

Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger

Samlerapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i perioden 2003-2010

Gunnbjørn Bremset
Bjørn Ove Johnsen
Terje Bongard



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger

**Samlerapport fra ferskvannsbiologiske
undersøkelser i perioden 2003-2010**

Gunnbjørn Bremset
Bjørn Ove Johnsen
Terje Bongard

Bremset, G., Johnsen, B.O og Bongard, T. 2011. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger. Samlerapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i perioden 2003-2010. – NINA Rapport 602, 122 sider.

Trondheim, januar 2011

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2179-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ola Ugedal

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Kjetil Hindar (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Statkraft Energi AS

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Sjur Gammelsrud

FORSIDEBILDE

Nedre del av Daleelva i oktober 2007.

Fotografi: Gunnbjørn Bremset

NØKKELOORD

Daleelva

Laks

Sjøaure

Vannkraftutbygging

Forsuring

Fiskeproduksjon

Tiltak

KEY WORDS

River Daleelva

Atlantic salmon

Sea trout

Hydro power development

Acidification

Fish production

Mitigating measures

Sammendrag

Bremset, G., Johnsen, B.O. og Bongard, T. 2011. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger. Samlerapport fra ferskvannsbioologiske undersøkelser i perioden 2003-2010. – NINA Rapport 602, 122 sider.

I perioden 2003-2010 er det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva for å bedre kunnskapen om bestandstilstanden hos laks og sjøaure. I prosjektet inngår også en evaluering og optimalisering av gjennomførte tiltak (terskler, biotopjusteringer i sidebekker, utsetting av én-somrige laksunger) samt tilrådingen om nye kompensasjonstiltak.

Fangsten av laks i Daleelva har økt fra et lavt nivå på 1970-tallet. Fangstøkningen rundt årtusenskiftet, som ble toppet med en rekordfangst på 1141 kg i 2004, skyldtes blant annet økt antall ut-satt laks og rømt oppdrettslaks, men var også en del av en nasjonal tendens som trolig skyldtes økt sjøoverlevelse. Laksens gjennomsnittsvekt i sportsfiskefangstene i perioden 1979-2009 har vært økende, fra om lag 2 kg tidlig i perioden til om lag 3,5 kg sent i perioden. Dette har primært sammenheng med at andelen smålaks har avtatt i fangstene. Det er grunn til å tro at denne endringen også har en sammenheng med en økende andel rømt oppdrettslaks i fangstene. I perioden 2003-2009 har elvebeskatningen av laks ligget i området 54-65 %. Beskatningen av smålaks har jevnt over vært høyere enn mellomlaks og storlaks.

Fangsten av sjøaure har i likhet med laksefangsten avtatt siden første del av 1970-tallet. I perioden 1970-1990 ble det i de fleste år fanget 100-300 sjøaurer i Daleelva. Etter 1990 har fangsten de fleste år vært lavere enn 100 sjøaurer, og i undersøkelsesperioden 2003-2009 har det aldri blitt fanget opp mot 100 sjøaurer. Man har sett en liknende utvikling i andre sjøaurebestander i Sognefjorden, noe som tyder på at nedgangen i Daleelva har vært del av en regional trend. Dette tilsier at det er én eller flere bestandsreduserende faktorer som påvirker sjøauren i sjøfasen. Det er nærliggende å anta at oppblomstringen i mengden lakselus utover 1990-tallet er en vesentlig del av forklaringen på nedgangen i sjøaurebestandene i Sognefjorden.

Det har blitt registrert en nedgang i mengden gytefisk av laks og sjøaure i løpet av undersøkelsesperioden 2003-2009. Mengden gytefisk av begge arter er omtrent halvert fra første til andre del av undersøkelsesperioden. I alle undersøkelsesår har det vært mer gytelaks i øvre enn i nedre del av Daleelva, til tross for at hovedmengden av egnet gytesubstrat for laks er i nedre deler av vassdraget. I motsetning til hos gytelaks har det alle år vært en klar overvekt av gytemoden sjøaure i nedre del av vassdraget. Denne fordelingen gjenspeiler i stor grad tilgangen på egnet gytesubstrat for sjøaure.

Gyteforholdene i øvre halvdel av vassdraget er begrenset på grunn av mye grovt bunnsubstrat. Det grove substratet er i hovedsak et resultat av de kraftige flommene som inntreffer forholdsvis ofte i Daleelva, og som har hatt en dimensjonerende effekt både bunnsubstrat om elveløp. Det er grunn til å anta at tilgang på egnet gytesubstrat er en begrensende faktor for lakseproduksjon i Daleelva. Spesielt tettheten av laksyngel (0+) er lav i øvre halvdel av vassdraget (mindre enn 10 individ per 100 m²), noe som neste omgang resulterer i lave tettheter av eldre laksunger (mindre enn 20 individ per 100 m²). Samlet sett gir derfor øvre del av vassdraget lite bidrag til årlig produksjon av laksesmolt i vassdraget.

Ungfiskundersøkelsene i perioden 2003-2009 viste gjennomgående lave tettheter av både laks og aure. Midlere tettheter av eldre ungfisk på henholdsvis 9-28 (laks) og 8-26 (aure) per 100 m² er mindre enn halvparten av hva som normalt kan forventes. Det var høyere tetthet av årsyngel (0+) av begge arter i de nedre delene av vassdraget. Forekomsten av årsyngel gjenspeilte i store trekk forekomsten av egnet oppvekstområde for små fiskunger. De laveste tetthetene av eldre ungfisk av laks og aure ble funnet i den nederste sonen. Denne delen av Daleelva har generelt sett det fineste bunnsubstratet, og er derfor også minst egnet som oppvekstområder for eldre fiskunger (mangel på skjul).

Enkelte årsklasser av laks har vist seg å være betydelig sterkere enn andre. Laks som ble klekket i 2001 tilhørte en slik spesielt sterk årsklasse, og har dominert både ungfiskbestandene og kohortene av voksen laks i påfølgende år. Laks klekket i 2004 synes også å være en spesielt sterk årsklasse, noe som trolig har gitt gode smoltutganger i 2007 og 2008. Oppskalering av ungfisktettheter tilsier at det i undersøkelsesperioden har blitt produsert i størrelsesorden 9 000-15 000 pre-smolt av laks. Med normal vinterdødelighet tilsvarer dette i størrelsesorden 4 500-7 500 lakse-smolt. Denne smoltproduksjonen har ikke vært tilstrekkelig til å oppnå gytebestandsmålet i alle år, selv ikke med bidraget fra utsatte laksunger. Det foreslåtte gytebestandsmålet på 392 600 lakserogn ble trolig oppnådd i perioden 2003-2006, men har sannsynligvis ikke blitt oppnådd i de tre siste årene av undersøkelsesperioden. Dersom man tar utgangspunkt i et tilsvarende gytebestandsmål for sjøaure, er det bare i 2003 at et slikt gytebestandsnivå hadde vært oppnådd.

Bunndyrundersøkelsene i perioden 2008-2010 viste få forsureningssensitive arter og svært lave tettheter av bunndyr i Daleelva. De lave tetthetene skyldes trolig en kombinasjon av vassdragsregulering, forsurening og sekundæreffekter av store flommer med utvasking. Selv om det ble utført regelmessige undersøkelser over lang tid i Daleelva, ble det påvist få arter av sentrale bunndyrgrupper som døgnfluer (2), steinfluer (13) og vårfluer (12). Dette er vesentlig lavere enn de 90 artene som er registrert i Sogn og Fjordane, og også vesentlig lavere enn det artsantallet (60-70) man skulle forvente fra et vassdrag av denne størrelsen, hvis det også brukes fellefangst av voksne individer (Malaisefeller).

Bestandene av laks og sjøaure i Daleelva er negativt påvirket av forsurening, vassdragsregulering, beskatning, ekstremflommer, flomsikringsarbeider og andre fysiske inngrep i vassdraget. I tillegg kommer bestandsreducerende faktorer utenfor vassdraget, slike som lusepåslag på utvandrende smolt, ugunstige temperatur- og næringsforhold i havet og sjøbeskatning. Det sammensatte trusselfbildet gjør det vanskelig å isolere påvirkninger fra enkeltfaktorer.

Vannanalyser, bunndyrundersøkelser og undersøkelser av gjellelev hos laksunger viser at vassdraget i perioder er kraftig påvirket av forsurening. Ungfiskundersøkelser i perioden etter 1990 tyder på sviktende rekruttering hos både laks og aure i flere av de undersøkte årene. Effekter av forsurening kan trolig forklare mye av denne rekrutteringssvikten. Analyser av gjellelev fra presmolt laks om våren har vist til dels svært høye verdier av aluminium. Situasjonen våren 2008 var spesielt ugunstig for ungfiskbestanden av laks, da målte verdier hos enkeltfisk tydet på akutt dødelighet. Samlet sett har trolig forsursingsrelatert dødelighet halvert lakseproduksjonen i undersøkelsesperioden.

Et sentralt fiskeforsterkende tiltak i Daleelva er årlige utsettinger av om lag 20 000 énsomrige laksunger. Et annet tiltak er tilrettelegging for fiskeproduksjon utenom hovedstrengen ved etablering av omløpskanaler og enkle kalkingstiltak i sidebekker og omløpskanaler. Utsatt laks har i deler av undersøkelsesperioden utgjort en betydelig del av laksebestanden i Daleelva. Størrelsen på settefisk og lav forekomst av settefisk fra tidligere år, tyder på at settefisk går ut av vassdraget som ettårs smolt. Det er ingen indikasjoner på at laks har benyttet sidebekker og omløpskanaler som gyteområder. Derimot ble det gjennom hele undersøkelsesperioden funnet brukbare tettheter av årsyngel og eldre ungfisk av aure, noe som tilsier at sidebekkene er viktige gyte- og oppvekstområder for sjøaurebestanden i Daleelva. Samlet sett bidrar sidebekker og omløpskanaler trolig med en betydelig andel av produksjonen av auresmolt i vassdraget.

Det er nødvendig å iverksette en rekke fiskeforsterkende tiltak for å sikre livskraftige bestander av laks og sjøaure i Daleelva. De fleste elementene av tiltakspakken kan gjøres i selve vassdraget. Det viktigste fiskeforsterkende tiltaket er å iverksette en storskala kalking i Høyangervassdraget. Vannkvaliteten må bedres vesentlig for at vannkjemiske forhold skal bli tilfredsstillende for vekst og overlevelse hos egg, yngel og smolt. Ved en bedring av vannkvalitet vil man også ivareta bunndyr og andre vannlevende organismer som er ømfintlige for surt vann. Det er nylig utarbeidet en kalkingsplan for Høyangervassdraget, der det foreslås et doseringsanlegg i tilknytning til det nye Eiriksdal kraftverk.

Om lag 90 % av nedbørsfeltet til Høyangervassdraget er reguleringspåvirket, og vannføringen i Daleelva er vesentlig redusert som følge av reguleringene. Kraftverksdriften bør innenfor gjeldende rammer innrettes på en mest mulig miljøvennlig måte, slik at det blant annet sikres gode utvandringsforhold for smolt og gode oppvandringsforhold for tilbakevandrende laks og sjøaure. I første omgang er det driften av kraftstasjonene K2 og K5 som vil ha betydning for fiskeproduksjon. I framtida vil det nye Eiriksdal kraftverk ha stor betydning, ikke minst på grunn av at det i konsesjonen er fastsatt en rekke vilkår som er utformet med tanke på fiskebestandene i vassdraget.

Biotoptiltak som forbygginger og terskelbygginger har blitt utformet med tanke på flomdemping. Biotoptiltakene bør i større grad innrettes slik at de styrker fiskeproduksjonen. Modifisering av terskler, reetablering av kantvegetasjon i forbygninger og utlegging av egnet gytesubstrat er viktige tiltak for å øke naturlig produksjon av laks og sjøaure.

For å redusere beskatningen av laks og sjøaure før disse vandrer opp i Daleelva, bør det etableres en utvidet munningsfredningssone som omfatter utløpet av kraftstasjon K5. Fiskeregulerende tiltak som sesongkvoter og døgnkvoter bør videreføres for å holde beskatningen av laks og sjøaure på et bærekraftig nivå. Framtidig elvebeskatning må i større grad tilpasses årlig innsig, slik at gytebestandsmålet oppnås dersom innsiget gir grunnlag for dette. Arbeidet med å sortere ut rømt oppdrettsfisk bør videreføres i vassdraget. I fiskesesongen kan rettet fiske blant sportsfiskere bidra positivt, og etter fiskesesongen kan fangst av oppdrettsfisk under lysfiske være effektivt.

Ut fra nåværende bestandsstatus og sannsynlig bestandsutvikling i kommende år, anbefales det å opparbeide en stamfiskbeholdning av laks fra Daleelva. Stamfiskbeholdningen kan enten være en del av et genbankanlegg, eller være en del av et nytt, lokalt kultiveringsanlegg.

Valg av kultiveringsstrategi avhenger av både reguleringsinngrep og forsureingssituasjon. Det er derfor naturlig å vurdere kultiveringsstrategi ut fra tre forskjellige forutsetninger; a) dagens situasjon, b) nytt kraftverk og ingen kalking og c) nytt kraftverk og kalking.

- a) I dagens situasjon med vesentlig fraføring av vann og dårlig vannkvalitet, anbefales en kombinasjon av smoltutsettinger, rognplanting og enkle kalkingstiltak. Smoltutsettinger vil være bærebjelken i kultiveringsarbeidet, og årlig omfang bør være i størrelsesorden 10 000-20 000 ettårs laksesmolt.
- b) I en framtidig situasjon med mindre fraføring av vann og fortsatt dårlig vannkvalitet, anbefales en kombinasjon av rognplanting, smoltutsettinger, utlegging av gytesubstrat og enkle kalkingstiltak. Behovet for smoltutsettinger vil være noe lavere enn i dagens situasjon, og årlig omfang bør være i størrelsesorden 5 000-10 000 ettårs laksesmolt.
- c) I en framtidig situasjon med mindre fraføring av vann og vesentlig bedret vannkvalitet, anbefales en kombinasjon av rognplanting, utlegging av gytesubstrat og enkle kalkingstiltak. Omfanget på rognplanting avpasses i forhold til naturlig gyting, slik at gytebestandsmål for laks i Daleelva oppnås hvert år.

Gunnbjørn Bremset, Bjørn Ove Johnsen og Terje Bongard, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

E-post: Gunnbjorn.Bremset@nina.no; Bjorn.O.Johnsen@nina.no; Terje.Bongard@nina.no

Abstract

Bremset, G., Johnsen, B.O. og Bongard, T. 2011. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger. Samlerapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i perioden 2003-2010. – NINA Rapport 602, 122 pp.

During the period 2003-2010 studies have been conducted in River Daleelva to improve the knowledge of the salmon and sea trout populations. The main goal has been to evaluate the effect of and to optimize mitigating measures (27 weirs, habitat adjustments in brooks and annual releases of 20 000 one-summer old salmon juveniles) and to recommend new mitigating measures.

The salmon catches have increased from low levels in the 1970's. The highest annual catches ever recorded have occurred in years after the millennium change (highest catch 1141 kg in 2004). Increased catches may be due to several factors, included increased survival in the sea because of warmer climate and increased catches of stocked and escaped farmed fish. The average size of salmon has increased from approximately 2 kg in the early 1980's to approximately 3.5 kg during recent years. The main reason is the decreasing proportion of grilse in the river catches. In addition, there has been increasing numbers of escaped farmed salmon, usually observed in sizes ranging 3-7 kg when ascending the rivers; a feature also being recorded in River Daleelva.

During the period 2003-2009 the mean exploitation rate of salmon has been ranging between 54 and 65 %. The exploitation rate during the investigation period has been higher for grilse compared to two-winter-sea and multi-winter-sea salmon. The exploitation rate was significantly higher for salmon (57-63 %) than for sea trout (10-13 %) in Daleelva in the period 2003-2005. During recent years the exploitation of sea trout has decreased even more, due to strong regulations and ban of sea trout periods in some periods.

Sea trout catches have decreased since the beginning of the 1970's, and the numbers of fish ascended during the years 2003-2009 was significantly and successively reduced. The sea trout catches from most populations inhabiting the Sognefjorden fjord system show the same trend in recent years, a trend indicating that a common factor may pose losses to the populations. It is a reasonable explanation that this factor may be found within marine areas shared by the different trout populations. The increased levels of sea lice which have been documented since the early 1990's, is most likely a principle factor explaining the diminishing returns of sea trout.

During the period 2003-2009 the spawning populations of both species were successively reduced in numbers, a development that more or less succeeded throughout the investigation period. In general, the number of spawners has been reduced by 50 % from the first to the second part of the investigation period. The number of spawning salmon has been higher in the upper parts of the river, in spite of that the highest occurrence of spawning habitats is located in the lower parts of River Daleelva. Spawning sea trout has been observed in highest numbers in the lower parts, which is in accordance with the most suited spawning areas for that species.

The availability of suited spawning habitat in the upper reaches is limited due to high proportion of coarse river bed substrata. Spawning habitat is consequently assumed to be a limiting factor for fish production in River Daleelva. This assumption is supported by the very low density of young-of-the-year (YOY) salmon, typically less than 10 individuals per 100 m², which in turn results in low densities of older salmon juveniles (less than 20 individuals per 100 m²). As a total, the upper reaches of the river contributes to a small extent to the total smolt output in River Daleelva.

Electrofishing surveys during the period 2003-2009 demonstrated generally low densities of juvenile salmon and trout. Mean parr densities of 9-28 and 8-26 per 100 m² for salmon and trout, respectively are considerably less than what should normally be expected. Higher densities of YOY of both species in the lower compared to the upper reaches reflected to a large extent the availability of suitable spawning and nursery habitats. The lowest densities of parr were recorded in the

lowest of four river compartments. The river bed of this compartment consists mainly of finer substrata, thus less suited as parr habitat due to lack of shelter for larger juveniles.

Based on the recorded densities of juvenile salmon it is estimated a yearly production of 9 000-15 000 presmolt salmon. Assuming normal mortality rates these densities correspond to a natural production of 4 500-7 500 salmon smolts. The natural smolt production have not been sufficient to meet the suggested spawning target of 392 600 salmon eggs each year, even when taking into account the contribution from the stocking program. It is concluded that the spawning target for salmon was probably achieved in 2003-2006, but in the period 2007-2009 the spawning target was most likely not fulfilled.

During the period 2006-2010, frequent sampling of benthic invertebrates was performed in Daleelva. The results showed that Daleelva has extremely low densities and low diversity of all groups of benthos. These effects are probably a combination of hydropower regulation, acidification and extreme flows which cause wash-outs of organic debris. The number of specimens per sample is too small to reveal any significant changes in species number or abundances throughout the reported period.

Findings of few invertebrates being sensitive towards acidification, low numbers of specimens per sample (especially in 2004) and a larger part of species of stone flies being tolerant towards acidification than expected, indicate some damage by acidification in the river. This is in accordance with results from water analyses and results from chemical and histological analyses of gills of parr in River Daleelva at the end of the 1990's as well as in 2004 and 2005; results demonstrating critical levels of pH and severe injury to fish health due to acidification.

Water analyses, invertebrate surveillance and analyses of gill aluminium have given comprehensive evidence for acidification effects in River Daleelva. Electrofishing surveys conducted since 1990 have documented failed recruitment in salmon and trout. Effects of acidic water seem to have been a major reason for this failure. Spring analyses of gill aluminium in presmolt salmon have shown levels far above what is documented to affect physiological processes, and in May 2008 the majority of presmolt had sublethal levels and some had lethal levels of gill aluminium. As a whole, the overall mortality due to acidification most likely has reduced the salmon production by more than 50 %.

The water course is heavily modified by hydro power development, and about 90 % of the catchment area is affected. As a consequence the water flow of the river is significantly reduced. The future manoeuvring scheme of power plants should be more environmental friendly, in order to facilitate migration conditions for smolts and returning adults. In the nearest future focus should be on the power plants K2 and K5. A new power plant is under construction (Eiriksdal power plant), and a number of environmental constrictions will apply for the new power plant that are intended to improve conditions for fish production.

A principle mitigation measure in River Daleelva is yearly stockings of around 20 000 one-summer-old salmon. Hatchery-reared salmon has constituted a substantial part of the total catch in parts of the investigation period, up to 60 % in 2003. Another important measure is increasing the production area by making bypasses and feeding tributaries with water from the main stem. The small tributaries or brooks are important for production of brown trout. Even though the area of the tributaries is small compared to the main river, they contribute to a significant part of the smolt production of trout. Several of these are constructed channels in which water is lead from the main river and redirected further down. Further constructions of such channels are recommended as a measure to strengthen the sea trout population provided that the main river has the capacity to provide the water supply without suffering loss of habitat itself. Water quality in these channels can be effectively improved by liming efforts at a low expense.

In order to conserve and enhance the stocks of salmon and trout in River Daleelva, it is necessary to apply a set of mitigation measures. The single most important measure is to improve the water quality by a large scale liming program. The water quality must be significantly improved to meet the demands of invertebrates and fish. A liming plan has recently been designed for the water course of River Daleelva, suggesting a large scale liming facility in connection to the new Eiriksdal power plant.

Biotope modifications as channelization and construction of weirs have been designed to reduce the effects of severe floods. In the future these biotope modifications should be design in a more environmental friendly. Optimization of weir design, reestablishment of riparian vegetation and supply of suitable substrata for spawning and nursery are important measures to increase the natural production of invertebrates and fish.

In order to reduce the exploitation of salmon and trout in the estuary, it should have been established a protection zone in the areas closest of the river mouth. This protection zone ought to include the outlet of power plant K5. Other measures to decrease the exploitation rates are restrictions in terms of quotas, and directed fishery on escaped farmed salmon instead of depleting wild salmon and sea trout.

On the basis of population status and probable population development in the nearest future, it is recommended to establish a broodstock of salmon from River Daleelva. This broodstock could be at part of a gene bank facility, or be a compartment of a new hatchery situated at River Daleelva.

Choice of stocking strategy is largely depending on regulation impacts and acidification status. It is consequently wise to consider stocking strategy on the basis of three different prospects; a) present situation, b) new power plant and no liming and c) new power plant and liming.

- a) In the present situation with acidic water and considerably reduced water discharge, a combined strategy of stocking of smolts, planting of eggs and habitat restoration is recommended. Stocking of smolts will be the main mitigation measure, and yearly stockings should consist of 10 000-20 000 one-year-old smolts.
- b) In a future situation with acidic water and less reductions in water discharge, a combined strategy of egg planting, smolt stockings and habitat restoration is recommended. The need for smolt stockings will be less than at present, and yearly stockings should consist of 5 000-10 000 one-year-old smolts.
- c) In a future situation with significant improved water quality due to liming and less reductions in water discharge, a combined strategy of egg planting and habitat restoration is recommended. The extent of egg planting should be adjusted to natural spawning, in order to achieve the spawning target for salmon all years.

Gunnbjørn Bremset, Bjørn Ove Johnsen og Terje Bongard, Norwegian Institute for Nature Research, PO Box 5685, 7485 Trondheim, Norway.

E-mail: Gunnbjorn.Bremset@nina.no; Bjorn.O.Johnsen@nina.no; Terje.Bongard@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	6
Innhold	9
Forord	11
1 Innledning	12
2 Områdebeskrivelse	13
2.1 Generell beskrivelse	13
2.2 Vannkraftutbygging	18
2.3 Kompenserende tiltak	20
3 Metoder og materiale	23
3.1 Fangststatistikk	23
3.2 Analyse av skjellprøver	23
3.3 Registrering av gytefisk	24
3.4 Ungfiskundersøkelser	24
3.5 Analyser av gjellevev	26
3.6 Bunndyrundersøkelser	27
4 Resultater	30
4.1 Fangststatistikk	30
4.2 Analyse av skjellprøver	37
4.3 Registrering av gytefisk	40
4.4 Ungfiskundersøkelser	42
4.5 Aluminium på gjellevev	52
4.6 Bunndyrundersøkelser	54
5 Diskusjon	56
5.1 Elvefangst av laks og sjøaure	56
5.1.1 Metodiske begrensninger	56
5.1.2 Endringer i fangst	56
5.1.3 Regional utvikling i elvefangst	57
5.2 Bestandssammensetning	59
5.2.1 Metodiske begrensninger	59
5.2.2 Villaks	59
5.2.3 Utsatt laks	60
5.2.4 Rømt oppdrettslaks	61
5.2.5 Sjøaure	62
5.3 Gytefiskbestander	63
5.3.1 Metodiske begrensninger	63
5.3.2 Mengde gytefisk	63
5.3.3 Fordeling av gytefisk	64
5.3.4 Gytebestandsmål	64
5.4 Ungfiskbestander	66
5.4.1 Metodiske begrensninger	66
5.4.2 Tetthet av ungfisk	67
5.4.3 Aldersstruktur og årsklassestyrke	71
5.4.4 Vekst	72
5.4.5 Aluminium på gjellevev	74
5.4.6 Produksjon av presmolt	74

5.5	Bunndyrsamfunn	76
5.5.1	Metodiske begrensninger	76
5.5.2	Forekomst og tetthet	76
6	Bestandsreducerende faktorer	79
6.1	Vassdragsregulering	79
6.2	Andre fysiske inngrep	82
6.3	Forsuring	83
6.4	Beskatning	85
6.5	Smolttap som følge av inngrep	86
7	Kompensasjonstiltak	87
7.1	Bedring av vannkjemi	87
7.2	Miljøvennlig kraftverksdrift	87
7.3	Optimalisering av kultiveringsstrategi	88
7.4	Optimalisering av habitattiltak	91
7.5	Tilrettelegging for sjøaure	93
7.6	Rettet fiske og sorteringsfiske	94
7.7	Utvidet munningsfredningssone	95
8	Konklusjoner og anbefalinger	96
8.1	Konklusjoner	96
8.2	Anbefalinger	98
9	Referanser	99
10	Vedlegg	108
10.1	Fangst av laks og sjøaure i Daleelva i perioden 1970-2009	108
10.2	Laksefangst i vekt i Daleelva i perioden 1970-2009	109
10.3	Andel smålaks i Daleelva i perioden 1970-2009	110
10.4	Fordeling av laksefangst i ulike deler av Daleelva	111
10.5	Sjøaure i Daleelva med ett til fire sjøopphold	112
10.6	Sjøaure i Daleelva med fem til åtte sjøopphold	113
10.7	Analyser av gjellelev våren 2008	114
10.8	Analyser av gjellelev våren 2009	115
10.9	Analyser av gjellelev våren 2010	116
10.10	Bunndyrprøver i Daleelva i perioden 2003-2005	117
10.11	Bunndyrprøver i Daleelva i perioden 2006-2010	118
10.12	Bunndyrprøve fra Siploelva i september 2009	122

Forord

Etter oppdrag fra Statkraft Energi AS har Norsk institutt for naturforskning (NINA) foretatt fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva i perioden 2003-2010.

Vi vil spesielt takke Svein Arne Forfod for en uvurderlig innsats med å samle inn felldata for bunndyr, ungfisk og gytefisk, samt innsamling av skjellprøver og registrering av elvefangst i hele undersøkelsesperioden. Svein Arne takkes i tillegg for all annen nyttig informasjon som har bidratt til gjennomføringen av prosjektet. Vi vil samtidig uttrykke vår dype medfølelse med Svein Arnes etterlatte etter hans alt for tidlige bortgang.

John Anton Gladsø, Bård Ottesen og Ørjan Aardal har deltatt i registrering av gytefisk, Høyanger Jakt- og Fiskelag har bidratt med innsamling av fangststatistikk og skjellprøver, mens John Anton Gladsø og Kjersti Hanssen har deltatt under det elektriske fisket. Alle disse takkes herved.

Takk går også til våre kolleger Jan Gunnar Jensås og Gunnel Marie Østborg for analyser av skjell fra henholdsvis ungfisk og voksenfisk, og til Hans-Christian Teien og Tove Loftaas ved Universitet for miljø- og biovitenskap (UMB) for analyser av gjellelev.

I de første årene av undersøkelsesperioden ble prosjektet organisert av Roar Asbjørn Lund og Bjørn Ove Johnsen. I forkant av feltarbeidet i 2007 kom Gunnbjørn Bremset inn som erstatning for Roar Asbjørn Lund.

Vi takker Statkraft Energi AS for oppdraget.

Trondheim, mars 2011

Gunnbjørn Bremset
prosjektleder

1 Innledning

De ferskvannsbiologiske undersøkelsene i Daleelva i perioden 2003-2010 har vært gjennomført på oppdrag fra Statkraft Energi AS. Innholdet i undersøkelsesprogrammet har vært fastsatt i dialog mellom regulanten Statkraft og påleggsmyndigheten Direktoratet for naturforvaltning. Formålet med undersøkelsesprogrammet er som følger:

- Overvåking av bestandstilstanden hos laks og sjøaure i Daleelva,
- Evaluering av effekten av og optimalisering av iverksatte tiltak (terskler, biotopjusteringer i sidebekker og utsetting av énsomrige laksunger),
- Tilråding av eventuelle nye kompensasjonstiltak.

Det er tidligere vist at Daleelva er påvirket av sur nedbør (Åtland med flere 1998a) og at laks- og sjøaurebestandene er redusert som følge av sterk regulering av vassdraget til kraftformål (Åtland med flere 1998b). Daleelva har en ustabil vannkjemi og det er registrert fiskedød i sammenheng med sure episoder, der det har vært svært høye konsentrasjoner av labilt aluminium (Åtland med flere 1998a). Det er utarbeidet en kalkingsplan for vassdraget (Hindar 1997), som ble revidert i 2010 (Garmo med flere 2010).

Et vanlig trekk ved regulerte vassdrag er at tapping av vann fra høytliggende magasiner fører til endringer i vanntemperaturen i elva nedenfor kraftverksutløpet (Johnsen med flere 2010). Slike temperaturendringer kan påvirke viktige fiskebiologiske faktorer som utviklingshastighet hos fiskeegg, klekketidspunkt, og ungfiskens tilvekst og næringsgrunnlag. I Daleelva er det funnet at énsomrig aure ovenfor utløpet av kraftverket var signifikant større enn aure med samme alder nedenfor kraftverket. Den markerte forskjellen ble tilskrevet en lavere vanntemperatur på strekningen nedenfor kraftverket (Åtland med flere 1998b).

Det er også påpekt at manøvreringen av kraftverket, som ligger i øvre del av den lakseførende strekningen i Daleelva, kan medføre raske endringer i vannføring og påfølgende stranding av ungfisk (Åtland med flere 1998b). Videre er elveløpet rettet ut og steinsatt på flere strekninger. For å kompensere for redusert vannføring er det bygd til sammen 27 Syvde-terskler. På partiene mellom tersklene er elva relativt hurtigrennende og substratet er dominert av grov stein. Det er påpekt at den omfattende terskelbyggingen kan ha favorisert aure siden reduksjonen av vannhastighet i terskelbassengene gjør disse områdene mer egnet for aure enn for laks (Åtland med flere 1998b).

Avtalen som foreligger mellom regulanten og Høyanger Jakt- og Fiskelag (avtale av 13.06.75 med tillegg av 12.09.77) om årlig utsetting av 10 000 settefisk av aure/laks i Daleelva, er et ytterligere kompensasjonstiltak vedrørende effekter av reguleringen av vassdraget.

I perioden 2003-2007 ble det utført ungfiskundersøkelser i hovedløpet og i sidebekker til Daleelva. I tillegg er skjellprøver av ungfisk og voksenfisk analysert, det er gjort registrering av gytefisk om høsten, og fangststatistikken er analysert med tanke på sammensetning og utvikling av fiskebestandene. Det ble også tatt gjelleprøver av ungfisk vårene 2004, 2005 og 2008 for vurdering av forsureningssituasjonen. I 2007 ble forsøringsundersøkelsene utvidet med regelmessige prøver av bunndyrfaunaen på to stasjoner i hovedstrengen.

Denne samlerapporten gir en oversikt over ungfiskundersøkelser, gytefiskregistreringer, skjellanalyser og fangst av voksenfisk i perioden 2003-2009. I tillegg er det for perioden 2008-2010 inkludert enkle forsøringsundersøkelser. Disse forsøringsundersøkelsene består i analyser av aluminiumsnivå på gjeller hos laksunger og regelmessige bunndyrundersøkelser. Bunndyrundersøkelsene gir i tillegg et grunnlag for å vurdere ernæringsforhold og biologisk mangfold i vassdraget.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Generell beskrivelse

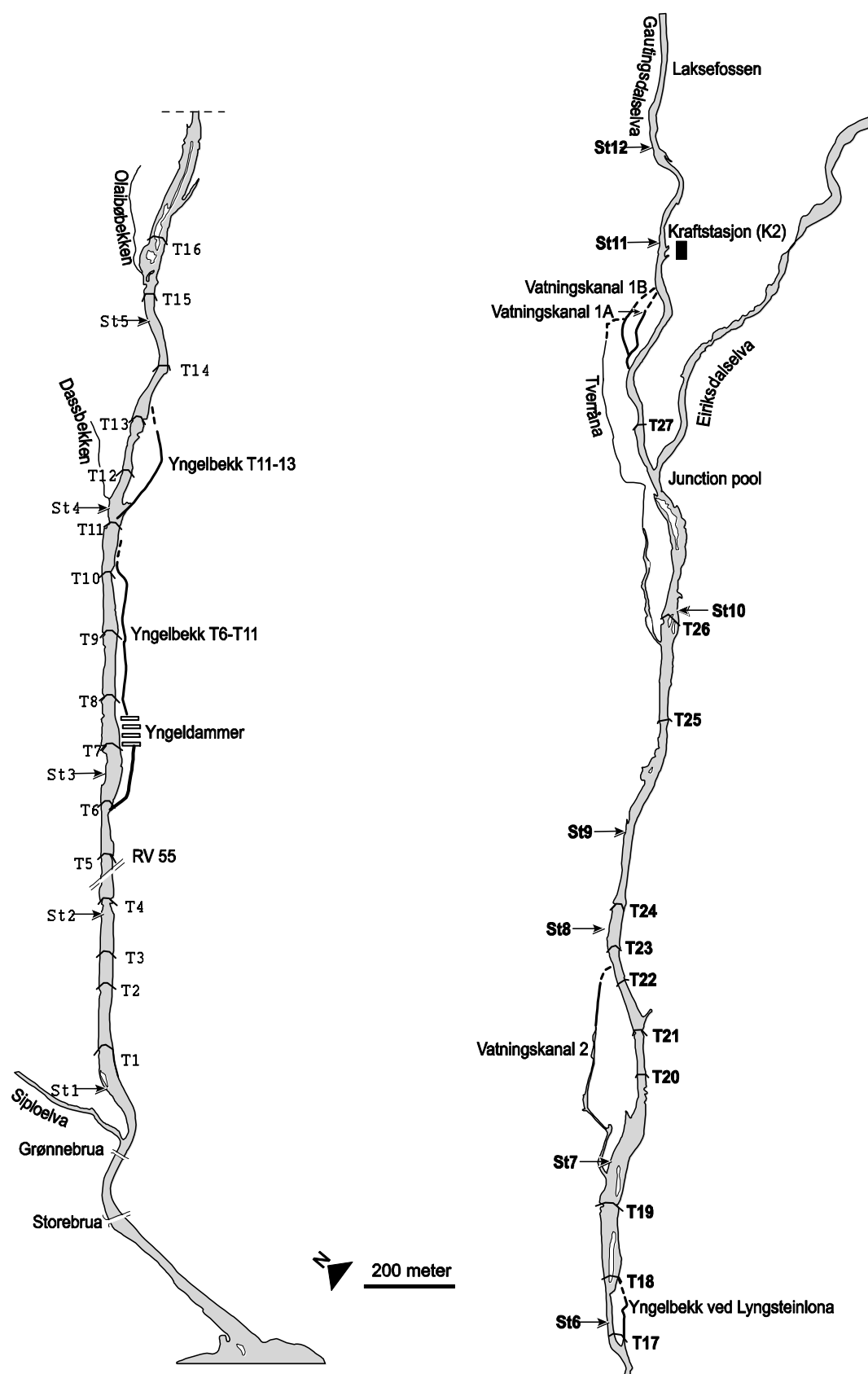
Daleelva er nedre del av Høyangervassdraget, som har sine kildeområder i fjellområdene mellom Høyanger, Gaularfjellet og Balestrand på nordsiden av Sognefjorden. Vassdraget har et naturlig nedbørfelt på 172 km². To større sidevassdrag danner øvre del av vassdraget (Eiriksdalselva og Gautingsdalselva). Begge disse sidevassdragene er sterkt regulert.

Stortinget opprettet i februar 2003 Sognefjorden nasjonale laksefjord, som omfatter de indre delene av Sognefjorden. I samme forbindelse ble fem elver innenfor dette fjordområdet gitt status som Nasjonale laksevassdrag. Denne ordningen innebærer at dette fjordområdet er gitt en særlig beskyttelse mot påvirkninger som kan virke negativt på laksebestandene. Daleelva er ikke blant de nasjonale laksevassdragene, og vassdraget ligger heller ikke innenfor Sognefjorden nasjonale laksefjord.

Ifølge det nasjonale kategorisystemet for sjøvandrende laksefisk (www.dirnat.no) ble bestanden av laks i Daleelva i 2007 vurdert som sårbar og opprettholdt gjennom tiltak (**kategori 3a**). Bestanden av sjøaure ble på samme tid vurdert som redusert på grunn av redusert ungfiskproduksjon (**kategori 4a**). Påvirkningsfaktorene som har hatt avgjørende betydning for disse kategoriplasseringene er vassdragsregulering og andre fysiske inngrep, samt forsuring og lakselus. Imidlertid er kategoriseringssystemet for tida under revisjon av miljømyndighetene, og det reviderte systemet skal etter planen foreligge i løpet av 2011. Det nye kategorisystemet vil inkorporere effekter av rømt oppdrettsfisk, noe som trolig vil innebære at laksebestanden i Daleelva vil vurderes minst like sårbar som i tidligere kategoriseringer.

Sjøvandrende laksefisk kan normalt vandre om lag 5,1 km fra sjøen opp til utløpet av kraftstasjon K2 (**figur 1**). På høye vannføringer kan fisk vandre opp til Laksefossen (absolutt vandringshinder), som ligger om lag 500 meter oppstrøms kraftstasjonen. Daleelva er dominert av rullestein og har svært lite finere bunnsubstrat. I regi av Høyanger Jakt- og Fiskelag er vassdraget tilført gytesubstrat i den lakseførende delen. Elva er imidlertid svært utsatt for flomskader, og ble sterkt rasert under en skadeflom i november 1971. Da var flomvannføringen nærmere 300 m³/s ved Høyanger sentrum (Anonym 1973). Den store flommen i 1971 førte til dramatiske skader i Høyanger sentrum med påfølgende og omfattende sikringsarbeid i sentrumsområdet. I 1984 var det også en storflom som førte til evakuering fra flere hus og store skader. I senere år har det vært flere større flommer: I september 2003 (vannføring mellom 180 og 200 m³/s), i september 2004 (135-140 m³/s) og i september 2005 (180-200 m³/s).

Det er utført modellforsøk ved NTNU i Trondheim for å finne ut hvordan Høyanger best kan sikres mot effektene av slike flommer. En av konklusjonene var at terskelbassengene fanger opp masser som blir transportert under flommer, og at bassengene må tømmes for tilførte masser snarest mulig om de skal fungere tilfredsstillende ved neste flom. Likedan ble det konkludert med at flomvollene langs elva, fra bebyggelsen på Dale og ned til flomvernet som sikrer sentrumsområdet, må heves betydelig over større strekninger. Dette arbeidet ble satt i gang i 2005. Storflommen i september 2005 forårsaket store endringer i elvemorfologi. For eksempel ble kulpen som ligger i samløpet mellom Gautingsdalselva og Eiriksdalselva helt borte, og elva tok et nytt løp i retning Dyrdalsbrua. I dette området har elveleiet blitt senket med minst tre meter. Samtlige terskelbasseng nedover til Båthølen ved Dalestova ble fylt igjen, og vanntilførselen til flere av de kunstige sidebekkene ble tilstoppet (Forfod 2005).



Figur 1. Kart over Daleelva med lokalisering av terskler (T) og undersøkelsesstasjoner (St) i hovedstreng, sidebekker og sideløp.

Strekningen mellom kraftstasjon K2 og Laksefossen er ganske kupert og dominert av stor stein. Denne delen inneholdt før skadefloppen i 1971 noen av de viktigste fiskeplassene og gyteplassene i hele elva. Disse ble delvis ødelagt under floppen i 1971, ikke bare ved bortspyling av sand og grus, men også ved endring av selve elveleiet. Like nedenfor kraftstasjon K2, der Eiriksdalselva munner ut, var det tidligere en god kunstig fiskehøl som også ble rasert av floppen i 1971 (Vasshaug 1974b). Eiriksdalselva har en lakseførende strekning på 200 meter. Denne strekningen er nærmest tørrlagt etter regulering.

Fisket i Daleelva forvaltes av Høyanger Jakt- og Fiskelag, og er godt tilgjengelig for allmennheten. Foreningen disponerte en sesongkvote varierende fra 400 til 600 kg laks i årene 1995-2002. Fra 2002 har foreningen hatt anledning til å justere sesongfangsten av laks etter nærmere vurdering av fangstene og observasjoner av fisk i elva. Sesongkvoten for sjøaure har siden 1995 vært 150 kg, med unntak av perioden 1999-2002 da fangst av sjøaure ikke var tillatt. Fiskekort selges på døgn-, uke- og sesongbasis, og det er innført både personlige døgnkvoter og sesongkvoter.

Tilløpsbekkene og sideløpene til hovedstrengen (**figur 1**) har med unntak av Siplo tilsvarende stigningsforhold som hovedstrengen, og de renner i stor grad parallelt med hovedstrengen. Flere av sideløpene er kunstige kanaler som er etablert for å styrke gyte- og oppvekstmulighetene for laks og sjøaure. Regulanten Statkraft Energi AS har gitt tilskudd til dette kultiveringsarbeidet. Samlet oppvekstareal i tilløpsbekker og sideløp er beregnet til om lag 18 800 m² (**tabell 1**). Navnet på sidebekkene som inngår i undersøkelsene er uthevet i **tabell 1**.

Tabell 1. Tilløpsbekker og sideløp til Daleelva fra utløpet til kraftstasjonen K2 med oppgitt lengde (m), gjennomsnittsbredde (m), areal (m²), antall kalkbrønner og gyteforhold. Sidebekkene som inngår i undersøkelsene er uthevet. Gyteforholdene er vurdert etter en skala fra 1 (dårligst) til 4 (best). Bokstavkoder: U = utlagt grus, B = sterkt begrodd, R = opprenskning foretatt, T = små terskler er etablert.

Navn	Lengde (m)	Middels bredde (m)	Areal (m ²)	Kalkbrønner	Gyteforhold
Siploelva	650	8	5 200	0	4
Yngelbekk T6-T11	1 300	3	3 900	1	2-3, B, R
Yngelbekk T11-13	550	2,5	1 375	0	2, B
Dassbekken	300	1,5	450	1	1-2, R, B
Olaibekken	300	3	900	1	1, U, R, B
Yngelbekk ved Lyngsteinlona	200	3	600	3	3
Vatningskanal 2	950	2,5	2 375	1	2, U, T
Tverråna	750	4	3 000	3	3-4, U, T
Vatningskanal 1A	150	2,5	375	1	1, U, T
Vatningskanal 1B	250	2,5	625	1	2, U, T
Sum alle tilløpsbekker	5 400	-	18 800	12	-

Siploelva har utløp om lag 1,2 km ovenfor munningen av Daleelva. Mye av vannet i nedslagsfeltet er ført bort fra vassdraget (jf. kapittel 2.2) og lav vannføring begrenser tilgjengeligheten alle vintre og periodisk i tørre somrer. I deler av elva forsvinner vannet ned i grovt substrat. Vannkvaliteten er sur og det ble målt relativt høye konsentrasjoner av labilt aluminium i 1997 (Åtland med flere 1998b).

Yngelbekk T6-T11 (**bilde 1**) har innløp fra hovedelva oppstrøms terskel 11, og renner parallelt med elva til utløpet like nedstrøms terskel 6. På strekningen ligger fire yngeldammer. Vintervannføringen i bekken anses for lav og det arbeides med tiltak for å øke denne. Kalkbrønnen ble ødelagt i forbindelse med omlegging av en turveg (Dalatrekken). Bekken er sterkt begrodd og det er foretatt opprensning.



Bilde 1. Konstruert sideløp (yngelbekk T6-T11) i nedre del av Daleelva. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

Yngelbekk T11-T13 har innløp fra hovedelva like oppstrøms terskel 13 og løper parallelt med hovedelva til utløpet like oppstrøms terskel 11. Bekken er sterkt begrodd.

Dassbekken har utløp midt mellom terskel 11 og terskel 12. Bekken er sterkt begrodd og det er foretatt opprensning.

Olaibøbekken har utløp om lag 70 meter oppstrøms terskel 15. Det er vanskelig å finne bekkeutløpet for gytefisk. Det planlegges vanntilførsel med ventilregulering. Bekken er sterkt begrodd og det er foretatt opprensning. Det er lagt ut gytegrus.

Vatningskanal 2 (Fyllinga) har utløp omtrent 120 m ovenfor terskel 19. Fisk vandrer opp i kanalen, der det er lagt ut gytegrus.

Tverråna (**bilde 2**) har utløp omtrent 110 meter nedstrøms terskel 26. Bekken har regulert vannføring ved hjelp av en ventil. Fisk vandrer opp i kanalen, der det er lagt ut gytegrus.

Vatningskanal 1B og Vatningskanal 1A er to kunstige kanaler som har felles utløp i hovedelva. Det er lagt ut gytegrus i begge kanalene. Vatningskanal 1B har regulert vannføring ved hjelp av en ventil.



Bilde 2. Tverråna har blitt et viktig gyte- og oppvekstområde for sjøaure i Daleelva. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

2.2 Vannkraftutbygging

Vassdraget er sterkt regulert (**figur 2**). Klemetsen og Gunnerød (1975) beskriver reguleringen slik: "Ved kgl. res. av 25.09.1936 fikk A/S Norsk Aluminium Company tillatelse til å erverve A/S Høyangfaldenes vassfall, kraftanlegg, reguleringsrettigheter og øvrige eiendommer og eiendomsrettigheter. Denne tillatelse trådte i kraft i stedet for de vassfalls- og reguleringskonsesjoner som A/S Høyangfaldene fikk ved kgl. res. av 19.11.1915 vedrørende Øre- og Dalelvvassdraget og kgl. res. av 2.4.1917 vedrørende Kråkevassdraget. Ved Kgl. res. av 9.08.1963 fikk A/S Norsk Aluminium Company videre tillatelse til å foreta følgende reguleringer:

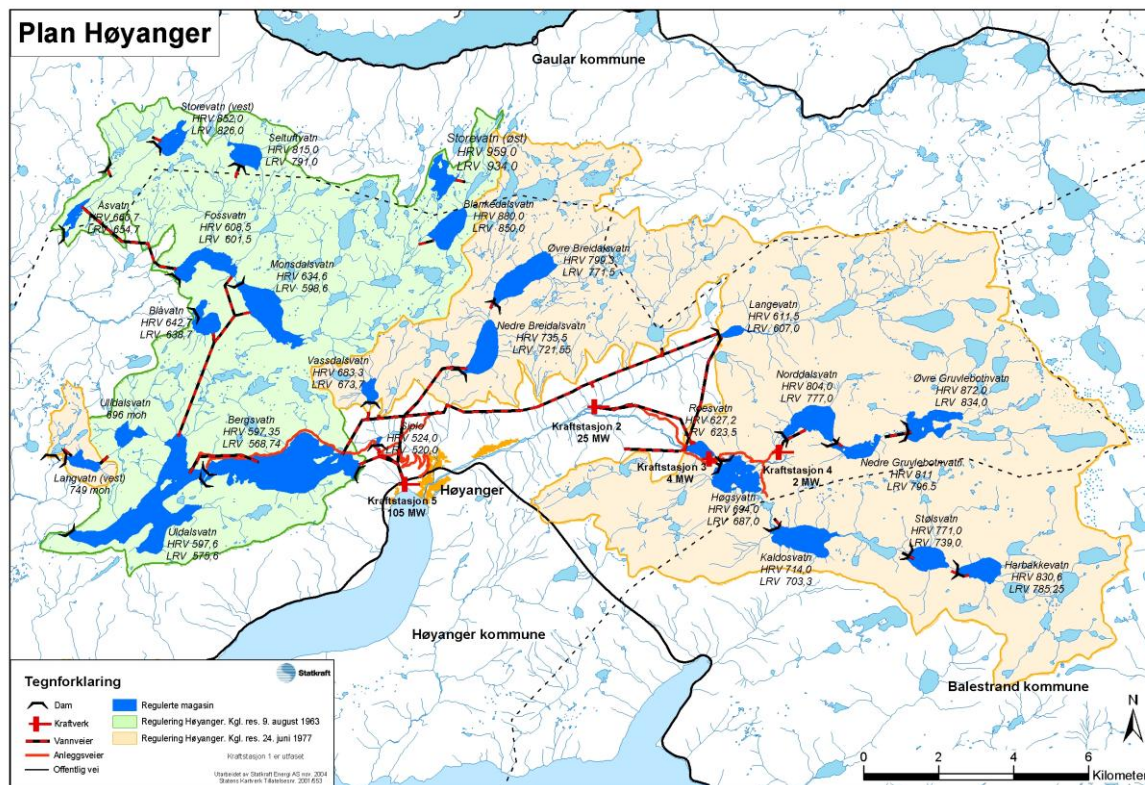
- 1) Overføring av Hovlandsvassdraget til Uldalsvatn i Kråkevassdraget med videre overføring derfra til Bergsvatn i Ørevassdraget.
- 2) Overføring av avløpet fra Storevatn i Sandaelva samt Dalavasselv i Ytreelva til Hovlandsvassdraget.
- 3) Overføring av avløpet fra Siplo".

Ved kongelig resolusjon av 24.06.77 fikk A/S Årdal og Sunndal Verk tillatelse til å foreta ytterligere regulering av Gautingdalsvassdraget i forbindelse med utbygging av Høyanger verk. I manøvreringsreglementet punkt 2 heter det: "I kraftstasjonen K2 skal vassføringen ikke være under 5 m³/s i tida 1. juni - 15. september. I tida 16. september - 31. mai skal vassføringen på samme sted ikke være under 0,7 m³/s. For øvrig kan vassslippingen foregå etter kraftverkets behov". Den gamle konsesjonstillatelsen fra 1936 utløp i 1980, og ved kongelig resolusjon av 20.05.88 ble Norsk Hydro A/S og Hydro Aluminium A/S gitt tillatelse til fortsatt regulering av Høyangervassdraget. Statkraft overtok driften av kraftverkene i Høyanger i 1998. Ved kongelig resolusjon av 09.11.01 ble Statkraft gitt tillatelse til å overta reguleringskonsesjonene fra Norsk Hydro ASA og Hydro Aluminium AS i Høyangervassdraget.

Reguleringene har medført at avrenningen fra store deler av tilløpene i vestre del av vassdraget er ført over til Bergsvatnet vest for Høyanger. Gautingdalsvassdraget oppstrøms utløpet av Langevatnet (reguleringsdam) og mindre sidevassdrag på nordsiden av Dalsdalen, er også overført på denne måten. Vannet fra oppsamlingsmagasinet (Bergsvatnet) går direkte til kraftverket Høyanger I (K5) og deretter til sjøen og er dermed tatt vekk fra hovedelva. Øvre og Nedre Breidalsvatnet i nord er regulert og vannet føres også til K5. Eiriksdalsgreina (inkludert Sæbotnselva) er regulert, og vannet føres til kraftstasjonen Høyanger II (K2). K2 utnytter fallet fra Roesvatnet. Fra inntaket i Roesvatnet er det en om lag 2 km lang tilløpstunnel. Driftsvannet til K2 tas ut nær vannoverflata i magasinet.

Vannet fra K2 er med å danne Daleelva. Ved full produksjon går det 6,3 m³/s gjennom dette kraftverket. I tillegg til minstevannføring (5 m³/s i tidsrommet 1. juni - 15. september og 0,7 m³/s i tidsrommet 16. september-31. mai) kommer bidrag fra uregulert felt og overløp. Normal sommervannføring ligger derfor på om lag 8-9 m³/s. Om våren kan samlet vannføring i Daleelva komme opp i 50 m³/s på grunn av avrenning fra uregulert område. Vannføringene beregnes ut fra arealstørrelse av nedbørsfeltet og kjente avrenningsdata for området (Hindar 1997).

Utbyggingen berører nær 90 % av Høyangervassdragets nedslagsfelt. Midlere årlig kraftproduksjon fra de fem kraftstasjonene er om lag 840 GWh, med variasjoner ned til 600 GWh i tørre år og opp til 1100 GWh i nedbørrike år. Etter reguleringene er de årlige vårflommene betydelig dempet.



Figur 2. Kart over eksisterende kraftverk og reguleringer knyttet til Høyangervassdraget.

Konsesjon for tilleggsregulering i Daleelva

Statkraft Energi AS søkte i 2005 om konsesjon for å utnytte en større del av det energipotensialet som finnes i allerede regulerede og overførte vassdrag i Høyanger, Balestrand og Gaular kommuner. Flere steder i reguleringsområdet er det observert til dels store flomtap. Dette skyldes en rekke flaskehalser i overføringssystemene, trange installasjoner i kraftstasjonene (høy brukstid), kombinert med økende avrenning fra nedbørfeltet de senere 10-årene. Søknaden har vært ute på høring og har vært behandlet av Olje og energidepartementet.

Tillatelse til bygging av Eirisdal kraftverk ble gitt i kongelig resolusjon av 19.12.08. Den nye konsesjonen stiller skjerpete miljøkrav til den nye kraftstasjonen, som er planlagt i nærheten av nåværende kraftstasjon K2. Ifølge manøvreringsreglementet (punkt 2) skal vannføringen i perioden 1. mai – 31. oktober ikke være under $6 \text{ m}^3/\text{s}$. I perioden 1. november – 30. april skal vannføringen ikke være under $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Alle vannstandsreduksjoner skal ved et egnet målepunkt i elva være maksimalt 13 cm/t. Grensen for vannstandsvariasjoner skal evalueres i løpet av en femårsperiode etter at det nye kraftverket er satt i drift.

2.3 Kompenserende tiltak

For å kompensere reguleringskadene er det bygd til sammen 27 terskler i hovedelva. I tillegg settes det årlig ut om lag 20 000 énsomrige laksunger. Det legges ut rogn og kalkes på flere steder i vassdraget. For utfyllende opplysninger om de ulike kompensasjonstiltakene vises det til de respektive avsnitt nedenfor.

Bygging av terskler

Med grunnlag i vurdering av forholdene i Daleelva lagde Natur- og Landskapsavdelingen i NVE et skissemessig utkast til en plan (datert 18.12.81) for bygging av terskler. Etter en høringsrunde hos berørte parter og nye befaringer og oppmålinger i 1982, utarbeidet NVE en terskelplan datert 15.02.83. Det ble foreslått bygging av 12 terskler. I tillegg til tersklene ble regulanten pålagt å gjøre diverse mindre tiltak på fem ulike steder i elveløpet. Det ble bygd fem terskler i løpet av vinteren 1984 og de øvrige ble bygd i løpet av 1985. Arbeidet ble godkjent i august 1985. Alle tersklene ble bygd med såkalt Syvde-utforming (jf. Beheim med flere 1977, **bilde 3**).

I brev av 11.10.1991 sendte NVE et forslag om tiltaksplan på høring. Planen omfattet bygging av en rekke terskler samt opprenskningsarbeid og arrondering av arealene ved elvebreddene. I brev av 06.04.92 fra NVE ble Hydro Energi pålagt å bygge 11 nye terskler.



Bilde 3. Tersklene i Daleelva er bygd med såkalt Syvde-utforming, slik som terskelen på bildet (T17 i figur 1). Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

I tillegg til bygging av 27 terskler er det gjennomført biotopjusteringer i åtte sideløp til Daleelva (jf. **figur 1**). Dette er Yngelbekk T6-T11, Dassbekken, Olaibøbekken, Yngelbekk T11-T13, Yngelbekk ved Lyngsteinslona, Vatningskanal 2, Tverråna og Vatningskanal 1. Med unntak av Dassbekken og Olaibøbekken har sideløpene vanninntak fra hovedelva. Vedlikehold av tersklene blir bekostet av regulanten.

Utsetting av fisk og utlegging av rogn

Kultiveringsvirksomheten i vassdraget har tradisjoner som går tilbake til 1937 (Vasshaug 1974a). Vasshaug (1974b) uttrykker at *"de ikke ubetydelige mengder laks og sjøaure som fanges pr år (ca 1000 kg?) trolig skyldes den jevne utsetting av fisk foretatt av Høyanger Jakt- og Fiskelag"*.

Det ble i 1975 og 1977 inngått avtaler mellom Statkraft og Høyanger Jakt- og Fiskelag (HJF) om årlig utsetting av 10 000 settefisk i Daleelva. Med bakgrunn i de nye kravene om bruk av stedegen stamme, ble det i 1989 etablert et kultiveringsanlegg for laks ved kraftverket K2. Inntaksvannet til anlegget kom fra rørgata til kraftstasjonen K2. Vannet ble filtrert, luftet og kalket. I tillegg til klekkeri hadde anlegget fire 2 x 2 m kar innendørs for oppforing av énsomrig settefisk, samt to tilsvarende kar plassert utendørs for oppbevaring av stamfisk. I forbindelse med etablering av Eiriksdal kraftverk er kultiveringsanlegget fjernet, og aktiviteten er flyttet til et provisorisk klekkeri i nærheten av det gamle anlegget (Sjur Gammelsrud, personlig meddelelse).

Stamfisken blir fanget i Daleelva og hvert år blir det lagt inn om lag 25 000 rogn i klekkeriet. Når all rogn er på plass heves vanntemperaturen til 7-8 °C. Etter klekking heves vanntemperaturen til 10-11 °C og startforing foregår ved om lag 13 °C. Denne vanntemperaturen holdes inntil fiskens oksygenforbruk har blitt så stort (vanligvis i slutten av mai) at vanntemperaturen må senkes. Temperaturnivået legges da rundt 11 °C, og fisken føres videre ved denne temperaturen fram til utsetting. Utsettingene har vanligvis skjedd i perioden juni-august, men enkelte år har fisken vært satt ut noe senere. I spesielt tørre og varme somrer kunne vanntemperaturen i det gamle anlegget komme opp i 16-17 °C.

Kultiveringsstrategien har vært å produsere stor énsomrig settefisk (**bilde 4**) som står vinteren over i elva og vandrer ut som smolt neste vår. Fisken har ikke blitt sortert og har derfor hatt relativt stor spredning i størrelse. Fra og med 2001 skal all fisk ha blitt merket ved fettfinneklipping. Settefisken ble imidlertid ikke merket i 2009. Det har de fleste år blitt utsatt om lag 20 000 énsomrige laksunger.

I tillegg har eventuell overskuddsrogn blitt satt ut i lakseførende del. Dette har vært utført av Høyanger Jakt- og Fiskelag (HJF), og har vært et tiltak som ikke har inngått i avtalen mellom regulanten og HJF. I noen av sidebekkene (Dassbekken, Olaibøbekken, Vatningskanal 2 og Tverråna) har det vært lagt ut befruktet aurerogn. Denne har vært tatt fra fisk fra hovedelva og Tverråna (Svein Arne Forfod, Høyanger kommune, personlig meddelelse).



Bilde 4. Ungfiskbestandene i Daleelva består av aure (øverst), anleggsproduisert laks (midterst) og naturlig produsert laks (nederst). Legg merke til at sistnevnte kategori var svært slank da bildet ble tatt i 2008, noe som trolig skyldes ugunstige oppvekstforhold knyttet til lav pH. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

Kalking

Flere tilløpsbekker og forgreininger av hovedelva kalkes i dag med enkle kalkbrønner. Dette er et dugnadsarbeid som utføres av HJF. Disse sideløpene representerer gyte- og oppvekstområder for sjøaure og laks. Siden fisken kan vandre mot vassdragsavsnitt med bedre vannkvalitet, kan disse sideløpene være viktige refugier hvis vannkvaliteten i hovedløpet er dårlig. Det er utlagt kalkgrus i Gautingsdalselva og Eiriksdalselva. Det er antatt at kalkingsaktiviteten påvirker vannkvaliteten, men at vassdraget bør fullkalkes for å oppnå en akseptabel vannkvalitet gjennom hele året (Hindar 1997).

Det tas vannprøver i vassdraget ukentlig i perioden februar-mai (uke 8-22). Resten av året tas vannprøver annenhver uke. Vanligvis varierer pH mellom 5,8 og 6,2 i lakseførende del av vassdraget. Høyeste verdi som er målt i hovedelva siden 1999 er pH 6,38. De laveste verdiene er målt i sideelva Siplo (pH 5,36). Høyanger Jakt- og Fiskelag har utarbeidet søknad om midler til kalking av Daleelva. Vassdraget ble ikke prioritert i nasjonal handlingsplan for kalking som gjaldt til og med 2010. Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har anbefalt kalking av Daleelva i forbindelse med den nye kalkingsplanen. Det er nylig utarbeidet en plan for hvordan Høyangervassdraget kan fullkalkes (Garmo med flere 2010), og kalking av vassdraget er prioritert blant de nye kalkingsprosjektene i den nye kalkingsplanen (Anonym 2011).

3 Metoder og materiale

3.1 Fangststatistikk

For presentasjon av fangster av laks og sjøaure i sportsfisket over år er den offisielle statistikken lagt til grunn (Norges offisielle statistikk, Statistisk sentralbyrå, www.ssb.no). Når det gjelder fangster i de ulike områder av vassdraget og til ulike tider av sesongen, er det benyttet opplysninger fra Høyanger Jakt- og Fiskelag. Fangstoppgaver ringes inn daglig i fiskesesongen, og fangststed og tidspunkt noteres for hver fisk.

3.2 Analyse av skjellprøver

Innsamling av skjellprøver fra sportsfiskefangstene er utført av Høyanger Jakt- og Fiskelag. Målet har vært å samle inn flest mulig skjellprøver av laks og sjøaure. I løpet av undersøkelsesperioden er det samlet inn og analysert 1012 skjellprøver fra laks og 67 skjellprøver fra sjøaure (**tabell 2**). Andelen innleverte skjellprøver har for perioden sett under ett vært 82 % for laks og 44 % for sjøaure. Det er verdt å merke seg at mye av denne forskjellen består i at det i 2009 ble levert inn bare én skjellprøve fra 61 fangete sjøaurer, noe som skyldes en omfattende gjenutsetting av fangete sjøaurer.

Tabell 2. Antall laks og sjøaure fanget av sportsfiskere i Daleelva, samt antall og andel skjellprøver som er innsamlet fra disse fangstene i perioden 2003-2009. Det ble ikke fanget sjøaure i Daleelva i 2008.

År	Laks			Sjøaure		
	Antall fanget	Antall skjellprøver	Andel (%) skjellprøver	Antall fanget	Antall skjellprøver	Andel (%) skjellprøver
2003	250	183	73	34	23	68
2004	292	235	81	24	19	79
2005	236	212	90	13	10	77
2006	194	176	91	13	10	77
2007	62	52	84	6	4	67
2008	104	84	81	0	0	-
2009	89	70	79	61	1	2

Rømt oppdrettslaks har blitt identifisert ved en kombinasjon av to forskjellige metoder; 1) ved ytre defekter anført på skjellkonvoluttene, og 2) ved analyse av skjellene (Lund med flere 1989). Ved en kombinert bruk av disse metodene er vanligvis skjellanalysen bestemmende for resultatet. I tilfeller der det etter skjellanalyse er tvil om fiskens opphav, kan opplysninger om ytre morfologiske defekter på fisken være avgjørende for å klassifisere fisken som oppdrettsfisk, dersom det ellers er høy grad av samsvar mellom opplysninger om fiskens morfologi og skjellanalyse.

Ungfiskundersøkelsene i Daleelva har vist at nesten all utsatt fisk går ut av elva året etter at de er utsatt, det vil si at settefiskene vandrer ut som ettårs gammel smolt (det er en svært lav smoltalder sammenliknet med villfisk). På grunn av fjerning av fettfinne har utsatt fisk vært mulig å identifisere i elvefangstene. Fra og med 2002 har fettfinneklippt fisk vært en del av fangstene i vassdraget. Det er imidlertid rapportert få fettfinneklippte fisker i fangstene i 2003 (fire i fiskesesongen og to i stamfisket) og i 2004 (13 i fiskesesongen), men betydelig flere i 2005 (35 i fiskesesongen). Dette skyldes sannsynligvis at manglende fettfinne til en viss grad har blitt oversett av fiskerne. I tillegg skyldes dette trolig også at selve merkingen var mangelfullt utført hos en del av settefiskene (Lund med flere 2006a).

3.3 Registrering av gytefisk

Strekningen fra kraftstasjon K2 til Høyanger sentrum har hver høst siden 2003 blitt undersøkt av to personer iført dykkerdrakt, dykkermaske og snorkel. Metoden er en form for fridykking der dykkerne driver med strømmen i overflatestilling i en parallell formasjon. Samtidig har det blitt gjort observasjoner av en person som oppholder seg på land. Observasjoner fra land og under vann har blitt kontinuerlig sammenholdt. For laks har observasjonene vært delt inn i følgende grupper, som er i samsvar med norsk standard for visuell identifisering av sjøvandrende laksefisk (Anonym 2004):

Laks mindre enn 3 kg
Laks 3-7 kg
Laks større enn 7 kg

Sjøaure mindre enn 1 kg
Sjøaure 1-3 kg
Sjøaure større enn 3 kg

3.4 Ungfiskundersøkelser

Ungfiskundersøkelsene er lagt opp slik at de kan gi kunnskap om hvilke områder av vassdraget som blir benyttet til gyting, i tillegg til å gi informasjon om vekst og fisketetthet i ulike områder. Ved å benytte tradisjonell metodikk for ungfiskundersøkelser (elektrisk fiskeapparat) til tetthetsberegninger på et større antall lokaliteter, kan utbredelsen av årsyngel (0+) gi informasjon om foretrukne gyteområder. Dette ut fra at laksunger i sitt første leveår har begrenset spredning fra gyteområdene (Johnsen og Hvidsten 2002).

I perioden 2003-2009 har det blitt gjennomført undersøkelser på 12 stasjoner i hovedstrengen og seks stasjoner i sidebekker og sideløp (se **figur 1** for beliggenhet av stasjonene). På den om lag 4,8 km lange elvestrekningen fra nederste stasjon til øverste stasjon ovenfor kraftverket (K2) er gjennomsnittsavstanden mellom ungfiskstasjonene om lag 440 meter.

På seks av stasjonene i hovedløpet ble tettheten beregnet med utgangspunkt i utfangstmetoden (Zippin 1958, Bohlin med flere 1989). Det vil si at disse stasjonene ble avfisket i tre fiskeomganger med elektrisk fiskeapparat. Metoden bygger på at tettheten beregnes ut fra nedgangen i fangst mellom hver fiskeomgang. Det er i beregningene skilt mellom årsyngel (0+) og eldre ungfisk (1+ og eldre) for laks og aure. Som følge av lave fangster på de fleste stasjonene som ble avfisket med tre fiskeomganger, ble fangstene summert og fangsteffektivitet estimert som en felles verdi for disse stasjonene. Estimert fangsteffektivitet for henholdsvis årsyngel og eldre ungfisk for hver av artene ble brukt til å estimere fisketettheten på alle stasjonene i hovedvassdraget og sideløpene (antall fisk fanget i første fiskeomgang delt på estimert fangsteffektivitet).

Det ble anvendt et fiskeapparat av Paulsen-type med likestrømpulser under fisket. Apparatet var drevet av et 12 volts/15 ampertimer batteri, og ble båret på ryggen under fisket. Som følge av lav ledningsevne i elvevatnet ble fiskeapparatets spenning satt til 800 volt ved 250 ohms belastning, og en pulsfrekvens på 70 hertz ble benyttet under det elektriske fisket. Arealene for de undersøkte prøveflatene ble beregnet ut fra feltmålinger med målebånd.

For å oppnå best mulig sammenlignbarhet med tidligere undersøkelser i vassdraget, Urdal og Hellen 1999, Hellen med flere 2001, ble seks av de samme lokalitetene inkludert i det nye undersøkelsesprogrammet. Disse lokalitetene er stasjonene 1, 4, 6, 8, 10 og 11. De øvrige stasjoner i undersøkelsesprogrammet ble valgt slik at de var mest mulig representative for de ulike områdene av vassdraget.

I utgangspunktet var det et mål å undersøke arealer på omtrent 100 m² på de ulike stasjonene i hovedløpet. I noen områder var det så pass store tettheter at mindre areal ga et tilstrekkelig estimeringsgrunnlag (Bohlin med flere 1989). I andre områder var tetthetene så lave at det ble valgt å øke arealet. I 2007 varierte arealene på de undersøkte stasjonene i hovedløpet mellom 91 og 125 m². Det ble fisket fra elvebredden og inntil fem meter ut i elveløpet. I sideløpene ble hele bekkens bredde undersøkt, og de undersøkte arealene i disse varierte mellom 42 og 100 m². Fisketettheten er oppgitt som antall individer pr 100 m².

Fisken ble artsbestemt og lengdemålt, fra snute til enden av naturlig utstrakt halefinne (**bilde 5**). All fisk eldre enn årsyngel ble avlivet, nedfrosset og senere aldersbestemt ved skjellanalyse og bruk av otolitter dersom skjellanalysen ga tvil. Årsyngel (0+) ble skilt fra ettåringer (1+) ved frekvensfordeling av fiskelengdene på hver av lokalitetene. Laksunger i presmolt størrelse, det vil si større enn 99 mm (jf. Elson 1957) ble samtidig kjønnsbestemt og vurdert for kjønnsmodningsgrad (hannfisk).



Bilde 5. Ungfisk som denne laksungen ble målt fra snute til spiss av naturlig utstrakt halefinne. Fotografi: © Geir Ivar L. Ramsli – Tlf. 41 47 98 00.

3.5 Analyser av gjellelev

I årene 2008-2010 ble det om våren samlet inn større laksunger på en rekke stasjoner i Daleelva (se **tabell 3** for inndeling i prøvestasjoner). Nedre lengdegrense ble i utgangspunktet satt til 95 mm, men i noen tilfeller ble det også samlet inn et fåtall mindre lakseparr for å få et tilstrekkelig stort materiale. Fiskene ble ut fra ytre kjennetegn klassifisert som henholdsvis parr (tydelige parrmerker og ingen smoltkarakterer) eller smolt (tydelige smoltkarakterer og utydelige parrmerker). I tillegg ble det vurdert om fiskene var naturlig produsert eller utsatt fisk. Det ble tatt gjelleprøver fra fiskene for analyser av aluminiumsinnhold. Gjellebuene ble klippet av og lagt i en spesiell fikseringsvæske for konservering inntil analyse. De kjemiske analysene ble utført ved laboratoriet til Universitetet for miljø- og biovitenskap på Ås.

Tabell 3. Lokalisering av prøvestasjoner for gjelleanalyser av laksunger i Daleelva i perioden 2008-2010. Stasjon 10 ble bare undersøkt våren 2008. Se figur 1 for lokalisering av terskler.

Stasjon	Beliggenhet til prøvestasjon	UTM-koordinat
1	I området ved veibrua i Høyanger sentrum	N61 13.173 E6 04.519
2	Ved terskel 1, like nedstrøms brua på riksvei 55	N61 13.260 E6 04.737
3	Nedstrøms terskel 4	N61 13.367 E6 05.010
4	Ved terskel 10	N61 13.617 E6 05.732
5	Ved terskel 15	N61 13.792 E6 06.386
6	Ved terskel 19	N61 13.957 E6 07.018
7	Ved terskel 21	N61 14.140 E6 07.575
8	Ved gul løe på nordsida av elva	N61 14.271 E6 08.005
9	Ved Dyrdalsbrua	N61 14.358 E6 08.444
10	Ved kraftstasjon K2	N61 14.619 E6 09.121

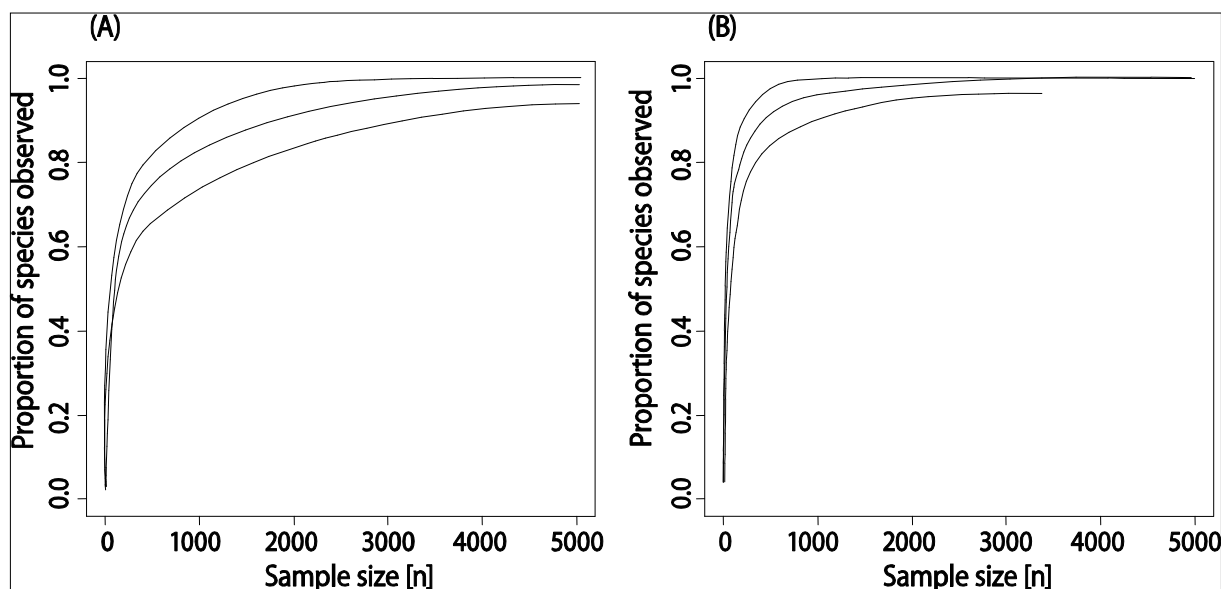
3.6 Bunndyrundersøkelser

Statkraft, Sogn og Fjordane fylke og Høyanger kommune har finansiert bunndyrundersøkelser i Daleelva. Undersøkelsene er utført av Høyanger kommune og NINA i samarbeid. Det er utført noen bunndyrundersøkelser i Daleelva tidligere, blant annet Urdal og Hellen (1999), Hellen med flere (2001). I perioden 2003-2010 har NINA utført undersøkelsene, som er rapportert i flere årsrapporter (Bremset med flere 2008a, 2009). Denne samlerapporten omfatter alle bunndyrundersøkelser som er gjennomført i perioden 2003-2010.

Innsamling av bunndyr ble gjort med sparkeprøver (Frost med flere 1971). I perioden 2003-2005 ble det brukt håv med maskevidde 250 μm . Det ble tatt 3 minutters prøver på stasjonene 1, 10 og 11 (se lokalisering av stasjoner i **figur 1**). Prøvene ble i disse årene fiksert hele på etanol, plukket og artsbestemt på laboratoriet.

Stasjon 1 og 11 er fulgt opp med prøvetaking i perioden 2006-2010, for å undersøke eventuelle ulikheter øverst og nederst i vassdraget. De siste årene er det forsøkt utviklet en ny metode for overvåking og klassifisering av bunndyr (Bongard og Aagaard 2006, Bongard med flere 2010). Intensjonen med endringen er blant annet at resultater skal være sammenlignbare over tid, samt at data kan relateres til EUs femdelte skala for økologisk status. Et forslag til kalibrering av denne skalaen tilpasset Vestlandet kan utarbeides på bakgrunn av blant annet resultatene fra Daleelva. Bunndyr er en organismegruppe som er prioritert i den nye vannforskriften (www.lovdata.no).

Bongard med flere (2010) har foreslått en metode som adresserer et av de største problemene med prøvetaking i rennende vann, nemlig å avgjøre om den innsamlete og analyserte prøven er stor nok. Metoden tar utgangspunkt i den avtakende sannsynlighet for å påvise nye arter etter hvert som man identifiserer et økende antall individer i en bunndyrprøve (**figur 3**). Metoden består i å analysere prøver inntil det ikke lenger dukker opp nye arter, det vil si at knekkpunktet i kurven passerer. Ved en gitt prøvestørrelse vet man ikke hvor langt opp på kurven artsregistreringen vil befinne seg. Det samme problemet har betydning når det gjelder standardiserte framstillinger av antall individer per tids- eller arealenhet (Bongard med flere 2010).



Figur 3. Illustrasjon av hvordan størrelse på bunndyrprøver (x-aksen) har betydning for hvor stor andel av artene (y-aksen) som påvises under prøvetaking. A viser registrert andel av det totale antall bunndyr på en lokalitet, mens B viser de 25 vanligste artenes økende sannsynlighet for registrering ved økende prøvestørrelse. Figuren er fra Bongard med flere (2010).

Daleelva har et mye lavere artsantall enn det som er vanlig, og det er for sikkerhets skyld tatt 10 minutters prøver som vurderes som mer enn tilstrekkelig. Miljøvernleder Svein Forfod har tatt prøvene, pakket dem i is og sendt dem med flypost. Morgen etter ble prøvene analysert på laboratoriet til NINA i Trondheim. Metoden åpner for et tettere prøveprogram til en langt lavere kostnad. Det ble brukt 500 µm maskevidde i håven, noe som gjør at små stadier kan skylles gjennom duken. I og med at prøvene kan tas oftere vil man imidlertid kunne dokumentere voksende stadier av disse artene i senere prøver. Prøvetaking ble i lange perioder gjennomført annenhver uke. På grunn av flommer og tørke har det tidvis vært vanskelig å følge undersøkelsesprogrammet så tett.

Hver art har øvre og nedre grenser for hva de kan tåle av ulike forurensninger - artenes tålegrenser. Innenfor tålegrensene er det optimumskonsentrasjoner der organismene trives best. Dette utnyttes i beregning av forsuringsindekser. Forekomst av tolerante og sensitive former som døgnfluen *Baetis rhodani* (**bilde 6**) ble anvendt til å beregne forsuringsgrad ut fra etablerte forsuringsindekser.



Bilde 6. Døgnfluen *Baetis rhodani* er benyttet som en indikatorart i foruringssammenheng. Fotografi: Terje Bongard.

Forsuringsindeks 1 (Raddum og Fjellheim 1990) har følgende indeksering:

Indeks 1 – upåvirket eller lite forsureningsskade - lokaliteter der det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,5 i lokaliteten.

Indeks 0,5 - moderat forsureningsskade - lokaliteter hvor ingen av disse artene er tilstede, men hvor det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,0.

Indeks 0,25 - tydelig forsureningsskade - lokaliteter som inneholder arter som tåler pH ned til 4,7, men mangler de andre følsomme formene.

Indeks 0 - sterkt forsureningsskade - lokaliteter der det bare finnes arter med høy toleranse for surt vann (tåler pH < 4,7).

Forsuringsindeks 2 (Raddum 1999) tar hensyn til subletale effekter av forsurening for å avdekke begynnende skade, og beregnes ut fra antallsforholdet mellom den forsuringfølsomme døgnflu- en *Baetis rhodani* (**bilde 5**) og de mest tolerante steinfluer (Raddum 1999):

$$\text{Indeks 2} = 0,5 + \text{antall } \underline{\text{Baetis rhodani}} / \text{antall tolerante steinfluer}$$

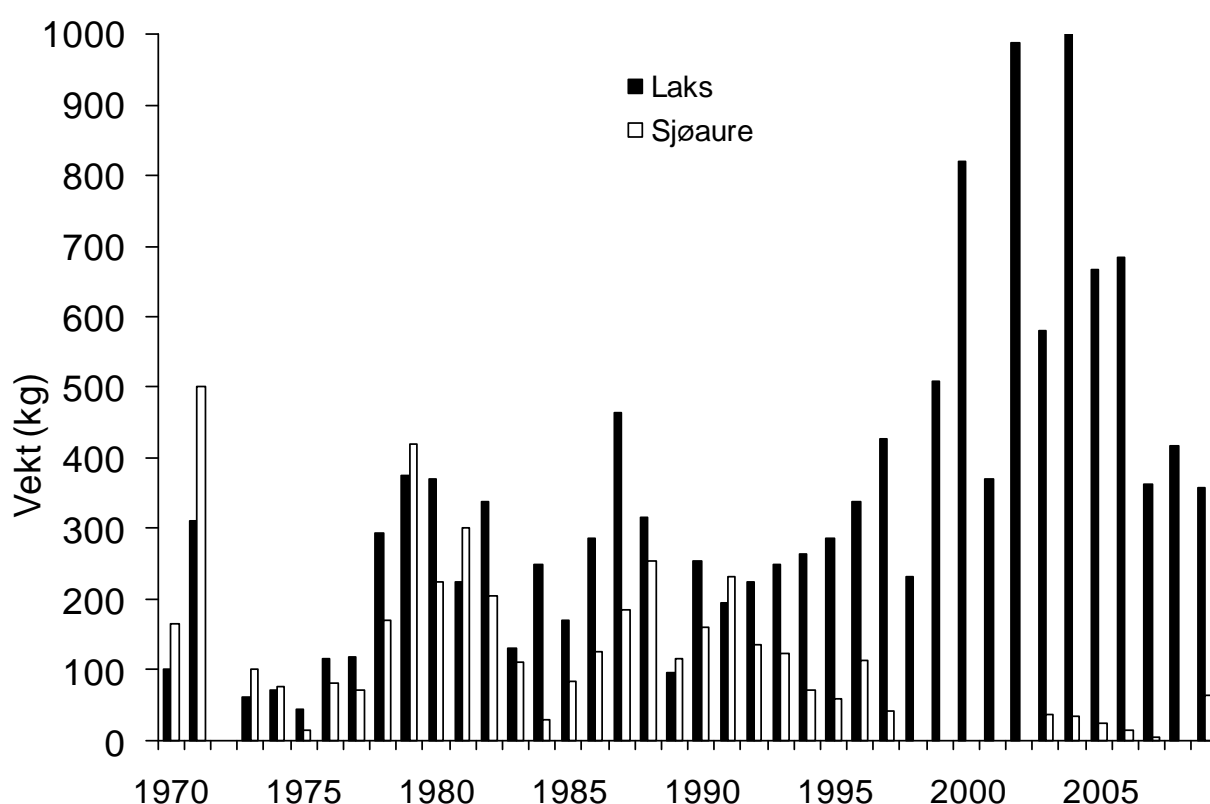
Forsuringsindeksene gir relativt grove anslag over forureningstilstanden i et vassdrag. Rekruttering av *Baetis rhodani* fra mindre påvirkede bekker og vassdrag i nærheten er en konstant feilkilde. Arten har kohorter gjennom hele sesongen og reetablerer derfor i tillegg raskt på kort tid. Bunn- dyrtilstanden må derfor også bygge på vurderinger av hele artsmangfoldet og deres forekomster.

Langtidsserier av biologiske prøver er fåtallige i Norge, men framheves i strategidokumenter som særdeles verdifulle. Dersom man i tillegg kan øke prøvefrekvensen gjennom sesongen forbedres dataene ytterligere. Overvåkingen i Daleelva er verdifull nettopp fordi prøveprogrammet har vært så tett. Forbedringen innebærer i tillegg at resultatene vil være lettere å sammenligne over tid.

4 Resultater

4.1 Fangststatistikk

I Norges offisielle statistikk er det oppgitt fangster av laks og sjøaure for 13 av årene i perioden 1905-1922. I disse 13 årene varierte fangstene mellom 5 kg (1910) og 300 kg (1908). Bare i fem av årene var fangsten 100 kg eller mer. For perioden 1923-1968 er det ikke oppgitt fangster (Anonym 1970a). Det er heller ikke oppgitt fangster for 1969 (Anonym 1970b). I den offisielle fangststatistikken foreligger laks- og sjøaurefangstene fra sportsfisket atskilt først fra og med 1970. I denne perioden har det skjedd en vesentlig forskyving i elvefangstene, fra dominans av sjøaure tidlig i perioden til en økende og etter hvert sterk dominans av laks mot slutten av perioden (**figur 4**).



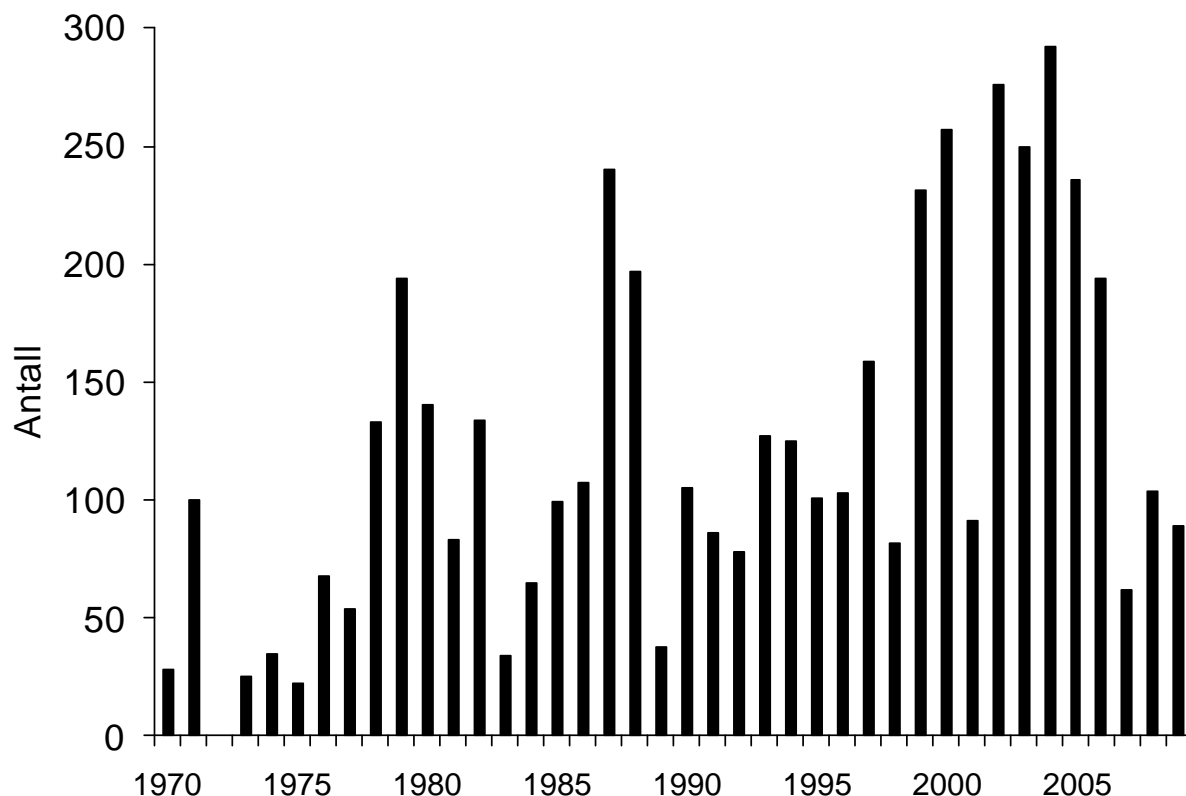
Figur 4. Rapportert elvefangst (vekt i kg) av laks og sjøaure i Daleelva i perioden 1970-2009. Oversikt over antall fangete fisk er gitt i **vedlegg 10.1**.

Laks

Siden begynnelsen av 1990-årene har sportsfiskefangstene av laks økt betydelig (**figur 4**). Den høyest registrerte fangsten noensinne ble gjort i 2004 (1 141 kg), mens 2002 (987 kg) og 2000 (821 kg) var de nest beste fangstårene. I 2003 var fisket underlagt en sesongkvote for hele vassdraget på 600 kg. Den rapporterte laksefangsten var da på 580 kg. I 2005 var laksefangsten 666 kg, men fisket ble da stoppet ved utgangen av august og ikke til vanlig tid ved 15. september, som følge av observasjoner av lite fisk på elva. Det var en klar nedgang i laksefangst fra 2006 til 2007 (nedgang fra 685 til 363 kg). Dette kan delvis skyldes at det i 2007 ble innført strengere døgn- og sesongkvoter for uttak av laks i Daleelva. Elvefangstene i 2008 og 2009 var på et tilsva-

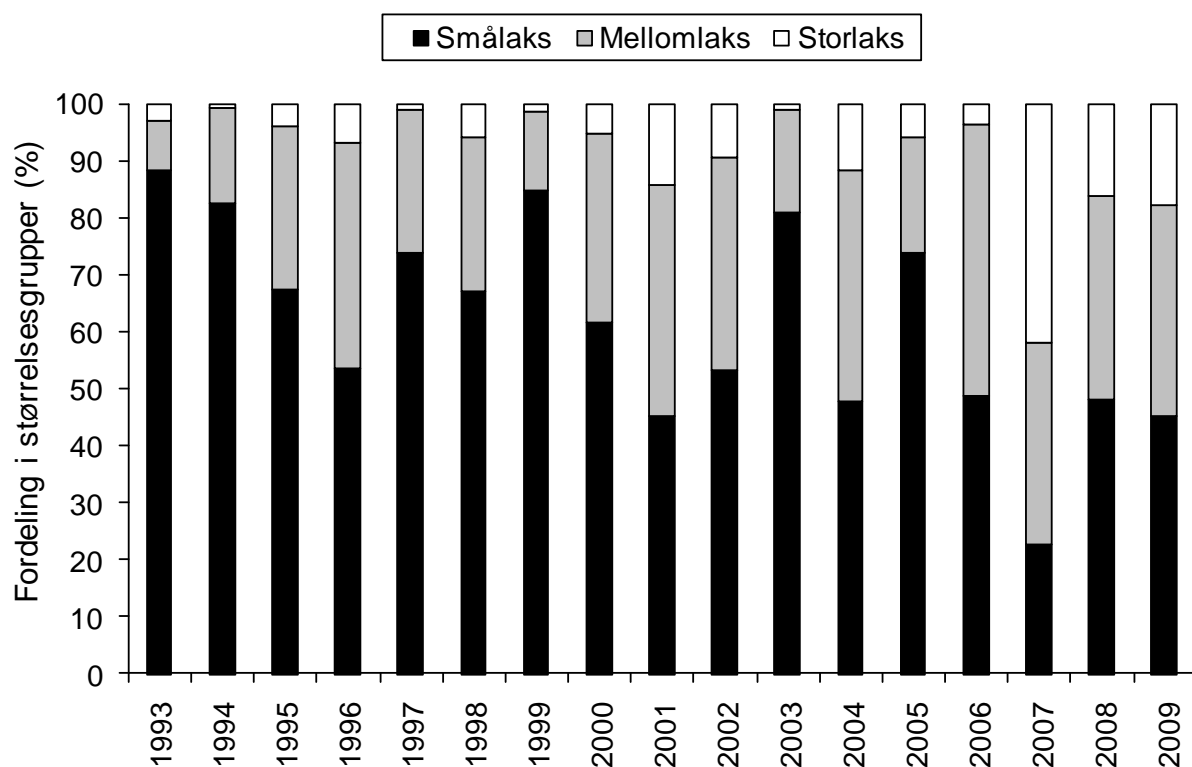
rende lavt nivå som i 2007, slik at laksefangsten i perioden 2007-2009 var på et vesentlig lavere nivå enn i perioden 2002-2006.

Det har vært store årlige variasjoner i mengden laks som har vært rapportert fanget i Daleelva (**figur 5**). De fleste årene i perioden 1970-2009 har det vært fanget mindre enn 100 laks i vassdraget. Fram mot slutten av forrige århundre var det bare i enkelte år fangster opp mot 150-200 lakser. I perioden 2002-2006 ble det registrert jevnt over høye fangster i Daleelva (200-300 laks), med en rekordfangst på 292 lakser i 2004. Fra og med 2007 har imidlertid laksefangstene i Daleelva igjen lagt seg på et nivå i underkant av 100 lakser.

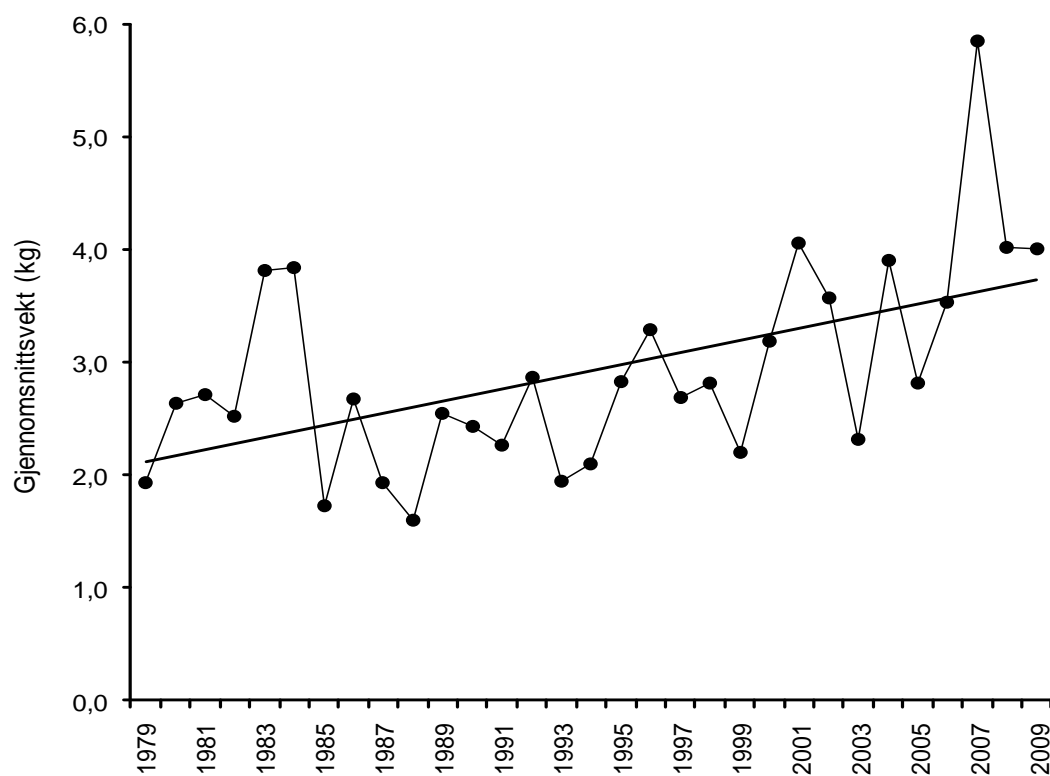


Figur 5. Rapportert elvefangst av laks (antall) i Daleelva i perioden 1970-2009. Oversikt over laksefangst i vekt er gitt i **vedlegg 10.2**.

Først fra og med 1979 oppgir den offisielle laksestatistikken fangstene fordelt på størrelsesgrupper. Andelen av smålaks i elvefangstene har variert betydelig i Daleelva, fra drøyt 98 % i 1979 til i underkant av 23 % i 2007. Det har vært en klar nedgang i andel smålaks i løpet av perioden. På 1980-tallet var gjennomsnittlig andel av smålaks 90,4 %, på 1990-tallet var gjennomsnittlig andel 75,8 %, og på 2000-tallet har gjennomsnittlig innslag av smålaks sunket til 52,6 % (**vedlegg 10.3**). Størrelsesfordelingen av laks i perioden 1993-2009 viser et økende innslag av mellomlaks og storlaks (**figur 6**). Andelen av mellomlaks har de fleste år ligget mellom 20 og 40 %, mens andelen av storlaks de fleste år har ligget mellom 5 og 20 %. Som følge av endringer i bestands sammensetning har gjennomsnittsstørrelsen hos oppvandrende laks i Daleelva vist en økende tendens i perioden 1979-2009 (**figur 7**).



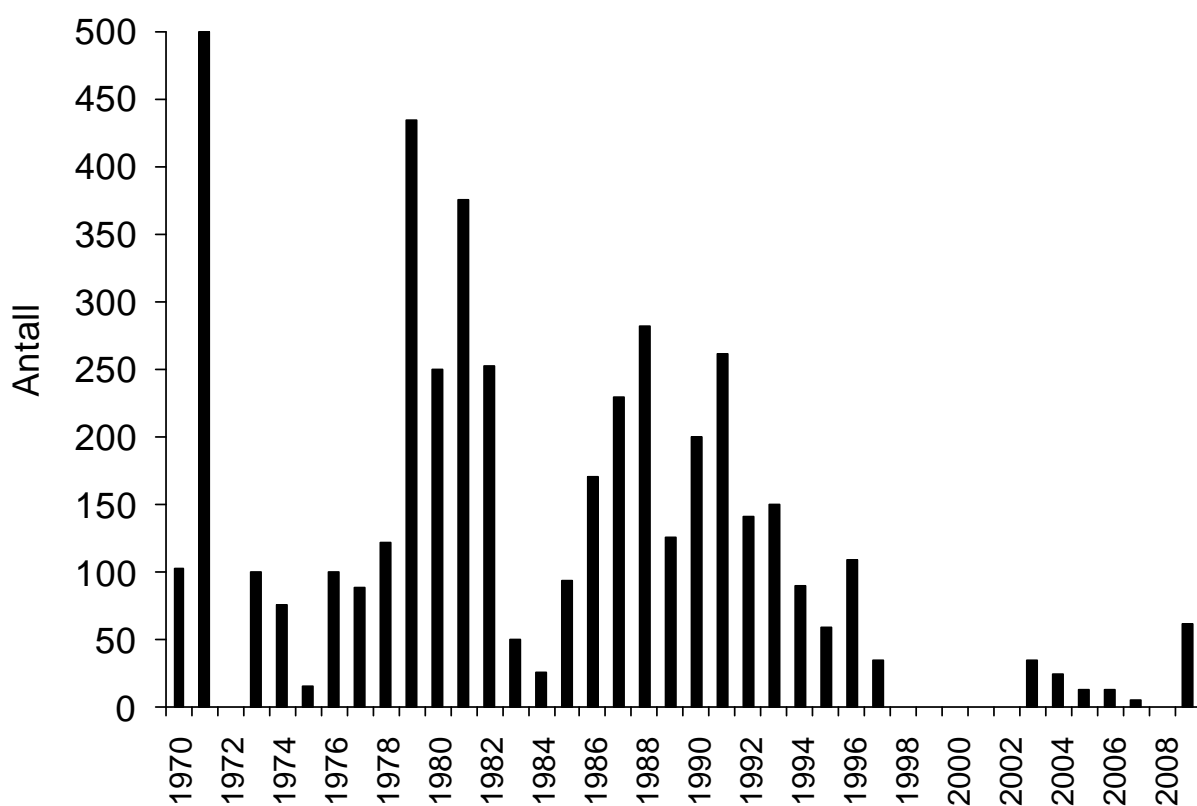
Figur 6. Størrelsesfordeling av laks fanget i Daleelva i perioden 1993-2009. Smålags er mindre enn 3 kg, mellomlags er 3-7 kg og storlags er større enn 7 kg.



Figur 7. Gjennomsnittsvekt (kg) for laks fanget i Daleelva i perioden 1979-2009. Den inntegnede trendlinjen viser at det har vært en trend mot større lakser i løpet av denne perioden.

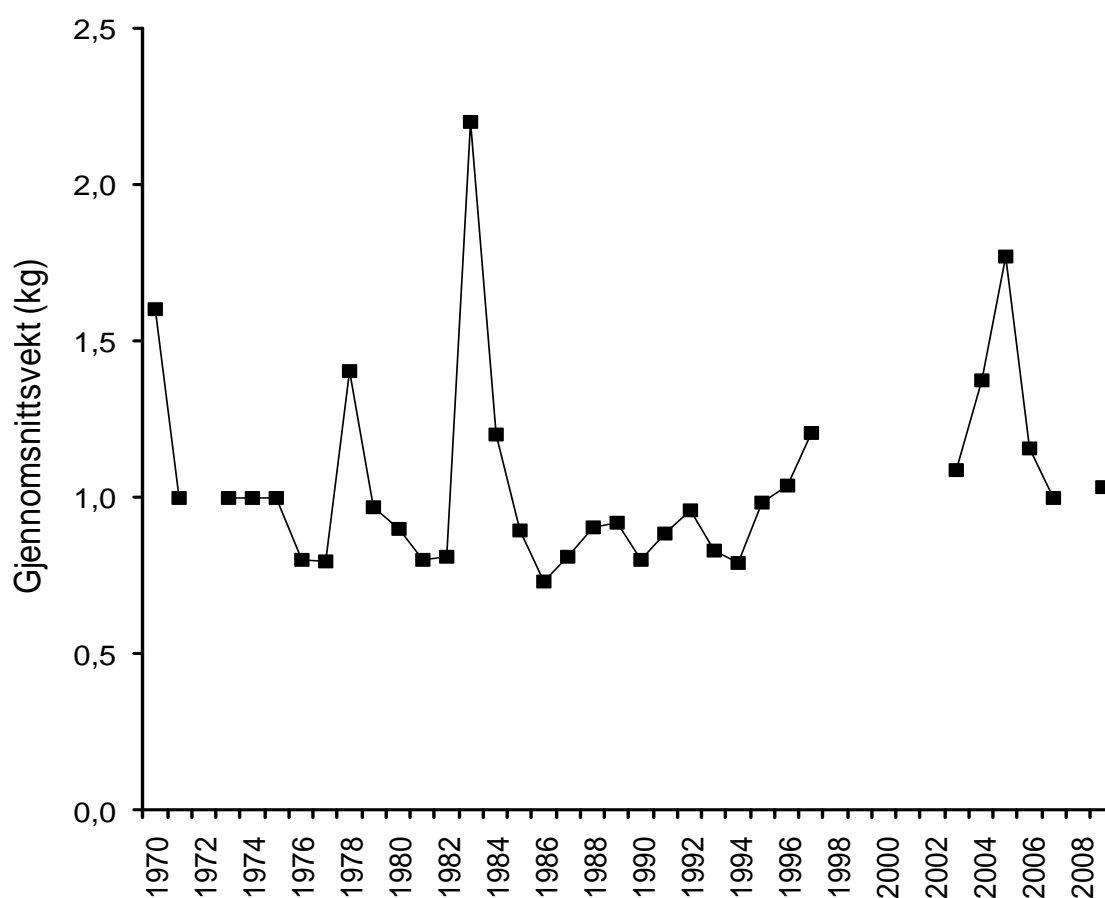
Sjøaure

I perioden 1970-1997 var andel sjøaure av samlet elvefangst gjennomgående i området 40-75 %. Mot slutten av 1990-årene var det en stadig nedgang i fangstene, og i 1998 innførte Høyanger Jakt- og Fiskelag forbud mot fangst av sjøaure Daleelva. Etter at sjøaurefisket tok til igjen i 2003 har andelen av sjøaure vært under 12 % av total elvefangst. Det har også vært svært store årlige variasjoner i rapporterte fangster av sjøaure (**figur 8**). Største registrerte fangst i perioden 1970-2009 var 500 sjøaurer (1971), mens fangsten fire år senere var nede i bare 15 sjøaurer. I 2003 ble det igjen lovlig å fiske sjøaure. Fisket var underlagt en sesongkvote på 150 kg i 2003 og 2004, og henholdsvis 34 og 24 sjøaurer ble rapportert fanget i disse årene. Lave fangster fortsatte i perioden 2005-2007 (5-13 sjøaurer), mens det i 2009 var et lite oppsving i fisket med 61 fangete sjøaurer.



Figur 8. Rapportert elvefangst av sjøaure (antall) i Daleelva i perioden 1970-2009. I perioden 1998-2002 ble det ikke åpnet fiske etter sjøaure i vassdraget, mens det mangler data fra årene 1972 og 2008.

Det har ikke vært noen vesentlig endring i gjennomsnittsvekten til sjøaure i løpet av perioden 1970-2009, selv om de årlige variasjonene til dels har vært betydelige (**figur 9**). De fleste år har gjennomsnittsvekten ligget rundt ett kilo. De høyeste snittvektene ble registrert i 1983 (2,2 kg) og i 2005 (1,8 kg). Begge disse årene var sjøaurefangstene forholdsvis beskjedne, i og med at det ble fanget mindre enn 50 sjøaurer. En viktig årsak til de avvikende gjennomsnittsvektene kan derfor være at enkelte yngre årsklasser av sjøaure var relativt fåtallige sammenlignet med andre år. Denne forklaringen kan ikke etterprøves når det gjelder sjøaurefangstene i 1983. Imidlertid viser skjellanalysene fra 2005 at det var uforholdsmessig få fangete sjøaure i Daleelva som hadde færre enn fire sjøopphold (se **vedlegg 10.5**).

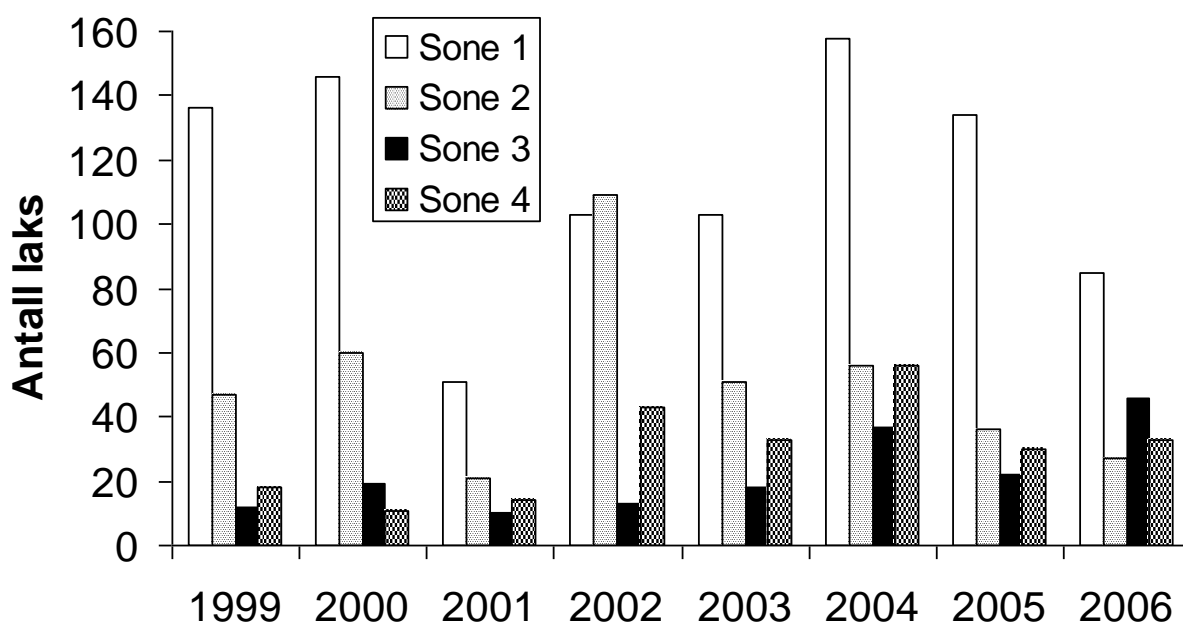


Figur 9. Gjennomsnittsvekt (kg) hos sjøaure fanget i Daleelva i perioden 1979-2009. I perioden 1998-2002 og i 2008 var det ikke åpnet for sjøaurefiske i Daleelva.

Fordeling av laksefangst i vassdraget

Basert på fangststed har vi delt elva i fire soner: Sone 1: Osen - T5 (1,2 km), sone 2: T6 - T15 (1,2 km), sone 3: T16 - T24 (1,4 km) og sone 4: T25 - K2 (1,3 km). I perioden 1999-2006 ble det hvert år fanget mellom 96 (2001) og 307 (2004) laks. I alle år unntatt 2002 ble det fanget flest laks i sone 1. I 2002 ble det fanget like mange laks i sone 1 og sone 2. I de fleste år ble det fanget færrest laks i sone 3. Betrakter man alle årene samlet, ble det fanget 819 laks (54 %) i sone 1, 373 laks (25 %) i sone 2, 129 laks (8 %) i sone 3 og 202 laks (13 %) i sone 4 (**figur 10**).

Fiskeplassene i elva er i hovedsak knyttet til tersklene. Dypområdet umiddelbart nedenfor terskelen er som regel den viktigste fiskeplassen innenfor den enkelte strekning. Innenfor sone 1 er strekningen fra elveos til Ørenbrua, hølene mellom Ørenbrua og Grønnebrua samt hølene nedstrøms tersklene 1, 2 og 4 de viktigste fiskeplassene. I sone 2 er hølene ved terskel 11, terskel 14 og terskel 15 de klart viktigste fiskeplassene (se **vedlegg 10.4** for mer detaljer).



Figur 10. Sonevis fordeling av laksefangst i Daleelva i perioden 1999-2006. Sone 1 er fra elveos til terskel 5, sone 2 er fra terskel 6 til terskel 15, sone 3 er fra terskel 16 til terskel 24 og sone 4 er fra terskel 25 til kraftstasjon K2 (se **figur 1**).

Fangst gjennom sesongen

Laksens oppvandring starter vanligvis i midten av juni. Hovedtyngden av laksen kommer opp i løpet av juli og august. I perioden 1999-2006 ble fangststed og fangsttidspunkt registrert for hver enkelt fisk i Daleelva. Første laksefangst er analysert på fem ulike strekninger i elva: Osen, terskel 1, terskel 15, terskel 24 og kraftstasjon K2. Disse fangstdatoene er benyttet som uttrykk for hvor raskt laksen vandrer oppover i vassdraget. Dato for første laksefangst i osen varierte mellom 15. juni og 7. juli med median fangstdato 20. juni (**tabell 4**). I terskel 1 var median fangstdato for første laks 2. juli, og tilsvarende datoer for øvrige steder var 13. juli (terskel 15) og 3. august (terskel 24 og kraftstasjon K2).

Tabell 4. Dato for første laksefangst på ulike steder i Daleelva i perioden 1999-2006.

År	Osen	Terskel 1	Terskel 15	Terskel 24	Kraftstasjon K2
1999	27.06	05.07	10.07	04.09	06.08
2000	17.06	06.07	20.07	15.08	03.08
2001	30.06	05.07	13.07	27.07	28.07
2002	07.07	22.06	20.07	22.07	11.08
2003	20.06	19.06	13.07	19.08	31.07
2004	15.06	29.06	15.06	19.07	26.07
2005	15.06	02.07	16.07	03.08	03.08
2006	12.07	4.07	8.07	13.07	11.07
Median	20.06	02.07	13.07	03.08	03.08

4.2 Analyse av skjellprøver

Laks

Skjellmaterialer innsamlet i perioden 2003-2009 viser at det har vært til dels store variasjoner i sammensetningen av laksebestanden i Daleelva (**tabell 5**). Perioden sett under ett har naturlig produsert laks utgjort den største kategorien (gjennomsnittlig innslag 45 %). Imidlertid har innslaget variert betydelig mellom år, fra i underkant av 20 % (2003) til i overkant av 70 % (2009). Utsatt fisk har også utgjort en betydelig laksekategori i undersøkelsesperioden (gjennomsnittlig innslag 25 %), men andelen har avtatt fra i overkant av 50 % i 2003 til mindre enn 10 % i 2008 og 2009. Innslaget av rømt oppdrettsfisk har de fleste år ligget mellom 10 og 20 %. Ut fra metodiske begrensninger kan det imidlertid være vanskelig å identifisere oppdrettsfisk som er rømt i tidlige livsstadium. Det er derfor sannsynlig at innslaget av rømt oppdrettsfisk har vært noe høyere enn det som kunne bestemmes med sikkerhet i skjellanalysene (gjennomsnittlig innslag 13 %).

Tabell 5. Antall og prosentvis andel (parentes) av ulike kategorier laks fanget i Daleelva i perioden 2003-2009. Utsatt fisk er tilbakevandrende laks utsatt som énsomrige laksunger, mens utsatt/rømt fisk er en samlekategori for utsatt laks og oppdrettet laks som har rømt på smoltstadiet.

År	Naturlig produsert	Rømt fisk	Utsatt fisk	Utsatt/rømt fisk	Usikker bakgrunn	Sum
2003	35 (19)	21 (12)	99 (54)	19 (10)	9 (5)	183 (100)
2004	69 (29)	39 (17)	48 (20)	66 (28)	13 (6)	235 (100)
2005	137 (64)	12 (6)	46 (22)	7 (3)	10 (5)	212 (100)
2006	96 (55)	25 (14)	40 (23)	6 (3)	9 (5)	176 (100)
2007	23 (44)	10 (19)	8 (16)	7 (13)	4 (8)	52 (100)
2008	41 (49)	20 (24)	7 (8)	5 (6)	11 (13)	84 (100)
2009	50 (72)	9 (13)	5 (7)	5 (7)	1 (1)	70 (100)
Samlet	451 (45)	136 (13)	253 (25)	115 (11)	57 (6)	1012 (100)

Villaksen i Daleelva har et forholdsvis bredt spekter med hensyn til lengden på sjøoppholdet (**tabell 6**). Mens mesteparten av villaksen i 2003 og 2005 hadde tilbrakt én vinter i sjøen (henholdsvis 93 og 79 %), hadde mesteparten av villaksen i 2004, 2006 og 2008 tilbrakt to vintre i sjøen (andel på 56-62 %). Ut fra skjellmaterialet synes det å ha vært en sterk årsklasse (2002-årgangen av laksesmolt) som dominerte innsiget av laks i 2003 (énsjøvinter) og i 2004 (tosjøvinter). En ny sterk årsklasse (2004-årgangen av laksesmolt) dominerte innsiget i perioden 2005-2007.

Tabell 6. Sjøalderfordeling av ulike kategorier av laks som ble fanget i Daleelva i perioden 2003-2009. Utsatt fisk er tilbakevandrende laks utsatt som énsomrige laksunger, mens utsatt eller rømt fisk er en samlekategori for utsatt laks og oppdrettet laks som har rømt på smoltstadiet.

Type av laks	År	Énsjøvinter	Tosjøvinter	Tresjøvinter	Firesjøvinter
Naturlig produsert	2003	39 (93)	2 (5)	1 (2)	0 (0)
	2004	30 (44)	39 (56)	0 (0)	0 (0)
	2005	106 (79)	19 (14)	10 (7)	0 (0)
	2006	29 (31)	62 (65)	3 (3)	1 (1)
	2007	6 (27)	3 (14)	11 (50)	2 (9)
	2008	7 (18)	24 (62)	7 (18)	1 (2)
	2009	18 (38)	15 (32)	14 (30)	0 (0)
Utsatt fisk	2003	99 (97)	3 (3)	0 (0)	0 (0)
	2004	12 (25)	36 (75)	0 (0)	0 (0)
	2005	43 (94)	2 (4)	1 (2)	0 (0)
	2006	2 (5)	36 (92)	1 (3)	0 (0)
	2007	1 (13)	0 (0)	7 (87)	0 (0)
	2008	7 (18)	24 (62)	7 (18)	1 (2)
	2009	3 (60)	1 (20)	1 (20)	0 (0)
Utsatt eller rømt fisk	2003	20 (77)	5 (19)	1 (4)	0 (0)
	2004	13 (20)	50 (75)	2 (3)	1 (2)
	2005	3 (42)	2 (29)	2 (29)	0 (0)
	2006	4 (67)	2 (33)	0 (0)	0 (0)
	2007	10 (59)	3 (18)	4 (23)	0 (0)
	2008	7 (18)	24 (61)	7 (18)	1 (3)
	2009	2 (40)	1 (20)	2 (40)	0 (0)

Gjenfangst av utsatt laks

Tilslaget på utsetninger av laksunger kan estimeres for utsettingsperioden 2001-2005, som har gitt gjenfangster i elvefisket i perioden 2003-2009. Det har vært betydelige variasjoner i gjenfangstene i denne perioden, der de årlige gjenfangstratene har variert med en faktor på 10 (**tabell 7**). De høyeste gjenfangstratene ble funnet for utsettingene i 2001, da den estimerte gjenfangstratene var 0,91 %. Imidlertid har gjenfangstratene gått betydelig ned de siste årene, og gjenfangsten av utsatt laks har fire av fem undersøkte år vært mindre enn 0,5 %. Til tross for relative lave gjenfangstrater av utsatte lakser, har bidraget fra utsettingene vært betydelig for elvefangsten av laks i perioden 2003-2009 (**tabell 6**).

Tabell 7. Antall énsomrige laksunger utsatt i Daleelva i perioden 2001-2005, estimert antall gjenfangster i påfølgende år, og estimert gjenfangstrate for de ulike utsettingene.

Utsettingsår	Antall	Estimert antall gjenfangster i sportsfisket				Gjenfangstrate
		1-sjøvinter	2-sjøvinter	3-sjøvinter	Sum	(%)
2001	20 500	138	50	1	189	0,92
2002	22 000	17	2	1	20	0,09
2003	20 500	48	39	5	92	0,45
2004	21 400	25	10	0	35	0,16
2005	20 500	43	31	10	84	0,41

Sjøaure

Minste sjøaurer i skjellprøvematerialet fra sportsfisket i perioden 2003-2009 har variert mellom 34 og 50 cm. Når det ikke foreligger prøver av mindre fisk enn dette fra sportsfisket, er det fordi minstemålet for sjøaure er 35 cm. Minste sjøaure fanget under elektrisk fiske om høsten var 19 cm (høsten 2004). Sjøaurer som ble innsamlet på høsten ble lengdemålt før de ble satt tilbake i elva. Det er relativt stor variasjonsbredde i kroppsstørrelse og antall sjøopphold hos sjøaure fanget i Daleelva (**tabell 8**). Undersøkelsesperioden sett under ett dominerer sjøaure med to og tre sjøopphold, som samlet utgjorde 66 av 106 analyserte sjøaurer (63 %). Det var også en del sjøaurer med fire og fem sjøopphold, men svært få individer med seks eller flere sjøopphold. Det er stor grad av størrelsesoverlapp mellom de ulike kategoriene av sjøaure, noe som tilsier at vekstraten under sjøoppholdet varierer betydelig mellom individer.

Tabell 8. Fordeling av sjøaure i Daleelva i perioden 2003-2009 ut fra antall sjøopphold og kroppsstørrelse. For mer detaljer om de enkelte år vises det til **vedlegg 10.5 og 10.6**.

Antall sjøopphold	Antall fisk	Andel av fisk (%)	Størrelse (cm)
1	13	12	19 - 26
2	38	36	25 - 50
3	28	27	32 - 77
4	10	9	42 - 75
5	11	10	45 - 77
6	4	4	49 - 60
7	0	0	-
8	2	2	70 - 78
Sum alle grupper	106	100	19 - 78

4.3 Registrering av gytefisk

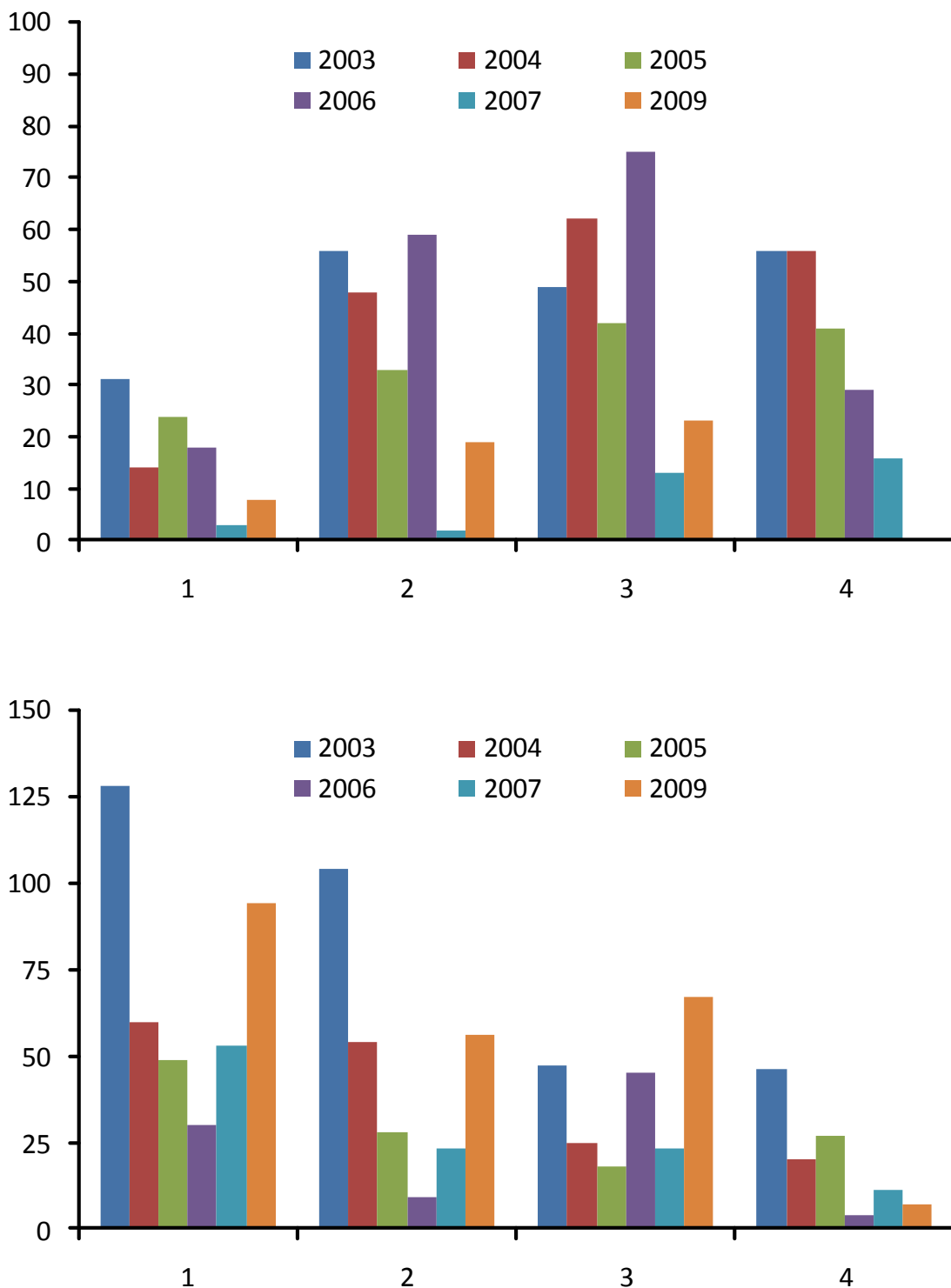
Gytefisktellinger i perioden 2003-2009 har vist store årlige variasjoner i mengden gytefisk i Daleelva (**tabell 9**). Mengden av registrert gytelaks har variert med en faktor på 5,6 (variasjonsbredde 34-189), mens mengden av registrert sjøaure har variert med en faktor på 4,3 (variasjonsbredde 75-325). Hos laks har det vært en generelt nedadgående trend i undersøkelsesperioden, med de klart laveste nivåene i årene 2007-2009. I grove trekk har det vært en tilsvarende nedgang i mengden gytende sjøaure, med et betydelig unntak høsten 2009, som ga de nest høyeste registreringene i undersøkelsesperioden. Det er verdt å merke seg at nesten all mellomårsvariasjon hos sjøaure ligger i den minste størrelseskategorien (< 1 kg) – mens de årlige gytebestandene av laks har variert betydelig i alle tre størrelseskategorier.

Tabell 9. Antall og fordeling av laks og sjøaure som ble registrert om høsten like før gyting i perioden 2003-2009. Inndeling i størrelsesgrupper er i tråd med norsk standard for visuell telling av laksefisk (Anonym 2004). Middels vannføring (m³/s) i registreringsperioden er oppgitt.

År	Laks			Sjøaure		Vannføring m ³ /s
	< 3 kg	3-7 kg	> 7 kg	< 1 kg	> 3 kg	
2003	126	61	7	285	36	4,0
2004	87	55	30	124	29	6,0
2005	82	40	15	85	27	4,0
2006	67	68	38	55	13	1,2
2007	4	15	15	83	25	1,7
2008	37	45	8	60	25	3,0
2009	26	19	7	199	28	1,0

Gytefisktellingerne i perioden 2003-2009 viste en skjev fordeling av laks og sjøaure i ulike deler av vassdraget (**figur 11**). Undersøkelsesperioden sett under ett så ble mesteparten av gytelaks observert i de tre øverste sonene av Daleelva. Det er imidlertid en del mellomårsvariasjon i fordelingen av gytelaks. I fem av seks år ble det observert minst gytelaks i sone 1 (nederst i vassdraget). I fire av seks år ble mesteparten av gytelaksen observert i sone 3, mens det i 2003 ble observert mest i sone 2 og i 2007 ble observert mest i sone 4 (øverst i vassdraget).

Gytefisk av sjøaure viste et helt annet fordelingsmønster enn gytelaks (**figur 11**). Generelt sett var det mest gytemoden sjøaure nederst i Daleelva og avtakende mengder gytefisk oppover vassdraget. I fem av seks år var det mest gytemoden sjøaure i sone 1, og i halvparten av årene var det nest mest sjøaure i sone 2. Til tross for nedgangen i gytefisk oppover vassdraget var det brukbare mengder sjøaure i den øverste sonen i perioden 2003-2005, men fra og med 2006 ble det observert få sjøaurer i dette området.



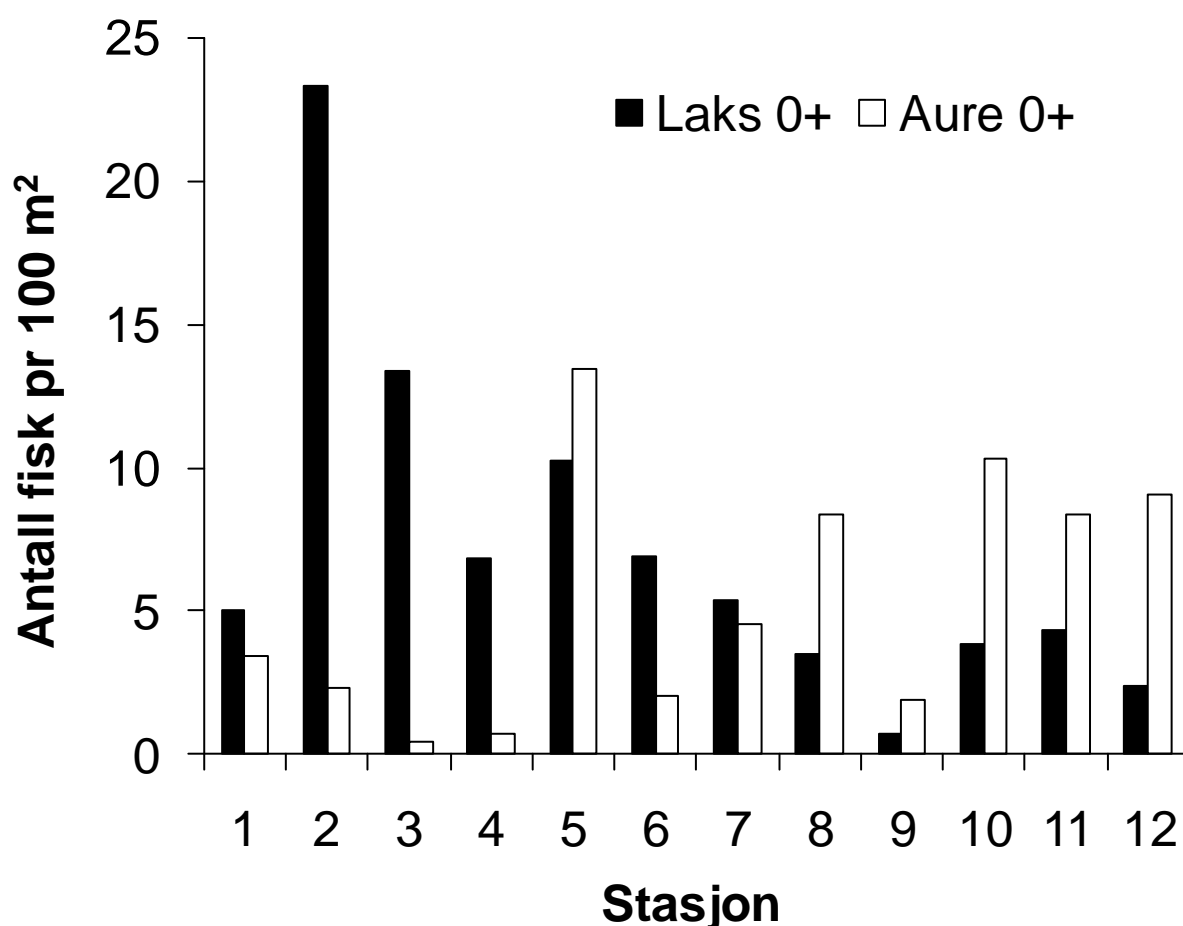
Figur 11. Sonevis fordeling av gytemoden laks (øverst) og sjøaure (nederst) i Daleelva i perioden 2003-2009. Sone 1 er nedstrøms terskel 8, sone 2 er fra terskel 8 til terskel 17, sone 3 er fra terskel 17 til terskel 25, mens sone 4 er oppstrøms terskel 25 (se **figur 1**). Det foreligger ingen sted-festet informasjon fra 2008.

4.4 Ungfiskundersøkelser

I samlerapporten er det lagt hovedvekt på variasjoner i forekomst av ulike grupper av ungfisk (villfisk av laks og aure, settefisk av laks) i vassdraget i løpet av undersøkelsesperioden, samt vekstforhold og årsklassestyrke hos ungfiskbestandene av laks og aure. Når det gjelder øvrige parametre som innslag av kjønnsmodne hanner i ungfiskbestandene og mer detaljerte analyser av lokale variasjoner vises det til tidligere årsrapporter (Lund med flere 2004, 2005, 2006a).

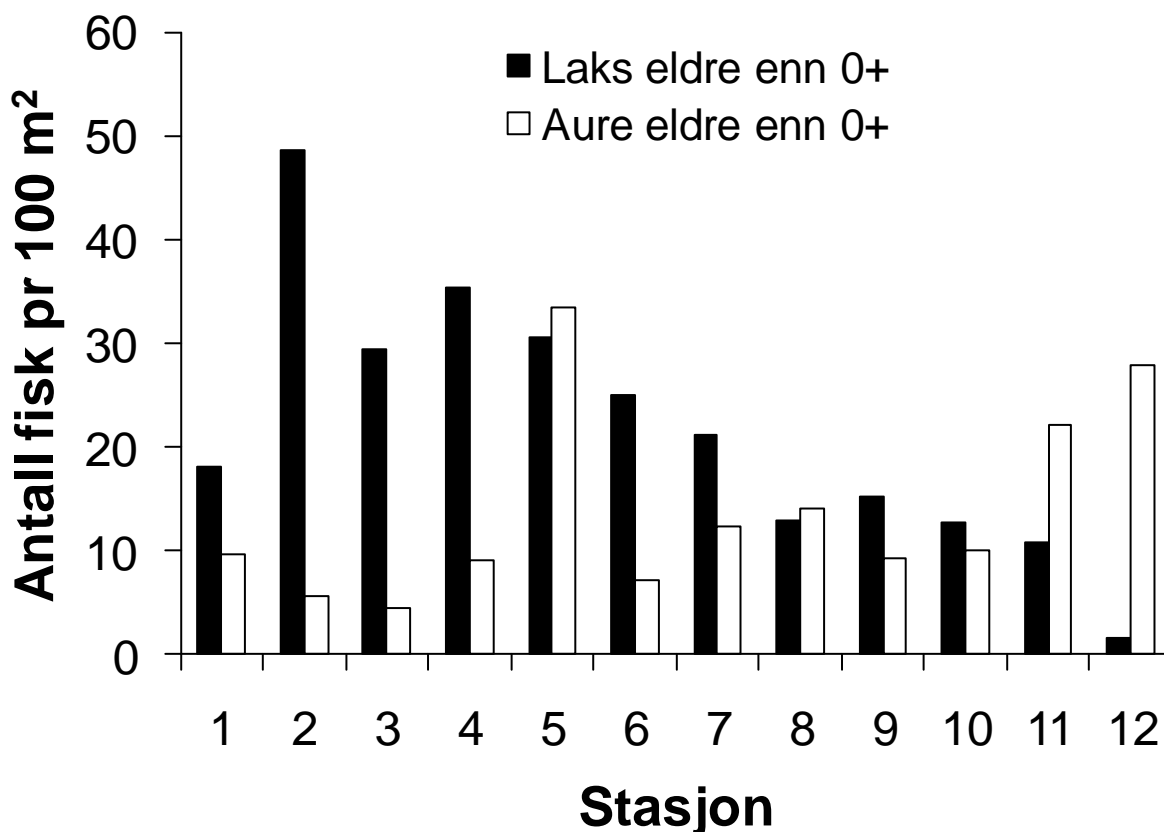
Fisketetthet

I undersøkelsesperioden ble det funnet årsyngel av laks og aure på alle tolv undersøkte stasjoner i hovedstrengen av Daleelva (**figur 12**). Tetthetene av yngel har imidlertid jevnt over vært lave i hele perioden, med middels tettheter på 7,2 og 5,4 individer per 100 m² for henholdsvis laks og aure. Det har også vært store variasjoner i tettheten av årsyngel på de ulike stasjonene. Forekomsten av laksyngel har vært størst i nedre del av vassdraget, med de største registrerte tetthetene på stasjonene 2 og 3.



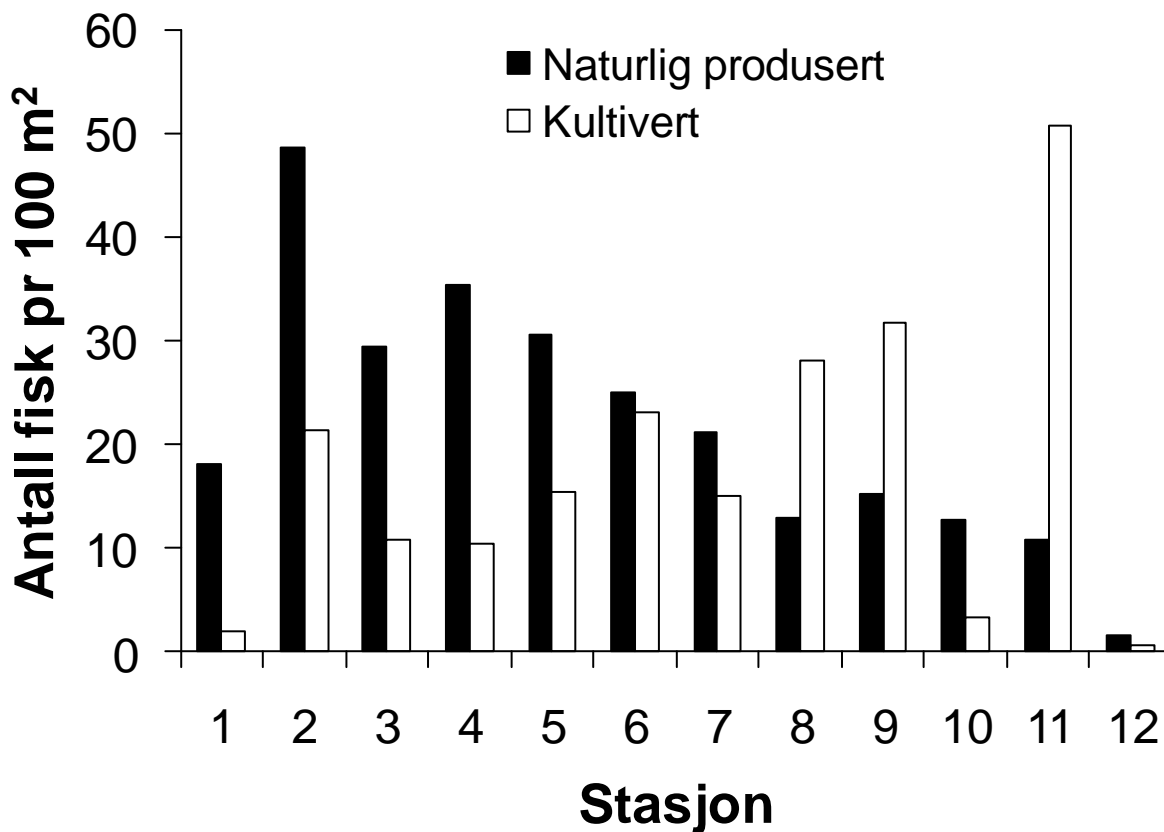
Figur 12. Middels tetthet av årsyngel (0+) av laks og aure på 12 stasjoner i Daleelva i perioden 2003-2009. Tetthetene er angitt som antall fisk per 100 m².

Det ble jevnt over funnet vesentlig høyere tettheter av eldre ungfisk enn av årsyngel. På halvparten av stasjonene var estimert tetthet av eldre laksunger høyere enn 20 individer per 100 m², og spesielt i nedre deler var det jevnt over høye tettheter av eldre laksunger (**figur 13**). Vassdraget sett under ett ble det registrert vesentlig høyere tetthet av lakseparr enn av aureparr i undersøkelsesperioden (snitt på henholdsvis 21,8 og 13,8 individer per 100 m²).



Figur 13. Middels tetthet av eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks og aure på 12 stasjoner i Daleelva i perioden 2003-2009. Tetthetene er angitt som antall fisk per 100 m².

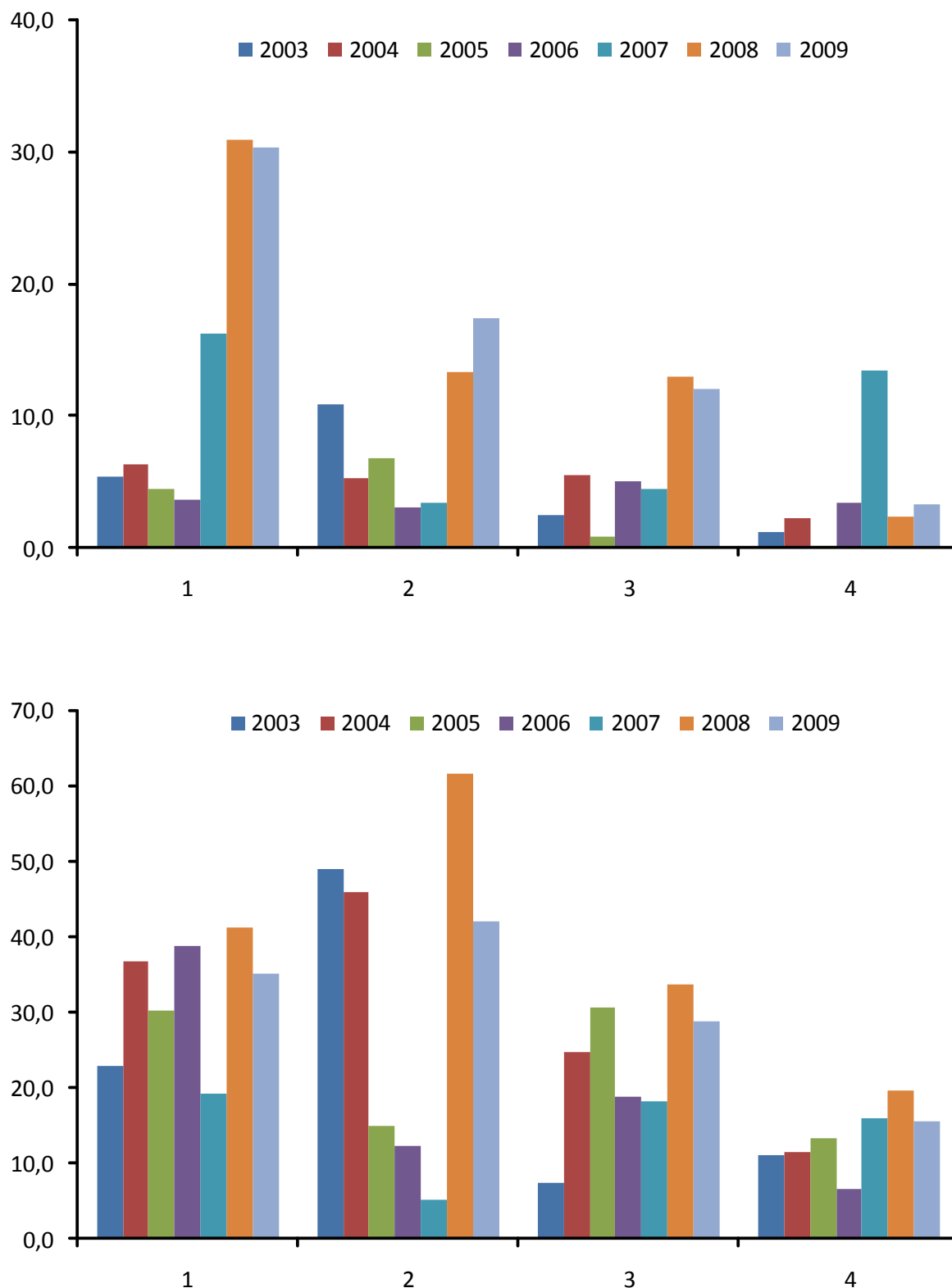
Utsatte laksunger ble fanget på alle stasjoner i løpet av undersøkelsesperioden (**figur 14**). Det ble funnet spesielt høye tettheter på stasjonene 6, 8, 9 og 11, der tetthetene var i størrelsesorden 20-50 individ per 100 m². De minste forekomstene av settefisk ble funnet på den nederste og den øverste stasjonen (mindre enn 2 settefisk per 100 m²). Perioden sett under ett ble det i snitt funnet 17,7 utsatte laksunger per 100 m², mens det til sammenlikning ble registrert i gjennomsnitt 21,8 naturlig produserte lakseparr per 100 m².



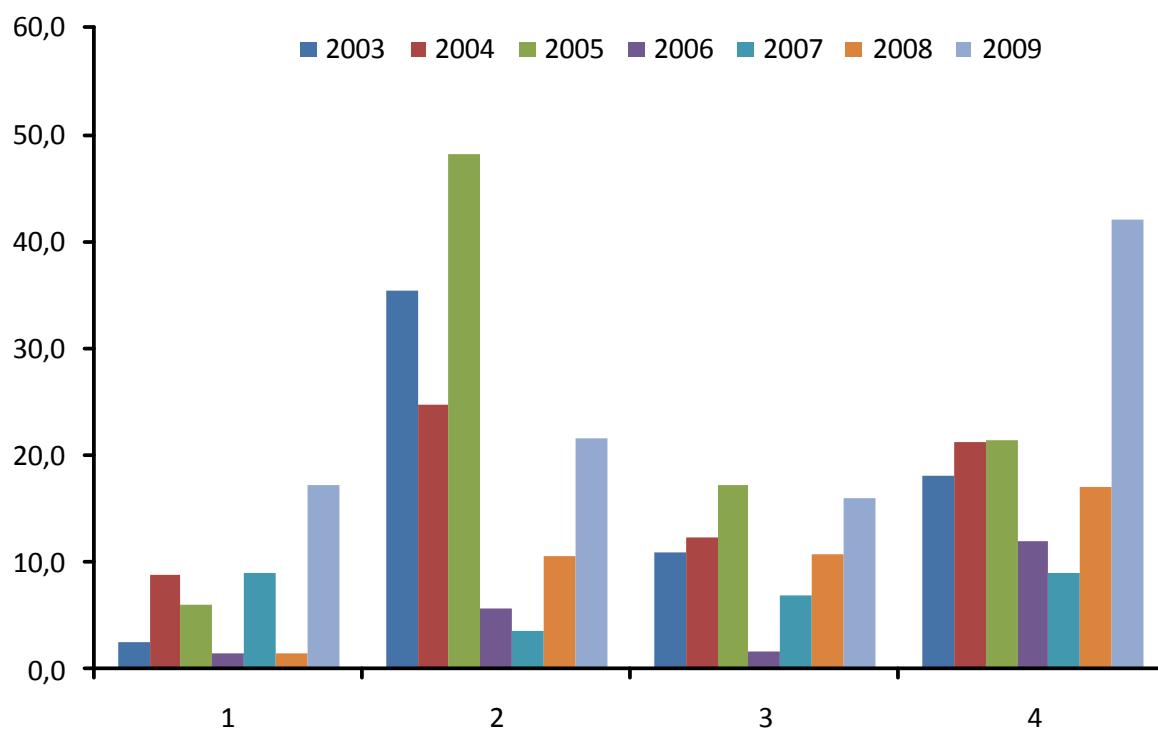
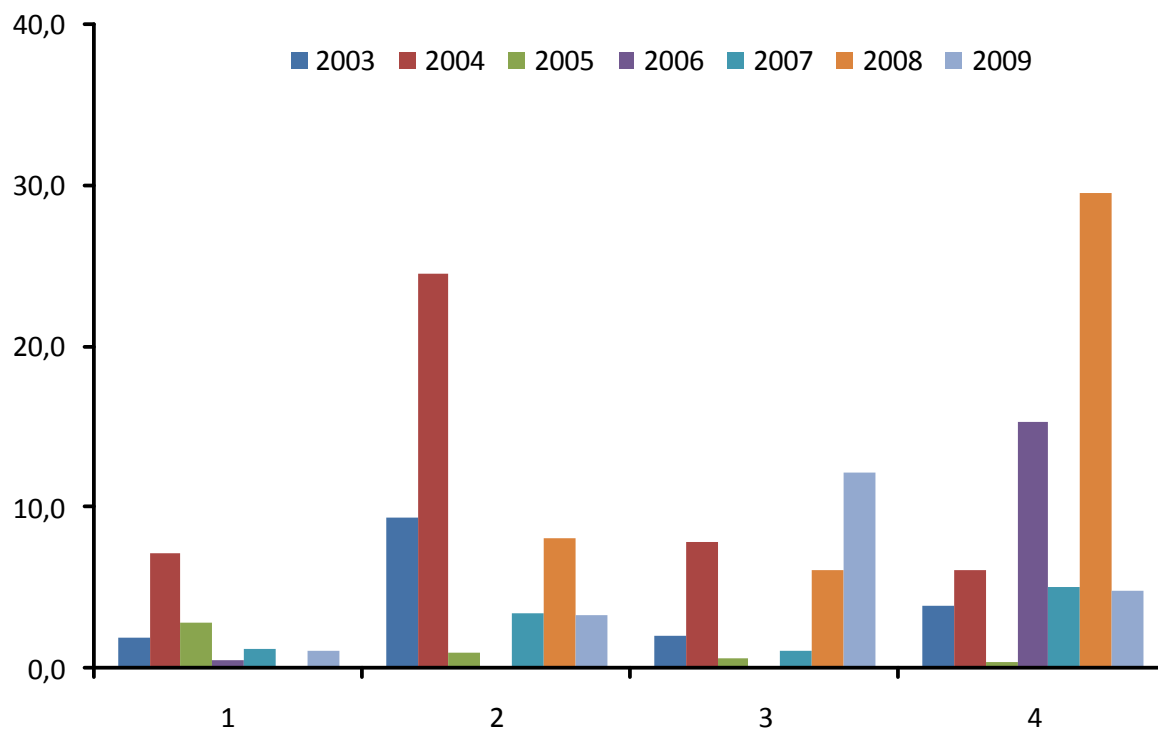
Figur 14. Middels tetthet av naturlig produserte laksunger eldre enn årsyngel og kultiverte laksunger på 12 stasjoner i Daleelva i perioden 2003-2009. Tetthetene er angitt som antall fisk per 100 m².

Det ble registrert store forskjeller i tetthet av årsyngel og eldre ungfisk av laks i ulike deler av Daleelva (**figur 15**). Generelt sett var det svært lave tettheter av årsyngel i alle soner i hele perioden, med unntak av brukbare tettheter i den nederste sonen i 2008 og 2009. Gjennomgående ble de største tetthetene av årsyngel funnet i de to nederste sonene. Den største forskjellen i yngel-tetthet ble funnet mot slutten av undersøkelsesperioden, da omtrent halvparten av all yngelen i vassdraget syntes å være i den nederste sonen. Generelt sett var tetthetsforskjellene mellom sonene noe mindre hos eldre laksunger, som i større grad enn årsyngel forekom i brukbare tettheter også i de to øverste sonene. De aller høyeste tetthetene av eldre laksunger ble funnet i sone 2 i 2003 og 2008, som begge hadde i størrelsesorden 50-60 individ per 100 m².

I likhet med hos laks ble det funnet store tetthetsforskjeller hos ungfisk av aure i ulike deler av Daleelva (**figur 16**). Når det gjelder forekomst av årsyngel var det ingen sone som utmerket seg som spesielt viktig perioden sett under ett. Mens det i 2004 ble funnet høyest tetthet i sone 2, ble det i 2008 funnet høyest tetthet i sone 4, og i 2009 ble de høyeste tetthetene funnet i sone 3. Imidlertid ble de laveste yngeltetthetene perioden sett under ett registrert i sone 1. Fordelingen av eldre aureunger gjenspeilte i stor grad forekomsten av årsyngel; høy tetthet av årsyngel i sone 2 i 2004 ble etterfulgt av en høy tetthet av eldre aureunger i 2005, og likedan ble høy tetthet av årsyngel i 2008 etterfulgt av en høy tetthet av eldre aureunger i 2009.



Figur 15. Tetthet av laksyngel (øverst) og eldre laksunger (nederst) i fire soner av Daleelva i perioden 2003-2009. Sone 1 omfatter stasjonene 1-3, sone 2 omfatter stasjonene 4-5, sone 3 omfatter stasjonene 6-9, mens sone 4 omfatter stasjonene 10-12 (se **figur 1**). Tetthet er oppgitt som middels antall individer per 100 m². Legg merke til at det er ulike skalaer på y-aksene.



Figur 16. Tetthet av aureyngel (øverst) og eldre aureunger (nederst) i fire soner av Daleelva i perioden 2003-2009. Sone 1 omfatter stasjonene 1-3, sone 2 omfatter stasjonene 4-5, sone 3 omfatter stasjonene 6-9, mens sone 4 omfatter stasjonene 10-12 (se **figur 1**). Tetthet er oppgitt som middels antall individer per 100 m².

Sidebekkene er i langt større grad enn hovedstrengen dominert av aure. I Siploelva har det i undersøkelsesperioden bare blitt fanget aure, og verken naturlig produsert eller utsatt laks har vært påvist i denne sidebekken (**tabell 10**). I perioden 2003-2006 ble det ikke funnet årsyngel av laks i noen av sidebekkene, med unntak av to laksyngel fanget i Tverråna i 2005. I 2007 ble det imidlertid funnet årsyngel av laks både i Tverråna (4), Vatningskanal 1 (13) og Yngeldammene (1). Av eldre laksunger var det også forholdsvis få funn i undersøkelsesperioden, med unntak av Yngeldammen der det har vært forekomster av lakseparr i hele perioden. Utsatte laksunger har i de fleste år forekommet med lave tettheter i én eller flere sidebekker.

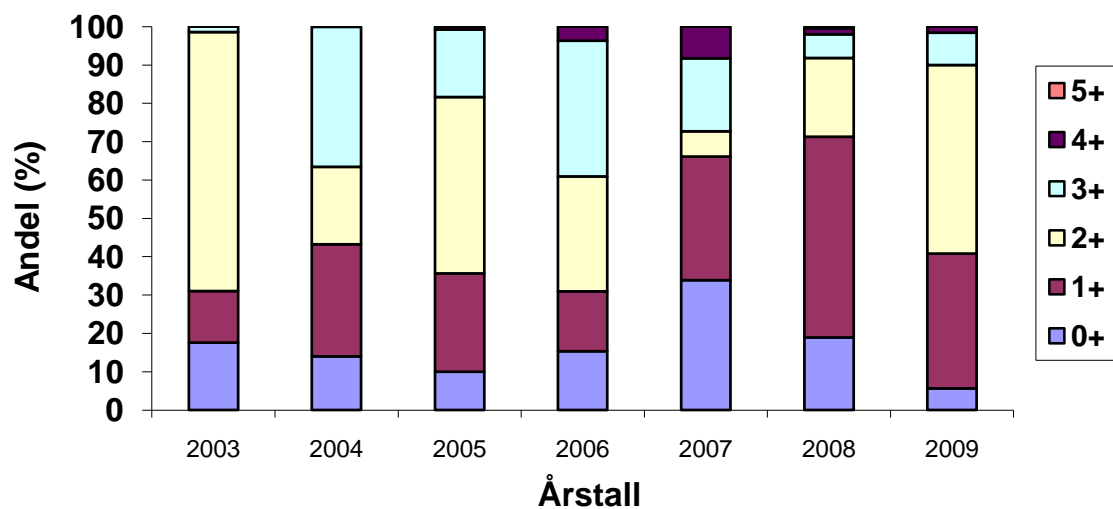
Tabell 10. Tetthet (antall pr 100 m²) av naturlig produserte laksunger (> 0+) i seks sidekanaler til Daleelva i perioden 2003-2009. Dassbekken ble ikke undersøkt i 2007.

Lokalitet	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Siploelva	0	0	0	0	0	0	0
Yngeldammene	17	32	13	35	6	3	5
Dassbekken	0	4	0	0	-	0	0
Vatningskanal 1	0	0	0	0	0	12	7
Tverråna	0	1	0	8	12	13	16
Vatningskanal 2	0	0	0	0	0	0	0

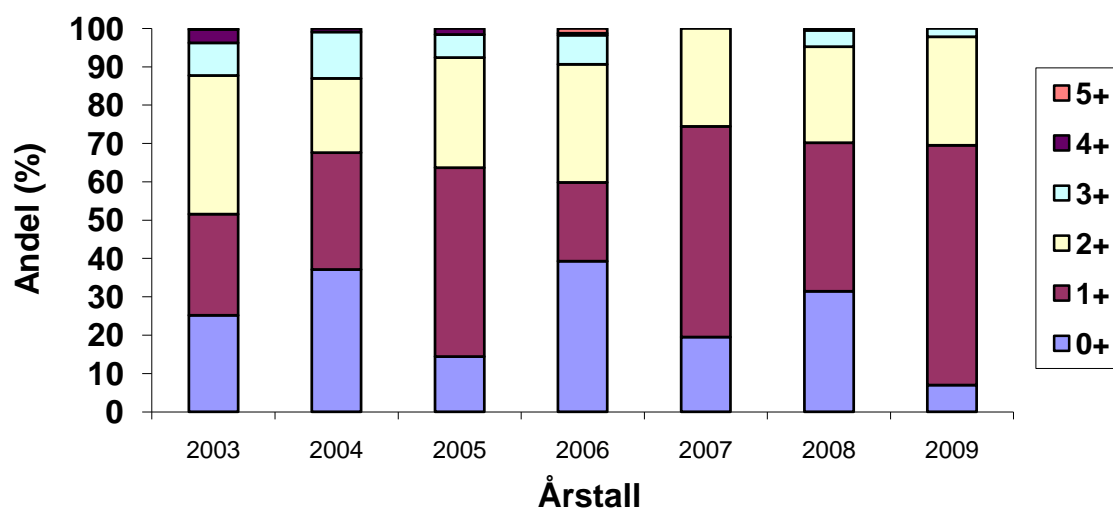
Alderssammensetning og årsklassestyrke

Det var store variasjoner i alderssammensetning og årsklassestyrke hos ungfishbestandene i Daleelva. Når det gjelder aldersfordeling hos laksunger var det i de fleste år en dominans av ettåringer og toåringer (**figur 17**). Ettåringer dominerte ungfishbestandene i 2003, 2005 og 2009, mens toåringer dominerte i 2007 og 2008. I 2004 og 2006 var toåringer den dominerende aldersgruppen. Hos ungfish av aure var det de yngste aldersgruppene som dominerte i de fleste årene (**figur 18**). Årsyngel dominerte i 2004 og 2006, mens ettåringer dominerte i 2005, 2007, 2008 og 2009. Generelt sett var det en liten andel av ungfishbestanden av aure som var eldre enn to år.

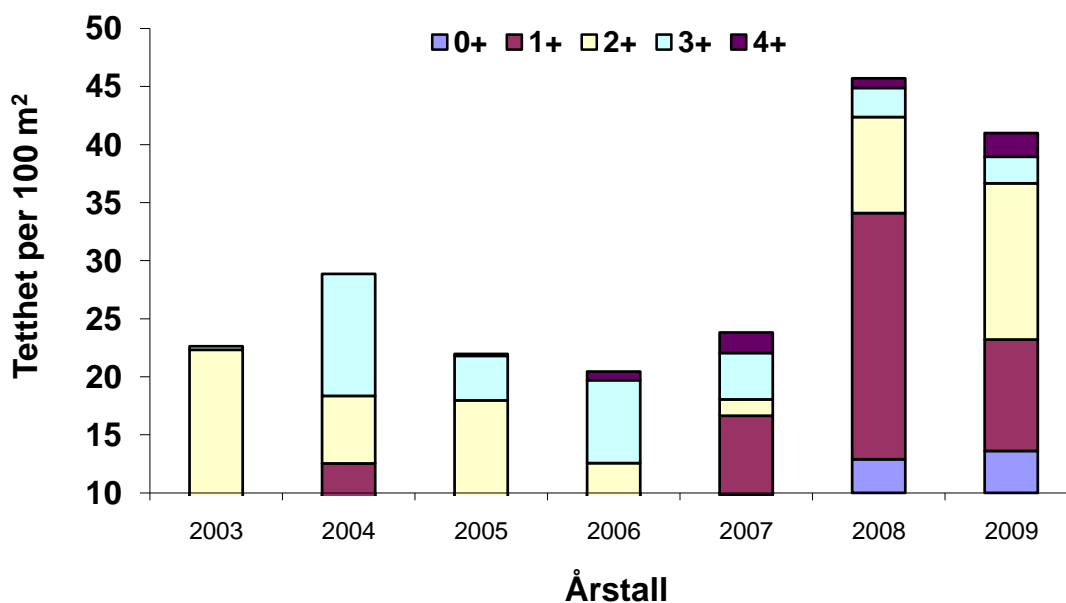
Enkelte årsklasser av laks og aure var betydelig sterkere enn de øvrige. Hos laks tilhørte fisk som ble klekket i 2002 en sterk årsklasse, uttrykt som mange ettåringer i 2003 og mange toåringer i 2004 (**figur 19**). Tilsvarende var 2007-årsklassen sterk, med mange ettåringer i 2008 og mange toåringer i 2009. Hos aure var det også et par årsklasser som dominerte gjennom undersøkelsesperioden (**figur 20**). Aure som ble klekket i 2004 var tallrik som årsyngel samme år, og dominerte ungfishbestanden som ettåringer i 2005. Likedan var 2008-årsklassen dominerende som årsyngel i 2008 og dominerte som ettåringer i 2009.



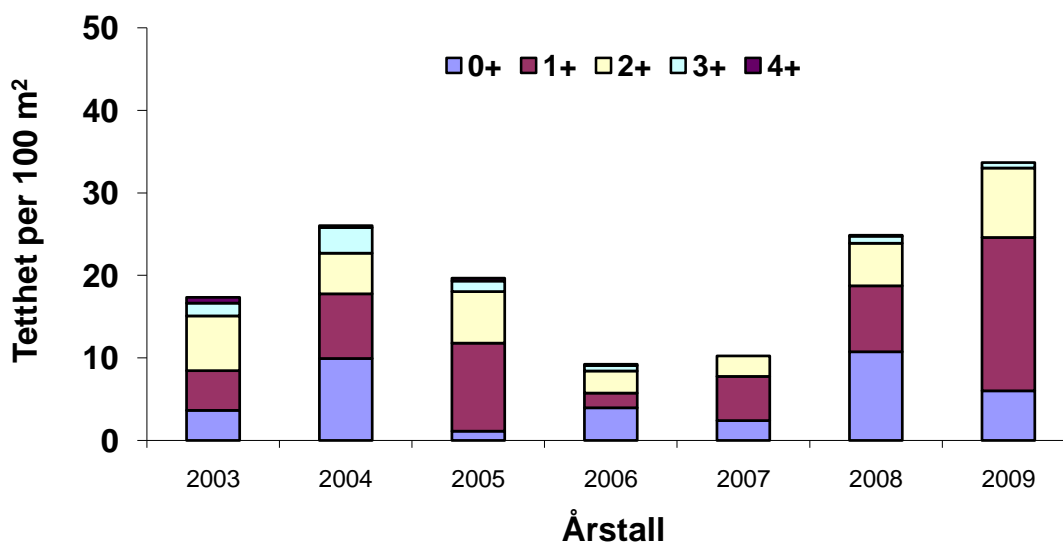
Figur 17. Aldersfordeling av laksunger i Daleelva i perioden 2003-2009.



Figur 18. Aldersfordeling av aureunger i Daleelva i perioden 2003-2009.



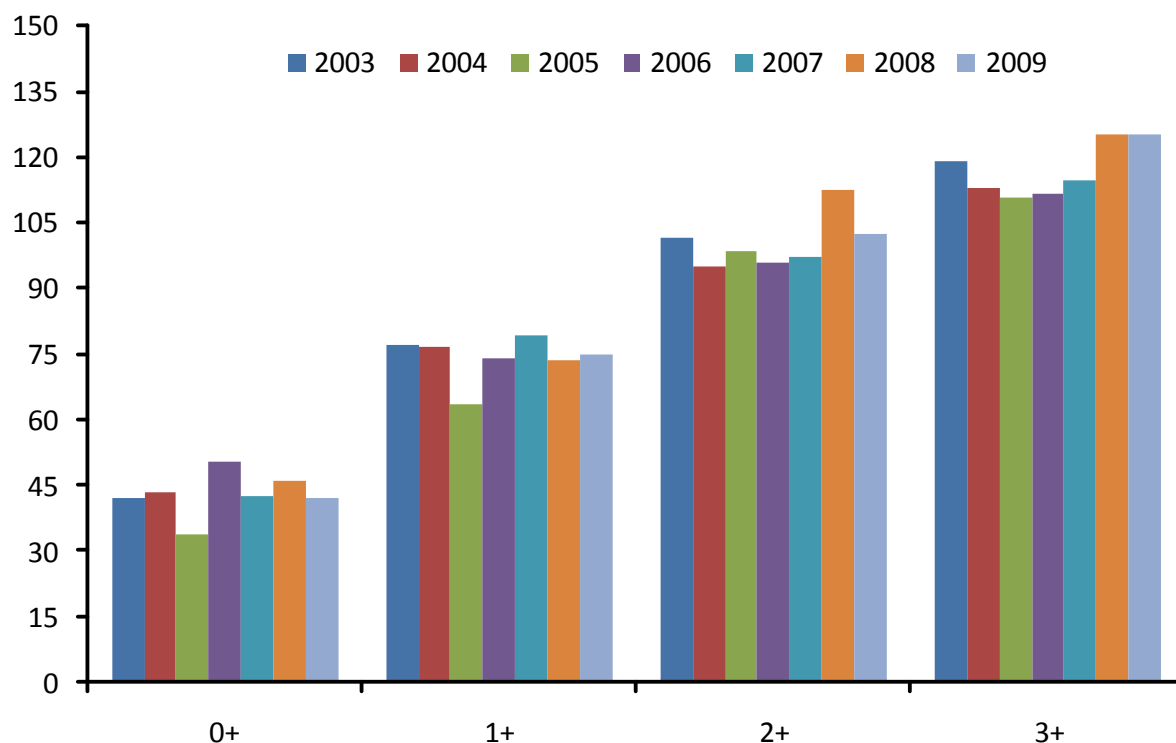
Figur 19. Estimert årsklassestyrke ($N/100\text{ m}^2$) hos ungfisk av laks i Daleelva i perioden 2003-2009. Årsklassene er årssyngel (0+), ettåringer (1+), toåringer (2+), treåringer (3+) og fire år eller eldre laksunger (4+).



Figur 20. Estimert årsklassestyrke ($N/100\text{ m}^2$) hos ungfisk av aure i Daleelva i perioden 2003-2009. Årsklassene er årssyngel (0+), ettåringer (1+), toåringer (2+), treåringer (3+) og fire år eller eldre aureunger (4+).

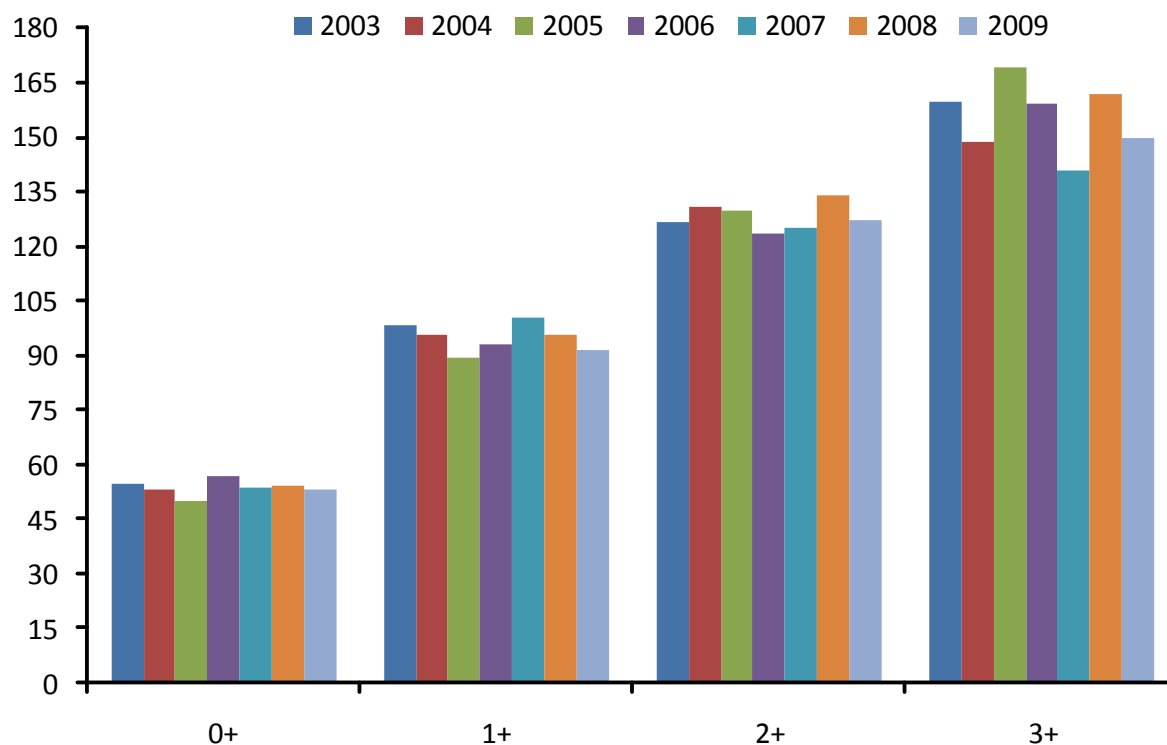
Vekst

I undersøkelsesperioden var det relativt små variasjoner i årlig vekst hos ungfisk av laks og aure. Hos laksunger var det en avtakende årlig vekst utover ungfiskperioden (**figur 21**). Årsynglene målte de fleste år mellom 30 og 45 mm mot slutten av vekstperioden, ettåringene målte gjennomgående mellom 60 og 75 mm, toåringene målte jevnt over mellom 90 og 100 mm, mens treåringene målte jevnt over mellom 105 og 120 mm. Det synes som at det var gode vekstforhold for laksunger i 2003, da de fleste årsklassene hadde noe større kroppsstørrelse enn gjennomsnittene for perioden.



Figur 21. Gjennomsnittlig størrelse (total lengde i mm) hos fire årsklasser av laks i Daleelva i perioden 2003-2009. Årsklassene er årsyngel (0+), ettåringene (1+), toåringene (2+) og treåringene (3+).

Aureunger var gjennomgående en del større enn jevnaldrende laksunger (**figur 22**). Størrelsesforskjellen økte med økende alder, og variasjonen mellom år økte også med økende alder. Mot slutten av vekstsesongen målte årsyngel av aure mellom 45 og 55 mm, ettåringene målte jevnt over mellom 90 og 100 mm, toåringene målte jevnt over mellom 120 og 130 mm, mens treåringene målte mellom 135 og 170 mm. I likhet med hos laksunger synes 2003 å ha vært et godt vekstår for aureunger.



Figur 22. Gjennomsnittlig størrelse (total lengde i mm) hos fire årsklasser av aure i Daleelva i perioden 2003-2009. Årsklassene er årsyngel (0+), ettåringer (1+), toåringer (2+) og treåringer (3+).

4.5 Aluminium på gjellelev

Analyser av gjellelev til laksunger i Daleelva om våren har vist til dels svært høye nivå av aluminium (**tabell 11**). Av de fem årene der gjelleanalyser er gjennomført er det våren 2008 som hadde de høyeste aluminiumsverdiene, med gjennomsnittsverdi og maksimumsverdi på henholdsvis 368 og 725 µg/g. Aluminiumsverdiene våren 2008 var om lag fem ganger høyere enn verdiene våren 2010 (i snitt 74 µg/g). Vårene 2004, 2005 og 2009 lå aluminiumsverdiene på lignende nivå (gjennomsnittsverdier i området 145-169 µg/g).

Tabell 11. Aluminiumsnivå (µg/g) i gjellelev hos laksunger fanget om våren i Daleelva i periodene 2004-2005 og 2008-2010. Se **vedlegg 10.7-10.9** for mer detaljer om perioden 2008-2010.

År	Prøvedato	Antall stasjoner	Antall fisk	Spenn (µg/g)	Snitt (µg/g)
2004	28/4	6	20	90-498	169
2005	28/4	6	20	70-238	147
2008	5/5	10	59	171-725	368
2009	2/5	9	51	59-261	145
2010	18/5	10	60	17-257	74

Våren 2008 ble det registrert høyere aluminiumsverdier på naturlig produserte enn på anleggsproduserte laksunger (gjennomsnittlige nivå på henholdsvis 386 og 338 µg/g). Våren 2009 ble det derimot registrert lavere aluminiumsverdier på naturlig produserte laksunger (gjennomsnittlig 111 µg/g) enn på settefisk (gjennomsnittlig 183 µg/g). Over tid var derfor forskjellene mellom de to gruppene ikke statistisk signifikante ($p = 0,136$, $F = 2,257$, enveis ANOVA-test).

Dersom man grupperer laksunger ut fra hvilke aluminiumsnivå de har vært utsatt for, framgår det at alvorlighetsgraden har variert en del mellom år. I periodene 2004-2005 og 2008-2010 har så godt som all ungfisk hatt aluminiumsnivå som er høyere enn sikre biologiske grenser (**tabell 12**). I 2010 tilsier målingene at om lag 30 % av laksungene ble eksponert for aluminiumsnivå som påvirker enzymaktiviteten. I alle de undersøkte årene har mesteparten (70-100 %) av laksungene vært eksponert for aluminiumsnivå som påvirker ionebalansen, og i 2008 var aluminiumsnivåene så høye for 31 % av laksungene at eksponeringen kunne medføre akutt dødelighet.

Ut over store årlige variasjoner og variasjoner mellom enkeltfisk, har det også vært en del variasjon i aluminiumsnivå på de ulike stasjonene (**tabell 13**). I begge årene som den øverste stasjonen ble undersøkt ble de laveste aluminiumsnivåene funnet på denne stasjonen. Våren 2008 ble de høyeste verdiene funnet på stasjonene 6, 7, 8 og 9. Stasjonene 6 og 7 viste også de høyeste aluminiumsnivåene i 2009. I 2010 ble de høyeste nivåene funnet lenger nede i vassdraget (stasjon 1 og 3), mens nivåene på stasjon 6 og 7 var relativt lave.

Tabell 12. Prosentvis fordeling av laksunger fanget i Daleelva ut fra aluminiumsinnhold i gjellevev ($\mu\text{g/g}$). Aluminiumsinnhold lavere enn $20 \mu\text{g/g}$ er vurdert som naturlig bakgrunnsnivå, innhold på $20\text{-}50 \mu\text{g/g}$ påvirker enzymaktivitet hos laksunger, innhold på $50\text{-}400 \mu\text{g/g}$ påvirker ionebalanse hos laksunger, mens ved innhold høyere enn $400 \mu\text{g/g}$ vil det oppstå dødelighet hos laksunger (Bremset med flere 2009).

År	Antall fisk	Innhold av aluminium i gjellevev ($\mu\text{g/g}$)			
		< 20	20-49	50-400	> 400
2004	20	0	0	100	0
2005	20	0	0	100	0
2008	59	0	0	69	31
2009	51	0	0	100	0
2010	60	1	29	70	0

Tabell 13. Variasjon mellom stasjoner i aluminiumsinnhold i gjellevev ($\mu\text{g/g}$) hos laksunger fanget i Daleelva i perioden 2008-2010. Antall undersøkte fisk de tre årene varierte mellom 51 og 60. Den øverste stasjonen ble ikke undersøkt i 2009.

Stasjon	2008		2009		2010	
	Spenn	Snitt	Spenn	Snitt	Spenn	Snitt
1	224-675	350	126-169	148	90-257	151
2	271-357	310	75-161	124	38-85	61
3	302-443	371	67-224	157	75-126	103
4	303-497	370	67-194	131	46-107	75
5	246-358	313	68-166	119	53-98	77
6	288-637	433	170-251	197	68-131	86
7	265-528	382	101-261	196	22-64	38
8	237-693	441	62-185	95	29-144	73
9	270-725	481	59-242	143	17-83	50
10	171-319	229	-	-	21-41	30
Sum alle	171-725	368	59-261	145	17-257	74

4.6 Bunndyrundersøkelser

I perioden 2006-2010 er det tatt til sammen 77 bunndyrprøver i Daleelva. Av disse er 62 såkalte 10-minutters prøver, som er sendt med fly for rask analyse av levende materiale i laboratorium. I underkant av 45 000 individer ble samlet inn og gjennomgått. I tillegg ble det tatt en prøve i sideelva Siplo i september 2009, for å undersøke eventuelle virkninger av et uhell der det ble sluppet ut sementherder. Mer detaljert informasjon om artsforekomster og antall individer i bunndyrprøvene fra Daleelva er gitt i **vedleggene 10.10-10.12**.

Antall individer per prøveminnutt har variert fra mindre enn 10 til omkring 150, og gjennomsnittsverdien har vært 65 individer per minutt. Dette er grovt anslått bare mellom 10 og 30 % av forventet individantall i en urørt elv, som bør ligge mellom 200 og 500 per prøveminnutt. Døgnfluen *Baetis rhodani* utgjør hele 35 prosent av det totale antall bunndyr. Tovingelarver utgjør nesten 30 prosent, hvorav fjærmygg alene står for over 20 prosent. Steinfluen *Amphinemura borealis* utgjør alene over 15 prosent av individantallet i materialet.

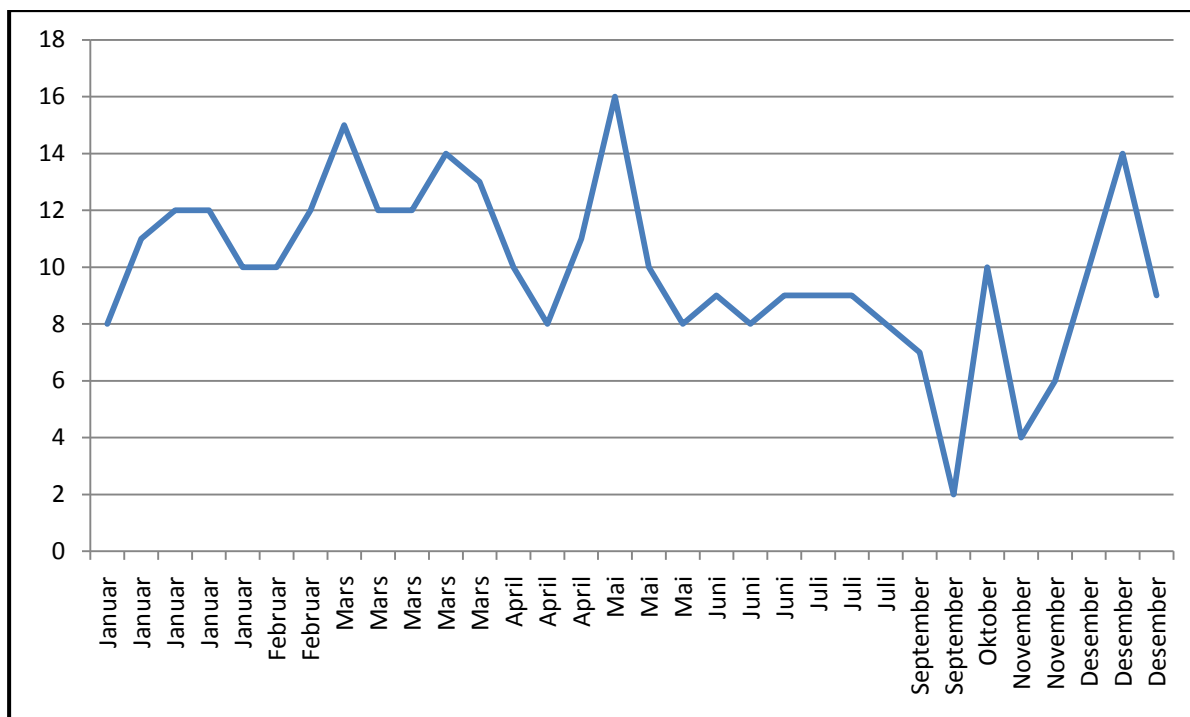
Begge forsuringsindeksene viser verdien 1 stort sett hele tiden, med unntak av septemberprøvene i 2007, hvor høy vannføring ga usikre prøver.

Det ble bare funnet to arter døgnfluer i løpet av undersøkelsesperioden. Av de nærmere 45 000 bunndyrene ble det funnet færre enn 10 individer av den ene døgnfluearten, *Ameletus inopinatus*. I tillegg til noen små individer som ikke lot seg bestemme ble det funnet til sammen 13 arter steinfluer og 12 arter vårfluer i undersøkelsesperioden. Av disse var fem steinflue- og to vårfluearter regelmessig forekommende. Det ble funnet ett individ av vårfluen *Hydropsyche pellucidula* i 2007, som er en ny art for Sogn og Fjordane. Noen få individer av vårfluene *Glossosoma intermedia* og *Micropterna lateralis* ble funnet. Det ble funnet noen tomme hus av vårfluen *Micrasema* spp. Alle registrerte arter er vanlig forekommende og lite sensitive i forhold til forsurening, bortsett fra *Baetis rhodani*. Tidligere er *Baetis muticus* registrert i Daleelva (Åtland 1998), men den ble ikke funnet igjen i perioden 2003-2010.

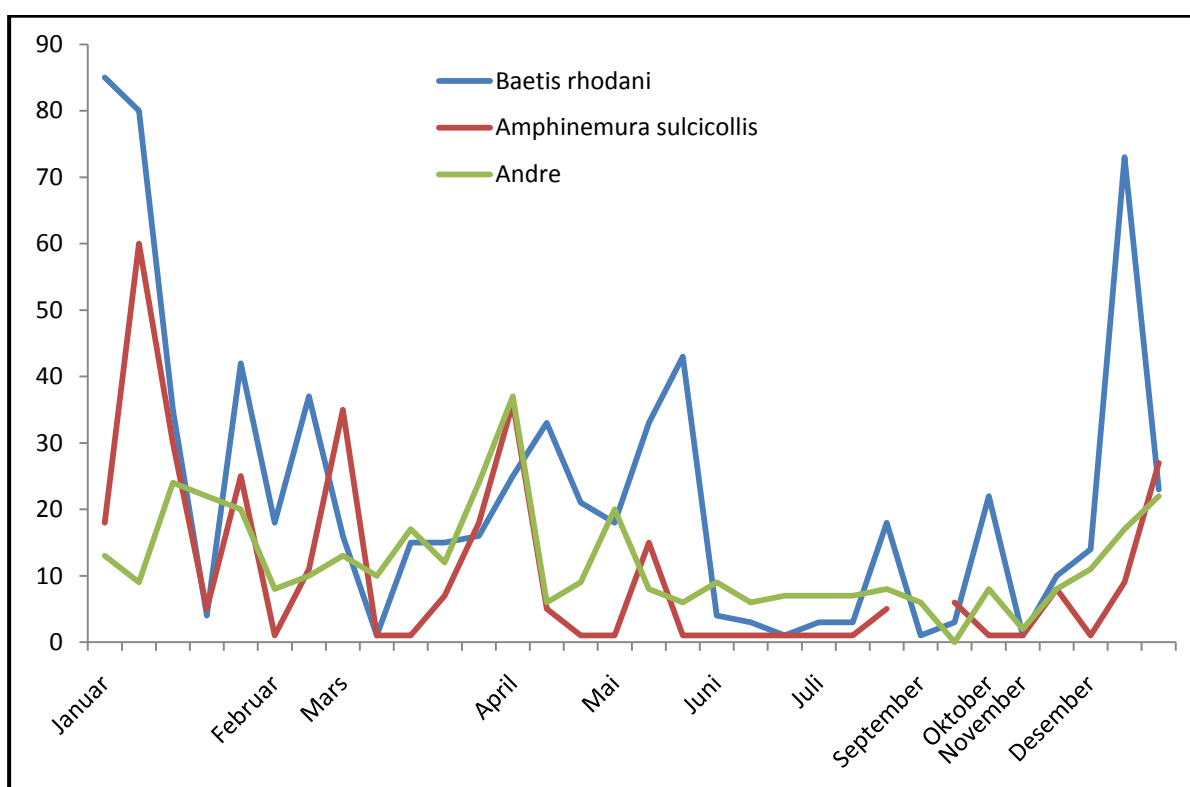
Svært få grupper av andre vannlevende organismer ble registrert. De lave individtallene fører i tillegg til at det ikke er mulig å si noe sikkert om arter eller forekomster viser opp- eller nedadgående trender.

Når det gjelder fordeling i funksjonelle grupper utgjør *samlere* omkring 80 prosent av bunndyr-samfunnet. Dette er arter som spiser oppdelte organiske partikler av ulik størrelse. Gruppene *skrapere*, *kuttere* og *rovdyr* utgjør i hovedsak de siste 20 prosentene. *Filtrerere*, som knott og nettspinnende vårfluer, utgjør en svært liten andel. *Algesugere*, som vårfluene i familien Hydroptilidae, er helt fraværende. Store grupper som midd, fjærmygg og tovingelarver består imidlertid av arter som dekker de fleste funksjonelle gruppene, men disse er svært tidkrevende å artsbestemme. Det finnes ofte heller ikke tilstrekkelig kunnskap om de enkelte artenes nisjer og ernæring.

Det er store sesongmessige variasjoner i antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer i bunndyrprøvene fra Daleelva (**figur 23**). I sommerhalvåret klekker artene og artsmangfoldet går dermed ned i og med at artene er ettårige. Mange arter i bunndyr-samfunn opptrer i så små forekomster at registrering av tilstedeværelse ofte er tilfeldig. Av totalt 31 taksa som ble registrert i 2006-2010 dominerte *Baetis rhodani* og *Amphinemura borealis* på alle undersøkelsestidspunkt (**figur 24**). Av øvrige taksa ble det funnet færre enn ti individer, og de fleste av disse dreier seg om enkeltobservasjoner. Bortsett fra vårfluen *Hydropsyche pellucidula* er alle artene vanlig forekommende på Vestlandet.



Figur 23. Sesongmessige variasjoner i antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårflyer påvist i bunndyrprøver fra Daleelva i perioden 2006-2010.



Figur 24. Sesongmessig variasjon i forekomst av de dominerende bunndyrtartene *Baetis rhodani* og *Amphinemura sulciatilis* samt 29 andre bunndyrtaksa i perioden 2006-2010. Verdiene er oppgitt som antall individer per minutt sparkeprøve.

5 Diskusjon

5.1 Elvefangst av laks og sjøaure

Det foreligger årlige rapporteringer av fangst av laks og sjøaure i norske elver fra 1870-tallet. I de første årene ble det registrert fangster fra et fåtall elver, og det ble ikke differensiert mellom laks og sjøaure (se nedenfor). Omfanget av rapporteringen økte gradvis som følge av et mer utstrakt og organisert sportsfiske utover 1900-tallet, og rapporteringsplikten ble etter hvert formalisert gjennom gjeldende lovverk. Samlet sett har dette ført til en betydelig bedre oversikt over elvefangst i dag enn hva tilfellet var på mesterparten av 1800- og 1900-tallet.

5.1.1 Metodiske begrensninger

Ved sammenligninger av rapportert elvefangst over lengre tidsspenn er det viktig å ta hensyn til de vesentlige endringer som har skjedd i rapporteringsomfang og rapporteringsrutiner. Historisk sett har det vært en betydelig underrapportering av elvefangst. Noen årsaker til underrapportering har vært manglende rapporteringsplikt, mangelfulle rapporteringsrutiner, manglende organisering og bevisst underrapportering. Det siste var spesielt aktuelt i en periode da det var innført skattlegging av laksefangst (den såkalte lakseskatten). I tillegg til underrapportering har det i mange tilfeller vært en feilrapportering. Feilrapporteringen framgår i statistikken der årlig elvefangst har vært skjønnsmessig estimert. I slike tilfeller kan overrapportering være like aktuelt som underrapportering.

Det har også i årenes løp vært gjort endringer i detaljeringsgraden i den offisielle fangststatistikken (Norsk offisiell statistikk – www.ssb.no). I perioden 1876-1966 ble det oppgitt en samlet fangst av laks og sjøaure i de ulike vassdragene. Elvefangstene av laks og sjøaure ble første gang atskilt i 1967, og det var først i 1974 at det i tillegg til vekt også ble atskilt i antall fangete laks og sjøaure. Fra og med 1979 har laksefangstene vært differensiert i størrelsesgruppene smålaks, mellomlaks og storlaks. Disse endringene i statistikken innebærer at det er begrensede muligheter til å analysere utviklingstrender i elvefangst av laks og sjøaure langt tilbake i tid, med unntak av enkeltvassdrag der det foreligger mer detaljert statistikk (oftest organisert i lokal regi).

Ved analyser av utviklingstrender i fiskebestander ved hjelp av rapportert fangst er det ytterligere forhold å ta hensyn til. For det første kan fisketrykket i form av antall fiskere og fiskerdøgn variere betydelig over tid. For det andre vil fiskeforhold i form av vannføring og vanntemperatur spille en viss rolle. For det tredje vil endringer i fisketid og tillatt redskapsbruk ha betydning for den samlede elvebeskatningen. Til sist men ikke minst vil reguleringer i form av døgnkvoter, sesongkvoter og rettet fiske med utsetningsplikt ha en merkbar effekt på hvor stor andel av oppvandrende fisk som blir høstet av sportsfiskere. De siste årene har det blitt innført en rekke fiskebegrensninger som i det minste isolert sett har ført til en lavere beskatning av laks og sjøaure.

5.1.2 Endringer i fangst

Det foreligger få data om fangsten av laks og sjøaure i Daleelva før vannkraftutbygging. Manglende fangstoppgaver i perioden 1923-1968 kan tyde på at fiskeinteressene i vassdraget ikke var store i denne perioden. Også på 1970-tallet var de rapporterte laksefangstene små, men fangstene tok seg opp til et noe høyere nivå på 1980- og 1990-tallet. Etter tusenårsskiftet ser det ut til at fangstene av laks har økt ytterligere. Laksefangsten i 2004 var den høyest registrerte noensinne, og fangsten i 2005 var større enn registrert i noen av årene før tusenårsskiftet til tross for at fiskesesongen ble avsluttet tidligere enn vanlig.

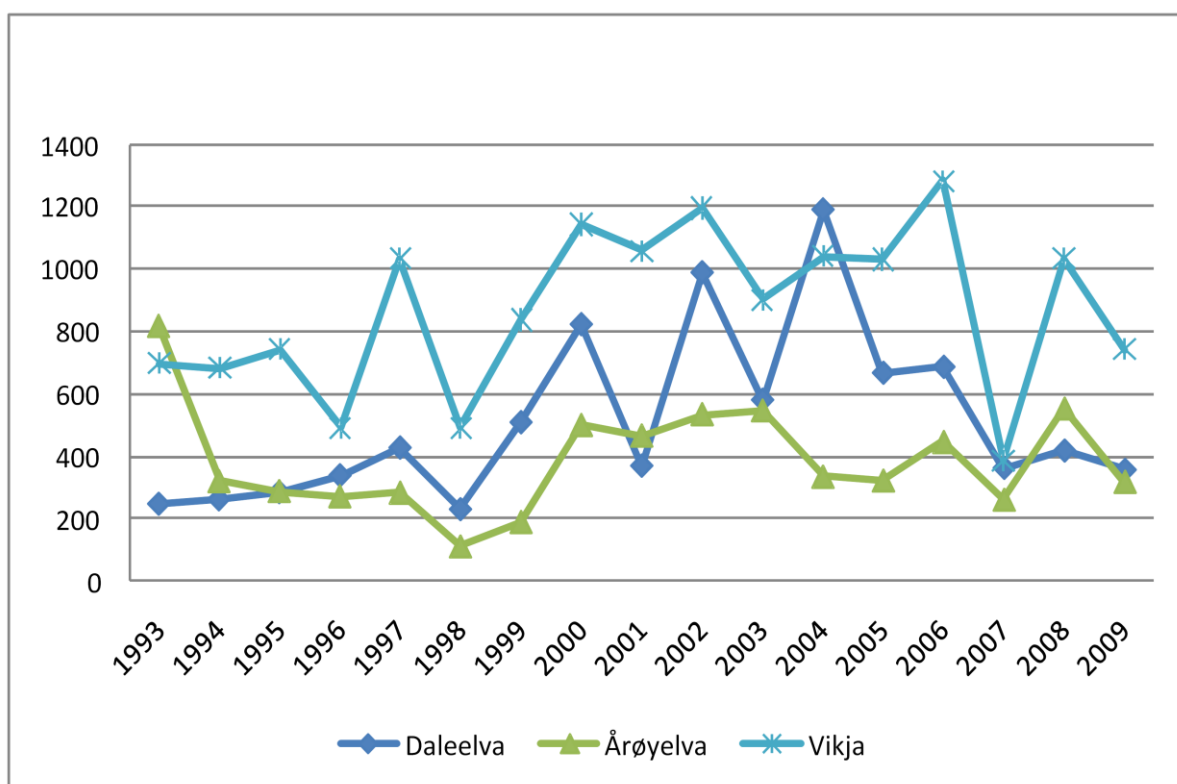
I noen laksevassdrag er det registrert en avtakende gjennomsnittsvekt etter regulering. Det tydeligste eksemplet på en slik utvikling her til lands er i Eira, der gjennomsnittsvekten hos laks har endret seg fra over 10 kg før utbygging til under fem kg i årene etter (Jensen med flere 2010). For denne elva er det konkludert med en klar sammenheng mellom den reduserte vannføringen og

utvikling av en mindre laksetype. Det har også vært en generell trend for atlantisk laks at andelen av énsjøvinter-fisk har økt (Summers 1995, Anonym 1996).

Ut fra nedbørsdata fra 1999 og 2000 ser det ut til at fisket i perioder har sammenheng med nedbør, mens det i andre perioder ikke synes å være en slik sammenheng (Johnsen med flere 2005). I 2000 ble det påvist sammenheng mellom fangststopper og mindre økninger i vannføring, mens det i 1999 var liten sammenheng mellom daglige fangster og vannføring. I 2000 falt de mindre økningene i vannføring sammen med nedbørstopper og det er vanskelig å si om en av delene eller begge var utslagsgivende. Mens hovedtyngden av fangsten i 1999 ble tatt i juli og første halvdel av august ble hovedtyngden i 2000 fanget i siste halvdel av juli og første halvdel av august med en topp i fangsten i overgangen juli/august. Disse forskjellene kan skyldes forsinket oppvandring i 2000, noe som igjen kan skyldes lavere vanntemperatur dette året.

5.1.3 Regional utvikling i elvefangst

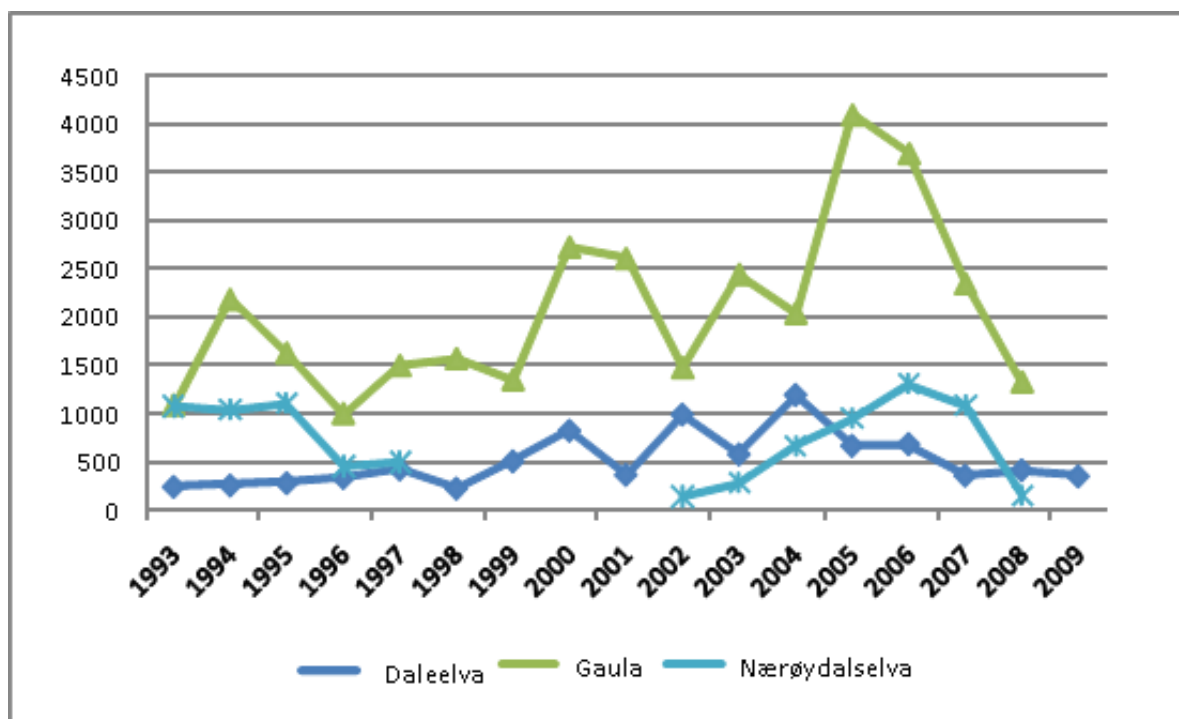
Utviklingen i mange laksevasdrag har vært en økning i laksefangster fra og med 2000 sammenliknet med laksefangstene på 1990-tallet. Tendensen kan ha sammensatte årsaker, men det er indikasjoner på at et varmere havklima har redusert dødeligheten hos laks i store deler av dens marine utbredelsesområde og at økt laksefangst sannsynligvis har sammenheng med økt overlevelse i havet (Hansen med flere 2002). Beregninger av sjøoverlevelse for ulike smoltårganger i Orkla bekreftet det generelle mønstret med god overlevelse for smålaks på 1980-tallet, dårlig overlevelse midt på 1990-tallet med en økning i de senere årene (1999-2002) (Hvidsten med flere 2004). Laksefangstene i Daleelva i perioden 1993-2009 ser ut til å samvariere godt med laksefangsten i de regulerte naboelvene Vikja og Årøyelva, med unntak av perioden 2000-2004 hvor det var store årlige variasjoner i fangsten i Daleelva (figur 25).



Figur 25. Sammenligning av laksefangst (vekt i kg) i Daleelva og de kraftig reguleringspåvirkete vassdragene Vikja og Årøyelva i perioden 1993-2009.

For ett av disse årene (2004) vet vi at fangsten i Daleelva var knyttet til reguleringen. Nær utløpet av Daleelva har kraftverket K5 sitt avløp i sjøen. Vannføringen fra dette kraftverket (kraftverket har en slukeevne på 22,3 m³/s) er vanligvis langt større enn vannføringen i Daleelva og kraftverket trekker derfor til seg fisk som ellers ville gått til Daleelva. Årlig blir det tatt betydelige mengder laks og sjøaure ved kraftverksutløpet, og et omtrentlig anslag er at det årlig fanges 100 laks i dette fisket. Dette tilsvarer noe i underkant av halvparten av det gjennomsnittlige antallet laks som ble fanget i sportsfisket i Daleelva i perioden 1999-2003 (222 laks). Det meste av fiskesesongen i 2004 var K5 stengt på grunn av revisjonsarbeider. Dette kan ha vært en av grunnene til at laksefangsten i Daleelva var rekordhøy dette året (Johnsen med flere 2005). Driften av K5 kan derfor også ha påvirket fangsten i Daleelva de øvrige årene.

Den årlige fangsten av laks i Daleelva i perioden 1993-2009 ser ut til å ha samvariert i mindre grad med Gaularvassdraget og Nærøydalselva (**figur 26**).



Figur 26. Sammenligning av laksefangst (vekt i kg) i Daleelva og Gaula og Nærøydalselva i perioden 1993-2009. Gaula er uregulert mens Nærøydalselva er lite påvirket av regulering på lakseførende strekning. I Nærøydalselva ble det ikke åpnet for laksefiske i perioden 1998-2001.

Dersom en legger til grunn sjøaurefangsten som en indeks for utviklingen i bestandene, synes utviklingen i sjøaurebestandene å ha samvariert i Daleelva og i nabovassdragene. I kommunene Balestrand, Sogndal, Årdal og Lærdal, som er de klart viktigste sjøaurekommunene i området, var det etter årtusenskiftet en topp i fangstene i 2003 og deretter en årlig reduksjon. I 2005 utgjorde sjøaurefangstene i disse kommunene bare 2-72 % av fangstene i 2003. Det var også en tilsvarende utvikling for øvrige deler av Sogn og Fjordane. I 2005 utgjordene fangstene i fylket om lag 72 % av nivået i 2003. Dette kan tyde på at det har vært en eller flere felles faktorer som har påvirket bestandene i negativ retning. Det er følgende nærliggende å tro at slike bestandsreduserende faktorer påvirker sjøaurebestandene i sjøfasen.

5.2 Bestandssammensetning

Skjellprøvematerialet fra perioden 2003-2009 er basert på en høy andel av fisken som ble fanget i sportsfisket, samt prøver av laks fanget under stamfisket høsten 2003. Skjellanalyser av laksefangster fra tidligere år i Daleelva (1999-2001) baserer seg også på betydelige andeler av laksefangstene fra sportsfisket (76-87 %, jf. Urdal 1999, 2000 og 2001), men det er i disse undersøkelsene ikke skilt mellom villaks og utsatt laks. I beregningene er det antatt at omtrent halvparten av fisken som ble klassifisert som utsatt laks eller tidlig rømt oppdrettslaks var utsatte laksunger.

5.2.1 Metodiske begrensninger

Ved kombinert bruk av skjellanalyse og ytre morfologi kan man identifisere villaks og tilnærmet all oppdrettslaks som har rømt etter et lengre opphold i sjømerd, samt mer enn halvparten av laks som rømmer eller blir utsatt på smoltstadiet (Lund med flere 1989). En eventuell feilklassifisering av laks ved bruk av disse to metodene vil derfor gå i retning av at oppdrettslaks og utsatt laks blir klassifisert som villaks. Ved identifisering av utsatt laks eller laks som var rømt på smoltstadiet, er følgende kriteriegrunnlag anvendt: skjellene hadde oppdrettskarakterer fram til dette stadiet på skjellplata, det vil si en tilbakeberegnet smoltstørrelse som vanligvis var større enn hos villfisk, en uklar overgang mellom ferskvann- og sjøsonen på skjellene, irregulært vekstmønster i skjellets ferskvannsfase, udefinerbare årssoner og en stor andel erstatningsskjell på smoltstadiet (Lund med flere 1996).

5.2.2 Villaks

Skjellanalyser har vist at bestanden av villaks i 2003 og 2005 i all hovedsak besto av énsjøvinter laks (93 og 79 %), mens andelen tosjøvinter laks var betydelig i 2004, 2006 og 2008 (56, 65 og 62 %). I 2007 og 2009 var andelen av tresjøvinter laks betydelig (henholdsvis 50 og 30 %). I uregulerte vassdrag på Vestlandet med liknende topografi som den i Daleelva, er det vanlig at en ikke ubetydelig andel av bestanden består av mellom- og storlaks. Det foreligger ingen statistisk oversikt over fordelingen av fangstene med hensyn til størrelsesgrupper i Daleelva før reguleringen som kan gi et bilde på den opprinnelige bestandssammensetningen. Ifølge opplysninger fra lokalt hold var det en betydelig forekomst av mellomlaks i fangstene før vassdraget ble regulert.

I perioden før 1979 differensierte ikke fangststatistikken i Daleelva mellom smålaks og større laks. I perioden 1979-1985, da man kan forvente at det meste av fangstene besto av villaks, var imidlertid andelen av de ulike størrelsesgrupper laks vekslende. I fem av disse sju årene var andelen smålaks over 80 % (82-98 %), mens den var mellom 54-59 % i de to øvrige årene. Foreliggende resultater tyder på at andel énsjøvinterlaks i fangstene har avtatt i perioden 2003 – 2009 sammenlignet med perioden 1979 – 1986, mens andelen tosjøvinter- og tresjøvinterlaks har økt i perioden 2003 – 2009 sammenlignet med perioden 1979 – 1986.

Både hos laks og aure er det en klar sammenheng mellom vekst hos ungfisken og smoltalder. I elver med god vekst er smoltalderen lav, og i elver med dårlig vekst er den høy. I Norge øker smoltalderen for begge arter med breddegraden (L'Abée-Lund med flere 1989, Metcalfe og Thorpe 1990). I Midt-Norge og på Vestlandet er vanlig smoltalder hos laks 2-4 år. Smoltalder hos villaks i Daleelva, som i snitt var 2,7-3,2 år i perioden 2003-2009, er derfor innenfor det en skal forvente i forhold til breddegraden.

En oversikt over laksens gjennomsnittlige smoltlengde i et stort antall norske elver (Lund med flere 1989) viser at smolten er størst helt i nord (Finnmark) og helt i sør (Rogaland). I området fra Nordland til Sogn og Fjordane er gjennomsnittslengden oftest 115-135 mm. Den gjennomsnittlige lengden hos vill laksesmolt i Daleelva, som i perioden 2003-2009 var 137-140 mm, er noe høyere enn det som er vanlig for regionen. Stor smolt er i utgangspunktet en positiv bestandsegenskap. Undersøkelser utført med oppdrettet laks- og auresmolt har vist at stor smolt har bedre sjøoverlevelse enn liten smolt (Hansen og Lea 1982, Jonsson med flere 1994). Tilsvarende er funnet hos villsmolt (Johnsen og Jensen 1997).

5.2.3 Utsatt laks

I sportsfisket kan utsatt fisk identifiseres ved at fettfinnen mangler (avklipt før utsetting). Antallet slik fisk rapportert av fiskerne var betydelig færre enn den andelen som ble identifisert i skjellprøvematerialet. Dette skyldes sannsynligvis at manglende fettfinne i en viss grad har blitt oversett av fiskerne til tross for betydelig informasjon gjennom oppslag ved elva og i lokale media. I tillegg skyldes dette trolig også at fettfinnen var mangelfullt nedklipt før fisken ble utsatt. Kontroll av utsatt fisk under ungfiskundersøkelsene i 2004 og 2005 viste at fettfinnen ikke var klipt hos en del av fisken, samt at fettfinnen var bare delvis nedklipt hos en vesentlig andel av fisken (Lund med flere 2005, 2006a). Delvis nedklippede fettfinner kan til en viss grad vokse ut igjen, og er lett å overse uten nøye inspeksjon og kunnskap om hvordan slike finner ser ut etter hel eller delvis regenerering.

Andelen utsatt laks i sportsfiskefangstene i Daleelva viser en klart synkende tendens i perioden 2003-2009, fra mer enn 20 % i årene 2004-2006 til mindre enn 10 % i årene 2008-2009. Også antallet skjellprøver av utsatt laks har avtatt i samme periode. Siden det årlig har blitt satt ut om lag 20 000 énsomrige laksunger i elva, tyder resultatene på at gjenfangsten av settefisk har blitt lavere i perioden. Dette kan skyldes redusert overlevelse og/eller større grad av feilvandring hos den utsatte laksen. Begge deler kan ha sammenheng med endringer i forsureningssituasjonen (se diskusjon i **avsnitt 6.3**).

Settefisken i Daleelva blir utsatt som énsomrige laksunger. På utsettingstidspunktet er kroppsstørrelsen liknende som hos laksesmolt i norske vassdrag. Det er vanlig å regne med at omtrent halvparten av presmolten dør i løpet av vinteren før smoltifisering (Elson 1957, Symons 1979). Det er derfor grunn til å anta vesentlig lavere overlevelse fram til kjønnsmoden alder på laksunger utsatt om høsten sammenliknet med laksesmolt satt ut om våren. Gjenfangstraten av énsomrige settefisk som ble satt ut i 2001 var 0,92 %. Til sammenligning ble det i Surna beregnet tilsvarende gjenfangstrater på 0,49 og 0,42 % i to ulike år (Lund med flere 2006b).

I en oppsummering av smoltutsettinger i et stort antall norske elver ble det konkludert at overlevelsesrater hos utsatt smolt vanligvis er lav, og ofte halvparten så stor som hos villsmolt (Finstad og Jonsson 2001). Redusert overlevelse kan være en effekt av at fisken er produsert under kunstige betingelser, dårlig håndtering, stressende transport eller uheldige utsettingsprosedyrer. Eksperimenter har vist at overlevelsen til fisken varierer med utsettingstid og -sted, alder og størrelse hos fisken ved utsetting, vannkvalitet, vannføring ved utsetting, kjønnsmodning og sjøvannstilpasning før utsetting. Gjenfangsten av laks satt ut på smoltstadiet har vanligvis variert mellom 0,5 og 2,5 % (Finstad og Jonsson 2001).

I Suldalslågen er det som i Daleelva over en rekke år utsatt betydelige mengder énsomrig laks i lakseførende del. Saltveit (1997) hadde følgende vurdering av tilslaget på disse utsettingene: *Utsettingene i Suldalslågen synes ikke negativt å ha påvirket mengden laks som naturlig er til stede. Eksperimentelle undersøkelser på predasjon og næringsanalyser indikerer heller ingen predasjon av betydning fra utsatt fisk på naturlig reproduert 0+ laks og aure. Utsettingene synes også å produsere like mye smolt som naturlig smolt, men gir mindre enn 10 % av den voksne fisk på elv. Større dødelighet i havet av utsatt fisk skyldes at smolten vandrer senere enn villsmolt og at smolt fra utsatt fisk er mindre og har en dårligere kondisjon. Utsetting går på bekostning av den naturlige reproduksjon som bidrar med det meste av den voksne fisken til Suldalslågen (sitat slutt).*

5.2.4 Rømt oppdrettslaks

Hovedtyngden av rømt oppdrettslaks vandrer vanligvis opp i elvene om høsten, det vil si senere enn villaksen (Fiske med flere 2001). Denne tendensen er også vist ved skjellprøvematerialet fra Daleelva i 2003 idet andelen rømt oppdrettslaks i prøvene fra stamfisket om høsten var betydelig høyere enn i materialet fra sportsfiskefangstene. Sjøfisket i ytre kyststrøk av Sogn og Fjordane (lokalitet på Kolgrov ved munningen av Sognefjorden) har vært overvåket årlig for andelen rømt oppdrettslaks siden 1986. Årlig har en høy andel av fangstene vært rømt oppdrettslaks i dette området. I den nasjonale overvåkingen av fiskerier og gytebestander (Fiske med flere 2001) har sjøfiskelokaliteter i ytre kyststrøk vært en god indikator på forekomsten av rømt oppdrettslaks i elvene i områdene innenfor. Det er derfor grunn til å tro at andelen rømt oppdrettslaks i gytebestanden i Daleelva kan ha vært relativt høy over en lang rekke år.

Rømt oppdrettslaks forekommer i alle deler av vassdragene (NINA, data fra landsomfattende overvåking av laksebestandene, upublisert materiale). I en studie av radiomerket laks i Namsen ble det funnet at oppdrettslaksene fordelte seg lenger opp i elva enn villaksen i gytetida (Thorstad med flere 1996). Undersøkelser av forekomst av oppdrettsfisk i Daleelva i perioden 2003-2005 viste at det hvert år ble fanget oppdrettslaks i alle deler av vassdraget. Daleelva er imidlertid et betydelig mindre vassdrag enn Namsen, noe som gjør at erfaringer fra Namsenvassdraget ikke nødvendigvis er overførbare til Daleelva.

Det er svært vanskelig å kvantifisere effekten av rømt oppdrettslaks på ville bestander av laks (Tufto og Hindar 2003). Dette gjelder også for bestanden i Daleelva. Det er imidlertid all grunn til å tro at oppdrettslaksen utgjør en betydelig trussel mot villaksen i vassdraget da det over flere år er registrert et betydelig innslag av slik fisk (15-38 % rømt oppdrettslaks i skjellprøvemateriale fra sportsfiskefangster i årene 1999-2001, Urdal 1999, 2000 og 2001). I perioden 2003-2009 har andelen oppdrettslaks i sportsfiskefangstene ligget på 6-24 %, med et gjennomsnitt på 13 %. I flere år har Høyanger Jakt- og Fiskelag aktivt fanget og avlivet oppdrettslaks i tiden før gyting, noe som utvilsomt har redusert innblandingen av oppdrettsfisk i gytebestandene.

Oppdrettslaks er i eksperimentelle studier funnet å være konkurransemessig og reproduktivt underlegen villaks, og oppnådde mindre enn en tredjedel av gytesuksessen til den ville fisken (Fleming med flere 2000, McGinnity med flere 2003). Denne underlegenheten var mer tydelig hos oppdrettshannene enn hos hunnene og var avhengig av fiskens størrelse. Store hunner hadde best gytesuksess. Den reproduktive suksessen i et gjennomsnittlig livsløp hos oppdrettslaks ble funnet å være 16 % av villaksenes suksess. Resultatene tydet imidlertid på at årlige invasjon av rømt oppdrettslaks kan redusere produktiviteten, ødelegge lokale tilpasninger og redusere det genetiske mangfoldet i de ville bestandene.

Det eksisterende kunnskapsgrunnlaget er ikke tilstrekkelig for å kvantifisere effekten av rømt oppdrettslaks på gyteplassene i Daleelva. Det er imidlertid all grunn til å tro at oppdrettslaks årlig gyter side om side med villaks i Daleelva, og at avkom av denne fisken vokser opp i elva. I likhet med mange andre norske vassdrag er oppdrettslaksene i Daleelva forholdsvis stor, og er oftest i størrelsesgruppen 3-7 kg (mellomlaks). Dette kan føre til at store hanner av oppdrettslaks i kraft av sin størrelse utkonkurrerer mindre, ville hanner, og at eggene fra ville hunnlaks blir befruktet av rømt oppdrettslaks.

5.2.5 Sjøaure

Sjøaure oppholder seg hovedsakelig i fjordområdene innenfor en avstand på ca 100 km fra elva de stammer fra (Jensen 1968, Nordeng 1977, Jonsson 1985, Berg og Berg 1987, Lund og Hansen 1992, Møkkelgjerd med flere 1993, Johnsen og Jensen 1999). Lokale variasjoner i nærings- og temperaturforhold har derfor trolig større betydning for sjøveksten hos sjøaure enn hos laks. Infeksjonsgraden av lakselus i sjøen er ellers en viktig faktor for overlevelsen hos sjøaure i områder med betydelig oppdrettsvirksomhet der lus oppformerer i anleggene.

Registreringene av sjøaure om høsten i perioden 2003-2009 viser at gytebestandene har vært relativt tallrike (tellingene har vist mellom 75 og 325 større aurer). Bestandsstørrelsen tilsier at oppbyggingstiltakene som ble iverksatt etter den kraftige reduksjonen i 1990-årene til en viss grad har virket. Oppbyggingstiltakene har bestått i tilrettelegging av sideløp som oppvekstområder for aureunger, i første rekke utlegging av kalkgrus og utplassering av rogn, innføring av sesongkvoter i aurefisket fra og med 2003 (150 kg) og fiskestans i perioden 1998-2002. Resultatene tyder på at disse tiltakene har bidratt til å opprettholde en forholdsvis livskraftig bestand av sjøaure i Daleelva.

Som følge av det kvotebegrensete fisket etter sjøaure og at en del fiskere frivillig setter ut fanget sjøaure, foreligger det bare et begrenset materiale i form av skjellprøver som kan belyse livshistorien til sjøauren i Daleelva. Materialet kan allikevel gi informasjon om noen trekk i bestanden. Ut fra foreliggende materiale ser sjøauren i Daleelva ut til å ha en moderat god tilvekst i sjøen sammenliknet med sjøaure fra andre norske vassdrag (Jakobsen med flere 1992). Sammenliknet med sjøauren i Eira (Jensen med flere 2010), som også ligger i et fjordområde på Vestlandet, vokser sjøauren i Daleelva noe bedre.

Ut fra alderstruktur i ungfiskbestanden og analyser av skjell fra sjøaure oppholder de fleste aurene seg 3-4 år i Daleelva før de smoltifiserer og vandrer i sjøen. Sjøaurens smoltalder er oftest mer enn 4 år nord for Saltfjellet (L'Abée-Lund med flere 1989). I de fleste vassdrag mellom Saltfjellet og Hardangerfjorden er den mellom 3 og 4 år, med avtakende alder sørover. I Rogaland, Agder og ved Oslofjorden er sjøaurens smoltalder omkring 2 år (L'Abée-Lund med flere 1989). Sjøauren i Daleelva smoltifiserer dermed ved en alder som er vanlig for området, noe som også tilsier at vekstforholdene i vassdraget er innenfor det som er normalt for regionen.

5.3 Gytefiskbestander

5.3.1 Metodiske begrensninger

Registreringen av gytefisk om høsten i perioden 2003-2009 ble utført med samme metodikk; en kombinasjon av samtidig drivtelling i elva (to personer) og telling fra land (én person). Ved bruk av flere observatører er det mulig at samme fisk telles flere ganger. Det var klart vann og gunstige observasjonsforhold under registreringen alle årene, slik at dykkerne hadde god oversikt over elvetverrsnittet samt hele dybdeintervallet fra overflate til bunn. De fleste laksene og sjøaurene ble observert i hølene. Tellingene ble gjennomført på liknende vannføringsforhold like i forkant av gyteperioden for laks og sjøaure.

I enkelte vestlandske elver har det vært gjennomført visuell telling av laks og sjøaure i en årrekke (Sættem 1995). Siden begynnelsen av 1990-talet har det blitt gjennomført visuelle fisketellinger i stadig flere vassdrag på Vestlandet (mellom andre Barlaup med flere 1994, Hellen med flere 2001, Lund med flere 2005, Sættem 2006, Sægrov og Urdal 2008, Bremset med flere 2010), i Midt-Norge (Lund med flere 2006b, Bremset og Berger 2009, Jensen med flere 2010) og i Nord-Norge (Ugedal med flere 2006, Orell og Erkinaro 2007).

Visuell telling av gytefisk gir estimer på hvor mye gytefisk som faktisk er til stede i vassdraget. Det er derfor knyttet en del usikkerheter til disse estimatene. Usikkerhetene er i første rekke knyttet til andelen av gytefisk som blir observert, artsbestemmelse, størrelsesfordeling og kjønnsfordeling. Når det gjelder sjøaure er det også knyttet usikkerhet til hvorvidt all fisk er gytemoden, eller om det også er et innslag av umoden fisk og tidligere kjønnsmoden fisk som står over gyting (såkalte hvilere).

Visuell telling av fisk kan skje ved undervannsobservasjoner (oftest drivtelling) eller ved observasjoner fra land. Undersøkelser i elver på New Zealand har indikert at drivtelling kan gi et underestimat av bestandsstørrelsen hos elvelevende laksefisk. I Waitiaki River viste det seg at dykkere observerte bare 33-41 % av aure som senere ble funnet ved nedtapping av et elveavsnitt (Palmer og Graybill 1986). I Hautapu River registrerte Barker (1988) at 64-77 % av merket aure ble registrert under dykking i en elv på New Zealand. Tilsvarende fant Young og Hayes (2001) i undersøkelser av voksen aure i Ugly River og Owen River at drivtelling ga estimat som lå mellom 21 og 66 % av estimat basert på merking-gjenfangst.

I kompliserte vassdrag med dårlig sikt, mye vegetasjon og mange arter vil man kunne observere mindre enn halvparten. I enklere vassdrag med god sikt, lite vegetasjon og få arter vil man trolig observere mer enn halvparten. Drivtelling fungerer best der elvevannet er klart (Sættem 1995). Etter drivtelling i et stort antall elver på Vestlandet konkluderte Hellen med flere (2001) at de fleste gytefiskene står på områder der de sannsynligvis vil bli oppdaget dersom man følger hovedstrømmen nedover elva. Under gytefisketellingene i Daleelva var det få fisker som vandret nedstrøms ved forstyrrelse fra observatørene. Ved forstyrrelse fra dykkerne vandret vanligvis fisken oppstrøms. Denne metoden må derfor anses å gi et minimumsantall for antall gytefisk i elva.

5.3.2 Mengde gytefisk

Det synes å ha vært en avtakende trend i mengden gytende laks og sjøaure i perioden 2003-2009. Hos laks skjedde den største nedgangen i mengden gytefisk fra 2006 til 2007, fra 173 registrerte gytelaks i 2006 til 34 registrerte gytelaks i 2007. Dette tilsvarer en reduksjon på om lag 80 %. Tilsvarende er den største reduksjonen hos sjøaure registrert mellom 2003 og 2004, fra 325 registrerte gytefisk i 2003 til 160 registrerte gytefisk i 2004, noe som tilsvarer en reduksjon på om lag 50 %. Gytefiskregistreringene i perioden 2003-2009 tyder på en relativ tetthet på 7-39 laks og 24-37 sjøaurer per kilometer elv. Ved en tilsvarende registrering høsten 2000 (Hellen med flere 2001) ble det funnet 24 laks og 25 sjøaure per kilometer elvestrekning.

5.3.3 Fordeling av gytefisk

I en undersøkelse i ti vassdrag i Sogn og Fjordane fant Sættem (1995) at de fleste gytefiskene var lokalisert i øvre deler av lakseførende strekning. Under gytefisktellinger i Nærøydalselva i perioden 2000-2008, ble det funnet vesentlig mindre gytefisk i nedre enn i midtre og øvre deler av vassdraget (Bremset med flere 2009). Det generelle bildet fra gytefisktellningene i Daleelva er at det har vært gyting av laks og sjøaure i alle deler av vassdraget. Imidlertid har det vært store årlige variasjoner i fordeling av gytefisk, og det har også vært forskjeller i fordelingen av laks og sjøaure. I likhet med Nærøydalselva har det i perioden 2003-2009 blitt registrert vesentlig mindre gytelaks i den nederste sonen av Daleelva sammenliknet med de tre andre sonene. Det var spesielt lite gytelaks i den nederste sonen høstene 2007 og 2009, til tross for at det vurderes å være størst tilgang på egnet gytesubstrat i nedre halvdel av vassdraget.

Fordelingen av gytemoden sjøaure viser et tilnærmet motsatt bilde som fordelingen av gytelaks. I alle undersøkte år har det blitt registrert størst andel gytemoden sjøaure i den nederste sonen av Daleelva, og i de fleste år har det vært en avtakende mengde sjøaure fra sone til sone oppover vassdraget. Den øverste sonen har med unntak av høsten 2005 hatt de laveste registreringene av sjøaure. En sannsynlig forklaring på det observerte fordelingsmønsteret er tilgangen på egnet gytesubstrat for sjøaure. Generelt sett er det høyest forekomst av finere gytesubstrat i de nedre delene av vassdraget, som tilbyr gytemuligheter for småfallen gytefisk som sjøaure og smålaks. I de øvre delene av vassdraget er substratet jevnt over grovt, og er bare mulig gytesubstrat for stor gytefisk som mellomlaks, storlaks og storvokst sjøaure.

5.3.4 Gytebestandsmål

I de senere år har gytebestandsmål blitt innført som et verktøy i lakseforvaltning. I 2007 ble første generasjons gytebestandsmål foreslått for 80 av de viktigste laksevassdragene i Norge (Hindar med flere 2007). I 2010 foreslo Vitenskapelig råd for lakseforvaltning gytebestandsmål for til sammen 439 laksevassdrag (Anonym 2010). Det foreslåtte gytebestandsmålet for laks i Daleelva er i størrelsesorden 2 egg/m². Med utgangspunkt i at Daleelva har et vanndekt areal på 196 300 m², tilsvarer dette en deponering av 392 600 egg. Omregnet til gytefisk tilsvarer dette om lag 271 kg hunnfisk. Dersom man tar høyde for usikkerhetene i beregningene, tilsvarer dette mellom 203 og 406 kg gytende hunnlaks i Daleelva.

Når det gjelder vanndekt areal på lakseførende strekning i Daleelva er det tidligere gjort beregninger basert på feltmålinger. Disse beregningene tilsier at vanndekt areal i Daleelva er i størrelsesorden 131 600 m² (Hellen med flere 2001, Lund med flere 2004, 2005, 2006a). Ved beregning av vanndekt areal er det tatt utgangspunkt i en samlet elvelengde på 4 700 meter og middels elvebredde på 28 meter. De feltpaserte arealberegningene er følgelig vesentlig mindre enn de kartbaserte arealberegningene som Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har benyttet. De påfølgende beregninger av gytebestandsmål tar imidlertid utgangspunkt i samlet eggdeponering (**tabell 14**), og vurderer ikke eggtetthet, noe som gjør at forskjeller i arealberegninger ikke har noen praktisk betydning.

I og med at man ikke kan forvente at all gytefisk blir observert under gytefisktellinger (se ovenfor), kan det være formålstjenlig å inkorporere usikkerheten i beregninger av antall gytefisk og samlet eggdeponering. I beregninger av samlet vekt av gytende hunnlaks tas det utgangspunkt i observert størrelsesfordeling av gytefisk, samt registrert gjennomsnittsvekt for størrelseskategoriene i elvefisket. I beregninger av rogndeponering tas det utgangspunkt i at det i snitt produseres 1 450 egg per kilo gytende hunnlaks (Anonym 2010) og 1 900 egg per kilo gytende hunnaure (Hellen og Sægrov 2000).

Tabell 14. Estimer av årlig rogndeponering hos laks og sjøaure i perioden 2003-2009 basert på ulike andeler av gytefisk (50-100 %) som har blitt observert under gytefisktellene. Alle estimer er avrundet til nærmeste fem tusen. Estimer som oppfyller gytebestandsmålet på 392 600 lakserogn (Anonym 2010) er markert med uthevet skrift. I tabellen er det benyttet et tilsvarende gytebestandsmål for sjøaure.

	Andel (%) av gytefisk observert					
	50	60	70	80	90	100
Laks						
2003	818 937	682 448	584 955	511 836	454 965	409 469
2004	992 540	827 116	708 957	620 337	551 411	496 270
2005	674 158	561 799	481 542	421 349	374 532	337 079
2006	1 088 926	907 438	777 804	680 578	604 959	544 463
2007	314 121	261 767	224 372	196 325	174 511	157 060
2008	506 105	421 754	361 503	316 315	281 169	253 052
2009	278 899	232 416	199 213	174 312	154 944	139 449
Sjøaure						
2003	665 782	554 819	475 559	416 114	369 879	332 891
2004	418 000	348 333	298 571	261 250	232 222	332 892
2005	410 108	341 756	292 934	256 317	227 838	332 893
2006	164 423	137 019	117 445	102 764	91 346	332 894
2007	216 600	180 500	154 714	135 375	120 333	332 895
2008	171 000	142 500	122 143	106 875	95 000	332 896
2009	449 366	374 471	320 975	280 853	249 648	332 897

5.4 Ungfiskbestander

5.4.1 Metodiske begrensninger

Ungfiskundersøkelser med bruk av elektrisk fiske har vært brukt i Norge siden slutten av 60-tallet (Forseth og Forsgren 2009). I norske vassdrag er det vanlig å gjennomføre bestandsestimering ved hjelp av elektrisk fiske og den såkalte utfangstmetoden (Bohlin 1984). Imidlertid kan elektrisk fiske påvirke fisk slik at de forsvinner ut fra prøvefeltet. Nordwall (2004) fant at elektrisk fiske påvirket fiskenes atferd i en slik grad at også bestandsestimatet ble påvirket. Elektrisk fiske med gjentatt overfisking underestimerer vanligvis bestandsstørrelsen (Heggberget og Hesthagen 1979, Bohlin med flere 1979). Man har derfor prøvd å finne metoder for å redusere problemet med underestimering (Otis med flere 1978, Peterson med flere 2004, Sweka med flere 2006). Disse studiene viste at omfanget av underestimering er spesielt stort dersom samlet fiskefangst eller effektiviteten i første runde er lav.

De midlere tettheter av årsyngel hos begge arter har vært svært lave i hele perioden 2003-2009. Tetthetene av årsyngel i Daleelva har enkelte år vært uforholdsmessig lave sammenliknet med mengden eldre ungfisk i påfølgende år. Dette indikerer at metodiske forhold har virket inn på resultatene. Generelt sett er det lavere fangbarhet på små ungfisk enn eldre ungfisk (Bohlin med flere 1989), noe som vil være spesielt utslagsgivende i vassdrag med lav ledningsevne. I april 2003 og april 2004 ble ledningsevnen i Daleelva målt til 11-12 $\mu\text{S}/\text{cm}$, noe som er langt under nedre grense for hva som regnes som gunstige for elektrofiske (30 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Det er følgelig grunn til å anta at tettheten av årsyngel har blitt underestimert i ungfiskundersøkelsene.

En annen forklaring til misforholdet mellom årsklasser er klumpvis fordeling av årsyngel. I Ingdalselva fant Johnsen og Hvidsten (2002) at årsyngel av laks spredte seg lite i løpet av den første sommeren. Plassering av prøvefelt i forhold til gytegrøper vil derfor kunne gi store utslag på den relative tettheten som blir estimert under elektrofiske. Et ytterligere forhold som gjør bestandsestimater av årsyngel vanskelig, er at årsyngel nær bunnssubstratet lettere overses enn større ungfisk i øvre deler av vannkolonnen. Under elektrofiske vil det derfor lett skje en ubevisst seleksjon av stor fisk som flyter opp på bekostning av små yngel nede på elvebunnen. Samlet sett kan disse forholdene gjøre at man får et fortegnet bilde av den relative årsklassestyrken.

De store flommene med påfølgende opprensninger og nye sikringsarbeider kan ha medført endringer på flere av ungfiskstasjonene i løpet av undersøkelsesperioden. Det var betydelige flommer i september måned både i 2003, 2004 og 2005 (Lund med flere 2006a). Disse flomeepisodene skjedde i forkant av de årlige ungfiskundersøkelsene, og har trolig påvirket resultatene både indirekte og direkte. Indirekte ved at bunnssubstrat og strømningsforhold på stasjonene ble endret, og direkte ved at ungfisk kan ha blitt drept eller transportert nedstrøms av flomvannføringene. I tillegg har det gjennom mesteparten av undersøkelsesperioden blitt gjennomført flomsikringstiltak i og ved elveleiet. I anleggsperioder har det vært betydelige gravearbeider i elveleiet, som sammen med transport til og fra elveleiet har bidratt til ustabile bunnssubstrater (se **bilde 7**).



Bilde 7. De langvarige anleggsarbeidene i og ved Daleelva har endret fysiske karakterer som bunnsubstrat, vannhastighet og vanndybde på flere av lokalitetene i løpet av undersøkelsesperioden. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

5.4.2 Tetthet av ungfisk

Det er tidligere gjennomført tetthetsundersøkelser på seks av de 12 stasjonene i hovedstrengen av Daleelva. Urdal og Hellen (1999) og Hellen med flere (2001) gjennomførte ungfiskundersøkelser i henholdsvis 1998 og 2000. Disse undersøkelsene kan sammen med gytetellingene være et naturlig sammenligningsgrunnlag for de fiskebiologiske undersøkelsene som er gjennomført i perioden 2003-2009.

Laksunger

I 1998 ble det fanget til sammen fem årsyngel av laks fordelt på tre av disse stasjonene (Urdal og Hellen 1999, **tabell 15**). I 2000 ble det fanget to årsyngel av laks på én av disse stasjonene. I 2003 og 2004 ble det fanget årsyngel av laks på fem av de seks stasjonene (ikke på den øverste), mens det i 2005 ble funnet årsyngel av laks på halvparten av stasjonene. Midlere tetthet av årsyngel av laks var svært lav i 1998 og 2000 (0,3-0,8 yngel per 100 m²) og fortsatt lav i årene 2003-2008. Det kan likevel synes som at det har vært en viss økning i yngeltetthet i perioden etter 2005 (**tabell 15**).

Tabell 15. Tetthet (antall per 100 m²) av laksyngel på seks stasjoner i Daleelva i 1998 (Urdal og Hellen 1999), i 2000 (Hellen med flere 2001) og i perioden 2003-2009.

Stasjon	1998	2000	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	2,0	0	3,2	9,7	0,8	1,3	12,2	4,6	3,3
4	1,0	0	1,6	1,4	13,6	6,0	3,3	22,1	0
6	0	2,0	4,8	3,4	0	8,3	0	0	10,7
8	2,0	0	3,7	1,3	0	0	0	9,3	10,0
10	0	0	0,9	3,8	0,4	12,0	6,7	0	3,0
11	0	0	0	0	0	0	30,1	0	0
Snitt	0,8	0,3	2,4	3,3	2,5	4,6	8,7	6,0	4,5

På de seks stasjonene som har vært undersøkt siden 2000 har gjennomsnittlig tetthet av eldre laksunger variert mellom 9 (2007) og 28 (2008) individer per 100 m² (tabell 16). Dette er lave tettheter sammenliknet med andre laksevassdrag, der midlere tettheter av eldre laksunger ofte ligger i størrelsesorden 30-50 individer per 100 m² (Bremset og Berg 1997). Det er trolig flere årsaker til de lave tetthetene av laksunger. I tillegg til negativ påvirkning fra kraftutbygging (se nedenfor) er det grunn til å anta at dårlig vannkvalitet over tid har utarmet den lokale laksebestanden. De omfattende fysiske inngrepene i form av kanalisering, elveforbygning, terskelbygging og graving i elveleiet (se diskusjon i Bremset med flere 2008a) har trolig også bidratt til økt dødelighet hos laks i egg-, yngel- og parrstadiet.

Tabell 16. Tetthet (antall per 100 m²) av eldre laksunger på seks stasjoner i Daleelva i 1998 (Urdal og Hellen 1999), i 2000 (Hellen med flere 2001) og i perioden 2003-2009.

Stasjon	1998	2000	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	13,9	7,4	22,9	38,3	19,3	15,1	7,1	9,8	14,7
4	8,0	8,1	45,8	33,5	21,4	20,0	10,1	73,4	43,6
6	22,0	13,9	10,4	24,4	39,5	21,6	5,5	29,7	44,7
8	8,7	10,2	17,4	15,7	16,7	11,1	8,1	9,8	11,4
10	0,7	1,0	6,0	10,9	17,7	12,0	16,2	12,6	13,3
11	4,1	0	5,3	3,3	0	0	6,8	31,8	29,1
Snitt	12,5	6,8	18,0	21,0	19,1	13,3	9,0	27,9	26,1

Aureunger

Ungfiskundersøkelser på fem stasjoner i 1990 viste gjennomsnittlige tettheter på 17 årsyngel av aure per 100 m² (Åtland med flere 1998b). På stasjon 2 ble det på én gangs overfiske fanget mer enn 50 årsyngel per 100 m². I 1997 ble det funnet en gjennomsnittlig tetthet på 27 aureyngel per 100 m² på seks stasjoner i hovedelva. Det ble funnet relativt høye tettheter (20-44 pr 100 m²) på fem av seks stasjoner i hovedløpet (Åtland med flere 1998b). Dette kan tyde på at det var en god gytebestand av sjøaure høsten 1996, og at gytebestandsmålet for sjøaure var nær oppfylt denne høsten.

I april 1997 ble det samlet inn materiale fra 14 gytegroper som alle var gytt av ørret. Lavest overlevelse ble funnet på eggstadiet (32 %), mens det var bedre overlevelse på øyerogn (62 %) og plommesekkstadiet (72 %). Av totalt antall embryo innsamlet var 63 % levende. Denne overlevelsesprosenten er noe i underkant av hva en normalt kan forvente. En medvirkende årsak til dette resultatet var trolig at det ble observert mye organisk materiale i to av gropene med høyest eggdødelighet. Utelates disse to gropene fra beregningene øker den totale overlevelsesprosenten for alle livsstadier fra 63 til 87 %. Det syntes derfor ikke som om uheldige vannkjemiske forhold i form av lav pH hadde medført overdødelighet på egg i Daleelva (Åtland med flere 1998a). En overlevelse på 87 % fra egg til plommesekkkyngel er innenfor den variasjonsbredden som er funnet i andre studier (se Klemetsen med flere 2003).

I undersøkelsesperioden har tetthetene av årsyngel av aure jevnt over vært lave (**tabell 17**), noe som også ble registrert under tilsvarende undersøkelser i 1998 og 2000 (Hellen og Urdal 1999, Hellen med flere 2001). Sannsynligvis er tetthetene av aureyngel noe underestimert. Dette kan skyldes forhold som lav, størrelsesavhengig fangbarhet og klumpvis fordeling av rogn og yngel (se ovenfor). Det er vanskelig å tallfeste omfanget av underestimeringen, men man kan få et visst begrep ved å sammenligne forekomsten av årsyngel ett år med forekomsten av ettåringer det påfølgende år. I perioden 2003-2008 var middels tetthet av aureyngel 5,3 per 100 m². I perioden 2004-2009 var middels tetthet av ettårs aureunger 8,7 per 100 m². Dersom man legger til grunn at halvparten av aureungene dør fra første til andre leveår, skulle det i snitt ha vært om lag 17 aureyngel per 100 m² for å gi grunnlag for de registrerte tetthetene av ettårs aureunger.

Tabell 17. Tetthet (antall per 100 m²) av aureyngel på seks stasjoner i Daleelva i 1998 (Urdal og Hellen 1999), i 2000 (Hellen med flere 2001) og i perioden 2003-2009.

Stasjon	1998	2000	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	13,3	0	3,8	18,6	0	0	10,1	0	0
4	0	2,1	1,9	1,1	1,9	0	4,7	0	0
6	4,6	0	0	2,1	0,9	0	2,4	5,8	4,7
8	3,2	1,0	4,3	15,0	1,4	0	0	11,7	26,3
10	3,0	1,4	0	10,4	0	46,0	4,7	8,0	4,7
11	2,4	0	4,8	5,7	0,9	0	11,1	25,9	9,5
Snitt	4,4	0,8	2,5	8,8	0,9	7,7	14,6	8,6	7,5

Hellen med flere (2001) nevner at det ikke ble observert gytemoden laks og sjøaure ovenfor kraftverket i 2000. Det samme var tilfelle under gytefisktellingene i 2003, mens det i 2004 og 2005 ble observert henholdsvis ni lakser og to sjøaurer og tre lakser og to sjøaurer om høsten like før gyting. Det er gjennomgående lite vann og dårlige oppgangsforhold for anadrom fisk ovenfor utløpet av kraftstasjonen.

Dette helhetsinntrykket styrkes av registreringene av eldre ungfisk av aure. I perioden fra 2000 har midlere tetthet av aureparr variert mellom 5,5 og 26,0 individ per 100 m² (se **tabell 18**). Tettheten av aureparr var spesielt lav i 2006 og 2007, med de laveste verdiene som er påvist i Daleelva i den aktuelle perioden. De lave tetthetene av aureparr er i godt samsvar med den registrerte nedgangen i mengden sjøaure siden starten av 1990-tallet.

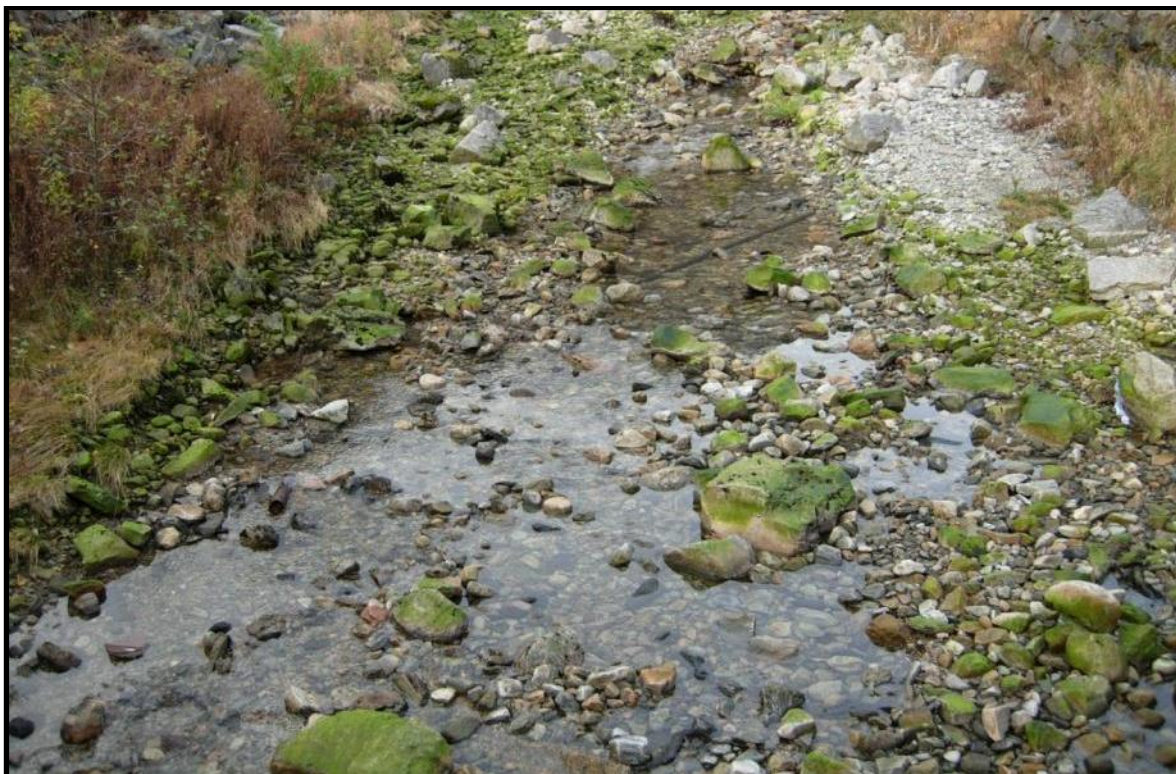
Tabell 18. Tetthet (antall per 100 m²) av eldre aureunger på seks stasjoner i Daleelva i 1998 (Urda og Hellen 1999), i 2000 (Hellen med flere 2001) og i perioden 2003-2009.

Stasjon	1998	2000	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
1	9,2	2,0	3,6	14,2	5,1	4,0	10,1	3,9	26,3
4	35,5	21,3	7,1	8,8	21,4	0	4,7	14,8	7,2
6	10,2	12,0	0	10,7	19,0	0,9	2,4	7,1	10,4
8	8,0	2,0	24,4	17,0	20,8	2,2	0	13,4	21,4
10	32,6	17,4	2,0	11,7	11,8	10,0	4,7	20,0	10,2
11	17,8	28,4	11,5	4,8	22,6	19,0	11,1	6,3	80,4
Snitt	18,6	13,9	8,1	11,2	16,8	6,0	5,5	10,9	26,0

Ungfisk i sidebekkene

Generelt sett har det blitt funnet svært lite årsyngel av laks i sidebekkene i undersøkelsesperioden. Ut fra at årsyngel vanligvis har lav spredningsevne den første sommeren (Johnsen og Hvidsten 2002), tilsier fraværet av yngel i sidebekkene at disse vanligvis ikke brukes som gyteområder for laks. En viktig grunn til dette kan være at vannføring og vanndekt areal i perioder er svært lav (se **bilde 8**), noe som gjør disse vassdragsområdene lite attraktive som gyteområde for laks. Funn av eldre laksunger og utsatt laks i noen av sidebekkene tyder imidlertid på at laksunger kan vandre inn fra hovedelva, og bruke disse bekkene som oppvekstområder i deler av parrstadiet. Følgelig synes sidebekkene å ha en viss positiv betydning for lakseproduksjonen i Daleelva.

Sidebekkene synes å ha en vesentlig større betydning for aure enn for laks. Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser i skandinaviske vassdrag, som viser en tendens til at laks dominerer tallmessig i hovedstrengen mens aure dominerer i sidebekkene (Karlström 1977, Bremset og Heggnes 2001). Årsyngel av aure ble med få unntak funnet i samtlige sidebekker i hele undersøkelsesperioden. Tettheten av 0+ varierte fra lav til middels høy, mens tettheten av eldre aureunger jevnt over var noe høyere enn for 0+. Resultatene viser at sidebekkene er viktige gyte- og oppvekstområder for aure. Selv om produksjonsarealet i sidebekkene er beskjedent (om lag 14 % i forhold til i hovedelva), vil sidebekkene likevel bidra med en betydelig del av smoltproduksjonen av aure.



Bilde 8. Siploelva har i perioder svært lav vannføring og lite vanndekt areal, noe som begrenser produksjonspotensialet for laks og sjøaure.

5.4.3 Aldersstruktur og årsklassestyrke

Ungfiskundersøkelsene som har vært gjennomført i Daleelva siden 1998 viser at det er store variasjoner i årsklassestyrke hos laks. Undersøkelsene i 1998 viste en klar tallmessig dominans av toåringer (Urdal og Hellen 1999). Undersøkelsene i 2000 viste at toåringer og treåringer var mest tallrike hos laks, med toåringer som den dominerende årsklassen (Hellen med flere 2001). Tilsvarende var toåringer den klart dominerende årsklassen av laks i 2003. Denne årsklassen var fremdeles sterk i 2004, da treårs laksunger utgjorde hele 41 % av fangstene. Av nyere årsklasser synes 2007-årgangen av laksunger, det vil si laksyngel klekket våren 2007, å være spesielt sterk. I 2008 var toåringer den dominerende årsklassen, og tilsvarende var det mange treåringer i 2009.

Gitt at det ikke blir ekstraordinær dødelighet i løpet av vinteren før smoltutvandring, vil det være en god sammenheng mellom mengden av presmolt om høsten og mengden utvandrende smolt påfølgende vår. Ut fra ungfiskundersøkelsene i perioden 2003-2009 var det grunnlag for brukbare smoltutganger vårene 2004, 2006 og 2010. Varierende årsklassestyrke og smoltårganger gjenspeiles også i mengden tilbakevandrende laks. I 2005 var det en spesielt sterk årsklasse med énsjøvinter, fulgt av et godt innsig av tosjøvinter laks i 2006 og tresjøvinter laks i 2007. Alle disse laksene vandret følgelig ut som smolt våren 2004.

5.4.4 Vekst

Vanntemperatur og næringstilgang er de faktorer som har størst betydning for fiskens vekst (Brett med flere 1969, Elliot 1975). Daleelva domineres av vann fra kraftstasjon K2, som har vanninntak i Roesvatnet (ligger 627 moh). På grunn av høyden over havet kan vanntemperaturen i deler av sommerhalvåret være lav. I og med at vanninntaket til kraftverkstunnelen ligger svært nær overflata i Roesvatnet, vil vanntemperaturene være i samme område som det ville vært uten noen regulering i vassdraget (Johnsen med flere 2005).

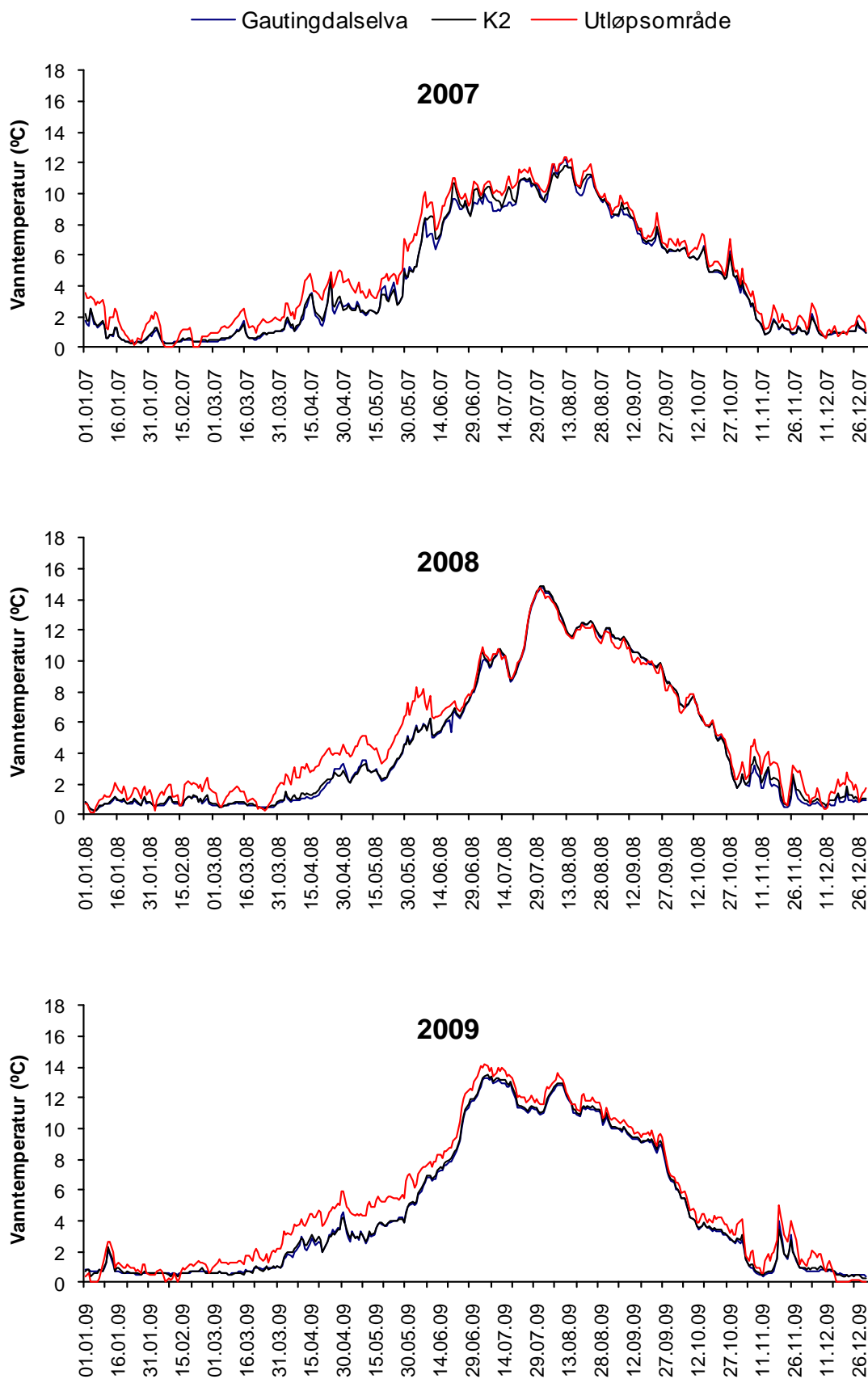
Den viktigste vekstperioden for elvelevende laksefisk i norske vassdrag er vanligvis fra midten av juni til slutten av september. I Daleelva har temperaturregimet i denne perioden variert en god del i undersøkelsesperioden 2003-2009. Vekstsesonen 2006 skilte seg ut med de høyeste verdiene både for minimumstemperatur, maksimumstemperatur og gjennomsnittstemperatur (**tabell 19**). Vekstsesonene 2005 og 2007 hadde derimot lave temperaturer, og var de eneste årene i undersøkelsesperioden vanntemperaturene aldri kom over 14 °C.

Tabell 19. Vanntemperaturer i viktigste vekstperioder for ungfisk i årene 2003-2009. Viktigste vekstperiode i Daleelva er antatt å være i tidsrommet 15. juni-30. september. Målingene er foretatt midt på dagen ved målepunktet nederst i Daleelva (kilde: NVE).

Vanntemperatur	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Minimum	6,5	6,8	5,9	9,3	6,5	6,5	7,2
Maksimum	15,4	16,4	13,2	16,7	12,3	14,8	14,2
Middel	10,7	11,1	9,9	13,4	10,0	10,6	11,4

Hos laks og sjøaure er det en klar sammenheng mellom vekst og smoltalder. I Norge øker smoltalder for begge arter med breddegrad (L'Abée-Lund med flere 1989, Metcalfe og Thorpe 1990). På Vestlandet og i Midt-Norge er vanlig smoltalder hos laks 3-5 år. Som et eksempel varierer smoltalder hos laks i Nærøydalselva mellom 3,0 og 4,7 år (Hellen og Sægrov 2000, Bremset med flere 2009). Vanntemperaturene i Daleelva er gjennomgående høyere enn 5 °C i perioden juni-oktober (**figur 25**). Dette temperaturregimet tillater brukbare vekstforhold for ungfisk, og resulterer i en smoltalder som er innenfor det som er normalt for regionen. Skjellprøveanalyser i perioden 2003-2009 viste en gjennomsnittlig smoltalder mellom 2,7 og 3,2 år hos laks og mellom 3,0 og 3,5 år hos sjøaure.

Det var stor variasjon i størrelsen på aureungene i de ulike sidebekkene og innenfor sidebekkene i ulike år, noe som tilsier at ungfisk produsert i de ulike bekkene kan ha svært forskjellig smoltalder. Variasjonen kan skyldes forhold som vekslende vannføring og vanntemperatur. Eksempelvis var gjennomsnittslengden for årsyngel av aure i Siploelva vesentlig lavere i 2004 (56 mm) enn i de øvrige årene, noe som kan ha vært en følge av liten vannføring og ugunstig høy vanntemperatur i betydelige deler av vekstsesonen i 2004. Under lav vannføring kan vannet forsvinne i det grove substrat i noen elveparti for så å komme fram i områder lenger ned.



Figur 25. Vanntemperatur på tre stasjoner i Høyangervassdraget i perioden 2007-2009.

5.4.5 Aluminium på gjellevev

Målinger av aluminium på gjellevev hos laksunger har vært gjennomført om våren, for å fange opp situasjonen før laksesmolten vandrer ut av Daleelva. Flere studier har vist at dette er et spesielt sårbart stadium i laksens livssyklus, og at forsureningseffekter i vassdraget kan føre til både akutt dødelighet og forsinket dødelighet i sjøvannsfasen (Kroglund og Finstad, Teien 2005, Kroglund med flere 2007). Undersøkelsene i Daleelva har vist store årlige variasjoner i undersøkelsesperioden. Målinger våren 2004 viste gjennomsnittlige konsentrasjoner på 169 µg/g, med variasjoner mellom 90 og 498 µg/g (Lund med flere 2004). Tilsvarende målinger våren 2005 viste gjennomsnittlige verdier på 147 µg/g, og variasjoner mellom 70 og 238 µg/g (Lund med flere 2005).

Aluminiumsverdiene på gjellevev fra laksunger fanget i Daleelva våren 2008 var gjennomgående svært høye (Bremset med flere 2008a). Tilsvarende prøver våren 2009 viste fremdeles høye aluminiumsverdier, selv om nivået omtrent var halvert sammenliknet med foregående år. Våren 2009 varierte gjennomsnittsverdiene på ni stasjoner mellom 95 og 197 µg per gram analysert gjellevev, og enkeltfisker hadde aluminiumsverdier opp i 261 µg/g (Bremset med flere 2009). Nyere studier har vist at selv forholdsvis lavt innhold av aluminium i elvevann kan påvirke vekst og overlevelse hos utvandrende laksefisk (Kroglund og Finstad 2003, Kroglund med flere 2007). Forsker Hans-Christian Teien ved Universitetet for miljø- og biovitenskap har i elektronisk brev av 11.06.08 gjort følgende betraktninger omkring resultatene fra Daleelva:

Målte konsentrasjoner av aluminium i gjeller på fisk er høye. Konsentrasjoner lavere enn 10 µg/g gjelle er konsentrasjoner for fisk som ikke er eksponert for aluminium (i ikke forsurede vassdrag). Erfaringer fra forsøk med laksesmolt har vist at ved konsentrasjoner tilsvarende 20-50 µg/g gjelle påvirker aluminium Na-K-ATPase aktiviteten, mer enn 50 µg/g påvirker ionereguleringen, og ved konsentrasjoner over 400 µg/g begynner dødelighet å inntreffe.

Målingene som ble gjort våren 2009 viser at alle de 51 undersøkte laksungene hadde gjelleverdier av aluminium som oversteg 50 µg/g, noe som betyr at ionereguleringen til disse fiskene var påvirket av aluminium. Mens det våren 2008 ble funnet dødelige konsentrasjoner av aluminium på 24 % av de undersøkte laksungene, var det ingen av de undersøkte laksungene som hadde slike konsentrasjoner vårene 2009 og 2010. I et eksperiment i elva Imsa i Rogaland fant Kroglund med flere (2007) at laksesmolt som hadde vært utsatt for forhøyete aluminiumsverdier hadde 20-50 % lavere tilbakevandringsrate sammenliknet med kontrollgruppa. Konklusjonen fra dette studiet var at selv moderat forsuret vassdrag med innhold av 5-15 µg labilt aluminium per liter elvevann kan forårsake betydelig redusert tilbakevandring av laks.

5.4.6 Produksjon av presmolt

Det er en forholdsvis liten andel av klekkete lakserogn som resulterer i voksne gytelakser. Dette skyldes stor dødelighet gjennom hele livsløpet, og spesielt stor dødelighet i tidlige livsstadier (Klemetsen med flere 2003). Det er en liten andel av befruktete lakseegg som overlever fram til smoltstadiet. Kanadiske studier har vist gjennomsnittlige overlevelser fra egg til smolt i området 0,5-3,0 % (Chadwick 1982, Cunjak og Therrien 1998, Chaput med flere 1998, Potter og Crozier 2000, Dempson med flere 2001, O'Connell med flere 2001). I disse studiene ble det funnet en gjennomsnittlig overlevelse fra egg til smolt på 1-2 %. I Halselva i Finnmark er det funnet en tilsvarende overlevelse på om lag 2 % (Jensen 2005). Ut fra overnevnte studier i Kanada og Norge synes det vanlig med en dødelighet på 98-99 % i ferskvannsstadiet hos laks, men det vil utvilsomt være både lokale forskjeller og variasjoner over tid.

Presmolt blir benyttet som betegnelse på ungfisk i siste del av ferskvannsstadiet, før smoltifisering og utvandring til oppvekstområdene i saltvann. Det kan i noen tilfeller være enklere å beregne mengden av presmolt enn smoltproduksjon, og produksjonsberegninger av presmolt kan være et alternativ til smoltproduksjonsberegninger. En oppskalering av presmolttetthetene i Daleelva som er funnet i ungfiskundersøkelsene om høsten, tilsier at det har vært i størrelsesorden 5 000 - 22 000 presmolt laks i undersøkelsesperioden (**tabell 20**). Den høyest estimerte presmolttettheten (11,2 individ per 100 m²) ble registrert høsten 2004. Gitt at det er om lag 50 % dødelighet siste vinter før smoltifisering (Elson 1957, Symons 1979), har produksjonen av laksesmolt trolig vært i størrelsesorden 4 500 - 7 500 i undersøkelsesperioden.

Tabell 20. Estimert presmoltproduksjon av laks i Daleelva i perioden 2003-2009. Presmolt laks er definert som en laksunge som er større enn 99 mm om høsten (Elson 1957). Beregningene er basert på estimert tetthet av eldre laksunger (antall per 100 m²) om høsten, andel av eldre laksunger som er lengre enn 99 mm, samt et permanent vanndekt areal på 131 600 m² (Hellen med flere 2000). Tetthetene er oppgitt som middelerdi med 95 % konfidensintervall. Produksjon av presmolt er oppgitt med estimerte minimums- og maksimumsverdier, og alle tall er avrundet til nærmeste hundre.

År	Tetthet av eldre laksunger	Andel (%) lengre enn 99 mm	Tetthet av presmolt	Produksjon av presmolt
2003	18,8 ± 10,5	46	8,6 ± 4,8	5 100 - 17 700
2004	24,8 ± 11,6	45	11,2 ± 5,2	7 800 - 21 500
2005	19,6 ± 9,6	40	7,8 ± 3,8	5 300 - 15 300
2006	17,1 ± 11,1	52	8,9 ± 5,8	4 100 - 19 300
2007	14,0 ± 8,5	47	6,6 ± 4,0	3 400 - 13 900
2008	32,8 ± 14,9	33	10,8 ± 4,9	7 800 - 20 700
2009	25,8 ± 11,6	40	10,3 ± 4,6	7 500 - 19 600

5.5 Bunndyrsamfunn

5.5.1 Metodiske begrensninger

Prøvetaking av bunndyr i rennende vann gir svært usikre statistiske data over forekomster av hver art (Engen med flere 2011). Substrat på elvebunn er en mikromosaikk av små habitater hvor artene har klumpvise levesteder. For å få holdbare data for antall individer per areal må det tas et stort antall kvantitative prøver, noe som i praksis er dyrt og tidkrevende (se gjennomgang i Bongard og Aagaard 2006). En praktisk måte å løse dette problemet på er å renonsere på kravet om statistisk signifikans for individantall, og i stedet øke innsatsen for å registrere arter (se avsnitt 3.6, Bongard med flere 2010). Dette gir ikke bare en mye bedre artsregistrering, men også praktisk anvendbare overslag over forekomster av hver art. Ulempene ved manglende statistikk oppveies med fordelene av mange prøvetidspunkter, slik det er gjort i Daleelva. Det ble av ressurs-hensyn valgt ut kun to lokaliteter, men en ser i ettertid at prøvetaking på tre eller fire lokaliteter ikke vil øke kostnadene i særlig grad. Flere lokaliteter vil gjøre resultatene sikrere.

Forsuringsindeksen gitt i Raddum (1999) er en relativt grov beskrivelse av forsuringstilstanden. Daleelva kommer godt ut på skalaen, men når en ser på resultatene under ett er det usikkert hvor stor innvirkning forsuring har på bunndyrsamfunnet. Det lave artsantallet og de svært lave forekomstene antyder at dette kan skyldes flere faktorer enn regulering og utspylingsflommer. Det lave antallet døgnfluearter antyder spesielt at forsuring er et problem.

5.5.2 Forekomst og tetthet

Antall dyr per prøveminnutt fra Daleelva er svært lavt, og viser en svært fattig fauna som er betydelig påvirket. Det er trolig forsuring, lite tilført organisk materiale, lite begroing, kraftregulering og flomutspylinger som er de fem viktigste årsakene til lav diversitet og produksjon av bunndyr. Økning i primærproduksjon, begroing, bedrer som regel individantallene i fattige elver. Et eksempel er virkningene av et næringsrikt utslipp fra smoltanlegget som våren 2010 førte til en kraftig algebegroing. Dette ga oppblomstring av fjærmygg og midd på nederste stasjon den 21.4.2010. Elva blir tilført relativt lite alloktont materiale fra omgivelsene. I kombinasjon med forsuring og utspylinger fører det til en svært lav biologisk produksjon av bunndyr i Daleelva.

Artsantallet i Daleelva er tilsvarende svært lavt. Det er få forsuringssensitive arter og svært lave tettheter av hver art. Artsutvalget består av en større andel forsuringstolerante arter enn forventet. Den forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani* er imidlertid funnet i alle prøver, noe som gir høyeste score for Raddums forsuringsindeks 1 for alle prøvene. Ingen andre sterkt sensitive arter eller grupper ble funnet i noen av prøvene. Akkumulering av aluminium som følge av forsuring er en av mekanismene som øker dødeligheten av arter og senker forekomster (Raddum og Fjellheim 1990, Wren 1991, Herrmann 2001).

Det lave individantallet fører til en skjev fordeling mellom grupper, arter og funksjonelle grupper, og gjør at det heller ikke kan fastslås forskjeller mellom de to lokalitetene. I og med at hver prøve inneholder så få individer vil det koste lite å utvide prøveprogrammet med flere lokaliteter. Dette vil gjøre resultatene mer robuste. Den sterke dominansen av bare to arter gjennom så lang tid er ytterligere en indikasjon på et økosystem som er sterkt påvirket. *Baetis rhodani* er ofte dominerende uansett, men i urørte systemer veksler som regel mange flere arter på å dominere fra år til år. En sammenligning av forventet artsantall i en upåvirket elv og antall arter som er registrert i Daleelva, viser uforholdsmessige lite artsmangfold både for døgnfluer, steinfluer og vårfluer (**tabell 29**). Det er spesielt vårfluer og døgnfluer som synes å være underrepresentert i Daleelva.

Tabell 21. Sammenligning av forventet og registrert artsantall for døgn-, stein- og vårflyer i Daleelva. Forventningene er basert på at det også fanges flygende stadier med Malaisefeller i et upåvirket vassdrag (basert på Aagaard og Dolmen 1996).

Kategori / parameter	Døgnflyer	Steinfluer	Vårflyer
Registrert artsantall for Sogn og Fjordane	9	21	60
Forventet antall arter i Daleelva	7	19	40
Registrert antall arter i Daleelva	2	13	12
Forventet artsantall i en 10-minutters prøve	5	9	9
Registrert artsantall per prøve i Daleelva	1	2	3

Fiskebiologiske undersøkelser viser ofte at lave vannføringer er et problem i regulerte vassdrag (Johnsen med flere 2010). Daleelva er jevnlig utsatt for sommertørke. Flommer kan imidlertid være en like stor utfordring for både fisk og bunndyr. Daleelva blir ofte utsatt for kraftige utspylinger i forbindelse med flommer (eksempelvis 15. september og 15. november 2005). Mye tyder på at unormalt store flommer har opptrådt oftere de senere årene på Vestlandet. Gunnar Radum ved Universitetet i Bergen antyder at slike katastrofedriv kan være økende i antall og størrelse på Vestlandet, og er sannsynligvis en sekundæreffekt av klimaendringer. Store flommer kan røre om bunnssubstratet ned til halvmeters dyp, skylle ut organisk materiale og forårsake katastrofeliknende fall i populasjoner av bunndyr. Sannsynligvis vil slike flommer gjøre forholdene temporært svært vanskelige for fisk og yngel. De negative virkningene av store flommer er kjent fra flere studier, blant annet USA og Spania (Hilsenhoff 1996, Gibbons med flere 2007).

Transporten av sand og utvaskingen av organisk materiale er sammen med vannføringen i seg selv de viktigste negative faktorene ved store flommer. Daleelva er forbygd og nærmest kanalisert gjennom det meste av elveløpet fra kraftverket til sjøen. Dermed er bufferevnen mot høye vannføringer og flom sterkt redusert. Dette har tvunget fram en stadig høyere forbygning ned mot sentrum som nå skal kunne stå imot flommer på flere hundre m³/s. Bunnssubstratet er tilsvarende utsatt under slike forhold og vannhastigheter. Det finnes få data fra tidligere undersøkelser i Daleelva, så det er vanskelig å si om forholdene har forverret seg (Hellen med flere 2001, Urdal og Hellen 2001). Det er så langt vi vet bare gjort én tidligere lignende undersøkelse av bunndyr gjennom året i Norge (Arnekleiv 1985). I og med at undersøkelsene i Daleelva har pågått gjennom flere år, begynner dataene å bli konsistente. Sammenligninger over år kan derfor gjøres med elvas egne data som referanse, og det vil bli lettere å fastslå om endringer er reelle, utslag av naturlige svingninger eller skyldes metodiske feil.

De foruroligende lave tetthetene av bunndyr bør overvåkes ved at prøveprogrammet videreføres med fjortendaglige prøver. Dette vil gi verdifulle data for å belyse konsekvensene av et problem som kan bli økende i årene framover. Undersøkelsene kan gi informasjon om optimal kraftverksdrift og innretning av elveforbygninger, slik at man optimaliserer fiskeproduksjon og motvirker tap av biologisk mangfold. Sammenholdt med fangststatistikker kan dette gi overføringsverdi også for andre sterkt regulerte og forsuringspåvirkete vassdrag. Biotopforholdene for bunndyr er overførbare til fisk, og næringstilgangen for fiskunger er viktig for smoltproduksjonen i vassdraget. De ulike bunndyrartene klekker og vokser i ulike perioder av året, og et variert artsmangfold med naturlig høye forekomster tilbyr dermed stabil næringstilgang for alle deler av ungfiskbestandene. I og med at det gjøres mye for å opprettholde en bærekraftig fiskebestand i Daleelva, er det interessant å følge med bunndyrsamfunnet og dets potensial som matkilde for fisk.

Et velfungerende økosystem har en fordeling mellom planteetere, filtrerere og rovdyr, såkalte økologiske funksjonelle grupper. Denne fordelingen kan være ulik mellom biotoper og områder. Et diversert økosystem er ikke bare grunnlaget for biologisk mangfold, men utgjør også fiskens tilgang på mat gjennom året. Rekolonisering av bunndyr fra småbekker og øvre deler av vassdraget er svært viktig for opprettholdelse og gjenvekst av bunndyrmangfoldet etter katastrofeffommer. Elvestrengene på Vestlandet er kortere, brattere og har dermed færre biotoper enn lengre og slakere vassdrag. I og med lave artsantall er økosystemene i vestlandselver mer sårbare for påvirkninger. Tap av arter vil ha større konsekvenser jo færre arter og lavere individantall som finnes i utgangspunktet.

Det arbeides med å få satt sammen en prosjektgruppe for studier av tersklene i elva, med sikte på å optimalisere utformingen av disse for stabilisering av elvebunnen, produksjon av ungfisk og utøving av fiske i vassdraget, korrelert med nytt vannføringsregime for elva. En vil med videreføring av bunndyrundersøkelsene få et unikt sett av opplysninger fra Daleelva som vil kunne fungere som bakgrunnsreferanse for evaluering av virkningene av habitattiltak og skjøtsel. Overføringsverdien mot andre sterkt regulerte og forsuringspåvirka vassdrag vil være stor.

Utslipet i sideelva Siploelva kan ha forårsaket miljøeffekter, men det er ikke mulig å konkludere ut fra bare en etterprøve. Artsmangfoldet og antall av hver art og gruppe var svært lavt. Den forsuringsfølsomme *Baetis rhodani* manglet fullstendig. Siploelva er jevnt over den sureste greina av vassdraget (Garmo med flere 2010).

6 Bestandsreduserende faktorer

6.1 Vassdragsregulering

Vassdragsreguleringer kan påvirke både fysiske, hydrologiske og kjemiske forhold i de regulerede vannforekomstene (Johnsen med flere 2010). Viktige fysiske og hydrologiske reguleringseffekter er endringer i vannføring, vannstand, vanntemperatur og sedimenttransport. Store endringer i vannføring, vannstand og vanntemperatur kan forekomme i vassdrag med fraføring av vann, slik tilfellet er i Høyangervassdraget. Tilsvarende kan det være store hydrologiske endringer i vassdrag med magasinkraftverk, der potensialet for endring av vannkjemiske forhold også kan være betydelig. Potensialet for negative miljøeffekter av reguleringene av Høyangervassdraget er folgelig stort.

En viktig miljøeffekt av Høyangerutbyggingen er fraføringer av vann fra ulike deler av vassdraget. Noe av fraføringen skjer i form av overføring til andre nedbørsfelt, mens resten av fraføringen skjer fra nedbørsfeltet og ut i sjøen. Det siste gjelder vannet som benyttes til drift av kraftstasjon K5 nede ved fjorden. Ut fra fraføringen av vann kan man forvente endringer i fysiske parametere som vannføring, vanddekt areal, vanntemperatur og sedimentasjon. I tillegg til fraføring av vann skjer det en magasinering av vann i øvre deler av vassdraget. Magasinert vann utnyttes blant annet i kraftstasjon K2, som har utløp i de øvre delene av lakseførende strekning (**bilde 9**). Magasineringen påvirker vanntemperaturen på vassdragsområdet nedstrøms kraftstasjonen.



Bilde 9. Utløpsområdet fra kraftstasjon K2 virker trolig som et delvis vandringshinder for laks og sjøaure. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

Ved dagens reguleringsregime er det betydelig forskjell mellom slukeevnen i kraftstasjon K2 (6,3 m³/s) og minstevannføring om vinteren (0,7 m³/s). Store tørrlagte areal ved lavere vannføringer kan føre til stranding og tap av fisk ved raske reduksjoner av vannføringen. Det samme kan sies om de foreslåtte minstevannføringene ved reguleringsalternativene (Johnsen med flere 2005). Stranding er vel kjent fra andre vassdrag med store vannføringsendringer gjennom kraftverkene (Hvidsten 1985, Arnekleiv med flere 1994, Forseth med flere 1996, Heggberget 1997, Ugedal med flere 2002, Kaasa 2002, Halleraker med flere 2005).

I Daleelva har det gjennom hele undersøkelsesperioden blitt registrert lavere tetthet av ungfisk i øvre halvdel av elva. Substratet i området er av en slik beskaffenhet at det bør ha skjulplasser for like mye ungfisk som lenger ned. Det er derfor nærliggende å anta at de lave fisketetthetene i øvre deler primært skyldes mangel på gyteområder. Det kan likevel ikke utelukkes at utfallsepisoden i september 2004 kan ha vært medvirkende årsak til lave tettheter registrert i den etterfølgende perioden. De brukbare tetthetene av årsyngel i øvre deler i 2007 (laks) og 2008 (aure) indikerer at det siste kan være tilfelle. Negative effekter på fiskesamfunnet kan forhindres ved installasjon av en omløpsventil som automatisk gir vann ved uforutsett stans av vannføringen gjennom kraftverket. I det nye Eiriksdal kraftverk vil det installeres en forbislippingsventil med kapasitet på 6 m³/s. Så snart denne er på plass vil utfallsproblematikken ikke lenger være aktuell.

Minstevannføring om vinteren (perioden 15.september-1. juni) er sannsynligvis begrensende for fiskeproduksjonen i Daleelva, da vanndekt areal ved denne vannføringen er langt lavere enn ved minstevannføringen ellers i året. Fisken har i vinterhalvåret derfor færre tilgjengelige skjulplasser så vel som områder til å drive næringssøk enn ellers i året. I Orkla er det sannsynliggjort at økt minstevannføring om vinteren etter regulering har gitt økt overlevelse og større smoltproduksjon (Hvidsten med flere 2004). Dersom gytetiden sammenfaller med større vannføringer enn minstevannføringer, kan fisken gyte på områder som senere blir tørrlagt ved minstevannføring. Vi kjenner ikke hvilket omfang tørrlegging av gytegroper kan ha og hvordan dette eventuelt kan påvirke fiskeproduksjonen, da dette ikke er studert. En høyere minstevannføring om vinteren vil imidlertid høyst sannsynlig redusere risikoen for slik tørrlegging.

Redusert vannføring i deler av året kan påvirke både vekst og overlevelse hos ungfisk av laks og aure. Spesielt fokus har vært på vannføring i vinterhalvåret. Det er god dokumentasjon for at lav vintervannføring kan redusere vinteroverlevelse til laksunger (Chadwick 1982, Gibson og Myers 1988, Cunjak med flere 1998). Tilsvarende kan høy vannføring ha positiv effekt på vekst og overlevelse hos ungfisk. I Altaelva er det påvist en positiv sammenheng mellom minste ukemiddel vannføring og ungfisktetthet (Næsje med flere 2005), mens det i Orkla er påvist en tilsvarende sammenheng mellom minste døgnmiddel vintervannføring og smoltproduksjon (Hvidsten med flere 2004).

Det er spesielt yngre livsstadier som egg og yngel som kan påvirkes av lavere vintervannføring gjennom innfrysing (Bremset med flere 2008b). Lav vintervannføring påvirker også overlevelsen til eldre laksunger, uten at økt dødelighet nødvendigvis skyldes innfrysing. Cunjak med flere (1998) fant sammenhenger mellom årlige overlevelser og vintervannføring fra egg til 0+, fra 0+ til 1+ og fra 1+ til 2+. Dette indikerer at lave vintervannføringer kan gi redusert produksjon for de fleste aldersklassene. Redusert vannføring om sommeren kan også føre til redusert ungfiskproduksjon fordi oppvekstarealene reduseres (se nedenfor).

I et vassdrag med redusert vannføring vil ofte produksjonsarealet for laksefisk bli påvirket. Som hovedregel er elvelevende laksefisk som laks og aure territorielle, og territorialitet er regnet som den dominerende reguleringsmekanismen i grunne elveområder (Titus 1990, Milner med flere 2003). Dette innebærer at det er en direkte sammenheng mellom tilgjengelig oppvekstareal og produksjon av ungfisk. Kvalitet på og mengde av sommerhabitat er viktig for bærekapasitet og fisketetthet i laksebestander (Gibson 1993, Hegggenes med flere 1999, Armstrong med flere 2003).

I naturlige bestander av elvelevende laksefisk vil det være en betydelig tetthetsregulering i form av reguleringsmekanismen selvtynning (Grant og Kramer 1990). Den tetthetsavhengige dødeligheten som fører til selvtynning er spesielt omfattende tidlig i yngelperioden (Einum og Nislow 2005). I tørre sommerperioder vil en sterk reduksjon i tilgang på territorier trolig innebære en merkbar overdødelighet hos årsyngel av laks og aure i Daleelva. Redusert vanndekt areal vil også redusere vekst og overlevelse hos eldre ungfisk, i og med at fiskene trenges sammen til færre og mindre territorier (Keenleyside 1962). Samlet sett kan det derfor forventes en betydelig redusert smoltproduksjon i de delene av vassdraget som er sterkest påvirket av fraføring av vann.

Redusert vannføring grunnet fraføring av vann kan endre både transport og avsetning av sedimenter (Bremset med flere 2008b). I mange regulerte vassdrag vil det skje en økt avsetning av finsand og silt. I Eira i Møre og Romsdal har det etter regulering skjedd en tydelig endring av elvebunnen i store deler av elva, ved at det er avsatt sand og småstein som har tettet igjen mange av hulrommene (Jensen med flere 2006). Tilsvarende observasjoner er gjort i Suldalslågen i Rogaland (Saltveit og Bremnes 2003) og Surna i Møre og Romsdal (Lund med flere 2005). Områder med mye fine sedimenter gir lite skjulesteder for ungfisk, som er avhengig av tilgang på skjul for å overleve (Orpwood med flere 2003). Dersom slike områder benyttes til gyting vil det føre til sterkt redusert klekking (Levasseur med flere 2006).

Det er vanskelig å isolere reguleringseffektene fra de øvrige bestandsreduserende faktorer som påvirker fiskebestandene i Daleelva. Erfaringer fra andre regulerte vassdrag tilsier imidlertid at dagens reguleringsregime er negativt for fiskeproduksjonen i Daleelva. Tørrlegging av elveareal med påfølgende stranding av ungfisk som følge av raske vannstandsendringer er viktige, negative påvirkningsfaktorer. Eksempelvis var det i september 2004 utfall av den ene maskinen (06.09.04) og begge maskiner (24.09.04) i kraftstasjon K2. Mye vann fra restfeltet reduserte trolig tapet av ungfisk ved den siste anledningen. Den 16. august 2005 ble det også registrert stranding av ungfisk i Daleelva som følge av et teknisk uhell som medførte driftsstans i kraftstasjon K2 (Svein Arne Forfod, personlig meddelelse).

Et vanlig trekk ved regulerte vassdrag er at tapping av vann fra høytliggende magasiner fører til endringer i vanntemperaturen i elva nedstrøms kraftverksutløpet. Slike temperaturendringer kan påvirke viktige produksjonsfaktorer som utviklingshastighet og klekketidspunkt for rogn, og tilvekst og næringsgrunnlag for ungfisk. Vanninntaket for kraftstasjon K2 er plassert forholdsvis grunt i Roesvatnet. Dette innebærer at Daleelva har et liknende temperaturregime som før vassdraget ble utbygd. Målinger i undersøkelsesperioden viser også at vanntemperaturene i regulerte deler av Daleelva har et forløp som følger de naturlige årstidsvariasjonene.

Det er kjent at kraftige flommer kan føre til dødelighet på yngelstadiet (Jensen og Johnsen 1999). I de senere år har forekommet flere større regnflommer i Daleelva; i september 2003 var vannføringen mellom 180 og 200 m³/s, i september 2004 ble det registrert 135-140 m³/s, og i september 2005 var vannføringen 180-200 m³/s. Straks etter flommen i 2005 ble det påbegynt et omfattende arbeid der skader på tersklene og annet opprenskingsarbeid ble utført. Dette medførte at elvevannet som følge av anleggsarbeidet var svært grumsete over en periode på flere måneder. Det er vanskelig å vurdere om disse flommene kan ha forårsaket ekstraordinær dødelighet i ungfiskstadiet, i og med at det ikke foreligger data fra perioden før vassdraget ble bygd ut.

6.2 Andre fysiske inngrep

De siste årene har det foregått omfattende habitattiltak i Daleelva i form av kanalisering og elveforbygging (flomsikring) og etablering av syvdeterskler (fiskeforsterkende tiltak). Flomsikring kan ofte være ugunstig for elvelevende organismer som bunndyr og fisk, i og med at slike tiltak reduserer hydraulisk variasjon (Harby og Arnekleiv 1994). Kanaliserte elvestrekninger slik som i nedre deler av Daleelva (**bilde 10**) vil mangle mye av den naturlige variasjon i vannhastigheter, vannstrømmer, vanndybder og bunnsubstrat. I en kortere eller lengre overgangsperiode vil kantvegetasjonen i det berørte området være mer eller mindre fraværende, noe som innebærer en redusert tilgang på næringsstoffer i form av alloktont materiale (løv, kvister og greiner). Alloktont materiale har stor betydning for næringstilførselen og dermed fiskeproduksjonen i små og mellomstore vassdrag (Allan 1995).



Bilde 10. I nedre deler av Daleelva er et lengre vassdragsavsnitt sterkt påvirket av kanalisering og forbygging. Dette har blant annet ført til at kantvegetasjonen er fjernet for en kortere eller lengre periode. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

6.3 Forsuring

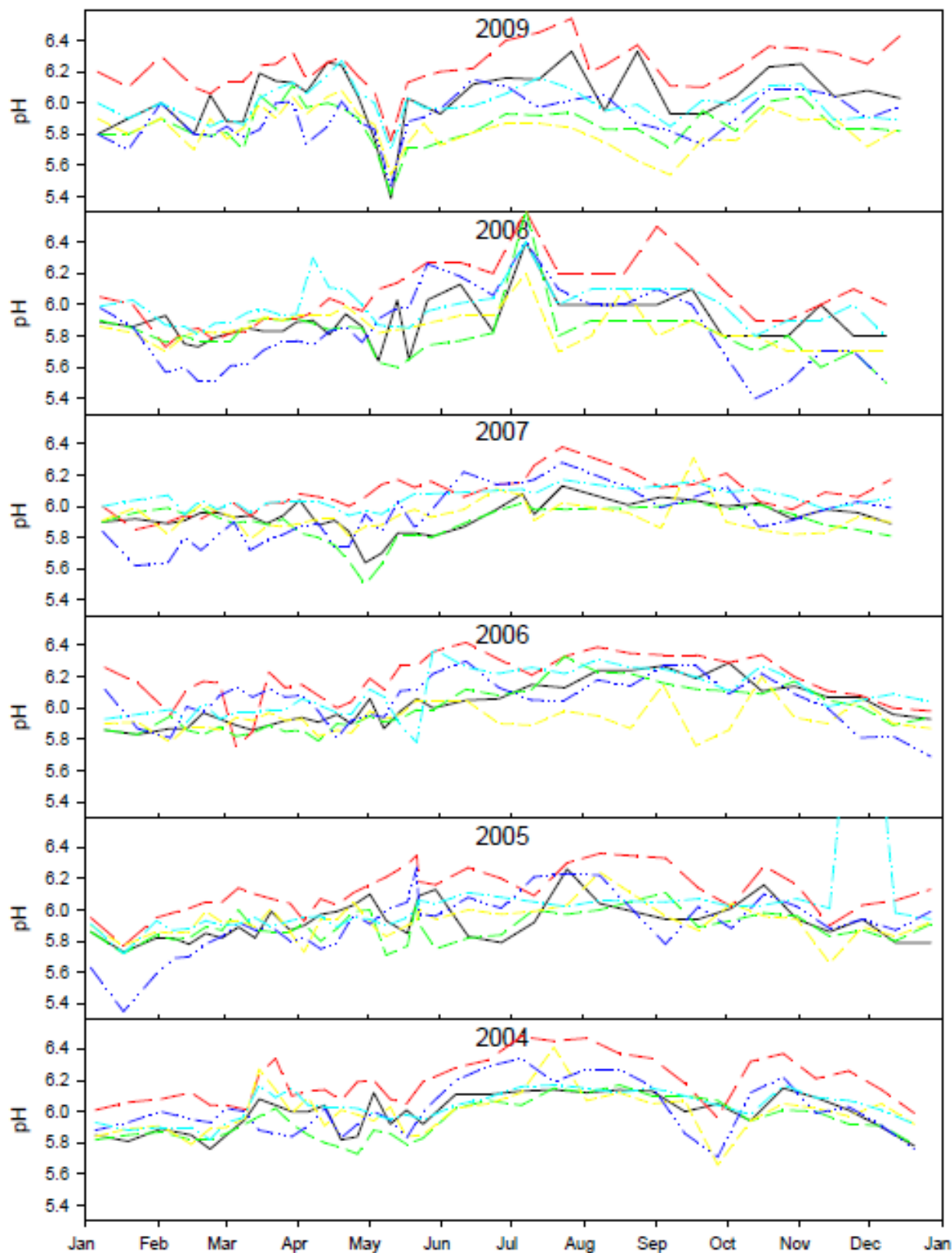
Som følge av menneskelige aktiviteter har sur nedbør og forsuring av vassdrag medført fiskedød i laksevassdrag på begge sider av Atlanterhavet (Hesthagen og Hansen 1991). I Norge har forsuring medført utryddelse eller kraftig bestandsreduksjon i 30 laksevassdrag i sørlige deler av landet (Sandøy og Langåker 2001), og har i tillegg medført reduserte laksebestander i en rekke andre vassdrag (Kroglund med flere 2002). Årsaken til forsuringsrelatert fiskedød er ikke lav pH i seg selv, men at forekomsten og konsentrasjonen av giftige aluminiumsforbindelser øker med avtakende pH (Teien 2005, Kroglund med flere 2007). Det er spesielt konsentrasjonen av labilt aluminium som har vist seg å gi fiskedød, og sårbarheten for høye nivå av labilt aluminium varierer mellom arter og ulike livsstadium (Teien 2005, Kroglund med flere 2007). Mekanismen bak akutt fiskedød er akkumulering av aluminium på gjellevevet, som fører til en fysiologisk kollaps i fisken (Rosseland og Staurnes 1994).

Vannkvaliteten i Daleelva befinner seg på grensen av det som er levelig for laks (Lund med flere 2006a). I 1996 ble det observert fiskedød i vassdraget som følge av forsuring. Målinger i perioden 2004-2009 (**figur 26**) viser gjennomgående lave pH-verdier (pH 5,4-6,4). Selv om det i senere år er gjennomført en betydelig innsats fra lokalt hold når det gjelder kalkingstiltak, tyder undersøkelsene de siste årene på at vassdraget fortsatt er forsuringsskadet. Ut fra nyere kunnskap (Kroglund med flere 2007) og funn av til dels høye aluminiumsverdier på gjellevev hos laksunger, synes det klart at forsuring er en vesentlig bestandsreduserende faktor i Daleelva. Selv om det i senere år ikke har vært observert dødelighet på laksunger i Daleelva som følge av forsuring, kan skadene på bestanden være lite synlige. Eksempelvis kan forsuringen gi økt dødelighet i tidlige livsstadier (egg, larver og yngel) eller gi høy dødelighet på utvandrende smolt. Slik dødelighet vil være vanskelig å oppdage og skjelve fra naturlig dødelighet, som er spesielt høy i de tidligste livsstadiene der det er en betydelig tetthetsavhengig dødelighet (Einum og Nislow 2005).

Forsuring kan også medføre mer indirekte effekter som økt feilvandring og redusert tilbakevandring. Dette er kjent fra vassdrag som kalkes på Sørlandet, og der kalkingen som gjennomføres ikke er tilstrekkelig (Johnsen 2003). I et forsøk der laksesmolt ble eksponert for ulik vannkvaliteter med hensyn til pH og innhold av labilt aluminium, ble det funnet betydelig fysiologiske effekter og redusert sjøoverlevelse hos grupper utsatt for svak forsuring (Kroglund med flere 2007). Selv om aluminiumsinnholdet i vannet var så lavt som 5-15 µg/l ble det påvist økt fysiologisk stress og redusert sjøoverlevelse hos laksesmolt. Allerede ved aluminiumsnivå på 25-30 µg/g i gjellevev ble det observert en nedgang i tilbakevandringen av voksen laks. I forsøksgrupper med aluminiumsnivå i størrelsesorden 50 µg/g var sjøoverlevelsen omtrent halvert sammenlignet med kontrollgruppen (Kroglund med flere 2007).

Av de 220 laksungene i Daleelva som har blitt undersøkt med hensyn til gjellealuminium i perioden 2004-2010, var det bare ett individ som hadde lavere gjelleverdi enn 20 µg/g og 18 individer med verdier under 50 µg/g. Under forutsetning av at resultatene fra undersøkelsene til Kroglund med flere (2007) er representative, tilsier en konservativ tilnærming at sjøoverlevelsen til utvandrende laksesmolt i Daleelva har blitt halvert som følge av forsuring. Denne økte dødeligheten i sjøfasen kommer på toppen av forsuringsrelatert reduksjon i vekst og overlevelse hos ungfisk i Daleelva. De til dels svært høye aluminiumsverdiene som ble funnet på laksunger våren 2008, tilsier at det i perioder kan være akutt dødelighet som følge av forsuring. Samlet sett har trolig lakseproduksjonen i Daleelva i undersøkelsesperioden blitt mer enn halvert på grunn av forsuring.

På grunn av den sannsynliggjorte forsuringsrelaterte dødeligheten på laks i Daleelva, bør mer omfattende kalkingstiltak iverksettes for å sikre og styrke fiskebestandene i Daleelva. Fullkalking vil også være positivt for andre forsuringfølsomme organismer som bunndyr. Det ble utarbeidet en kalkingsplan for Høyangervassdraget allerede i 1997 (Hindar 1997), men fullkalking av Daleelva har ikke vært prioritert i tidligere nasjonale handlingsplaner for kalking. NIVA har nylig utarbeidet en revidert kalkingsplan for vassdraget (Garmo med flere 2010). I denne planen foreslås det at det etableres et doseringsanlegg i tilknytning til det nye Eiriksdal kraftverk, samt at de pågående kalkingsaktivitetene i sidevassdragene videreføres.



Figur 26. Målinger av pH i Høyangervassdraget i perioden 2004-2009. Målepunktene er i kraftstasjon K3 (svart heltrukket linje), i kraftstasjon K2 (grønn stiplet linje), Gautingsdalselva (rød stiplet linje), Siploelva (mørk blå stiplet linje), Daleelva ved Dale (gul stiplet linje) og Daleelva ved utløpet i sjøen (lys blå stiplet linje). Figuren er fra Garmo med flere (2010) og er benyttet med tillatelse fra forfatterne.

6.4 Beskatning

Tradisjonelt har beskatning i sjø og elv vært en betydelig begrensende faktor for produksjon av både laks og sjøaure. Som følge av regelendringer har det siden slutten av 1980-tallet skjedd en gradvis omlegging i beskatningen, slik at mesteparten av beskatningen i dag vanligvis skjer i vassdragene. Basert på rapportert elvefangst og gytefisktellinger har beskatningen av laks i Daleelva vært relativt høy i hele undersøkelsesperioden (**tabell 22**). Av en beregnet årlig oppvandring av 140-460 lakser i Daleelva, har det blitt fanget mellom 54 og 65 % under sportsfisket. Beskatningen var jevnt over noe høyere for smålaks (58-78 %) enn for de to andre størrelsesgruppene (16-70 %).

Tabell 22. Antall laks rapportert fanget, antall observerte gytelaks og fangstandel for ulike størrelsesgrupper laks i Daleelva i perioden 2003-2009.

År	Antall fanget			Observert gytefisk			Beskatning (%)		
	< 3 kg	3-7 kg	> 7 kg	< 3 kg	3-7 kg	> 7 kg	< 3 kg	3-7 kg	> 7 kg
2003	202	45	2	126	61	7	62	43	22
2004	139	119	34	87	55	30	62	68	53
2005	174	48	14	82	40	15	68	55	48
2006	94	93	7	67	68	38	58	58	16
2007	14	22	26	4	15	15	78	60	63
2008	50	37	17	37	45	8	58	45	68
2009	40	33	16	26	19	7	61	64	70

I en sammenfatning av beskatningsrater i norske elver for noen år tilbake (Fiske med flere 2001a), ble de høyeste ratene funnet i Altaelva (45-70 %). Den laveste beskatningen (9-25 %) ble funnet i Øyensåa, som er et forholdsvis lite laksevassdrag i Nord-Trøndelag. I de senere år er det beregnet beskatningsrater for laks i Orkla, Namsen, Nærøydalselva og Eira. I Orkla ble laksebeskatningen i perioden 1997-2003 beregnet til å være 17-32 % for vassdraget sett under ett, og 18-47 % i den øverste delen av lakseførende strekning (Hvidsten med flere 2004). Ut fra merkeforsøk var beskatningsratene i Namsen 18-28 % i 2007 og 19-30 % i 2008 (Thorstad med flere 2009). Disse beskatningsratene var for øvrig i tilnærmet samme størrelsesorden (19-38 %) som beskatningsratene som ble funnet for perioden 1993-1995 (Lund 1996).

Bruk av fangstoppgaver og gytefisktellinger vil trolig overestimere beskatningsratene, i og med at gytefisktellinger normalt underestimerer gytebestandene (se **kapittel 5.3**). I Nærøydalselva og Eira er det imidlertid benyttet samme metodikk som i Daleelva, noe som gjør resultatene mer direkte sammenlignbare. I Nærøydalselva var estimert beskatningsrate for laks 16-76 % for perioden 2002-2008 (Bremset med flere 2010). I Eira varierte beskatningen av laks mellom 64 og 74 % i perioden 2007-2009 (Jensen med flere 2008, 2009, 2010). Det synes derfor at beskatningen av laks i Daleelva har vært relativt høy i undersøkelsesperioden, men likevel innenfor det som kan sies å være normalt for et laksevassdrag av denne størrelsen.

6.5 Smolttap som følge av inngrep

Ut fra gjennomførte undersøkelser og målinger i Daleelva og generell kunnskap om bestandsreducerende faktorer, er det mulig å estimere den relative betydningen av de ulike menneskeskapte forstyrrelsene for lakseproduksjonen i Daleelva. Et naturlig grunnlag for beregninger av produksjonstap er den teoretiske produksjonsevnen for vassdraget i sin naturlige tilstand uten inngrep (Bremsset med flere 2008b). Dersom en legger til grunn en midlere produksjon på 6-9 laksesmolt per 100 m² og et samlet vanndekt areal på 196 300 m² (Anonym 2010), vil den teoretiske produksjonsevnen for Daleelva være i størrelsesorden 12 000-18 000 laksesmolt (**tabell 23**). Ut fra presmolttbaserte produksjonsberegninger har årlig smoltproduksjon i perioden 2003-2009 trolig vært i størrelsesorden 4 500-7 500 laksesmolt (se **avsnitt 5.3.2**).

Det synes klart at direkte og indirekte effekter av forsurening og dårlig vannkvalitet er den viktigste bestandsreducerende faktoren i Daleelva. Ut fra målinger av aluminiumnivå på gjellevev hos laksunger kan det forventes at smoltproduksjon har vært mer enn halvert i siste del av undersøkelsesperioden (se **avsnitt 6.3**). Et konservativt estimat tilsier at forsursrelatert smolttap i hele perioden har vært 6 000-9 000 laksesmolt. Det synes også klart at ulike reguleringsinngrep som redusert vannføring, reduksjon i vanndekt areal og raske vannstandsreduksjoner har medført et betydelig smolttap. Smolttapet som direkte følge av regulering er trolig lavere i dagens situasjon med forsurening, i og med at en desimert bestand har lavere tetthetsavhengig dødelighet enn en fullrekruttert bestand. Et konservativt estimat tilsier at smolttap som direkte følge av regulering er om lag det halve av det forsursrelaterte smolttapet. I tillegg kommer smolttap som følge av anleggsarbeider, kanalisering, elveforbygning og beskatning, slik at det samlede smolttap som følge av menneskelige inngrep er estimert til 10 000-15 000 laksesmolt (**tabell 23**).

Tabell 23. Sammenstilling av teoretisk produksjonsevne, nåværende smoltproduksjon og produksjonstap som følge av ulike menneskeskapte forstyrrelser i Daleelva. Den teoretiske produksjonsevnen er beregnet ut fra et samlet vanndekt areal på 196 300 m² (Anonym 2010).

Parameter	Antall smolt	Merknad
Teoretisk produksjonsevne basert på middels høye smolttettheter	12 000 – 18 000	Estimat basert på tettheter på 6-9 laksesmolt per 100 m ²
Estimert smoltproduksjon på basis av ungfiskundersøkelser 2003-2009	4 500 – 7 500	Eksklusiv dødelighet grunnet sure episoder om våren
Smolttap som følge av forsurening og dårlig vannkvalitet	6 000 – 9 000	Store variasjoner mellom år og mellom ulike kohorter
Smolttap som direkte følge av ulike negative regulerings effekter	3 000 – 4 000	Omfanget er direkte avhengig av forsuringssituasjon
Smolttap som følge av diverse øvrige inngrep i vassdraget	1 000 – 2 000	I første rekke kanalisering, elveforbygning og beskatning
Samlet smolttap som følge av ulike menneskeskapte forstyrrelser	10 000 – 15 000	Estimat basert på en samlet vurdering av tapsfaktorer

7 Kompensasjonstiltak

Aktuelle kompensasjonstiltak er tidligere gjennomgått av Lund med flere (2006a) og Bremset med flere (2008a). I denne samlerapporten vil vi legge spesiell vekt på følgende kompensasjonstiltak (viktighet ut fra prioritering i rekkefølge):

1. Bedring av vannkjemi
2. Miljøvennlig kraftverksdrift
3. Optimalisering av kultiveringsstrategi
4. Optimalisering av habitattiltak
5. Tilrettelegging for sjøaure
6. Rettet fiske og sorteringsfiske
7. Utvidet munningsfredningssone

7.1 Bedring av vannkjemi

Målinger av surhetsgrad (pH) har vist at det i perioder av året kan være lave pH-verdier i vassdraget (Åtland med flere 1998a), og vanligvis varierer pH-verdiene i hovedstrengen mellom 5,8 og 6,2 (Bremset med flere 2008a). Dårligst vannkvalitet er i sidevassdragene Eirikdalselva og Siploelva (**figur 26**), og i Siploelva er det målt pH-verdier ned til 5,36. Det er utarbeidet forslag til kalkingsplan for vassdraget (Hindar 1997, Garmo med flere 2010), men det er ennå ikke iverksatt storskala kalking i tråd med disse kalkingsplanene. Dagens kalkingsaktiviteter er avgrenset til bruk av kalkbrønner i noen tilløpsbekker og sideløp. De høye nivåene av aluminium på gjellevev hos laksunger fanget vårene 2008 og 2009 tilsier av dårlig vannkvalitet reduserer både vekst og overlevelse hos laksunger i Daleelva (se **kapittel 5.4**). For å avbøte denne negative påvirkningen på laksebestanden kreves det en betydelig større kalkingsinnsats som sikrer god vannkvalitet i alle deler av laksens ferskvannsfase.

7.2 Miljøvennlig kraftverksdrift

I mange regulerte vassdrag kan fangstene av laks og sjørørret sannsynligvis økes betydelig ved å tilpasse miljøforholdene under smoltutvandring. Undersøkelser i Surna og Orkla har vist at størrelsen på vannføringen under utvandringen er viktig for overlevelsen (Hvidsten og Hansen 1988). Smolt i midtnorske elver synes å respondere på store og kraftige vannføringsøkninger for å starte utvandringen. Vannføringsregimet virker trolig inn på dannelsen av stimer. Stimdannelse og vandringsatferd hos smolt har betydning for antipredatoratferd og overlevelse. Predasjonstrykket kan være stort i området utenfor elvemunninger. Merkeforsøk i Surna viste at torsk tok 25 % av smolt i munningsområdet (Hvidsten og Møkkelgjerd 1987). Gjenfangst av utsatt smolt viste en økning fra 1,5 til 2,5 % når vannføringen den første uka etter utsetting økte fra 40 til 100 m³/s (Hvidsten og Hansen 1988). Dette ble satt i sammenheng med vandringsatferd og vandringshastighet, i og med at smolt raskere kommer ut av fjordsystemet dermed blir mindre utsatt for predasjon.

Vassdragsområder nedstrøms kraftverk kan være utsatt for raske vannstandsendringer, som i perioder kan føre til stranding og dødelighet hos ungfisk (Saltveit med flere 2002). I Daleelva har Statkraft selvpålagte restriksjoner på nedtappingshastighet i kraftstasjon K2, for å unngå stranding og dødelighet hos ungfisk. I Daleelva er det ikke påvist stranding av ungfisk i forbindelse med kontrollert reduksjon av driftsvannføringen. Likevel vil det være hensiktsmessig å utarbeide en driftstabell for miljøvennlig kjøring av kraftverket. Dette forutsetter en fysisk modellering av vassdraget med spesiell fokus på strandingsutsatte områder. Miljøvennlig drift av kraftstasjon K2 vil kunne gi miljøgevinst inntil det nye Eiriksdal kraftverk er satt i drift. Fra det tidspunkt er det grunn til å anta at strandingsrisiko vil bli ytterligere redusert. Dette ut fra at moderne installasjoner er mindre utsatt for driftsstans enn eldre installasjoner, samt at det er fastsatt vesentlig strengere miljøkrav til nye kraftverk.

Det er sannsynligvis mulig å påvirke oppgangen av både laks og sjørørret til Daleelva ved å redusere driftsvannføringen i kraftstasjon K5 ved noen anledninger i løpet av fiskesesongen. Effekten av tiltaket kan blant annet evalueres ved fangstregistrering i Daleelva gjennom sesongen, da en kan forvente økte fangster i elva de første dagene etter et slikt tiltak, især ved situasjoner der det på forhånd er observert betydelige mengder laks i sjøen utenfor kraftstasjon K5. Bedre og langt mer ressurskrevende måter kan være å overvåke fiskeoppgangen i elva ved utplassering av videokamera, eller ved å radiomerke og peile fisk fanget ved kraftstasjon K5.



Bilde 11. Oppstrøms kraftverk K2 er det en betydelig redusert vannføring og lite vanndekt areal gjennom mesteparten av året. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

7.3 Optimalisering av kultiveringsstrategi

I undersøkelsesperioden har det årlig vært satt ut i størrelsesorden 20 000 énsomrige laksunger, og det har enkelte år i tillegg blitt plantet ut litt overskuddsrogn. Settefisken har vanligvis blitt satt ut i løpet av september, og har gjennomgående målt 8-12 cm på utsettingstidspunktet. Settefisken er langt feitere enn ville laksunger av samme størrelse, og en stor andel av settefisken har sølvfarging og andre smoltkarakterer på høstparten. Det synes som at mesteparten av settefisken som overlever vinteren vandrer ut som smolt den første våren etter utsetting. Dette ut fra at det fanges få settefisker som er eldre enn énsomrig, samt at skjellanalyser viser at utsatt fisk de fleste år utgjør en merkbar del av oppvandrende laks i Daleelva.

I forbindelse med et nordisk seminar om kultivering i 2000 er det gitt generelle anbefalinger om kultiveringsstrategier i nordiske vassdrag. En sentral anbefaling fra forskergruppen er at laks primært bør settes ut som øyerogn eller som ferdig smolt (Strand med flere 2001). Ut fra bestands-genetiske forhold er det anbefalt å sette ut laks i et så tidlig livsstadium som mulig, og øyerogn er det tidlige livsstadium som er mest robust for blant annet transport og desinfisering (Barlaup og

Moen 2001). I vassdrag med spesielle, oftest menneskeskapte flaskehalser i ungfiskperioden kan det være mer hensiktsmessig å sette ut laksesmolt, som har en minimal oppholdstid i vassdraget før utvandring til oppvekstområdene i havet.

Nåværende kultiveringsstrategi i Daleelva består av produksjon av stor énsomrig settefisk som overvintrer i elva og vandrer ut som smolt påfølgende vår. Settefisk blir satt ut i løpet av juli-september i ulike deler av vassdraget på strekningen nedenfor kraftstasjon K2. I undersøkelsesperioden 2003-2008 ble utsatte laksunger registrert i alle deler av vassdraget nedenfor kraftstasjon K2, og utsatt fisk har de fleste årene utgjort en vesentlig del av laksungene i elva. Eksempelvis utgjorde utsatt fisk 34 % av alle fangete laksunger i 2006 og hele 70 % av alle fangete laksunger i 2007 (Bremset med flere 2008a).

Utsetting av store laksunger på sensommer og høst er ikke i tråd med de generelle faglige anbefalinger for kultiveringsstrategi (se ovenfor). Det er flere grunner til at dette ikke vurderes å være en optimal strategi. For det første settes laksungene ut mot slutten av vekstsesongen, i en periode da vanntemperatur avtar og tilgangen på næringsdyr er nedadgående. Det kan følgelig bli en uforholdsmessig høy dødelighet på denne settefisk. For det andre vil stor settefisk være en kraftfull konkurrent til ville laksunger, i og med at kroppsstørrelse er en viktig faktor i konkurransemessige interaksjoner mellom ungfisk (Bremset og Heggenes 2001, Klemetsen med flere 2003). For det tredje vil et oppdrettsregime med høye temperaturer og rask vekst være svært forskjellig fra naturlig vekst ved lavere temperaturer, noe som kan selektere for en laksetype som er dårlig tilpasset naturlige leveforhold (Einum og Fleming 2001).

Smoltproduksjon er mer ressurskrevende og forutsetter økt anleggskapasitet sammenlignet med dagens settefiskproduksjon. Så lenge forsuringspåvirkningen er så sterk at årsklasser kan forventes å gå tapt, vil smoltutsetting bidra til et mer stabilt utbytte i laksefisket i Daleelva. Produksjon av laksesmolt kan være et supplement til utsetting av yngre livsstadier (øyerogn, settefisk). For å oppnå en god smoltkvalitet er det avgjørende at vannkilden til kultiveringsanlegget holder god kvalitet. Dette innebærer at inntaksvannet må avsyres slik det tidligere har vært gjort. Dersom vannkvaliteten de dagene smolten står i elva før utvandring er så dårlig at den kan påvirke fiskens overlevelse og evne til å finne tilbake til elva, kan et ytterligere tiltak være å avsyre vannet i en slik sensitiv kort periode.

Valg av kultiveringsstrategi vil i stor grad være avhengig av hvordan de fysiske og vannkjemiske forholdene vil bli i framtida. Etter at Eirisdal kraftverk er i full drift (etter planen i løpet av 2014), vil fraføring av vann bli redusert, og konsesjonsvilkårene for det nye kraftverket tilsier en generell bedring i gyte- og oppvekstforhold for laks og sjøaure. Det er likevel knyttet vesentlig usikkerhet til hvordan de vannkjemiske forholdene blir i framtida, i og med at det er usikkert hvorvidt det blir iverksatt kalking i vassdraget. Ut fra foreliggende informasjon kan man derfor anta tre ulike situasjoner som krever ulike kultiveringsstrategier:

1. Dårlig vannkvalitet og vesentlig fraføring av vann (dagens situasjon).
2. Dårlig vannkvalitet og begrenset fraføring av vann (uten framtidig kalking).
3. God vannkvalitet og begrenset fraføring av vann (med framtidig kalking).

Dagens situasjon

Aure er nærmest enerådende på den 450 meter lange strekningen mellom kraftstasjon K2 og det absolutte vandringshinderet. Vannføringen er vanligvis lav i dette området, men fisken vokser godt og utgjør et ikke ubetydelig bidrag til sjøaurebestanden i vassdraget. Denne strekningen utgjør i dag et uutnyttet produksjonsområde for laks, som kan settes i produksjon ved utsetting av rogn eller settefisk. Dette er i så måte et prioriteringsspørsmål; det vil si om området ønskes til produksjon av laks istedenfor eller i tillegg til aure. Sannsynligvis er det også en del områder ovenfor vandringshindret som er mulig å ta i bruk som produksjonsområde for laks gjennom utlegging av øyerogn. Disse områdene er imidlertid ikke befart og vurdert med hensyn til egnethet som produksjonsområder.

Det anbefales følgende kultiveringsstrategi for dagens situasjon (til og med 2014):

1. Utsetting av ettårs laksesmolt om våren. Mengden av smolt kan tilpasses årlig tilgang på stamfisk, men bør normalt være i størrelsesorden 10 000-20 000 laksesmolt.
2. Utplanting av øyerogn i vassdragsområder med tilfredsstillende vannkvalitet. Ovenfor kraftstasjon K2 og i sidekanaler kan rognplanting kombineres med enkle kalkingstiltak (kalkingsbrønner, utlegging av kalkstein, skjellsand mv). Det må skje en avveining av behovene for å styrke henholdsvis laksebestand og sjøarebestand.
3. Etablering av en levende genbank for å opprettholde en beholdning av stamfisk av laks fra Daleelva. Stamfiskbeholdningen kan være en del av en nasjonal genbank dersom dette blir aktuelt, alternativt kan det være en stamfiskavdeling i et nytt kultiveringsanlegg i Høyanger.

Nytt kraftverk uten kalking

Så snart det nye Eiriksdal kraftverk er i rutinemessig drift (etter planen i 2014), vil produksjonsforholdene for laks og sjøare bedres i hovedstrengen av Daleelva. Den økte vannføringen i hovedstrengen vil gi potensial for økt vanngjennomstrømming i sidekanalene, alternativt kan det etableres nye sidekanaler med vanninntak fra hovedstrengen. Uavhengig av hvordan de økte vannmengde disponeres, kan man forvente at smolttapet som følge av regulering blir mindre. Dette vil også redusere behovet for fiskeforsterkende tiltak sammenliknet med dagens situasjon (se ovenfor). Imidlertid kan man ikke påregne vesentlig bedret vannkvalitet uten fullkalking, noe som tilsier at kultiveringsstrategien må baseres på

Det anbefales følgende kultiveringsstrategi for nytt kraftverk uten kalking (fra og med 2014):

1. Utsetting av ettårs laksesmolt om våren. Mengden av smolt kan tilpasses årlig tilgang på stamfisk, men bør normalt være i størrelsesorden 5 000-10 000 laksesmolt.
2. Utplanting av øyerogn i vassdragsområder med tilfredsstillende vannkvalitet. Ovenfor kraftstasjon K2 og i sidekanaler kan rognplanting kombineres med enkle kalkingstiltak (kalkingsbrønner, utlegging av kalkstein, skjellsand mv). Det må skje en avveining av behovene for å styrke henholdsvis laksebestand og sjøarebestand.
3. Etablering av en levende genbank for å opprettholde en beholdning av stamfisk av laks fra Daleelva. Stamfiskbeholdningen kan være en del av en nasjonal eller regional genbank, alternativt kan det være en stamfiskavdeling i et nytt kultiveringsanlegg i Høyanger.

Nytt kraftverk med kalking

En framtidig situasjon med et nytt kraftverk i Eiriksdalen og fullkalking av elvevannet, vil innebære en fundamental endring i produksjonsforholdene for laks og sjøare. Smolttapet som følge av reguleringen vil være redusert, og smolttapet som følge av forsuring vil være mer eller mindre eliminert. Korttidseffektene av de gjennomførte biotiltakene (ustabilt bunnsubstrat, mangel på kantvegetasjon) vil også ha avtatt, mens langtidseffektene av inngrepene fremdeles vil være virk-somme. De nye produksjonsbetingelsene i Daleelva tilsier at kompensatoriske utsettinger av fisk kan gjennomføres med tidlige livsstadier (fortrinnsvis øyerogn). Den lave effektive bestandsstørrelsen av laks tilsier at man bør vurdere midlertidige bevaringstiltak i form av levende genbank.

Det anbefales følgende kultiveringsstrategi for nytt kraftverk med kalking (fra og med 2014):

1. Utplanting av øyerogn av laks og sjøare. Utplanting av lakserogn bør primært skje i øvre deler av hovedstrengen, mens utplanting av øyerogn primært bør skje i sidekanaler og i nedre deler av hovedstrengen. Omfanget av rognplanting må tilpasses naturlig gyting, slik at gytebe-standsmålet for laksebestanden i Daleelva oppnås hvert år.
2. Ovenfor nye Eiriksdal kraftverk og i sidekanaler kan rognplanting kombineres med enkle kal-kingstiltak (kalkingsbrønner, utlegging av kalkstein, skjellsand mv).
3. Etablering av en midlertidig stamfiskbeholdning for laks fra Daleelva, for å øke mengden lak-serogn som kan plantes ut i vassdraget i en oppbyggingsperiode. Stamfiskbeholdningen kan være del av et nasjonalt eller regionalt genbankanlegg.

7.4 Optimalisering av habitattiltak

Det finnes flere årsaker til at det etableres terskler i norske vassdrag. I regulerte vassdrag med redusert vannføring kan hovedformålet være å opprettholde et vannspeil (estetiske forhold). Et annet formål med terskelbygging kan være energidreping (hydrauliske forhold), som er spesielt aktuelt i vassdrag der risiko for flomskader er høye. Terskler kan også fungere som gode fiskeplasser (friluftsmessige forhold). Selv om det primære formålet med terskelbygging skulle være å øke fiskeproduksjon, er det ikke gitt at terskelbygging gir en netto positiv effekt for fiskebestandene. I en gjennomgang av resultatene fra det såkalte Terskelprosjektet til NVE, fant Bremset og Berg (1991) ingen klare indikasjoner på at terskelbygging har vært positiv for lakseproduksjon i norske vassdrag. Derimot var det indikasjoner på at spesielt flatterskler kan ha en negativ effekt på laks, og at terskelbygging kan bidra til en forskyving i artsforholdet mellom laks og aure (favourisering av aure).

Ut fra hensyn til lakseproduksjon er den mest gunstige plassering av terskler i områder med en viss helning. Dette gjør at de uheldige effektene av oppdemming blir minimalisert. Generelt sett er terskler med Syvde-utforming langt gunstigere for laksunger enn flatterskler. Dette skyldes at et nedsenket midtparti gir mindre oppstuvning av vann oppstrøms terskelen, samt at det blir en konsentrasjon av elvestrømmen gjennom terskelen. Et eksempel på en slik terskel er i nedre deler av Toåa i Surnadal på Nordmøre. Etter at det ble etablert en Syvde-terskel på midten av 1980-tallet har det blitt dannet en dyp høl med grovt bunnsubstrat (se **bilde 12**). Studier på 1980- og 1990-tallet har vist svært gode tettheter av eldre ungfisk av laks og aure, og signifikant høyere tettheter enn i omkringliggende strykområder (Bremset og Berg 1991, 1997).



Bilde 12. Denne hølen i Toåa i Surnadal ble dannet etter at det ble laget en syvdeterskel på 1980-tallet. Utformingen har gjort at det i dag er en svært høy produksjon av laksunger i hølen. Foto: Gunnbjørn Bremset.

Plassering og utforming av terskler har avgjørende betydning for hvilke effekter disse har på fiskeproduksjon. En flatterskel bygd i en svakt hellende elvestrekning vil skape et stilleflytende terskelbasseng oppstrøms terskelen. Betongterskler som stuver opp vannet på lange strekninger vil være spesielt ugunstig for ungfisk av laks. Dette skyldes at vannhastigheten blir for lav i terskelbassenget, samt at sedimentering av finmasser over tid dekker til hulrommene i bunnsubstratet (viktige skjulesteder for ungfisk). Redusert tilgang på skjulesteder er også negativt for ungfisk av aure, som i likhet med laks er avhengig av skjul i ungfiskstadiet (Chapman og Bjørn 1969, Finstad med flere 2007). Terskler bygd i stein vil i seg selv gi en viss tilgang på skjulesteder, og er derfor gunstigere enn betongterskler.

Selv om terskler med Syvde-utforming potensielt kan være gunstige for ungfiskproduksjon, er det ikke likegyldig hvordan området nedstrøms terskelen er. En naboterskel som ligger like nedstrøms kan fungere som en sedimentfelle, og føre til at hølen som skapes av terskelen fylles med finere elvemasser (se **bilde 13**). Dette synes å være tilfelle for flere av tersklene i Daleelva. I kombinasjon med manglende konsentrasjon av vannstrømmen i midtpartiet vil terskelen nedstrøms hølen medføre sedimentering av finere elvemasser som silt, sand og fin elvegrus. Hølen vil følgelig bli lite gunstig for laksunger, som foretrekker områder med grovt bunnsubstrat og forholdsvis høy vannhastighet (Bremset og Heggnes 2001).



Bilde 13. Hølen nedstrøms denne terskelen fungerer som en sedimentfelle for finere elvemasser. Nedauringen av hølen hadde blitt redusert dersom steinryggen i høyre bildekant hadde blitt fjernet. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

For å kunne kartlegge langtidseffektene av de ulike biotoptiltakene i Daleelva er det nødvendig å gjennomføre mer spesifikke undersøkelser i tiltaksområdene. I terskelområdene bør det utføres detaljerte undersøkelser av ungfiskbestandene (tetthet, vekst, arts- og alderssammensetning), samt kartlegging av viktige habitatparametrer som vanddybde, vannhastighet, bunnsubstrat og tilgang på hulrom. I hølene nedstrøms tersklene kan ikke tradisjonell metodikk med elektrofiske benyttes, i og med at denne metoden ikke er egnet for vanddybder over 75 cm (Bohlin med flere 1989, Forseth og Forsgren 2009). Direkte observasjoner ved hjelp av snorkling har vist seg å

være egnet til slike undersøkelser i norske vassdrag (jf. Heggenes 1988, Bremset og Berg 1997). Tilgang på hulrom i elvebunnen har svært stor betydning for laksunger, og det er nylig utviklet en enkel metode for å kartlegge slike hulrom (Finstad med flere 2007).

Ungfiskundersøkelsene i perioden 2003-2009 indikerer at egnet gytesubstrat er en begrensende faktor i øvre deler av Daleelva. Til tross for brukbare mengder gytelaks i de to øverste, blir det lite resultat i form av årsyngel. Nyere studier tilsier at det er gunstig for lakseproduksjon å få en god spredning på rogn og årsyngel (Einum og Nislow 2005, Einum med flere 2006). For å sikre at hele hovedstrengen blir benyttet som gyte- og oppvekstområde, bør det vurderes å legge ut egnet gytesubstrat i øvre deler av Daleelva. Det kan eksempelvis legges ut felt på 10-20 m² med gytesubstrat i overgangen mellom terskelbasseng og overgangen mellom naturlige kulp og stryk. Størrelsen på steinmassene kan forslagsvis være 5-15 cm, noe som skulle gi gytemuligheter for både laks og sjøaure (Heggberget med flere 1988).

7.5 Tilrettelegging for sjøaure

Sidebekkene er av stor betydning for produksjon av aure i Daleelva. Enkelte av disse er konstruerte kanaler (**bilde 14**) der vann ledes inn fra hovedelva og slippes tilbake i denne lenger ned. Erfaringer har vist at vannkvaliteten i disse kanalene også lett kan bedres ved en rimelig kostnad ved utlegging av kalksteinsgrus. Det er mulig at sidebekkene kan være refugier for både ungfisk og voksenfisk i perioder med dårlig vannkvalitet i hovedelva. Dersom det finnes annet tilgjengelig areal for tillaging av slike kanaler, bør dette vurderes. Dette betinger at hovedelva kan forsyne sidekanalene med tilstrekkelig vann uten at dette medfører reduserte produksjonsforhold for fisk i hovedelva.



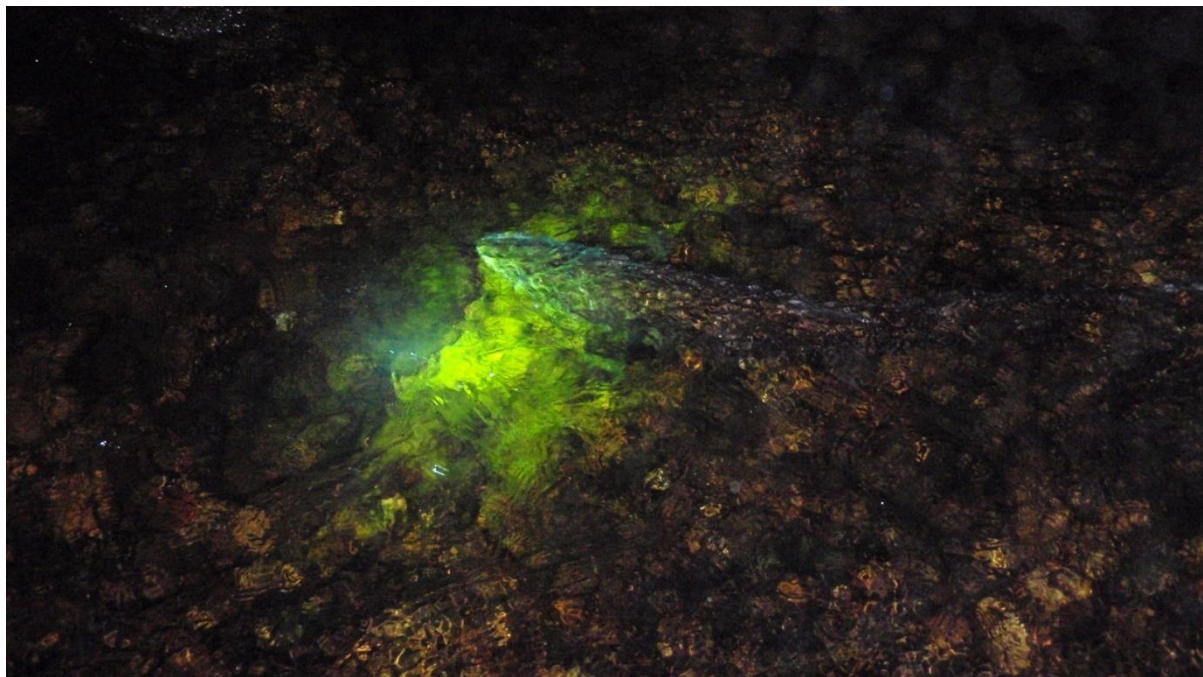
Bilde 14. Kunstige sideløp som Vatningskanal 1 øker produksjonsarealet for sjøaure i Daleelva. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

7.6 Rettet fiske og sorteringsfiske

Laksebestanden i Daleelva er svak og utsatt for betydelig påvirkning fra rømt oppdrettslaks. Oppdrettslaks utgjorde i perioden 2003-2005 mellom 17 og 55 % av beregnet eggtetthet (Lund med flere 2006a). Det er sannsynlig at innslaget av oppdrettslaks i gytebestanden er noe lavere enn disse beregningene tilsier, siden Høyanger Jakt- og Fiskelag har fanget og avlivet oppdrettslaks etter at gytefiskregistreringer er gjennomført (Svein Arne Forfod, personlig meddelelse). Til tross for disse avbøtende tiltakene utgjorde egg fra oppdrettslaks en betydelig del av eggtettheten i disse årene. I en slik situasjon bør det være et mål å styrke gytebestanden av vill og utsatt laks og samtidig øke innsatsen for å fjerne rømt oppdrettslaks fra vassdraget. Dette kan gjøres ved å begrense uttaket av villaks gjennom begrensning av fisketid, fiskekvoter og rettet fiske.

En aktuell form for rettet fiske er selektiv gjenutsetting av laks som fanges i de øvre områder av elva. I og med at dette området er mer storsteinet enn øvrige deler av elva, er sannsynligheten for vellykket gyting større for stor enn for små fisk, siden stor fisk evner å legge eggene i grovere substrat og dypere i substratet enn små fisk. For å styrke naturlig gyting i dette området kan påbud om gjenutsetting av stor villaks vurderes. Gjenutsetting som virkemiddel, også i andre deler i vassdraget, kan ytterligere differensieres ved for eksempel å påby utsetting i en periode på slutten av fiskesesongen.

I og med at hovedtyngden av rømt oppdrettslaks vanligvis går opp i vassdragene på høsten, vil slik fisk ikke kunne fjernes effektivt kun gjennom sportsfiske i ordinær fiskesesong. Det vil derfor være hensiktsmessig å videreføre arbeidet med en rettet fangst innsats mot oppdrettslaks i vassdraget like før gyting. Sannsynligvis kan dette best gjøres ved bruk av lys og håv som fangstredskap (lysfiske, se **bilde 15**). Godt trent personell kan fangste effektivt med slik redskap i mindre vassdrag, og metoden er skånsom for fisken. Denne fangstmåten er anvendt i en rekke vassdrag og over mange år under innfanging av laks for å samle i overvåkingssammenheng. I Daleelva kan høvelig vannføring til slik fangsting også oppnås ved å tilpasse vannføringen gjennom kraftstasjon K2 i første omgang, og tilsvarende for det nye Eiriksdal kraftverk når dette har kommet i drift.



Bilde 15. Lysfiske med bruk av kraftig lyskaster og håv har vist seg som en effektiv fangstmetode i grunne områder, slike som i øvre deler av Surnavassdraget. Fotografi: Gunnbjørn Bremset.

7.7 Utvidet munningsfredningssone

En betydelig del av laks og sjøaure som hører til i Daleelva fanges i sjøen ved utløpet av kraftstasjon K5, som ligger i nærheten av munningen til Daleelva. Fangstene i dette fisket varierer med driftsvannføringen i K5 og vannføringen i Daleelva. Fangstene utenfor K5 blir ikke registrert. Dette uregulerte fisket svekker mulighetene for en effektiv forvaltning av fiskebestandene, og gjør blant annet kvoteregulering av elvefisket mindre målrettet. Ut fra disse forholdene bør dette fisket reduseres eller opphøre. Det enkleste grepet er trolig at aktuell myndighet innfører en munningsfredningssone for Daleelva som omfatter utløpsområdet fra kraftstasjon K5 (se **figur 27**). Etablering av munningsfredningssoner er hjemlet i Lov om laksefisk og innlandsfisk mv (§ 40), og munningsfredningssoner er innført for de fleste større laksevassdrag i landet.



Figur 27. Tenkt utforming av en munningsfredningssone for Daleelva (rød stippet linje) som omfatter utløpet av kraftstasjon K5. Dersom det er formålstjenlig kan utstrekningen på fredningssonen reduseres på sørøstsiden av elvemunningen, uten at det går ut over det primære formålet med tiltaket.

8 Konklusjoner og anbefalinger

Bestandsstatus og bestandsutvikling hos laks og sjøaure i Daleelva er godt dokumentert gjennom tidligere undersøkelser og undersøkelsesprogrammet som er gjennomført i perioden 2003-2010. På bakgrunn av dette kunnskapsgrunnlaget trekkes konklusjoner om nåværende status for fiskebestandene (**kapittel 8.1**), samt utformes tilrådinger for den framtidige forvaltningen av vassdraget (**kapittel 8.2**).

8.1 Konklusjoner

- Fangsten av laks i Daleelva lå på et lavt nivå på 1970-tallet, men har siden den gang økt jevnt. Fangstøkningen rundt årtusenskiftet skyldtes blant annet økt antall utsatt laks og rømt oppdrettslaks, men var også en del av en nasjonal tendens som blant annet skyldtes økt sjøoverlevelse.
- Laksens gjennomsnittsvekt i sportsfiskefangstene i perioden 1979-2009 har vært økende. Dette har primært sammenheng med at andelen smålaks har avtatt i fangstene.
- Fangsten av sjøaure har avtatt siden første del av 1970-tallet, og var gjennomgående lav også i perioden 2003-2009. Man har sett en liknende utvikling i andre sjøaurebestander i Sognefjorden.
- I perioden 2003-2009 har elvebeskatningen av laks ligget i området 54-65 %. Beskatningen av smålaks har vært høyere enn mellomlaks og storlaks.
- Det har blitt registrert en gjennomgående nedgang i mengden gytefisk av laks og sjøaure i løpet av undersøkelsesperioden 2003-2009. Mengden gytefisk av begge arter er omtrent halvert fra første til andre del av undersøkelsesperioden.
- I alle undersøkelsesår har det vært mer gytelaks i øvre enn i nedre halvdel av Daleelva, til tross for at hovedmengden av egnet gytesubstrat for laks er i nedre deler av vassdraget.
- I motsetning til hos gytelaks har det alle år vært en klar overvekt av gytemoden sjøaure i nedre del av vassdraget. Denne fordelingen gjenspeiler i stor grad tilgangen på egnet gytesubstrat for sjøaure.
- Ungfiskundersøkelser i perioden 2003-2009 viste gjennomgående lave tettheter av både laks og aure. Midlere tettheter av eldre ungfisk på henholdsvis 9-28 (laks) og 8-26 (aure) per 100 m² er vesentlig mindre enn hva som normalt kan forventes.
- Ungfiskundersøkelsene viste høyere tetthet av årsyngel (0+) av begge arter i de nedre delene av vassdraget. Forekomsten av årsyngel gjenspeilte i store trekk forekomsten av egnet oppvekstområde for små fiskunger.
- De laveste tetthetene av eldre ungfisk av laks og aure ble funnet i den nederste sonen. Denne delen av Daleelva har generelt sett det fineste bunnsubstratet, og er derfor også minst egnet som oppvekstområder for eldre fiskunger (mangel på skjul).
- Gyteforholdene for laks i øvre halvdel av vassdraget er begrenset, og tettheten av laksunger i dette området er lavt. Ut fra nåværende ungfiskproduksjon bidrar denne delen av vassdraget i mindre grad til vassdragets samlede smoltproduksjon.
- Sidebekker og omløpskanaler er viktige oppvekstområder for sjøaure, og bidrar vesentlig til den samlede produksjonen av auresmolt i vassdraget.

- Utsatt laks har i deler av undersøkelsesperioden utgjort en betydelig del av laksebestanden i Daleelva. Størrelsen på settefisk og lav forekomst av settefisk fra tidligere år, tyder på at settefisk går ut av vassdraget som ettårs smolt.
- Gytebestandsmålet på 392 600 lakserogn ble trolig oppnådd i perioden 2003-2006, men har sannsynligvis ikke blitt oppnådd i de tre siste årene av undersøkelsesperioden.
- Dersom man tar utgangspunkt i et tilsvarende gytebestandsmål for sjøaure, er det bare i 2003 at et slikt nivå har vært oppnådd.
- Oppskalering av ungfisktettheter tilsier at det i undersøkelsesperioden har blitt produsert i størrelsesorden 9 000-15 000 presmolt av laks. Med normal vinterdødelighet tilsvarer dette i størrelsesorden 4 500-7 500 laksesmolt. Den teoretiske produksjonsevnen er estimert å være i størrelsesorden 12 000-18 000 laksesmolt.
- De regelmessige bunndyrundersøkelsene i perioden 2003-2010 viste få forsuringssensitive arter og svært lave tettheter av bunndyr i Daleelva. Det er påvist få arter av sentrale bunndyrgrupper som døgnfluer (2), steinfluer (13) og vårfluer (12). Dette er vesentlig lavere enn det artsantallet man skulle forvente fra et vassdrag av denne størrelsen. De lave tetthetene skyldes trolig en kombinasjon av forsuring, fysiske inngrep og ekstremflommer.
- Bestandene av laks og sjøaure i Daleelva er negativt påvirket av forsuring, vassdragsregulering, beskatning, ekstremflommer, flomsikringsarbeider og andre fysiske inngrep i vassdraget. I tillegg kommer bestandsreduserende faktor utenfor vassdraget. Det sammensatte trusselbildet gjør det vanskelig å isolere påvirkninger fra enkeltfaktorer.
- Vannanalyser, bunndyrundersøkelser og undersøkelser av gjellelev hos laksunger viser at vassdraget i perioder er kraftig påvirket av forsuring. Ungfiskundersøkelser i perioden etter 1990 tyder på sviktende rekruttering hos både laks og aure i flere av de undersøkte årene. Effekter av forsuring kan trolig forklare mye av denne rekrutteringssvikten.
- Ut fra en samlet vurdering er det vurdert at det årlige tapet som følge av menneskelige inngrep er i størrelsesorden 10 000-15 000 laksesmolt. Av dette utgjør forsuringsrelaterte effekter mesteparten av smolttapet, men også reguleringseffekter innebærer en betydelig reduksjon i produksjon av laksesmolt.
- Analyser av gjellelev fra presmolt laks om våren har vist til dels svært høye verdier av aluminium. Situasjonen våren 2008 var spesielt ugunstig for ungfiskbestanden av laks, da målte verdier hos enkeltfisk tydet på akutt dødelighet. Samlet sett har trolig forsuringsrelatert dødelighet mer enn halvert lakseproduksjonen i undersøkelsesperioden.

8.2 Anbefalinger

- For å sikre livskraftige bestander av laks og sjøaure i Daleelva er det nødvendig å iverksette en rekke fiskeforsterkende tiltak. De fleste elementene av tiltakspakken kan gjøres i selve vassdraget.
- For å avbøte negative effekter på fiskebestander og andre vannlevende organismer, må det iverksettes kalking i Høyangervassdraget. For å sikre og styrke den naturlige lakseproduksjonen må vannkvaliteten bedres betraktelig, slik at de vannkjemiske forholdene er tilfredsstillende for vekst og overlevelse hos næringsdyr, egg, yngel og smolt.
- For å redusere beskatningen av laks og sjøaure før disse vandrer opp i Daleelva, bør det etableres en utvidet munningsfredningssone som omfatter utløpet av kraftstasjon K5.
- Fiskeregulerende tiltak som sesongkvoter og døgnkvoter bør videreføres for å holde beskatningen av laks og sjøaure på et bærekraftig nivå. Framtidig elvebeskatning må i større grad tilpasses årlig innsig, slik at gytebestandsmålet oppnås dersom innsiget gir grunnlag for dette.
- Kraftverksdriften i vassdraget bør innenfor gjeldende rammer innrettes på en mest mulig miljøvennlig måte, slik at det blant annet sikres gode utvandringsforhold for smolt og gode oppvandringsforhold for tilbakevandrende laks og sjøaure.
- Flomdempingstiltakene bør i større grad innrettes slik at de styrker fiskeproduksjonen. Modifisering av terskler, reetablering av kantvegetasjon i forbygninger og utlegging av egnet gyte-substrat er viktige tiltak for å øke naturlig produksjon av næringsdyr og fisk.
- Arbeidet med å sortere ut rømt oppdrettsfisk bør videreføres i vassdraget. I fiskesesongen kan rettet fiske blant sportsfiskere bidra positivt, og etter fiskesesongen kan fangst av oppdrettsfisk under lysfiske være effektivt.
- For å hindre at uttak av stamfisk reduserer naturlig gyting hos laks i vassdraget, bør det etableres en stamfiskbeholdning for produksjon av lakserogn. Stamfiskbeholdningen kan være i en genbank, eller etableres som en del av et lokalt kultiveringsanlegg.
- Valg av kultiveringsstrategi avhenger av både reguleringsinngrep og forsureingssituasjon. Det er derfor naturlig å vurdere kultiveringsstrategi ut fra tre forskjellige forutsetninger; a) dagens situasjon, b) nytt kraftverk og ingen kalking og c) nytt kraftverk og kalking. Det er ikke tatt stilling til hvordan kultiveringsvirksomhet skal bli finansiert i framtida.
- I dagens situasjon med vesentlig fraføring av vann og dårlig vannkvalitet, anbefales en kombinasjon av smoltutsetninger, rognplantning og enkle kalkingstiltak. Smoltutsetninger vil være bærebjelken i kultiveringsarbeidet, og årlig omfang bør være i størrelsesorden 10 000-20 000 ettårs laksesmolt.
- I en framtidig situasjon med mindre fraføring av vann og fortsatt dårlig vannkvalitet, anbefales en kombinasjon av rognplantning, smoltutsetninger, utlegging av gytesubstrat og enkle kalkingstiltak. Behovet for smoltutsetninger vil være noe lavere enn i dagens situasjon, og årlig omfang bør være i størrelsesorden 5 000-10 000 ettårs laksesmolt.
- I en framtidig situasjon med mindre fraføring av vann og vesentlig bedret vannkvalitet på grunn av fullkalking, anbefales en kombinasjon av rognplantning og utlegging av egnet gyte-substrat. Omfanget på rognplantning avpasses i forhold til naturlig gyting, slik at gytebestandsmål for laks i Daleelva oppnås hvert år.

9 Referanser

- Allan, J.D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. – Chapman & Hall, London, 388 sider.
- Anonym 1970a. Norges Offisielle Statistikk: Laks- og sjøaurefiske i elvane 1876-1968. – Statistisk sentralbyrå, Oslo, 73 sider.
- Anonym 1970b. Norges Offisielle Statistikk: Laks- og sjøaurefiske 1969. – Statistisk Sentralbyrå, Oslo, 47 sider.
- Anonym 1973. Hydrologi/hydrologiske beregninger vedr. Daleelven og Gantesdalsoverføringen. - A/S Årdal og Sunndal verk. – Beregninger nr. 62, 13 sider.
- Anonym 1996. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon. – ICES CM 1996/Assess: 11 sider.
- Anonym 2004. Vannundersøkelse: Visuell telling av laks, sjørørret og sjørøye. – Norges Standardiseringsforbund, Oslo, 12 sider.
- Anonym 2010. Status for norske laksebestander i 2010. – Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 2, 213 sider.
- Anonym 2011. Nasjonal handlingsplan for kalking 2011-2015.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. og Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. – Fisheries Research 62, 143-170.
- Arnekleiv, J.V. 1985. Seasonal variability in diversity and species richness of ephemeropteran and plecopteran communities in a boreal stream. – Fauna Norvegica Serie B 32, 1-6.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. og Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). – Rapport Zoologisk serie 1994-7, Vitenskapsmuseet.
- Barker, R. 1988. Crawl dives – a useful fish census method. – Freshwater Catch 38, 22-23.
- Barlaup, B.T. og Moen, V. 2001. Planting of salmonid eggs for stock enhancement – a review of most commonly used methods. – Nordic Journal of Freshwater Research 75, 7-19.
- Barlaup, B.T., Lura, H., Sægrov, H. og Sundt, R.C. 1994. Inter-specific and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. – Canadian Journal of Zoology 72, 636-642.
- Beheim, E., Jensen, K.W., Mellquist, P. og Vasshaug Ø. 1977. Biotopforbedring i regulerte og uregulerte laksevassdrag. Rapport fra "Lakseterskelutvalget". – NVE-Vassdragsdirektoratet. VN Rapport 3, 29 sider.
- Berg, O.K. og Berg, M. 1987. Migrations of sea trout, *Salmo trutta* L., from the Vardnes river in northern Norway. – Journal of Fish Biology 31, 113-121.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. og Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. – Hydrobiologia 173, 9-43.
- Bongard, T. og Aagaard, K. 2006. BLOKLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status. – NINA Rapport 113, 28 sider.

- Bongard, T., Diserud, O.H., Sandlund, O.T. og Aagaard, K. 2010. An intercalibrated index for running waters based on the concept of a sufficient sample size. – *Benthem Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 35 (innsendt manuskript).
- Bremset, G. og Berg, O.K. 1991. Undersøkelse av ungfiskbestander i dypere områder av elv. – Informasjon nr. 32 fra Terskelprosjektet, NVE-Vassdragsdirektoratet, Oslo, 77 sider.
- Bremset, G. og Berg, O.K. 1997. Density, size-at-age and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 2827-2836.
- Bremset, G. og Heggenes, J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lotic environments. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 127-142.
- Bremset, G. og Berger, H.M. 2009. Gytefisktelling i Sakselva, Salvassdraget i Fosnes kommune. – NINA Minirapport 248, 20 sider.
- Bremset, G., Johnsen, B.O. og Bongard, T. 2008a. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger. Resultater fra fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2003-2008. – NINA Rapport 396, 66 sider.
- Bremset, G., Forseth, T., Ugedal, O., Gjemlestad, L.J. og Saksgård, L. 2008b. Potensial for produksjon av laks i Kvinavassdraget. Vurdering av tapsfaktorer og forslag til kompensasjonstiltak – NINA Rapport 321, 37 sider.
- Bremset, G., Bongard, T. og Johnsen, B.O. 2009. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger. Resultater fra fiskebiologiske undersøkelser i 2008 og 2009. - NINA Rapport 512, 51 sider.
- Bremset, G., Sættem, L.M. og Johnsen, B.O. 2010. Status for bestandene av laks og sjøaure i Nærøydalselva, Sogn og Fjordane. Samlerapport fra fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2006-2008. – NINA Rapport 475, 105 sider.
- Brett, J.R., Shelbourn, J.E. og Shoop, C.T. 1969. Growth rate and body composition of fingerling Sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to temperature and ration size. – *Journal of Fisheries Research Board Canada* 26, 2363-2394.
- Chadwick, E.M.P. 1982. Stock-recruitment relationships for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland rivers. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39, 1496-1501.
- Chaput, G., Allard, J., Caron, F., Dempson, J.B., Mullins, C.C. og O'Connell, M.F. 1998. River-specific target spawning requirements for Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on a generalized smolt production model. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 246-261.
- Cunjak, R.A. og Therrien, J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology* 5, 209-223.
- Cunjak, R.A., Prowse, T.D. og Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: the season of parr discontent? – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Supplement 1), 161-180.
- Dempson, J.B., Furey, G. og Bloom, M. 2001. Assessment of the status of the Atlantic salmon stock of Conne River, SFA 11, Newfoundland, 2000. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2001/030, 45 sider.

- Einum, S. og Fleming, I.A. 2001. Implications of stocking: ecological interactions between wild and released salmonids. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 56-70.
- Einum, S. og Nislow, K.W. 2005. Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. – *Oecologia* 143, 203-210.
- Elliott, J.M. 1975. The growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. – *Journal of Animal Ecology* 44, 805-821.
- Elson, P.F. 1957. The importance of size in the change from parr to smolt in Atlantic salmon. – *Canadian Fish Culturist* 21, 1-6.
- Engen, S., Aagaard, K. og Bongard, T. 2011. Disentangling the effects of heterogeneity, stochastic dynamics and sampling in a community of aquatic insects. – *Ecological Modelling* (akseptert)
- Finstad, B. og Jonsson, N. 2001. Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 37-55.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. og Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. – *Freshwater Biology* 52, 1710-1718.
- Fiske, P., Lund, R.A., Østborg, G.M. og Fløystad, L. 2001. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-2000. – NINA Oppdragsmelding 704, 26 sider.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. og Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. – *Proceeding of Royal Society of London B* 267, 1517-1523.
- Forfod, S.A. 2005. Situasjonen i Daleelva etter flaumen tysdag/onsdag 14.-15.09.05. – Notat utarbeidet 17.9.2005 av miljøvernleiar Svein Arne Forfod, Høyanger kommune, 4 sider.
- Forseth, T., Næsje, T. F., Jensen, A.J., Saksgård, L. og Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappings-ventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. – NINA Oppdragsmelding 392, 28 sider.
- Frost, S., Huni, A. og Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – *Canadian Journal of Zoology* 49, 167-173.
- Garmo, Ø., Hindar, A. og Kroglund, F. 2010. Reviderte kalkingsplaner for Guddalsvassdraget og Høyangervassdraget. NIVA-rapport nr. 6032-2010, 35 sider.
- Gibbins, C., Vericat, D., Batalla, R.J. og Gomez, C.M. 2007. Shaking and moving: Low rates of sediment transport trigger mass drift of stream invertebrates. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 1-5.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. – *Reviews in Fish Biology and Fishes* 3, 39-73.
- Gibson, R.J. og Myers, R.A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 344-348.
- Grant, J.W.A. og Kramer, D.L. 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47, 1724-1737.

- Halleraker, J.H., Johnsen, B.O., Lund, R.A., Sundt, H., Forseth, T. og Harby, A. 2005. Vurdering av stranding i Surna ved utfall av Trollheim kraftverk i august 2005. – SINTEF rapport TR A6220, 36 sider.
- Hansen L.P. og Lea, T.B. 1982. Tagging and release of Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.) in the River Rana, northern Norway. – Report from Institute of Freshwater Research Drottningholm 60, 31-38.
- Harby, A. og Arnekleiv, J.V. 1994. Biotop improvement analysis in the river Dalåa with the river simulator. – Proceedings from the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics, Trondheim, 513-520.
- Heggberget, T.G. 1997. Fiskebestanden i Jølstra etter utbygging av Brulandsfoss. – NINA-notat utarbeidet til Sunnfjord heradsrett.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J. og Ståhl, G. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. – Journal of Fish Biology 33, 347-356.
- Heggenes, J. 1988. Effects of short-term fluctuations on displacement of, and habitat use by, brown trout in a small stream. – Transactions of American Fisheries Society 117, 336-344.
- Heggenes, J., Bagliniere, J.L. og Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. – Ecology of Freshwater Fish 8, 1-21.
- Hellen, B.A. og Sægrov, H. 2000. Biologisk delplan for Nærøydalselva og resultat frå ungfiskundersøkingar i 1998. – Rådgivende Biologer AS, Rapport nr. 454, 24 sider.
- Hellen, B.A., Kålås, S., Sægrov, H. og Urdal, K. 2001. Fiskeundersøkingar i 13 laks- og sjøaurevassdrag i Sogn og Fjordane hausten 2000. – Rådgivende Biologer rapport 491, 161 sider.
- Herrmann, J. 2001. Aluminium is harmful to benthic invertebrates in acidified waters, but at what threshold(s)? – Water Air and Soil Pollution 130, 837-842.
- Hesthagen, T. og Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. – Aquaculture and Fisheries Management 22, 85-91.
- Hilsenhoff, W.L. 1996. Effects of a catastrophic flood on the insect fauna of Otter Creek, Sauk County, Wisconsin. – Transactions of the Wisconsin Academy of Science 84, 103-112.
- Hindar, A. 1997. Kalkingsplaner for Nausta, Gaula, Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. – NIVA rapport 3756, 51 sider.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. og Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. – NINA Rapport 226, 78 sider.
- Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by rapidly fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. – Journal of Fish Biology 27, 711-718.
- Hvidsten, N.A. og Møkkelgjerd, P.I. 1987. Predation on salmon smolts, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Surna, Norway. – Journal of Fish Biology 30, 273-280.
- Hvidsten, N.A. og Hansen, L.P. 1988. Increased recapture rate of adult Atlantic salmon *Salmo salar* L. stocked as smolts at high water discharge. – Journal of Fish Biology 32, 153-154.

- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. og Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1997-2002. – NINA Fagrapport 79, 96 sider.
- Jakobsen, H.J., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. og Saksgård, L. 1992. Laks og sjøaure i Auravassdraget 1987-1990. – NINA Forskningsrapport 027, 35 sider.
- Jensen, A.J. 2005. Geografisk variasjon og utviklingstrekk I norske laksebestander. – NINA Fagrapport 80, 79 sider.
- Jensen, A.J. og Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). – Functional Ecology 13, 778-785.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Lund, E., Kjøsnes, A.J. og Solem, Ø. 2006. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport 2005. – NINA Rapport 115, 53 sider.
- Jensen, A.J., Bremset, G., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. og Lund, E. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport 2009. – NINA Rapport 574, 53 sider.
- Jensen, K.W. 1968. Sea trout (*Salmo trutta* L.) of the river Istra, Western Norway. – Report from Institute of Freshwater Research Drottningholm 48, 187-213.
- Johnsen, B.O. 2003. Hva slags opphav har laksen som går opp i Mandalselva og Tovdalselva? - I Laksen er tilbake i kalkete sørlandselver - en syntese av reetableringsprosjektet 1997-2002. – DN Utredning 2003-5, 72-77.
- Johnsen, B.O. og Jensen, A.J. 1997. Havbeite i Vefsna. Utsetting av vill og oppforet laksesmolt. – NINA Oppdragsmelding 510, 25 sider.
- Johnsen, B.O. og Jensen, A. J. 1999. Sjøaurebestandene i Vefsna, Fusta og Drevja, Nordland fylke. – NINA Oppdragsmelding 510, 28 sider.
- Johnsen, B.O. og Hvidsten, N.A. 2002. Use of radio telemetry and electrofishing to assess spawning by transplanted Atlantic salmon. – Hydrobiologia 483, 13-21.
- Johnsen, B.O., Lund, R.A. og Bekkby, T. 2005. Høyangeranleggene - konsekvensutredning. – NINA Oppdragsmelding 862, 55 sider.
- Johnsen, B.O., Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O. og Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. – Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3, 111 sider.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. – Transactions of American Fisheries Society 114, 182-194.
- Jonsson, N., Jonsson, B. og Hansen L.P. 1994. Sea-ranching of brown trout, *Salmo trutta* L. – Fisheries Management and Ecology 1, 67-76.
- Karlström, Ö. 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) parr in Swedish rivers with some references to human activities. – Acta Universitatis Upsalensis 404, 3-12.

Klemetsen, C. og Gunnerød, T.B. 1975. Fiskeribiologiske undersøkelser i Høyanger 1974. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Rapport fra reguleringssteamet 5-1975, 24 sider.

Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. og Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. – Ecology of Freshwater Fish 12, 1-59.

Kroglund, F. og Finstad, B. 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminium impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. – Aquaculture 222, 119-133.

Kroglund, F., Wright, R.F. og Burchart, C. 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 61 sider.

Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T.O., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C. og Salbu, B. 2007. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon post-smolt survival. – Aquaculture 273, 360-373.

Kaasa, H. 2002. Vurdering av Brulandsfoss kraftstasjon sin verknad på fiskebestanden i Jølstra. Rapport utarbeidd for overskjønn i Gulating lagmannsrett.

L'Abée-Lund, J.H., Jonsson, B., Jensen, A.J., Sættem, L.M., Heggberget, T.G., Johnson, B.O. og Næsje, T.F. 1989. Latitudinal variation in life history characteristics of sea-run migrant brown trout *Salmo trutta*. – Journal of Animal Ecology 58, 525-542.

Levasseur, M., Bergeron, N.E., Lapointe, M.F. og Bérubé, F. 2006. Effects of silt and very fine sand dynamics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) redds on embryo hatching success. – Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences 63, 1450-1459.

Lund, R.A. og Hansen, L.P. 1992. Exploitation pattern and migration of the anadromous brown trout, *Salmo trutta* L., from the River Gjengedal, western Norway. – Fauna Norvegica Serie A 13, 29-34.

Lund, R.A., Hansen, L.P. og Økland, F. 1989. Identifisering av rømt oppdrettslaks og vill-laks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. – NINA Forskningsrapport 001, 54 sider.

Lund, R.A., Østborg, G.M. og Hansen L.P. 1996. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-1995. – NINA Oppdragsmelding 411, 16 sider.

Lund, R., Johnsen, B.O., Kvellestad, A. og Bongard, T. 2004. Fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva i Høyanger i 2003-2004. – NINA Oppdragsmelding 836, 50 sider.

Lund, R., Johnsen, B.O., Kvellestad, A. og Bongard, T. 2005. Fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva i Høyanger i 2003-2005. – NINA Rapport 75, 99 sider.

Lund, R.A., Johnsen, B.O. og Bongard, T. 2006a. Tilstanden for laks- og sjørøttbestanden i et regulert og forsuringspåvirket vassdrag på Vestlandet med fokus på tiltak. Undersøkelser i Daleelva i Høyanger i årene 2003-2005. – NINA Rapport 189, 106 sider.

Lund, R.A., Johnsen, B.O. og Fiske, P. 2006b. Status for laks og sjøaurebestanden i Surna relatert til reguleringen av vassdraget. Undersøkelser i årene 2002-2005. – NINA Rapport 164, 102 sider.

McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Maoiléidigh, N. Ó., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J. og Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. – Proceedings of the Royal Society of London B 270, 2443-2450.

- Metcalfe, N.B. og Thorpe, J. 1990. Determinants of geographical variation in the age of sea-ward migrating salmon, *Salmo salar*. – Journal of Animal Ecology 59, 135-145.
- Møkkelgjerd, P.I., Jensen, A.J. og Johnsen, B.O. 1993. Merkinger av sjøaure i Aurlandsvassdraget 1949-70. – NINA Forskningsrapport 043, 15 sider.
- Nordeng, H. 1977. A pheromone hypothesis for homeward migration in anadromous salmonids. – Oikos 28, 155-159.
- O'Connell, M.F., Walsh, A. og Cochrane, N.M. 2001. Status of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Middle Brook (SFA 5), Northeast Brook, Trepassey (SFA 9), and Northeast River, Placentia (SFA 10), Newfoundland, in 2000. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 2001/042, 89 sider.
- Orell, P. og Erkinaro, J. 2007. Snorkelling as a method for assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*. – Fisheries Management and Ecology 14, 199-208
- Orpwood, J.E., Griffiths, S.W., og Armstrong, J.D. 2003. Effects of body size on sympatric shelter use in over-wintering juvenile salmonids. – Journal of Fish Biology 63 (Supplement A), 166-173.
- Palmer, K.L. og Graybill, J.P. 1986. More observations on drift diving. – Freshwater Catch 30, 22-23.
- Potter, E.C.E. og Crozier, W.W. 2000. A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. I The Ocean life of Atlantic salmon: environmental and biological factors influencing survival (D. Mills, red.). Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, 19-36.
- Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. – The Science of the Total Environment 96, 57-66.
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes, s. 7-16 i Raddum, G.G., Rosseland, B.O. og Bowman, J. (red.): Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation and models. ICP-Waters report 50/99, Norwegian Institute of Water Research, Oslo.
- Rosseland, B.O. og Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidific water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. – Acidification of freshwater ecosystems: implications for the future. John Wiley & Sons Ltd, London.
- Saltveit, S.J. 1997. Effekt av utsetting av laks i Suldalslågen. – Rapport fra Lakseforsterking-sprosjektet i Suldalslågen 42, 28 sider.
- Saltveit, S.J. og Bremnes, T. 2003. Suldalslågen. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med nytt prøvereglement. Årsrapport for 2002. – Miljørapport fra Suldalslågen nr. 24, 36 sider.
- Sandøy, S. og Langåker, R.A. 2001. Atlantic salmon and acidification in Southern Norway: a disaster in the 20th century, but a hope for the future? – Water Air and Soil Pollution 130, 1343-1348.
- Strand, R., Fleming, I.A. og Johnsen, B.O. 2001. Utsetting av laksefisk. Arbeidsmøte, Kongsvoll 2000. – NINA Fagrapport 045, 49 sider.
- Summers D.W. 1995. Long-term changes in the sea-age at maturity and seasonal time of return of salmon, *Salmo salar* L., to Scottish rivers. – Fisheries Management and Ecology 2, 147-156.
- Symons, P.E.K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon for maximum smolt production in rivers of different productivity – Journal of Fisheries Research Board Canada 36: 132 -140.

Sægrov, H. og Urdal, K. 2008. Fiskeundersøkingar i Fortunvassdraget i Sogn og Fjordane hausten 2007. – Rådgivende Biologer rapport 1097, 42 sider.

Sættem, L.M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. – Utredning for DN 1995-7, 107 sider.

Sættem, L.M. 2008. Nærøydalsvassdraget, Aurland kommune, Sogn og Fjordane og Voss kommune, Hordaland. Registrering av anadrom gytefisk høsten 2008. – Rapport avgitt Statkraft Energi AS, 14 sider.

Teien, H.C. 2005. Transformation of aluminium species in unstable aquatic mixing zones – mobility and bioavailability towards fish. Doktorgradsavhandling ved Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås.

Thorstad, E., Heggberget, T.G. og Økland F. 1996. Gytevandring og gyteatferd hos villaks og rømt oppdrettslaks (*Salmo salar*) i Namsen og Altaelva. – NINA Fagrapport 17, 35 sider.

Tufto, J. og Hindar, K. 2003. Effective size in management and conservation of subdivided populations. – Journal of Theoretical Biology 222, 273-281.

Ugedal, O., Forseth, T., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Næsje, T.F., Reinertsen, H., Saksgård, L. og Thorstad, E.B. 2002. Effekter av kraftutbyggingen på laksebestanden i Altaelva: Undersøkelser i perioden 1981-2001. – Statkraft engineering as, Altaelva rapport 22, 166 sider.

Ugedal, O., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Saksgård, L., Reinertsen, H.R., Fiske, P., Hvidsten, N.A. og Blom, H.H. 2006. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2005. – NINA Rapport 177, 52 sider.

Urdal, K. 1999. Analysar av skjellprøvar frå 20 elver i Sogn og Fjordane i 1999. – Rådgivende Biologer rapport 443, 33 sider.

Urdal, K. 2000. Analysar av skjellprøvar frå sportsfiske- og kilenotfangstar i Sogn og Fjordane i 2000. – Rådgivende Biologer rapport 493, 51 sider.

Urdal, K. 2001. Analysar av skjellprøvar frå sportsfiske- og kilenotfangstar i Sogn og Fjordane i 2001. – Rådgivende Biologer rapport 591, 51 sider.

Urdal, K. og Hellen, B.A. 2001. Ungfiskundersøkingar i Dale-, Hovlands- og Ytredalselva, Høyanger, hausten 1998. – Rådgivende Biologer rapport 394, 36 sider.

Vasshaug, Ø. 1974a. Befaringsrapport fra Daleelva, Høyanger. – Brev fra Konsulenten for Ferskvannsfisket i Vest-Norge av 13.5.1974 til A/S Årdal og Sunndal verk og brev fra Konsulenten for Ferskvannsfisket i Vest-Norge av 4.7.1974 til Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Bilag 4 i Årdal og Sunndal Verk A/S. Høyanger Verk. Konsesjonssøknad av 18.12.1974 for Gautingdalsprosjektet med kraftstasjon 5.

Vasshaug, Ø. 1974b. Regulering av Gautingsdalsvassdraget m.v. i Høyanger, Sogn og Fjordane fylke. – Brev fra Konsulenten for Ferskvannsfisket i Vest-Norge av 4.7.1974 til Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Bilag 4 i Årdal og Sunndal Verk A/S. Høyanger Verk. Konsesjonssøknad av 18.12.1974 for Gautingdalsprosjektet med kraftstasjon 5.

Wren, C.D. og Stephenson, G.L. 1991. The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. – Environmental Pollution 71, 205-241.

Young, R.G. og Hayes, J.W. 2001. Assessing the accuracy of drift-dive estimates of brown trout (*Salmo trutta*) abundance in two New Zealand rivers: a mark-resighting study. – New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 35, 269-275.

Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. – *Journal of Wildlife Management* 22, 82-90.

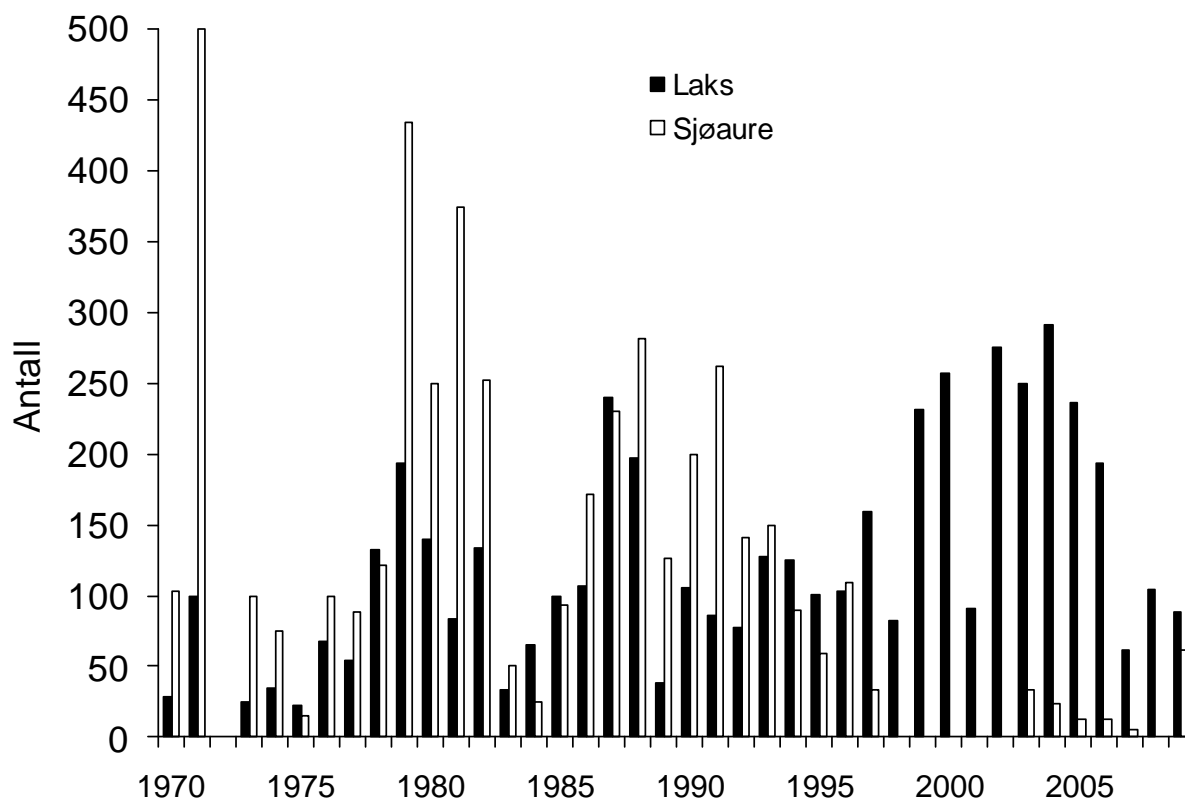
Aagaard, K. og Dolmen, D. 1996. *Limnofauna Norvegica*. Tapir forlag, Trondheim.

Åtland, Å., Barlaup, B.T., Bjerknes, V., Kvellestad, A., Raddum, G.G. og Sundt, R. 1998a. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. – NIVA Rapport 3812, 72 sider.

Åtland, Å., Bjerknes, V., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G. og Skiple, A. 1998b. Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. – NIVA Rapport 3891, 72 sider.

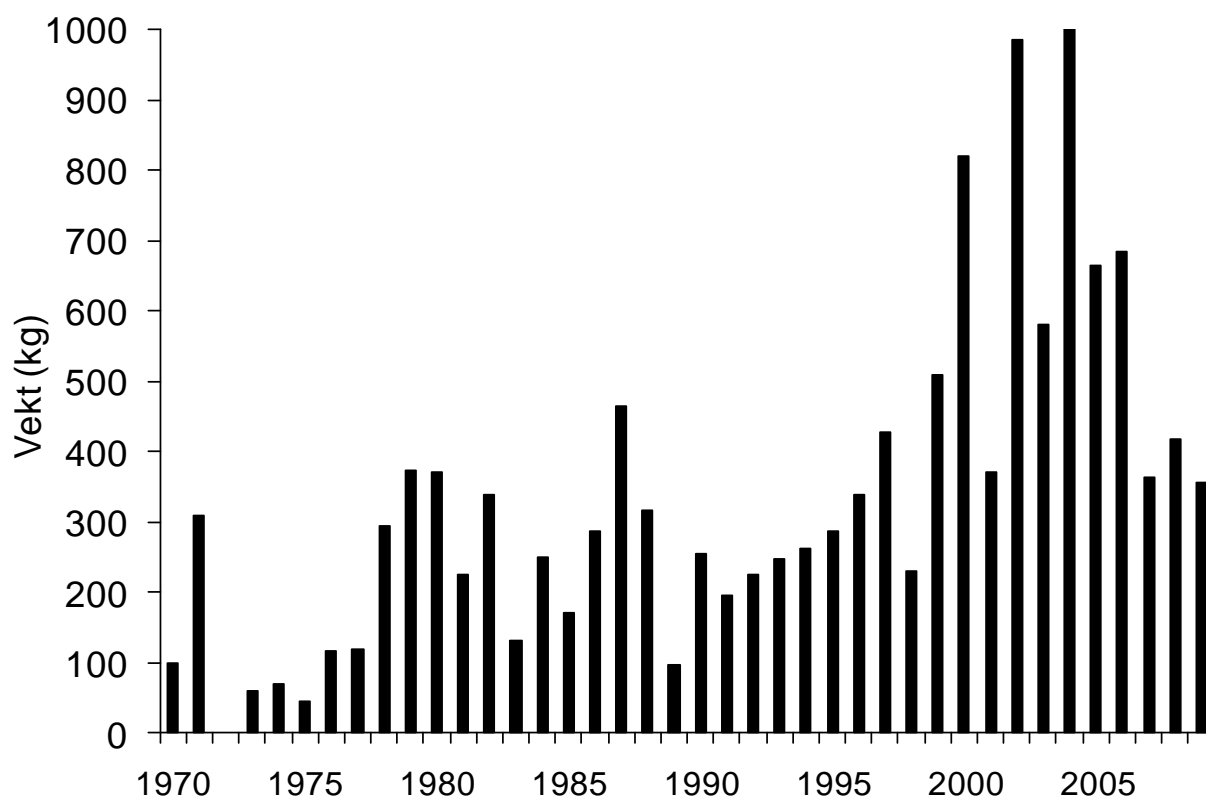
10 Vedlegg

10.1 Fangst av laks og sjøaure i Daleelva i perioden 1970-2009



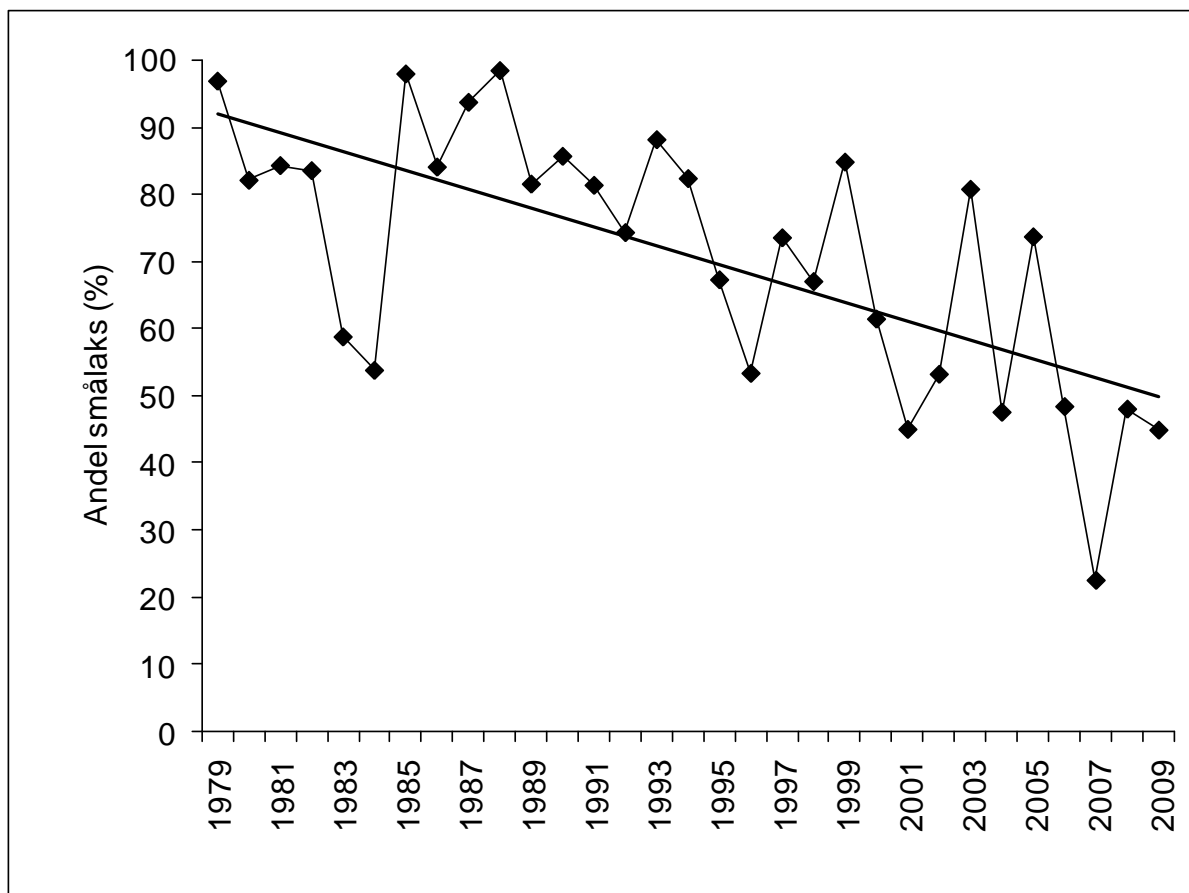
Figur 28. Rapportert antall fangete laks og sjøaure i Daleelva i perioden 1970-2009.

10.2 Laksefangst i vekt i Daleelva i perioden 1970-2009



Figur 29. Rapportert fangst av laks (kg) i Daleelva i perioden 1970-2009.

10.3 Andel smålaks i Daleelva i perioden 1970-2009



Figur 30. Andel smålaks (%) i sportsfiskefangster i Daleelva i perioden 1979-2009. Den inntegnete trendlinjen viser at det har vært en nedadgående andel smålaks i løpet av perioden.

10.4 Fordeling av laksefangst i ulike deler av Daleelva

Tabell 24. Fordeling av laksefangst i ulike deler av Daleelva i perioden 1999-2006. Os er området opp til Ørenbrua, ØG er området mellom Ørenbrua og Grønnebrua, T1-T27 angir terskler, Ju er Junction pool og K2 er kraftstasjon K2 (se figur 1).

Område	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Os	49	23	9	12	21	34	45	10
ØG	23	30	10	21	0	29	8	11
T1	25	34	14	27	27	22	26	26
T2	20	34	10	18	20	35	25	22
T3	1	2	1	2	4	3	3	3
T4	17	19	7	22	20	30	26	12
T5	1	4	0	1	2	2	1	1
T6	0	2	0	3	2	3	1	1
T7	3	1	2	2	1	1	3	0
T8	2	3	0	1	2	2	0	1
T9	1	0	0	2	4	1	5	5
T10	1	0	0	0	0	0	0	0
T11	4	2	4	13	5	7	9	3
T12	1	1	1	3	3	1	1	4
T13	3	4	0	2	0	2	2	0
T14	11	13	0	9	14	9	9	6
T15	21	34	14	74	20	23	6	7
T16	0	1	0	0	2	2	2	7
T17	3	6	0	2	2	4	4	12
T18	1	2	0	0	1	0	1	7
T19	2	0	1	1	4	3	10	4
T20	1	1	0	0	0	3	0	2
T21	2	3	1	1	4	8	1	6
T22	0	2	1	0	3	2	1	2
T23	0	3	3	3	0	4	0	1
T24	3	1	4	6	2	9	3	5
T25	7	1	2	7	1	11	3	5
T26	3	4	4	13	8	10	4	7
Ju	0	0	0	1	3	2	1	2
T27	3	1	3	3	5	9	3	5
K2	5	5	5	19	16	21	19	14

10.5 Sjøaure i Daleelva med ett til fire sjøopphold

Tabell 25. Gjennomsnittlig lengde (cm) og variasjonsbredde hos sjøaure med ett til fire sjøopphold fanget i Daleelva i perioden 2003-2009.

Antall sjøopphold	Årstall	Antall	Lengde	Variasjonsbredde
1	2003	10	23,8	21 - 26
	2004	3	22,1	19 - 25
	2005	0	-	-
	2006	0	-	-
	2007	0	-	-
	2008	0	-	-
	2009	0	-	-
2	2003	30	37,3	25 - 46
	2004	2	25,0	25 - 26
	2005	0	-	-
	2006	2	44,0	41 - 47
	2007	3	42,7	38 - 50
	2008	0	-	-
	2009	1	50,0	-
3	2003	14	41,6	32 - 56
	2004	9	49,2	34 - 77
	2005	2	53,5	49 - 58
	2006	2	41,5	39 - 44
	2007	1	42,0	-
	2008	0	-	-
	2009	0	-	-
4	2003	3	59,9	43 - 75
	2004	2	49,0	42 - 56
	2005	2	53,5	51 - 56
	2006	3	48,3	42 - 52
	2007	0	-	-
	2008	0	-	-
	2009	0	-	-

10.6 Sjøaure i Daleelva med fem til åtte sjøopphold

Tabell 26. Gjennomsnittlig lengde (cm) og variasjonsbredde hos sjøaure med fem eller flere sjøopphold fanget i Daleelva i perioden 2003-2009.

Antall sjøopphold	Årstall	Antall	Lengde	Variasjonsbredde
5	2003	3	61,8	48 - 77
	2004	5	54,0	45 - 63
	2005	2	51,0	50 - 52
	2006	1	57,0	-
	2007	0	-	-
	2008	0	-	-
	2009	0	-	-
6	2003	0	-	-
	2004	2	54,5	49 - 60
	2005	1	63,0	-
	2003	0	-	-
	2007	0	-	-
	2008	1	65,0	-
	2009	0	-	-
7	2003	0	-	-
	2004	0	-	-
	2005	0	-	-
	2006	0	-	-
	2007	0	-	-
	2008	0	-	-
	2009	0	-	-
8	2003	0	-	-
	2004	0	-	-
	2005	2	74,2	70 - 78
	2006	0	-	-
	2007	0	-	-
	2008	0	-	-
	2009	0	-	-

10.7 Analyser av gjellevev våren 2008

Tabell 27. Aluminiumsverdier på gjellevev fra laksunger fanget i Daleelva 5. mai 2008.

Stasjon	Antall fisk	Fiskestørrelse		Aluminium (µg/g)	
		Lengde (mm)	Vekt (g)	Spenn	Snitt
1	5	97-129	6,3-16,8	224-675	350
2	6	112-127	11,9-17,9	271-357	310
3	6	96-130	8,0-19,9	302-443	371
4	6	114-132	11,8-18,7	303-497	370
5	6	130-143	16,7-22,7	246-358	313
6	6	107-137	9,6-21,5	288-637	433
7	6	70-143	2,8-23,2	265-528	382
8	6	71-145	2,5-23,7	237-693	441
9	6	84-133	4,8-16,9	270-725	481
10	6	128-147	15,2-26,8	171-319	229

10.8 Analyser av gjellevev våren 2009

Tabell 28. Aluminiumsverdier på gjellevev fra laksunger fanget i Daleelva 2. mai 2009.

Stasjon	Antall fisk	Fiskestørrelse		Aluminium (µg/g)	
		Lengde (mm)	Vekt (g)	Spenn	Snitt
1	3	85-125	5,8-17,3	126-169	148
2	6	103-142	11,6-24,1	75-161	124
3	6	66-125	2,5-14,7	67-224	157
4	6	124-150	14,5-28,2	67-194	131
5	6	126-139	13,4-23,1	68-166	119
6	6	118-138	11,0-18,7	170-251	197
7	6	121-132	12,0-16,4	101-261	196
8	6	100-126	7,5-18,0	62-185	95
9	6	94-153	6,8-26,4	59-242	143

10.9 Analyser av gjellevev våren 2010

Tabell 29. Aluminiumsverdier på gjellevev fra laksunger fanget i Daleelva 18. mai 2010.

Stasjon	Antall fisk	Fiskestørrelse		Aluminium (µg/g)	
		Lengde (mm)	Vekt (g)	Spenn	Snitt
1	6	85-125	5,8-17,3	90-257	151
2	6	103-142	11,6-24,1	47-81	61
3	6	66-125	2,5-14,7	75-126	103
4	6	124-150	14,5-28,2	46-107	75
5	6	126-139	13,4-23,1	53-98	77
6	6	118-138	11,0-18,7	68-131	86
7	6	121-132	12,0-16,4	22-64	38
8	6	100-126	7,5-18,0	29-144	73
9	6	94-153	6,8-26,4	17-83	50
10	6	94-153	6,8-26,4	21-41	30

10.10 Bunndyrprøver i Daleelva i perioden 2003-2005

Tabell 30. Sparkeprøver fra Daleelva i oktober 2003, oktober 2004 og oktober 2005. Prøvetid er tre minutter, og antall individer per minutt er oppgitt. Nederst i tabellen er det oppgitt verdier for to forsuringsindekser.

Prøvedato	16.10.2003						03.10.2004						07.10.2005		
Stasjon	1	1	10	10	11	11	1	1	10	10	11	11	1	10	11
Fåbørstemark	0	2	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0
Midd	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Døgnfluer															
<i>Baetis rhodani</i>	51	11	44	41	152	112	6	5	21	19	10	27	1	3	5
Steinfluer															
<i>Diura nanseni</i>	1	1	12	15	7	21	0	1	1	0	0	0	2	4	5
<i>Isoperla sp.</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	0	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Brachyptera risi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Amphinemura borealis</i>	3	1	2	0	3	1	0	0	0	0	1	5	0	0	0
<i>Nemoura cinerea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protonemura meyeri</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuctra fusca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Leuctra hippopus</i>	4	4	3	3	4	11	2	11	1	1	0	12	0	0	45
Vårfluer															
<i>Rhyacophila nubila</i>	4	3	2	2	1	2	0	1	5	0	1	1	20	0	5
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilidae sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chaetopteryx villosa</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamophylax sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Apatania spp.</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	18	0	0	0
Tovingelarver ubest.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stankelbeinmygg	0	0	10	11	0	1	0	4	18	15	1	6	10	8	1
Knott	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Fjærmygg	9	18	3	1	2	0	6	21	2	1	1	6	2	3	10
Sum	76	42	80	76	171	154	15	48	50	37	14	75	38	20	91
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1	1	1	1	1	1	0,86	1	1	1	1	1	1	0,58

10.11 Bunndyrprøver i Daleelva i perioden 2006-2010

Tabell 31. Registreringer av bunndyr i 10 minutters sparkeprøver fra stasjon 1 i Daleelva i perioden 2006-2010. Antall individer per prøveminutt er oppgitt. Tilhørighet i funksjonell gruppe framgår av følgende fargekoder: **Algespisere**, **Skraper**, **Kuttere**, **Samlere**, **Filtrerere** og **Rovdyr**.

Bunndyrtakson	04.10.2006	18.12.2006	02.01.2007	15.01.2007	31.01.2007	12.02.2007	28.02.2007	26.03.2007	16.04.2007	09.05.2007	27.06.2007	16.07.2007	31.07.2007	05.09.2007	27.09.2007	15.11.2007	19.12.2007	03.07.2008	21.01.2009	04.03.2009	30.03.2009	14.04.2009	06.05.2009	25.06.2009	17.12.2009	20.01.2010	11.03.2010	24.03.2010	21.04.2010	10.05.2010	03.06.2010	Antall pr R1	
Taeniopteryx nebulosa	1	1		1		1								1			1		1						1	2	1	1				1	
Brachyptera risi		3	5	1	20	2	1	2	2	2	1	3	3				15			1	1	8	1		1	8	1	2	1		1	3	
Glossosoma intermedia																				1												<0,1	
Apatania stigmatella																	1											1				<0,1	
Capnia atra								1																						2		<0,1	
Leuctra nigra																											1					<0,1	
Leuctra fusca/digitata											1		1					1												1	0		
Leuctra fusca														1																		<0,1	
Leuctra hippopus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1					1	5		8	2	10	11	6		1	3	1	8	1	1	1	2	
Limnephilidae																										1						<0,1	
Halesus radiatus		2					1				1			1				1			1	1		1			1		1		1	1	
Micropterna lateralis																				1												<0,1	
Potamophylax sp.														1					1							1	1					0	
Potamophylax cingulatus																								1								<0,1	
Chaetopteryx villosa																				1												0	
Potamophylax latipennis		1															1						1									<0,1	
Stankelbeinmygg			1	1		1	2	1		2	1	2	1	1		1	5		3	12	25	8	8	1	1	1	5	2	7	1	1	1	3

Tabell 31 forts. Bunndyr på stasjon 1 i perioden 2006-2010. Funksjonelle grupper: **Algespisere**, **Skrapere**, **Kuttere**, **Samlere**, **Filtrerere** og **Rovdyr**.

Bunndyrtakson	04.10.2006	18.12.2006	02.01.2007	15.01.2007	31.01.2007	12.02.2007	28.02.2007	26.03.2007	16.04.2007	09.05.2007	27.06.2007	16.07.2007	31.07.2007	05.09.2007	27.09.2007	15.11.2007	19.12.2007	03.07.2008	21.01.2009	04.03.2009	30.03.2009	14.04.2009	06.05.2009	25.06.2009	17.12.2009	20.01.2010	11.03.2010	24.03.2010	21.04.2010	10.05.2010	03.06.2010	Antall pr R1	
Fåbørstemark		1	1	2	2	1	1	1		1	1		2	1				1	1	1	30	1	1	1		1	1	1	2	1	1	2	
Ameletus inopinatus				1																												< 0,1	
Baetis rhodani	6	85	45	60	55	15	50	10	30	40	2	4	15			2	30	1	6	2	30	35	40	3	25	70	1	25	40	55	3	25	
Amphinemura sulcicollis	1	11	9	20	2	1	2	5	5	12	1	1	5			1	30		6	5	15	30		1	1	35	1	1	1	1	2	7	
Nemoura cinerea		2		1		1	1	1	1	1									10				1					1	1			1	
Nemurella pictetii			1																													< 0,1	
Protonemura meyeri	1	5	1	1	1		1	1	1	1		1	2						2	1	2	5	1				1	1	1			1	
Micrasema tomt hus		1						1																								< 0,1	
Fjærmygg	1	50	25	5	2	35	25	25	35	15	3	2	3	15			10	1	2	35	30	35	15	2	1	10	20	10	30	15	10	15	
Hydropsyche pellucidula			1																													< 0,1	
Knott		1	1	1				1			1	1		1			1					3	1	1	1	1		1				1	
Midd		1	10	1	1	1	1	1			1			20	9	1	1	1	1	8	15	2	5	1		3	5	3	30	20	1	5	
Flatormer																											1					< 0,1	
Diura nanseni	1	1			1					1			1	1			1		2	2	1	2	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	
Isoperla spp.																																0	
Isoperla grammica											1																					< 0,1	
Siphonoperla burmeisteri										1	1												5	1		1						1	
Rhyacophila nubila	1	1	1		4	1		1	1	1	1	1	1	1		1	1		1	1	1	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Polycentropus flavomaculatus																													1			< 0,1	
Plectrocnemia conspersa		1		1			1		1									1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1	1
Antall pr R1	13	171	103	96	90	59	88	51	77	79	17	15	34	43	9	7	102	7	45	73	162	145	85	17	35	150	40	66	113	99	23	67	
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Forsuringsindeks 2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Tabell 32. Registreringer av bunndyr i 10 minutters sparkeprøver fra stasjon 11 i Daleelva i perioden 2006-2010. Antall individer per prøveminutt er oppgitt. Tilhørighet i funksjonell gruppe framgår av følgende fargekoder: **Algespisere**, **Skrapere**, **Kuttere**, **Samlere**, **Filtrerere** og **Rovdyr**.

Bunndyrtakson	04.10.2006	18.12.2006	02.01.2007	15.01.2007	31.01.2007	12.02.2007	28.02.2007	26.03.2007	16.04.2007	09.05.2007	27.06.2007	16.07.2007	31.07.2007	05.09.2007	27.09.2007	15.11.2007	19.12.2007	03.07.2008	21.01.2009	04.03.2009	30.03.2009	14.04.2009	06.05.2009	25.06.2009	17.12.2009	20.01.2010	11.03.2010	24.03.2010	21.04.2010	10.05.2010	03.06.2010	Ant/R1
Taeniopteryx nebulosa				1	1		1	1											1	1			2		1	1	1					1
Brachyptera risi		2	10	2	2		3	1		2		2	2			5	10	1		1	2	15	2		1	20	1	1		1	1	3
Glossosoma intermedia																																0
Apatania stigmatella				1		1		1																								<0,1
Capnia atra																																0
Leuctra nigra																																0
Leuctra fusca/digitata												1	1					1														<0,1
Leuctra fusca														1																		<0,1
Leuctra hippopus	1	1	2	1	1	2	2	2	1	2						1	2		4	2	10	20	2				1		2		1	2
Limnephilidae																											1					<0,1
Halesus radiatus								1												1	1		1	1								0
Micropterna lateralis																																0
Chaetopteryx villosa					1	1							1																			<0,1
Potamophylax sp.	1																		1	1	1				1			1				0
Potamophylax cingulatus												1									1	1	1									1
Potamophylax latipennis					1		1									1			1	1	1		1									2
Stankelbein-mygge		1	2	1	1	1	1	1			1	1					2	1	1	2	5	10	6		1	2	1	2	1	1	2	2

Tabell 32 forts. Bunndyr på stasjon 11 i perioden 2006-2010. Funksjonelle grupper: **Algespisere**, **Skrapere**, **Kuttere**, **Samlere**, **Filtrerere** og **Rovdyr**.

Bunndyrtakson	04.10.2006	18.12.2006	02.01.2007	15.01.2007	31.01.2007	12.02.2007	28.02.2007	26.03.2007	16.04.2007	09.05.2007	27.06.2007	16.07.2007	31.07.2007	05.09.2007	27.09.2007	15.11.2007	19.12.2007	03.07.2008	21.01.2009	04.03.2009	30.03.2009	14.04.2009	06.05.2009	25.06.2009	17.12.2009	20.01.2010	11.03.2010	24.03.2010	21.04.2010	10.05.2010	03.06.2010	Ant/R1
Fåbørstemark	1	1	2	1		1	1	1		1	1							1			1	1	1	1		1	1	1		1	1	1
<i>Ameletus inopinatus</i>								1											1	1												< 0,1
<i>Baetis rhodani</i>	45	60	125	95	30	22	25	20	35	25	1	2	20	1	3	10	15	4	2	30	2	15	6	3	2	2		5	1	30	5	21
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1	6	27	105	45	2	20	10	5	18		2	5		6	8	25	1	3	65	20	42			1	30	1	1	1	1	1	15
<i>Nemoura cinerea</i>																			2		1											< 0,1
<i>Protonemura meyeri</i>	1	2	1	1	5		1	1	1			1	2							1	1			1	1		1					1
Fjærmygg	1	25	35	25	5	30	55	30	45	1	2	2	5	1		1	1	2	1	15	5	5	8	3	1	2	5	3	50	20	8	13
Knott	1	1	1	1	3		1			1	1	1	1	1		1		1			3	25	1	1	1	4	1	25			1	3
<i>Diura nanseni</i>		1			1		1			1		1	1	1			2	1	3	1	8	1	3		7	1	2	5	1	1	5	2
<i>Isoperla spp.</i>																							1									< 0,1
<i>Isoperla grammatica</i>		1																														< 0,1
Midd	1	1	1	1		1	2	1		1	1			1	3	1	1	2			2	3	1	1	1	2	2	1	1	5	1	1
Flatormer																																0
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1																	1					3				1				1	0
<i>Rhyacophila nubila</i>	2	5	2	1	1	1	1		1	1		1	1			1	1	2	1	1	1	4	1	1	2	2	1	1		1	1	1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>						1																										< 0,1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1					1	1	1		1		1						1	1			1		1	1	1	1			1		1
Antall per R1	57	107	208	236	99	64	116	71	88	54	7	16	43	6	12	29	59	19	22	123	65	143	40	12	21	71	18	49	55	62	27	64
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

10.12 Bunndyrprøve fra Siploelva i september 2009

Tabell 33. Forekomst av bunndyr i en 10 minutters sparkeprøve fra sideelva Siploelva 17.09.2009. Antall individer per prøveminnutt er oppgitt.

Fåbørstemark	5
Midd	12
Steinfluer	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1
<i>Nemurella pictetii</i>	2
<i>Leuctra hippopus</i>	5
Vårfluer	
<i>Rhyacophila nubila</i>	1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	1
<i>Apatania stigmatella</i>	1
<i>Potamophylax cingulatus</i>	1
<i>Potamophylax latipennis</i>	1
Stankelbeinmygg	3
Fjærmygg	15
Antall per R1	49

NINA Rapport 602

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2179-5



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>