

392

OPPDRAKSMELDING

Ny forbitappingsventil
i Alta kraftverk:
betydning for laksebestanden

Torbjørn Forseth
Tor F. Næsje
Arne J. Jensen
Laila Saksgård
Nils Arne Hvidsten



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Ny forbitappingsventil
i Alta kraftverk:
betydning for laksebestanden

Torbjørn Forseth
Tor F. Næsje
Arne J. Jensen
Laila Saksgård
Nils Arne Hvidsten

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. - NINA Oppdragsmelding 392: 1-28.

Trondheim, februar 1996

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0646-3

Forvaltningsområde:

Naturinngrep - vassdrag

Impact on aquatic ecosystems

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 75

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

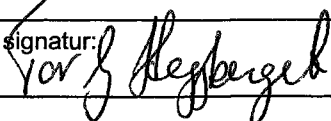
Tel: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13500 Alta-Kautokeino-vassdraget

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Statkraft Engineering

Referat

Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. - NINA Oppdragsmelding 392: 1-28.

Tettheten av ungfisk og fangst av voksen laks i den øvre delen av Altaelva (Sautso) har gått kraftig tilbake etter at kraftverket i Alta ble tatt i bruk i 1987. En sannsynlig årsak til nedgangen er at laksunger strander og dør når ett eller begge aggregatene i kraftverket faller ut, vannføringen i elva synker brått og store arealer tørrlegges. I dag er det montert en forbitappingsventil i kraftverket med en kapasitet på $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Denne ventilen kan etter 5 minutter kompensere for $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Kraftverkets to aggregater er på $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ og $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ og det har dermed en total kapasitet på $99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Er driftsvannføringen i kraftverket større enn $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ når utfall skjer, må overskytende vannmengde slippes fra en omløpsventil i dammen, som ligger ca. 2,5 km lenger opp. Det tar ca. 30 minutter før dette vannet når ned til den lakseførende delen av elva. Denne forsinkelsen gjør at langt flere laksunger dør enn om vannet hadde vært sluppet fra selve kraftverket. NINA har i denne rapporten vurdert vilken betydning en ekstra forbitappingsventil vil ha for laksen i Altaelva. To ventilalternativer ($33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ og $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$) er vurdert.

Tettheten av ungfisk har avtatt sterkt (ca. 85 %) i Sautso etter regulering, men er uendret eller har økt lenger ned i elva. Utbyggingen har også ført til en negativ fangstutvikling for voksen laks i Sautso, både for storlaks og smålaks. For storlaks er det en reell nedgang i antall, mens det for smålaks er en relativ tilbakegang sammenlignet med de andre kortsonene i elva. Denne nedgangen skyldes forhold på elva, mest sannsynlig økt dødelighet på ungfiskstadiet.

En av de viktigste årsakene til nedgang i tetthet av laksunger i Sautso er trolig dødelighet ved stranding som følge av utfall av kraftverkets aggregater. I tillegg kommer stranding som følge av andre irregulære vannstandsendringer. De fleste år har det vært en relativt kraftig reduksjon i vannføringen i april. Dette skjer i forbindelse med at magasinet tømmes før vårflommen og reduserer trolig vinteroverlevelsen til ungfisk. Økt algebegroing, svikt i rekrutteringen og redusert næringstilgang kan også ha bidratt til tetthetsreduksjonen. Produksjonsgrunnlaget for laksungene i øvre del av elva er trolig redusert ved at dammen i Sautso medfører begrensede muligheter for drift av bunndyr ned til den lakseførende delen. Det er imidlertid ikke påvist noen klar endring i tetthet av bunndyr i Sautso etter regulering. Dette kan ha sammenheng med kraftig reduksjon i tetthet av laksunger og dermed redusert beitetrykk fra fisken. Vanntemperaturen i Sautso er redusert i juni, juli og

første halvdel av august, men har økt resten av sesongen. Dette har ført til at laksungene de fleste år vokser noe dårligere enn før regulering. Den reduserte veksten kan imidlertid ikke forklare den store nedgangen i tetthet.

En ny forbitappingsventil på $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ i tillegg til dagens ventil vil ha stor positiv betydning for laksebestanden i Sautso fordi en meget høy andel av fisk som strander under dagens forhold kan unngå stranding. Våre simuleringer viser at en slik ventil vil fjerne all stranding knyttet til utfall av aggregat 2 ($66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$) alene, og redde fra 53 til 85 % av fisk som strander ved utfall av begge aggregat.

Dersom en ny $66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ forbitappingsventil blir brukt som forutsatt, vil stranding ved utfall reduseres til et minimum. Gevinsten ved å montere en ny 66 i stedet for en $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil er på mellom 15 og 47 % av fisk som strander ved utfall av begge aggregat. For vannføringer mellom 33 og $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ vil totalt omlag 88 % av fisken unngå stranding med en ny $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil og ekstra besparelse med en $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil blir på 12 %.

Vi vil påpeke at en ny forbitappingsventil ikke vil løse alle problemer for laksebestanden i Sautso. Selv om en ny ventil vil løse problemene knyttet til ordinær stranding ved utfall av aggregater, er det ikke mulig å kompensere for de skader som skjer med ungfisken de første fem minutter etter at kraftverket faller ut, det vil si før forbitappingsventilen er helt åpnet. Erfaringene så langt har også vist at det en rekke ganger har skjedd andre uregelmessigheter ved kjøringen av kraftverket som det ikke har vært kompensert for. I tillegg er det betydelig usikkerhet knyttet til effekten av økt begroing og næringssituasjonen for laksungene.

Emneord: Vassdragsregulering - stranding - algebegroing - vekst - bunndyr - plankton.

Torbjørn Forseth, Tor F. Næsje, Arne J. Jensen, Laila Saksgård og Nils Arne Hvidsten, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten N.A. 1996. The effects of new diversion valves in Alta hydro-power station on the population of Atlantic salmon. NINA Oppdragsmelding 392: 1-28.

Juvenile densities and catches of mature Atlantic salmon have declined drastically in the upper part of River Alta (Sautso) after establishment of the hydro-power station in 1987. The most probable explanation of these reductions is stranding of juveniles after sudden close downs of one or both of the hydro-power aggregates causing sudden reductions in the water discharge in the river below the power station. At present, there is one diversion valve with a capacity of $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ in the power plant. After 5 minutes, this valve can compensate for a drop in water discharge of $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$. The two power aggregates have maximum capacities of 33 and $66 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$. Hence, an additional $66 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ valve is needed for full compensation of maximum drops. Today, if the discharge through the plant exceeds $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ and a close down occur, water must be released from a dam approximately 2.5 km upstream the outlet of the power station. At such incidents a time elapse of approximately 30 minutes will occur before the water reaches the salmon producing section of the river. This delay of water causes increased mortality of juvenile salmon. In the present report, NINA has evaluated the effects on the salmon population of additional diversion valves of 33 or $66 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ placed in the power plant.

After the building of the hydro-power plant in 1987, densities of juvenile salmon have decreased significantly (ca 85 %) in the Sautso area. In lower parts of the river, densities of presmolt salmon remain unchanged or have increased. Another effect of the power plant is reduced catches of salmon in sport fisheries. Catches of one-sea-winter salmon have declined relative to catches in lower regions of the river, while catches of three-sea-winter fish in Sautso have decline in absolute numbers. This negative development in catches are probably caused by increased mortality in juvenile stages.

We conclude that the most important cause of increased mortality in juvenile stages is stranding caused by fallouts of the hydro-power aggregates. In addition stranding occurs as the result of other irregularities in the power station. Other possible causes are reduced egg and juvenile survival caused by large drops in the water discharge during April in most years, habitat destruction due to increased growth of algae, reduced recruitment and decreased food production. It is possible that fish production has been reduced as the result of decreased drift of invertebrates after the reservoir was established. Field studi-

es have not revealed any decrease in densities of benthos in Sautso. It should be noted, however, that the predation pressure on benthos has declined due to lower densities of juvenile fish. In Sautso, lowered water temperatures in June, July, and first part of August have caused reduced growth of juveniles in most years since 1987, but not to such an extent that one should expect reduced juvenile densities.

A new diversion valve with $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ capacity would significantly reduce mortality due to stranding. Modelling have shown that most fish stranding after fallouts of the $66 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ aggregate would be saved. If fallouts of both aggregates occur, 53 to 85 % of fish stranding would be saved.

If a new $66 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ diversion valve is installed, and properly operated, stranding as a result of fallouts of aggregates would be little or non existent. Benefits from installing a 66 rather than a $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ valve are a reduction in stranding mortality between 15 and 47 % after fallouts of both aggregates. Installation of a $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ valve will save approximately 88 % of the fish at water discharges between 33 and $99 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$. An additional 12 % will be saved if the $33 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ valve is replaced with a valve with capacity of $66 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$.

We emphasise that a new diversion valve in Alta hydro-power station will not solve all problems for the salmon population in the upper part of River Alta. Stranding will still occur during the first 5 minutes after fallouts of aggregates, i.e. before the diversion valves are fully opened. Experience from the operation of the power station have shown a number of irregular incidents. During these episodes there have been non or delayed compensations for drops in water discharges. Finally, there are uncertainties connected to the effects of increased algae growth and production of food for juvenile Atlantic salmon.

Key words: Hydro-power development - stranding - growth of algae - growth - zoobenthos - zooplankton.

Torbjørn Forseth, Tor F. Næsje, Arne J. Jensen, Laila Saksgård & Nils Arne Hvidsten. Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk 12/12-95 i oppdrag av Statkraft Engineering å utrede behovet for og effekten av alternative forbitappingsventiler i Alta kraftverk. Etter avtale med Statkraft Engineering skal NINA i sin vurdering konsentrere seg om den betydning ulike ventilløsninger har for fiskebestanden. Statkraft Engineering skal parallelt utarbeide en rapport som gjennomgår hydrologiske forhold knyttet til NINA's rapport.

For di rapporten omhandler viktige elementer for det nye manøvreringsreglementet for Alta kraftverk som er under behandling, fikk vi en kort frist for ferdigstilling. Frist for levering av rapport ble satt til 27/1-1996.

Mye av rapporten er basert på data innsamlet i NINA's undersøkelser i Alta-vassdraget før og etter utbyggingen og fangstopp-gaver fra Alta laksefiskeri interessentskap. Vi takker alle som på ulike måter har bidratt i innsamlingen av materiale, og retter en spesiell takk til Jon Håvar Haukland, Statskog Alta, som bidro med verdifulle innspill under arbeidet med rapporten. Vi takker også for godt samarbeid med Roar Edvard Sæbø og Kjell Saksgård, Statkraft Engineering.

Vi takker Statkraft Engineering for oppdraget.

Trondheim 27/1-96

Tor G. Heggberget
Forskningssjef

Innhold

Referat	3
Abstract.....	4
Forord	5
1 Bakgrunn	6
2 Status for laksebestanden	7
2.1 Produksjonsgrunnlag - bunn- fauna og planktondriv.....	7
2.2 Ungfiskproduksjon	7
2.3 Vekst hos ungfisk.....	9
2.4 Ernæring hos ungfisk.....	13
2.5 Voksenfisk	13
3 Årsaker til endringene.....	17
3.1 Mulige årsakssammenhenger.....	17
3.2 Vannstandsendringer og fiskeproduksjon....	19
4 Evaluering av kompensasjonsalternativene	20
4.1 Risikoevaluering	20
4.2 Tørrlagte arealer ved utfall av aggregater ...	22
4.3 Stranding.....	23
5 Konklusjoner.....	27
6 Litteratur	27

1 Bakgrunn

I forbindelse med søknad fra Statkraft SF om varig manøvreringsreglement for Alta kraftverk (Statkraft 1995) er det blitt reist spørsmål om nødvendighet, effekt og nytte av ulike løsninger for å kompensere for vannføringsreduksjoner som følge av utfall av ett eller begge av kraftverkets aggregater. Det har vært fokusert på følgende problemstillinger:

- 1 Er det nødvendig med ny forbitappingsventil i Alta kraftverk, eller gir dagens løsning med en $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil i kraftstasjonen og en om-løpsventil i kraftverksdammen tilstrekkelig kompensasjon ved utfall ?
- 2 Dersom dagens løsning er utilstrekkelig, vil en ny $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil være tilstrekkelig eller
- 3 er det nødvendig med en $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil som gir full kompensasjon ved utfall av begge aggregatene?

Hovedformålet med denne rapporten er å analysere disse problemstillingene med utgangspunkt i effekten på fiskebestanden.

Nødvendigheten av økt mulighet for kompensasjon ved utfall av aggregater er sterkt knyttet til regulerings effekt på utviklingen av laksestammen i Altaelva. Vi vil derfor vurdere produksjonsgrunnlaget (driv, bunndyrproduksjon), produksjon av ungfisk (tetthet, vekst og dens relasjon til temperatur, ernæring) og tilbakevandring av voksen fisk (fangst, fangsttinnings). Rapporten er basert på videre bearbeiding av tilgjengelig materiale fra de fiskeribiologiske undersøkelsene som NINA utfører i Altaelva, samt aktuelt materiale om reguleringen stilt til disposisjon av Statkraft Engineering.

Vi vil i denne rapporten gjennomgå og drøfte mulige årsaker til endringer i fiskepopulasjonen i øvre del av den lakseførende strekningen i Altaelva (Sautso). Vekt vil bli lagt på problemer knyttet til stranding av laks ved utfall av aggregater fordi dette representerer en av hovedhypotesene for redusert ungfisktetthet i Sautso. Det er gjennomført få undersøkelser av stranding i Norge, men i amerikanske vassdrag er det gjennomført en rekke studier (oppsummert i Hunter 1992). Denne litteraturen gir generell informasjon om under hvilke betingelser stranding oppstår, hvilke arter og aldersgrupper som rammes og omfanget av dette problemet.

For å kunne evaluere ulike tiltak er det viktig å få en oversikt over hyppigheten av aggregatutfall som ikke kan kompenseres ved tiltaksalternativene. En slik risikovurdering tar utgangspunkt i antall dager pr år man ikke kan kompensere fullt ut med dagens forbitappingsventil, og eventuelt med en ny $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$

forbitappingsventil. Gitt at det ikke oppstår driftstekniske problemer, vil en ny $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil gi full kompensasjon under alle driftsforhold. Vi ser i all hovedsak bort fra vintersituasjonen når bare det minste aggregatet ($33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$) er i drift, og full kompensasjon alltid er mulig med den forbitappingsventil som allerede er montert i kraftverket.

Vi vil vurdere konsekvensen av ulike utfallscenarier med de to kompensasjons-alternativene. Med utgangspunkt i data fra Statkraft Engineering og NVE vil totalt tørrlagt areal ved ulike utfall bli beregnet for strekningen fra kraftverket og omlag halvegs ned til Sautsovannet (Harestrømmen). Deretter vil vi vurdere sammenhengen mellom tørrlagt areal og stranding ved først å simulere effekten av ulike utfall ved å anta ulike dødelighetsrater for ungfisken, og deretter å bruke data fra den eneste systematiske undersøkelsen av stranding i Norge (Hvidsten 1985) og et strandingsforsøk i Altaelva (Jensen, Koksvik & Karlsen 1992) til å anslå den mest sannsynlige effekten.

2 Status for laksebestanden

2.1 Produksjonsgrunnlag - bunnfauna og planktondriv

Bunnfaunaen i Altaelva har vært undersøkt flere ganger årlig siden 1981 (Huru 1984; Bergersen 1987, 1992; Koksvik 1995). Relative tettheter av bunndyr basert på sparkeprøver i perioden 1981-94 viser ingen klar forandring etter regulering. På enkelte stasjoner (Gargia og Sautso) synes tetthetene å ha økt, men forskjellene er ikke signifikante (Koksvik 1995). Flere arter som var tallrike før regulering, men som på ulike tidspunkt etter regulering var fryktet å ha forsvunnet eller blitt tallmessig sterkt redusert, ser nå ut til å etablere seg igjen. En sammenligning av artsutvalget i 1993-94 med 1980-86 viser små forskjeller.

Før bygging av dammen i Sautso ble det registrert betydelig drift av plankton og bunndyr ut av Virdnejavrre (Jensen 1984). Vannlopper og hoppekreps var de viktigste dyregruppene i drivet. Planktondrivet ut av Virdnejavrre i perioden 15 juni til 15 september ble estimert til ca. 6 tonn i 1980, ca. 16 tonn i 1981 og ca. 4 tonn i 1982. Ca. 25 % av planktondrivet ble funnet igjen i Svartfossen 8 km lengre ned. Resten ble trolig filtrert bort av dyr spesielt tilpasset å leve av driv, slik som nettspinnende vårfluellarver og enkelte arter av fjærmygglarver. I mageprøvene av laksunger i Svartfossen ble det funnet lite planktonkreps. Planktondrivet var likevel viktig for produksjon av laks i og med at drivet ble mat for bunndyr som i sin tur ble mat for fisk. Bunndyra som ble produsert på elvestrekningen fra Virdnejavrre til Svartfossen, hadde trolig stor betydning for fiskeproduksjonen øverst i den lakseførende delen av elva.

Etter at dammen i Sautso ble bygget ble det slutt på drift av bunndyr ut av Virdnejavrre, mens dyreplanktonet fikk en kortere vei ned til den lakseførende delen av elva. Drivprøver som ble samlet inn i Svartfossen i 1988-89 viser at drivet av planktondriv har økt på dette stedet etter regulering. Planktonet tappes nå ut av magasinet sammen med driftsvannet til kraftverket, og slippes ut i Altaelva ca. 1 km ovenfor Svartfossen. På høy vannføring blir det også sluppet vann gjennom omløpsventilen i dammen. Det er ukjent om mengdene av planktondriv som tilføres elva nedstrøms Virdnejavrre har endret seg etter reguleringen.

Til tross for økte mengder av planktondriv i Svartfossen er det ikke registrert noen økning av disse dyregruppene i magene til fisk. Disse krepsdyrene spiller fortsatt en svært liten rolle som mat for laksungene i elva. Men de har sannsynligvis stor betydning som næring for enkelte arter av bunndyr. Det er

trolig etablert en bunnfauna nedenfor utløpet av kraftverket som delvis lever av planktondriv. Disse vil etter hvert drive nedover elva og bli til viktig føde for fisk. Det er imidlertid svært usikkert om dette kompensierer for virkningen av de tapte produksjonsarealene for bunndyr som fantes på strekningen fra Virdnejavrre og ned til den lakseførende delen av Altaelva før reguleringen. Det er ikke påvist noen nedgang i tettheten av bunndyr i Sautso (Koksvik 1995). Tettheten av laksunger har imidlertid gått kraftig tilbake (se senere), og dermed har beitestrykket fra fisk avtatt de siste årene. Selv om tettheten av bunndyr er den samme som før, kan derfor produksjonen av bunndyr ha avtatt i Sautso etter regulering.

2.2 Ungfiskproduksjon

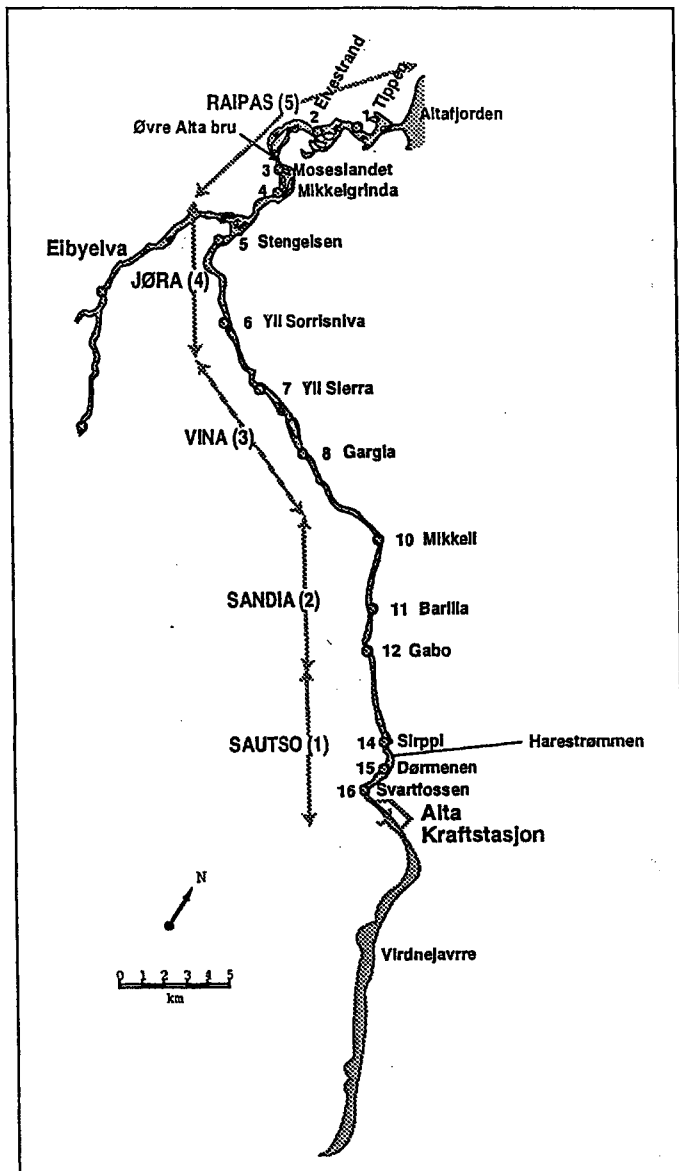
Tettheten av laksunger (1+ og eldre) er estimert tre (unntaksvis to) ganger hvert år fra 1981 til 1994. Estimaten er basert på tre etterfølgende utfiskinger (Zippin 1958; Bohlin 1984) med elektrisk fiskeapparat, og er gjennomført på tilsammen 14 faste stasjoner fordelt på fem soner av elva (figur 1). Årsyngel (0+) er utelatt fra estimatene på grunn av de metodiske problemene knyttet til kvantitativ innsamling av denne aldersgruppen. De resultatene som presenteres nedenfor er fra stasjoner som ved de fleste innsamlinger og under varierende miljøforhold har gitt gode fangster, og dermed sikre estimat.

Fangbarheten av laksunger ved fiske med elektrisk fiskeapparat er sterkt avhengig av miljøforhold under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988; Bohlin et al. 1989). Lysforhold, vannhastighet, vannføring, vannføringssendringer, turbiditet og vanntemperatur er viktige faktorer. Undersøkelser av sammenhengen mellom fangst av laksunger i Altaelva og miljøfaktorer har vist at fangsten er sterkt avhengig av vannføring og vannføringssendringer de siste dagene før innsamlingen (Jensen, Saksgård & Heggberget, manuskript). Det er derfor vanskelig å bruke de estimerte tetthetene direkte for å studere tidstrender i tetthet av lakseunger i Altaelva. For å kunne studere utvikling i tetthet over tid har vi fulgt to strategier.

Den første er en multifaktor tilnærming hvor vi samtidig studerer effekten av ulike miljøvariable og tidsfaktorer. Dette kan gjøres ved multippel regresjon. Vi valgte å se bort fra følgende miljøfaktorer: Lys, fordi vi ikke har god nok informasjon om lysforholdene under fangst og fordi variasjonen her er liten; strømhastighet, fordi variasjonen fanges opp av vannstandvariasjonene; turbiditet, fordi Altaelva svært sjelden blir så farget at det reduserer fangbarheten nevneverdig. Ved å studere sammenhengen mellom alle tetthetsestimaten og de tre gjenværende miljøfaktorene - vannføring, vannføringssendring og vanntemperatur - fant vi at sammenhengene ikke var lineære. Tettheten av fisk

var høyest ved midlere temperaturer, midlere vannføring og ved stabile vannføringer. Vi valgte derfor å lage en multipl polynom modell. Vanntemperatur alene bidro ikke signifikant til å forklare variasjonene i tetthet, og vi brukte derfor følgende modell:

$$\ln(D) = \beta_0 + \beta_1 W_f + \beta_2 W_f + \beta_3 W_f + \beta_4 W_{fe} + \beta_5 W_{fe} + \beta_6 W_{fe} + \beta_7 t$$



Figur 1. Altaelva med stasjoner (1-16) for innsamling av ungfisk og de fem fiskekort-sonene.

hvor D er estimert tetthet, W_f er vannføring ($m^3 \text{ sek}^{-1}$), W_{fe} er vannføringsendring siste 5 døgn før fangst (vannføring 5 dager før fangst relativt til vannføring fangstdagen, dimensjonløs), t er tidspunkt for fangst (år) og β_x er konstanter bestemt ved multipl regresjon. Vi valgte å bruke logaritme (\ln) transformerte verdier for tetthet fordi dette normaliserer datasettet (mindre sensitiv for ekstremverdier) og gir høyere forklaringsgrad i regresjonsanalysene.

På hver stasjon ble multipl regresjonsanalyse gjennomført for alle tetthetsestimater. Tetthetsestimater hvor 95 % konfidensintervallet er større enn estimatet er svært usikre og ble utelatt fra våre beregninger. Ved vannføringer høyere enn $150 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ er fangstene svært små og tetthetsestimaterne også usikre. Estimater gjennomført ved slike vannføringer ble derfor utelatt fra analysene.

Bare resultater fra de stasjonene hvor en eller flere av faktorene bidro signifikant til å forklare variasjonen er tatt med i videre behandling. De to vannføringsvariablene bidro i de fleste tilfeller til å forklare variasjonen i tettheter. Andre- og tredjegradsleddet bidro i varierende grad (tabell 1), og for vannføring bidro bare førstegradsleddet. Det viste seg altså at en lineær sammenheng er tilstrekkelig til å beskrive sammenhengen mellom estimert tetthet og vannføring (når de andre variablene tas i betraktning). År (t) bidro signifikant på tre stasjoner med estimert konstant (β_7) større enn null på stasjon 8 (Gargla) i midtre deler av elva og med negative konstanter på stasjon 15 og 16 i Sautso. På stasjon 15 og 16 forklarte variabelen år henholdsvis 33 og 24 % av variasjonen i estimert tetthet. På stasjon 8 har derfor tettheten økt signifikant med tiden etter 1981. På de to øverste stasjonene har tettheten avtatt signifikant. Tilsvarende regresjoner ble også gjennomført med sum av fangsten på de tre fiskeomgangene, som også er en god indikasjon på tetthet av laksunger. Resultatet ble svært likt regresjonsanalysene gjennomført med tetthetsestimaterne, og ingen av hovedkonklusjonene ble endret.

Den andre strategien vi benyttet for å studere tidstrender i ungfisktetthet var å bruke de utviklede regresjonsmodellene til å korrigere tetthetsestimaterne. Fordelen med denne metodikken er at utviklingen blir enklere å illustrere og man kan studere utviklingen mer i detalj. Korrigeringene ble gjennomført ved først å gjenta regresjonsanalysene uten å ta med tidsvariablen (t), og deretter brukte vi de estimerte parametrene til å beregne en korreksjonsfaktor for tetthetsestimaterne. Korreksjonsfaktoren er gitt av forholdet mellom tetthet estimert ved regresjonsmodellen med **gjennomsnittlig** vannføring og vannføringsendring ved innsamlingene, og estimert med de **observerte** vannføringsforholdene på de aktuelle fangstdagene. Korrigerte tettheter er da gitt av produktet mellom korreksjonsfaktoren og de opprinnelige tetthetsestimater.

Sammenhengen mellom korrigert fisketetthet og tid kan nå studeres ved enkle regresjonsanalyser. For å unngå at regresjonene påvirkes av at antall observasjoner hvert år varierer (ulike antall y -verdier pr x) valgte vi to ulike metoder. Den statistisk mest konservative metoden er å beregne gjennomsnittlig tetthet for hvert år og plote tetthet som en funksjon av år, med en observasjon pr år. En annen tilnærming er å plote

korrigert tetthet som en funksjon av måned. Vi valgte å bruke måned nummer etter juni 1981, som er den første innsamlingsmåneden (måned 0). En slik regresjonsanalyse forutsetter at punktene er uavhengige av hverandre, noe tetthetsestimater innenfor samme år (dvs. samme bestand) strengt tatt ikke er. Den feilen vi i dette tilfellet gjør antas å være liten, og de to metodene skulle samlet kunne gi en god dokumentasjon for tidstrender i ungfisktettheter.

Lineære regresjonsanalyser med henholdsvis år og måned-nummer som uavhengig variabel ga samsvarende resultater (figur 2 og 3). Hovedkonklusjonene er som for multifaktor analysen at ungfisktettheten har økt i midtre deler av elva (stasjon 8), er uendret lengre opp (stasjon 10 og 12) og har avtatt sterkt i Sautso (stasjon 15 og 16). Om man studerer de enkelte punktene rundt regresjonslinjene er det indikasjoner på at tettheten av laks har begynt å avta i anleggsperioden før kraftverket var satt i drift (1987). Det må imidlertid presiseres at våre data ikke er presise nok, og de naturlige variasjonene i ungfisktetthet for stor til at vi kan evaluere dette statistisk.

I henhold til regresjonsanalysene har tettheten av ungfisk i Sautso blitt redusert med ca 85 % fra 1981 til 1994.

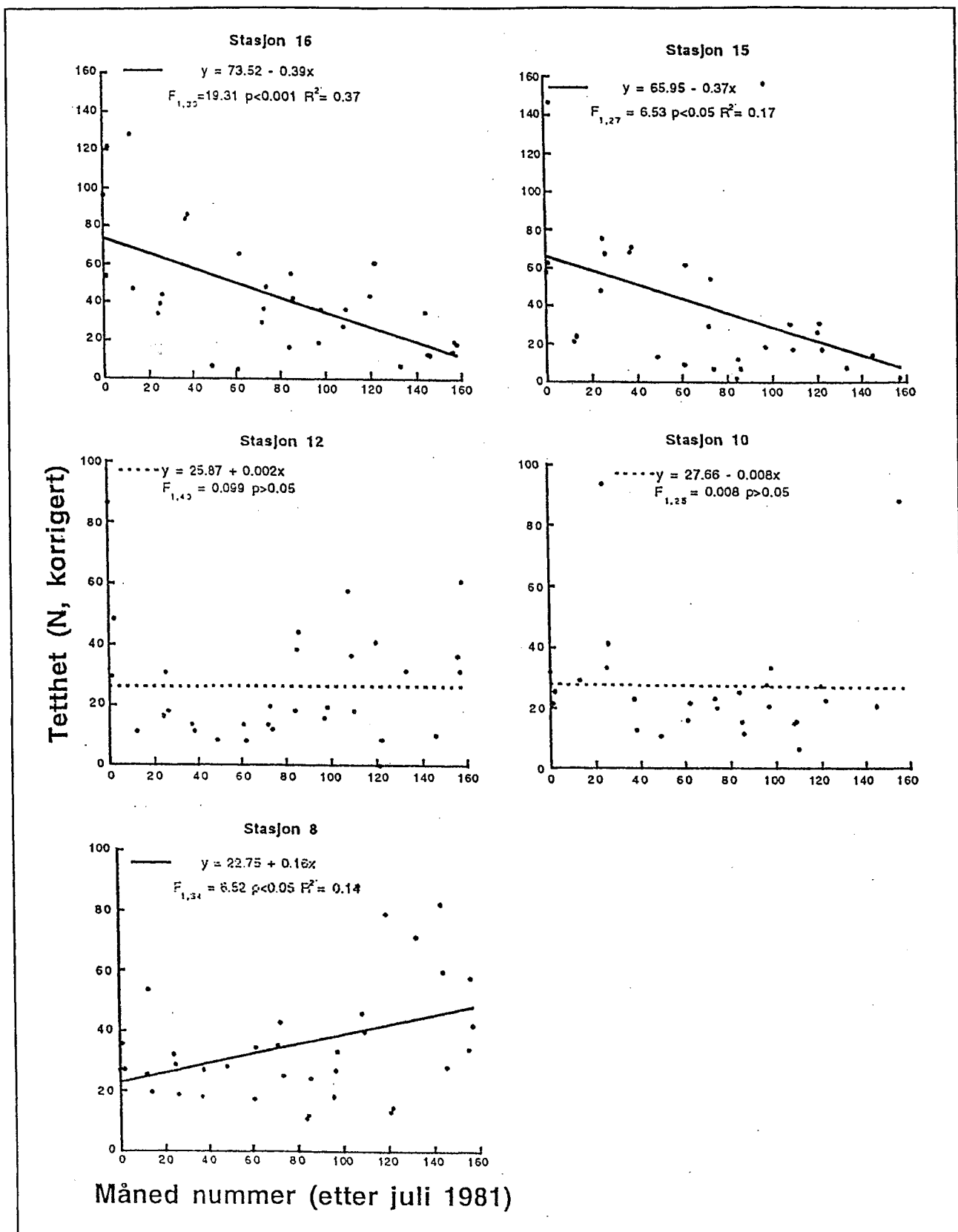
2.3 Vekst hos ungfisk

Saksgård et al. (1992) har beskrevet laksungenes vekst på fire hovedstasjoner (stasjon 4, 8, 12 og 16) i Altaelva i perioden 1981-91. I foreliggende rapport er også materiale fra 1992-94 inkludert. Av tidshensyn har vi her konsentrert oss om laksungenes vekst i Svartfossen (16), mens de øvrige tre hovedstasjonene blir utførligere behandlet i statusrapporten som er under bearbeidelse. Laksungenes vekst har vært noe forskjellig på de fire hovedstasjonene i Altaelva (Saksgård et al. 1992). Veksten har vært best i Svartfossen, både før og etter utbygging. Veksten varierte imidlertid betydelig fra år til år, med god vekst i varme år og dårlig vekst i kalde år.

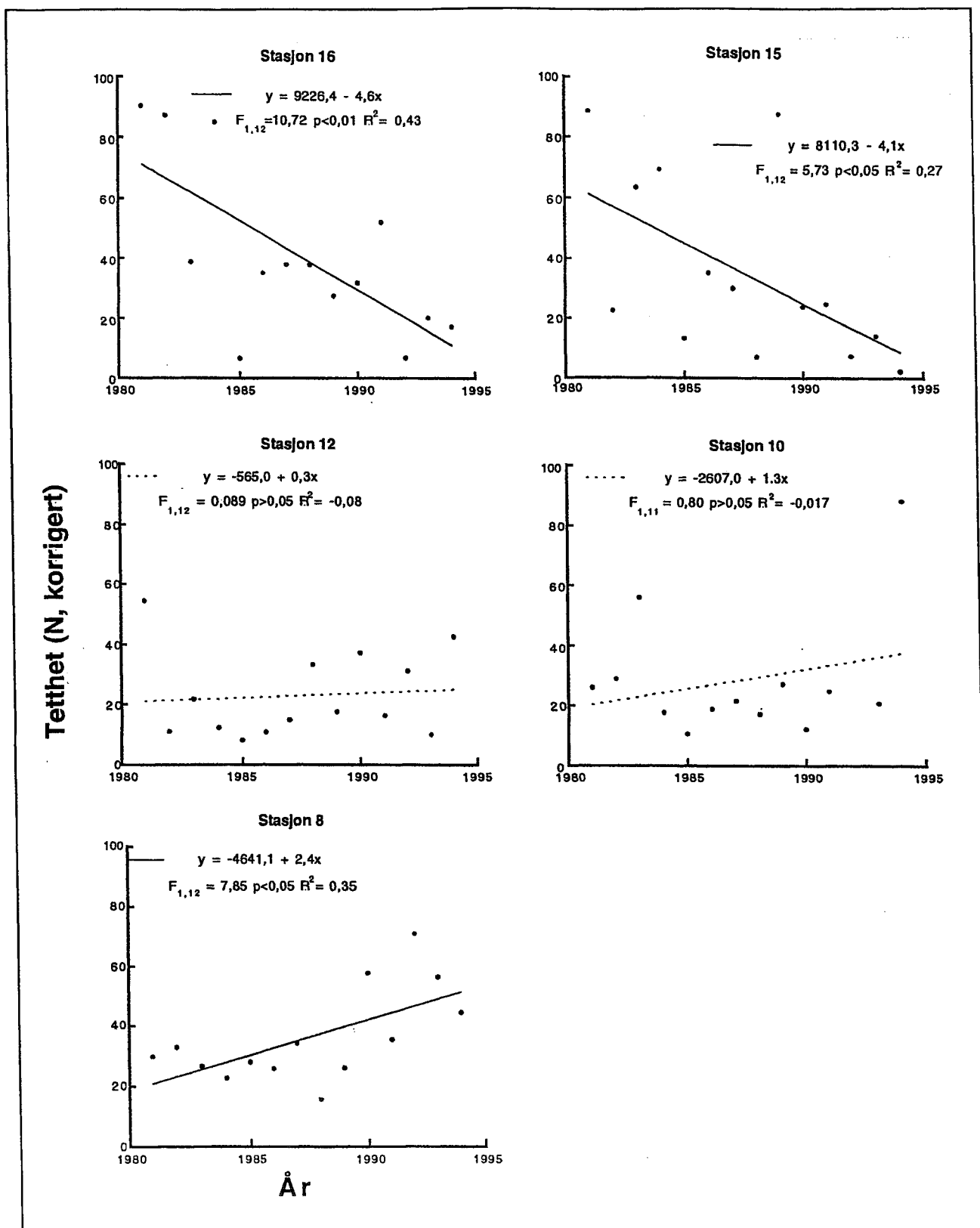
I perioden før utbygging (1981-86) var laksungene i Svartfossen i gjennomsnitt blitt 44 mm etter ett år. Årlig tilvekst for de tre neste aldersgruppene (1+, 2+ og 3+) var henholdsvis 29, 27 og 23 mm. I de første årene etter utbygging (1987-91) var veksten av laksunger i Altaelva bedre enn i perioden før utbygging. Dette gjaldt spesielt for eldre laksunger. Saksgård et al. (1992) påviste at dette i stor grad skyldes at tre påfølgende år (1988, 1989 og 1990) var betydelig varmere enn gjennomsnittet. Gjennomsnittlig årlig tilvekst for 1+, 2+ og 3+ laks i årene 1988-90 var henholdsvis 33, 34 og 32 mm. I perioden 1991-93 var veksten mer lik perioden før utbygging, mens den i den varme sommeren 1994 var meget god.

Tabell 1. Sammenhengen mellom estimerte tettheter (D) av laksunger ($\geq 1+$), vannføringsparametre og tid for ulike stasjoner i Altaelva: Estimerte parametre (β_x) i likningen: $\ln(D) = \beta_0 + \beta_1 W_f + \beta_2 W_f^2 + \beta_3 W_f^3 + \beta_4 W_{fe} + \beta_5 W_{fe}^2 + \beta_6 W_{fe}^3 + \beta_7 t$, hvor W_f er vannføring, W_{fe} er relativ vannføringsendring siste 5 døgn før fangst og t er tidspunkt for fangst (år). Parametrene er estimert ved multipl regressjon og er bare gitt dersom de bidrar signifikant ($p < 0.05$). IS angir ikke signifikant ($p > 0.05$). Den korrigerede multipl regressjonskoeffesienten er også gitt både for alle signifikante parametre sammen (R^2) og for bidraget fra variabelen år (t) alene (R^2 år)

Stasjon	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	β_5	β_6	β_7	R^2	R^2 år
8	-105,0	-0,0084	IS	IS	-0,74	-2,13	IS	0,055	0,56	0,07
10	2,90	IS	IS	IS	-3,78	IS	11,07	IS	0,46	-
12	4,05	-0,013	IS	IS	IS	IS	-4,54	IS	0,49	-
15	335,7	IS	IS	IS	-1,70	IS	IS	-0,17	0,44	0,33
16	221,1	-0,016	IS	IS	-1,28	IS	IS	-0,11	0,53	0,24

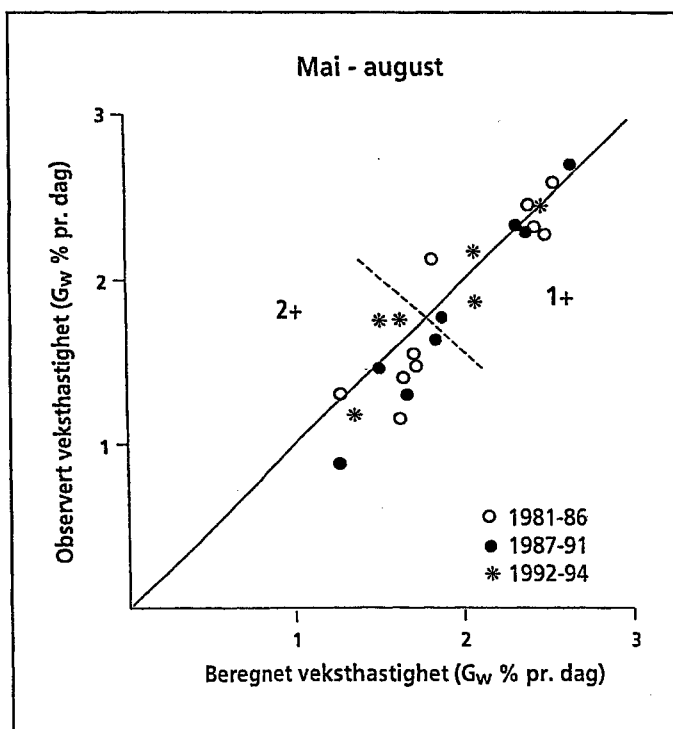


Figur 2. Korrigert tetthet (fisk pr 100 m²) av laksunger ($\geq 1+$) på ulike stasjoner i Altaelva som en funksjon av måned nummer etter juli 1981. Heltrukne linjer representerer signifikante ($p < 0,05$) og stiplede linjer ikke signifikante ($p > 0,05$) regresjoner. Beliggenhet for stasjonene er gitt i figur 1.



Figur 3. Korrigeret tetthet (fisk pr 100 m²) av laksunger ($\geq 1+$) på ulike stasjoner i Altaelva som en funksjon av år. Heltrukne linjer representerer signifikante ($p < 0,05$) og stiplede linjer ikke signifikante ($p > 0,05$) regresjoner. Beliggenhet for stasjonene er gitt i figur 1.

Saksgård et al. (1992) påviste en klar sammenheng mellom vanntemperatur og vekst. Fiskens tilvekst var god i varme år og dårlig i kalde år. Dette ble demonstrert ved å benytte en vekstmodell som beskriver laksungenes vekst i forhold til vanntemperatur (se Saksgård et al. 1992, side 12). Modellen ble tilpasset slik at den beskriver laksungenes vekst i Svartfossen i den perioden av året da veksten er best, dvs. fra mai til august. Bare data fra før utbyggingen (1981-86) ble benyttet ved tilpasningen (figur 4). Maksimal vekst ble registrert ved 14°C. Verdiene for de ulike konstantene i vekstmodellen er gitt av Saksgård et al. (1992). Laksungenes vekst fra mai til august i perioden 1987-94 er også sammenlignet med vekstmodellens beregninger (figur 4). Laksungenes vekst har variert betydelig fra år til år, og variasjonen har sammenheng med vanntemperaturen. Veksten av 2+ laks i 1993 og 1994 synes imidlertid å ha vært noe bedre enn tidligere år. Dette tyder på bedrede næringsforhold, og kan ha sammenheng med den betydelig lavere tettheten av fiskunger som er registrert i Sautso de siste årene.



Figur 4. Observert og beregnet veksthastighet hos ett og to år gamle laksunger i Svartfossen (stasjon 16) fra mai til august i årene 1981-94.

Laksunger vokser generelt dårligere ved samme temperatur på sensommeren enn på forsommeren. Således var tilveksten for 0+, 1+ og 2+ i periodene august-september og september-ut året i 1981-86 i gjennomsnitt henholdsvis 28 % og 42 % av estimatet fra vekstmodellen. I perioden 1987-91 var tilsvarende andeler henholdsvis 51 % og 30 % (Saksgård et al. 1992), og i 1992-94 henholdsvis 31 % og 39 %. En

sammenligning av verdiene tyder på at det ikke har vært noen endring i vekstvilkårene på sensommeren etter reguleringen.

Vi har benyttet vekstmodellen til å beregne hvilken betydning endret vanntemperatur etter reguleringen har hatt for laksungenes vekst. Reguleringen har i de fleste år ført til redusert vanntemperatur i Altaelva nedenfor kraftverket i juni, juli og første halvdel av august, mens temperaturen har økt noe siste del av sesongen. Vanntemperaturer målt i Sautso i perioden 1981-94 er benyttet i vekstmodellen. Måleserien er ikke komplett, men i perioder med manglende data er målinger i Gargia og i driftsvannet fra kraftverket benyttet. Disse måleseriene avviker noe fra Sautso, men vi har justert for avvikene for å få temperaturserien i Sautso så korrekt som mulig. For 1987 har vi supplert med egne temperaturmålinger registrert med temperaturlogger ved Øvre Alta bru, der smoltfella var i drift. Bo (1992) og Pytte-Asvall (pers. medd.) har begge påvist at vanntemperaturen før regulering var nærmest identisk i Virdnegoika og i Gargia (og dermed også i Svartfossen). Vi har antatt at målingene i Virdnegoika, som ligger like ovenfor Virdnejavremagasinet, representerer de temperaturene som ville vært i Sautso dersom reguleringen ikke hadde funnet sted. For Virdnegoika foreligger temperaturdata for perioden 1986-94, men data fra enkelte år er noe mangelfulle. Ved hjelp av de øvrige måleseriene, spesielt Gargia, har vi rekonstruert de periodene som mangler.

Ved å benytte temperaturene både i Virdnegoika og i Sautso i vekstmodellen har vi beregnet hvor mye temperaturendringene på grunn av kraftutbyggingen har hatt å si for laksungenes vekst i Sautso (tabell 2). I beregningene har vi tatt hensyn til at reell vekst om ettersommeren (etter 10 august) bare utgjør ca. 35 prosent av det vekstmodellen tilsier (se ovenfor).

Beregningene viser at laksungene de fleste år ville vokst bedre om Altaelva ikke hadde vært regulert. Årlig tilvekst ville vært 0,3-1,8 mm bedre i årene 1987 til 1992. I 1993 og 1994 ville veksten vært 1,8-2,2 mm dårligere om elva ikke hadde vært regulert (tabell 2). 1993 og 1994 skiller seg ut ved at vanntemperaturen ved Virdnegoika var høyere enn laksens optimaltemperatur for vekst (14 °C) i en viktig del av vekstsesongen (slutten av juli til tidlig august). I Sautso var vanntemperaturen svært nær det optimale. Reguleringen har derfor virket gunstig på laksungenes vekst disse to årene ved at temperaturen ble dempet i denne perioden.

Tabell 2. Laksungenes størrelse (mm) i Svartfossen i årene 1987-94 da vekstsesongen startet og ved sesongens slutt. Fiskens lengde ved vekstsesongens slutt er også beregnet ved hjelp av vekstmodellen. Vanntemperatur målt i Sautso er benyttet i modellen. Vi har også beregnet laksungenes vekst dersom Altaelva hadde vært uregulert ved å benytte vanntemperaturer målt i Virdnegoika i modellen.

År	Observert lengde		Beregnet lengde ved slutt	
	Start	Slutt	Regulert	Uregulert
1987	48,0	71,0	68,4	68,7
1988	44,0	75,0	71,9	72,7
1989	48,0	81,0	80,4	81,7
1990	46,0	85,0	78,2	78,7
1991	53,0	77,0	82,2	83,2
1992	45,0	71,5	75,2	77,0
1993	42,5	71,1	71,9	69,7
1994	48,2	76,4	76,6	74,8

2.4 Ernæring hos ungfisk

Mageanalyser av laksunger viste gjennomgående meget god fyllingsgrad for alle aldersgrupper på alle stasjoner i 1993-94 (Koksvik 1995). Fyllingsgraden var lavest for eldre laksunger på stasjonen i Sautso (16) i mai både i 1993 og 1994. Dette indikerer at nærings-tilgangen for de større laksungene om våren kan være noe svakere på stasjon A16 enn de øvrige stasjonene.

Første sommer (aldersgruppe 0+) var fjærmygglarver meget sterkt dominerende i dietten hos laksungene, mens eldre aldersgrupper hadde en mer sammensatt diett bestående av fjærmygg-, steinflue-, døgnflue- og vårflyelarver. Andre grupper i bunnfaunaen hadde svært liten betydning som byttedyr i Altaelva i 1993-94.

Bergersen (1992) fant at fyllingsgraden om våren generelt avtok for alle aldersgrupper og på alle stasjoner i perioden 1987-91 og konkluderte med at reguleringen hadde ført til næringssvikt for laksungene om våren. Resultatene fra 1993 og 1994 viser imidlertid meget god fyllingsgrad også om våren. Selv de få tilfellene med noe lavere fyllingsgrad i 1993-94 ligger langt over Bergersens verdier. Koksvik (1995) tolker dette til at det kan bety at de dårlige næringsforholdene om våren ble av få års varighet etter utbyggingen, men påpeker at oppfølgingen av undersøkelser vil belyse dette.

2.5 Voksenfisk

Laksen i Altaelva er oftest 5 år (smålags) eller 7 år (storlags) når den returnerer til elva for å gyte. Dette betyr at laksen etter utvandring oftest står ett eller tre år i sjøen. Reduksjoner i fangstene av voksen fisk kan skyldes endrete fangstmuligheter på elva og/eller redusert oppgang av voksenfisk som en følge av økt dødelighet på ungfiskstadiet, under utvandring eller ute i havet. På grunn av laksens lange livssyklus kan mulige årsaker ligge opp til 7 år tilbake i tiden. I fangst-analyser hvor skjellprøver ikke har vært tilgjengelig har vi klassifisert laks mindre enn 4 kg som smålags (en-sjøvinter) og større enn 4 kg som storlags (to eller flere år i sjøen).

Studiene av utviklingen i fangst av voksen laks i Altaelva er basert på fangstoversikter samlet inn av Alta Laksefiskeri Interessentskap (ALI), og spørreskjema fra NINA som er sendt et større antall fiskere. Årlig antall besvarte spørreskjema har i perioden 1982-1994 variert mellom 255 og 515, tilsvarende mellom 8 og 16 % av alle kortdøgn. Fangstopp-gavene fra ALI har vært brukt til å vurdere fangstutvikling i de enkelte fiskesoner (sone 1 til 5, se figur 1), i ulike kort-uker og i forskjellige år. Disse oppgavene danner også grunnlag for fangstanalyser ved hjelp av fangst pr innsats pr kort-uke. Skjemaene inneholder blant annet spørsmål om hvor mange fisk hver fisker har fått pr dag og hvor mange timer som er fisket i hvert døgn. Dette gjør det mulig å regne mer nøyaktig på fangst pr innsats og enkeltfiskernes motivasjon til å fiske før og etter utbygging. På grunn av den korte tidsfristen til denne rapporten er bare deler av det innsamlete materialet fra 1995 bearbeidet.

I perioden 1982-95 har avslutningen på fiskesesongen variert fra 17- 31 august. Fangstopp-gavene fra ALI er registret samlet for hver kort-uke, men lengden på de ulike kort-ukene har også variert mellom år. For å gjøre hver års fiskesesong mest mulig lik i våre sammenligninger har vi sett bort fra fangster tatt etter 21 august i perioden 1982-88 og fangster tatt etter 17 august i perioden 1989-94. Dette medfører at fiskeperioden fram til og med 1988 var 4 dager lenger enn i de påfølgende årene. Denne forskjellen er imidlertid så liten at den ikke påvirker resultatene i noen vesentlig grad.

Oppgangen av voksen laks på elva vil variere mellom år av naturlige årsaker eller fordi fangstdødeligheten i havet endres. For å kompensere for denne varierende dødeligheten i havet har vi sett på andelen (%) av den totale oppgangen av laks som ble fisket i hver av de fem kortsonene i perioden 1982-95. Sammenlignet med de andre kortsonene viser dette at andelen storlags fanget i Sautso har gått signifikant tilbake (Wilcoxon, $p < 0,05$) etter utbygging, og Sautso har i de 5 siste årene hatt de lavest fangstandelene i

perioden. En lignende utvikling finner vi i fangsten av smålaks i Sautso hvor andelen fanget de siste fem årene også her var de laveste i perioden.

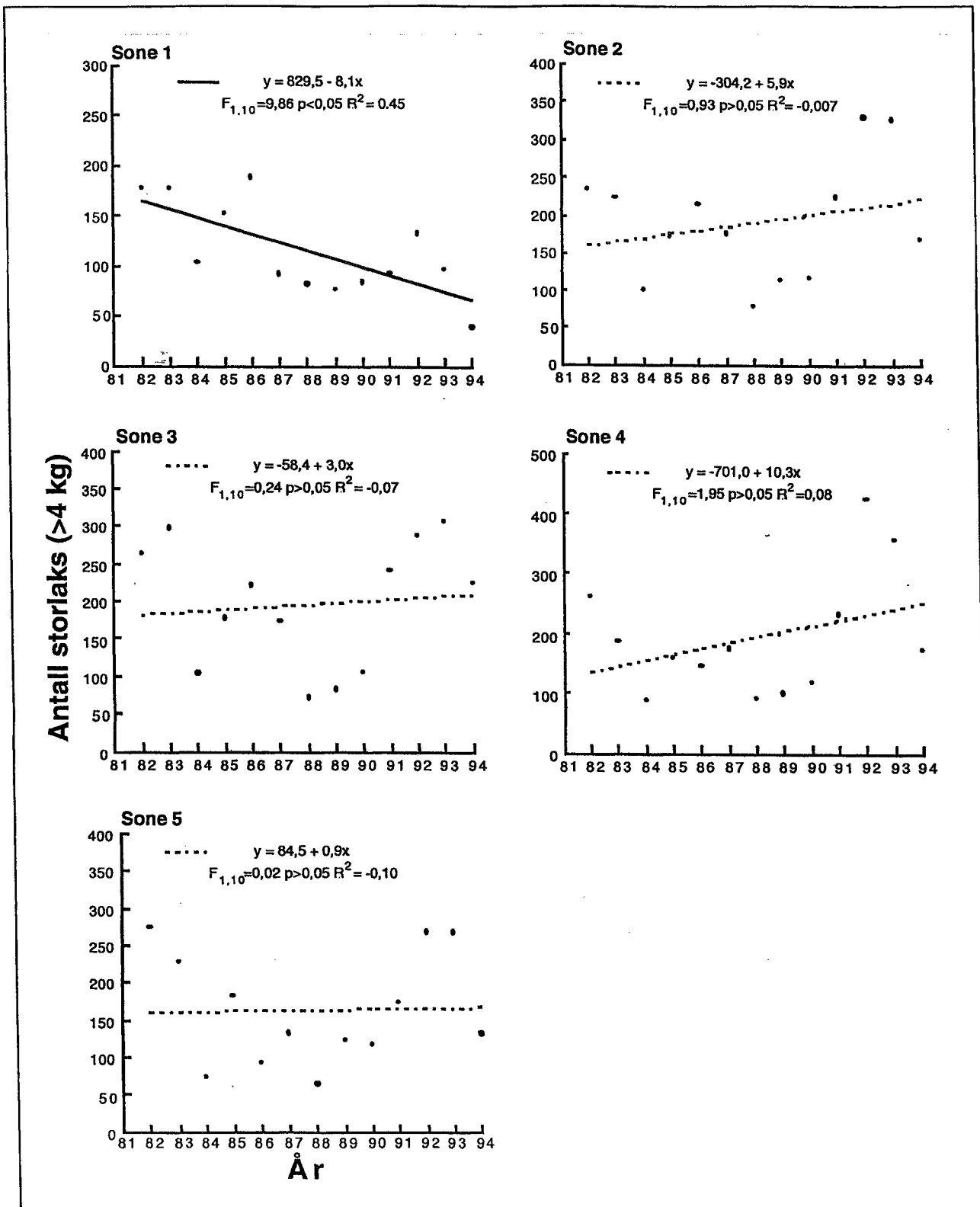
Når man finner en slik relativ nedgang i fangstene i enkelte områder av elva er det naturlig å undersøke om dette skyldes at det fiskes mindre i området. Spesielt vil dette kunne være aktuelt rett nedenfor kraftverksintallasjoner. Gjennomsnittlig antall fiskestenger i hver kort-uke i ulike år har vært meget konstant i Sautso (2,5-2,8 stenger pr uke). For å få et mål på motivasjonen til den enkelte fisker har vi sett på forholdet mellom antallet fisk (smålaks og storlaks) fanget i sonen og hvor lenge hver enkelt fisker i gjennomsnitt har stått i elva og fisket pr døgn. Denne regresjonsanalysen viser at Sautso er den eneste kortsonen i Altaelva hvor det er en signifikant økning ($p < 0,05$) i fisketid pr døgn med nedgang i antall fisk fanget. Nedgangen i fangst av laks kan derfor ikke skyldes at det fiskes mindre i Sautso. Dette betyr at på tross av en økt fangsinnsetts har fangstene i Sautso gått tilbake.

Analysere vi fangstene i hver av sonene separat er det bare i Sautso at fangstene av storlaks har gått signifikant tilbake i perioden 1982-94 (figur 5). I de andre fire kortsonene finner vi ingen signifikant endring i fangstene av storlaks. Fangstutviklingen for smålaks er noe forskjellig fra storlaks (figur 6), idet vi ikke finner noen signifikant tilbakegang i fangstene i Sautso. Imidlertid er det viktig å legge merke til at Sautso er den eneste sonen hvor det ikke er en signifikant økning i fangstene av smålaks. Økningen i fangstene av smålaks i Altavassdraget og i Vest-Finnmark generelt skyldes trolig at fisket med drivgarn etter laks ble stoppet i 1989 (Jensen & Koksvik 1993; Lund et al. 1994). Den vanligste maskevidden i drivgarnfisket var 63 mm som har størst fangsteffektivitet på fisk med vekt på ca 2,3 kg (Jensen & Koksvik 1993).

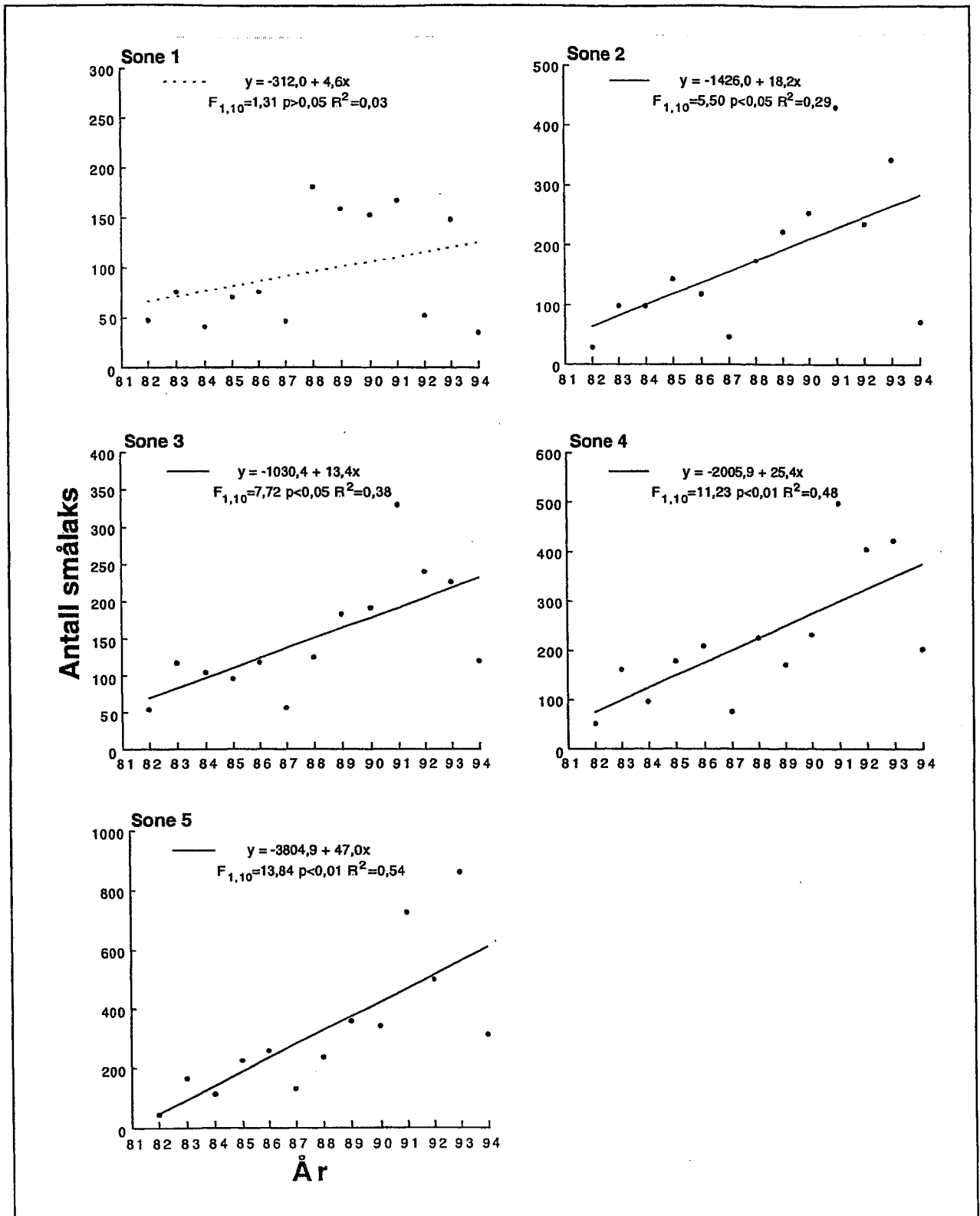
I overensstemmelse med totalfangstene i Sautso har den gjennomsnittlige fangst pr innsats (fisk fanget pr kortdøgn) av storlaks gått sterkt tilbake ($p < 0,05$) i perioden 1982-94. En tilsvarende tilbakegang har vi ikke funnet i de andre kortsonene. Fangst pr innsats for smålaks i Sautso har ikke endret seg signifikant i perioden 1982-1994, men som for totalfangst av smålaks har man i Sautso ikke kunnet registrere den samme økningen i fangst pr innsats som i de nedenforliggende fiskesoner.

Vi konkluderer at utbyggingen har ført til en negativ fangstutvikling i Sautso både for storlaks og smålaks. For storlaks er det en reell nedgang i antall, mens det for smålaks er en relativ tilbakegang sammenlignet med de andre kortsonene i elva. Denne nedgangen skyldes forhold på elva, mest sannsynlig økt dødelighet på ungfiskstadiet. Man kan heller ikke se bort fra

at fisket vanskeligjøres av økt algebegroing og vannstandsfluktasjoner i elva.



Figur 5. Fangst av storlaks (større enn 4 kg) i ulike soner i Altaelva i perioden 1982 til 1994. Linjene representerer lineære regresjoner. Heltrukne linjer representerer signifikante ($p < 0,05$) og stiplede linjer ikke signifikante ($p > 0,05$) regresjoner. Beliggenhet for sonene er gitt i figur 1.



Figur 6. Fangst av smålaks (mindre enn 4 kg) i ulike soner i Altaelva i perioden 1982 til 1994. Linjene representerer lineære regresjoner. Heltrukne linjer representerer signifikante ($p < 0,05$) og stiplede linjer ikke signifikante ($p > 0,05$) regresjoner. Beliggenhet for sonene er gitt i figur 1.

3 Årsaker til endringene

3.1 Mulige årsakssammenhenger

Den kraftige reduksjonen i ungfisktetthet og betydelig reduserte fangst av laks i Sautso kan ha flere årsaker (tabell 3). Redusert tetthet av ungfisk oppstår generelt som en følge av redusert rekruttering og/eller økt dødelighet fra gyting til smoltutvandring.

Rekrutteringen er gitt av antall klekkede yngel og bestemmes av antall rogn gytt og overlevelse fram til klekking. For å kunne overleve fra befruktning til klekking må rogn av laks ligge godt beskyttet i grus, ha tilstrekkelig oksygentilførsel og unngå innfrysing eller lengre tørrlegging (McNeil 1969; Gustafson-Greenwood & Moring 1991). Dagens manøvreringsreglementet for Alta kraftverk har ingen bestemmelse om minstevannføring om vinteren, men kraftverket kjøres slik at vintervannføringen i gjennomsnitt er høyere enn før reguleringen. En høyere vintervannføring etter regulering i Altaelva burde gi gode overlevelsesmuligheter for rogn (Hvidsten 1993). Det må imidlertid bemerkes at vi ikke har gode nok data for stabiliteten i vintervannføringen i Sautso. Det meste av vannføringsobservasjonene som er tilgjengelig er fra Kista, 15 km nedstrøms utløpet fra kraftverket, og vannstanden er gitt som døgnmiddel. Det skal også bemerkes at det i flere av driftsårene har vært en relativ kraftig reduksjon i vannføringen i april, når magasinet tømmes før vårfloppen (Statkraft 1991). Vannstanden har da i perioder vært svært lav og godt under estimert naturlig tilsig. I april 1988 var f.eks. vannføringen så lav som $7,1 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ (Statkraft 1991). Hvidsten (1993) har vist en sterk sammenheng mellom laveste vannføringen gjennom vinteren og overlevelsen av ungfisk i Orkla. Det er derfor høyst sannsynlig at slike fall i vannføring også vil redusere ungfiskens overlevelse i Altaelva.

Rekrutteringen kan også svikte på grunn av reduksjon i antall rogn gytt. For å gyte krever laks gyteområder med grus hvor innholdet av sand er lavt og vanngjennomstrømmingen god (Peterson 1978). Kraftig begroing av elvebunnen kan trolig ødelegge gyteområder, men antagelsen kan ikke understøttes med litteraturdata. Det kan derfor ikke avgjøres om den økte begroingen i øvre deler av den lakseførende strekningen i Altaelva har redusert gytemulighetene for laks. Begroing kan også øke faren for stranding ved raske vannstandsreduksjoner.

Registreringer av gytegroper i Altaelva i perioden fra 1981 til 1991 viste en økning i antall groper, spesielt mot slutten av perioden, og det ble konkludert at det ikke var noen svikt i rekrutteringen i Altaelva sett under ett (Saksgård et al. 1992). Imidlertid var økningen i antall groper betraktelig lavere i Sautso enn i

resten av elva. Gyteundersøkelsen er generelt beheftet med metodiske problemer og derfor ikke nøyaktig nok til å følge utviklingen i Sautso spesielt. Den ble også avsluttet før eventuelle effekter av rekrutteringssvikt ville ha vært maksimalt uttalt. I Altaelva tar det vanligvis 5 eller 7 år fra klekking til laksen kommer tilbake for å gyte. Utviklingen i fangstene av voksen fisk de siste årene viser at antall gytere er redusert i Sautso, spesielt for storlaks ($> 4 \text{ kg}$). I tillegg til økt dødelighet hos ungfisk kan en reduksjon i antall gytere ha sin årsak både i dårligere kvalitet på gyteområdene, og at færre fisk er klekket og dermed hjemhørende i Sautso. Det er sterke indikasjoner på lokal tilbakevandring (homing) hos laks fra Altaelva (Heggberget et al. 1986; Heggberget, Hansen & Næsje 1988; Saksgård et al. 1992; Hvidsten, Heggberget & Hansen 1994). Dette betyr at laks som er klekket og oppvokst i Sautso har høyere sannsynlighet for å vandre tilbake til dette området enn fisk klekket i andre deler av elva. Såkalt feilvandring (straying) er imidlertid vanlig, og man må anta at et område med få gytefisk og akseptable ubenyttede gytemuligheter over tid vil rekoloniseres, spesielt av fisk som taper i konkurranse om partnere og gytemuligheter i områder med høyere fisketetthet. Selv om gytemulighetene er blitt dårligere i Sautso vil vi likevel regne med at en del fisk, både hjemhørende og feilvandrere, oppsøker området og er tilgjengelig for fangst. I tillegg kan rømt oppdrettsfisk kolonisere området men andelen av oppdrettsfisk er lav (4-5 %) i Altaelva.

Som et siste element i vurderingen om reduksjoner i antall gytere kan forklare redusert ungfisktetthet i Sautso er det viktig å vurdere vilken effekt tetthetsavhengige faktorer har for rekrutteringen av ungfisk. Dersom overlevelse etter klekking er negativt avhengig av tettheten av årsyngel, vil en moderat reduksjon i antall gytere og antall rogn ikke ha betydning for ungfiskproduksjonen. Tetthetsavhengig overlevelse er vanlig hos fisk (f.eks. Elliott 1985; Wootton 1990) og oppstår fordi individene konkurrerer om en begrenset mengde byttedyr, skjul og/eller begrensede oppvekstarealer. Tetthetsavhengighet er spesielt uttalt for elvelevende laksefisk som er territorielle det meste av ungfiskstadiet. For rekrutteringsnivå lavere enn miljøets bærekapasitet (mengde byttedyr og/eller areal) kobles den tetthetsavhengige reguleringen ut, og bestandsstørrelsen bestemmes av antall rekrutter. Under slike forhold vil tetthetsuavhengige faktorer bestemme hvor mange individer som vokser opp. Det finnes dessverre få kvantitative studier som angir når antall rekrutter blir begrensende for bestanden, og for Altaelva har vi ingen slik kunnskap.

Dersom økt dødelighet mellom klekking og smoltifisering skal kunne forklare den reduserte ungfisktettheten i Sautso, må vi ta i betraktning de tetthetsuavhengige faktorer som vanntemperatur, næringsgrunnlag (miljøets bærekapasitet) og fysiske forhold knyttet til vannføring. Vanntemperatur påvirker fiskenes vekst, nær-

Tabell 3. Faktorer som kan forklare reduksjon i ungfisktetthet i Sautso etter regulering. For hver faktor er det angitt en vurdering om hvor sannsynlig den faktoren er som forklaring, det generelle kunnskapsnivået knyttet til faktoren og i hvilken grad det finnes informasjon om denne fra Altaelva.

Faktor	Sannsynlighet	Generell kunnskap	Kunnskap for Altaelva
Dødelighet rogn	lav	bra	mangler
Redusert antall gytere	middels	dårlig	finnes, men mangelfull
Begroing	middels/høy	dårlig	undersøkes
Næringsbrist	lav/middels	bra	undersøkes
Vanntemperatur	lav	god	god
Stranding ved utfall	høy	bra	finnes, men ufullstendig
Andre irregulære vannstandsendringer og flimrer	høy	dårlig	finnes, men ufullstendig

ingsinntaket og kostnadene ved å holde seg i live (metabolismen), og kan derfor påvirke overlevelse. Temperaturforholdene er noe endret i Altaelva etter reguleringen, men dette ser ikke ut til å påvirke fiskenes vekst i vesentlig grad (se Vekst hos ungfisk). Vanntemperatur påvirker også klekketidspunkt. Laksens gytetidspunkt er tilpasset vanntemperaturen for å sikre best mulig næringstilgang når yngelen kommer opp av grusen (Heggberget 1988). Dersom vanntemperaturen om vinteren endres, kan klekketidspunkt endres på en ugunstig måte. I Altaelva har teoretiske beregninger vist at klekketidspunkt kan være forskjøvet med 24-25 dager, men yngelen kommer trolig opp av grusen på samme tidspunkt som før (Saksgård et al. 1992). Endringer i vanntemperatur kan derfor ikke forklare reduksjonen i ungfiskproduksjonen.

Vanntemperatur er sammen med lys og vannføring viktige utløsningsmekanismer for utvandring av smolt (Heggberget et al. 1993). En synkronisert smoltutvandring reduserer predasjonsfaren i fjorden utenfor elvemunning (Hvidsten & Møkkelgjerd 1987, Hvidsten & Lund 1988). Vassdragsreguleringer kan endre alle de utløsende faktorene, og spesiell interesse har vært knyttet til reduksjoner i vårflom. I kontrast til situasjonen i mange andre elver (f.eks. Orkla) skjer smoltutvandringen i Altaelva etter vårflommen. Om endringer i vannføring og vanntemperatur har påvirket utvandringsmønsteret er ikke åpenbart, men vil bli analysert i forbindelse med utvidet årsmelding. Hvordan endringer i lys som en følge av endringer i isforholdene påvirker smolten er også usikkert.

Den totale mengde næringsdyr, og størrelsesfordelingen av disse vil kunne påvirkes av vassdragsreguleringer (Brittain & Eikeland 1988). Utvasking av nær-

ingsstoffer kan over tid redusere primærproduksjonen i vassdraget og dermed produksjonen av primær- og sekundærkonsumenter som utgjør lakseungenes byttedyr. Det er ikke gjennomført undersøkelser i Altaelva som kan avgjøre om konsentrasjonen av næringssalter har endret seg vesentlig etter reguleringen. Elvestrekningen fra magasinet og ned til utløpet fra kraftverket har mistet sin betydning som produktivt areal for bunndyr. Driv av bunndyr er derfor trolig redusert i øvre del av lakseførende strekning (se Produksjonsgrunnlag - bunndyr og plankton). Som føde, er laksunger i høy grad avhengig av bunndyr og overflateinsekter som driver med eller på elvevannet (Wankowski & Thorpe 1979; Stradmeyer & Thorpe 1987). De tidligere undersøkelsene av bunndyrfaunaen i Altaelva (Huru 1984; Bergesen 1987, 1992) var ikke gode nok til å kunne kvantifisere endringer i næringstilgang for lakseungene. Fortsatt god vekst hos laksunger i Sautso gir en indikasjon på at næringstilgangen er god nok, men det er viktig å huske at tettheten av laksunger i de siste år bare er 15-20 % av det den var i perioden 1981-84 før effekten av anleggsarbeidet og utbyggingen var synlig. Lavere fiske tetthet betyr at det er mer mat tilgjengelig til hver fisk, og en næringsbrist kan være skjult av reduksjoner i fisketetthet. Vi anser allikevel at det ikke er noen høy sannsynlighet for at redusert tetthet i Sautso direkte skyldes økt dødelighet som følge av næringssvikt.

Vannføringen og dens variasjon bestemmer størrelsen på oppvekstareale og stabiliteten i laksens revirer og setter derfor en øvre grense for produksjon av laksunger. Varierende vannføring kan også utarme grunnområdene i elva og redusere bunndyrproduksjonen. Viktigst er det imidlertid at raske vannstandsendringer kan påføre bestanden av ungfisk økt dødelighet.

Stranding av laks i forbindelse med raske vannstandsendringer er trolig den viktigste av de tetthetsuavhengige faktorene som kan forklare redusert tetthet av laksunger i Sautso. Med dagens kunnskapsnivå framstår stranding som den faktoren som vi med størst sannsynlighet kan si sterkest har påvirket tettheten av ungfisk etter regulering. Denne hypotesen vil derfor bli behandlet nærmere nedenfor.

Før vi går nærmere inn på strandingsproblematikken vil vi ta opp en annen viktig faktor som kan være med på å forklare den negative utviklingen for ungfisk i Sautso. Driftserfaringene fra kraftverket viser at man som en følge av innkjøringsproblemer og menneskelige feil, har hatt flere episoder med irregulære kjøring av kraftverket (se f.eks. Østvold 1995). Dette inkluderer utfall og plutselige vannstandsreduksjoner som ikke er blitt kompensert gjennom de kompensasjonsmuligheter som allerede finnes i kraftverket. Mindre og hyppige vannstandsendringer (flimrer) har også vært et problem. Det har vist seg vanskelig å få tilstrekkelig detaljerte opplysninger om disse hendelsene innenfor tidsrammen for dette prosjektet. På samme måte har vi ikke kunnet framskaffe en oversikt over vannstandsendringer i forbindelse med anleggsarbeidet på kraftverket. Det er imidlertid lite tvil om at disse hendelsene kan ha hatt stor betydning for de observerte tetthetsendringer hos laksunger i Sautso. I denne rapporten er det derfor en viktig forutsetning for våre analyser av kompensasjonsalternativene at det ikke oppstår driftsproblemer slik at manøvreringsreglementet følges, kompensasjonsmulighetene benyttes og fungerer som forutsatt.

3.2 Vannstandsendringer og fiskeproduksjon

Vassdragsreguleringer fører til endringer i vannføringsregime ved at flomvann blir magasinert og benyttet til produksjon av kraft. Avhengig av manøvreringen av kraftverkene vil dette ha innvirkning på fisk og næringsdyrfauna. Dersom minimumsvannføringen blir økt gjennom året vil fiskeproduksjonen bli større. I Orkla (Sør-Trøndelag) hvor naturlig vintervannføring kunne bli så lav som $1 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ble vannføringen økt til $10 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ eller mer etter regulering. En 10-dobling av minstevannføringen synes å ha gitt en dobling av smoltproduksjonen av laks (Hvidsten 1993). Tilsvarende økning fikk en i produksjonen av stasjonær ørret i Douglas Creek i Wyoming, USA, når minimumsvannføringen økte fra 25 til 136 l s^{-1} (Wolff et al. 1990).

Store og hyppige vannstandsendringer fører til utarming av elvefaunaen. Hvor stort produksjonstapet av fisk blir er imidlertid avhengig av en rekke faktorer. Trolig vil en høy minstevannføring begrense produksjonstapet. Mange endringer vil skje i en fiskebestand når vannstanden fluktuierer. Stranding av fisk obser-

veres når vannstanden synker mye og hurtig. Ungfisk av laks og ørret hevder revir som forsvares både mot artsfrender og andre arter. Tørrieggning ødelegger leveområdet for fisken, som for å unngå stranding må finne et nytt leveområde. Når fiskene kjemper om et nytt revir utsetter de seg for predasjonsfare fra annen fisk, fugl og pattedyr. I tillegg vil kamp om nye revir være energikrevende, og således kunne redusere veksten. Det generelle stress en fiskebestand utsettes for når enkfisk stadig må etablere nye territorier, vil gi negative effekter for bestanden, både når det gjelder vekst og overlevelse.

Det er gjennomført forsøk som har gitt anbefalinger for hvor hurtig en vannstandsening kan gjennomføres uten at yngel av regnbueørret strander (Olson 1990). Det er oppgitt at $2,5 \text{ cm}$ pr time er tilstrekkelig til å hindre stranding (Olson 1990). Imidlertid vil fiskens forflytning etter oppløsning av revirer fortsatt være et problem som gir nedsatt produksjonen, fordi fisken blir utsatt for predasjon og stress, og de produktive arealene i elva avtar.

Standingsfaren synes å være avhengig av tid på døgnet og årstiden. Det har vist seg at laks- og ørretunger er nattaktive om vinteren og dagaktive om sommeren (Heggnes 1993). Dette er trolig blant annet for å unngå innising om vinteren. Derfor vil fisken reagere ulikt på stor vannstandsening om vinteren i forhold til om sommeren. Elvas dybdeprofil vil også gi forskjellig sannsynlighet for stranding. Grunne elver, eller områder av en elv med slakke elveprofiler, vil lettere gi stranding av fisk enn elver med bratte elvesider.

Stor minstevannføring, sakte endringer i vannføringsregime og opprettholdelse av naturlige svigninger i vannføringen gjennom året, er viktige elementer for å sikre fiskens levetilstand ved vassdragsreguleringer.

I Nidelva (Sør-Trøndelag) ble det gjennomført strandingsundersøkelser (Hvidsten 1985) som viste at en betydelig mengde laks- og ørretunger ble tørrlagt ved stans i kraftverket som førte til at vannføringen avtok fra 120 til $30 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Det var i hovedsak fisk som oppholdt seg på de grunneste områdene langs land som strandet. Majoriteten av strandet fisk var årsyngel (0+) mindre enn 50 mm lange. Det kunne ikke påvises skade på ungfiskproduksjonen av laks som helhet fordi økt dødelighet på grunn av stranding blir kompensert ved redusert tetthetsavhengig dødelighet. Ørretbestanden som er mer knyttet til elvebredden, ble imidlertid redusert av strandingen (Hvidsten 1985). Årsaken til dette er trolig at det permanent vanndekte arealet i Nidelva er så stort at årsyngelen av laks har tilstrekkelig oppvekstareal her. Når strandingen primært rammer årsyngel må trolig dødeligheten være svært høy om produksjonen av ungfisk skal påvirkes i større grad. Ungfiskproduksjonen i Nidelva har i tillegg trolig blitt positivt påvirket av en minstevannføring på

30 m³ sek⁻¹, som er tre ganger høyere enn laveste naturlige sommervannføring.

Hvordan stranding av laksunger kan ha påvirket ungfiskproduksjonen i Altaelva vil bli vurdert nærmere senere i rapporten. I forhold til den kunnskap som er oppsummert her er det viktig å merke seg at Altaelva har en mer storsteinet bunn som gjør stranding av fisk eldre enn 0+ mer sannsynlig enn tilfellet er på de undersøkte områdene i Nidelva der registreringene av stranding ble foretatt i habitat som er typisk for årsyngel. Videre har man i Altaelva bare i liten grad de fordelene for fiskeproduksjonen som er knyttet til høyere gjennomsnittlig vannføring, spesielt om vinteren. Dette antar man kompenserer for strandingsdødelighet i andre elver, f.eks. Nidelva og Orkla (Hvidsten 1985, 1993).

4 Evaluering av kompensasjonsalternativene

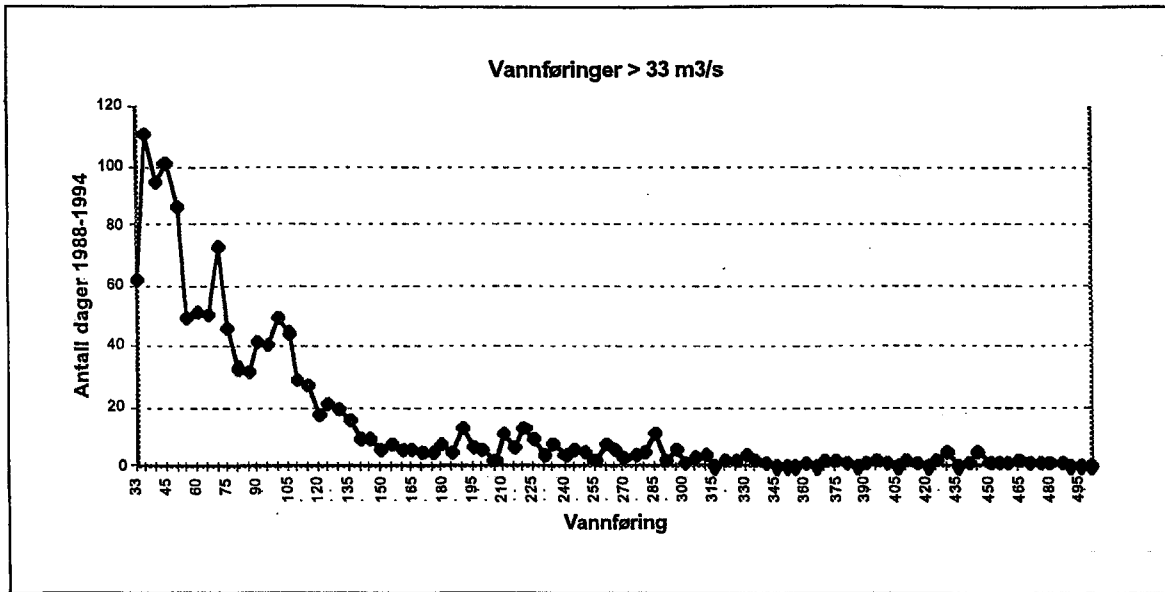
Før vi kan evaluere de ulike kompensasjonsalternativene må vi avklare noen forutsetninger for og begrensinger ved rapporten. Vi antar at utfall av opp til 33 m³ sek⁻¹ kan kompenseres gjennom dagens forbitappingsventil uten vannstandsendringer som påfører fiskebestanden skade. Denne antagelsen er ikke nødvendigvis sann, men den er nødvendig som en begrensning for denne rapporten. Det tar ca. 5 minutter fra aggregatet stopper til forbitappingsventilen har åpnet seg. Selv kortvarige vannstandsreduksjoner kan påføre ungfiskbestanden skade, spesielt om vinteren. Ut fra denne begrensningen vil vi ikke vurdere utfall av aggregat ved vannføringer opp til 33 m³ sek⁻¹, og følgelig ikke utfall om vinteren når maksimal vannføring er 30 m³ sek⁻¹. Vi forutsetter også en drift av kraftverket som sikrer at kompensasjonstiltakene blir satt inn ved behov. Endelig forutsetter vi at problemer knyttet til mindre vannstandendringer - flimrer - er løst gjennom de tekniske forbedringer i kraftverket.

Et annet viktig utgangspunkt er at vi vurderer omløpsventilen ved reguleringsmagasinet som lite relevant for problemstillinger knyttet til stranding av fisk i Altaelva. Selv om denne ventilen kan kompensere for utfall av mer enn 33 m³ sek⁻¹, anser vi en forsinkelse på 25-30 minutter som for stor til å kunne redde strandet fisk.

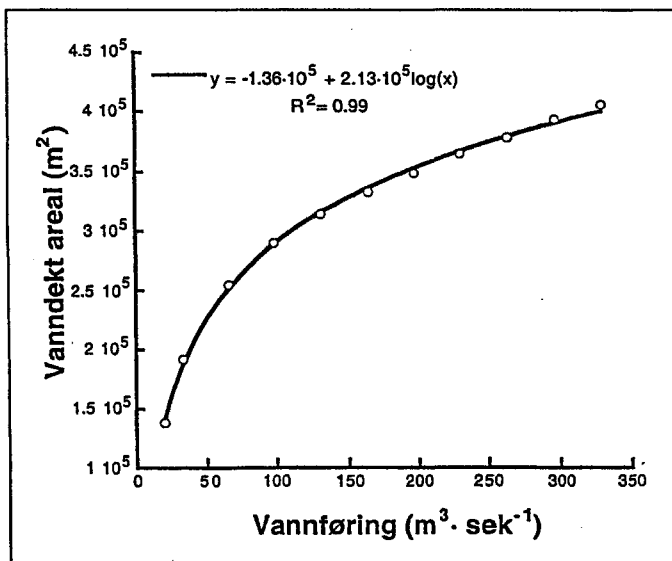
En helt avgjørende forutsetning for risikoevalueringen er at driften av kraftverket ikke endres vesentlig, fordi denne evalueringen er basert på driftsdata fram til 1995. I søknad om varig manøvreringsreglement for Alta kraftverk (Statkraft 1995) er det foreslått tatt inn muligheten for å bruke magasinet til å jevne ut vannføringen om sommeren ("forskuttering"). Dersom dette gjennomføres vil antall driftsdager på vannføringer (rundt 99 m³ sek⁻¹), som gir spesielt store tørrlagte arealer ved utfall av aggregatene (se figur 8), kunne øke betraktelig og våre risikoevalueringer blir feil.

4.1 Risikoevaluering

Vi har valgt to måter å evaluere risiko for utfall av aggregater. I den første har vi sett på antall dager kraftverket kjøres med ulike vannføringer (figur 7). Denne metoden gir frekvensen av vannføringer som potensielt kan medføre tørrlagging av elvebunn og stranding av fisk. Frekvensfordelingen ble basert på data for driftsperioden mellom 1988 og 1994. De mest hyppige vannføringene i kraftverket, når man ser bort fra vinterkjøringen, ligger mellom 33 og 50 m³ sek⁻¹. Deretter følger to topper på omlag 66 og 100 m³ sek⁻¹. Dette betyr at det er mange dager med vannføringer som gir store tørrlagte arealer og høy stranding (se nedenfor).



Figur 7. Frekvens (antall dager) av ulike vannføringer ($\text{m}^3 \text{sek}^{-1}$) i Altaelva ved Kista i perioden 1988-94. Dager med vannføring mindre enn $33 \text{ m}^3 \text{sek}^{-1}$ er ikke tatt med i figuren, dvs. 1178 dager (46,1 %) i syvårs perioden. 20 dager med vannføringer større enn $500 \text{ m}^3 \text{sek}^{-1}$ er heller ikke inkludert.



Figur 8. Vanddekt areal (m^2) ved ulike vannføringer ($\text{m}^3 \text{sek}^{-1}$) for området mellom kraftverksutløpet og Harestrømmen (4 km). Linjen angir en logaritmisk regresjon.

Den andre måten vi har vurdert risiko på er basert på frekvensen av ulike utfall i 7 år mellom oppstarten av kraftverket i 1987 og 1994. Det har vært 11 utfall av aggregat 2 ($66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$) når bare dette var i drift, 11 utfall av aggregat 2 ved drift på begge aggregat og 3 utfall av begge aggregat. Dette gir risiko for utfall på 1,6 pr år for utfall av aggregat 2 (både når dette aggregatet kjøres alene og sammen med aggregat 1) og 0,4 pr år for utfall av begge aggregater. Risikoen for utfall av aggregat 2 er derfor 8 ganger så stor som risikoen for utfall av begge aggregater samtidig.

4.2 Tørrlagte arealer ved utfall av aggregater

Som utgangspunkt for å beregne tørrlagt areal ved ulike utfall og ulike vannføringer plottet vi vanndekt areal mot vannføring. Data ble gjort tilgjengelig fra Statkraft Engineering og er basert på en revidert utgave av NVE's vannlinjeberegninger (Krokli 1994). Beregningene er gjennomført ved hjelp av en hydrodynamisk modell basert på 42 tverrprofiler fordelt fra kraftverkets avløpstunnel og ned til Harestømmen (ca. 4 km), omlag halvveis ned til Sautsovanet (**figur 1**). Det må presiseres at dette er modellberegninger og at tallene ikke må oppfattes som absolutte. Vi benyttet en logaritmisk modell for å finne en kontinuerlig funksjon som beskriver sammenhengen mellom vanndekt areal og vannføring (**figur 8**). Fordi grunnlagsdataene er basert på modellering får vi en svært god tilpassing ($R^2 = 0,99$).

For å kunne beregne tørrlagt areal ved utfall av aggregater har vi tatt følgende utgangspunkt for drift av kraftverket: Kraftverket har to aggregat. Aggregat 1 har en slukeevne på $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ og aggregat 2 på $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Ved vannføringer i kraftverket under $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ brukes aggregat 1, mellom 33 og $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ brukes bare aggregat 2 og ved vannføringer over $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ kjøres begge aggregater. Vann slippes forbi dammen og ned det gamle elveleiet ved vannføringer over kraftverkets maksimale slukeevne ($99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$).

Med bakgrunn i overforstående beregnet vi tørrlagt areal på den 4 km lange strekningen ved: (a) utfall av aggregat 2 når bare aggregat 2 er i drift (vannføringer mellom 33 og $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$), (b) utfall av aggregat 2 ved drift i begge (vannføringer større enn $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$) og (c) utfall av begge aggregater samtidig. Disse beregningene er basert på dagens situasjon med en $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil og beskriver alle utfall som ikke kan kompenseres.

Ved en vannføring på $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ er totalt vanndekt areal for det undersøkte området estimert til ca $290\,000 \text{ m}^2$ ($2,9 \times 10^5$) tilsvarende 29 ha. Ved alle vannføringer over $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ kan det oppstå utfall som vil føre til en rask tørrlegging av elveareal (**figur 9**).

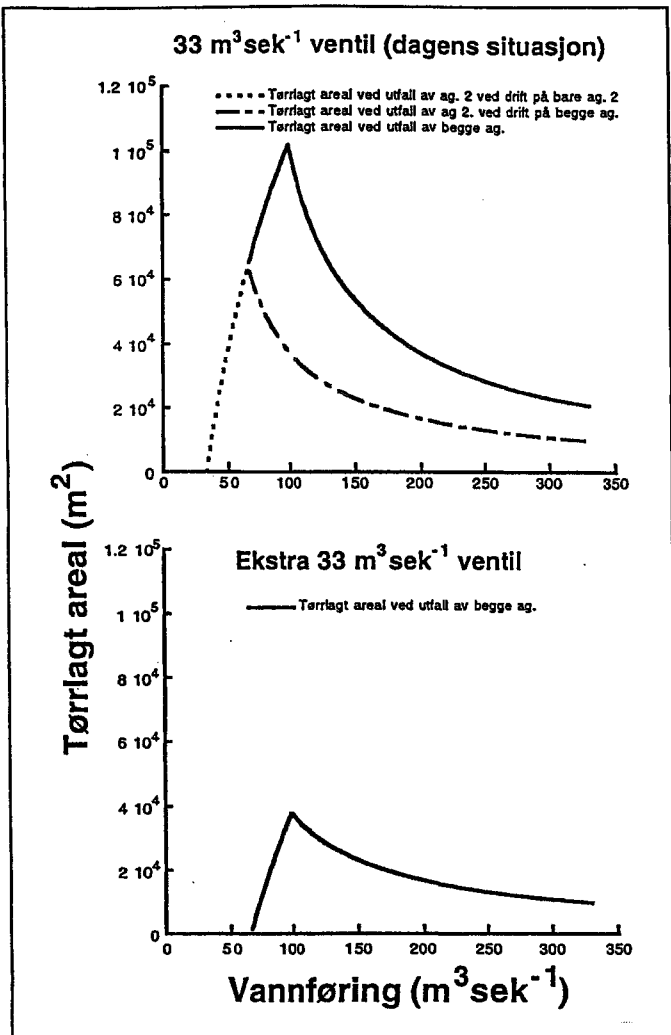
Maksimal tørrlegging oppstår ved utfall av begge aggregatene med en vannføring på $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Dette tilsvarer full drift i kraftverket og ingen vannføring utenom kraftverket. I denne situasjonen tørrlegges omlag $1,0 \times 10^5 \text{ m}^2$ elvebunn (10 ha), tilsvarende 34 % av vanndekt areal mellom kraftverkutløpet og Harestømmen ved vannføring på $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Selv om tørrlagt areal synker relativt raskt for vannføringer under og over $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ vil utfall av begge aggregater alltid føre til store tørrlagte arealer.

Utfall av bare aggregat 2 når begge er i drift vil også tørrlegge store områder (**figur 9**) med et maksimum på noe over $6,0 \times 10^4 \text{ m}^2$ (6 ha) når kraftverket kjøres med $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. Dette tilsvarer 23 % av vanndekt areal ved denne vannføringen. Tørrlagt areal avtar også her ganske raskt, men selv på ca $120 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ er tørrlagt areal bare redusert med 50 % i forhold til utfall på $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$.

Utfall av aggregat 2 når bare dette er i drift kan også være alvorlig, men kritisk vannføringsområde er ganske lite ved denne type utfall. Verst er det ved full drift i aggregatet. Utfall ved vannføringer over $50 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ vil tørrlegge store områder.

Dersom kraftverket utstyres med en ny $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil i tillegg til dagens ventil vil tørrlagt areal kunne reduseres for alle utfall (**figur 9**). Utfall ved vannføringer under $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ vil kunne fullkompenseres. For utfall ved vannføringer over $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ vil tørrlagt areal med en ekstra ventil på $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ grovt sett ligge i størrelsesorden $2,0 \times 10^4 \text{ m}^2$ (2 ha) tilsvarende en faktor 3 lavere enn med dagens ventil. Maksimum tørrlegging er på knappe $4,0 \times 10^4 \text{ m}^2$ med vannføring på $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$. En annen måte å illustrere fordelene med en ekstra ventil er å plote spart areal ved utfall som en funksjon av vannføring (**figur 10**). Gevinsten er betydelig for noen vannføringer, og med vannføringer mellom 66 og $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ kan opp til $6,0 \times 10^4 \text{ m}^2$ (6 ha) unngå tørrlegging.

Dersom kraftverket utstyres med en ny $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil i tillegg til dagens ventil vil alle utfall kompenseres. Spart areal er på knappe $4,0 \times 10^4 \text{ m}^2$ med vannføring på $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ (**figur 10**), som utgjør 14 % av totalt vanndekt areal på denne vannføringen. Grovt sett vil man, med unntak av toppen ved vannføringer rundt $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$, spare i størrelsesorden $2,0 \times 10^4 \text{ m}^2$ (2 ha) elveareal dersom det settes inn en $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ stedet for en $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil.

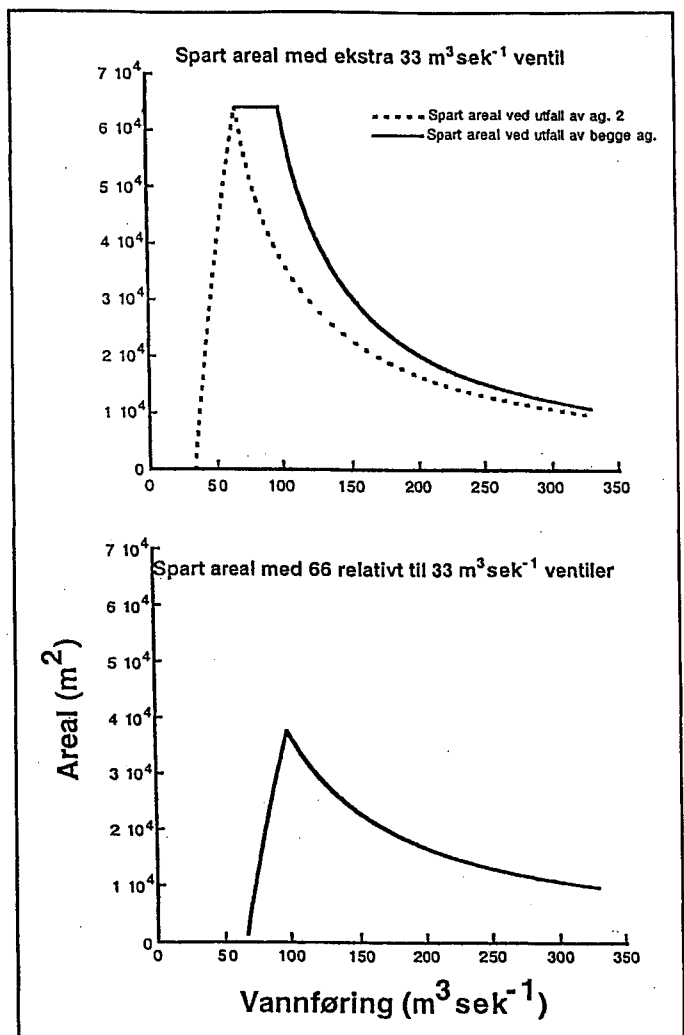


Figur 9. Tørrlagt areal (m^2) i området mellom kraftverksutløpet og Harestrømmen (ca 4 km) ved ulike vannføringer ($m^3 \text{ sek}^{-1}$) er gitt for ulike typer utfall med dagens forbitappingsventil og en ekstra $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil. Ved en ekstra $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil vil alle utfall kunne kompenseres.

4.3 Stranding

For å kunne evaluere effekten av alternative forbitappingsventiler, og for å vurdere om stranding kan ha vært en viktig årsak til reduksjonen i ungfisktetthet i Sautso har vi gjennomført en serie med simuleringer av stranding ved ulike typer utfall av aggregater. Disse beregningene er basert på flere forutsetninger som vi først må beskrive.

Vi har tatt utgangspunkt i en fisketetthet på 0,8 laksunger ($\geq 1+$) pr m^2 i det aktuelle området av Sautso (fra kraftverksutløpet til Harestrømmen). Dette anslaget er basert på tetthetsdata fra stasjon 15 og 16 i de første årene av undersøkelsen (1981-83, se figur 3). Vi har videre forutsatt at denne tettheten gjelder for arealet ved en vannføring på $100 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$, og at tettheten på høyere og lavere vannføringer om sommeren er gitt av en enkel fortykning eller konsentrasjons-



Figur 10. Areal mellom kraftverksutløpet og Harestrømmen som unngår tørleggning ved ulike typer utfall dersom det monteres en ekstra $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil, og ekstra besparelse dersom det i stedet monteres en $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil.

effekt. Med disse antagelsene beregnet vi tettheten av ungfisk ved ulike vannføringer. Videre antar vi at laksungene om sommeren bruker 80 % av tilgjengelig elveareal. Om vinteren er lakseungene ikke territorielle, og de oppsøker gunstige (mindre strømsterke) områder for overvintring (N. A. Hvidsten, upubliserte data). Vi antar derfor at de bruker 50 % av tilgjengelig areal om vinteren.

Med utgangspunkt i en tetthet på 0,8 fisk pr m^2 og disse antagelsene beregnet vi en bestand av laksunger eldre enn 0+ på omlag 186 000 fisk i det aktuelle området ($0,8 \text{ fisk pr } m^2 \cdot 290\,000 \text{ m}^2 \times 0,8 = 185\,600 \text{ fisk}$).

For å kunne anslå nivået for dødelighet på tørrlagte arealer tok vi utgangspunkt i de to studiene som er gjennomført på stranding i Norge (Hvidsten 1985; Jensen, Koksvik & Karlsen 1992). Fra Hvidsten (1985)

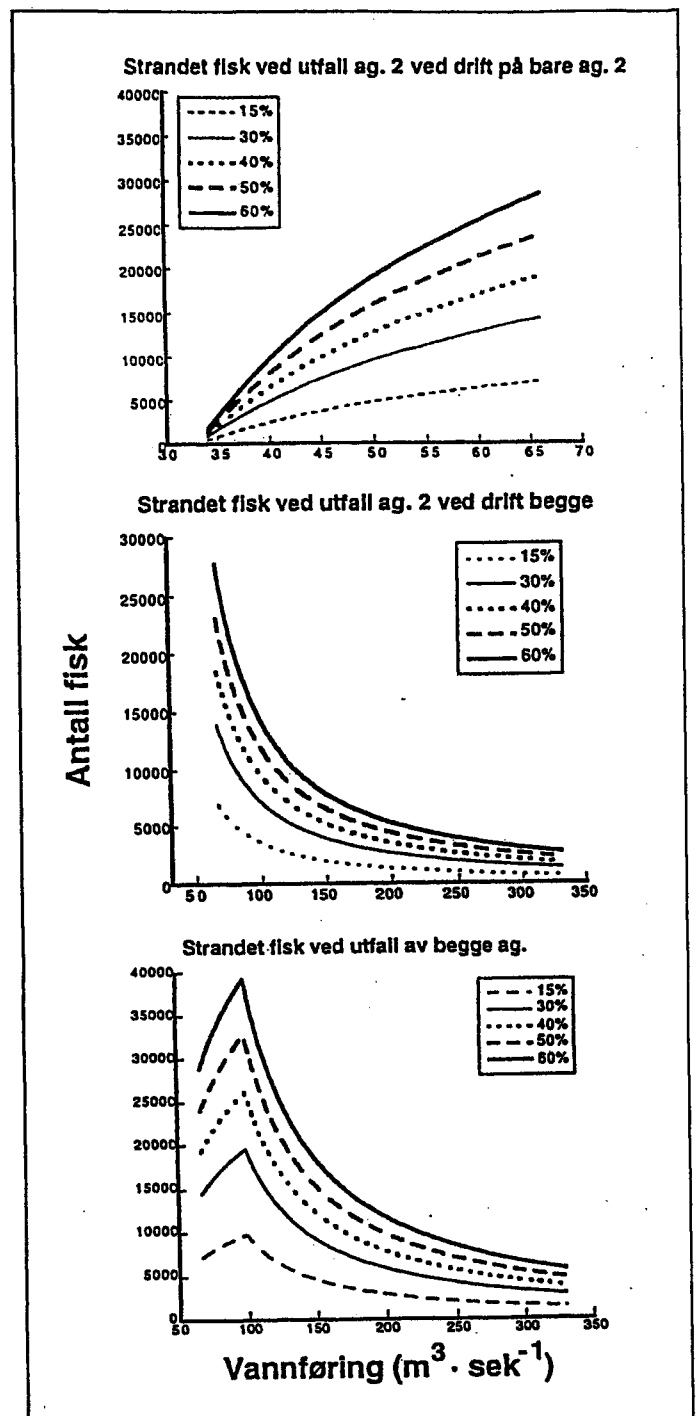
beregnet vi en dødelighet på omlag 15 % i de tørrlagte områdene. Dette estimatet betraktes som et minimum for våre simuleringer i Sautso. Som tidligere nevnt (se Vannstandsendinger og fiskeproduksjon) er laksen i Nidelva atferdsmessig tilpasset hyppige og store vannstandsendinger gjennom døgnreguleringer i flere år, og vi antar at fisken i høyere grad unngår stranding i Nidelva enn i Altaelva. I "strandingsforsøket" som ble gjennomført i Altaelva (Jensen, Koksvik & Karlsten 1992) er det gitt en gjennomsnittlig stranding på 1,5 fisk pr m². Vi kjenner ikke tettheten av fisk i Altaelva om vinteren, og måtte derfor estimere denne. Dette ble gjort ved å beregne tettheten av ungfisk ved den aktuelle vannføringen (33 m³ sek⁻¹) som en konsentrasjon av tettheten om sommeren (se ovenfor). Vi antok som tidligere nevnt at fisken bruker 50 % av tilgjengelig areal om vinteren, og videre at dette arealet er relevant for stranding. Vi får da en tetthet på 2,4 fisk pr m² ved strandingsforsøkets start, og dødeligheten blir på 60 % i strandingsforsøket i Altaelva. Laksunger er antatt å være mere utsatt for stranding om vinteren enn om sommeren fordi fisken er lite aktiv og har en lav metabolismehastighet. Vi anser derfor estimatet for dødelighet fra Altaelva som et maksimums estimat.

På bakgrunn av disse antagelser og estimater simulerte vi antall strandet fisk med utgangspunkt i tørrlagte arealer ved ulike vannføringer og ulike typer utfall med eksisterende forbitappingsventil (figur 11). Ved den verst tenkelige situasjonen, det vil si ved utfall av begge aggregater ved en vannføring på 99 m³ sek⁻¹, strander fra knappe 10 000 til 40 000 fisk avhengig av dødelighetsratene. Dette tilsvarer henholdsvis ca 5 og 22 % av all fisk i området mellom kraftverkets utløp og Harestrømmen. Antar vi at dødeligheten ligger omlag midt mellom minimums- og maksimums estimatet (40 %) strander ca 26 000 fisk tilsvarende omlag 14 % av fisken ved hvert utfall av denne typen.

Ved utfall av aggregat 2 når begge er i drift kan også mye fisk strande. Ved vannføringer like over 66 m³ sek⁻¹ varierer strandingsestimaterne fra ca 6 000 til 26 000 fisk, og med en dødelighetsrate på 40 % strander knappe 18 000 fisk tilsvarende omlag 9 % av all fisk i undersøkelsesområdet. For utfall av aggregat 2 når bare dette er i drift vil vi kunne få liknende stranding om aggregatet kjøres opp mot maksimum slukeevne.

For å kunne evaluere de ulike kompensasjonsalternativene beregnet vi hvor mange fisk som kan unngå stranding om nye ventiler blir montert. Dette ble gjort med utgangspunkt i de tidligere beregningene av spart areal (se ovenfor og figur 10). For disse beregningene benyttet vi en dødelighetsrate på 40 %, og vi beregnet gjennomsnittlig stranding ved ulike vannføringsintervall.

Antall strandet fisk kan reduseres drastisk ved å montere en ny 33 m³ sek⁻¹ forbitappingsventil (tabell 4). Ved utfall av bare aggregat 2 vil ingen fisk strande.



Figur 11. Antall fisk som strander og dør ved ulike typer utfall og ulike vannføringer. Beregningene gjelder for den omlag 4 km lange strekningen av Altaelva mellom utløpet av kraftverket og Harestrømmen. Strandet fisk er gitt for ulike dødelighetsrater (15-60 %) i de tørrlagte arealene.

Når bare aggregat 2 er i drift vil gjennomsnittlig besparelse være mellom 7 500 og 16 100 fisk. Tilsvarende vil, dersom begge aggregat er i drift og aggregat 2 faller ut, mellom 2 700 og 15 300 fisk unngå stranding. Ved utfall av begge aggregatene vil det med en ny 33 m³ sek⁻¹ ventil fortsatt strande fisk, men strandingen reduseres med fra 53 til 85 % avhengig av vannføring, med den største relative besparelsen

på de mest utsatte vannføringer. Dette betyr at om det monteres en ekstra $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil vil ekstra besparelse relativt til en $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil være på mellom 15 til 47 %, med størst relativ besparelse på høye vannføringer når relativt få fisk strandet. Ved utfall på de mest kritiske vannføringer (mellom 99 og $116 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$) vil 8 600 fisk som ville ha strandet med en $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil, unngå stranding med en $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil. Dette utgjør ca. 4,5 % av all fisk i undersøkelsesområdet.

Summerer vi gjennomsnittlig dødelighet for alle typer utfall for vannføringer mellom 33 og $99 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ får vi en besparelse på 88 % ved å montere en ny $33 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ forbitappingsventil, og en ytterligere besparelse på 12 % ved å montere en $66 \text{ m}^3 \text{ sek}^{-1}$ ventil.

Det er viktig å huske at våre beregninger for dødelighet ved stranding bare er basert på strekningen fra kraftverket til Harestrømmen, og at antall strandet fisk blir dobbelt så høyt for hele strekningen fra kraftverket og ned til Sautsovatnet. Videre viser vannstands-målingene at fall i vannstand ved utfall av aggregat kan være kraftig også for strekningen nedenfor Sautsovatnet (Østvold 1995). Stranding av laksunger antas derfor å være et problem minst ned til Kista hvor vannstanden måles. Regresjonsanalysene indikerer også at ungfiskbestanden kan være påvirket også i Sandia fiskesone. Det må imidlertid presiseres at vi pr i dag ikke har gode nok data til å evaluere dette statistisk.

Med utgangspunkt i gjennomsnittstallene for stranding kan man gjøre et grovt overslag over betydningen av de utfall som har forekommet siden kraftverket ble startet opp i 1987. Vi tar som utgangspunkt at alle utfallene skjedde på de mest ugunstige vannføringsintervallene og antar følgende:

- 1 Utfall av aggregat 2 når bare dette er i drift forekommer 1,6 ganger pr år (se Risikoevaluering) og 16 100 fisk strandet (se tabell 4).
- 2 Utfall av aggregat 2 når begge aggregat i drift forekommer også 1,6 ganger pr år og 15 300 fisk strandet.
- 3 Utfall av begge aggregat forekommer 0,4 ganger pr år og 24 800 fisk strandet.

Dette gir årlige strandinger på 60 200 fisk ($1,6 \times 16 100 + 1,6 \times 15 300 + 0,4 \times 24 800$). Under disse forutsetningene strandet ca 32 % av all ungfisk eldre enn 0+ årlig i det aktuelle området mellom kraftverket og Harestrømmen. I beregningene tar vi ikke hensyn til eventuelle fortynningseffekter av påfølgende strandinger samme år. Slike effekter vil imidlertid ha marginal betydning for våre beregninger. Dersom vi antar at vi alle år har gytere nok til å produsere en ungfisktetthet på 0,8 fisk pr m^2 , tilsvarer dette en årlig tetthetsreduksjon på 0,3 ungfisk pr m^2 eller en endring i tetthet fra 0,8 til 0,5 fisk pr m^2 . Den observerte tetthetsreduksjonen er større (se figur 2). Det kan være

flere årsaker til dette. Vi har blandt annet indikasjoner på at tettheten av ungfisk i Sautso begynte å avta allerede før kraftverket ble satt i drift. Baserer vi oss på regresjonslinjene for sammenhengen mellom tetthet av ungfisk og år (se figur 2) er tetthetsreduksjonen fra 1987 til 1994 lik reduksjonen estimert i strandingssimuleringen. Videre kan reduksjonene i ungfisk ha ført til en så stor reduksjon i antall gytere i Sautso at rekrutteringen svikter. Dette forutsetter at antall gytere er blitt så lavt at tetthetsavhengig overlevelse hos årsyngel (0+) er redusert til et minimum (se Mulige årsakssammenhenger), og at rekrutteringen (fram til alder 1+) bare er bestemt av antall rogn gytt og miljøforholdene. Reduksjon i ungfisktetthet som følge av sviktende rekruttering kan således forsterke virkningen av dødelighet ved stranding. Andre forhold enn stranding i forbindelse med utfall av aggregater kan også ha påvirket ungfisktettheten i Sautso. Av mulige faktorer er trolig irregulære vannstandsendringer, begroing og næringssvikt de mest sannsynlige.

Alle beregninger ovenfor er basert på simuleringer med en rekke forutsetninger. Disse forutsetningene, og presisjonen i våre beregninger kan diskuteres, men vi anser våre tall som realistiske relativt sett. Selv om våre antagelser ikke er helt korrekte vil estimatene for stranding likevel være gode anslag for størrelsesorden av problemet og for den relative gevinsten ved nye tiltak i kraftverket.

Tabell 4. Estimert antall fisk som strander og dør (gjennomsnitt [minimum - maksimum]) ved ulike vannføringsområder med dagens forbitappingsventil, og antall fisk som unngår stranding ved ekstra 33 m³ sek⁻¹ forbitappingsventil. Estimater er basert på at 40 % av all fisk i de tørrlagte områdene strander. Estimater for stranding med dagens forbitappingsventil angir også et maksimumsestimater for antall fisk som unngår stranding med en ny 66 m³ sek⁻¹ ventil. Forskjellen mellom en 33 og 66 m³ sek⁻¹ ventil er også gitt. Den relative frekvensen av de ulike vannføringsintervallene (gjennomsnitt for årene 1988-94) er også gitt som en indikasjon på relativ risiko for utfall (se Risikoevaluering).

Vannføring	Frekvens	Utfall ag.2 ved drift bare ag.2		Utfall ag.2 ved drift begge		Utfall begge ag.		
		Dagens løsning	Spart med ekstra 33 m ³ sek ⁻¹	Dagens løsning	Spart med ekstra 33 m ³ sek ⁻¹	Dagens løsning	Spart med ekstra 33 m ³ sek ⁻¹	Ytterligere spart med 66 m ³ sek ⁻¹
33 - 50	0,144	7 500 (1 100 - 12 700)	7 500	-	-	-	-	-
50 - 66	0,080	16 100 (12 700 - 19 000)	16 100	-	-	-	-	-
66 - 83	0,070	-	-	15 300 (12 800 - 18 500)	15 300	21 400 (19 300 - 23 300)	18 100 (17 500 - 18 900)	3 300 (1 800 - 4 400)
83 - 99	0,043	-	-	11 100 (9 700 - 12 800)	11 100	24 800 (23 300 - 26 200)	17 000 (16 500 - 17 500)	7 800 (6 800 - 8 700)
99 - 116	0,057	-	-	8 600 (7 600 - 9 700)	8 600	22 300 (19 100 - 26 200)	13 700 (11 500 - 16 500)	8 600 (7 600 - 9 700)
116 - 150	0,043	-	-	6 300 (5 200 - 7 600)	6 300	15 200 (12 200 - 19 100)	8 900 (7 000 - 11 500)	6 300 (5 200 - 7 600)
150 - 200	0,027	-	-	4 300 (3 500 - 5 200)	4 300	9 700 (7 800 - 12 200)	5 400 (4 300 - 7 000)	4 300 (3 500 - 5 200)
200 - 300	0,046	-	-	2 700 (2 000 - 3 500)	2 700	5 800 (4 400 - 7 800)	3 100 (2 300 - 4 300)	2 700 (2 100 - 3 500)

5 Konklusjoner

I Sautso har både tettheten av ungfisk og fangstene av laks avtatt drastisk etter reguleringen. Økt dødelighet ved stranding som en følge av utfall av kraftverkets aggregater er blandt de viktigste årsakene til dette. I tillegg kommer stranding som en følge av andre irregulære vannstandsendringer. Økt algebe- groing, svikt i rekrutteringen og redusert nærings- tilgang kan også ha bidratt, men betydningen av disse faktorene er vanskelig å evaluere med dagens kunnskap.

Ved å montere en ny 33 m³ sek⁻¹ forbitappingsventil i kraftverket kan en meget høy andel av fisk unngå stranding. En slik ventil vil fjerne all stranding knyttet til utfall av aggregat 2 (66 m³ sek⁻¹) alene, og redde fra 53 til 85 % av fisk som strander ved utfall av begge aggregat (33 og 66 m³ sek⁻¹). Utfall av begge aggregat oppstår ut fra driftserfaringene omlag en gang hvert annet år. Dersom disse oppstår ved ugunstige vann- føringer vil fortsatt omlag 4,5 % av all ungfisk eldre enn 0+ strande pr utfall.

Dersom en ny 66 m³ sek⁻¹ forbitappingsventil blir brukt som forutsatt vil stranding ved utfall elimineres. Gevinsten ved å montere en ny 66 i stedet for en ny 33 m³ sek⁻¹ forbitappingsventil er en ekstra besparelse på mellom 15 og 47 % av fisk som strander ved utfall av begge aggregat. For vannføringer mellom 33 og 99 m³ sek⁻¹ vil totalt omlag 88 % av fisken unngå stranding med en ny 33 m³ sek⁻¹ forbitappingsventil. Ekstra besparelse med en 66 m³ sek⁻¹ ventil blir på 12 %.

Selv om en ny forbitappingsventil vil løse problemene knyttet til stranding ved utfall av aggregater, vil vi fortsatt ha stranding ved kortvarige vannstandsfall i forbindelse med forsinkelse før forbitappingsventil er koblet inn og andre irregulære vannstandsendringer. I tillegg er det betydelig usikkerhet knyttet til effekten av økt begroing og næringsssituasjonen for laksungene.

Vi vil også påpeke det uheldige i de drastiske vannføringsreduksjonene som har funnet sted i april i forbindelse med tømning av magasinet før vårflommen. Slike reduksjoner reduserer vinteroverlevelsen hos ungfisk og ødelegger mye av den positive effekten av høyere vintervannføring etter regulering.

6 Litteratur

- Bergersen, R. 1987. Bunnfauna og ernæring hos laksunger i Altaelva nedenfor demningen, 1984-1986. - *Troms Naturvitenskap* 60: 1-69.
- Bergersen, R. 1992. Bunndyr og ernæring hos laksunger i Altaelva, 1980-92. - *Troms Naturvitenskap* 71: 1-45.
- Bo, C.A. 1992. Om Altareguleringens innvirkning på vanntemperatur- og isforhold. - Problemnotat til Altaskjønnetts sesjon i august 1992. Bodø. 36 s.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske etter lax och öring - synspunkter och rekommendationer. - *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Rapport 4-1984*: 1-33.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. - *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Brittain, J. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift - A review. - *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- Elliott, J.M. 1985. Population regulation of different life stages of migrant trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. - *J. Anim. Ecol.* 54: 617-638.
- Gustafson-Greenwood, K.I. & Moring, J.R. 1991. Gravel compaction and permabilities in redds of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. - *Aquaculture and Fisheries Management* 22: 537-540.
- Heggberget, T.G. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 845-849.
- Heggberget, T.G., Hansen, L.P. & Næsje, T.F. 1988. Within-river spawning migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1691-1698.
- Heggberget, T.G., Johnsen, B.O., Hindar, K., Jonsson, B., Hansen, L.P., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1993. Interactions between wild and cultured Atlantic salmon. A review of the Norwegian experience. - *Fisheries Research* 18: 123-146.
- Heggberget, T.G., Lund, R.A., Nyman, N. & Ståhl, G. 1986. Growth and genetic variation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from different sections of the river Alta, North Norway. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1828-1835.
- Heggenes, J. 1993. Habitatkrav hos laksefisk. - I Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenes, O., red. *Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. Vassdragsregulanten- es Forening og Norges Vassdrags og Energiverk* 13, s. 462-483.
- Hunter, M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. - *State of Washington Department of Fisheries. Technical Report 119*, 31 s.

- Huru, H. 1984. Konesjonsundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-1983. Bunnfauna og ernæring hos lakseunger. - Tromsø Naturvitenskap 41: 1-104.
- 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. 1993. High winter discharge after regulation increases production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the River Orkla, Norway. - I Gibson, R.J. & Cutting, R.E., red. Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118: 175-177.
- Hvidsten, N.A., Heggberget, T.G. & Hansen, L.P. 1994. Homing and straying of hatchery-reared Atlantic salmon, *Salmo salar* L., released in three rivers in Norway. - Aquaculture and Fisheries Management 25, Supplement 2: 9-16.
- Hvidsten, N.A. & Lund, R.A. 1988. Predation of hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Orkla, Norway. - J. Fish Biol. 33: 121-126.
- Hvidsten, N.A. & Møkkelgjerd, P.I. 1987. Predation on salmon smolts, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Surma, Norway. - J. Fish Biol. 30: 273-280.
- Jensen, A.J. 1984. Konesjonsundersøkelser i Alta-Kautokeinovassdraget 1980-1983: Plankton og drivfauna. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene. Rapport 6-1984. 37 s.
- 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, J.W. & Koksvik, J.I. 1993. Fiskerisakkyndig uttalelse om reguleringens virkning på den lakseførende strekning av Altaelva. - Alta-utbyggingen. Fiskeskjønn.
- Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Karlsen, L. 1992. Rapport fra forsøk med korttidsregulering av Altaelva 07.04.92. - Stensil, 5 s.
- Koksvik, J.I. 1995. Framdriftsrapport for undersøkelser av bunnfauna og ernæring hos laksunger i Altaelva. - Stensil, 19 s.
- Krokli, B. 1994. Vannlinjeberegning for Altaelv (212.Z). - Norges vassdrags- og energiverk. Hydrologisk avdeling. Rapport 16-1994. 11 s + vedlegg.
- Lund, R.A., Økland, F. & Heggberget, T.G. 1994. Utviklingen i laksebestandene i Norge før og etter reguleringene av laksefisket i 1989. - NINA Forskningsrapport 54: 1-46.
- McNeil, W.J. 1969. Survival of pink salmon eggs and alevins. - I Northcote, T.G., red. Symposium on Salmon and Trout in Streams. Vancouver, H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, University of British Columbia. s. 101-119.
- Olson, F.W. 1990. Downramping regime for power operations to minimize stranding of salmon fry in the Sultan River. - Contract report by CH2M Hill (Bellevue, WA) for Snohomish County PUD 1: 1-70.
- Peterson, R.H. 1978. Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams. - Fisheries and Marine Services Technical Report 785: 1-28.
- Saksgård, L.M., Heggberget, T.G., Jensen, A.J. & Hvidsten, N.A. 1992. Utbygging av Altaelva - virkninger på laksebestanden. - NINA Forskningsrapport 34: 1-98.
- Statkraft 1991. Alta-utbyggingen. Skjønn. De hydrologiske forholdene i vassdraget etter kraftverket ble satt i drift. - Stensil, 24 s.
- Statkraft 1995. Søknad om varig manøvreringsreglement for Alta kraftverk. - Statkraft, 26 s.
- Stradmeyer, L. & Thorpe, J.E. 1987. Feeding behaviour of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in mid- to late summer in a Scottish river. - Aquaculture and Fisheries Management 18: 33-49.
- Wankowski, J.W.J. & Thorpe, J.E. 1979. Spatial distribution and feeding in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. juveniles. - J. Fish Biol. 14: 239-247.
- Wolff, S.W., Wesche, T.A., Harris, D.D. & Hubert, W.A. 1990. Brown trout population and habitat changes associated with increased minimum low flows in Douglas Creek, Wyoming. - U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington D.C., Biological Report 90: 1-20.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. - Chapman and Hall, London.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - J. Wildl. Mgmt. 22: 82-90.
- Østvold, E. 1995. Sak 1109. Skjønn Alta. Vannstandsvariasjoner 1992-95. Nytt manøvreringsreglement. - Utredning datert 16. mars 1995. 7 s + vedlegg.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0646-3

392

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**