiding, mens Jo Vegar Arnekleiv har vært fagansvarlig for gjennomføring og rapportering av prosjektet. Stein W. Johansen, NIVA har vært ansvarlig for begroingsundersøkelser i 1993-94. Gunnel M. Østborg, NINA, har analysert skjellprøver av voksen laks og sjørret. Atle Harby, SINTEF, og Jan Heggenes, LFI Oslo, har bidratt med simuleringer av ungfiskhabitat. Torgeir Mjøen, Stjørdalselvans Klekkeri BA, har vært lokal kontaktperson og sortert bunndyrmateriale. Randi Pytte Asvall og Arnt Bjøru, NVE, har bidratt med henholdsvis temperaturdata og vassføringsdata. Videre har vi fått praktisk hjelp og opplysninger fra personer i NTE og NVE. Flere grunneiere har velvillig stilt fangstjournaler til vår disposisjon, og Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Inn-Trøndelag laksestyre og de lokale jeger- og fiskeforeningene har bidratt med verdifulle opplysninger om fiske og fangststatistikk. Vi vil også takke Bjørn Høgaas, NTE, for godt samarbeid, og ellers en stor takk til alle som har vært delaktig i prosjektet.

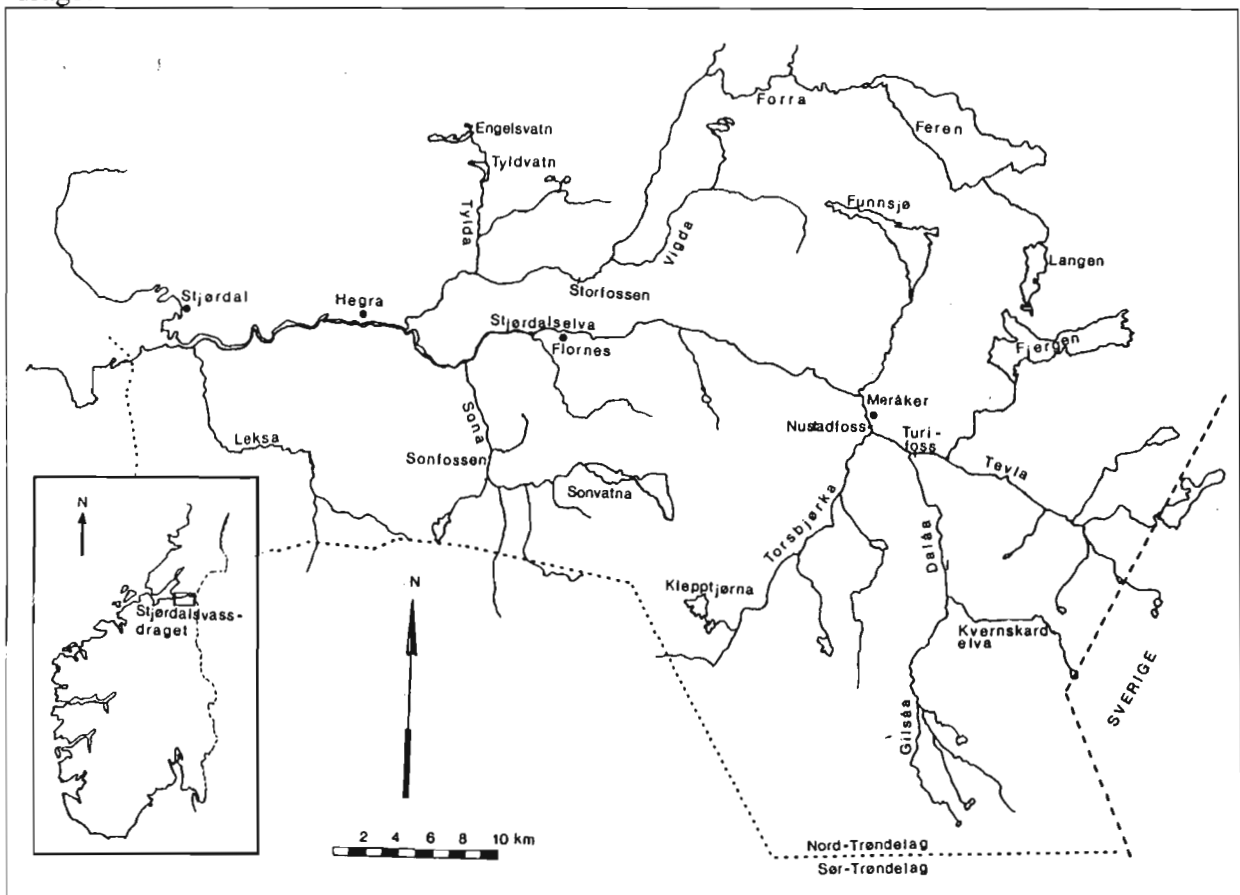
Trondheim, august 2000

Jo Vegar Arnekleiv  
prosjektleder

## 1 INNLEDNING

Stjørdalselva har vært påvirket av gamle vassdragsreguleringer siden begynnelsen av 1900-tallet, men en større regulering med overføringer og bygging av Meråker kraftverk ble fullført i 1994. Dette har endret vannførings- og temperaturforhold i Stjørdalselva etter 1994. Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Vitenskapsmuseet, UNIT, utførte i 1984-85 fiskebiologiske og ferskvannbiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget forut for konsesjonssøknaden. Vi fikk i 1990 forespørsel fra NTE om å utarbeide et program for fiskeundersøkelser i forbindelse med tillatelsen til regulering av øvre del av Stjørdalsvassdraget. Programmet ble godkjent av Direktoratet for Naturforvaltning, og undersøkelsene er utført årlig som konsesjonsbetingete fiskeundersøkelser etter overenskomst mellom DN og NTE med LFI som utførende instans.

Inntil de seinere år har biologiske forundersøkelser i vassdrag der det planlegges/vedtas kraftutbygging ofte vært utført i én eller to feltesonger. Vi vet at de naturlige variasjonene i mange viktige bestandsparametre både hos laksefisk og bunndyr kan være betydelige fra år til år. For å ha et tilstrekkelig referansemateriale når virkningen av en kraftutbygging skal vurderes, er det derfor av vesentlig betydning at referanseundersøkelsene går over flere år og kan fange opp disse variasjonene. Undersøkelsene i Stjørdalselva på fisk og bunndyr har vært gjennomført i fireårsperioden 1990-93, før siste regulering, og hittil i seks år etter regulering (1994-1999). Rapporteringen av resultatene er delt i to. Denne rapporten (del I) gir de viktigste resultatene med hensyn til hydrografi, begroing, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. Foruten egne data bygger rapporten på tidligere publiserte data, bl.a. fra fiske- og ferskvannbiologiske undersøkelser i 1970- og 1980-årene (Heggberget 1973, 1975, Arnekleiv og Koks-vik 1980, Nøst 1985, Arnekleiv 1985, 1986). Det er også tatt med resultater fra delundersøkelser utført som hovedfagsoppgaver ved NTNU og andre relevante undersøkelser i vassdraget.



Figur 1. Kartskisse av Stjørdalsvassdraget.

## 2 OMRÅDEBESKRIVELSE OG UNDERSØKELSESOPPLEGG

### 2.1 Vassdraget

Stjørdalsvassdraget (fig. 1) ligger i Nord-Trøndelag fylke og har et nedbørfelt på 2130 km<sup>2</sup> inkludert Forra på 612 km<sup>2</sup>. Hovedvassdragets lengde fra svenskegrensa til Trondheimsfjorden er ca. 70 km. Stjørdalselva fra Nustadfoss i Meråker til utløpet i fjorden (55 km) er naturlig laks- og sjørrettførende og har et nokså jevnt fordelt fall på ca. 100 m. I tillegg har de største sideelvene, Forra og Sona oppgang av laks og sjørret. Storfossen i Forra og Sonfossen i Sona danner oppgangshindre i disse elvene etter henholdsvis ca. 10 km og 5 km fra samløp med Stjørdalselva. Av mindre sideelver har Leksa, Gråelva (Hegra), Mølska, Gudåa og Funna oppgang av sjørret.

I Stjørdalselva består elvebunnen mest av grus og stein. Fra Nustadfoss til Gudå, og fra Hegra til utløp i sjøen, flyter elva rolig, omkranset av løvskog og jorder i et flatt kulturlandskap. På strekningen mellom Gudå og Flornes er dalen trang, elva er smalere og har større vannhastighet i et elveleie preget av stor stein og blokk. Elva veksler ellers mellom slake strykpartier og roligere kulper. Elva er jevnt over 0,5 til 1,5 meter dyp på strykstrekningene utenom hølene.

Typisk vannføringsbilde for Stjørdalselva er en vårflom i mai-juni og en noe mindre høstflom i september-oktober. Årlig middelvannføring ved utløp sjøen er 79 m<sup>3</sup>/s.

Laks (*Salmo salar*) er den dominerende fiskearten på den anadrome strekningen og laksen kan uten problemer vandre fra sjøen til Meråker hvor Nustadfossen stopper videre oppvandring. Ørret (*Salmo trutta*) forekommer både som stasjonær elvefisk (brunørret) og anadrom form (sjørret). Ørreten utgjør om lag 10% av både ungfisktettheter og oppfiska kvantum voksne fisk i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 1995). Foruten ørret og laks er det registrert elveniøye (*Lampetra fluviatilis*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) i Stjørdalselva opp til Forra. Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ål (*Anguilla anguilla*) er registrert i hele elva opp til Meråker.

En nærmere beskrivelse av vassdragets topografi, geologi, klima og en mer detaljert vassdragsbeskrivelse finnes i Arnekleiv og Koksvik 1980 og Arnekleiv 1985. Stjørdalsvassdraget er videre grundig beskrevet i Verneplan for vassdrag III (NOU 41-45, 1983). Sidevassdragene Forra og Sona ble vernet mot kraftutbygging gjennom verneplan III i 1986, og det nasjonale villaksutvalget foreslår Stjørdalsvassdraget som ett av flere nasjonale laksevassdrag (NOU 1999:9). Det er laget egen driftsplan for Stjørdalsvassdraget (Mjøen 1999).

### 2.2 Undersøkelsesopplegg

De konsesjonsbetingede fiskeundersøkelsene har vært gjennomført i to perioder. Første periode var 1990-1994 i "uregulert" elv, men samtidig som anleggsarbeidet for kraftverket foregikk. Den andre perioden var 1995-1999 etter at Meråker kraftverk var tatt i bruk. En har derfor en sammenhengende undersøkelse på 10 år, og basisprogrammet har vært det samme i denne perioden. I tillegg har det i perioder vært foretatt delundersøkelser med mer spesifikke problemstillinger. Lokalitetene for innsamling av ungfisk, bunndyr og smolt er vist i figur 2.

De konsesjonsbetingede undersøkelsene i Stjørdalselva omhandler både voksne fisk, ungfisk, smolt, næringsdyr og vannkvalitet, og oppsummeres slik:

## I Voksen fisk

- **Skjellprøver.** Innsamling av skjellprøver av både laks og ørret fra Stjørdalselva er foretatt på faste områder hvert år (hele fangster). Skjellprøver samles fra minimum tre faste vald i elva (Ertsgård, Flora, Renaa), foruten det som ellers kommer inn fra Stjørdal og Meråker Jeger og Fisk og andre. Parametre: vekst i sjø/elv, tilbakeberegnet smoltalder/smoltlengde, fordeling villfisk/oppdrettsfisk.
- **Gytebestand.** Det er utført telling av gytegroper fra helikopter langs hele elva i oktober/november hvert år. I tillegg er områder sjekket fra land og det er utført forsøk med dykking for telling av gytebestand på utvalgte områder enkelte år.
- **Fangststatistikk.** Foruten å innhente data fra offentlig statistikk blir det innhentet fangstopp-gaver fra enkeltstående vald; øverst, midt i og nederst i elva (Renaa, Flora-Midtkil, Hembre-Ertsgård).

## II Ungfisk/smolt

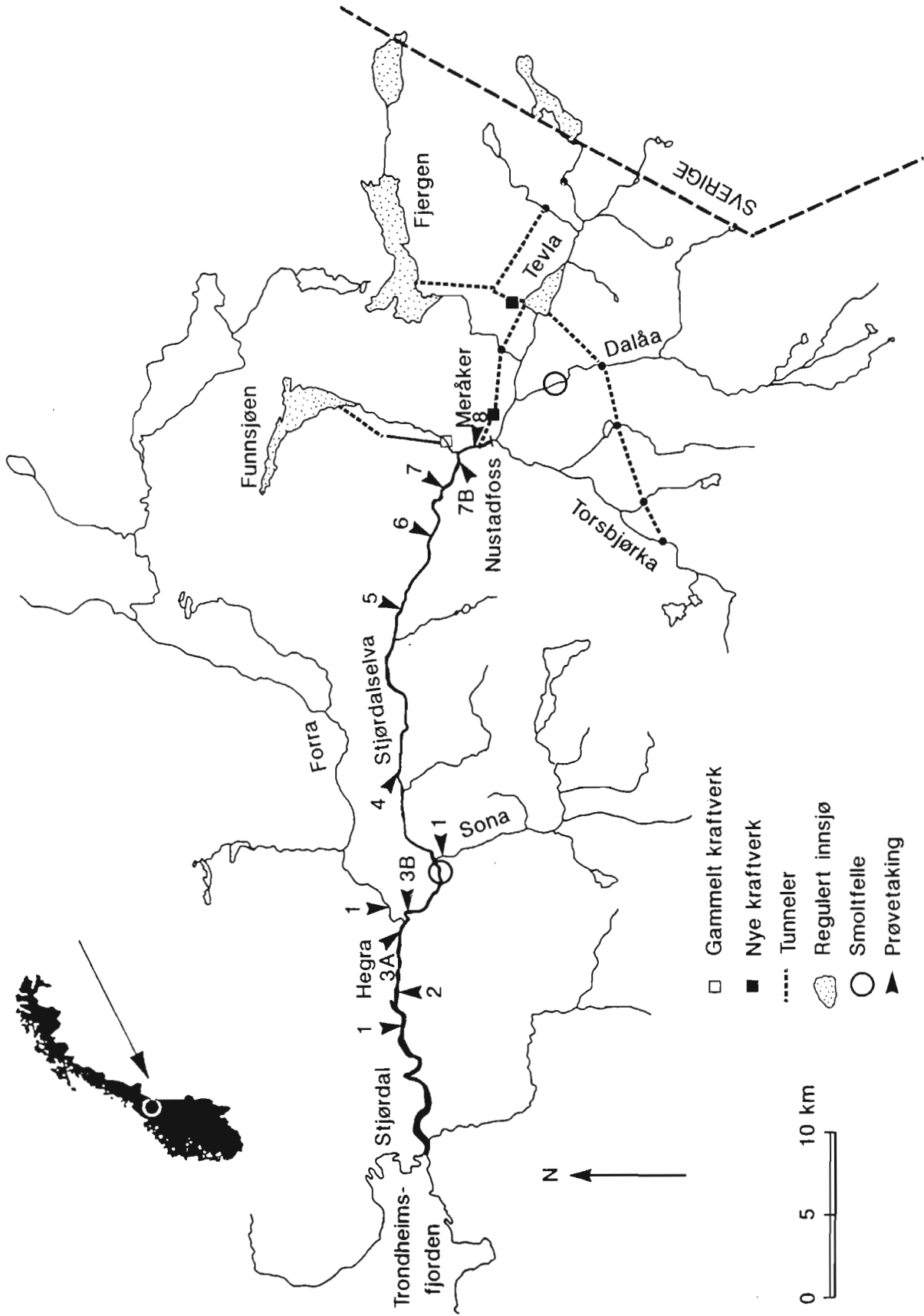
- **Ungfisk.** Ungfisk er samlet inn ved hjelp av elfiske på ni faste stasjoner i Stjørdalselva to ganger pr. år. I tillegg er det opprettet en stasjon i Forra og en i Sona (referanse). Det er fisket for tetthetsberegning av ungfiskbestanden i august/september, og innsamling av vekstmateriale i oktober/november. Parametre: arts- og aldersfordeling, tetthet og vekst. De seinere år (1996-1999) er også fett- og proteininnhold til ungfisk (alle aldersgrupper) undersøkt øverst (Meråker) og nederst i elva (Hegra).
- **Smolt.** Smoltutgangen er hvert år kartlagt i forhold til bl.a. vannføring og temperatur ved fellefangst ved Sona bru. Smoltfella ble undersøkt hver 4. time under smoltutgangen, vanligvis i perioden ultimo april - 10. juni. Smoltproduksjonen er hvert år (1992-1999) beregnet ut fra merking-gjenfangst forsøk. Villsmolt blir merket ved finnekklipping eller brikkemerking på våren før smoltutvandring, og gjenfangst skjer i fellene fra Sona bru. De seinere år (1998-1999) er dessuten sjøvannstoleranse m.m. undersøkt på villsmolt og smolt av utsatt fisk (settefisk i Dalåa) i en hovedfagsoppgave.

## III Næringsdyr

- **Drivprøver.** Innsamling av drivprøver er foretatt på fire lokaliteter mellom Nustadfoss og Gudå med ujevne mellomrom, først og fremst for å undersøke tilførsel av næringsdyr gjennom kraftverksvannet.
- **Kvantitative bunndyrprøver.** Det er foretatt slik prøvetaking på to stasjoner - Meråker og Gudå - ved hjelp av Surber-sampler. Prøvene er tatt tre til fire perioder pr. år (1991-1998); april/mai, juli, august og oktober. For 1999 har det vært et redusert bunndyr-program.
- **Kvalitative bunndyrprøver.** Prøver er innsamlet fra de faste elfiskestasjonene spredt i hele elva i to til fire perioder hvert år (1991-1998).

## IV Vannkjemi og begroing

Vannkjemiske målinger og begroingsundersøkelser har ikke vært gjennomført med eget opplegg, men det er tatt inn vannprøver under feltarbeidet, og en enkel begroingsundersøkelse ble utført våren 1993 og høsten 1994 etter at det ble observert kraftig begroing på enkelte områder våren 1993. Det er i en annen sammenheng også foretatt en enkel resipientundersøkelse øverst i elva i 1997.



Figur 2. Kart over utbyggingsområdet i Meråker med angitte reguleringer og prøvetaksstasjoner for ungfisk, bunndyr og smolt.

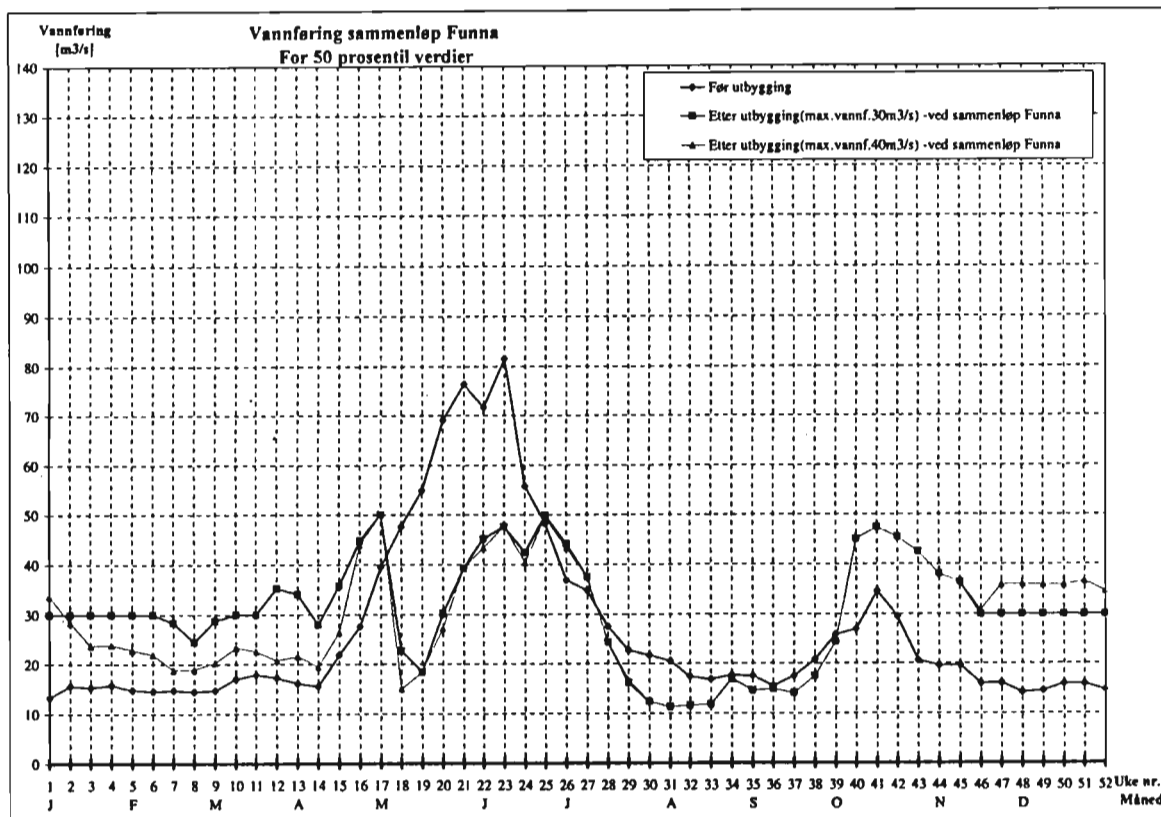
### 3 VASSDRAGSREGULERINGER OG ANDRE INNGREP

#### 3.1 Vassdragsreguleringer

Figur 2 viser de gjennomførte utbyggingsplanene for Kraftverkene i Meråker. Det er gitt fornyet tillatelse til eksisterende regulering av Hallsjøen, Skurdalssjøen og Funnsjøen med henholdsvis 7,2, 6,5 og 11,5 meter. Videre er reguleringen av Fjergen økt fra 7,6 meter til 16 meter. Denne reguleringsøkningen fordeler seg med 2,8 meter senkning og 5,6 meter ny oppdemming. I tillegg er det etablert et nytt inntaksmagasin i Tevla med 8,5 meter regulering. Feltene på nordsida av Tevla; Skurdalssjøen, Skurdalsåa, Storbekken, Storkjerringåa og Litlekjerringåa, er overført til tilløpstunnellen til Tevla pumpekraftverk. Overføringene fra sørsida av Tevla består av Torsbjørka, Fossvatna og Dalåa som er overført til magasin Tevla. Magasin Fjergen er hovedmagasin med reguleringsgrenser mellom LRV 498,0 og HRV 514,0. Magasin Tevla er inntaksmagasin både for Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk. Meråker kraftverk har to turbiner; en med maksimal slukeevne 25 m<sup>3</sup>/s og en med slukeevne 11 m<sup>3</sup>/s. Videre er kraftverket utstyrt med en forbislippingsventil som skal sikre en minstevannføring i Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna på 9,5 m<sup>3</sup>/s ved eventuelt utfall. Kraftverkene Kopperå I og II, Turifoss og Nustadfoss er nedlagt og erstattet av de to nye kraftverkene Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk. Funna kraftverk, som utnytter fallet i Funna fra Funnsjøen (slukeevne 3 m<sup>3</sup>/s), skal bestå og drives videre. De nye kraftverkene, som har en samlet netto produksjon på 590 GWh, er tilknyttet eksisterende 132 KV-ledning fra Kopperå til Stjørdal via Funna kraftverk. Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk ble tatt i bruk våren 1994.

#### 3.2 Manøvreringsreglement og vannføring

Vannføringsforholdene i Stjørdalselva er bra dokumentert ved målestasjoner ved Hegra, samløp Funna (etter 1994), i Dalåa og i Forra, men det finnes ingen samlet framstilling av hydrologi i vassdraget før og etter siste utbygging. Det er imidlertid foretatt simulerte vannføringer før/etter utbygging basert på ukemidler. Disse viser i grove trekk at vintervannføringen etter utbygging er økt vesentlig, at flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet og at sommervannføringen er redusert (fig. 3). I Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna skal vannføringen aldri gå under 9,5 m<sup>3</sup>/s, noe som skal sikres ved en forbislippingsventil i Meråker kraftverk i tilfelle driftsstans. Videre sier manøvreringsreglementet: "Alle endringer i vannføringen skal skje ved myke overganger. Spesiell forsiktighet må utvises ved reduksjon av vannføringen for at fisk i elveprofilets ytterkant skal få tid til å trekke inn mot sentrum. I samråd med fiskeinteressene kan det innenfor reglementet avtales slipping av lokkeflommer etter behov." Det er videre bestemmelser om at fra isleggingen begynner skal vannføringen i Stjørdalselva være mest mulig konstant eller jevnt synkende og ikke over 30 m<sup>3</sup>/s. Denne bestemmelsen skal for øvrig opp til revisjon etter en driftsperiode på fem år. Tapping fra Fjergenmagasinet til kraftproduksjon i Tevla pumpekraftverk og Meråker kraftverk skal innstilles fra 1. mai eller seinest fra vårflommens begynnelse etter denne dato. Tappingen kan igjen starte når vannstanden i Fjergen er kommet opp til kote 512 eller seinest fra 1. august. Det er videre fastlagt et midlertidig manøvreringsreglement for de regulerte elvene ovafor Nustadfoss. Rammene for minstevannføringer i de overførte elvene nedstrøms inntak er satt slik: Tevla 0,2-0,5 m<sup>3</sup>/s, Torsbjørka 0,1-0,5 m<sup>3</sup>/s og Dalåa 0,2-0,8 m<sup>3</sup>/s.



Figur 3. Vannføring (simulerte) før/etter utbygging ved samløp Funna basert på 50-prosentil verdier (Data fra NTE).

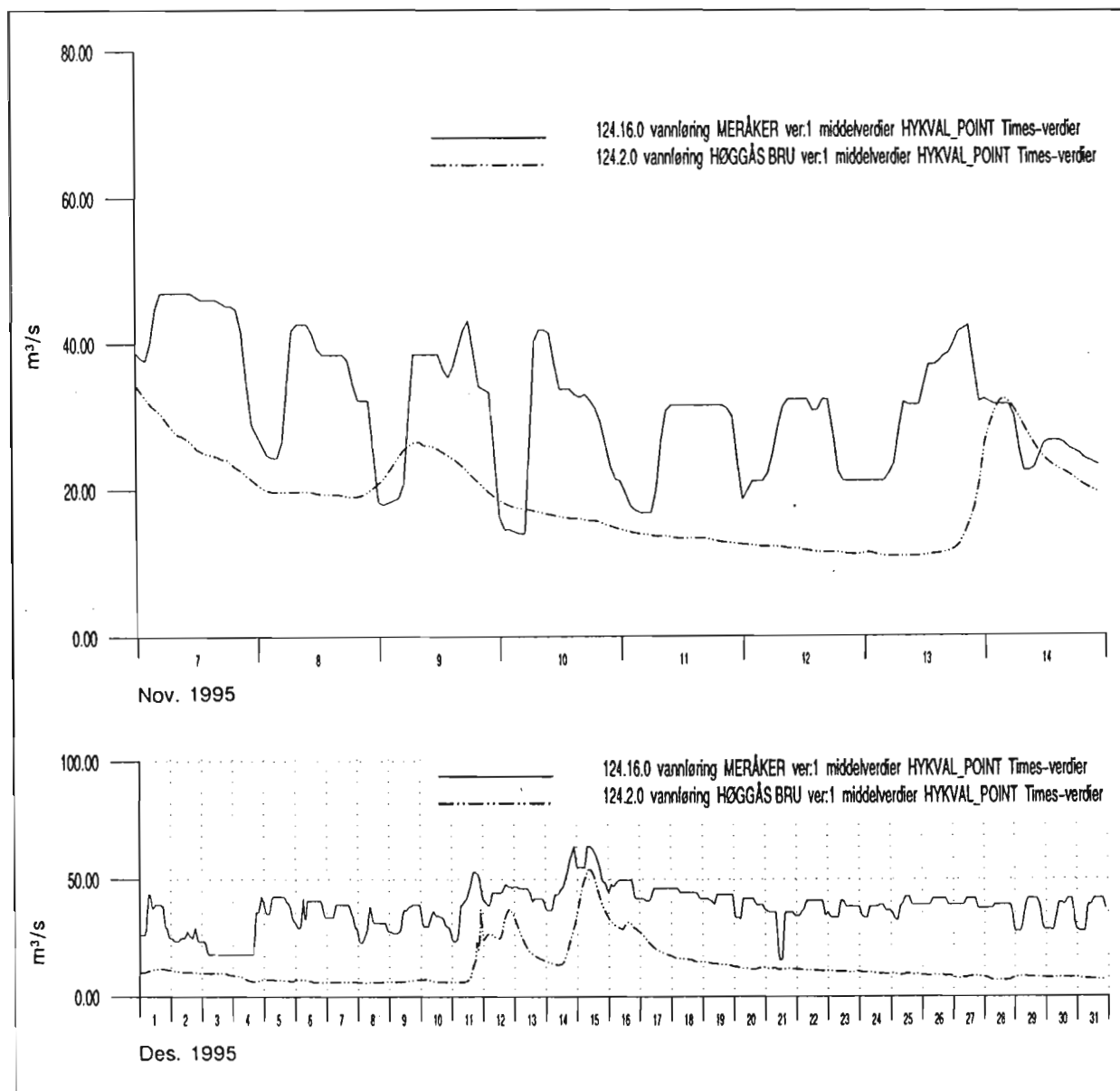
### 3.3 Døgnregulering og uforutsette endringer i vannføring

I 1994 og 1995 ble det i lange perioder kjørt døgnregulering av Meråker kraftverk, noe som medførte raske endringer i vannføringa i Stjørdalselva (fig. 4). I disse periodene, som vesentlig forekom i vinterhalvåret, kunne døgnvariasjonene i vannføring etter samløp Funna være 7-24 m<sup>3</sup>/s i døgnet, og vannføringsreduksjonen kunne være > 20 m<sup>3</sup>/s i løpet av 1-2 timer. Effektene av de raske vannføringsendringene ble ikke studert spesielt, men fra forsøk i Alta og Nidelva, og fra pågående forskningsprosjekt om effektregulering av elver finnes en del kunnskap om virkninger på ungfisk av laks, bl.a. dødelighetstall som følge av stranding (Hvidsten 1985, Arnekleiv et al. 1994, Jensen og Koksvik 1992, Forseth et al. 1995, Saltveit et al. 1999).

Fra juni 1996 har kraftselskapet, etter overenskomst med fiskeinteressene og forvaltningen, vært innstilt på en jevnest mulig drift av Meråker kraftverk. Det har likevel vært større og mindre uforutsette variasjoner i vannføringen. Sommeren 1998 førte nettutfall ved separatdrift mot Meråker Næringspark (tidligere Meraker Smelteverk) til mange raske og til dels store fall i vannføringen (fig. 5). Det ble registrert vannføringsreduksjoner på opptil 24 m<sup>3</sup>/s i løpet av meget kort tid (reduksjon i vannføring fra 36-12 m<sup>3</sup>/s). Det er ikke foretatt registreringer av hvor stor vannstandsreduksjon dette medfører eller hvor store arealer som ble tørrlagt ved de ulike hendelsene. Det er også uklart om slike raske fall i vannføringen kan kompenseres ved bruk av forbislippingsventilen i kraftverket. Denne er kun tenkt benyttet for å sikre minstevannføringen, og det vil uansett ta en viss tid fra vann slippes i avløpstunnelen til det når lakseførende strekning (ca. 2 km).

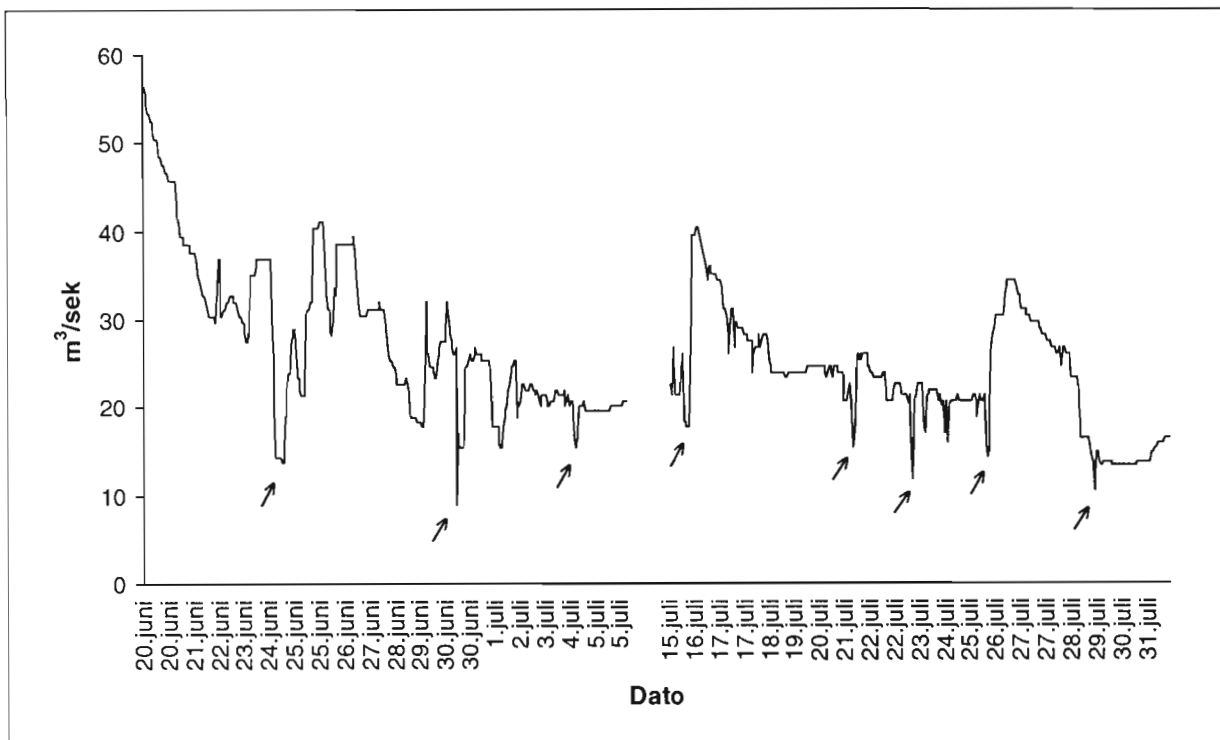
I tillegg til slike større vannføringsendringer er det observert små og kortvarige vannstandsfluktuasjoner på opp til 10 cm i enkelte perioder (egne observasjoner, Torgeir Mjøen pers. medd.). Dette har blitt betegnet som "flimmer" i vannføringen uten at vi er kjent med årsaker til slike små vannstandsfluktuasjoner.

Selv om regulanten er innstilt på å unngå episoder med raske vannføringsendringer, viser erfaringene både fra Meråker kraftverk og fra andre regulerte vassdrag (eks. Alta) at det av og til oppstår problemer med nettutfall og driftsproblemer ved kraftverk. Det vil være viktig å finne tiltak som kan hindre slike raske og store vannføringsreduksjoner som dokumentert fra Stjørdalselva.



**Figur 4** Eksempel på vannføring i Stjørdalselva grunnet døgnregulering i Meråker kraftverk. Vannføringa i uregulerte Forra er lagt inn for sammenligning.





**Figur 5.** Vannføring i Stjørdalselva etter samløp Funna i juni-juli 1998. Pilene viser raske vannføringsreduksjoner etter utfall av Meråker kraftverk.

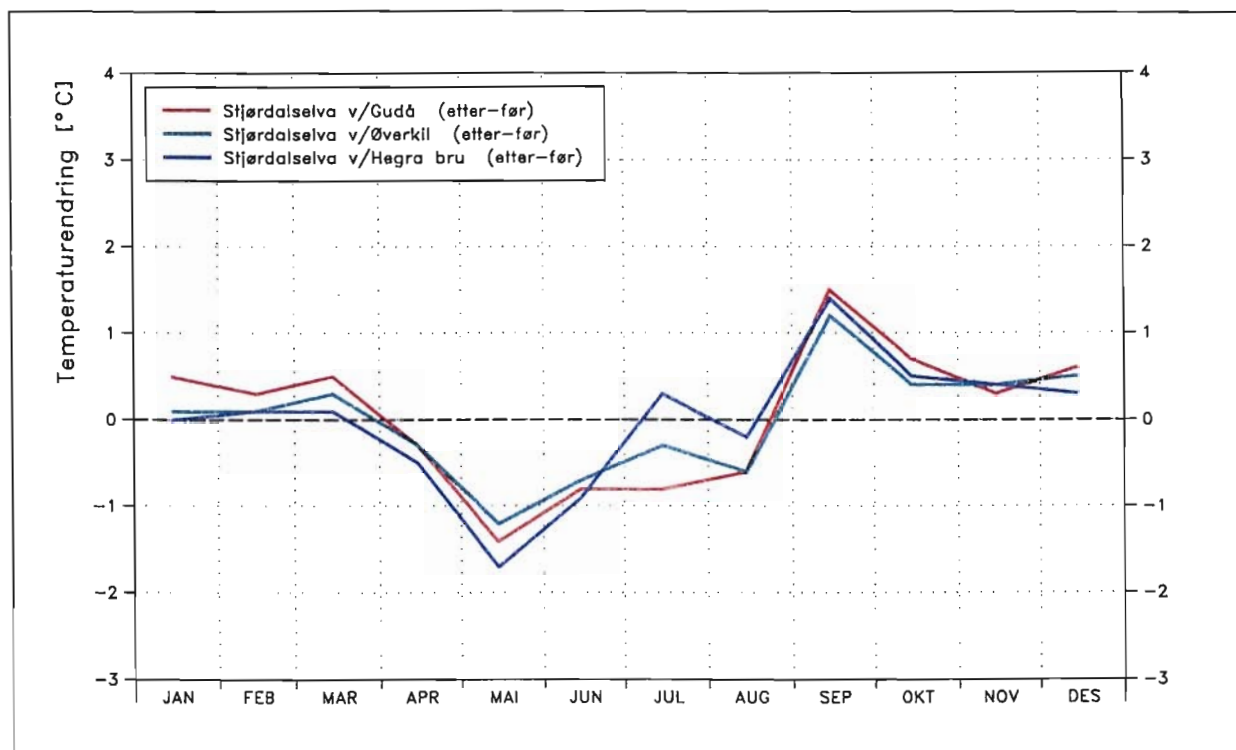
### 3.4 Vanntemperatur

NVE, Hydrologisk avdeling har opprettet en rekke målepunkter for vanntemperatur i Stjørdalsvassdraget, og temperatur- og isforholdene er godt beskrevet både før og etter reguleringen (Asvall 1995, 2000). Grovt sett har den nye reguleringa medført økt vintertemperatur, ca. 0,5 °C i øvre del, elva har blitt 1-2 °C kaldere om våren (april-juni) og litt varmere på høsten (september-oktober) (fig. 6). Størrelsen på endringene særlig sommer og høst er bestemt av de meteorologiske forholdene (normal nedkjøling) og driften av kraftverket. Endringene er jevnt over størst øverst i elva, fra Meråker og nedover til Øverkil.

### 3.5 Andre inngrep

I Stjørdalselva er det de seinere år foretatt tverrprofilmålinger som viser at elva har senka seg 0,5–2 meter siden 1925 (referert i Mjøen 1999). Årsakene til senkningen er dels naturlig elveerosjon og dels menneskelige inngrep. Eksempelvis er det foretatt en rekke forbygginger mot erosjon i sidene og utretting av elveløpet flere steder, bl.a. i forbindelse med vei- og jernbanebygging og jordvern. Slike inngrep har imidlertid vært av mindre omfang det siste tiåret. I tillegg er det tatt ut store mengder grus fra elva, mest i nedre deler, og størst mengde på 1980-tallet. Det er registrert særlig stor bunnsenkning oppstrøms de store grusuttaksstedene i elva (Stjørdal kommune 1991). Det årlige grusuttaket er betydelig redusert etter 1989. Inngrep som elveutretting, forbygging, kanalisering og grusgraving vil bidra til at vannhastigheten øker og at elvas "energi" i større grad blir kanalisert i vertikalplanet mot bunnersjon i stedet for i horisontalplanet mot dannelse av nye elveløp (jf. Dahl og Godtland 1995). Bunnsenkning i Stjørdalselva er sannsynligvis en viktig årsak til blottlegging av leire flere steder på hele

strekningen fra sjøen til Meråker. Leirflatene har vært spesielt godt synlige og lette å registrere fra helikopter under de årlige gytegroptaksringene på lav vannføring på høsten. Også på elvebredden har vi noen steder registrert endringer i blottlagt areal/bunndekke av stein i undersøkelsesperioden (1990-1999). Dette vil delvis være naturlige prosesser i elvas morfologi over tid. Imidlertid konkluderer en undersøkelse fra Gaula (Arnekleiv & Rønning 1997) med at endringer i bunnsstratet som følge av grusgraving har hatt en negativ virkning på oppvekstområder for laksefisk og ungfiskens næringsgrunnlag her.



**Figur 6.** Temperaturrendringer i Stjørdalselva etter utbygging av Kraftverkene i Meråker. Midlen av differanser mellom utvalgte månedsmidler før og etter igangsetting av Meråker kraftverk. (Data fra NVE, Asvall 2000).

## 4 VANNKVALITET OG BEGROING

### 4.1 Innledning

Det har ikke vært utført noen egen vannkvalitetsundersøkelse i forbindelse med fiskeundersøkelsen. Vannkvaliteten i vassdraget er likevel godt beskrevet gjennom andre undersøkelser. Undersøkelser i forbindelse med verneplanarbeidet har data om vannkvalitet i hele vassdraget (Arnekleiv og Koksvik 1980). I forbindelse med planleggingen av utbyggingen ble det i 1984 utført undersøkelser innen hydrografi, ferskvannsinvertebrater og generelle resipientforhold i øvre deler av vassdraget (Arnekleiv 1985, Nøst 1985, Reinertsen og Skotvold 1984), og i perioden 1988-1990 var Stjørdalselva med i den landsdekkende elveserien i regi av NINA (Løvhøiden 1993). Etter 1990 har ikke Stjørdalselva vært del av denne serien, men LFI har jevnlig tatt vannprøver flere steder i elva i forbindelse med fiskeundersøkelsene (jf. Arnekleiv et al. 1995). Etter reguleringen foretok Reinertsen (1998) i 1997 en resipientundersøkelse i elvene ovafor Meråker, men hvor det også foreligger noe data fra Stjørdalselva ved Meråker sentrum. Likeledes har NIVA undersøkt vannkvalitet og tungmetaller i forbindelse med gruveforurensningen øverst i vassdraget (Iversen et al. 1999), og også her foreligger noe data fra øverst i Stjørdalselva. Data fra flere kilder er derfor benyttet i sammenstilling og vurdering av vannkvaliteten i Stjørdalselva før og etter siste utbygging.

Det finnes en rekke eksempler på at vannkvaliteten er endret i hele eller deler av nedbørfelt i forbindelse med kraftutbygging og overføringer. Eksempler på dette er overføring av sure nedbørfelt til mindre sure og overføring av brepåvirkede nedbørfelt til ikke-brepåvirkede områder. I Meråkerutbyggingen er det ikke ventet større endringer i vannkvalitet i noen av nedbørfeltene siden vannkvaliteten er mye lik i de påvirkete områdene. Det er heller ikke blitt overført nedbørfelt til andre vassdrag. Endringer som kan ventes er først og fremst knytta til utvasking av humus fra neddemte områder, til endrete vannførings- og erosjonsforhold og eventuelle påvirkninger fra selve anleggsdriften.

Undersøkelse av begroing (alger og mose) i elva inngikk heller ikke som egen delundersøkelse, men det har tidligere vært tatt begroingsprøver i Stjørdalselva og sideelver i Meråker som del av en resipientundersøkelse (Reinertsen og Skotvold 1984). Under smoltmerking våren 1993 observerte vi mye slam i øvre del av Stjørdalselva og en kraftig begroing flere steder. Vi samlet derfor inn kvalitative begroingsprøver fra øvre deler av Stjørdalselva og disse ble seinere analysert av NIVA. På initiativ fra fiskebiologene foretok NIVA en begroingsundersøkelse i Stjørdalselva i 1994 (jf. Arnekleiv et al. 1995), og i en resipientundersøkelse i øvre deler av vassdraget har Reinertsen (1998) tatt inn noen begroingsprøver fra Stjørdalselva i Meråker sentrum. Det ble også søkt Nord-Trøndelag E-verk om å gjenoppta begroingsundersøkelser i 1998, men dette ble ikke innvilget. Det foreligger derfor lite data om begroing etter utbyggingen, men relevante data fra de ulike undersøkelsene er sammenstilt i denne rapporten.

### 4.2 Metoder og materiale

#### 4.2.1 Vannkjemi

Analysene fra 1988-90 er foretatt etter norsk standard og måle metodene beskrevet i Løvhøiden (1993). For flere parametre er ikke data fra denne perioden direkte sammenlignbare med data fra etter 1990. For vannanalysene tatt etter 1990 er ledningsevne og pH målt i felt på

henholdsvis Aqua-lytic L21 ledningsevne måler og Hellige pH-komparator. Målingene er i hovedsak tatt i sommersesongen (mai-oktober) fra fire faste punkter i elva. Tubiditet er målt med et turbidimeter av type HACH, modell 2100 A, og vannfarge er målt kolorimetrisk med Hellige Pt-måler. Øvrige analyser er foretatt ved titrering etter metoder beskrevet i Skei et al. (1991). Data for perioden 1990-1994 er tidligere omtalt i Arnekleiv et al. (1995).

#### 4.2.2 Begroing

I 1994 utførte NIVA begroingsundersøkelse i Stjørdalselva ved lokalitetene st. 4 Flora ved Flornes, st. 6 Gudå og st. 8 Meråker sentrum. I tabell 1 er satt opp en oversikt over de tre stasjonene med prøvetakingsprogram. Beliggenheten til prøvelokalitetene går for øvrig fram av figur 2. Av ulike årsaker ble ikke alle tre stasjonene gjenstand for fullt analyseprogram. Bare en kvalitativ prøveinnsamling ble foretatt på alle stasjonene.

Tabell 1. Begroingsstasjoner i Stjørdalselva 17. og 19.08.94

Nr.	Navn	Kvalitative prøver	Kvantitative prøver	Fotoregistrering
4	Flora Camping	+		
6	Gudå	+	+	+
8	Meråker sentrum	+	+	

De kvalitative prøvene er tatt etter standard innsamlingsmetode brukt ved NIVA. Under denne type prøvetaking inngår en vurdering på stedet av dekningsgraden av de ulike begroingselementer, samt en karakterisering av substrat og strømforhold. Det blir tatt prøver av de synlige begroingselementer representative for et avgrenset stasjonsområde. Det blir også børstet steiner for å fange opp tynne belegg med kiselalger. I denne undersøkelsen har en konsentrert seg om en enkel bearbeiding der bare de viktigste og mest fremtredende begroingselementer er tatt med. Kiselalgene er derfor ikke spesielt bearbeidet.

### 4.3 Resultater og diskusjon

#### 4.3.1 Vannkjemi

Tabell 2 viser gjennomsnittsverdier av vannkjemiske målinger fra Stjørdalselva i perioden 1988-1999.

Vannkvaliteten i Stjørdalselva er karakterisert av forholdsvis høyt fargetall (gjennomsnittsverdier 20-30 mg Pt/l), noe som i hovedsak skyldes tilførsel av humus fra skog og myr. Det ble funnet et signifikant høyere fargetall for årene 1995, 1996, 1998/99 (etter utbygging) sammenlignet med årene 1991-1994 (Mann-Whitney U,  $Z = -3,64$ ,  $p < 0,001$ ). Spesielt var fargetallet høyt i 1996 (38,3 mgPt/l). I den siste perioden var gjennomsnittlig fargetall høyere øverst i elva (38,0 +/- 9,28 SD, st. 6 og 8) enn nederst i elva (29,1 +/- 10,5 SD, st. 1-4). Ett år, 1997, skiller seg ut med lave verdier for fargetall (gj.sn. 14,0 mgPt/l). Denne sommeren var spesielt nedbørfattig med lav avrenning, og sannsynligvis medførte det liten utvasking av humusstoffer og heller en sedimentasjon av humus i magasinene (jf. Reinertsen 1998).

Tabell 2. Vannkjemiske parametre fra Stjørdalselva 1988-1999

Lokalitet	Dato	pH	K25 µS/cm	Farge Pt/l	Turbiditet FTU	Tot.h. °dH	CaO mg/l	MgO mg/l	Cl mg/l	Alkalitet m.ekv./l
<b>Stjørdalselva 1988-90</b>	N obs.( )	1988-90	(44)	(44)	(44)	(44)	(0)	(44)	(44)	(44)
Gjennomsnitt		1988-90	6,81	25,2	27	2,03	2,57	0,41	2,57	0,11
Standardavvik		1988-90	0,12	6,8	11	5,21	0,67	0,12	1,41	0,03
Min		1988-90	6,52	12,4	12	0,29	1,13	0,17	0,95	0,04
Maks		1988-90	6,81	47,6	64	29	4,17	0,8	9,27	0,19
<b>Stjørdalselva 1990-94</b>	N obs.( )	1990-94	(40)	(48)	(47)	(28)	(50)	(50)	(0)	(43)
Gjennomsnitt		1990-94	6,88	32,6	27,03	2,33	0,62	4,11	2,48	
Standardavvik		1990-94	0,16	9,56	12,37	3,78	0,21	1,3	1,9	
Min		1990-94	6,5	18,8	10	0,35	0,25	2	0,25	
Maks		1990-94	7,2	63,1	64,2	19,6	1,2	8	8,25	
<b>Stjørdalselva 1995-99</b>	N obs.( )	1995-99	(46)	(55)	(45)	(0)	(55)	(55)	(55)	(55)
Gjennomsnitt		1995-99	7,03	31,1	34,0		0,59	3,70	1,57	1,22*
Standardavvik		1995-99	0,15	7,6	11,0		0,22	1,19	1,17	0,91
Min		1995-99	6,5	15,5	10		0,25	0,5	0,36	0
Maks		1995-99	7,4	52,1	60		1,63	7,0	8,9	3,75

For de fleste andre vannkjemiske hovedparametrene var det små forskjeller mellom periodene. pH-målingene viste svakt surt til nøytralt vann, med flest verdier mellom pH 6,8 og 7,0. Variasjonen i turbiditet var stor med ekstremverdier på 0,29 FTU og 29,0 FTU. På lav og middels vannføring lå verdiene i området 0,3 -1,0 FTU. Svært høy turbiditet i elvevatnet ble målt under flom i mai 1988 (23-29 FTU) og i forbindelse med anleggsarbeid våren 1993 og 1994 (5-19 FTU). Det er ikke foretatt turbiditetsmålinger etter 1995. Gjennomsnittet for ledningsevnen, som er et mål på ione-innholdet i vatnet, varierte mellom 25 og 38 µS/cm de enkelte år. Vannmassene er forholdsvis kalkfattige; total hardhet lå på mellom 0,4 og 0,7 °dH og årgjennomsnittet for Ca-innholdet var mellom 2,6 og 4,9 mg/l de enkelte år.

At fargetallet har økt og er høyest øverst i elva kan ha sammenheng med kraftutbyggingen. I forbindelse med etableringen av Tevlamagasinet er myr og skogbunn demmet ned, noe som sannsynligvis har gitt betydelig utvasking av humusstoffer. Reinertsen (1998) konkluderer med at overføring av vann til Fjergen fra Tevlamagasinet øker innholdet av humusstoffer og koliforme bakterier i innsjøen. Data fra 1984 (Reinertsen & Skotvold 1984) viser lavt innhold av humusstoffer i Fjergen (13-19 mgPt/l), mens målinger fra Stjørdalselva og Tevla de seinere årene viser betydelig humusinnhold (årlig gj.sn. 24-48 mgPt/l). Det er også sannsynlig at den økte reguleringen av Fjergen har gitt betydelig utvasking av humus fra neddemte myrområder, men oss bekjent foreligger ikke vannkjemiske analyser fra Fjergen etter reguleringen. Andre faktorer som kan gi økt humusinnhold er endringer i skogbruket og økt avrenning fra hogstflater. Det har vært stimulert til noe mer helmekanisert drift i 1990-årene, men ikke markerte endringer i avvirkning (Geir Aspenes, Stjørdal kommune, pers. medd.). Eventuell økning i avrenning fra skogsområder etter 1995 har derfor sannsynligvis betydd lite i forhold til utvasking av humus i magasinene.

Gruvedrift etter kismaterialer i Meråkerfjella startet på begynnelsen av 1700-tallet og pågikk til i 1920-åra. Dette har ført til sig av tungmetallforurenset vann fra velter og ned i vassdragene, først og fremst i sidevassdragene Gilsåa/Dalåa og Torsbjørka i Meråker. I Stjørdalselva nedafor Meråker sentrum (ved Flåan bru) er alle tilførselene fra gruveområdene blandet inn i vannmassene. Vannkvaliteten er her fortsatt påvirket av tilførselene fra gruveområdene med forhøyede verdier for kobber og sink. I 1997 og 1998 viste analyser til 14 tidspunkter en

variasjon i kobberkonsentrasjonen på mellom 1,2 og 6,8 µg/l, mens sinkkonsentrasjonene varierte mellom 2,4 og 16,5 µg/l (Iversen et al. 1999). En kobberkonsentrasjon på 6,8 µg/l skal normalt ikke forårsake noen skade på biologiske forhold, og verken NIVA's eller våre undersøkelser på bunndyr og fisk indikerer skader på biologiske forhold i Stjørdalselva. Det er imidlertid påvist dødelighet på både ungfisk og stamlaks i klekkeriet i Meråker pga. tungmetaller (T. Mjøen pers.medd.). Klekkeriet tar vann fra Stjørdalselva ovafor Nustadfoss foruten grunnvann. Det er derfor ønskelig med tettere observasjonsmateriale for å kartlegge maksimumsverdier, og eventuelt nærmere analyser på om episodiske høyere verdier kan påvirke laksen øverst i Stjørdalselva.

#### 4.3.2 Begroing (alger og moser)

De refererte begroingsdata er for det meste hentet fra Arnekleiv et al. (1995). Kvalitative prøver som ble innsamlet i april 1993 viste at arter som får stor forekomst i noe næringsrikt, men ikke markert forurenset vann hadde særlig stor forekomst. Eksempler på slike arter er grønnalgen *Daphnaldia glomerata* og *Ulothrix zonata*, kiselalgene *Diatoma elongatum* og *Ceratoneis arcus* samt gullalgen *Hydrurus foetidus*. *D. elongatum* opptrer sjelden i så store mengder som i Stjørdalselva i 1993. I blant kan den forekomme i estuarier og brakkvannsområder og dens store forekomst i Stjørdalselva våren 1993 kan muligens sees i sammenheng med at elvevannet under de pågående anleggsarbeider hadde et noe uvanlig innhold av mineraler og elektrolytter.

I tabell 3 er det satt opp en oversikt over antall arter fordelt på de ulike algeklasser som utgjorde de viktigste elementer i prøvene fra 1994. Det ble registrert totalt seks mosearter hvorav *Fontinalis dalecarlica*, *F. antipyretica*, *Blindia acuta* og *Scapania undulata* hadde størst forekomst. Av blågrønnalger var det bare tre arter hvorav *Chamaesiphon fuscus* hadde relativt stor forekomst på stasjon 8. Avtagende antall arter og mengde av blågrønnalger på de nederste stasjonene kan ha sin forklaring i avtagende substratstabilitet, siden mange av disse algene er langsomt voksende og krever et mer stabilt substrat. Grønnalgene var den mest tallrike gruppen med totalt 10 arter. Her var *Microspora amoena*, *Ulothrix zonata*, *Tetraspora gelatinosa* og *Mougeotiopsis calospora* de mest dominerende hvorav *M. amoena* viste en klart avtagende forekomst nedover i vassdraget. Av rødalgene var *Batrachospermum* et viktig innslag og viste en økende mengdemessig forekomst nedover i vassdraget.

**Tabell 3.** Antall arter av de viktigste begroingsorganismer fordelt på ulike algeklasser samt moser

	stasjon 4	stasjon 6	stasjon 8	total antall arter
Moser	3	4	3	6
Blågrønnalger	1	0	3	3
Grønnalger	8	7	6	10
Rødalger	2	1	2	2

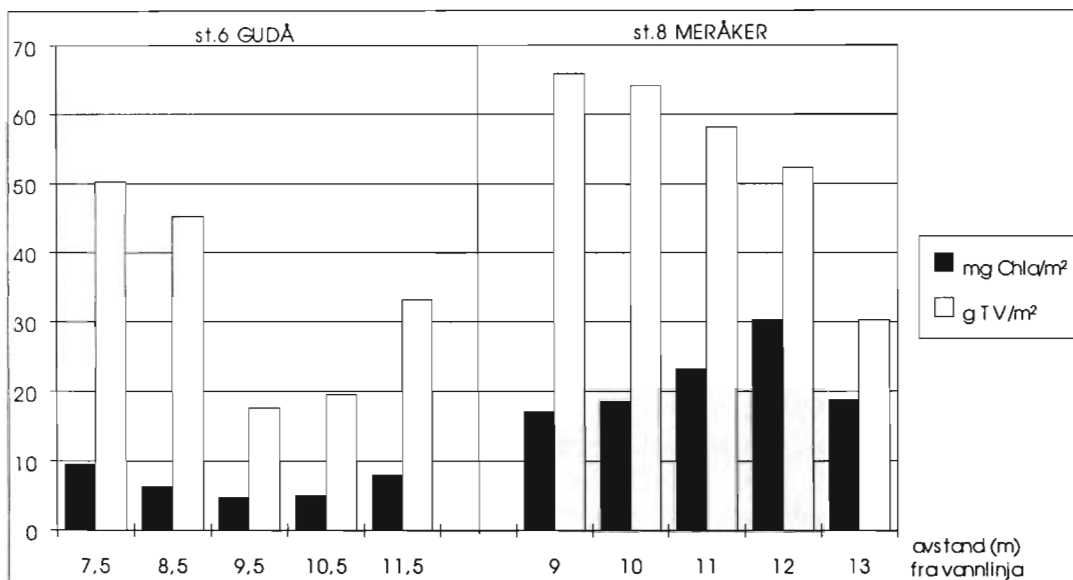
Begroingssamfunnet i Stjørdalselva har en rekke indikatorarter som viser at vannkvaliteten er ren, næringsfattig og noe elektrolyttrik. Dette gjelder i første rekke mosene *Blindia acuta* og *Scapania undulata*, blågrønnalgen *Stigonema mammosum* og grønnalgene *Mougeotiopsis calospora* og *Mougeotia* sp. Det kan imidlertid synes å være en svak næringsgradient fra st. 8 og ned til st. 4 hvor Meråker sentrum er den mest frodige lokaliteten. Det er ellers påvist en

del begroingsalger, spesielt *Microspora amoena* og *Ulothrix zonata* som en vet får økt forekomst i regulerte vassdrag.

### Fototransekter og biomasseprøver

For å gjøre en nærmere karakterisering av de kvantitative begroingsforhold i forhold til substratet, ble det gjort fotografisk registrering av elvebunnen i to områder ved stasjon 6 i 1994. Resultatene viste at bart substrat var fullstendig dominerende for dette området (jf. Arnekleiv et al. 1995). Det var med andre ord lite begroing og det lille som var, var flekkvis fordelt. Enkelte steiner med en dusk av *Fontinalis dalecarlica* gir relativt stor dekning på et enkelt bilde, men dekningsgraden totalt for et større utsnitt av elvebunnen (i dette tilfellet hele transektet) blir kraftig redusert når avstanden mellom slike steiner er stor. En av årsakene til den sparsomme mosevegetasjonen ligger i substratet som var dominert av små stein (5-15 cm). På denne lokaliteten er det klart at denne substratstørrelsen har vært ustabil med tanke på å kunne etablere større sammenhengende mosebestander.

Det ble tatt kvantitative prøver av algebegroing på to stasjoner, st. 6 Gudå og st. 8 Meråker. Stasjon 4 ble i denne forbindelse utelatt, da det var lite synlig begroing å ta prøver av. Det ble tatt 5 prøver med en meters mellomrom på hver stasjon i etablerte transekter. Figur 7 viser resultatene for begge stasjoner. Middelverdier for klorofyll a var på 6,7 og 21,6 mg Chl a/m<sup>2</sup> på henholdsvis stasjon 6 og 8. Spesielt for stasjon 6 er dette lave verdier som reflekterer tynne belegg med kiselalger og rødalgen *Batrachospermum*. Det ble dessuten påvist svært liten dekning av synlig grønnalgebegroing på bildene fra dette transektet. På stasjon 8 var klorofyllmengden generelt noe høyere og viser et noe mer frodig begroingssamfunn på denne stasjonen. Innslaget av trådformete grønnalger var da også større her.



**Figur 7.** Biomasse av algebegroing målt som mg Chl a/m<sup>2</sup> og g TV/m<sup>2</sup> på stasjon 6 Gudå og stasjon 8 Meråker i Stjørdalselva 19.08.94.

Det var på begge stasjoner et relativt lavt innhold av klorofyll i forhold til tørrvekt. Dette indikerer at prøvene var dominert av relativt klorofyllfattige elementer som kiselalger og rødalger og i mindre grad grønnalger.

Den innledende begroingsundersøkelsen i Stjørdalselva i 1993/94 synes å dokumentere normale forhold i elva. Det ble funnet en rekke indikatororganismer på en ren, næringsfattig og noe elektrolittrik vannkvalitet. Det ble ikke påvist noen form for problemvekst med stor biomasse på de undersøkte lokaliteter. Ser en bort fra tynne nærmest usynlige kiselalgebelegg som mange steder kan utgjøre 100 % dekning, viste begroingen generelt liten dekning i forhold til bart substrat. Dette kan ha sin hovedårsak i en relativt liten substratstabilitet, som også syntes å avta nedover i vassdraget. Liten dekningsgrad og lav algebiomasse kan også være et resultat av en noe spesiell sommer og at prøvetakingstidspunktet var noe forskjellig i forhold til normale topper i begroingssamfunnet gjennom året. Det finnes imidlertid ingen tidligere undersøkelser som kan bekrefte dette.

Det ble påvist en del grønnalger, spesielt *Microspora amoena* og *Ulothrix zonata*, som erfaringsmessig kan få økt forekomst ved regulering i vassdrag. Disse artene ble også registrert i elva ved Meråker sentrum i 1984 (Reinertsen og Skotvold 1984).

Helge R. Reinertsen foretok i 1997 en undersøkelse av begroing i Torsbjørka, Kopperåa, Tevla og Stjørdalselva i Meråker sentrum som del av en resipientundersøkelse i øvre del av vassdraget (Reinertsen 1998). Den subjektive vurderingen av begroingens dekning i vannførende del av elveleiene, viste mest begroing på stasjoner i Kopperåa, Tevla og ved Meråker sentrum. Moser utgjorde den vesentligste andelen av begroinger på de undersøkte lokalitetene med unntak av Kopperåa og Stjørdalselva i Meråker sentrum hvor algebegroinger var meget markerte. Med hensyn til den ene undersøkte lokaliteten i Stjørdalselva skriver Reinertsen: "Algebegroinger i området Meråker sentrum var de kraftigste som ble registrert ved prøvestasjonene, og viste kvalitative forskjeller sammenlignet med øvrige stasjoner. Dominerende arter var *Microspora amoena*, *Lemanea fluviatilis* og *Bulbochatae* sp., og også innslag av *Didymosphaenia geminata* ble registrert i dette området. Følgelig dominerte flere typiske kaldvannsarter algefloraen i Meråker sentrum sommeren 1997. Ut fra at det i dette området, som ligger nedstrøms utløp kraftstasjon, ble registrert en temperaturnedgang i august på 4,5 grader, sammenliknet med oppstrøms nevnte utløp, er det tenkelig at algeutviklingen i dette området påvirkes av utslipp av kaldt vann fra kraftstasjonen. Som tidligere nevnt er slike endringer registrert ved kraftutbygginger i Norge og utlandet (Kronborg 1967, Reinertsen 1975, Reinertsen og Kronborg 1995, Skulberg 1980 og 1974, Ward and Stanford 1979)."

Hvor langt nedover Stjørdalselva en har effekt av kraftverksvannet på algebegroingen vet vi ikke, og heller ikke de mengdemessige endringene i begroingen etter reguleringen. Vi har i perioder observert kraftig begroing i øvre del av elva, spesielt under smoltmerking om våren, uten at dette kan kvantifiseres. Det er imidlertid kjent fra andre reguleringer, bl.a. Alta, at reguleringer som gir mindre is, økt lystilgang, endret vanntemperatur, og utjevnet vannføring kan gi problemvekst av alger. I Stjørdalselva er det ikke kjent at økt begroing har hatt et slik omfang at det har skapt problemer i forhold til for eksempel utøvelse av fiske. Muligens er substratet i store deler av den øverste strekningen for ustabil til at en får utviklet slik problemvekst. Imidlertid indikerer begroingsundersøkelsen i 1997 og egne observasjoner på våren at kraftutbyggingen har påvirket begroingsforholdene i elva i retning av økt begroing.



## 5 BUNNFAUNA OG DRIVFAUNA

### 5.1 Innledning

Bunndyrene er sentrale elementer i elveøkosystemet. De er et viktig ledd i omsetningen av dødt organisk materiale fra både planter og dyr, og utgjør hovedføden for laksefisk i rennende vann. Bunnfaunaen i et vassdrag er bestemt av en rekke ulike fysisk/kjemiske og biotiske faktorer. De mange artene i et samfunn har ulike tålegrenser og krav til miljøet. Når en eller flere av miljøparametrene (eksempelvis vannføring, temperatur, substrat) endres, vil også bunndyrsamfunnet endres. Det er en rekke eksempler på beskrevne endringer av bunnfaunaen etter reguleringer, og det finnes en fyldig internasjonal litteratur om effekter av vassdragsreguleringer på bunndyrsamfunn. I Norge har det vært utført biologiske undersøkelser knyttet til vassdragsreguleringer i flere tiår. Likevel er det få eksempler på før- og etterundersøkelser som har pågått over mange år. Slike undersøkelser er, foruten i Stjørdalselva, utført i Alta (Næsje et al. 1998) og Aurlandselva (Raddum & Fjellheim 1994). Ellers er flere norske undersøkelser av reguleringseffekter på bunndyr utført i elver med redusert vannføring og terskelbygging (jf. Fjellheim et al. 1989, 1993, Fjellheim & Raddum 1996), endret temperatur og vannføring (Lillehammer & Saltveit 1984, Brittain & Saltveit 1987, Raddum & Fjellheim 1993, 1994) og i elver med hyppig varierende vannføring (Arnekleiv et al. 1994).

Bunnfaunaen vil gi en drift av organismer nedover et vassdrag. I tillegg vil en kunne få drift av dyreplankton fra innsjøer og ut i elva. Hensikten med innsamlingen av driv var å få et bilde av mengden og sammensetningen av småkreps (zooplankton og littorale former) som føres ut av inntaksmagasinerne med kraftverksvatnet. Dette drivet er antatt å ha betydning som næring både for de yngste årsklassene av fisk og for mange arter av bunndyr. Spesielt vil rovformer av bunndyr som benytter seg av fangstinnretninger (for eksempel vårfluer med fangstnett) kunne nyte godt av et slikt driv.

### 5.2 Metode

#### 5.2.1 Bunndyr

Bunnfaunaen i Stjørdalselva er undersøkt årlig i perioden 1991-1998 med som regel fire innsamlingstidspunkter pr. år; månedsskiftet april/mai, begynnelsen av juli, medio august, og oktober/november. Noen avvik fra disse periodene har forekommet, i det vi har forsøkt å unngå innsamling i perioder med høy vannføring.

Bunndyrprøvene ble samlet inn ved hjelp av to ulike metoder. Kvalitative bunndyrprøver ble tatt ved hjelp av sparkemetoden, også kalt rotemetoden. Substratet ble sparket i og vendt med føttene, og oppvirket materiale ble samlet i en håv (maskevidde 0,5 mm) som ble holdt mot bunnen nedstrøms. Hver prøve ble tatt på tid à 1 minutt, og det ble tatt to prøver pr. stasjon pr. gang; en prøve nært land og en så langt ut det var praktisk å komme med vadebukse/vadestøvler. Det ble tatt prøver fra de faste el-fiskestasjonene; totalt ni stasjoner (fig. 2). Metoden gir mye dyr i forhold til innsatsen og en god oversikt over den kvalitative faunasammensetningen. Prøvene er analysert med hensyn til artssammensetning og artsrikhet i prøveperioden.

Kvantitative bunndyrprøver ble tatt på stasjon 6 og 8 i Meråker til samme tidspunkter som sparkeprøvene. Til de kvantitative prøvene ble det benyttet en modifisert Surber-sampler.

Denne består av en aluminiumsboks med åpning i front og en håv påsydd i bakkant. Ramma som trykkes ned mot elvebunnen hadde innvendig areal på  $0,148 \text{ m}^2$ , og håvposen hadde maskevidde 0,5 mm. Prøvene ble tatt ved å virvle opp substratet til ca. 10 cm dyp innenfor rammen, pusse av steiner og lignende slik at bunndyrene og organisk materiale blir ført med strømmen inn i håvposen. På hver stasjon ble det tatt 5-10 prøver hver gang. Prøvene ble deretter fiksert i 96 % etanol, og tatt med på laboratoriet hvor sortering og artsbestemmelse ble gjort under stereolupe.

Maskevidden (0,5 mm) som ble benyttet i både rotehåv og surbersamplere vil ikke kunne fange opp de aller minste stadiene av en del bunndyr. Metodene vil også kunne gi en viss underrepresentasjon av bunndyr som er sterkt knyttet til bunnen, slik som snegler og vårfluer med tunge hus. Også ved bearbeiding av bunndyrmaterialet vil enkelte små grupper og livssyklusstadier lett bli oversett. Dette gjelder f.eks. hydroider som ved spritfiksering ruller seg sammen til små kuler, samt rundormer og de minste fjærmygglarvene. Flere personer har vært involvert i både grovsortering og artsbestemming, noe som kan medføre noe avvik mht. hvilket taksonomisk nivå individene er bestemt til.

Dyreplankton ble utelatt fra bunndyrprøvene fordi det fanges opp gjennom drivprøvene (se nedenfor).

For å avdekke eventuelle signifikante endringer i individtetthet i perioden før siste regulering (1991-93) sammenlignet med perioden etter reguleringa (1994-98), ble t-test (independent sample) benyttet. Signifikansnivået ble satt til 0,05. Vanskeligheter med å oppfylle forutsetningene for parametriske tester pga. ikke normalfordelte data selv etter logtransformering og stor andel nullverdier, gjorde at endringer i bunndyrfaunaen ble statistisk testet kun på gruppenivå.

### 5.2.2 Drivfauna

For å få et mål på tilførselen av næringsdyr fra magasinene med kraftverksvannet, ble det tatt prøver av drivet av småkreps (plankton og littorale former).

Drivprøvene ble innsamlet sommer/høst og primært på de øverste stasjonene i anadrom strekning (dvs. st. 7b og 8). I tillegg ble det tatt prøver i Funna fram til 1998 og på stasjon 4 og 6 fra 1998. Stasjonen i Funna ble etter hvert utelatt av programmet da det viste seg at planktonmengden på stasjon 7b stort sett gjenspeilte forekomstene i Funna. Dette skyldes at det sannsynligvis foregår liten innblanding av vatnet fra Funna før det når stasjon 7b. Stasjonene 4 og 6 ble opprettet som tilleggstasjoner for å få et bilde av mengden planktondriv nedover i elva. I 1999 ble det også tatt noen få prøver i Dalåa like ovenfor Nustadfoss for å få et mål på produksjonen av småkreps ovenfor tilførselen av kraftverksvatnet.

Ved hver innsamlingsdato ble det ved hjelp av ei bøtte silt 1000 l vatn gjennom en planktonduk med maskestørrelse på  $90\mu$ . Prøvene ble tatt i områder med såpass høy strømhastighet at hver bøttefylling bestod av nytt vann. Avsilet ble fiksert og senere analysert på lab.

## 5.3 Resultater

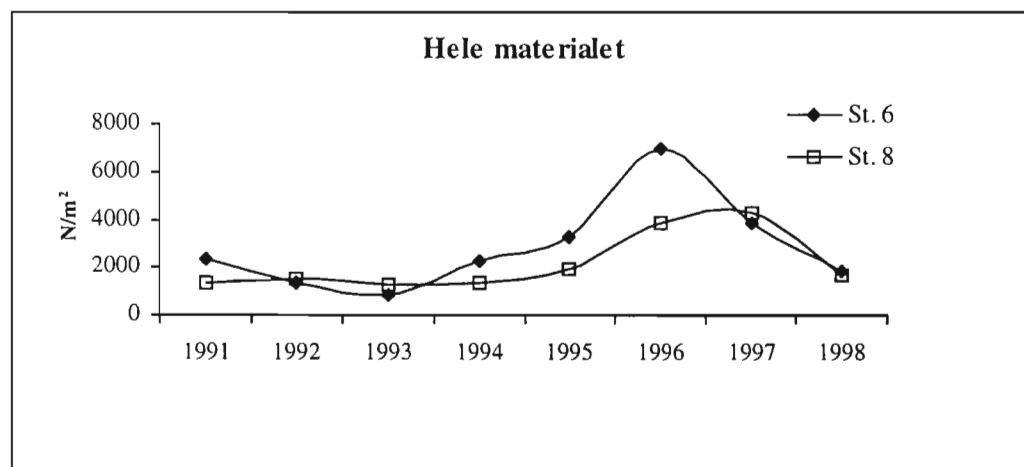
### 5.3.1 Tetthet av bunndyr

#### *Totale bunndyrmengder*

Den gjennomsnittlige tettheten (antall individer/m<sup>2</sup>) av bunndyr fra de kvantitative prøve-takingene var signifikant høyere i årene etter siste regulering (1994-98) sammenlignet med årene før regulering (1991-93) på st. 6, men ikke på st. 8 (tab. 4). Før regulering lå tettheten på st. 6 mellom 800 og 2400 ind./m<sup>2</sup>. Etter regulering økte den til en markant topp i 1996 på over 7000 ind./m<sup>2</sup> (fig. 8). Et lignende forløp ble avdekket på st. 8: før regulering lå tettheten relativt stabil på rundt 1500 ind./m<sup>2</sup>, mens den etter regulering økte til 3900 og 4300 ind./m<sup>2</sup> henholdsvis i 1996 og 1997. I 1998 hadde tettheten på begge stasjonene avtatt til "normalt" nivå på 1500-2000 ind./m<sup>2</sup>.

**Tabell 4.** T-test (independent two-sample) av gjennomsnittlig månedlig tetthet hos bunndyrgrupper og hele materialet i perioden før (1991-93) sammenlignet med perioden etter siste regulering (1994-98). Signifikante p-verdier er uthevet.

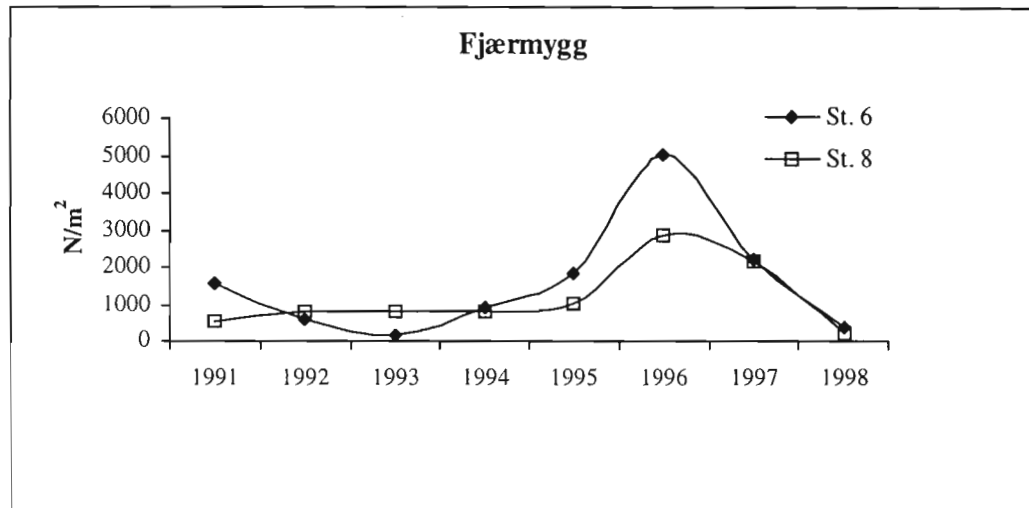
	Stasjon 6			Stasjon 8		
	t	df	p	t	df	p
Fjærmygg	-2,12	20,19	<b>0,047</b>	-0,73	17,76	0,477
Døgnfluer	-1,68	17,18	0,111	-1,42	17,60	0,174
Steinfluer	-3,48	20,94	<b>0,002</b>	-4,04	14,29	<b>0,001</b>
Vårfluer	-3,26	23,40	<b>0,003</b>	-0,69	13,02	0,500
Hele materialet	-1,52	16,96	<b>0,022</b>	-1,52	15,43	0,149



**Figur 8.** Gjennomsnittlig årlig individtetthet (antall/m<sup>2</sup>) av bunndyr i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

### Fjærmygg

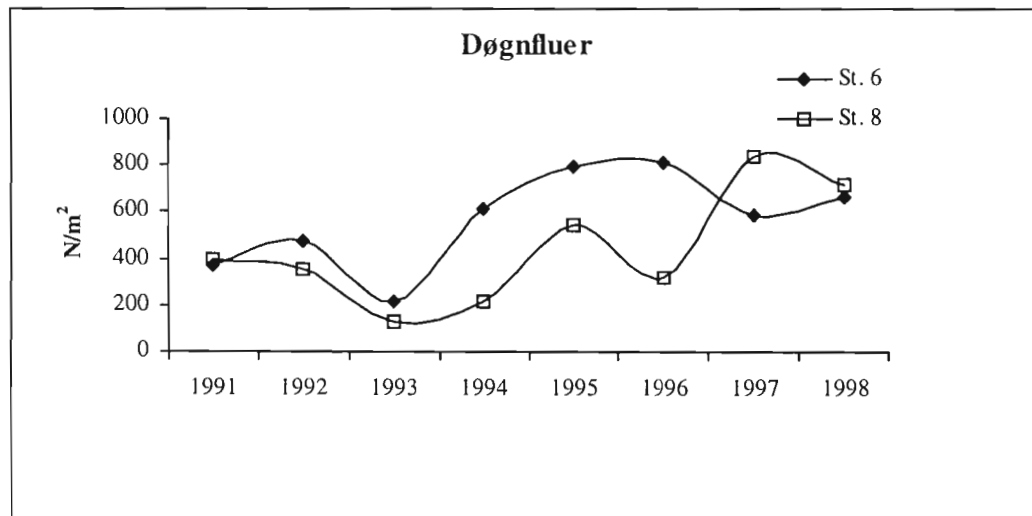
Den gjennomsnittlige tettheten (antall individer/m<sup>2</sup>) av fjærmygglarver var signifikant høyere i den undersøkte perioden etter siste regulering (1994-98) enn i perioden før regulering (1991-93) på st. 6, men ikke på st. 8 (tab 4). Før regulering varierte tettheten på st. 6 fra snaut 200 til vel 1500 ind/m<sup>2</sup> (fig. 9). Etter regulering svingte tettheten fra 400 til en markant topp i 1996 på over 5000 ind./m<sup>2</sup>. St. 8 hadde før reguleringa en tetthet på 500-800 ind./m<sup>2</sup>, mens den etter reguleringa varierte fra vel 200 til en topp på snaut 3900 ind./m<sup>2</sup> i 1996.



**Figur 9.** Gjennomsnittlig årlig individtetthet (antall/m<sup>2</sup>) av fjærmygglarver i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

### Døgnfluer

Den gjennomsnittlige tettheten (antall individer/m<sup>2</sup>) av døgnfluelarver var gjennomgående noe høyere etter regulering (1994-98) enn før regulering (1991-93), både på st. 6 og st. 8 (fig. 10). Økningen var likevel ikke signifikant på noen av stasjonene (tab. 4). Det var store svingninger innen periodene med et minimumsnivå i 1993 på begge stasjonene og et maksimumsnivå i 1996 (st. 6) og 1997 (st. 8). Dette bildet gjenspeiles i stor grad hos den dominerende arten *Baetis rhodani* (vedlegg 1). Tettheten av *Heptagenia dalecarlica* på begge stasjoner ser ut til å ha økt fra 1993/94 med unntak av en nedgang i 1998. Innslag av *Leptophlebiidae* og *Siphonurus* sp. ble kun registrert i perioden etter regulering (1994-98).

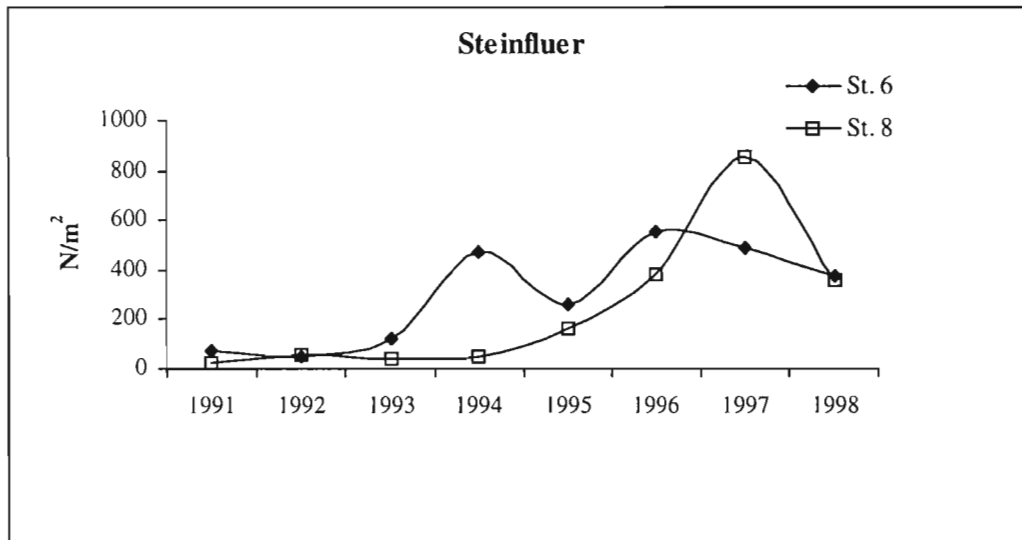


**Figur 10.** Gjennomsnittlig årlig individtetthet (antall/m<sup>2</sup>) av døgnfluelarver i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

### Steinfluer

Steinfluelarvene hadde signifikant høyere årlig gjennomsnittlig tetthet (antall individer/m<sup>2</sup>) i perioden 1994-98 (etter regulering) sammenlignet med perioden 1991-93 (før regulering), både på stasjon 6 og 8 (tab. 4). På st. 6 skjedde økningen raskt fra 1993 til 1994, mens på st. 8 økte tettheten nær eksponensielt fra 1994-97, men med klar nedgang i 1998 (fig. 11).

Selv om tettheten hos arter innenfor slekta *Leuctra* steg noe etter reguleringa, var det først og fremst *Amphinemura borealis* og *Amphinemura* sp. som forårsaket den sterke økningen hos steinfluene som gruppe (vedlegg 2). Hos *Diura nanseni* varierte tettheten mye både på stasjon 6 og 8 innen begge periodene. Mellom periodene var det imidlertid små forskjeller i gjennomsnittlig tetthet.



**Figur 11.** Gjennomsnittlig årlig individtetthet (antall/m<sup>2</sup>) av steinfluelarver i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

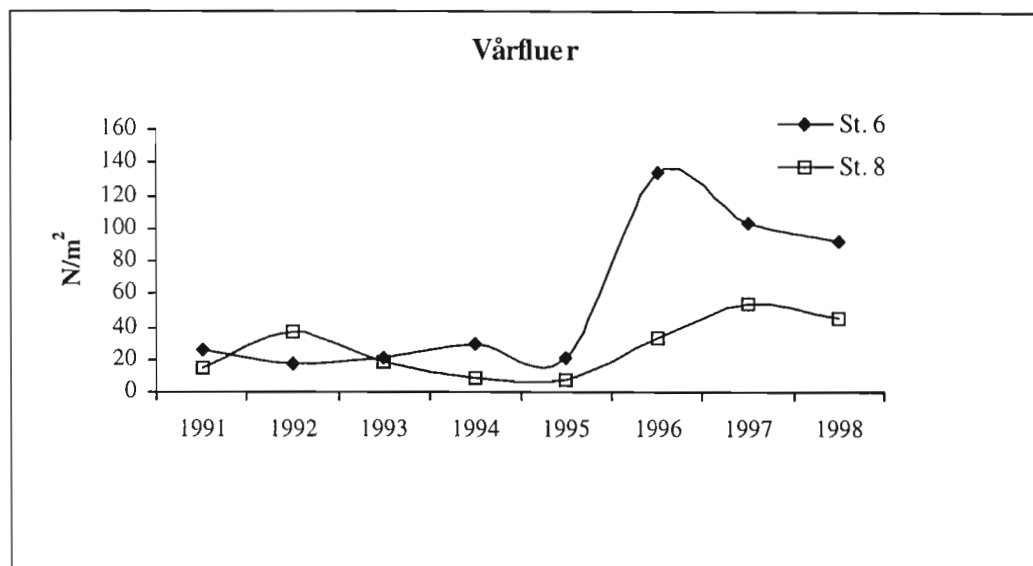
### Vårfluer

Vårfluelarvene viste en signifikant høyere årlig gjennomsnittlig tetthet (antall individer/m<sup>2</sup>) etter regulering (1994-98) enn før regulering (1991-93) på stasjon 6, men ikke på st. 8 (tab. 4). På st. 6 svingte tettheten mellom 20 og 30 ind./m<sup>2</sup> fra 1991-95, mens den i perioden 1996-98 varierte fra 90 til 135 ind./m<sup>2</sup> (fig. 12). På stasjon 8 var det en mindre økning fra 1995 til 1997, men lignende tettheter ble også registrert i 1992.

Den relativt sterke økningen i tetthet på st. 6 fra årene før utbygging til årene etter utbygging kan i hovedsak tilskrives *Rhyacophila nubila* og *Apatania* sp. (vedlegg 3). *Polycentropus flavomaculatus* og *Oxyethira* sp. ser også ut til å ha økt noe i årene etter utbygging. *Glossosoma* sp. var eneste taxa innenfor vårfluene som hadde klar nedgang i tetthet etter utbygging. Tendensene beskrevet ovenfor gjelder også st. 8, men i mindre grad.

### Andre grupper

Hos de fleste øvrige grupper var det få klare forskjeller med hensyn til tetthet i årene før (1991-1993) sammenlignet med årene etter regulering (1994-98) (tab. 5). Vannmidd og damsnegler hadde imidlertid klart lavere tettheter etter regulering enn før regulering (gjelder st. 8). Knottlarvene hadde vesentlig høyere årlig gjennomsnittlig tetthet etter regulering (1994-98) enn før regulering (1991-93), både på stasjon 6 og 8 (tab. 5).



**Figur 12.** Gjennomsnittlig årlig individtetthet (antall/m<sup>2</sup>) av vårfluelarver i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

**Tabell 5.** Gjennomsnittlig årlig individtetthet (antall /m<sup>2</sup>) hos bunndyrgrupper i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998

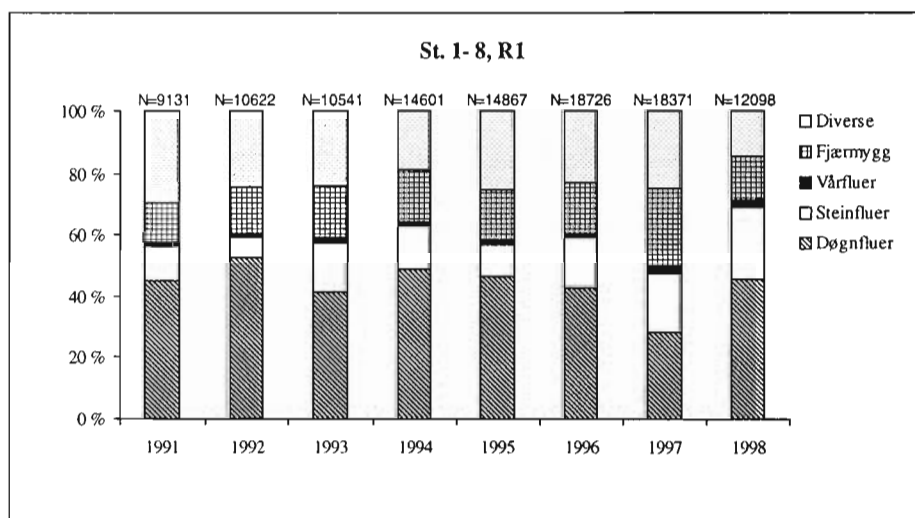
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<b>Stasjon 6</b>								
Rundormer		0,2	0,3	0,7		4,8		1,7
Damsnegler	29,8	7,5	5,9	19,8	17,6	18,4	12,7	15,3
Skivesnegler	0,5			0,2				
Kule- og ertemuslinger	0,5	0,5	1,9				0,5	1,4
Fåbørstemark	147,4	127,5	69,8	106,6	131,2	131,9	119,8	120,3
Vanntråkkere				0,2				
Vannkalver			0,2	0,3				0,3
Vannkjærer		0,2						
Elvebiller	24,0	10,4	1,4	1,4	1,7	7,4	16,7	17,0
Stankelbein	36,2	14,7	10,2	40,7	35,6	53,5	27,6	11,9
Småstankelbein							2,3	
Sommerfuglmygg					0,7		3,2	1,3
Knott	0,9	0,9	8,6	6,1	21,0	124,8	94,9	8,1
Sviknott	12,2	13,3	5,8	14,2	16,6	45,5	33,9	13,9
Tovinger	7,7	34,6	13,2	17,1	74,6	3,3	24,9	19,0
Vannmidd	100,8	59,0	91,2	38,1	79,7	81,4	92,7	100,3
<b>Stasjon 8</b>								
Rundormer		0,2	1,9	7,8		2,1	0,5	7,5
Damsnegler	58,8	42,7	29,6	19,2	2,7	7,2	6,3	3,4
Kule- og ertemuslinger	0,5	0,2	0,4					0,3
Fåbørstemark	112,5	75,0	86,0	63,2	37,7	44,9	45,7	101,0
Vannkalver		0,2		0,2				
Elvebiller	16,3	19,4	4,5	6,2	1,9	7,2	19,9	10,5
Stankelbein	20,3	11,3	10,8	12,4	16,3	33,1	37,5	4,1
Småstankelbein							0,5	0,3
Sommerfuglmygg							1,4	
Knott		2,5	1,7	4,4	21,4	139,4	161,4	116,3
Sviknott	34,4	18,8	19,2	27,0	17,9	25,6	26,2	13,9
Tovinger	13,1	10,4	9,1	25,6	16,8	2,3	32,1	17,0
Vannmidd	160,9	118,0	119,1	85,1	43,7	44,1	71,4	25,4

### 5.3.2 Faunasammensetning - kvalitative prøver

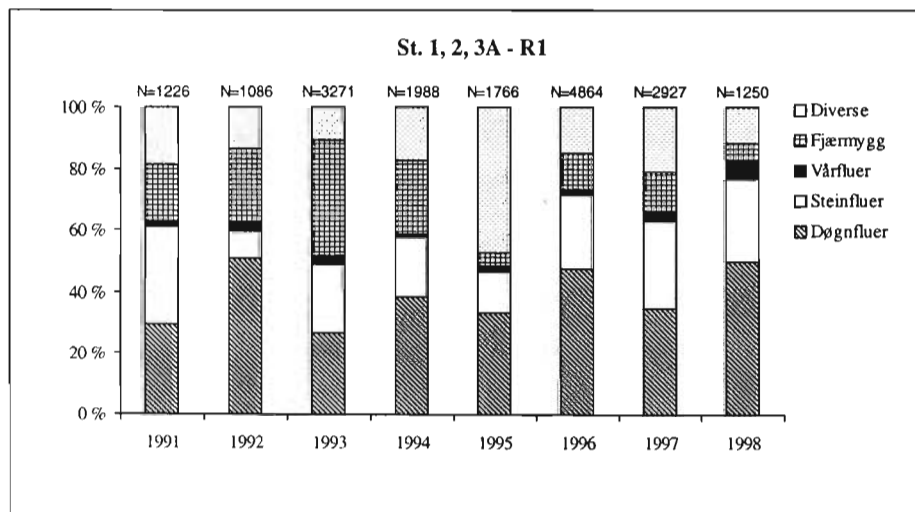
#### Bunndyrgrupper

Andelen av dominerende bunndyrgrupper i Stjørdalselva var relativt stabil i perioden 1991-98 når alle stasjonene sees under ett (fig. 13). Et noe mer nyansert bilde kan avdekkes dersom elva deles i en nedre, en midtre og en øvre del (fig. 14-16). Fjærmygg hadde gjennomgående lav andel av bunndyrene i elvas nedre del etter 1994, sammenlignet med perioden 1991-93. I øvre del var trenden nær motsatt: fjærmygg utgjorde en større andel av bunndyrfaunaen i perioden 1994-98 enn i 1991-93. Andelen døgnfluer viste ingen klar trend mellom periodene i noen av elvedelene, men så ut til å avta nedover i elva. Heller ikke hos steinfluer og vårfluer var det tydelige tendenser mellom år innen noen av elvas tre deler. Vårfluene hadde imidlertid klart størst andel i 1998 i de to nederste delene, mens steinfluene hadde størst andel i 1997 og 1998 i den øverste delen.

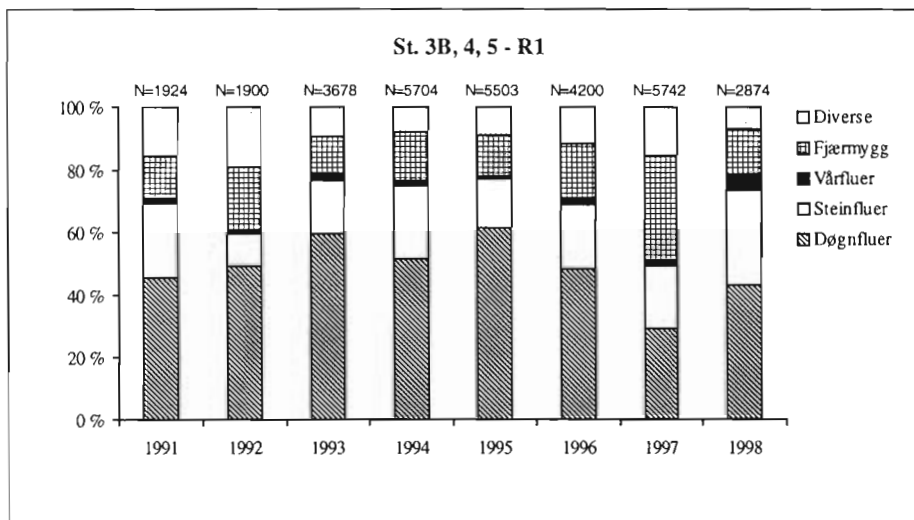
Diversegruppa ble dominert av vannmidd, fåbørstemark, knott- og stankelbeinlarver. Blant biller var elvebiller den klart største gruppa og bestod vesentlig av *Elmis aenea*, men også enkelte *Limnis volckmari*.



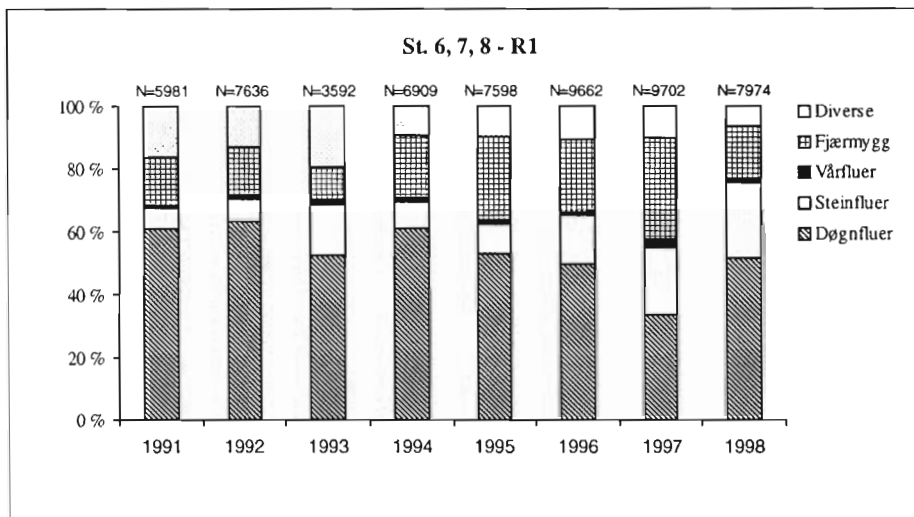
**Figur 13.** Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper i Stjørdalselva (stasjon 1-8 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998.



**Figur 14.** Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper i Stjørdalselvas nedre del (stasjon 1, 2, og 3A slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998.



**Figur 15.** Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper i Stjørdalselvas midtre del (stasjon 3B, 4, og 5 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998.



**Figur 16.** Prosentvis fordeling av bunndyrgrupper i Stjørdalselvas øvre del (stasjon 6, 7, og 8 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998.

## Artssammensetning

### Døgnfluer

*Baetis rhodani* fulgt av *Ephemelrella aurivillii* var de dominerende døgnflueartene i alle deler av elva både før og etter siste regulering (tab. 6-8). Ingen av de to nevnte artene hadde klare trender i den prosentvise fordelingen mellom år. *Heptagenia dalecarlica* hadde imidlertid økt sin andel noe i årene etter regulering sammenlignet med årene før regulering. Tendensen ser ut til å øke oppover i elva. *Baetis subalpinus*/sp. hadde en prosentvis reduksjon øverst i elva etter 1993.

Døgnfluenes artsantall viste kun mindre variasjoner innen alle deler av elva i perioden 1991-98. Artssammensetninga har derimot endret seg noe. Individuer innefor slektene *Parametetus*



og *Siphonurus* var fraværende i årene før siste regulering, men ble funnet i lave andeler på alle tre sonene i perioden etter siste regulering. Samme forhold ble avdekket hos *Metretopus* og *Leptophlebia* i nedre del og *Centroptilum luteolum* i nedre og midtre elvedel. Paraleptophlebia var eneste døgnfluetaxon som med sikkerhet kun ble funnet i årene før siste regulering (nedre del).

Dersom både roteprøver og surberprøver slås sammen ble det registrert 15 døgnfluearter i perioden før siste regulering (1991-93), 19 arter i perioden etter reguleringa (1994-98) og totalt 20 arter gjennom hele undersøkelsesperioden.

**Tabell 6.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av døgnfluer i Stjørdalselvas nedre del (stasjon 1, 2 og 3A slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Art/taxon - st.1, 2, 3A	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	7,5	12,9	3,1	4,8	10,5	2,4	8,9	2,9
<i>B. muticus</i>	3,1	1,4	3,9	5,7	12,2	7,2	0,2	0,3
<i>B. muticus/niger</i>	0,8		0,1			0,1	10,3	2,7
<i>B. niger</i>			0,1			0,1		
<i>B. rhodani</i>	25,0	73,6	63,3	55,7	50,5	60,1	32,6	48,1
<i>B. subalpinus</i>	3,6		1,6					
<i>Baetis</i> sp.	9,2							1,1
<i>Centroptilum luteolum</i>						0,1		
<i>Ameletus inopinatus</i>	0,6	0,2	0,8	11,9	1,7	3,0	1,8	0,6
<i>Parameletus chelififer/minor</i>								0,2
<i>Siphonurus</i> sp.					0,8		0,3	
<i>Metretopus</i> sp./borealis								0,5
<i>Heptagenia joernensis</i>			0,9	0,4	1,7	1,2	1,9	3,5
<i>H. dalecarlica</i>	14,4	8,5	4,4	6,6	16,4	13,4	21,0	9,8
<i>H. sulphurea</i>				0,6		0,2	0,1	
<i>Heptagenia</i> sp.	8,6		1,2					
<i>Leptophlebia marginata</i>								0,2
<i>L. vespertina</i>				0,1				
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	0,3							
<i>Ephemera danica</i>			0,1	0,1				
<i>Ephemerella aurivillii</i>	9,7	2,9	19,2	11,9	5,8	10,6	19,4	25,8
<i>E. mucronata</i>	0,6	0,5	1,2	1,8	0,3	1,7	3,4	4,2
<i>Ephemerella</i> sp.	16,7			0,1				
<b>Antall arter</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>11</b>

**Tabell 7.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av døgnfluer i Stjørdalselvas midtre del (stasjon 3B, 4 og 5 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Midtre del - st. 3B, 4, 5	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Baetis lapponicus</i>			0,05					
<i>B. fuscatus/scambus</i>	2,6	14,2	2,0	6,2	4,5	0,9	6,2	
<i>B. muticus</i>	0,5	0,2	0,2	0,3	0,8	5,0	0,2	2,3
<i>B. muticus/niger</i>	0,1		0,1		0,1		5,7	2,2
<i>B. niger</i>		0,2				0,1		
<i>B. rhodani</i>	31,4	63,0	71,4	65,4	50,6	50,1	35,1	58,1
<i>B. subalpinus</i>	2,4		0,6	0,1				
<i>B. subalpinus/vernus</i>			0,1		0,4	0,1	0,5	
<i>Baetis</i> sp.	16,5			0,8				1,5
<i>Centroptilum luteolum</i>						0,05	0,1	
<i>Ameletus inopinatus</i>	0,6	1,6	0,6	0,9	0,6	1,2	0,7	0,2
<i>Parameletus chelifer/minor</i>								0,1
<i>Siphonurus</i> sp.					0,1			
<i>Heptagenia joernensis</i>				0,6	0,1	0,2	0,9	2,4
<i>H. dalecarlica</i>	12,9	5,1	3,2	4,4	4,6	18,2	19,6	8,1
<i>Heptagenia</i> sp.	8,4	0,6	0,3			0,05		7,9
<i>Leptophlebia vespertina</i>			0,05					
Leptophlebiidae indet.				0,03			0,1	
<i>Ephemerella aurivillii</i>	21,5	9,4	17,6	17,1	4,4	18,6	27,9	15,6
<i>E. mucronata</i>	2,4	5,6	3,9	4,0	0,7	5,5	3,1	1,6
<i>Ephemerella</i> sp.	0,8				33,1			
<b>Antall arter</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>8</b>

**Tabell 8.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av døgnfluer i Stjørdalselvas øvre del (stasjon 6, 7 og 8 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Øvre del - st. 6,7,8	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	0,2	2,1	3,0	0,02	10,5	0,1	1,9	0,1
<i>B. muticus</i>	0,5	0,2	0,1	0,05	0,7	1,0	0,1	0,02
<i>B. muticus/niger</i>			0,1			0,02	0,6	0,2
<i>B. niger</i>	0,03	0,1				0,2		0,02
<i>B. rhodani</i>	51,5	76,4	43,8	72,6	53,9	72,1	51,7	69,1
<i>B. subalpinus</i>	0,3	1,7	2,6					
<i>B. subalpinus/vernus</i>					0,2		0,5	
<i>Baetis</i> sp.	12,4			0,02				0,4
<i>Centroptilum luteolum</i>				0,02		0,02	0,03	0,02
Baetidae indet.			0,1					
<i>Ameletus inopinatus</i>	1,0	0,8	1,3	0,6	1,3	1,0	0,9	0,9
<i>Parameletus</i> sp.					0,02			
<i>Siphonurus</i> sp.					0,1			0,1
<i>Heptagenia joernensis</i>		0,2	0,5	0,05	0,7	0,2	0,8	0,3
<i>H. dalecarlica</i>	0,8	1,1	1,1	1,0	1,5	3,1	10,2	2,9
<i>H. sulphurea</i>				0,02				
<i>Heptagenia</i> sp.	1,0	0,1	0,2		0,05			
<i>Leptophlebia vespertina</i>	0,03							
Leptophlebiidae indet.			0,1		0,02	0,1		0,05
<i>Ephemerella aurivillii</i>	28,1	9,8	41,2	18,1	7,6	12,2	25,8	21,7
<i>E. mucronata</i>	3,8	7,6	6,0	7,4	3,4	10,1	7,7	4,0
<i>Ephemerella</i> sp.	0,3				19,9			
<b>Antall arter</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>12</b>

### Steinfluer

Hos steinfluelarvene hadde *Amphinemura borealis* en klart høyere andel, mens *Diura nanseni* hadde tydelig lavere andel i årene etter siste regulering, sammenlignet med årene før reguleringa. Dette gjaldt imidlertid kun i elvas øvre del; på de to nederste sonene var det ingen entydige trender (tab. 9-11).

*Xanthoperla apicalis* var eneste steinflueart som kun ble funnet i perioden etter utbygginga på samtlige deler av elva. *Diura bicaudata* ble også funnet kun i denne perioden, men bare på midtre del. Ingen steinfluearter ble med sikkerhet påvist kun i perioden før utbygging.

Artsantallene hadde relativt store svingninger mellom de enkelte årene i alle deler av elva. Likevel var det ingen tydelige trender verken innen perioden før siste utbygging eller innen perioden etter utbygginga. Det var også små forskjeller mellom de to periodene.

Dersom både roteprøver og surberprøver slås sammen ble det registrert 18 steinfluearter i perioden før siste regulering (1991-93), 23 arter i perioden etter reguleringa (1994-98) og totalt 23 arter gjennom hele undersøkelsesperioden.

**Tabell 9.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av steinfluer i Stjørdalselvas nedre del (stasjon 1, 2 og 3A slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Nedre del - st. 1, 2, 3A	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Diura nanseni</i>	15,7	46,9	20,8	23,2	18,9	13,4	11,0	25,4
<i>Isoperla grammatica</i>			0,6	0,5	2,6	0,3	0,1	
<i>Isoperla obscura</i>				0,3	0,9	0,1		
<i>Isoperla</i> sp.	0,8			0,8	3,1	0,3	1,1	1,5
<i>Dinocras cephalotes</i>	0,3			0,3				
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1,8		0,6	1,1	0,4	0,7	1,5	1,5
<i>Xanthoperla apicalis</i>					1,3			
Chloroperlidae indet.							0,7	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	0,8		0,4		0,4	0,3	0,1	0,3
<i>Brachyptera risi</i>	0,3	7,1	0,6	1,6	0,4	2,9	2,4	1,8
<i>Amphinemura borealis</i>	24,9	35,7	44,6	46,4	53,5	27,5	22,0	38,8
<i>Amphinemura standfussi</i>	0,8	1,0						
<i>Amphinemura standfussi/sulcicollis</i>								4,1
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	8,5		0,1	8,0	2,6	8,1		
<i>Amphinemura</i> sp.	4,1		0,3			1,6	12,9	0,3
<i>Nemoura cinerea</i>						0,1		
<i>Nemoura</i> sp.		1,0			1,3	0,2	0,2	0,6
<i>Protonemura meyeri</i>			0,1	0,5		0,2	0,2	
<i>Capnia atra</i>				1,3	0,4	0,1		
<i>Capnia pygmaea</i>	2,1							
<i>Capnia</i> sp.	17,7		23,7		0,4	35,4	40,5	18,9
<i>Capnopsis schilleri</i>				1,3		0,2		
<i>Leuctra digitata</i>	3,3				2,6			
<i>Leuctra fusca</i>	2,1	8,2		8,0		2,7	6,1	0,6
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	8,2		7,8	3,2	11,0			4,7
<i>Leuctra hippopus</i>			0,6	3,2		1,0	0,5	1,2
<i>Leuctra nigra</i>				0,3		0,2	0,1	
<i>Leuctra</i> sp.	8,7					4,8	0,5	0,3
<b>Antall arter</b>	<b>12</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>12</b>	<b>11</b>

**Tabell 10.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av steinfluer i Stjørdalselvas midtre del (stasjon 3B, 4 og 5 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Midtre del - st. 3B, 4, 5	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Diura bicaudata</i>					0,5			
<i>Diura nanseni</i>	28,1	25,5	37,5	9,1	14,4	23,2	9,2	10,1
<i>Isoperla grammatica</i>				0,8			0,7	
<i>Isoperla obscura</i>				0,1			0,1	
<i>Isoperla</i> sp.	0,9	0,5	0,9	0,5		0,5	0,2	1,0
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1,1	0,5	0,6	0,1	0,2	0,2	0,1	
<i>Xanthoperla apicalis</i>					0,2			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	0,7		0,5	1,0		0,2	0,4	
<i>Brachyptera risi</i>	2,0	4,7	2,3	2,4	1,9	3,2	3,2	5,9
<i>Amphinemura borealis</i>	15,1	44,3	35,5	29,1	73,8	30,8	17,4	61,8
<i>Amphinemura standfussi</i>	0,4	0,5		0,1		0,3		
<i>Amphinemura standfussi/sulcicollis</i>					0,5			5,5
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	6,5	0,5		1,4	4,4	3,5		
<i>Amphinemura</i> sp.	5,1	1,0	1,7			8,9	31,1	3,3
<i>Nemoura cinerea</i>			0,5		0,1	0,1		0,1
<i>Nemoura</i> sp.			0,3	0,2	0,1		0,2	0,6
<i>Protonemura meyeri</i>	0,2		0,9	0,8		0,6	1,2	0,5
<i>Capnia atra</i>			0,3	0,2	0,3		0,1	
<i>Capnia pygmaea</i>	5,8							
<i>Capnia</i> sp.	26,3	20,8	15,5			15,8	28,5	4,4
Capniidae indet.				50,8				
<i>Leuctra digitata</i>	0,9			0,3	1,4			
<i>Leuctra fusca</i>	1,8	1,0		2,4		2,2	6,0	0,1
<i>Leuctra fusca/digitata</i>	1,1		2,8	0,5	1,9			3,8
<i>Leuctra hippopus</i>			0,6	0,2	0,2	1,3	0,5	0,7
<i>Leuctra nigra</i>				0,2			0,2	0,1
<i>Leuctra</i> sp.	4,0	0,5		0,1	0,1	9,2	0,9	2,0
<b>Antall arter</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>11</b>	<b>16</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>11</b>

**Tabell 11.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av steinfluer i Stjørdalselvas øvre del (stasjon 6, 7 og 8 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Øvre del - st. 6, 7, 8	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Diura nanseni</i>	38,8	31,2	58,7	16,6	18,8	4,8	5,9	6,8
<i>Isoperla grammatica</i>	0,3	0,6		0,7	0,7	0,1	0,6	0,1
<i>Isoperla obscura</i>	0,5	0,2		1,2	0,3	0,2	0,1	0,8
<i>Isoperla</i> sp.	0,5	2,3	1,4	0,8		1,7	0,7	1,4
Perlodidae indet.						0,4		
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0,8	0,4	0,2	0,7	0,1	0,3	0,1	0,4
<i>Xanthoperla apicalis</i>					1,2			
Chloroperlidae indet.						0,1	0,3	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		0,8	0,5	3,0			0,4	0,2
<i>Brachyptera risi</i>	1,9	7,4	0,7	1,9	3,9	2,3	5,2	4,7
<i>Amphinemura borealis</i>	30,2	15,8	2,8	29,1	57,1	61,3	35,8	60,5
<i>Amphinemura standfussi</i>	0,3			0,2				
<i>Amphinemura standfussi/sulcicollis</i>					0,3			4,6
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	12,0	1,0		1,9	1,0	1,5		
<i>Amphinemura</i> sp.	3,7		1,2			13,4	32,4	11,7

tab. 11, forts.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Nemoura cinerea</i>	0,3		0,4	0,3				
<i>Nemoura</i> sp.	1,1	1,9	0,4	0,3	0,6	0,6	0,05	0,4
<i>Protonemura meyeri</i>	1,1	0,6	0,2	0,2		0,3	0,5	0,2
Nemouridae indet.	0,3							
<i>Capnia atra</i>			0,2	0,7	1,0	0,5	0,2	0,4
<i>Capnia atra/bifrons</i>		0,4					1,6	
<i>Capnia</i> sp.	5,1	31,4	28,9			5,2	4,6	1,9
Capniidae indet.				35,1				
<i>Leuctra digitata</i>	0,3	0,4			0,4			
<i>Leuctra fusca</i>	0,8			5,6		2,0	7,3	0,5
<i>Leuctra fusca/digitata</i>		4,6	4,4	0,2	14,0			2,9
<i>Leuctra hippopus</i>	0,8			1,2	0,3	0,1	1,5	1,7
<i>Leuctra nigra</i>				0,3		0,4	0,4	0,2
<i>Leuctra</i> sp.	1,3	1,3		0,2	0,3	4,6	2,2	0,6
<b>Antall arter</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>14</b>

### Vårfluer

I de kvalitative prøvene var *Ceratopsyche nevae* sammen med *Rhyacophila nubila* dominerende art i Stjørdalselvas nedre del både før og etter siste utbygging (tab. 12). Førstnevnte art opptrådte imidlertid meget sparsomt i elvas øvre deler (tab. 14). *R. nubila* var derimot dominerende de fleste år, også i midtre og øvre del. Det var ingen store forskjeller i prosentvis fordeling av denne arten i perioden før kontra perioden etter siste utbygging. Den høye andelen som gruppen Trichoptera utgjorde på elvas midtre deler i 1998, skyldes funn av mange nyklekte larver som kun lot seg bestemme til ordensnivå.

Det ble funnet en tydelig økning i andelen av *Polycentropus flavomaculatus* på samtlige deler av elva i årene etter siste regulering sammenlignet med årene før reguleringa (tab. 12-14). Samme tendens ble funnet hos *Apatania* sp., men her var økningen klart størst på øvre del. *Glossosoma* sp. hadde i motsetning til de fleste andre taxa en markert nedgang i prosentvis andel i samtlige av elvas deler etter siste regulering sammenlignet med årene før reguleringa.

Vårfluenes artsantall i elvas øvre del hadde en tydelig nedgang i de første årene (1994-96) etter siste regulering, men tok seg deretter opp til et høyere nivå enn før reguleringa (tab. 14). Midtre- og nedre del hadde riktignok en nedgang i artsantall i 1994-95, men lignende lave tettheter ble også avdekket før siste regulering (1991-92). Flere arter og slekter ble registrert kun i årene etter siste regulering. Dette gjaldt *Hydropsyche siltalai*, *Plectrocnemia conspersa*, *Ithytrichia lammellaris*, *Oxyethira* sp. og *Potamophylax latipennis/cingilatus* i nedre del av elva, *Philopotamus montanus* i midtre og øvre deler, samt *Wormaldia* sp. og Phryganeidae indet. i øvre del. Noen få arter ble kun registrert før siste utbygging; *Sericostom personatum* i elvas midtre del, og *Micrasema setiferum/gelidum* i øvre del.

Dersom både roteprøver og surberprøver slås sammen ble det registrert 17 vårfluearter i perioden før siste regulering (1991-93), 23 arter i perioden etter reguleringa (1994-98) og totalt 24 arter gjennom hele undersøkelsesperioden.

**Tabell 12.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av vårfluer i Stjørdalselvas nedre del (stasjon 1, 2 og 3A slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

<b>Nedre del - st. 1, 2, 3A</b>	<b>1991</b>	<b>1992</b>	<b>1993</b>	<b>1994</b>	<b>1995</b>	<b>1996</b>	<b>1997</b>	<b>1998</b>
<i>Ceratopsyche nevae</i>	19,0	43,3	29,2	22,7	21,2	17,9	26,7	32,5
<i>Ceratopsyche</i> sp.				9,1		12,6	11,1	
<i>Hydropsyche siltalai</i>						1,1	1,1	
Hydropsychidae indet.					9,1	3,2	13,3	6,5
<i>Arctopsyche ladogensis</i>	4,8	3,3	2,2			8,4	2,2	6,5
<i>Plectrocnemia conspersa</i>								1,3
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			3,4	13,6	12,1	13,7	5,6	10,4
Polycentropodidae indet.						2,1		
<i>Wormaldia</i> sp.		3,3					3,3	2,6
<i>Glossosoma</i> sp.	14,3	23,3	41,6	9,1		9,5	5,6	1,3
<i>Hydroptila</i> sp.	14,3		3,4				1,1	1,3
<i>Ithytrichia lamellaris</i>							1,1	
<i>Oxyethira</i> sp.						1,1		13,0
<i>Rhyacophila nubila</i>	42,9	20,0	15,7	22,7	42,4	12,6	13,3	7,8
<i>Apatania stigmatella</i>	4,8			13,6	12,1		1,1	
<i>Apatania zonella</i>			1,1					
<i>Apatania</i> sp.			1,1			13,7	13,3	2,6
<i>Halesus digitatus</i>					3,0			
<i>Halesus radiatus</i>				9,1				
<i>Halesus</i> sp.						3,2		2,6
<i>Potamophylax latipennis/cingulatus</i>								2,6
Limnephilidae indet.							1,1	2,6
<i>Lepidostoma hirtum</i>			1,1			1,1		
<i>Sericostoma personatum</i>		6,7	1,1					6,5
<b>Antall arter</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>13</b>

**Tabell 13.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av vårfluer i Stjørdalselvas midtre del (stasjon 3B, 4 og 5 sett under ett), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

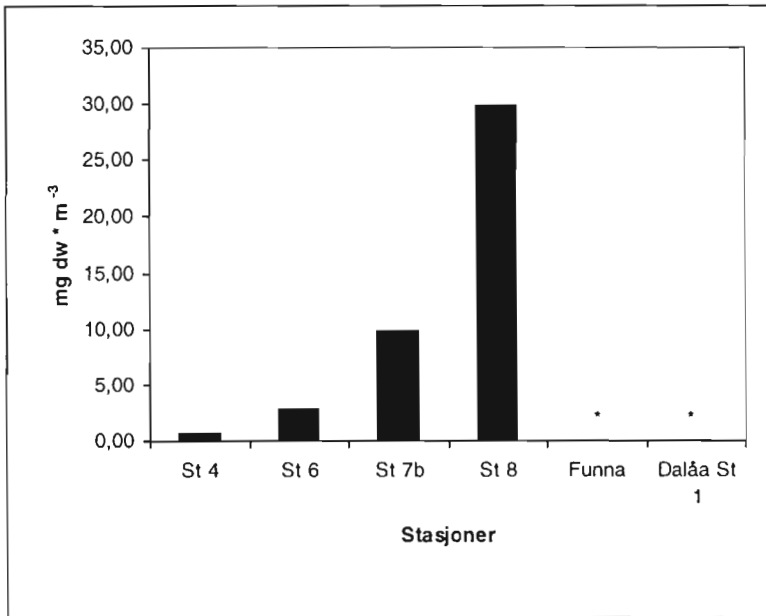
<b>Midtre del - st. 3B, 4, 5</b>	<b>1991</b>	<b>1992</b>	<b>1993</b>	<b>1994</b>	<b>1995</b>	<b>1996</b>	<b>1997</b>	<b>1998</b>
<i>Ceratopsyche nevae</i>	7,3		7,2	10,4		1,1	1,8	1,4
<i>Ceratopsyche</i> sp.				0,9		2,2	1,8	
Hydropsychidae indet.					12,7	4,4	8,0	0,7
<i>Arctopsyche ladogensis</i>			1,4	5,2		14,3	6,3	2,8
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			1,4	0,9			0,9	1,4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2,4	9,4	5,8	4,3	14,3	19,8	11,6	13,4
Polycentropodidae indet.	2,4					3,3		0,7
<i>Philopotamus montanus</i>				0,9				
<i>Glossosoma</i> sp.	9,8	9,4		9,6	1,6	2,2		
<i>Hydroptila</i> sp.	14,6		1,4		1,6	1,1	1,8	1,4
<i>Rhyacophila nubila</i>	63,4	75,0	72,5	63,5	63,5	49,5	51,8	14,8
<i>Apatania stigmatella</i>			1,4					0,7
<i>Apatania zonella</i>		3,1		0,9				
<i>Apatania</i> sp.				0,9		1,1	10,7	4,9
<i>Potamophylax cingulatus</i>			1,4					
<i>Potamophylax latipennis</i>		3,1	1,4					
<i>Potamophylax</i> sp.			2,9					
Limnephilinae indet.				0,9				
Limnephilidae indet.			1,4	1,7	6,3	1,1	5,4	1,4
<i>Sericostoma personatum</i>			1,4					
Trichoptera indet.								56,3
<b>Antall arter</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>

**Tabell 14.** Prosentvis fordeling, samt artsantall av vårfluer i Stjørdalselvas øvre del (stasjon 6, 7 og 8 slått sammen), basert på R1-prøver tatt i perioden 1991-1998

Øvre del - st. 6,7,8	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Ceratopsyche nevae</i>			1,6				0,4	
Hydropsychidae indet.					5,3		1,8	
<i>Arctopsyche ladogensis</i>			1,6	1,1		1,6	1,1	0,8
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	8,1	7,5	1,6	3,3	8,0	2,4	0,7	1,7
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	9,5	7,5	11,1	5,5	8,8	29,0	13,8	28,0
Polycentropodidae indet.						0,8	0,4	
<i>Philopotamus montanus</i>								0,8
<i>Wormaldia</i> sp.								2,5
<i>Glossosoma</i> sp.	5,4	11,2	19,0	18,7	8,0			0,8
<i>Hydroptila</i> sp.	2,7	4,7	4,8			5,6	0,7	2,5
<i>Oxyethira</i> sp.	1,4	0,9	3,2			2,4	5,3	
Hydroptilidae indet.		0,9	1,6					
<i>Rhyacophila nubila</i>	52,7	49,5	23,8	44,0	49,6	37,9	47,0	19,5
<i>Apatania stigmatella</i>	1,4			2,2	3,5		1,1	
<i>A. wallengreni/zonella</i>								1,7
<i>Apatania</i> sp.		0,9	1,6	1,1	2,7	14,5	20,8	22,0
<i>Chaetopteryx</i> sp.					0,9			
<i>Halesus radiatus</i>	1,4							
<i>Halesus</i> sp.	5,4	0,9						
<i>Potamophylax cingulatus</i>	1,4						0,7	1,7
<i>P. latipennis</i>	2,7		1,6	2,2			0,4	0,8
<i>P. latipennis/cingulatus</i>						0,8		
<i>Potamophylax</i> sp.			4,8			0,8		
Limnephilinae indet.	2,7	1,9	1,6	18,7	11,5			
Limnephilidae indet.	2,7	11,2	17,5	2,2	0,9	3,2	4,2	14,4
<i>Micrasema setiferum/gelidum</i>		0,9						
<i>Lepidostoma hirtum</i>				1,1			0,4	0,8
Phryganeidae indet.							0,4	
<i>Sericostoma personatum</i>	2,7	1,9	4,8		0,9	0,8	0,7	1,7
Trichoptera indet.							0,4	
<b>Antall arter</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>13</b>	<b>13</b>

### 5.3.3 Drivfauna

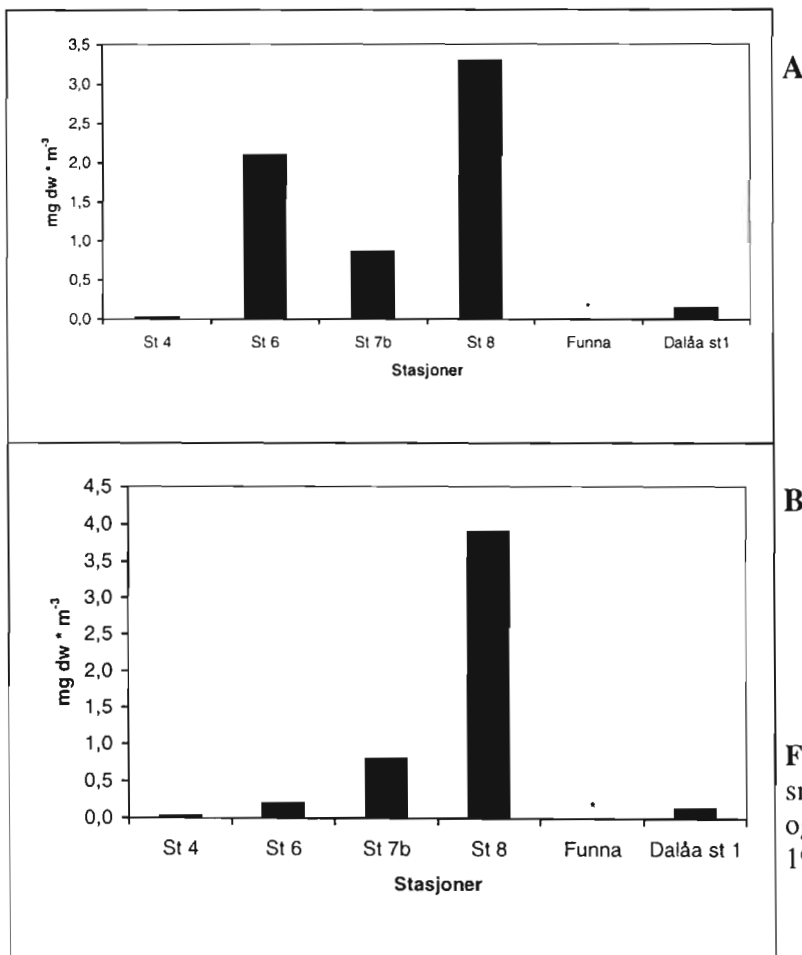
Det var store variasjoner i mengden småkreps (plankton og littorale former) som inngikk i drivet både mellom månedene, mellom stasjonene og på hver enkelt stasjon. Høyeste registrerte biomasse ble observert i Funna 29.07.97 med  $34 \text{ mg dw}\cdot\text{m}^{-3}$ , mens de lavest registrerte verdiene på de fleste stasjoner var nær null (vedlegg 4). I hovedelva ble det funnet høyest verdi på st. 8 med  $29,9 \text{ mg dw}\cdot\text{m}^{-3}$  (08.10.98). Omregnet til våtvekt og med utgangspunkt i gjennomsnittlig vannføring denne dagen, blir dette et driv av småkreps på  $677 \text{ kg/døgn}$ . Generelt var det markert større variasjon i mengden driv innen den enkelte stasjon på de øverste stasjonene som ligger nærmest kraftverksutløpene (dvs. st. 8, Funna og 7b) enn på de som ligger lenger ned i elva. Observert biomasse på st. 8 varierte for eksempel fra  $0,05$  til  $29,9 \text{ mg dw}\cdot\text{m}^{-3}$ , mens på st. 4 (nederst) var differansen mellom høyeste og laveste verdi kun  $0,9 \text{ mg dw}\cdot\text{m}^{-3}$  (laveste verdi  $0,03 \text{ mg dw}\cdot\text{m}^{-3}$ ; høyeste verdi  $0,9 \text{ mg dw}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Videre var det en tendens til at mengden zooplankton avtok med økt avstand til kraftverksutløpet (både Funna og Nustadfoss). Et godt eksempel på dette er vist i figur 17.



**Figur 17.** Biomasse (mg dw·m<sup>-3</sup>) av småkreps (plankton og littorale former) på stasjonene 4-8 i oktober 1998. \* = prøver ikke tatt.

Prøver tatt i Dalåa (st. 1) ovenfor Nustadfoss hadde lavere biomasseverdier enn på st. 8 (like nedenfor Nustadfoss). Dette gjaldt for begge de datoene det ble tatt prøver i Dalåa (fig. 18).

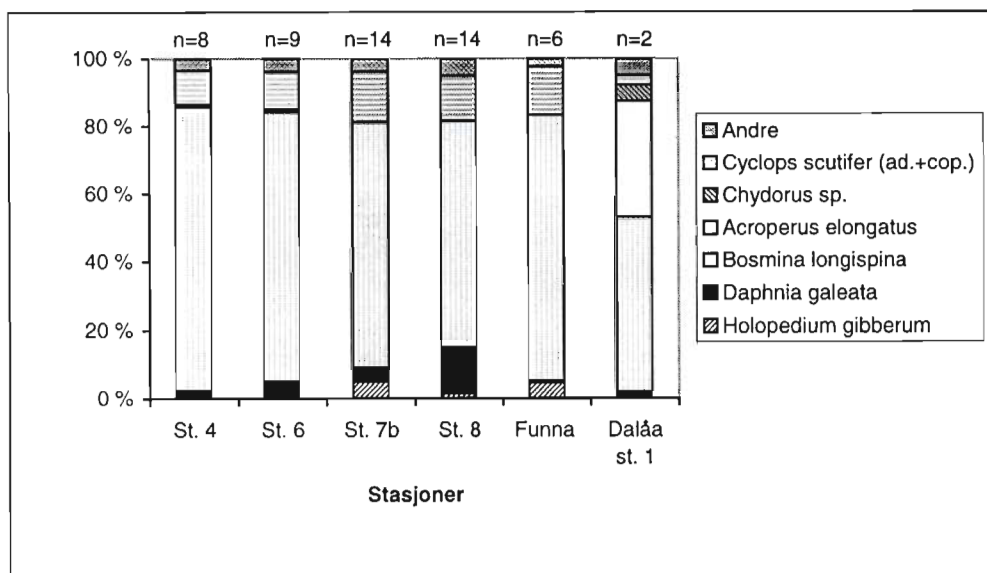
Videre ble det ikke registrert betydelige mengder småkreps i drivet på stasjon 8 før etter at Meråker kraftverk ble satt i drift i 1994. Funna, som har vært regulert siden 1938, hadde bra med driv også før 1994 (vedlegg 1).



**Figur 18.** Biomasse (mg dw·m<sup>-3</sup>) av småkreps på stasjoner i Stjørdalselva og Dalåa 31.07 (A) og 12.10 (B) 1999.

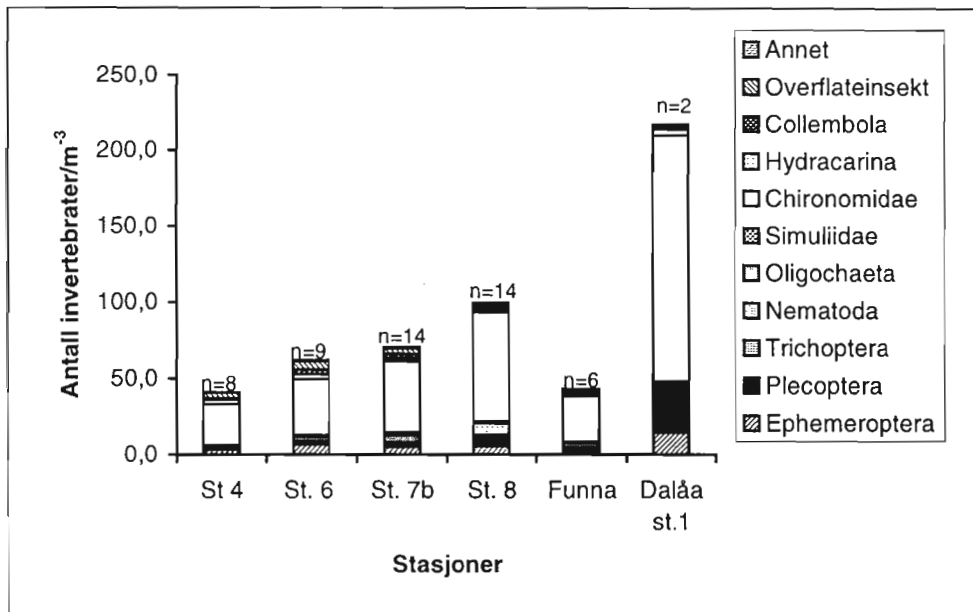


Når det gjelder sammensetningen av drivprøvene så ble det registrert 15 identifiserbare småkrepstaxa, de fleste cladocerer (vedlegg 2). Planktonarten *Bosmina longispina* var representert med størst andeler på alle stasjonene (51-83 %) (fig. 19). *Daphnia galeata* og *Holopedium gibberum* var også tidvis brukbart representert. *D. galeata* utgjorde størst andel på st. 8 (13,7 %), mens arten utgjorde mindre andeler i Funna/st. 7b (0,64 %/4,2 %). For *H. gibberum* var det motsatt med større andeler i Funna/st.7b (4,7 %/4,9 %) enn på st.8 (1,4 %). På de andre stasjonene var det mindre andeler av disse artene. Av littorale former var *Acroperus elongatus* og *Chydorus* sp. oftest å finne i prøvene. Størst andel utgjorde disse artene i Dalåa, mens de var beskjedent representert på de andre stasjonene. Blant copepodene sto *Cyclops scutifer* for de største andelene (2,83 % i Dalåa - 14,8 % på st. 7b).



**Figur 19.** Den prosentvise fordelingen (vekt) av de viktigste småkrepstaxa i drivet i Stjørdalselva, Funna og Dalåa i perioden 1995-1999. n angir antall prøver pr. stasjon.

Av bunndyr ble det totalt registrert 15 forskjellige taxa (vedlegg 6). Klart størst mengde ble tatt på st. 1 i Dalåa (fig. 20). Kun to prøver lå imidlertid til grunn for denne gjennomsnittsverdien. På stasjonene nedenfor Nustadfoss (dvs. st. 4-8) var det en tendens til avtagende mengde dyr i drivet fra st. 8 og nedover. Funna hadde nest lavest gjennomsnittsverdi med 43 individer/m<sup>3</sup>. Fjærmygg (*Chironomidae*) var klart mest forekommende på alle stasjonene. Til tross for at innsamlingsmetoden som ble brukt i første rekke var tilpasset innsamling av småkrepstaxa, ble det altså tidvis registrert en betydelig mengde driv av bunndyr. Gjennomsnittlig totalt antall bunndyr for st. 4-8 var på 68 individer/m<sup>3</sup>. Tar man utgangspunkt i en tenkt vannføring på 25 m<sup>3</sup>/s så blir dette et driv på hele 147.000.000 bunndyr på ett døgn! Til tross for at det altså var en betydelig mengde driv må det nevnes at drivet for det meste bestod av svært små individer.



**Figur 20.** Gjennomsnittlig antall bunndyr i drivet i Stjørdalselva, Funna og Dalåa i perioden 1995-1999. n angir antall prøver pr. stasjon.

## 5.4 Diskusjon

### 5.4.1 Bunndyr tettheter og artssammensetning

Regulering av elver vil påvirke nedenforliggende områder både mht. vannføring og vanntemperatur. Sekundæreffekter kan være endringer i bunnsubstratet og det kjemiske miljø, som i sin tur vil influere på elvas biologiske status (Ward 1976, Ward & Standford 1982, Armitage 1984, Lillehammer & Saltveit 1984, Ward & Voelz 1988). Etter siste regulering (1994) har årlig vannføring i Stjørdalselva blitt mer utjevnet gjennom høyere vintervannføring og lavere flomtopper i sommerhalvåret og et økt innhold av humus i vannmassene. Dette gir totalt sett noe redusert vannhastighet om sommeren, og sannsynligvis økt sedimentering og akkumulering av organisk materiale, som er en næringsressurs for bentiske dyr. Mange insekter har vist seg å respondere på slike endringer (Rader & Ward 1988, Fjellheim & Raddum 1993, Raddum & Fjellheim 1994). Undersøkelser viser at endret vanntemperatur etter en regulering kan modifisere livssyklus hos vannlevende dyr (f.eks. Raddum & Fjellheim 1993, Brittain & Bildeng 1995). I Stjørdalselva har den siste reguleringa medført økt vintertemperatur og periodevis lavere sommertemperatur. Vanntemperaturen vil i stor grad avhenge av kraftverksdrift og temperaturfordelinga i magasin vannet i Fjergen og Tevla. Det er imidlertid ikke gjort undersøkelser på livssyklus hos bunndyr i denne undersøkelsen.

De kvantitative bunndyrprøvene som ble tatt i elvas øvre del viste at hele bunndyrmaterialet sett under ett hadde markert høyere tetthet (antall individer/m<sup>2</sup>) i årene etter siste utbygging, sammenlignet med årene før utbygginga. Forholdet var signifikant på stasjon 6, men ikke på stasjon 8. Det var først og fremst 1996 (st. 6 og 8) samt 1997 (st. 8) som skilte seg ut med hensyn til høye tettheter. De øvrige årene i perioden 1991-98 hadde relativt jevne tettheter innen begge stasjonene. Fjærmygg hadde lignende utviklingstendenser i tetthet mellom år, og utgjorde hovedmengden av totalmaterialet i årene med høyest tetthet. Også i Altaelva har reguleringen medført en noe utjevnet vannføring over året. Undersøkelsene i Altaelva viste en

tendens til større bunndyr tettheter etter regulering i øvre deler av elva, særlig i mai, men forskjellene var ikke signifikante (Koksvik 1998). Fjærmygg var dominerende dyregruppe i Alta og utgjorde 71-75 % av bunnfaunaen i perioden 1993-97. I Aurlandselva økte den totale tettheten av bunndyr sterkt både ovenfor og nedenfor Vassbygdvatn etter reduksjon i vannføringa som følge av flere reguleringer (Raddum & Fjellheim 1994). Tetthetsøkninga gjaldt særlig individer med liten kroppsstørrelse, bl.a. fjærmygg larver, noe som ga liten endring i biomasse av bunndyr. Hovedårsaken til dette var økt tilgang på næringsressurser pga. økt sedimentering, redusert drift, og økt mulighet for små larver til å søke refugier i substratet, f.eks. under flomperioder. I Stjørdalselva har det også vært en økning i andelen av arter/grupper med relativt liten kroppsstørrelse. Selv om tettheten har økt er det derfor ikke sikkert at biomassen av bunndyr har økt etter regulering. Dette er imidlertid ikke undersøkt.

Det er i en slik undersøkelse vanskelig å skille naturlige variasjoner fra variasjoner som kan skyldes reguleringseffekter siden en ikke har muligheter for replikate forsøk og det ikke er utført referanseoppsett med kvantitative prøver. Vi kan likevel ikke finne andre endringer eller faktorer i elvemiljøet enn reguleringseffekter som kan bidra til å forklare en slik utvikling i bunndyr tettheter. Det at endringene helt klart er størst, og for flere arter bare er registrert i øvre del av elva, gjør det mer sannsynlig at endringene skyldes den siste reguleringa.

I elvas øvre del har vi registrert at bunnssubstratet har blitt noe mer kompakt i årene etter siste regulering, mens det tilsynelatende er langt mindre endringer lengre ned i elveløpet. Synlige substratendringer strekker seg minimum 6-7 km nedstrøms utløpet av Meråker kraftverk, og vi antar at substratendringen har sammenheng med økt sedimentering av finpartikler som følge av en mer utjevnet vannføring og økt humusinnhold. Vi har i tillegg registrert en økt begroing i samme område, spesielt av alger, noe som også sannsynligvis kan skyldes reguleringseffekter (jf. kap. 4). De nevnte endringene i bunnssubstrat og begroing er ikke kvantifisert men kun registrert gjennom observasjoner.

Også andre undersøkelser har vist til tilsvarende økning i tetthet av fjærmygg og små arter etter redusert og/eller utjevnet vannføring og økt sedimentasjon (jf. Raddum et al. 1994, Lillehammer & Saltveit 1984). I en periode (1976) økte vintervannføringa i Aurlandselva nedenfor Vassbygdvatn som følge av kraftutbygginga. Bunndyrundersøkelser dette året viste at tettheten av bunndyr hadde økt, men biomassen ble lite endret eller redusert fordi tetthetene i hovedsak skyldtes en økning av små individer (Raddum 1978). I Surna ble det derimot observert reduserte tettheter av bunndyr nedenfor kraftverket, mens tetthetene økte ovenfor, først og fremst av små former (Brittain & Saltveit 1987).

I tillegg til endringer i vannføring og substratforhold, kan økt algemengde ha gitt grunnlag for økning i tetthet av fjærmygg og andre taxa gjennom akkumulasjon av næringspartikler. Fjærmygg larver lever av detritus og bakterier som ofte anrikes i aggregater av trådformete alger, og derfor kan være årsak til store tettheter på slike steder (Bremnes & Saltveit 1992). Tetthetsøkningen av fjærmygg i elvas øvre del støttes også av kvalitative prøver som ble tatt på stasjon 6 og 8, samt på en mellomliggende stasjon. Her ble det funnet høyere prosentvis andel av fjærmygg i perioden etter utbygginga enn i perioden før utbygginga. Det ble ikke tatt kvantitative prøver i de to nederste delene av elva, men de kvalitative prøvene viste at midtre del hadde små forskjeller i andelen fjærmygg mellom de to nevnte tidsperiodene. I den nedre delen av elva var andelen fjærmygg, med unntak av 1994, mye lavere i årene etter siste utbygging enn i årene før utbygginga. Den antatte forskjellen i sedimentering og begroing mellom elvedelene kan være hovedårsaken til de relativt høye tetthetene av fjærmygg i elvas øvre del.

I 1998 gikk imidlertid tettheten av fjærmygglarver ned til meget lave nivåer på både stasjon 6 og stasjon 8. I februar 1998 ble det registrert en flomtopp på 510 m<sup>3</sup>/s i Meråker (limnigraf Funna), som er den største registrerte i vassdraget. Det kan tenkes at tettheten av fjærmygg, gjennom økt drift, har blitt drastisk redusert av denne hendelsen. En slik reduksjon har imidlertid ikke skjedd hos øvrige dominerende bunndyrgrupper, og vi har ingen opplysninger som indikerer at fjærmygg er spesielt utsatt for økt drift i perioder med flomtopper. Det er derfor vanskelig å peke på årsaker til den kraftige nedgangen av fjærmygg i 1998.

Døgnfluer hadde store tetthetssvingninger mellom år innen begge periodene, men på et litt høyere nivå i årene etter siste utbygging. Forholdet var ikke signifikant verken på stasjon 6 eller stasjon 8. Døgnfluene hadde et bunnivå i tetthet i 1993 på begge stasjoner. På vårparten dette året var elva helt blakket av slam fra gravearbeider i forbindelse med utbygginga, og dette kan ha influert negativt på døgnfluelarvene. I Gråelva som er sideelv til Stjørdalselva økte bunndyrfaunaen sterkt, spesielt døgnfluer, etter forbygningstiltak som minsket partikkelinnholdet i vannet (Berger et al. 1997). I Suldalslågen ble økt silting antydnet som mulig årsak til en forbigående nedgang i døgnfluefaunaen (Bremnes & Saltveit 1996), og i en bekk ved Nea ble det registrert en svært sparsom fauna, spesielt av døgnfluer, etter utslipp av slamvatn fra tunnelboring (Arnekleiv et al. 1991). Dette kan tyde på at døgnfluer, som ånder gjennom fine gjeller på bakkroppen, er spesielt utsatt ved tilslamming, og at dette kan være en hovedgrunn til nedgangen i tetthet i 1993 i Stjørdalselva.

De årlige svingningene i døgnfluefaunaen gjenspeiles hos de dominante artene *Ephemerella aurivillii* og *Baetis rhodani*, men bare sistnevnte art har økt i tetthet etter reguleringa. De antatt økte algemengdene vil kunne forsterke sedimenteringen av næringspartikler når vannhastigheten reduseres. En detrivor art som *B. rhodani* øker ofte i tetthet etter regulering av elver (Lillehammer & Saltveit 1984, Brittain & Saltveit 1989, Raddum & Fjellheim 1993), og vi antar at bedret næringstilgang kan være hovedårsaken til økningen av arten i Stjørdalselva. *B. rhodani* har dessuten stor plastsitet i livssyklus, av og til med overlappende kohorter (Clifford 1982), noe som gjør den godt rustet til å møte perioder med endrete miljøforhold (Brittain et al. 1984). *Heptagenia dalecarlica* hadde klart høyere individtetthet i perioden etter utbygging enn i perioden før utbygginga. *Heptagenia*-artene er avhengige av rene steinoverflater hvor de beiter på epilithiske kiselalger (Bremnes & Saltveit 1992) og unngår områder med begroing av trådformede alger (Ward 1976). Vi har imidlertid ikke data som viser om det har vært en økning av kiselalger i Stjørdalselva, og vet ikke mer om årsaken til den registrerte økningen av *Heptagenia*-arter.

Steinfluene hadde en signifikant økning i tetthet i perioden etter siste utbygging sammenlignet med perioden før utbygginga, både på stasjon 6 og stasjon 8. Økningen skyldtes nesten utelukkende *Ampinemura borealis*/sp. De kvalitative prøvene viser lignende tendenser der det har vært en prosentvis økning av steinfluer i de øvre deler etter reguleringa. På midtre og nedre del var det derimot ingen tydelige trender mht. andelen steinfluer, verken innen eller mellom de to undersøkte periodene. Sannsynligvis har reguleringen favorisert forekomsten av særlig *Amphinemura* i øvre del av elva. Steinfluer er i liten grad i stand til å utnytte trådformede alger som næring, men noen få slekter som *Nemoura*, *Protonemura* og *Amphinemura* benytter alger som habitat (Bremnes & Saltveit 1992). Selv om *A. borealis* er påvist som dominerende art blant steinfluene også fra tidligere undersøkelser i Stjørdalselva (Arnekleiv & Koksvik 1980, Nøst 1985), kan det likevel tenkes at den økte algebegroinga har virket gunstig på denne arten. En annen faktor som trolig har hatt innvirkning er den antatt økende sedimenteringen som gir økt innslag av næringspartikler og tetter til hulrommene i substratet. Dette vil favorisere arter med liten kroppsstørrelse, som *A. borealis*. Økning i tetthet av arter med

liten kroppsstørrelse etter regulering med påfølgende økt sedimentering er som nevnt registrert tidligere (Raddum & Fjellheim 1994). Samme undersøkelse viste at til tross for sterk økning i tetthet av bunndyr etter regulering var det små endringer i biomasse. Dette skyldtes sterk nedgang av store steinfluelarver og knottlarver. Også andre har registrert nedgang av store predatorerende steinfluer i forbindelse med regulering (Rader & Ward 1988). I Stjørdalselva har den store rovformen *Diura nanseni* vist bare små endringer i tetthet gjennom hele undersøkelsesperioden.

Økning i tetthet hos vårfluelarver i årene etter regulering sammenlignet med de undersøkte årene før reguleringa var signifikant høyere på stasjon 6, men ikke på stasjon 8, der det var en mindre økning. *Rhyacophila nubila* hadde markert økning i tetthet i årene etter utbygginga på begge undersøkte stasjoner. Arten har vist seg å foretrekke områder med algebegroing (Dudley et al. 1986), og tetthetsøkninga er i samsvar med antatt økte algemengder i elva i perioden etter utbygginga. *R. nubila* er en rovform og har trolig også profitert på de økte bunndyrmengdene. I forbindelse med økt algebegroing hadde vi forventet en økt tetthet av arter innenfor familien Hydroptilidae fordi de benytter alger som både næring og habitat (Lepneva 1964, Dudley et al. 1986). Denne gruppen har økt i tetthet på stasjon 6, men ikke på stasjon 8, der det kun er mindre endringer når perioden før og etter regulering sammenlignes. *Apatania* sp. har økt sterkt i tetthet etter regulering, spesielt på stasjon 6. I Suldalslågen foretrakk *Apatania* sp. teppemose, hvor den trolig fant gode skjulmuligheter (Bremnes & Saltveit 1997). Det er nærliggende å anta at det samme kan gjelde for alger, og at de økte algemengdene i Stjørdalselva har gitt grunnlag for tetthetsøkning hos denne slekta. Den nettspinnende arten *Polycentropus flavomaculatus* har hatt en svak økning i tetthet på begge stasjoner i den undersøkte perioden etter utbygginga. Arten avtok sterkt i tetthet i Suldalslågen etter utbygging pga. redusert næringstilgang fra driv og muligens ødelegging av fangstnettene etter økt silting (Bremnes & Saltveit 1996). I Stjørdalselva viser analyser fra drivprøver at planktoninnholdet har økt i årene etter reguleringa, sammenlignet med årene før reguleringa (jf. kap. 5.2.3). Økt driv vil favorisere arter som filtrerer vannmassene for næring, slik som nettspinnende vårfluer. *P. flavomaculatus* er kjent for å preferere sakteflytende vann (Armitage 1976, Fjellheim 1994) og vil derfor trolig også ha fordel av det endrede vannføringsregimet i Stjørdalselva etter siste regulering. *Glossosoma* sp. var eneste vårfluetaxon som hadde klart lavere individtetthet i årene etter reguleringa, sammenlignet med årene før reguleringa. Dette gjaldt imidlertid stasjon 6, mens tettheten var relativt jevn og stabilt lav på stasjon 8 gjennom hele undersøkelsesperioden. Arter innenfor slekten *Glossosoma* lever av å beite på fastsittende kiselalger på steiner. Det er mulig at forskjellene i forekomsten av arten på de to stasjonene kan ha sammenheng med ulik utvikling i begroing av kiselalger, men dette har vi ingen dokumentasjon på.

Andre faktorer som vi ikke har registrert som f.eks. preferanse for ulike vanddyp og biotiske faktorer som konkurranse og predasjon, vil også kunne influere på forekomst og tetthet av bunndyr (jf. Fjellheim 1994). En økt vintervannføring kan også ha bidratt til større vanddekte arealer og dermed økte vinterhabitater med følgende økt overlevelse for mange bunndyrarter. Hyppige vannstandsfluktuasjoner i forbindelse med kjøring av kraftverk har derimot vist seg å ha negative effekter på mange bunndyrgrupper (Arnekleiv et al. 1994). Slike raske vannstandsendringer ble også registrert i Stjørdalselva vintrene 1994 og 1995, uten at det ble påvist spesielt lave tettheter av bunndyr disse årene. Våre bunndyrprøver ble imidlertid tatt utelukkende i sommerhalvåret, og eventuelle negative effekter av vannstandsfluktuasjonene på bunndyrfaunaen kan ha blitt kompensert gjennom rekolonisering på våren/forsommeren før prøvetaking. Nyere undersøkelser i Nidelva viser at bunndyrene rekoloniserer raskt etter perioder med effektkjøring av kraftverk (Arnekleiv et al. under arbeid).

## 5.4.2 Artsmangfold

I totalmaterialet fra hele elva (kvalitative og kvantitative prøver) ble det registrert 20 arter/slekter av døgnfluer, mens det i Norge er registrert 44 arter (Brittain et al. 1996). Ingen av de registrerte artene i Stjørdalselva er tatt med på den norske rødlista over truede og sjeldne arter (Størkersen 1992). Døgnfluefaunaen i Stjørdalselva må karakteriseres som rik. Også steinfluefaunaen er rikt utformet med totalt 23 registrerte arter. *Xanthoperla apicalis* er tidligere funnet på få lokaliteter i landet og synes å foretrekke større elver. Den er tidligere påvist i Alta, Namsen, Nea, Gaula og Glomma. Av vårfluer ble det registrert 24 arter der samtlige må karakteriseres som relativt vanlige.

De kvalitative prøvene viser at artssammensetningen innen døgnfluer, steinfluer og vårfluer har endret seg om en sammenligner perioden før og etter siste regulering, og endringen er markert størst øverst i vassdraget. Det har skjedd en prosentvis økning i andelen av artene *Heptagenia dalecarlica* (døgnflue), *Amphinemura borealis*/sp. (steinflue), *Polycentropus flavomaculatus* og *Apatania* sp. (vårfluer) etter 1994, mens det har vært en reduksjon i andelen av artene *Baetis subalpinus* (døgnflue), *Diura nanseni* (steinflue) og *Glossosoma* sp. (vårflue). Økt andel av små arter som *A. borealis* og fjærmygg som gruppe øverst i elva kan settes i sammenheng med reguleringsvirkninger som diskutert foran.

Til tross for mindre svingninger mellom enkeltår, ser det ikke ut til at artsantallet hos verken døgnfluer, steinfluer eller vårfluer har endret seg vesentlig ved sammenligning av perioden før med perioden etter siste regulering. Antall arter er likevel gjennomgående noe høyere i perioden etter reguleringa. Den undersøkte perioden før regulering gikk over tre år, mens perioden etter reguleringa utgjorde fem år. Det er derfor forventet at den økte innsatsen i prøvetaking etter regulering vil fange opp flere arter som opptrer i lave antall (jf. også Jensen 1990). I motsetning til i Aurlandselva, der samtlige arter innenfor de nevnte grupper (bortsett fra en steinflueart i en drivprøve) ble funnet både før og etter regulering (Raddum & Fjellheim 1994), var det i Stjørdalselva arter som i lave andeler kun ble registrert før eller kun etter reguleringa. Et slikt forhold ble også funnet i Altaelva. Arter som ble registrert før reguleringen i Alta, men som ikke ble gjenfunnet etterpå, og omvendt, var arter som opptrådte sporadisk og i små antall (Koksvik 1998). Det er derfor antatt at slike endringer dels kan skyldes tilfeldig utvalg i prøvetakinga.

Ved nedsatt vannhastighet etter regulering av elver vil innslaget av lentiske arter i bunnsfaunaen ofte øke (Brittain & Saltveit 1989). Forekomst av slike arter, som døgnflua *Centropilum luteolum*, ble registrert hyppigere og med større andel øverst i elva etter 1994 enn før. Døgnflueslektene *Paramoletus* og *Siphonurus* ble kun registrert i perioden etter reguleringa i alle tre deler av elva. *Siphonurus* er dog tidligere funnet i lave antall i Stjørdalselva (Arnekleiv & Koksvik 1980, Nøst 1985). Steinflueartene *Xanthoperla apicalis* og *Diura bicaudata* ble funnet i lave antall kun i perioden etter reguleringa. Sistnevnte art er vanligvis knyttet til bølgeslagssonen i innsjøer i midt- og sør Norge. Av vårfluer ble fire arter registrert kun i perioden etter regulering.

Larver av enkelte døgnfluearter er kun kjent fra tidligere undersøkelser i Stjørdalselva. Dette gjelder *Ephemera vulgata* (Arnekleiv & Koksvik 1980, Nøst 1985), *Caenis horaria* og *Procloeon bifidum*, (Arnekleiv & Koksvik 1980). Samtlige steinfluearter som er registrert i tidligere undersøkelser er også gjenfunnet i perioden etter siste regulering. *Micrasema setiferum/gelidum* var eneste vårflueart som bare ble funnet i perioden før utbygginga. De oven-

fornevnnte artene er alle registrert i meget lave antall. Det er derfor ikke grunnlag for å koble fravær av disse artene mot effekter av regulering.

### 5.4.3 Drivfauna

De store variasjonene i mengden småkreps som inngikk i drivet kan skyldes at dette drivet i all hovedsak kommer med kraftverksvatnet fra inntaksmagasinerne. Gjennom en varierende kjøring av kraftverkene vil også mengden småkreps som tilføres elva påvirkes. Mye kjøring av kraftverkene vil naturlig nok kunne transportere større mengder småkreps fra magasinene enn ved liten kjøring. Livssyklusen til de aktuelle artene vil imidlertid også være med å påvirke de månedlige variasjonene i driv ved at det vil være forskjell i den totale planktonbiomassen i inntaksmagasinerne gjennom året. Normalt finner man størst planktonbiomasse på ettersommeren (juli/august), mens det er mindre plankton på våren. Den høyeste registrerte biomassen i denne undersøkelsen ble da også funnet i slutten av juli (29.07.97). Høye verdier i drivet også i oktober enkelte år kan skyldes planktonets opptreden i større deler av vannsøylen etter nedbryting av den vertikale temperatursjiktningen på høstparten. Under slike forhold kan man dermed få større mengder plankton i inntaksvatnet, til tross for at planktonbiomassen altså normalt er lavere enn på ettersommeren.

Variasjonene i drivmengde vil være sterkest på de stasjonene som ligger nærmest kraftverksutløpet (dvs. st. 8, 7b og Funna), noe som kom godt fram i materialet. Dette skyldes at mengden av småkreps i drivet avtar med økt avstand til kraftverksutløpet noe som medfører at eventuelle endringer i mengde driv vil bli mindre tydelige jo lenger bort fra utløpet man kommer. Det er også tidligere rapportert at driv av zooplankton fra inntaksmagasiner raskt avtar nedover elva, og at driftdistansen kan være under 1-2 km (Ward 1975, Armitage & Kapper 1976, Larson et al. 1978). Dette har sammenheng med at det foregår en aktiv beiting fra fisk og bunndyr på drivfaunaen, samt at småkrepsen i drivet etter hvert dør og sedimenteres (jfr. Ward 1975). Uttyning av kraftverksvatnet gjennom tilførsel av vatn fra sideelver og bekker vil også kunne påvirke tettheten av småkreps nedover elva.

En viss mengde småkreps i drivprøvene før kraftverket i Meråker ble satt i drift (dvs. før 1994), samt noe driv i Dalåa oppstrøms Nustadfoss (1999), viser at elva transporterer en liten mengde småkreps også utenom det som kommer med kraftverksvatnet. Noe av dette kan være produsert i stille partier av elva, spesielt vil dette kunne gjelde littorale former som *Acroperus elongatus* og *Chydorus* sp. Disse utgjorde da også større andeler av drivet ovenfor Nustadfossen enn nedenfor. Småkreps som ikke produseres i elva stammer trolig fra avrenning av overflatevatn fra sjøer og tjønner i nedslagsfeltet.

Større andel *Daphnia galeata* på st. 8 enn i Funna/st. 7b har trolig sammenheng med fiske-sammfunnene i henholdsvis Fjergen/Tevlamagasinet og Funnsjøen. *Daphnia galeata* er et meget viktig næringsdyr for planktonbeitende røye i de fri vannmassene. Ved stor fisketetthet vil denne arten raskt beites ned (Koksvik & Langeland 1987, Reinertsen et al. 1989, Dahl-Hansen et al. 1994). Funnsjøen er kjent for å inneha en noe tett bestand av røye. I Fjergen er det ikke foretatt prøvefiske siden 1984 (Arnekleiv 1985) og det er derfor noe usikkerhet omkring fiskestatusen her. Meråker kraftverk mottar imidlertid også en del vatn fra Tevlamagasinet hvor det foreløpig er lite røye (Brodtkorb et al. 1995). Større andel *Daphnia galeata* på st. 8 framfor Funna/st. 7b skyldes derfor trolig at beitepresset fra planktonbeitende røye er mindre i Fjergen/Tevlamagasinet enn i Funnsjøen.

Når det gjelder dominansen av fjærmygg (Chironomidae) i bunndyrdrivet, så er det også tidligere vist at denne gruppen kan utgjøre en stor andel av drivet (Neveu 1974, Scullion & Sinton 1983, Tønset 1996). Noe av dette drivet stammer trolig fra inntaksmagasinerne, men størstparten antas å være produsert i selve elva. Nedenfor Nustadfoss var det en tendens til at mengden driv avtok med avstanden til kraftverksutløpet fra Meråker kraftverk (st. 8). Dette kan ha sammenheng med at vannstandsendingene som følge av reguleringen vil være størst nærmest utløpet fra kraftverket. Vannføringsøkninger øker ofte mengden driv, selv om hyppige vannstandsendinger har vist seg å være av mindre betydning enn økning i vannføringa etter lange perioder med lav vannføring (Irvine 1985, Perry & Perry 1986). Bunndyrmengden i drivet i Dalåa (ovenfor kraftverksutløpet) var høy, men baserer seg kun på to prøvetakinger.

Denne undersøkelsen har dokumentert at et betydelig driv av småkreps produsert i magasinene tilføres øvre del av Stjørdalselva gjennom kraftverksvatnet. Tilførselene vil variere med kraftverksdriften og med årstid som følge av artenes livssyklus. Det er sannsynlig at dette drivet av småkreps bidrar som et positivt næringstilskudd til de yngste årsklassene av laks og ørret samt en del bunndyr; spesielt i de øvre delene av elva.



## 6 TETTHET AV UNGFISK

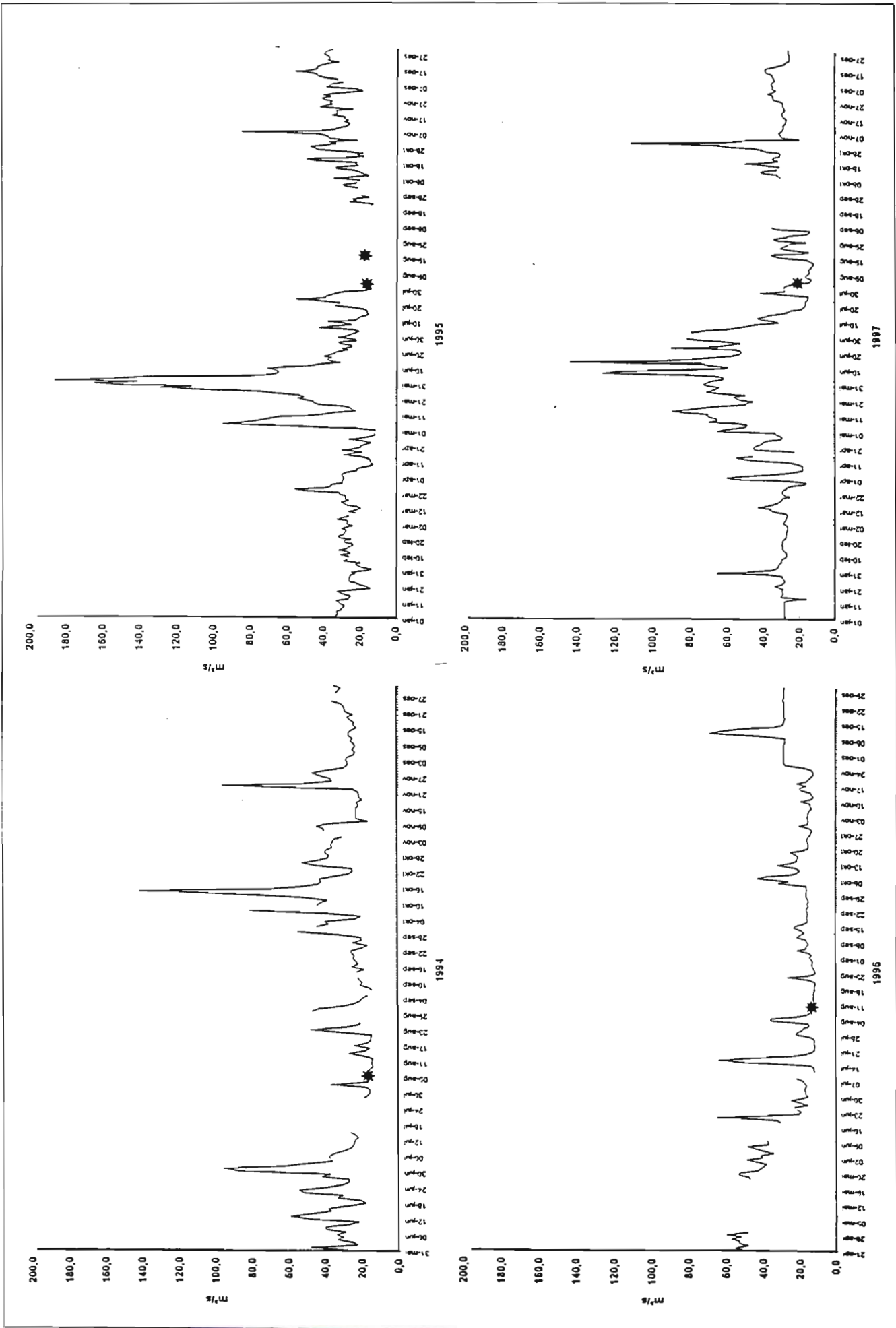
### 6.1 Metode

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 1999. Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat (Paulsen-apparat) på til sammen ni faste stasjoner i Stjørdalselva og en stasjon hver i Forra og Sona (referanse). Tettheten ble beregnet etter tre omgangers suksessivt fiske av et fast avmerket areal pr. lokalitet (Zippin 1958, Bohlin 1984). Metoden bygger på at tettheten av fisk beregnes ut fra nedgangen i fangst mellom hver omgang. På lokaliteter med lave fisketettheter og/eller vanskelige fiskeforhold kan beregningene ofte bli usikre. I de tilfeller der 95 % konfidensintervall blir større enn tetthets-estimatet har vi brukt summen av de tre fiskeomgangene som uttrykk for fisketettheten. Utviklingen i tettheten av ungfisk er undersøkt separat for hver enkelt stasjon, men på grunn av lave fisketettheter på enkelte stasjoner har vi også slått sammen materialet for tre og tre stasjoner i Stjørdalselva og beregnet egentlige fiskemengder for tre ulike soner (jf. fig. 2): Sone 1: St. 1 – 3A, Sone 2: St. 3B – 5, Sone 3: St. 6 – 8.

Tettheten av ungfisk er beregnet for 1+ og eldre, men vi har også beregnet tettheten for årsyngel (0+) separat. Årsyngel kan ofte være vanskelig å fange og kan forekomme klumpvis fordelt i elva, noe som ofte gir usikre estimater. Avhengig av elvas bunnsubstrat, dyp og vannhastighet vil områdenes egnethet som oppvekstområder variere. Fangbarheten til ungfisken vil også variere avhengig av miljøforholdene under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin et al. 1989). De viktigste faktorene er vannføring, endring (spesielt økning) i vannføring i dagene før innsamling foruten temperatur og turbiditet. For å unngå store utslag av variasjon i disse faktorene på tetthetsestimater kan en foreta en beregning av faktorenes innvirkning og justere estimatene etter for eksempel en fast vannføring. En annen måte er å minimalisere faktorenes innvirkning på tetthetsestimater ved å utføre innsamlingen under like betingelser. Vi har valgt denne tilnærmingen og har elfisket på lav vannføring til noenlunde samme tid hvert år (fig. 21) for at vanndekket areal, substrat og vannhastighet på stasjonene skulle være mest mulig direkte sammenlignbart (jf. Arnekleiv et al. 1995).

Fra 1993 ble det satt ut ensomrige laksunger årlig ovafor lakseførende strekning. All denne fisken ble fettfinneklippet. Fettfinneklippet fisk ble knapt nok påvist på de faste elfiskestasjonene og er holdt utenfor i tetthetsberegningene.

Hovedhensikten med tetthetsundersøkelsen av laks- og ørretunger er å sammenligne tetthetene før og etter regulering. Vi har derfor studert sammenhengen mellom beregna fisketettheter og tid ved lineære regresjonsanalyser. Vi har beregnet gjennomsnittlig tetthet på hver sone hvert år og plottet tetthet som en funksjon av år. I tillegg har vi testet om tetthet før regulering er forskjellig fra etter regulering.



Figur 21. Vannføring (døgnmiddel) nedenfor Sona 1994-1997 med angitt tidspunkt for elfiske.

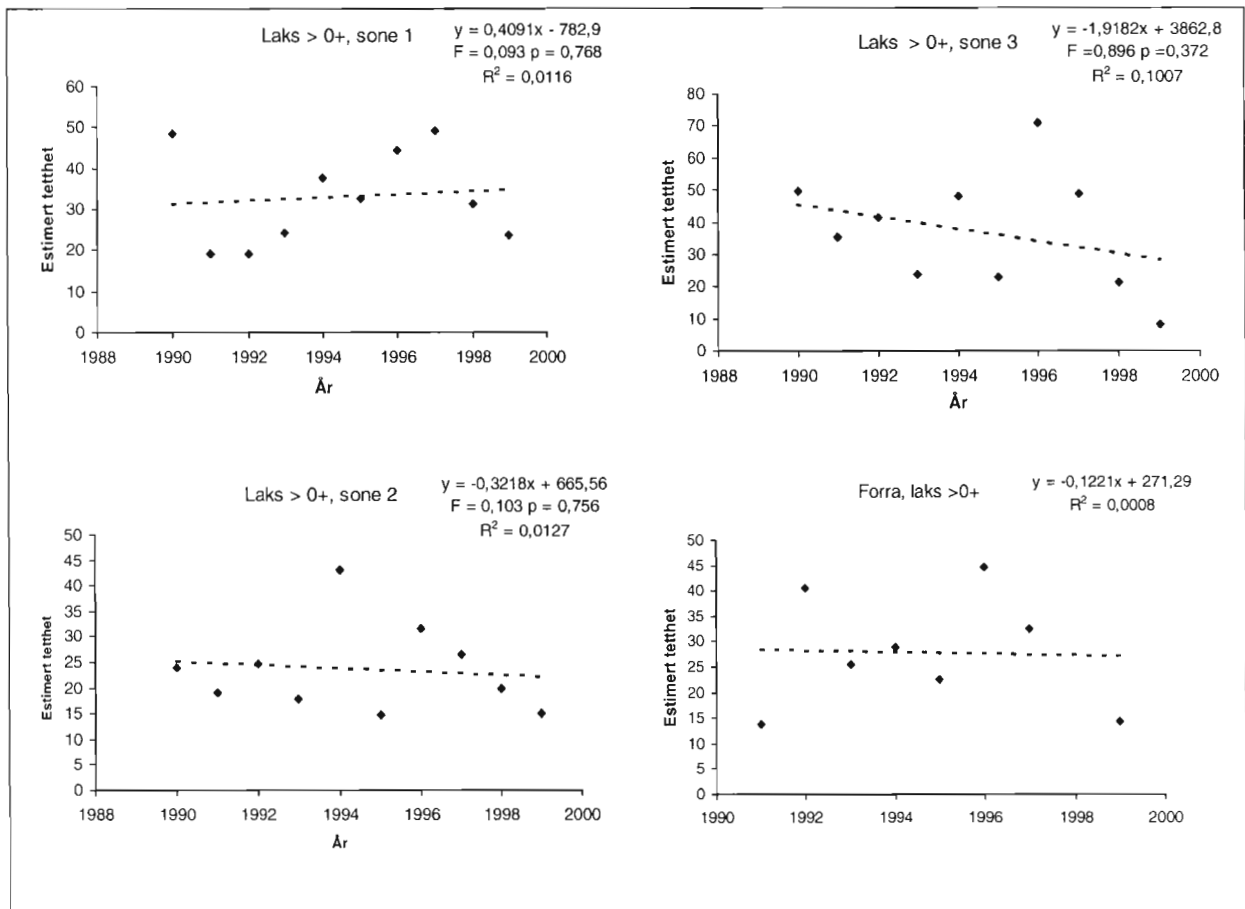
## 6.2 Resultater

Resultatene av tetthetsberegningene for laks på de ulike sonene i Stjørdalselva samt i Forra er vist i figur 22, mens tetthetene på utvalgte stasjoner er vist i figur 23.

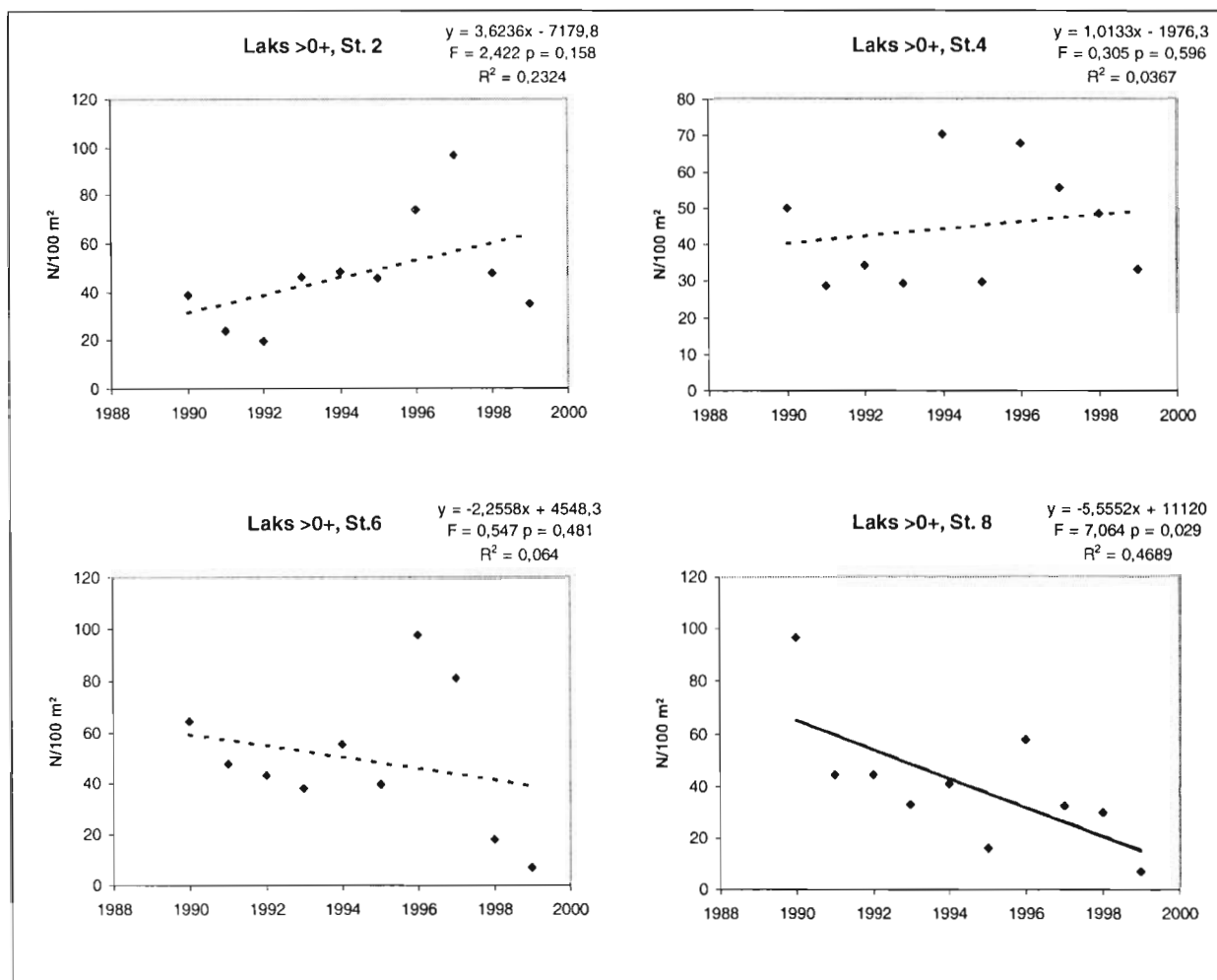
Tetthetene av laksunger (> 0+) har variert mye mellom år (8,4–70,8 ind./100 m<sup>2</sup>) og mellom sonene, med jevnt over høyest tetthet i sone 3. Tall for hele undersøkelsesperioden viser gjennomsnittstettheter i sone 1, 2 og 3 på henholdsvis 33, 24 og 37 laksunger pr. 100 m<sup>2</sup>.

Resultatene av regresjonsanalysene viser at det så langt ikke har skjedd noen signifikant endring i tettheten av laksunger i sone 1 og 2, men en klar nedadgående tendens i sone 3. Nedgangen har vært markert i 1998 og 1999 hvor tettheten er redusert med henholdsvis 47 % og 79 % i forhold til gjennomsnittsverdiene for alle år før. Tettheten i 1999 var bare 8,4 ind./100 m<sup>2</sup>, noe som er langt lavere enn det som er registrert ved noe elfiske i sone 3 tidligere. I Forra og Sona hvor det kun er fisket på én stasjon, har tetthetene vist en svak nedadgående tendens, og det var store variasjoner mellom år. Tettheten i Forra i 1999 var lav, og på nivå med tettheten i 1991, men stasjonen i Forra måtte flyttes i 1999 fordi elveløpet hadde endret seg.

Tettheten av laksunger på enkeltstasjoner hvor det har vært mulig å gi gode estimater er vist i figur 23. Regresjonsanalysene viser at tetthetene på stasjon 2 og 4 har en økende tendens i perioden, mens tettheten på stasjon 6 viser en synkende tendens, og på stasjon 8 en signifikant reduksjon i tetthet i perioden.



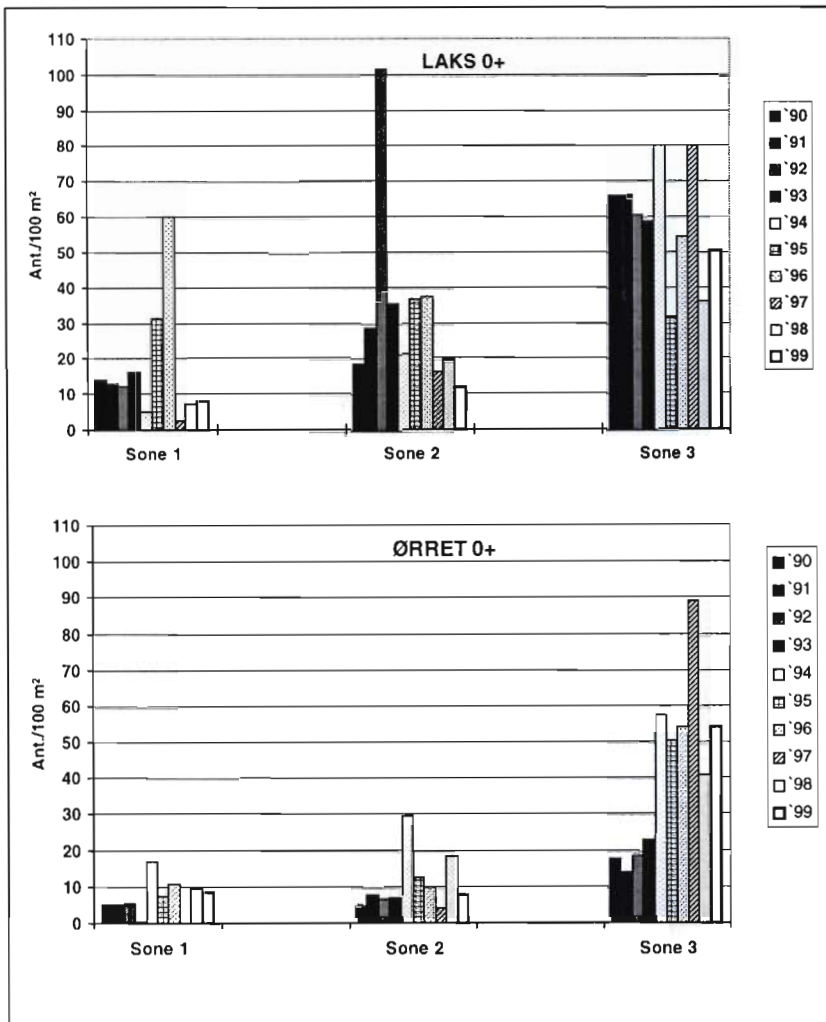
**Figur 22.** Beregna tettheter pr. 100 m<sup>2</sup> av laksunger eldre enn 0+ i forhold til år for de ulike sonene i Stjørdalselva og i Forra i perioden 1990-1999.



**Figur 23.** Beregna tettheter av laksunger eldre enn 0+ i forhold til år på utvalgte stasjoner i Stjørdalselva 1990-1999. Signifikant endring er vist med heltrukket linje.

For årsyngel av laks er tetthetsestimaterne generelt mer usikre, men de viser at tettheten med få unntak har vært størst i sone 3 i alle år, også de fire siste årene. Gjennomsnittstetthetene for hele perioden 1990-1999 var 17, 33 og 58 ind./100 m² på henholdsvis sone 1, 2 og 3.

Ørret (> 0+) utgjorde i gjennomsnitt bare 5-15 % av de totale ungfisktetthetene i Stjørdalselva. Ørret ble særlig fanget langs forbyggingene som var del av stasjonene 2 og 3A, og tetthetene av ørretunger var størst i sone 1 (gj.sn. 11,1 ind./100 m²) sammenlignet med sone 2 (2,7 ind./100 m²) og sone 3 (3,1 ind./100 m²). Regresjonsanalysene viser en svak økning i tettheten i sone 1 og en svak nedgang i tettheten i sone 2 og 3. For årsyngel av ørret var det en signifikant økning i tetthet etter regulering i sone 3 (Mann-Whitney,  $Z = -2,56$ ,  $p = 0,011$ , figur 24), men ingen endring i de andre sonene. Mest markert var økningen på stasjon 6 hvor tetthetene før regulering var 18-21 ind./100 m², og etter regulering (1995-99) var tetthetene 60-130 ind./100 m².



Figur 24. Årlig beregna tettheter av årsyngel av laks og ørret i sone 1-3 i Stjørdalselva.

### 6.3 Diskusjon

Tettheten av laksunger (> 0+) har avtatt sterkt de to siste år i øvre del av Stjørdalselva (sone 3), og spesielt på stasjon 8 som ligger nærmest kraftverket. Reduksjonen i 1998 og 1999 har vært på henholdsvis 47 % og 79 % i sone 3 i forhold til gjennomsnittstettheten for 1990-97. Endringen i tetthet vises av lineære regresjoner mellom beregna tettheter av laksunger (Zippin-estimat) og tida som har gått siden 1990. Regresjonsanalysene viste ingen signifikant endring i tettheten av laksunger i sone 2 og 3. Små mengder større laksunger i øvre del har også medført en større innsats de siste år for å få merket et tilstrekkelig antall smolt fra sone 3 (jf. kap. 7). Videre har det skjedd en signifikant økning i tettheten av ørretyngel (0+) i sone 3 etter regulering, mens tettheten av eldre ørretunger har vist en synkende tendens øverst i elva.

Over tid vil det skje svingninger i populasjonsstørrelsen hos fisk, både for voksen laks og ungfisk. Disse endringene kan skyldes naturlige variasjoner, tilfeldigheter eller ha ulike årsaker, også menneskeskapte. Erfaringer fra andre regulerte vassdrag tyder på at det er for tidlig å trekke en konklusjon på om kraftutbyggingen i Meråker har påvirket laksebestanden. Nedgangen i tettheten av laksunger i øvre del **kan** være tilfeldig, men den kraftige nedgangen de to siste årene er bekymringsfull. Siden ungfisktettheten på de andre sonene, og også på enkeltstasjoner lenger nedover i vassdraget har vært uforandret eller vist en økende tendens, er det likevel nærliggende å vurdere om endringene kan skyldes byggingen eller driften av

kraftverket. Riktignok har tettheten av laksunger i Forra og Sona også vist en synkende tendens, men på disse to enkeltstasjonene er tetthetsestimaterne mer usikre.

Det kan være flere faktorer som sammen er årsak til nedgangen i tettheten av laksunger øverst i elva. De enkeltfaktorene som kan være spesielt viktige er:

- Fluktuasjoner i vannføring som en følge av kraftverksdriften
- For liten gytebestand som gir redusert rekruttering av 0+
- Utjevnet vannføring over året med mulig økt sedimentasjon og tiltetting av substratet øverst i elva som følge av reguleringen
- Endret vanntemperatur som kan ha medført økt energiforbruk om vinteren og våren
- Økt humusinnhold i vannet (endret vannkvalitet) og økt begroing som kan ha påvirket næringsopptak, fiskefysiologi og standplasser

Vintrene 1994 og 1995 ble det i perioder kjørt døgnregulering i Meråker kraftverk, noe som resulterte i hyppige og raske endringer i vannføringa i Stjørdalselva. Etter 1996 har regulanten tilstrebet en mest mulig jevn drift av kraftverket. Likevel har det årlig skjedd flere utfall i kraftverket, spesielt i 1998, med raske og store dropp i vannføring og vannstand. De mest optimale leveområdene for laksunger og spesielt de yngste aldersgruppene, er ofte nær land. Disse er da særlig utsatt for stranding og stressreaksjoner ved hyppige og raske vannstandsreduksjoner. Det er ikke gjort spesielle undersøkelser for å fastslå mengden fisk som eventuelt strander og dør under slike episoder i elva, men undersøkelser i Alta (Forseth et al. 1996), Nidelva (Hvidsten 1985, Arnekleiv et al. 1994) og resultater fra Effektopprosjektet i SINTEF (Saltveit et al. 1999, 2000) viser at slike reduksjoner kan gi høye dødelighetstall på ungfisk. Slike variasjoner i vannføring vil være størst øverst i elva og jevnes ut nedover elvestrengen av tilløpselver og tilsig.

Basert på fangststatistikken og gyteobservasjoner synes det å ha vært en markert reduksjon av gytebestanden av laks fra 1994 til et bunnår i 1997. Dette kan tenkes å ha gitt reduserte ungfisktettheter i denne perioden og de tre-fire etterfølgende år. Ungfiskundersøkelsene viser imidlertid relativt stabile tall av laksunger > 0+ til 1997, men en nedgang i 1999 med særlig stor reduksjon i sone 3. Tettheten av årsyngel har i hele undersøkelsesperioden vært størst i sone 3 som synes å være den viktigste gytetrekningen i hele elva. Det synes derfor ikke å være mangel på rekrutter som er årsak til reduksjonen av eldre laksunger øverst i elva sammenlignet med lenger nedover. Basert på yngeltettheter og kartlagte gyteområder skulle en heller forvente en omvendt utvikling med størst reduksjon i tettheten av laksunger nederst i elva. Dersom en plotter tetthetsdata av laksunger (> 0+) fra alle stasjoner, både i Stjørdalselva, Forra og Sona mot år, vises en ikke-signifikant, svak nedadgående tendens i utviklingen av ungfisktettheter for hele perioden (1990-1999). Det synes også å være en sammenheng mellom fangstantall (gytebestand) ett år og tilsvarende utvikling i tettheten av laksunger > 0+ to år etter for perioden 1993-1999 (Arnekleiv et al. in prep). For lakseførende del totalt sett er det derfor mulig at gytebestanden i noen år har vært for liten til å utnytte elvas bæreevne for ungfiskproduksjon. Dette kan imidlertid ikke forklare den sterke nedgangen i tettheten av laksunger øverst i elva i 1998 og 1999, siden mengden rekrutter (0+) i alle år har vært størst i denne delen av elva.

Byggingen av Meråker kraftverk har medført en utjevna vannføring over året med reduserte flomtopper og økt vintervannføring. Det er registrert økt humusinnhold i vannmassene, økt begroing og en mer hardpakket elvebunn (substratendring) i øvre del av elva etter regulering. Dette kan ha bidratt til den registrerte økningen i bunndyrmengder, spesielt av små former (jf.

kap. 2 og 3). Næringstilbudet til fisk, særlig av en del bunndyrarter og zooplankton, har økt etter regulering. Samtidig har en utjevnet vannføring med økt vintervannføring og en minstevannføring sannsynligvis bidratt til større tilgjengelige oppvekstarealer på årsbasis. Vi ville forvente at dette bidro til økte ungfisktettheter, særlig i øvre del av elva, men dette har ikke skjedd. Dersom substratet tettes til, f.eks. ved økt sedimentasjon og begroing, vil dette også ha innvirkning på fiskens oppveksthabitat og spesielt på skjulplasser for større ungfisk. Mye tyder på at steinene på elvebunnen har blitt mer sementert de seinere årene, bl.a. har vi registrert dette på stasjon 7 og 8 hvor det nå er mer sand mellom steinene og mer algebegroing. Det er mulig at økt mengde begroing og sedimenter har redusert antall gunstige skjulplasser ved at rommene mellom steinene blir fylt opp og elvebunnen mister mye av sin opprinnelige heterogenitet. En gradvis endring av substratet etter 1994 kan derfor ha redusert tilgjengeligheten av gode stand- og skjulplasser for ungfisk, med størst negativ virkning på eldre fiskunger som trenger større hulrom i substratet for skjul enn årsunger.

I februar 1998 var Stjørdalselva utsatt for en kraftig vinterflom med flomtopp på 510 m<sup>3</sup>/s målt ved samløp Funna. Slike ekstremflommer er rapportert å kunne gi skader både på bunnfauna og fisk (Brabrand 1998, Hindar et al. 1999). Selv om tetthetene av eldre laksunger har blitt redusert i øvre del av elva, var tetthetene videre nedover på nivå med tidligere år, og tetthetene av årsyngel fortsatt sterk øverst i elva i 1998. Det er lite sannsynlig at denne vinterflommen påvirket bare eldre fiskunger øverst i elva og ikke årsyngel. I Gaula førte den store vårflommen i 1995 til redusert årsklassestyrke av 1995-årgangen i midtre og nedre deler av elva, men ikke i øvre deler og i Sokna, og den ga heller ikke økt dødelighet på større laksunger. Jensen & Johnsen (1999) fant at det først og fremst var store flommer i tidspunktet under og rett etter at yngelen kom opp av grusen som ga økt dødelighet, mens flommene ikke ga økt dødelighet på 1+ og eldre fisk.

Driften av Meråker kraftverk har ført til endringer i vanntemperaturen i de øvre delene av lakseførende del ned til Øverkil. Grovt sett har den nye reguleringa medført økt vintertemperatur, og elva har blitt noe kaldere om våren (april-juni) og litt varmere på høsten (september-oktober). Størrelsen på endringene særlig sommer og høst er avhengig av de meteorologiske forholdene (normal nedkjøling) og driften av kraftverket. Fiskens metabolisme og overlevelse er sterkt avhengig av temperaturen, og laksungene benytter sommeren til å vokse og akkumulere energi til å overleve vinteren (Berg & Bremset 1998). Økt vintertemperatur kan påvirke denne metabolismen, og foreløpige data fra Stjørdalselva viser at protein- og fettinnholdet hos laksungene er størst i øvre del av elva det meste av året, men at dette skifter på våren, da særlig større laksunger fra Meråker har lavere fett- og proteininnhold enn laksunger lenger ned i elva (Berg et al. in prep.). Det er mulig at økt metabolisme på vinteren kan medføre økt dødelighet, men dagens kunnskap om fiskeatferd, metabolisme og tilpasninger til lave temperaturer er svært begrenset. Flere data om vekst og fett-/proteininnhold i ungfisken gjennom året er samlet inn i perioden 1996-1999, og resultatene vil foreligge i 2001.

Det er også uklart hva som er årsaken til den signifikante økningen i tetthet av ørret yngel i sone 3 etter regulering. En slik markert endring i tetthet i bare en del av elva kan skyldes mer gyting av ørret i området og/eller endringer i habitatet som favoriserer ørret. En av flere mulige forklaringer kan være en mer stabil og utjevna vannføring som gir spesielt gode oppveksthabitater for ørret yngel nær land. Undersøkelser av ungfiskhabitat og modellarbeid fra st. 6 viser imidlertid at området er bedre egnet for laks enn for ørret både mht. vannhastigheter og vanndybder (Fjeldstad & Heggenes 1999). Økt tetthet av ørret yngel i sone 3 har ikke gitt utslag i økt tetthet av eldre ørretunger. Dette kan delvis skyldes mangel på egne habitater for større ørretunger i øvre del av elva.

## 7 SMOLTUTVANDRING OG SMOLTPRODUKSJON

Når ungfisk av anadrome laksefisk gjør seg klar til utvandring og et liv i sjøen, gjennomgår de en rekke fysiologiske, atferdsmessige og utseendemessige (morfologiske) forandringer. Denne smoltifiseringen er en sammensatt prosess som foregår gradvis og starter i god tid før utvandringen til sjøen (Hoar 1988, Heggberget et al. 1992). Smoltifiseringsprosessen synkroniseres av fiskens ytre miljøforhold (lys, temperatur, vannføring) slik at utvandringen kan skje på et tidspunkt da temperatur- og næringsforholdene i sjøen er gunstige for overlevelse og oppvekst (Metcalf & Torpe 1990). Fiskene blir stimulerte og begynner å følge strømmen nedover mot sjøen. I tillegg endrer fiskene fysiologi til å kunne leve i vann med saltholdighet høyere enn sin egen kroppsvæske. Fiskene blir også blanke med kvitt buk og får en slankere kropp. Lyset styrer i stor grad smoltifiseringen hos laksefisk (Wedemeyer et al. 1980, Lundquist 1983), mens temperaturen er en viktig faktor for hastigheten i smoltifiseringsprosessen i samvirke med fotoperioden (Wedemeyer et al. 1980, Hoar 1988, Boeuf 1993). Temperaturen er videre viktig for vekst og smoltalder, og vannføring og vanntemperatur har vist seg å være viktige faktorer for selve smoltutvandringen (Arnekleiv et al. 1995, Hvidsten et al. 1995a, b, Johnsen et al. 1997). Siden vannføring og vanntemperatur er påvirket av utbyggingen, har vi sett det som viktig å undersøke ulike parametre ved smolt og smoltproduksjon i vassdraget.

### 7.1 Metoder

Smoltundersøkelsene er utført i tida april - juni hvert år fra 1991 til 1999. Fra Sona bru (fig. 2) er det hvert år fra 1991 fanget utvandrende smolt ved hjelp av feller manøvrert med elektriske vinsjer. Fellene hadde en kvadratisk åpning på 1 m<sup>2</sup> (2 m<sup>2</sup> i 1991) og en 8-9 m lang påmontert notpose med maskevidde 9,5 mm. Fangstmetoden er den samme som bl.a er benyttet i Orkla og beskrevet av Garnås & Hvidsten (1985) og Hvidsten (1990). Det ble brukt to parallelle feller som ble manøvrert i hovedstrømmen i elva og var operative fra slutten av april til begynnelsen av juni. I hovedsak ble fellene satt ut kl. 20.00 og tømt og satt ut igjen kl. 00.00, kl. 04.00 og kl. 08.00, men i perioder med stabil vannføring ble fellene satt ut om kvelden (kl. 20.00) og tatt opp igjen om morgenen (kl. 08.00). I 1991, og periodevis seinere, ble det foretatt døgnkontinuerlig innsamling hver 4. time. Fellene har fungert meget bra, men i enkelte netter med stor flom har de gått fulle med kvist og rask. Smoltfangsten ble regnet som antall smolt pr. m<sup>2</sup> lysåpning i fangstfellene og pr. tid fisket. Fra 1991 og fram til 1994 ble smoltutgangen analysert i forhold til miljøparametrene vannføring (døgnmiddel), endring i vannføring, temperatur, endring i temperatur, lys (dag/natt) og månefase. Siden vannføring og temperatur og endring i disse hadde størst betydning (Arnekleiv et al. 1995), er disse parametrene undersøkt i perioden 1995-1999. Videre ble all fanget smolt (laks og ørret) undersøkt med hensyn til lengdefordeling (lengde målt fra snute til ende av halefinne naturlig utstrakt), alder (skjell og otolitter), kjønn og gonadenes utvikling, og det ble tatt mageprøver av et utvalg smolt fra hele utvandringsperioden.

Undersøkelse av smoltproduksjonen ble utført fra 1992 etter Petersen-metoden med merking og gjenfangst (Ricker 1975). I april hvert år ble smolt fanget med elektrisk fiskeapparat, merket med finnekling og satt ut igjen på de områdene den ble fanget. Elva ble inndelt i tre soner og smolt ble merket med ulike finnekling på følgende måte: Sone 1 (Sona-Flora)-høyre bukfinne, Sone 2 (Flora-Gudå) - venstre bukfinne, Sone 3 (Gudå-Nustadfoss) - gattfinne. Med bakgrunn i lengdefordelingen til utvandrende smolt i 1991, ble nedre grense for merking satt til 10 cm for laksesmolt og 11 cm for ørretsmolt. I 1999 ble det i tillegg til finne-



klipping benytta brikkemerking (carlin-merker). På bakgrunn av gjenfanget merket smolt i fellene ble tettheten av smolt beregnet etter formelen:

$$N = (M+1)(C+1)/(R+1) \quad (\text{Ricker 1975})$$

N = antall smolt

M = antall merket smolt

C = antall smolt fanget i fellene

R = antall gjenfangete smolt

På grunn av vansker med å arealberegne grusører o.l., ble smoltproduksjonsarealene satt lik arealet av elva fra bredd til bredd og beregna ut fra kart med målestokk 1:5000. Tabell 15 gir en oversikt over antall merket villsmolt og antall smolt fanget i smoltfelle ved Sona bru 1991-99.

**Tabell 15.** Antall merket smolt og antall smolt fanget i felle ved Sona bru 1991-99

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Fangstantall laksesmolt	4360	1273	1090	585	1215	2345	1113	573	3008
Antall merket laksesmolt	0	1662	1526	1170	1523	1467	1592	1183	1402
Fangstantall ørretsmolt	243	110	134	75	83	266	78	56	165
Antall merket ørretsmolt	0	0	324	156	144	145	103	118	78

Vannføringsdata og temperaturdata er innhentet fra NVE. Det ble opprettet en egen serie med beregning av vannføring for punkt Sona bru, rett nedstrøms samløp Sona. For analyse av smoltutvandringen er beregna vannføringsdata fra dette punktet benyttet, og temperaturdata fra stasjon 50409 Øverkil.

Det er testet om utvandringen av smolt er korrelert til omgivelsesvariabler ved bruk av multippel regresjonsanalyse og matrise-kji-kvadrattest. Der materialet ikke har vært normalfordelt selv etter transformering er det benyttet ikke-parametriske tester. For testing av forskjeller mellom år og perioder (alder, lengde, kondisjon, magefylling m.v) ble det først benyttet Kruskal-Wallis ANOVA. Når forskjeller ble påvist ble det benyttet Mann-Whitney U-test for å finne ut mellom hvilke tidspunkt forskjellene lå. For å teste om det var tidsuavhengighet når den merke smolten fra de ulike deler av elva kom i fella ble det benyttet kji-kvadrat test, mens sammenhenger mellom variabler ble undersøkt med Pearson Korrelasjon eller Kendall's tau-b. Sekvensiell Bonferroni-justering ble brukt for å justere signifikansnivået i forhold til antall tester utført på samme materiale. All statistikkbehandling er utført i programpakken SPSS versjon 9.0.

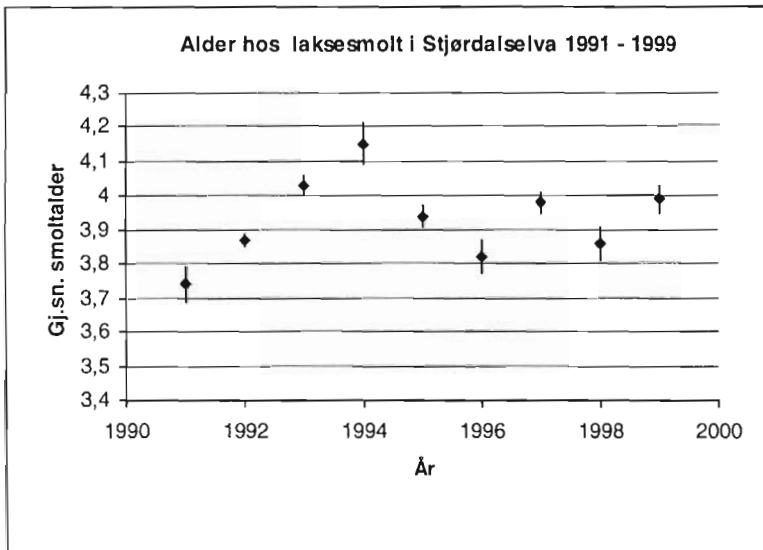
## 7.2 Resultater

I Stjørdalselva dominerte laksesmolt over ørretsmolt og laks utgjorde for hele perioden (1991-1999) 92,8 % av all fanget smolt. Andelen varierte fra 88,8 % til 94,8 % mellom ulike år. Tilsvarende utgjorde andelen ørretsmolt i gjennomsnitt 7,2 % av all fanget smolt i perioden.

## 7.2.1 Alder og vekst

### Laksesmolt

Laksesmoltten består av flere aldersklasser (to til sju år), men tre og fire år gammel smolt dominerer. Laksens gjennomsnittlige smoltalder for hele undersøkelseperioden (1991-1999) var 3,9 år, men den har variert mellom 3,7 år og 4,1 år (fig. 25). Gjennomsnittlig smoltalder var forskjellig mellom år (Kruskal-Wallis,  $df = 8$ ,  $p < 0,001$ ). Det var imidlertid ikke signifikant forskjellig i smoltalder om en sammenligner perioden før og etter siste regulering (Mann-Whitney,  $p = 0,595$ ). Smoltalderen var lavest i 1991 og høyest i 1994. Aldersfordelingen de enkelte år (fig. 26) viser at fireåringene dominerer de fleste år. Fra 1991 til 1994 var det en synkende andel treåringer og en økende andel femåringer, men denne tendensen synes ikke å fortsette etter 1994.



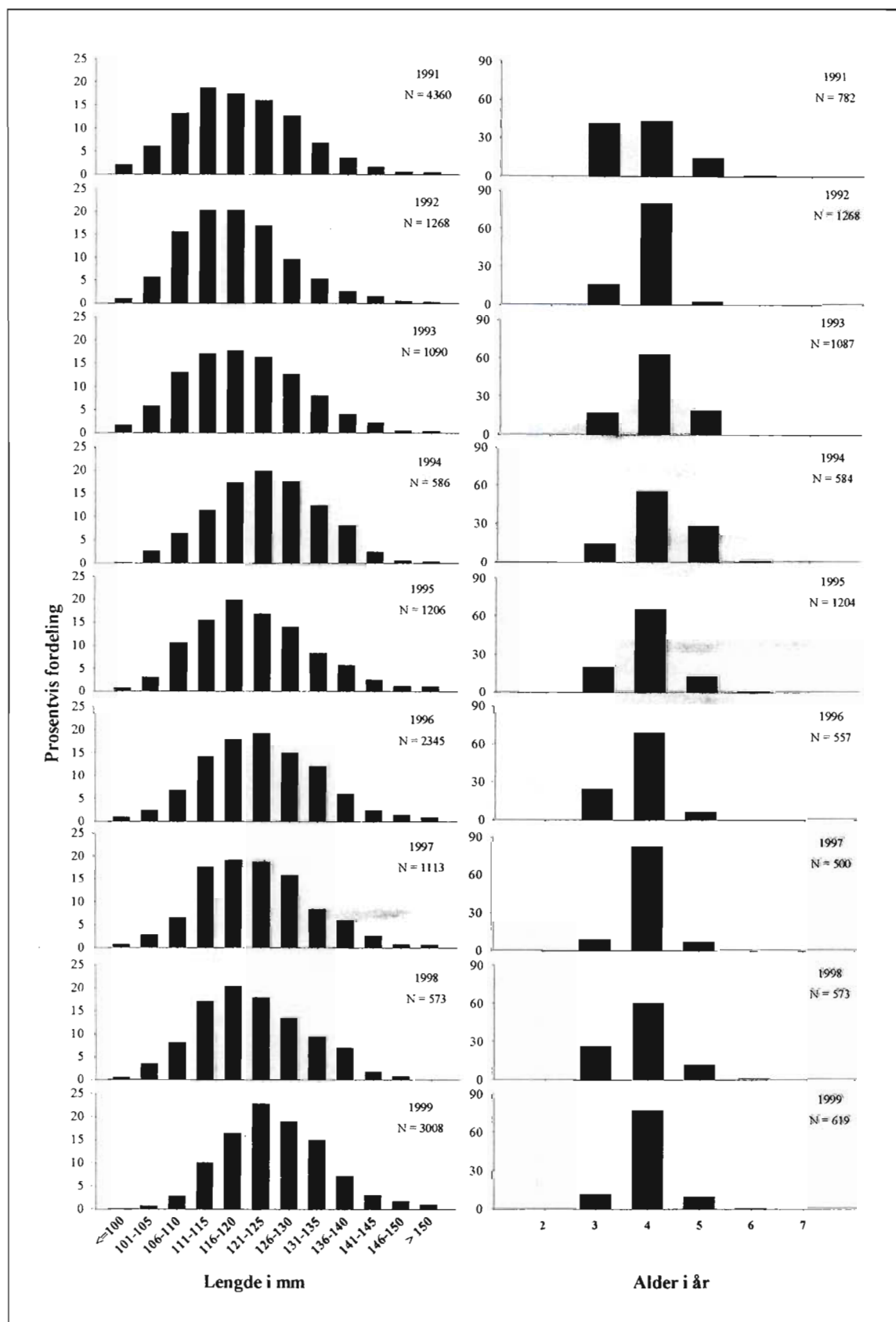
**Figur 25.** Gjennomsnittlig smoltalder (+/- 95% c.i.) i 1991-1999, basert på fangst av smolt under utvandring.

Det var signifikant positiv sammenheng mellom smoltalder og smoltlengde hos laks (hele materialet, Pearson Korr., Kendall's tau,  $p < 0,01$ ).

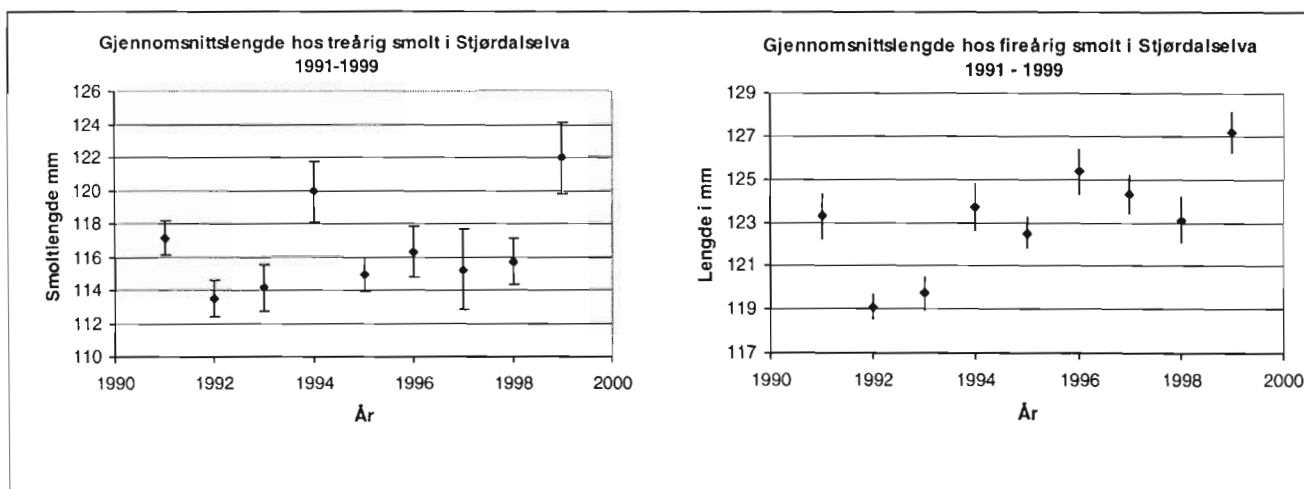
Basert på gjenfangster av smolt merket i ulike soner av elva, undersøkte vi om det var forskjellig på smoltalderen mellom soner. Vi fant signifikant forskjellig mellom soner (Kruskal Wallis,  $df = 2$ ,  $p = 0,002$ ), med høyest smoltalder i sone 2 (Flora-Meråkergrensa) (Mann-Whitney,  $p < 0,01$ ).

Gjennomsnittslengden til laksesmoltten var 121,6 mm og gjennomsnittsvekten var 15,0 gram (totalmaterialet). Gjennomsnittslengden varierte fra 118,3 mm (1992) til 125,6 mm (1999), og det var signifikant forskjellig i lengde mellom år (Kruskal-Wallis,  $df = 8$ ,  $p < 0,001$ ). Laksesmoltten var signifikant lengre i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging ( $p < 0,001$ ). Lengdefordelingen for de enkelte år er vist i figur 26.

Smolt fra øverst i elva (sone 3, Meråker) var signifikant lengre enn smolt fra sone 1 og 2 (Sona bru til Meråkergrensa, Mann-Whitney,  $p < 0,001$ ). Det var ikke forskjellig i smoltlengde mellom sone 1 og 2 ( $p > 0,05$ ). Gjennomsnittslengden hos treårig laksesmolt har variert mellom 113 mm og 122 mm, og fireårig smolt har variert mellom 119 mm og 127 mm (fig. 27).

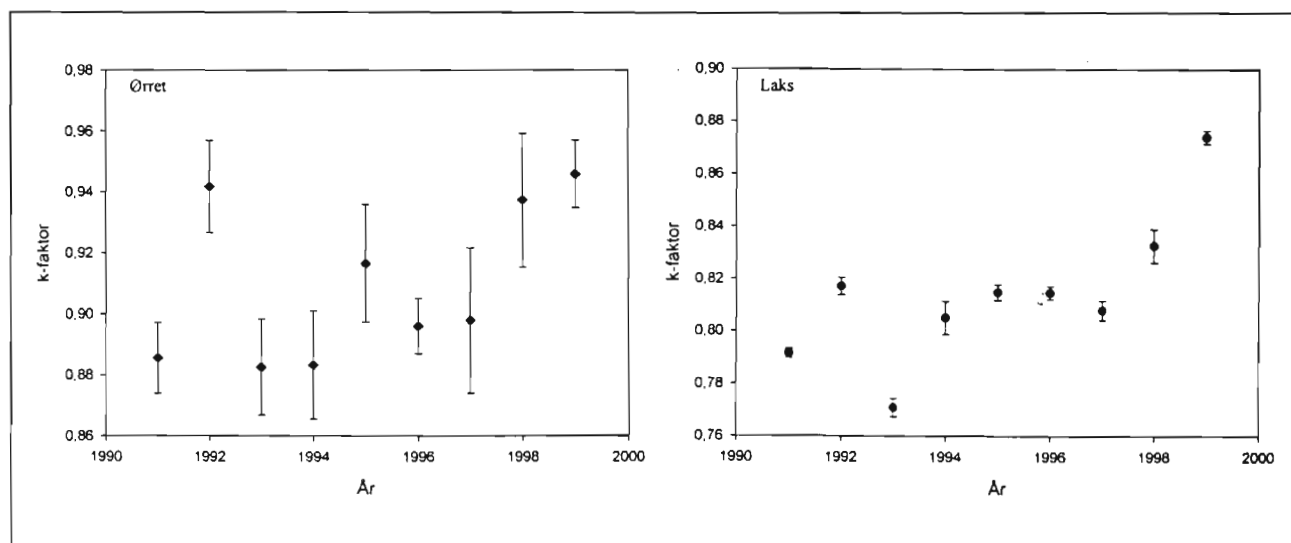


Figur 26. Prosentvis aldersfordeling og lengdefordeling av laksesmolt de ulike år (1991-1999), basert på fellefangst av utvandrende smolt.



**Figur 27.** Gjennomsnittlig lengde (mm  $\pm$  95 % c.i.) hos 3-årig og 4-årig laksesmolt i perioden 1991-1999 basert på smoltfangst under utvandring.

Laksesmoltens gjennomsnittlige kondisjonsfaktor var 0,82. Kondisjonsfaktoren var best i 1999 (0,87) og dårligst i 1993 (0,77) (fig. 28). K-faktoren var signifikant større i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging ( $p < 0,0001$ ). Dette gjaldt også for de enkelte aldersgruppene (3-, 4- og 5-åringene). Det var små forskjeller i k-faktoren mellom aldersgruppene innen hvert år. Det ble funnet en positiv sammenheng mellom k-faktor og dagnummer, dvs at k-faktoren økte utover i utvandningsperioden.



**Figur 28.** K-faktor ( $\pm$  95 % c.i) hos laksesmolt og ørretsmolt fanget under utvandring ved Sona bru 1991-1999.

### *Smoltalder og smoltlengde basert på skjellprøver av voksen laks*

For å se om det var forskjeller på smoltalder- og smoltlengde i ulike deler av elva fra fjorden til Meråker, ble smoltalder og smoltlengde tilbakeberegnet fra skjell tatt av voksen laks (tab. 16). Voksen laks fisket i området fjorden-Hegra hadde signifikant lavere smoltalder og smoltlengde enn laks fra de andre delområdene (alder: Mann-Whitney,  $p < 0,001$ , lengde: ANOVA,  $df = 3$ ,  $p < 0,05$ ). Det var tendens til økende smoltalder og smoltlengde fra Hegra til Meråker,

men forskjellene mellom Flora og Meråker var ikke signifikante. Det har gått for kort tid etter regulering til at en kan beregne eventuelle forskjeller i smoltalder og smoltlengde mellom periodene før og etter regulering basert på skjellanalyser av voksen laks.

**Tabell 16** Gjennomsnittlig smoltalder og smoltlengde (mm) (+/- SD og maksimum-minimum) for voksen laks fisket i ulike deler av Stjørdalsvassdraget basert på skjellanalyse

Elveområde	Smoltalder				Smoltlengde			
	Gj.sn. (N)	SD	maks. - min.		Gj.sn. (N)	SD	maks. - min.	
Hegra	3,17 (408)	0,65	5	2	120,75 (330)	20,38	199	77
Flora	3,53 (1199)	0,63	6	2	125,28 (1181)	18,98	194	74
Meråker	3,61 (493)	0,63	5	2	125,73 (474)	18,56	189	81
Forra	3,54 (189)	0,71	5	2	125,56 (181)	19,89	188	81

### Ørretsmolt

Alderen hos ørretsmolt var for hele perioden i gjennomsnitt 3,2 år. Ørretens smoltalder var i alle år lavere enn laksens, og varierte mellom 2,9 og 3,4 år. Det var i alle år flest 3-åringer i fangstene (fig. 29). Også for ørret var det positiv sammenheng mellom alder og lengde ( $p < 0,01$ ). Det var også samvariasjon mellom gjennomsnittsalderen for ørret og gjennomsnittsalderen for laksesmolt i undersøkelsesperioden (Kendall's tau,  $p < 0,05$ ).

Ørretsmolten var i alle år lengre enn laksesmolten og hadde gjennomsnittslengde 147,5 mm. Lengden varierte mellom 141,7 mm (1997) og 154,5 mm (1994) og det var ingen klare trender i lengdefordelingen gjennom undersøkelsesperioden (fig. 29). Det var ingen signifikant forskjell i smoltlengden hos ørret før og etter regulering ( $p > 0,05$ ). Det var heller ingen forskjell i smoltlengde mellom sonene i elva for ørret (alle tester  $p > 0,05$ ).

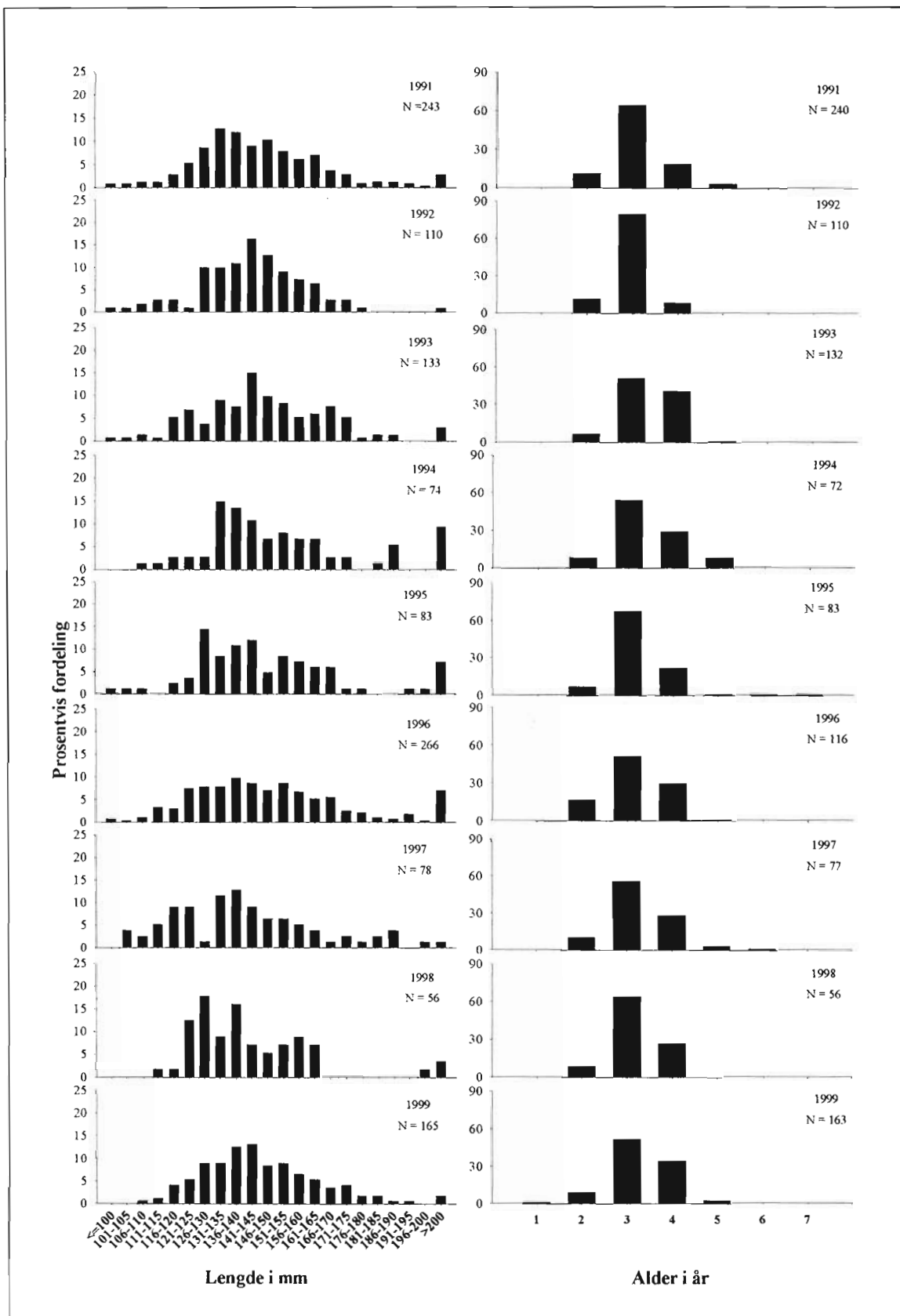
### 7.2.2 Kjønnfordeling

Det er vanlig at en del av hannfisk blir kjønnsmoden i stedet for å smoltifisere og vandre til sjøen. I fangster av utvandrende smolt vil det derfor ofte være et overskudd av hunnfisk. I perioden 1991-1999 ble det kjønnsbestemt 8790 laksesmolt og 1201 ørretsmolt.

For alle årene 1991-1999 gikk det ut signifikant flere hunner enn hanner av lakssmolt (chi-kvadrat test,  $p = 0,0000$ ). Andelen hannfisk var i gjennomsnitt 39,1 %, og varierte mellom 36,7 % og 41,2 % i hele perioden. Av det totale materialet bestod tre- og fireåringene av henholdsvis 38,7 % og 38,5 % hannfisk. For femårig laksesmolt var 43,8 % hannfisk, og for seksåringene var hele 50 % hannfisk.

En del hannfisk deltar i gytingen som gyteparr og kan gå ut som smolt året etter. Andelen av smolt som har vært gyteparr har variert mellom 0,4 % og 19 % i perioden 1991-1999.

Hos ørretsmolten var det signifikant flere hunner enn hanner i 1991, 1998 og 1999 ( $p < 0,05$ ), mens det i årene mellom, 1992-1997, ikke var signifikant forskjell på antall hunner og hanner i materialet.



**Figur 29.** Prosentvis lengdefordeling (mm lengdegrupper) og aldersfordeling av ørretsmolt de ulike år (1991-1999), basert på fellefangst av utvandrende smolt.

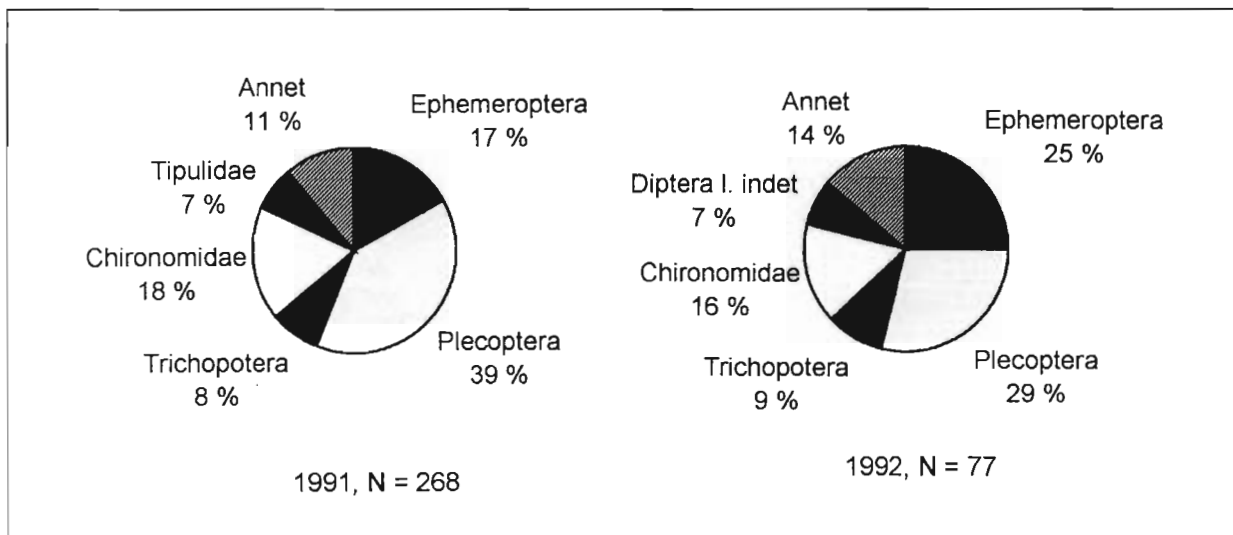
### 7.2.3 Ernæring

Graden av magefylling (skala 0-4, hvor 0 = tom og 4 = full) ble undersøkt gjennom smoltutvandringsperioden i alle år. I tillegg ble det tatt mageprøver av smolten de fleste år, men foreløpig er bare data fra 1991 og 1992 analysert.

For totalmaterialet av laksesmolt (N = 10041) hadde 9,1 % av smolten tom mage, mens flest smolt hadde magefylling 1 (49,2 %) og 2 (23,0 %). Gjennomsnittlig magefylling i perioden 1991-1994 var 1,46, mens magefyllinga i perioden 1995-1999 var 1,72, og denne forskjellen var signifikant (Mann-Whitney,  $z = 12,42$ ,  $p < 0,001$ ).

Vi delte utvandringsperioden i fire datogrupper fra 25.april til 10. juni. Innen datogruppene varierte graden av magefylling fra 1,14 til 1,97. Vi fant en signifikant økning i magefylling utover i utvandringsperioden (Mann-Whitney,  $p < 0,001$  for alle tester).

De dominerende næringsdyrene i begge årene 1991 og 1992 var steinfluer, døgnfluer og fjærmygg (fig. 30). Bunndyrprøver tatt i april-mai 1991-1992 fra områdene ovafor smoltfella (Sona-Meråker, st.4-8) viste dominans av døgnfluer, steinfluer og fjærmygg med henholdsvis 33 %, 20 % og 32 % i 1991 og 81 %, 3 % og 14 % i 1992. Ut fra dette er det god overensstemmelse mellom dominerende dyregrupper i mageprøver og bunndyrprøver i 1991, mens smolten synes å ha selektert steinfluer positivt og døgnfluer negativt i 1992. Undersøkelsen viser at smolten spiser under utvandring, og sannsynligvis mest om dagen når den ikke vandrer (jf. kap. 6.2.3).



Figur 30. Mageinnhold (volumprosent) hos laksesmolt fanget ved Sona bru i 1991 og 1992.

### 7.2.4 Smoltutvandring

#### Utvandringstidspunkt

I Stjørdalselva er smoltutvandringen registrert i alle år i perioden 1991-1999, og registreringen har hvert år foregått fra slutten av april til ca. 10. juni. Hovedutvandringen i Stjørdalselva skjer fra midten av mai til første del av juni. Dersom en forutsetter at smoltfangsten har vart hele utvandringsperioden, var median utvandringsdato for 50 % av smolten (totalmaterialet) den 26.mai. I undersøkelsesperioden har halvparten av smolten vandret ut tidligst den 15. mai (1991) og seinest den 7. juni (1998) (tab. 17). Dette gir en forskjell i hovedutvandring på 3,5

uker, noe som synes å være innen normal variasjon for smoltutvandringen om en sammenligner med Orkla, Imsa, Halselva og Altaelva.

Ørretsmolten har vandret ut jevnt over noe seinere enn laksesmolten. Halvparten av ørretsmolten vandret ut tidligst den 17. mai (1991) og seinest den 2. juni (1997) (tab. 17).

**Tabell 17.** Dato for når 50 % av smolten (laks og ørret) passerte fella på Sona bru i perioden 1991-1999

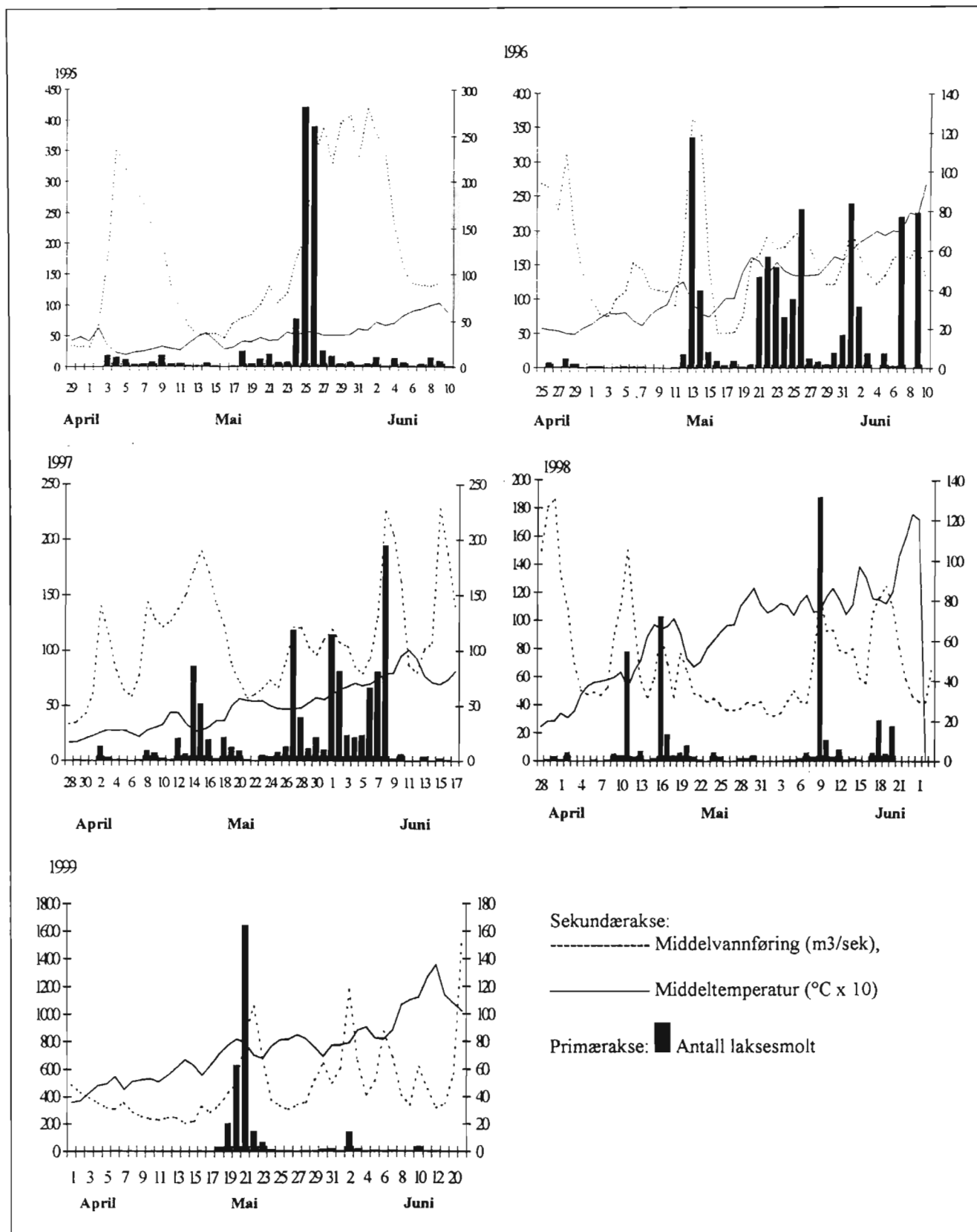
År	LAKS		ØRRET	
	Dato	Prosentandel utvandret	Dato	Prosentandel utvandret
1991	15. mai	48,0	16. mai	48,6
	16. mai	68,0	17. mai	53,1
1992	19. mai	45,7	25. mai	44,5
	20. mai	52,1	26. mai	51,8
1993	20. mai	42,8	19. mai	44,4
	21. mai	54,3	20. mai	50,4
1994	31. mai	39,6	30. mai	47,3
	01. juni	92,5	01. juni	73,0
1995	24. mai	22,0	25. mai	49,4
	25. mai	56,9	26. mai	56,6
1996	24. mai	46,4	24. mai	49,6
	25. mai	50,7	25. mai	54,9
1997	31. mai	44,4	01. juni	48,7
	01. juni	54,6	02. juni	50,0
1998	06. juni	49,0	15. mai	30,4
	07. juni	50,0	16. mai	50,0
1999	20. mai	29,4	20. mai	20,6
	21. mai	83,2	21. mai	55,8

### ***Smoltutvandring i forhold til miljøvariabler***

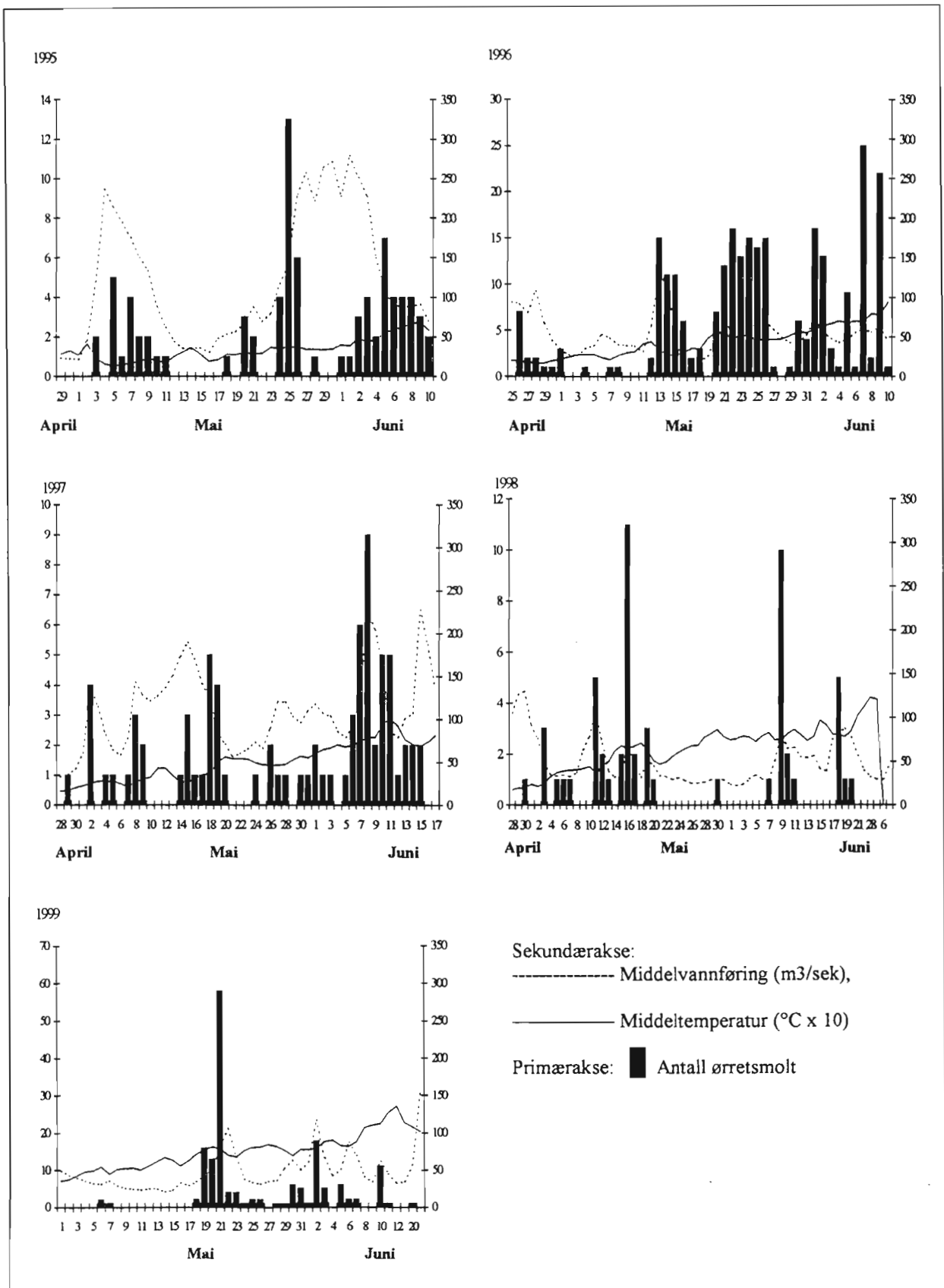
Smoltutvandringen i Stjørdalselva ble analysert i forhold til vannføring, temperatur og endring i disse. (jf. Arnekleiv et al. 1995). Figurene 31-32 viser utvandringen av laksesmolt og ørretsmolt relatert til vannføring og temperatur de enkelte år i perioden 1995-1999 (utvandring tidligere år se Arnekleiv et al. 1995).

Det ble funnet en signifikant positiv korrelasjon mellom økning i vannføring og økning i antall smolt som gikk ut (laks/ørret) når en ser på totalmaterialet (1991-1999) (Chi Square  $p < 0,000$ , vedlegg 7). For enkelte år som 1991, 1992, 1993 og 1995 var forholdet ikke signifikant for laks, men viste samme tendens. Ørretsmolten viste samme utvandring-mønster som laksen, men hadde flere år der forholdet ikke var signifikant (1991, 1992, 1993, 1995, 1998 og 1999).





**Figur 31.** Utvandring av laksesmolt i forhold til vannføring og temperatur i Stjørdalselva for årene 1995-1999.



Figur 32. Utvandring av ørretsmolt i forhold til vannføring og temperatur i Stjørdalselva for årene 1995-1999.

Høy vannføring tidlig i utvandningsperioden ga imidlertid ikke noen topp i utvandring (jf. årene 1993, 1995, 1996, 1998). Disse tidlige vannføringstoppene falt imidlertid også sammen med lav vanntemperatur, og sannsynligvis var bare en del av laksesmolten ferdig smoltifisert og klar til utvandring tidlig i mai (jf. kap. 8). Smoltutvandringen kunne imidlertid fortsette eller starte selv om temperaturen var mellom 2 °C og 4,5 °C senere i perioden. Det ser derved ikke ut til å være en nedre terskelverdi for temperatur med hensyn til utvandring siden både laks- og ørretsmolt vandret ved laveste døgnmiddeltemperatur i perioden hvert år (2,0 °C - 4,5 °C).

Stabil og liten vannføring over mange dager synes å gi stopp i smoltutvandringa. I perioden 15.-28. mai 1994 var vannføringa stabil lav på bare 25-27 m<sup>3</sup>/s, og det ble verken fanget laks- eller ørretsmolt, mens det var god utgang både før og etter denne perioden. I slutten av perioden (31. mai) ble det sluppet en lokkeflom. Dette falt sammen med regnvær og vannføringa økte fra ca. 30 m<sup>3</sup>/s til ca. 90 m<sup>3</sup>/s, noe som initierte stor smoltutvandring. Tilsvarende var det svært liten utvandring på stabil vannføring i perioden 20. mai - 8. juni i 1998, og i midten av mai i 1999. Det er også en tendens til at smoltutvandringa foregår over en lengre tidsperiode når det inntreffer lengre perioder med relativt jevn vannføring midt i smoltutvandningsperioden (jf. 1996-1998). Spredt smoltutvandring er antatt å gi en høyere dødelighet i sjøen enn når smolten går ut på en flomtopp med turbid vann (jf. Hvidsten og Hansen 1988).

Hovedutvandringen til ørretsmolten følger stort sett laksesmolten og blir styrt av de samme fysiske parametrene (jf. også Hembre et al. 2000). I de fleste år var det imidlertid en større spredning i utvandringstid for ørret enn for laks (fig. 32).

Endring i temperatur var ikke signifikant assosiert med endring i antall utvandrende smolt verken for laks ( $p = 0,083$ ) eller ørret ( $p = 0,251$ ) (vedlegg 7). I tillegg til fysiske faktorer kan også biologiske faktorer påvirke smoltutvandringen. Det er mulig at smolten påvirker hverandres atferd slik at når først noen smolt begynner vandringen slutter flere seg til i en stimdannelse. Vi har merket smolt fra ulike soner av elva. Dersom hver enkelt smolt vandrer kun ut fra fysiske stimuli, skulle smolten som er merket nærmest fella (sone 1) komme først, deretter smolt fra sone 2 og til slutt skulle vi fanget smolt merket øverst i elva (sone 3). Undersøkelsen viser at det ikke er signifikant forskjell mellom sonene i forhold til når smolten fanges i fella, noe som indikerer tidsuavhengighet. Det var likevel en tendens at smolt fra sone 1 starter vandringen tidligere enn smolt fra sone 3. Smoltutvandringen ser derfor ut til å bli styrt både av fysiske og biologiske stimuli.

### ***Døgnvariasjoner i utvandring***

Arnekleiv et al. (1995) fant at laksesmolten i Stjørdalselva gikk ut om natta, på den mørkeste tida av døgnet. Dette gjaldt også ved betydelig økning i vannføringa, og også i døgn med høy vannføring. Men i døgn med høy vannføring og stor smoltutgang gikk også noe smolt ut i skumringen mellom kl. 20-24 og kl. 04-08. Hembre (1994) fant at tilsvarende gjaldt for ørretsmolt.

### **7.2.5 Smolt av settefisk fra Dalåa**

En-somrig settefisk satt ut ovafor lakseførende del, vesentlig i Dalåa, har etterhvert smoltifisert og kom inn i smoltfangstene ved Sona bru fra 1995. Smolt fra settefisk har i perioden 1995-1999 utgjort 5,4 % - 13,2 % av all laksesmolt fanget i fella. Denne smolten hadde i alle

år en signifikant lavere alder enn villsmolten (Mann-Whitney,  $p = 0,000$ ), med gjennomsnittlig alder på 2,7 år (variasjon 2,0-5,0 år, tabell 18). Den var også signifikant lengre (gj.sn. 136,5 mm) enn villsmolten (gj.sn. 123.5 mm) i samme periode (Mann-Whitney,  $p = 0,000$ ).

**Tabell 18.** Oversikt over alder, lengde (mm) og kondisjon ved gjennomsnitts-, maksimums- og minimumsverdier, for laksesmolt fra Dalåa tatt på Sona bru i Stjørdalselva 1995–1999

År	N	Alder			Lengde			K-faktor		
		gjsnitt	max	min	gjsnitt	max	min	gjsnitt	max	min
1995	76	2,00	2	2	124,20	143	103	0,80	1,03	0,67
1996	135	3,00	3	3	147,15	176	122	0,83	1,12	0,62
1997	60	2,35	4	2	131,10	160	110	0,81	0,96	0,54
1998	87	2,23	4	2	129,69	160	110	0,84	0,95	0,76
1999	202	3,00	5	2	138,56	176	113	0,85	1,13	0,61

Kjønnfordelingen hos settefisksmolten avvek også noe fra villsmolten. I årene 1995-1998 var det ingen signifikant forskjell i antall hanner og hunner, mens det i 1999 vandret signifikant flere hunner enn hanner ( $X^2 = 12,38$ ,  $p = 0,000$ ).

I perioden 1995-1999 ble magefylling undersøkt både for villsmolt og smolt fra settefisk fanget i fella ved Sona bru. Villsmolten hadde signifikant større magefylling (1,72) enn settefisksmolten (1,56) ( $p < 0,05$ ).

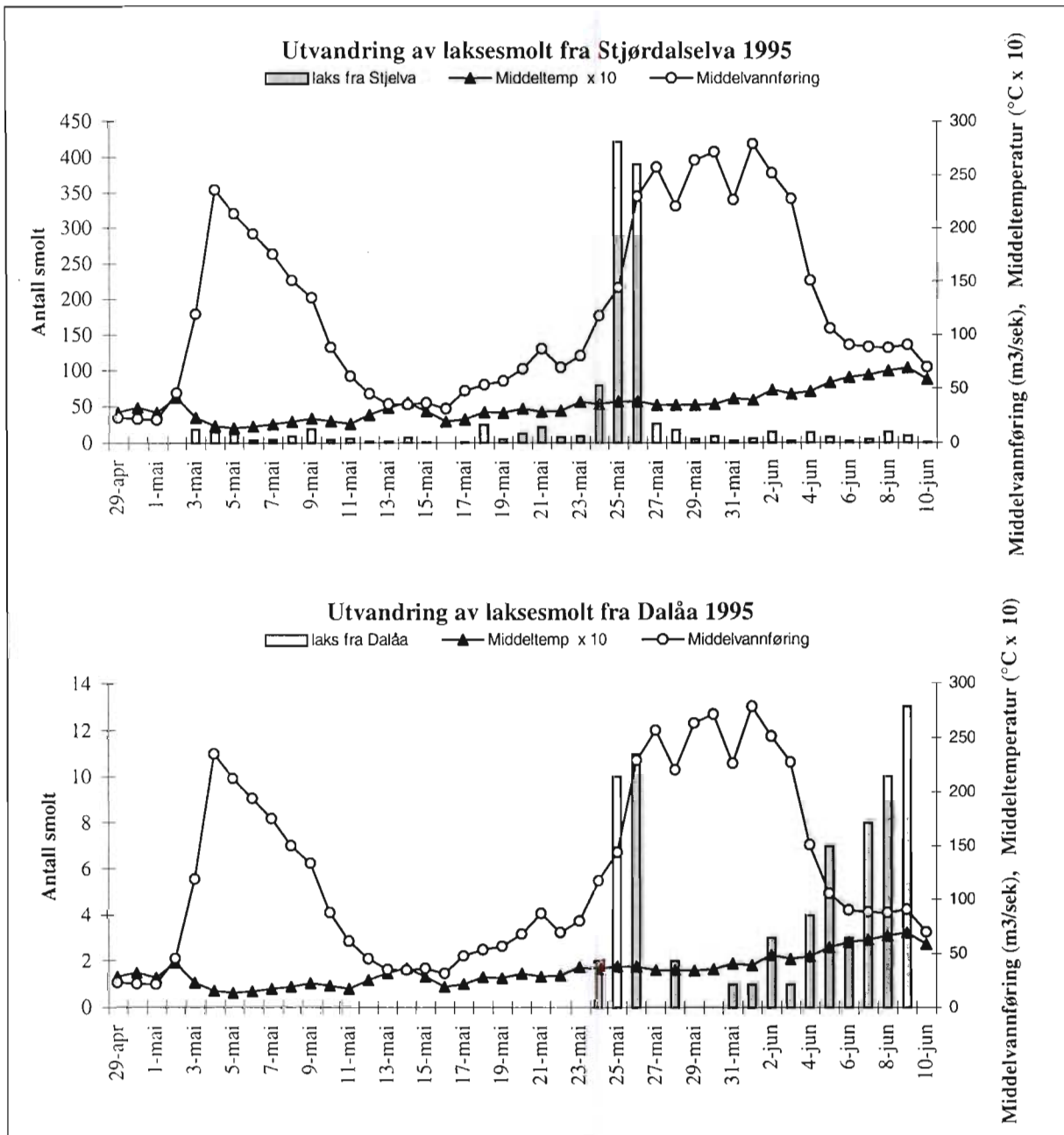
Settefisksmolten vandret i alle år ut seinere enn villsmolten (Mann-Whitney, alle tester  $p < 0,001$ ). Forskyvningen i gjennomsnittlig utvandringstidspunkt varierte fra tre dager til ti dager. Sannsynligvis er forsinkelsen i utvandringen hos smolt fra settefisk større, siden smoltfangsten ble avsluttet 10. juni. Smoltfangst med smoltfelle i Dalåa viste at smolten enkelte år fortsatte utvandringen til begynnelsen av juli. I de fleste år startet utvandringen av villsmolt og smolt av settefisk omtrent samtidig, men smolt fra settefisk vandret over en lengre periode (fig. 33 - 1995), og hadde ofte asynkron hovedutvandring i forhold til villsmolt.

### 7.2.6 Smoltproduksjon

Hver vår fra slutten av mars til slutten av april (1992–1999) ble det merket villsmolt fra Sona bru til Nustadfoss ved el-fiske. Hvert år ble det fanget relativt likt antall smolt i sone 1 og sone 2, men langt færre i sone 3 (Meråker). Flest smolt ble fanget i områder med godt skjul; storsteinet elvebunn, gjerne med elvemose i elvepartier med middels strømhastighet (glattstryk). Ørretsmolt ble som regel fanget i roligere partier nært bredden og med stor blokk, særlig langs elveforbygginger med grov blokk.

Gjenfangstprosenten av merket laksesmolt varierte fra 1,3 % i 1998 til 4,8 % i 1999. For ørret varierte gjenfangstprosenten fra 0,0 % i 1995, 1997 og 1999 til 2,8 % i 1996.

Resultatet av produksjonsberegningene er gjengitt i tabell 19, og årlige gjennomsnittstettheter av laksesmolt pr. 100 m<sup>2</sup> er vist i figur 34.



Figur 33. Utvandring av villsmolt og smolt fra settefisk (Dalåa) ved Sona bru i 1995.

Laveste estimat ble beregnet til 2,1 laksesmolt pr. 100 m<sup>2</sup> i 1994 og det høyeste i 1997 til 4,2 pr. 100 m<sup>2</sup>. Selv om det er noe usikkerhet i beregningene indikerer dette likevel en relativt lav smoltproduksjon. Til sammenligning ble produksjonen i Orkla før utbygging estimert til 4,0 smolt pr. 100 m<sup>2</sup> ved hjelp av den samme metoden (Hvidsten 1990). I Nidelva, Trondheim, ble smoltproduksjonen beregnet til 4,2 smolt pr. 100 m<sup>2</sup> (Arnekleiv et al. 1994). Høyeste estimat for ørretsmolten i Stjørdalselva var på 0,82 ørretsmolt pr. 100 m<sup>2</sup> i 1993 og lavest i 1998 på 0,19 ørretsmolt pr. 100 m<sup>2</sup>. På grunn av meget lave tall for både antall merket ørretsmolt pr. år og gjenfangster, er beregningene for ørret svært usikre.

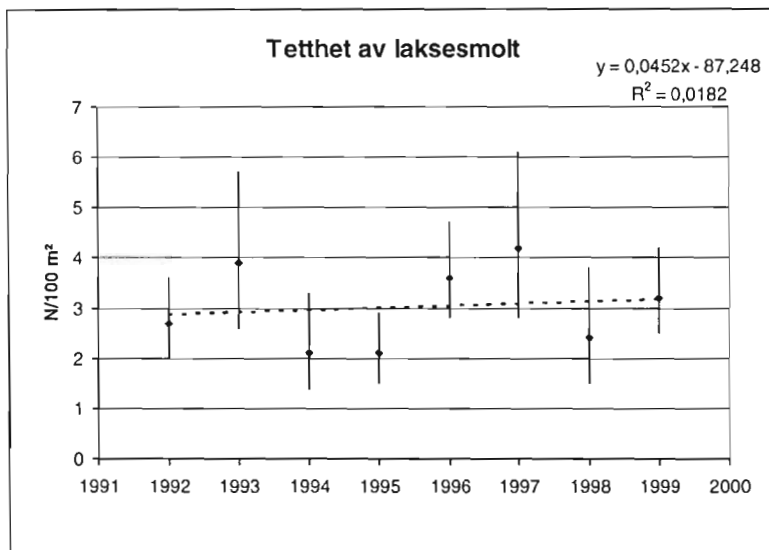
Dersom en antar at smoltproduksjonen er lik ovafor og nedafor Sona bru (til flomålet) varierte den totale estimerte smoltproduksjon fra 76250 smolt i 1994 til 147900 smolt i 1997. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i smoltproduksjon mellom før og etter utbyggingen i

Stjørdalselva (Mann-Whitney,  $p = 0,655$ ). Også trendlinjen (lineær regresjon) for utvikling i tetthet over tid viste liten endring (fig. 34).

Det er ikke foretatt noen analyse av sammenhengen mellom vintervannføring og smoltproduksjon siden det pr. dato ikke foreligger tilstrekkelige data på vintervannføring i hele perioden.

**Tabell 19.** Beregning av smoltproduksjon (N) på strekningen Sona bru - Nustadfoss i perioden 1992-1999, basert på merking - gjenfangst og beregning etter Ricker (1975). M = totalt antall smolt merket, R = antall gjenfanget merket smolt, C = totalt antall smolt fanget, c.i = 0,95 er 95% konfidensintervall. Sone 1, 2 og 3 er antall merket smolt fanget fra de enkelte soner som elva er delt inn i. Kolonnen "Dalåa" viser antall laks som kommer fra utsetninger i Dalåa.

År	M	R	C	N	N/100m <sup>2</sup>	c.i = 0,95	Sone 1	Sone 2	Sone 3	Dalåa
1992	1662	43	1273	48151	2,7	2,0 - 3,6	19	16	8	
1993	1526	23	1088	69288	3,9	2,6 - 5,7	3	12	8	
1994	1170	17	585	38123	2,1	1,4 - 3,3	6	10	1	
1995	1523	48	1215	37820	2,1	1,6 - 2,8	17	24	7	76
1996	1467	52	2345	64980	3,6	2,8 - 4,7	14	16	22	135
1997	1592	23	1113	73942	4,2	2,8 - 6,1	13	9	1	60
1998	1183	15	573	42476	2,4	1,5 - 3,8	7	6	2	87
1999	1402	71	3008	58634	3,3	2,6 - 4,1	33	34	4	202



**Figur 34.** Estimert mengde laksesmolt pr. 100 m<sup>2</sup> ( $\pm$  95 % c.i) de enkelte år i Stjørdalselva.

## 7.3 Diskusjon

### 7.3.1 Livshistorieparametre

Smoltalderen vil kunne innvirke på smoltproduksjonen i ei elv. Ved høy smoltalder vil en få flere årsklasser av fisk i elva, noe som normalt vil gi en lavere smoltproduksjon enn når smoltalderen er lav. Smoltalderen på utvandrende laksesmolt i Stjørdalselva synes ikke å ha

endret seg etter utbygging og var i gjennomsnitt 3,9 år. Det var imidlertid en signifikant økning i smoltalder fra 1991 (3,75 år) til 1994 (4,15 år), men dette har jevnet seg ut i perioden 1995-1999 hvor smoltalderen varierte lite. Også i Orkla ble det funnet en betydelig variasjon i smoltalderen mellom år med gjennomsnittsalder mellom 3,0 og 3,7 år, og her økte smoltalderen med et halvt år etter regulering (Hvidsten et al. 1995). Det er en klar sammenheng mellom vekst hos ungfisk av laks og smoltalderen. L'Abèe-Lund et al. (1989) fant at smoltalderen hos ørret var signifikant avtagende med stigende vanntemperatur i elva. Saltveit (1998) fant også at vanntemperatur påvirker alder ved smoltifisering hos laks og ørret. En variasjon i smoltalder mellom år kan dels forklares ut fra temperaturvariasjoner mellom år da vekstraten er temperaturavhengig og smoltalder øker med avtagende vekstrate (Jonsson & L'Abèe-Lund 1993). Ved samme temperatur synes ungfisk av laks og ørret å vokse bedre på forsommeren enn seinere i sesongen (Jensen 1990, Næsje et al. 1998). Temperatursenkningen på våren/forsommeren etter regulering i Stjørdalselva kunne derfor forventes å gi en høyere smoltalder, men dette kan ha blitt oppveid av en større temperaturøkning på ettersommeren slik at smoltalderen totalt sett er den samme.

Både alder, lengde og k-faktoren varierte hos laksesmolt fra ulike deler av elva. Smoltalderen var høyest i sone 2, mens både lengden og k-faktoren var signifikant større i sone 3 (Meråker) enn i de andre sonene. Laksesmoltens lengde og k-faktor var også signifikant større etter enn før reguleringen. Både smoltstørrelse, k-faktor og alder er relatert til de livsvilkår den enkelte fisk erfarer gjennom sin oppvekst fram til smoltifisering og utvandring. Parametre som har innvirkning på disse forholdene er bl.a temperatur, næringstilgang, andel gunstig habitat og konkurranse. Forholdene i forskjellige elver og ulike år innen samme elv kan gi merkbare variasjoner i hvordan disse parametrene innvirker på oppvekstforholdene til smolten. Vi kan i dag ikke si hvilke av faktorene som er hovedårsak til de beskrevne variasjonene. Næringstilgangen i Stjørdalselva synes å ha blitt bedre etter regulering, men data om næringsvalg og næringsopptak er ikke analysert. Det er mulig at endra næringsforhold og temperatur har bidratt til økt smoltlengde og økt k-faktor, men dette har tydeligvis ikke gitt seg utslag i lavere smoltalder.

### 7.3.2 Smoltutvandring

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er fulgt i ni år i perioden 1991-1999. Det er antatt at fangst av smolt ved hjelp av feller gir et relativt mål på mengden smolt som vandrer ned elva til et hvert tidspunkt (Hvidsten 1990). Dette forutsetter at fangsteffektiviteten til enhver tid er lik. Ved høy vannføring og spesielt når elva nådde nye maksimale nivåer kunne fellene bli tettet igjen av drivende rask og dermed få mindre fangsteffektivitet. Dette skjedde enkelte døgn med stor vannføring. Fellene ble da tømt fire ganger i løpet av natta, men det forekom enkeltnetter hvor fellene ble fylt, og antallet smolt kan da ha blitt underestimert. En annen feilkilde er at vi ikke kjenner smoltens evne til å unngå fellene, men det antas at dette i tilfelle bare kan skje ved svært lav vannhastighet. Det var god vannstrøm i elva der fellene stod, og unngivelse er derfor lite sannsynlig.

Smolten i Stjørdalselva går ut på økende eller høy vannføring i mai og de første dagene i juni. Størst utgang har i alle år falt sammen med en økning i vannføring i siste halvdel av mai eller første dagene i juni. Økning i vannføring før ca. 10. mai synes derimot ikke å initiere stor smoltutvandring. Dette skyldes mest sannsynlig at storparten av laksungene ikke er ferdig smoltifisert før etter 5-10. mai. Smoltutvandringa i Stjørdalselva synes de fleste år å være

parallell med utvandringen i Orkla (jf. Hvidsten et al. 1995 a,b). Fangstene av ørretsmolt har i gjennomsnitt bare utgjort 7,2 % av all fanget smolt i perioden.

Ved ulike tester har vi funnet at økning i vannføring er den viktigste utløsende faktor for smoltutvandring i Stjørdalseva. Smolten vandrer ut i stimer om natta, noe som gir økt beskyttelse mot predasjon. Stor utvandring skjer oftest på høy vannføring, men etter en periode med lav vannføring og liten utvandring kan bare en beskjeden vannføringsøkning initiere utvandring, eksempelvis en vannføringsøkning fra 25 m<sup>3</sup>/s til 58 m<sup>3</sup>/s den 21. mai 1996. Liten og stabil vannføring på 25-30 m<sup>3</sup>/s forårsaker stopp i smoltutvandringa i Stjørdalselva. Manøvreringsreglementet gir mulighet for å slippe lokkeflommer for å sikre smoltutvandringa i slike perioder, og har vært prøvd et par ganger med positivt resultat.

Sjøl om relativt små vannføringer og vannføringsøkninger er tilstrekkelig for å initiere smoltutvandring, viser flere undersøkelser at høy vannføring har betydning for smoltutvandringa og overlevelsen. Både i Gaula og Surna ble det vist at høy vannføring ved utvandring økte overlevelsen fram til voksen laks (Hvidsten og Hansen 1988). Studier fra Imsa viste at overlevelsen i havet er størst hos smolt som settes ut i perioden når villsmolt vandrer, mens smolt som ble satt ut seinere overlevde svært dårlig (Hansen og Jonsson 1989). Det er flere årsaker til den økte overlevelsen. Fisk som går i stim på natta på høy vannføring er bedre beskyttet mot predasjon fra marin fisk i elvemunningen og fjorden (Hvidsten og Lund 1988). Høy vannhastighet som bringer smolten hurtigere ut fjorden, tykkere ferskvannslag i fjorden, og økt turbiditet er alle faktorer som bidrar til redusert predasjon (jf. Hvidsten et al. 1995 c). Vi antar derfor at en spredt smoltutvandring på middels vannføring, slik som i 1996, vil gi en dårligere overlevelse enn konsentrert utvandring på høy vannføring slik som i 1995.

Utbyggingen av Meråker kraftverk har gitt en utjevnet vannføring hvor flomtoppene er redusert. I snørike år med normal avsmelting vil reguleringa sannsynligvis ikke ha noen stor innvirkning på variasjonen i vannføringa i smoltutvandringsperioden og dermed på smoltutvandringa. Derimot er det sannsynlig at reguleringa gir en mer utjevnet vannføring i smoltutvandringsperioden i år med middels og liten avrenning og at dette kan virke negativt på utvandring og overlevelse til laksesmolt. Det blir derfor ekstra viktig å benytte lokkeflommer i slike år.

Smoltifisering er en komplisert fysiologisk prosess som er styrt av lyset (Wedemeyer et al. 1980, Lundquist 1983), mens temperaturen styrer hastigheten til de smoltifiseringsrelaterte prosessene (Soivio et al. 1988, 1989). Forsøk og studier på smoltifisering bl.a. av Altalaks, har vist at lavere vanntemperatur om våren kan forsinke smoltifiseringen hos laks (Næsje et al. 1998). I øvre del av Stjørdalselva har temperaturen økt om vinteren og avtatt i april, mai og juni. Dette kan påvirke laksens naturlige smoltifiseringsrytme, utvandringstidspunkt og vandringssatferd. Hvordan denne påvirkningen vil slå ut og konsekvensene av dette på smolten i Stjørdalselva er imidlertid ikke nok klarlagt.

Smolt av settefisk utsatt i Dalåa vandret i alle år ut seinere enn villsmolten og oftest over en lengre periode. Den hadde også signifikant lavere smoltalder og større lengde enn villsmolten. Seinere utvandring av "settefisksmolt" er antatt å kunne gi lavere overlevelse enn hos villsmolt. Forsinka smoltutvandring hos klekkerismolt og smolt fra settefisk er også dokumentert i andre vassdrag, bl.a. i Suldalslågen (Saltveit 1998, 2000). Det kan være flere årsaker til dette, men forskjeller i klekkeriet i forhold til i elva med hensyn til næring, temperatur, lys og klekkesidspunkt er sannsynligvis vesentlige faktorer.



### 7.3.3 Smoltproduksjon

Beregninger basert på merking-gjenfangst av villsmolt i Stjørdalselva 1992-1999 viser en gjennomsnittlig smoltproduksjon på 2,1-4,2 laksesmolt pr. 100 m<sup>2</sup>, noe som gir en årlig smoltproduksjon for hele elva på ca. 76000-148000 laksesmolt. Metoden er antatt å være robust og tåle relativt få gjenfangster for å være representativ (Hvidsten et al. 1995).

I Orkla er det utført beregninger av smoltproduksjonen hos laks etter samme metode. Her varierte produksjonen fra 4,0/100 m<sup>2</sup> før regulering (1983) til i gjennomsnitt 7,4 smolt pr. 100 m<sup>2</sup> etter regulering (1984-1995). Av andre norske undersøkelser over smoltproduksjon fant Berg (1977) en årlig smoltproduksjon av laks på 2,9/100 m<sup>2</sup> i Vardneselva, men i dette vassdraget dominerte sjørreten. Hesthagen et al. (1986) fant en smoltproduksjon på 15,8 smolt/100 m<sup>2</sup> for laks og 1,2 smolt/100 m<sup>2</sup> for ørret i et jordbrukspåvirkta vassdrag på Jæren. I Nidelva, Trondheim er årlig smoltproduksjon av laks beregnet til 4,2/100 m<sup>2</sup> (Arnekleiv et al. 1994), mens Johnsen et al. (1991) beregnet en smoltproduksjon på 1,8/100 m<sup>2</sup> basert på utsetting av ensomrig settefisk av laks i Litjvasselva i Vefsnavassdraget. I følge Symons (1979) vil den gjennomsnittlige smoltproduksjonen variere fra en til ti smolt/100 m<sup>2</sup> avhengig av smoltalderen.

I Stjørdalselva ble det ikke funnet noen signifikant endring i smoltproduksjonen etter regulering og hittil en uendret trend i utviklingen over tid (1992-1999). I Orkla har reguleringen ført til økt smoltproduksjon som følge av økt minstevannføring om vinteren (Hvidsten 1991, Hvidsten et al. 1995). Dette har medført større arealer med tilgjengelig habitat over året. De fant at smoltproduksjonen var begrenset av den minste vintervannføringen under oppvekstperioden på elv fram til smoltifisering.

Det har hittil ikke vært mulig å skaffe pålitelige data om vintervannføringa i Stjørdalselva før regulering, og vi har derfor foreløpig ikke kunnet foreta en slik analyse. Simulerte vannføringer før/etter regulering (data fra NTE) viser imidlertid at vannføringa i Stjørdalselva i september og desember/januar før regulering kunne være nede i 2-5 m<sup>3</sup>/s. Reguleringa har utvilsomt gitt en betydelig økning i vintervannføringa med en minstevannføring på 9,5 m<sup>3</sup>/s og vanligvis en driftvannføring i vinterhalvåret på 20-30 m<sup>3</sup>/s. Basert på sammenhengen vintervannføring-smoltproduksjon som ble funnet i Orkla, skulle en derfor vente en klar økning i smoltproduksjonen i Stjørdalselva etter regulering. Dette har ikke skjedd.

Det er vanskelig å peke på klare årsaker til dette. Det er variasjoner mellom år i smoltproduksjonen, og begrensninger i produksjonen kan skyldes bl.a. stranding som følge av variabel vannføring og kraftverksdrift, endret habitat og tilsetning av substratet (reduisert antall skjulplasser) og andre tetthetsuavhengige faktorer. Vanntemperaturen er endret og kan ha påvirket ulike forhold hos smolten. Elvetopografien er også annerledes enn i Orkla. Flere negative faktorer kan derfor ha redusert de positive endringene i økt tilgjengelig areal og økt næringstilbud. Variasjonen i smoltproduksjonen mellom år var sammenfallende for Stjørdalselva og Orkla for flere år i perioden 1992-1999. Dette kan tyde på at regionale forhold, for eksempel nedbør - avrenning også innvirker på smoltproduksjonen.

I forhold til den registrerte nedgangen i tetthet av laksunger > 0+ i 1998 og spesielt i 1999, særlig øverst i elva, kan en forvente en dårligere smoltproduksjon i 2001 og 2002 (tre- og fire år gammel smolt).

## 8 SJØTOLERANSE VED UTVANDRING OG VERKNAD AV CARLIN-MERKING PÅ SJØTOLERANSEN

### 8.1 Innledning

Parren vil under smoltifiseringsprosessen utvikle evne til sjøtoleranse og vil i ferskvatn vere preadaptert til eit liv i sjøvatn (35‰) (Nonnote & Boeuf 1995, Wedemeyer 1996). Ved utvandring er det vist at villsmolt av både Atlantisk laks (Lysfjord & Staurnes 1998), aure (*Salmo trutta*) (Ugedal et al. 1998) og Svalbardrøye (*Salvelinus alpinus*) (Halvorsen et al. 1993, Nilssen et al. 1997) har utvikla evne til sjøtoleranse. Fisk som går i sjøen med lav sjøtoleranse vil ha større dødstal samanlikna med fullt utvikla smolt, då ein fysiologisk svekka smolt vil vere meir utsett for blant anna predasjon (Handeland et al. 1996). Mesteparten av smolten vandrar ut ein kort periode om våren eller tidleg sommar i løpet av det såkalla "smoltvindauget" (Ruggles 1980, Hansen & Jonsson 1989, Hansen 1994). Overføring av fisk til sjøvatn utanfor dette "smoltvindauget" vil føre til store dødstal og lav eller ingen vekst under naturlege miljøforhold (Ruggles 1980, Staurnes et al. 1992, Nonnote & Boeuf 1995). Dette kan skyldast at fisken ikkje er smoltifisert (presmolt) eller at den er på veg til desmoltifisering (post smolt). Desmoltifisering skjer dersom smolten blir att i ferskvatn (Hoar 1976, Ruggles 1980, Wedemeyer 1996).

Ved å gå ifrå ferskvatn med ein saltkonsentrasjon eller salinitet på 0,1 ‰ til sjøvatn med ein salinitet på 35‰ opplever smolten ein dramatisk miljøendring. Ionesamansetning og osmotisk trykk i kroppsvæska ligg innanfor eit relativt snevert område uavhengig av saliniteten i omgjevnadene hos dei fleste beinfisk. Eit avvik ifrå den optimale ionsamansetninga kan føre til nedsett appetitt, auka sjukdom og store dødstal (Wedemeyer 1996). I ferskvatn må Atlantisk laks hyperosmoregulere for å halde det indre miljøet stabilt, då vatn diffunderer inn og ionar ut (McCormick et al. 1987, Heggberget et al. 1992, Wedemeyer 1996). Hyperosmoregulering skjer ved blant anna redusert drikkerate og høg filtreringsrate i nyra, der vatn blir skilt ut og ioner reabsorbtert, samtidig med at monovalente ioner blir tatt opp over gjellene (Wedemeyer 1996). I sjøvatn vil det motsette vere tilfelle og fisken vil vere utsett for dehydrering, då ein har økt innfluks av ionar og vasstap (Wedemeyer 1996). Laksefisk må difor hypoosmoregulere for å kunne halde det indre miljøet stabilt. Dette skjer ved ein auka drikkerate og auka sekresjon av ionar der gjeller, tarm, nyre og urinblære er involvert (Jobling 1995, Wedemeyer 1996, Karnaky 1998). Parren vil under smoltifiseringsprosessen utvikle evne til hypoosmoregulering eller sjøtoleranse (Nonnote & Boeuf 1995, Wedemeyer 1996).

Under dei fleste høve der ein studerer smoltifisering vil ein måtte påverke fisken ved til dømes handtering og prøvetaking. Dette kan eller vil utløyse ulike stressreaksjonar hjå fisken. I tillegg er det vist at den fysiologiske stressresponsen er sterkare under smoltifisering (Schreck 1982, Heggberget et al. 1992, Carey & McCormick 1998). Stress er her definert som ein adaptiv fysiologisk respons som opprettheld homeostasen og aukar individet sin overlevings-evne. Langvarig og kronisk stress kan derimot være maladaptivt og vil redusere evna til vekst, reproduksjon og overleving. Det stimuli som fører til stress kallast stressor eller stressfaktor (Sigholt & Staurnes 1992, Wedemeyer 1996). Stress har vist seg å føre til osmoregulatoriske problem for fisk, med ein redusert plasmaosmolalitet i ferskvatn og auka plasmaosmolalitet i sjøvatn som resultat (Brown 1993).

Elektrisk fiske **kan** føre til alvorlege skader på fisken der spesielt ryggmarg og gjellevev er utsett (Snyder 1995). Skader på gjellene ville kunne gi utslag på osmoregulering av monovalente ionar (klorid og natrium). Når ein så under Carlin-merking i tillegg til elektrisk fiske,

handterer fisken, stikk to hol og festar eit merke i den, så vil det vere av interesse å sjå om dette har verknad på overlevelse og evna til sjøtoleranse. Sidan både elektrisk fiske og carlinmerking er benytta som metode for beregning av smoltproduksjon i Stjørdalselva, er det avgjerande å få klarlagt innverknaden av metoden på sjøtoleransen.

## 8.2 Materiale og metode

Sjøtoleransen til smolt med oppdrettsbakgrunn ved utvandring vart undersøkt sesongen 1999 etter metodar beskrivne av Finstad et al. (1989) og Nilssen & Gulseth (1998). Effekten av elektrisk fiske og Carlin-merking på sjøtoleransen vart sesongen 1998 undersøkt ved ein 24 t - (Blacburn & Clarke 1987) og ein 14 døgn sjøtoleransetest, i tillegg vart ein 168 t sjøtoleransetest utført sesongen 1999. All fisk brukt i forsøk (både villfisk og "Dalåa"-fisk) hadde utvikla ein smoltlik morfologi, og morfologien var uendra utover i forsøksperioden.

### 8.2.1 Sjøtoleranse sesongen 1999

Av fisk med oppdrettsbakgrunn ( $136,9 \pm 10,8$  mm,  $17,3 \pm 4,9$  g,  $\bar{x} \pm SD$ ) fanga i Wolf-fella i Dalåa 18. mai 1999 vart eit parti ( $n = 18$ ) med fisk transportert direkte til Brattøra Forskingssenter. Desse fiskane vart brukt i ein 168 t sjøtoleransetest 20-27. mai. Resten av fisken vart etter innsamling overført til oppbevaring i to stk. sylinderforma bur ( $169 \text{ dm}^3$ ), laga av 10 mm minknetting, under naturlege temperatur og lysforhold i Dalåa. Oppbevaringsbura var plasserte på elvebotnen med ei djupn på 1-2 m. Denne fisken vart så transportert til Brattøra to døgn i forkant av to 168 t sjøtoleransetest utført 6-13. juni og 23-30. juni 1999 med tanke på å sjå på sjøtoleranse og desmoltifisering. Det var planlagd å undersøke om sjøtoleransen heldt seg utover sommaren/hausten, men ein flaum tok oppbevaringsbura og smolten i juli.

### 8.2.2 Carlin-merking og sjøtoleranse

I forkant av Carlin-merking vart villfisk samla inn ved bruk av elektrisk fiskeapparat. Deretter vart fisken overført til bømte med anestesimiddelet Metomidate, og etter 1-10 minuttar i bedøving vart Carlin-merking gjort. I staden for standard merkeutstyr brukte vi 2 stk. sprøytespissar (Microlance 3,  $0,6 \times 25$  mm), som var festa i to stk 1 ml sprøyter (Terumo) som var festa saman. Ingen bløding vart observert etter merking. Derimot vart det ved bruk av standard merkeutstyr sesongen 1998 observert blødingar på fisken. Men etter innføring av eit mykje finare og meir presist utstyr vart ikkje blødingar observert. Ein anna opplagt fordel med å bruke sprøytespissar er at desse kan skiftast ut når det skulle vere ønske om det. Dette vart vanlegvis gjort etter 20-30 merka fisk. Etter merking vart fisken overført til bømte med ferskvatn og etter 10-20 minutt transportert til Brattøra Forskingssenter.

Sesongen 1998 vart fisk med oppdrettsbakgrunn fanga i Wolf-fella i Dalåa og Carlin-merka etter kjent prosedyre. Deretter vart eit parti med umerka og merka fisk transportert til Brattøra forskingssenter. Ein 24 t sjøtoleransetest vart utført etter to døgn akklimatisering, og ny prøvetaking skjedde etter 14 døgn eksponering. Fisk brukt i forsøka vart haldne i kar til 29. november 1998. Ingen døde fisk vart observert. Sesongen 1999 vart villfisk frå Stjørdalselva ( $16,9 \pm 4,0$  g,  $132,5 \pm 11,0$  mm og  $3,8 \pm 0,5$  år,  $\bar{x} \pm SD$ ) fanga inn ved elektrisk fiske 18. mai. Eit parti ( $n = 8$ ) vart Carlin-merka etter kjent prosedyre mens eit parti ( $n = 9$ ) var umerka. Fis-

ken vart så transportert direkte til Brattøra Forskingssenter. Etter to døgn akklimatisering vart ein 168t sjøtoleransetest utført.

### 8.2.3 Transport og livsvilkår Brattøra Forskingssenter

Ved transport av fisk ifrå Stjørdalsvassdraget til Brattøra Forskingssenter vart det brukt plastsekker (Felleskjøpet) med eit totalt volum på 40-50 liter, der 1/3 var ferskvatn og resten oksygen ved 1 atm. Plastsekkene, med maksimalt 20 fisk i kvar, vart sette på is. Transporttid til Brattøra Forskingssenter var om lag 45-60 minutt. Ingen fisk døde forut, under eller etter transport. Løyve til transport vart både i 1998 og 1999 gitt av Fylkesveterinæren i Trøndelag. Ved Brattøra Forskingssenter vart fisk overført til 1m<sup>3</sup> kar med eit vassvolum på 4-500 liter ferskvatn ifrå Jonsvatnet, drikkevasskjelda til Trondheim kommune (pH: 7,2, leidningsevne 57 µS/cm, [Ca<sup>2+</sup>]: 5,8 mg/l). Vassforsyning var på 3-4 L·min<sup>-1</sup> under heile forsøksperioden både i 1998 og 1999. Ferskvatnet heldt ein temperatur på mellom 7 og 9 °C begge sesongane. Fisken gjekk i separate kar med simulert naturleg døgnrytme for 63 °N. Fisk i Carlin-merke forsøk sesongen 1998 vart fóra i overskot med tørrfór (Felleskjøpet) ved bruk av skiveautomatar (Akvaproduktar) under opphaldet på Brattøra Forskingssenter. Fisk brukt i forsøk sesongen 1999 vart ikkje fóra. Ingen fisk døde under opphald på Brattøra Forskingssenter.

### 8.2.4 Sjøvasseksponering

Sjøtoleransetestane vart utført på Brattøra Forskingssenter etter to døgn i ferskvatn (7 °C) etter transport ifrå Stjørdalsvassdraget. Eksponering skjedde ved at sjøvassinntaket vart opna og ferskvassinntaket stengd. Etter omlag 90 min var saliniteten oppe i 35 ‰, og vassforsyninga vart redusert til 3-4 L·min<sup>-1</sup> i kvart kar. Dagleg registrering av temperatur, salinitet og dødstal vart utført. Prøvetaking skjedde etter 24 t og 14 døgn eksponering sesongen 1998 og etter 168 timar eksponering sesongen 1999. Kontrollgruppa bestod av fisk som hadde gått på ferskvatn i heile forsøksperioden. Sjøvatn vart henta ifrå djupvassinntaket til Brattøra Forskingssenter som ligg på 80-90 m djupn i Trondheimsfjorden. Til måling av salinitet vart eit Adigo refraktometer brukt. Salinitet varierte mellom 34-35 ‰. Temperaturen på sjøvatnet varierte mellom 8 - 11 °C. Tidspunktet for start av eksponering varierte for alle forsøka mellom 17.00-20.00.

### 8.2.5 Prøvetaking

Fisk vart flytta med akvariehåv rett over i svart bøtte (20 l) med 10 l ferskvatn tilsett anestesimiddelet Metomidate (Marinil<sup>TM</sup>, Wildlife Labs., Inc., Fort Collins, CO, USA) i ein konsentrasjon på 5 mg·l<sup>-1</sup> (Olsen et al. 1995). Fisken vart gitt eit slag mot hovudet og blodprøver tatt ifrå caudal vena med hepariniserte (30 IE Heparin Leo 5000 IE/ml) sprøyter. Umiddelbart etter prøvetaking vart sprøytespissane fjerna og blod overført til Eppendorf røyr (1,5 ml) på isseng. Blodet vart sentrifugert ved 5000 rpm i 6 minutt i ein Hettich EBA III 2030 og plasma pipettert over i lufttette Cryo-rør (Nunc) for nedfrysing (-20 °C) til seinare analysar. Fisken sin totallengd (mm) og våtvekt (g) vart notert og muskelprøver tatt ifrå partiet under og framfor ryggfinne. Muskelprøvene vart overført til Eppendorf rør (1,5 ml) med kjend vekt og ved bruk av analysevekt (Precisa 240A) vart våtvekt av kvar enkelt muskelbit bestemt før nedfrysing (-20 °C). All fisk vart kontrollert for ytre sår eller skader.

## 8.2.6 Analyser

Då bruk av ein enkelt parameter ikkje er nok for å fastsetje den verkelege fysiologiske smolt statusen (Nonnotte & Boeuf 1995) vart både plasmaklorid, -osmolalitet og -magnesium i tillegg til vassinnhald i muskel analysert. Til måling av plasmaklorid, -osmolalitet og -magnesium vart respektivt ein Radiometer CMT klorid titrator, eit Wescor 5500 Vapor Pressure Osmometer og Atomabsorbasjonsspektrofotometer Perkin Elmer 2200 brukt. Muskelbitar ifrå partiet under og framfor ryggfinne med kjend våtvekt, vart tørka i 24 timar ved 105 °C i eit Termarks tørkeskap. Tørrvekt vart bestemt ved bruk av ei Precisa 240A analysevekt. Vassinnhald vart deretter utrekna (Lutz 1972). SPSS programvare vart nytta til statistisk gjennomgang av materialet. Ikkje-parametriske testar vart brukt. Mann-Whitney U-test vart brukt ved parvise samanlikningar og Kruscal-Wallis 1-Way variasjon analyse vart brukt for ein faktor analyse. Verdier med  $P < 0,05$  vart sett på som signifikant.

## 8.3 Resultat

### 8.3.1 Sjøtoleranse

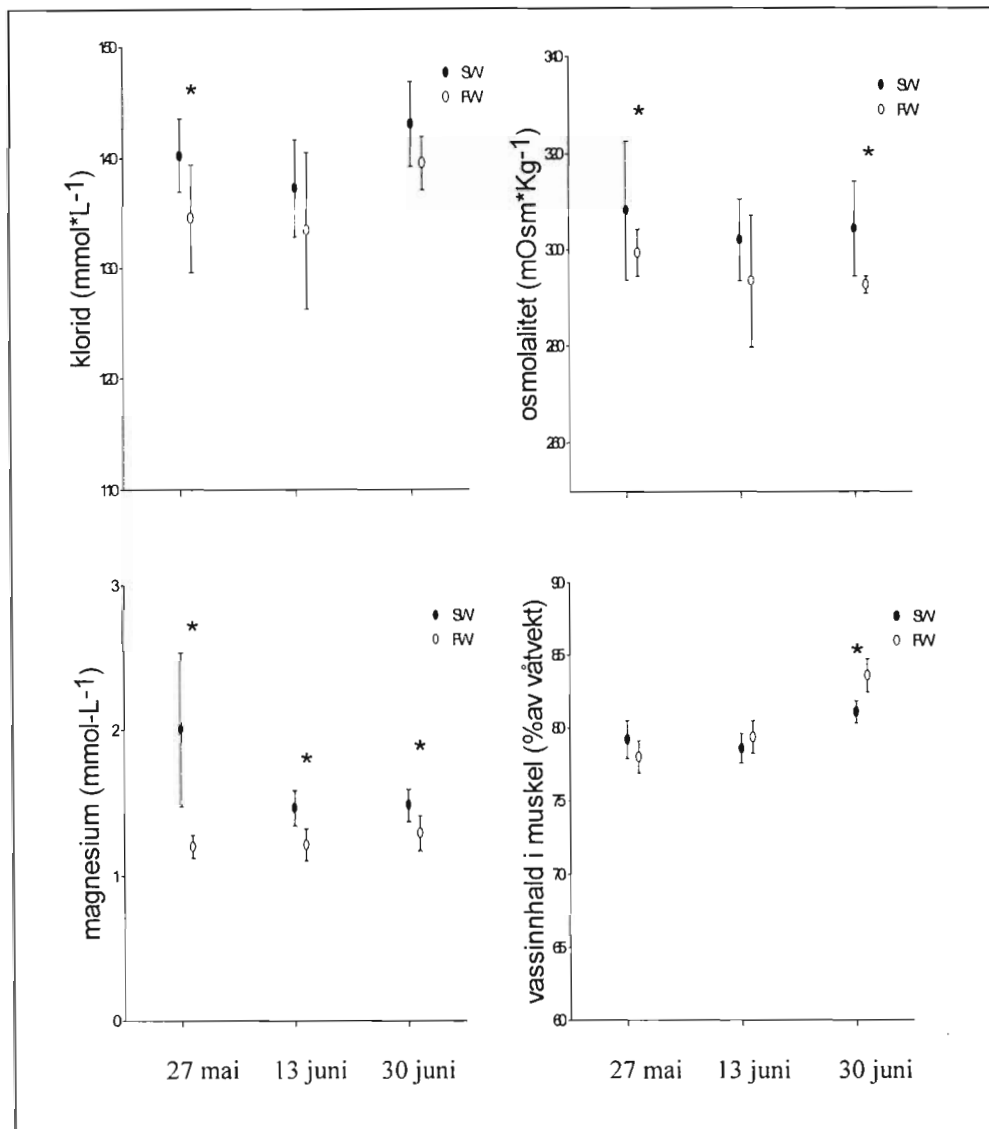
Resultat av analysene er vist i figur 35. Eksponert fisk hadde under 168 t sjøtoleransetest 20-27. mai høgare plasma klorid og osmolalitet samanlikna med kontrollgruppe (FW). Under forsøk 30. juni hadde eksponert fisk signifikant høgare osmolalitet verdier mot kontrollgruppe medan det var motsett for vassinnhald. Magnesium verdiane var under alle 168 t-sjøtoleransetestane signifikant høgare for eksponert fisk.

### 8.3.2 Carlin-merking og sjøtoleranse hos "Dalåa"-fisk

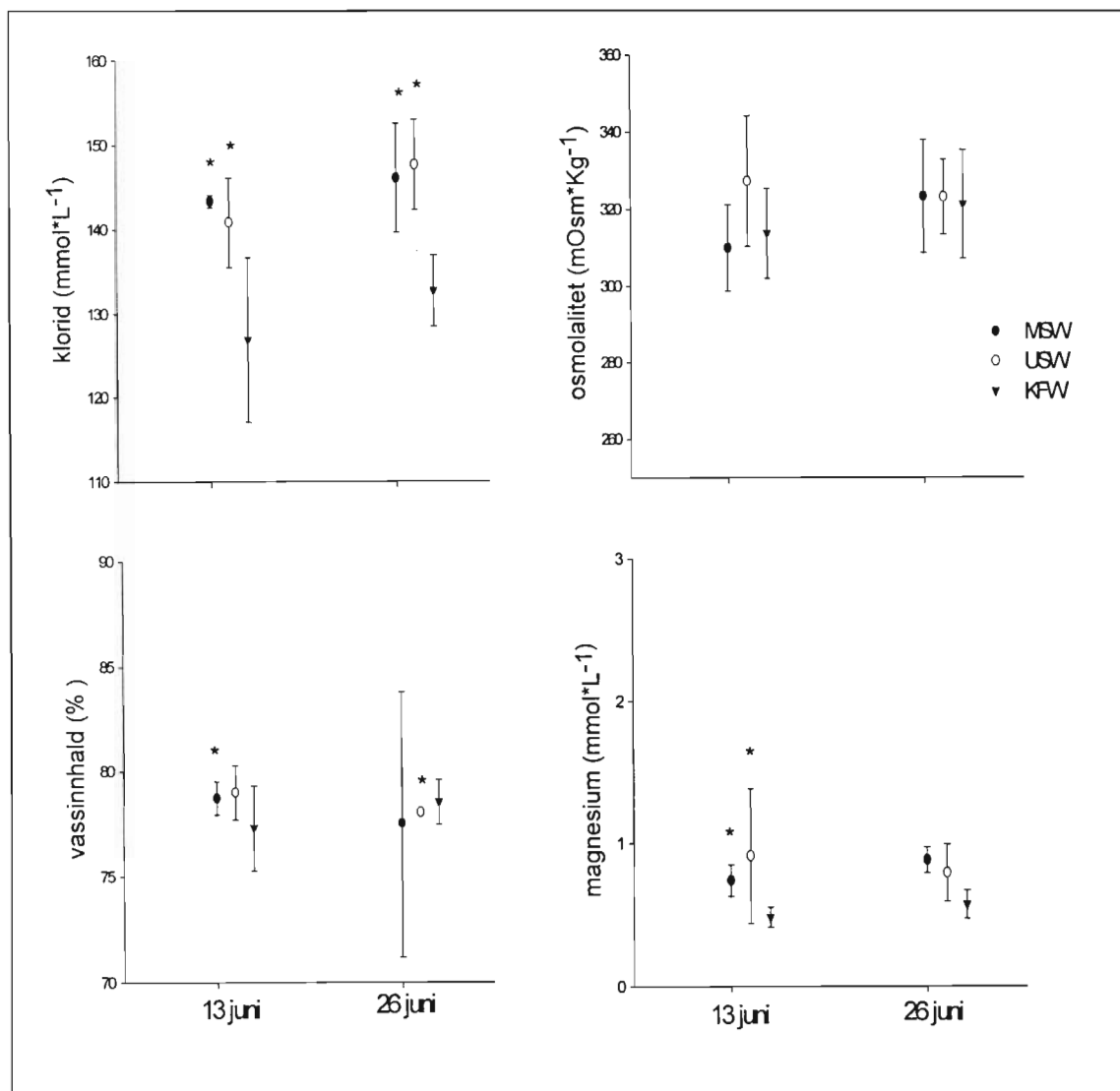
Resultatet av analysene av carlin-merking og sjøtoleranse hos "Dalåa"-fisk i 1998 er vist i figur 36. Det var ingen signifikant skilnad i verken plasmaklorid, -osmolalitet, -magnesium eller vassinnhald mellom eksponert Carlin-merka (MSW) og eksponert umerka (USW) smolt med oppdrettsbakgrunn etter 24 timar eller 14 døgn eksponering sesongen 1998. Begge eksponerte grupper hadde både 13. og 26. juni signifikant høgare klorid verdier samanlikna med kontrollgruppe (KFW). Etter 24 t sjøtoleransetest 13. juni var plasma magnesium verdiane til begge eksponerte grupper signifikant høgare enn KFW. Vassinnhaldet til Carlin-merka fisk (MSW) var signifikant ulikt ifrå kontrollgruppe 13. juni og for umerka fisk (USW) var dette tilfelle 26. juni.

### 8.3.3 Carlin-merking og sjøtoleranse hos villfisk

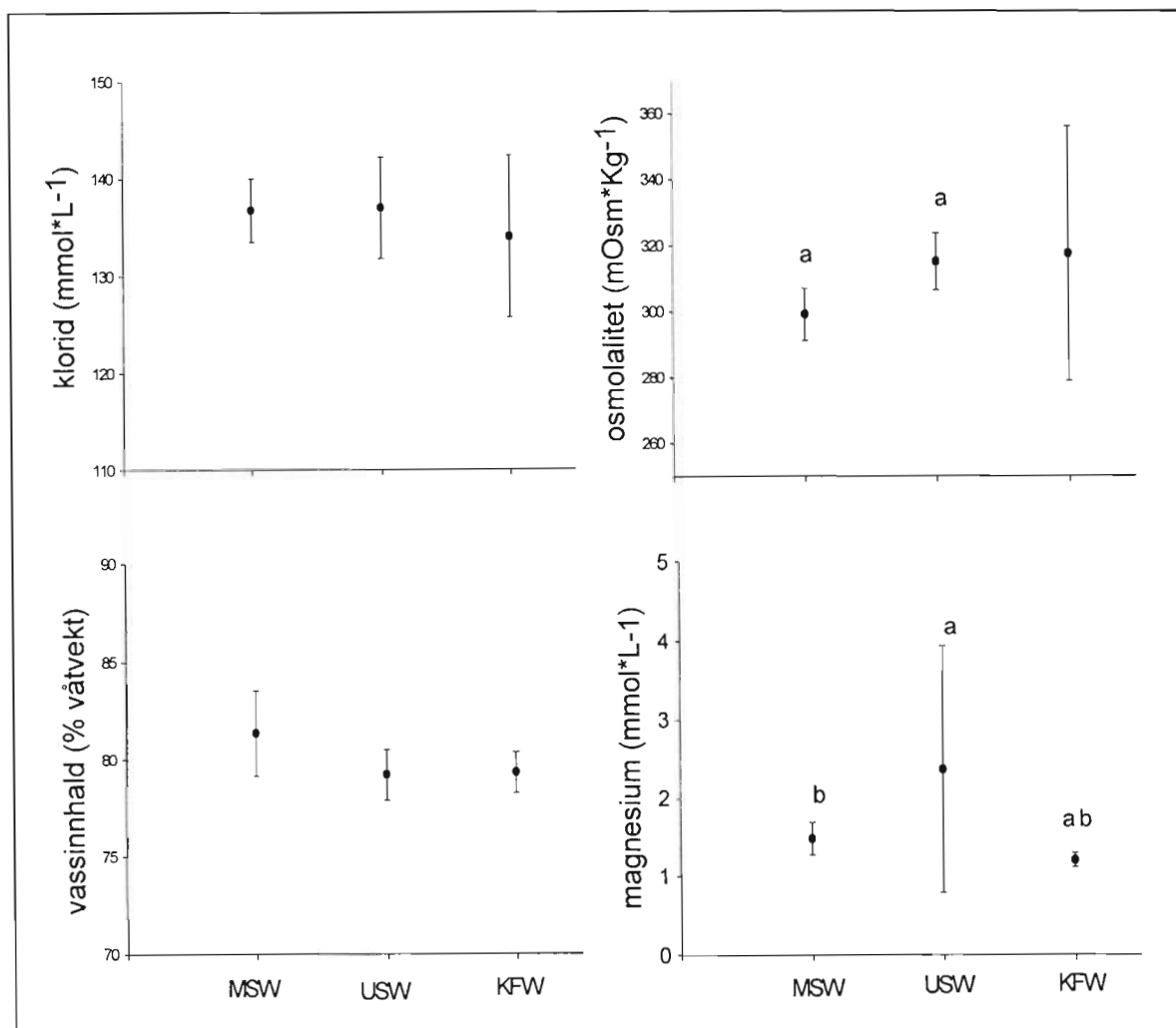
Resultat av carlin-merking og sjøtoleransetest på villfisk frå Stjørdalselva er vist i figur 37. Der var signifikant skilnad mellom eksponert Carlin-merka (MSW) og umerka (USW) for osmolalitet. For kontrollgruppe i ferskvatn var plasma magnesium signifikant mindre enn for begge eksponerte grupper (MSW og USW) (fig. 37). Der var ingen signifikant skilnad i plasmaklorid og vassinnhald mellom dei ulike gruppene under Carlin forsøket 1999.



**Figur 35.** Plasmaklorid, -osmolalitet, -magnesium og vassinnhald i muskel hos smolt med oppdrettsbakgrunn etter tre ulike 168 t sj toleransetestar (35 %) sesongen 1999. All fisk vart fanga i smoltfelle i Dalåa 18-20. mai 1999, og oppbevart i ferskvatn i Dalåa fram til eksponering. SW er eksponert gruppe og FW er kontrollgruppe i ferskvatn. \*: symboliserer signifikant skilnad mellom eksponert fisk (SW) og kontrollgruppe (FW). Verdier er  $\bar{x} \pm SD$ , n = 6-12.



**Figur 36.** Plasmaklorid, -osmolalitet, -magnesium og vassinnhald i muskel hos smolt med oppdrettsbakgrunn etter ein 24 t sjøtoleransetest 13. juni og etter 14 døgn sjøtoleransetest (26. juni) sesongen 1998. MSW er eksponert Carlin-merka fisk, USW er eksponert umerka fisk og KFW er kontrollgruppe i ferskvatn. \* symboliserer signifikant skilnad ifrå kontrollgruppa. Verdiar er  $\bar{x} \pm SD$ , n = 6-10.



**Figur 37.** Plasmaklorid, - osmolalitet, - magnesium og vassinnhald i muskel hos frittlevande smolt etter 168 t sjøtoleransetest (35 ‰) 20-27. mai sesongen 1999. MSW er eksponert Carlinmerka fisk, USW er eksponert umerka fisk og KFW er kontrollgruppe i ferskvatn. Same bokstav symboliserer signifikant skilnad mellom grupper. Verdier er  $\bar{x} \pm SD$ , n = 8-11.

## 8.4 Diskusjon

### 8.4.1 Sjøtoleranse

Sjøtoleransen til smolt med oppdrettsbakgrunn var utvikla ved utvandring (18. mai 1999) og denne evna heldt seg ut forsøksperioden (30. juni 1999). Ingen teikn til redusert sjøtoleranse som kan indikere desmoltifisering vart registrert (fig. 35). Både plasmaklorid, -osmolalitet, og -magnesium for eksponert gruppe (SW) var under alle tre 168 t sjøtoleransetestane sesongen 1999 (fig. 35) innanfor det som er normalt for laksefisk i sjøvatn (Solbakken et al. 1994, Jobling 1995). Der var ingen tendens til redusert sjøtoleranse utover i perioden. Kontrollgruppa (FW) sine verdier er også innafør det som er normalt for laksefisk i ferskvatn (fig. 35) (McCormick & Saunders 1987, Hoar 1988, Heggberget et al. 1992).

Vassinnhald under forsøk 27. mai og 13. juni 1999 er også innafør det som tidlegare er dokumentert på laksefisk (fig. 35) (McCormick et al. 1985). Auke i vassinnhald 30. juni heng mest



sannsynleg saman med eit redusert feittinnhald då fisk i denne gruppa hadde ein redusert kondisjonsfaktor. Dette må skyldast redusert tilgang på næring i oppbevaringsbura sjølv om det er tidlegare vist at vassinnhaldet aukar under smoltifisering på grunn av auka feittforbrenning (Hoar 1988, Wedemeyer 1996). Vassinnhald er inverst med feittinnhald hjå beinfisk (McCormick et al. 1985).

Har laksefisk ein plasma klorid på under 150 mM i sjøvatn reknar ein med at den har utvikla sjøtoleranse (Solbakken et al 1994, Jobling 1995). Det er vist at laksefisk har ein relativt konstant plasma klorid under opphald i ferskvann (115-135 mM) (Hoar 1988, Nonnotte & Boeuf 1995). Plasma klorid ( $\bar{x}$ ) for kontrollgruppa var innanfor det som er vanleg for laksefisk i ferskvatn (115-135 mM) (fig. 35) (McCormick & Saunders 1987, Hoar 1988, Heggberget et al. 1992).

Staurnes et al. (1993) fann at klekkerismolt hadde lågare sjøtoleranse i mai/juni enn tidlegare i perioden og konkluderte med at desse var på veg til desmoltifisering. I klekkeri hadde desse gått på simulert naturleg fotoperiode og naturleg vasstemperatur. I Dalåa har derimot laksungane opplevd naturleg lys- og temperaturløve i elva etter utsetting fram til smoltifisering. Desmoltifisering hos Atlantisk laks er ikkje ein synkronisert prosess og ein vil ikkje få reversering til ein parlik morfologi eller fysiologi som rapportert for Stillehavslaks (Stefansson et al. 1998). Altså kan vi ha desmoltifisering sjølv om dette ikkje viser utslag på sjøtoleransen.

#### 8.4.2 Carlin-merking og sjøtoleranse

Standard Carlin-merkeutstyret viste seg å vere for grovt til å bruke på fisk ifrå Stjørdalsvassdraget. Dette ga utslag i ein god del observerte blødingar på fisken og må nok skyldast at utstyret vanlegvis er blitt brukt på klekkerismolt som er mykje større ein frittlevande smolt. Derfor vart eit nytt merkeutstyr med tynnare gods og skarpere spissar prøvd ut. Deretter vart blødingar ikkje observert, sjølv ved merking av fisk på rundt 100 mm. Ved bruk av eit anestesi middel der tida mellom anestesi og død er relativt lang, vil dette bidra til ytterlegare reduserte dødstal under merking. Metomidate ( $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) som vart brukt ved merking av fisk ifrå Stjørdalsvassdraget, er eit slikt middel.

Ingen effekt av Carlin-merking på sjøtoleranse vart observert på Dalåasmolt sesongen 1998 (fig. 36). Der var ingen signifikant skilnad i verken plasmaklorid, -osmolalitet, -magnesium eller vassinnhald mellom eksponert Carlin-merka (MSW) og eksponert umerka (USW) smolt med oppdrettsbakgrunn verken etter 24 timar eller 14 døgn eksponering sesongen 1998 (fig. 36). Høgt SD i vassinnhald 26. juni for merka fisk (MSW) skyldast ein verdi på 62,5 %, og mest sannsynleg er feil i analysering grunnen til ein så lav verdi.

Ingen effekt av Carlin-merking på sjøtoleranse vart observert hos villsmolt sesongen 1999 (fig. 37). Under Carlin-forsøket sesongen 1999 var osmolaliteten ( $\bar{x}$ ) til eksponert fisk (MSW og USW) lågare enn det som tidlegare er rapportert på laksefisk i sjøvatn ( $320\text{-}350 \text{ mOsm} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (Heggberget et al. 1992, McCormick & Saunders 1987). Osmolaliteten til umerka fisk var signifikant høgare samanlikna med Carlin-merka fisk, og det var berre for denne parameteren at der var skilnad mellom desse to gruppene sesongen 1999 (fig. 37). Kontrollgruppa (KFW) i ferskvatn hadde ein osmolalitet ( $\bar{x}$ ) som er innanfor det området som er vanleg for laksefisk i ferskvatn ( $290\text{-}330 \text{ mOsm} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (Heggberget et al. 1992, McCormick & Saunders 1987). Ei verdi på  $396 \text{ mOsm} \cdot \text{kg}^{-1}$  for ein fisk i kontrollgruppe er med på å bidra til det høge standardavviket. Denne verdien kan skyldast feil i pipettering, men er likevel tatt med. Klorid- og

magnesiumverdiane er for både eksponerte grupper (MSW og USW) og kontrollgruppa innanfor det som er sett på som normalt i respektivt sjøvatn og ferskvatn (Heggberget et al. 1992, Stagg et al. 1989, McCormick & Saunders 1987).

### **8.4.3 Oppsummering og konklusjon**

Ved utvandring 18-20. mai 1999 hadde fisk ifrå Dalåa utvikla evne til sjøtoleranse og denne evna heldt seg ut forsøksperioden (30. juni). Dette betyr at fisk som har utvikla sjøtoleranse i øvre del av Stjørdalsvassdraget vil ha denne evna sjølv om dei ikkje når sjøen før om over fem veker seinare. Urke (in prep.) har vist at villsmolt frå Stjørdalselva hadde utvikla evne til sjøtoleranse den 14. mai, men ikkje den 4. mai i 1998.

Prosedyre brukt under Carlin-merking og sjølve Carlin-merkinga førte ikkje til redusert evne til sjøtoleranse verken for villsmolt eller smolt med oppdrettsbakgrunn. Det vart heller ikkje funne dødelighet under forsøket.

## 9 SAMMENDRAG

I forbindelse med utbyggingen av Kraftverkene i Meråker som ble satt i drift i 1994, er det siden 1990 foretatt konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva. Denne delrapporten oppsummerer resultater fra undersøkelser i lakseførende del i perioden 1990-1999 av vannkjemi, begroing, bunndyr, ungfisktettheter, smoltutvandring og smoltproduksjon. Målsettingen med undersøkelsen har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Meråker kraftverk. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

### 9.1 Vannkjemi og begroing

Vannkvaliteten i Stjørdalselva er preget av svakt surt til nøytralt vann, ledningsevne i gjennomsnitt 25-38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  og et høyt fargetall (brunt, humusholdig vann, gjennomsnittlig 14-38 mg Pt/l). Årlige gjennomsnittsverdier av fargetallet var signifikant høyere etter enn før regulering, og høyest i elvas øvre del. Dette skyldes trolig økt utvasking av humusstoffer som følge av neddemte arealer ved Fjergen og etablering av Tevlamagasinet. Høye turbiditetsverdier ble registrert i 1993 og 1994 (anleggsarbeid) og i 1998 (flom). Målinger av kobber og sink i 1997 og 1998 (NIVA) viste forhøyede verdier, noe som kan tilskrives avrenning fra gamle gruveområder.

Det er bare foretatt sporadiske begroingsundersøkelser i Stjørdalselva i 1993, 1994 og 1997. Disse tyder på en økt begroing i øvre del av elva etter regulering. Det ble påvist flere kaldtvannsarter som også er registrert i dels store mengder nedenfor kraftverksutløp ved andre utbygginger, bl.a. i Alta.

### 9.2 Bunndyr og drivfauna

Bunndyrmengdene (gjennomsnittlige tetthetsverdier) i øvre del av elva var betydelig høyere etter enn før regulering. Økningen var særlig markert hos bunndyr med liten kroppsstørrelse, som fjærmygg og enkelte steinfluearter (bl.a. *Amphinemura borealis*/sp.) Kvalitative prøver viste også en endret sammensetning i øvre del av elva (Meråker) i forhold til midtre og nedre deler av elva. Dette kan skyldes økt sedimentering av finpartikler som følge av en mer utjevn vannføring. Økt sedimentering og begroing kan ha bedret næringstilgangen og forårsaket et mer sammenpakket bunnsubstrat som favoriserer små individer. Artsantallet var gjennomgående høyere etter utbygging. Enkelte arter ble registrert enten utelukkende før eller etter utbygginga, men i små antall, og endringene kan neppe kobles mot virkninger av reguleringa. Undersøkelser av drivende organismer i vannmassene (drift) har vist at det blir tilført en god del småkreps produsert i magasinene gjennom kraftverksvannet. Tilførselen varierer med kraftverksdriften og årstid og det er sannsynlig at dette drivet bidrar som et positivt tilskudd til de yngste aldersklassene av laks og ørret samt for en del bunndyr.

### 9.3 Tetthet av ungfisk

Det er foretatt årlige registreringer av ungfisk av laks og ørret fra ni stasjoner i hovedelva og én stasjon hver i Sona og Forra. Tetthetsundersøkelsene viste at det for eldre laksunger (eldre

enn årsyngel, 0+) har vært en nedadgående tendens i tetthetsutvikling i undersøkelsesperioden på den øverste sonen (sone 3, Meråker). I 1998 og 1999 var denne reduksjonen i tettheten av laksunger på hele 47 % og 79 % i forhold til gjennomsnittsverdien for alle tidligere år. Det har så langt ikke skjedd noen signifikant endring i tetthet i de to nederste sonene (sone 1 og 2). Det er for tidlig å si om reduksjonen i tetthetene av laksunger øverst i elva kan skyldes forhold forårsaket av kraftutbygginga (fluktuasjoner i vannføring, økt sedimentasjon, endringer i vanntemperatur, humusinnhold og begroing), eller om det kan være et resultat av naturlige svingninger bla forårsaket av variasjoner i gytebestanden. For årsyngel (0+) av laks er tetthetsberegningene mer usikre, men de viser at tetthetene med få unntak har vært størst i sone 3 (Meråker) i hele undersøkelsesperioden, og det er her neppe noen svikt i rekrutteringen.

Ørreten utgjorde kun 5-15 % av ungfisktetthetene og tettheten av eldre ørretunger var størst i sone 1. Det har vært en signifikant økning i tettheten av 0+ ørret i sone 3 (Meråker) etter regulering, men dette har ikke resultert i økt mengde eldre ørretunger i sonen. Årsakene til denne utviklingen vites ikke.

#### 9.4 Smoltutvandring, smoltproduksjon og sjøtoleranse

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er undersøkt hver vår fra 1991 ved at smolt ble fanget i feller ved Sona bru. Fanget smolt ble undersøkt med hensyn på alder, lengde, vekt, kjønn, kjønnsmodning og mageinnhold. Smoltproduksjonen ble estimert ut fra en merke-gjenfangst metode ved at presmolt ble elfisket fra elva tidlig på våren, merket og satt ut igjen på fangststed. På bakgrunn av fellefangstene ble antall smolt produsert pr. arealenhet beregnet.

I Stjørdalselva dominerte laksesmolt (93 %) over ørretsmolt. Det meste av laksesmolten var tre og fire år gammel. Det ble ikke registrert noen forskjell i smoltalder før og etter utbygging. Imidlertid var både lengde og kondisjonsfaktor signifikant større i perioden etter utbygging enn før, og smolt fra øverst i elva var signifikant lengre enn smolt fra nedre deler. Gjennomsnittlig smoltalder og smoltlengde til ørret var ikke forskjellig mellom periodene eller innen elva, og ørretsmolten var i alle år yngre enn laksesmolten.

Det ble registrert signifikant flere hunnfisk enn hannfisk hos laksesmolt i hele undersøkelsesperioden, noe som skyldes at en del hannfisk hvert år blir kjønnsmodne i stedet for å smoltifisere. For ørret var det bare enkeltår at det var flere hannfisk enn hunnfisk blant smolten. Undersøkelsen viser videre at laksesmolten spiser under utvandring og hadde hovedsakelig spist steinfluer, døgnfluer og fjærmygg.

Hovedutvandringa av smolt i Stjørdalselva skjer fra midten av mai til første del av juni. Median utvandringdato for når 50 % av laksesmolten hadde vandret var 26. mai. Utvandringen skjer om natta, og økning i vannføring er den viktigste utløsende faktor. Temperatur synes ikke å ha samme betydning for initiering av utvandring, siden utvandringa kunne fortsette selv på synkende og lave temperaturer. Utvandringa syntes å foregå over en lengre periode når vannføringa var relativt jevn, mens stabil, lav vannføring på 25-30 m<sup>3</sup>/s i smoltutvandringperioden førte til stopp i utvandringa. Reguleringa av Stjørdalselva har ført til en demping av flomtopper og en mer utjevnet vannføring. Det er sannsynlig at endringene i vannføring på grunn av reguleringen har påvirket smoltutvandringen bl.a. med en lengre utvandringperiode i enkeltår. En slik smoltutvandring kan ha medført økt dødelighet under utvandring og i sjøen.

En-somrig settefisk satt ut ovafor lakseførende del, vesentlig i Dalåa, har etter hvert smoltifisert og kom inn i smoltfangstene ved Sona fra 1995. De utgjorde 5-13 % av all smolt fanget i fella i perioden 1995-1999. Smolt fra settefisk hadde en signifikant lavere alder enn villsmolten. Den var også signifikant lengre enn villsmolten i samme periode og kjønnsfordelingen avvek noe fra villsmolten. Settefisk-smolten vandret i alle år ut seinere enn villsmolten.

Den beregna smoltproduksjonen har variert mellom 2,1 og 4,2 smolt pr. 100 m<sup>2</sup> de ulike år, og totalproduksjonen for hele Stjørdalselva (uten Forra og Sona) er beregnet til ca. 76000-148000 laksesmolt pr. år. Det var ingen signifikant forskjell i smoltproduksjonen før og etter regulering og hittil er det en uendret trend i utviklingen over tid (1992-1999). Smolt som har levd hele livet under regulerte betingelser kom først inn i fangstene fra 1998-1999. Med bakgrunn i nedgangen i ungfisktettheter er det usikkerheter med hensyn til den videre utviklingen i smoltproduksjonen, og grunnlaget er foreløpig for dårlig til å trekke konklusjoner om kraftutbyggingens virkning på lakseproduksjonen.

Ved utvandring 18-20. mai 1999 hadde fisk fra Dalåa utviklet sjøtoleranse, og denne holdt seg ut forsøksperioden til 30. juni. Villsmolt fra Stjørdalselva hadde i 1998 utviklet sjøtoleranse mellom 4. mai og 14. mai. Undersøkelsene viser at prosedyrene brukt under elfiske og merking av smolt ikke fører til redusert evne til sjøtoleranse eller overlevelse hos smolten.

## 10 LITTERATUR

- Armitage, P.D. 1976. A quantitative study of the invertebrate fauna og the river Tees below Cow Green Reservoir. – *Freshwat. Biol.* 6: 229-240.
- Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. s. 139-165 i Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (red.). *Regulated Rivers*. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Armitage, P.D. & Capper, M. H. 1976. The numbers, biomass and transport downstream of micro-crustaceans and *Hydra* from Cow Green Reservoir (Upper Teesdale). – *Freshwat. Biol.* 6: 425-432.
- Arnekleiv, J.V. 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985, 4: 1-87.
- Arnekleiv, J.V. 1986. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986, 1: 1-29.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 1980. Ferskvavnnnsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1980, 6: 1-82.
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 1997. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. – Vitenskapsmuseet, Rapp. Zool. Ser. 1997, 5: 1-36.
- Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. 1991. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nea kraftverk. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1991, 2: 1-53.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsberg-reguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1994, 7: 1-56.
- Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. 1995. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1995, 5: 1-86.
- Asvall, R.P. 1995. Kraftverkene i Meråker. Vanntemperatur og isforhold 1983-1994. – NVE Rapport 32, 1995: 1- 11 + vedlegg.
- Asvall, R.P. 2000. Vanntemperatur og isforhold i Stjørdalelva 1995-1999. – NVE, HM-Notat nr. 19: 1-12.
- Berg, M. 1977. Tagging of migrating salmon smolts (*Salmo salar* L.) in the Vardnes River, Troms, Northern Norway. – *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottingholm* 56: 5-11.
- Berg, O.K. & Bremset, G. 1998. Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. – *J. Fish. Biol.* 52: xxx-xxx.
- Berg, O.K., Arnekleiv, J.V. & Lohrmann, A. 2000. Changes in body composition of young, riverine Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) below a hydroelectric power station. – Submitted *Ecol. Freshw. Fish.*
- Berger, H.M., Breistein, J.B., Larsen, B.M. & Nøst, T.H. 1997. Gråelva - Mindre leirslam gir mer bunndyr og fisk. Sluttrapport 1991-95. – NINA Oppdragsmelding 468: 1-42.
- Bjørnson, B.Th., Thorarensen, H., Hirano, T., Ogasawara, T. & Kristinsson, J.B. 1989. Photoperiod and temperature affect plasma growth hormone levels, growth, condition factor and hypoosmoregulatory ability of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) during parr-smolt transformation. – *Aquaculture* 82: 77-91.
- Blacburn, J. & Clarke, W.C. 1987. Revised procedure for the 24 hour seawater challenge test to measure seawater adaptability of juvenile salmonids. – *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1515: 35p.

- Boeuf, G. 1993. Salmonid smolting: a pre-adaption to the oceanic environment. p. 105-135 in Rankin, J.C. & Jensen, F.B. (eds.). – Fish Ecophysiology. Chapman & Hall, London.
- Bohlin, T. 1984. Quantitative electrofishing for salmon and trout – views and recommendations. – Inf. Søtvattenlab. Drottningholm 4: 33 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electro-fishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. – Hydrobiologia 173: 9-43.
- Brabrand, Å. (red.). 1998. Virkning av flom på vannlevende organismer. – NVE. HYDRA-rapport nr. Mi02: 1-100.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1992. Effekt av mose- og algebegroing på bunndyr og fisk: Et litteraturstudium. – Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 1: 1-39.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1996. Effekt av regulering på tetthet og sammensetning av bunndyr i Suldalslågen. – Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 27: 1-57.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1997. Effekt av mose på bunndyr i Suldalslågen. – Rapp. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen 30: 1-41.
- Brittain, J.E. & Bildeng, R. 1995. Life cycle of *Arctopsyche ladogensis* (Trichoptera) in a regulated Norwegian river. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 10: 71-79.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1987. The effect of change in temperature regime on the benthos of a Norwegian regulated river. – Ver. Int. ver. Limnol. 23: 1278.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 3: 191-204.
- Brittain, J.E., Lillehammer, A. & Bildeng, R. 1984. The impact of a water transfer scheme on the benthic macroinvertebrates of a Norwegian river. s. 189-199 i Lillehammer, A. and Saltveit, S.J. (eds.) Regulated Rivers. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Brittain, J.E., Nøst, T. og Arnekleiv, J.V. 1996. Ephemeroptera Døgnfluer. s. 130-135 i Aagaard, K. og Dolmen, D. – Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsf fauna. Tapir, Trondheim. 310 s.
- Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1995. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1995, 4: 1-30.
- Brown, A.J. 1993. Endocrine responses to environmental pollutants. s. xx-xx i Rankin, C. J. and Jensen, F. B. (eds.). Fish Ecophysiology. – Chapman & Hall, London.
- Carey, J.B. & McCormick, S.D. 1998. Atlantic salmon smolts are more responsive to an acute handling and confinement stress than parr. – Aquaculture 168: 237-253.
- Clifford, H.F. 1982. Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. – Quaest. Entomol. 18: 15-90.
- Dahl, T.E. & Godtland, K. 1995. Sedimenttransport i bratte elver - en studie i Gaula i Sør-Trøndelag. – SINTEF-rapport STF 60 A95112: 1-49.
- Dahl-Hansen, G.A.P., Rubach, S. & Klemetsen A. 1994. Selective predation by pelagic Arctic charr on crustacean plankton i Takvatn, Northern-Norway before and after mass removal of Arctic charr. – Trans. Am. Fish. Soc. 123: 385-394.
- Dudley, T., Cooper, S.D. & Hemphill, M. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. – J. N. Am. Benthol. Soc. 5: 93-106.
- Duston, J., Saunders, R.L. & Knox, D.E. 1991. Effects of increases in freshwater temperature on loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*). – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 164-169.
- Egglishaw, H.J. 1969. The distribution of benthic invertebrates on substrata in fastflowing streams. – J. An. Ecol. 38: 19-33.

- Farmer, G.J., Ritter, J.A. & Ashfield, D. 1978. Seawater adaptation and parr-smolt transformation of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. – Journal of Fisheries Research Board Canada 35: 93-100.
- Finstad, B., Nilssen, K.J. & Arnesen, A.M. 1989. Seasonal changes in sea-water tolerance of Arctic Charr, (*Salvelinus alpinus*). – J. Comp. Physiol. B. 159: 371-378.
- Fjeldstad, H.P. & Heggenes, J. 1999. Fiskehabitatforhold i Stjørdalselva ved Gudå – fiskepreferanser. – SINTEF rapport nr. STF 22A99409: 1-24.
- Fjellheim, A. 1994. Distribution of benthic invertebrates in relation to stream flow characteristics in a Norwegian river. – s. 563-548 i Proceedings of the 1 st International Symposium on Habitat Hydraulics.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1993. Effects of increased discharge on benthic invertebrates in a regulated river. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 8: 179 – 187.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1996. Weir building in a regulated west Norwegian river: Long-term dynamics of invertebrate and fish. – Reg. Riv. 12: 501 – 508.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Schnell, Ø. 1989. Changes in animal production of a weir basin after eight year of succession. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 3: 183-190.
- Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. – NINA Oppdragsmelding 392: 1-26.
- Garnås, E. & Hvidsten, N.A. 1985. Density of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts in the River Orkla, a large river in central Norway. – Aquacult. Fish. Manag. 16: 369-376.
- Halvorsen, M., Arnesen, A.M., Nilssen, K. & Jobling, M. 1993. Osmoregulatory ability of anadromous Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L., migrating towards the sea. – Aquacult. Fish. Manage. 24: 199-211.
- Handeland, S.O., Järvi, T., Fernø, A. & Stefansson, S.O. 1996. Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2673-2680.
- Hansen, L.P. & Jonsson, B. 1989. Salmon ranching experiments in the River Imsa; effect of timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt migration on survival to adults. – Aquaculture 82: 367-373.
- Hansen, L.P. 1988. Effects of Carlin tagging and fin clipping on survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released as smolts. – Aquaculture 70: 391-394.
- Hansen, L.P. 1994. Hva påvirker villaksens overlevelse i saltvatn? s. 5-14 i Erlandsen, A. H. (red) "Fiskesymposiet 1994". EnFo Publikasjon nr. 26-1994.
- Heggberget, T.G. 1972. Funn av ørekyt, *Phoxinus phoxinus* L., i Stjørdalsvassdraget i Nord-Trøndelag sommeren 1971. – Fauna 25, 54. Oslo 1972.
- Heggberget, T.G. 1975. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørret yngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. – K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1975, 4: 1-24.
- Heggberget, T.G., Staurnes, M., Strand, R. & Husby, J. 1992. Smoltification in salmonids. – NINA Forskningsrapport 31: 1-42.
- Hembre, B. 1994. Utvandring og livshistorievariabler til ørretsmolt (*Salmo trutta* L.) i Stjørdalselva. – Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim.
- Hembre, B., Arnekleiv, J.V. & L'Abbè-Lund, J.H. 2000. Effect of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. – Ecol. Freshw. Fish. (accepted).
- Hessen, D., Brandrud, T.E., Bækken, T., Kjellberg, G., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1992. Etterundersøkelser ved Osa kraftverk, Strandfossen kraftverk og Braskereidfoss kraftverk, Hedmark. Sluttrapport. – NIVA-rapport 0-86144, 0-86145: 1-146.



- Hesthagen, T., Ousdal, J.O. & Bergheim, A. 1986. Smolt production of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in a small Norwegian river influenced by agricultural activity. – Pol. Arch. Hydrobiol. 33 (3/4): 423-432.
- Hindar, K., L'Abèe-Lund, J.H. & Arnekleiv, J.V. 1999. Storflommers effekt på laksunger i Gaula. NVE. – HYDRA-notat nr. 9: 1-17.
- Hoar, W.S. 1976. Smolt transformation: evolution, behaviour and physiology. – Journal of Fisheries Research Board Canada 33: 1233-1252.
- Hoar, W.S. 1988. The physiology of smolting salmonides. s- 275-343 i Hoar, W. S. and Randall, D. J. (eds.). Fish physiology. – Academic Press, New York.
- Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, Central Norway. – J. Fish Biol. 27: 711-718.
- Hvidsten, N.A. 1990. Utvandring og produksjon av laks- og auresmolt i Orkla 1979-1988. – NINA, Oppdragsmelding 39: 26 s.
- Hvidsten, N.A. 1993. High Winter Discharge after Regulation Increases Production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) Smolts in the River Orkla, Norway. s. 175-177 i Gibson, R.J. and Cutting, R.E. (eds.). Production of Juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in Natural Waters. – Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 118.
- Hvidsten, N.A. & Hansen, L.P. 1988. Increased recapture rate of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocked as smolts at high water discharge. – J. Fish Biol. 32: 153-154.
- Hvidsten, N. A. & Lund, R. 1988. Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of River Orkla, Norway. – J. Fish Biol. 33: 121-126.
- Hvidsten, N.A. & Ugedal, O. 1991. Increased densities of Atlantic salmon smolts in the river Orkla, Norway, after regulation for hydropower production. – Am. Fish. Soc. Symp. 10: 219-225.
- Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Johnsen, B.O. og Jensås, J.G. 1995 a. Bestand og rekruttering av laks i Orkla. – NINA Oppdragsmelding 389: 1-27.
- Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Vivås, H., Bakke Ø. & Heggberget T. G. 1995 b. Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction. – N. J. Freshw. Res. 70: 38-48.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O. & Levinmgs, C.D. 1995 c. Vandring og ernæring hos lakse-smolt i Trondheimsfjorden og på Frohavet. – NINA Oppdragsmelding 332: 1-17.
- Irvine, J.R. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1922-1927.
- Iversen, E.R., Hylland, K., Arnesen, R.T., Kållqvist, S.T. og Aanes, K.J. 1999. Kartlegging av forurensingstilstanden i Meråker gruvefelt. – NIVA Rapport LNR 3938-98.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 1724 – 1729.
- Jensen, A. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). – Functional Ecology 13: 778-785.
- Jensen, J.W. 1990. Diversity of Ephemeroptera and Plecoptera in Norway relative to size and qualities of catchment area. – Fauna Norv. Ser. B. 37: 67-82.
- Jensen, J.W. og Koksvik, J.I. 1992. Rapport fra forsøk med korttidsregulering av Altaelva 07.04.92. – Trondheim 29.04.92. Notat 5 s.
- Jobling, M. 1995. Environmental biology of fishes. – Fish and Fisheries Series 16. Chapman & Hall. London
- Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Koksvik, J.I. og Reinertsen, H. 1997. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i innsjø. Vannkjemi, plankton, bunnfauna og fisk i Øvre og

- Nedre Mosvasstjern, Vefsnassdragnet 1986-94. – NINA Oppdragsmelding 499: 1-55.
- Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen A.J. & Håker, M. 1991. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvassselva, Vefsnassdragnet. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1991, 1: 1-48.
- Jonsson, B. & L'Abée-Lund, H. 1993. Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. – J. Fish Biol. 43 (suppl. A): 1-16.
- Jonsson, B. & Ruud-Hansen, J. 1985. Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts. – Can. J. Fish. Aquat. Sci 42: 593-595.
- Karnaky, K.J. Jr. 1998. Osmotic and ionic regulation. i Evans, D. H. (ed.). The physiology of fishes. Second edition. - CRC Press.
- Koksvik, J.I. 1998. Altautbyggingen. Overskjønn vedrørende laksefisket. – Fiskerisakkyndig uttalelse om reguleringens virkninger på den lakseførende strekningenn av Altaelva. Rapport 146 s.
- Koksvik, J.I. & Langeland, A. 1987. Effecys of size selective predation by whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) on *Daphnia galeata* Sars and *Cyclops scutifer* Sars in Limnocorral experiments. – Pol. Arch. Hydrobiol. 34: 67-80.
- Kronborg, L. 1967. Algologisk-limnologisk undersökning av Dalälvens vattensystem och jämförelse åren 1963-66. – Rapport, Uppsala.
- L' Abée-Lund, J.H., Jonsson, B., Jensen, A.J., Sættem, L.M., Heggberget, T.G., Johnsen, B.O. & Næsje, T.F. 1989. Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrant brown trout *Salmo trutta* L. – J. Anim. Ecol. 58: 525-542.
- Larsson, P.T., Brittain, L., Lien, L. Lillehammer, A. & Tangen, K. 1978. The lake ecosystem of Øvre Heimdalsvatn. – Holarct. Ecol. 1: 304-320.
- Lepneva, S.G. 1964. Fauna of the USSR. Trichoptera, vol 2, no. 1. Larvae and Pupae of Anulipalpa. Israel – Program for Scientific Translations 1970, Jerusalem.
- Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. 1984. The effect of the regulation on quatic macroinvertebrate fauna of the River Suldalslågen, Western Norway. s. 201-210 i Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (red.). Regulated Rivers. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Lundquist, H. 1983. Precocious sexual maturation and smolting in Baltic salmon (*Salmo salar* L.): Photoperiodic synchronization and adaptive significance of annual biological cycles. – Ph. D. Thesis, University of Umeå, Swden.
- Lutz, P.L. 1972. Extracellular spaces and composition of various tissues of Perch. – Comp. Biochem. Physiol. 41A: 77-78.
- Lysfjord, G. & Staurnes, M. 1998. Gill  $\text{Na}^+\text{K}^+$ -ATPase activity and hypoosmoregulatory ability of seaward migrating smolts of anadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*), sea trout (*Salmo trutta*) and Artic charr (*Salvelinus alpinus*) in the Hals river, northern Norway. – Aquaculture 168: 279-288.
- Løvhøiden, F. 1993. Kjemisk overvåkning av norske vassdrag Elveserien 1988-90. – NINA Oppdragsmelding 156: 1-158.
- Maurer, M.A. & Brusven, M.A. 1983. Insect abundance and colonization rate in *Fontinalis neo-mexicana* (Bryophyta) in an Idaho Batholith stream, USA. – Hydrobiologia 98: 9-15.
- McCormick, S.D. & Saunders, R.L. 1987. Preparatory physiological adaptations for marine life of salmonids; osmoregulation, growth and metabolism. – Am. Fish Soc. Symp.1: 211-229.
- McCormick, S.D., Naiman, R.J. & Montgomery, E.T. 1985. Physiological smolt characteristics of anadromous and non-anadromous brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 529-538

- McCormick, S.D., Cunjak, R.A., Dempson, B., O`Dea, M. F. & Carey, J. B. 1999. Temperature-related loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1649-1658.
- Metcalf, N.B. & Thorpe, J.E. 1990. Determinants of geographical variation in the age of seaward-migrating salmon, *Salmo salar*. – J. Anim. Ecol. 59: 135-145.
- Mjøen, T. 1999. Driftsplan for Stjørdalsvassdraget. Høringsnotat, fullversjon. 60 s.
- Neveu, A. 1974. La dèrive des stades aquatiques de quelques familles de Diptères torrenticoles. – Ann. Hydrobiol. 5: 15-42.
- Nilssen, K.J. & Gulseth, O.A. 1998. Summer seawater tolerance of small-sized Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, on Svalbard. – Polar Biol. 20: 95-98.
- Nonnotte, G. & Boeuf, G. 1995. Extracellular ionic and acid-base adjustments of Atlantic salmon psmolts and smolts in fresh water and after transfer to seawater: the effects of ovine growth hormone on the acquisition of euryhalinity. – J. Fish. Biol. 46: 563-577.
- NOU 1999:9. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. NOU 1999:9: 1-297.
- Næsje, T.F., Finstad, B., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Saksgård, L., Aursand, M., Forseth, T., Heggberget, T.G. og Hvidsten, N.A. 1998. Fiskeribiologiske undersøkelser i Altaelva 1981–1998. – Statkraft Engeneering. Alta-rapport nr. 9: 1- 159.
- Nøst, T. 1985. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985, 3: 1-52.
- Olsen, Y.A., Einarsdottir, I.E. & Nilssen, K.J. 1995. Metomidate anaesthesia in Atlantic salmon, *Salmo salar*, prevents plasma cortisol increase during stress. – Aquaculture 134: 155-168.
- Perry, S.A. & Perry, W.B. 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai rivers, Montana, USA. – Hydrobiologia 134: 171-182.
- Raddum, G.G. 1978. Reguleringens virkning på bunnfaunaen i Aurlandselven. – Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Bergen 70: 1-69.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1993. Life cycle and production of *Baetis rhodani* in a regulated river in Western Norway: comparison of pre- and post-regulation conditions. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 8: 49-61.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1994. Impact of hydropower development on aquatic invertebrates. – Norsk geogr. Tidsskr. 48: 39-44.
- Rader, R.B. & Ward, J.V. 1988. Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the upper Colorado River. – Regul. Rivers: Res. Mgmt. 2: 597-618.
- Reinertsen, H. & Kronborg, L. 1995. Næringssalter og begroing (alger og mose) i Altaelva sommeren 1995. – NINA Oppdragsmelding 430: 1-14.
- Reinertsen, H. & Skotvold, T. 1984. Resipientforhold i Fjergen, Fossvatn og øvre deler av Stjørdalsvassdraget. – SINTEF-rapport STF21 F85001: 1-39.
- Reinertsen, H. 1975. Rapport fra undersøkelser av algevekst i Surna. – Botanisk institutt, Norges Lærerhøgskole.
- Reinertsen, H. 1998. Resipientforhold i øvre deler av Stjørdalsvassdraget 1997. – Rapport. 21 s.
- Reinertsen, H., Jensen, A., Koksvik, J.I., Langeland, A. & Olsen, Y. 1990. Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 166-173.

- Ricker, W.R. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. – Department of the Environment Fisheries and Service, Ottawa. 382pp.
- Ruggles, C.P. 1980. A review of the downstream migration of Atlantic salmon. – Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No 952. Ix + 39p.
- Saltveit, S. J. 1998. Smoltutvandring hos laks i Suldalslågen. – Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen Fase II. Rapport nr. 44: 1-26.
- Saltveit, S. J. 2000. Suldalslågen. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med nytt prøvereglement. Årsrapport for 1999. Årsrapporter 1999 - Biologiske forhold. – Suldalslågen Miljørapport nr. 4.
- Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Halleraker, J.H. & Harby, A. 1999. Experimental studies on the effect of rapid flow decreases on juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*Salmo trutta*). – Extended abstract, 3<sup>rd</sup>. Int. Ecohydraulic Symp. Salt Lake City, 12-16 July, 1999.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2000. Effects of rapid flow decreases on juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Brown trout (*Salmo trutta*). – Manus submitted Regul. Rivers: Res. Mgmt.
- Saunders, R.L., Specker, J.L. & Komourdjian, M.P. 1989. Effects of photoperiod on growth and smolting in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). – Aquaculture 82: 103-117.
- Schreck, C.B. 1982. Stress and rearing of salmonids. – Aquaculture 28: 241-249.
- Scullion, J. & Sinton, A. 1983. Effects of artificial freshets on the substratum composition, benthic invertebrate fauna and invertebrate drift in two impounded rivers in mid-Wales. – Hydrobiologia 107: 261-269.
- Sigholt, T. & Staurnes, M. 1992. Stress. s. 381-400 i Døving, K. og Reimers, E. (red.). Fiskens Fysiologi. – John Grieg Forlag a/s.
- Skei, J.K., Lohrmann, A. & Berg, O.K. 1991. Enkelte vannkjemiske målemetoder. Kompendium i vannkjemi. – Universitetet i Trondheim, 45 s.
- Skulberg, O. 1980. Algebegroing i Surnavassdraget Møre og Romsdal. Innvirkning av vassdragsreguleringene på algeutvikling og vannkvalitet. – NIVA-rapport O-75032.
- Snyder, D.E. 1995. Impacts of electrofishing on fish. Essay. – Larval Fish Laboratory, Contribution 79.
- Soivio, A., Virtanen E. & Mouna, M. 1988. Desmoltification of heat-accelerated Baltic salmon (*Salmo salar*) in brackish water. – Aquaculture 71: 89-97.
- Soivio, A., Muona, M. & Virtanen, E. 1989. Temperature and daylength as regulators of smolting in cultured Baltic salmon, *Salmo salar*. – Aquaculture 82: 137-145.
- Solbakken, V.A., Hansen, T. & Stefansson, S.O. 1994. Effects of photoperiod and temperature on growth and parr-smolt transformation in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and subsequent performance in seawater. – Aquaculture 121: 13-27.
- Stagg, R.M., Talbot, C., Eddy, F.B. & Williams, M. 1989. Seasonal variations in osmoregulatory and respiratory responses to seawater exposure of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) maintained in freshwater. – Aquaculture 82: 219-228.
- Staurnes, M., Lysfjord, G., Hansen, L.P. & Heggberget, T. G. 1993. Recapture rate of hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to smolt development and time of release. – Aquaculture 91: 327-337.
- Staurnes, M., Sigholt, T. & Reite, O.B. 1992. Smoltifisering. s. 308-311 i Døving, K. og Reimers, E. (red.). Fiskens Fysiologi. – John Grieg Forlag a/s.
- Stefansson, S.O., Berge, Å.I. and Gunnarson, G.S. 1998. Changes in seawater tolerance and gill Na<sup>+</sup>K<sup>+</sup>-ATPase activity during desmoltification in Atlantic salmon kept in freshwater at different temperatures. – Aquaculture 168: 271-277.
- Størkersen, Ø. 1992. Truete arter i Norge. – DN-rapport 1992-6: 1-89.

- Symons, P.E.K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) for maximum smolt production in rivers of different productivity. – J. Fish. Res. Bd Can. 36: 132-140.
- Tønset, K. 1996. Ernæring hos ungfisk av laks (*Salmo salar* L.) og aure (*Salmo trutta* L.) i relasjon til invertebratfaunaen i kulp og stryk i Toåa. – Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, NTNU. 69 s.
- Ugedal, O., Finstad, B., Damsgaard, B. & Mortensen, A. 1998. Sewater tolerance and downstream migration i hatchery-reared and wild brown trout. – Aquaculture 168: 395-405
- Ward, J.V. 1975. Downstream fate of zooplankton from a hypolimnial release reservoir. – Verh. Int. Ver. Limnol. 19: 1798-1804.
- Ward, J.V. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. s. 235-253 i Osborn, J.F. & Allman, C.H. (red.). – Instream Flow Needs Symposium, Vol. II, American Fisheries Society.
- Ward, J.V. 1992. Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat. – John Wiley & Sons Inc., N.Y., 438 s.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. s. 35-55 i Ward, J.A. & Stanford, J.A. (eds.). Ecology of Regulated Streams. – Plenum. New York.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. – Ann. Rev. Entomol., 27: 97-117.
- Ward, J.V. & Voelz, N.J. 1988. Downstream effects of a large deep-release, high mountain reservoir on lotic zoobenthos. – Verh. Int. Verein. Limnol. 23: 1174-1178.
- Wedemeyer, G.A. 1996. Physiology of fish in intensive culture systems. – Chapman & Hall.
- Wedemeyer, G.A., Saunders, R.L. & Clarke, W.C. 1980. Environmental factors affecting smoltification and early marine survival of anadromous salmonids. – Mar. Fish. Rev 42. (6): 1-14.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. – J. Wild. Man. 22 (1): 82-90.



**Vedlegg 1.** Gjennomsnittelig årlig individtetthet (antall /m<sup>2</sup>) av døgnfluetaxa i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

Døgnfluer - stasjon 6	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Baetis lapponicus</i>				0,2				
<i>B. fuscatus/scambus</i>	0,9	1,1	5,6	0,2	28,5	2,3	20,8	0,7
<i>B. muticus</i>		0,2	0,2	0,3	4,1	2,7	0,5	
<i>B. muticus/niger</i>					1,0	6,4	2,3	1,0
<i>B. niger</i>			0,2			1,0		0,3
<i>B. rhodani</i>	57,4	348,3	44,9	488,5	373,2	409,1	168,1	221,4
<i>B. subalpinus</i>			8,3					
<i>B. subalpinus/vernus</i>					3,1		0,5	
<i>Baetis</i> sp.		16,5						
<i>Centroptilum luteolum</i>	0,5						1,8	2,4
<i>Ameletus inopinatus</i>	0,5	0,7	3,7	2,7	1,7	2,9	1,8	0,7
<i>Siphonurus lacustris</i>				0,2				
<i>Siphonurus</i> sp.								0,3
<i>Heptagenia joernensis</i>		2,9	0,2	0,2	0,7	0,6	5,4	8,5
<i>H. dalecarlica</i>	3,2		3,6	9,8	16,3	35,6	63,7	39,7
<i>Heptagenia</i> sp.			1,9	0,8	0,3			
Leptophlebiidae indet.						0,2		
<i>E. aurivillii</i>	302,4	42,7	130,7	66,1	54,2	219,3	207,9	338,7
<i>E. mucronata</i>	5,0	63,1	16,3	45,9	32,5	134,1	110,7	50,2
<i>Ephemerella</i> sp.				0,3	280,4			
Døgnfluer - stasjon 8	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	0,9	7,5	9,1	2,7	99,3		10,8	4,4
<i>B. muticus</i>		0,2	1,2	0,5	2,2	0,2		1,4
<i>B. muticus/niger</i>				1,4	0,5	6,6	3,6	5,4
<i>B. niger</i>	1,4					0,3		0,3
<i>B. rhodani</i>	306,0	238,0	45,9	144,2	400,0	262,8	712,8	554,9
<i>B. subalpinus</i>		0,7	3,1	0,5				
<i>B. subalpinus/vernus</i>					0,5		9,5	
<i>Baetis</i> sp.		10,2		1,2		7,7		2,7
<i>Centroptilum luteolum</i>	0,9							
<i>Ameletus inopinatus</i>	9,5		4,6	2,7	17,6	7,7	3,6	
<i>Parameletus chelififer</i>						0,2		
<i>Siphonurus</i> sp.				0,2				0,3
<i>Heptagenia joernensis</i>	0,5		0,4	0,2	1,1	2,7	1,4	2,0
<i>H. dalecarlica</i>	5,9	1,8	1,5	1,2	2,2	9,5	38,0	33,9
<i>Heptagenia</i> sp.	0,5		0,4	1,0		1,5		
<i>Leptophlebia marginata</i>					0,3			
Leptophlebiidae indet.				0,2				
<i>Ephemerella aurivillii</i>	58,8	66,9	58,7	22,9	7,6	11,3	43,8	95,6
<i>E. mucronata</i>	14,0	27,1	1,5	2,0	2,7	4,5	16,3	10,5
<i>Ephemerella</i> sp.			0,2	38,8	11,1	2,0		

**Vedlegg 2.** Gjennomsnittelig årlig individtetthet (antall /m<sup>2</sup>) av steinfluetaxa i Stjørdalselva på stasjon 6 og 8, basert på surberprøver tatt i perioden 1991-1998.

Steinfluer – stasjon 6	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Diura nanseni</i>	36,6	7,9	58,3	9,7	25,1	13,0	24,0	25,1
<i>Isoperla grammatica</i>			0,2		3,4	1,5	2,3	0,7
<i>I. obscura</i>			0,3		0,3			
<i>Isoperla</i> sp.				0,5			2,7	0,3
Perlodidae				0,2		3,9		
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0,5	0,5	0,5	0,3	1,0	0,2	0,9	0,7
Chloroperlidae indet.					1,0	0,6		0,7
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1,4	0,2	0,2	2,4	3,1	0,2	4,5	1,7
<i>Brachyptera risi</i>	1,4	5,7	0,2	2,5	1,7	5,4	16,3	0,3
<i>Amphinemura borealis</i>	16,7	22,8	3,7	2,4	193,9	356,4	42,0	81,0
<i>A. standfussi</i>				0,5				
<i>A. standfussi/sulcicollis</i>					18,3	26,2		4,1
<i>A. sulcicollis</i>	1,8	3,2	1,4	0,2				
<i>Amphinemura</i> sp.		0,2	0,5	208,0	0,3	68,8	275,3	139,7
<i>Nemoura avicularis</i>							0,5	
<i>Nemoura</i> sp.	1,8	1,4	0,2		0,7	3,3		1,0
<i>Nemurella pictetii</i>				0,2				
<i>Protonemura meyeri</i>	0,9		0,2	0,5	0,7	12,0	11,8	
Nemouridae indet.					1,7			
<i>Capnia atra</i>			0,2		0,3			
<i>Capnia</i> sp.	12,7	0,7	50,9			4,1	9,5	5,8
<i>Capnopsis schilleri</i>	0,5							
Capniidae indet.				235,9				
<i>Leuctra digitata</i>					2,0			
<i>L. fusca</i>						4,5	21,2	
<i>L. fusca/digitata</i>	1,4	6,1	4,7	4,1	6,8		40,7	95,3
<i>L. hippopus</i>					0,7	0,6	12,7	2,4
<i>L. nigra</i>				0,3		2,7	3,2	0,7
<i>Leuctra</i> sp.		0,7		6,1		48,0	19,0	18,3
Steinfluer - stasjon 8	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<i>Diura nanseni</i>	0,5	11,1	20,7	5,6	6,2	3,2	32,5	19,0
<i>Isoperla grammatica</i>					0,8	1,4	0,9	0,7
<i>Isoperla obscura</i>		0,2	0,8		0,3	0,5		
<i>Isoperla</i> sp.		1,8		1,0	1,1	0,6	2,7	2,4
Perlodidae indet.						1,7		
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		0,7	0,4	0,2	0,3	0,5	4,5	0,3
Chloroperlidae indet.						0,3		0,3
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		1,1	1,2	6,4	1,6	1,1	2,7	1,7
<i>Brachyptera risi</i>		2,7	0,4	0,7	8,4	2,3	50,6	7,5
<i>Amphinemura borealis</i>	14,0	36,8	0,2	2,7	121,8	255,8	497,7	137,0
<i>A. standfussi</i>					0,3			
<i>A. standfussi/sulcicollis</i>					1,6	3,8	0,5	6,4
<i>A. sulcicollis</i>		3,8	0,2					
<i>Amphinemura</i> sp.			0,2	14,7		49,3	164,5	149,5
<i>Nemoura cinerea</i>				0,2		0,3		
<i>Nemoura</i> sp.	1,8		0,2		1,1			1,0
<i>Protonemura meyeri</i>	1,4	0,7	0,2	0,3	0,3	0,2	1,8	
Nemouridae indet.				0,2				
<i>Capnia atra</i>		0,7			3,0	1,7	14,9	
<i>C. pygmaea</i>						0,2		
<i>Capnia</i> sp.	5,4		14,1		0,3	29,5	0,9	11,5
<i>Capnopsis schilleri</i>	0,5		0,2					
Capniidae indet.				14,9	0,3			
<i>Leuctra digitata</i>						0,2		
<i>Leuctra fusca</i>			0,2			5,7		
<i>L. fusca/digitata</i>			0,6		11,7			6,1
<i>Leuctra hippopus</i>					0,3	0,3	14,0	1,0
<i>Leuctra nigra</i>						0,5	0,9	0,3
<i>Leuctra</i> sp.	0,5	0,7		1,9		25,6	67,8	9,2





**Vedlegg 4.** Biomasse (mg dw\*m<sup>-3</sup>) av småkreps i Stjørdalselva, Funna og Dalåa samt kjøring av kraftverkene. De høyeste verdiene er uthevet. \* = prøver ikke tatt

Dato/St	St. 4	St. 6	St. 7b	St. 8	Funna	Dalåa	Kjøring kraftverk m <sup>3</sup> /s	
							Meråker kr.v.	Funna kr.v.
09.07.91	*	*	3,7	0,8	3,7	*	-	3,5 (full kjøring)
06.08.91	*	0,6	1,0	0,8	1,3	*	-	3,5
28.08.91	*	*	0,7	1,0	0,1	*	-	3,5
10.09.91	*	*	0,6	0,5	1,2	*	-	3,5
11.10.91	*	*	0,1	0,4	0,1	*	-	3,5
08.07.92	*	*	8,6	0,3	8,1	*	-	3,5
12.08.93	*	*	4,3	3,9	7,3	*	-	3,5
03.08.94	*	*	8,8	11,4	6,9	*	20,1	3,5
05.07.95	*	*	2,38	0,05	2,96	*	20,1	3,5
17.10.95	*	5,05	3,16	9,60	1,20	*	20,1	3,5
02.07.96	*	*	0,67	0,15	0,74	*	20,1	3,5
07.08.96	*	*	2,50	2,40	2,00	*	20,1	3,5
02.07.97	*	*	3,20	0,12	4,70	*	20,1	3,5
29.07.97	*	*	<b>23,40</b>	1,70	<b>34,20</b>	*	20,1	3,5
09.06.98	0,20	0,20	0,30	0,20	*	*	30,8	3,5
20.06.98	0,90	1,90	5,10	0,50	*	*	35,8	3,5
30.07.98	0,40	2,70	0,90	2,00	*	*	5,4	3,5
09.09.98	0,30	3,20	10,70	11,70	*	*	29,9	3,5
08.10.98	0,70	2,80	9,80	<b>29,90</b>	*	*	24,0	0
15.06.99	0,03	0,08	0,3	0,04	*	*	19,5	3,5
31.07.99	0,03	2,10	0,90	3,30	*	0,20	5,7	3,5
12.10.99	0,04	0,21	0,8	3,90	*	0,14	15,5	3,5

**Vedlegg 5.** Total biomasse (mg dw\*m-3) for småkreps i drivprøver i Stjørdalselva (st. 4-8), Funna og Dalåa i perioden 1995-1999. \*= registrert, men små mengder

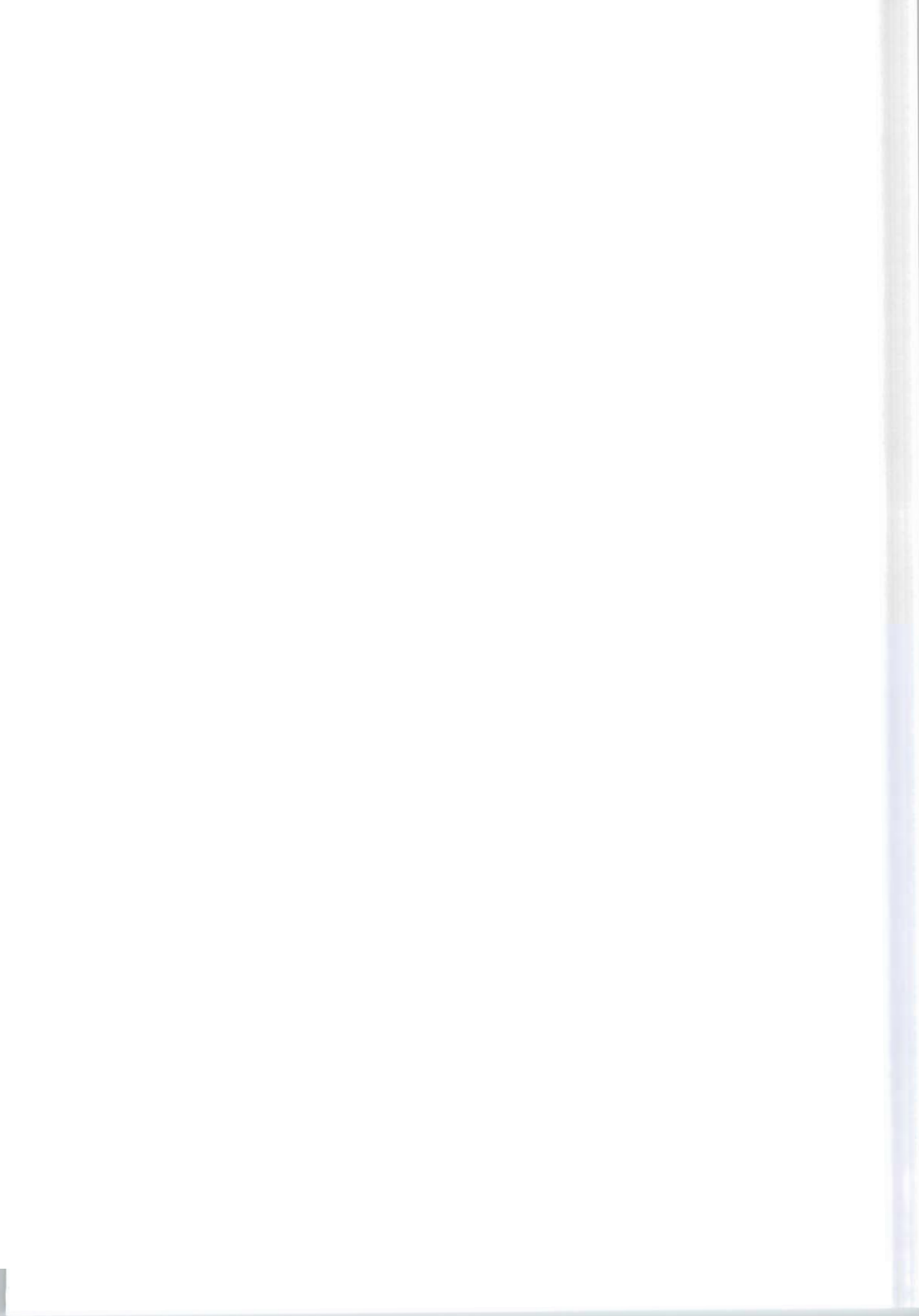
Kategorier	St. 4	St. 6	St. 7b	St. 8	Funna	Dalåa st. 1
<b>Cladocera</b>						
<i>Holopedium gibberum</i>	0,02	0,04	3,11	0,89	2,13	0,00
<i>Daphnia galeata</i>	0,04	0,83	2,70	8,99	0,29	0,01
<i>Bosmina longispina</i>	2,08	13,39	46,20	43,71	35,71	0,15
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0,00	0,00	0,24	0,00	0,09	0,00
<i>Acroperus elongatus</i>	0,01	0,10	0,02	0,01	0,00	0,10
<i>Alona</i> sp.	0,02	0,01	0,10	0,03	0,01	0,00
<i>Chydorus</i> sp.	0,01	0,07	0,07	0,09	0,00	0,01
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
<i>Polyphemus pediculus</i>	*	*	*	0,00	0,00	0,00
<b>Copepoda</b>						
<i>Hetercope saliens</i>	0,00	0,18	0,75	0,75	0,57	0,00
<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	0,02	0,02	0,16	0,19	0,00	0,00
<i>Acanthodiapt. denticornis</i>	0,00	0,20	0,34	1,58	0,00	0,00
Diaptomidae cop. indet.	0,00	0,01	0,04	0,01	0,13	0,00
Diaptomidae nauplii	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclops scutifer</i>	0,20	1,38	6,73	3,61	4,97	0,00
<i>Cyclops scutifer</i> cop.	0,05	0,46	2,76	5,01	1,53	0,01
Cyclopidae nauplii indet.	0,05	0,22	0,80	0,77	0,28	0,01
Harpacticoidae indet.	0,00	0,01	0,04	0,04	0,01	0,00
<b>Sum</b>	<b>2,50</b>	<b>16,93</b>	<b>64,05</b>	<b>65,68</b>	<b>45,72</b>	<b>0,30</b>

**Vedlegg 6.** Totalt antall bunndyr og antall dyr/m<sup>3</sup> i drivprøvene fra Stjørdalselva (st 4-8), Funna og Dalåa i 1995-1999.

	St 4 dyr/m <sup>3</sup>		St. 6 dyr/m <sup>3</sup>		St. 7b dyr/m <sup>3</sup>		St. 8 dyr/m <sup>3</sup>		Funna dyr/m <sup>3</sup>		Dalåa dyr/m <sup>3</sup>	
Ephemeroptera	25	3,1	59	6,6	70	5,0	77	5,5	13	2,2	29	14,5
Plecoptera	9	1,1	10	1,1	20	1,4	73	5,2	7	1,2	61	30,5
Trichoptera	0	0,0	2	0,2	3	0,2	5	0,4	0	0,0	1	0,5
Nematoda	2	0,3	8	0,9	19	1,4	28	2,0	7	1,2	1	0,5
Oligochaeta	10	1,3	25	2,8	72	5,1	107	7,6	21	3,5	5	2,5
Elmidae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,2	0	0,0	0	0,0
Coleoptera l. Indet.	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Simuliidae	5	0,6	12	1,3	22	1,6	16	1,1	3	0,5	0	0,0
Chironomidae	216	27,0	329	36,6	649	46,4	1000	71,4	180	30,0	324	162,0
Ceratopogonidae	0	0,0	0	0,0	1	0,1	7	0,5	0	0,0	0	0,0
Tipulidae	0	0,0	5	0,6	10	0,7	2	0,1	0	0,0	0	0,0
Diptera l. Indet	0	0,0	1	0,1	6	0,4	5	0,4	1	0,2	1	0,5
Hydracarina	23	2,9	28	3,1	29	2,1	26	1,9	10	1,7	8	4,0
Collembola	7	0,9	30	3,3	38	2,7	16	1,1	6	1,0	4	2,0
Overflateinsekt	30	3,8	47	5,2	48	3,4	29	2,1	10	1,7	1	0,5
<b>Sum</b>	<b>327</b>	<b>40,9</b>	<b>556</b>	<b>61,8</b>	<b>989</b>	<b>70,6</b>	<b>1394</b>	<b>99,6</b>	<b>258</b>	<b>43,0</b>	<b>435</b>	<b>217,5</b>

**Vedlegg 7. Sammenheng mellom endring i miljøvariabler og endring i smoltutgang av laks og ørretsmolt 1991 -1994 (Chi – Square test).**

Sammenheng endring i miljøvariabler endring i smoltutgang av laks og ørretsmolt 1991 -1999 (Chi test)	Laks				Ørret			
	Continuity Correction		Pearson's R / Spearman Corr		Continuity Correction		Pearson's R / Spearman Corr	
	Chi Square	Sign p	Verdi	Sign p	Chi Square	Sign p	Verdi	Sign p
<b>Total materialet</b> endring vannf endring temp	51,986 3,014	0 0,083	0,396 -0,101	0 0,065	28,877 1,317	0 0,251	0,338 -0,079	0 0,204
<b>1991</b> endring vannf endring temp	3,229 0,134	0,072 0,714	0,396 -0,134	0,03 0,481	2,495 0	0,114 1	0,381 -0,045	0,05 0,825
<b>1992</b> endring vannf endring temp	1,553 0	0,213 1	0,289 -0,22	0,115 0,905	1,65 0,015	0,199 0,903	0,365 -0,121	0,095 0,592
<b>1993</b> endring vannf endring temp	2,203 0,504	0,138 0,478	0,293 0,166	0,071 0,313	0,066 3,5	0,798 0,061	0,111 0,349	0,544 0,025
<b>1994</b> endring vannf endring temp	5,436 7,427	0,02 0,006	0,483 -0,556	0,006 0,001	5,029 0,093	0,025 0,761	0,496 -0,131	0,007 0,507
<b>1995</b> endring vannf endring temp	1,013 2,813	0,314 0,094	0,224 0,335	0,190 0,046	0 0,001	1 0,976	-0,012 0,083	0,954 0,686
<b>1996</b> endring vannf endring temp	12,89 5,484	0 0,019	0,61 -0,415	0 0,007	5,172 5,074	0,023 0,024	0,422 -0,418	0,008 0,009
<b>1997</b> endring vannf endring temp	7,736 0,027	0,005 0,87	0,449 -0,069	0,002 0,647	10,697 0,896	0,001 0,344	0,611 -0,22	0 0,204
<b>1998</b> endring vannf endring temp	7,249 0,18	0,007 0,671	0,441 -0,109	0,002 0,471	1,95 0	0,163 1	0,338 -0,011	0,079 0,956
<b>1999</b> endring vannf endring temp	5,964 0,104	0,015 0,748	0,456 -0,112	0,005 0,508	1,994 0,334	0,158 0,563	0,357 -0,195	0,073 0,34



- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storstvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer -en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunndyrsundersøkelser; Preliminærreport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, *Salmo salar* L. og ørret, *Salmo trutta* L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storstvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forra-vassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyningvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbilologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruedrift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbilologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Froøyene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperiment-sjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med bruker-veiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørn-sau i Sanddøladalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storstvatn og Utsetelva, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørlø, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos *Triturus vulgaris* (L.), salamander, og *T. cristatus* (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbilologi i Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinneleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbilologisk undersøkelse i Grøuvassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjøllådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsen 1970-72. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et program-system for foredling og informasjonsuttrekking av materiale samlet inn med datalogger. 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjøm, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnestjøen, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammendrag og slutt-rapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.

- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Salt-dalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelt- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbilologiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbeltområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, somrene 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i tre vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misvær-vassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbeltutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfauunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vestre Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoormrådet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbilologi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbilologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. 52 s.
- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. (LFI-46). 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
- 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøvassdraget (bl.a. Svartsvytvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoormrådet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørlivassdraget 1979. 52 s.
- 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
- 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
- 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørlivassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
- 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
- 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunddal kommune, sommaren 1979. 29 s.
- 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
- 10 Nøst, T. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
- 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
- 12 Nøst, T. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
- 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
- 14 Nøst, T. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
- 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
- 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
- 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
- 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
- 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydro-

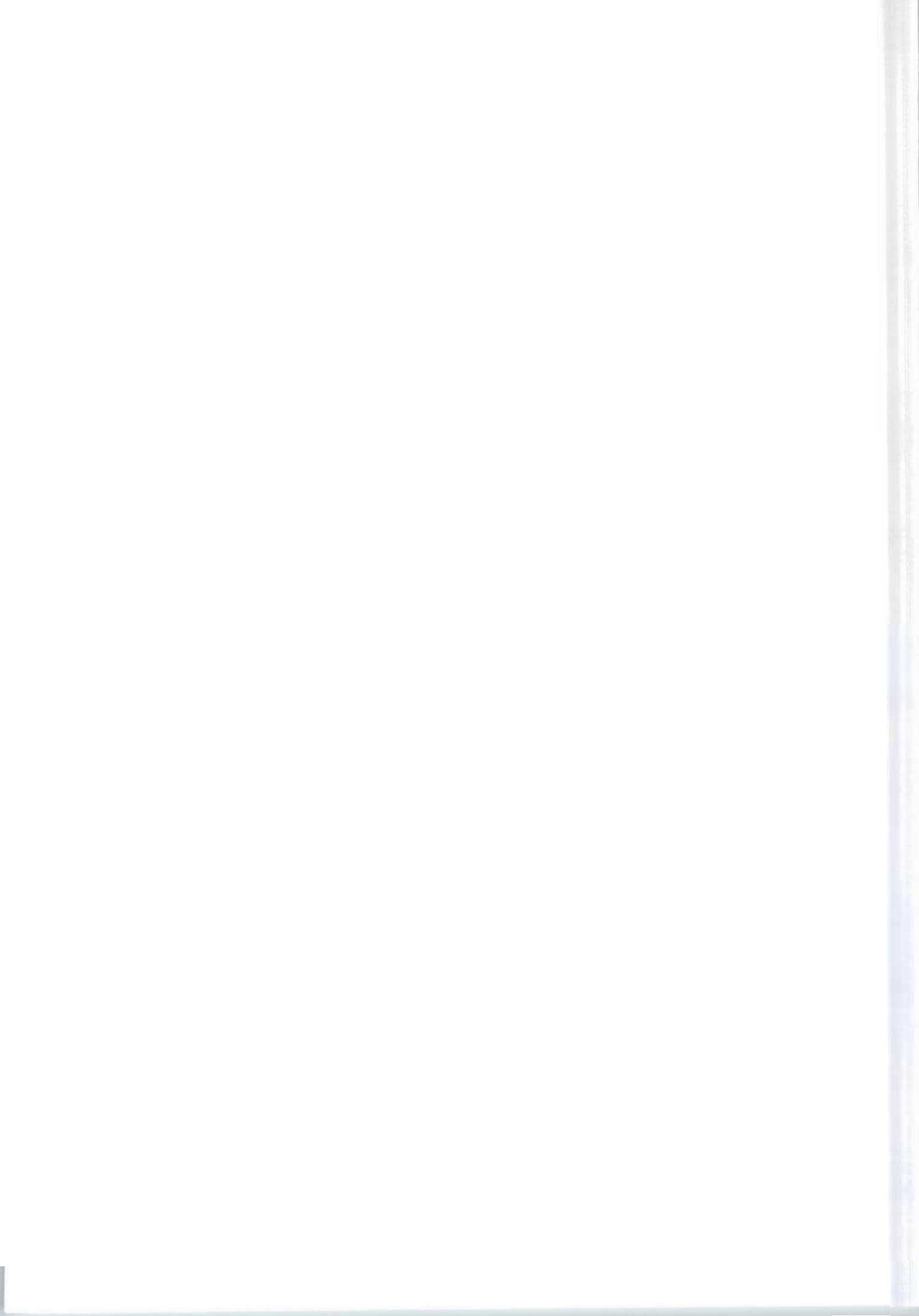


- grafiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
- 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbillogiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
- 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
- 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbillogiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
- 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbillogiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
- 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbillogiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.
- 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbillogiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
- 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
- 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemi, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
- 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
- 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla-/Luruvasdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
- 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalvassdraget og Grytneselva, Nesset kommune, i samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
- 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvasdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfanistiske undersøkelser i Meisalvassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumasvassdraget 1982. 74 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
- 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chirono-midae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
- 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
- 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumasvassdraget 1982 og 1983. 74 s.
- 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormsetområdet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumasvassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
- 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
- 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelser i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
- 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
- 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumasvassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983 - november 1983. 27 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.
- VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE
- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanddybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
- 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.
- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsekologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken og virkninger av bruken. 54 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 50 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Granavatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
- 3 Dolmen, D. Ferskvannsbillogiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 21 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befarings

- karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
- 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på forsynings- og jordbruksområdene. (LFI-79). 71 s.
- 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
- 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbiologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland. 98 s.
- 6 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
- 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Situasjonen før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alternativ produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnavassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
- 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.
- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.
- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glommfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
- 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk arts mangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitater innen Trondheim Bymark. 37 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.
- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
- 3 Thingstad, P.G. Konesjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
- 4 Tømmeraaas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
- 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
- 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser av Tvedalen-området, Larvik: Ferskvannsfauna, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsted, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
- 8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over Svaet. 41 s.
- 9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.
- 1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndalselva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
- 2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyestikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet i Trondheim. En oppsummering av utviklingen i perioden 1977-1994, med spesiell omtale av forholdene i 1994. 27 s.
- 4 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. (LFI-93). 30 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990-1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. (LFI-94). 86 s.
- 6 Dolmen, D. (red.). Ferskvannslokaliteter og verneverdi. (LFI-95). 105 s.
- 1996-1 Dolmen, D. Invertebrat- og amfibiefaunaen i dammer rundt Fjergen og i Teveldalen, Meråker. (LFI-96). 28 s.
- 2 Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Berg, T. & Dalen, T. Fiskebestander og næringsgrunnlag i Vir'dnejav'ri og Ladnetjav'ri, Kautokeino kommune, 8 år etter regulering. 43 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. (LFI-97). 22 s.
- 4 Bolghaug, C. & Dolmen, D. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. (LFI-98). 38 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, myss og bunndyr og fisk. (LFI-99). 63 s.
- 6 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebestandene i Gjevilvatnet i 1995: Status og utvikling. (LFI-100). 25 s.
- 7 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Isvatnet, Lille Isvatnet, Rundtuvatnet og Trolldalsvatnet, Rana kommune, Nordland. (LFI-101). 27 s.
- 1997-1 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i øvre del av Åbjøravassdraget i 1995, 15 år etter regulering. (LFI-102). 43 s.
- 2 Thingstad, P.G. & Hokstad, S. Konsekvenser for vannfugl og marin bunndyrfauna av en eventuell bru og veifylling over Ramsarområdet i Kråkvågsvaet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 50 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ogna og Figgå, Steinkjer kommune. (LFI-103). 29 s.
- 4 Dolmen, D. & Winge, K. Boasneglen (*Limax maximus*) og iberiasneglen (*Arion lucitanicus*) i Norge; utbredelse, spredning og skadevirkninger. (LFI-104). 24 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. (LFI-105). 37 s.
- 6 Dolmen, D. & Kleiven, E. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 1. (LFI-106). 27 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I. & Brodtkorb, E. Fiskebestandene i Nidelva ovenfor lakseførende del, 1984-85. (LFI-107). 31 s.
- 8 Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hanssen, O. Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. (LFI-108). 48 s.
- 9 Thingstad, P.G. Bærekraftig skogforvaltning og biologisk mangfold innen boreal barskog. Ornitologisk delprosjekt i Trondheim Bymark 1996. 34 s.
- 10 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995.

Del II. Forholdene etter regulering. (LFI-109). 46 s.

- 1998-1 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Telemetristudier over gyte-  
vandrende ørret fra Randsfjorden i Dokka/Etna, Oppland,  
1997. (LFI-110). 31 s.
- 2 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Registrerte gytelokaliteter for  
storørret i Gudbrandsdalslågen og Gausa med sideelver.  
(LFI-111). 28 s.
- 3 Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. Fiskebiologiske undersøkelser  
i Storvatnet, Rissa og Leksvik kommuner, Sør-Trøndelag.  
(LFI 112). 25 s.
1999. Ingen rapporter utgitt.
- 2000-1 Koksvik, J. Prøvefiske i Lille Jonsvatn, Trondheim kom-  
mune, 1999. 21 s.
- 2 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Telemetristudier over gyte-  
vandrende storørret fra Randsfjorden og opp i Etna og  
Dokka, Oppland. Oppsummering av resultatene fra 1997  
og 1998. (LFI-113). 25 s.
- 3 Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J. &  
Urke, H.A. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva  
1990-1999. Del 1. Vassdragsregulering, hydrografi, bunn-  
dyr, ungfisktettheter og smolt. (LFI-114). 91 s.



## Rapportserien

«Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie» inneholder stoff fra de fagområdene som Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer i hovedsak stoff fra oppdragsprosjekter og andre undersøkelser og forskning utført ved Vitenskapsmuseet. Det tas også inn foredrag, utredninger o.l. som angår museets arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien startet i 1974, og det finnes parallelle arkeologiske og botaniske serier fra Vitenskapsmuseet. Serien har tidligere skiftet navn: «K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser.» (1974-86), og fra 1987 «Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie».

### Til forfatterne

#### Manuskripter

Manuskripter bør leveres som papirutskrift og som tekstfil på PC format, skrevet i Word Perfect eller Word. Vitenskapelige slekts- og artsnavn kursiveres. Manuskripter til rapportserien skal skrives på norsk, unntatt abstract (se nedenfor). Unntaksvis, og etter avtale med redaktøren, kan manuskripter på engelsk bli tatt inn i serien. Tekstfilen(e) skal inneholde en ren «brødtekst», dvs. med færrest mulig formateringskoder. Hovedoverskrifter skal skrives med store bokstaver, de øvrige overskrifter med små bokstaver. Manuskriptet skal omfatte:

1. Eget ark med manuskriptets tittel og forfatterens/forfatterens navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat på norsk på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens/forfatterens navn og adresse(r). Dersom et hefte inneholder flere selvstendige bidrag/artikler, skal hvert av disse ha referat og abstract.
3. Et abstract på engelsk som er en oversettelse av det norske referatet.

#### Manuskriptet bør for øvrig inneholde:

4. Et forord som ikke overstiger en trykkside. Forordet kan gi bakgrunnen for arbeidet det rapporteres fra, opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekt- og programtilknytning, økonomisk og annen støtte, institusjoner og enkeltpersoner som bør takkes osv.
5. En innledning som gjør rede for den faglige problemstillingen og arbeidsgangen i undersøkelsen.
6. En innholdsfortegnelse som viser stoffets inndeling i kapitler og underkapitler.
7. Et sammendrag av innholdet. Sammendraget bør ikke overstige 3 % av det øvrige manuskriptet. I spesielle tilfeller kan det i tillegg også tas med et «summary» på engelsk.
8. Tabeller og figurer leveres på separate ark og skrives i egne filer. I teksten henvises de til som «Tabell 1», «Figur 1» osv.

## Litteraturhenvisninger

En oversikt over litteratur som det er henvist til i manuskriptteksten samles bakerst i manuskriptet under overskriften «Litteratur». Henvisninger i teksten gis som Haftorn (1971), Arnekleiv & Haug (1996) eller, dersom det er flere enn to forfattere, som Sæther et al. (1981). Om det blir vist til flere arbeider, angis det som «som flere forfattere rapporterer (Haftorn 1971, Thingstad et al. 1995, Arnekleiv & Haug 1996,»), dvs. forfatterne nevnes i kronologisk orden, uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlisten ordnes i alfabetisk rekkefølge: det norske alfabetet følges: aa = å (utenom for nederlandske, finske og etniske navn), ö = ø osv. Flere arbeid av samme forfatter i samme år angis ved a, b, osv. (Elven 1978a, b). Ved lik alfabetisk prioritet går to forfattere foran tre eller flere («et al.»).

### Eksempler:

#### Tidsskrift/serie

Slagsvold, T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. – *Ornis Scand.* 8: 197-222.

Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. – *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1996, 3: 1-22.

#### Kapittel

Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plants and animal populations in theory and practice. s. 71-112 i Hansson, L. (red.). *Ecological principles of nature conservation.* – Elsevier Appl. Sci., London.

#### Monografi/bok

Kjelsaas, M.B. 1995. Tilbud og valg av næringsdyr hos laksunger (*Salmo salar* L.) i Gaula. – Cand.scient. oppgave i ferskvannøkologi. Universitetet i Trondheim, Zoologisk institutt, AVH. 32 s. Upubl.

Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler.* – Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.

#### Illustrasjoner

Figurer (i form av fotografier, tegninger osv.) leveres separat, på egne ark, dvs. de skal ikke inkluderes eller monteres i brødteksten. På papirutskriften av manuskriptet skal det i venstre marg angis hvor i teksten figurene ønskes plassert. Strekkfigurer, kartutsnitt o.l. figurer skal være trykkeferdige fra forfatterens hånd. Skal rapporten inneholde fargebilder, bør originale lysbilder (dias) leveres med manuskriptet.

#### Opplag

Rapporten trykkes vanligvis i et opplag på 200-400 eksemplarer.

---

#### Utgiver

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)  
Vitenskapsmuseet  
7004 Trondheim  
Telefon 73 59 22 80  
Telefax 73 59 22 95

#### Forsidebilder

Hovedbilde: Buavatnet,  
Möldelva Verran  
(Foto: J.V. Arnekleiv)

Grønnstilk, *Tringa glareola*  
(Foto: P.G. Thingstad)

Døgnfluelarve, *Siphonurus* sp.  
(Foto: P.E. Fredriksen)

Ørret, *Salmo salar*  
(Foto: J.V. Arnekleiv)



ISBN 82-7126-604-7  
ISSN 0802-0833