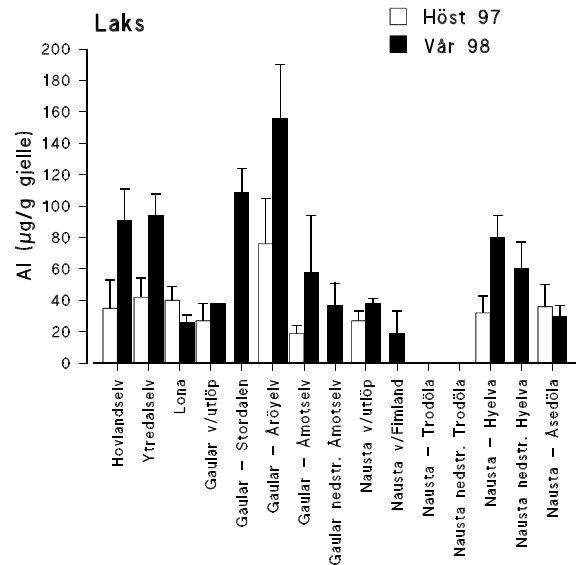
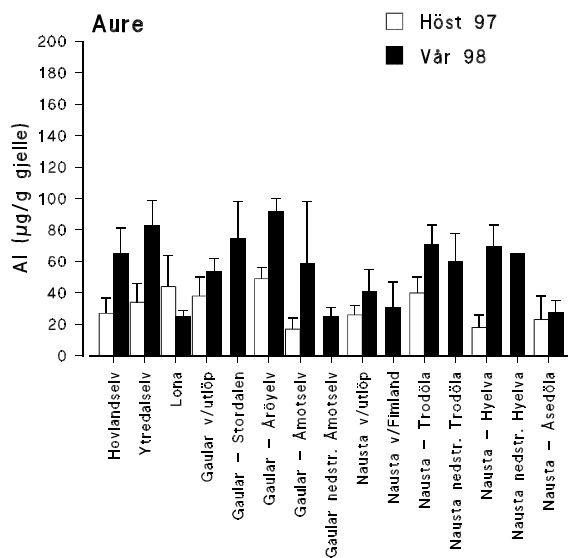


Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane



RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

| | | |
|--|---------------------------------------|--------------------|
| Tittel Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane | Løpenr. (for bestilling) 3950-98 | Dato 02.11.1998 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-97170 | Sider Pris 138 |
| Forfatter(e) Bjerknes, Vilhelm (NIVA), redaktør Barlaup, Bjørn T. (LFI) Gabrielsen, Sven Erik (LFI) Hindar, Atle (NIVA) Kleiven, Einar (NIVA) Kvellestad, Agnar (Norges Veterinærhøgskole) Raddum, Gunnar G. (LFI) Skiple, Anja (NIVA) Åtland, Åse (NIVA) | Fagområde Sur nedbør | Distribusjon |
| | Geografisk område Sogn og Fjordane | Trykket |

| | |
|---|-------------------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga | Oppdragsreferanse Merete Farstad |
|---|-------------------------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>På oppdrag fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane er vannkvalitet, anadrom fisk og bunndyr i Hovlandselva, Ytredalselva, Lona, Gaula og Nausta undersøkt. Målet med undersøkelsen, som ble gjennomført i september/oktober 1997 og april 1997, var å vurdere om forsurening er et problem for fisken i vassdragene, samt klarlegge effektene av regulering. Vannkvaliteten i alle nedbørfelten er påvirket av sur nedbør. Lona er sjøsaltpåvirket, med vekslende surhet, men uten høy mobilisering av labilt aluminium. Resultatene tyder på rekrutteringssvikt for laks i vassdraget. Hovlandselva har sterkt redusert vannføring p.g.a. regulering, og terskelbygging foreslås som et fiskefremmende tiltak. Vannkjemisk og biologisk status er temmelig lik for Ytredalselva og Hovlandselva. Begge vassdragene har en ustabil vannkjemi, og der er indikasjoner på rekrutteringssvikt for laks. Begge elvene bør overvåkes. Gaula har tilfredsstillende vannkvalitet i anadrom del av hovedelva, men vannkvaliteten er kritisk i enkelte sidevassdrag. Laksestammen synes livskraftig, men betydningen av utsetting for å opprettholde nåværende bestandsnivå er usikker. Nausta har, i likhet med Gaula, en livskraftig laksebestand og en aurebestand som er i framgang. Hovedelva har god vannkvalitet, mens ustabil vannkvalitet forekommer i noen av sideelvene. Kjemiske mottiltak tilrås foreløpig ikke for noen av vassdragene, men derimot oppfølgende vannkjemisk og biologisk overvåking bør fortsette for å holde utviklingen under oppsikt.</p> |
|---|

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sur nedbør 2. Vassdragsregulering 3. Sjøaure 4. Laks | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acid rain 2. Hydroelectric regulation 3. Sea trout 4. Atlantic salmon |
|---|--|


Vilhelm Bjerknes
Prosjektleder

ISBN 82-577-3543-4


Bjørn Olav Rosseland
Forskningsjef

**Undersøkelse av vassdrag med anadrome
fiskebestander i Sogn og Fjordane**

Forord

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane ba i brev av 25. juli 1997 om forslag til undersøkelsesprogram i sju vassdrag med anadrome fiskeslag i Sogn og Fjordane. På grunnlag av et felles forslag til undersøkelsesprogram ble NIVA og LFI, Universitetet i Bergen i brev fra Fylkesmannen 12. september 1997, bedt om å foreta undersøkelsene. Ut fra senere avtale ble undersøkelsene i to av vassdragene, Ortnevikvassdraget og Høyangervassdraget i Høyanger kommune, presentert i en separat rapport i juni 1998. I denne rapporten presenteres resultatene fra de øvrige fem vassdragene; Hovlandsvassdraget, Ytredalsvassdraget, Lonavassdraget, Gaularvassdraget og Naustavassdraget.

Feltarbeid og prøveinnsamling for den foreliggende undersøkelsen ble gjennomført fra 24. september til 9. oktober 1997 og fra 27. til 29. april 1998. LFI har hatt ansvaret for innsamling av fisk og bunndyr, samt for vurdering av fisketettheter, bonitering og bunndyr for fastsettelse av forsuringindekser. NIVA har hatt ansvaret for vurdering av vannkjemi, aluminiumskonsentrasjoner på fiskegjeller og aldersbestemmelse av fisk. Histologiske undersøkelser av fiskegjeller er gjort av Agnar Kvellestad ved Norges veterinærhøgskole, mens kvantitative analyser av fiskegjeller er utført ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. En samlet vurdering av resultatene er foretatt av medarbeidere fra NIVA og LFI i fellesskap.

En rekke personer lokalt har bidratt med informasjon og innsats i prosjektet. Arbeidet er finansiert av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. I tillegg har Hydro bidratt til finansieringen av undersøkelsen i Hovlandselva i Høyanger. Vi takker for oppdraget og for samarbeidet underveis.

Bergen, november 1998

Vilhelm Bjerknæs

Innhold

| | |
|--|-----------|
| 1. Sammendrag | 8 |
| Summary | 10 |
| 2. Innledning | 11 |
| 2.1 Bakgrunn | 11 |
| 2.2 Generelle betraktninger | 12 |
| 3. Materiale og metoder | 14 |
| 3.1 Undersøkte vassdrag | 14 |
| 3.2 Vannkjemi | 15 |
| 3.3 Fiskeundersøkelser | 15 |
| 3.3.1 Tettheter og bestandsforhold | 15 |
| 3.3.2 Gjelleundersøkelser | 16 |
| 3.4 Bunndyrundersøkelser | 18 |
| 3.5 Vurderingskriterier | 20 |
| 3.5.1 Vannkjemi | 20 |
| 3.5.2 Ungfiskundersøkelser | 24 |
| 3.5.3 Bunndyr | 26 |
| 3.5.4 Totalvurdering | 26 |
| 4. Resultater og diskusjon | 27 |
| 4.1 Hovlandsvassdraget (Indredalsvassdraget) (080.1Z) | 27 |
| 4.1.1 Områdebeskrivelse | 27 |
| 4.1.2 Vannkjemi | 28 |
| 4.1.3 Fisketettheter og bestandsforhold | 29 |
| 4.1.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi | 35 |
| 4.1.5 Bunndyr | 35 |
| 4.2 Ytredalsvassdraget (069.8Z) | 37 |
| 4.2.1 Områdebeskrivelse | 37 |
| 4.2.2 Vannkjemi | 38 |
| 4.2.3 Fisketettheter og bestandsforhold | 39 |
| 4.2.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi | 47 |
| 4.2.5 Bunndyr | 50 |
| 4.3 Lonavassdraget (082.32Z) | 51 |
| 4.3.1 Områdebeskrivelse | 51 |
| 4.3.2 Vannkjemi | 51 |
| 4.3.3 Fisketettheter og bestandsforhold | 53 |
| 4.3.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi | 59 |
| 4.3.5 Bunndyr | 61 |
| 4.4 Gaularvassdraget (083.Z) | 62 |
| 4.4.1 Områdebeskrivelse | 62 |
| 4.4.2 Vannkjemi | 63 |
| 4.4.3 Fisketettheter og bestandsforhold | 66 |
| 4.4.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi | 78 |
| 4.4.5 Bunndyr | 83 |
| 4.5 Nausta (084.7Z) | 85 |

| | |
|--|------------|
| 4.5.1 Områdebeskrivelse | 85 |
| 4.5.2 Vannkjemi | 86 |
| 4.5.3 Fisketettheter og bestandsforhold | 90 |
| 4.5.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi | 101 |
| 4.5.5 Bunndyr | 108 |
| 4.6 Oppsummering og konklusjoner | 110 |
| 4.6.1 Sannsynlighet for skade basert på labilt aluminium | 110 |
| 4.6.2 Sannsynlighet for skade p.g.a. blandsoner og sjøsaltepisoder | 110 |
| 4.6.3 Sannsynlighet for skade basert på tålegrenseoverskridelser | 111 |
| 4.6.4 Sannsynlighet for rekrutteringessvikt hos laks | 111 |
| 4.6.5 Histologiske forandringer og avsetning av aluminium på gjeller hos laks | 112 |
| 4.6.6 Sannsynlighet for skader på bunndyrfauna | 114 |
| 4.6.7 Helhetsvurdering | 114 |
| 5. Litteratur | 119 |
| Vedlegg A. Rådata - vannkvalitet | 125 |
| Vedlegg B. Rådata - fisk | 125 |
| Vedlegg C. Rådata - bunndyr | 133 |

1. Sammendrag

På oppdrag fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane ble det i perioden september/oktober 1997 utført felt-arbeid i sju vassdrag med anadrome fiskeslag i Sogn og Fjordane. Resultatene fra to av vassdragene, Høyangervassdraget (Daleelva) og Ortnevikvassdraget i Høyanger kommune er presentert i en egen rapport som ble levert i juni 1998. I de andre fem vassdragene ble det utført supplerende undersøkelser våren 1998. I denne rapporten presenteres resultatene fra disse fem vassdragene, Hovlandselva og Ytredalselva i Høyanger kommune, Lona i Fjaler kommune, Gaula i Gaular kommune og Nausta i Naustdal kommune.

Målet med undersøkelsen var å vurdere forsurening og/eller vassdragsregulering som et problem for fiskebestandene i de aktuelle vassdragene, samt foreslå tiltak for styrking av bestandene. Vurderingene er basert på prøvetaking og analyser av vann, bunndyr og fisk. Vannkjemiske analyser og analyser av gjeller fra ungfisk er foretatt høst og vår. Videre er det foretatt undersøkelser av tettheter, artssammensetning og aldersfordeling av ungfisk i vassdragene om høsten, samt fastsettelse av forsuringindekser (indeks 1 og 2) for bunndyr.

Resultatene indikerer bl.a. vesentlig bedre vannkvalitet i en del av de undersøkte vassdragene høsten 1997 og våren 1998 sammenliknet med undersøkelser i årene 1994 og 1995. En mer langsiktig bedring i vannkvaliteten i forsurete vassdrag må sees på bakgrunn av nedgangen i nedfallet av sterke syrer (primært svovelsyre) som er registrert over hele landet i perioden 1980 til 1996. Dette har gitt en gradvis bedring i vannkvaliteten, men mange nedbørfelt og delfelt er fortsatt følsomme for episodisk forsurening. Reduksjon i nedfallet av sterke syrer i denne perioden har vært på 40-60 %, og har ført til en nedgang i sulfatkonsentrasjonen på 25 % i vassdrag på Vestlandet. Økningen i pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og nedgangen i konsentrasjonen av labilt (giftig) aluminium har vært signifikant i samme periode. Det er imidlertid viktig å presisere at forsurening aldri vil opphøre som problem på Vestlandet, selv ikke som følge av reduksjoner i nedfall etter den nye svovelprotokollen. Dessuten vil enhver økning i nitratnedfall, som følge av økte tilførsler, bidra til å øke forsuringproblemene.

Nedenfor følger en kort oppsummering av resultater og anbefalte tiltak for hvert enkelt av de fem vassdragene.

Hovlandselva:

Hovlandselva har et naturlig nedbørfelt på 70 km², hvorav 47 km² (67 %) er overført til Høyanger i forbindelse med Høyanger-reguleringen. Laks- og sjøaureførende strekning er ca. 5 km. Vannkjemien høsten 1997 og våren 1998 var tilfredsstillende for laks, men det er sannsynlig at vannkvaliteten periodevis kan være kritisk. Dette indikeres bl.a. av at forsuringindeks 2 for bunndyr er <1. Resultatene gir grunnlag for å avvente eventuelle kjemiske mottiltak, men oppfølgende overvåking blir tilrådd. Begrunnelsen for overvåking forsterkes av at yngste årsklasse av laks (0+) var fraværende i prøvene høsten 1997. Hovlandselva har en sterkt redusert vannføring som følge av regulering, og terskelbygging anbefales som et fiskefremmende tiltak. Tiltaket vil sikre vannspeil i perioder med lav vannføring, og motvirke uheldige effekter av store og hurtige vannstandsfluktasjoner.

Ytredalselva:

Ytredalselva har et naturlig nedbørfelt på 42 km², hvorav ca. 3 km² (7 %) er overført til Høyanger. Laks- og sjøaureførende strekning er ca. 9 km. Vannkjemien høsten 1997 og våren 1998 var svært lik i Ytredalselva og Hovlandselva. Det er sannsynlig at episodisk forsurening og skader på fiskebestanden kan forekomme. I likhet med Hovlandselva ble det ikke registrert ensomrig laks i Ytredalselva høsten 1997, og oppfølgende overvåking av vassdraget anbefales. Resultatene gir alt i alt grunnlag for å avvente eventuelle kjemiske mottiltak.

Lona:

Lonavassdraget har et nedbørfelt på 17 km². Vassdraget er sjøsaltpåvirket, med vekslende surhet, uten at dette ser ut til å gi høy mobilisering av labilt aluminium. Vi finner ikke grunnlag for å foreslå kjemiske mottiltak i vassdraget. Undersøkelsene indikerer en dårligere vannkjemi i øvre del av vassdraget, sammenliknet med nedre del. Yngste årsklasse (0+) av laks var fraværende i prøvene fra høsten 1997, og vassdraget bør følges opp med overvåking.

Gaula:

Gaularvassdraget har et nedbørfelt på 630 km², hvorav 2 km² er overført til Høyanger. Laks- og sjøaureførende strekning er 14.5 km. Det er bygget fisketrapper i de tre nederste fossene i vassdraget, Osfossen, Rekvikfossen og Alverfossen. Vassdraget har en livskraftig laksebestand, men det er usikkert i hvilken grad bestanden opprettholdes gjennom utsetting. Merking av utsettingsmateriale anbefales for å få rede på dette. Undersøkelsene indikerer at vannkvaliteten i anadrom del av hovedvassdraget er tilfredsstillende for laksefisk, mens sideelvene Årøyelv og Stordalselv har en ustabil vannkvalitet. Risikoen for episodisk sjøsaltforsuring anses for å være spesielt stor i de granskogbeplantete nedbørfeltene til disse sidevassdragene. Dette gir også risiko for blandoneeffekter i hovedelva nedstrøms disse bielvene. Resultatene av undersøkelsen gir ikke grunnlag for å anbefale kjemiske mottiltak, men vassdraget bør fortsatt overvåkes. Overvåkingen bør bl.a. vektlegge episodiske forhold i de sure sideelvene på anadrom strekning.

Nausta:

Naustavassdraget har et nedbørfelt på 274 km² og en laks- og sjøaureførende strekning på 12.4 km. Det er bygget fisketrapper i Naustafossen og Hovefossen. Vassdraget har en livskraftig laksebestand med god naturlig rekruttering. Aurebestanden på anadrom strekning er i framgang. Vannkvaliteten på lakseførende strekning er tilfredsstillende for laksefisk. I sideelvene Hyelva, som munner ut på lakseførende strekning, og Trodøla, som munner ut oppstrøms lakseførende strekning, er vannkvaliteten labil med hensyn til forsuring, med risiko for skadelige episoder. Resultatene av undersøkelsen gir ikke grunnlag for å anbefale kjemiske mottiltak, men vassdraget bør følges opp med fortsatt overvåking.

Summary

Title: Survey of watercourses with anadromous fish populations in Sogn og Fjordane, Western Norway

Year: 1998

Authors: Vilhelm Bjerknes, Bjørn Barlaup, Sven Erik Gabrielsen, Atle Hindar, Einar Kleiven, Agnar Kvellestad, Gunnar G. Raddum, Anja Skiple, Åse Åtland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3543-4

Water quality, anadromous fish populations and benthos have been surveyed in the rivers Hovlandselva, Ytredalselva, Lona, Gaula and Nausta in Sogn og Fjordane county to identify the degree of acidification and its biological effects. Possible effects from water regulations, and combined effects of acidification and regulation was studied in Hovlandselva, which is a part of the Høyanger power regulation. Remedial actions including liming and flow regulation measures are discussed. Based on the water chemical and biological results, the rivers and tributaries are categorised as follows:

1. Liming is recommended
2. Further monitoring is needed before safe recommendations can be made
3. Liming is not recommended, but further attention is needed
4. Liming is not recommended, and further monitoring is not necessary

The survey included water samples and analyses, collection of parr and smolts of salmon and sea trout by electrofishing for density estimation and identification of age composition. Samples of fish gills were collected for histology and quantitative aluminium analyses. Qualitative sampling of benthic animals was performed for the identification of acid sensitive species, and for the calculation of acidification indexes.

In all the rivers included in this survey, the water quality was found to be affected by acid precipitation. In river Hovlandselva the waterflow is reduced due to water regulation, and construction of sills are recommended as a measure to stabilise the water level and thus increase the carrying capacity for salmon and trout. River Hovlandselva and Ytredalselva are similar with regard to water chemistry and biological status. Both rivers have unstable water chemistry with relation to acidification, and recruitment failure is probable. Both rivers are placed in category 2-3 with regard to remedial measures.

River Lona is affected by sea salts, resulting in variable acidity, but without heavy mobilisation of labile aluminium. The results from the fish sampling indicate recruitment failure. Lona has been placed in category 3 with regard to remedial measures.

The water quality of river Gaula is satisfactory in the anadromous part of the main river. However the water chemistry may become critical in periods in some of the tributaries. The salmon population seems to be vigorous, however the supply to the spawning population from hatchery produced fry is uncertain. One summer old salmon fry are introduced in considerable numbers. Two of the tributaries, Årøyelva and Stordalselva are placed in category 2-3 with regard to measures, while the anadromous part of the main river is placed in category 3.

Like Gaula, river Nausta has a vigorous salmon population, and the trout population is in progress. The main river has a satisfactory water quality, while some of the tributaries have got unstable water chemistry with relation to episodic acidification. The tributaries Hyelva and Trodøla are placed in category 2-3, while the anadromous part of the main river is placed in category 3 with regard to monitoring and measures.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn

I flere vassdrag på Vestlandet er det i de senere år observert en tilbakegang i lakse- og sjøaurebestandene. Det er usikkert i hvilken grad forsuring er årsak til denne tilbakegangen, men det er slått fast at vannkjemien er kritisk for anadrom fisk i en rekke vassdrag. Reguleringsinngrep bidrar i mange tilfeller indirekte til å modifisere effektene av sur nedbør, bl.a. gjennom overføring, magasinerings og kunstig utslipp av vann fra ulike delfelt og med ulike kjemiske egenskaper. I tillegg kommer de direkte effekter av regulering i form av endret vannføring, vannføringsrytme og vanntemperatur. Dette kompliserer årsak-virkningsvurderinger i regulerte vassdrag med større eller mindre påvirkning av sur nedbør. Av vassdragene som behandles i denne rapporten er det bare Hovlandsvassdraget som har reguleringsinngrep av et omfang som betyr noe i denne sammenheng.

Når en vurderer forsuring av vassdrag som årsak til reproduksjonssvikt hos laksefisk, er det viktig å påpeke at mengden sterke syrer (primært svovelsyre) i nedbøren har avtatt med 40-60 % over hele landet i perioden 1980 til 1996 (Tørseth og Manø 1997). Dette har også bidratt til forbedring av vannkvaliteten i elver og innsjøer. I NIVA's 1500 sjøers undersøkelse inngikk 94 innsjøer på Vestlandet (Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane). I perioden 1985 til 1996 har det i disse innsjøene vært en gjennomsnittlig nedgang i sulfatkonsentrasjonen på 25 %. Samtidig har det funnet sted en signifikant økning i pH og i vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og en signifikant nedgang i konsentrasjonen av giftig aluminium, LAI (Skjelkvåle *et al.* 1997).

Denne markerte tendensen sees i alle elver og feltforskningsområder som inngår i NIVA's overvåkingsprogram. Når en allikevel snakker om forsuring på Vestlandet på 1990-tallet, betyr dette ikke at vassdragene er blitt surere i denne perioden, sammenliknet med situasjonen på 70- og 80-tallet. En har imidlertid avdekket andre og høyere krav til vannkvalitet enn det som har vært kjent tidligere. I tillegg er kunnskapen om episodisk forsuring blitt styrket (Hindar *et al.* 1993; Barlaup og Åtland 1996). I mange nedbørfelt og delfelt er naturens tålegrenser fortsatt overskredet, og i flere vassdrag er det fortsatt stor risiko for skadelige episoder (jfr. Hindar *et al.* 1993; Bjercknes *et al.* 1998).

Forsuring som problem vil aldri opphøre på Vestlandet, selv ikke som følge av reduksjonene i utslipp etter den nye svovelprotokollen (Henriksen *et al.* 1996). Dessuten vil enhver økning i nitrat, som følge av økte tilførsler, bidra til å opprettholde eller øke forsuringsproblemene.

Både Nausta og Gaula har tidligere vært gjenstand for studier i forbindelse med planer om vassdragsreguleringer (Vasshaug 1980; Kållås *et al.* 1984). I 1980 ble begge vassdragene tatt med i "Statlig program for forurensningsovervåking", som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Overvåkingen har bl.a. dokumentert at vassdragene, og spesielt en del sidevassdrag er utsatt for episodisk forsuring i forbindelse med sjøsaltepisoder, med tildels betydelig mobilisering av løst uorganisk aluminium som kan være skadelig for fisk.

Etter oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning gjennomførte NIVA vannkjemiske undersøkelser i en rekke vassdrag på Vestlandet i 1994-95, heriblant Nausta og Gaula (Hindar *et al.* 1997). Hovedmålet med undersøkelsen var å avdekke forsuringsproblemenes omfang, og dermed gi grunnlag for å anbefale tiltak. På grunnlag av resultatene ble vassdragene inndelt i 4 kategorier med hensyn til behov for kjemiske mottiltak:

1. Lokaliteten bør/må kalkes
2. Lokaliteten vurderes for kalking, og bør/må følges opp videre
3. Kalking anbefales ikke, men lokaliteten bør følges opp
4. Kalking anbefales ikke, og lokaliteten kan utgå av videre oppfølging

Nausta og Gaula ble plassert i kategori 2. Sideelver til begge vassdrag falt i kategorier fra 1 til 3, mens Åmotselva i Gaula falt i kategori 4. En tilsvarende vurdering i forhold til de nevnte kategoriene blir foretatt for alle de 5 undersøkte vassdragene på bakgrunn av den foreliggende undersøkelsen. Overvåkingsdata blir trukket inn i vurderingene for å belyse trender og for å sette tilstanden inn i et helhetsperspektiv.

Denne undersøkelsen er basert på vannkjemiske analyser, tetthets- og aldersbestemmelser av ungfisk, histologisk og kjemisk undersøkelse av fiskegjeller, samt forsuringsindekser basert på kvalitativ prøvetaking av bunndyr. Undersøkelsen gir derfor et større spekter av innfallsvinkler til vurdering av vassdragenes vannkjemiske og biologiske status og behov for tiltak.

Feltarbeidet ble foretatt høsten 1997 og våren 1998. For Lona, Gaula og Nausta representerer undersøkelsen en fortsettelse og utvidelse av et program utført av Rådgivende Biologer AS på oppdrag fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane (Sægrov og Johnsen 1996a, b; Kålås og Sægrov 1998 a, b; Sægrov *et al.* 1996). I Hovlandsvassdraget og Ytredalsvassdraget er det ikke utført tilsvarende undersøkelser tidligere.

Målene med undersøkelsen er å vurdere forsurening som et problem for fisken i vassdragene, samt klarlegge effektene av regulering (Hovlandsvassdraget). På bakgrunn av resultatene skal konkrete tiltak for styrking av lakse- og aurestammene i vassdragene vurderes.

2.2 Generelle betraktninger

Undersøkelsen skal være med å danne grunnlag for å vurdere nytten av kalkingstiltak i de enkelte vassdrag eller sidevassdrag. Selv om et akseptabelt biologisk mangfold er brukt som et endelig mål for forvaltningen av forsurede vassdrag (DN 1995), velger vi å bruke laksens vannkvalitetskrav og sensitivitet overfor ugunstig vannkvalitet som hovedkriterier for våre vurderinger. Det var tilbakegangen i enkelte laksebestander og en mulig kopling mot forsurening som var utgangspunktet for undersøkelsen. Laks er mer følsom overfor forsurening enn aure (Rosseland og Skogheim 1984; Bjerknes *et al.* 1997). I tillegg står laksen i en særstilling p.g.a. kommersielle interesser, verdien av fritidsfiske etter laks og fordi Norge har et særlig ansvar for å forvalte den atlantiske vill-laksen. Vi er også av den oppfatning at laksens vannkvalitetskrav er slik at også de fleste andre sensitive organismer kan overleve når de er oppfylt.

Som kjent er laksen truet av en rekke miljøfaktorer, se innledningen. For hver enkelt faktor, f.eks., forsurening, kan det ligge en rekke kriterier til grunn for å vurdere fare for skade og når et tiltak bør iverksettes for å bedre forholdene. I tillegg gir bunndyrfaunaens sammensetning, herunder tilstedeværelse eller fravær av forsuringsfølsomme arter, et verdifullt supplement for å vurdere forsureningsskader. Følgende datasett og opplysninger ligger til grunn for vurdering av vassdrag og sidevassdrag i denne undersøkelsen:

- Vannkjemi
- Artssammensetning, tetthet og alderssammensetning av ungfisk av laks og aure
- Histologiske gjelleforandringer og kvantitativ aluminiumsavsetning på gjeller av laks og aure
- Fangststatistikk
- Forsuringsindekser basert på sammensetning av bunndyr

Et datasett av vannkjemiske og biologiske komponenter, lik det som er samlet inn i denne undersøkelsen, vil være et hjelpemiddel, men er ikke nødvendigvis tilstrekkelig for å vurdere sannsynligheten for skade. Betydningen av vannkvaliteten for laksebestanden bør være kjent før tiltak iverksettes, ikke bare for fysiologiske skader og overlevelse av smolt på individnivå. Men vi er foreløpig ikke kommet så langt at det er påvist klare relasjoner mellom omfanget av subletale skader på smolt i forsøk og betydningen for bestanden. I områder med mindre klare forsøringsproblemer og der vannkvaliteten vurderes på bakgrunn av smoltforsøk kan en derfor komme i den situasjon at tiltak iverksettes uten at en har en klar oppfatning av nytteeffekten. Det er derfor viktig at andre vannkjemiske undersøkelser og vurderinger trekkes inn. Det er gjort i denne rapporten. I tillegg er fangststatistikk, bestandsundersøkelser og invertebratundersøkelser vurdert.

Biologiske skader i det konkrete vassdraget bør ikke alltid være et nødvendig kriterium for at tiltak bør settes inn, særlig ikke hvis en ønsker å etablere tiltak på et tidlig stadium i en uheldig utvikling. Om en bruker et slikt føre-var prinsipp, kan det være slik at sannsynligheten for skader er til stede uten at de nødvendigvis vil inntreffe om tiltak ikke settes iverk. Hvis en derimot velger å legge til grunn en streng vitenskapelig dokumentasjon på at skader har inntruffet som følge av forsuring, kan det være at tiltak blir satt igang for sent til å hindre en midlertidig eller mer permanent skade.

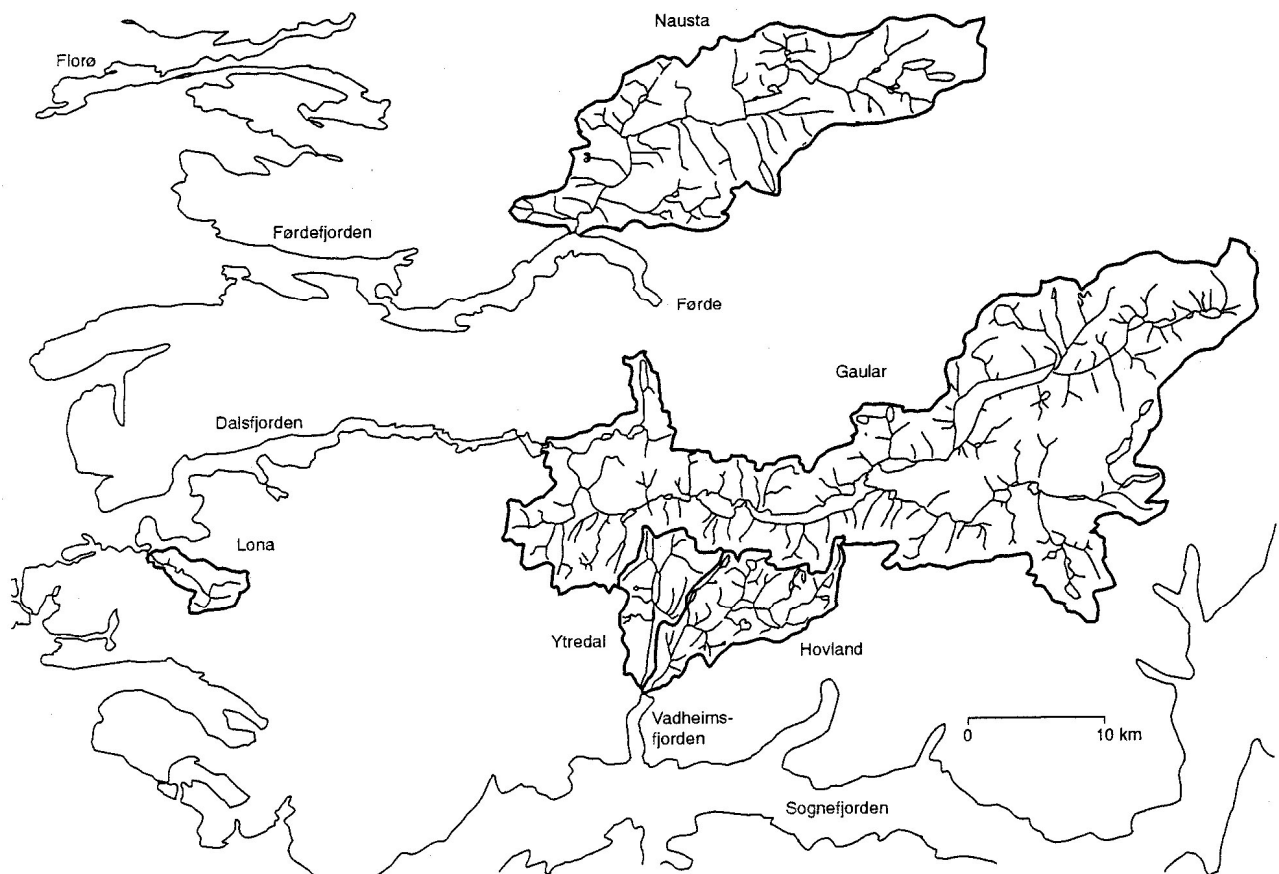
De vurderinger som blir gjort på grunnlag av ulike datasett kan endres over tid hvis ny kunnskap, bl.a. om laksens vannkvalitetskrav, tilsier det.

Våre råd skal gi forvaltningen en del av grunnlaget for å vurdere om tiltak er påkrevet, men det er forvaltningen som står ansvarlig for de tiltak som blir gjennomført. Her vil råd fra andre og vurderinger av annet datamateriale enn det NIVA har framskaffet også bli trukket inn. Bruk av føre-var prinsippet og kost-nyttevurderinger i tillegg til lokale og/eller regionale kjemiske og biologiske data kan føre til at begrunnelsen for tiltak blir uoversiktlig. Omforente kriterier for å vurdere de ulike trusselfaktorens betydning er derfor påkrevet.

3. Materiale og metoder

3.1 Undersøkte vassdrag

De to nabovassdragene Hovlandsvassdraget (080.1Z) og Ytredalsvassdraget (069.8Z) renner ut på nordsiden av Sognefjorden ved Vadheim i Høyanger kommune. Lonavassdraget (082.32Z) og Gaularvassdraget (083.Z) renner ut i Dalsfjorden i henholdsvis Fjaler og Gaular kommune, mens Naustavassdraget (084.7Z) renner ut på nordsiden av Førdefjorden. Nedbørfeltene er vist i **Figur 1**. Undersøkelsene omfattet prøvetaking og analyser av vann, fisk og bunndyr. Vassdrag og nedbørfelt er nærmere beskrevet under behandlingen av de enkelte vassdrag. En oversikt over prøvetakingsprogrammet er gitt i **Tabell 1**.



Figur 1. Kartskisse over området med alle vassdragene inntegnet.

Tabell 1. Oversikt over de ulike prøvene som er tatt høsten 1997 og våren 1998 i de fem vassdragene som er med i denne undersøkelsen.

| Vassdrag | Antall vannkjemi-stasjoner | | Antall vannprøve-takinger | | Antall elfiske-stasjoner | Antall stasjoner med gjelleprøvetaking | | Antall bunndyr-stasjoner |
|--------------------|----------------------------|-----|---------------------------|-----|--------------------------|--|-----|--------------------------|
| | høst | vår | høst | vår | | høst | vår | |
| Hovlandsvassdraget | 1 | 1 | 2 | 1 | 4 | 1 | 1 | 3 |
| Ytredalsvassdraget | 1 | 1 | 2 | 1 | 3 | 1 | 1 | 3 |
| Lona | 1 | 1 | 2 | 1 | 4 | 1 | 1 | 2 |
| Gaular* | 7 | 4 | 2 | 1 | 10 | 3 | 5 | 17 |
| Nausta* | 6 | 4 | 2 | 1 | 10 | 5 | 6 | 20 |

* Undersøkt i forbindelse med "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør" (SFT).

3.2 Vannkjemi

Det ble tatt vannprøver i samtlige vassdrag ved to tidspunkter høsten 1997 (26.-29. september og 9.-10. oktober) og ved et tidspunkt våren 1998 (27.-29. april). Den første prøvetakingen om høsten ble tatt på lav vannføring i forbindelse med elfisket, mens prøvene fra oktober ble tatt på høy vannføring. Antallet stasjoner i hvert vassdrag framgår av **Tabell 1**, mens plasseringen av disse stasjonene er presentert under områdebeskrivelsen for hvert enkelt vassdrag.

Vannprøvene ble analysert ved NIVA's laboratorium på følgende parametre: pH, ledningsevne, alkalitet, reaktivt (RAI) og ikke-labilt (ILAI) aluminium, CL, SO₄, NO₃-N, tot-N, Ca, Mg, Na, K, og TOC (totalt organisk karbon). Dette ble blant annet gjort for å kunne beregne ANC-verdier. ANC (Acid Neutralizing Capacity) er definert som differansen mellom summen av basekationer og summen av sterke syrers anioner, og gir et mål på vannkvalitetens evne til å nøytralisere syre. Høye ANC-verdier uttrykker god vannkvalitet, mens lave og negative verdier uttrykker forsuret og dårlig vannkvalitet. Differansen mellom RAI og ILAI kalles labilt aluminium (LAI) og inneholder de giftige Al-forbindelsene.

3.3 Fiskeundersøkelser

3.3.1 Tettheter og bestandsforhold

I samtlige av de fem vassdragene ble undersøkelsene av ungfisk utført i siste uka av september 1997. Tetthetene av ungfisk ble bestemt ved bruk av elektrisk fiskeapparat etter standard metode beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). I hver elv ble det valgt ut et stasjonsnett fordelt på elvestrekking tilgjengelig for anadrom fisk. I tillegg ble det fisket to stasjoner oppstrøms anadrom strekning i Nausta. Valg av antall stasjoner og stasjonenes plassering ble basert på tidligere undersøkelser i samtlige vassdrag med unntak av Hovlandselva hvor det ikke tidligere er utført undersøkelser av ungfisk. I hvert enkelt vassdrag er antall stasjoner og stasjonenes plassering gitt på kart og UTM referansene er gitt i **Vedlegg B**. Samtlige stasjoner ble overfisket tre ganger og de fleste stasjonene hadde et areal på 100 m². Størrelsen på den enkelte stasjon og fangstene i hver fiskeomgang er gitt i **Vedlegg B**. All innsamlet fisk ble artsbestemt og lengdemålt før den ble sluppet tilbake i elva. Et utvalg av fisken ble tatt med for aldersbestemmelse ved avlesing av skjell og/eller otolitter. Fisk for aldersbestemmelse ble samlet inn på nedre del av den anadrome strekningen, dvs. i tilknytning til nederste stasjon for elektrisk fiske. Hovedsakelig ble tosomrig og eldre fisk aldersbestemt mens lengdefordelingen ble

brukt til å bestemme tilveksten for ensomrig fisk. Ved beregning av fisketettheter på stasjonene ble lengdefordelingen og det aldersbestemte materialet brukt til å skille mellom tettheter av ensomrig fisk (årsyngel) og tettheter av fisk i aldersgruppen tosomrige og eldre. Tettheten av ungfisk ble estimert for den enkelte stasjon og også som gjennomsnitt av de estimerte tetthetene som ble funnet for samtlige stasjoner.

For å vurdere utviklingen i ungfiskbestandene i elvene er tilgjengelige data fra tidligere undersøkelser sammenliknet med resultatene fra undersøkelsene høsten 1997. For alle undersøkelsene utført på 1990-tallet er det benyttet samme metodikk, dvs. i hovedsak samme stasjonsnett og samme metode for tetthetsestimater. Imidlertid skiller ikke alle disse studiene mellom ensomrig og eldre ungfisk på den enkelte stasjon. Gjennomsnittlig estimert tetthet av ungfisk, inkludert ensomrig og eldre, for stasjonene på anadrom strekning er derfor brukt som sammenlikningsgrunnlag. Alle studiene har oppgitt andelen ensomrig fisk i totalfangstene, og dette er brukt som grunnlag for å vurdere hvor mye den ensomrige fisken utgjør av ungfiskbestanden de ulike årene.

Innrapporterte fangster av laks og sjøaure, som er gitt i den offisielle fangststatistikken, er brukt som et supplement til å vurdere bestandsutviklingen i vassdragene.

En grov kartlegging av gyte- og oppvekstforhold ble vurdert ved befaring av elvene. Boniteringen ble basert på kunnskap angående gyting hos laks og sjøaure gitt i litteraturen (Belding *et al.* 1934; White 1942; Chapman 1988; Heggberget *et al.* 1988; Barlaup *et al.* 1994), erfaringer fra tilsvarende undersøkelser i andre elver, og innhenting av lokal kunnskap. Resultatet fra boniteringen er presentert på kart der elveparti karakterisert som spesielt egnet for gyting er markert. Hovedandelen av den totale elvestrekningene er ikke gitt noen markering siden de fleste strekninger ikke peker seg ut som særlig egnet for gyting. Viktige gyteområder vil imidlertid med stor sannsynlighet også finnes på elvepartiene som ikke er markert som spesielt egnet for gyting. Dette fordi boniteringen hadde som mål å gi en grov kartlegging av gyteforholdene. Boniteringen ble derfor utført fra land og ikke ved dykking, noe som gjør at en lett kan komme til å overse viktige gyteområder. Dette gjelder spesielt i de større vassdragene Gaula og Nausta.

3.3.2 Gjelleundersøkelser

I alle vassdragene ble det tatt gjelleprøver høst og vår. Høstprøvene ble tatt av parr, mens vårprøvene ble tatt av fisk som morfologisk ble bedømt som smolt (Johnston and Eales 1967). I Hovlandselva, Ytredalselva og Lona ble det tatt prøver av 5 aure og 5 laks fra nederste fiskestasjon høst og vår. I Gaular ble det i tillegg tatt prøver av 5 fisk av hver art fra sideelvene Åmotselv og Årøyelv (høst og vår), fra Stordalselv (vår) og fra blandsonen nedstrøms Åmotselv (vår). Uegnete prøvetakingslokaliteter gjorde at det ikke ble tatt prøver fra blandsoner nedstrøms de andre sideelvene i Gaular om våren. I Nausta ble det tatt gjelleprøver av begge arter høst og vår i på nederste fiskestasjon i hovedelva, i sideelvene Åsedøla og Hyelva og av aure (stasjonær) i Trodøda. I tillegg ble det om høsten tatt prøver av begge arter i hovedelva oppstrøms Hyelva. Om våren ble det i tillegg tatt prøver av begge arter (smolt) i blandsonen nedstrøms Hyelva og av aure (resident) i blandsonen nedstrøms Trodøla.

Om høsten ble det tatt prøver både for histologisk undersøkelse ved Norges veterinærhøgskole, og for kvantitativ bestemmelse av aluminium ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. Om våren ble det kun foretatt kvantitativ Al-bestemmelse av gjelleprøvene.

For kvantitativ bestemmelse av aluminium i gjellehomogenat, ble andre gjellebue på fiskens høyre side prøvetatt og lagt på forhåndsveide, syrevaskede telleglass. Etter ankomst til laboratoriet ble gjellene frysetørket, veid og deretter oppsluttet i 10 % HNO₃. Aluminiumskonsentrasjonen ble målt på ICP, og er angitt som mengde aluminium (µg) pr gram gjelle i tørrvekt.

For den histologiske undersøkelsen ble andre gjellebue på fiskens venstre side dissekert ut og fiksert i 10 % fosfatbufret formalin. Vevet ble så, etter en standard metode, dehydrert og støpt i parafin for skjæring av tynne snitt. Fra hver gjelle ble ett snitt farget etter standard hemalun-eosin metode, og ett med solokrom azurin i sur løsning (ASA) for påvisning av metaller, blant annet aluminium og jern (Denton *et al.* 1984). Metaller som reagerer med fargestoffet benevnes som ASA-positivt materiale.

Snittene fra gjellene ble undersøkt lysmikroskopisk, uten at en på det tidspunkt hadde opplysninger om hvor fisken kom fra. En histologisk forandring består i at vevets struktur avviker fra det som regnes som normalanatomi, og vil i mange tilfeller bety at celler og vev har reagert på en ytre påvirkning. En kort forklaring av begrepene brukt for å beskrive histologiske forandringer og graderinger av gjelleforandringer er gitt nedenfor, og forøvrig vises til Kvellestad og Larsen (*in prep.*).

Hver gjellebue har flere filamenter (primærblader) som hver har to rader med lameller (sekundærblader). Overflaten av filamenter og lameller er kledd med epitelceller (dekkceller), som danner epitelet (et sammenhengende dekkcellelag). Epitelet fungerer som en barriere, og dets overflate danner gjelleoverflaten, som er kontaktflaten med vannet. Av epitelceller finnes blant annet slimceller, kloridceller og store flate celler (respiratoriske epitelceller).

Histologiske forandringer funnet i dette materialet kan grovt deles i to kategorier; avhengig av om de kan relateres til eksponering for surt vann eller ikke. I det følgende blir det gjort nærmere rede for faguttrykk som er brukt:

Forandringer som kan relateres til eksponering for metaller i surt vann:

- *Akkumulering av ASA-positivt materiale* (metaller). Siden farging med solokrom azurin i sur løsning (ASA) er en uspesifikk metode for påvisning av metaller, er det mest korrekt å omtale funnene som metallakkumulering. Histologisk kan man skille mellom ASA-positivt materiale på gjelleoverflaten (epiteloverflaten) eller som større og mindre ansamlinger (inkluderinger) inne i epitelet (intraepitelialt). I sistnevnte tilfelle kan det være vanskelig å avgjøre om ASA-positivt materiale ligger inne i eller ved siden av cellene, selv om det i flere tilfeller kunne lokaliseres til kloridcellene.
- *Nekrose* blir brukt om død av celler; det vil i dette tilfellet si celler i epitelet.

Forandringer som i visse tilfeller kan relateres til eksponering for metaller i surt vann:

- *Adhesjoner* (lamellære synechier) er det når det oppstår sammenklebning mellom lameller, vanligvis mellom deres ytre deler.
- *Fortykkelse av lameller* på grunn av flere (hyperplasi) og/eller større (hypertrofi) epitelceller, noe som innebærer et høyere epitel.
- *Epitelhyperplasi* blir brukt om en økning i antall epitelceller som tilsynelatende er lite differensierte og som finnes på filamentene mellom lamellene.
- *Kloridcellehyperplasi* vil si en økning i antall celler av denne typen.

I tillegg fantes en del andre forandringer som ble notert:

- *Celler som indikerer infeksjon* omfatter mange ulike celletyper. Hvite blodlegemer som under en betennelsesprosess har forlatt blodkarene og finnes i vevet, blir ofte omtalt som *betennesceller*, og inkluderer blant annet makrofager. Tre andre celletyper som også trolig indikerer infeksjon, og som forekom i epitelet, er *mastceller* (MC), *rodletceller* (RC) og *celler med eosinofil inklusjon i cytoplasma* (EI). Man vet lite om funksjonen til rodletceller, og den tredje celletypen er ikke funnet omtalt i litteraturen.

De fleste typer av forandringer som er omtalt over, er gradert semikvantitativt ut fra kriterier som er satt opp i **Tabell 2**. Kriteriene er satt opp ut fra den variasjonsbredde som histologiske forandringer erfaringsmessig viser i gjeller fra vill laks og aure, herunder fisk eksponert for metaller i surt vann.

Graderingen av histologiske forandringer som særdeles sparsomme, sparsomme, moderate, uttalte og særdeles uttalte er utelukkende basert på funnene i snittene og ikke på opplysninger om fysiologiske forandringer eller dødelighet. Det vil si at en forandring av sparsom grad kan tenkes å være av vesentlig betydning for fiskens overlevelse.

Tabell 2. Kriterier for gradering av histologiske forandringer i gjeller hos laks og aure. Dersom forandringer med sparsom forekomst forekommer så sjelden at det må letes grundig for å finne dem, er de karakteriserte som særdeles sparsomme og markerte med (1).

| Type vevsforandring | Tallverdi for og beskrivelse av grad av vevsforandring | | | | |
|---|--|---|---|---|---------------------------|
| | 0 | (1): Særdeles sparsom forekomst og 1: Sparsom forekomst | 2 | 3 | 4 |
| | Ikke påvist | | Moderat forekomst | Uttalt forekomst | Særdeles uttalt forekomst |
| ASA-pos. materiale på overflaten | Materiale ikke påvist | Materialet sitter stort sett fast til overflaten | Omtrent like mye av materialet ligger både fast og løst | Mesteparten av materialet ligger løst mellom lameller og filament | - |
| ASA-pos. materiale i gjelleepitelet Antall ansamlinger (inkludjoner) pr. 10. lamell | Ingen ansamlinger påviste | < 1 | 1-2 | > 2 | - |
| Adhesjoner mellom lameller Andel av lameller med forandring | 0 | <1/4 | 1/4 - 2/4 | 2/4-3/4 | 3/4-4/4 |
| Fortykkede lameller Andel av lameller med forandring | 0 | <1/4 | 1/4 - 2/4 | 2/4-3/4 | 3/4-4/4 |
| Hyperplasi av filamentepitel | 0 | Må lete litt for å finne område med forandring | Område med forandringer er lette å finne | Område med forandringer finnes over alt | - |
| Mastceller (MC), celler med eosinofile inkludjoner (EI) eller rodletceller (RC) i epitel | 0 | Et fåtall celler som man må lete litt for å finne | Cellene er lette å finne | Cellene finnes i stort antall de fleste steder | - |

3.4 Bunndyrundersøkelser

I september/oktober 1997 ble det tatt bunndyrprøver på 3 stasjoner i Hovlandselva og Ytredalselva, 2 stasjoner i Lona, på totalt 17 stasjoner i Gaula, og på 20 stasjoner i Nausta (se **Tabell 1**). I Nausta og Gaula ble det i tillegg presentert prøver som ble tatt på de samme stasjonene i juni 1997 (se egne kart under de respektive bunndyr-kapitlene). I april 1998 ble det tatt prøver på det samme stasjonsnettet som høsten 1997, men for Gaula og Nausta er det kun prøvene fra henholdsvis 5 og 4 stasjoner som er presentert, hovedsakelig på anadrome delen. Prøvene ble tatt ved sparkemetoden (Frost *et al.* 1971), samlet i hov med 250 µm maskevidde, konserverte på etanol og senere sortert og bestemt under lupe.

I ferskvann er det en nær sammenheng mellom det fysisk-kjemiske miljø og organismene som finnes der. De forskjellige artene har ulike krav til vannkvalitet og har minimums- og maksimumsverdier for hva de kan tåle av ulike ionekonsentrasjoner, dvs. artenes tålegrenser. Innenfor tålegrensene er det et

optimum hvor organismene trives best. Samspeilet mellom kjemiske, fysiske og biologiske faktorer bestemmer til sist hvor en art kan leve og trives i en ferskvannlokalitet. Summen av påvirkninger kan påføre organismene stress som videre påvirke tålegrensen. Det skal og påpekes at en faktor som er nær eller lik en organismes tålegrense, som regel får en "overordnet" effekt vedrørende artens eksistens.

I forbindelse med forsuring og kalking, er det først og fremst enkeltartenes tålegrenser med hensyn på konsentrasjonen av H^+ (pH) og aluminium som er avgjørende for deres eksistens. Kalsium og humus (målt som TOC) kan modifisere tålegrensene. Det er derfor flere kjemiske forhold som påvirker en arts tålegrense og gjør at grensen kan variere noe fra lokalitet til lokalitet.

Under suboptimale forhold kan det oppstå skader knyttet til reproduksjonsrater, levetid, vekst og endring av konkurranseforhold. Mengdeforholdet mellom følsomme og tolerante arter, henholdsvis under optimale forhold og forhold nær tålegrensene for følsomme arter, vil være forskjellig. I lite forsuret vann (pH > 6) er det nesten alltid en overvekt av døgnfluer i forhold til steinfluer. Ved økende forsuring øker stresset på døgnfluene og tettheten av individ synker raskt. Ved pH 5,5 er som regel alle de mest følsomme døgnfluene (*Baetis*) borte i rennende vann på Vestlandet, mens de tolerante steinfluene fortsatt er i stort antall (Raddum og Fjellheim 1984). Forholdstallet mellom følsomme døgnfluer og tolerante steinfluer kan derfor benyttes som et varsel om begynnende forsuring i rennende vann.

FORSURINGSINDEKSENE

Forsuringsindeks 1

Sammensettingen av følsomme og tolerante invertebrater kan brukes til å indikere forsuringen av en lokalitet (Fjellheim og Raddum 1990). Metoden gir store utslag ved endringer i vannkvalitet, men den gir ingen opplysninger om subletale effekter. Forsuringsindeks 1 kan være mellom 0 (sterkt forsuret) og 1 (lite forsuret). Ved bruk av modellen deles invertebratene inn i 4 kategorier med hensyn på toleranse til surt vann. Dersom det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,5 i lokaliteten gis denne en forsuringsindeks 1. I lokaliteter hvor ingen av disse artene er tilstede, men hvor det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5,0, får lokaliteten indeks 0,5 (moderat forsuringsskadet). Tilsvarende vil en lokalitet som inneholder arter som tåler pH ned til 4,7, men mangler de andre følsomme formene, oppnå indeks 0,25 (tydelig forsuringsskadet). Dersom det bare finnes arter med høy toleranse for surt vann, tåler pH < 4,7, gis lokaliteten indeks 0 (sterkt forsuringsskadet).

I sterkt forsurrede vassdrag varierer indeksen lite. Vassdrag som er mindre forsuret, eksempelvis på Vestlandet, har derimot ofte en vannkvalitet nær tålegrensene til mange arter. Her kan det være tydelige variasjoner i faunaen fra år til år avhengig av mengden surt nedfall. Vanligvis er indeksen lavere om våren enn om høsten (Raddum og Fjellheim 1995). Store forskjeller mellom vår og høst indikerer følsomme og ustabile systemer. Erfaring viser dessuten at ved indeks 0,5 har laksen store problemer med å overleve og er som regel utdødd.

Forsuringsindeks 2

Denne indeksen er en videreutvikling av indeks 1. Som nevnt foran, tar ikke indeks 1 hensyn til subletale skader på invertebratfaunaen. Imidlertid kan forholdet mellom de mest følsomme døgnfluene, *B. rhodani*, (D) og de mest tolerante steinfluene (S) i rennende vann utnyttes for å avdekke begynnende skader innen nivået 1 (forsuringsindeks 1). I lokaliteter med god vannkvalitet er forholdstallet D/S nesten alltid > 1 (Raddum og Fjellheim 1984). I pH-området fra 6,0 til 5,5 synker forholdstallet raskt mot 0. Forsuringsindeks 2 tar hensyn til dette forholdet når indeks 1 er > 0,5. Indeks 2 brukes bare når den mest følsomme døgnfluen *B. rhodani* er til stede som eneste art av de mest følsomme og skrives da som: Indeks 2 = 0,5 + D/S. (Det er bare aktuelt å bruke denne indeksen for rennende vann). Dersom summen er > 1, settes verdien til 1, mens en ved lavere verdier oppgir

tallverdien. Er det andre meget følsomme arter til stede, eks. snegl, settes indeksen til 1 uavhengig av forholdstallet.

3.5 Vurderingskriterier

Her redegjøres det relativt utførlig for de vurderingskriterier som er brukt i denne rapporten, mens resultatet av vurderingene er gitt i kapittel 4.6. Undersøkelsen skal danne grunnlag for å vurdere forsurening og regulering (Hovlandsvassdraget) som problem for fisken, og for å vurdere tiltak for styrking av lakse- og aurebestandene.

I denne rapporten har vi benyttet et vurderingssystem for vannkjemi som bygger på Hindar *et al.* (1997). For de andre datasettene er det på samme måte foretatt vurdering og skalering av de observasjoner som er gjort i undersøkelsen. Skaleringen bygger det som er anses for å være ekstrem- og normalverdier på bakgrunn av erfaringsmateriale fra en rekke vassdrag og fra eksponeringsforsøk med ulike vannkvaliteter.

3.5.1 Vannkjemi

Følgende datasett og opplysninger ligger til grunn for vurderingen av vannkvaliteten i vassdrag og sidevassdrag i denne undersøkelsen:

- Vannkjemiske data i denne undersøkelsen
- Data fra eksperimentelle forsøk med eksponering av smolt til ulike vannkvaliteter (inklusive testing av sjøvannstoleranse)
- Geografisk plassering og fare for sjøsaltepisoder og blandsoner (forsuringssituasjonen, målt vannkjemi, hydrologi og plassering i forhold til havet og lakseførende strekning)
- Regionale vannkjemiske innsjøundersøkelser (1000-sjøers data) og kart for tålegrenseoverskridelser
- Opplysninger om bestandsreduksjoner

Vannkjemiske data

Data fra denne undersøkelsen er fra årstider med antatt dårligst vannkvalitet for laks. Spesielt vil data fra våren være viktige å vurdere fordi smoltifiseringen foregår på denne tida. De hydrologiske og klimatiske forholdene før og på prøvetakingstidspunktet avgjør imidlertid hvor representative resultatene er for denne perioden i lokaliteten. Det kan også være stor variasjon i vannkvalitet mellom år. Vannkvaliteten i våre prøver fra de overvåkede vassdragene Gaular og Nausta høsten 1997 og våren 1998 hører definitivt til de beste siden overvåkingen startet i 1980 (SFT 1996). Det er grunn til å tro at det samme er tilfellet for de andre undersøkte vassdragene. Dette skyldes en generell vannkvalitetsbedring, men det er sannsynlig at enkeltår i framtida kan ha dårligere vannkvalitet enn det som ble målt i denne undersøkelsen.

Labilt aluminium

Helt fra aluminium for første gang ble satt i sammenheng med forsurening og fiskedød (Schofield 1977) og fram til idag er det gjennomført omfattende forskning på sammenhengen mellom ulike vannkvaliteter og fysiologiske skader på laks og andre fiskearter. Det har lenge vært kjent at laksesmolten er mer følsom enn andre aldersgrupper for laks og at laksen er mer følsom enn andre fiskearter (Rosseland og Skogheim 1984; Rosseland *et al.* 1986). En rekke forsøk de siste årene viser at laksesmolten er ekstremt følsom selv for lave aluminiumskonsentrasjoner (Staurnes *et al.* 1995).

Lave konsentrasjoner av labilt aluminium har i forsøk vist seg å være kritisk for stedegen og anleggsprodusert laksesmolt, og de målte skadene ser ut til å være uavhengig av den laksestamme molten representerer. På bakgrunn av smoltforsøk er vurderingsgrunnlaget i Tabell 3 framkommet. Ved lave konsentrasjoner av labilt Al kan usikkerheten knyttet til skade være stor, men når

konsentrasjonene er under 10 µg/L er det temmelig sannsynlig at skader ikke påvises ved korttidseksponering av smolt. Usikkerheten i vurderingen er størst i området 10-20 µg/L Al, mens den avtar igjen ved høyere konsentrasjoner. Kunnskaper fra vassdrag der laksen er utdødd eller har påviselige problemer p.g.a. forsurening bidrar til at sikkerheten om fare for skader på bestanden øker jo høyere konsentrasjonene blir. Det vil i praksis være helt umulig å fastslå hvor faregrensen for bestanden går fordi den øvrige vannkjemien også avgjør giftvirkningen og fordi en subletal skade på enkeltindivider av smolt ikke nødvendigvis har betydning for bestanden.

Tabell 3. Fare for skade på laksesmolt ved ulike maksimalkonsentrasjoner av labilt aluminium. Skadevurderingene er gjort med basis i eksperimentelle forsøk der smolt er eksponert til ulike vannkvaliteter og deretter testet på kritiske variable (Kroglund *et al.* 1993; 1994; 1996; Staurnes *et al.* 1995).

Følgende inndeling er gjort:

- : ingen skade
- (x) : liten eller ingen skade
- x : moderat skade
- xx : betydelig skade
- xxx : betydelig skade - moderat dødelighet
- xxxx : betydelig skade - betydelig dødelighet

| Kons. av labilt Al (µg/L) | Fare for skade i ferskvann | Fare for skade i sjøvann |
|---------------------------|----------------------------|--------------------------|
| 0-4 | - | - |
| 5-9 | - | (x) |
| 10-14 | (x) | x |
| 15-19 | x | xx |
| 20-29 | xx | xxx |
| 30-49 | xxx | xxxx |
| 50 | xxxx | xxxx |

Sjøsøltepisoder og fare for at slike oppstår

Påvisning av sjøsøltepisoder gjøres ved å beregne konsentrasjonen av natrium i forhold til klorid i vannprøver fra vassdragene. En sjøsøltepisode kan defineres som en periode med høy konsentrasjon av sjøsølter i nedbøren, store nedbørmengder og en tydelig "negativ konsentrasjon" av beregnet ikke-marin natrium. I denne undersøkelsen har vi sett på konsentrasjonen av ikke-marin natrium (Na^{*}) som en indikator på om sjøsøltepisoder har inntruffet. Sannsynligheten for at en slik episode kan skape problemer vurderes bl.a. ut fra om adsorpsjonen av natrium i jordsmonnet kompenseres med H⁺-ioner og aluminium ved ionebytting og dermed økte konsentrasjoner i avrenningsvannet. Faren for sjøsøltepisoder kan også vurderes ved å se på geografisk plassering av sidevassdrag i forhold til kysten og samtidig se på forsurenings situasjonen i vassdraget. Hindar *et al.* (1994) påviste at økningen i kloridkonsentrasjon i forhold til normalkonsentrasjonen i 15 vassdrag var signifikant korrelert ($r^2 = 0.81$; $n = 15$) med Na^{*}.

I de sureste vassdragene vil vannkvaliteten uansett være uakseptabel for laks og tiltak bør settes iverk. Det er ikke så interessant om vannkvaliteten i perioder blir enda mer ugunstig. I de moderat forsurede vassdragene og i de vassdragene som er så lite forsuret at vannkvaliteten i multifiseringsperioden kan være gunstig noen år, men ugunstig andre år, vil vurderingene være viktige. Det vil derfor være svært avgjørende om et vassdrag eller sidevassdrag er en potensiell Al-kilde. Selv om konsentrasjonen av aluminium var lav på prøvetakingstidspunktet kan slike episoder inntreffe hvis forutsetningene er til stede. Sjøsøltepisoder kan forsterke blandsoneproblemet, som derfor er trukket inn her. Hyppigheten

av sterke sjøsaltepisoder er selvsagt umulig å fastslå og sannsynlighetsvurderingen refererer ikke til dette, bare om slike episoder kan skape problemer hvis de først inntreffer.

Blandsoner og fare for at slike oppstår

Skogheim *et al.* (1984) påpekte betydningen av Al-kinetikk for laksedøden i Ognå i august 1982. Det som seinere er blitt kalt blandsoner vil inntreffe hvis surt, aluminiumsholdig vann blandes med vann av bedre kvalitet, dvs. høyere pH (Rosseland *et al.* 1992). Disse ulikevektsonene (blandsonene) har vist seg å være særlig skadelige for laks. En rekke situasjoner vil kunne produsere slike ulikevektsoner, også kalking (Rosseland og Hindar 1991). Hvis sonene skapes i vassdragsavsnitt som må passeres av smolt, øker faren for skader på smolt, og det er disse områdene som derfor er mest interessante.

Overvåkingsdata hentes normalt på stasjoner langt nede i vassdraget og vil slik sett være representative for den lakseførende strekningen, men aluminiumsmobilisering og episodiske endringer i vannkvalitet i sidevassdrag kan være betydelige uten at dette kommer like klart fram i overvåkingsserien. Slike episoder kan være av betydning selv om Al-konsentrasjonen etter innblanding i hovedvassdraget ikke endres vesentlig. Det skyldes at det kan skapes kjemisk ulikevekt i de vassdragsavsnitt der aluminium tilføres. Det kan også være at en kontinuerlig tilførsel av uorganiske Al-forbindelser kan være viktig i tillegg til den målte konsentrasjonen. En skal være oppmerksom på at Al-skader på gjelleoverflater på mange måter kan betraktes som en akkumulert skade, den oppstår etter en viss eksponeringstid. Tiden det tar før skade oppstår vil sannsynligvis være avhengig av både konsentrasjon, tilførselshastighet og ulikevektsituasjon, og da kan selv svært lave konsentrasjoner i gitte tilfeller sannsynligvis gi skade. På den annen side vil gjellene restitueres raskt (dager) hvis vannkvaliteten bedres, og skadebildet kan derfor reverseres.

Skogsfelt og skogplantefelt kan forsterke forsuringseffekter (Jenkins *et al.* 1990) og dermed mobiliseringen av aluminium, særlig i kombinasjon med sjøsaltepisoder (Hindar *et al.* 1995). Eksempler på slike felt er nedbørfeltene til Stordalselva og Årøyelva i Gaularvassdraget. Disse drenerer til nedre del av vassdraget, der faren for sjøsaltepisoder kan være store og der problemet med blandsoner vil være størst.

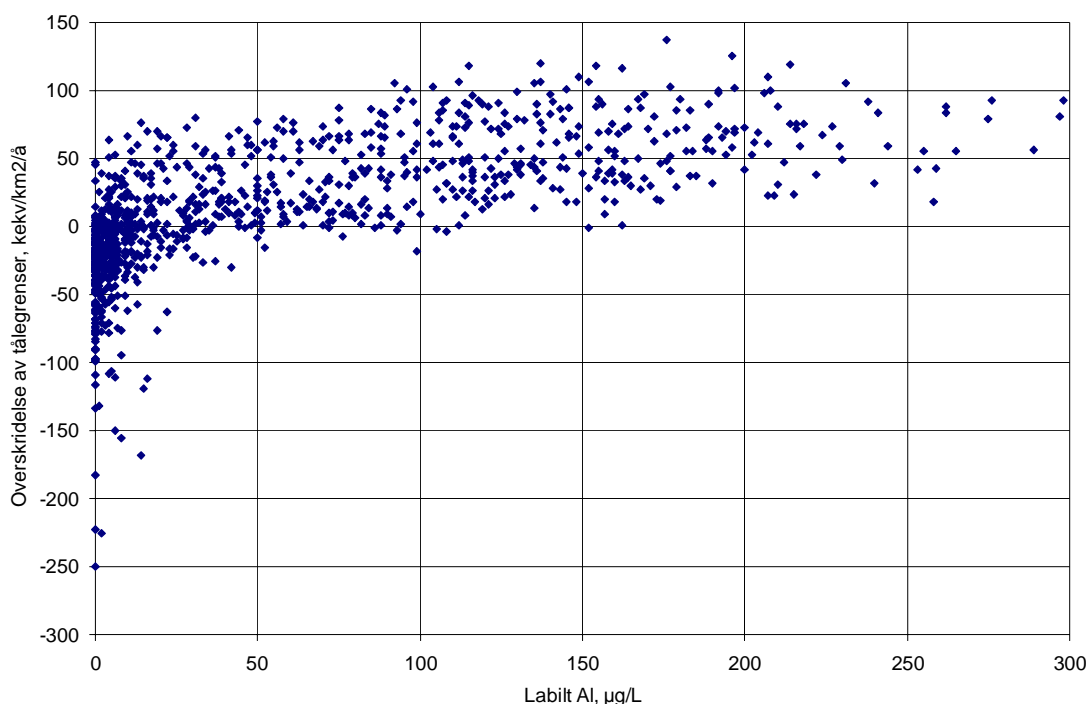
Tålegrenseoverskridelser

Vassdragene kan vurderes ut fra i hvor stor grad naturens tålegrense for sterk syre er overskredet i det området vassdraget ligger i, men det er knyttet usikkerhet til hvor representative tålegrensekartene er for de enkelte vassdrag. Tålegrenseoverskridelsene er basert på vannkvalitetskravene til innlandsaure (Lien *et al.* 1992; Henriksen *et al.* 1996) og ikke laks, men sannsynligheten for skade på laks er minst like stor som for aure ved en gitt overskridelse. Det er fordi laksen, spesielt laksesmolten, er langt mer sensitiv overfor lav pH og aluminium enn innlandsauren (Rosseland og Skogheim 1984; Rosseland *et al.* 1986). Dessuten er laks mer utsatt ved episodisk forsuring og økt aluminiumsmobilisering fordi dette gjerne skjer nettopp i smoltifiseringsperioden. Laksesmolten spesielle vannkvalitetskrav gjør at tålegrenseoverskridelser basert på innlandsaure vil være et klart signal om at det er fare på ferde for laksen. På den annen side ligger anadrom strekning i et vassdrag i lavtliggende områder, som sannsynligvis har bedre vannkvalitet enn de innsjøene som er med i de regionale innsjøundersøkelsene. Overskridelseskartene (sist oppdaterte kart finnes i Henriksen *et al.* 1996 og i Hindar *et al.* 1996 og Skjelkvåle *et al.* 1997) må derfor brukes med en viss varsomhet.

Samtidig må det understrekes at tålegrensekartene som er lagt til grunn her er basert på en innsjø i hver av rutene på ca. 190 km² (arealet er et middel for undersøkelsesområdet). Vassdrag av Gaularvassdragets lengde passerer gjennom 6-8 ruter, mens mindre vassdragene (Hovland, Ytredal, Lona) bare berøres av 2-3 ruter. Kartene representerer et regionalt mønster, og det kan være nyanser innenfor hver rute avhengig av berggrunnsgeologien. For større vassdrag mener vi likevel at

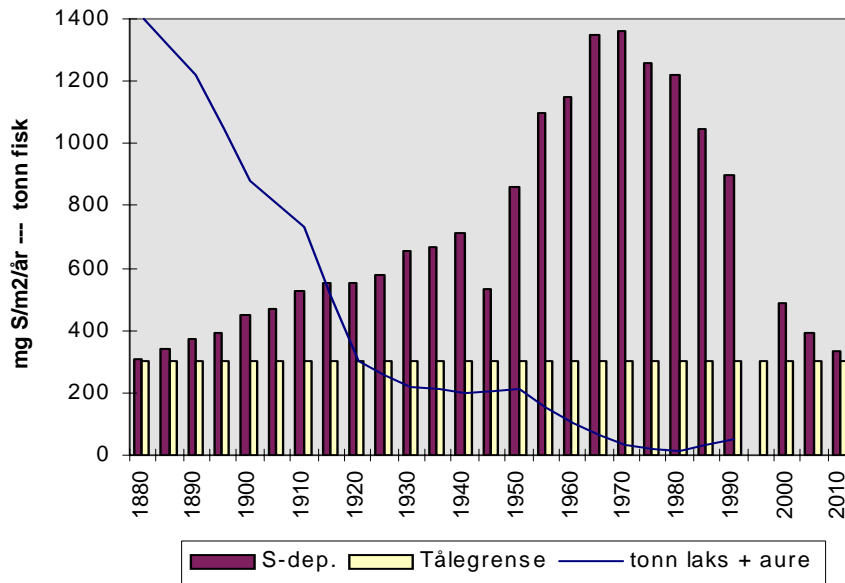
tålegrenseoverskridelser, slik de framkommer på disse kartene, vil være en indikasjon på at vannkvaliteten i området kan være uakseptabel for laks p.g.a. faren for aluminiumsmobilisering. For mindre vassdrag er usikkerheten svært stor.

Overskridelse av tålegrense innebærer økt sannsynlighet for høy konsentrasjonen av labilt aluminium, se Figur 2 og at innlandsauren er skadet (Henriksen og Hesthagen 1993; Henriksen *et al.* 1993). Det at vassdraget ligger i et område som har overskridelser vil derfor innebære at sannsynligheten for mobilisering av aluminium er tilstede. Tålegrenseoverskridelse kan derfor være ett av flere kriterier for vurdering av tiltak.



Figur 2. Konsentrasjonen av labilt aluminium i norske innsjøer i forhold til graden av tålegrenseoverskridelse. Vannkjemiske data er fra 1000-innsjøers undersøkelsen i 1986, mens overskridelser er beregnet som et middel for perioden 1988-1992.

Tålegrenseoverskridelsene vil etterhvert avta hvis Oslo-avtalen av 1994 om reduserte svovelutslipp i Europa (UN 1994) etterleves (Henriksen *et al.* 1996), se **Figur 3**. Men situasjonen på Vestlandet vil fortsatt kunne være uakseptabel også etter år 2010. Tålegrensen vil fortsatt være overskredet i store deler av dette fylket og Vestlandet forøvring, i motsetning til hva tilfellet vil være på Østlandet. Data fra Mylona (1993), framkommet ved tilbakeberegning av svoveldeposisjon for Sør-Norge, viser at selv lave tålegrenseoverskridelser omkring år 1900 kan ha satt igang laksedøden i Sørlandselver, se Figur 3.



Figur 3. Svoveldeposisjon i Birkenesruta (EMEP-rute 1720) og laksestatistikk for sju Sørlandselver fra år 1880, og med prognoser fram til 2010. Tilbakeberegning av svoveldeposisjon er gjort av Mylona (1993), mens beregning av deposisjon (prognoser) framover mot 2010 er gjort av DNMI, se Henriksen *et al.* (1996).

3.5.2 Ungfiskundersøkelser

Høsten 1998 ble det samlet inn et omfattende materiale fra hvert vassdrag for vurdering av tetthet, arts- og alderssammensetning av ungfisk. Det ble tatt ut gjelleprøver for vurdering av forandringer forårsaket av forurening/aluminium og for kvantitativ aluminiumsanalyse. Våren 1998 ble det samlet inn gjelleprøver fra smolt fra de samme lokalitetene, i tillegg til en del blandsoner nedstrøms sideelver. Disse gjelleprøvene er analysert for aluminium.

Rekruttering

I denne undersøkelsen ble det funnet aure på alle lokaliteter innenfor anadrom strekning, og parr av aure på disse strekningene er antatt å være sjøaure. Laks er mest følsom overfor forurening, og utslag på de nedennevnte kriteriene vil først gjøre seg gjeldende for denne arten. Sammenlikninger mellom fangststatistikk (Gaula og Nausta) og resultater av elfiske i vassdraget er benyttet som en del av vurderingen når det gjelder forventet rekruttering av laks. Basert på erfaring fra Vestlands-vassdrag har vi foretatt en inndeling av el-fiskematerialet av laks i følgende kategorier:

- Normal tetthet og årsklassefordeling: Ingen rekrutteringssvikt
- Lavere tetthet enn forventet i forhold til habitat: Liten eller ingen rekrutteringssvikt
- Fravær av en eller flere årsklasser: Moderat til betydelig rekrutteringssvikt
- Laks forekommer årvisst i fangststatistikk, men registreres ikke ved el-fiske: Betydelig til total rekrutteringssvikt

I regulerte vassdrag er forhold forårsaket av regulering avveiet mot årsaker knyttet til vannkvalitet. I denne undersøkelsen gjelder dette bare for Hovlandsvassdraget.

Gjellehistologi

For histologiske gjelleundersøkelser er graderingen av histologiske forandringer benyttet til inndeling i kategorier etter en skala fra 0 til 4 (se **Tabell 2** ovenfor). I vurderingskriteriene nedenfor har vi sett på graden av forekomst av ASA-positivt materiale (metaller) på gjelleoverflaten og i gjelleepitelet. Slike forekomster anses for å være direkte knyttet til vannkvaliteten. Følgende inndeling er foretatt:

- Ingen forandring
- Liten eller ingen forandring
- Moderat forandring
- Betydelig forandring

Kvantitativ aluminiumsanalyse

For vurdering av kvantitative aluminiumsanalyser har vi benyttet erfaringsmateriale fra tidligere undersøkelser. Materialet er preget av store variasjoner i aluminiumskonsentrasjon (høye standardavvik), men av klare nivåforskjeller i middelverdier mellom vannkvaliteter med høyt og lavt innhold av labilt aluminium. En antatt årsak til høye standardavvik er at fisk akkumulerer aluminium i gjelleslimet, for så å kvitte seg med slimet (Lacroix *et al.* 1993), og at elimineringen av Al fra gjellene er en mye hurtigere prosess enn akkumuleringen. En annen forklaring kan være at ulike individer av fisk har ulik forhistorie med hensyn til eksponering for aluminium, f. eks. avhengig av posisjon i forhold til en blandsonne. For smolt i utvandringfasen kan slike forhold tenkes å gi store utslag for aluminiumskonsentrasjon på gjellene (Bjerknes *et al.* 1997). Det er en hovedtendens, både i ekspneringsforsøk og i prøver fra villfisk, at aure ser ut til å akkumulere mindre aluminium på gjellene enn laks på samme lokalitet (Bjerknes *et al.* 1997).

I våre vurderinger har vi tatt utgangspunkt i ytterpunktene av en skala for konsentrasjoner av gjellealuminium. Det ene punktet er representativt for god vannkvalitet og fisk som viser normale verdier for plasmaklorid og hematokritt. Det andre ytterpunktet er gjellealuminium målt under episoder med fiskedød eller høyt stressnivå (målt som lavt plasmaklorid/høy hematokritt).

Kroglund *et al.* (1997) oppgir Al-konsentrasjon hos referansefisk av laks fra klekkeri i Suldal til 6 ± 5 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt gjelle. Bjerknes *et al.* (1997) oppgir Al-konsentrasjonen hos referansefisk for laksesmolt fra Eidsland klekkeri til 75 ± 28 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt gjelle ($n=5$), og tilsvarende for sjøauresmolt til 36 ± 9 $\mu\text{g/g}$ ($n=5$). Fiskene det her refereres til var normale med hensyn til andre parametre (plasmaklorid og hematokritt). Åtland *et al.* (1998) undersøkte fisk og vannkvalitet i Sjørebøelva i Høyanger høsten 1996 og våren 1997. Vassdraget skiller seg ut med spesielt god vannkvalitet med høye pH-verdier og lave Al-konsentrasjoner, også i flomeepisoder. Konsentrasjonen av aluminium i gjelleprøver fra aure i denne elva var 22 ± 13 $\mu\text{g/g}$ i prøver fra oktober 1996, og 25 ± 3 $\mu\text{g/g}$ i prøver fra mai 1997 (Åtland *et al.* 1998).

I forbindelse med fiskedød i Daleelva i Høyanger i april 1997 (Åtland *et al.* 1998) ble det tatt gjelleprøver av både aure og laks. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium var 945 ± 620 $\mu\text{g/g}$ for laks og 461 ± 477 $\mu\text{g/g}$ for aure (Åtland *et al.* 1998). Som det fremgår av standardavvikene var det stor spredning i verdiene. Konsentrasjonene varierte fra 358 til 2762 $\mu\text{g/g}$ for laks ($n=14$), mens tilsvarende variasjon for aure var 118 til 2532 $\mu\text{g/g}$. Det var ikke noe tydelig skille i aluminiumskonsentrasjon mellom tilsynelatende normal fisk, fisk med mye slim på gjellene og døende fisk.

Aluminiumsverdiene fra denne undersøkelsen befinner seg på en skala mellom de ovennevnte ytterpunkter. Da laks er mest følsom, og i de fleste tilfelle har høyere konsentrasjon av aluminium på gjellene enn aure fra samme lokalitet, er konsentrasjonsverdiene for laks benyttet i disse vurderingene.

3.5.3 Bunndyr

Forsuringsindeks 1 og 2 er basert på ulike arters tålegrenser og forholdstallet mellom sensitive døgnfluer og tolerante steinfluer, se kapittel 3.4. Indeksene gir utsagn om forsuringstilstanden inndelt i ulike kategorier. Tilstandskategoriene kan brukes til å bedømme behovet for kalking av elvestrekninger der en ønsker å bevare forsuringssensitive organismer. For dette har vi benyttet en inndeling i 4 kategorier:

- Forsuringsindeks 1 og 2 = 1. Vassdraget synes ikke å ha skadelig vannkvalitet for sensitiv fauna. I forsuringutsatte områder bør forholdene allikevel kontrolleres med visse mellomrom.
- Forsuringsindeks 1 = 1, mens indeks 2 <1. Vassdraget kan ha ustabil vannkjemi og bør holdes under oppsikt, men det er ikke behov for umiddelbare tiltak.
- Forsuringsindeks 1 = 0,5 . Vassdraget bør kalkes for å hindre ytterligere skade (føre var prinsippet) på fauna.
- Forsuringsindeks 1 < 0,5. Vassdraget må kalkes for å få tilbake sensitiv fauna.

3.5.4 Totalvurdering

På grunnlag av en samlet vurdering etter de nevnte kriteriene er elver og sidevassdrag klassifisert i fire kategorier:

1. Lokaliteten bør/må kalkes
2. Lokaliteten vurderes for kalking og bør/må følges opp videre
3. Kalking anbefales ikke, men lokaliteten bør følges opp
4. Kalking anbefales ikke, og lokaliteten kan utgå av videre oppfølging

For Hovlandsvassdraget er i tillegg endringer påført gjennom vassdragsregulering, og mulige tiltak for å motvirke dette, vurdert. Andre trusselfaktorer mot fiskebestandene ligger utenfor målet med denne undersøkelsen, og er ikke vurdert. Det er heller ikke tatt hensyn til om kalking vil være lønnsomt ut fra rene kost-nytte vurderinger.

4. Resultater og diskusjon

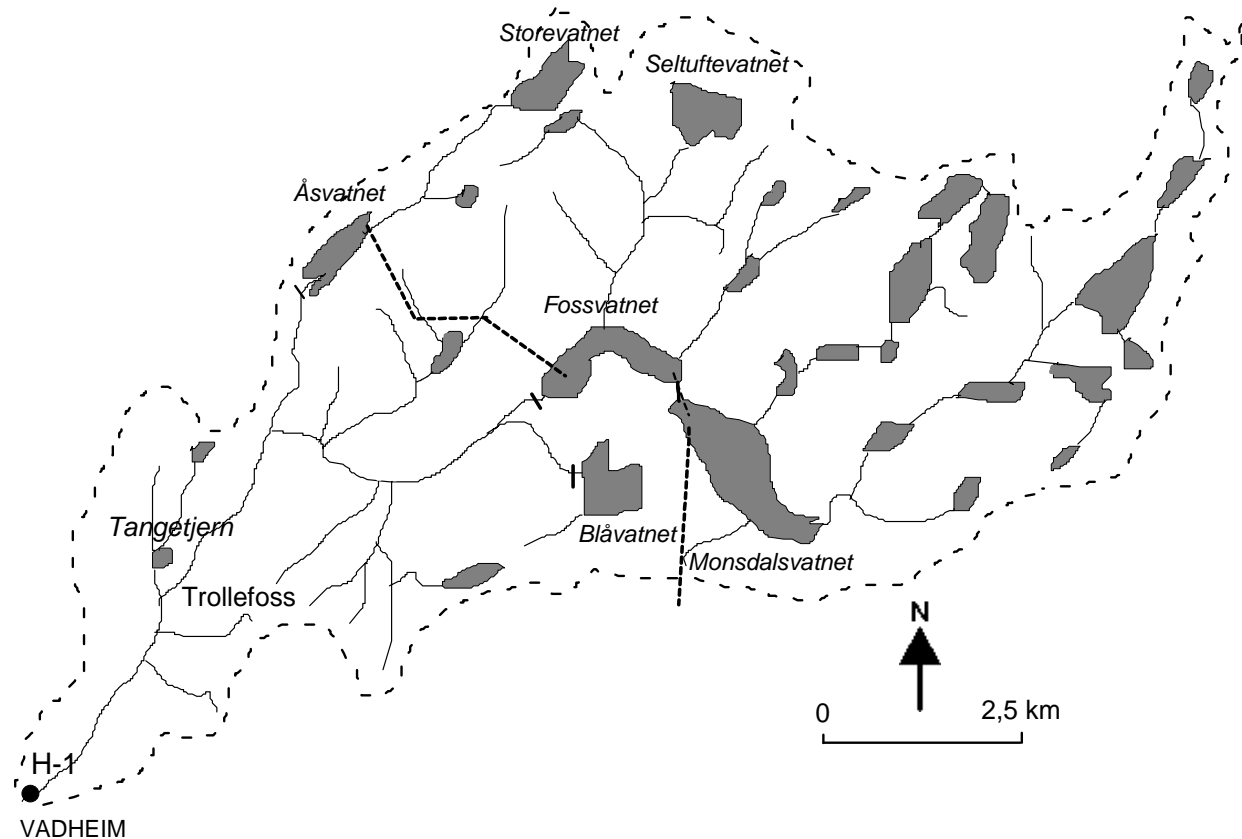
4.1 Hovlandsvassdraget (Indredalsvassdraget) (080.1Z)

4.1.1 Områdebeskrivelse

Vassdraget har et naturlig nedbørfelt på 70.4 km², ligger i Høyanger og Gaular kommuner og munner ut i Vadheimsfjorden ved Vadheim (**Figur 4**). Feltet grenser opp til Ytredalsvassdraget i vest, Gaularvassdraget i nord og til Høyangervassdraget og Kråkevassdraget i øst. Feltet strekker seg opp mot 1100 m o.h. Hele 47.1 km² (67 %) av nedbørfeltet er overført til Uldalsvatn i Kråkevassdraget og videre til Bergsvatn i Øyrevassdraget (Høyangerreguleringen). Overføringen omfatter hele den delen av feltet som ligger over 640 m o.h.

Berggrunnen i nedbørfeltet består vesentlig av gneis. Nedbørfeltet har et kystnært klima med milde vintre og kjølige somre. Årsnedbøren varierer fra omkr. 2000 mm i nedre del til omkr. 2500 mm i øvre del av nedbørfeltet, med en spesifikk avrenning på 65-70 l/s km². Dette tilsvarer en middelvannføring på 1.5 m³/s dersom man ser bort fra overløp fra den regulerte delen av feltet.

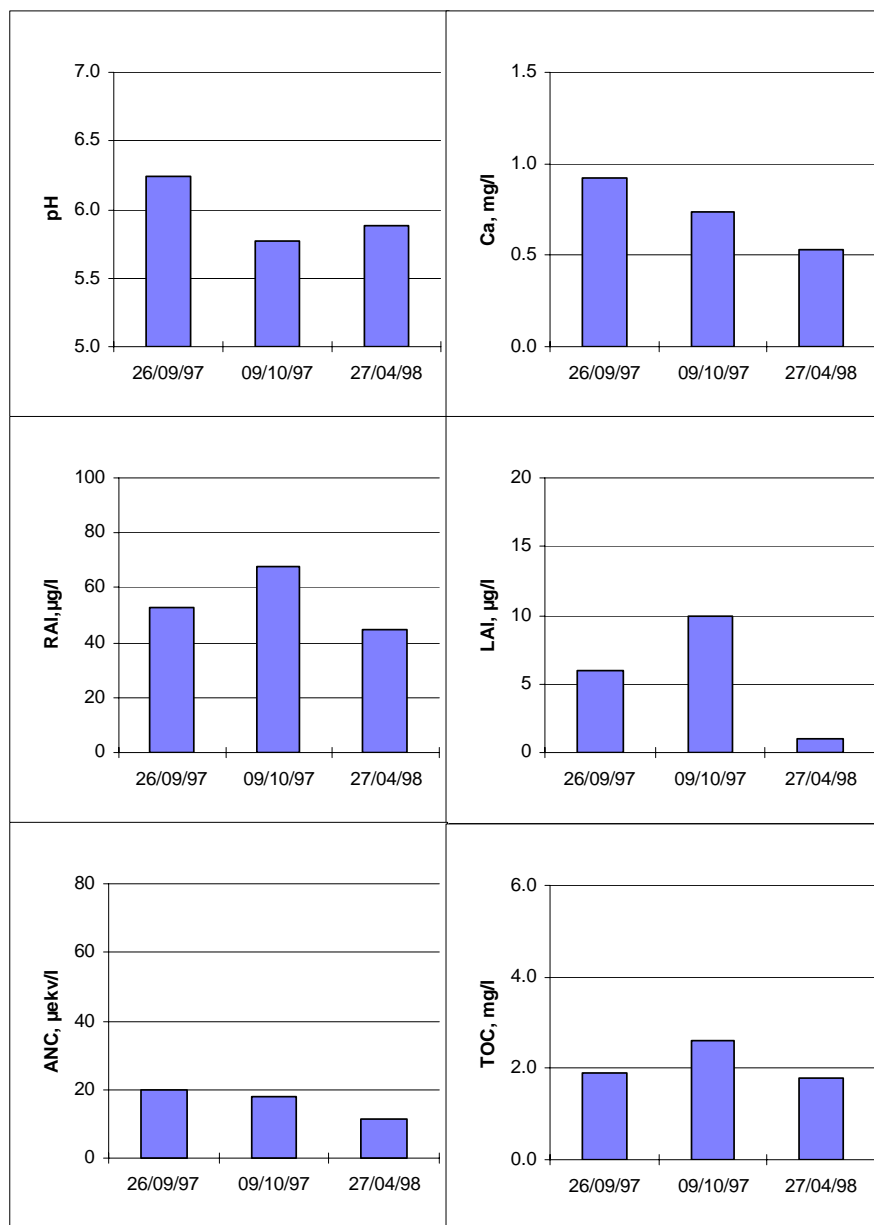
Den lakse- og sjøauførende strekningen i Hovlandselva er om lag 5 km fra sjøen til Trollefossen. Anadrom fisk kan også gå opp i sideelva som renner ut i Hovlandselva fra Tangetjern, ca 400 m nedstrøms Trollefossen. Tilgjengelig strekning i denne sideelva er ca 1 km, inkludert det 300 m lange Tangetjernet.



Figur 4. Kart over Hovlandsvassdraget med grensene for det opprinnelige nedbørfeltet. Stasjon H-1 (Vannkjemi og gjelleprøver) er avmerket. En stor del (67%) av vassdragets opprinnelige nedbørfelt er fraført, og de viktigste overføringene er vist med stiplede linjer.

4.1.2 Vannkjemi

Hovlandselva hadde god vannkvalitet den 26.09.97, med pH 6.24 og lite labilt Al (6 µg/L) (**Figur 5**). Den 09.10.97 derimot var pH 5.77 og konsentrasjonen av labilt Al var 10 µg/L. Ved begge anledninger var konsentrasjonen av reaktivt Al mellom 50 og 70 µg/L, men noe av årsaken til dette relativt høye nivået kan skyldes Al knyttet til organisk stoff siden TOC-konsentrasjonene var hhv. 1.9 og 2.6 mg/L. ANC er lav, 20 µekv/L eller lavere i alle prøver.



Figur 5. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC i Hovlandselva ved de to prøvetakingstidspunktene høsten 1997, og ved prøvetakingen i april 1998.

Vannkvaliteten i Hovlandselva var trolig akseptabel for laks høsten 1997, men basert på et større datasett fra Vestlandet fra 1994/95 (Hindar *et al.* 1997) kunne en forvente at vannkvaliteten våren etter skulle bli dårligere. Da er også laksen mer sensitiv og det stilles større krav til god vannkvalitet. Konsentrasjonen av labilt aluminium var imidlertid lav den 27.04.98, helt nede i 1 µg/L. Siden dette

er en differanse mellom reaktivt og ikke-labilt Al, er usikkerheten stor. Lavere kalsiumkonsentrasjoner og lavere konsentrasjoner av de fleste andre målte ioneslag viser at vannkvaliteten var "tynnere" i april enn høsten før. Konsentrasjonen av løst organisk stoff (målt som TOC) var likevel på samme nivå som i høstprøvene. ANC = 20 $\mu\text{ekv/L}$ er definert som tålegrenseverdi for aure (Lien *et al.* 1992). ANC \leq 20 $\mu\text{ekv/L}$ i Hovlandselva indikerer en ustabil vannkjemi som kan være skadelig for laksefisk.

4.1.3 Fisketettheter og bestandsforhold

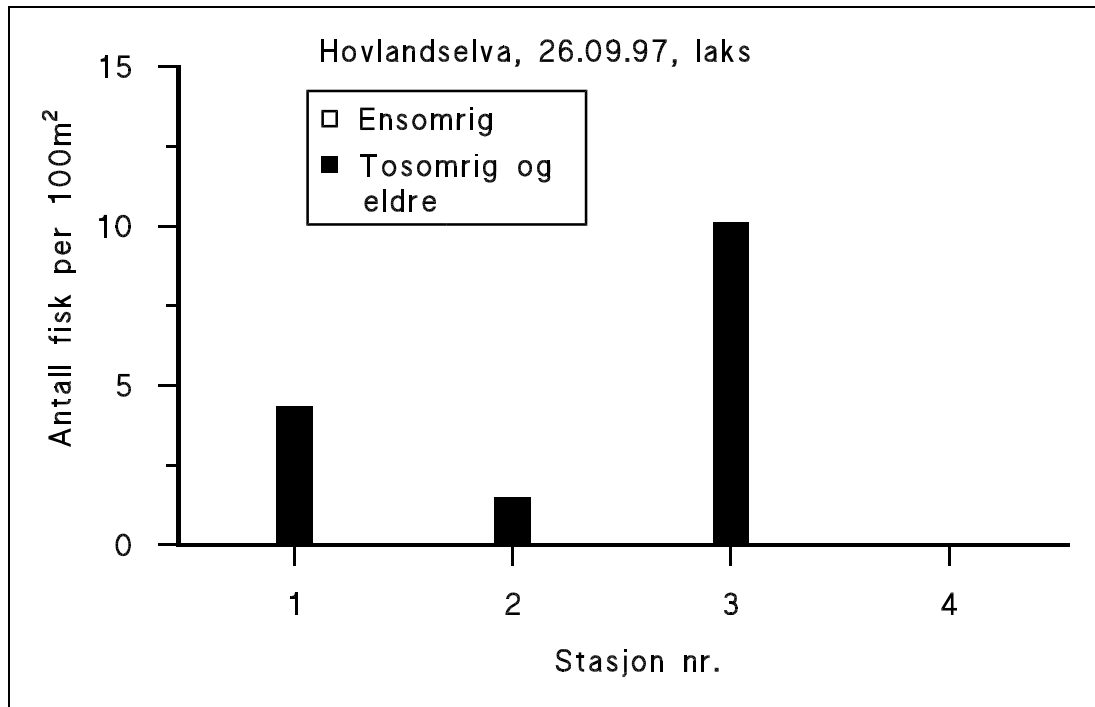
De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 26.09.1997 og omfattet tetthetsestimering av ungfisk på 4 stasjoner på den lakseførende strekningen. Kartreferansene for de ulike stasjonene er gitt i **Tabell 27** i Vedlegg B. Stasjonene ble overfisket tre ganger i henhold til metodikk beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). Arealet på stasjonene varierte fra 50 til 100 m^2 (se **Tabell 27** i Vedlegg B). Det er ikke tidligere utført ungfiskundersøkelser i vassdraget.

Det foreligger ikke offisiell fangststatistikk for Hovlandselva. Det eneste året med tilgjengelig fangstrapport er 1992 da det ble innrapportert fangst av 25 laks med en samlet vekt på 73 kg, og 6 aurer men en samlet vekt på 6 kg (Lakseregisteret, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim).

Ungfisketettheter av laks

Ved fiske av de fire undersøkte stasjonene i Hovlandselva ble det totalt tatt 13 laks fordelt på de tre nederste stasjonene (Stasjon 1-3). Det ble bare funnet eldre laks, årsyngel ble ikke påvist på noen av stasjonene (**Figur 6**). Det aldersbestemte materialet som ble samlet inn nedstrøms stasjon 1 bestod utelukkende av tresomrig fisk med en gjennomsnittlig lengde på 12,7 cm (**Tabell 4**). Basert på lengdefordelingen er det sannsynlig at samtlige laks tatt på stasjonene var tresomrig eller eldre. Dette viser at ikke bare den ensomrige laksen, men trolig også den tosomrige, var fraværende på stasjonsnettet i Hovlandselva. Tetthetene av ungfisk var lave på stasjon 1 (4,4/100 m^2) og stasjon 2 (1,5/100 m^2), mens det var noe høyere tetthet (10/100 m^2) på stasjon 3 (**Figur 6**). Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for laks på de fire stasjonene var 5,3/100 m^2 (SD=4,35).

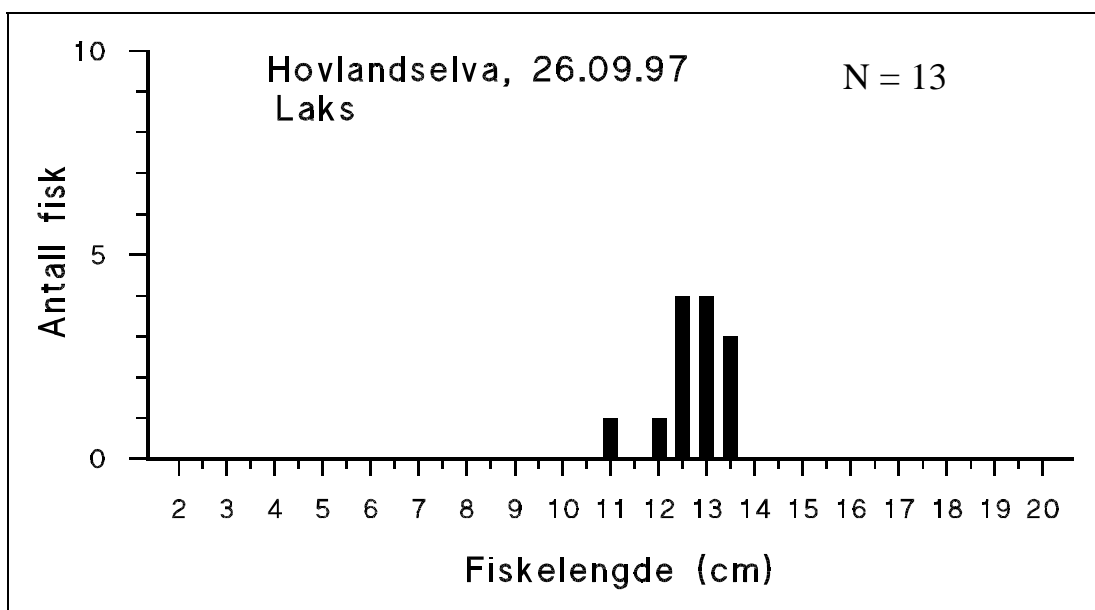
Resultatene fra ungfiskundersøkelsene tilsier at det er lave tettheter av laks i Hovlandselva og at laksen ikke forekommer like langt opp i vassdraget som auren. Fraværet av årsyngel, og trolig også tosomrig laks, på stasjonene tyder også på lav rekruttering til bestanden. Det aldersbestemte materialet av laks besto som nevnt utelukkende av tresomrig fisk, noe som tyder på at denne årsklassen dominerte i elva i 1997. Samlet tyder disse resultatene på at rekrutteringen til laksebestanden kan variere mye mellom ulike år. Fangstoppgavene fra 1992 da det ble innrapportert fangst av 25 laks, og befaring av vassdraget utført i 1993 da det ble observert 32 laks (se avsnitt om bonitering) indikerer at det har vært bra med gytelaks i disse årene. Til tross for de lave tetthetene av ungfisk funnet ved undersøkelsene i 1997 er det derfor sannsynlig at det er en etablert laksebestand i Hovlandselva. Resultatene fra ungfiskundersøkelsene indikerer imidlertid rekrutteringssvikt de siste årene, med fravær av en eller to årsklasser. Bestandssituasjonen bør derfor følges nøye. Det kan ikke utelukkes at forsurening er årsaken til den observerte rekrutteringssvikten, men reguleringen av vassdraget har trolig også hatt en negativ innvirkning på laksebestanden, særlig som en følge av lav vannføring (se avsnittet om aure).



Figur 6. Tetthetsestimat for tresomrig og eldre laks i på de fire undersøkte stasjonene i Hovlandselva i september 1997. Det ble ikke tatt ensomrig og trolig heller ikke tosomrig laks på noen av stasjonene.

Lengde og vekst av laks

Lengdefordelingen av laks tatt ved undersøkelsene i Hovlandselva i september 1997 er gitt i **Figur 7** og aldersbestemt materiale er vist i **Tabell 4**. Det var som nevnt bare tresomrig laks i det aldersbestemte materialet. Gjennomsnittslengden for den tresomrige laksen var 12,7 cm, mens den tilbakeberegnete lengden for ensomrig og tosomrig laks var henholdsvis 5,5 cm og 8,3 cm. Med bare en årsklasse representert i materialet er det begrenset hva en kan si om tilveksten, men resultatene indikerer at de fleste laksene smoltifiserer etter to eller tre år på elva.



Figur 7. Lengdefordeling av laks tatt i Hovlandselva i september 1997.

Tabell 4. Gjennomsnittlig observert lengde (cm) med standard avvik for tresomrig laks fanget i Hovlandselva den 26.09.1997. Det var ikke årsyngel eller tosomrig laks i det innsamlede materialet.

*Lengden gitt for ensomrig og tosomrig laks er tilbakeregnet lengde.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,5* | 0,3 | 23 |
| Tosomrig (1+) | 8,3* | 0,4 | 23 |
| Tresomrig (2+) | 12,7 | 0,7 | 26 |

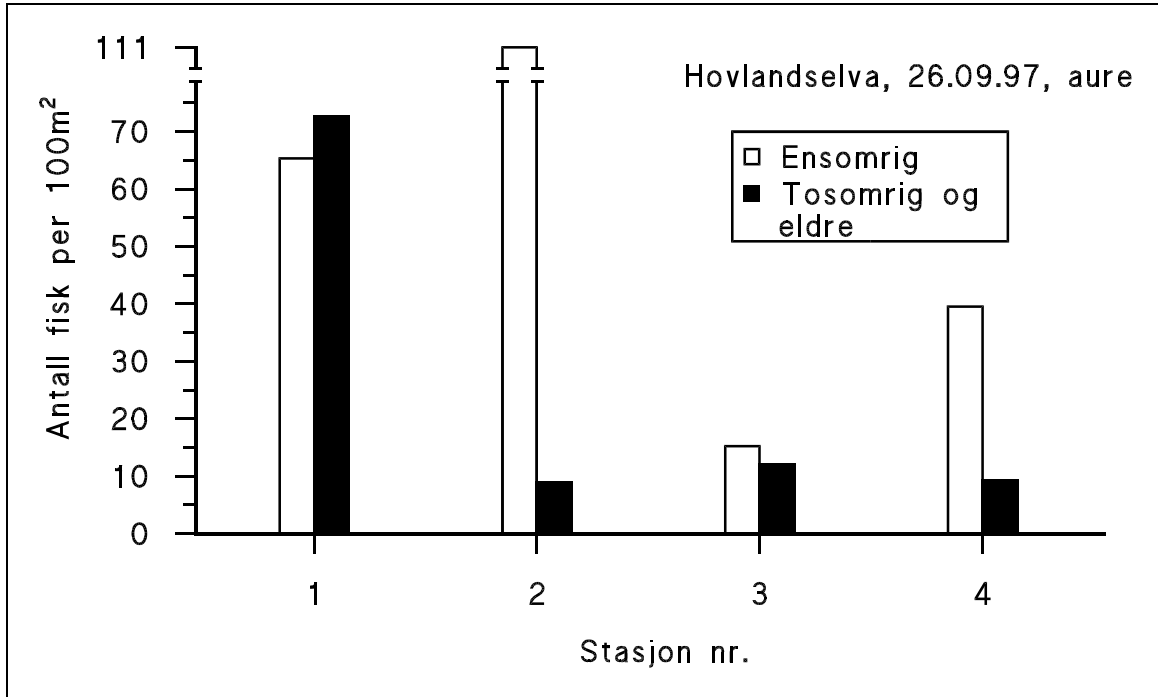
Ungfisktettheter av aure

I motsetning til resultatene for laksen ble det funnet ensomrig og eldre aure på samtlige av stasjonene i Hovlandselva. Ved fiske av de fire stasjonene ble det totalt tatt 210 aure, 165 ensomrige og 45 tosomrige og eldre. Tetthetene av ensomrig aure var gjennomgående høye (fra 40-111/100 m²) med unntak av stasjon 3 (15/100 m²) (**Figur 8**). Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for ensomrig aure på de fire stasjonene var 57,9/100 m² (SD=41,2). For tosomrig og eldre aure ble det funnet svært høye tettheter (73/100 m²) på stasjon 1 mens tetthetene på de øvrige stasjonene var rundt 10/100 m² (**Figur 8**). Med unntak av stasjon 1 var tetthetene av tosomrig og eldre aure lavere enn forventet når en tar i betraktning de høye tetthetene av årsyngel. Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for tosomrig og eldre aure på de fire stasjonene var 31,5/100 m² (SD=35,9). Samlet viser ungfiskundersøkelsene at det stedvis er en høy produksjon av aure i Hovlandselva. Basert på tetthetene av aure og laks funnet høsten 1997 er det klart at auren er den dominerende arten i vassdraget.

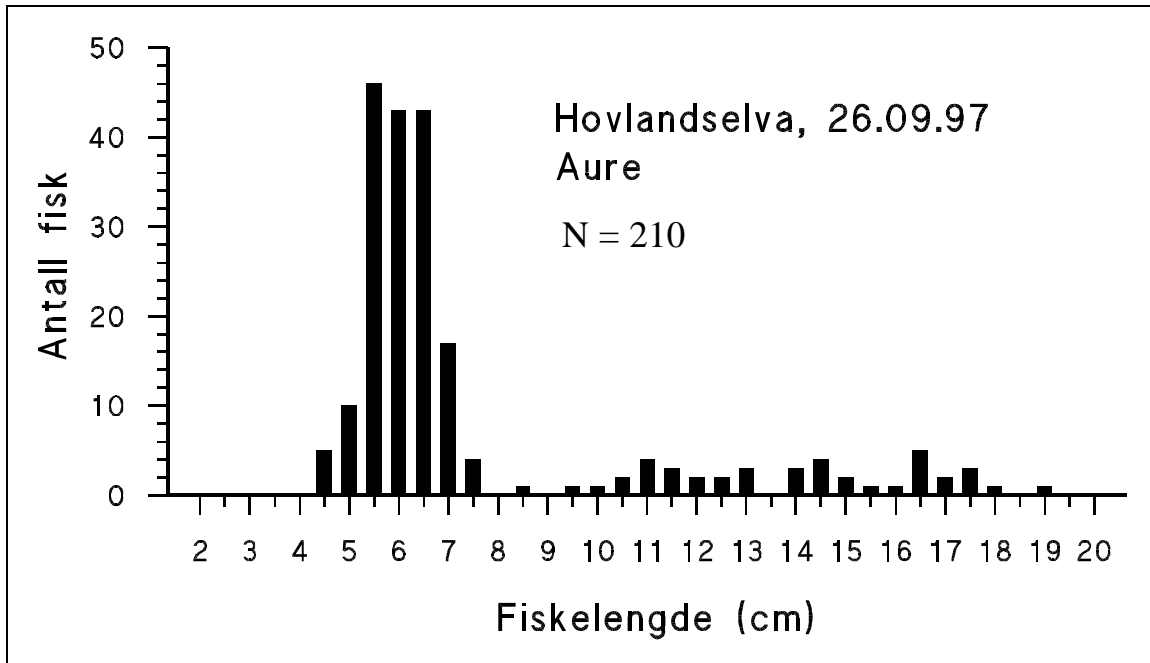
Reguleringen av vassdraget er trolig begrensende for produksjonen av ungfisk i vassdraget. Overføring av alle større innsjøer i vassdraget medfører store og hurtige variasjoner i vannføring. Middelvannføringen er lav (estimert til 1.5 m³/s), og redusert vintervannføring kan være et alvorlig problem siden elva har få dype kulper og høler. De relativt lave tetthetene av tosomrig og eldre aure på stasjonene 2-4 kan tyde på høy vinterdødelighet. I såfall vil bygging av terskler trolig være et effektivt tiltak for å øke produksjonen av ungfisk i vassdraget.

Lengde og vekst av aure

Lengdefordelingen av aure tatt i Hovlandselva i september 1997 er vist i **Figur 9** og aldersbestemt materiale i **Tabell 5**. Materialet tilsier at den ensomrige auren var om lag 6,2 cm etter første vekstsesong, 11,5 cm etter andre vekstsesong og 14,4 cm etter tredje vekstsesong (**Tabell 5**). Den observerte tilveksten etter første vekstsesong er beheftet med usikkerhet på grunn av et begrenset antallet aldersbestemt fisk i de ulike aldersklassene. Sammenholdt med lengdefordelingen indikerer materialet at auren har gode vekstforhold i Hovlandselva og det forventes at de fleste aurene smoltifiserer etter to eller tre år på elva. Det ble tatt en del aure som var større enn 15 cm (**Figur 9**), dette var fisk som ikke hadde vært i sjøen og som trolig hører til den residente delen av aurebestanden.



Figur 8. Tetthetsestimater for aure i Hovlandselva høsten 1997, fordelt på aldersgruppene ensomrig, tosomrig og eldre ungfisk.



Figur 9. Lengdefordeling av aure tatt i Hovlandselva høsten 1997.

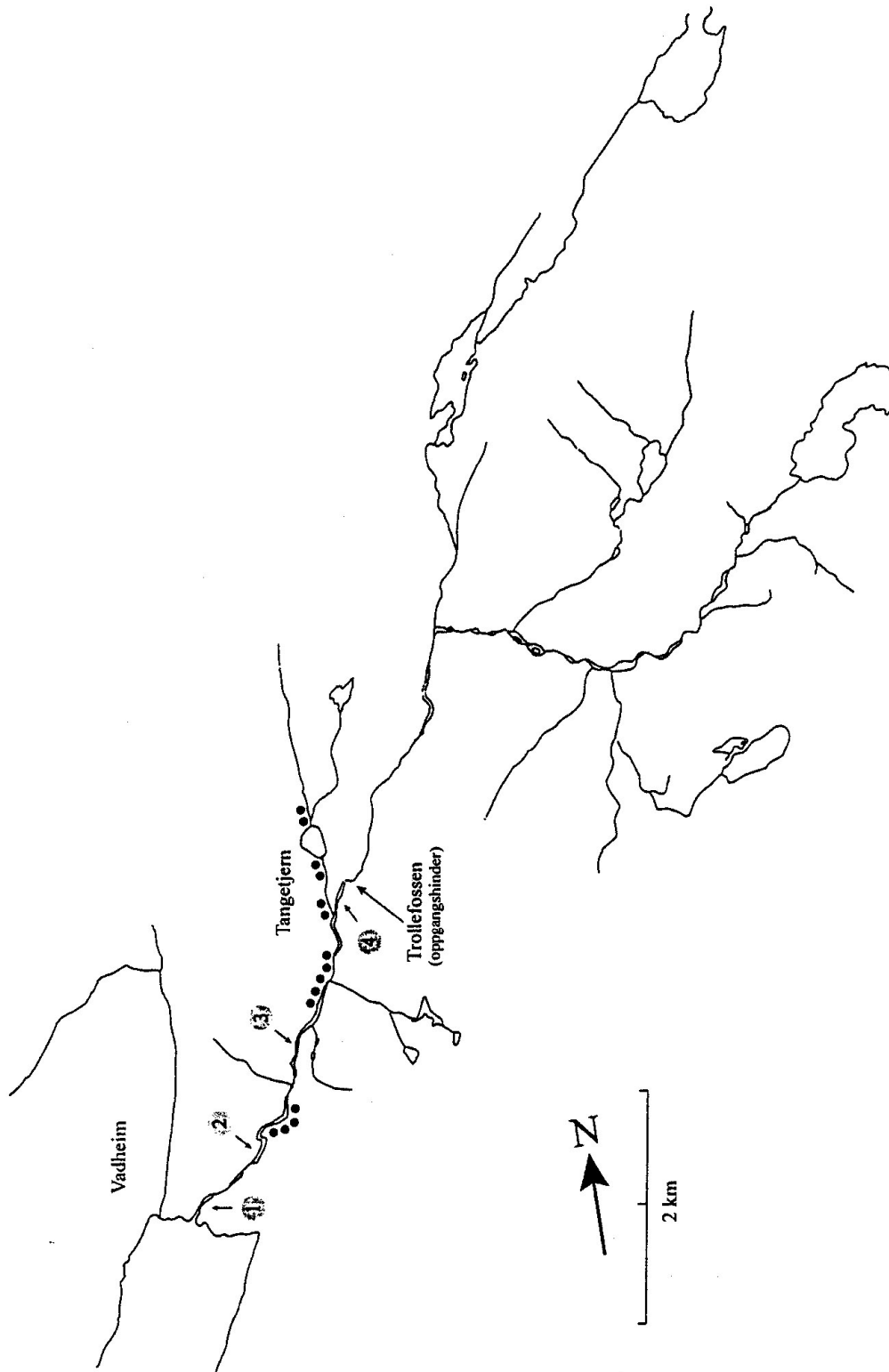
Tabell 5. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure tatt i Hovlandselva den 26.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|-----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 6,2 | 0,6 | 165 |
| Tosomrig (1+) | 11,5 | 0,7 | 7 |
| Tresomrig (2+) | 14,4 | 0,6 | 3 |
| Firesomrig (3+) | 14,5 | 0,7 | 7 |
| Femsomrig (4+) | 15,6 | - | 1 |

Bonitering

På strekningen fra sjøen og til oppgangshinderet i Trollefossen har Hovlandselva generelt svært gode gyte- og oppvekstforhold for laks og aure (jamfør **Figur 10**). Elva har stabile bunnforhold med mye mosevekst på substratet, noe som gir gode produksjonsforhold for fiskens viktigste næringsdyr. På hele den anadrome strekningen er det områder som egner seg godt for gyting, spesielt i tilknytning til inn- og utløp av mindre loner og høler. Det er derfor sannsynlig at det flekkvis forekommer gyting på hele elvestrekningen fra sjøen og til Trollefoss (**Figur 10**). Ved undersøkelsene i september 1997 ble det observert ca 30 sjøaurer på en ca. 200 m lang strekning ved stasjon 3, og det ble også observert ca. 10 sjøaurer ved stasjon 2, noe som indikerer at det var godt med gytefisk på elva. Anadrom fisk kan også gå opp i sidebekken som kommer fra Tangetjern og renner inn i Hovlandselva om lag 400 m nedstrøms Trollefoss. Elvestrekningen fra samløpet og opp til Tangetjern har gode gyteforhold og det gyter trolig en del sjøaure på denne bekken. Innløpsbekken til Tangetjern har også gode gyteforhold, og ved befaring høsten 1997 ble det påvist både sjøaure og resident aure på denne innløpsbekken.

Ved en befaring gjennomført av Høyanger Innlandsfiskeremnd i november 1993 ble det observert 37 sjøaure, 13 laks og 15 ubestemte fisk fordelt på tre strekningen på totalt 700 m i nedre del av Hovlandselva fra sjøen og om lag 1,5 km fra munningen. Lenger oppstrøms, fra Lørbø til samløpet mellom Hovlandselva og bekk fra Tangetjern ble det observert 60 sjøaurer og 19 laks (Forfod 1993).



Figur 10. Kart over Hovlandselva hvor de 4 stasjonene for elektrisk fiske er avmerket. Bunndyrprøver ble tatt på stasjonene 1,2 og 4. Elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med fylte sirkler (●). Hovlandselva har generelt gode gyteforhold på hele den anadrome strekningen. Flere av elvestrekningene som på kartet ikke har fått noen markering har derfor også gode gyteforhold (se tekst).

4.1.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Resultatene av kvantitativ bestemmelse av aluminium på gjellene til aure og laks i Hovlandselva er presentert i **Tabell 6**. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium på gjellene var relativt lave i høstprøvene, og vesentlig høyere i vårprøvene for begge artene. Det var statistisk signifikante forskjeller mellom gruppene (en-veis ANOVA, $p < 0,001$): konsentrasjonene for begge artene var signifikant høyere i vår- enn i høstprøvene, og i vårprøvene hadde laksen signifikant mer Al i gjellehomogenat enn auren, i samsvar med funn fra bl.a. Eksingedalselva (Bjerknes *et al.* 1997). Det var derimot ingen signifikant forskjell i Al konsentrasjon mellom de to artene i høstprøvene, selv om det også her var høyere middelerverdier for laks enn for aure.

Tabell 6. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på gjeller hos fisk prøvetatt i Hovlandselva høsten 1997 (parr) og våren 1998 (smolt). Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert.

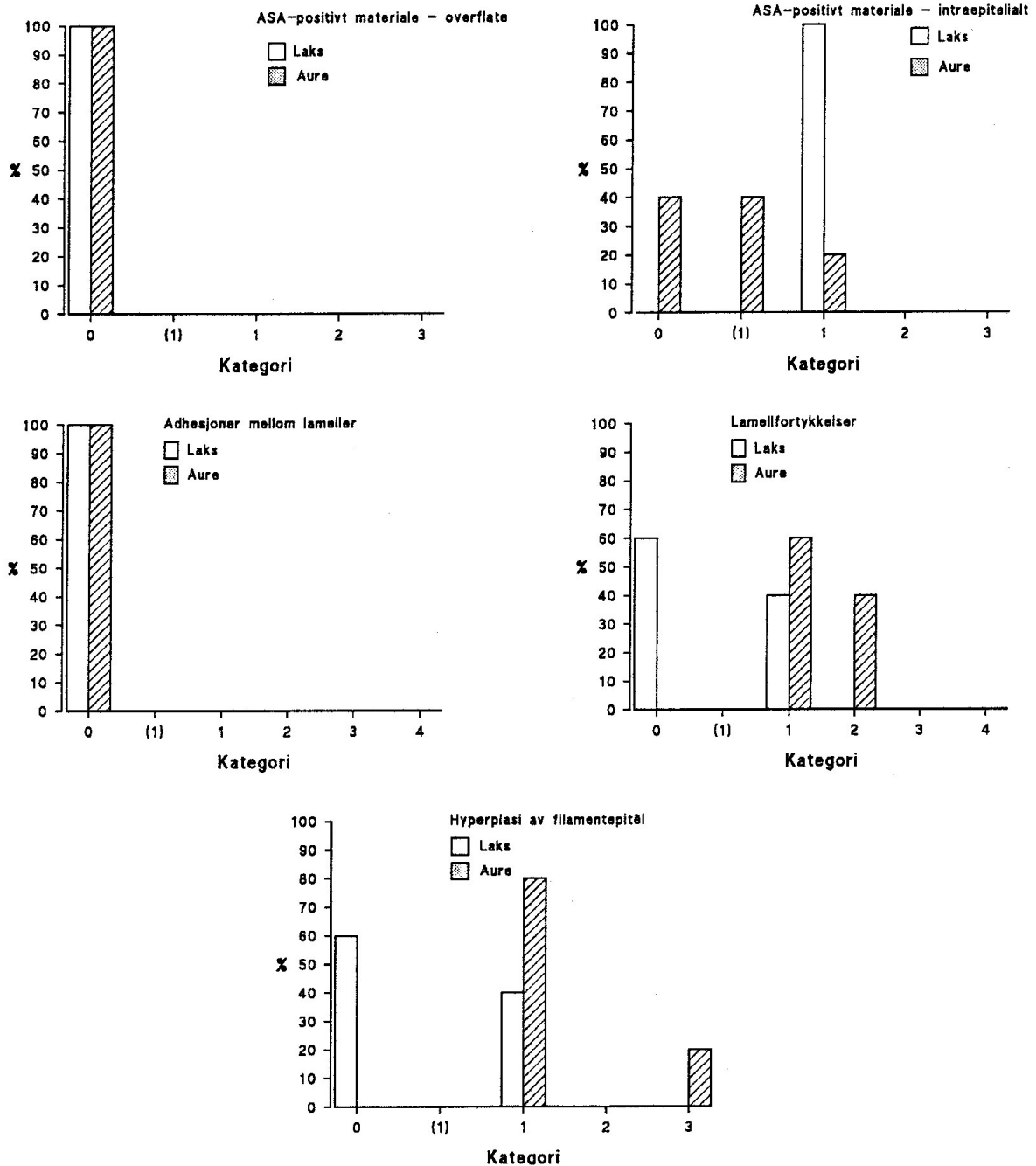
| Dato | Art | Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt | SD | N |
|----------|------|---|----|---|
| 26/09/97 | Aure | 27 | 10 | 5 |
| | Laks | 35 | 18 | 5 |
| 27/04/98 | Aure | 65 | 16 | 5 |
| | Laks | 91 | 20 | 5 |

Den histologiske undersøkelsen av prøver tatt i september 1997 viste at det var akkumulert metall i vevet; på all laks i sparsomme mengder og på mesteparten av auren i særdeles sparsomme til sparsomme mengder (

Figur 11). Om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering, er usikkert. Lamellfortykkelser og hyperplasier fantes i større grad på aure enn på laks, og på førstnevnte var det også en uttalt forekomst med celler som indikerer infeksjon og en infiltrasjon med betennelsesceller i filamenter. På gjellene til en laks ble det funnet en parasitt som trolig er *Discocotyle sagittata*.

4.1.5 Bunndyr

Det foreligger ikke noe tidligere bunndyrmateriale fra Hovlandselva eller fra nabovassdraget, Ytredalselva (se kap. 4.2.5). Resultatene (**Vedlegg C, Tabell 38**) viser store likheter mellom de to naboelvene. Indeks₁ var 1 på hele den anadrome strekningen både vår og høst. Indeks₂ varierte mellom 0,61 og 0,9. Lavest verdi ble registrert øverst i den anadrome strekningen om høsten. Om våren var det mindre forskjell på stasjonene. Verdiene viser at vassdraget har noe ustabil vannkvalitet, og at den øverste delen er mest sårbar. Faunaen i vassdraget er sparsomt utviklet med relativt få sensitive arter. Indeks₂ indikerer at det til tider er et subletalt stress på døgnfluene. Dette indikerer også at laks kan være utsatt for skadelig vannkvalitet. Behovet for tiltak i Hovlandselva basert på bunndyr kommer inn under kategori 3, (se beskrivelse av tilstandskategorier i metodekapitlet).

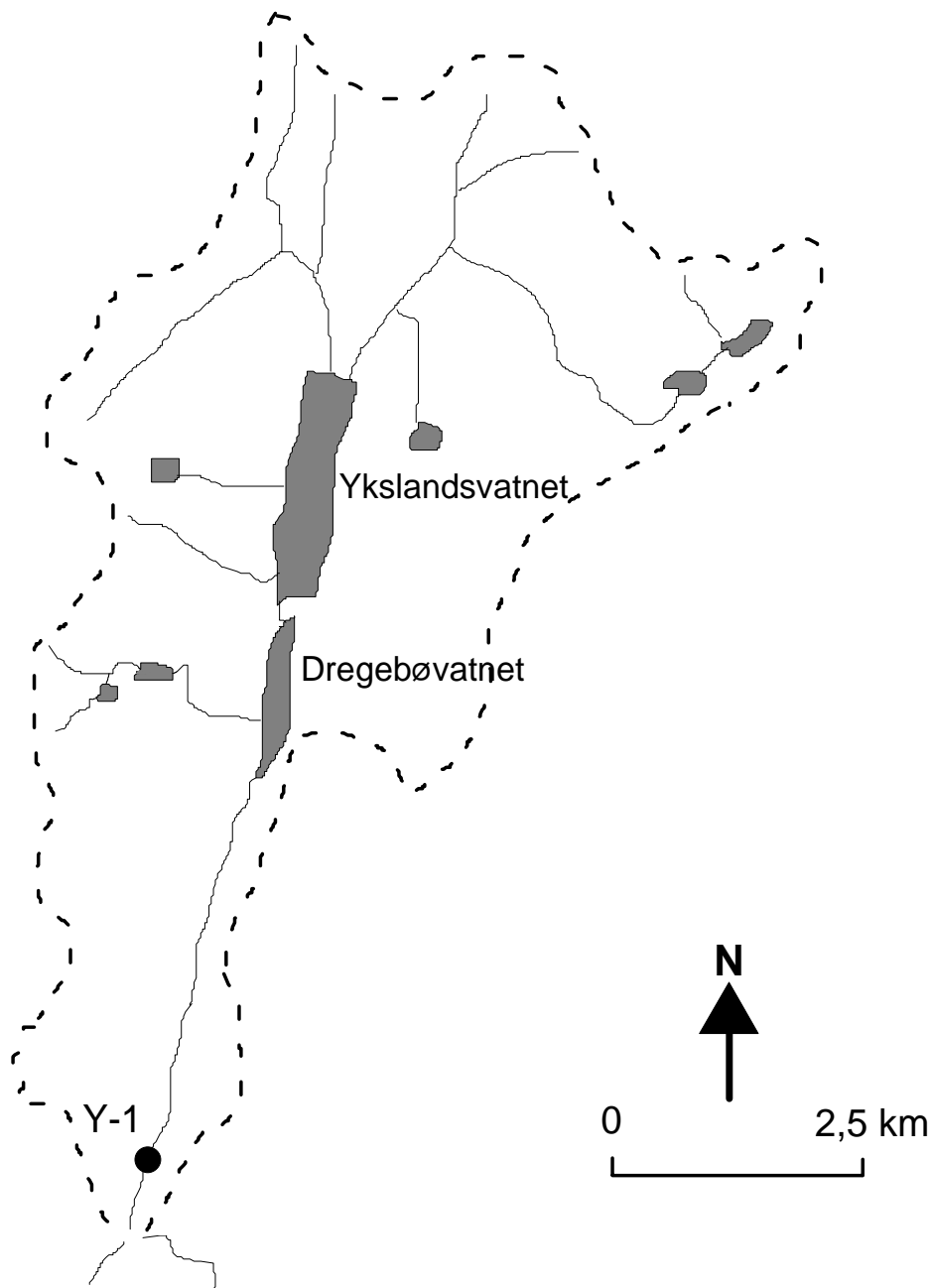


Figur 11. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget på nedre stasjon (H-1) i Hovlandselva høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.

4.2 Ytredalsvassdraget (069.8Z)

4.2.1 Områdebeskrivelse

Ytredalselva har et naturlig nedbørfelt på 42.1 km², og ligger i Gaular og Høyanger kommuner (**Figur 12**). Nedbørfeltet går opp mot 1000 m o.h. Ca. 3 km² av den nordøstlige delen av feltet er overført til Hovlandsvassdraget (Høyangerreguleringen). Berggrunnen i nedbørfeltet består vesentlig av gneis. Nedbørfeltet har et kystnært klima med milde vintre og kjølige somre. Årsnedbøren varierer fra ca. 2000 mm i nedre del til ca. 2500 mm i øvre del av nedbørfeltet, med en spesifikk avrenning på 65-70 l/s km². Dette gir en middelvannføring på 2.7 m³/s. Lakseførende strekning er litt over 9 km, inkludert Dregebøvatnet (1.2) km og Ykslandsvatnet (2.7 km).

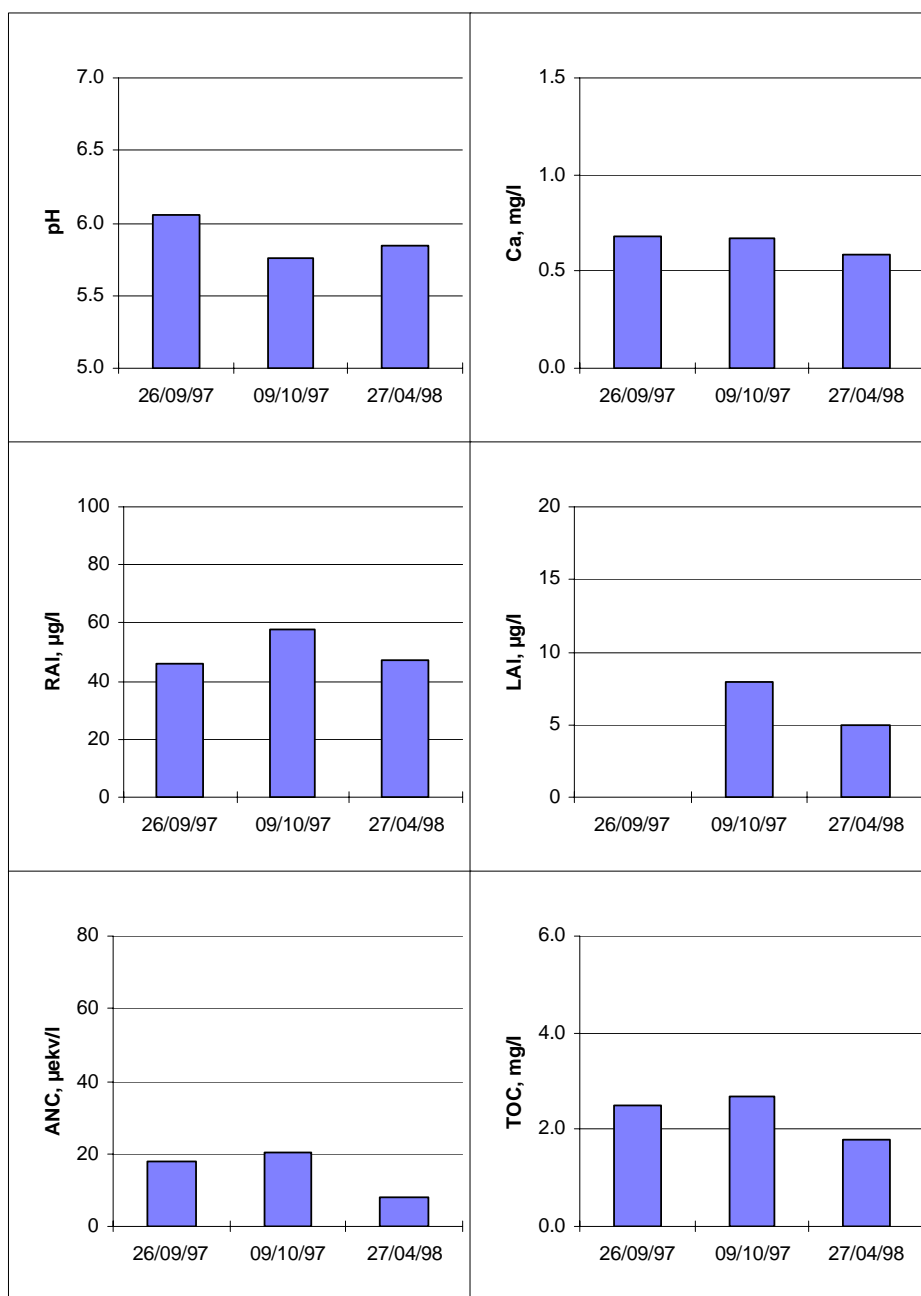


Figur 12. Kart over Ytredalselva med nedbørfelt med markering av nedre stasjonen (Y-1) for vannkjemi og gjelleprøver.

4.2.2 Vannkjemi

Ytredalselva hadde god vannkvalitet den 26.09.97, med pH 6.06 og ikke påviselige konsentrasjoner av labilt Al (**Figur 13**). Den 09.10.97 derimot var pH 5.76 og konsentrasjonen av labilt Al var 8 µg/L. Konsentrasjonene av reaktivt Al var 46 og 58 µg/L ved de to prøvetakingene. Noe av årsaken til dette relativt høye nivået kan være at Al er knyttet til organisk stoff, siden TOC-konsentrasjonene var omlag 2.5 mg/L. Vannkvaliteten i april 1998 var ikke vesentlig forskjellig, men TOC-konsentrasjonen var da noe under 2 mg/L. ANC-verdiene høsten 1997 lå omkring 20 µekv/L. Våren 1997 var ANC-verdien

< 10 µekv/L, og indikerer at vannkvaliteten ikke er optimal for laks.



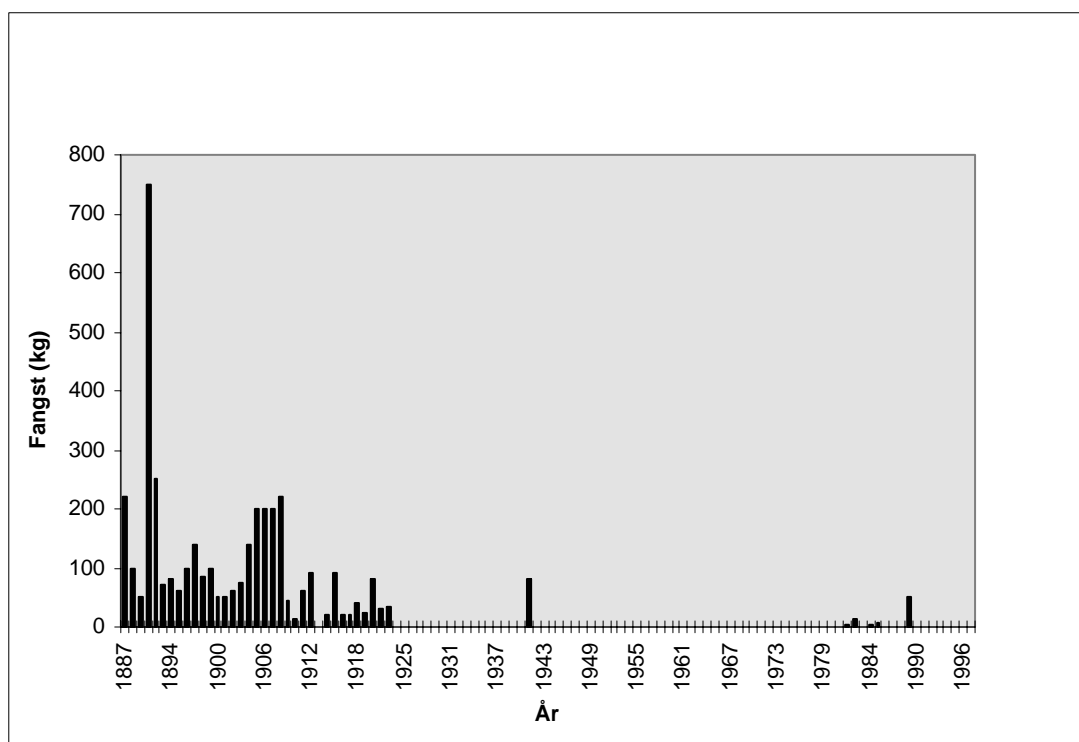
Figur 13. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC i Ytredalselva ved de to prøvetakingstidspunktene høsten 1997, og ved prøvetakingen i april 1998.

Vannkvaliteten i Ytredalselva var trolig akseptabel for laks om høsten. I likhet med Hovlandselva, ble det registrert lav ANC om våren. Verdien var under tålegrenseveredien for aure (Lien *et al.* 1992).

4.2.3 Fisketettheter og bestandsforhold

Den laks- og sjøaureførende strekningen i Ytredalselva er i overkant av 9 km inkludert Dregebøvatnet (1,2 km) og Ykslandsvatnet (2,7 km). De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 26.09.1997 og omfattet tetthetsestimering av ungfisk på 3 stasjoner på den lakseførende strekningen. Kartreferansene for de ulike stasjonene er gitt i **Tabell 27** i Vedlegg B. Stasjonen ble overfisket tre ganger i henhold til metodikk beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). Arealet på stasjonene var 100 m² (se **Tabell 27** i Vedlegg B). I regi av Fylkesmannens miljøvernavdeling er det tidligere utført ungfiskundersøkelser i vassdraget i 1990 og 1991. Data fra disse undersøkelsene er tatt med i grunnlaget for å vurdere bestandssituasjonen for laks og sjøaure.

Det foreligger sammenhengende fangststatistikk for Ytredalselva fra 1887 fram til begynnelsen av 1920-tallet, deretter er statistikken mangelfull da det bare er innrapportert fangster i 6 av årene fra 1924 til 1997 (**Figur 14**). Den klart største fangsten ble tatt i 1887 da det ble tatt 750 kg. Gjennomsnittlig årlig fangst for årene det foreligger fangstrapport er 98 kg (SD=124, N=40) og inkluderer både laks og aure. De innrapporterte fangster på 1980 tallet er påfallende lave (gjennomsnitt=14,6 kg, SD=20, N=5), noe som trolig skyldes mangelfull innrapportering (**Figur 14**).



Figur 14. Fangststatistikk for Ytredalselva i perioden 1887-1997. Fangstene skiller ikke mellom laks og aure. År hvor det ikke er oppgitt fangst skyldes trolig at fangstene ikke er innrapportert.

Ungfisktettheter av laks

Ved undersøkelsene i 1990 og 1991 ble fiske utført på tre stasjoner som alle var lokalisert til de nederste 3 km av vassdraget og det ble da tatt laks på samtlige stasjoner (**Figur 15**). I 1990 ble det tatt ensomrig laks på alle stasjonene mens det i 1991 bare ble tatt ensomrig laks på stasjon 2. Tetthetene av tosomrig og eldre laks var høye på alle tre stasjoner i 1990, med spesielt høye tettheter på stasjon 1

(54/100m²). I 1991 ble det registrert en klart lavere tetthet av tosomrig og eldre laks på stasjon 1 og 3. Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for tosomrig og eldre laks i 1990 og 1991 var henholdsvis 36,0 (SD=15,8) og 19,5/100 m² (SD=9,5) .

I 1997 ble det bare tatt laks på to av tre stasjoner (st. 1 og 2) som var lokalisert nedstrøms Dregebøvatnet. På stasjon 3, ved innløpet til Ykslandsvatnet ble det ikke tatt laks. På stasjon 1 og 2 ble det bare tatt tosomrig eller eldre laks. På stasjon 1, som har hatt samme lokalisering ved alle tre undersøkelsestidspunktene, var tetthetene av tosomrig og eldre laks i 1997 på samme nivå som i 1991, men klart lavere enn i 1990 (**Figur 15**). I 1997 var gjennomsnittet av de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre laks på de tre stasjonene 6,0 (SD=7,3).

Samlet viser ungfiskundersøkelsene utført i perioden 1990-97 at det er en etablert laksestamme i vassdraget. På samtlige undersøkelsestidspunkt (1990, 1991 og 1997) ble det påtruffet fra 2 til 3 årsklasser med laks, noe som gir en god indikasjon på at det årlig forekommer rekruttering til laksebestanden i vassdraget. Undersøkelsene viser også at det i enkelte år stedvis er en høy produksjon av ungfisk, og at ungfiskbestanden av laks og aure synes å ligge på om lag samme nivå på strekningen nedstrøms Dregebøvatnet (jamfør ungfiskundersøkelser av aure). Imidlertid viser resultatene fra 1997 at laksen ikke har en like stor utbredelse som auren i vassdraget siden laksen ikke ble påtruffet oppstrøms Ykslandsvatnet.

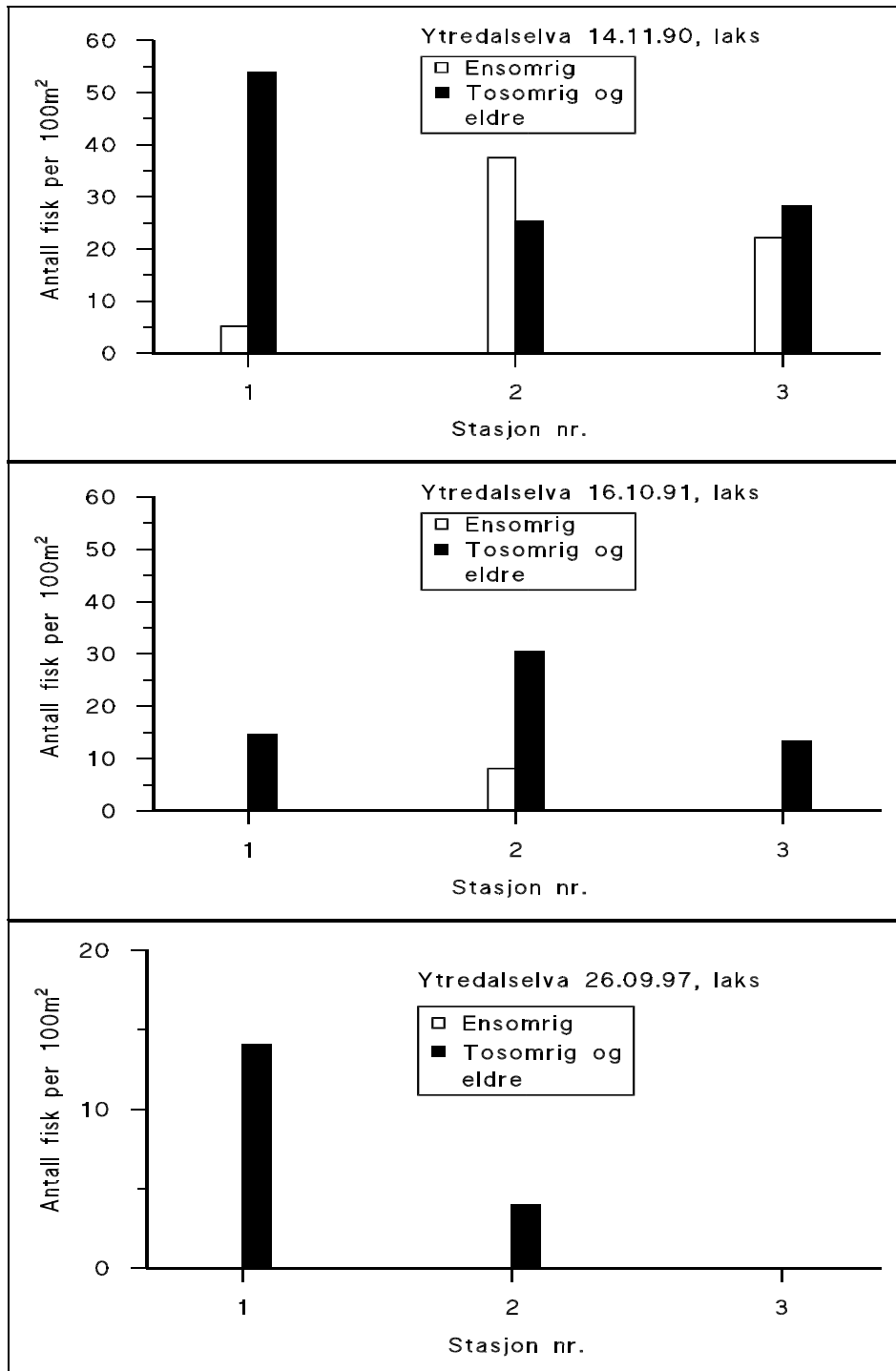
I likhet med nabovassdraget, Hovlandsvassdraget, ble det ikke registrert årsyngel av laks i Ytredalselva i 1997.

Lengde og vekst av laks

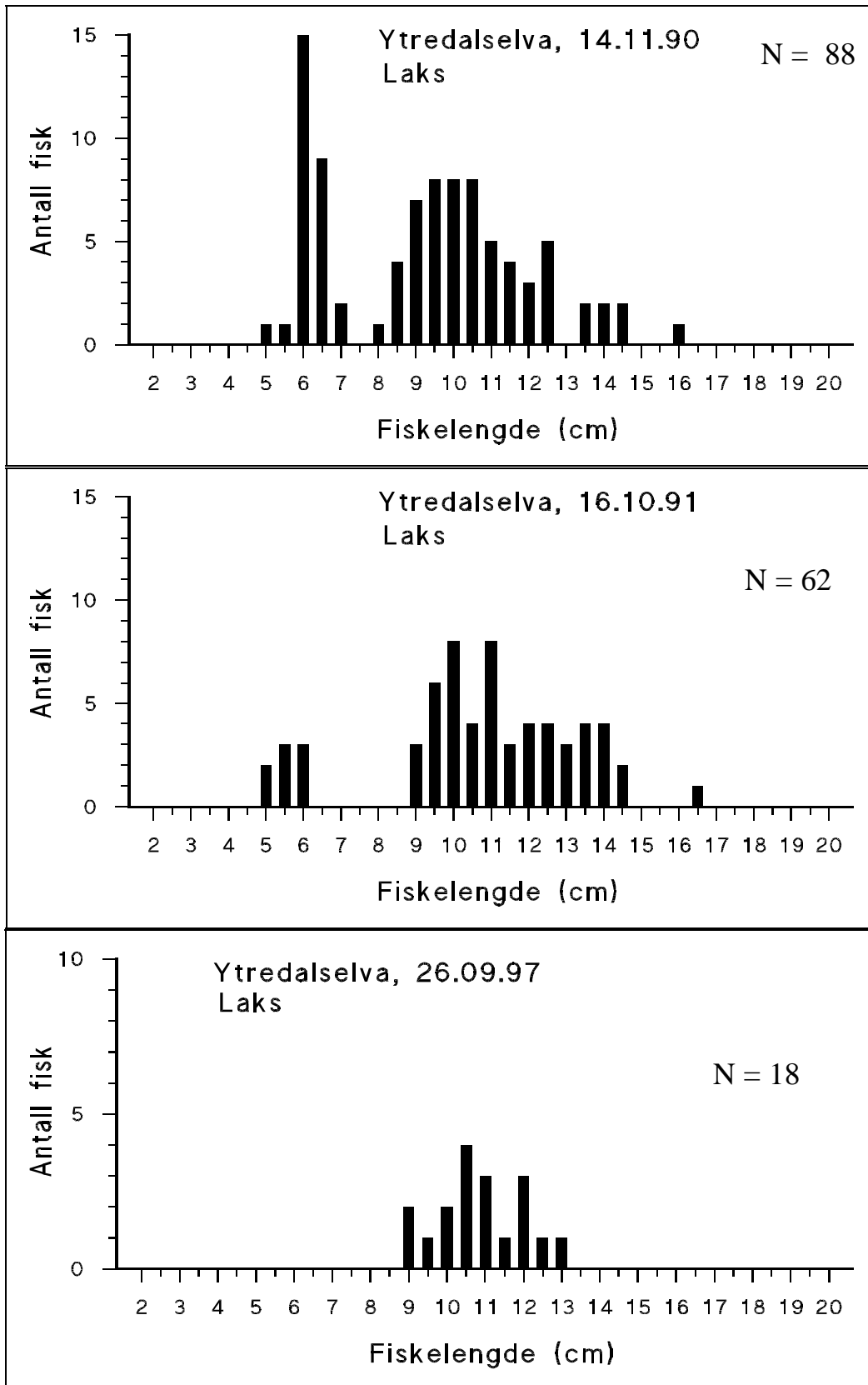
Lengdefordelingen av laks som ble fanget ved undersøkelsene i Ytredalselva er gitt i **Figur 16**, og aldersbestemt materiale fra september 1997 er vist i **Tabell 7**. Det ble som nevnt ikke tatt ensomrig laks høsten 1997 men basert på lengdefordelingene var lengden på ensomrig laks tatt i november 1990 og oktober 1991 henholdsvis 6,4 cm og 5,6 cm. Lengden på tosomrig laks (9,7 cm) og tresomrig laks (11,9 cm) tilsier gode vekstforhold og at de fleste laksene smoltifiserer etter to eller tre år på elva.

Tabell 7. Gjennomsnittlig observert lengde (cm) med standard avvik for tosomrig og tresomrig laks fanga i Ytredalselva den 26.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter. *Lengden oppgitt for ensomrig laks er basert på lengdefordeling av materialet samlet inn av Fylkesmannens miljøvernavdeling den 14.11.1990.

| Alder | Gjennomsnittlig Lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 6,4* | 0,4 | 28 |
| Tosomrig (1+) | 9,7 | 0,6 | 28 |
| Tresomrig (2+) | 11,9 | 0,7 | 11 |



Figur 15. Tetthetsestimat for laks i Ytredalselva fordelt på ensomrig, tosomrig og eldre ungfisk. Materialet fra 1990 og 1991 er samlet inn av Fylkesmannens miljøvernnavdeling på følgende tre stasjoner i Ytredalselva (st 1. UTM: 293 906, st 2. UTM: 296 924, og st. 3 UTM: 296 934). Ved fiske i 1997 hadde Stasjon 1 samme lokalisering som i 1990 og 1991, mens Stasjon 2 (UTM 298 946) og 3 (UTM 304 987) var plassert lenger opp i vassdraget sammenliknet med plasseringen til disse stasjonen i 1990 og 1991.



Figur 16. Lengdefordeling av laks tatt i Ytredalselva i november 1990, oktober 1991 og september 1997.

Ungfisktettheter av aure

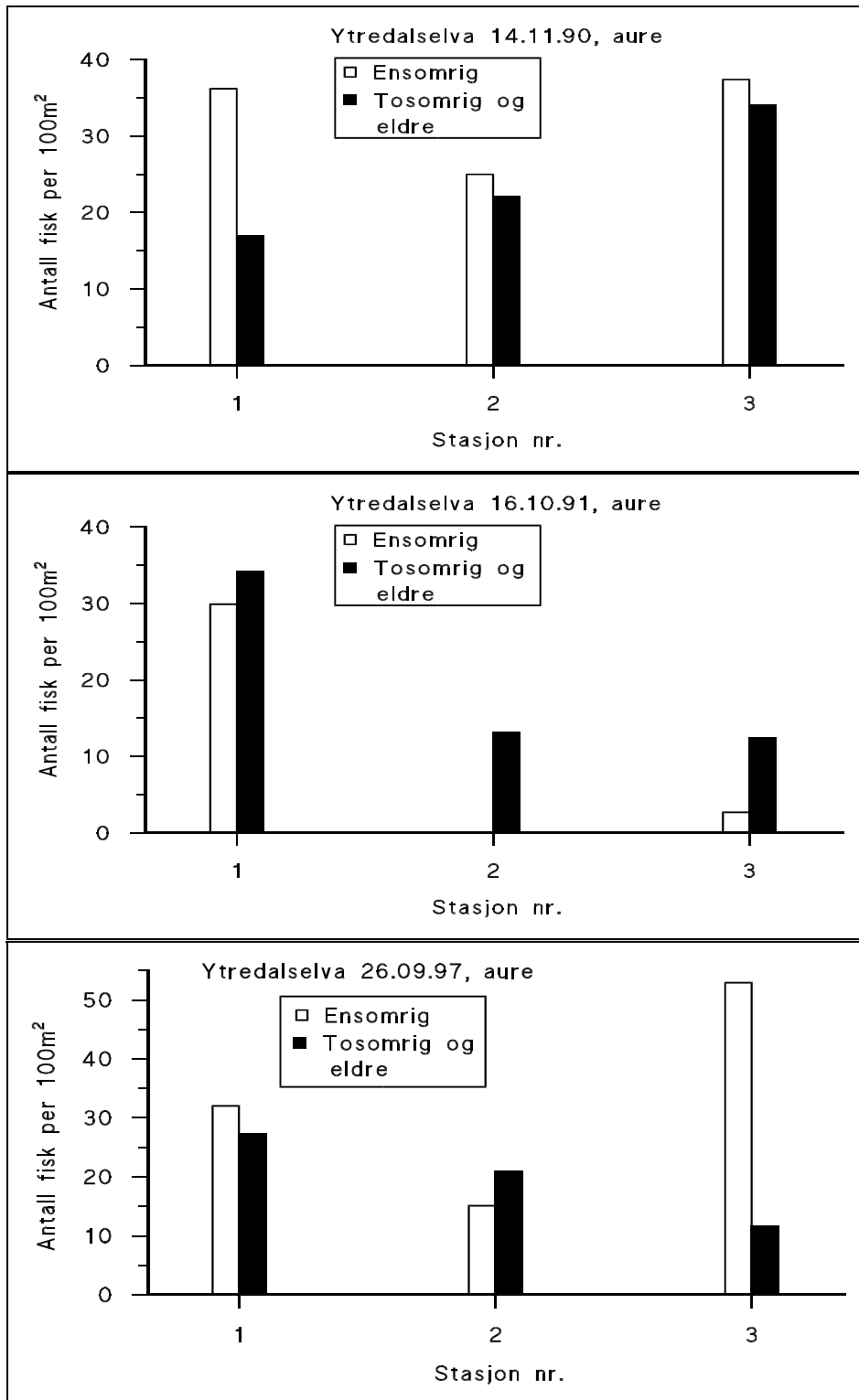
Ved undersøkelsene i november 1990 ble det funnet relativt høye tettheter av ensomrig aure på alle de tre undersøkte stasjonene (25-36/100 m²) (**Figur 17**). Fra 1990 til 1991 var det en klar nedgang i tettheten av ensomrig aure. Det ble ikke tatt ensomrig aure på stasjon 2 høsten 1991 og tetthetene på stasjon 3 var svært lave (< 3/100 m²) (**Figur 17**). Tetthetene av tosomrig og eldre aure var også gode i 1990, med en gjennomsnittlig estimert tetthet på 24,5/100 m² (SD=24,5) for de tre stasjonene. I likhet med ensomrig aure, var tettheten av tosomrig og eldre aure atskillig lavere i 1991 enn i 1990 på stasjonene 2 og 3, mens tettheten på stasjon 1 var høyere i 1991 enn i 1990. Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for tosomrig og eldre aure for de tre stasjonene i 1991 var 20,1/100 m² (SD=12,4).

Ved fiske i september 1997 ble det tatt både årsyngel og eldre aure på alle de tre undersøkte stasjonene. Tettheten av ensomrig aure var høyest (53/100 m²) på stasjon 3, dvs. ved innløpet til Ykslandsvatnet, men det ble også funnet høye tettheter av ensomrig aure på stasjon 1 (32/100 m²).

På stasjon 1, som har hatt samme lokalisering ved alle de tre undersøkelsestidspunktene var tettheten av ensomrig aure svært like i 1990, 1991 og 1997 (29,9-36/100 m²). I september 1997 ble det funnet høye tettheter av tosomrig og eldre aure på stasjon 1 (27/100 m²) og 2 (21/100 m²), mens det ble funnet relativt lave tettheter av tosomrig og eldre aure på stasjon 3 (

Figur 17). Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre aure på de tre stasjonene høsten 1997, var 20,0/100 m² (SD=7,8). På stasjon 3 (innløpet til Ykslandsvatnet) gyter trolig den residente auren i Ykslandsvatnet, noe som trolig bidrar til de høye tetthetene av årsyngel funnet på denne stasjonen. De lave tetthetene av tosomrig og eldre aure på denne stasjonen skyldes trolig at en del av ungfisken vandrer fra elva og ut i Ykslandsvatnet.

Samlet viser undersøkelsene utført i perioden 1990-97 til dels høye ungfisktettheter av aure i Ytredalselva. På strekningen nedstrøms Dregebøvatnet var ungfisktetthetene av laks og aure på om lag samme nivå, og ingen av artene kan sies å dominere i materialet. I tillegg til bestanden av sjøaure er det også resident aure i vassdraget, spesielt i tilknytning til de to innsjøene Dregebøvatn og Ykslandsvatn.



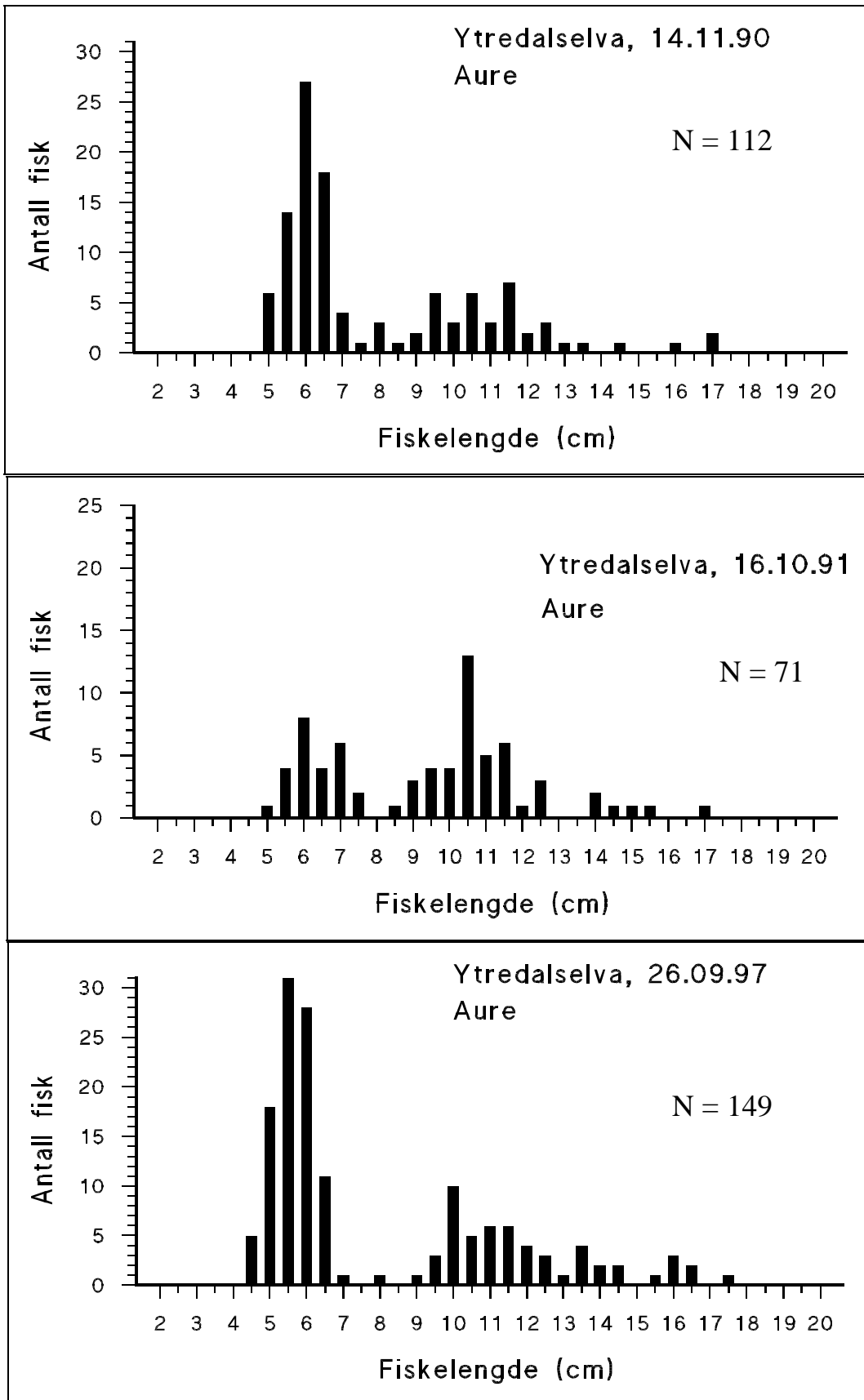
Figur 17. Tetthetsestimat for aure i Ytredalselva fordelt på ensomrig, tosomrig og eldre ungfisk. Materialet fra 1990 og 1991 er samlet inn av Fylkesmannens miljøvernnavdeling på følgende tre stasjoner i Ytredalselva (st 1. UTM: 293 906, st 2. UTM: 296 924, og st. 3 UTM: 296 934). Ved fiske i 1997 hadde stasjon 1 samme lokalisering som i 1990 og 1991, mens stasjon 2 (UTM 298 946) og 3 (UTM 304 987) var plassert lenger opp i vassdraget. Sammenliknet med plasseringen til disse stasjonene i 1990 og 1991. Tettheten for ensomrig aure på stasjon 2 i 1990 er oppgitt som totalt antall fisk fanget grunnet for lav fangbarhet til å utføre tetthetsestimat.

Lengde og vekst av aure

Lengdefordelingen av aure tatt i Ytredalselva i september 1997 er vist i **Figur 18** og aldersbestemt materiale i **Tabell 8**. Materialet tilsier at den ensomrige auren var om lag 5,8 cm etter første vekstsesong, 10,2 cm etter andre vekstsesong og 12,8 cm etter tredje vekstsesong. Vekstmønsteret som ble funnet i 1997 samsvarer i grove trekk med hva som er funnet i tidligere undersøkelser (jamfør **Figur 18**). Basert på lengdefordelingene var den gjennomsnittlige lengden på ensomrig aure 6,2 cm (SD=0,6, N=70) i november 1990, og tilsvarende 6,5 cm (SD=0,6, N=25) i oktober 1991. Den mindre lengden som ble funnet for ensomrig aure i 1997 sammenliknet med 1990 og 1991 kan trolig tilskrives at fiske i 1997 ble utført i slutten av september, dvs. 3-7 uker tidligere enn fiske i 1990 og 1991. Samlet viser resultatene at auren har relativt gode vekstforhold og det forventes at de fleste aurene smoltifiserer etter to eller tre år på elva.

Tabell 8. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure tatt i Ytredalselva den 26.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen.

| Alder | Gjennomsnittlig Lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,8 | 0,5 | 93 |
| Tosomrig (1+) | 10,3 | 1,0 | 15 |
| Tresomrig (2+) | 12,8 | 0,5 | 7 |



Figur 18. Lengdefordeling av aure tatt i Ytredalselva i 1990, 1991 og 1997.

Bonitering

På strekningen fra sjøen og til Dregebøvatnet har Ytredalselva stedvis gode gyte- og oppvekstforhold for laks og aure (jmfør **Figur 19**). Resultatene fra ungfiskundersøkelsene viser at laksen hovedsakelig har sin utbredelse på denne strekningen. Ved befaringen som ble utført i oktober 1997 ble det påvist gytegroper av anadrom fisk på utløpet av lonene på elvepartiet ved Ytredalen, og også i tilknytning til ut- og innløpene til lonene på strekningen fra Drægebø til innløpet av Furuåselva. Ved en befaring gjennomført av Høyanger Innlandsfiskenemnd i november 1993 ble det gjort sikre observasjoner av 28 sjøaure og 3 laks på strekningen fra sjøen og til lonene ved Drægebø (Forfod 1993). Lenger opp i vassdraget ble det ved befaring høsten 1997 påvist gyting av anadrom fisk ved utløpet og innløpet til Drægebøvatnet og ved utløpet til Ykslandsvatnet. Innløpselva til Ykslandsvatnet har gode gyteforhold på strekningen fra vatnet og om lag 400 m oppstrøms. På denne strekningen gyter antagelig mye av den residente auren i Ykslandsvatnet.

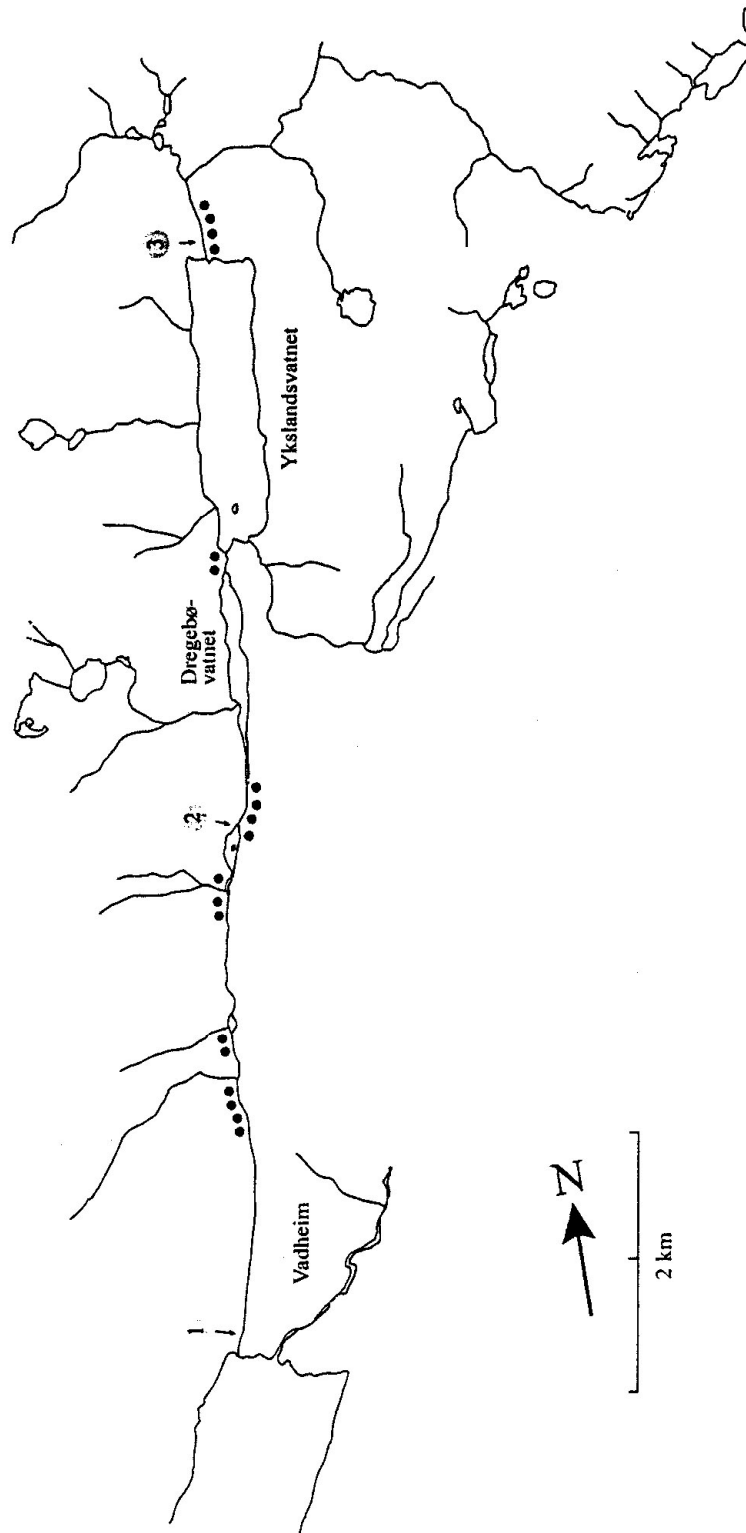
4.2.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Resultatene av kvantitativ bestemmelse av aluminium på gjellene til aure og laks i Ytredalselva er presentert i **Tabell 9**. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium på gjellene var relativt lave i prøvene tatt høsten 1997, mens de var om lag dobbelt så høye for begge artene i vårprøvene. Det var statistisk signifikante forskjeller mellom gruppene (en-veis ANOVA, $p < 0,001$): vårprøvene var signifikant høyere enn høstprøvene for begge arter. Middelerdiene for aure ligger lavere enn for laks ved begge prøvetakinger, men det var ikke statistisk signifikante forskjeller mellom de to artene verken vår eller høst. Konsentrasjonene ligger på om lag samme nivå som i Hovlandselva.

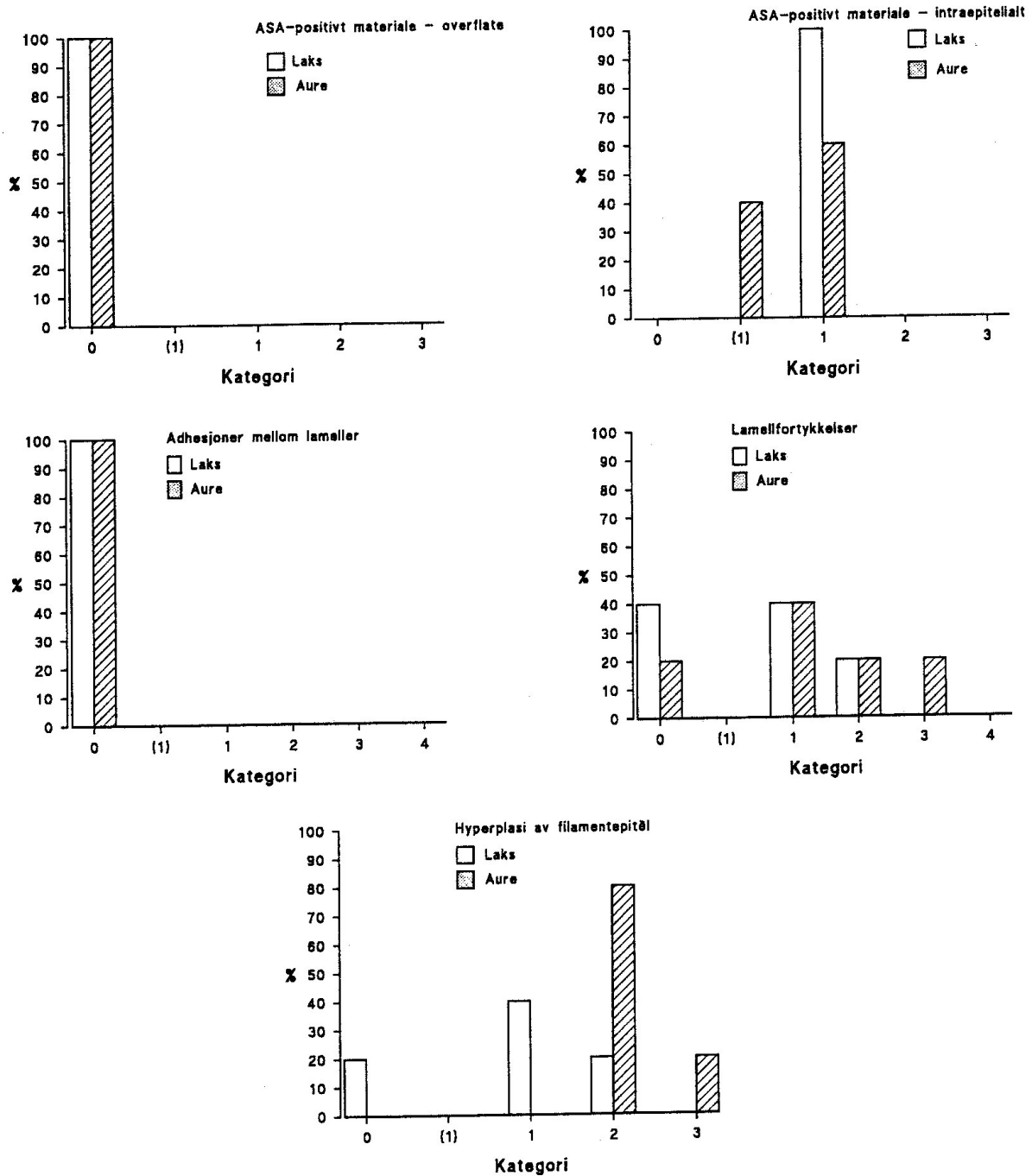
Tabell 9. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på gjeller hos fisk prøvetatt i Ytredalselva høsten 1997 og våren 1998. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert.

| Dato | Art | Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt | SD | N |
|----------|------|---|----|---|
| 26/09/97 | Aure | 34 | 12 | 5 |
| | Laks | 42 | 12 | 4 |
| 27/04/98 | Aure | 83 | 16 | 5 |
| | Laks | 94 | 14 | 5 |

Resultatene av den histologiske undersøkelsen av gjelleprøver tatt i september 1997 er vist i **Figur 20**. På all laksen ble det påvist sparsom metallakkumulering i vevet, og på all aure fra særdeles sparsom til sparsom akkumulering i vevet (**Figur 20**). Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Celler som indikerer infeksjon fantes i tillegg til lamellfortykkelser og hyperplasier. På all aure var det uttalt forekomst, og på laks en moderat forekomst.



Figur 19. Kart over Ytredalselva, Drægebøvatnet og Ykslandsvatnet hvor de 3 stasjonene for elektrisk fiske er avmerket. Bunndyrprøver ble tatt på alle de tre stasjonene. Elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med fylte sirkler (●). De fleste elvestrekningene har ikke fått noen markering, men på flere av disse strekningene vil det flekkvis være gode gyteforhold (se tekst).



Figur 20. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Ytredalselva høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er et ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.

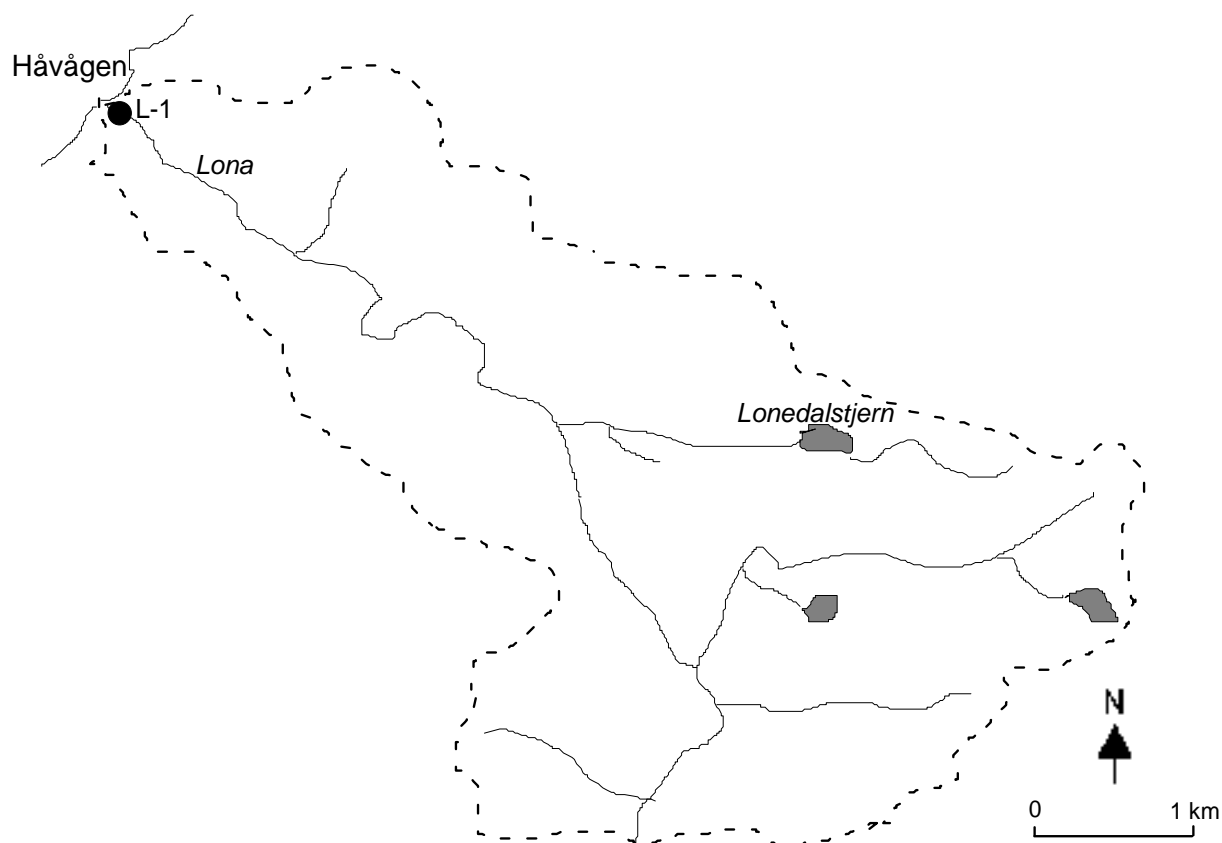
4.2.5 Bunndyr

I Ytredalselva ble det tatt bunnprøver fra tre stasjoner, nederst, midt i og øverst i den anadrome strekningen. Dette tilsvarer fiskestasjon 1, 2 og 3, se **Figur 17**. Vi har tidligere ikke analysert bunnprøver fra denne elva og har således ikke noe sammenligningsgrunnlag. Indeksverdi₁ er 1 for alle tre stasjoner i september, mens indeksverdi₂ gir en tydelig gradient i elveavsnittet med verdiene 0,51, 0,69 og 1, laveste verdi øverst. Prøvene fra våren 1998 viste at indeks₁ var 0,5 øverst og 1 på de andre stasjonene. Indeks₂ var i denne perioden 0,5, 0,89 og 1. Vår - og høstsituasjonen var derfor tilnærmet like og indikerer at vannkvaliteten nederst i elva er lite skadelig, mens forholdene gradvis blir dårligere lengre opp i den anadrome strekningen. Resultatene tyder på ustabile forhold med hensyn på forsuring, og at vannkvaliteten i deler av elva kan være skadelig for laks. Vårsituasjonen indikerer at den øverste delen bør kalkes (kategori 2), mens resultatene fra midtre og nedre deler tilsier at disse bør holdes under oppsikt (kategori 3).

4.3 Lonavassdraget (082.32Z)

4.3.1 Områdebeskrivelse

Vassdraget har et nedbørfelt på 16.8 km², og ligger i Fjaler og Hyllestad kommuner (**Figur 21**). Vassdraget renner mot nord-vest og munner ut på sørsiden av Dalsfjorden. De høyeste delene av feltet ligger opp mot 600 m o.h. Berggrunnen i nedre del av nedbørfeltet består av amfibolitt og båndgneis, mens øvre del består av granittisk gneis. Nedbørfeltet har et typisk kystnært klima, med milde vintre og kjølige somre. Årsnedbøren er på omkring 2500 mm, og spesifikk avrenning på 65-70 l/s km², dvs. en middelvannføring på i overkant av 1 m³/s. Den anadrome strekningen er ca. 7 km, med en rekke stilleflytende partier med loner, særlig i nedre del.

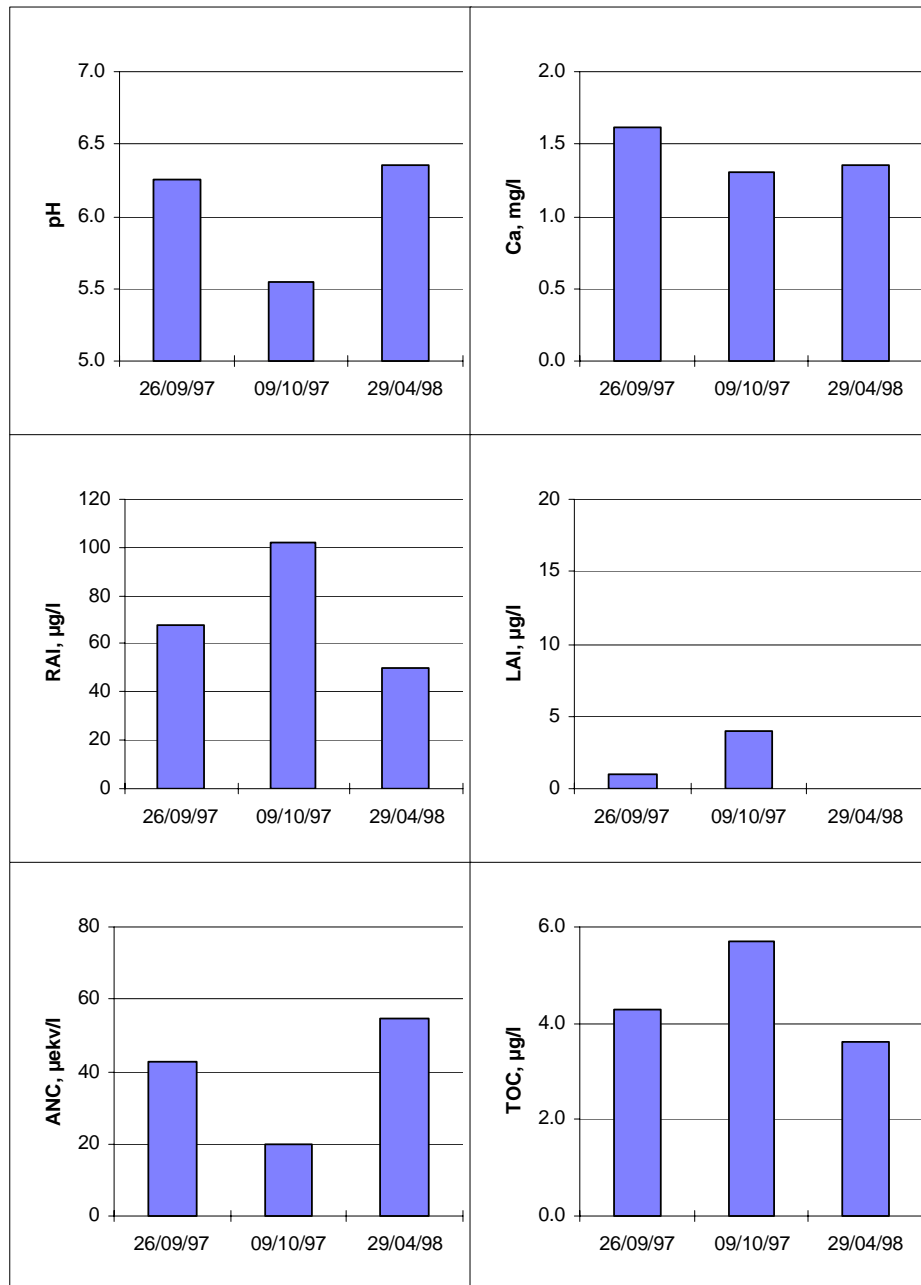


Figur 21. Kart over Lona med grensene for nedbørfeltet. Stasjonen for vannkjemi og gjeller (L-1) er markert.

4.3.2 Vannkjemi

Vannkjemien i Lona er annerledes enn i de øvrige vassdragene i denne undersøkelsen (**Figur 22**). Mest iøynefallende er de høye konsentrasjonene av klorid (9-11 mg/L) og TOC (4-6 mg/L) i høstprøvene fra 1998. I tillegg til dette hadde alle hovedioner høyere konsentrasjoner, og konduktiviteten var omlag dobbelt så høy som de nest høyeste konsentrasjonene i vassdragsundersøkelsen i Sogn og Fjordane høsten 1997. pH var 6.25 den 26.09.97, men 5.55 den 09.10.97. Den lave pH-verdien kan skyldes høy TOC-konsentrasjon og en salteffekt (underskudd på 33 µekv/L Na i forhold til Cl). Konsentrasjonen av labilt Al var hhv. 1 og 4 µg/L, mens konsentrasjonen av reaktivt Al var relativt høy; 68 og 102 µg/L. Noe av årsaken til dette relativt høye nivået kan være Al knyttet til organisk stoff. Vannkvaliteten i april 1988 bekrefter hovedinntrykket fra

høsten, nemlig at Lona er lite forsuret, og at de vannkjemiske forholdene er akseptable. Det ble ikke påvist labilt Al, og pH var 6.36. ANC var >40 $\mu\text{ekv/L}$ i første høstprøve 1997, og >50 $\mu\text{ekv/L}$ våren 1998, mens prøven tatt under høstflom 9. Oktober 1997 viste en ANC-verdi på omkr. 20 $\mu\text{ekv/L}$. 20 $\mu\text{ekv/L}$ regnes som tålegrense for aure (Lien *et al.* 1992).



Figur 22. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC i Lona ved de to prøvetakings-tidspunktene høsten 1997, og ved prøvetakingen i april 1998.

Laboratorium for analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole har også undersøkt vannkjemi og aluminiumskonsentrasjon på fiskegjeller i Lona i oktober 1996 og i månedsskiftet mars-april 1998. I begge tilfeller foregikk undersøkelsene ved høy vannføring. Al_i (tilsv. LAI) ble fraksjonert fra vannprøvene i felt, og var høyere enn det vi har registrert som LAI i våre vannprøver

(se **Figur 20**). Gjennomsnittskonsentrasjonene av total Al_i varierte fra 9 til 14 µg/L høsten 1996 og fra 12 til 14 µg/L våren 1998. Laveste pH-verdi som ble målt i denne undersøkelsen var 5.36, og ble målt i vannprøver tatt nedstrøms Lona.

4.3.3 Fisketettheter og bestandsforhold

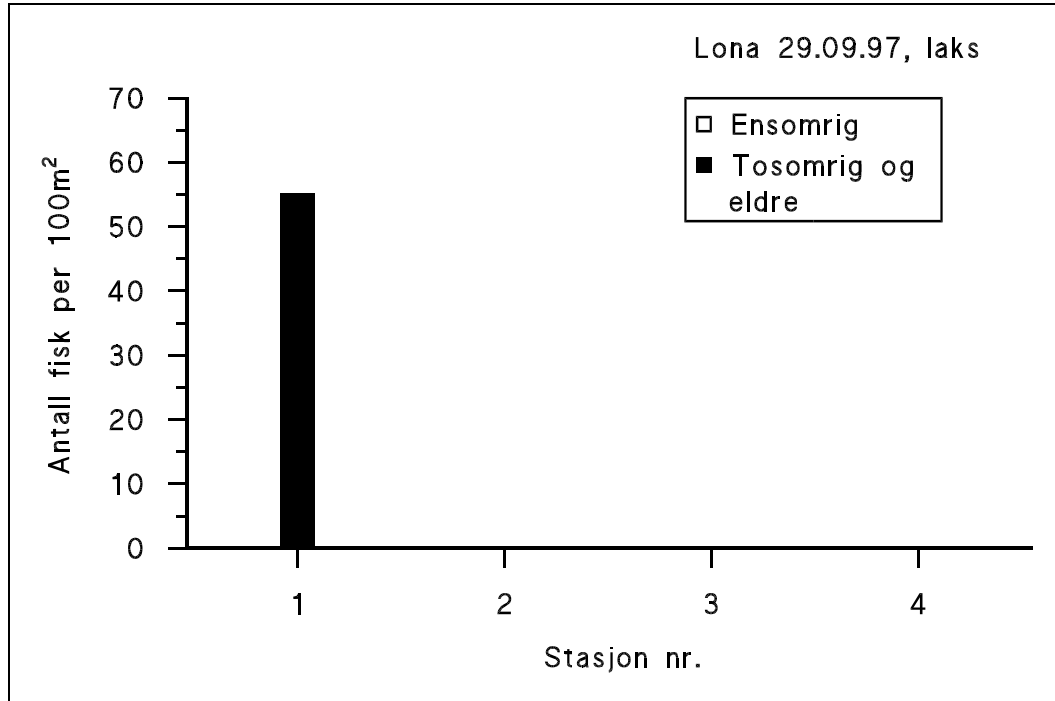
Den laks- og sjøaureførende strekningen i Lona er i underkant av 7 km. Elva er ca. 5-7 m bred, og som navnet tilsier har elva flere sakteflytende partier med loner, spesielt i de nedre delene av elva. De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 29.09.1997 og omfattet tetthetsestimering av ungfisk på 4 stasjoner på den lakseførende strekningen. Samtlige stasjoner ble lagt til elvepartier hvor det tidligere er utført tilsvarende undersøkelser og nummereringen av stasjonsnett følger tidligere nummerering (Sægrov og Johnsen 1996a; Kålås og Sægrov 1998a). Dette ble gjort for å få et best mulig sammenlikningsgrunnlag i forhold til tidligere studier. Kart-referansene for de ulike stasjonene er gitt i **Tabell 27** i Vedlegg B. Stasjonen ble overfisket tre ganger i henhold til metodikk beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). Arealet på de fleste stasjonene var 100 m² (se **Tabell 27** i Vedlegg B).

Det foreligger ikke offisiell fangststatistikk for laks- eller sjøaurefiske i Lona, men elva er lokalt kjent for å være ei god sjøaureelv.

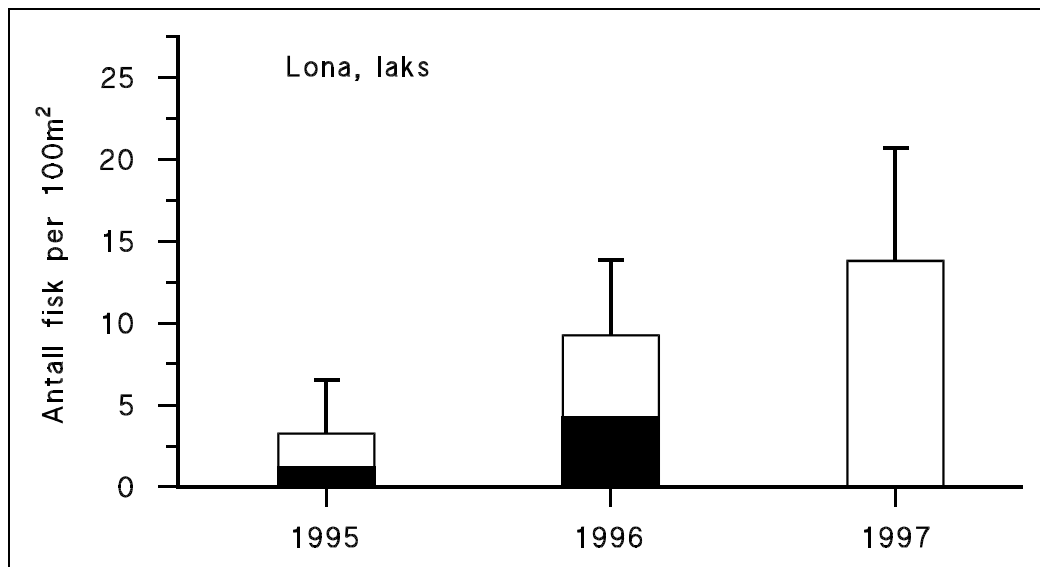
Ungfisketettheter av laks

Av de fire stasjonene som ble fisket ble det bare tatt laks på den nederste stasjonen (Stasjon 1). Tilsvarende resultat ble også funnet ved undersøkelsene i 1995 og 1996 (Sægrov og Johnsen, 1996a; Kålås og Sægrov, 1998a). Laksen synes derfor å ha en mer begrenset utbredelse i vassdraget enn auren. Ved stikkprøver av ungfiskbestanden ble det funnet ungfisk av laks fra stasjon 1 og oppstrøms til en foss som ligger ca. 250 m nedstrøms stasjon 2. Oppstrøms denne fossen ble det ikke funnet ungfisk av laks. I tillegg til ungfisken ble det observert ca. 50 sjøaure på strekningen fra stasjon 1 og opp til fossen, mens det bare ble observert 2 sjøaure på partiet oppstrøms fossen. Disse observasjonene tyder på at denne fossen kan fungere som oppgangshinder ved ugunstige vannføringer, og at den kan ha bidratt til den observerte fordelingen av laks i vassdraget. Fossen ligger knappe 3 km fra munningen.

I motsetning til undersøkelsene i 1995 og 1996 ble det ikke påvist årsyngel av laks høsten 1997, men den estimerte tettheten av tosomrig og eldre laks på stasjon 1 var høy, 55,2/100 m² (se **Figur 23**). Dette gir en gjennomsnittlig estimert tetthet for tosomrig og eldre laks for de fire stasjonene på 13,8/100 m² (SD=27,6). En sammenstilling av resultatene fra ungfiskundersøkelsene utført i perioden 1995-97 er gitt i **Figur 24**. De relativt høye fangstene av tosomrig og eldre laks i 1997 tyder på sterke årsklasser i 1995 og 1996. Den begrensede utbredelsen funnet for laksen indikerer imidlertid at Lona totalt sett har hatt en lav produksjon av laks i perioden 1995-97. Siden det ikke tidligere er utført ungfiskundersøkelser i vassdraget vet vi ikke om dette er normalsituasjonen for laksen i Lona. Imidlertid er det ikke uvanlig at laksebestanden er liten i en mindre elv dominert av aure slik tilfelle er i Lona. Grunnen til at auren dominerer er trolig at auren er den av artene som er best tilpasset de hydrologiske forholdene i Lona, dvs. strømsvake partier og loner. Vannkjemiske forskjeller mellom øvre og nedre del kan også tenkes å spille en rolle (se kap. 4.3.2 ovenfor).



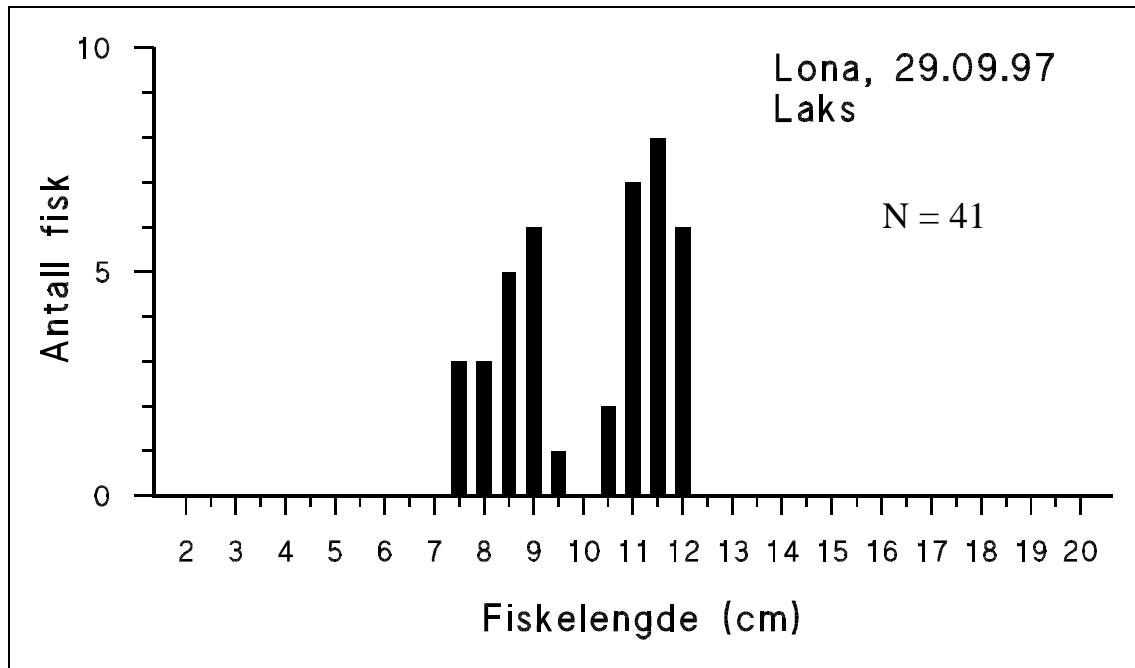
Figur 23. Estimerte tettheter av laks på de fire stasjonene i Lona. Det ble bare tatt laks på stasjon 1 og det var ikke ensomrig laks i materialet.



Figur 24. Gjennomsnitt (med standard feil) av estimerte tettheter av laks (ensomrig og eldre) for de fire stasjonene som har vært fisket i Lona i perioden 1995-97. Den mørklagte delen av søylen angir andelen av ensomrig fisk (årsyngel) av totalt antall fisk fanget. Materiale gitt for 1995 og 1996 er basert på undersøkelser utført av Sægrov og Johnsen (1996a) og Kålås og Sægrov (1998a).

Lengde og vekst av laks

Lengdefordelingen av laks tatt i Lona i september 1997 er vist i **Figur 25** og aldersbestemt materiale i **Tabell 10**. Det ble som nevnt ikke tatt ensomrig laks høsten 1997 men lengdene for ensomrig laks tatt i november 1995 og 1996 var henholdsvis 4,9 cm og 4,4 cm (Sægrov og Johnsen 1996a; Kålås og Sægrov 1998a). Lengden på tosomrig laks (8 cm) og tresomrig laks (10,8 cm) i september 1997 tilsier et vekstmønster på om lag samme nivå som funnet i tidligere undersøkelser (Sægrov og Johnsen 1996a; Kålås og Sægrov, 1998a). Ved undersøkelse av 17 laksesmolt våren 1997 fant Kålås og Sægrov (1998a) en gjennomsnittlig smoltalder på 2,4 år.



Figur 25. Lengdefordeling av laks tatt i Lona den 29.09.97.

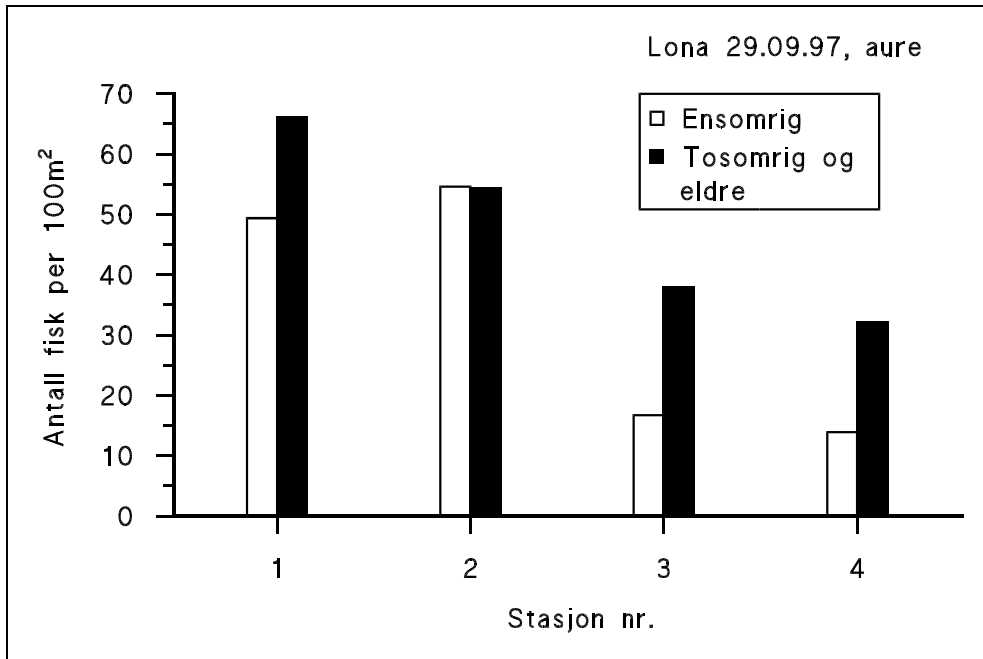
Tabell 10. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av laks i Lona 29.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter. Det ble ikke tatt ensomrig laks.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | - | - | - |
| Tosomrig (1+) | 8,0 | 0,4 | 11 |
| Tresomrig (2+) | 10,8 | 0,4 | 20 |

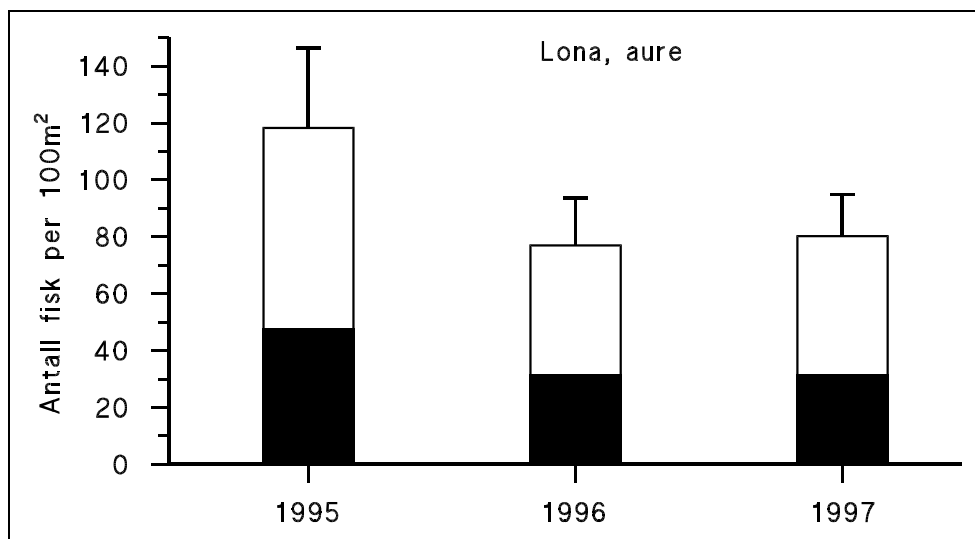
Ungfisktettheter av aure

Totalt på de 4 stasjonene som ble fisket i Lona ble det fanget 325 ungfisk av aure. Av disse var 129 årsyngel og 196 tosomrig eller eldre ungfisk. De estimerte tetthetene av ensomrig aure var gjennomgående høye (**Figur 26**). De høyeste tetthetene ble funnet på de nederste stasjonene (Stasjon 1 og 2). Disse elvepartiene synes mer produktive enn partiene i den øvre delen av den anadrome strekningen. Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av ensomrig aure på de fire stasjonene var 33,6/100 m² (SD=21,3). Tettheter i samme størrelsesorden er også rapportert for årsklassene 1995 og 1996 (Sægrov og Johnsen 1996a; Kålås og Sægrov 1998a).

For tosomrig og eldre aure ble det også funnet høye tettheter, og som for årsyngel ble de høyeste tetthetene funnet på de nederste stasjonene (Stasjon 1 og 2; se **Figur 26**). Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre aure på de 4 stasjonene var 46,4/100 m² (SD=14,9). Ved undersøkelsene utført i november 1996 fant Kålås og Sægrov (1998a) svært høye tettheter for tosomrig og eldre aure. Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene var da 77/100 m². En sammenstilling av resultatene fra ungfiskundersøkelsene utført i perioden 1995-97 er gitt i **Figur 27**. Disse resultatene viser entydig at det er en svært god rekruttering til aurebestanden i Lona.

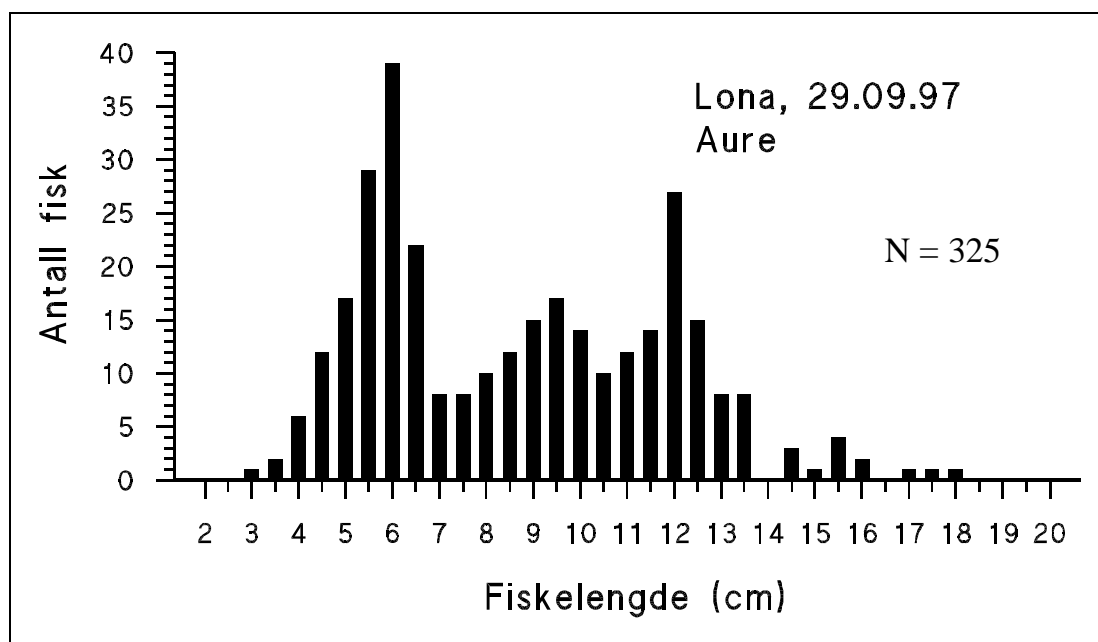


Figur 26. Estimerte tettheter av aure fordelt på aldersklassene ensomrig, og tosomrig eller eldre på de fire stasjonene i Lona fisket den 29.09.1997.



Figur 27. Gjennomsnitt (med standard feil) av estimerte tettheter av aure (ensomrig og eldre) for de fire stasjonene i Lona i perioden 1995-97. Den mørklagte delen av søylen angir andelen av ensomrig fisk (årsyngel) av totalt antall fisk fanget. Materialet fra 1995 og 1996 er basert på undersøkelser utført av Sægrov og Johnsen (1996a) og Kålås og Sægrov (1998a).

Lengdefordelingen av aure tatt i Lona i september 1997 er vist i **Figur 28** og aldersbestemt materiale i **Tabell 11**. Materialet tilsier at den ensomrige auren var om lag 5,7 cm etter første vekstsesong, 8,4 cm etter andre vekstsesong og 11,3 etter tredje vekstsesong. Imidlertid vil tilveksten være noe underestimert siden fiske ble utført i september 1997, dvs. før endt vekstsesong. Fiskens vekstsesong avsluttes trolig ikke før i oktober/november avhengig av temperaturforholdene. Vekstmønsteret funnet i 1997 samsvarer i grove trekk med hva som er funnet i tidligere undersøkelser. Ved undersøkelsene utført i november 1995 ble følgende lengder oppgitt etter en, to, og tre vekstsesonger: 5,7 cm, 10,5 cm og 13,2 cm (Sægrov og Johnsen 1996a), og for undersøkelsene utført i november 1996: 5,1 cm, 9,7 cm og 12,9 cm (Kålås og Sægrov 1998a). Basert på aurens vekstmønster forventes det at de fleste aurene i Lona smoltifiserer etter to- eller tre år på elva.



Figur 28. Lengdefordeling av aure tatt i Lona den 29.09.97.

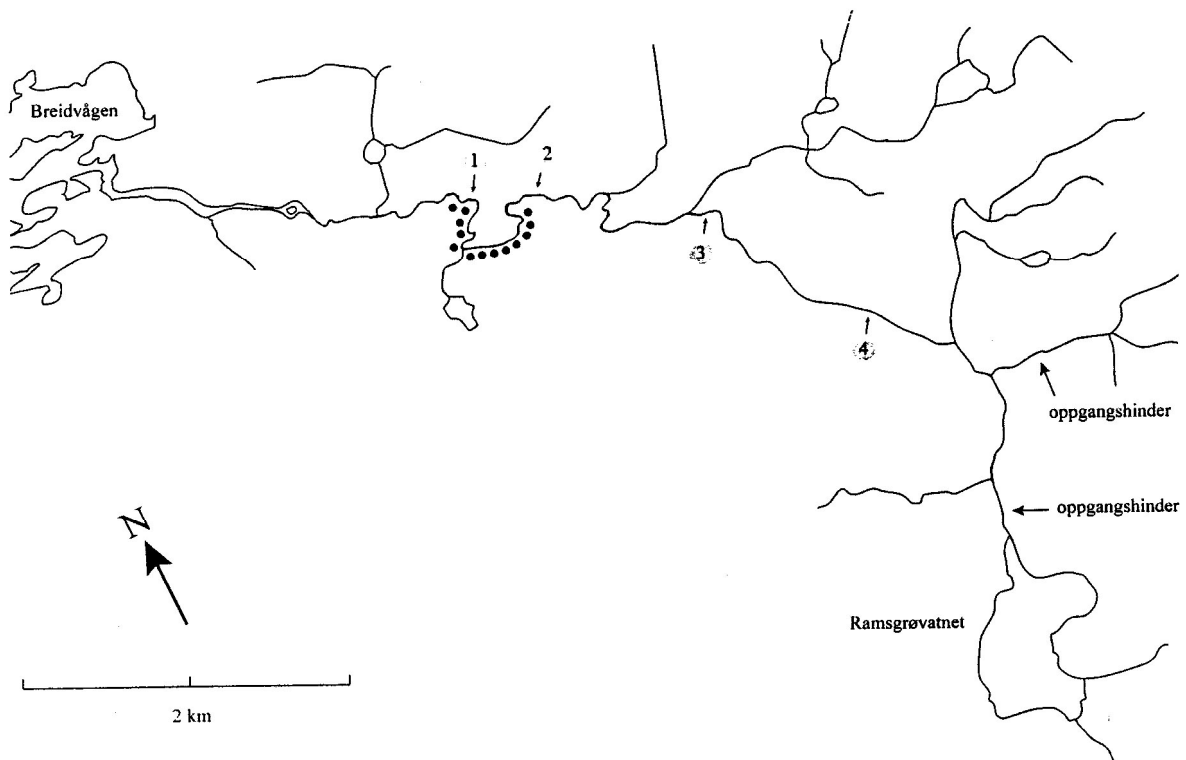
Tabell 11. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure i Lona den 29.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,7 | 0,8 | 128 |
| Tosomrig (1+) | 8,3 | 0,7 | 19 |
| Tresomrig (2+) | 11,4 | 1,2 | 12 |

Bonitering

Lona er ei relativt lita elv med stedvis gode gyte- og oppvekstforhold for laks og aure. Resultatene fra ungfiskundersøkelsene viser klart at auren dominerer, og de høye tetthetene av aure viser at elva er svært produktiv med tanke på ungfisk. Den i underkant av 2 km lange strekningen fra fjorden og opp mot stasjon 1, renner sakte gjennom myrområder og er ikke egnet for gyting grunnet mudderbunn. Fra stasjon 1 og om lag 1,5 km oppstrøms går elva i fine buktninger (meandere), og stedvis er det svært gode gyteforhold. Ungfiskundersøkelsene (st. 1 og 2) tilsier at dette partiet er det viktigste gyte- og oppvekstområdet for anadrom fisk i Lona (se **Figur 29**).

Som tidligere nevnt kan fossen som ligger ca. 250 m nedstrøms stasjon 2 i perioder fungere som et oppgangshinder (se avsnitt om ungfisk av laks). Dette bidrar trolig til å gjøre strekningen nedstrøms fossen svært viktig for anadrom fisk. Lenger oppstrøms veksler elva mellom mindre stryk, og rolige partier/loner tilknyttet myrområder. På denne strekningen er det flekkvis gode gytemuligheter. Opp mot vandringshinderet som ligger ca. 1 km nedstrøms Ramsgrøvatnet dominerer strykpartier og en kan forvente at oppvekstbetingelsene for ungfisk her er dårlige sammenliknet med strekningene lenger nede i vassdraget. Sideelvene til Lona har bare korte parti som er tilgjengelig for anadrom fisk, og siden disse i hovedsak er relativt hurtigrennende og har grovt substrat forventes det at de bidrar lite til ungfiskproduksjonen i vassdraget.



Figur 29. Kart over Lona hvor de fire stasjonene for elektrisk fiske er avmerket. Bunndyrprøver ble tatt på stasjonene 1 og 4. Elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med fylte sirkler (●). De fleste elvestrekningene har ikke fått noen markering men på flere av disse strekningene vil det flekkvis være gode gyteforhold (se tekst).

4.3.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Resultatene av kvantitativ bestemmelse av aluminium på gjellene til aure og laks i Lona er presentert i **Tabell 12**. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium på gjellene var relativt lave både vår og høst. I motsetning til det en fant i de andre vassdragene var konsentrasjonene noe høyere i prøvene tatt om høsten enn i vårprøvene. Det var statistisk signifikante forskjeller i materialet (en-veis ANOVA, $p < 0,05$): for auren var konsentrasjonen av Al signifikant høyere om høsten enn om våren, mens for laks var det ikke tilsvarende forskjeller. De lave konsentrasjonene avspeiler vannkvaliteten på de tidspunkt prøvene er tatt (se kap. 4.3.2 ovenfor).

Tabell 12. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på gjeller hos fisk prøvetatt i Lona høsten 1997 og våren 1998. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert.

| Dato | Art | Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt | SD | N |
|----------|------|---|----|---|
| 26/09/97 | Aure | 44 | 20 | 5 |
| | Laks | 40 | 9 | 4 |
| 29/04/98 | Aure | 25 | 4 | 5 |
| | Laks | 26 | 5 | 5 |

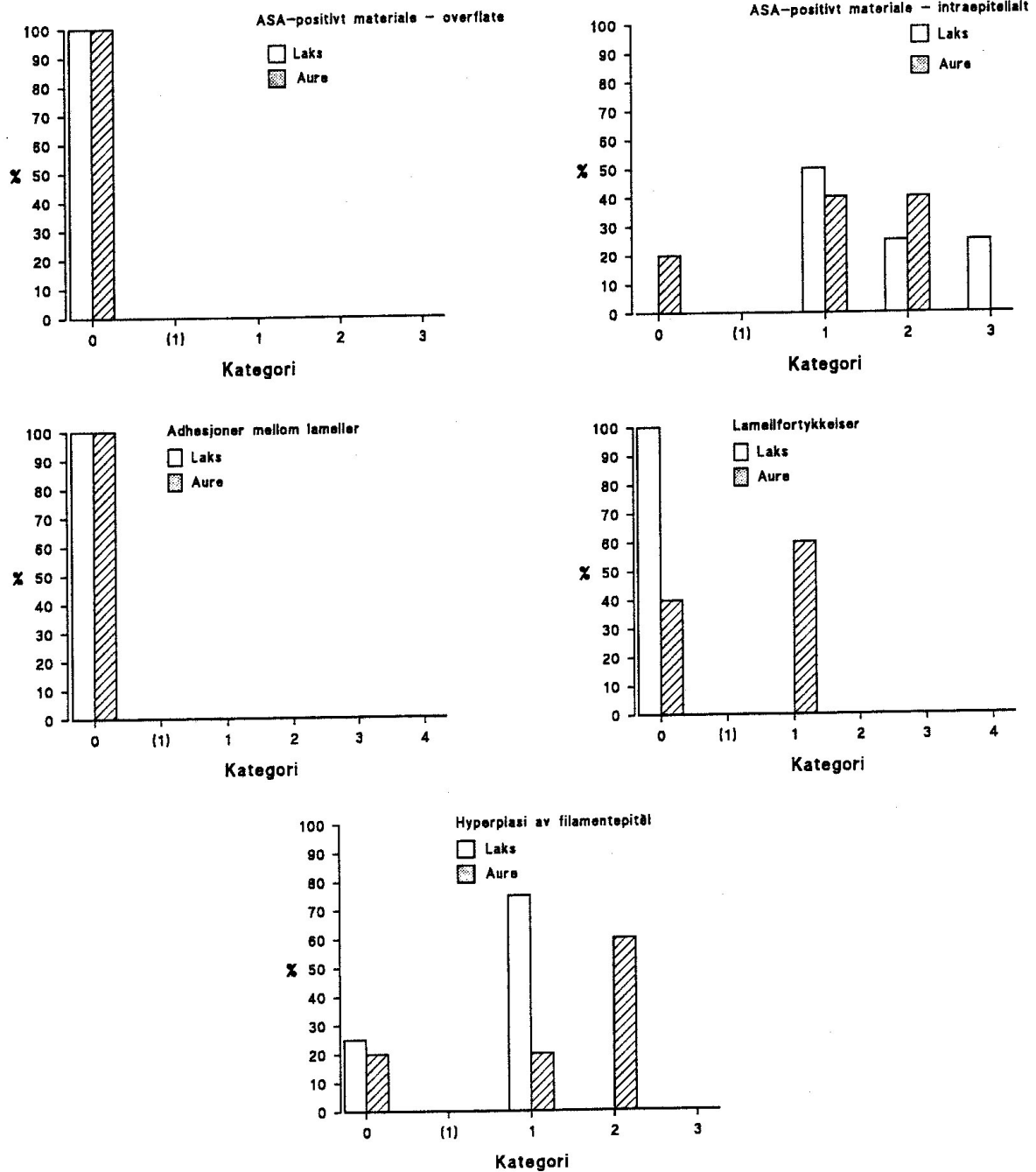
Laboratorium for analytisk kjemi (LAK) foretok aluminiumsanalyser av gjeller fra aure fanget ved Lone og ved munningen 31. Mars 1998 (Salbu pers. komm.). Auregjeller fra Lone hadde 126 ± 52 µg aluminium/g tørrvekt gjelle, mens gjeller fra aure ved munningen viste et gjennomsnitt på 60 ± 14 µg/g tørrvekt gjelle. Det ble ikke gjort undersøkelser av laks, men begge gjennomsnittsverdiene for aure er høyere enn det som er registrert i NIVA/LFI's undersøkelser (se **Tabell 11**), og verdiene ved Lone var over dobbelt så høye som ved munningen. Resultatene fra de to undersøkelsene avspeiler både sesongvariasjoner (episoder) og forskjeller mellom ulike deler av vassdraget.

Resultatene av den histologiske undersøkelsen gjelleprøver fra høsten 1997 er vist i

Figur 30. Det ble hos laksen funnet sparsom til uttalt metallakkumulering i vevet, og hos mesteparten av auren i sparsomme til moderate mengder (

Figur 30). Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering.

Foruten lamellfortykkelser og hyperplasier, forekom celler som indikerer infeksjon; på laksen i sparsomme mengder og på auren i uttalte mengder. Dessuten var det på auren betennelsesceller i filamenter. Det ble på gjellene til to laks funnet en parasitt som trolig er *Discocotyle sagittata*.



Figur 30. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Lona høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt histologisk var 4 laks og 5 aure.

4.3.5 Bunndyr

I Lona ble det bare samlet bunndyr øverst og nederst i den anadrome delen, **vedleggstabell 31**. Indeks 1 ble beregnet til 1 på begge stasjonene, mens indeks 2 var 1 og 0,86 henholdsvis nederst og øverst om høsten. Om våren var begge indeksene 1 både øverst og nederst. Resultatene om høsten kan tyde på litt dårligere forhold på øverste stasjon. Imidlertid tyder det totale faunabildet på at dette ikke skyldes lav forekomst av *B. rhodani*, men en uforholdsmessig høy tetthet av tolerante steinfluer. På bakgrunn av bunndyrresultatene vurderer vi derfor Lona som et kategori 4 vassdrag hvor situasjonen bør kontrolleres fra tid til annen.

4.4 Gaularvassdraget (083.Z)

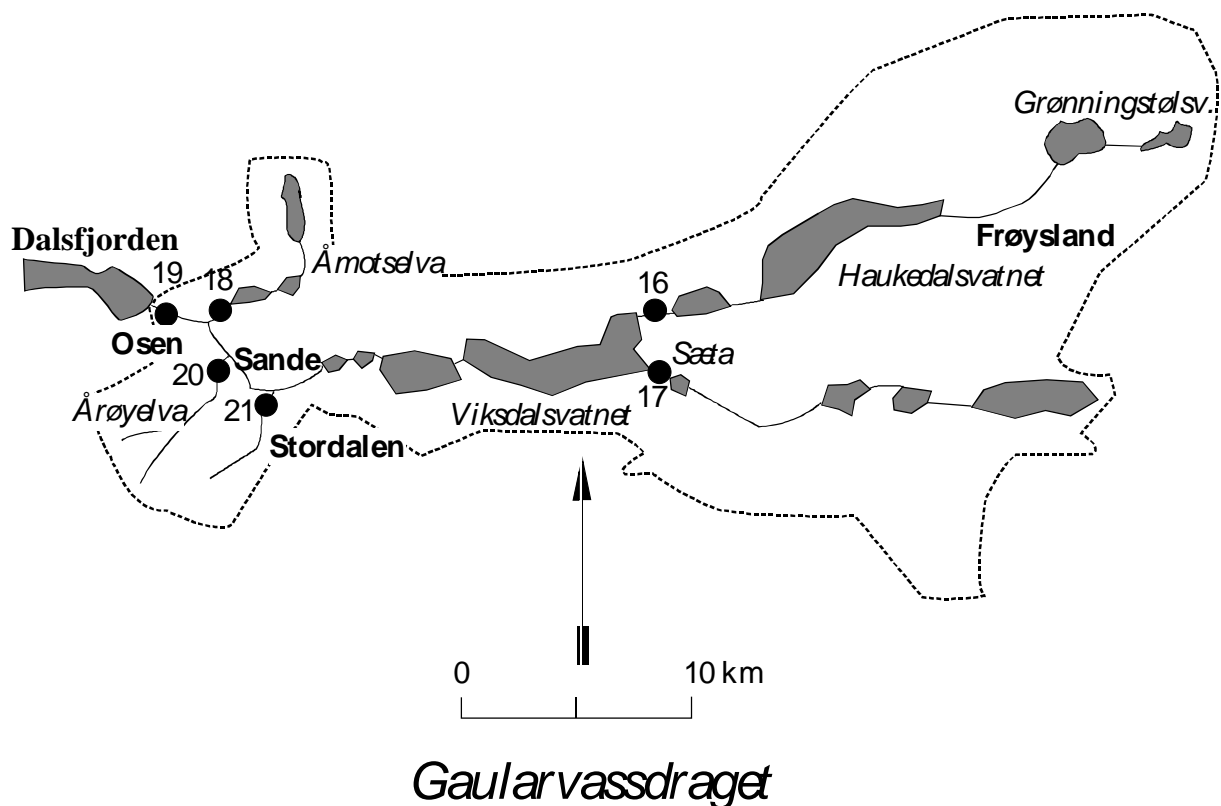
4.4.1 Områdebeskrivelse

Gaularvassdragets nedbørfelt er på 630 km² og ligger i hovedsak innenfor kommunene Gaular, Førde og Balestrand (**Figur 31**). 2 km² av nedbørfeltet er regulert og overført til Høyanger. Bortsett fra dette er vassdraget uregulert. 35 % av nedbørfeltet ligger over 900 m o.h., 25 % mellom 600-900 m o.h., ca. 25 % mellom 300-600 m o.h. og ca 15 % under 300 m o.h. 3.3% av nedbørfeltet er dyrket mark, 18.5 % er skogkledt, 6.5 % er vannflater, 3.1 % isbreer og 68.6 % er fjell, myr m.m. (Lien *et al.* 1986).

Øvre del av vassdraget er delt i en sørlig og en nordlig hovedgrein. Den sørlige greinen kommer fra Gaularfjellet og renner gjennom Eldalen til Viksdalsvatnet. Den nordlige greinen har sitt utspring mellom Grovabreen og Jostefonn sør-vest for Jostedalsbreen, og renner gjennom Haukedalen til Viksvatnet. Herfra renner Gaular vestover og munner ut ved Osen innerst i Dalsfjorden.

Geologien i nedbørfeltet er ensartet, og består hovedsakelig av gneisbergarter. Mellom Haukedalsvatnet og Eldalen er det et større område med gabbro eller amfibolitt. I smalere soner spredt i nedbørfeltet finnes omvandlete kambro-siluriske sedimentbergarter. Løsmaterialet i feltet er konsentrert til dalbunn og dalsider, med tildels mektige moreneavsetninger. De mest betydelige breelavsetningene finnes som terrasser vest for Sande og opp mot marin grense.

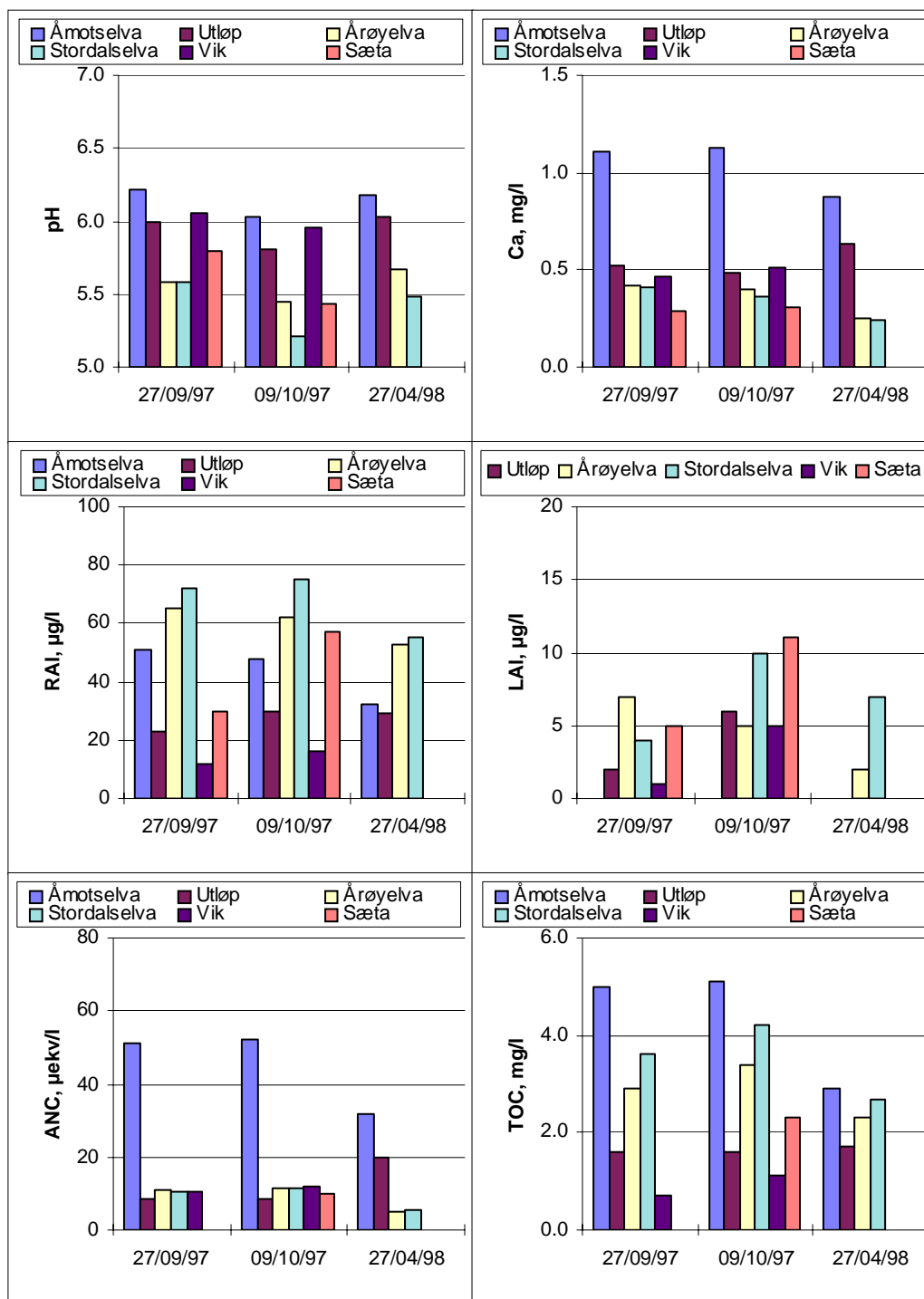
Nedbørfeltet har et typisk kystnært klima, med forholdsvis lave sommertemperaturer, milde vintre og en midlere årsnedbør fra 2000 mm til over 3000 mm. De mange, og tildels store, innsjøene virker utjevne på vannføringen. Årlig middelvannføring ut av Viksdalsvatn er omkring 41 m³/s.



Figur 31. Kart over Gaularvassdraget med oversikt over stasjonsnett. Kartet er modifisert etter Hindar (1997).

4.4.2 Vannkjemi

Gaularvassdraget ble prøvetatt som del av NIVA's Vestlandsundersøkelse i 1994 og 1995 (Hindar *et al.* 1997), og våren 1997 i forbindelse med NIVA's arbeid med kalkingsplan for vassdraget (Hindar 1997). I forbindelse med den foreliggende undersøkelsen ble det tatt to prøvesett høsten 1997, ett på lav og ett



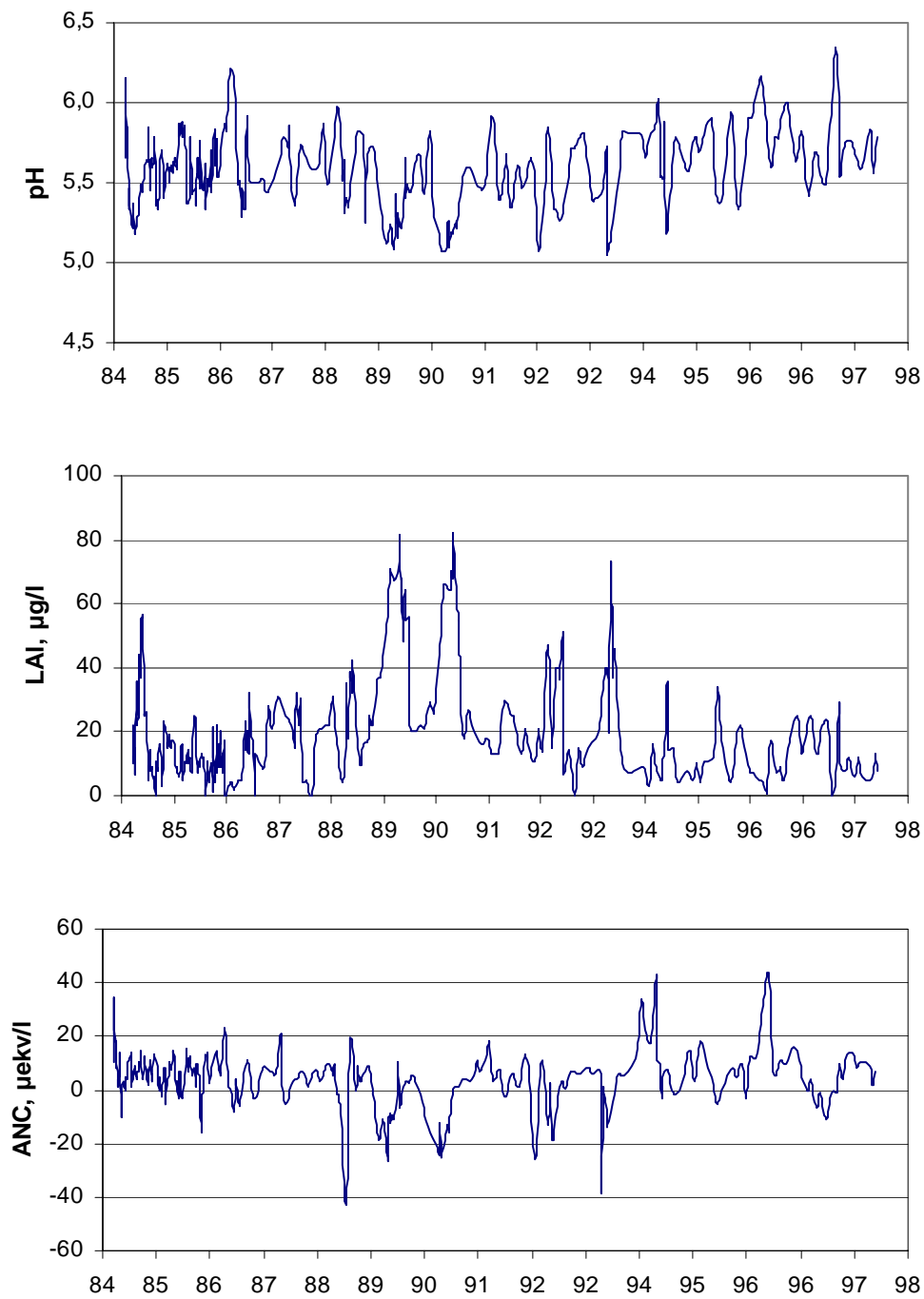
Figur 32. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC på de ulike stasjonene i Gaularvassdraget ved de to prøvetakingstidspunktene høsten 1997, og ved prøvetakingen i april 1998. Det ble ikke påvist LAI i Åmotselva.

på høy vannføring, og ett prøvesett våren 1998. I tillegg inngår Gaular som en del av Statlig program for forurensningsovervåking, med prøvetaking i sidevassdraget Sæta i Eldalen.

Resultatene fra prøvetakingen høsten 1997 og våren 1998 viste at vannkvaliteten i Haukedalsgreinen, i hovedvassdraget og i Åmotselva i nedre del var akseptabel, men at kjemien i de to sidevassdragene Årøyelva og Stordalen i nedre del er avvikende (**Figur 32**). Her var vannet surt. pH i Stordalen i oktober 1997 var nede i 5.21, og vannet var nærmest fritt for nitrat, bare 5 µg N/L. Nitratkonsentrasjonene i Årøyelva var også lave, 10-20 µg N/L. Dette skyldes trolig opptak i barskogplantningene i disse feltene. Basekationkonsentrasjonene høsten 1997 var imidlertid ikke så lave som ved prøvetakingen på forsommeren 1997. I april 1998 derimot, var både Ca og Mg nede i omlag 0.2 mg/L, et svært lavt nivå. Konsentrasjonen av labilt Al i disse to sidefeltene var imidlertid lav både høsten 1997 og ved prøvetakingen i april 1998. ANC-verdiene i Åmotselva høstent 1997 lå mellom 50 og 60 µekv/L, og på >30 µekv/L våren 1997. På de øvrige prøvestasjonene var ANC 20 µekv/L eller lavere i samtlige prøver. 20 µekv/L regnes som tålegrense for aure (Lien *et al.* 1992).

Prøvene fra denne undersøkelsen bekreftet inntrykket av stor effekt på vannkvaliteten av granskogplantingene i Årøy og Stordalen. ANC-verdiene er lave, men det kunne ikke påvises Al-mobilisering av betydning. Noe av dette kan skyldes at TOC-konsentrasjonen ligger høyt. Hva som skjer under sjøsaltepisoder er fortsatt usikkert, men mye tyder på at områdene ikke har evne til å kompensere Na-ionebyting med basekationer. Da er et surt og Al-holdig vann mer sannsynlig.

Vannkvaliteten i Eldalen (Sæta) er i bedring, jfr. Hindar og Skiple (1998). Resultatene fra høsten 1997, med lave konsentrasjoner av labilt Al, bekrefter dette. **Figur 33** viser en gradvis bedring i vannkvaliteten etter 1989-90. Denne endringen er en følge av nedgangen i sulfat-konsentrasjonen i nedbøren, som har avtatt med 40-60% i Sør-Norge fra 1980 til 1997 (SFT, 1998). Det er likevel viktig å merke seg lave pH-verdier fulgt av høyt labilt Al og lav ANC våren 1993, som følge av sjøsaltpåvirkning. Dette indikerer at vannkvaliteten fortsatt er labil, og at episoder fortsatt kan medføre skadelig vannkvalitet for laksefisk. Tilsvarende forhold antas å gjøre seg gjeldende i andre sure sideelver, som Stordalselva og Årøyelva.



Figur 33. pH, labilt Al og ANC fra Sæta i perioden 1984-98, basert på månedlige prøver (SFT).

4.4.3 Fisketettheter og bestandsforhold

Fisketrappene i Osfossen, Rekvikfossen og Alverfossen gir en laks- og sjøaureførende strekning i Gaular på omlag 14,5 km fra sjøen og til vandringshinderet Fossfossen.

De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 27.09.1997 og omfattet tetthetsestimering av ungfisk på 10 stasjoner på den lakseførende strekningen i Gaular. Åtte av stasjonene ble lagt til hovedløpet, i tillegg ble det lagt en stasjon i Åmotselva og en stasjon i Årøyelva. Samtlige stasjoner ble lagt til elveparti hvor det tidligere er utført tilsvarende undersøkelser og nummereringen av stasjonsnettet følger tidligere nummerering (Kålås *et al.*, 1984; Lien *et al.* 1986). Dette ble gjort for å få et best mulig sammenlikningsgrunnlag i forhold til tidligere studier. Kartreferansene for de ulike stasjonene er gitt i **Tabell 27** i Vedlegg B. Stasjonen ble overfisket tre ganger i henhold til metodikk beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). Arealet på de fleste stasjonene var 100 m², men på enkelte stasjoner ble et mindre areal overfisket (se **Tabell 27** i Vedlegg B).

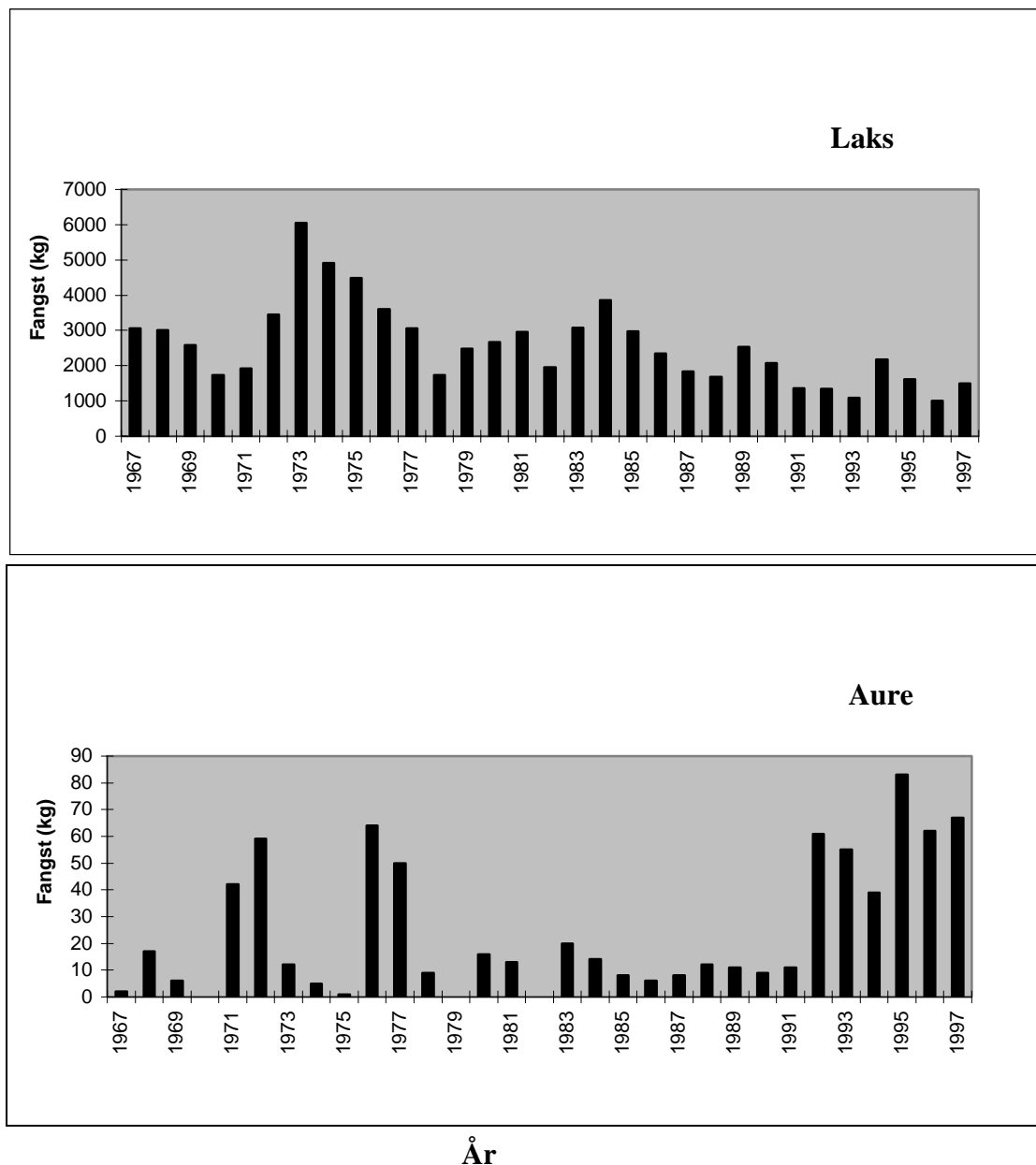
Kultivering av laks har lang tradisjon i Gaular. Siden 1935 har det vært et klekkeri i Gaular med en årlig kapasitet på 50 000 yngel. Fra 1965 økte kapasiteten ved klekkeriet til en årlig produksjon på maksimum 240 000 lakseyngel (Taule 1995). Klekkeriet har om lag den samme vanntemperatur som elva og klekketidspunkt og tilvekst for settefisk er derfor noenlunde lik for settefisk og villfisk. I perioden 1993-97 ble det årlig satt fra 200 000 - 250 000 startfora lakseyngel (Morten Taule, pers. komm.). Yngelen er blitt spredd på hele den anadrome strekningen fra Osfossen til Fossfossen og også i sideelvene. Basert på et beregnet tilgjengelig areal for anadrom fisk i Gaula på 1116 da (Kålås *et al.* 1984) gir utsetting av 200 000 – 250 000 yngel en tetthet på om lag 18 – 22 yngel pr. 100 m², noe som må karakteriseres som en relativt høy tetthet. Som regel er yngelen satt ut i august/september, men i 1997 ble fisken satt ut i første uka av oktober, dvs. etter at ungfiskundersøkelsene ble utført.

Fangststatistikk

For Gaular foreligger det offisiell fangststatistikk siden 1884. I perioden 1884-1967, da det ikke ble skilt mellom aure og laks i fangstene, ble det i gjennomsnitt innrapportert fangster på 1050 kg (SD=686) per år. Siden 1967 er det skilt mellom laks og aure i fangststatistikken. Gjennomsnittlig fangst av laks per år i perioden 1967 til 1997 var 2583 kg (SD=1150), mens tilsvarende gjennomsnittsfangst av aure bare var 24,6 kg (SD=25).

Fangstutviklingen siden 1967 er gitt i **Figur 34** og viser at de høyeste fangstene ble tatt på midten av 1970-tallet (6045 kg i 1973), og at det også var gode fangster utover 1980-tallet. Relativt til de to foregående tiårene har det vært en tilbakegang i fangstene av laks i Gaular på 1990-tallet. Dette illustreres ved at gjennomsnittlig årlig fangst for perioden 1967-1990 var 2953 kg (SD = 1091) mens gjennomsnittlig årlig fangst i perioden 1990-97 var 1518 kg (SD=426).

De innrapporterte fangster av sjøaure i Gaular har vært lave. Den høyeste fangsten i perioden 1967-97 var bare 83 kg og ble tatt i 1995. Av fangststatistikken fremgår det at de innrapporterte fangstene av sjøaure har vært større på 1990-tallet sammenliknet med 1980-tallet (**Figur 34**).



Figur 34. Fangster av laks (øverst) og sjøaure (nederst) i Gaula i årene 1967-1997. Merk forskjellig skala på y-aksene. Data fra Norsk offisiell statistikk (NOS) og fra «Lakseregisteret», Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.

Ungfisktettheter av laks

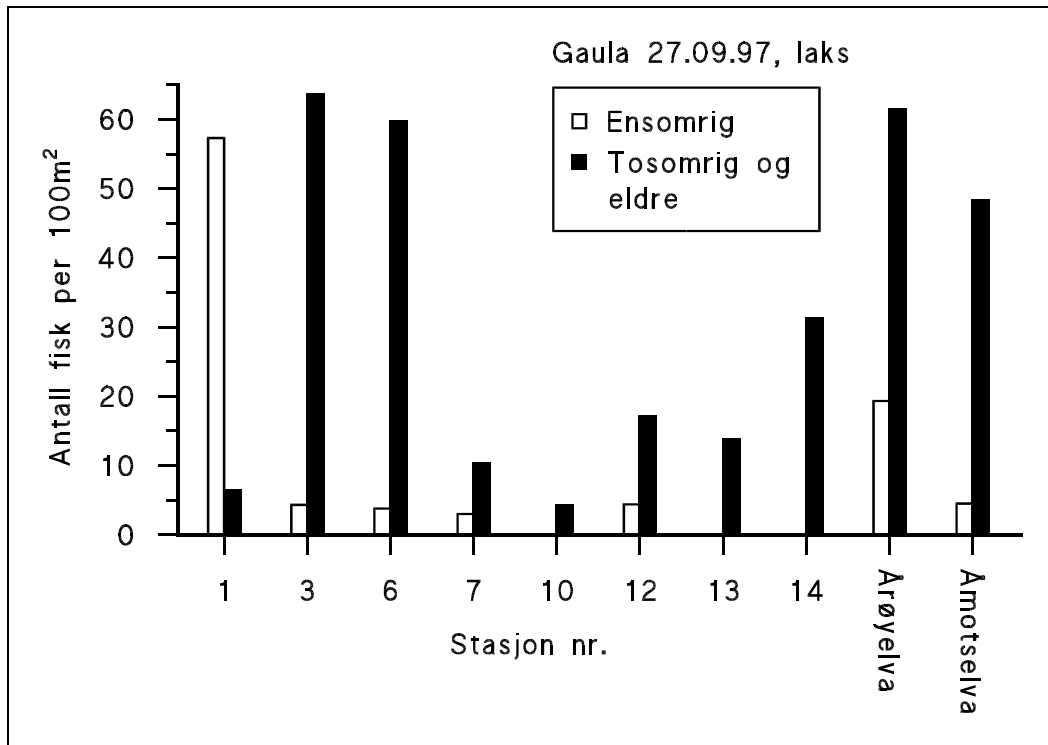
På de 8 stasjonene som ble elfisket i hovedløpet i september 1997, ble det totalt fanget 227 ungfisk av laks. Av disse var 65 årsyngel og 162 tosomrig eller eldre ungfisk. De estimerte tetthetene av ensomrig laks var gjennomgående lave med unntak av stasjon 1 som hadde høy tetthet av årsyngel (**Figur 35**). Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av ensomrig laks på de åtte stasjonene var $9,1/100\text{m}^2$ ($SD=19,5$). Tilsvarende lave yngeltettheter ble også funnet i 1995 da det ble rapportert en gjennomsnittlig tetthet på 10,8 årsyngel pr 100m^2 , målt som antall fanget per 100m^2 (Sægrov og Johnsen, 1996b). Undersøkelsene utført i desember 1996 ga langt høyere fangster av årsyngel da det ble fanget om lag 56 årsyngel per 100m^2 (Kålås og Sægrov 1998b), noe som tilsier en sterk 1996 årsklasse. Som nevnt ble fisket i 1997 gjennomført før utsettingen av omlag 200 000 lakseyngel i Gaula. Elfiske i 1995 og 1996 ble utført etter utsettingen av yngel, og dette forholdet har trolig bidratt til at det ble funnet høyere tettheter av ensomrig laks disse to årene, sammenliknet med 1997.

Det ble funnet ensomrig lakseyngel både i Årøyelva ($19/100 \text{ m}^2$) og i Åmotselva ($4,5/100\text{m}^2$) noe som viser at det gyter laks i begge disse sideelvene. Undersøkelsene ble som nevnt gjennomført før utsettingen av lakseyngel i 1997. Ved undersøkelsene i 1995 og 1996 ble det funnet lavere tettheter av årsyngel i disse sideelvene (Sægrov og Johnsen 1996b; Kålås og Sægrov 1998b).

For tosomrig og eldre ungfisk varierte de estimerte tetthetene mye mellom stasjonene. De høyeste tetthetene ble funnet på stasjonene 3 ($64/100 \text{ m}^2$) og 6 ($60/100 \text{ m}^2$) mens de laveste tetthetene ble funnet på stasjonene 1 ($6,5/100 \text{ m}^2$) og 10 ($4,4/100 \text{ m}^2$) (**Figur 35**). De estimerte tettheter av tosomrig og eldre laks i Årøyelva og Åmotselva var henholdsvis 27,6 og $15,9/100\text{m}^2$. Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre laks på de 8 stasjonene i hovedløpet var $26/100 \text{ m}^2$ ($SD=23,7$). Den høye tettheten av tosomrig og eldre laks funnet i 1997 kan ha sammenheng med den sterke 1996 årsklassen rapportert av Kålås og Sægrov (1998b). Undersøkelser av 14 stasjoner i Gaular i årene 1984-88 viste at den gjennomsnittlige tettheten av tosomrig og eldre laks varierte innenfor intervallet fra om lag $18-31/100\text{m}^2$ (SFT 1989). Basert på undersøkelsene av 8 stasjoner i november 1995 ble det rapportert en gjennomsnittlig tetthet på 10,3 tosomrig og eldre laks per 100 m^2 , målt som antall fanget per 100 m^2 (Sægrov og Johnsen 1996b). Undersøkelsene utført i desember 1996 ga en klar økning i tetthetene da det ble fanget 35 tosomrig og eldre laks pr 100 m^2 (Kålås og Sægrov 1998b).

Store variasjoner i tetthet av ungfisk mellom ulike stasjoner er også rapportert fra tidligere studier i Gaula (Kålås *et al.* 1984; SFT 1989; Sægrov og Johnsen 1996b; Kålås og Sægrov 1998b). En slik flekkvis fordeling av ungfisk er normalt og kan tilskrives en rekke forhold. Ungfiskens habitatpreferanser i forhold til habitattilbudet på den enkelte stasjon er trolig den viktigste kilden til denne variasjonen. For ensomrig fisk er trolig også avstanden fra den enkelte stasjonen til nærmeste gyteområde viktig, siden yngelen kan ha en begrenset spredning fra gyteområdet.

Samlet indikerer undersøkelsene på 1980- og 1990-tallet at det er en relativt stabil, god rekruttering til laksebestanden i Gaular. Rekrutteringen til laksebestanden er utvilsomt påvirket av det betydelige kultiveringsarbeidet, og spørsmålet er i hvor stor grad de omfattende utsettingene av lakseyngel har bidratt til de observerte resultatene. Fangststatistikken for Gaular forsterker inntrykket av at rekrutteringen til laksebestanden i Gaular er god, til tross for en nedgang i 1990-årene.

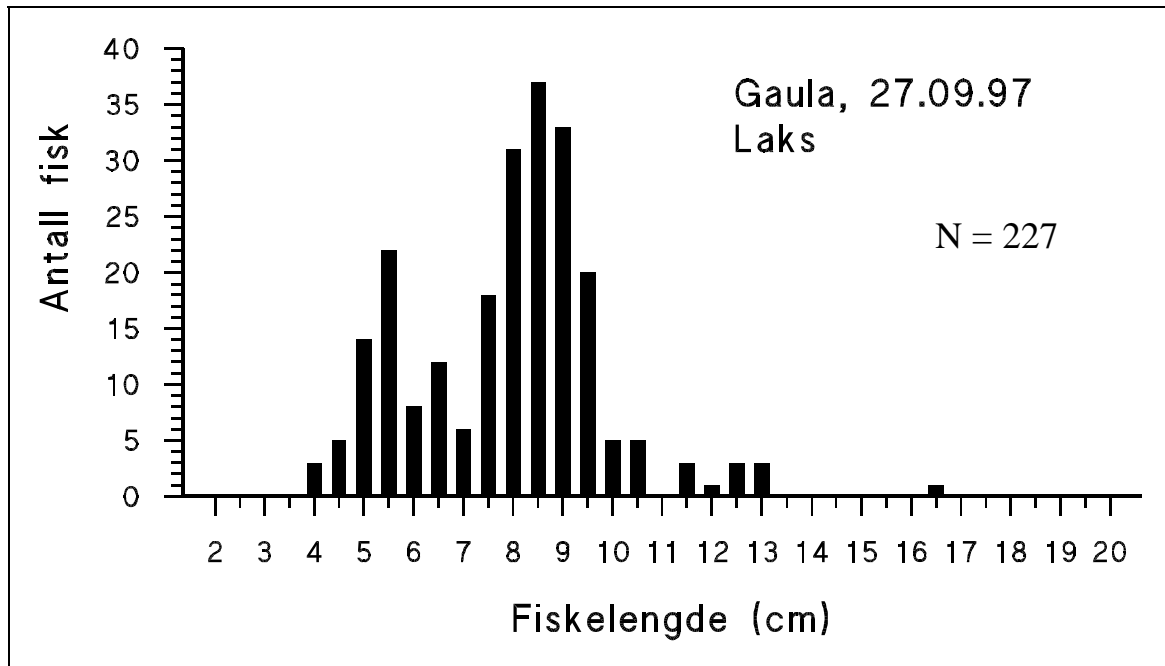


Figur 35. Estimerte tettheter av laks fordelt på aldersklassene ensomrig, og tosomrig eller eldre på de åtte stasjonene i hovedløpet i Gaular og i sideelvene Årøyelva og Åmotselva.

Lengde og vekst av laks

Lengdefordelingen av laks tatt i Gaular i september 1997 er vist i **Figur 36** og aldersbestemt materiale i **Tabell 13**. Materialet tilsier at den ensomrige laksen var om lag 5,8 cm etter første vekstsesong og 9,1 cm etter andre vekstsesong. Dette vekstmønsteret samsvarer med hva som er funnet i tidligere undersøkelser, men veksten for 1997 årsklassen er noe bedre enn hva som ble rapportert for årsklassene 1995 (5,1 cm) og 1996 (5,4 cm) (Sægrov og Johnsen 1996b; Kålås og Sægrov 1998b). Fisken som ble undersøkt i 1997 ble fanget i september og hadde derfor en kortere vekstsesong enn fiskene undersøkt i 1995 (november) og 1996 (desember), noe som tyder på gode vekstforhold i 1997 sesongen. Dette illustreres ved å sammenlikne resultatene fra 1997 med vekststudier av laks samlet inn i august 1993, da var den ensomrige fisken 4 cm, tosomrig fisk 8,2 cm og tresomrig fisk 11,1 cm (Kålås *et al.* 1984).

Basert på et aldersbestemmelse av et større materiale fant Kålås og Sægrov (1998b) at den gjennomsnittlige lengde på tresomrig fisk var 13,1 cm. Ved aldersbestemmelse av 37 laksesmolt våren 1997 fant Kålås og Sægrov (1998b) en gjennomsnittlig smoltalder på 3,1 år, men innslaget av eldre smolt ble her vurdert til å være uvanlig høyt. Basert på skjellavlesing av 77 laks fanga i sesongen 1983 fant Kålås *et al.* (1984) en gjennomsnittlig smoltalder på 2,5 år.

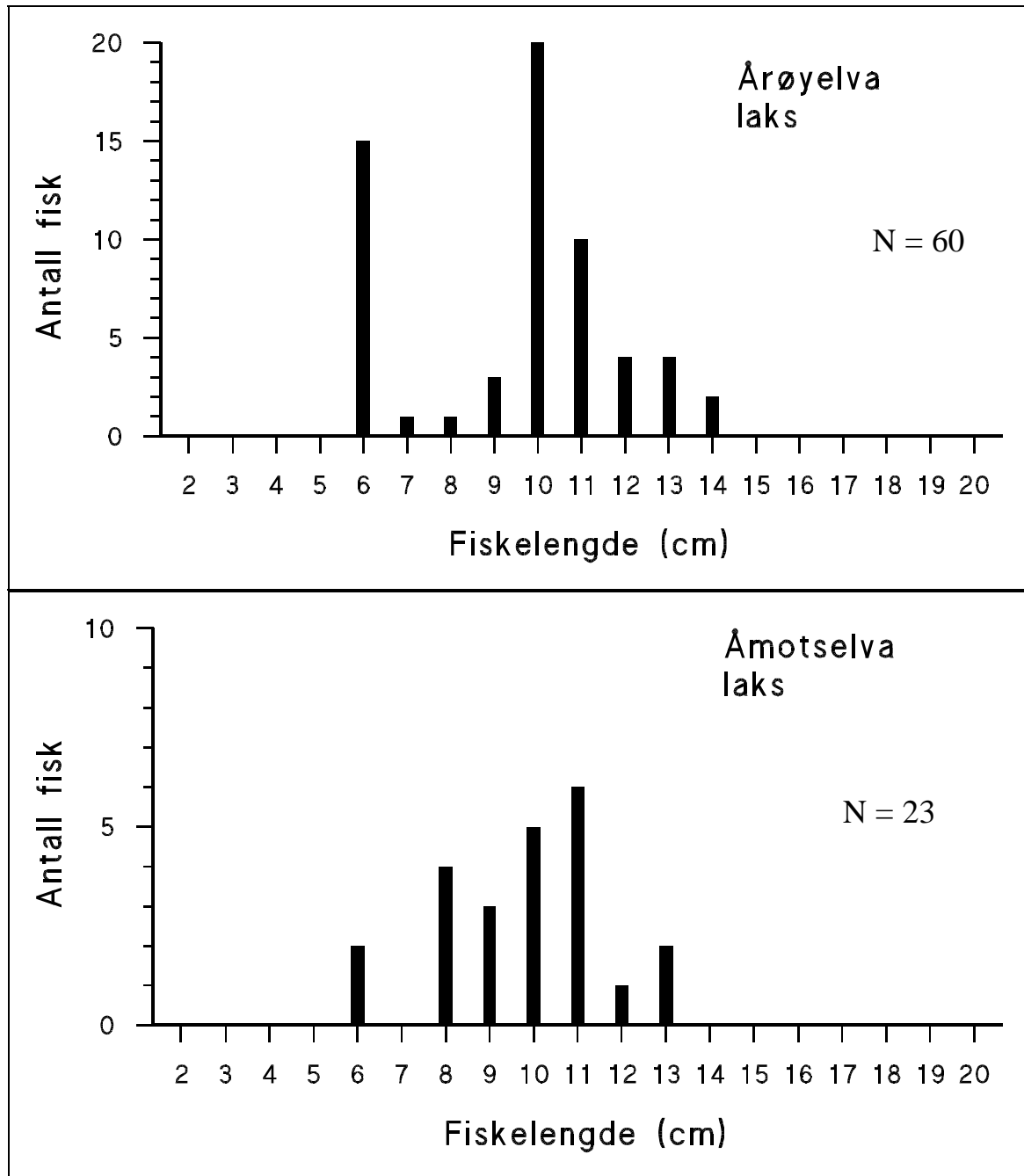


Figur 36. Lengdefordeling av laks tatt på de åtte stasjonene (st 1, 3, 6, 7, 10, 12, 13 og 14) som ble fisket i hovedløpet av Gaular den 27.09.1997.

Tabell 13. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av laks i Gaular den 27.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,8 | 0,7 | 65 |
| Tosomrig (1+) | 9,1 | 1,0 | 26 |
| Tresomrig (2+) | 12,3 | 0,7 | 4 |

Lengdefordelingen av laks funnet på stasjonene i Årøyelva og Åmotselva er gitt i **Figur 37**. Det ble ikke funnet ensomrig laks mindre enn 6 cm på disse stasjonene. I Årøyelva hvor det ble tatt 16 ensomrige laks tyder dette på gode vekstforhold. I Åmotselva ble det tatt for lite ensomrig laks til å si noe sikkert om vekstforløpet.



Figur 37. Lengdefordeling av laks tatt i Årøyelva og Åmotselva den 27.09.1997.

Ungfisktettheter av aure

Totalt på de 8 stasjonene som ble fisket i hovedløpet ble det fanget 440 ungfisk av aure. Av disse var 343 årsyngel og 97 tosomrig eller eldre ungfisk. De estimerte tetthetene av ensomrig aure var gjennomgående svært høye men tetthetene varierte mye mellom stasjonene. De laveste tetthetene ble funnet på stasjon 1 ($9,6/100 \text{ m}^2$) og 6 ($14,2/100 \text{ m}^2$) mens de høyeste tetthetene ble funnet på stasjon 13 ($272/100 \text{ m}^2$) og 14 ($127/100 \text{ m}^2$) (

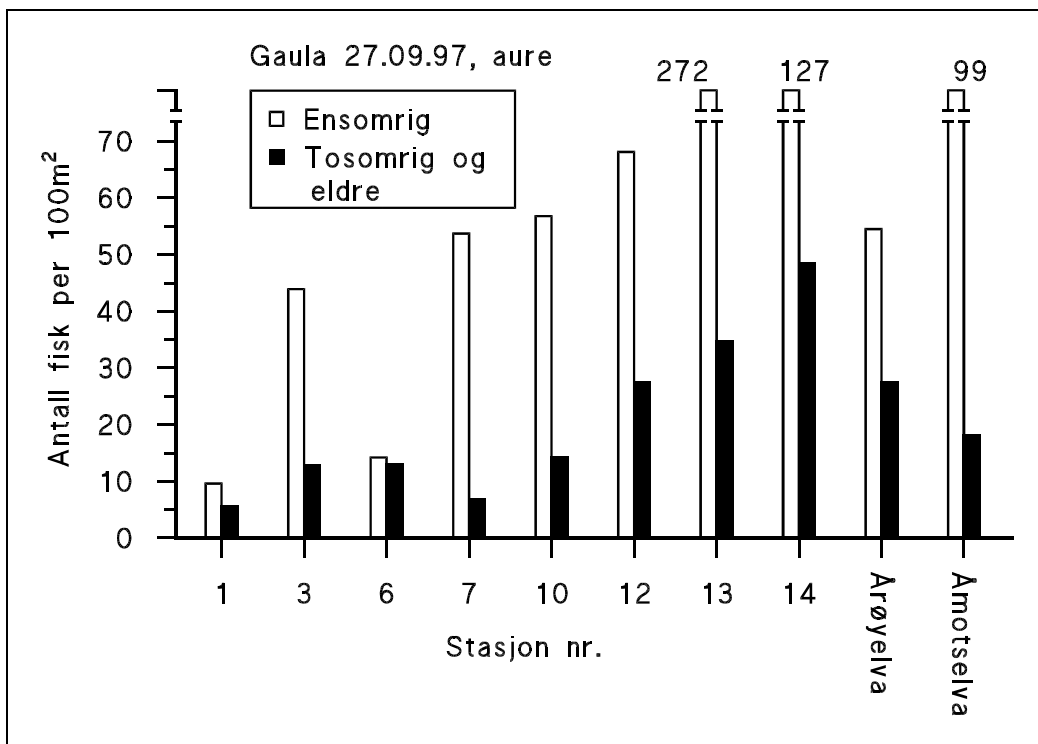
Figur 38). Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av ensomrig aure på de åtte stasjonene var hele $80,7/100 \text{ m}^2$ ($SD=85,4$). Disse tallene viser at 1997 årsklassen av aure er usedvanlig sterk. Tidligere er det bare rapportert liknende resultater fra 1985 da det ble funnet om lag 75 årsyngel per 100 m^2 i Gaula (SFT, 1989). Basert på de høye tetthetene av ensomring aure funnet i 1997 forventes en økning i tettheten av tosomrig aure i 1998. Ved undersøkelsene utført i november 1995, fant Sægrov og

Johnsen (1996b) at tettheten av ensomrig aure, målt som antall fanget per 100m², var 35/100 m², mens tilsvarende tall fra undersøkelsene i desember 1996 var 17, 3 årsyngel/100 m² (Kålås og Sægrov 1998b).

Det ble også funnet svært høye tettheter av ensomrig aure både i Åmotselva (98,6/100 m²) og i Årøyelva (54,5/100m²) i 1997. Dette er en klar økning i tettheter i forhold til de lave tetthetene av ensomrig aure ($\leq 10/100$ m²) som ble funnet i disse sideelvene i 1995 og 1996 (Sægrov og Johnsen 1996b; Kålås og Sægrov 1998b).

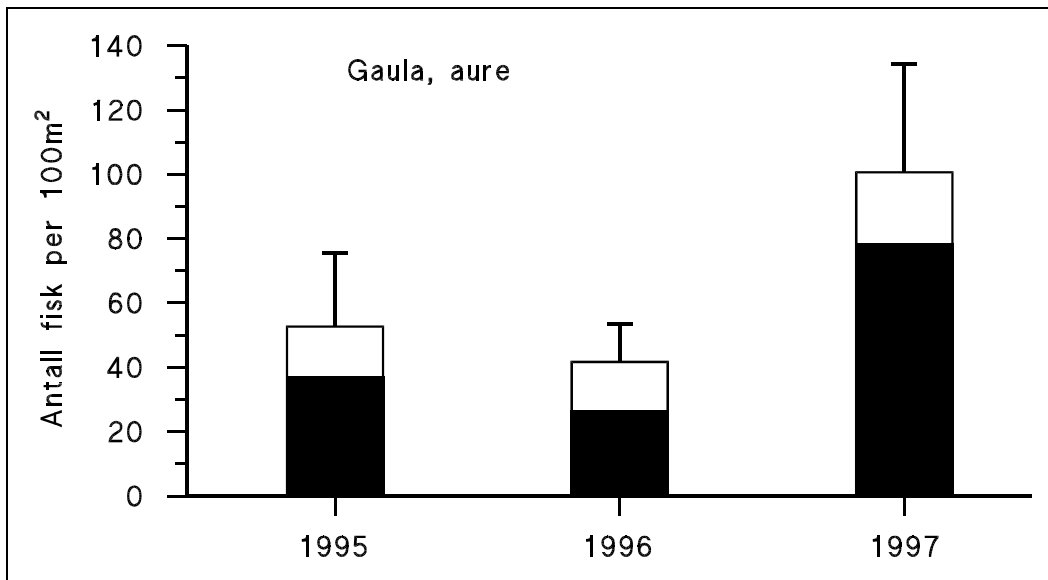
For tosomrig og eldre aure varierte de estimerte tetthetene mye mellom stasjonene. De laveste tetthetene ble funnet på stasjonene 1 og 7 ($\leq 10/100$ m²) mens de høyeste tetthetene ble funnet på stasjonene 12 -14 (se

Figur 38). Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre aure på de 8 stasjonene i hovedløpet var 20,6/100 m² (SD=15). Elfiske på 14 stasjoner i Gaularvassdraget i årene 1984-88 ga en gjennomsnittlig tetthet av tosomrig og eldre aure på 5-10 fisk/100m² (SFT 1989). Ved undersøkelsene utført i november 1995, fant Sægrov og Johnsen (1996b) en tetthet av tosomrig og eldre aure på 35/100 m², målt som antall fanget per 100m². Undersøkelsene av 7 stasjoner i desember 1996 ga en gjennomsnittlig estimert tetthet av tosomrig og eldre aure på 14,5/100m² (Kålås og Sægrov 1998b). Resultatene indikerer således en økning i tetthetene av aure i Gaula fra 1980- til 1990-tallet. En sammenstilling av resultatene fra ungfiskundersøkelsene utført i perioden 1995-97 er gitt i **Figur 39**.



Figur 38. Estimerte tettheter av aure fordelt på aldersklassene ensomrig, og tosomrig eller eldre på de åtte stasjonene i hovedløpet i Gaula og i sideelvene Årøyelva og Åmotselva.

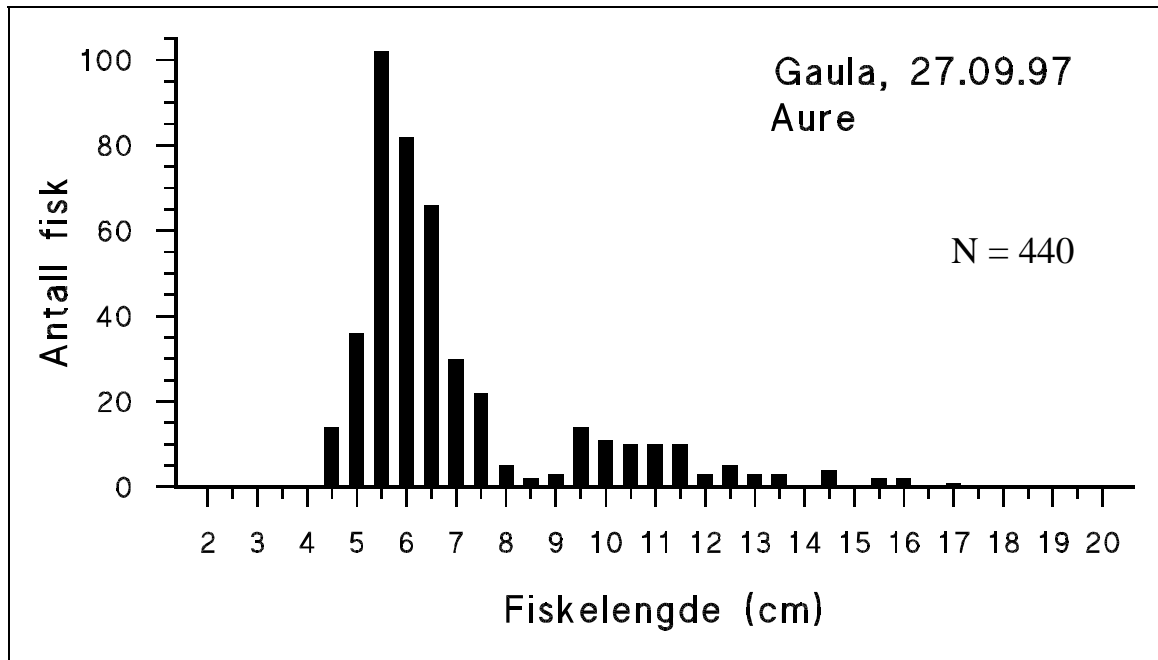
Samlet indikerer undersøkelsene på 1980- og 1990-tallet at det er en relativt stabil, god rekruttering til aurebestanden i Gaula. Det er imidlertid et klart misforhold mellom resultatene fra ungfiskundersøkelsene og de lave fangstene av sjøaure i Gaula. Det er ikke mulig å skille mellom parr av sjøaure og resident aure, og innslaget av resident aure på lakseførende strekning av Gaula er ikke kjent. Innslag av resident aure i elfiske-fangstene kan bidra til å forklare misforholdet mellom høye tettheter av ungfisk og lave fangster av sjøaure. En annen årsak er trolig at de oppgitte fangstene av sjøaure underestimerer de reelle fangstene (Kålås *et al.* 1984), og at mye av sjøauren tas i fjorden.



Figur 39. Gjennomsnitt (med standard feil) av estimerte tettheter av laks (ensomrig og eldre) for de åtte stasjonene (st. 1, 3, 6, 7, 10, 12, 13 og 14) i Gaula som har vært fisket i perioden 1995-97. Den mørklagte delen av søylen angir andelen av ensomrig fisk (årsyngel) av totalt antall fisk fanget. Ved beregning av gjennomsnittsverdiene for 1996 er ikke stasjon 14 med i beregningsgrunnlaget. Materiale gitt for 1995 og 1996 er basert på undersøkelser utført av Sægrov og Johnsen (1996b) og Kålås og Sægrov (1998b).

Lengde og vekst av aure

Lengdefordelingen av aure tatt i Gaula i september 1997 er vist i **Figur 40** og aldersbestemt materiale i **Tabell 14**. Materialet tilsier at den ensomrige auren var om lag 5,6 cm etter første vekstsesong og 9,9 cm etter andre vekstsesong. Imidlertid vil tilveksten være noe underestimert siden fiske ble utført i september 1997, dvs. før endt vekstsesong. Vekstmønsteret funnet i 1997 samsvarer i grove trekk med hva som er funnet i tidligere undersøkelser. Ved undersøkelsene utført i november 1995 ble følgende lengder oppgitt etter en, to, og tre vekstsesonger: 5,5 cm, 10,3 cm og 15,5 cm (Sægrov og Johnsen 1996b), og for undersøkelsene utført i desember 1996: 5,9 cm- 11,4 cm og 15, 1 cm (Kålås og Sægrov 1998b). I 1983, da undersøkelsene ble utført i august var den gjennomsnittlige lengden for ensomrig aure 5,5 cm og 9,2 cm for tosomrig aure (Kålås *et al.* 1984). Det er ikke utført undersøkelser som kan gi noe godt mål for gjennomsnittlig smoltalder for sjøauren i Gaula, men basert på lengdeveksten forventes det at de fleste aurene smoltifiserer etter to eller tre år på elva.

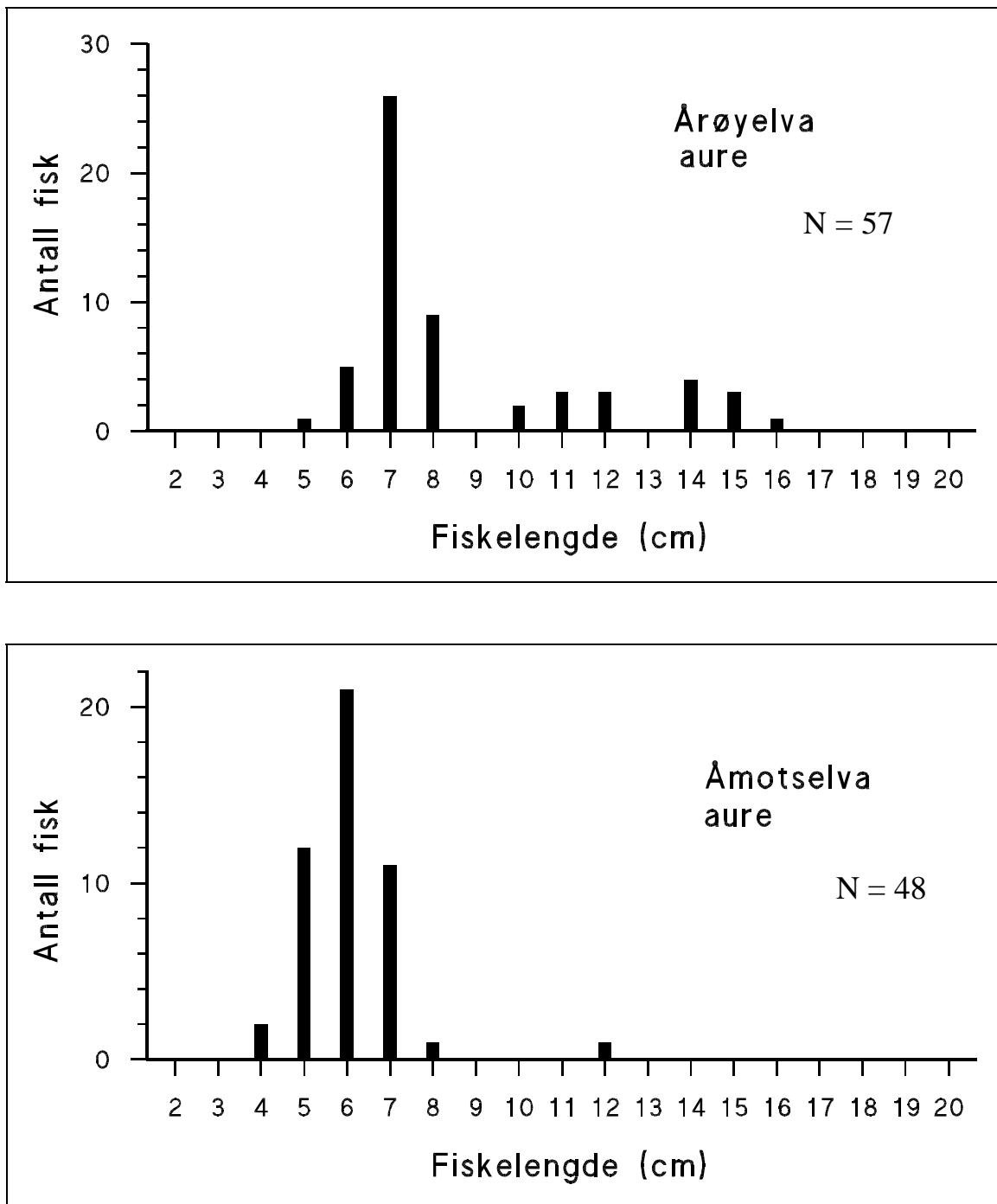


Figur 40. Lengdefordeling av aure tatt på de åtte stasjonene (st 1, 3, 6, 7, 10, 12, 13 og 14) som ble fisket i hovedløpet av Gaula den 27.09.1997.

Tabell 14. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure i Gaula den 27.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,6 | 0,6 | 343 |
| Tosomrig (1+) | 9,9 | 1,1 | 24 |
| Tresomrig (2+) | 12,9 | 1,5 | 3 |

Lengdefordelingen av aure funnet på stasjonene i Årøyelva og Åmotselva er gitt i **Figur 41**. Basert på lengdefordelingen er de fleste ensomrige aurene i Årøyelva mellom 7 og 8 cm, og mellom 6 og 7 cm i Åmotselva. Dette tilsier at aurens tilvekst den første vekstsesongen er raskere i disse sideelvene enn i hovedløpet. Tilsvarende fant Kålås og Sægvog (1998b) at auren hadde bedre tilvekst i Årøyelva enn i Åmotselva, og at auren i Årøyelva hadde en raskere tilvekst enn auren i hovedelva.



Figur 41. Lengdefordeling for aure i Årøyelva og Åmotselva den 27.09.1997.

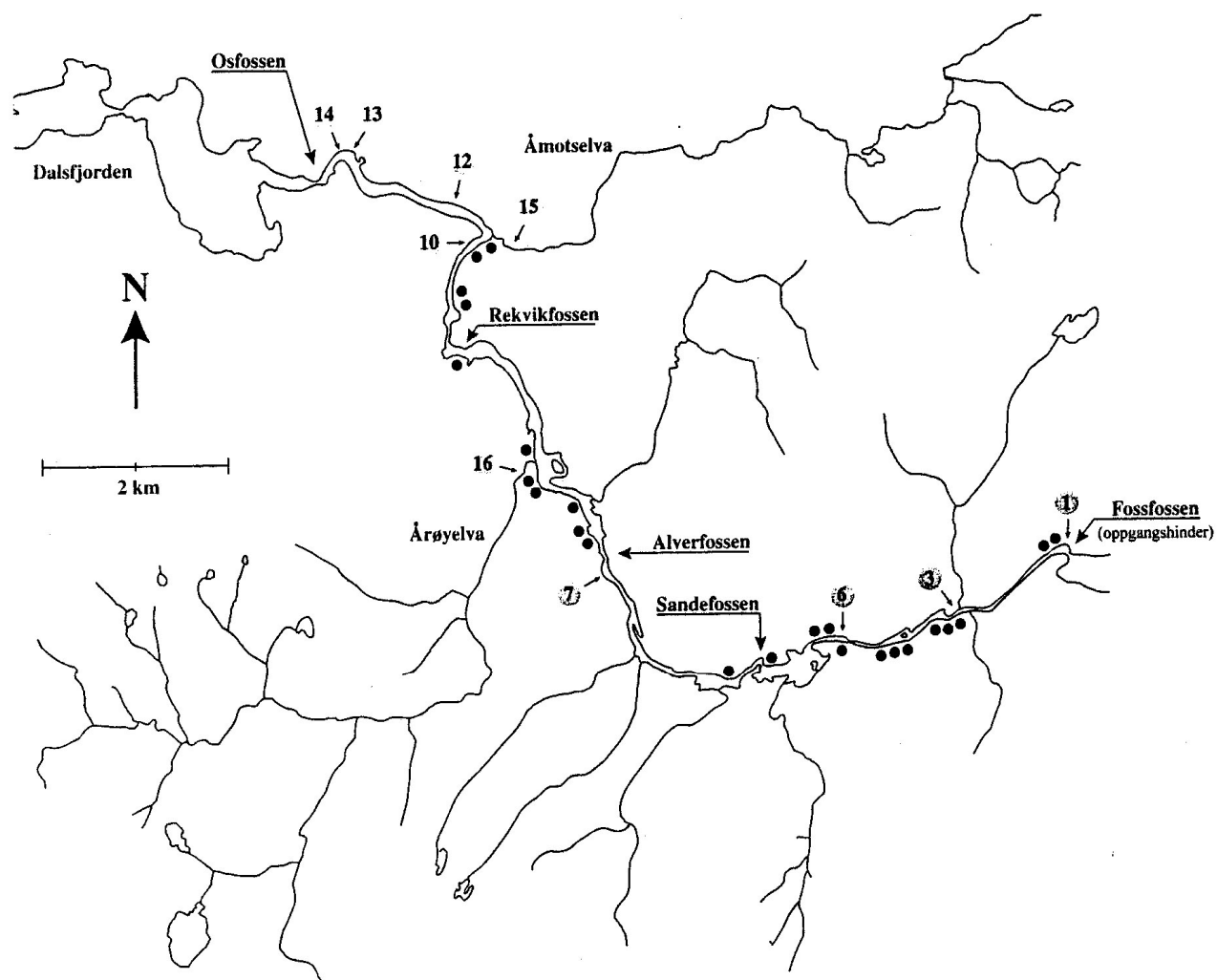
Bonitering

Den laks- og sjøaureførende delen av Gaula har mange elveparti som er godt egnet som gyte- og oppvekstareal for laks og aure. Gyteområder som er kartfestet (se **Figur 42**) i denne undersøkelsen er basert på bonitering fra land sammenholdt med lokal informasjon. Muligheten for direkte observasjon av gyteområder er imidlertid begrenset siden Gaula er relativt stor og uoversiktlig. Dette medfører at lokaliseringen av gyteområdene er beheftet med en viss usikkerhet. På kartet er antatte gyteområder

som strekker seg over lengre elveparti avmerket. Mindre gyteområder er trolig flekkvis fordelt på de fleste elveparti, men dette er ikke avmerket på kartet. Imidlertid kan en utelukke at gyting forekommer på de mest sakteflytende partiene.

Nedstrøms Osfossen er det lite sannsynlig at det forekommer gyting grunnet innsig av brakkvann (Taule 1995). På strekningen fra Osfossen til innløpet av Åmotselva er det flekkvis områder egnet for gyting. I både Åmotselva og Årøyelva er det gode gytemuligheter noe som også fremgår av de høye tettheter av årsyngel, fortrinnsvis av aure. På strekningen fra innløpet til Åmotselva og opp til lonen nedstrøms Rekvikfossen er det flere partier som er egnet for gyting når en ser bort fra de mest strømrike partiene. I tilknytning til lonen nedstrøms Rekvikfossen er det også flere res hvor forholdene vurderes som godt egnet for gyting. Rett oppstrøms Rekvikfossen er det et begrenset område med gode gyteforhold, dette partiet er lokalt kjent for å være et viktig gyteområde. På strekningen fra Rekvikfossen til Alverfossen er det flere rolige loner hvor forholdene generelt er lite egnet for gyting, men også her kan det flekkvis være områder egnet for gyting.

Nedstrøms Alverfossen er det et større område med gode gyteforhold som lokalt er kjent for å være et viktig gyteområde. På strekningen mellom Alverfossen og Sandefossen er det flekkvis gode gytemuligheter med unntak av den rolige lona nedstrøms Sandefossen. Rett nedstrøms Sandefossen er det et parti med gode gyteforhold. Oppstrøms Sandefossen er det flere loner som er lite egnet for gyting, men på innløpet til disse lonene, nedstrøms Sande sentrum, er det flere partier egnet for gyting. På strekningen fra Sande sentrum til oppgangshinderet ved Fossfossen er det flere strømrike partier som generelt ikke er egnet for gyting, men også her forekommer det flekkvis områder hvor fisken kan gyte. Det viktigste gyteområdet oppstrøms Sande sentrum ligger trolig på strekningen fra Legene til Selstad, på dette elvepartiet er det flere områder som er godt egnet for gyting. I tillegg er det trolig et viktig gyteområde på utløpet av hølen fra Fossfossen.



Figur 42. Kart over Gaular-vassdraget hvor de 14 stasjonene for elektrisk fiske er avmerket. Elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med fylte sirkler (●). De fleste elvestrekningene har ikke fått noen markering men på flere av disse strekningene vil det flekkvis forekomme gyting (se tekst).

4.4.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Det ble tatt prøver for kvantitativ bestemmelse av aluminium i gjellehomogenat både høsten 1997 og våren 1998. Resultatene er presentert i **Tabell 15**. Det var statistisk signifikante forskjeller i materialet (en-veis ANOVA, $p < 0,001$). På de stasjonene hvor det samtidig ble tatt prøver av både laks og aure hadde laksen signifikant høyere Al-konsentrasjon i 3 av 7 tilfeller dvs. i Årøyelva høsten 1997 og våren 1998, og i Stordalselva våren 1998. Dette var også de stasjonene som ga høyeste Al-nivåene på fiskegjeller, noe som avspeiler vannkvaliteten (se Figur 30, kap. 4.4.2). I de resterende 4 tilfellene var det ikke noen signifikante forskjeller mellom de to artene.

Det ble også undersøkt hvorvidt det var noen signifikante forskjeller mellom Al-konsentrasjonene i høst og vårprøver for hver av de to artene. I 4 av de 5 tilfellene hvor en hadde både vår- og høstprøver var konsentrasjonen i vårprøvene signifikant høyere enn i høstprøvene (Aure i Åmotselva, laks i Åmotselva, aure i Årøyelva og laks i Årøyelva). For den siste stasjonen, Gaula ved utløpet til fjorden, var konsentrasjonene ikke signifikant forskjellige høst og vår for auren, og for laks var det ikke mulig å teste ettersom det kun var gjellepøve fra en laks om våren.

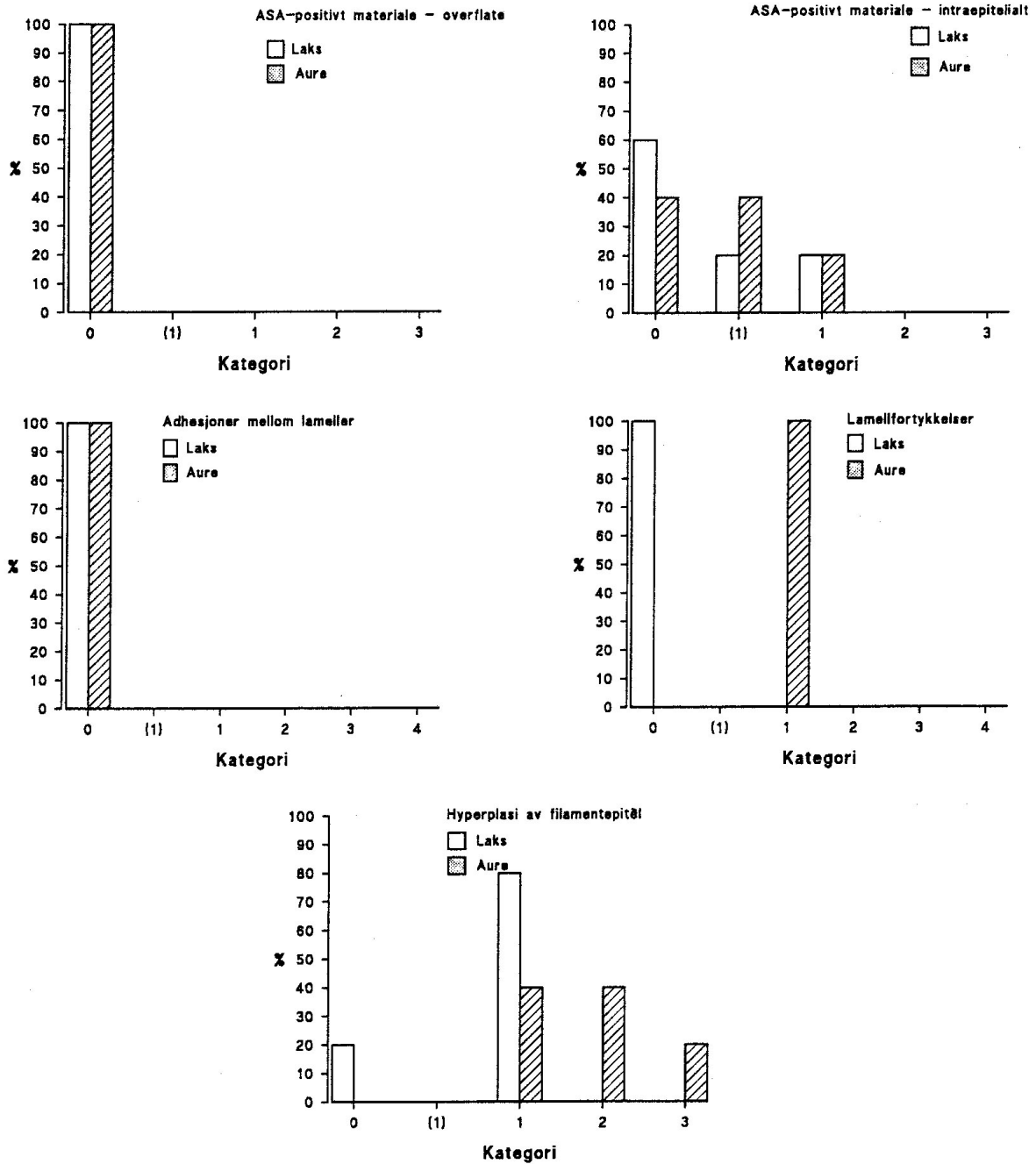
Tabell 15. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på gjeller hos fisk prøvetatt i Gaularvassdraget høsten 1997 og våren 1998. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert.

| Lokalitet | Dato | Art | Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt | SD | N |
|---|----------|------|---|----|---|
| Åmotselva | 27/09/97 | Aure | 17 | 7 | 5 |
| | | Laks | 19 | 5 | 5 |
| | 27/04/98 | Aure | 59 | 39 | 5 |
| | | Laks | 58 | 36 | 5 |
| Årøyelva | 27/09/97 | Aure | 49 | 7 | 5 |
| | | Laks | 76 | 29 | 5 |
| | 27/04/98 | Aure | 92 | 8 | 5 |
| | | Laks | 156 | 34 | 5 |
| Stordalselv | 27/04/98 | Aure | 75 | 23 | 5 |
| | | Laks | 109 | 15 | 5 |
| Gaula v/ utløp til fjord | 27/09/97 | Aure | 38 | 12 | 5 |
| | | Laks | 27 | 11 | 5 |
| | 27/04/98 | Aure | 54 | 8 | 5 |
| | | Laks | 38 | - | 1 |
| Gaula nedstrøms Åmotselv (blandsone) | 27/04/98 | Aure | 25 | 6 | 5 |
| | | Laks | 37 | 14 | 5 |

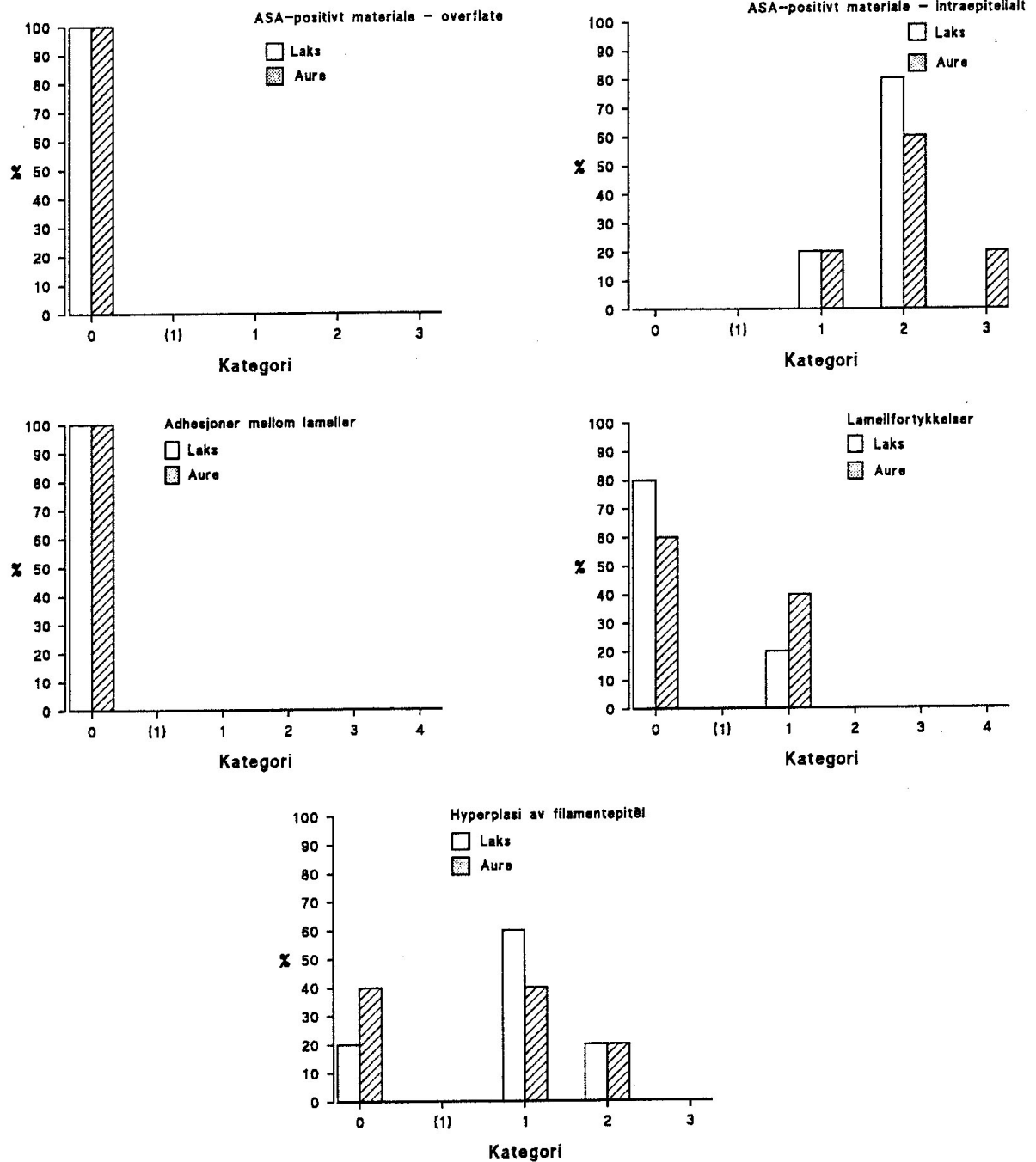
Resultatene av den histologiske undersøkelsen av gjelleprøver fra september 1997 er vist for Åmotselva (**Figur 43**), Årøyelva (**Figur 44**), og i Gaula ved utløpet til fjorden (**Figur 45**). På omlag halvparten av all laks og aure fra Åmotselva var det akkumulert særdeles sparsomme til sparsomme mengder metall. Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Lamellfortykkelser og hyperplasier fantes i større grad på aure enn på laks. Et fåtall laks hadde sparsom forekomst av celler som indikerer infeksjon, mens all aure hadde uttalt forekomst med slike celler. I tillegg hadde en aure i gjellebuen et s.k. *plasmodium* med encellede parasitter som sannsynligvis tilhører slekten *Myxobolus*.

Hos all laks og aure i Årøyelva ble det påvist metallakkumulering i vevet, hos nesten alle individene sparsomme til moderate mengder. Men det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Foruten lamellfortykkelser og hyperplasier, ble celler som indikerer infeksjon påvist. Hos et fåtall laks i sparsomme mengder, og hos nesten all aure i uttalte mengder.

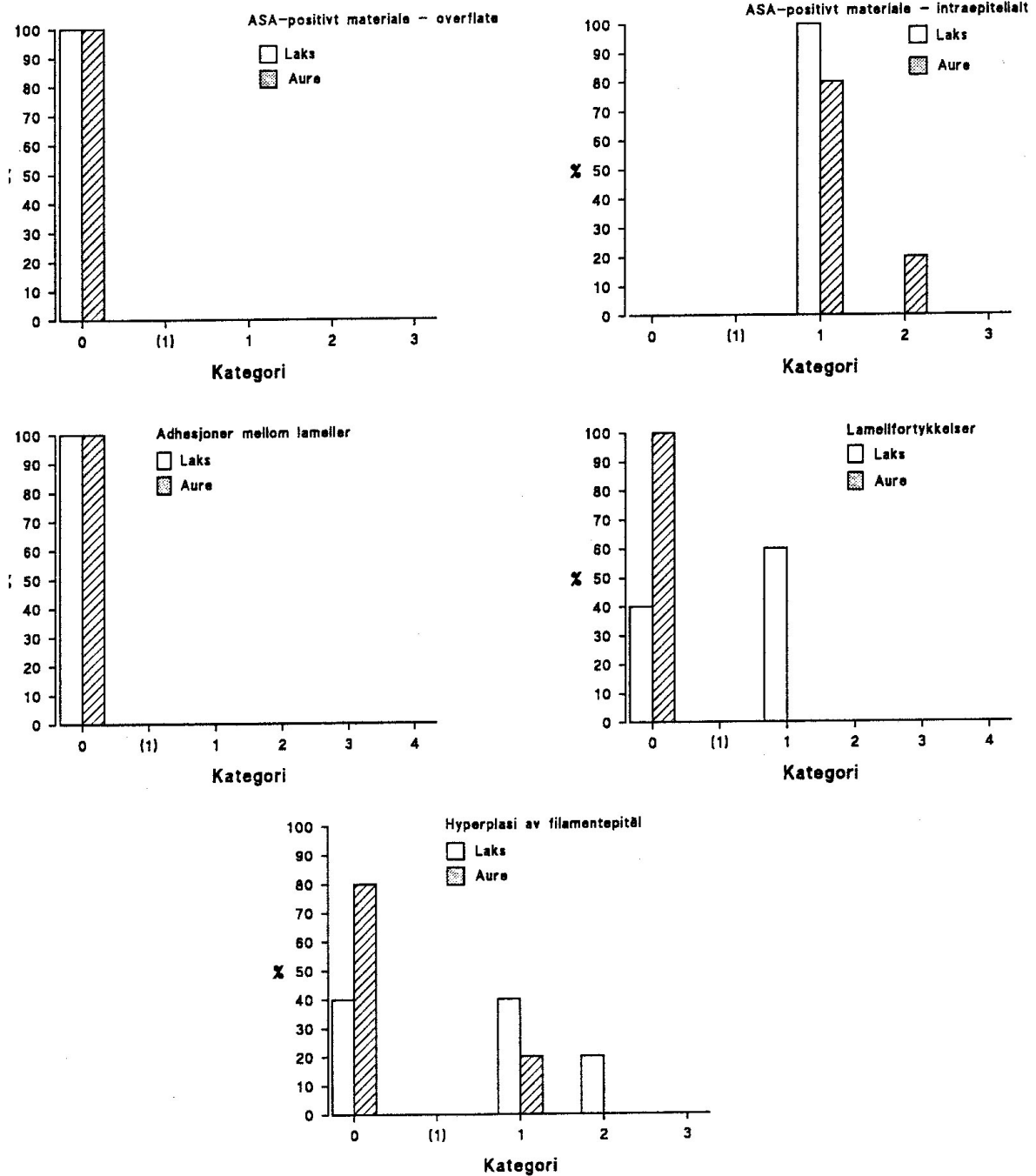
På den nederste stasjonen i hovedelva Gaula ble det hos all laks og aure påvist metallakkumulering i vevet - i de fleste tilfeller i sparsomme mengder. Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Laks syntes å ha mer lamellfortykkelser og hyperplasier enn aure, men celler som indikerer infeksjon fantes i sparsomme mengder hos et fåtall laks. Hos aure var det uttalt forekomst av slike celler. På gjellene til en aure ble det funnet en parasitt som trolig er *Discocotyle sagittata*.



Figur 43. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Åmotselva høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.



Figur 44. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Årøyelva høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.



Figur 45. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Gaula høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.

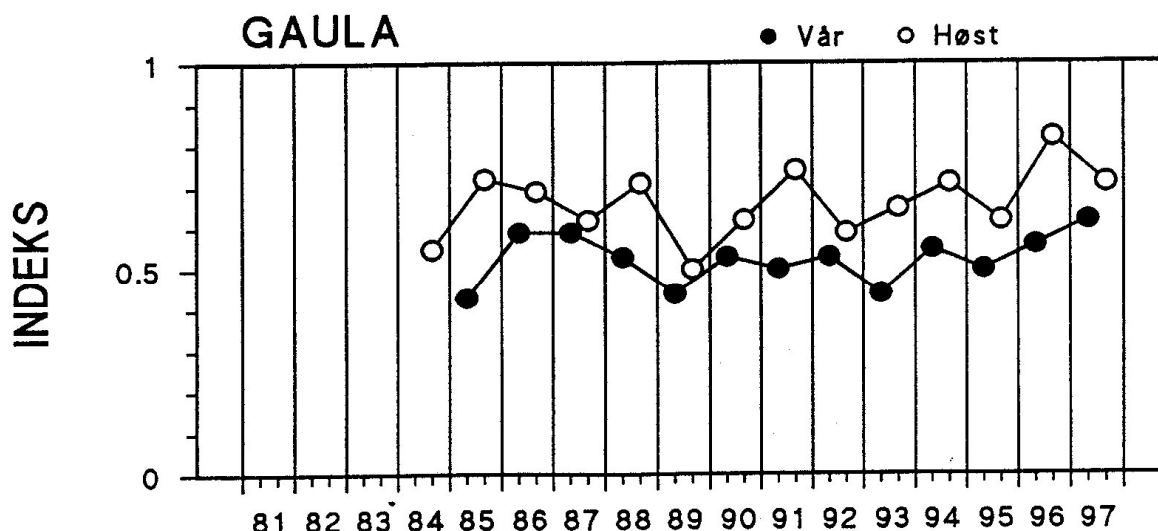
4.4.5 Bunndyr

Gaularvassdraget har vært overvåket siden 1984 under Statlig program for forurensningsovervåking. I Gaula tas det prøver fra 17 lokaliteter (Figur 47). Resultatene for 1997 er vist i Vedlegg C, **Tabell 41** (juni 1997) og **Tabell 42** (oktober 1997). Tidsutviklingen for Gaula er vist i

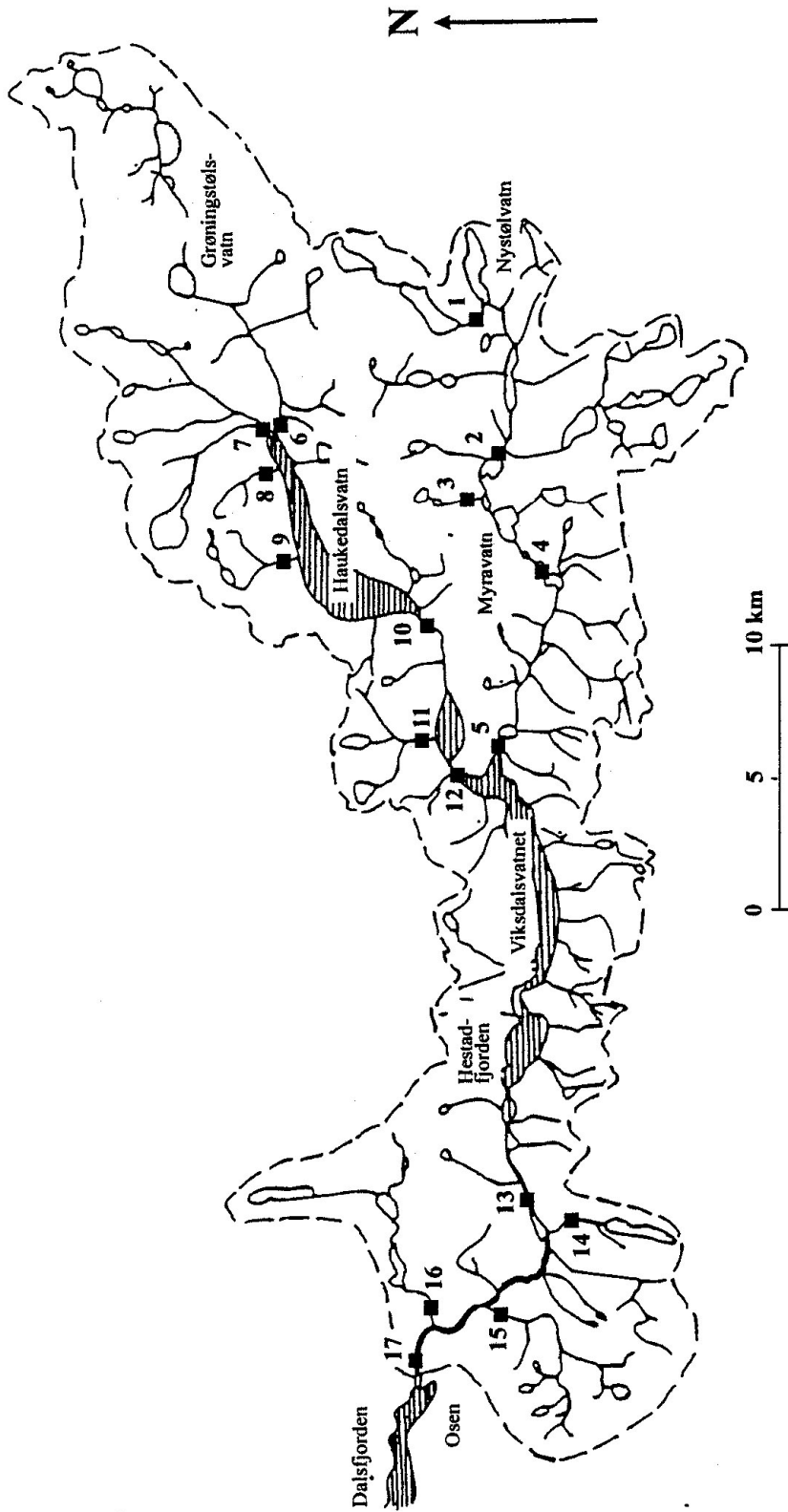
Figur 46. Indeks 1 er lavere enn i Nausta, med verdier hovedsakelig mellom 0,5 og 0,75. Av figuren går det fram at det også i Gaula har vært en viss bedring i indeks 1 siden 1989. Dette er lettest å se ved å betrakte minimumsverdiene om høsten frem til 1997. Den samme tendensen finner en også for vårverdiene fra 1993. Utviklingen ligner i så måte på det som er registrert i Nausta (se kap. 4.5.5).

Indeks 2 verdiene for Gaula (upublisert) er hovedsakelig 0,05 til 0,15 enheter lavere enn indeks₁, dvs. samme forhold som for Nausta. I 1997 var indeks 2 0,64 både vår og høst (**Vedlegg C, Tabell 32 og 33**). Indeks 1 var derimot 0,74 om høsten. Forskjellen betyr at et lavt antall av døgnfluen *B. rhodani* har rekolonisert enkelte lokaliteter om høsten. Dette indikerer at disse stasjonene har ustabil vannkvalitet som varierer omkring døgnfluens tålegrense. Disse stasjonene ligger ovenfor den lakseførende strekningen. I den lakseførende strekningen, Stasjon 13 (ved Sande) og 17 (ved Osen) har de to indeksverdiene vært 1 de siste årene. Stasjon 13 har hatt den beste situasjonen hvor indeksverdiene har vært 1 siden 1991. På stasjon 17 var indeks₂ < 1 før 1993. Forskjellen kan skyldes at tilløpselver fra sør mellom de to stasjonene har dårlig vannkvalitet og kan påvirke den nederste stasjonen. Åmotselva, Stasjon 16, er derimot ikke forsuret. Her har indeks₂ vært 1 i hele overvåkingsperioden bortsett fra våren 1989 hvor den var 0,52.

Prøvene fra våren 1998 på stasjonene 13 - 17 er vist i **Tabell 33** i **Vedlegg C**. På stasjon 14 (Stordalen) og 15 (Årøyelva) var begge indeksverdiene 0,5 slik situasjonen har vært i tidligere år. Øverst i den anadrome strekningen og i Åmotselva var indeks₂ henholdsvis 0,86 og 0,80. Siden begge disse lokalitetene har hatt verdi 1 de siste årene, indikerer dette litt dårligere forhold våren 1998. En samlet vurdering av forsureingssituasjonen i den anadrome delen tilsier at laksen i hovedelva ikke er truet. Sure tilløp fra sørsiden kan imidlertid føre til blandsoner med ustabil aluminiumskjemi. Utbredelsen er imidlertid ukjent, men omfanget er trolig størst nedenfor Årøyelva (Stasjon 15). Ovenfor Årøyelva er de sure tilløpene mindre og en antar at mulige blandsonereffekter avtar. I den øvre delen av den lakseførende strekningen har vi ingen indikasjoner på skadelig vannkvalitet for laks.



Figur 46. Utvikling i forsureningsindeksen for Gaula i perioden 1984-1997. Indeksen er vist separat for vår og høst.



Figur 47. Kart som viser plasseringen av bunndyrstasjonene i Gaularvassdraget.

4.5 Nausta (084.7Z)

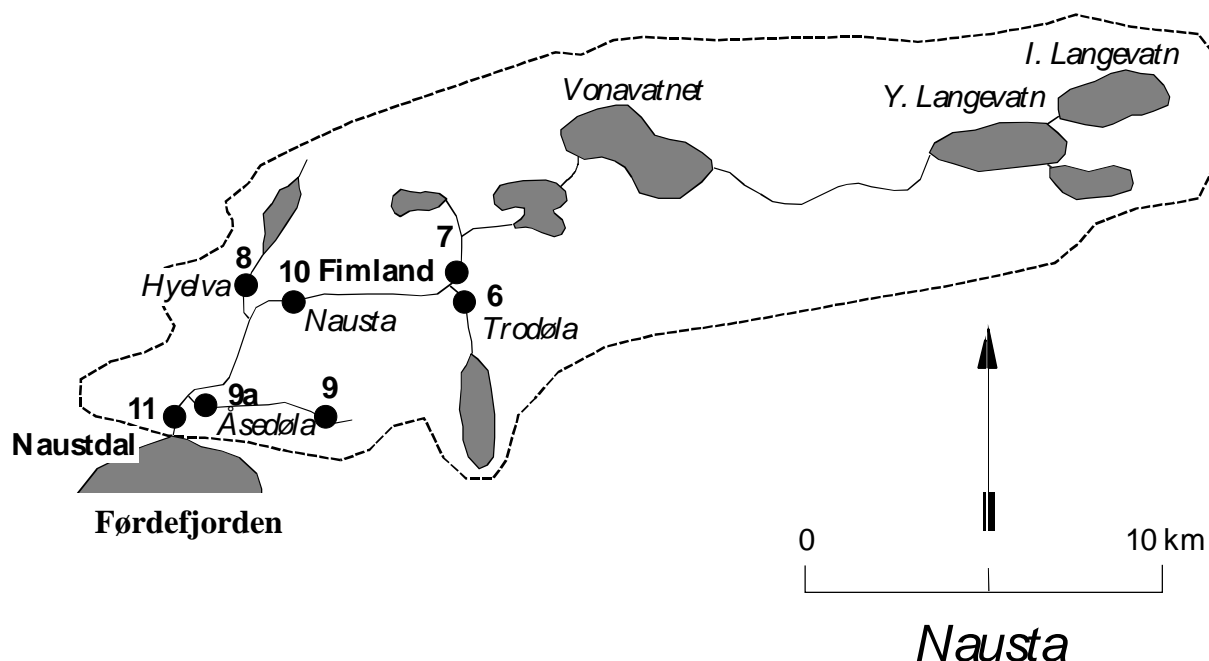
4.5.1 Områdebeskrivelse

Naustavassdragets nedbørfelt er på 274 km² (**Figur 48**). Størstedelen av nedbørfeltet ligger i Naustdal kommune, men noen mindre områder ligger også innenfor kommunene Flora, Gloppen og Førde. Noe under 5 % av nedbørfeltet er dyrket mark, 22 % er skog, 3 % er innsjøer, 1 % breer, mens 69 % er fjell, myr m.m. (Lien *et al.* 1998). Grunnfjellet ligger i dagen over store fjellområder. De høyestliggende delene av vassdraget ligger over 1300 m o.h., og det finnes flere større innsjøer opp mot 900 m o.h.

Berggrunnen i nedbørfeltet består hovedsakelig av grunnfjellsgneiser. Rundt Vonavatn finnes mindre felter med amfibolitt, glimmerskifer, gabbro, kalkskifer og marmor. Disse kalkrike bergartene har en vesentlig større bufferevne enn gneissene. Løsavsetningene i de høyereliggende delene av feltet er små og spredte. I dalsidene finnes rasmateriale og ur i tillegg til morene. I dalbunnen finnes det flere store, sammenhengende morener, og ved munningen av Trodalen ligger en av de mektigste morene som er avsatt over havnivå på Vestlandet. Dalbunnen i Naustdalen er fylt opp av silt og leire med et topplag av sand og grus.

Nedbørfeltet har et typisk kystnært klima, med forholdsvis lave sommertemperaturer, milde vintre og mye nedbør. Midlere årsnedbør varierer fra 2000 mm i lavere strøk til omkring 3000 mm i fjellområdene. Middelvannføringen ved utløpet i sjøen er 22.6 m³/s, men med store variasjoner gjennom året.

Anadrom strekning i Naustavassdraget er på 12.4 km opp til Kallandsfoss. De to fossene på anadrom strekning, Naustafossen og Hovefossen, er begge bygget ut med fisketrapper.



Figur 48. Kart over Naustavassdraget med oversikt over stasjonsnett. Kartet er modifisert etter Hindar (1997).

4.5.2 Vannkjemi

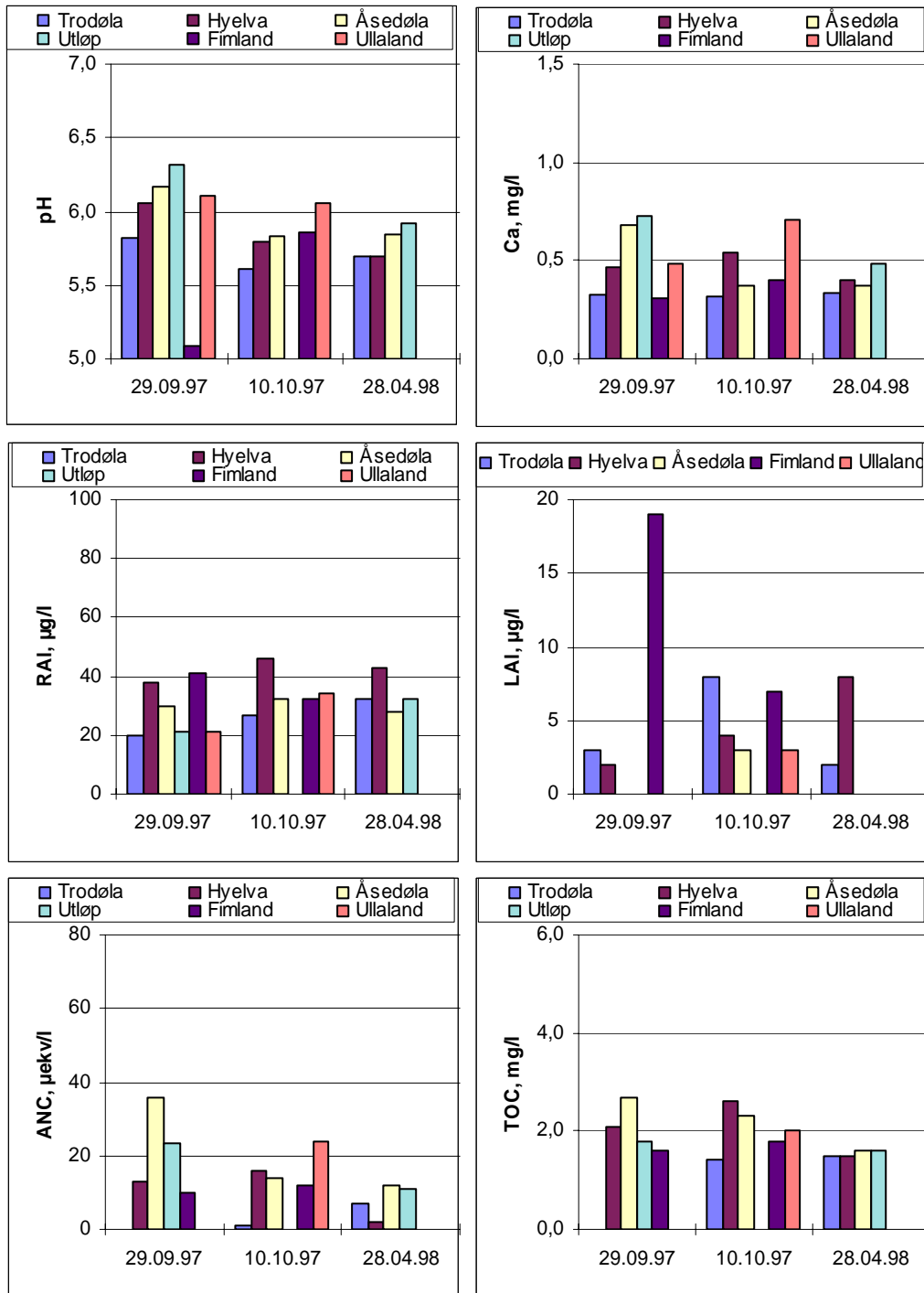
Naustavassdraget ble prøvetatt som del av NIVA's Vestlandsundersøkelse i 1994 og 1995 (Hindar *et al.* 1997) og i 1997 i forbindelse med NIVA's arbeid med kalkingsplan for vassdraget (Hindar 1997). Ytterligere prøver er tatt høsten 1997 og i april 1998.

Den vannkjemiske undersøkelsen høsten 1997 (**Figur 49**) viste at vannkvaliteten i Nausta kan være noe sur, med pH-verdier omkring 6.0 i hovedvassdraget (Fimland, Ullaland og utløpet), og ned mot 5.6-5.7 i sidefeltene Trodøla og Hyelva. Det ser ut til at Hyelva mobiliserer noe mer aluminium enn de øvrige feltene, men konsentrasjonen av RAl var relativt lav (<50 µg/L). Aluminiumkonsentrasjonene om høsten var ikke så høye (< 8 µg/L) at de alene gir grunnlag for å anbefale kalkingstiltak. Prøvene fra april 1998 skilte seg ikke vesentlig fra høstprøvene, men TOC-konsentrasjonen var noe lavere. Labilt Al ble ikke påvist i utløpsprøvene.

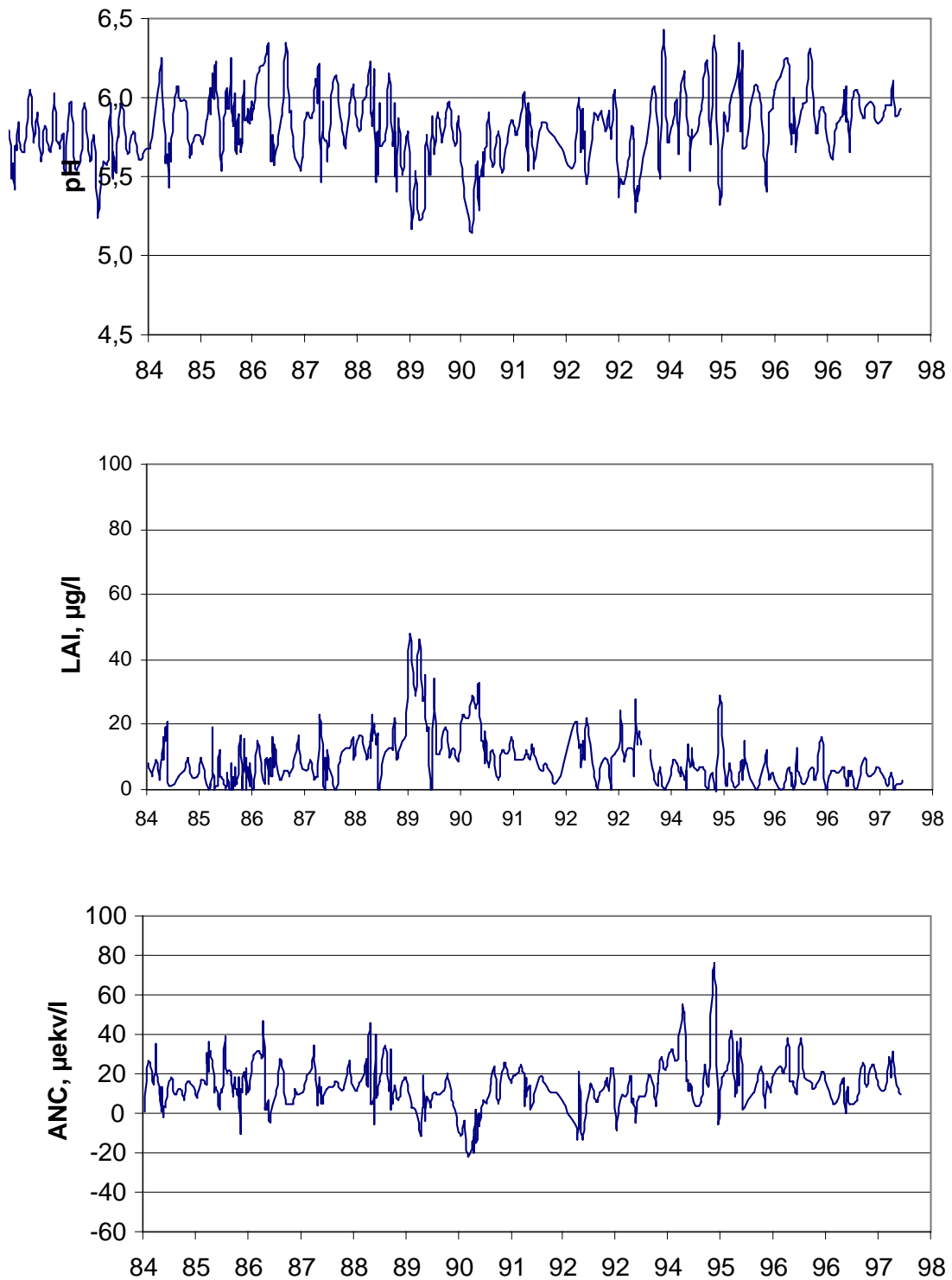
ANC-verdiene ligger <20 µekv/L i alle prøvene våren 1998, og i den siste høstprøven (høstflom) i 1997 er det bare stasjonen ved Ullaland som ligger over 20. Dette viser at vannkvaliteten er sårbar overfor forsuring, og at ANC i perioder ligger under tålegrensen for aure, som er satt til 20 µekv/L (Lien *et al.* 1992).

Hva som er årsaken til svært lav pH (5.09) og relativt høy konsentrasjon av labilt aluminium (19 µg/L) i Nausta ved Fimland den 29.09.97 vites ikke. Denne vannkvaliteten gjenspeiles ikke i vannkjemien videre nedover i vassdraget og er derfor ikke tillagt vekt i vurderingene.

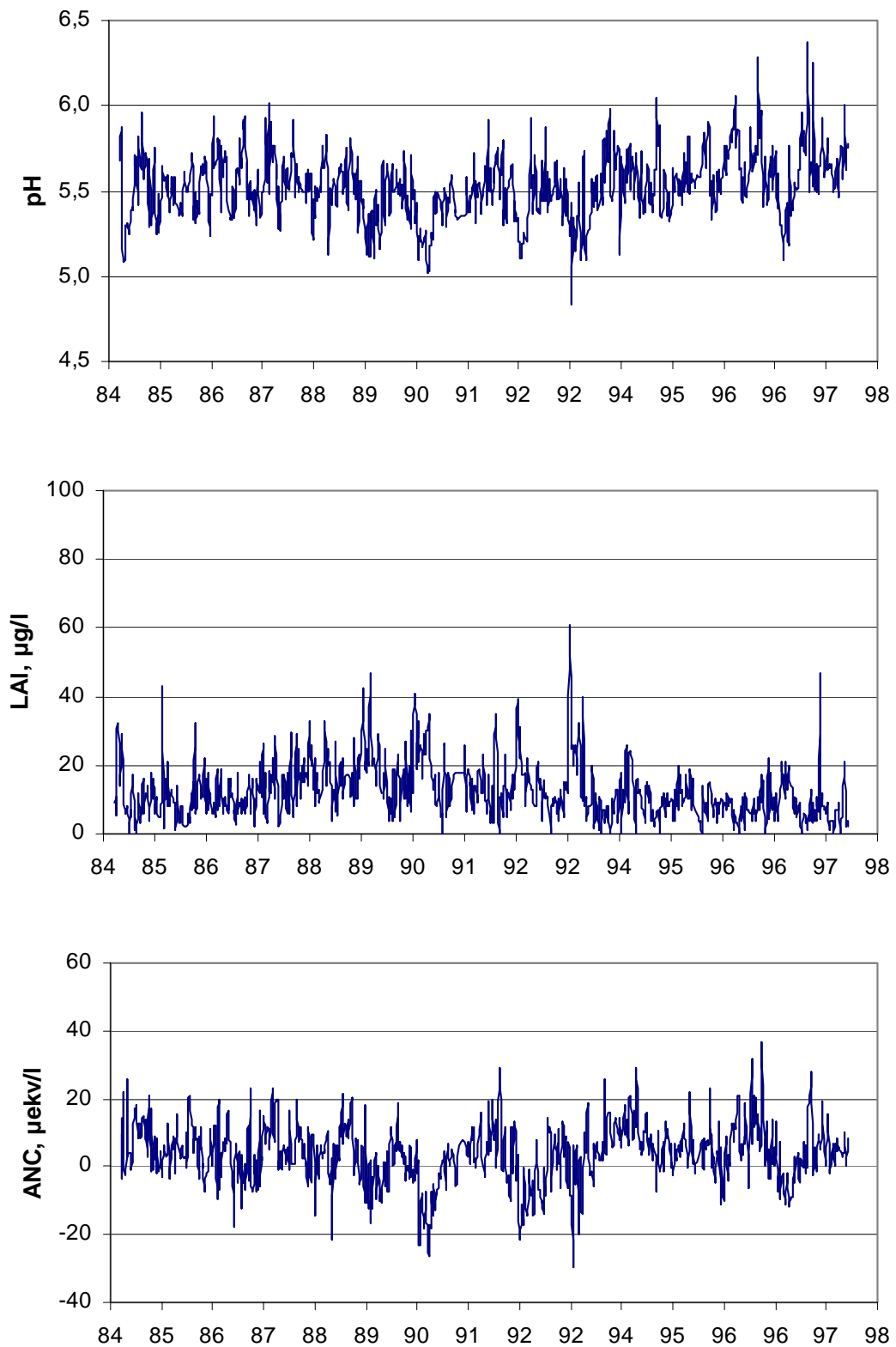
Figur 50 og **Figur 51** viser kurver for pH, LAl og ANC i prøver fra Nausta ved Ullaland, oppstrøms Hyelva, og fra Trodøla. Tallene stammer fra Statlig program for forurensningsovervåking, og indikerer en langsiktig bedring av vannkvaliteten i perioden (jfr. SFT 1998). Begge figurene illustrerer at vannkvaliteten er ustabil, med store variasjoner, og at Trodøla er atskillig mer ustabil enn hovedelva. Selv om kurvene indikerer en gjennomsnittlig bedring med mindre variasjon i vannkjemien for de siste årene, er systemene fortsatt sårbare, noe som understreker behovet for fortsatt overvåking.



Figur 49. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC på de ulike stasjonene i Nausta ved de to prøvetakingstidspunktene høsten 1997, og ved prøvetakingen i april 1998. Det ble ikke påvist LAI ved utløpet.



Figur 50. pH, LAI og ANC-verdier i Nausta ved munningen. Månedlige prøver fra perioden 1984-98 (SFT).



Figur 51. pH, LAI og ANC-verdier i Trodøla. Månedlige prøver 1984-98 (SFT).

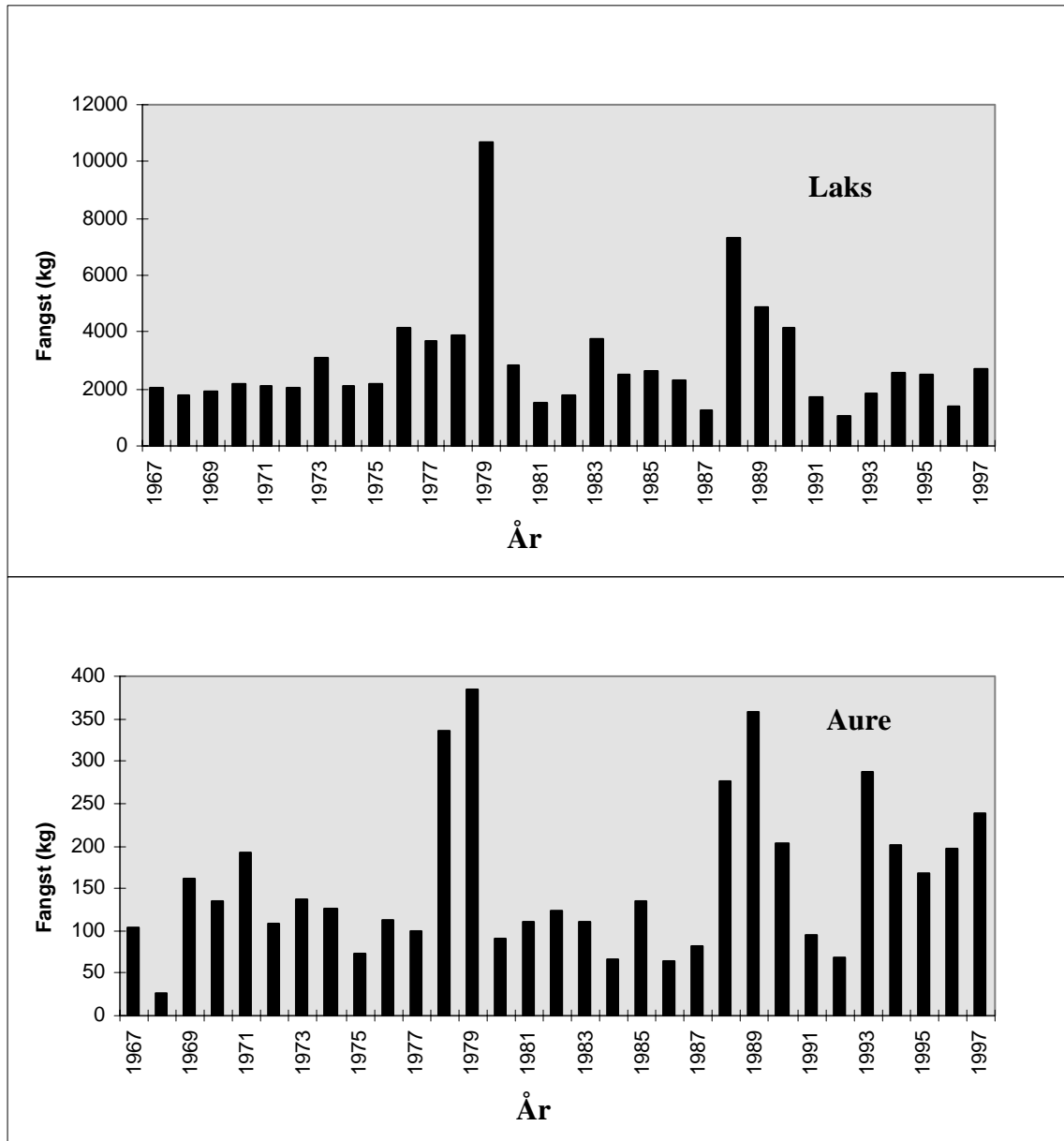
4.5.3 Fisketettheter og bestandsforhold

Den laks- og sjøaureførende strekningen i Nausta er i overkant av 12 km fra sjøen og til oppgangshinderet Kallandsfoss. På denne strekningen er det bygd to laksetrapper, en i Naustdalsfossen og en i Hovefossen. De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 29.09.1997 og omfattet tetthetsestimering av ungfisk på 6 stasjoner på den lakseførende strekningen i Nausta. Disse seks stasjonene ble lagt til elveparti hvor det tidligere er utført tilsvarende undersøkelser og nummereringen av stasjonsnettet følger tidligere nummerering (Lien *et al.* 1988; Sægrov *et al.* 1996; Kålås og Sægrov, 1998c). Dette ble gjort for å få et best mulig sammenlikningsgrunnlag i forhold til tidligere studier. I tillegg ble det fisket på en stasjon i hovedløpet oppstrøms Kallandsfossen, og i tre sideelver, Åsedøla og Hyelva som begge kommer inn på den lakseførende strekningen, og Trodøla som kommer inn oppstrøms lakseførende strekning. Kartreferansene for de ulike stasjonene er gitt i **Tabell 18** i Vedlegg B.

I 1997 ble det satt ut omlag 30 000 plommeseekyngel av laks i Naustavassdraget, ca 20 000 ble satt oppstrøms Kallandsfoss og ca 10 000 ble fordelt på sideelvene Åsedøla, Hyelva og Træla.

Fangststatistikk

I følge offisiell fangststatistikk ble det innrapportert fangster i 88 av årene i perioden 1876-1966. Gjennomsnittlig årsfangst i denne perioden, da det ikke ble skilt mellom aure og laks, var 386 kg (SD = 283, N=88). Siden 1967 er det oppgitt separate fangster for laks og aure. Gjennomsnittlig årlig fangst av laks i perioden 1967-97 var 2925 kg (SD=1915), mens tilsvarende gjennomsnittsfangst av aure var 157 kg (SD=91). Fangstutviklingen siden 1967 er gitt i **Figur 52** og viser at fangstene er relativt stabile fra år til år, med unntak av enkelte år med svært høye fangster av laks. De høyeste fangstene ble innrapportert i 1979 og 1988 da det ble tatt henholdsvis 10,6 og 7,3 tonn laks. De høye fangstene av laks i Nausta de siste tiårene har vært tilskrevet et omfattende kultiveringsarbeid med bl.a. bygging av fisketrapper og utsetting av fisk ovenfor lakseførende strekning (Lien *et al.*, 1988).



Figur 52. Fangster av laks (øverst) og sjøaure (nederst) i Nausta i årene 1967-1997. Merk forskjellig skala på y-aksene.

Ungfisktettheter av laks

På de seks stasjonene som ble fisket i hovedløpet ble det totalt fanget 282 ungfisk av laks. Av disse var det 80 årsyngel og 202 tosomrig eller eldre fisk. Tettheten av ensomrig laks varierte mye mellom stasjonene (fra 1 til 56,3 /100m²). De høyeste tetthetene ble funnet på Stasjon 5 og 10, mens de laveste tetthetene ble funnet på stasjonene 11 og 19 (**Figur 53**). Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av ensomrig laks på de seks stasjonene var 21,8 /100m² (SD=24,9).

For aldersgruppen tosomrig og eldre ungfisk ble det funnet høye tettheter på de fleste stasjonene, men også her varierte tetthetene mye mellom stasjonene, fra 7,1/100m² på stasjon 19 til 113,1/100m² på stasjon 5. Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre laks på de seks stasjonene var 44,3 /100m² (SD=36,5). El-fiske av 20 stasjoner i Nausta i årene 1981-88 viste at den gjennomsnittlige tettheten av tosomrig og eldre laks varierte innenfor intervallet fra om lag 5-20

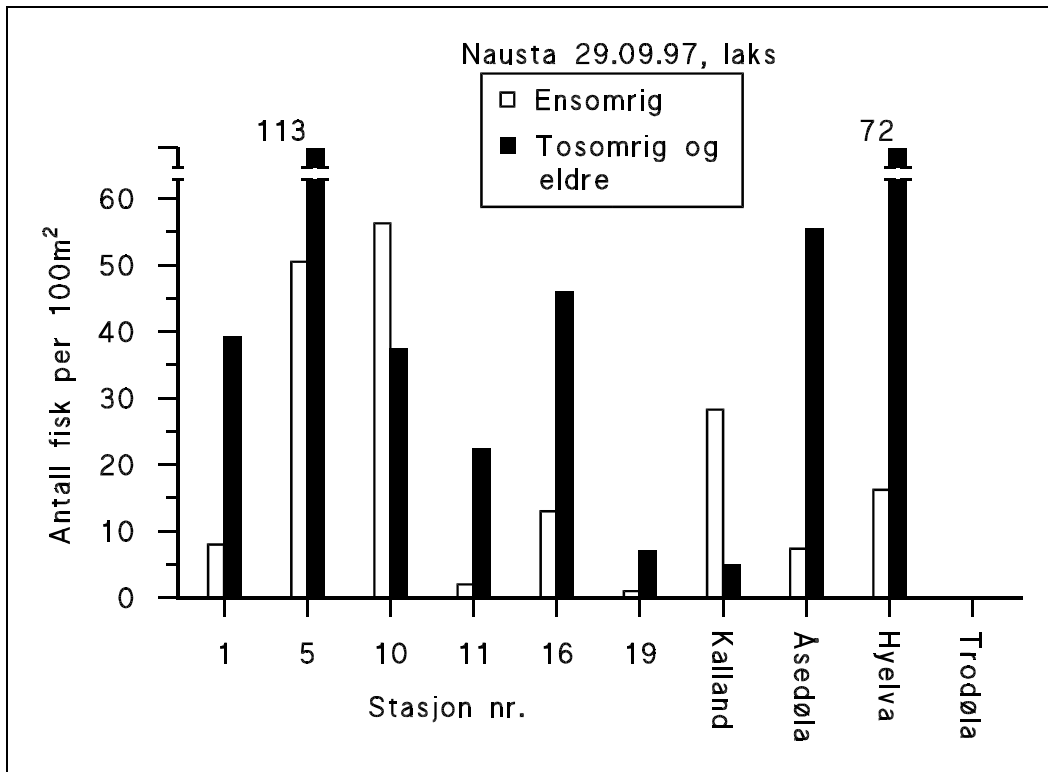
fisk/100m² (SFT 1989). Kålås og Sægrov (1998c) fisket 10 stasjoner i desember 1996/januar 1997 og fant en gjennomsnittlig estimert tetthet av tosomrig og eldre laks på 26/100m². Sægrov *et al.* (1996) fant at tetthetene av tosomrig og eldre laks, målt som antall fanget per 100m², var 17,4/100 m² i 1993 (5 stasjoner fisket) og 8,1/100 m² i 1995 (10 stasjoner fisket).

For å vurdere utviklingen i ungfiskbestandene har vi sammenliknet tilgjengelige data fra perioden 1993-97. For alle studiene er fangstene av ungfisk på den enkelte stasjon oppgitt. Imidlertid skiller ikke alle studiene mellom gruppene ensomrig og eldre ungfisk på den enkelte stasjon. Gjennomsnittlig estimert tetthet av ungfisk, både ensomrig og eldre, for de seks stasjonene 1, 5, 10, 11, 16 og 19 er derfor brukt som sammenlikningsgrunnlag. Alle studiene har oppgitt andelen ensomrig fisk i totalfangstene og dette er brukt som grunnlag for å vurdere hvor mye den ensomrige fisken utgjør av ungfiskbestanden i de ulike årene.

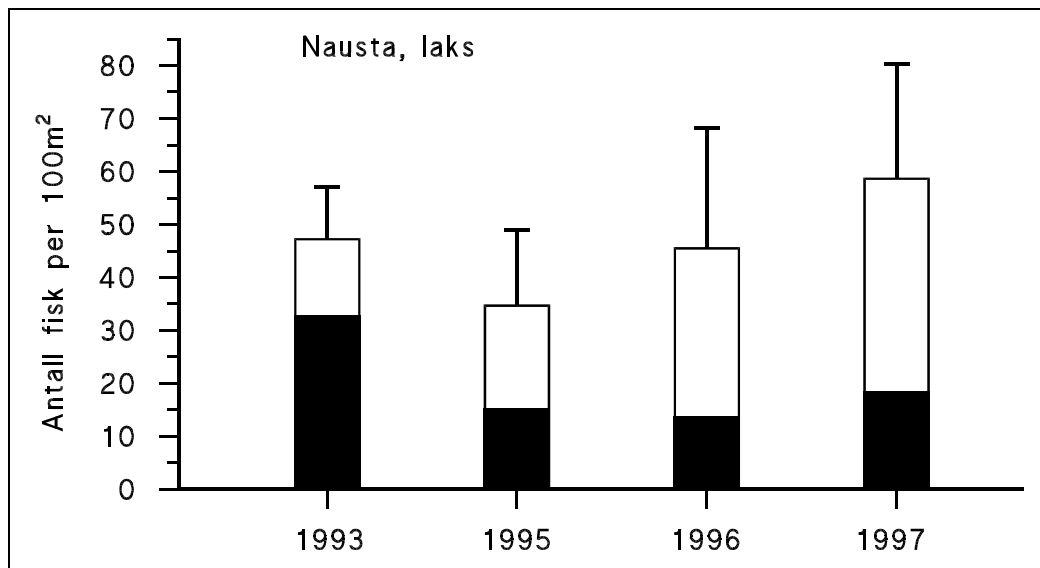
På de utvalgte stasjonene har gjennomsnittet av de estimerte tetthetene av laks i perioden 1993-97 variert fra 35 til 59 ungfisk per 100 m² (**Figur 54**). Andelen ensomrig laks i totalfangstene var klart størst i 1993, noe som gjenspeiler at 1993 årsklassen var særlig sterk (Sægrov *et al.* 1996). I de etterfølgende årene synes tetthetene av ensomrig laks å ha vært på om lag samme nivå. Videre synes det å ha vært en positiv utvikling i tetthetene av ungfisk fra 1995 til 1997. Imidlertid er det relativt store variasjoner i estimert tetthet av ungfisk mellom de ulike stasjonene og gjennomsnittsverdiene er derfor beheftet med usikkerhet. Samlet viser ungfiskundersøkelsene at det er en god naturlig rekruttering til laksebestanden i Nausta. Dette inntrykket forsterkes av den gode fangststatistikken for laks i Nausta.

De store variasjonene i tetthet av ungfisk funnet mellom de ulike stasjonene er også rapportert fra tidligere studier utført i Nausta (SFT 1989; Kålås og Sægrov 1998c; Sægrov *et al.* 1996). En slik flekkvis fordeling av ungfisk er normalt og kan tilskrives en rekke forhold. Ungfiskens habitatpreferanser i forhold til habitattilbudet på den enkelte stasjon er trolig den viktigste kilden til denne variasjonen. For ensomrig fisk er trolig også avstanden fra den enkelte stasjonen til nærmeste gyteområde viktig siden yngelen kan ha en begrenset spredning fra gyteområdet.

På stasjonen oppstrøms Kallandsfoss ble tetthetene estimert til 28,3 ensomrig laks per 100 m² og 5 tosomrig eller eldre laks per 100m². Disse resultatene viser at utsettingene av yngel på denne strekningen er vellykket og at utsettingene bidrar til å øke produksjonen av laks i vassdraget. I begge de to undersøkte sideelvene Åsedøla og Hyelva ble det også funnet ensomrig laks og svært høye tettheter av tosomrig og eldre laksunger (**Figur 53**). I begge disse sideelvene settes det lakseyngel og resultatene tyder på at utsettingene er vellykket. Imidlertid kan en ikke utelukke at det går opp laks og gyter i disse sideelvene.



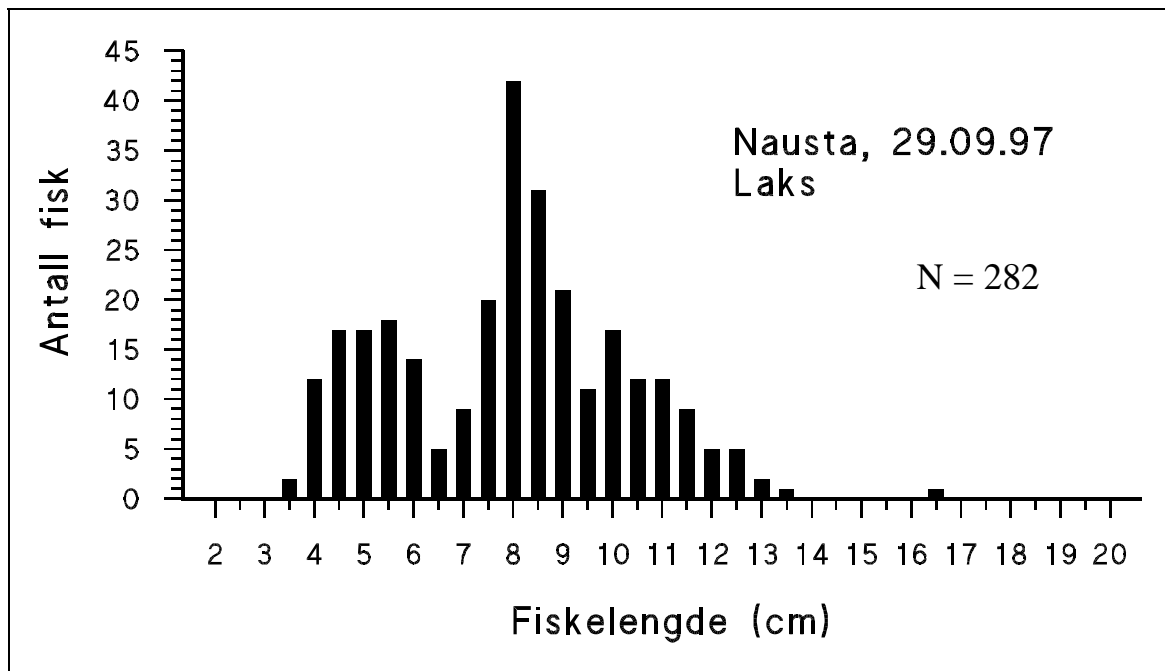
Figur 53. Estimerte tettheter av laks fordelt på aldersklassene ensomrig, og tosomrig eller eldre på de seks stasjonene i hovedløpet av Nausta, i hovedløpet oppstrøms vandringshinderet Kallandsfoss, og i de tre sideelvene Åsedøla, Hyelva og Trodøla.



Figur 54. Gjennomsnitt (med standard feil) av estimerte tettheter av laks (ensomrig og eldre) for stasjon 1, 5, 7, 10, 11, 16, og 19 i Nausta i perioden 1993-97. Mørklagt del av søylen angir andelen av ensomrig fisk (årsyngel). I 1993 ble det bare fisket på fire av stasjonene (1, 10, 11 og 19). Materialet for 1996 er basert på fiske av stasjonene 1 og 5 i desember 1996 og stasjonene 10, 11, 16 og 19 i januar 1997 (Kålås og Sægrov 1998c).

Lengde og vekst av laks

Lengdefordelingen av laks tatt i Nausta i september 1997 er vist i **Figur 55** og aldersbestemt materiale i **Tabell 16**. Materialet viser at laksen vokser til om lag 5,4 cm etter første vekstsesong, noe som samsvarer med tidligere studier (Kålås og Sægrov 1998). Det aldersbestemte materialet tilsier at det er liten forskjell i lengde mellom to- og tresomrig laks da gjennomsnittslengden for begge gruppene var om lag 11 cm. Dette skyldes trolig et uheldig utvalg av fisk for aldersbestemmelse siden tidligere studier, basert på et større utvalg av fisk, har funnet at gjennomsnittslengden for to- og tresomrig laks er henholdsvis 9,5 cm (sd=1,0) og 12,7 cm (sd=0,9) (Kålås og Sægrov 1998c). Lengdefordelingen fra september 1997 (**Figur 55**) viser også at det aldersbestemte materialet (**tabell 2**) overestimerer tilveksten for tosomrig laks. Basert på aldersanalyser av 25 utvandrende laksesmolt i Nausta våren 1997 fant Kålås og Sægrov (1998c) en gjennomsnittlig smoltalder på 2,3 år.



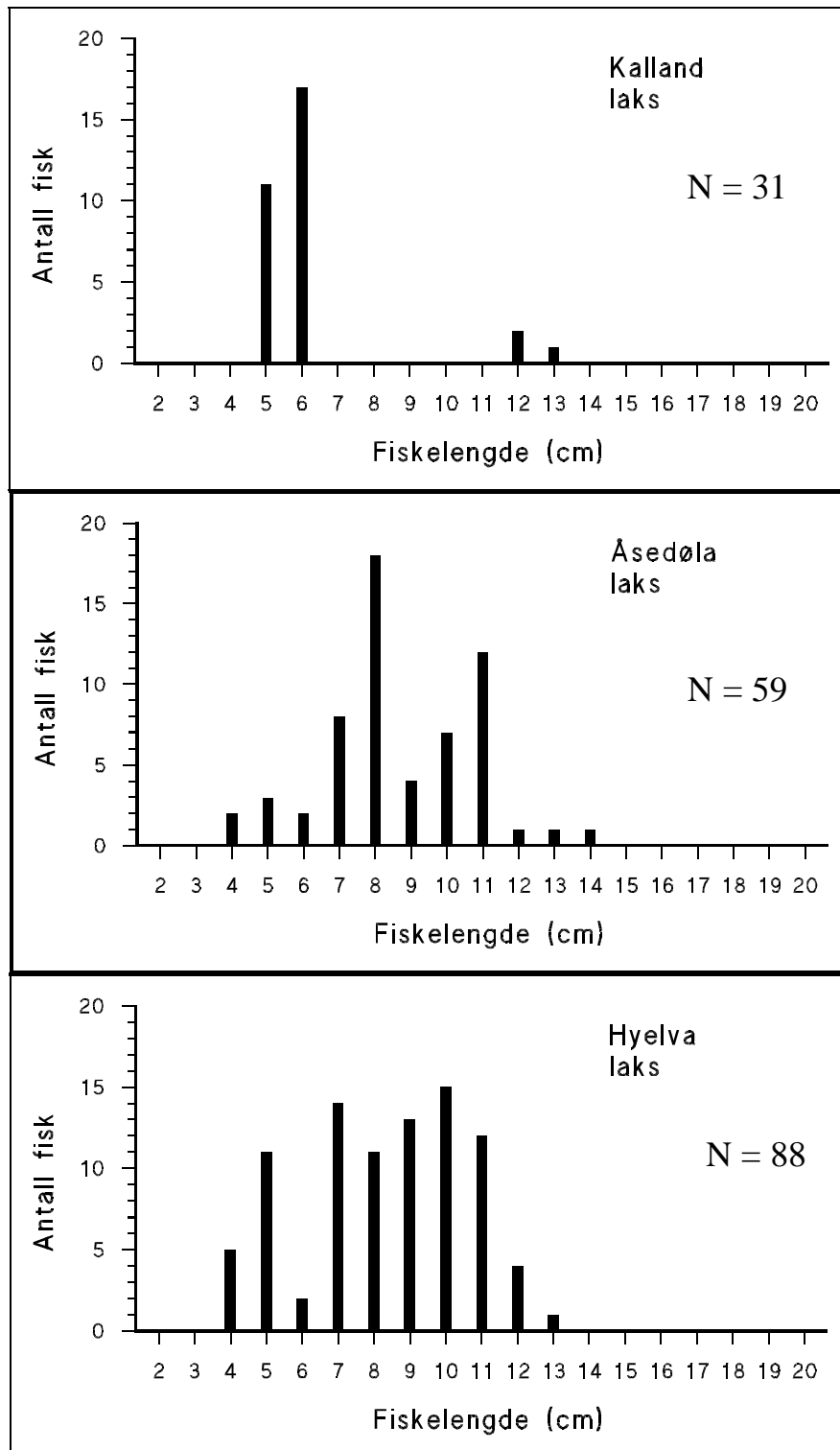
Figur 55. Lengdefordeling av laks tatt på de seks stasjonene (st 1, 5, 10, 11, 16 og 19) som ble fisket i hovedløpet av Nausta den 29.09.1997.

Tabell 16. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av laks i Nausta den 29.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen. Se tekst for kommentarer ang. vekstforløpet.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,4 | 0,69 | 80 |
| Tosomrig (1+) | 10,9 | 1,05 | 30 |
| Tresomrig (2+) | 11,0 | 0,64 | 13 |

Lengdefordelingen av laks funnet på stasjonen oppstrøms Kallandsfoss, og i sideelvene Hyelva og Åsedøla er gitt i **Figur 56**. Selv om antall fisk er relativt lite indikerer lengdefordelingene at veksten på disse stasjonene er om lag den samme som i hovedløpet.

Det ble ikke funnet ensomrig laks mindre enn 5 cm på stasjonen oppstrøms Kallandsfoss, noe som indikerer at laksen vokser noe raskere på denne stasjonen enn i de undersøkte sideelvene.



Figur 56. Lengdefordeling for laks tatt på stasjonene oppstrøms Kallandsfoss (øverst), og i sideelvene Åsedøla (midten) og Hyelva (nederst).

Ungfisktettheter av aure

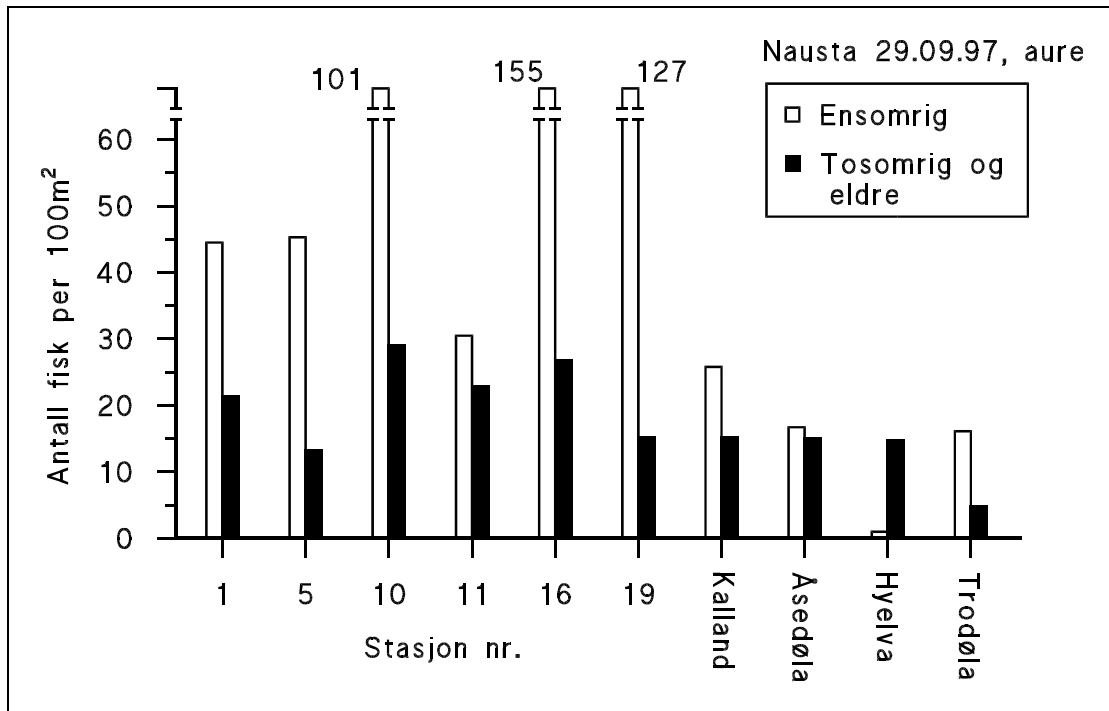
Totalt på de seks stasjonene i hovedløpet ble det fanget 506 ungfisk av aure i september 1997. Av disse var 401 årsyngel og 105 tosomrig eller eldre ungfisk. Tettheten av ensomrig aure var gjennomgående høy med tettheter på over 30 fisk/100m² på samtlige stasjoner. Svært høye tettheter (> 100 fisk/100 m²) ble funnet på stasjonene 10, 16 og 19 (**Figur 57**). Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av ensomrig aure på de seks stasjonene var hele 83,9/100 m² (SD=51,2). Disse resultatene viser at 1997-årsklassen av aure var svært tallrik.

For aldersgruppen tosomrig og eldre aure ble det funnet relativt stabile tettheter med variasjon fra 15,3 til 29,2 fisk/100 m² (**Figur 57**). Gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av tosomrig og eldre aure på de seks stasjonene var 21,5/100m² (SD=6,2). Elfiske av 20 stasjoner i Nausta i årene 1981-88 viste at den gjennomsnittlige tettheten av tosomrig og eldre aure varierte innenfor intervallet fra om lag 5-15 fisk/100m² (SFT 1989). Kålås og Sægrov (1998c) fisket 10 stasjoner i desember 1996/ januar 1997 og fant da en gjennomsnittlig tetthet av tosomrig og eldre aure på 15,2/100m². Sægrov *et al.* (1996) oppgir tettheter av tosomrig og eldre laks, målt som antall fanget per 100m², til å være 1,4/100 m² i 1993 og 10,9/100 m² i 1995.

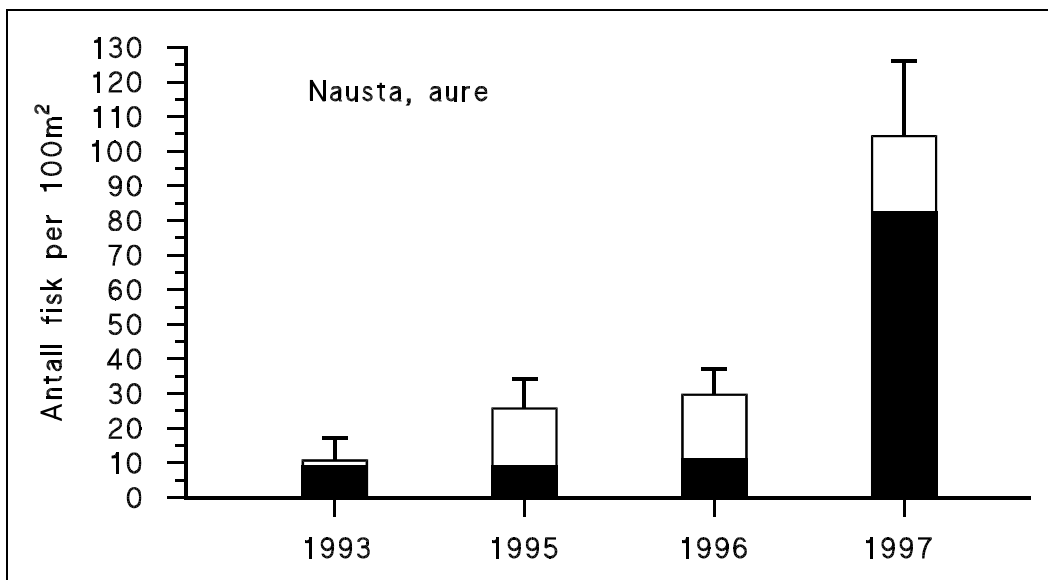
For å vurdere utviklingen i ungfiskbestandene er tilgjengelige data fra perioden 1993-97 sammenliknet etter metode som beskrevet under kapitlet om laks ovenfor. På de utvalgte stasjonene har gjennomsnittet for de estimerte tetthetene av aure (ensomrig og eldre) variert fra 10,6/100m² i 1993 til hele 104,4/100m² i 1997 (**Figur 58**). Den høye tettheten i 1997 skyldes imidlertid det store innslaget av ensomrig fisk. For tosomrig og eldre aure synes tetthetene å ha vært relativt stabile i perioden 1995-1997, med en klar økning i forhold til 1993. Samlet viser ungfiskundersøkelsene at det er en god naturlig rekruttering til aurebestanden i Nausta og at 1997 årsklassen er særdeles sterk.

I begge de to undersøkte sideelvene Åsedøla og Hyelva ble det funnet relativt lave tettheter av ensomrig aure sammenliknet med tetthetene i hovedløpet, mens tetthetene av eldre aure var på om lag samme nivå som i hovedløpet (**Figur 57**). På stasjonen oppstrøms Kallandsfoss ble tetthetene estimert til 25,8 ensomrig aure per 100 m² og 15,4 tosomrig eller eldre aure pr 100 m². Siden denne stasjonen ligger oppstrøms vandringshinderet er dette stasjonær aure. Det samme gjelder for sideelva Trodøla hvor tetthetene av ungfisk var relativt lave. Imidlertid var tetthetene i Trodøla som forventet, tatt i betraktning at elva ligger høyt oppe i vassdraget, er relativt hurtigrennende, har lite begroing og derfor har en begrenset kapasitet med tanke på produksjon av ungfisk.

I likhet med Gaula finner vi i Nausta et misforhold mellom fangststatistikk og ungfisktettheter for aure sammenliknet med laks. Med utgangspunkt i de høye registrerte ungfisktetthetene av aure er de oppgitte fangstene av sjøaure i fangststatistikken lave. Dette henger trolig sammen med de samme forhold som er nevnt for Gaula. De oppgitte fangstene av sjøaure er trolig underestimert i forhold til de reelle. I tillegg er det heller ikke for Naustas vedkommende mulig å anslå hvor stor del av ungfiskpopulasjonen som er stasjonær, og hvor mye som er anadrom aure.



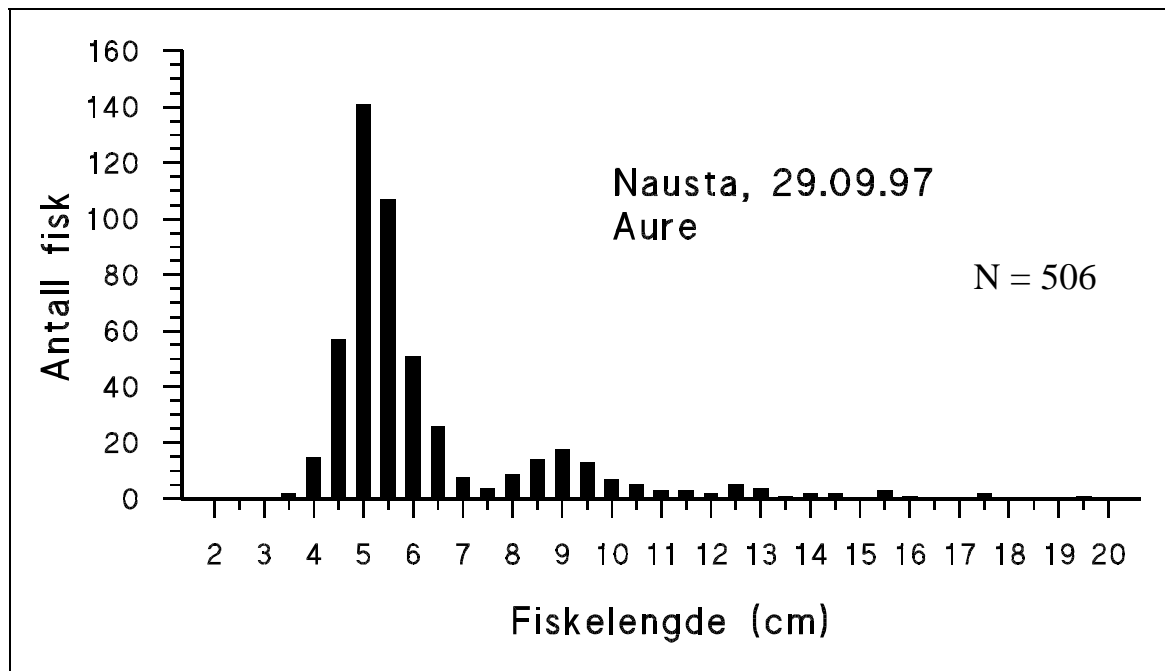
Figur 57. Estimerte tettheter av aure delt opp på aldersklassene ensomrig og tosomrig eller eldre på de seks stasjonene i hovedløpet av Nausta, i hovedløpet oppstrøms vandringshinderet Kallandsfoss, og i de tre sideelvene Åsedøla, Hyelva og Trodøla.



Figur 58. Gjennomsnitt (med standard feil) av estimerte tettheter av aure (ensomrig og eldre) for de seks stasjonene (st. 1, 5, 7, 10, 11, 16, og 19) i Nausta som har vært fisket i perioden 1993-97. Den mørklagte delen av søylen angir andelen av ensomrig fisk (årsyngel) i totalfangsten. I 1993 ble det bare fisket på fire av stasjonene (1, 10, 11 og 19). Materiale gitt for 1996 er basert på fiske av stasjonene 1 og 5 i desember 1996 og stasjonene 10, 11, 16 og 19 i januar 1997 (Kålås og Sægrov 1998c).

Lengde og vekst av aure

Lengdefordelingen av aure tatt i Nausta i september 1997 er vist i **Figur 59** og aldersbestemt materiale i **Tabell 17**. Materialet viser at auren vokser til om lag 5,4 cm etter første vekstsesong, 11,6 cm etter to vekstsesonger og ca 13 cm etter tre vekstsesonger i elva (**Tabell 17**). Kålås og Sægrov (1998c) fant følgende vekst for aure samlet inn i desember/januar 1996/97; ensomrig fisk 6,2 cm, tosomrig 10,9 cm, tresomrig 14,5 cm og firesomrig 17,7 cm. Den høyere tilveksten funnet for ensomrig aure i 1996 sammenliknet med 1997 kan delvis tilskrives at fisken ble samlet inn i desember 1996 mens den ble samlet inn i september 1997. Basert på lengdefordelingen synes middellengden (11,6 cm) funnet for tosomrig aure i det aldersbestemt materiale fra 1997 å være overestimert, noe som trolig skyldes et uheldig utvalg av fisk for aldersbestemmelse. Basert på et materiale fra 1996 beregnet Kålås og Sægrov (1998c) den gjennomsnittlige smoltalderen for aure i Nausta til å være 2,3 år.

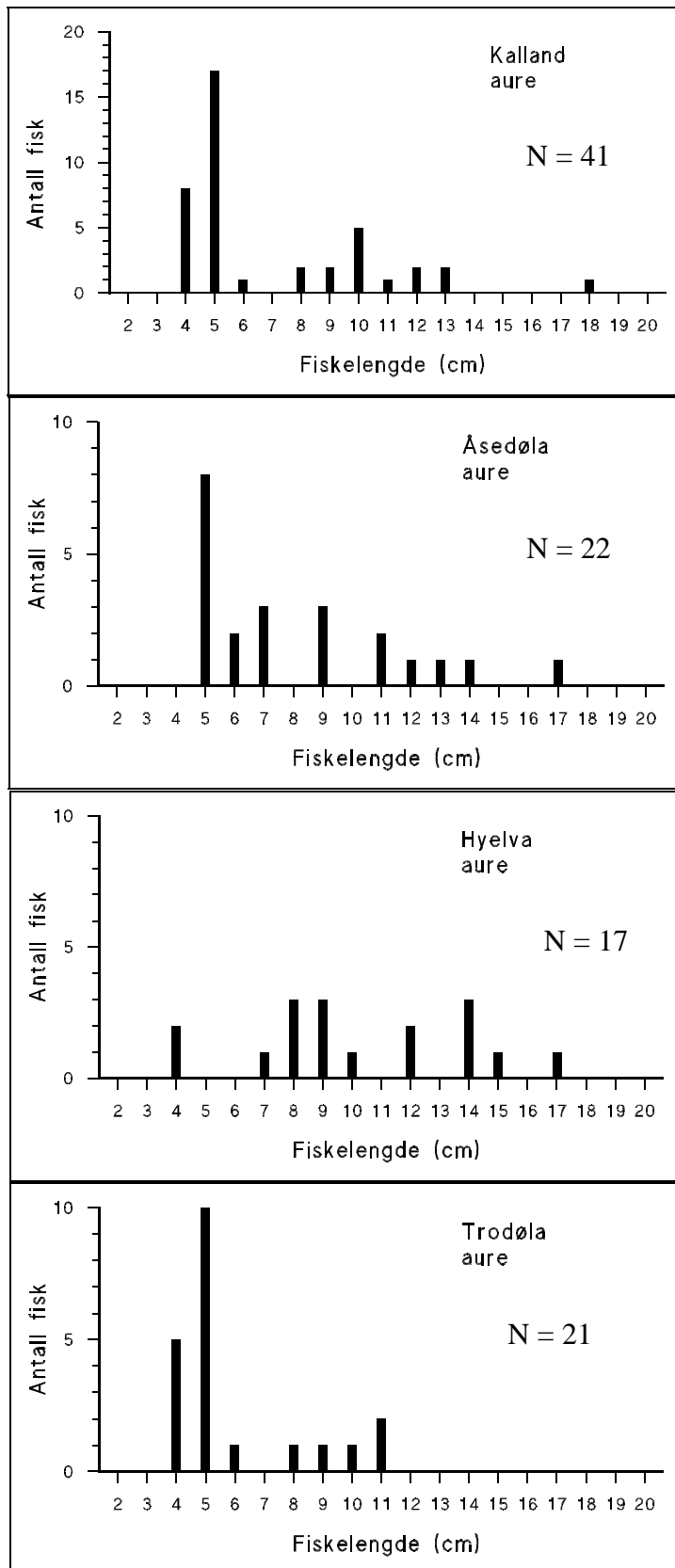


Figur 59. Lengdefordeling av laks tatt på de seks stasjonene (st 1, 5, 10, 11, 16 og 19) som ble fisket i hovedløpet av Nausta den 29.09.1997.

Tabell 17. Gjennomsnittlig observert lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure i Nausta den 29.09.1997. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter med unntak av ensomrig fisk hvor gjennomsnittlig lengde hovedsakelig er basert på data fra lengdefordelingen.

| Alder | Gjennomsnittlig lengde | Standard avvik | Antall |
|-----------------|------------------------|----------------|--------|
| Ensomrig (0+) | 5,4 | 0,6 | 401 |
| Tosomrig (1+) | 11,65 | 1,17 | 30 |
| Tresomrig (2+) | 13,0 | 1,61 | 12 |
| Firesomrig (3+) | 14,25 | 0,21 | 2 |
| Sekssomrig (6+) | 16,5 | - | 1 |

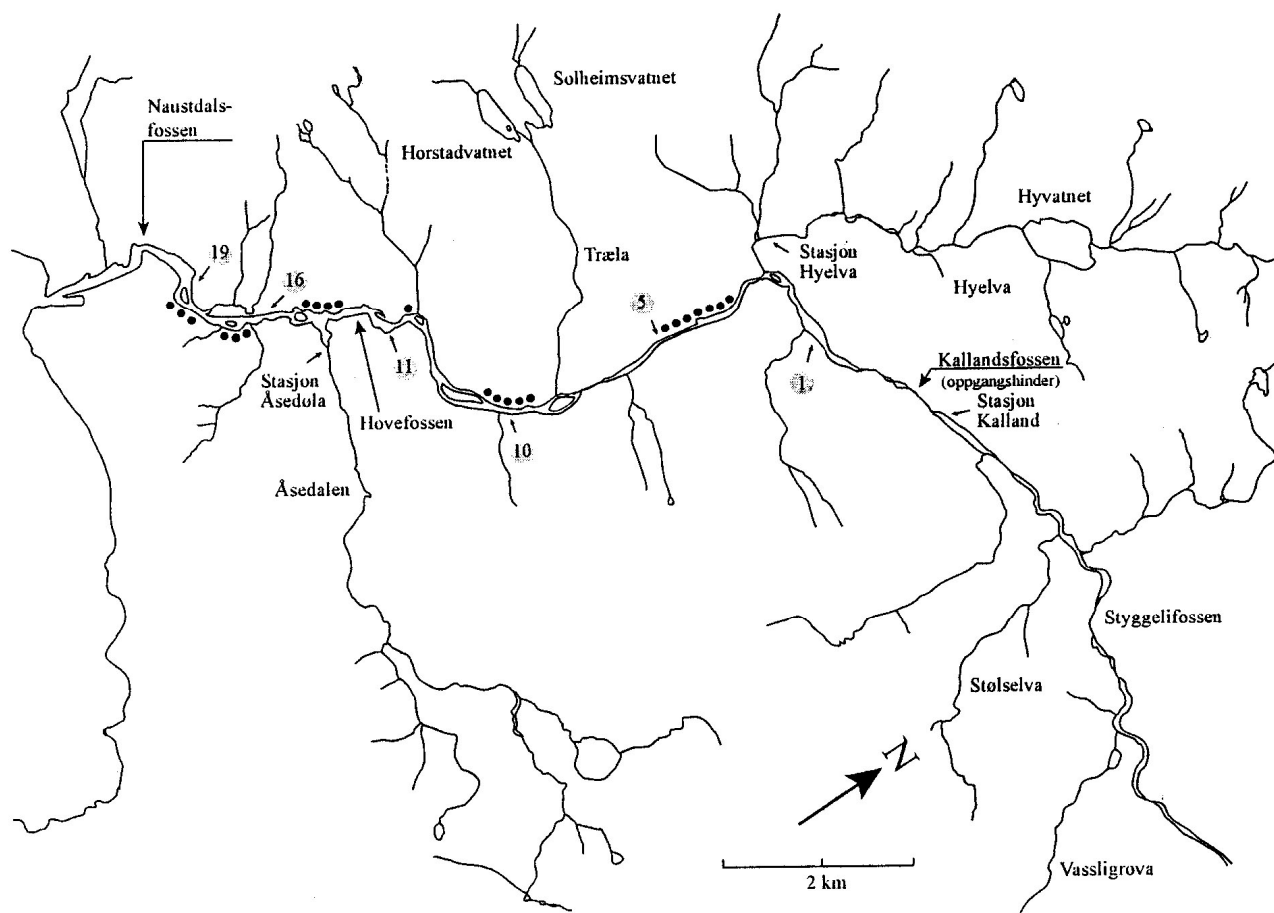
Lengdefordelingen av aure funnet på stasjonen oppstrøms Kallandsfoss, og i sideelvene Hyelva, Åsedøla og Trodøla er gitt i **Figur 60**. Selv om antall fisk er for lite til å si noe sikkert om vekstforløpet indikerer lengdefordelingene at aurens tilvekst første året er om lag på samme nivå som i hovedløpet.



Figur 60. Lengdefordeling for aure tatt på stasjonen oppstrøms Kallandsfoss (øverst), og i sideelvene Åsedøla, Hyelva og Trodøla (nederst).

Bonitering

Den laks- og sjøauførende delen av Nausta er karakterisert av mange elveparti som er godt egnet som gyte- og oppvekstareal for laks og aure. Svært mange steder er det mindre brekk, ofte i tilknytning til små øyer eller stein, som sammen med egnet bunnsstrat gir gode gytemuligheter. Slike områder er flekkvis fordelt på hele den anadrome elvestrekningen og en kan derfor forvente at fisken gyter på de fleste elveparti. Dette inntrykket forsterkes av ungfiskundersøkelsene hvor det ble funnet relativt høye tettheter av ensomrig laks- og/eller aure på samtlige stasjoner. Det er derfor ingen lengre elvestrekninger som skiller seg ut ved å være spesielt uegnet for gyting, men fisken gyter sannsynligvis ikke på de mer sakteflytende partiene. Gyteområder som er kartfestet i denne undersøkelsen er basert på bonitering fra land sammenholdt med lokal informasjon. Imidlertid er det som nevnt gytemuligheter på de aller fleste elveparti, noe som ikke fremgår av kartet. Nausta er ei relativt stor og uoversiktlig elv med tanke på direkte observasjon av gyteområder og det er derfor usikkert om de avmerkede områdene representerer de viktigste gyteområdene i elva (se **Figur 61**).



Figur 61. Kart over Nausta hvor stasjonene for elektrisk fiske er avmerket. Trodøla er ikke tatt med ettersom denne stasjonen ligger utenfor kartet. Elveparti vurdert som spesielt godt egnet for gyting av anadrom fisk er merket med fylte sirkler (●). De fleste elvestrekningene har ikke fått noen markering men på de fleste av disse strekningene vil det også forekomme gyting (se tekst).

4.5.4 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Resultatene av kvantitative analyser av aluminium i gjellehomogenat for fisk fanget på de ulike stasjonene i Nausta høsten 1997 og våren 1998 er presentert i **Tabell 18**. Det var statistisk signifikante forskjeller i materialet (en-veis ANOVA, $p < 0,001$). På de stasjonene hvor det samtidig ble tatt prøver av både laks og aure var det ikke noen signifikante forskjeller i Al-konsentrasjon mellom de to artene.

Det ble også undersøkt hvorvidt det var noen signifikante forskjeller mellom Al-konsentrasjonene i høst og vårprøver for hver av de to artene. I 4 av de 7 tilfellene hvor en hadde både vår- og høstprøver var konsentrasjonen i vårprøvene signifikant høyere enn i høstprøvene (aure i Trodøla, aure og laks i Hyelva, samt for aure i Nausta ved utløpet til fjorden). Al-verdiene på gjeller fra fisk i blandsonene nedstrøms Hyelva og Trodøla våren 1998 var ikke signifikant forskjellige fra verdiene i de nevnte sideelvene.

Tabell 18. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på gjeller hos fisk prøvetatt på de ulike stasjonene i Nausta høsten 1997 og våren 1998. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert.

| Lokalitet | Dato | Art | Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt | SD | N |
|--|----------|------|---|----|----|
| Trodøla | 29/09/97 | Aure | 40 | 10 | 10 |
| | 28/4/98 | Aure | 71 | 12 | 5 |
| Hyelva | 29/09/97 | Aure | 18 | 8 | 5 |
| | | Laks | 32 | 11 | 5 |
| | 28/4/98 | Aure | 70 | 13 | 5 |
| | | Laks | 80 | 14 | 5 |
| Åsedøla | 29/09/97 | Aure | 23 | 15 | 5 |
| | | Laks | 36 | 14 | 5 |
| | 28/4/98 | Aure | 28 | 7 | 5 |
| | | Laks | 30 | 7 | 5 |
| Nausta ovenfor innløp Hyelva | 29/09/97 | Aure | 31 | 16 | 5 |
| | | Laks | 19 | 14 | 5 |
| Nausta ved utløp til fjord | 29/09/97 | Aure | 26 | 6 | 5 |
| | | Laks | 27 | 6 | 5 |
| | 28/4/98 | Aure | 41 | 14 | 5 |
| | | Laks | 38 | 3 | 5 |
| Nausta nedstrøms Trodøla (blandson) | 28/4/98 | Aure | 60 | 18 | 5 |
| Nausta nedstrøms Hyelva (blandson) | 28/4/98 | Aure | 65 | - | 1 |
| | | Laks | 60 | 17 | 5 |

Den histologiske undersøkelsen viste følgende:

Trodøla (Figur 62):

Metallakkumulering ble påvist hos all fisken, stort sett i sparsomme mengder. Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Foruten

lamellfortykkelser og hyperplasier fantes hos nesten all fisk sparsom til moderat forekomst av celler som indikerer infeksjon. Dessuten fantes betennelsesceller i gjellebuen til en fisk.

Hyelva (Figur 63):

Metallakkumulering ble påvist i vevet på all laks og aure, og på de fleste i sparsomme mengder. Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Både lamellfortykkelser og hyperplasier fantes i større grad på aure enn på laks. I gjellene til førstnevnte var det uttalt forekomst av celler som indikerer infeksjon, og dessuten betennelsesceller i filamenter hos enkelte fisk. Celler som indikerer infeksjon forekom i sparsomme til uttalte mengder hos laksen, og hos et par fisk var det også betennelsesceller i filamenter. Det ble på gjellene til to aure funnet en parasitt som trolig er *Discocotyle sagittata*.

Åsedøla (Figur 64):

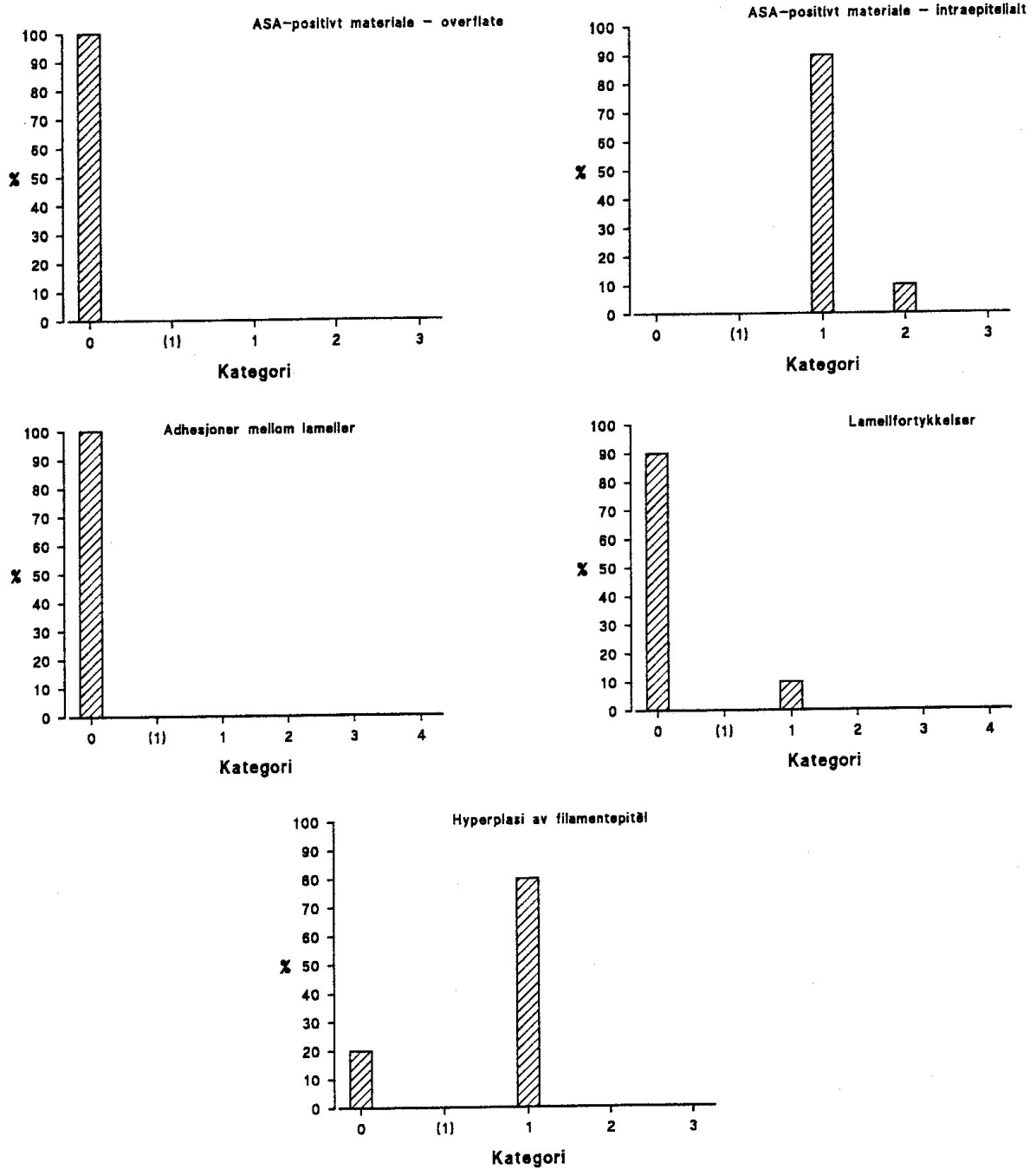
Det ble hos all laks påvist sparsom metallakkumulering i vevet, og hos mesteparten av auren i særdeles sparsomme til sparsomme mengder. Men det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Lamellfortykkelser forekom sparsomt på et fåtall aure, mens hyperplasier var mer vanlig på begge artene. Celler som indikerer infeksjon, forekom sparsomt på de fleste laks, og i moderate til uttalte mengder på all aure. En aure hadde i gjellebuen et s.k. *plasmodium* med encellede parasitter som sannsynligvis tilhører slekten *Myxobolus*.

Nausta ved Fimland (Figur 65):

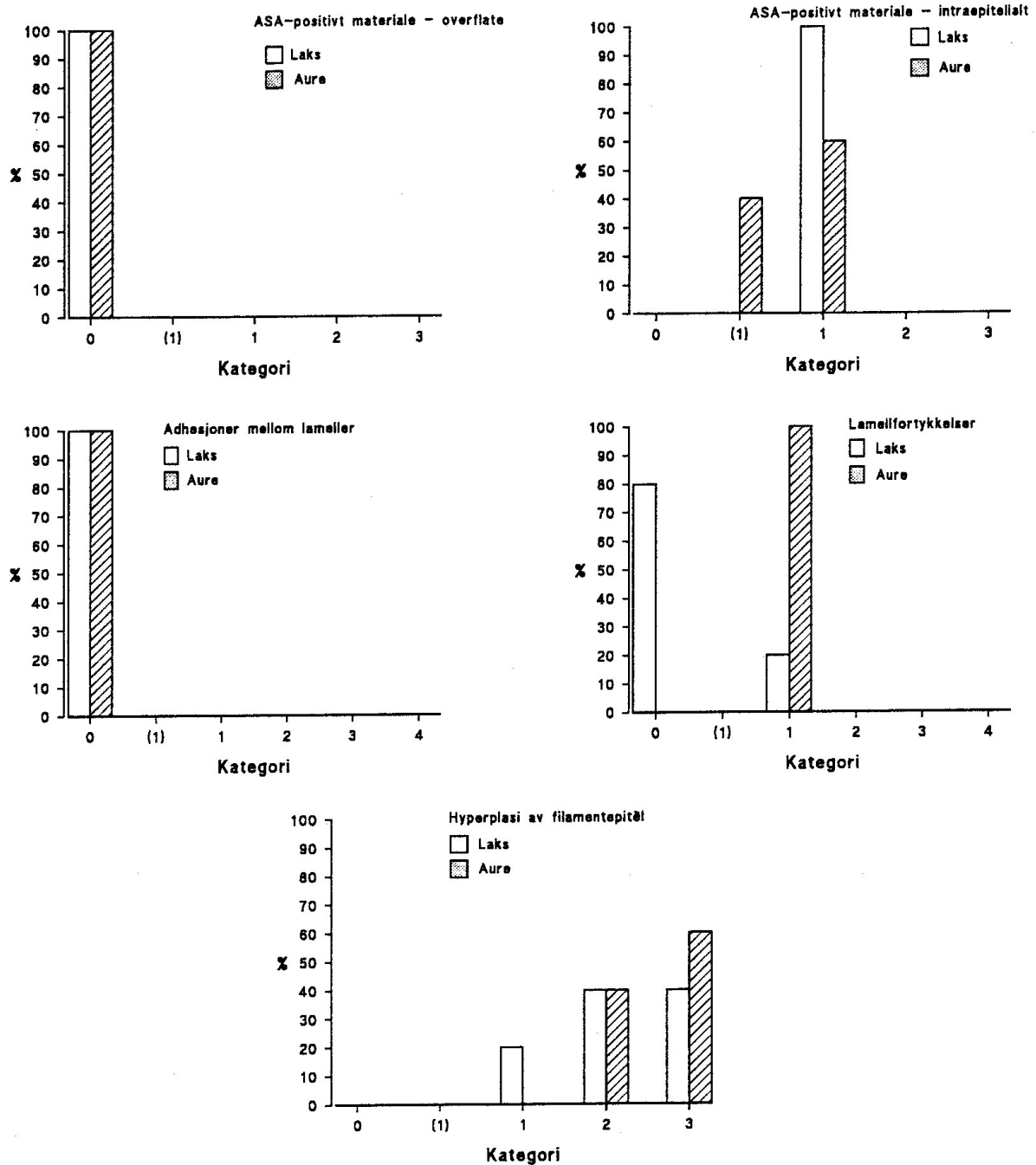
Metallakkumulering ble påvist i vevet på all laks og aure, og på de fleste i sparsomme mengder. Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Det var mer lamellfortykkelser og hyperplasier på aure enn på laks, og på førstnevnte fantes sparsomme mengder med celler som indikerer infeksjon.

Nausta ved utløp til fjord (Figur 66):

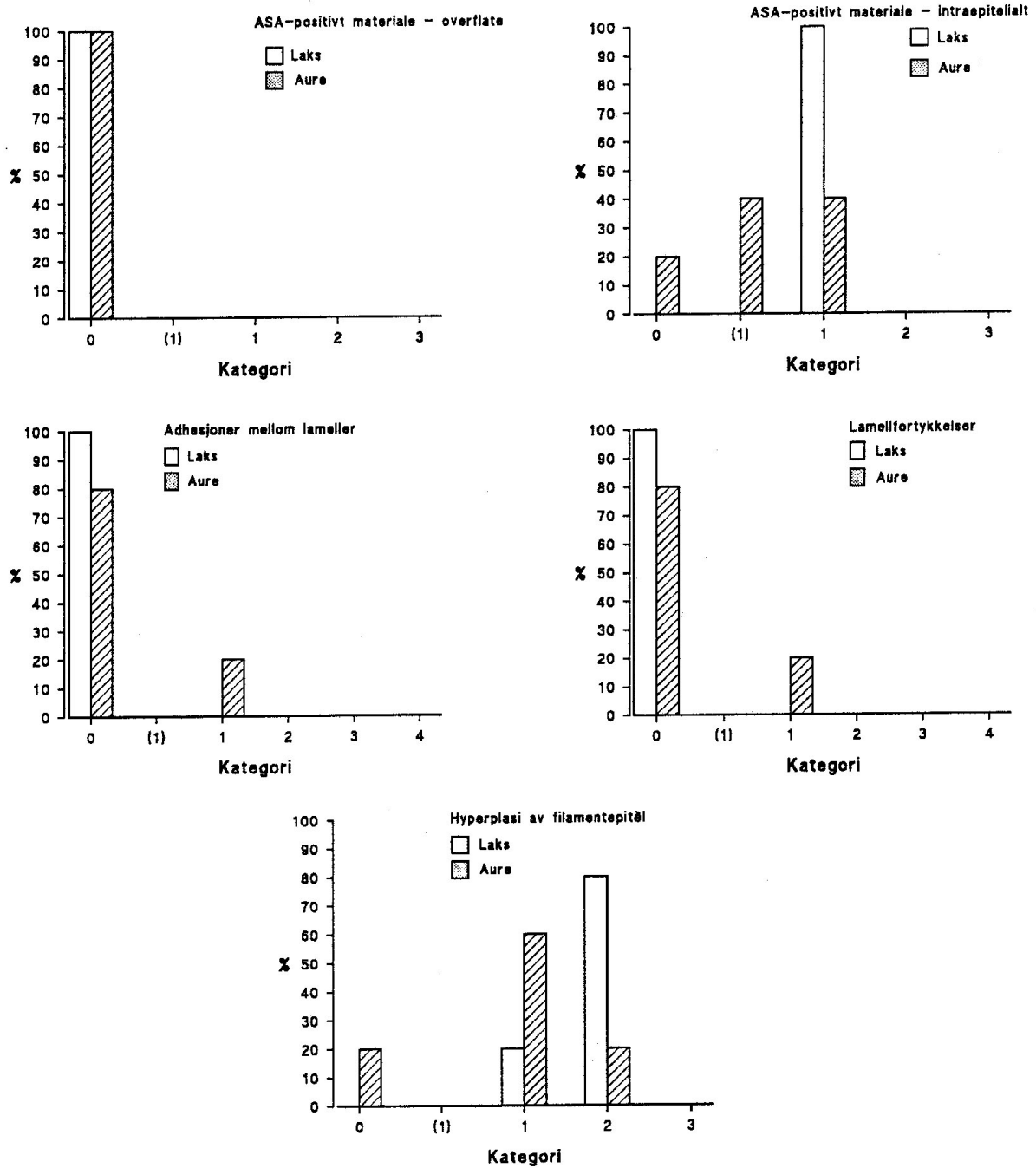
Metallakkumulering ble påvist i vevet på all laks og aure, og på de fleste i sparsomme mengder. Det er usikkert om disse gjelleforandringene har negative effekter på fiskens evne til osmoregulering. Foruten lamellfortykkelser og hyperplasier hos begge artene, fantes på auren moderat til uttalt forekomst av celler som indikerer infeksjon, og dessuten betennelsesceller i filamenter. Det ble på gjellene til to laks og to aure funnet en parasitt som trolig er *Discocotyle sagittata*.



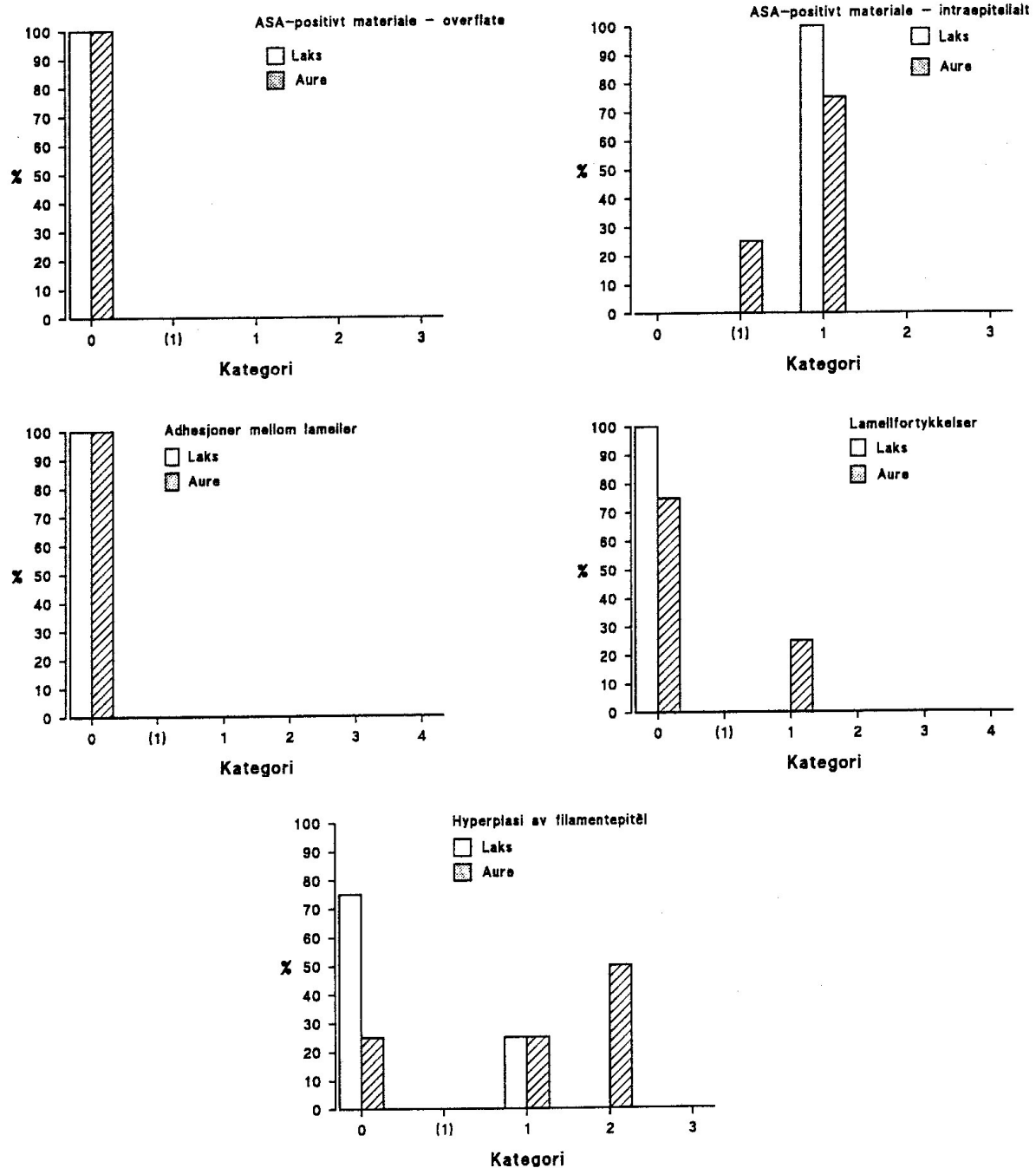
Figur 62. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra aure fanget i Trodøla (St. 6) høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 10.



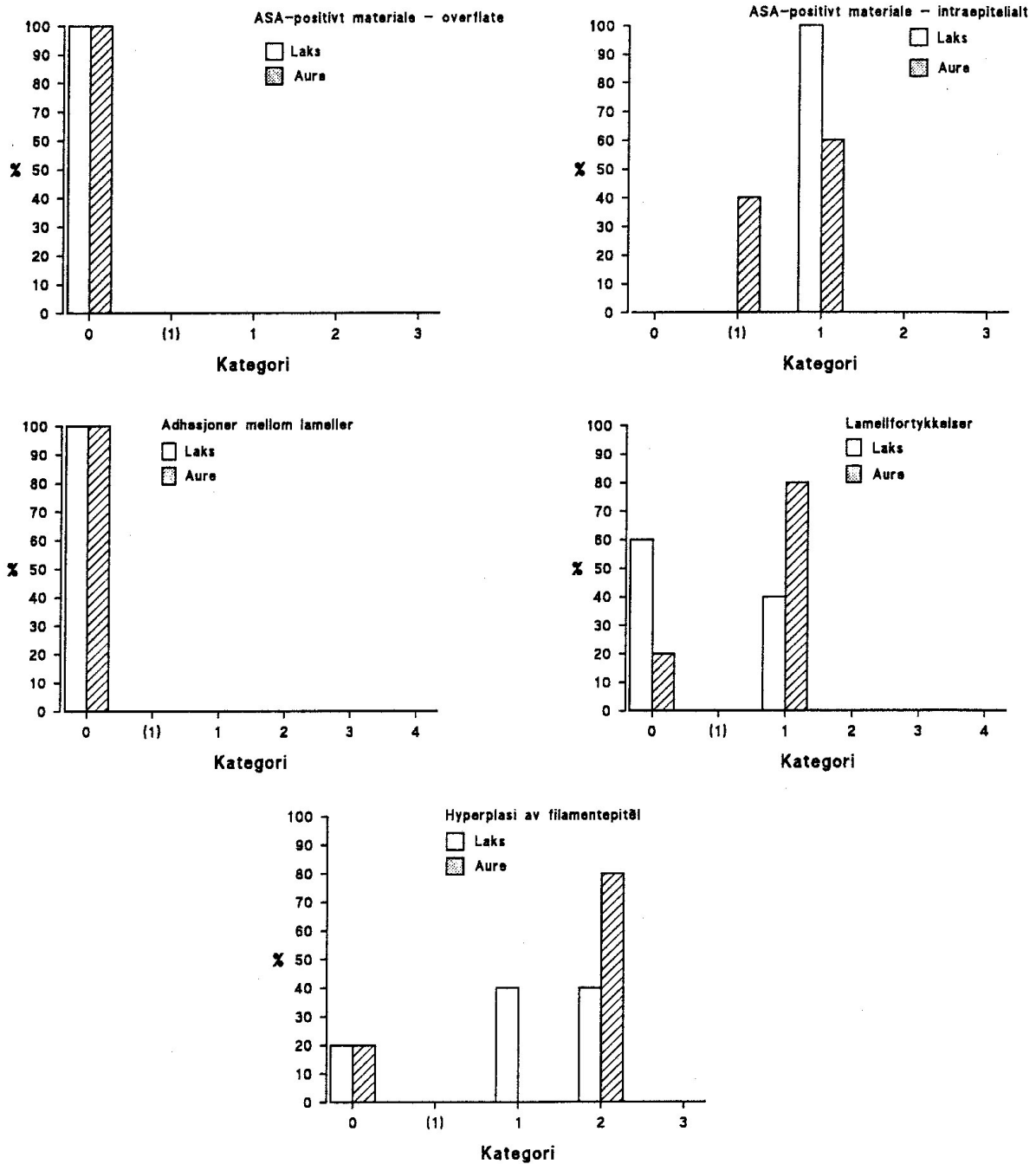
Figur 63. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Hyelva (St. 8) høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.



Figur 64. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Åsedøla (St. 9a) høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.



Figur 65. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Nausta ved Finland (St. 7) høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 4 av hver art.



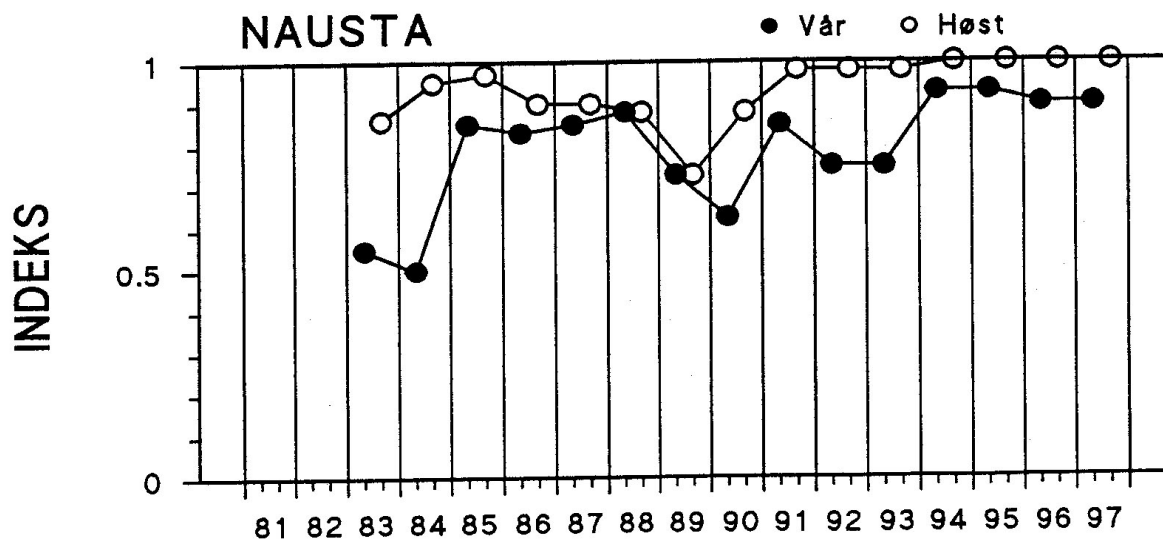
Figur 66. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra laks (åpne søyler) og aure (skraverte søyler) fanget i Nausta ved utløpet til fjorden (St. 11) høsten 1997. En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i metodekapitlet. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer. Antall fisk som ble undersøkt var 5 av hver art.

4.5.5 Bunndyr

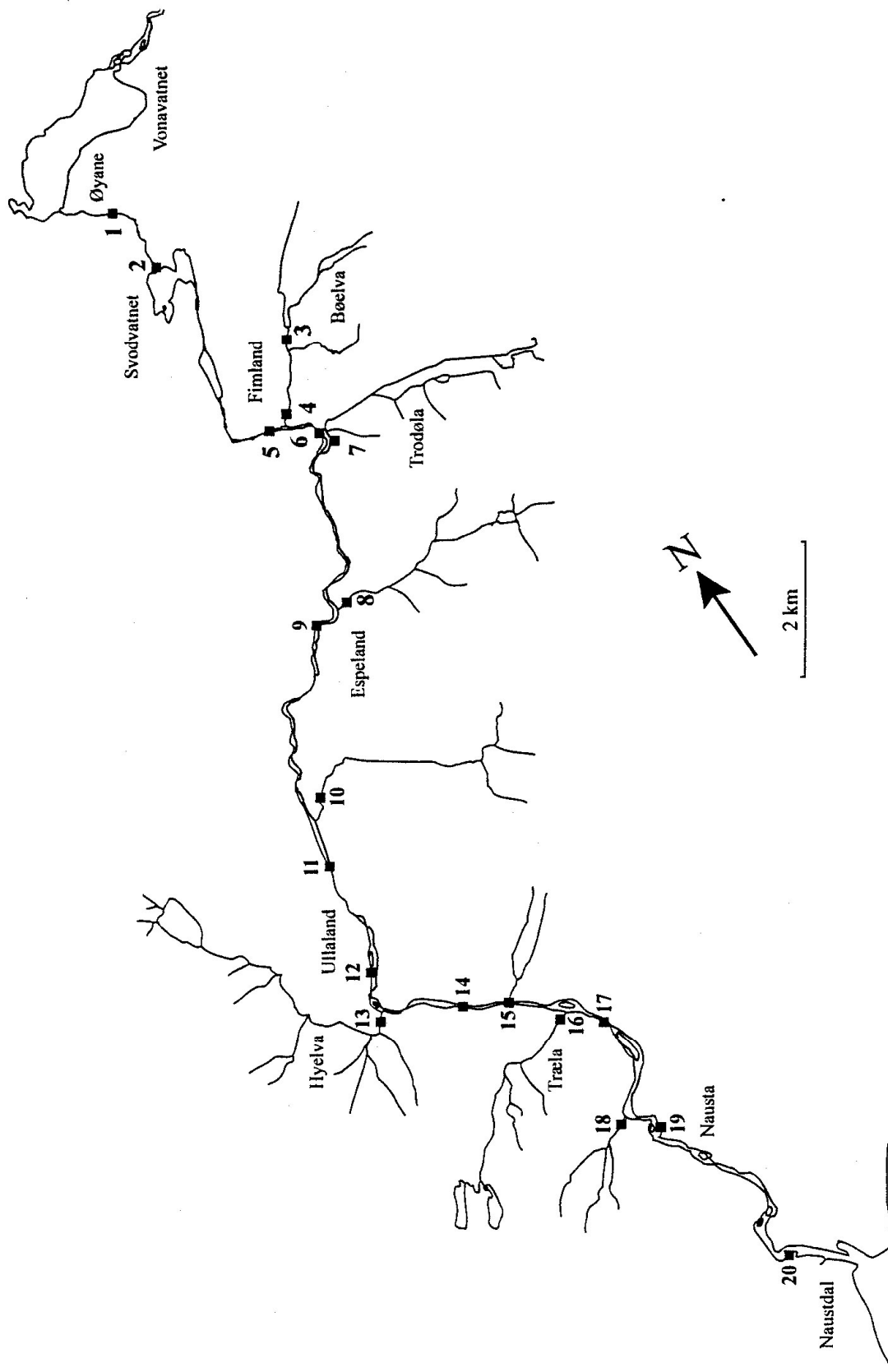
Naustavassdraget har vært overvåket med hensyn på bunndyr siden 1983 i regi av Statlig program for forurensningsovervåking - overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (se årsrapporter om dette utgitt av SFT). Totalt tas det prøver fra 20 stasjoner i vassdraget (Figur 68). Disse er fordelt på hovedelva og sidevassdrag. Hensikten med stasjonsnettet er å få en oversikt over tilstanden i ulike delfelt og i hovedelva både i lakseførende og ikke lakseførende del. Resultatene for undersøkelsene i 1997 er vist i **Vedlegg C, Tabell 35 og 36**. Utviklingen av forsøringsindeks 1 er vist i **figur 67**. Her går det frem at indeksverdiene om våren 1983 og 1984 var nær 0,5, mens høstverdien var betydelig høyere. Dette vitner om betydelig sure episoder i forbindelse med snøsmelting og ustabile vannkjemiske forhold. I perioden 1985 til 1988 var situasjonen bedre og mer stabil, mens både vår- og høstsituasjonen ble dårligere igjen fram til 1991. Fra dette tidspunkt har høstsituasjonen bedret seg betydelig og indeks₁ har vært 1 de siste 4 årene. Også vårsituasjonen har bedret seg, spesielt etter 1993, hvor indeks₁ har vært $\geq 0,9$. Forsuringen av Naustavassdraget har derfor vært lav de siste årene.

For våren 1998 har vi analysert prøver som representerer den lakseførende strekningen : St. 11 (nedstrøms Hamre), st. 13 (Hyelva), st. 17 (Nausta ved Horstad) og st. 20 (Nausta ved Naustal) (**Tabell 46**). Begge indeksverdiene var 1 på samtlige av stasjonene med unntak av indeks₂ i Hyelva som var 0,79. Siden indeks₂ har vært 1 de siste årene på denne stasjonen viser dette at det trolig kan forekomme subletalt stress på bunnfaunaen fra tid til annen. En vil også minne om at stasjoner som har vært stabile i flere år i Gaula også viste stress på faunaen våren 1998.

Stabiliteten med hensyn til den lave forsuringen er usikker, men kan til en viss grad avdekkes ved indeks₂, da denne indeksen bør være lik indeks₁ i et stabilt system. Indeks₂ er beregnet for Naustavassdraget og viser i de fleste tilfellene en verdi som ligger 0,05 til 0,15 enheter lavere enn indeks₁ (upubliserte data). For 1997 var indeks₂ 0,82 og 0,92 henholdsvis vår og høst, dvs 0,08 enheter lavere enn indeks₁. Dette signaliserer at det fortsatt er subletalt stress på døgnfluene i enkelte delfelt og at vannkvaliteten er ustabil. I den anadrome strekningen av Nausta, strekningen fra stasjon 12 til 20, har indeks₁ vært stabil med verdi 1 både vår og høst siden 1990. Indeks₂ har også vært 1 på en del av stasjonene, mens verdien på andre stasjoner har variert betydelig med verdier helt ned til 0,55. Dette understreker at vassdraget fortsatt er forsøringsfølsomt, som påpekt over. Når det gjelder å plassere den lakseførende strekningen i tiltakskategorier faller de ulike stasjonene hovedsakelig i kategori 4. Enkeltstasjoner (Hyelva) har til et bestemt tidspunkt plassert seg i kategori 3 gjennom de siste årene. Dette er et unntak slik at den anadrome strekningen av Nausta plasseres i kategori 4.



Figur 67. Utvikling i forsøringsindeksen (vår og høstverdier separat) for Nausta i perioden 1983-1997.



Figur 68. Kart som viser plasseringen av bunndyrstasjonene i Naustavassdraget.

4.6 Oppsummering og konklusjoner

Hovedmålet med denne undersøkelsen har vært å vurdere om forsuring er et problem for fisken i Hovlandsvassdraget, Ytredalsvassdraget, Lonavassdraget, Gaularvassdraget og Naustavassdraget. For Hovlandsvassdragets vedkommende blir også samspillet mellom forsuring og vassdragsregulering vurdert.

Relativt lange undersøkelsesserier for enkelte stasjoner har vært til stor nytte ved vurderingene, og indikerer i de fleste tilfelle bl.a. vesentlig bedre vannkvalitet i en del av de undersøkte vassdragene høsten 1997 og våren 1998 sammenliknet med foregående år.

Resultatene av undersøkelsen må sees på bakgrunn av nedgangen i mengden av sterke syrer (primært svovelsyre) som er registrert over hele landet i perioden 1980 til 1996. Reduksjon i nedfallet av sterke syrer i denne perioden har vært på 40-60%, og har ført til en nedgang i sulfatkonsentrasjonen på 25% i overvåkede vassdrag på Vestlandet (Skjelkvåle *et al.* 1997). Økningen i pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og nedgangen i konsentrasjonen av labilt (giftig) aluminium har vært signifikant.

Likevel er den vannkjemiske situasjonen fortsatt labil i en rekke forsuringspåvirkete vassdrag, og episodisk forsuring med følger for fiskebestandene kan fortsatt forventes i årene framover. Dessuten viser beregninger at store deler av Vestlandet i all framtid forblir forsuret (Henriksen *et al.* 1992).

4.6.1 Sannsynlighet for skade basert på labilt aluminium

Verdiene av labilt aluminium i denne undersøkelsen er lave. Klassifiseringen i **Tabell 19** er gjort med referanse til kriteriene for skade i **Tabell 3, s. 20** i kapittel 3.5.

Tabell 19. Klassifisering av vassdragene basert på maksimal konsentrasjon av labilt aluminium (LAI) målt våren 1997 og skader på laksesmolt i forsøk med tilsvarende konsentrasjoner (Hindar *et al.* 1997).

| Vassdrag | Vassdragsdel | LAI µg/L | Skade ferskvann |
|--------------|--------------|----------|-----------------|
| Hovlandselva | | 1 | - |
| Ytredalselva | | 5 | - |
| Lona | | 0 | - |
| Gaular | Utløp | 0 | - |
| | Åmotselv | 0 | - |
| | Årøyelv | 2 | - |
| | Stordalselv | 7 | - |
| Nausta | Utløp | 0 | - |
| | Åsedøla | 0 | - |
| | Hyelva | 8 | - |
| | Trodøla | 2 | - |

4.6.2 Sannsynlighet for skade p.g.a. blandsoner og sjøsaltepisoder

Ikke alle sidefelt er med i denne undersøkelsen. Likevel kan resultater og vurderinger gi en indikasjon om på om hele- eller deler av vassdraget bør undersøkes nærmere.

Tabell 20. Sannsynlighet for at sjøsaltepisoder og blandsoner kan være et problem i vassdraget. Karakterisering: lite (-); moderat (x); betydelig (xx); stort problem (xxx).

| Vassdrag | Karakterisering | Kommentar |
|--------------|-----------------|--|
| Hovlandselva | x | Moderat fare. Hovlandsvassdraget ligger relativt nær kysten, og har lave konsentrasjoner av basekationer. Konsentrasjonen av TOC vil virke hemmende på mobilisering av labilt aluminium. |
| Ytredalselva | x | Samme vurdering som for Hovlandselva. |
| Lona | x | Moderat fare. Vassdraget ligger nær kysten. Sjøsaltpåvirkning er registrert, men bl.a. høyt TOC virker hemmende på mobilisering av labilt aluminium. |
| Gaula | xx | Sæta ligger så høyt oppe i vassdraget at blandsoneproblemet er lite, selv om vannkvaliteten er dårlig. Lakseførende del, med Stordalen og Årøyelva med plantefelt for gran, kan representere betydelige problemer både med hensyn til sjøsaltepisoder og blandsoner. |
| Nausta | xxx | Faren for sjøsaltepisoder er stor, noe som er dokumentert tidligere. Sidevassdragene i lakseførende del er små, og blandsoneproblemer kan være av mindre betydning. |

4.6.3 Sannsynlighet for skade basert på tålegrenseoverskridelser

Tabell 21 nedenfor gir en karakterisering i forhold til tålegrenseoverskridelse, beregnet av Henriksen *et al.* (1996).

Tabell 21. Karakterisering av vassdragene i forhold til tålegrenseoverskridelse. Betegnelsene er : ubetydelig; lite; moderat; betydelig; sterkt. Datagrunnlaget er hentet fra Henriksen *et al.* (1996), og er basert på ANC i de vannanalysene som er gjort i denne undersøkelsen. Vassdragsareal er gitt, og for regulerte vassdrag er opprinnelig felt oppgitt i parantes. I de minste vassdragene kan usikkerheten være stor. For Hovlandselvas vedkommende er det tatt hensyn til at den øvre og sureste delen av feltet er overført.

| Vassdrag | Areal, km ² | Karakterisering |
|--------------|------------------------|-----------------|
| Hovlandselva | 23 (70) | Moderat |
| Ytredalselva | 39 (42) | Moderat |
| Lona | 17 | Moderat |
| Gaular | 630 | Moderat |
| Nausta | 274 | Moderat |

4.6.4 Sannsynlighet for rekrutteringssvikt hos laks

Sannsynlig rekrutteringssvikt er angitt i **Tabell 22** på grunnlag av inndeling i kategorier i kapittel 3.5.3.

Tabell 22. Rekrutteringssvikt hos laks. Karakterisering: Ingen rekrutteringssvikt (-); liten eller ingen rekrutteringssvikt (x); Moderat til betydelig rekrutteringssvikt (xx); betydelig til total rekrutteringssvikt (xxx).

| Vassdrag | Vassdragsdel | Karakterisering | Kommentar |
|--------------|--------------|-----------------|--|
| Hovlandselva | | xx | Ikke registrert hverken ensomrig eller tosomrig laks i 1997. |
| Ytredalselva | | x | Ikke registrert ensomrig laks i 1997. |
| Lona | | x | Ikke registrert ensomrig laks i 1997. |
| Gaular | Hovedelv | - | Tildels høye tettheter. Alle årsklasser tilstede. |
| | Åmotselv | - | Moderate til lave tettheter. Alle årsklasser tilstede. |
| | Årøyelv | - | Moderat tetthet. Alle årsklasser tilstede. |
| Nausta | Hovedelv | - | Varierende tetthet. Alle årsklasser tilstede. |
| | Åsedøla | - | Høye tettheter. Alle årsklasser tilstede. |
| | Hyelva | - | Høye tettheter. Alle årsklasser tilstede. |

4.6.5 Histologiske forandringer og avsetning av aluminium på gjeller hos laks

Tabell 23 oppsummerer gjelleforandringer som gjelder mengdebedømmelse av ekstra- og intraepitelt ASA-positivt materiale hos ungfisk av laks. Klassifiseringen er beskrevet i kapittel 3.5.3.

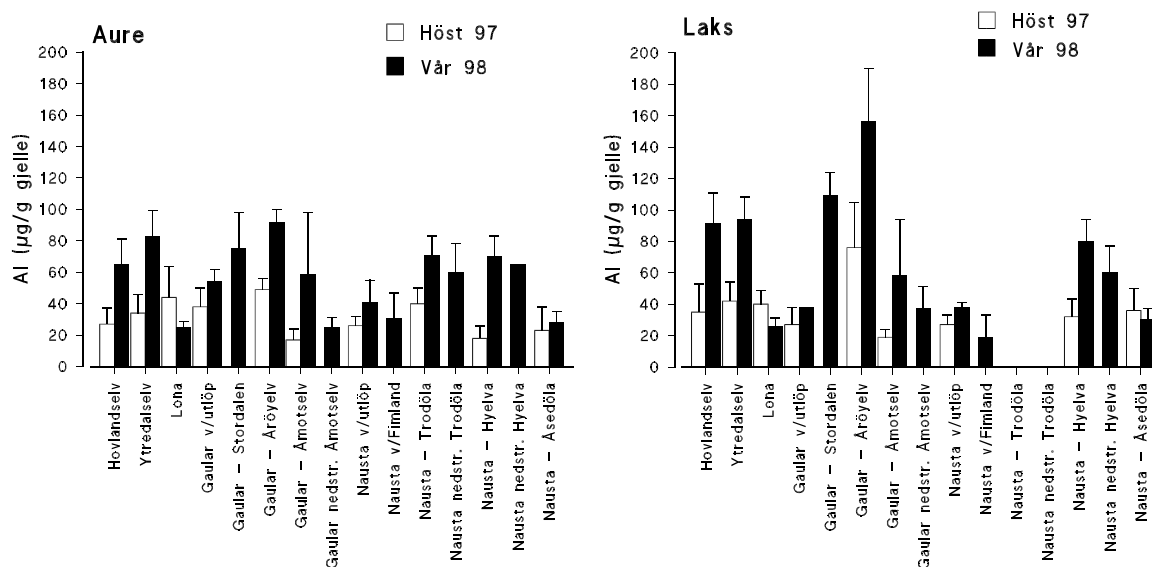
Tabell 23. ASA-positivt materiale på gjelleoverflate og i vev fra høstprøver 1997. Karakterisering: Ikke påvist (-); Særdeles sparsom til sparsom forekomst (x); Moderat forekomst (xx); Uttalt forekomst (xxx); Særdeles uttalt forekomst (xxxx).

| Vassdrag | Vassdragsdel | På overflate | I vev |
|--------------|--------------|--------------|-------|
| Hovlandselva | | - | x |
| Ytredalselva | | - | x |
| Lona | | - | xx(x) |
| Gaular | Utløp | - | x |
| | Åmotselv | - | (x) |
| | Årøyelv | - | xx |
| Nausta | Utløp | - | x |
| | Åsedøla | - | x |
| | Hyelva | - | x |

Figur 69 gir en samlet oversikt over registrerte konsentrasjoner av aluminium på gjeller av ungfisk av aure og laks i ulike vassdrag og vassdragsavsnitt høsten 1997 og våren 1998. Sammenstillingen

uttrykker noen hovedtendenser som samsvarer godt med hovedtendensene i de øvrige undersøkelsene som er utført:

- Avsetningen av aluminium er (tildels) signifikant høyere på gjeller hos laks sammenliknet med aure fra samme lokalitet og tidspunkt. Dette er i tråd med kunnskapen om de to artenes følsomhet overfor forurening.
- Konsentrasjonene av aluminium på gjellene er generelt høyere i prøver tatt på de samme lokalitetene om våren sammenliknet med høstsituasjonen, og avspeiler forskjellen i vannkvalitet på de to tidspunktene. Vårprøvene er dessuten tatt fra smolt, som anses for å være det mest følsomme stadiet for denne typen påvirkning.
- Konsentrasjonene er høyest i Hovlandselv og Ytredalselv og i sideelvene Årøyelva og Stordalselva til Gaula, samt sideelvene Hyelva og Trodøla til Nausta. Dette gjelder både høst og vår. De andre lokalitetene viser moderate til lave verdier av aluminium på gjellene hos ungfisk. Årøyelva og Stordalselva i Gaularvassdraget er de eneste lokalitetene med middelverdier $>100 \mu\text{g/g}$ tørrvekt gjelle (se også **Tabell 24**).



Figur 69. Gjennomsnittlig konsentrasjon ($\mu\text{g/g}$ gjelle tørrvekt) av aluminium (med standard avvik) i gjellehomogenat hos laks og aure på de ulike stasjonene i de undersøkte vassdragene. Det ble på de fleste stasjonene tatt prøver både høsten 1997 og våren 1998.

I **Tabell 24** har vi gjengitt registrerte middelverdier av gjellealuminium hos laksesmolt våren 1998 for ulike lokaliteter i denne undersøkelsen.

Tabell 24. Høyeste registrerte middelvei og standardavvik for aluminiumskonsentrasjon ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) på gjeller av laks.

| Vassdrag | Vassdragsdel | Middelvei \pm STD (n=5) |
|--------------|------------------|---------------------------|
| Hovlandselva | | 94 \pm 14 |
| Ytredalselva | | 91 \pm 20 |
| Lona | | 26 \pm 5 |
| Gaular | Nedstr. Åmotselv | 37 \pm 14 |
| | Åmotselv | 58 \pm 36 |
| | Årøyelv | 156 \pm 34 |
| | Stordalselv | 109 \pm 15 |
| Nausta | Utløp | 38 \pm 3 |
| | Åsedøla | 30 \pm 7 |
| | Hyelva | 80 \pm 14 |

4.6.6 Sannsynlighet for skader på bunndyrfauna

Tabell 25 nedenfor oppsummerer utslag relatert til forsurening som er registrert i bunndyrfaunaen i de ulike vassdragene.

Tabell 25. Laveste registrerte forsuringindeks høsten 1997. Karakterisering: Forsuringindeks 1 og 2 = 1 (-); Forsuringindeks 1 = 1 og Forsuringindeks 2 < 1 (x); Forsuringindeks 1 = 0.5 (xx); Forsuringindeks 1 < 0.5 (xxx).

| Vassdrag | Karakterisering | Kommentar |
|--------------|-----------------|--|
| Hovlandselva | x | Indeks 2 øker fra 0.61 øverst til 1 nederst i vassdraget |
| Ytredalselva | x | Indeks 2 øker fra 0.69 øverst til 1 nederst i vassdraget |
| Lona | x | Indeks 2 var 0.86 på øverste og 1 på nederste stasjon |
| Gaular | xx | Indeks 1 og 2 varierer mellom 0 og 1 i ulike deler av vassdraget |
| Nausta | x | Indeks 2 varierer fra 0.58 til 1 i ulike deler av vassdraget |

4.6.7 Helhetsvurdering

Resultatene som er oppsummert ovenfor danner grunnlaget for de konklusjoner som er trukket for de enkelte vassdrag, og som i korthet oppsummeres her.

Hovlandselva.

Vannanalysene viser neglisjerbare verdier av labilt aluminium, men ustabil vannkjemi gjør at dette kan endre seg, f.eks. under påvirkning av sjøsalter. Risikoen for tålegrenseoverskridelse anses som moderat. Det er antatt rekrutteringssvikt hos laks, i og med at ensomrig og tosomrig fisk var fraværende i prøver fra samtlige el-fiskestasjoner høsten 1997. Det var sparsom forekomst av ASA-positivt materiale på gjeller av laks høsten 1997. Avsetning av aluminium på gjeller hos laksesmolt våren 1997 var 94 \pm 14 $\mu\text{g/g}$ (n=5). Forsuringindeks 2 for bunndyr varierte fra 0.61 i øvre del til 1 i nedre del av elva høsten 1997. Forsuringindeks 1 var lik 1.

Både vannanalyser og biologiske undersøkelser tyder på ustabil vannkjemi i Hovlandsvassdraget. Forsuringseffektene kan tenkes å bli modifisert av reguleringen, som medfører redusert magasinerings- og buffring av avrenningsvannet i forbindelse med nedbør og snøsmelting. Lav vintervannføring antas å gi økt dødelighet på de tidlige stadiene hos laks og aure grunnet tørrlegging og frysing av gytegroper. Både i Hovlandselva og den (nesten) uregulerte Ytredalseva (se kap. 4.2.3) var ensomrig laks fraværende i fangstene ved el-fiske høsten 1997. Våre undersøkelser viser svært like resultater fra de to vassdragene, og en kan ikke utelukke at vannkjemien har vært en medvirkende årsak til fraværet av årsklasser. Undersøkelser i andre vassdrag på Vestlandet våren 1997 tyder på at sjøsaltepisoder vinteren 1997 kan ha hatt skadelige effekter på laksefisk (Bjerknes *et al.* 1997; Bjerknes *et al.* 1998).

Kjemiske tiltak i vassdraget må være basert på at det er registrert uakseptabel vannkvalitet, dokumentert biologiske skader eller at sannsynligheten for at forholdene kan bli uakseptable skulle tilsi tiltak. Det grunnlaget som de foreliggende målinger gir kan tyde på at vannkvaliteten jevnt over er akseptabel for laks, men at ugunstige eller skadelige episoder kan forekomme.

Konsentrasjoner av labilt Al på 10 µg/L er i seg selv ufarlig, men kan tyde på at vannkvaliteten i elva periodevis kan nærme seg et kritisk nivå, og en bør følge vannkvaliteten framover. Fraværet av 1997-årsklassen, og trolig også 1996-årsklassen, peker i samme retning. Rekrutteringen til laksebestanden bør følges tett opp. Fortsatt oppfølging med uttak og analyser av gjelleprøver i antatt ugunstige situasjoner anbefales i tillegg til vannkjemisk overvåking. Vassdraget plasseres i kategori 2-3 med hensyn til behov for kjemiske mottiltak (se kapittel 3.5): Kalking anbefales ikke ut fra foreliggende resultater, men vassdraget bør følges opp. Episodiske forhold bør prioriteres, med undersøkelser av vannkjemi og aluminiumsavsetning på fiskegjeller.

Reguleringen av Hovlandselva skaper situasjoner som kan sammenliknes med dem vi finner i den regulerte Teigdalselva i Vossovassdraget (Fjellheim *et al.* 1994; 1998). I likhet med Teigdalselva anbefaler vi bygging av terskler som et biotopforbedrende tiltak. Et slikt tiltak vil motvirke de raske endringene i vannstand og øke vanndekket areal i vinterhalvåret, og dermed øke Hovlandselvas bæreevne for laks og aure.

Ytredalselva.

Konsentrasjonen av labilt aluminium våren 1998 var kun på 5 µg/L, en verdi som i seg selv er ufarlig, men økning kan tenkes i forbindelse med sjøsaltepisoder, og faren for tålegrenseoverskridelser anses som moderat. Dette støttes av at rekrutteringssvikt ser ut til å forekomme for laks, ettersom ensomrig laks ikke ble registrert i vassdraget høsten 1997. Det ble registrert sparsom forekomst av ASA-persistent materiale på gjellene hos laks høsten 1997. Konsentrasjonen av aluminium på gjeller av laksesmolt våren 1998 var 91 ± 20 µg/g. Forsuringsindeks 2 økte fra 0.69 øverst, til 1 nederst i vassdraget høsten 1997. Forsuringsindeks 1 var lik 1.

Både vannkjemiske og biologiske resultater fra Ytredalselva er svært lik det som ble registrert i Hovlandselva, bl.a. med tydelig gradient i indeksverdi 2 fra nedre til øvre del. Vannkjemien er også svært lik i de to elvene. Fraværet av årsyngel av laks er et fellestrekk som kan ha sin bakgrunn i vannkjemiske variasjoner som prosjektet ikke har klart å dokumentere, men som avspeiles i bl.a. forsuringsindeksene som er inkludert i prosjektet.

De foreliggende målinger kan tyde på labil vannkvalitet. At vassdraget har en etablert laksebestand som kan være i faresonen, gjør at vi foreslår vassdraget plassert i kategori 2-3 med hensyn til tiltak og oppfølging: Kalking anbefales ikke på nåværende tidspunkt, men vassdraget bør følges opp med sikte på å oppnå et sikrere vurderingsgrunnlag. Undersøkelser av vannkjemi og fiskegjeller i forbindelse med episoder bør prioriteres.

Lona.

I vannprøve tatt våren 1998 var det ikke labilt aluminium iflg. NIVA's analyser. Dette antas bl.a. å ha sammenheng med høyt TOC-innhold. Vannet var sjøsaltpåvirket, noe som påvirket pH, men uten mobilisering av labilt Al. Risiko for tålegrenseoverskridelse anses som moderat. Rekrutteringssvikt for laks kan ikke avskreves, ettersom det ikke ble registrert ensomrig laks i elva høsten 1997. Forekomsten av ASA-positivt materiale på gjeller av laks høsten 1997 var moderat til uttalt. Aluminiumskonsentrasjonen på gjeller av laksesmolt i slutten av april 1998 var $26 \pm 5 \mu\text{g/g}$ (n=5). I gjelleprøver av aure tatt samme sted en måned tidligere var konsentrasjonene mer en dobbelt så høye, og prøver fra aure tatt høyere oppe i vassdraget viste 5 ganger så høye verdier. Forsuringsindeks 1 var lik 1 høsten 1997, og forsuringsindeks 2 varierte fra 0.86 i øvre- til 1 i nedre del av elven.

Lonavassdraget er tydelig sjøsaltpåvirket. Det foreliggende vannkjemiske datamaterialet tyder på at natrium byttes ut mot basekationer og H^+ , og at Al mobiliseres i liten grad. Det er ikke grunnlag for å anta at vassdraget er forsuringsskadet, eller for å foreslå kjemiske tiltak i dette vassdraget. Imidlertid tyder bunndyrundersøkelser, berggrunn og observasjoner av vassdraget, på noe dårligere vannkjemisk i øvre del av vassdraget, sammenliknet med nedre del. Dette bekreftes av LAK's undersøkelser (Salbu pers. komm.). Noe dårligere vannkvalitet og større aluminumsavsetning på gjeller av aure i øvre del av vassdraget kan være med på å forklare fraværet av laks i denne delen av elven. Vandringshinderet i nedre del er trolig en hovedårsak til laksens begrensede utbredelse i vassdraget.

Vi vil foreslå et vannkjemisk prøvetakings- og analyseprogram for å fastslå eventuelle ulikheter i vannkvalitet mellom nedre og øvre del av vassdraget. Forøvrig vil vi plassere vassdraget i kategori 3 med hensyn til kjemiske mottiltak: Kalking anbefales ikke, men lokaliteten bør følges opp. Hovedvekten bør legges på vannkjemisk og biologisk dokumentasjon (gjelleprøver av fisk) i forbindelse med episoder.

Gaularvassdraget.

Det ble ikke påvist labilt aluminium i vannprøver tatt våren 1997 ved munningen og i sideelven Åmotselv. I Årøyelva og Stordalselva ble labilt aluminium påvist i lave konsentrasjoner. Sjøsaltepisoder antas å skape problemer i de to sistnevnte bielvene, bl.a. på grunn av ustabil vannkvalitet og plantefelt med granskog i nedbørfeltene. Dette kan periodevis gi blandsoneeffekter i hovedelva. Risikoen for tålegrenseoverskridelser i anadrom del av hovedelva anses som liten. Det er ikke tegn til rekrutteringssvikt i de deler av elven som ble undersøkt. Det er uvisst i hvilken grad det relativt storstilte utsettingsprogrammet for laks i vassdraget bidrar til opprettholdelse av laksebestanden på nåværende nivå. Våre undersøkelser ble foretatt før årets utsetting av ensomrig laks, og viste tilstedeværelse av alle årsklasser av laks på samtlige stasjoner. ASA-positivt materiale på gjeller av laks høsten 1997 var sparsomt ved munningen i Åmotselva, og moderat i Årøyelva. Verdiene av aluminium på gjeller hos laksesmolt i Årøyelva og Stordalselva våren 1998 var imidlertid de høyeste som ble registrert i denne undersøkelsen, henholdsvis $156 \pm 34 \mu\text{g/g}$ og $109 \pm 15 \mu\text{g/g}$ (n=5). Forsuringsindeks 1 og 2 varierte mellom 0 og 1 i ulike deler av vassdraget.

De høye tetthetene av aure i forhold til laks ved elfisket høsten 1997 skyldes delvis at fisket foregikk før den årlige utsettingen av ensomrig laks. Utsetting av 200 - 250 000 lakseyngel årlig svarer til en tetthet på omkring 18 - 20 ensomrig fisk/100 m² på lakseførende strekning, noe som er et betydelig tall. Det er ikke mulig å si hvilken betydning utsettingene har for gytebestanden av laks i vassdraget. Merking (fettfinneklipping) av utsettingsmaterialet vil gi bedre informasjon om utsettingenes betydning. Fangststatistikken bør forbedres, spesielt for sjøaure, og aure/laks-forholdet både i gytebestanden og på oppvekstområdene bør overvåkes.

Resultatene av de kjemiske og biologiske undersøkelsene tyder på at vannkvaliteten i anadrom del av hovedelva er tilfredsstillende for laksefisk, og at den er best høyt oppe i anadrom strekning.

Åmotselva og Årøyelva har gode tettheter av laksunger, på tross av variabel vannkjemi. Både pH- og ANC-verdiene er lave i disse sideelvene, men samtidig er det lave verdier for labilt Al.

De relativt høye verdier for gjellealuminium i Årøyelva og Stordalselva avspeiler dårligere vannkvalitet i disse to sideelvene, selv om dette ikke går klart fram av vannanalysene. Det er grunn til å anta betydelige blandsoner nedstrøms disse sideelvene, bl.a. i forbindelse med sjøsaltepisoder.

Undersøkelsene høsten 1997 og våren 1998 underbygger anbefalingen fra NIVA (Hindar 1997) om å avvente kalking av hovedvassdraget. Hindar (1997) anbefalte kalkingstiltak i de to sidefeltene Årøyelva og Stordalen. Den foreliggende undersøkelsen tyder likevel på at dette kan avvendes. De ulike konklusjonene av de to undersøkelsene bekrefter det problematiske i å trekke sikre konklusjoner av et fåtallig analysemateriale fra et vannkemisk ustabil system (jfr. Figur 31, kap. 4.4.2). Det anbefales ytterligere undersøkelser i de granskogbeplantete delfeltene på anadrom strekning for å klargjøre eventuelle skadeeffekter av sjøsaltepisoder.

En samlet vurdering av forsureingssituasjonen i den anadrome strekningen av hovedelva tilsier at laksen neppe påføres skade. Det må imidlertid tas forbehold om at sure tilløp spesielt fra sørsiden kan tenkes å føre til skadelige blandsoner. Dette vil trolig ha størst betydning nedenfor Årøyelva. Tilløpet fra Stordalen kan og gi samme virkning, men vannmengdene herfra er mindre. Selv om øvre del av vassdraget har ustabil vannkjemi, tyder overvåkingsserien på at det bare unntaksvis kan være skadelig vannkvalitet på anadrom strekning.

Ut fra ovennevnte vil vi fortsatt anbefale utsetting av eventuelle avgjørelser om kalking av sidefelt til Gaula. Kalking anbefales ikke i noen del av vassdraget, men vassdraget bør følges opp. Sideelvene Årøyelv og Stordalselv settes i kategori 2-3. Innhenting av gjelleprøver av fisk og vannprøver under episoder bør vektlegges. Vassdraget ellers faller i kategori 3 med hensyn til oppfølging.

Nausta.

Ved utløpet og i sideelven Åsedøla ble det ikke konstatert labilt aluminium i vannprøver tatt våren 1998, mens vannanalyse fra Hyelva viste 8 µg LAI/L. Faren for sjøsaltepisoder i Nausta er stor. Sidefeltene på anadrom strekning er imidlertid små, slik at blandsoneproblemer kan være av mindre betydning. Faren for tålegrenseoverskridelse anses som moderat. Alle årsklasser av ungfisk av laks var tilstede på alle stasjoner på anadrom strekning høsten 1997. Forekomsten av ASA-positivt materiale på laksegjellene på samme tidspunkt var sparsomt. Konsentrasjonene av aluminium på gjeller hos laksesmolt våren 1997 var på 38±3 µg/g ved utløpet, 30±7 µg/g i Åsedøla og 80±14 µg/g i Hyelva. Forsuringsindeks 1 var lik 1 på alle bunndyrstasjoner, mens indeks 2 varierte fra 0.58 til 1.

Ungfiskundersøkelsene indikerer god naturlig rekruttering til laksebestanden i Nausta. I tillegg er det påvist godt tilslag av utsatt plommeseekyngel i vassdraget. Disse forholdene gjenspeiles i fangststatistikken. Sammenlikning av tall fra ulike undersøkelser i løpet av 1990-årene tyder på at ungfiskbestanden av aure er i framgang, uten at dette til nå har gitt seg utslag i fangststatistikken. Dette betyr at forholdene under smoltutvandring bør følges opp.

Ved bunndyrundersøkelsene høsten 1997 ble det registrert sterkt forsuringssensitive arter i alle undersøkte lokaliteter, mens vårsituasjonen fortsatt viser fravær av disse artene på noen stasjoner. Vassdraget må derfor fortsatt anses som påvirket av sur nedbør.

Gjellundersøkelser viste lave til moderate verdier av aluminium, men med klart forhøyete verdier i Hyelva og Trodøla våren 1998. Dette bekrefter inntrykket fra tidligere undersøkelser, at disse to sidevassdragene er de mest problematiske med hensyn til forsuring. NIVA har tidligere anbefalt kalkingstiltak i disse to sidefeltene (Hindar 1997). Årsaken til det var først og fremst den dårligere vannkvaliteten våren 1994 (Hindar *et al.* 1997) i kombinasjon med faren for sjøsaltpåvirkning (Hindar

et al. 1993). Det knytter seg betydelig usikkerhet til nytten av kalkingstiltak, og resultatene fra denne undersøkelsene tyder ikke på at behovet for tiltak er påtrengende. Vannkvaliteten er i gradvis bedring, men med betydelig risiko for fortsatt episodisk forsurening.

Ut fra ovennevnte ser vi ikke umiddelbar grunn for iverksetting av kjemiske mottiltak i noen del av Naustavassdraget, men vassdraget bør følges opp med fortsatt overvåking, med spesiell oppmerksomhet på Hyelva og Trodøla. Innhenting av vannprøver og gjelleprøver av fisk i forbindelse med episodisk forsurening bør vektlegges. Hovedvassdraget settes i kategori 3 med hensyn til oppfølging, mens Hyelva og Todøla settes i kategori 2-3.

Anbefalinger.

Tabell 26 gir en samlet oversikt over tiltakskategorier og anbefalt oppfølging av ulike vassdrag og delvassdrag på grunnlag av vurderingene ovenfor (se også kapittel 3.5.4). Når noen vassdrag er satt i kategori 2-3, er dette uttrykk for en labil og lite forutsigbar situasjon.

Tabell 26. Tiltakskategorier og anbefalte tiltak.

| Vassdrag | Delvassdrag | Tiltakskategori | Anbefaling |
|--------------|-------------|-----------------|--|
| Hovlandselva | | 2-3 | Lokaliteten vurderes for kaling og bør følges opp med kjemisk og biologisk overvåking, med særlig vekt på episoder |
| Ytredalselva | | 2-3 | Som Hovlandselva |
| Lona | | 3 | Kalking anbefales ikke, men vassdraget følges opp med kjemisk og biologisk overvåking, med særlig vekt på episoder |
| Gaula | Hovedelv | 3 | Kaling anbefales ikke, men vassdraget følges opp med kjemisk og biologisk overvåking |
| | Åmotselv | 3 | Som hovedelva |
| | Årøyelv | 2-3 | Lokaliteten vurderes for kaling og bør følges opp med kjemisk og biologisk overvåking, med særlig vekt på episoder |
| | Stordalselv | 2-3 | Som Årøyelv |
| Nausta | Hovedelv | 3 | Som Gaula |
| | Åsedøla | 3 | Som hovedelv |
| | Hyelva | 2-3 | Lokaliteten vurderes for kaling og bør følges opp med kjemisk og biologisk overvåking, med særlig vekt på episoder |
| | Trodøla | 2-3 | Som Hyelva |

5. Litteratur

- Barlaup, B.T., Lura, H., Sægrov, H., and Sundt, R., 1994. Inter- and intraspecific variability in female salmonid spawning behaviour. *Canadian Journal of Zoology*. 72: 636-642.
- Barlaup, B. T. and Åtland, Å. 1996. Episodic mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) caused by sea salt-induced acidification in western Norway: Effects on different life stages within three populations. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 53: 1835-1843.
- Belding, D.L. 1934. The spawning habitat of the Atlantic salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 64: 211-218.
- Bjerknes, V., Pettersen, M. N., Teien, H. C. og Raddum, G. G., 1997. Kalking av Ekso. Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA rapport 3738. 42 s.
- Bjerknes, V., Pettersen, M. N., Salbu, B., Skiple A. and Sælthun, N. R., 1998. Toxic water in mixing zones of limed salmon rivers and acid tributaries with special reference to regulated watercourses. Pp. 313-328. In: H. Wheather & C. Kirby (eds). *Hydrology in a changing environment*. Volume 1. British Hydrological Society. John Wiley & Sons, Chichester.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J., 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
- Chapman, D.W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 1-21.
- Denton, J., Freemont, A. J. and Ball, J., 1984. Detection and distribution of aluminium in bone. *Journal of Clinical Pathology* 37: 136-142.
- DN 1995. Handlingsplan for kalkingsvirksomheten i Norge mot år 2000. Forkortet utgave. DN-rapport 1995-2. 25 s.
- Fjellheim, A. og Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the total Environment* 96: 57-66.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. og Barlaup, B.T. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Laboratorium for ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 80.
- Fjellheim, A., Barlaup, B.T. og Raddum, G.G. 1998. Oppfølgende fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva – En evaluering av tiltak for å styrke fiskebestandene. Laboratorium for ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 100.
- Forfod S. A. Høyanger Innlandsfiskeremnd 1993. Rapport fra gytefisktellinger i Ytredalselva og Hovlandselva i Vadheim, 1993. Notat til Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, datert 15.11.93. 3 s.
- Frost, S., Huni A., and Kershaw W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.

- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J. and Ståhl, G., 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish. Biol. 33: 347-356.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S. og Taugbøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann – Karlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Naturens
Naturens
Tålegrenser, Fagrapport nr. 34, Miljøverndepartementet, Oslo.
- Henriksen, A. and Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning, Rapport 89210. Naturens tålegrenser, Fagrapport nr. 43, Miljøverndepartementet, Oslo.
- Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H. M., Kvenild, L. og Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Sammenhengen mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. Fagrapport nr. 36, Naturens tålegrenser, Fagrapport nr. 36, Naturens tålegrenser, Miljøverndepartementet, Oslo.
- Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. 1996. Forsuring av overflatevann – beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Rapport 3528-96, NIVA, Oslo.
- Herbert, D.W.M., Alabaster, J. S., Dart, M. C. and Loyd, R., 1961. The effect of china-clay wastes on trout streams. International Journal of Air and Water Pollution 5: 56-74.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L., 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA- rapport 2917, 42 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. and Semb, A. 1994. Acid water and fish death. Nature 372: 327-328.
- Hindar, A., Henriksen, A., Kaste Ø., and Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small Catchments in southwestern Norway associated with a sea salt episode. Water, Air, soil pollut. 85: 547-552.
- Hindar, A., Henriksen, A., Sandøy, S. and Romundstad, A. J. 1996. Use of the critical load concept to set restoration goals for liming of acidified Norwegian waters. Restoration Ecology, (accepted).
- Hindar, A. 1997. Kalkingsplaner for Nausta, Gaular-, Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA rapport 3756, 51 s.
- Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA rapport 3606. 96 s.
- Hindar, A. & Skiple, A. 1998. Gaularvassdraget (Sæta i Eldalen). Side 373-376. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Jenkins, A., Cosby, B. J., Ferrier, R. C., Walker, T. A. B. and Miller, J. D. 1990. Modelling stream acidification in afforested catchments: An assessment of the relative effects of acid deposition and afforestation. J. Hydrol. 120: 163-181.

- Johnston, C. E. and Eales, J. G. 1967. Purines in the integument of Atlantic salmon (*Salmo salar*) during parr-smolt transformation. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24, pp. 955-964.
- Kroglund, F., Staurnes, M., Rosseland, B. O. og Kvellestad, A. 1993. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva. Side 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Kroglund, F., Hansen, L. P., Rosseland, B. O., Staurnes, M., Berntssen, M., Åtland, Å., Barlaup, B. og Lydersen, E. 1994. Vannkvalitetskriterier for laksefisk. En oppsummering av ulike prosjekt utført i 1993. Side 123-164. I: Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. DN-notat 1994-14. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Kroglund, F., Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B. O., Hektoen, H., van Berkum, T. og Iversen, M. 1996. Vannkvalitetskrav hos laksesmolt: undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag. (manus).
- Kroglund, F., Teien, H. C., Håvardstun, J., Rosseland, B. O., Salbu, B. og Kvellestad, A. 1997. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet voerfor lakseparr; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. NIVA Rapport 3815-98.
- Kvellestad, A. og Larsen, B.M. (in prep) Kalking i vatn og vassdrag i Agder og Rogaland. Histologisk undersøkning av gjeller frå fisk som del av overvaking i anadrome vassdrag.
- Kålås, J.A., O. Reitan, P.I. Møkkelgjerd, og T. Sigholt. 1984. Tilleggsundersøkelser av vilt- og fiskeinteressene i Gaularvassdraget. Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk. Reguleringsundersøkelsene. Rpport nr. 4-1984. 102 s.
- Kålås, S. og H. Sægrov. 1998a. Fiskeundersøkinger i Lona i Sogn og Fjordane hausten 1996 og våren 1997. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 299.
- Kålås, S. og H. Sægrov. 1998b. Fiskeundersøkinger i Gaular i Sogn og Fjordane hausten 1996 og våren 1997. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 298.
- Kålås, S. & H. Sægrov. 1998c. Fiskeundersøkingar i Nausta i Sogn og Fjordane hausten 1996 og våren 1997. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 297. 18 s.
- Lacroix, G. L., Peterson, R. H., Belfry, C. S. and Martin-Rubichaud, D. J. 1993. Aluminium dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquatic Toxicology*. 27: 373-402.
- Lien, L. Fjellheim, A., Henriksen, A., Hesthagen, T., Joranger, E., Raddum, G.G., og I. Sevaldrud. 1986. Gaularvassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1984. SFT. Rapport nr. 248/86.
- Lien, L., Fjellheim, A., Henriksen, A., Hesthagen, T., Joranger, E., Midell Larsen, B., Raddum G. G. og Sævalrud, I. 1988. Naustavassdraget. Nedbør-, vannkjemiske- og biologiske undersøkelser i 1985/86. SFT. Rapport nr. 315/86. 121 s.
- Lien, L., Raddum, G.G., and Fjellheim, A. 1992. Critical loads for surface water – invertebrates and fish. *Acid Rain Research Report no. 21*. Norwegian Institute for Water Research, Oslo.

Mylona, S. 1993. Trends of sulphur dioxide emissions, air concentrations and depositions of sulphur in

Europe since 1880. Report 2/93, EMEP/MSC-W, Oslo.

Raddum G.G. and Fjellheim A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980.

Raddum, G.G. and A. Fjellheim 1995. Acidification in Norway - Status and trends, Biological Monitoring - improvements in the invertebrate fauna. *Water Air and Soil Pol.* 85: 647-652.

- Rosseland, B. O. and Skogheim, O. K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61: 186-194.
- Rosseland, B. O., Skogheim, O. K., Kroglund, F. and Hoell, E. 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acid aluminium-rich soft water. Water, Air, and Soil Pollution. 30: 751-756.
- Rosseland, B. O. and Hindar, A. 1991. Mixing Zones – A Fishery Management Problem. Pages 161-172 in: Olem, H., Schreiber, R. K., Brocksen, R. W. and Porcella, D. (eds.), International lake and watershed liming practices. Terrene Inst., Washington D. C.
- Rosseland, B. O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D. H., Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environ. Pollution 78: 3-8.
- Schofield, C. L. 1997. Research Technical Completion Report A-072-NY, Office of Water Research Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C.
- Skjelkvåle, B. L., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E., Buan, A. K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 677/96, 71 s.
- Staurnes, M., Kroglund, F. and Rosseland, B. O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water, Air Soil Pollution. 85: 347-352.
- SFT (Statens forurensningstilsyn). 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 375/89. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (Statens forurensningstilsyn). 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 671/96. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A. K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 677/96. 71 s.
- Skogheim, O.K., Rosseland, B. O. and Sevaldrud, I. H. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon in River Ognå, SW Norway, caused by acidified aluminium-rich water. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 195-202.
- Sægrov, H. og G.H. Johnsen. 1996a. Fisk, vasskvalitet og botndyr i Lona, Fjaler kommune, i 1995. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 230.
- Sægrov, H. og G.H. Johnsen. 1996b. Fisk og vasskvalitet i Gaular, Gaular kommune, i 1995. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 232.

- Sægrov, H., Johnsen, G. H., & Langåker, R. 1996. Fisk og vannkvalitet i Nausta, Naustdal kommune i 1993 og 1995. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 231. 33 s.
- Taule, M. 1995. Ei elv i Norge. «Gaular i Sunnfjord fram mot år 2001». Notat skrevet av Morten Taule, Nic. Beers veg 5. 5900 Høyanger. 16 sider.
- Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler. Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 703/97. 203 s.
- UN/ECE. 1994. Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution on further reduction of sulphur emissions. Document ECE/EB.AIR/40 (in English, French and Russian). New York and Geneva.
- Vasshaug, Ø. 1980. Verknader på fisk og fisket av ei eventuell kraftbygging i Naustdal/Gjengedal. Rapport, Fiskerikonsulentene i Vest-Norge, 70s.
- White, H.C. 1942. Atlantic salmon redds and artificial spawning beds. J. Fish. Res. Bd. Can. 6: 37-44.
- Åtland, Å., Bjerknæs, V., Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G. G., & Skiple, A. 1998. Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA rapport 3891. 53 s.

Vedlegg A. Rådata - vannkvalitet

Vedlegg B. Rådata - fisk

Tabell 27. Oversikt over UTM-referanser på de ulike elfiskestasjonene i hvert av de 5 undersøkte vassdragene.

| STASJON NR. | UTM | Areal fisket (m ²) |
|------------------------|---------|--------------------------------|
| HOVLANDSELV | | |
| 1 | 296 905 | 50 |
| 2 | 302 908 | 65 |
| 3 | 307 916 | 100 |
| 4 | 312 928 | 100 |
| YTREDALSELVA | | |
| 1 | 293 906 | 100 |
| 2 | 298 946 | 100 |
| 3 | 304 987 | 100 |
| LONA | | |
| 1 | 955 008 | 100 |
| 2 | 960 006 | 128 |
| 3 | 969 999 | 100 |
| 4 | 974 991 | 100 |
| NAUSTA | | |
| 1 | 305 305 | 100 |
| 5 | 294 291 | 60 |
| 10 | 290 270 | 60 |
| 11 | 277 267 | 100 |
| 16 | 268 255 | 100 |
| 19 | 263 248 | 100 |
| Åsedøla | 275 258 | 100 |
| Hyelva | 289 305 | 100 |
| Oppstrøms Kallandsfoss | 318 313 | 100 |
| Trodøla | 377 312 | 100 |
| GAULAR | | |
| 1 | 310 046 | 100 |
| 3 | 298 039 | 100 |
| 6 | 288 035 | 100 |
| 7 | 261 041 | 100 |
| 10 | 243 076 | 100 |
| 12 | 247 080 | 70 |
| 13 | 232 087 | 32 |
| 14 | 230 086 | 39 |
| Årøyelva | 251 053 | 90 |
| Åmotselva | 249 078 | 44 |

Tabell 28. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre laks (>0+) på stasjonene i Hovlandselva den 26.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders-gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|---------------|----------|----------|----------|-------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 |
| Stasjon 1 | >0+ | 1 | 1 | 0 | 2 | | 4,35 |
| Stasjon 2 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 65 | 0 |
| Stasjon 2 | >0+ | 1 | 0 | 0 | 1 | | 1,5 |
| Stasjon 3 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 |
| Stasjon 3 | >0+ | 8 | 2 | 0 | 10 | | 10,05 |
| Stasjon 4 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 |
| Stasjon 4 | >0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 |

Tabell 29. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) på stasjonene i Hovlandselva den 26.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders-gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|---------------|----------|----------|----------|-------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 24 | 6 | 2 | 32 | 50 | 65,3 |
| Stasjon 1 | >0+ | 23 | 6 | 5 | 34 | | 72,9 |
| Stasjon 2 | 0+ | 46 | 17 | 6 | 69 | 65 | 111,5 |
| Stasjon 2 | >0+ | 6 | 0 | 0 | 6 | | 6 |
| Stasjon 3 | 0+ | 7 | 2 | 3 | 12 | 100 | 15,2 |
| Stasjon 3 | >0+ | 6 | 4 | 1 | 11 | | 12,3 |
| Stasjon 4 | 0+ | 24 | 9 | 4 | 37 | 100 | 39,5 |
| Stasjon 4 | >0+ | 6 | 2 | 1 | 9 | | 9,5 |

Tabell 30. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre laks (>0+) på stasjonene i Ytredalselva den 26.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders-gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|---------------|----------|----------|----------|-------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 |
| Stasjon 1 | >0+ | 11 | 3 | 0 | 14 | | 14,1 |
| Stasjon 2 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 |
| Stasjon 2 | >0+ | 3 | 1 | 0 | 4 | | 4 |
| Stasjon 3 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 |
| Stasjon 3 | >0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 |

Tabell 31. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) på stasjonene i Ytredalselva den 26.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders-gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|---------------|----------|----------|----------|-------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 17 | 6 | 5 | 28 | 100 | 32 |
| Stasjon 1 | >0+ | 17 | 7 | 2 | 26 | | 27,3 |
| Stasjon 2 | 0+ | 12 | 3 | 0 | 15 | 100 | 15,1 |
| Stasjon 2 | >0+ | 12 | 4 | 3 | 19 | | 21 |
| Stasjon 3 | 0+ | 35 | 8 | 7 | 50 | 100 | 52,9 |
| Stasjon 3 | >0+ | 6 | 5 | 0 | 11 | | 11,7 |

Tabell 32. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre laks (>0+) på stasjonene i Lona den 29.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders-gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|---------------|----------|----------|----------|-------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 17 | 6 | 5 | 28 | 100 | 32 |
| Stasjon 1 | >0+ | 17 | 7 | 2 | 26 | | 27,3 |
| Stasjon 2 | 0+ | 12 | 3 | 0 | 15 | 100 | 15,1 |
| Stasjon 2 | >0+ | 12 | 4 | 3 | 19 | | 21 |
| Stasjon 3 | 0+ | 35 | 8 | 7 | 50 | 100 | 52,9 |
| Stasjon 3 | >0+ | 6 | 5 | 0 | 11 | | 11,7 |

Tabell 33. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) på stasjonene i Lona den 29.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders-gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|---------------|----------|----------|----------|-------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 21 | 12 | 7 | 40 | 100 | 49,4 |
| Stasjon 1 | >0+ | 34 | 15 | 9 | 58 | | 66,2 |
| Stasjon 2 | 0+ | 35 | 17 | 9 | 61 | 128 | 54,6 |
| Stasjon 2 | >0+ | 42 | 8 | 9 | 59 | | 48,8 |
| Stasjon 3 | 0+ | 8 | 6 | 1 | 15 | 100 | 16,7 |
| Stasjon 3 | >0+ | 33 | 10 | 4 | 47 | | 38,1 |
| Stasjon 4 | 0+ | 8 | 4 | 1 | 13 | 100 | 13,9 |
| Stasjon 4 | >0+ | 25 | 6 | 1 | 32 | | 32,3 |

Tabell 34. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre laks (>0+) på stasjonene i Gaula den 27.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders- gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|----------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 31 | 15 | 6 | 52 | 100 | 57,3 |
| Stasjon 1 | >0+ | 3 | 3 | 0 | 6 | | 6,5 |
| Stasjon 3 | 0+ | 2 | 2 | 0 | 4 | 100 | 4,3 |
| Stasjon 3 | >0+ | 36 | 14 | 8 | 58 | | 63,8 |
| Stasjon 6 | 0+ | 2 | 0 | 1 | 3 | 100 | 3,8 |
| Stasjon 6 | >0+ | 37 | 12 | 7 | 56 | | 59,9 |
| Stasjon 7 | 0+ | 3 | 0 | 0 | 3 | 100 | 3 |
| Stasjon 7 | >0+ | 8 | 0 | 2 | 10 | | 10,4 |
| Stasjon 10 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 |
| Stasjon 10 | >0+ | 2 | 2 | 0 | 4 | | 4,4 |
| Stasjon 12 | 0+ | 2 | 1 | 0 | 3 | 70 | 4,4 |
| Stasjon 12 | >0+ | 10 | 1 | 1 | 12 | | 17,3 |
| Stasjon 13 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 0 |
| Stasjon 13 | >0+ | 3 | 0 | 1 | 4 | | 14 |
| Stasjon 14 | 0+ | 0 | 0 | 0 | 0 | 39 | 0 |
| Stasjon 14 | >0+ | 8 | 4 | 0 | 12 | | 31,5 |
| Årøyelva | 0+ | 9 | 6 | 1 | 16 | 90 | 19,4 |
| Årøyelva | >0+ | 24 | 11 | 9 | 44 | | 61,2 |
| Åmotselva | 0+ | 2 | 0 | 0 | 2 | 44 | 4,5 |
| Åmotselva | >0+ | 17 | 2 | 2 | 21 | | 48,5 |

Tabell 35. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) på stasjonene i Gaula den 27.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders- gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|----------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 5 | 1 | 2 | 8 | 100 | 9,6 |
| Stasjon 1 | >0+ | 3 | 1 | 1 | 5 | | 5,9 |
| Stasjon 3 | 0+ | 19 | 11 | 6 | 36 | 100 | 43,9 |
| Stasjon 3 | >0+ | 11 | 2 | 0 | 13 | | 13,0 |
| Stasjon 6 | 0+ | 11 | 2 | 1 | 14 | 100 | 14,2 |
| Stasjon 6 | >0+ | 11 | 1 | 1 | 13 | | 13,1 |
| Stasjon 7 | 0+ | 40 | 12 | 1 | 53 | 100 | 53,7 |
| Stasjon 7 | >0+ | 7 | 0 | 0 | 7 | | 7 |
| Stasjon 10 | 0+ | 37 | 11 | 6 | 54 | 100 | 56,9 |
| Stasjon 10 | >0+ | 11 | 1 | 2 | 14 | | 14,4 |
| Stasjon 12 | 0+ | 36 | 9 | 6 | 51 | 70 | 68,1 |
| Stasjon 12 | >0+ | 13 | 6 | 0 | 19 | | 27,7 |
| Stasjon 13 | 0+ | 48 | 24 | 8 | 80 | 32 | 272,2 |
| Stasjon 13 | >0+ | 9 | 1 | 1 | 11 | | 34,8 |
| Stasjon 14 | 0+ | 32 | 10 | 5 | 47 | 39 | 126,9 |
| Stasjon 14 | >0+ | 7 | 6 | 2 | 15 | | 48,58 |
| Årøyelva | 0+ | 17 | 7 | 9 | 33 | 90 | 54,5 |
| Årøyelva | >0+ | 17 | 5 | 2 | 24 | | 27,6 |
| Åmotselva | 0+ | 26 | 12 | 3 | 41 | 44 | 98,6 |
| Åmotselva | >0+ | 7 | 0 | 0 | 7 | | 15,9 |

Tabell 36. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre laks (>0+) på stasjonene i Nausta den 29.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders- gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|----------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 4 | 2 | 1 | 7 | 100 | 8 |
| Stasjon 1 | >0+ | 31 | 6 | 2 | 39 | | 39,4 |
| Stasjon 5 | 0+ | 13 | 6 | 5 | 24 | 60 | 50,5 |
| Stasjon 5 | >0+ | 51 | 14 | 2 | 67 | | 113,1 |
| Stasjon 10 | 0+ | 25 | 5 | 3 | 33 | 60 | 56,3 |
| Stasjon 10 | >0+ | 14 | 4 | 3 | 21 | | 37,6 |
| Stasjon 11 | 0+ | 2 | 0 | 0 | 2 | 100 | 2 |
| Stasjon 11 | >0+ | 16 | 5 | 1 | 22 | | 22,5 |
| Stasjon 16 | 0+ | 11 | 2 | 0 | 13 | 100 | 13 |
| Stasjon 16 | >0+ | 40 | 5 | 1 | 46 | | 46,1 |
| Stasjon 19 | 0+ | 0 | 1 | 0 | 1 | 100 | 1 |
| Stasjon 19 | >0+ | 5 | 2 | 0 | 7 | | 7,1 |
| Hyelva | 0+ | 12 | 4 | 0 | 16 | 100 | 16,2 |
| Hyelva | >0+ | 55 | 12 | 4 | 71 | | 72,1 |
| Åsedøla | 0+ | 4 | 3 | 0 | 7 | 100 | 7,4 |
| Åsedøla | >0+ | 33 | 14 | 5 | 52 | | 55,6 |
| Kalland | 0+ | 16 | 7 | 3 | 26 | 100 | 28,3 |
| Kalland | >0+ | 5 | 0 | 0 | 5 | | 5 |

Tabell 37. Oversikt over fangst og estimerte tettheter av ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) på stasjonene i Nausta den 29.09.1997.

| Stasjon nr. | Alders- gruppe | 1 omgang | 2 omgang | 3 omgang | Fangst, sum | Areal fisket m ² | Estimert tetthet/100m ² |
|-------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|----------------|--------------------------------|---------------------------------------|
| Stasjon 1 | 0+ | 36 | 5 | 3 | 44 | 100 | 44,5 |
| Stasjon 1 | >0+ | 17 | 4 | 0 | 21 | | 21,1 |
| Stasjon 5 | 0+ | 13 | 6 | 4 | 23 | 60 | 45,3 |
| Stasjon 5 | >0+ | 7 | 0 | 1 | 8 | | 13,5 |
| Stasjon 10 | 0+ | 40 | 18 | 1 | 59 | 60 | 100,9 |
| Stasjon 10 | >0+ | 12 | 4 | 1 | 17 | | 29,2 |
| Stasjon 11 | 0+ | 18 | 6 | 4 | 28 | 100 | 30,5 |
| Stasjon 11 | >0+ | 19 | 3 | 1 | 23 | | 23,1 |
| Stasjon 16 | 0+ | 100 | 34 | 14 | 148 | 100 | 155,4 |
| Stasjon 16 | >0+ | 24 | 2 | 1 | 27 | | 27,0 |
| Stasjon 19 | 0+ | 50 | 31 | 18 | 99 | 100 | 126,9 |
| Stasjon 19 | >0+ | 3 | 5 | 1 | 9 | | 15,3 |
| Hyelva | 0+ | 1 | 0 | 0 | 1 | 100 | 1 |
| Hyelva | >0+ | 14 | 1 | 0 | 15 | | 15 |
| Åsedøla | 0+ | 4 | 4 | 2 | 10 | 100 | 16,7 |
| Åsedøla | >0+ | 7 | 2 | 3 | 12 | | 15,6 |
| Kalland | 0+ | 18 | 5 | 2 | 25 | 100 | 25,8 |
| Kalland | >0+ | 11 | 3 | 1 | 15 | | 15,4 |
| Trodøla | 0+ | 13 | 3 | 0 | 16 | 100 | 16,1 |
| Trodøla | >0+ | 5 | 0 | 0 | 5 | | 5 |

Vedlegg C. Rådata - bunndyr

Tabell 38. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Hovlandsvassdraget (Indredalselva) i Sogn og Fjordane i oktober 1997 og april 1998. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet.

Oktober 1997:

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 4 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|
| Oligocheta | 1 | 2 | |
| Ephemeroptera | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 27 | 25 | 8 |
| Plecoptera | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 1 | 4 | 33 |
| <i>Amphinemura indet. juv</i> | 58 | 43 | 17 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | | 6 | 12 |
| <i>Leuctra sp</i> | 10 | 7 | 11 |
| <i>Nemouridae ind</i> | | 3 | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | | | 2 |
| ** <i>Isoperla sp.</i> | 1 | 5 | |
| Trichoptera | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 7 | 2 | |
| <i>Polucentropodidae ind</i> | | 1 | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 3 | 3 | |
| ** <i>Apatania</i> | 5 | 2 | |
| <i>Oxyethira</i> | 2 | | |
| Chironomidae l. | 57 | 90 | |
| Simuliidae l. | 1 | 2 | |
| Tipulidae | 4 | 3 | |
| Coleoptera | | 2 | |
| Collembola | 1 | | |
| Sum | 178 | 200 | 83 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 0,89 | 0,90 | 0,61 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

April 1998:

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 4 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|
| Nematoda | | 2 | |
| Oligochaeta | 4 | 2 | 1 |
| Acari | 5 | 4 | 1 |
| Ephemeroptera | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 20 | 13 | 23 |
| Plecoptera | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 11 | 25 | 21 |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 34 | 22 | 24 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 14 | 8 | 4 |
| <i>Amphinemura sp</i> | | | 1 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 2 | 8 | 3 |
| <i>Leuctra fusca</i> | 5 | | 7 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | 5 | 2 | 9 |
| <i>Nemuridae ind</i> | | | 1 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | 1 | | |
| ** <i>Isoperla sp.</i> | 5 | 4 | |
| Trichoptera | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 1 | 1 | 1 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 3 | 2 | 2 |
| <i>Polycentropodidae ind</i> | 1 | | |
| <i>Limnephilidae ind.</i> | 2 | 1 | 2 |
| <i>Potamophylax sp</i> | | | 1 |
| <i>Halesus sp</i> | 1 | 3 | 1 |
| <i>Micrasema sp</i> | | | 1 |
| ** <i>Sericostoma personatum</i> | 1 | | 1 |
| ** <i>Apatania sp</i> | 8 | 7 | 19 |
| Trichoptera ind | | | |
| Chironomidae l. | 279 | 123 | 68 |
| Chironomidae p. | 1 | | |
| Ceratopogonidae | 1 | | |
| Simuliidae l. | 3 | 4 | |
| Tipulidae | 2 | 1 | |
| Diptera | 3 | 3 | |
| Coleoptera | 1 | 1 | 2 |
| Collembola | | 1 | 1 |
| Sum | 413 | 237 | 194 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 0,78 | 0,70 | 0,83 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 39. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Ytredalsvassdraget i Sogn og Fjordane i oktober 1997 og april 1998. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet.

Oktober 1997:

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 3 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|
| Oligocheta | 4 | 6 | 4 |
| Acari | 3 | 4 | 2 |
| Ephemeroptera | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 33 | 8 | 1 |
| *** <i>Baetis muticus</i> | 1 | 21 | |
| ** <i>Heptagenia sp</i> | 6 | | |
| <i>Leptophlebia sp</i> | | 9 | 4 |
| Plecoptera | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 12 | 4 | 8 |
| <i>Amphinemura indet. juv.</i> | 20 | 13 | 30 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 12 | 16 | 18 |
| <i>Leuctra sp</i> | 4 | 10 | 25 |
| <i>Nemoura</i> | | | 2 |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 2 | | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | | | 1 |
| Trichoptera | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 4 | 13 | 10 |
| <i>Polucentropodidae ind</i> | | 9 | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 1 | 2 | 2 |
| <i>Limnephilidae ind.</i> | 1 | | |
| ** <i>Hydropsyche sp</i> | 4 | 1 | |
| ** <i>Apatania</i> | 2 | | 8 |
| <i>Oxyethira</i> | 4 | 1 | |
| Chironomidae l. | 51 | 145 | 79 |
| Chironomidae p. | | 1 | |
| Tipulidae | | | 1 |
| Coleoptera | 3 | 3 | 2 |
| Crustacea | | | |
| <i>Eurycercus lamellatus</i> | | 4 | |
| Sum | 167 | 270 | 197 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 1,00 | 0,69 | 0,51 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

April 1998:

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 3 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|
| Nematoda | | 1 | |
| Oligochaeta | 4 | | 6 |
| Acari | 1 | | 4 |
| Ephemeroptera | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 27 | 12 | |
| *** <i>Baetis muticus</i> | | 4 | |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | | 2 | |
| ** <i>Heptagenia sulphurea</i> | 4 | | |
| Plecoptera | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 5 | | 29 |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 8 | 11 | 4 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 3 | 4 | 11 |
| <i>Amphinemura sp</i> | 4 | | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | | 8 | 2 |
| <i>Leuctra fusca</i> | 3 | | 6 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | 3 | 7 | 7 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | 2 | 1 | 1 |
| ** <i>Isoperla sp.</i> | 2 | 6 | 1 |
| ** <i>Diura nanseni</i> | 3 | | |
| Trichoptera | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 5 | | 8 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 2 | 7 | 4 |
| <i>Polycentropodidae ind</i> | 2 | | |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | | 2 | |
| <i>Micrasema sp</i> | | 3 | |
| ** <i>Apatania sp</i> | 5 | 1 | 4 |
| <i>Oxyethira sp</i> | | | 1 |
| <i>Mystacides azurea</i> | | 1 | |
| Chironomidae l. | 73 | 77 | 66 |
| Ceratopogonidae | | 1 | |
| Simuliidae l. | 1 | 6 | 2 |
| Tipulidae | | 1 | 1 |
| Diptera | 4 | 1 | 4 |
| Coleoptera | 12 | 1 | 2 |
| Crustacea | | | |
| Ostracoda | | 1 | 3 |
| Collembola | | | |
| Sum | 173 | 158 | 166 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 | 0,5 |
| Forsuringsindeks 2 | 1 | 0,89 | 0,5 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 40. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Lonavassdraget i Sogn og Fjordane i oktober 1997 og april 1998. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet.

Oktober 1997:

| Gruppe/art | St. 1 | St. 4 |
|-------------------------------------|-------|-------|
| Oligochaeta | 4 | 10 |
| Acari | 7 | 4 |
| Ephemeroptera | | |
| <i>Leptophlebia sp</i> | 3 | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 30 | 33 |
| Plecoptera | | |
| ** <i>Isoperla sp.</i> | 4 | 3 |
| <i>Brachyptera risi</i> | 1 | 2 |
| <i>Amphinemura sp</i> | 26 | 73 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 2 | 4 |
| <i>Leuctra sp</i> | 11 | 12 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | 1 | |
| Trichoptera | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 3 | 3 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 8 | 6 |
| <i>Limnephilidae ind.</i> | 3 | |
| ** <i>Apatania sp</i> | | 2 |
| ** <i>Tinodes waeneri</i> | 1 | |
| <i>Oxyethira sp</i> | 3 | |
| Chironomidae l. | 101 | 121 |
| Simulidae l. | 3 | 1 |
| Tipulidae | | 5 |
| Sum | 211 | 279 |
| Forsuringsindeks | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 1,00 | 0,86 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

April 1998:

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 4 |
|-------------------------------------|-------|-------|
| Oligocheta | 3 | 3 |
| Acari | 24 | 11 |
| Ephemeroptera | | |
| <i>Leptophlebia marginata</i> | 1 | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 42 | 44 |
| Plecoptera | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 5 | 11 |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 23 | 9 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 22 | 5 |
| <i>Amphinemura standfussi</i> | 3 | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 2 | |
| <i>Leuctra fusca</i> | | 7 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | 5 | 4 |
| ** <i>Isoperla sp.</i> | 10 | |
| ** <i>Isoperla grammatica</i> | | 1 |
| Trichoptera | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | 5 | 1 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | | 4 |
| <i>Limnephilidae ind.</i> | | 3 |
| <i>Potamophylax sp</i> | | 1 |
| <i>Hydroptila sp</i> | | 2 |
| ** <i>Apatania sp</i> | | 1 |
| Trichoptera ind | | 3 |
| Chironomidae l. | 79 | 65 |
| Chironomidae p. | 6 | 4 |
| Ceratopogonidae | | 1 |
| Simulidae l. | 3 | 2 |
| Tipulidae | 1 | 2 |
| Diptera | 1 | |
| Coleoptera | 11 | 13 |
| Collembola | | 5 |
| Crustacea | | |
| <i>Cyclopida</i> | 1 | 2 |
| Sum | 247 | 204 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 1 | 1 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 41. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane i juni 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet. Stasjonene 13, 16 og 17 ligger på anadrom strekning.

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 3 | ST. 4 | ST. 5 | ST. 6 | ST. 7 | ST. 8 | ST. 9 | ST. 10 | ST. 11 | ST. 12 | ST. 13 | ST. 14 | ST. 15 | ST. 16 | ST. 17 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Nematoda | | | | | | 1 | 3 | | 3 | | 5 | 13 | 1 | | 2 | 1 | 2 |
| Oligocheta | | 1 | | | 1 | | | 3 | 1 | 2 | | | 1 | | | 14 | 5 |
| Acari | 4 | 5 | 4 | 4 | 3 | 8 | 7 | | 1 | | 13 | 81 | 2 | 10 | 25 | 18 | 13 |
| Gastropoda | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Lymnaea peregra</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | | | | | | 27 | 3 | | | | | 25 | 5 | | | 26 | |
| *** <i>Baetis</i> sp | | | | | | | | | | | 8 | | | | | | |
| ** <i>Siphonurus lacustris</i> | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| ** <i>Ameletus</i> sp | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | | 7 | 89 | 8 | 1 | 27 | 34 | 6 | 43 | 2 | 13 | | 2 | 36 | 12 | 1 | |
| <i>Amphinemura borealis</i> | | | | | | | 2 | | | | 7 | | | 1 | 10 | 6 | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | | | 7 | | | | 4 | | | | 1 | | | 36 | 4 | | |
| <i>Amphinemura standfussi</i> | | | | | | | | | | | | | | 6 | | | |
| <i>Amphinemura</i> sp | | 4 | | 4 | | | | 3 | 1 | 1 | 5 | 1 | 6 | | | 6 | 1 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 1 | 1 | 1 | | | | 4 | 1 | 5 | | | | | | | | |
| <i>Leuctra fusca</i> | | 2 | | 17 | 5 | | | | 3 | | 1 | | 3 | 5 | 6 | 1 | |
| <i>Leuctra nigra</i> | | | | | | | 2 | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Leuctra digitata</i> | | | 5 | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Leuctra</i> sp | | | 21 | | | | | | | | | | | | | | 22 |
| <i>Nemoura cinerea</i> | 1 | | | 1 | | 1 | | | 12 | | | | | | | | |
| <i>Nemurella picteti</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nemoura</i> sp | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nemouridae</i> ind | | | | | | 4 | 8 | | | | | | | | | 1 | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | | 1 | | | | | | 2 | | | | | | 1 | | | |
| ** <i>Diura bicaudata</i> | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Isoperla</i> sp. | | | | | | | | | | | | | 4 | 1 | | 5 | |
| ** <i>Perlodidae</i> ind | | | | | | 1 | | | | | 6 | | | | 2 | | |
| Trichoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | | | | 1 | | 1 | | 1 | | 1 | 4 | 4 | 1 | 2 | 6 | 16 | 1 |
| <i>Polycentropodidae</i> ind | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | | | | | | | | 7 | 1 | | | 2 | 12 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | | | | | | | | | | | 2 | | | 1 | | | |
| <i>Limnephilidae</i> ind. | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | | | 1 | |
| <i>Potamophylax</i> sp | | | | | | 1 | | | 1 | | | | | | | | |
| ** <i>Hydropsyche</i> sp | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| ** <i>Hydropsyche sitalai</i> | | | | | | | | | | | | | | | | 4 | |
| <i>Agapetus ochripes</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 |
| ** <i>Sericostoma personatum</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| ** <i>Lepidostoma hirtum</i> | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 4 |
| ** <i>Apatania</i> sp | | | | 4 | 5 | 4 | | | | | | | 3 | | | | 4 |
| Chironomidae l. | 11 | 81 | 95 | 84 | 65 | 104 | 63 | 55 | 114 | 5 | 108 | 136 | 94 | 107 | 94 | 112 | 171 |
| Chironomidae p. | | 4 | | | | | | | | | 4 | 1 | | | 10 | 8 | 2 |
| Simuliidae l. | 19 | 9 | 24 | 17 | 3 | 9 | 10 | 1 | 7 | 10 | 22 | 14 | 4 | 48 | 17 | 3 | |
| Tipulidae | 3 | 1 | 13 | 3 | 3 | | | 1 | 17 | | | | 2 | 2 | | | 1 |
| Diptera | | | | | | 4 | 5 | | | 1 | 6 | 7 | | | 2 | 7 | 4 |
| Coleoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| Collembola | | 5 | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | 7 | 11 |
| Corixidae | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bosmina</i> | | | | | | | | | | | | 2 | 9 | | | | 2 |
| <i>Calanoidae</i> | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| <i>Cyclopidae</i> | | | | | | | | | | | | 5 | 1 | | | 2 | 3 |
| <i>Chydoridae</i> | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 6 |
| Ostracoda | | | | | | 2 | | | | | 1 | | | | | | 3 |
| Sum | 40 | 122 | 263 | 145 | 89 | 194 | 146 | 74 | 210 | 25 | 207 | 300 | 142 | 258 | 196 | 239 | 272 |
| Forsuringsindeks 1 | 0 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1 | 0,5 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 1,00 | 1,00 | 0,50 | 0,00 | 0,50 | 0,80 | 1,00 | 1,00 | 0,50 | 0,50 | 1,00 | 1,00 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 42. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Gaular vassdraget i Sogn og Fjordane i oktober 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet. Stasjonene 13, 16 og 17 ligger på anadrom strekning.

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 3 | ST. 4 | ST. 5 | ST. 6 | ST. 7 | ST. 8 | ST. 9 | ST. 10 | ST. 11 | ST. 12 | ST. 13 | ST. 14 | ST. 15 | ST. 16 | ST. 17 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| ** Turbellaria | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| * <i>Crenobia alpina</i> | | | | | | | | 10 | | | | | | 4 | | | |
| Nematoda | 7 | 9 | 1 | | | 1 | 14 | 9 | | 7 | 3 | 16 | 2 | 3 | | | |
| Oligocheta | 2 | 1 | 21 | 3 | 11 | 1 | 5 | 1 | 1 | 1 | 3 | 3 | 16 | 2 | 18 | 3 | |
| Acari | 7 | 37 | 2 | 2 | 2 | 16 | 4 | 3 | | 3 | 3 | 11 | 6 | 26 | 5 | 21 | 2 |
| Gastropoda | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Gyraulus acronicus</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| *** <i>Lymnaea peregra</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 |
| Bivalvia | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| * <i>Pisidium</i> sp | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 3 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | | | | | | 26 | 8 | 36 | 2 | 36 | | 51 | 12 | 1 | | 10 | |
| *** <i>Baetis</i> sp | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Baetis muticus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | 10 | |
| <i>Leptophlebia</i> sp | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| *** <i>Ephemerella aurevilli</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| ** <i>Ameletus inopinatus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Ameletus</i> sp | | | | 2 | | | 4 | | | | 8 | | | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | | 5 | 18 | 7 | 5 | | 12 | 33 | 23 | 4 | 16 | 3 | | 8 | 7 | | |
| <i>Amphinemura borealis</i> | | | | 5 | | | | | | | 10 | | | 1 | | 4 | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | | | | 8 | | | | | | | | | | 7 | | | |
| <i>Amphinemura</i> sp | | 11 | 2 | | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 4 | 2 | | 8 | | 12 | | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 2 | 7 | 4 | 1 | 4 | 7 | 14 | 17 | 9 | 19 | 7 | 7 | 5 | 5 | 7 | 3 | |
| <i>Leuctra hippopus</i> | | 7 | 13 | 6 | 16 | | 10 | 2 | 8 | | | | 1 | 8 | 6 | 2 | 1 |
| <i>Leuctra nigra</i> | | 1 | | | | 1 | 4 | | | | | | | | | | |
| <i>Leuctra digitata</i> | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | |
| <i>Nemoura cinerea</i> | 3 | | | | | | | | | | | | | 2 | | | |
| <i>Nemoura</i> sp | | | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | 1 |
| Nemouridae ind | | | | | | | 3 | 4 | | | | | | | | | |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | | 2 | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | | | 3 | |
| ** <i>Capnia</i> sp | | | | 17 | | 8 | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | | 3 | | 7 | 1 | 4 | 3 | | 1 | 1 | 2 | | | | | | |
| ** <i>Isoperla</i> sp. | | | | | | | | 3 | | 11 | 3 | | | | | | 16 |
| ** <i>Isoperla grammatica</i> | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | |
| <i>Plecoptera</i> ind | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | | 2 | 2 | 10 | 3 | 4 | 3 | | | 14 | 10 | 4 | | 7 | 2 | 7 | 1 |
| <i>Polycentropodidae</i> ind | | | | | | | | 1 | | | | 7 | | 1 | | | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | | | | 1 | | | | | | | | 20 | 3 | | 2 | 17 | 3 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | 4 | | | |
| <i>Limnephilidae</i> ind. | | | 5 | | | 4 | 10 | 12 | 2 | | 4 | | | 2 | 1 | 2 | 5 |
| <i>Potamophylax</i> sp | 1 | | | | | 3 | | | | | | | | 7 | | 1 | |
| ** <i>Hydropsyche</i> sp | | | | | | | | | | | | | 2 | | | 5 | |
| ** <i>Hydropsyche siltalai</i> | | | | | | | | | | | | | 3 | | | 5 | |
| <i>Micrasema</i> sp | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | |
| ** <i>Sericostoma personatum</i> | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | |
| ** <i>Lepidostoma hirtum</i> | | | | | | | | | | | | 8 | 1 | | | 1 | |
| ** <i>Apatania</i> sp | | | | 8 | 1 | | | | | | | | 2 | | | 5 | |
| ** <i>Oxyethira</i> sp | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | 2 | | 1 |
| ** <i>Ithytricia lamellaris</i> | | | | | | | | | | | | 4 | | | | | |
| <i>Trichoptera puppe</i> indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae l. | 113 | 64 | 53 | 67 | 56 | 94 | 91 | 35 | 21 | 82 | 52 | 67 | 45 | 31 | 64 | 89 | 63 |
| Chironomidae p. | 1 | | | | | | | | 1 | | | | | 1 | | | 1 |
| Ceratopogonidae | | | | | | | | | | | | | | 3 | | | |
| Simuliidae l. | 4 | 1 | 2 | 5 | 2 | 3 | 3 | 7 | 1 | 19 | 10 | 2 | | 14 | 2 | 1 | |
| Tipulidae | | 3 | | | 1 | | | | | | | | 2 | 1 | 2 | | |
| Diptera | 4 | | 2 | 10 | | 17 | 5 | 5 | 1 | 2 | | 5 | 2 | 14 | | 7 | 2 |
| Coleoptera | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | | | | 1 | 21 | 1 |
| Collembola | | | | | | | | | | | | | 2 | | | 1 | |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bosmina | | | 11 | 3 | 1 | | | | | 4 | | 28 | 27 | | | | 12 |
| Calanoidae | | | | | | | | | | 2 | | 1 | | | | | |
| Cyclopidae | 4 | 3 | | 1 | | 1 | 5 | 3 | | | | 3 | 1 | 1 | | | 1 |
| Chydoridae | 1 | 8 | | | | | 3 | | | | | 2 | | | | 1 | |
| <i>Daphnia</i> sp | | | | | | | | | | 4 | | 1 | | | | | |
| Ostracoda | | | | | | 9 | | | | | | | | 10 | | 3 | 24 |
| Sum | 147 | 166 | 116 | 183 | 99 | 211 | 199 | 188 | 71 | 214 | 133 | 248 | 133 | 182 | 115 | 256 | 127 |
| Forsuringsindeks 1 | 0 | 0,5 | 0 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 0,00 | 0,50 | 0,00 | 0,50 | 0,54 | 1,00 | 0,68 | 1,00 | 0,55 | 1,00 | 0,50 | 1,00 | 1,00 | 0,53 | 0,00 | 1,00 | 1,00 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 43. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Gaularvassdraget i Sogn og Fjordane i april 1998. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet. Stasjonene 13, 16 og 17 ligger på anadrom strekning.

| Gruppe/art | ST. 13 SANDE | ST. 14 BEKK V/ LØVFALL | ST. 15 SYGNA | ST. 16 ÅMOTSELV V/ BRU | ST. 17 GAULAR V / OSEN |
|-----------------------------------|--------------|------------------------|--------------|------------------------|------------------------|
| Nematoda | 6 | | | 1 | 7 |
| Oligocheta | 7 | 14 | 3 | 3 | 12 |
| Acari | | 20 | 8 | 1 | 4 |
| Bivalvia | | | | | |
| * <i>Pisidium</i> sp | | | | | 6 |
| Ephemeroptera | | | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 9 | | | 10 | 2 |
| *** <i>Baetis muticus</i> | | | | 7 | |
| ** <i>Heptagenia sulphurea</i> | | | | 1 | |
| Plecoptera | | | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 1 | 86 | 29 | | |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 13 | 1 | 10 | 17 | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 1 | 7 | 18 | 2 | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 4 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Leuctra fusca</i> | 6 | 5 | 7 | | |
| <i>Leuctra hippopus</i> | | 7 | 4 | 11 | 1 |
| <i>Leuctra nigra</i> | | 1 | | | |
| <i>Leuctra</i> sp | | | 1 | | |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | | | | 2 | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | | | 3 | | 1 |
| ** <i>Isoperla</i> sp. | 20 | | | 4 | 13 |
| ** <i>Isoperla grammatica</i> | | | | 1 | |
| Trichoptera | | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | | 10 | 3 | | |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | | 1 | | 1 | |
| <i>Limnephilidae</i> ind. | | 1 | | | 6 |
| ** <i>Hydropsyche siltalai</i> | | | | 2 | |
| ** <i>Hydropsyche pellucidula</i> | | | | 1 | |
| ** <i>Lepidostoma hirtum</i> | 4 | | | 1 | |
| ** <i>Apatania</i> | 3 | 1 | | | |
| Chironomidae l. | 77 | 149 | 79 | 82 | 46 |
| Chironomidae p. | | 1 | | | |
| Ceratopogonidae | | | 3 | 2 | |
| Simuliidae l. | 3 | 13 | 5 | 7 | |
| Tipulidae | | 4 | | | 3 |
| Diptera | | 21 | 6 | 1 | 3 |
| Coleoptera | | | | 2 | 1 |
| Collembola | | | | | 1 |
| Crustacea | | | | | |
| <i>Bosmina</i> | 2 | | | | |
| <i>Cyclopida</i> | 16 | | | | 1 |
| Ostracoda | | 2 | 1 | | |
| Sum | 172 | 345 | 181 | 160 | 107 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 0,86 | 0,50 | 0,50 | 0,80 | 1,00 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 44. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Naustavassdraget i Sogn og Fjordane i juni 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet. Stasjonene 12 - 20 ligger på anadrom strekning.

| Gruppe/art | ST. 1 | ST. 2 | ST. 3 | ST. 4 | ST. 5 | ST. 6 | ST. 7 | ST. 8 | ST. 9 | ST. 10 | ST. 11 | ST. 12 | ST. 13 | ST. 14 | ST. 15 | ST. 16 | ST. 17 | ST. 18 | ST. 19 | ST. 20 |
|-------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Turbellaria | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Crenobia alpina</i> | | | | 3 | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Nematoda | 5 | 8 | 1 | | 1 | | | 1 | | 2 | 3 | 1 | | | 1 | | 2 | | 1 | 1 |
| Oligocheta | 3 | | 1 | 1 | | 8 | 3 | 1 | 2 | | 28 | 24 | 1 | 2 | 1 | 1 | 3 | 9 | 8 | 1 |
| Acari | 24 | 33 | 8 | 10 | 4 | 11 | 26 | 16 | 4 | 16 | 10 | 5 | | 1 | 3 | 5 | 1 | 13 | 8 | 16 |
| Bivalvia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| * <i>Pisidium</i> sp | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | | | 12 | 17 | 16 | 26 | | | 21 | 6 | 32 | 19 | 6 | 5 | 11 | 3 | 7 | 6 | 28 | 35 |
| ** <i>Ameletus inopinatus</i> | | | 3 | | | 6 | | | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Ameletus</i> sp | | | | 9 | | | | | | | 1 | | 1 | 1 | | | 2 | | 5 | 2 |
| *** <i>Ephemerella aurivilli</i> | | | | | | | | | | | 1 | | | 2 | | | 1 | | | |
| ** <i>Siphonurus</i> sp | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | | 1 | 15 | 18 | 3 | 5 | 21 | 20 | 5 | 19 | 2 | 2 | 12 | | | | | 11 | 2 | 1 |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 12 | | 1 | 3 | 12 | 12 | 15 | 12 | | 11 | 10 | 13 | | | | | | | 54 | 17 |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | | 1 | 3 | 2 | | 1 | | | 2 | 3 | 1 | 2 | 6 | | | | | | 47 | 7 |
| <i>Amphinemura</i> sp | | | | 1 | | | | 2 | 3 | 1 | | | | 7 | 20 | 2 | 5 | 14 | 11 | |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 13 | 4 | | 2 | | 4 | 1 | | | | 15 | 1 | | 1 | | | | | 4 | 2 |
| <i>Leuctra fusca</i> | 2 | 3 | 2 | 2 | | 2 | 2 | | | 2 | | 3 | 1 | 8 | | | 3 | | 17 | |
| <i>Leuctra hippopus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leuctra nigra</i> | | | 1 | | | 2 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leuctra</i> sp | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nemoura cinerea</i> | 1 | | 2 | | | | | | | | | 2 | | | | | | 4 | | |
| <i>Nemurella picteti</i> | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | |
| ** <i>Capnia</i> sp | | 6 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | 5 | 3 | | | 3 | | | | | 1 | | | | 1 | | | 1 | | | |
| ** <i>Isoperla</i> sp. | | 1 | | | | | | 3 | | 2 | | | | | | | | | 1 | 1 |
| ** <i>Isoperla grammatica</i> | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Perlodidae</i> ind | 5 | | 2 | | | 1 | 1 | 6 | | | | 2 | | | | | | | | |
| Plecoptera ind | | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trichoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | | 1 | 4 | 4 | | 6 | 25 | 2 | 2 | 6 | 2 | 1 | 1 | | | | | 5 | 1 | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 1 | | | | | 3 | | | | | | | 2 | 1 | 4 | 1 | | | 1 | |
| <i>Limnephilidae</i> ind. | | | 1 | | 2 | 1 | | 1 | | 1 | 1 | | | | | | 1 | | | |
| <i>Potamophylax</i> sp | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | 1 | |
| <i>Halesus</i> sp | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| ** <i>Lepidostoma hirtum</i> | | 2 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Apatania</i> sp | | | 3 | 2 | 3 | 9 | 1 | | 4 | | 24 | 6 | 1 | 4 | | | 5 | | 1 | 3 |
| <i>Oxyethira</i> sp | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Chironomidae l. | 48 | 156 | 102 | 115 | 89 | 109 | 56 | 34 | 65 | 73 | 47 | 86 | 23 | 64 | 83 | 63 | 54 | 94 | 126 | 86 |
| Chironomidae p. | 2 | | 10 | 21 | 1 | 2 | 2 | 4 | 2 | 2 | | 2 | 1 | | | 2 | 1 | 6 | 2 | 1 |
| Ceratopogonidae | | | | | | | | | | | | | | | | | | 8 | | |
| Simuliidae l. | 38 | 3 | 16 | 21 | 6 | 7 | 34 | 11 | 1 | 21 | 26 | 16 | 5 | 2 | 1 | 2 | 3 | 25 | 6 | 13 |
| Tipulidae | | 1 | | | | | | | 3 | | | | | 2 | | 2 | 2 | | | |
| Diptera | 5 | 10 | 13 | 8 | | 7 | 21 | 13 | | 24 | 7 | 11 | | | | | | 15 | | 3 |
| Coleoptera | 1 | | | | | 1 | 20 | 3 | | 9 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | | 2 | 1 | 17 |
| Collembola | | | 3 | | | 1 | | 1 | | | | 18 | 1 | | | | | 4 | 7 | |
| Corixidae | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Calanoidae</i> | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cyclopidae</i> | 1 | | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| Ostracoda | | | | 2 | | 1 | 3 | | | 1 | | | | | | | | | | |
| Sum | 166 | 235 | 206 | 246 | 141 | 226 | 234 | 130 | 112 | 197 | 214 | 220 | 64 | 118 | 111 | 87 | 100 | 214 | 322 | 207 |
| Forsuringsindeks 1 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,5 | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 0,50 | 0,50 | 0,96 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,50 | 0,50 | 1,00 | 0,68 | 1,00 | 1,00 | 0,80 | 0,67 | 1,00 | 1,00 | 0,91 | 0,72 | 0,72 | 1,00 |

*** Meget følsom
 ** Moderat følsom
 * Lite følsom

Tabell 45. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Naustavassdraget i Sogn og Fjordane i oktober 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet. Stasjonene 12-20 ligger på anadrom strekning.

| Gruppe/art | ST.1 | ST.2 | ST.3 | ST.4 | ST.5 | ST.6 | ST.7 | ST.8 | ST.9 | ST.10 | ST.11 | ST.12 | ST.13 | ST.14 | ST.15 | ST.16 | ST.17 | ST.18 | ST.19 | ST.20 |
|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Turbellaria | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| * <i>Crenobia alpina</i> | | | | | | 1 | | | | | 1 | 5 | | | | 1 | 2 | 3 | 2 | 1 |
| Nematoda | 6 | | 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Oligocheta | 2 | 2 | 3 | 1 | 3 | | | 2 | 18 | | 38 | 16 | 4 | 2 | 2 | 13 | 22 | 27 | 38 | 1 |
| Acari | 6 | 4 | 11 | 4 | 2 | 4 | 1 | 24 | 4 | 4 | 16 | 10 | 15 | 4 | 2 | 18 | 15 | | 8 | 3 |
| Bivalvia | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| * <i>Pisidium</i> sp | | | | | | | | | | | | 3 | | 1 | | | | | | 1 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 6 | 26 | 21 | 29 | 23 | 35 | 4 | 35 | 52 | 5 | 30 | 26 | 25 | 8 | 29 | 76 | 29 | 16 | 14 | 14 |
| ** <i>Ameletus inopinatus</i> | 1 | | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| ** <i>Ameletus</i> sp | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | 13 | |
| *** <i>Ephemerella aurivillii</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | | | 1 |
| <i>Leptophlebia</i> sp | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| Plecoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | | | 14 | 4 | 5 | 1 | 44 | 139 | 5 | 16 | 6 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 2 | 29 | 1 | 2 |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 1 | | 10 | 4 | | 13 | | | 3 | | 24 | 11 | 9 | | | 56 | 6 | 3 | 13 | |
| <i>Amphinemura sulcicollis</i> | 1 | | | | | | | | 14 | | | | | | | 8 | 11 | | | |
| <i>Amphinemura</i> sp | 4 | 4 | | | 6 | | 7 | 6 | | 15 | | 1 | | 9 | 16 | | | | | 10 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 2 | | 12 | 1 | 10 | 12 | 4 | 23 | 15 | 9 | 2 | 3 | 14 | 3 | 3 | 7 | 1 | 9 | | 8 |
| <i>Leuctra fusca</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | | 2 | 4 | 5 | | 1 | 9 | 1 | 8 | 7 | 7 | | 6 | 6 | 2 | 5 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| <i>Leuctra nigra</i> | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| <i>Leuctra digitata</i> | | | | | | | | | 1 | | 5 | | 1 | | | | 1 | | 10 | |
| <i>Leuctra</i> sp | | | | | 5 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nemoura cinerea</i> | | | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | 11 | | |
| <i>Nemurella picteti</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nemoura</i> sp | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | | | | | 1 |
| <i>Taeniopteryx nebulosa</i> | 1 | 2 | | | | 1 | | | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | 1 | 1 |
| <i>Siphonoperla burmeisteri</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ** <i>Capnia</i> sp | | | 1 | 1 | | | | | 13 | | 11 | | 1 | | | 1 | 8 | | 21 | |
| ** <i>Diura nanseni</i> | | | 2 | 2 | 2 | | 3 | 2 | 2 | 1 | 6 | 3 | | 2 | | 1 | 4 | | | |
| ** <i>Isoperla</i> sp. | | | | | | | | 1 | | | | | 1 | | | | | 1 | | |
| Trichoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | | | 3 | 8 | 8 | 2 | 7 | 4 | 21 | 6 | 4 | 12 | 4 | 5 | 1 | | 9 | 5 | 5 | 2 |
| <i>Rhyacophila nubila</i> p. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polycentropodidae</i> ind | 5 | | | | | | | | 2 | | 2 | 1 | 5 | | | | | 4 | 4 | 1 |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 12 | 3 | | | 2 | 2 | 1 | | | 1 | 11 | 2 | 7 | 2 | 4 | 18 | 3 | | | 1 |
| <i>Limnephilidae</i> ind. | | | | | | | | | | 4 | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Limnephilus</i> sp | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Potamophylax</i> sp | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | |
| ** <i>Hydropsyche</i> sp | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| *** <i>Glossosoma</i> sp | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | |
| ** <i>Sericostoma personatum</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 3 | | | | |
| <i>Lepidostoma hirtum</i> | | | | | | | | | 6 | | 3 | 2 | 3 | | | 5 | 5 | | 8 | |
| ** <i>Apatania</i> sp | 2 | 1 | | 1 | 2 | 5 | | | 32 | | 21 | 9 | 1 | | 3 | 29 | 25 | | 22 | 1 |
| <i>Oxyethira</i> sp | | 1 | | | | | | | 2 | | 3 | 2 | 6 | | 1 | 11 | 2 | | 6 | 3 |
| Trichoptera puppe indet. | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chironomidae I. | 101 | 81 | 93 | 49 | 29 | 128 | 16 | 16 | 44 | 67 | 84 | 94 | 54 | 90 | 75 | 141 | 57 | 91 | 124 | 79 |
| Chironomidae p. | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | 1 | 1 | 3 | 2 |
| Ceratopogonidae | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 3 | 1 | |
| Simuliidae I. | | | 6 | 1 | | 1 | 3 | 5 | 1 | 5 | 3 | | 2 | 1 | | 8 | 2 | 21 | 1 | 1 |
| Tipulidae | | | | | 2 | | 2 | 6 | | 1 | | 6 | | 1 | 2 | 4 | 3 | | | 2 |
| Diptera | | | 13 | 6 | | 2 | 1 | 2 | 18 | | 9 | | 8 | | | 2 | 32 | 9 | 16 | |
| Coleoptera | | | 4 | | 2 | 5 | 2 | 2 | 11 | 3 | 10 | 5 | 16 | 4 | 3 | 44 | 28 | 1 | 4 | 1 |
| Collembola | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 |
| Crustacea | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bosmina</i> | 16 | 26 | | | | 3 | | | | | | | | | | 2 | 2 | | | |
| <i>Cyclopidae</i> | 6 | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | 5 |
| <i>Chydoridae</i> | | | | | | 3 | | | | | 4 | 1 | | | | | | | | 9 |
| <i>Eurysercus lammelatus</i> | | | 4 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ostracoda | 1 | 3 | | | | 1 | | | | 1 | | 3 | | | | 3 | | | 7 | 2 |
| Sum | 173 | 160 | 209 | 119 | 94 | 229 | 101 | 286 | 258 | 146 | 312 | 213 | 191 | 142 | 149 | 474 | 277 | 239 | 334 | 138 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Forsuringsindeks 2 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,56 | 0,71 | 1,00 | 0,60 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,85 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,79 | 0,97 | 1,00 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

Tabell 46. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Naustavassdraget i Sogn og Fjordane i april 1998. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet. Alle stasjonene, bortsett fra nr. 11 ligger på anadrom strekning.

| Gruppe/art | ST. 11 BRO V / HAMRE | ST. 13 HYELVA | ST. 17 NAUSTA V / HORSTAD | ST. 20 NAUSTA V / NAUSTDAL |
|------------------------------------|----------------------------|------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| Nematoda | 9 | | 4 | 5 |
| Oligocheta | 8 | 3 | 36 | 5 |
| Acari | 4 | 4 | 9 | 10 |
| Bivalvia | | | | |
| <i>Pisidium</i> sp | | | 1 | |
| Ephemeroptera | | | | |
| *** <i>Baetis rhodani</i> | 25 | 15 | 47 | 40 |
| ** <i>Ameletus</i> sp | 3 | | 1 | 3 |
| *** <i>Ephemerella aurivilli</i> | | | 2 | 2 |
| Plecoptera | | | | |
| <i>Brachyptera risi</i> | 1 | 22 | 3 | 14 |
| <i>Amphinemura borealis</i> | 6 | 15 | 13 | 6 |
| <i>Amphinemura sulciollis</i> | 4 | 5 | 9 | 15 |
| <i>Protonemura meyeri</i> | 9 | 3 | 7 | 5 |
| <i>Leuctra fusca</i> | | 4 | 8 | 5 |
| <i>Leuctra hippopus</i> | 7 | 3 | 4 | 9 |
| ** <i>Diura nanseni</i> | 2 | 6 | 5 | 5 |
| ** <i>Isoperla</i> sp. | 1 | | | 2 |
| Trichoptera | | | | |
| <i>Rhyacophila nubila</i> | | 1 | 6 | 4 |
| <i>Plectrocnemia conspersa</i> | 1 | | | |
| <i>Polycentropus flavomaculata</i> | 14 | 1 | 4 | 10 |
| <i>Polycentropodidae</i> ind | | 1 | | |
| <i>Limnephilidae</i> ind. | 1 | | | |
| <i>Potamophylax</i> sp | 2 | | 3 | 1 |
| ** <i>Sericostoma personatum</i> | | | 1 | |
| ** <i>Glossosoma</i> sp | | | | 11 |
| ** <i>Lepidostoma hirtum</i> | | | | 1 |
| ** <i>Apatania</i> | 12 | 1 | 20 | 5 |
| <i>Oxyethira</i> sp | | | | 1 |
| Chironomidae l. | 65 | 49 | 114 | 128 |
| Chironomidae p. | | 1 | 2 | 1 |
| Ceratopogonidae | | | 1 | |
| Simuliidae l. | | 11 | 7 | 22 |
| Tipulidae | | | 1 | |
| Diptera | 5 | 2 | 5 | 2 |
| Coleoptera | 14 | 6 | 1 | 16 |
| Collembola | | 1 | | |
| Crustacea | | | | |
| <i>Chydoridae</i> | 1 | | | |
| Ostracoda | 4 | | 1 | 1 |
| Sum | 198 | 154 | 315 | 329 |
| Forsuringsindeks 1 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Forsuringsindeks 2 | 1,00 | 0,79 | 1,00 | 1,00 |

*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom