

036

FAGRAPPORT

Histologisk undersøking
av gjeller frå fisk
som del av overvaking
av ungfiskbestandar
i lakseførende vassdrag

Agnar Kvellestad
Bjørn Mejdell Larsen



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Histologisk undersøking
av gjeller frå fisk
som del av overvaking
av ungfiskbestandar
i lakseførende vassdrag

Agnar Kvellestad
Bjørn Mejdell Larsen

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA-NIKU Project-Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problem eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Kvellestad, A. & Larsen, B.M. 1999. Histologisk undersøkning av gjeller frå fisk som del av overvaking av ungfiskbestandar i lakseførende vassdrag. - NINA Fagrapport 36: 1-76.

Trondheim, juni 1999

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-1031-2

Forvaltningsområde:
Naturovervåking
Environmental monitoring

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:
Eva M. Schjetne
Kari Sivertsen
Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice AL

Opplag: 350

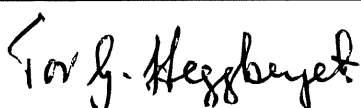
Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13507 og 13508

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:
Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Kvellestad, A. & Larsen, B.M. 1999. Histologisk undersøking av gjeller frå fisk som del av overvaking av ungfiskbestandar i lakseførende vassdrag. - NINA Fagrapport 36: 1-76.

Det er føreteke ein gjennomgang av litteratur som omhandlar patologiske endringar i gjellene til fisk eksponert for surt vatn med aluminium. Ulike typar av endringar og terminologi for å karakterisere desse er omtala, og delar av terminologien er brukt i denne rapporten. Arbeidet er ein del av prosjekt for overvaking av tilstanden i forsura og kalka vassdrag. Det er histologisk undersøkt gjeller frå ungfisk av laks og aure fanga ved elektrisk fiske i åra frå 1994 til 1997 i lakseførende del av Storelva, Nidelva og Tovdalsvassdraget i Aust-Agder, Mandalselva, Lygna og Kvina i Vest-Agder, og Sokndalselva, Bjerkreimsvassdraget, Ognaelva, Frafjordelva, Espedalselva, Lysevassdraget, Jørpelandsåna, Rødneelva og Vikedalselva i Rogaland.

Det er til same tid fanga fleire fisk ved kvar stasjon i dei ulike vassdraga, og resultatata vert presentert for desse gruppene av fisk. Av påviste arter vert berre laks og aure nemnde i denne rapporten.

Metall i vatn kan ha giftverknad på fisk når dei akkumulerer på *gjelleoverflata* og/eller i gjellene sitt yste cellelag; i *epitelet*. Akkumulerte metall i histologisk påvisbare mengder og andre typar av histologiske endringar er effektar av vatnet sin verknad på fisken. Materialet i denne rapporten er undersøkt ved hjelp av ein metode for samstundes påvising av aluminium, jern og andre metall, og resultatet vert difor omtala som metallakkumulering. Resultat av histologisk undersøking er delt inn i fire ulike kategoriar.

Den første omfattar tilfelle utan påviste histologiske endringar som kan ha samband med eksponering for surt vatn med metall. Dei andre kategoriane omfattar tilfelle med metallakkumulering; s.k. primære histologiske endringar, og omfanget av desse aukar frå andre til fjerde kategori. Kategori to vil seie påvising av metall i epitelet, og kategori tre vil seie påvising på gjelleoverflata og eventuelt i tillegg i epitelet. Fjerde kategorien omfattar endringar som i den tredje, og i tillegg sekundære endringar som død, hypertrofi og hyperplasi av kloridceller, som er ein respons på metallakkumuleringa.

Mestedelen av resultatata i dette materialet høyrer til i den andre kategorien, men vi veit ikkje om vasskvalitetar som medfører slik akkumulering i epitelet har påvisbare negative effektar på fisken; det vil seie om vatnet er giftig. Aluminiumakkumulering som i tredje og fjerde kategori har i forsøk med laks gjeve registrerbare fysiologiske effektar. Endringar som i tredje kategori hjå aure eller laks, tyder på eksponering for vatn som er giftig iallfall for laks, og endringar i fjerde kategori syner at fisken har vore eksponert for giftig vatn.

Storelva er det einaste vassdraget der resultatata for all fisk høyrer til i første kategorien, idet ingen laks eller aure syntte histologiske endringar som har samband med eksponering for surt vatn med metall.

Undersøking av laks og aure frå Sokndalselva og Rødneelva ga resultat stort sett i både første og andre kategori. Hjå fisk, i dei fleste tilfelle både laks og aure, frå Nidelva, Lygna, Kvina, Bjerkreimsvassdraget, Ognaelva, Frafjordelva, Espedalselva, Lysevassdraget, Jørpelandsåna og Vikedalselva var det histologiske endringar som stort sett tilsvarar andre kategori. Endringar i tredje kategori vart sett hjå aure frå Tovdalsvassdraget i 1995 og 1996, medan det i 1997 vart funne endringar tilsvarande andre kategori og dessutan påvist laks. Dei mest uttala endringane i dette materialet, tilsvarande fjerde kategori, vart påviste hjå aure frå Mandalselva i 1995. I 1996 og 1997 var det derimot endringar tilsvarande andre kategori, og laks vart påvist.

Vasskvaliteten, karakterisert ved pH og konsentrasjon av aluminium, var i dei fleste vassdraga i tida kring prøvafiske betre enn årsgjennomsnittet. Ein må soleis rekne med at det ved prøvafiske til andre årstider hadde vorte funne meir metallakkumulering hjå fisken. Ved samanlikning av resultat frå alle åra, er overflateakkumulering ikkje påvist hjå fisk frå noko vassdrag i 1997. Dette kan ha samband med at fleire vassdrag har gått frå ukalka til delvis eller heil kalking i laupet av 1995 og 1996, og at det hausten 1997 var mindre nedbør og meir stabil og lita vassføring.

Ved samanlikning av metallakkumulering i gjelleepitelet hjå laks og aure fanga på same elvestrekning i fleire ulike vassdrag, er det funne akkumulering hjå ein høgare prosent av laksen enn av auren. Dette kan forklare ulik toleranse for surt vatn.

Der det finst data for labilt aluminium (LAI) i vatnet, er resultat av histologisk undersøking samanhalde med desse. Er det påvist LAI i vatnet, er det og påvist metallakkumulering hjå minst ein av dei undersøkte laksane frå den aktuelle elvestrekning. I dei fleste tilfelle er dette og situasjonen for aure. I den samband hadde det vore ønskeleg med undersøking av fisk frå fleire vassdrag med sers låge eller ikkje påvisbare konsentrasjonar av giftige former for aluminium.

Serleg i gjeller frå aure vart det i dei fleste vassdraga funne endringar som indikerer infeksjon med ein eller fleire organismar som ut frå dagens kunnskap ikkje kan påvisast histologisk. Enkelte fisk frå enkelte vassdrag er med negativt resultat undersøkte for *bakteriell nyresjuke*. I enkelte tilfelle vart det funne få fleircella parasittar, og undersøkinga ga resultat som tyda på førekomst av elvemusling i Ognaelva, noko som ved fornya leitteinsats i elva har vorte stadfesta.

Det finst ikkje tilfredsstillande data for samband mellom vasskjemi, fysiologiske og patologiske endringar og bestandsstatus. Difor bør kanskje all histologisk påvisbar metallakkumulering i det minste takast som ein indikasjon på eksponering for ein giftig vasskvalitet.

Dersom histologiske undersøkingar i framtida skal vere ein del av overvaksingsarbeidet, bør ein skaffe meir kunnskap om samband mellom på eine sida patologiske endringar, og på andre sida vasskvalitet, eksponeringstid, aluminiumskonsentrasjon i gjellene målt på homogenat, sjøvass toleranse og bestandsstatus. Det bør i den samband også undersøkast materiale frå vassdrag som ikkje er forsura.

Emneord: Histologi - gjeller - laks - aure - Aust-Agder - Vest-Agder - Rogaland - forsuring - kalking

Agnar Kvellestad, Institutt for morfologi, genetikk og akvatisk biologi, Norges veterinærhøgskole, Postboks 8146 Dep., 0033 Oslo. Noverande adresse: Veterinærinstituttet, Postboks 8156 Dep., N-0033 Oslo

Bjørn Mejdell Larsen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Abstract

Kvellestad, A. & Larsen, B.M. 1999. Histologic examination of fish gills as part of monitoring of juvenile fish populations in salmon-rearing stretch of rivers. - NINA Fagrapport 36: 1-76.

Litterature on pathologic changes in gills of fish exposed to aluminium in acid water is reviewed. Emphasis is placed on description of different types of changes and the terminology used to describe the changes. Part of the terminology is used in this report.

In connection with monitoring of acid rivers that are partially or totally limed, electro-fishing was conducted in the autumn in 1994 to 1997 at salmon-rearing stretches in the rivers Storelva, Nidelva and Tovdalsvassdraget in the county Aust-Agder, in the rivers Mandalselva, Lygna and Kvina in the county Vest-Agder, and in the rivers Sokndalselva, Bjerkreimsvassdraget, Ognaelva, Frafjordelva, Espedalselva, Lysevassdraget, Jørpelandsåna, Rødneelva and Vikedalselva in the county Rogaland. Gills from juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) were examined by histology.

Several fish were captured at the same time at each station in the different rivers, and the results are presented for each of these fish groups. Of the different fish species that are found in the rivers, only salmon and brown trout are mentioned in this report.

Metals in water can exert a toxic effect on fish, and may accumulate on *the gill surface* and/or in the outermost cell layer; *the epithelium*, in amounts that are detectable by histologic methods.

This gill material was examined by a histologic method that simultaneously demonstrates aluminium, iron and other metals, and therefore the results are presented as *metal accumulation*. The results are divided into four categories, of which the first comprises gills without histologic detectable changes that can be related to exposure to metals in acid water. The other categories include cases with metal accumulation, i.e. primary histologic changes, and the extent of these changes increases from the second to the fourth category. Category number two comprises detectable intraepithelial accumulation, and category number three surface and possibly intraepithelial accumulation. The fourth category includes changes as described for category three and additionally secondary changes like death, hypertrophy and hyperplasia of chloride cells, which are all responses to the metal accumulation.

Most of the results in this report belong to the second category, but we do not know whether the water qualities that cause such changes to develop have a toxic action upon the fish or not. In experiments with salmon, metal accumulation according to third and fourth categories have been associated with detectable physiologic effects. Changes in the third category, in salmon or trout, indicate exposure to a water quality that is toxic at least for salmon, and changes in category four implies exposure to a toxic water quality.

The river Storelva was the only one with all results belonging to category one, as no histologic change attributable to exposure to acid water with metals could be detected in any salmon or trout.

Results according to first and second category were recorded in salmon and trout from the rivers Sokndalselva and Rødneelva. In fish, in most cases both salmon and trout, from the rivers Nidelva, Lygna, Kvina, Bjerkreimsvassdraget, Oгнаelva, Frafjordelva, Espedalselva, Lysevassdraget, Jørpelandsåna and Vikedalselva was recorded histologic changes that mostly belonged to the second category. Changes according to third category were seen in trout from the river Tovdalsvassdraget in 1995 and 1996, while the changes recorded in 1997 belonged to the second category and salmon was demonstrated. The most extensive changes, of fourth category type, were recorded in trout in 1995 from the river Mandalselva. In trout from the same stretch from 1996 and 1997 was only detected changes according to second category, and there was demonstrated the presence of salmon in 1996 and 1997.

The water quality, as characterized by the pH and the concentration of aluminium, was in most of the rivers around time of electro-fishing better than the average of the year. Therefore, fishing at other times would probably resulted in detection of metals in a higher percentage of fish. As compared with different years, surface accumulation was not detected in any fish from 1997. This may be due to increased liming of watercourses, but also to the sparse amounts of rain and thereby low and stable water flow in autumn.

Intraepithelial metal accumulation occurred in a higher percentage of salmon than trout captured at the same stretch in different rivers. This may explain the higher sensitivity of salmon to acid water.

Water samples from a number of rivers were analysed for labile aluminium (LAI) after transportation to the laboratory at the Norwegian Institute for Water Research. If LAI was detected, there was histologic detectable intraepithelial accumulation in at least one of the examined salmon from that river stretch. In most cases this was the situation also for trout. Future studies of the relationship between water concentration and accumulation in gills should include more watercourses with very low or not detectable concentrations of toxic aluminium species.

Histologic changes that indicate infection with one or more unidentified organisms were detected in gills from fish from most of the rivers, and especially in trout. A few fish from a few rivers were examined for *bacterial kidney disease* by an immunohistochemical method, but with negative result. Metazoan ecto- and endoparasites occurred in a few instances. Among these were also parasites similar to larvae of the river pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.), and a search in that river demonstrated the presence of a low number of adult mussels.

There is a lack of knowledge concerning relationships between water chemistry, physiologic and pathologic changes and status of population. All histologic detectable metal accumulation perhaps should be taken as an indication of a toxic water quality.

More knowledge on relationships between on the one hand pathologic changes, and on the other hand water quality, exposure time, concentration of aluminium in gills, seawater tolerance and status of population, will make histologic examination to be a better tool in future monitoring of acidified and/or limed watercourses. In that context should be examined material from non-acidified watercourses also.

Key words: Histology - gills - Atlantic salmon - brown trout - Aust-Agder - Vest-Agder - Rogaland - acidification - liming

Agnar Kvellestad, Norwegian School of Veterinary Science, Department of Morphology, Genetics and Aquatic Biology, Box 8146 Dep., N-0033 Oslo, Norway. Present adress: National Veterinary Institute, Box 8156 Dep., N-0033 Oslo, Norway

Bjørn Mejdell Larsen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Føreord

NINA har på oppdrag frå DN undersøkt status når det gjeld fisk på lakseførande strekningar i vassdrag i Agder-fylka og Rogaland. Denne delen av undersøkinga, som er utført ved Norges veterinærhøgskole og dels ved Veterinærinstituttet, er ein del av oppdraget, og er delvis finansiert med midlar frå DN.

Vi takkar Birgit Røe og kollegaer ved Norges veterinærhøgskole, som har laga dei histologiske snitta. Seksjon for patologi ved Veterinærinstituttet har på eit avgrensa materiale vederlagsfritt utført immunhistokjemisk undersøking med tanke på eventuell *bakteriell nyresjuka* (BKD). Førsteamanuensis Trygve T. Poppe ved Norges veterinærhøgskole og forskar Tor Atle Mo ved Veterinærinstituttet har vore med og diskutert funna av parasittar. Professor Ola B. Reite og professor Knut Nordstoga ved Norges veterinærhøgskole, forskar Frode Kroglund ved NIVA, forskar Ann Kristin Schartau, forskar Bengt Finstad og forskings-sjef Tor Heggberget ved NINA har gjeve råd i samband med skivinga av rapporten.

Dei data som vi presenterer for vasskjemi, er på grunnlag av analysar utførde ved NINA, NIVA eller Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland, i samband med overvaking av effekt av kalking.

Trondheim, juni 1999

Bjørn Mejdell Larsen
Prosjektleiar

Innhald

Referat	3
Abstract	4
Føreord	6
1 Innleiing	7
2 Gjellepatologi hjå fisk eksponert for surt vatn med metall	7
3 Metodar	17
4 Resultat og diskusjon	20
4.1 Presentasjon av resultat og forklaring til tabellar	20
4.2 Storelva (Vegårsvassdraget)	20
4.3 Nidelva (Arendalsvassdraget)	20
4.4 Tovdalsvassdraget	24
4.5 Mandalselva	24
4.6 Lygna	29
4.7 Kvina	29
4.8 Sokndalselva	32
4.9 Bjerkreimsvassdraget	36
4.10 Ognaelva	36
4.11 Frafjordelva	41
4.12 Espedalselva	41
4.13 Lysevassdraget	45
4.14 Jørpelandsåna	47
4.15 Vikedalselva	50
4.16 Rødneelva	53
4.17 Oppsummering av histologiske endringar hjå fisk i dei ulike vassdraga	56
4.18 Samanlikning av metallakkumulering hjå laks og aure	56
4.19 Metallakkumulering i høve til pH og aluminiumskonsentrasjon i vassdraga	56
5 Samanfattande diskusjon	66
6 Litteratur	68
Appendix	75

1 Innleiing

Forsuring av vassdrag medførde skade på laksebestandar allereie for 100 år sidan, og er i dag ei av fleire årsaker til at situasjonen for laks i Norge er sers alvorleg (NOU 1999:9). Dette har medført stor forskingsinnsats innan fleire fagfelt, deriblant fleire undersøkingar av fiskestatus og førekomsten av fisk i vassdrag i Norge (Jensen & Snekvik 1972, Wright et al. 1976, Sevaldrud et al. 1980, Rosseland et al. 1986, Rosseland & Henriksen 1990, Hesthagen et al. 1995). Omfattande undersøkingar er dessutan utførde i kalka vassdrag i dei siste 10-15 åra (Johnsen et al. 1999).

Også metodar frå faget *patologi* er tekne i bruk. Dette faget har lang tradisjon innan human- og veterinærmedisin, og bør kunne gje viktige bidrag innan økotoksikologiske problemstillingar. *Patologiske (morfologiske) endringar* vil seie at celler og vev sin struktur er annleis enn det som reknast for normal anatomi, og er uttrykk for ein *respons* på ein påverknad. Normal anatomi og patologiske endringar kan studerast makroskopisk eller ved ulike typar mikroskopi. Patologiske endringar må vere av eit visst omfang for å kunne registrerast, og avhengig av det kan dei sjåast elektronmikroskopisk, lysmikroskopisk eller makroskopisk. Innan patologien er det vanleg med lysmikroskopisk undersøking av tynne vevssnitt, s.k. *histologisk undersøking*. *Histologiske endringar* vil som regel seie at det er tale om patologiske endringar.

I denne rapporten går vi først gjennom ein del litteratur; serleg om patologiske endringar i gjellene til fisk eksponert for surt vatn med aluminium. Vidare vert det presentert og vurdert resultat av histologisk undersøking av gjeller frå laks og aure som i 1994 til 1997 vart fanga på lakseførende strekning i vassdrag i Agder-fylka og i Rogaland. Resultata er vidare samanhaldne med data for vasskjemi. Arbeidet er ein del av overvakinga av ungfiskbestandar i kalka vassdrag i desse fylka.

2 Gjellepatologi hjå fisk eksponert for surt vatn med metall

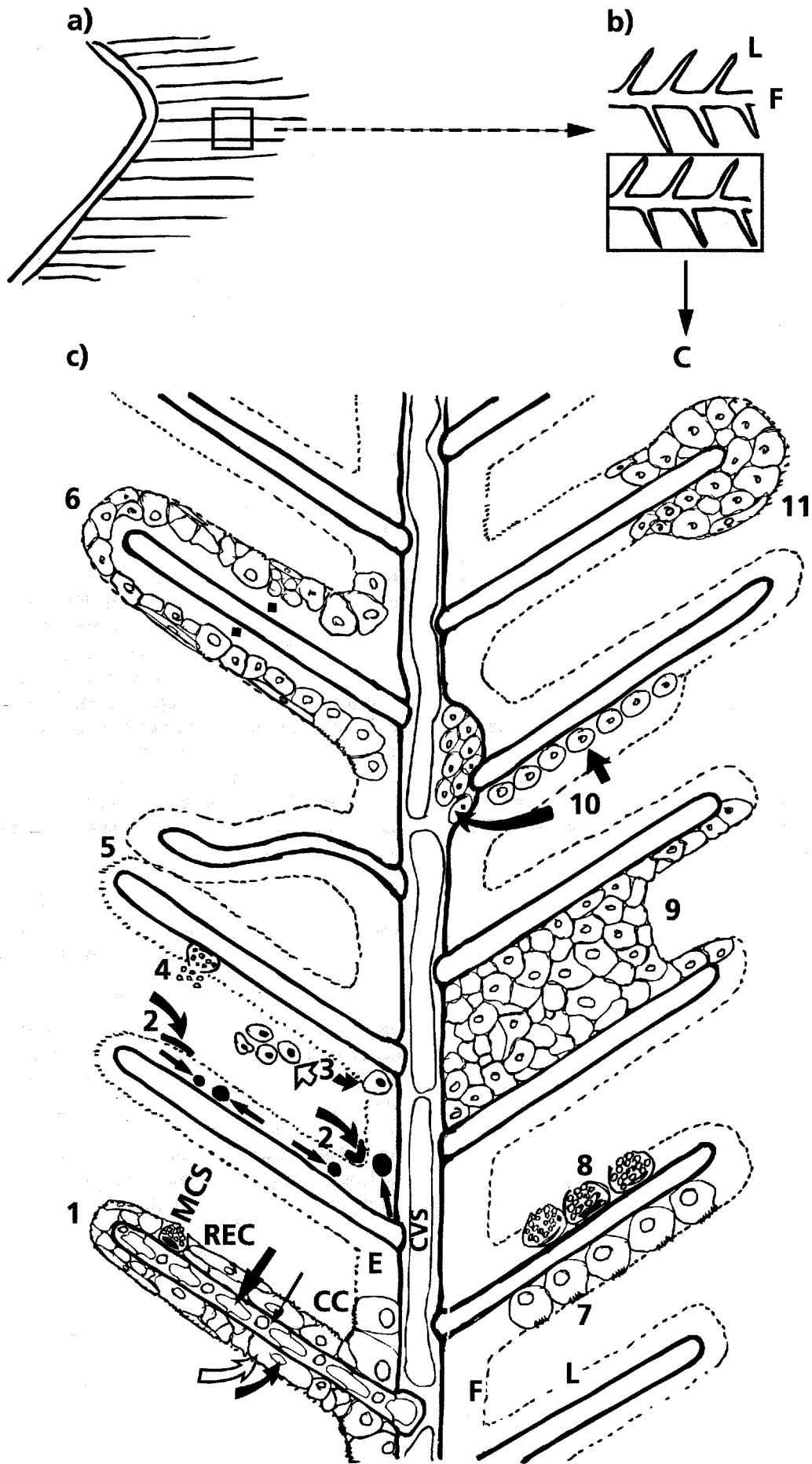
Patologiske endringar kan oppstå når fisk vert eksponert for surt vatn med aluminium, og gjellene er i denne samanheng eit so-kalla målorgan (Cronan & Schofield 1979, Muniz & Leivestad 1980a, 1980b, Schofield & Trojnar 1980, Staurnes et al. 1984, Rosseland et al. 1992). Som del av arbeidet med overvaking av situasjonen i forsura vassdrag, har det difor vore brukt histologisk undersøking av fisken sine gjeller (Vuorinen et al. 1992, Norrgren et al. 1993, Kroglund et al. 1994, Åtland et al. 1998a, 1998b).

Vidare i denne innleiinga ser vi på utvikling, manifestering og bortfall av patologiske endringar i gjeller til fisk eksponert for aluminium i surt vatn. Endringane vert prøvd relaterte til resultat oppnådde med andre metodar. Bruk av histologisk undersøking som metode vert omtala og relatert til andre metodar.

Forståing av patologiske endringar føreset kjennskap til normal anatomi, og det skal først gjerast kort greie for den (**figur 1 og 2a-b**). Dette er omtala av Hughes (1984), Laurent (1984), Pisam et al. (1988) og Pisam & Rambourg (1991). Fisken har på kvar side fire gjellebogar. Kvar boge har fleire filament (primærblad) som kvart har to rader med lamellar (sekundærblad). Gjellevevet består histologisk av to hovuddelar; binde- og støttevev med blodkar og ulike celletypar, og epitel. Epitelet er eit samanhengande lag med epitelceller (dekkceller) som kler den ytre overflata til gjelleboge, filament og lamellar. Epitelcellene er basalt i kontakt med ein tynn membran; basallamina, som markerer grensa mellom epitelet og resten av vevet. Epitelet utgjer ein nokså tynn barriere mot vatnet, der epiteloverflata er det same som gjelleoverflata. Gjelleoverflata har eit areal som er fleire gonger det til huda, og det er i lamellane kort fråstand mellom blod og vatn. Av epitelceller finst mellom anna slimceller, kloridceller (som transporterer salt) og respiratoriske epitelceller (store flate celler). Ei celle er avgrensa av ein ytre plasmamembran, og den består av cytoplasma og kjerne.

Ulike **typar** av patologiske endringar kan oppstå i gjellene ved eksponering for aluminium i surt vatn (**figur 1 og 2c-d**). Ulik terminologi vert ofte brukt i litteraturen for å omtale same type endring, og det kan vere varierende forståing av innhaldet i eitt og same faguttrykket. Av desse grunnar, og for å gje ein bakgrunn for metodar og resultat omtala i denne rapporten, skal desse ulike typar av endringar omtalast i det følgjande. Hovudvekta vert på det biletet ein finn ved histologisk undersøking. Samstundes vert det prøvd å definere uttrykka slik det er mest vanleg innan human- og tradisjonell veterinærpatologi.

Patologiske endringar i gjellene i denne samanheng kan karakteriserast som primære eller sekundære, der førstnemnde representerer aluminiumsakkumuleringa og sistnemnde vevet sin respons på førstnemnde. Berre ein av desse typane av endring kan førekomme eller dominere det histologiske biletet, men vanlegvis finst det samstundes fleire typar av både primære og sekundære endringar, slik at ein har eit nokså variabelt og komplisert bilete.



Figur 1

Prinsippskisse for normal gjelleanatomi og enkelte typar patologiske endringar.

- a) På kvar boge er det fleire filament.
- b) Kvar filament (F) har to rader med lamellar (L).
- c) Normal anatomi (1) og enkelte typar av patologiske endringar (2-11).
 - 1) Filament (F) og lamellar (L) er dekkja av eit epitel (E) som kviler på ein basallamina (heiltrekt tjukk linje). Epiteloeverflata utgjer gjelleoverflata (stipla linje). I epitelet finst mellom anna slimceller (MSC), respiratoriske epitelceller (REC) og kloridceller (CC). Under basallaminaen i lamellane finst pilasterceller (tynn rett pil) med kjerne (fylt boga pil) og cytoplasma (opa boga pil). Pilastercellene avgrensar holromma (tjukk rett pil) i kara der blodet sirkulerer. Det sentrale venøse sinus (CVS) er ein del av sirkulasjonssystemet, og omgjeve av bindevev ligg det sentralt i filamentet. Ved pusting strøymer vatnet forbi filament og lamellar i ein retning omlag vinkelrett på papiplanet, medan blodet i dei lamellære kara går i motsett retning.
 - 2) Metallakkumulering på overflata (bøygde piler) og i epitelet (rette piler).
 - 3) Døde epitelceller som er skrumpa og har ein fortetta liten kjerne, og som enten framleis finst i epitelet (fylt pil) eller er avstøytte (opa pil).
 - 4) Hypersekresjon av slim til gjelleoverflata
 - 5) Adhesjon mellom lamellar
 - 6) Intraepitelialt ødem. Her er veska samla basalt i epitelet (firkantar), og epitelcellene er skubba oppover.
 - 7) Fleire (hyperplastiske) og større (hypertrofiske) kloridceller. Epitelet er dermed høgare, og lamellen er fortjukka.
 - 8) Hyperplasi av slimceller
 - 9) Hyperplasi av tilsynelatande lite differensierte celler mellom lamellar.
 - 10) Infiltrasjon med betennelsesceller i lamellepitelet (rett pil) og sentralt i filamentet (boga pil).
 - 11) Fortjucking ytst på lamell («clubbing») på grunn av infiltrasjon med betennelsesceller og eit auke tal av større epitelceller.

- Principal drawing of normal gill anatomy and types of pathologic changes.

- a) There are several filaments (primary lamellae) on each arch.
- b) Each filament (F) has two rows of lamellae (secondary lamellae, L).
- c) Normal anatomy (1) and types of pathologic changes (2-11).
 - 1) Filament (F) and lamellae (L) are covered with an epithelium (E) that rests on the basal lamina (solid thick line). The epithelial surface makes up the gill surface (dashed line). In the epithelium are mucous cells (MSC), respiratory epithelial cells (REC) and chloride cells (CC). Below the lamellar basal lamina are the pillar cells (thin straight arrow) with nucleus (filled curved arrow) and cytoplasm (open curved arrow). Pillar cells confine the lumen (thick straight arrow) of vessels where blood circulates. The central venous sinus (CVS) is part of the circulatory system. It is surrounded by connective tissue and is situated in the mid of the filament. Inhalent water flows between filaments and lamellae in a direction approximately perpendicular to the plane of the paper, while the blood flows in the lamellar vessels in the opposite direction.
 - 2) Metal accumulation on the gill (epithelial) surface (curved arrows) and in the epithelium (straight arrows).
 - 3) Dead epithelial cells which are shrunken and has a condensed nucleus, and that either are situated within the epithelium (filled arrow) or are exfoliated (open arrow).
 - 4) Hypersecretion of mucous to the gill surface.
 - 5) Adhesion between lamellae.
 - 6) Intraepithelial edema. The liquid has accumulated basally in the epithelium (filled squares) and the epithelial cells are pushed upwards.
 - 7) An increased number (hyperplasia) of enlarged (hypertrophy) chloride cells result in a higher epithelium and a thickened lamella.
 - 8) Hyperplasia of mucous cells.
 - 9) Hyperplasia of apparently undifferentiated epithelial cells between lamellae.
 - 10) Infiltration with inflammatory cells in lamellar epithelium (straight arrow) and in connective tissue of the filament (curved arrow).
 - 11) Thickening of apical part of lamella («clubbing») because of infiltration with inflammatory cells and an increased number of enlarged epithelial cells.

Begge hovudtypar av endringar kan delast inn i akutte og kroniske, der førstnemnde treng kort og sistnemnde lengre tid for å utvikle seg. Ved ein kronisk tilstand kan det heile tida i tillegg også finnast akutte typar av endringar. Når det gjeld fisk, finst det inga ålmen semje om kva som er grensa mellom akutt og kronisk, men den vil mellom anna truleg avhenge av temperaturen.

Ein del av sjukdomsutviklinga er at aluminium fester seg til gjelleoverflata, slik at det oppstår **overflateakkumulering**. Dersom denne prosessen er rask nok, vil det til eikvar tid på overflata finnast så store mengder aluminium at det kan påvisast ved ulike typar mikroskopi (Youson & Neville 1987, Goossenaerts et al. 1988, Rosseland et al. 1992, Lacroix et al. 1993, Norrgren & Degerman 1993) (**figur 2d**). Histologisk påvisbar akkumulering på overflata kan oppstå på kortare tid enn eit døger (Kvellestad, unpubl. resultat).

Ved mindre giftige vasskvalitetar vil prosessen gå seinare, fisken overlever eller overlever i lengre tid, og aluminium som er på overflata vil verte teke inn i celler i epitelet, det vil seie **intracellulær akkumulering**. Der kan det påvisast ved mikroskopi (Karlsson-Norrgren et al. 1986, Youson og Neville 1987, Evans et al. 1988, Galle et al. 1990, Eeckhaoudt et al. 1993, Lacroix et al. 1993, Norrgren & Degerman 1993, Kvellestad, unpubl. res.). Metallet vil i slike tilfelle finnast som inklusjonar (samlingar) på visse stader i cellene, og mogelegvis er dette resultat av ein prosess som kan samanliknast med innkapsling, der metallet vert skilt frå andre delar av cella. Til tider er det ved histologisk undersøking vanskeleg å avgjere om inklusjonane ligg i eller utanfor cellene i epitelet, slik at dei då bør omtalast som **intraepitelial akkumulering** (**figur 2d**). Det har i overvakingssamanheng vore brukt å telje slike inklusjonar (Vuorinen et al. 1992).

Aluminiumsakkumulering på overflata og/eller i epitelet er og påvist ved kjemisk analyse av homogenat frå gjeller (Grahm 1980, Buergel & Soltero 1983, Andersson & Nyberg 1984, Brumbaugh & Kane 1985, Chevalier et al. 1985, Karlsson-Norrgren et al. 1986, Lee & Harvey 1986, Dietrich & Schlatter 1989, Cleveland et al. 1991, Kroglund et al. 1998b).

Når det gjeld konsentrasjon i gjellene som funksjon av eksponeringstid, er det publisert tilsynelatande sprikande resultat. Og

sjeldan har forsøka vore så langvarige at det er nådd jamvektskonsentrasjonen, som er den konsentrasjonen der akkumulering og eliminering omlag balanserer kvarandre. På den andre sida, patologiske endringar som etter kvart utviklar seg, og utvikling av toleranse som seinare vert diskutert, kan tenkjast å medføre at jamvektskonsentrasjonen vert ein funksjon også av desse. I så fall kan det vere vanskeleg å oppnå ein jamvektskonsentrasjon som er stabil over tid.

Aluminiumakkumulering hjå atlantterhavslaks er undersøkt i fleire forsøk. Ved eksponering for letale og subletale konsentrasjonar er auken i konsentrasjon i gjellene funnen å vere avgrensa til dei første 24 timane (Kroglund et al. 1998b), medan Wilkinson & Campbell (1993) fann at det ved pH 4,5 framleis var ein aukande konsentrasjon i gjellene etter tre til sju døger, og Lacroix et al. (1993) fann at konsentrasjonen auka over minst to veker. Ved letale konsentrasjonar i vatnet auka konsentrasjonen i gjellene over minst to døger hjå svart lakseabbor, bekkerøyre og regnbogeaure (Wood & McDonald 1987). Ørekyte ved pH 7 hadde same konsentrasjon i gjellene både etter 12 og 48 dagars eksponering, medan det ved pH 6 framleis var ein auke i same tidsrommet (Norrgren et al. 1991). Ved analyse av homogenat frå heil yngel av bekkerøye som vart eksponert for letale til subletale konsentrasjonar ved ulike pH-verdiar, var tid til 90 % av jamvektskonsentrasjonen 1,5 dagar ved pH 5,3, 4,2 dagar ved pH 6,1 og 1,7 dagar ved pH 7,2 (Cleveland et al. 1991).

Analyse for aluminium i gjellehomogenat inngår i dag som ein sentral parameter i fleire prosjekt, og det er av interesse å få kunnskap om kva som er normale bakgrunnsverdiar.

Dei primære endringane; aluminiumsakkumulering på gjelleoverflata og/eller som inklusjonar i epitelet, er ofte dei mest gjennomgåande og mest iaugefallande. Celler og vev sine responsar på akkumuleringa, det vil seie sekundære endringar, vert omtala det følgjande; dei akutte først og deretter dei kroniske. Desse typar av histologiske endringar er alle uspesifikke fordi dei også kan oppstå av mange andre årsaker enn akkumulering av aluminium (Mallat 1985, Ferguson 1989), blant anna vil ulike typar endringar førekomme etter eksponering for surt vatn (Daye & Garside 1976, Daye & Garside 1980). Fordi kontrollen med aluminiumskonsentrasjonen kan vere variabel, er det mogeleg at enkelte publikasjonar eigentleg omtalar effektar berre av surt vatn.

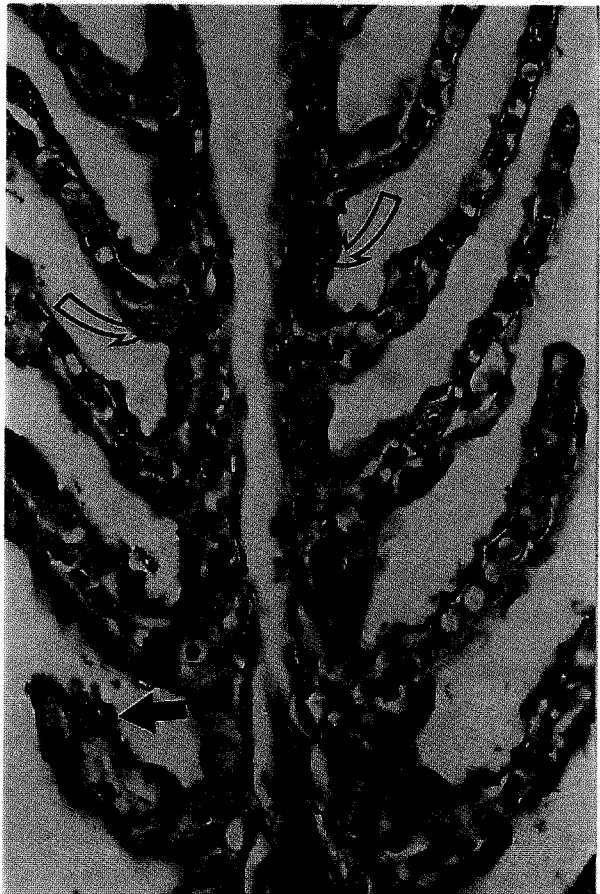
Figur 2

Bilete av histologiske snitt av gjeller. F = filament, L = lamell. Ca. 470 gonger forstørring.

- HE-farga snitt av laks frå Storelva. Kloridcelle (opa boga pil), slimcelle (rett fylt pil) og respiratorisk epitelcelle (pilhovud).
- ASA-farga snitt av same. Metallakkumulering kan ikkje påvisast.
- HE-farga snitt av gjelle frå aure frå Mandalselva. Hypertrofi og hyperplasi av kloridceller (fylt boga pil), død kloridcelle (fylt rett pil) og avstøyting av døde epitelceller (opa boga pil).
- ASA-farga snitt av same. Metallakkumulering på overflata (fylt rett pil) og i epitelet (opa boga pil).

- Micrographs of histologic sections through gills. F = filament, L = lamella. Ca. 470 x magnification.

- Haemalum and eosin (HE) stained section of salmon from the river Storelva. Chloride cell (open curved arrow), mucous cells (straight filled arrow) and respiratory epithelial cell (arrowhead).
- Section of the same stained with solochrome azurine in acid solution (ASA). No metal accumulation could be detected.
- HE stained section of trout from the river Mandalselva. Hypertrophy and hyperplasia of chloride cells (filled curved arrow), dead chloride cell (filled straight arrow) and exfoliation of dead epithelial cells (open curved arrow).
- ASA stained section of the same. Metal accumulation on the surface (filled straight arrow) and in the epithelium (open curved arrow).



Det føregår kompliserte prosessar ved skade på og død av celler, og det har vore og er brukt ein rikhaldig terminologi som det ikkje er full semje om. I det følgjande vert det gjeve ei sterkt forenkla framstilling. **Degenerasjon** føreligg når ei celle på grunn av ein ytre påverknad syner reversible endringar eller skade, til dømes lagring av framandt materiale eller oppsvulming på grunn av osmotiske forstyrringar. Når ei celle av ulike årsaker døyr, men framleis er lokalisert til levande vev, vil det samstundes og i ettertid føregå prosessar som resulterer i ulike endringar. Desse endringane manifesterer seg som ulike morfologiske bilete; **nekrose** eller **apoptose** (Cotran et al. 1994a). Kjenneteikn på **nekrose** er at celler får eit cytoplasma som er meir homogent og fargast sterkare med eosin. Kjernematerialet kan heilt eller delvis miste evna til å fargast med hemalum (karyolyse). I andre tilfelle er kjernematerialet kondensert slik at det fargast sterkare med hemalum, og kjernen er enten skrumpa (pyknose) eller fragmentert (karyorrhexis). Ved **apoptose** skrumpar cella, kjernematerialet kondenserer og samlar seg perifert under kjernemembranen, cella fragmenterer og vert fagocyttert av andre celler. I annan litteratur vert nekrose og apoptose definert litt annleis enn over, og blant anna difor vert det i denne rapporten i staden brukt omgrepet **celledød** når det er eit morfologisk bilete som syner at det har skjedd hjå levande fisk. Dessutan; både nekrose og apoptose kan føregå samstundes og av same årsak i det same vevet.

Vi har truleg for lite kunnskap til å kunne setje ei grense mellom reversible og irreversible endringar i celler i gjelleepitel; det vil seie mellom degenerasjon og celledød. Ein kompliserande faktor er også epitelceller si avgrensa levetid (Wendelaar Bonga & vand der Meij 1989), slik at det heller kan vere eit spørsmål om ytre påverknader medfører endringar som kortar ned denne.

Vi veit ikkje om ei celle med sparsom akkumulering av aluminium kan eliminere det og leve vidare. Men elektronmikroskopiske endringar som kanskje kan karakteriserast som degenerasjon, er sett i kloridceller med aluminium i cytoplasma (Karlsson-Norrgren et al. 1986, Youson og Neville 1987) og som vakuoler (blærer) i cytoplasma til respiratoriske epitelceller og kloridceller (Leino & McCormick 1993).

Ved eksponering for surt vatn med aluminium er det påvist død av respiratoriske epitelceller (Fischer-Scherl & Hoffmann 1988, Mueller et al. 1991, Rosseland et al. 1992, Verbost et al. 1995) og av kloridceller (Chevalier et al. 1985, Evans et al. 1988, Fischer-Scherl & Hoffmann 1988, Leino et al. 1990, Mueller et al. 1991, Norrgren et al. 1991, Rosseland et al. 1992, Leino & McCormick 1993, Verbost et al. 1995, Kvellestad, upubl.res.). Ved akutt letal toksisitet er omfanget så stort at det kan registrerast redusert tal kloridceller (Evans et al. 1988), noko som heilt eller delvis forklarar den nedgang ein måler i aktiviteten til enzymet NaK-ATPase (Staurnes et al. 1984). Død av gjelleepitelceller kan førekome i så stort omfang at avstøyte celler eller restar av slike kan påvisast liggande mellom filament og/eller lamellar, og er i slike tilfelle uttrykk for s.k. eksfoliering (**figur 2c**). Slike massar av avstøyte celler har tidvis vore omtala som *mucus clogging*. Men normalt slim er blankt, og det er dei avstøyte cellene som gjer at materialet har ein farge ulik den til gjellevev og slim, og dermed kan observerast i lupe (Kvellestad, upubl. res.).

Adhesjonar (lamellære synechiar) er samanlodningar mellom vanlegvis ytre del av lamellar. Det skjer ved at overflata til nabo-lamellar fester seg til kvarandre (Ferguson 1989), og truleg finst det fleire typar adhesjon. For det første, som ei akutt endring mogeleggjord ved at gjelleoverflata får endra eigenskapar, og ofte er det samstundes celledød. For det andre, som ei kronisk endring der det mellom celler på ulike lamellar vert danna eit fastare samband (Fischer-Scherl & Hoffmann 1988), og i slike tilfelle er det gjerne også epitelhyperplasi. Ein mogeleg tredje måte er at store mengder slim får lamellane til å feste seg til kvarandre (Fischer-Scherl & Hoffmann 1988).

Uttrykket *fusjon* vert tidvis brukt både om adhesjonar og i samband med epitelhyperplasi som i det følgjande skal omtalast, men sidan karsystemet i dei ulike lamellane kan vere intakt, og det dermed ikkje er tale om samansmelting av lamellar, bør dette uttrykket ikkje brukast i desse samanhengane. I ekstreme tilfelle kan det oppstå adhesjonar også mellom ulike filament. Adhesjonar er sett hjå fisk eksponert for aluminium i surt vatn (Fischer-Scherl & Hoffmann 1988, Mueller et al. 1991, Reader et al. 1991, Rosseland et al. 1992, Kroglund et al. 1994, Kvellestad 1995).

Intraepiteliaalt ødem er det når det mellom og under epitelceller finst utvida rom med veske (Ferguson 1989). Tidvis vert dette ekstracellulærrommet i epitelet kalla for *lymfatisk rom*, noko som bør unngåast sidan lymfekar ikkje finst i epitel og kanskje heller ikkje er påviste hjå fisk. Ved fiksering av gjellene for lang tid etter at fisken er død, eller ved dårleg fiksering, kan ein ha histologiske funn som til forveksling liknar både celledød og intraepiteliale ødem.

I gjeller frå fisk eksponert for surt vatn med aluminium, kan det finnast mindre intraepiteliale ødem (Evans et al. 1988, Fischer-Scherl & Hoffmann 1988, Ingersoll et al. 1990, Norrgren & Degerman 1993), eller samle seg veske i større mengder heilt ned mot basallaminaen slik at epitelcellene vert løfta opp (lifting, epitelio-kapillær separasjon) (Chevalier et al. 1985, Karlsson-Norrgren et al. 1986, Goossenaerts et al. 1988, Woodward et al. 1989). Uttala ødem førekjem gjerne samstundes med død av epitelceller.

Hypersekresjon (auka utskiljing) av slim førekjem i ein del tilfelle (Ferguson 1989), og når det hender i laupet av timar, tyder det på at allereie differensierte slimceller på kort tid skiljer ut store mengder slim. Ved histologisk undersøking av hud, er det etter få timar med eksponering for surt vatn med aluminium funne ein vesentleg reduksjon i tal slimceller (Berntssen et al. 1997), noko som indikerer at cellene tømmer seg for slim, og truleg gjeld dette også slimceller i gjeller.

Ved undersøking for utskilt slim gjev frysesnitt betre resultat, i det utskilt slim lett vert vaska bort ved formalin-fiksering og paraffin-innstøyping av vev (Tock & Pearse 1965, Pearse 1980). Ved undersøking av frysesnitt er utskilt slim på lamelloverflata, etter ein times eksponering for surt vatn med aluminium, påvist som små klumpar nær slimceller (Handy & Eddy 1989). Elles kjenner vi ikkje til at det etter så kort tids eksponering er utført histologisk undersøking med metodar som er spesielt eigna for påvising av utskilt slim. Basert berre på makroskopiske observasjonar, er

auka slimutsondring hevda å førekomme etter få timars eksponering for surt vatn med aluminium. Og som alt nemnt, uttrykket *mucus clogging* har vore brukt i slike høve. Men i tillegg til dei avstøytte cellene kan det og vere slim på gjelleoverflata, som påvist av (McCahon et al. 1987, Bowman & Bracken 1993) ved undersøking av etanol-preserverte og paraffin-innstøpte gjeller frå levande og daut fisk etter dagars eksponering.

Celledød, adhesjonar og intraepiteliale ødem er ofte akutte endringar som også fører til deformasjon av lamellane, og dei førekjem gjerne ved letal toksisitet. Ved eksponering for subletale aluminiumskonsentrasjonar og eit kronisk forlaup er det meir vanleg at gjellene sin respons er basert på vekst, deling og migrasjon av celler, slik at vevet aktivt prøver å tilpasse seg miljøet, eller aktivt prøver å ta hand om metall som er akkumulerte. Samling av akkumulert aluminium i inklusjonar kan vere eit døme på det siste, og bør kanskje sjåast i samband med utvikling av toleranse, som seinare skal omtalast. Dei histologiske bileta med høvesvis akutte endringar årsaka av letale konsentrasjonar og kroniske endringar årsaka av subletale konsentrasjonar, representerer ytterpunkt. Mellom desse finst det alle overgangar; som akutte endringar årsaka av subletale konsentrasjonar og kroniske endringar årsaka av letale konsentrasjonar. I det følgjande vert omtala celler og vev sin meir aktive respons.

Hypertrofi vil seie at ei celle vert større fordi den har auka produksjon av byggesteinar som inngår i den, og dette er ein tilpassingsreaksjon som følgje av uttala fysiologisk stress eller patologiske påverknader (Cotran et al. 1994a, b). Hypertrofiske celler kan ha blastære («oppblesne») kjernar innehaldande ein tydeleg nukleole (kjernelekkam), og rikeleg med cytoplasmatiske substans som fargast med eosin og gjerne i tillegg svakt med hemalum. Hypertrofi er difor prinsipielt ein heilt annan type endring enn den celleoppsvulming som ein kan ha ved degenerasjon, og dette skiljet er sers viktig når ein skal skjønne patologiske prosessar.

Hyperplasi vil seie auka tal celler, og kan vere både fysiologisk og patologisk (Cotran et al. 1994b). Hypertrofi og hyperplasi er uttrykk for auka aktivitet i vevet, og synest ofte å føregå parallelt (Cotran et al. 1994b).

Både **kloridcellehypertrofi og -hyperplasi** er i visse tilfelle sett hjå fisk eksponert for aluminium i surt vatn (Karlsson-Norrgrén et al. 1986, Fischer-Scherl & Hoffmann 1988, Woodward et al. 1989, Ingersoll et al. 1990, Norrgrén & Degerman 1993) (**figur 2c**). I andre tilfelle er det funne enten berre hypertrofi (Karlsson-Norrgrén et al. 1986, Youson & Neville 1987, Lacroix et al. 1993) eller berre hyperplasi (Jagoe et al. 1987, Leino et al. 1990, Norrgrén et al. 1993) av desse cellene. At ikkje begge typar endring er funne heilt parallelt, kan komme av metodane som har vore brukte, og at endringane må ha eit visst omfang for å kunne verte registrerte. På den andre sida; det er og døme på ein viss nedgang i tal kloridceller etter lengre tids eksponering for surt vatn med aluminium ved 4 °C (Leino & McCormick 1993).

Hypertrofi og hyperplasi av kloridceller kan og oppstå av mange andre årsaker. Som ein respons for å oppretthalde ionebalansen etter overføring til meir ionefattig vatn, er det omtala både hypertrofi og hyperplasi av kloridceller (Laurent et al. 1994), eller berre hypertrofi (Perry & Laurent 1989) eller hyperplasi (Mattheij

& Stroband 1971, Laurent et al. 1985, Avella et al. 1987, Leino et al. 1987).

Ved smoltifisering hjå laks føregår det i kloridcellene tilpassingar som kan observerast morfologisk (Laurent 1984, Pisam et al. 1988, Lubin et al. 1989, Lubin et al. 1991), men omtalen av desse er til dels motstridande. Pisam et al. (1988) fann at ein større del av kloridcellene var store, i motsetnad til Lubin et al. (1989; 1991). Det er funne både auke (Lubin et al. 1991) og ikkje auke i tal kloridceller (Lubin et al. 1989) i samband med smoltifisering.

Kloridcellehyperplasi er dessutan funne ved ulike andre toksiske påverknader (Laurent & Perry 1991) og ved låg temperatur (Leino & McCormick 1993).

Uttrykket **epitelhyperplasi** vert brukt om auke i talet på epitelceller, oftast om celler som synest å vere lite differensierte, og endringa vert oppfatta som patologisk (Ferguson 1989). Ofte er hyperplasien lokalisert til filamentepitelet mellom lamellane, eller prosessen startar der, og vert då gjerne kalla *primær epitelhyperplasi*. I ekstreme tilfelle vert rommet mellom lamellane fylt opp med celler. Uttrykket *fusjon* vert iblant brukt i slike tilfelle, men bør unngåast av grunnar som nemnt over. Hyperplasi av type som omtala her førekjem kanskje ved eksponering gjennom lengre tid for aluminium i surt vatn (Chevalier et al. 1985, Jagoe et al. 1987, Leino et al. 1990, Norrgrén et al. 1991, Lacroix et al. 1993, Leino & McCormick 1993, Norrgrén & Degerman 1993).

Hyperplasi av slimceller førekjem ved kroniske tilstandar av ulike årsaker (Ferguson 1989), og vil truleg seie at det er ei stadig høg slimutskiljing. Uttrykket *mukøs metaplasti* vert iblant brukt om auka tal slimceller, men metaplasti tyder eigentleg differensiering i anna retning slik at det i eit vev førekjem celletypar som normalt ikkje finst der (Cotran et al. 1994b).

Ved histologisk undersøking utført etter lengre tids eksponering for aluminium i surt vatn, er det funne auka tal slimceller i gjeller frå villfisk (Fischer-Scherl & Hoffmann 1988) og frå fisk i forsøk (Woodward et al. 1989, Mueller et al. 1991, Wilson et al. 1994). Det er likevel ikkje sikkert at hyperplasi av slimceller er ei vanleg endring ved eksponering for surt vatn med aluminium, for i eksponeringsforsøk ved låg temperatur er det ikkje funne endra tal slimceller, og ved høgare temperatur er det funne ein nedgang (Leino & McCormick 1993). Dessutan er det i forsøk ikkje funne endra tal slimceller i hud etter eksponering i 5 dagar eller lenger (Segner et al. 1988, Ingersoll et al. 1990).

Betennelse (inflammasjon) er ein prosess som vert igangsett som svar på ein del påverknader som kan medføre skade, den føregår i bindevev med blodforsyning, den fører til at veske og leukocyttar (kvite blodlekkamar) går frå blodet gjennom karveggar og ut i vevet for å samle seg der, den er nær knytt til reparasjon og eventuelt i neste omgang regenerasjon, og den er i utgangspunktet ein prosess som skal verne organismen (Cotran et al. 1994c). *Betennelsesceller* omfattar leukocyttar i vevet, her forenkla delt i makrofagar, melanomakrofagar, lymfocyttar og polymorfkjerna betennelsesceller, og vidare *mastceller* (eosinofile granulerte celler) (Reite & Evensen 1994, Reite 1997). Betennelsesceller kan finnast langs basallaminaen i gjelleepitel og i tilknytning til blodkara i filamenta (Ferguson 1989), og intraepitelial-

le ødem kan førekomme samstundes. Kanskje bør også *rodlet-celler* (Ferguson 1989, Reite 1997) og *celler med eosinofil inklusjon i cytoplasma* reknast som betennesceller. Ein veit lite om funksjonen til rodletceller, som er funne både i bindevev og epitel. Den siste celletypen er ikkje funne omtala i litteraturen, men finst mellom anna i gjelleepitel. Det histologiske haldepunkt for betennelse i gjeller er førekomst av betennesceller. Alle ovanfor nemnde celletypar synest først og fremst å førekomme ved skade årsaka av infeksjonar. Men uansett årsak til skade, så kan betennesceller, og serleg makrofagar, vere aktive ved fjerning av daude celler. Infiltrasjon med betennesceller i lamellepitel er sett hjå fisk som har vore eksponert for aluminium i surt vatn slik at det først har utvikla seg til død av epitelceller (Tietge et al. 1988). Makrofagar som infiltrerer epitelet kan og ta hand om akkumulert aluminium (Youson & Neville 1987).

Prosessar som hypertrofi og hyperplasi, intraepitelialt ødem og infiltrasjon med betennesceller, vil alle resultere i eit høgare gjelleepitel. Dette resulterer i **fortjukking av lamellar**. Også endringar i karsystemet kan gjere lamellar tjukkare. Ved vanleg histologisk undersøking kan det vere vanskeleg å skilje mellom epitel- og betennesceller, noko som gjer omgrepet *lamellfortjukking* nyttig ved mikroskopering. Fortjukking av lamellar, som kan vere avgrensa til den apikale (øvste) frie randa eller der vere mest uttala, vert ofte noko upresist omtala som *clubbing*. Endringa er sett hjå villfisk eksponert for aluminium i surt vatn (Chevalier et al. 1985, Kroglund et al. 1994, Kvellestad 1995), og det synest i desse tilfella å vere tale om hyperplasi av ulike celletypar i epitelet, og kanskje også infiltrasjon med makrofagar.

I tillegg til typar av endringar nemnde så langt, kan det førekomme endringar i blodkarsystemet (Karlsson-Norrgrøn et al. 1986), men desse vert ikkje omtala her.

Når faktoren som har medført endringar i eit vev vert borte, kan det skje **reparasjon**, der resultatet er eit arr med bindevev, eller det kan verte **regenerasjon**, der skada celler vert erstatta med nye av same type og alle spor etter dei patologiske endringane vert kanskje heilt borte (Cotran et al. 1994c). Fisken sine gjeller har stor evne til reparasjon og regenerasjon, og sistnemnde prosess er truleg avhengig av ein intakt basallamina (Ferguson 1989), noko ein har ved hypertrofi og hyperplasi, og ofte også ved andre typar av endringar. Kor lang tid det tek avheng mellom anna av endringa; både type og grad.

Når det gjeld fisk eksponert for surt vatn med aluminium, finst det lite data for aluminiumskonsentrasjon i gjellene som funksjon av tid etter avslutta eksponering, og dette er også i liten grad undersøkt histologisk. Dermed er det vanskeleg å vite kor lang tid fisken brukar på eliminering av akkumulert metall, men truleg avheng den av faktorar som vasskvalitet, temperatur, art, livsstadium, mengde akkumulert og omfanget av andre patologiske endringar.

Ved forsøk der overflateakkumulering må ha vore det dominerande, fann Wilkinson & Campbell (1993) ved analyse av homogenat at atlantehavslaks som hadde vore eksponert for tilsynelatande subletale konsentrasjonar ved pH 4,5 i 48 timar, eliminerte over halvparten av metallet innan to timar og resten innan 26 timar. Og McCahon et al. (1987) fann ved histologisk under-

søking av gjeller frå aure som hadde overlevd 48 timars eksponering for letale til subletale konsentrasjonar, at det var ein vesentleg reduksjon i aluminiumsmengda på overflata etter tre døger.

Når det finst intraepitelial akkumulering, eventuelt saman med overflateakkumulering, er det å vente at elimineringa tek lenger tid. Soleis fann Lacroix et al. (1993) i forsøk med atlantehavslaks, der akkumulering resulterte i $330 \pm 36 \mu\text{g}$ aluminium/g tørrvekt etter 10 dagars eksponering, at konsentrasjonen var redusert med minst 70 % innan 24 timar, og at det ved histologisk undersøking etter 5 døger ikkje kunne påvisast aluminium på overflata. Norrgren et al. (1991) eksponerte ørekyte i 12 dagar, og ved analyse utført 36 dagar etter avslutta eksponering, var konsentrasjonen igjen nede på normale bakgrunnsverdiar. Ved analyse av homogenat frå heil yngel av bekkerøye som vart eksponert i 56 dagar for letale til subletale konsentrasjonar ved ulike pH-verdiar, var metallet eliminert innan omlag tre dagar (Cleveland et al. 1991), men i det tilfellet ville kanskje analyse av gjellehomogenat gjeve eit anna resultat. Det var reduksjon til 60 % innann 24 timar og til 30 % innan 8 døger då laks med $220 \mu\text{g}$ aluminium/g tørrvekt gjellevev vart overført frå vatn med periodevis over $50 \mu\text{g}$ Al/L (positive reaktive aluminiumsformer) til vatn med $4 \mu\text{g}$ (Kroglund et al. 1998b).

Når det gjeld andre typar av endringar, så kan intraepiteliale ødem oppstått av ulike årsaker verte borte innan sju døger (Ferguson 1989). Celledød utvikla som dominerande endring hjå aure etter ein times eksponering, kan ha eit mykje mindre omfang etter 24 timars restituering (Verbost et al. 1995). Død av kloridceller og omfattande hyperplasiar hjå ørekyte etter 12 dagars eksponering, kunne ikkje lenger påvisast ved histologisk undersøking utført etter 36 dagars restituering (Norrgren et al. 1991), og truleg var desse endringane borte etter vesentleg kortare tid enn det. Men hjå atlantehavslaks er det funne liten reduksjon i graden av hyperplasi etter fem døger (Lacroix et al. 1993).

Ut frå noverande kunnskap er det rimeleg å tru at histologisk undersøking med farging for metall, gjev informasjon for ein periode på iallfall dei siste to til tre dagar før fisken vart fanga.

Dei ulike patologiske endringane som er omtala, vil i varierende grad få konsekvensar for fisken. Gjellene er organ for mellom anna osmoregulering og gassutveksling, og endringar vil i varierende grad påverke desse funksjonane; i uttala tilfelle slik at fisken døyr. Celledød fører til tap av celler, til dømes kloridceller som er avgjerande for osmoreguleringa, og det vert samstundes defektar i epitelet slik at permeabiliteten kan auke. Dersom prosessen med utfelling av aluminium på gjelleoverflata er rask nok, eller sagt på ein annan måte: er vasskvaliteten giftig nok, så vil celledød, adhesjonar og intraepiteliale ødem oppstå i eit omfang som gjer at fisken døyr innan eit døger (Rosseland et al. 1992). Adhesjonar og hyperplasiar fører til at gjellene sitt overflateareal vert redusert og at kloridceller kan miste kontakten med vatnet (Leino & McCormick 1993). Vidare vil adhesjonar, hyperplasiar, hypertrofiar og andre prosessar som medfører eit høgare epitel, føre til utvida barriere mellom blod og vatn (Leino et al. 1987, Tietge et al. 1988, Lacroix et al. 1993), slik at mellom anna gassutvekslinga vert vanskeleggjort. Patologiske endringar som medfører store endringar i vevsarkitekturen, vil medføre redusert

rom mellom lamellar (Chevalier et al. 1985, Evans et al. 1988, Leino & McCormick 1993) og dermed påverke irrigasjonene av gjellene med vatn.

Fisk kan leve i lengre tid i vatn med ein kvalitet som gjer at patologiske endringar oppstår i gjellene. Forsøk er utførde for å undersøke om dette skulle innebere utvikling av toleranse; det vil seie ein tilstand med redusert respons på eksponering for giftstoffet (Eaton & Klaassen 1996). For å referere berre til forsøk der det og er utført histologisk undersøking av gjellene, så fann Mueller et al. (1991) og Wilson et al. (1994) at fisk som i ein periode utvikla patologiske endringar, etterpå var betre i stand til å tole ein endå giftigare vasskvalitet. Men dette inneber truleg ein kostnad for fisken, som auka energibruk (Dennis & Bulger 1995) eller redusert kapasitet for oksygenopptak (Wilson et al. 1994). Redusert vekst er funne i forsøk der fisk vart eksponert for ein vasskvalitet som medførde utvikling av patologiske endringar i gjellene (Woodward et al. 1989). Men vi kjenner ikkje til at det finst data for kva respons som lettast kan registrerast; patologiske endringar eller redusert vekst.

Laks er meir følsom enn aure for surt vatn med aluminium (Fivelstad & Leivestad 1984, Rosseland & Skogheim 1984, Skogheim & Rosseland 1984, Rosseland et al. 1986, Rosseland et al. 1992, Norrgren & Degerman 1993), men vi kjenner ikkje til at det er undersøkt om det samstundes er skilnad når det gjeld patologiske endringar. Derimot er det i samanliknande forsøk funne at laks hadde både mindre overleving og større patologiske endringar i gjellene enn bekkerøye (Smith & Haines 1995). Resultat frå andre forsøk gjev og grunn til å vente at patologiske endringar heng saman med ein art sin sensitivitet, for Wood & McDonald (1987) fann ved samanlikning av tre arter at graden av aluminiumakkumulering varierer, og at graden av ionetap avheng av mengda som er akkkumulert.

Smolt er meir følsom enn parr ved eksponering for surt vatn med aluminium (Henriksen et al. 1984, Rosseland & Skogheim 1984, Rosseland et al. 1986, Hesthagen 1989, Staurnes et al. 1993). Det er å vente at dette også vil avspegle seg som skilnad i patologiske endringar, men vi kjenner ikkje til at det er undersøkt.

Sjølv om aluminium er funne langt på veg å kunne forklare toksisitet i forsura vatn, bør merksemnda rettast også mot andre metall.

To- og treverdig jern og andre metall er akutt giftige for fisk når konsentrasjonen er høg nok (Carpenter 1927, Wepener et al. 1992), og toksistet av jern, s.k. okerkveling, har ofte vore sett i samband med grunnvatn, førekomst av toverdig jern og oksydasjon av dette til treverdig (Larsen & Olsen 1950, von Lukowicz 1976, Amelung 1982). Når det gjeld histologiske endringar ved eksponering for jern, er desse undersøkt i mindre grad enn kva er tilfelle for aluminium. Publiserte undersøkingar dreiar seg ofte om akutt letal toksistet. Amorim Machado Cruz (1969) eksponerte fisk for to- og treverdig jern, og fann ved histologisk undersøking av gjeller at det mellom anna var død av epitelceller. I desse undersøkingane som er nemnde over, er det tale om konsentrasjonar som er høgare enn det ein vanelgvis finn i norske vassdrag. Av interesse er også at treverdig jern er påstått å kunne redusere toksiteten til aluminium ved pH 4,5 (Murungi & Robinson 1992).

Ved undersøking av snitt frå gjeller frå laks, er det i enkelte tilfelle i epitelet påvist jern samstundes med og på dei same stadene som aluminium. Dette gjeld undersøkingar der problemstillinga i utgangspunktet har dreia seg om aluminium og/eller låg pH, som i eksponeringsforsøk i Canada (Lacroix et al. 1993) og i Audna (Rosseland et al. 1992), og i villfisk frå Vikedalselva (Kvellestad 1995). Akkumulering av jern er også forsøkt påvist ved analyse av gjellehomogenat (Andersson og Nyberg 1984, Weatherley et al. 1991, Nyberg et al. 1995), men det må vere problematisk sidan ein ved slike metodar også vil måle jern bunde til hemoglobin i raude blodlekamar. Likevel, Weatherley et al. (1991) fann korrelasjon mellom mortalitet og konsentrasjon av aluminium og jern i gjellene, og mellom konsentrasjonen av aluminium og av jern, og tolka det som at jern kan medverke til at vatnet er giftig.

Mangan er i høge konsentrasjonar giftig for fisk ved pH 5,0 og 7,4 (Wepener et al. 1992). Ved analyse av gjellehomogenat frå villfisk eksponert for surt vatn, er det i tillegg til akkumulering av aluminium også funne akkumulering av mangan (Andersson & Nyberg 1984, Nyberg et al. 1995).

Fordi andre metall enn aluminium også kan akkumulere i gjellene og vere giftige for fisk, bør ein bruke uttrykket *metallakkumulering* når ein nyttar histokjemiske metodar som ikkje skiljer mellom ulike metall, til dømes solokrom azurin i sur løysing (ASA) (Denton & Oughton 1993).

Det kan vere vanskeleg å lage ein god arbeids-definisjon for *giftig*, og vitskapleg fastsetjing av grense- eller terskelverdiar for giftige stoff er mykje vanskelegare ved kronisk enn ved akutt toksistet, slik at det i sistnemnde tilfelle ofte må vere eit element av praktisk skjøn (Eaton & Klaassen 1996). Her dreiar det seg om grenseverdi for aluminiumskonsentrasjon i vatn, og sidan grenser for kronisk toksistet ligg lågare enn for akutt, bør grenser for førstnemnde vere det interessante i denne samanheng. Det er av to hovudårsaker vanskeleg å fastsetje slik grenser.

For det første, i denne samanheng er det ikkje tale om ein substans, men om vasskvalitetar med komplisert kjemi, mellom anna slik at ein giftverknad avheng av aluminium sine tilstandsformer, som igjen avheng av pH (Rosseland et al. 1992, Lydersen et al. 1994, Poleo et al. 1994). Aluminium kan akkumulere i gjellene ved pH-verdiar i vatnet frå 4 til 7 (Grahm 1980, Karlsson-Norrgren et al. 1986, Youson & Neville 1987, Cleveland et al. 1991, Norrgren et al. 1991, Vuorinen et al. 1992, Eeckhaoudt et al. 1993, Norrgren et al. 1993, Wilkinson & Campbell 1993), og kalking kan føre til høgare aluminiumskonsentrasjon i gjellene (Rosseland et al. 1992, Norrgren et al. 1993).

For det andre, ein fastsett grenseverdi avheng av den responsen som vert målt, av sensitiviteten for den brukte metoden og av storleiken på det undersøkte materialet (Eaton & Klaassen 1996). Ein kan definere noko som giftig når det hjå testorganismen gjev ein respons som er biologisk signifikant, men då må ein vite kva ein meiner med sistnemnde. Responsar kan målast på alt frå molekyl- til bestandsnivå. Med dagens kunnskap veit vi ikkje om responsar på cellenivå treng å implisere responsar, dvs. giftverknad, på individ- eller populasjonsnivå. Dersom vi ser på histologisk påvisbar akkumulering i gjellene, veit ein ikkje kvar grensa

ligg når det gjeld vasskvalitet for at denne responsen kan registrerast. Men basert på resultat frå forsøk med *in situ*-målingar, ligg den ein stad under 10 - 30 µg labilt aluminium/L (Kroglund, pers.med.), og avheng av vatnet sin fysiske og øvrige kjemiske kvalitet.

Som andre metodar brukte i overvåkingsarbeidet, har også histologisk undersøking som metode sine føremunar og problematiske sider.

Dei tilstandsformer av aluminium som er giftige for fisk, vert i varierende grad fanga opp med dei ulike analysemetodane som er tilgjengelege for vatn (Rosseland et al. 1992, Verbost et al. 1995, Kroglund et al. 1998b). Påvising av aluminiumakkumulering i gjeller frå fisk inneber derimot bruk av ein *biomarkør for eksponering* (Kendall et al. 1996). Metoden kan vere enten kjemisk analyse av homogenat eller histologisk undersøking.

Analyse av vassprøver syner kva som er kvaliteten i augneblinken, medan histologisk undersøking registerer endringar som er eit resultat frå påverknad gjennom perioden før fisken vart fanga. Dessutan vil konsentrasjonen av ulike tilstandsformer av aluminium endre seg i laupet av den tida ein vassprøve er under transport til eit laboratorium, slik at konsentrasjonen av kationisk aluminium (labilt aluminium [LAI] dersom analysert ved NIVA eller uorganisk monomert aluminium [UM-Al] dersom analysert ved NINA) representerer eit minimumsestimert (Kroglund et al. 1998a, 1998b). Av den grunn vert iblant analysar utførde i felt, men det er meir kostbart. På grunn av ulik analysemetode vil dessutan konsentrasjonen av UM-Al vanlegvis vere lågare enn LAI.

Analyse for aluminium i vevshomogenat og påvising av aluminium ved histologisk undersøking er to ulike metodar som utfyller kvarandre. Ein føresetnad for bruk av kjemisk analyse er at ein veit kva som er s.k. normale bakgrunnsverdiar. Dette synest å kunne variere ein del, idet ein får høgare verdiar ved analyse av gjeller frå fisk frå vassdrag med mykje suspenderte mineralpartiklar, sannsynlegvis fordi partiklane finst i vatn som er på gjellene si overflate og som uunngåeleg følgjer med ved preparering for analyse (Kroglund, pers.med.). Vi kjenner ikkje til at aluminium i slike partiklar er giftig for fisk.

Når ein substans som aluminium ikkje er jamnt fordelt i celler og vev, men finst i lokalt høge konsentrasjonar, kan histokjemiske og -fysiske metodar ha høg sensitivitet. Likevel synest den ved histokjemisk undersøking å vere mindre enn ved analyse på homogenat. For i forsøk der det ved analyse på homogenat er funne verdiar mellom 10 og 100 µg aluminium pr. gram tørrvekt, er det ved parallell histologisk undersøking påvist akkumulering hjå ein varierende del av fisken (Kroglund, pers.med.). Det er mogeleg at samsvaret vert dårlegare di større del av det akkumulerte aluminium som er overflatebunde, i det noko av dette kan verte borte ved preparering av vevet for histologisk undersøking. Mykje overflateakkumulert aluminium gjer og at handsaminga av prøvene før homogenisering er avgjerande for det resultat ein får (Wilkinson & Campbell 1993). Om sensitiviteten ved histologisk undersøking er lågare enn ved analyse på homogenat, så får ein til gjengjeld lokalisert det akkumulerte aluminium til vev, celler eller delar av celler. Slik sett vil histologiske endringar i tillegg

også kunne vere ein *biomarkør for effekt* (Kendall et al. 1996), i det ein også kan påvise endringar som er sekundære til metallakkumuleringa, og studere desse sin samanheng med førekomsten av metall. Her skal det tilføyast at primær endring av type intraepitelial akkumulering kanskje også bør sjåast på som markør for effekt, i det fordelinga av aluminium i celler og vev kan vere eit resultat av ein prosess utover det å passivt akkumulere metallet.

Histologisk undersøking inneber at ein får andre typar av informasjon enn ved dei meir vanleg brukte metodane i overvåkingsarbeidet, og denne kan vere med å fylle ut det biletet ein får. Dessutan kan eventuelle andre typar av vevsendringar oppdagast, endringar som ikkje har samanheng med eksponering for metall i surt vatn, og dette kan vere eit bidrag til ein generell helsekontroll.

Ein annan føremun med histologisk undersøking, er at materialet kan arkiverast i mange år, slik at snitt kan vurderast på nytt eller kan vurderast av andre personar, og det kan lagast fleire snitt som kan undersøkast ved hjelp av nye metodar som måtte komme.

På den andre sida; fleire tilhøve er med og gjev usikkerheit i resultat frå histologisk undersøking. I gjeller frå villfisk frå mange vassdrag vil det vere mange ulike typar av histologiske endringar, som kan oppstå av mange ulike årsaker. Sjølv om ein ved histologisk undersøking noterer alle typar av endringar som ein finn, må ein likevel velje nokre typar av endringar som kan danne grunnlag for evaluering av tilstanden i vassdraget. Det må veljast dei typar av endringar som det er mogeleg å sikkert fastslå ved mikroskopering, som er mest gjennomgåande, som syner mest variasjon og som ein meiner er viktigast for å kunne gje svar på føremålet med undersøkinga. Utvalet er til ein viss grad basert på skjøn, men metallakkumulering bør vere den viktigaste type endring som ein leitar etter.

Sidan ulike typar av endringar kan førekome i ulik grad, vil ei gradering ut frå førekomst gje meir informasjon, sjølv om den i beste fall er semikvantitativ. Det er ei vurderingssak korleis kriteriane skal vere, men dei må vere baserte på den variasjonsbreidde ein vanlegvis møter, og dei må setjast slik at dei er enklast mogeleg å bruke ved mikroskopering.

Ved snitting av gjeller vil det alltid vere ein viss variasjon i korleis snittplanet går gjennom gjellebogen. Sidan endringar ikkje er jamnt fordelte utover i vevet, men gjerne førekjem i visse område som kan definerast ut frå anatomiske kriterier, vil det variere i kor stor grad område med ulike endringar kjem med i eit snitt. Dette kan til ein viss grad kompensere for ved å vurdere endringane i høve til snittplanet.

Ved mikroskopering av snitt vil det alltid vere eit visst subjektivt skjøn, som kan variere frå person til person og frå tid til tid hjå same person. Serleg gjeld dette for gradering av endringar ut frå morfologiske studiar, medan påvising eller ikkje av metallakkumulering er meir objektivt. Tid til tid-variasjon kan unngåast ved å mikroskopere snitta på nytt og ved å undersøke heile materiale i laupet av kortast mogeleg tid.

3 Metodar

Det vart i samband med overvaking av ungfiskbestandar fiska med elektrisk fiskeapparat etter standard metodar (Bohlin et al. 1989) på ein eller fleire stasjonar i lakseførande del av dei aktuelle vassdraga (figur 3). For å få fisk, eller for å få mange nok fisk, har ein i enkelte vassdrag måtta fiske på fleire stasjonar innan ein og same elvestrekning. Stasjonane si plassering varierer dermed litt frå år til år. Førekost av arter er notert. Det er undersøkt eittårig eller eldre fisk, det vil seie fisk som stort sett er lenger enn 8 - 9 cm. Total lengde vart målt ved naturleg utstrekt spord. Alder på enkelte fisk vart bestemt ved undersøking av skjel og/eller øyrestein.

Den andre gjellebogen på fisken si venstre side vart i felt dissekert ut og fiksert på 10 % fosfat-buffra formalin ved pH 7 (Apoteksbolaget Produktion & Laboratorier, Göteborg). Formaldehyd fikserer vevet ved å danne kovalente bindingar til grupper i makromolekyler (Pearse 1980). Fosfatbuffra formalin er rekna som eit godt fiksativ for jern (Bunting 1949, Lillie 1965) og er tilrådd for aluminium (Lillie 1965), i begge tilfella truleg fordi fosfat dannar tungt løyseg salt med metalla og dermed hindrar diffusjon ut av vevet. Ved Veterinærhøgskolen vart vevet etter ein standard metode dehydrert gjennom ei rekkje med aukande konsentrasjon av etanol, klara i xylen og støypt i paraffin for skjering av tynne snitt. Frå kvar gjelle vart eit snitt farga med hemalum og eosin (HE) etter ein metode modifisert frå Culling et al. (1985).

Hemalum er eit s.k. kationisk fargestoff som er blått og som bind til negativt ladde delar av markomolekyler (Prentø 1985a, Prentø et al. 1985). Binding til fosfatgrupper medfører mellom anna at cellekjerner fargast, medan binding til sulfat- og karboksylatgrupper medfører at mellom anna slim fargast.

Eosin er eit anionisk fargestoff som er raudt og som bind til positivt ladde delar av molekyler (Prentø et al. 1985). I cellene sitt cytoplasma er proteinar dominerande når det gjeld binding av eosin, slik at cytoplasma ofte fargast raudt. Strukturar som bind fargestoffet vert omtala som *eosinofile*.

Eit snitt nummer to vart farga med solokrom azurin i sur løysing (ASA); ein metode for påvising av ulike metall, mellom anna aluminium og jern (Denton et al. 1984). Metall som reagerer med fargestoffet vert omtala som ASA-positivt materiale.

I få tilfelle vart eit tredje snitt farga med kaliumferrocyanid ($K_4Fe(CN)_6$) i sur løysing for påvising av treverdig jern ved Perls s.k. berlinerblåttreaksjon (Pearse 1985). Metoden har høg sensitivitet og spesifisitet for treverdig jern (Pearse 1985, Prentø 1985b).

Immunhistokjemisk undersøking for eventuell infeksjon med *Renibacterium salmoninarum*; bakterien som er årsak til *bakteriell nyresjuke* (BKD), vart ved Veterinærinstituttet, Seksjon for patologi, utført på eit fåtal gjeller med endringar som kan minne om det ein ser ved denne tilstanden.

Det vart undersøkt gjeller frå all fisk frå 1994 og 1995, men maksimalt fem fisk frå kvar stasjon frå 1996 og 1997. Snitt vart

mikroskoperte uten at ein på det tidspunkt hadde opplysningar om kvar fisken kom ifrå.

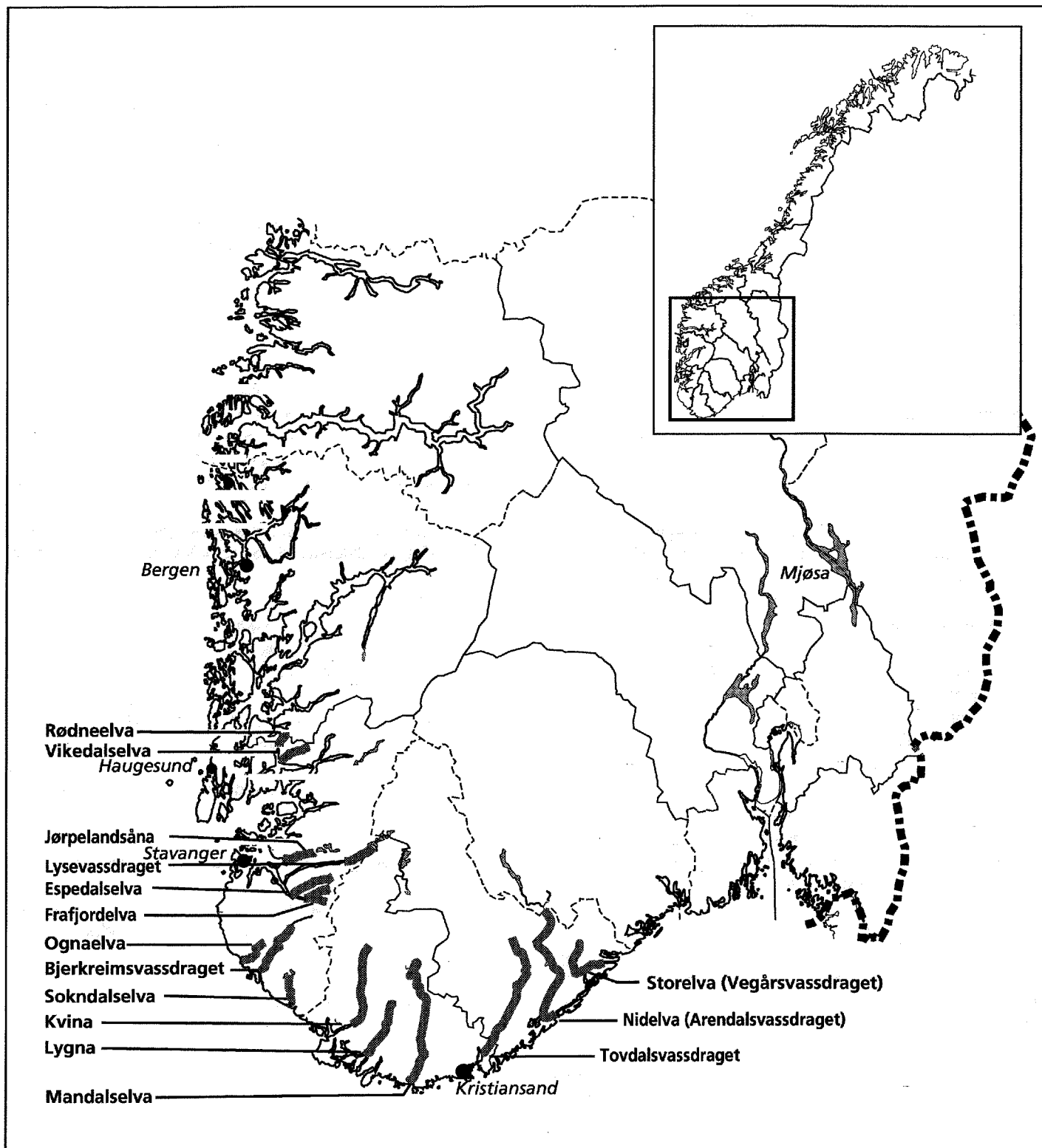
I det følgjande vert det presisert kva vi i denne rapporten meiner med omgrep brukte for å beskrive histologiske endringar som er mest framtrødande og mest gjennomgåande i materialet. Nærare omtale finst i innleiinga.

- *Akkumulering av ASA-positivt materiale* (metall). Histologisk vert det skilt mellom ASA-positivt materiale på gjelleoverflata (**overflateakkumulering av metall**) og som større og mindre samlinger (inkluderingar) inne i epitelet (**intraepitelial metallakkumulering**). I sistnemnde tilfelle kan det vere vanskeleg å avgjere om ASA-positivt materiale ligg inne i eller ved sida av cellene, sjølv om det i fleire tilfelle kunne lokaliserast til kloridcellene. Når det i ei celle er fleire inkluderingar, er desse rekna som ein. Dersom det ikkje er nærare spesifisert, vil omgrepet *metallakkumulering* verte brukt om metall som har akkumulert på overflata og/eller i epitelet.
- *Adhesjonar* (lamellære synechiar) vert brukt om samanklebing mellom lamellar.
- *Fortjukking av lamellar* vert brukt om endring der det er fleire og/eller større epitelceller, og/eller infiltrasjon med betennesceller, noko som inneber eit høgare epitel. Dessutan vert omgrepet nytta når endringar i blodkar eller deformasjon av lamellar medfører at dei vert tjukkare.
- *Epitelhyperplasi* vert brukt om auka tal epitelceller som tilsynelatande er lite differensierte og som finst på filamenta mellom lamellane.
- *Celler som indikerer infeksjon* omfattar betennesceller, mastceller (MC) inklusive, og dessutan *rodletceller* (RC) og *celler med eosinofil inklusjon i cytoplasma* (EI).
- *Celledød* eller *død av epitelceller* vert brukt om død av epitelceller hjå fisk som er levande.
- *Kloridcellehypertrofi* vil seie at desse cellene er større enn vanleg.
- *Kloridcellehyperplasi* vil seie auka tal av denne celletypen.
- *Epiteliocyster* i epitelet representerer samlingar av rickettsie- eller klamydieliknande mikroorganismar (Hoffman et al. 1969).
- *Metazoar* vert brukt om fleircella parasittar.

Dei ulike typar av histologiske endringar kan førekomme i varierende grad; frå nesten ikkje påvisbare og til sers uttala. For å få best mogeleg oversyn over omfanget av endringar som nemnt over, og for å kunne presentere resultat i tabellform, er ulike typar av endring sin førekost gradert semikvantitativt ut frå visse kriteria. Desse er sette opp ut frå den variasjonsbreidde som ein vanlegvis møter for dei ulike typar av endringar (**tabell 1**). Gradering som særskilt sparsom, sparsom, moderat, uttala og særskilt uttala er med bakgrunn i førekost av endringar i vevet,

og ikkje ut frå kor store endringane må vere for at det skal vere registrerbare effektar på fisken. Det vil seie at ei endring av sparsom grad kan tenkjast å oppstå ved vasskvalitetar som er giftige for fisken. Kriteriane er kvantitative, men dei kan vere vanskelege å bruke i praksis, og stader med endring er talde berre når det er naudsynt av omsyn til graderinga.

Resultata vert presenterte for *grupper* av laks eller aure fanga på ein stasjon. Dersom det er tilnærma like funn hjå fisk fanga ved same tidspunkt på ulike, men nærliggjande stasjonar på ein elvestrekning, er alle desse beskrivne samla som ei *gruppe*. Innan kvar gruppe er det rekna ut gjennomsnittleg lengde av fisken, og for nokre få grupper også alder.



Figur 3
Kalka vassdrag som inngår i NINAs overvaking av ungfiskbestandar med histologisk undersøkning av gjeller. - Lined rivers included in NINA's monitoring programme on juvenile fish populations where histological examinations of fish gills have been carried out.

Tabell 1. Kriteriar for gradering av histologiske endringar ut frå deira førekomst. Definisjon av endringar finst i avsnitt 2 og forkortingar i avsnitt 3.1.3. Dersom endringar med sparsom førekomst førekjem så sjeldan at det må leitast grundig for å finne dei, er dei karakteriserte som serskilt sparsomme og markerte med (1) - Criteria for grading the occurrence of histologic changes in gills. Abbreviations used in tables are underlined, and a more complete explanation is given in appendix. If changes with a sparse occurrence occurred so infrequently that one had to search intensively to find them, they are characterized as especially sparse and designated (1).

Type histologisk endring	Talverdi for og beskrivelse av grad av vevsendring				
	0	(1): Serskilt sparsom førekomst og 1: Sparsom førekomst	2	3	4
	Ikkje påvist		Moderat førekomst	Uttala førekomst	Særskilt uttala førekomst
<u>ASA+ overfl.:</u> ASA-pos. materiale på overflata	Materiale ikkje påvist	Materialet sit stort sett fast til overflata	Omlag like mykje av materialet ligg både fast og laust	Mesteparten av materialet ligg laust mellom lamellar og filament	-
<u>ASA+ intra.:</u> ASA-pos. materiale i gjelleepitelet Tal samlinger (inkluderinger) pr. 10. lamell	Ingen samlinger påviste	< 1	1-2	> 2	-
<u>Ad.:</u> Adhesjoner mellom lamellar Del av lamellar med endring	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
<u>Lam.fort.:</u> Fortjukka lamellar Del av lamellar med endring	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
<u>Hyperpl.:</u> Hyperplasi av filamentepitel	0	Må leite litt for å finne område med endring	Område med endringar er lette å finne	Område med endringar finst over alt	-
Mastceller (MC), celler med eosinofile inkluderingar (EI) eller rodletceller (RC) i epitel	0	Eit fåtal celler som ein må leite litt for for å finne	Cellene er lette å finne	Cellene finst i stort tal dei fleste stader	-

4 Resultat og diskusjon

4.1 Presentasjon av resultat og forklaring til tabellar

4.1.1 Data for vasskjemi

Vassprøver vart analyserte ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA), ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) eller ved Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland.

- Stasjon_w - Stad for innhenting av vassprøve frå elvestrekning der det er fiska. Den treng ikkje ha akkurat same lokalisering som den for elektrisk fiske. Stasjonane er omtala i rapportar frå Direktoratet for naturforvaltning (1997, 1998a, 1998b) og er markerte på kart over kvart vassdrag.
- Dato_w - Årstal, månad og dag for innhenting av vassprøve.
- pH
- LAI/UM-Al, mg/l - Labilt aluminium/uorganisk monomert aluminium.
- N_w - Tal prøver som er analyserte i laupet av året. Enkeltverdiar for tida omkring elektrisk fiske, og minimums-, gjennomsnitts- og maksimumsverdiar for heile året, vert presenterte for kvar stasjon.

4.1.2 Opplysningar om elektrisk fiske

- Stasjon_{ef} - Stasjon for elektrisk fiske, som omtala i rapportar frå Direktoratet for naturforvaltning (1997, 1998a, 1998b), og som markert på kart over vassdrag.
- Dato_{ef} - Årstal, månad og dag for elektrisk fiske.
- N_{ef} - Tal fisk i gruppa.
- Gj.sn. lengde, mm (SD) - Gjennomsnittleg lengde i millimeter og i parentes standardavviket.
- Gj.sn. alder, år (SD) - Gjennomsnittleg alder i år og i parentes standardavviket (berre for Vikedalselva).
- Gr - Gruppe med fleire fisk som ved eitt tidspunkt er fanga på ein eller flere stasjonar på ein bestemt elvestrekning, og som resultat av histologisk undersøking vert presenterte samla for.

4.1.3 Resultat av histologisk undersøking

Berre prosentvis del av fisk *med* dei mest vanlege typar av endringar er presenterte i tabellform. Gradering av endringar er gjort greie for i **tabell 1**. Meir sjeldne typar av funn vert omtala berre i teksten.

- N_h - Tal fisk som frå kvar gruppe er undersøkt histologisk.
- i.u. - ikkje undersøkt histologisk.
- ASA+ overfl., % - Del av fisk som har ulike grader av metallakkumulering på gjelleoverflata.
- ASA+ int., % - Del av fisk som har ulike grader av metallakkumulering i gjelleepitelet.
- Ad., % - Del av fisk som har ulike grader av adhesjon mellom lamellar.
- Lam.fort., % - Del av fisk som har ulike grader av lamellfortjucking.
- Hyperpl., % - Del av fisk som har ulike grader av epitelhyperplasi.
- MC, % - Del av fisk som har ulike mengder av mastceller i epitelet.

- EI, % - Del av fisk som har ulike mengder av celler med eosinofil inklusjon i epitelet.
- RC, % - Del av fisk som har ulike mengder av rodletceller i epitelet.

4.2 Storelva (Vegårsvassdraget) (vassdragsnr. 018.Z)

Laks og sjøaure kan gå opp til Hauglandsfossen ovanfor Ubergsmoen, ein strekning på omlag 18 km (**figur 4**). Det har vore ein sterk nedgang i fiskebestandane i Vegårsvassdraget, og kalking vart starta i tilknytning til innsjøen Vegår på midten av 1980-talet. Storelva er frå våren 1996 kalka frå eit eige kalkdoseringsanlegg ved Hauglandsfossen. I hovudvassdraget ved Nes var pH 6,8 - 7,0 frå og med slutten av vårflaumen til utgangen av august i 1996 og 1997 (Kaste 1997a, Kaste 1998a). Det vart funne laks- og aureunger på alle dei undersøkte stasjonane i Storelva i 1996 og 1997, og tettleiken av laksyngel var til dels høg (60-80 individ pr. 100 m²) på heile strekninga nedanfor Nes Verk (Larsen 1998a).

Gjennomsnittsverdiane for vassprøver i 1996 og 1997 var høvesvis 6,50 og 6,72 for pH og 12 og 2 for µg/L for LAI (**tabell 2.1**). I tida omkring prøvafiske var det begge åra pH-verdiar som var høgare enn gjennomsnittet og LAI-verdiar som var lik eller lågare enn gjennomsnittet. På dato nærast den for fiske var det begge åra pH ca. 6,8 og ikkje påvist LAI.

Det er undersøkt fisk frå 1996 og 1997, og metallakkumulering vart ikkje påvist (**tabell 2.2**), noko som samsvarar med data for vasskjemi og høg tettleik av laksungar nedanfor Nes Verk.

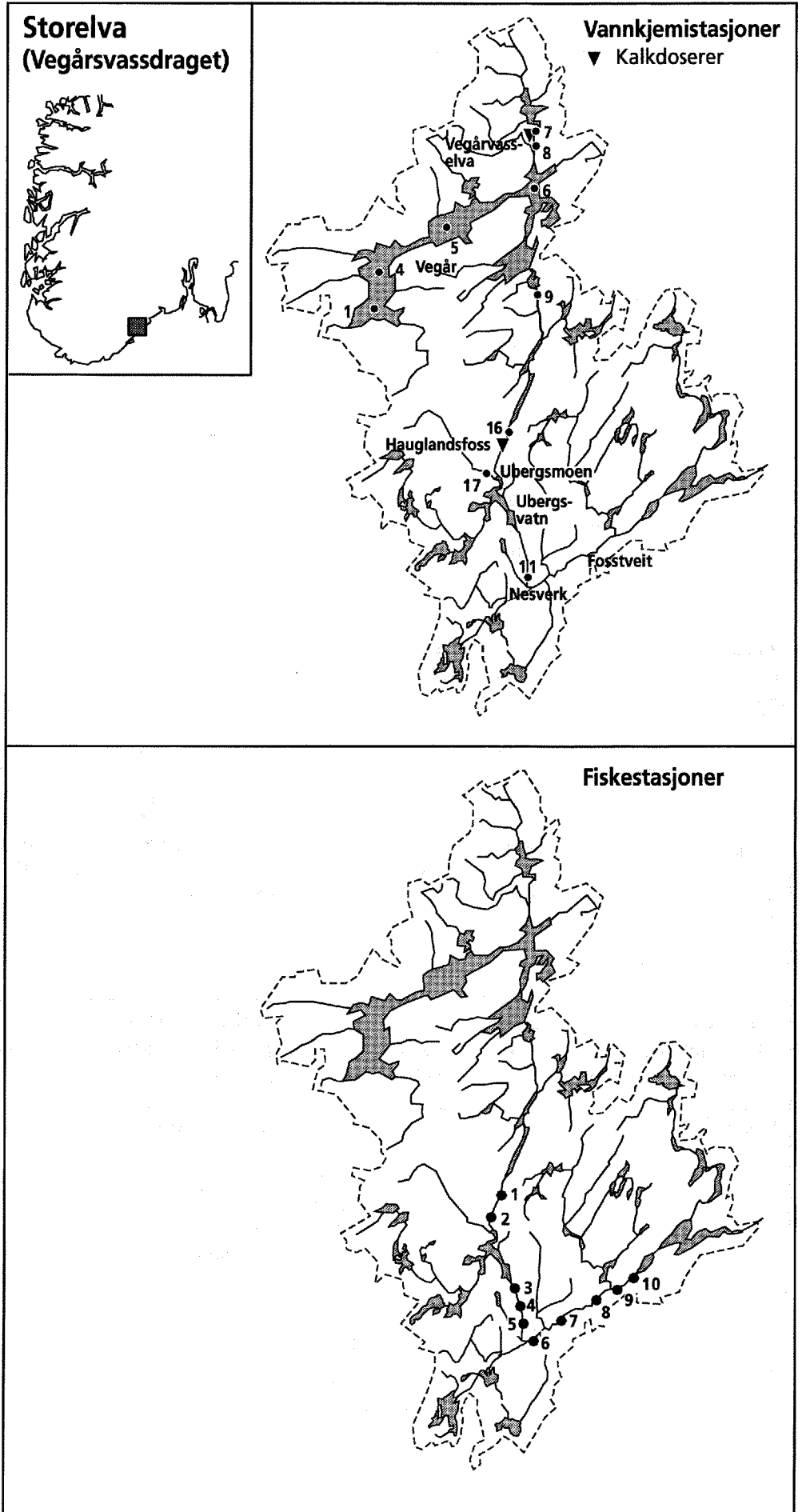
Det fanst sparsomt med lamellfortjuckingar, hyperplasier og celler som indikerer infeksjon, men likevel mest hjå auren. I materialet frå 1996 vart det på ein aure påvist sparsomt med epitelocyster, og på ein vart det funne ein haptormark-liknande ektoparasitt.

4.3 Nidelva (Arendalsvassdraget) (vassdragsnr. 019.Z)

Laks og sjøaure kan gå opp til Eivindstad kraftverk, ein strekning på 22 km (**figur 5**), men det er eit betydeleg vandringshinder og -forseinking ved Helle/Rygene kraftverk på grunn av låg vassføring, feilvandring til omlaupstunnel, trefiberutsløpp og gassovermetting. Den opphavelge laksebestandane i Arendalsvassdraget er borte, og det har vore ein sterk nedgang også i innlandsfiskebestandane. Det er gjennomført kalking i eit betydeleg tal innsjøar i nedslagsfeltet, og dei store innsjøane Nisser og Fyresvatn vart kalka i høvesvis 1996 og 1997. Dette har medverka til ei sakte, men sikker betring av vasskvaliteten også nedover vassdraget mot anadrom strekning (Hindar 1998a). Det er berre påvist eit lågt tal aure i 1996 og 1997, og laksyngel er tilfeldig påtreft med tre individ i 1996 og eitt individ i 1997 (Larsen & Berger 1998).

For vassprøver frå 1997 var gjennomsnittsverdien 5,78 for pH og 27 µg/L for LAI, og på dato nærast den for prøvafiske var det pH 6,17 og 6 µg LAI/L (**tabell 3.1**).

Figur 4
 Storelva (Vegårsvassdraget) med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Storelva (Vegårsvassdraget) showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.



Tabell 2.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Kaste 1997a, 1998a) og opplysingar om elektrisk fiske i Storelva (Vegårvassdraget) i 1996-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Kaste 1997a, 1998a), and information about electrofishing in river Storelva (Vegårvassdraget) in 1996-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
11 Nes Verk	960713	6,86	10	Laks	9 Fosstveit	960829	10	87 (10)	1
	960822	6,83	0	Aure	7,9 Fosstveit	960829	6	108 (9)	2
	1996, min.	6,12	0						
	1996, gj.sn.	6,50	12						
	1996, maks.	6,92	55						
	1996, N _w	15	15						
11 Nes Verk	970716	6,88	2	Laks	7,9 Fosstveit	970802	10	90(17)	3
	970818	6,76	0	Aure	7,9 Fosstveit	970802	7	98(14)	4
	1997, min.	6,38	0						
	1997, gj.sn.	6,72	2						
	1997, maks.	7,10	11						
	1997, N _w	10	10						

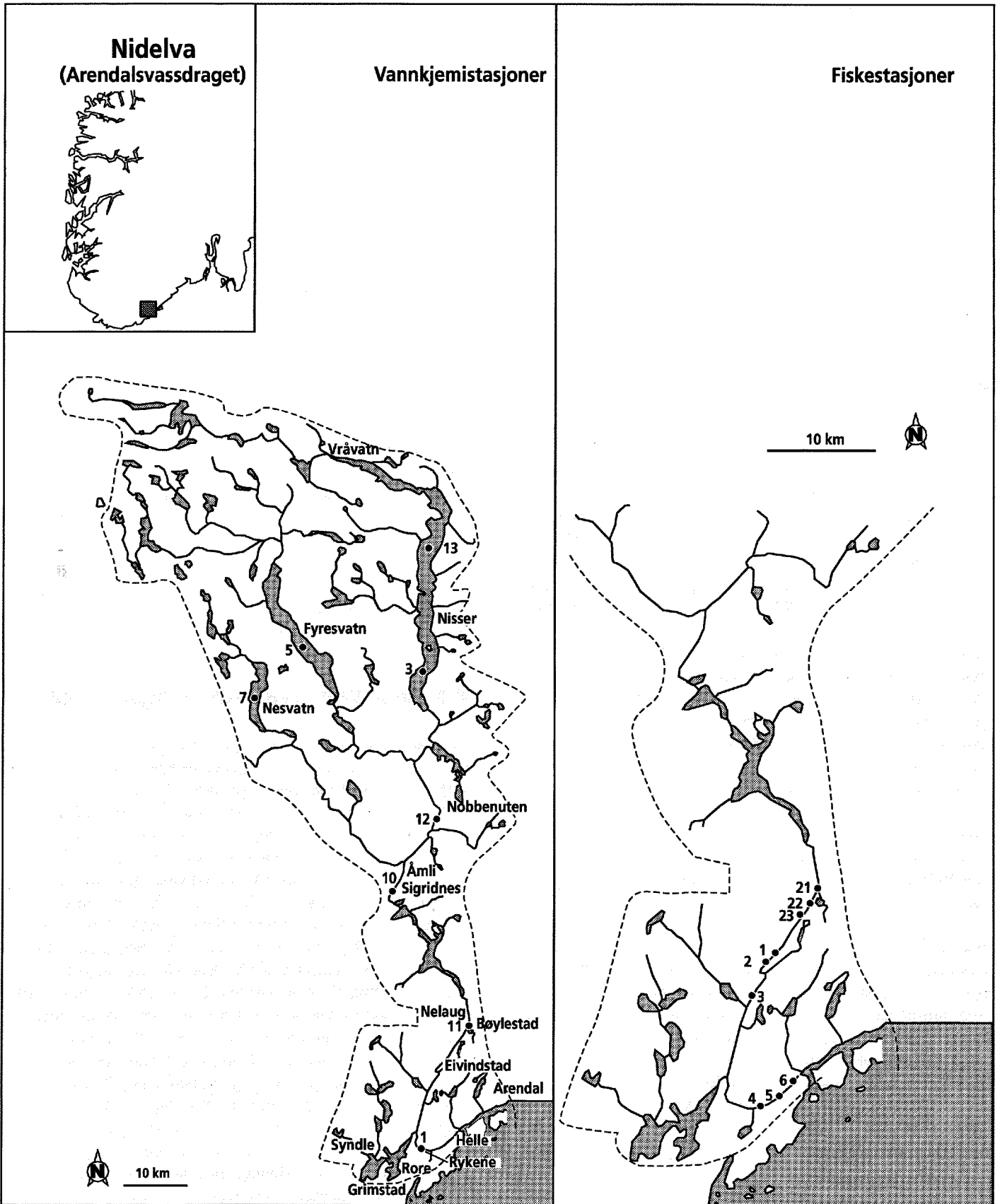
Tabell 2.2. Resultat av histologisk undersøking av gjeller frå fisk frå Storelva (Vegårvassdraget) i 1996-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1.- Results of histologic examination of gills from fish captured in river Storelva (Vegårvassdraget) in 1996-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	6	0	0	0	0	0	0	0	17	33	0	0	50	33	0	17	83	0	50	0	0	0	0	0
3	10	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	60	0	0	0	0	0	10	0	0	10	0	0
4	6	0	0	0	0	0	0	17	0	83	0	0	67	17	0	17	83	0	33	67	0	17	0	0

Tabell 3.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Hindar 1998a) og opplysingar om elektrisk fiske i Nidelva (Arendalsvassdraget) i 1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Hindar 1998a), and information about electrofishing in river Nidelva (Arendalsvassdraget) in 1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
11	970717	5,78	26	Aure	1 Eivindstad*)	970812	1	98	1
Bøylestad	970821	6,17	6		21 Bøylestad	970812	2	124 og 99	2
	1997, min.	5,54	6						
	1997, gj.sn.	5,78	27						
	1997, maks.	6,17	52						
	1997, N _w	9	9						

*) Eivindstad ligg 3 - 4 km nedstrøms for Bøylestad.



Figur 5
 Nidelva (Arendalsvassdraget) med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvåking og ungfiskundersøkingar. - The river Nidelva (Arendalsvassdraget) showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 3.2. Resultat av histologisk undersøking i Nidelva (Arendalsvassdraget) i 1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Nidelva (Arendalsvassdraget) in 1997. Explanation in appendix.

Gr	Nh	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
1	1	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	100	0	0	100	0	0	
2	2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	100	0	50	50	0	0	0

Histologisk er det undersøkt gjeller frå berre tre aure, og hjå alle er det påvist serskilt sparsom metallakkumulering i epitelet (**tabell 3.2**).

4.4 Tovdalsvassdraget (vassdragsnr. 020.Z)

Tovdalselva er lakseførande frå Kjevik til like ovanfor Herefossfjorden, ein strekning på omlag 25 km (**figur 6**). Sjøaure har generelt vanskeleg for å passere Boenfossen, og laks kan ikkje passere vandringshinderet før vassføringa er nede i 10-12 m³/s (Saltveit 1984). Nedanfor Sveftefossen ved Boen er elva brakkvasspåverka dei siste 6-7 km før utlaupet i sjøen. Tovdalsvassdraget er sterkt forsura (Hindar 1998c), og det er tidlegare dokumentert betydelege skadar på fiskebestandane (Muniz et al. 1975, Leivestad & Muniz 1976). Heile vassdraget skal vere fullkalka frå oktober 1996, men Ogge vart kalka første gong i juli og Skjeggedalsåna i august 1996. Ogge har utlaup til hovudvassdraget i Flaksvatn, slik at vatnet ved stasjon 1-4 kan reknast som ukalka og det ved stasjon 11-14 som kalka då ungfiskmaterialet vart samla inn i 1996. Det vart ikkje påvist laksunger i 1995 og 1996. Derimot vart det funne aure på alle dei undersøkte stasjonane, og det var relativt høge tettleikar i området frå Flaksvatn og ned til utlaupet i sjøen. Samanlikna med tidlegare år, var det i 1997 auka tettleik av aure i vassdraget, serleg etter utlaup frå Herefossfjorden, og det vart fanga laksungar nedst i vassdraget (Larsen 1998b).

Analyse av tre vassprøver tekne seinhaustes i 1995 etter utlaup frå Herefossfjorden synte gjennomsnittsverdi på 5,12 for pH og 74 µg/L for LAI (**tabell 4.1**). I 1996 og 1997 vart det på denne staden teke prøver gjennom heile året, og gjennomsnittsverdiane var 5,28 og 5,94 for pH og 57 og 20 µg/L for LAI, noko som indikerer ein betre vasskvalitet. Også ved Boen bruk vart det desse to åra teke prøver, og gjennomsnittsverdiar for pH og LAI var der høvesvis litt høgare og litt lågare. På dato nærast den for prøvafiske var det på desse to stadene både i 1996 og 1997 ein pH-verdi høgare enn og ein LAI-konsentrasjon lågare enn årsgjennomsnittet.

Ved undersøking av aure frå 1995 og 1996 etter utlaup frå Herefossfjorden, vart det begge åra påvist metallakkumulering på gjelleoverflata; på høvesvis 50 og 100 % av fisken (**tabell 4.2**). All fisk frå 1995 og 1996 hadde dessutan akkumulert metall i gjellepitelet, medan berre halvparten frå 1997 synte denne type akkumulering. Det er ikkje funne sikker skilnad mellom dei to første åra, men resultatata syner mindre grad av metallakkumulering i 1997. Dette samsvarar med ein tilsynelatande vesentleg betre

vasskjemi det siste året, idet pH var høgare og verdiane for LAI lågare i tida omkring prøvafiske.

I 1996 og 1997 vart det også undersøkt aure frå Flaksvatn-Boen, som ligg lenger ned. Begge åra var det akkumulert omlag like mykje metall i epitelet. Men det var i 1996 mindre akkumulering enn lenger opp, idet det ikkje vart påvist overflateakkumulering. Dette samsvarar med ein betre vasskvalitet der enn lenger oppe; både når det gjeld årsgjennomsnitt og verdiar for tida omkring prøvafiske. Dessutan vart det ved prøvafiske i 1996 funne høgare tettleik av aure der enn lenger oppe (Larsen 1997a).

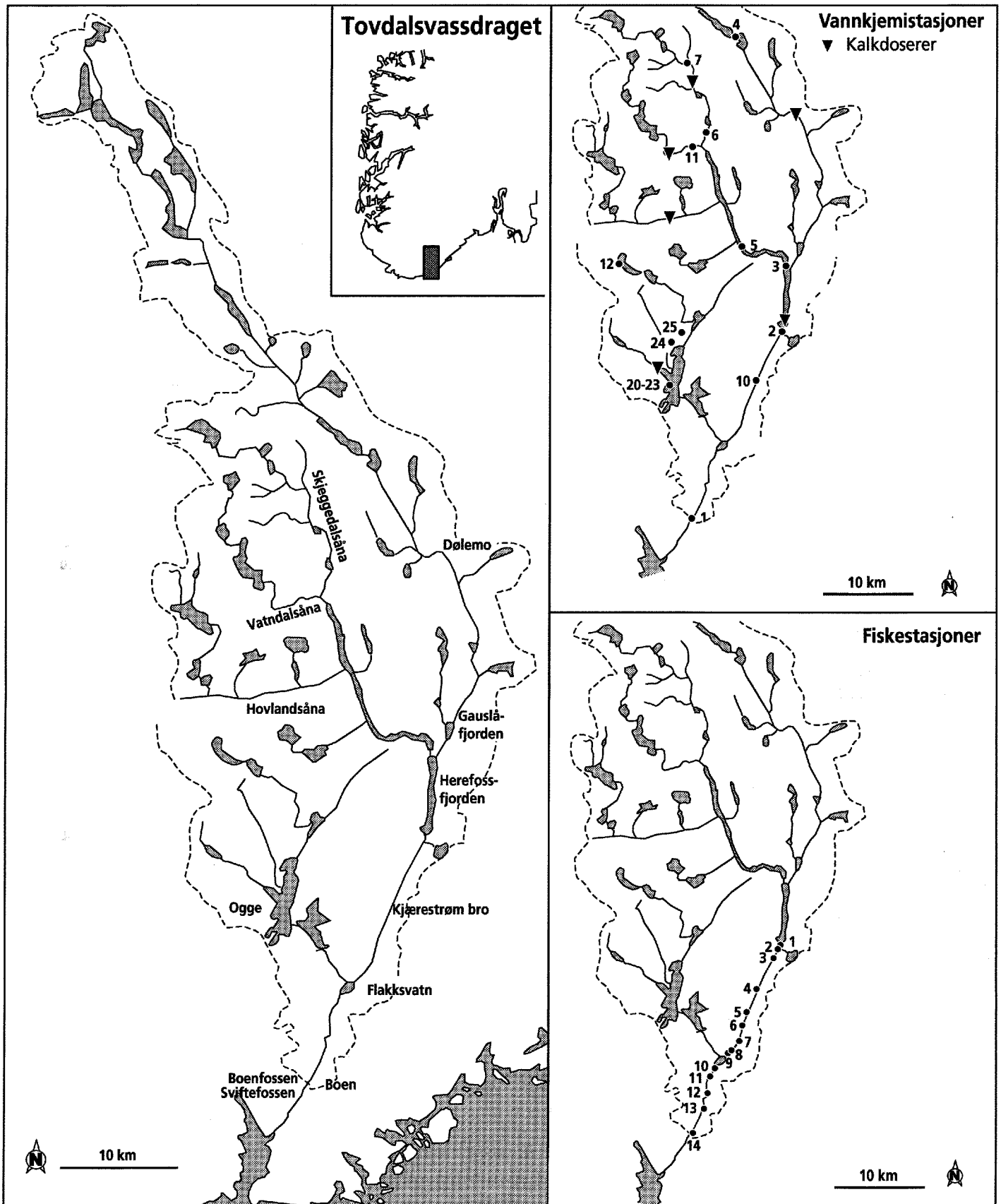
Fleire fisk hadde sparsomme lamellfortjukkingar og hyperplasiar, og førekomst av celler som indikerer infeksjon.

Data for vasskjemi og frå prøvafiske og histologisk undersøking peikar alle mot betre tilhøve i 1997.

4.5 Mandalselva (vassdragsnr. 022.Z)

Laks og sjøaure kan gå heilt opp til Kavfossen, ein strekning på omlag 48 km (**figur 7**). Utbygginga av Bjelland og Laudal kraftverk har redusert vassføringa og vanskeleggjort oppvandringa i elvestrekninga mellom Kavfossen og utlaupet frå Bjelland kraftverk, og i elvestrekninga mellom Mannflåvatn og Laudal (Larsen & Haraldstad 1994). Mandalselva er sterkt forsura (Kaste 1998b), og vassdraget er fullkalka frå og med juni 1997 ved hjelp av tre store dosererar plasserte i hovudelva og fem mindre plasserte i sure sidevassdrag. Ved elektrisk fiske i 1996 var kalkinga berre kome i gang i Kosåna, som renn inn i hovudvassdraget like nedanfor Kavfossen. Vassføringa i Kosåna er lita samanlikna med den i hovudvassdraget, slik at sistnemnde kan sjåast på som ukalka i 1996. Det var relativt høge tettleikar av aureyngel på strekninga frå Mannflåvatn til Øyslebø (stasjon 8-15) i 1996 (Larsen 1997b). I 1997 var det ein auke i tettleiken av aureyngel i den øvste delen av vassdraget, men generelt låge tettleikar på alle strekningane nedanfor Mannflåvatn (Larsen 1998c). Det vart ikkje påvist laksungar i nokon del av vassdraget i 1995 (Kaste et al. 1998), medan det i 1996 vart funne laksyngel i lågt tal på to stasjonar. I 1997 vart det derimot funne laksyngel på åtte av stasjonane fordelt på heile den lakseførande strekninga. Tal laksyngel vart størst på strekninga Kavfossen-Monan øvst i lakseførande strekning.

Analyse av vassprøver frå Marnardal syner ei betring i perioden 1995 til 1997, med gjennomsnittsverdiar for pH på 4,97, 5,26 og 5,61 og for LAI 79, 53 og 45 µg/L, sjølv om den lågaste pH-verdi på 4,66 vart målt det siste året (**tabell 5.1**). I 1996 og 1997 vart det også analysert vassprøver frå Bjelland, og resultatata var omlag



Figur 6
 Tovdalsvassdraget med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Tovdalsvassdraget showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 4.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Hindar & Skiple 1997, Hindar 1998b, 1998c) og opplysingar om elektrisk fiske i Tovdalsvassdraget i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Hindar & Skiple 1997, Hindar 1998b, 1998c), and information about electrofishing in river Tovdalsvassdraget in 1995-1997. Explanation in appendix.

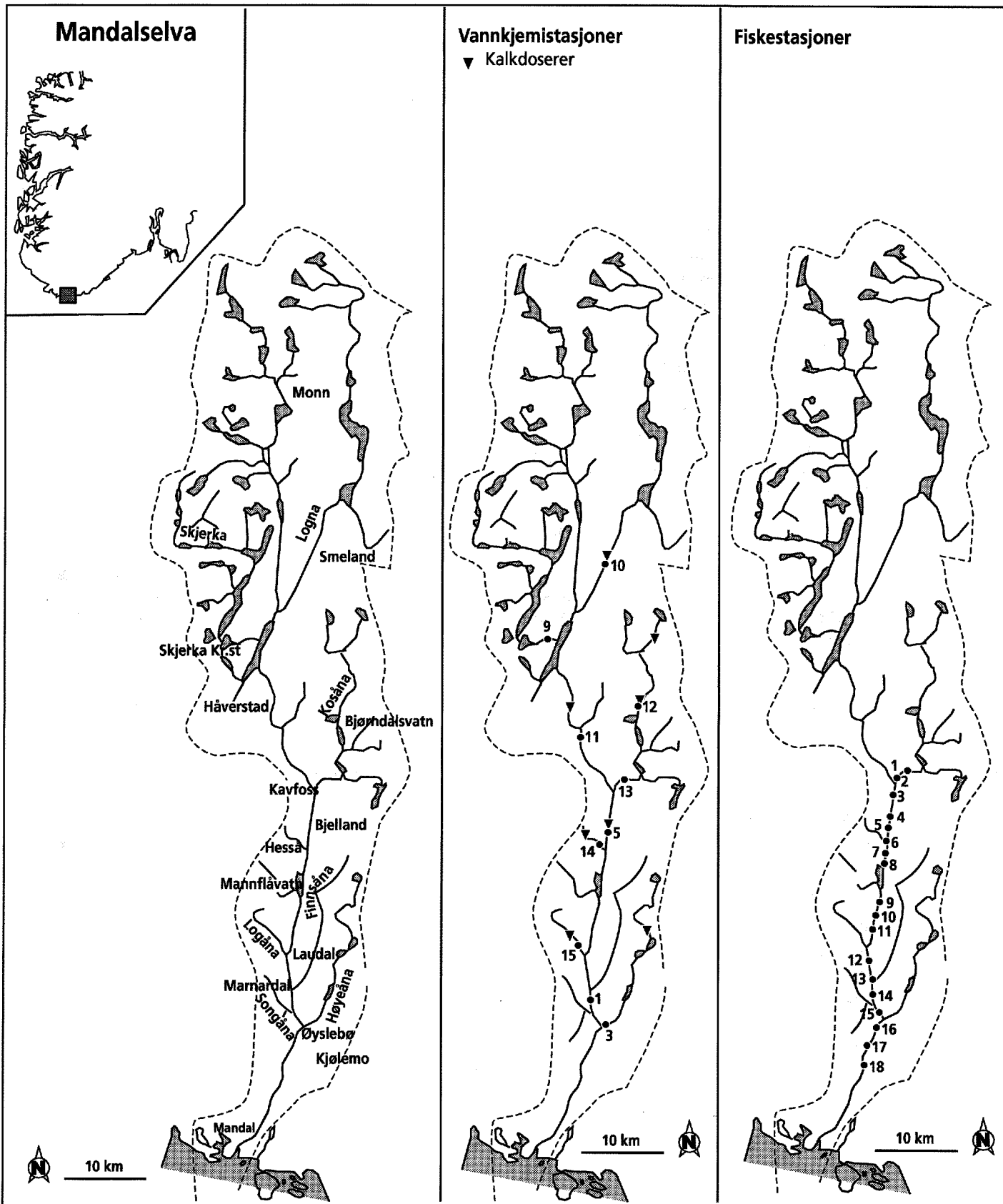
Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
2 Here- fossfj. utlaup	951017	5,10	77	Aure	1,4 Etter utlaup frå Herefossfjorden	950820	10	144 (16)	1
	1995, min.	5,05	69						
	1995, gj.sn.	5,12	74						
	1995, maks.	5,21	77						
	1995, N _w	3*)	3*)						
2 Here- fossfj. utlaup	960721	5,45	34	Aure	1-4 Etter utlaup frå Herefossfjorden	960806	12	132 (16)	2
	960820	5,51	25						
	1996, min.	5,03	25						
	1996, gj.sn.	5,28	57						
	1996, maks.	5,89	89						
	1996, N _w	13	13						
1 Boen bruk	960618	5,46	9	Aure	11-12,14 Flakksvatn- Boen	960807	10	109 (13)	3
	960815	6,03	26						
	1996, min.	5,01	6						
	1996, gj.sn.	5,46	49						
	1996, maks.	6,18	107						
	1996, N _w	10	10						
2 Here- fossfj. utlaup	970718	6,31	13	Aure	1-4 Etter utlaup frå Herefossfjorden	970803	10	131 (19)	4
	970814	6,41	5						
	1997, min.	5,44	5						
	1997, gj.sn.	5,94	20						
	1997, maks.	6,41	52						
	1997, N _w	17	17						
1 Boen bruk	970617	6,45	9	Aure	14 Flakksvatn- Boen	970804	10	107 (14)	5
	970819**)	6,67	5						
	1997, min.	5,97	2						
	1997, gj.sn.	6,24	14						
	1997, maks.	6,67	60						
	1997, N _w	11	11						

*) Første målinga i 1995 vart utført 17. oktober.

***) Kontinuerlege pH-målingar ved Boen bruk i 1997 synt verdier på ca. 6,0 - 6,1 i tida før prøvafiske.

Tabell 4.2. Resultat av histologisk undersøking i Tovdalsvassdraget 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Tovdalsvassdraget in 1995-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %				ASA+ int., %				Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	10	30	20	0	0	0	20	40	40	0	0	50	0	0	30	0	0	0	10	90	80	0	10	0	0	0
2	12	17	83	0	0	8	92	0	0	0	0	83	0	0	42	0	0	8	67	25	25	17	17	17	0	0
3	10	0	0	0	0	30	60	10	0	0	0	20	0	0	20	0	0	10	60	30	40	20	0	10	20	0
4	10	0	0	0	0	30	20	10	0	0	0	30	0	0	40	10	0	30	50	20	70	10	0	0	0	0
5	5	0	0	0	0	40	40	0	0	40	0	100	0	0	100	0	0	40	40	20	40	40	0	0	0	0



Figur 7
 Mandalselva med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Mandalselva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

som ved Marnardal. På alle desse stadene er det alle tre åra i tida omkring prøvafiske målt pH-verdiar over og LAI-verdiar under årsgjennomsnittet. Vidare; i tida omkring prøvafiske har pH auka og konsentrasjonen av LAI jamnt over gått ned frå 1995 til 1997, frå pH 5,11 og 47 µg LAI/L i 1995 til pH 6,36 og 9 µg LAI/L i 1997.

På strekninga Laudal-Øyslebø var det i 1995 akkumulert frå særskilt sparsomme til moderate mengder metall på gjelleoverflata, og i epitelet var det moderate til uttala mengder (**tabell 5.2**). Sparsom død av epitelceller vart påvist hjå fem av desse, og på grunn av hypertrofi og hyperplasi av kloridceller var det hjå dei fleste fisk fortjukking av lamellar. Nemnde hypertrofi og hyperplasi kan ikkje forklarast som ein respons på spesielt ionefattig vatn, i det vatnet i Mandalselva ved Marnardal hadde ei elektrolytisk leiingsevne på omlag 14 - 24 µS/cm i 1995 (Statens

forurensingstilsyn 1996) og 17 - 25 µS/cm i 1997 (Kaste pers. med.), og dermed ikkje er meir ionefattig enn vatnet i andre elvar i dette materialet. Sannsynlegvis er endringane ein respons på giftig vatn.

I 1996 og 1997 vart det på same strekninga ikkje funne metall på overflata, det var mindre mengder i epitelet, og det kunne ikkje påvisast andre typar vevsreaksjonar som nemnt over, og som kan relaterast til metallakkumulering.

Den tydelege betringa som er registrert frå 1995 til 1996 og 1997 når det gjeld gjellene sin tilstand, samsvarar med høgare pH-verdiar og lågare konsentrasjon av LAI. Mellom anna på nemnde strekning vart det registrert laksyngel i 1997, medan det frå 1995 til 1997 vart registrert nedgang i ein elles høg tettheit av aure (Larsen 1997b, 1998c).

Tabell 5.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Statens forurensingstilsyn 1996, Kaste 1997b, 1998b) og opplysingar om elektrisk fiske i Mandalselva i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Statens forurensingstilsyn (State Pollution Authority) 1996, Kaste 1997b, 1998b), and information about electrofishing in river Mandalselva in 1995-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
1 Marnardal	950618	5,10	70	Aure	12-14 Laudal -Øyslebø	950818	8	113 (31)	1
	950813	5,11	47						
	1995, min.	4,86	34						
	1995, gj.sn.	4,97	79						
	1995, maks.	5,32	106						
1995, N _w	20	20							
5 Bjelland	960709	5,51	30	Aure	8 Mannflåvatn	960808-09 2	93		2
	960820	5,20	15						
	1996, min.	4,93	15						
	1996, gj.sn.	5,11	50						
	1996, maks.	5,71	84						
1996, N _w	14	14							
1 Marnardal	960714	5,52	17	Aure	14-16 Laudal -Øyslebø	960808-09 11	104 (9)		3
	960811	5,64	33						
	1996, min.	4,98	17						
	1996, gj.sn.	5,26	53						
	1996, maks.	6,02	98						
1996, N _w	12	12							
5 Bjelland	970722	6,00	34	Aure	8 Mannflåvatn	970805	10	113 (10)	4
	970826	6,35	2						
	1997, min.	4,92	2						
	1997, gj.sn.	5,69	36						
	1997, maks.	6,35	92						
1997, N _w	11	11							
1 Marnardal	970714	6,30	15	Aure	14 Laudal -Øyslebø	970806	4	102 (6)	5
	970810	6,36	9						
	1997, min.	4,66	9						
	1997, gj.sn.	5,61	45						
	1997, maks.	6,36	93						
1997, N _w	11	11							

Tabell 5.2. Resultat av histologisk undersøking i Mandalselva i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Mandalselva in 1995-1997. Explanation in appendix.

Gr	Nh	ASA+ overfl., %				ASA+ int., %				Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	8	13	25	38	0	0	25	75	0	0	13	88	0	13	0	0	0	63	38	75	25	0	13	0	0	
2	2	50	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	50	0	0	0	0	0	
3	8	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	38	0	0	75	25	0	38	13	0	0	0	0	
4	5	0	0	0	0	0	60	20	20	0	0	40	0	0	0	60	20	0	0	100	0	40	20	0	20	20
5	4	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	25	0	0	0	25	25	0	50	25	0	100	0	0	25	0

To aure undersøkte frå Mannflåvatn i 1996 hadde akkumulert meir metall enn fisken lengre ned same året, noko som samsvarar med lågare pH og lågare fisketettleik ved førstnemnde stad (Larsen 1997b). I 1997 vart det funne mindre grad av akkumulering i gjellene til fisk frå denne staden, noko som kan samsvare med høgare pH og lågare konsentrasjon av LAI.

Alle åra var det i varierende grad hyperplasier og førekomst av celler som indikerer infeksjon. I 1997 vart det på strekninga Laudal-Øyslebø funne ein aure med sparsom førekomst av ein parasitt som kan vere protozoen *Trichophrya* sp., og i vevet hjå ein annan ein parasitt som tilsynelatande var innkapsla og som kan vere eit krepsdyr.

4.6 Lygna (vassdragsnr. 024.Z)

Laks og sjøaure kan gå opp til Kvåsfossen i Lygna, ein strekning på omlag 20 km (figur 8). Vassdraget har vore sterkt forsura, men er kalka sidan 1991. Ein kalkdoserar er plassert ved innluppet til Rossevatn oppstraums innsjøen Lygne, og i tillegg er fleire innsjøar i nedslagsfeltet kalka. Det er likevel langt frå der det vert kalka og ned til lakseførande strekning. Tilrenning av surt vatn i sidebekkane nedanfor Lygne har synt seg å vere eit problem serleg om våren og hausten då vassføringa i sidebekkane kan vere betydeleg. Resultat frå den kontinuerlege pH-overvakinga ved Vegge i 1996 og 1997 synte kraftige forsureningsepisodar vår og haust (Kaste 1997c, 1998c). Etter kalking vart det påvist laksyngel første gong i 1993. Det er strekninga nedanfor Kvellandsfossen som har hatt den høgste tettleiken av laksyngel i 1994 - 97. Yngeltettleiken i 1997 var 7 individ pr. 100 m² og framleis låg, men likevel den høgste samanlikna med føregåande år (Larsen 1998d). Det var lågare tettleik av aureyngel på lakseførande strekning i 1996 - 97 samanlikna med dei to føregåande åra.

Når det gjeld gjennomsnittsverdiar for vasskvalitet, synte pH ein auke frå 5,90 i 1995 og opp til 6,2 og 6,3 i 1996 og 1997 (tabell 6.1). I same perioden vart LAI meir enn halvert, frå 23 µg/L i 1995. I tida omkring prøvafiske vart det alle tre åra målt pH-verdiar kring 6,8 eller meir, medan det første året var ca. 16, andre året < 10 og siste året 15 µg LAI/L.

Både laks og aure vart undersøkte i 1995, 1996 og 1997. Serskilt sparsomme mengder metall i epitelet vart påvist hjå 17 til 71 % av fisken dei to første åra, medan det i 1997 vart påvist akkumulering berre hjå laks (tabell 6.2). Mogelegvis var det påvisbar akkumulering hjå ein høgare prosent av fisken i 1996 samanlikna

med 1995. Påvist metallakkumulering berre hjå laks i 1997 kan ikkje utan vidare forklarast på grunnlag av tilgjengelege kjemidata. Det har frå 1994 og 1995 til 1996 og 1997 vore ein nedgang i tettleiken av aure (Larsen 1997c, 1998d), medan resultat frå histologisk undersøking heller skulle indikere betring.

Serleg hjå auren var det lamellfortjukkingar, hyperplasier og førekomst av celler som indikerer infeksjon. Hjå ein laks frå st. 10 i 1995 vart det sett ein parasitt som tilsynelatande var innkapsla og som kan vere eit krepsdyr.

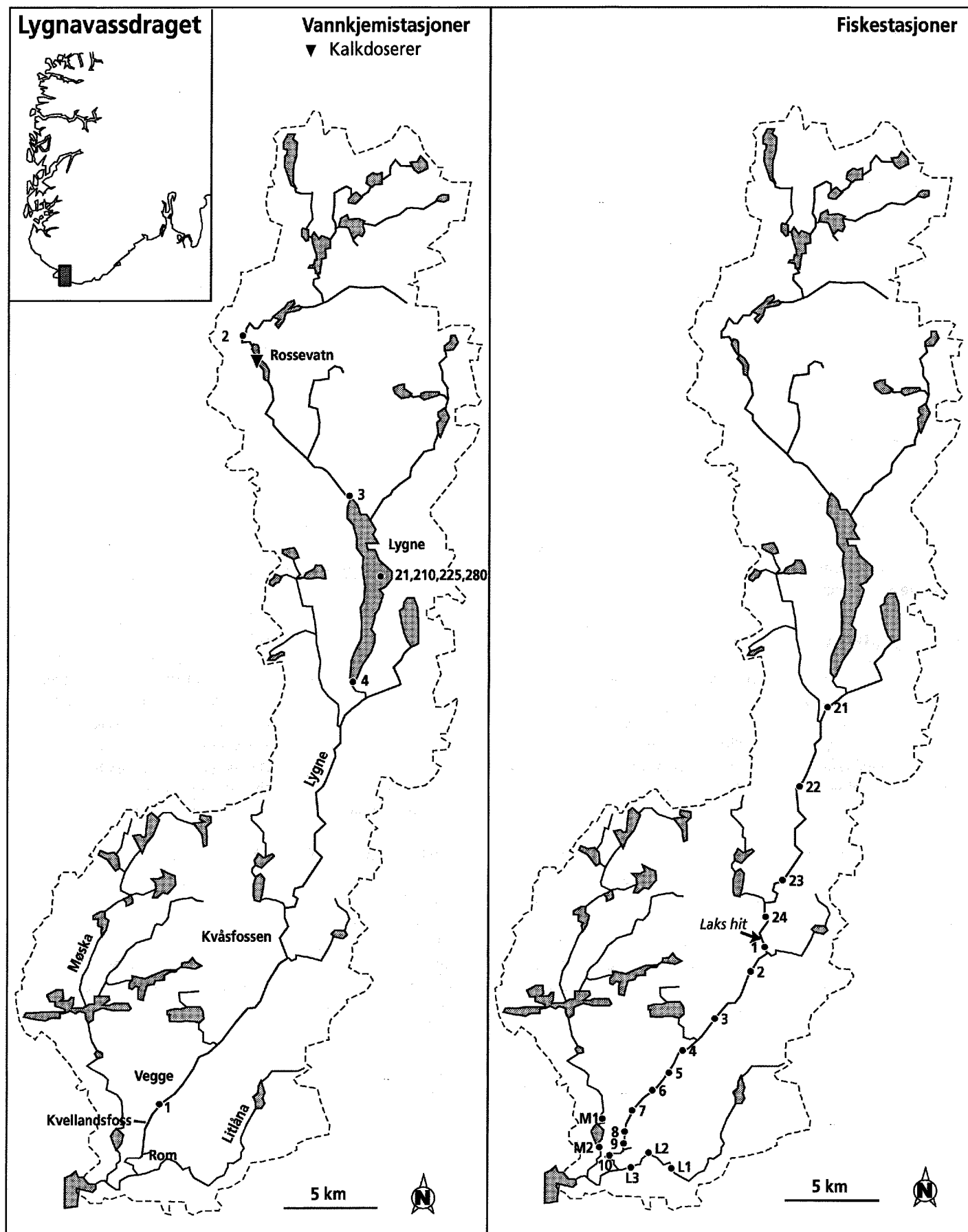
4.7 Kvina (vassdragsnr. 025.Z)

Laks og sjøaure kan gå opp til Rafoss i Kvina og til Håfossen ved Åmot i Litleåna, ein strekning på omlag 16 km (figur 9). Vassdraget var tidlegare sterkt forsura med pH-verdier i området 4,5 - 5,2. Vassdraget er no kalka sidan 1994 med ein kalkdoserar i Kvina ved Lindeland bru og ein doserar i Litlåna ved Mygland. Forsuringsepisodar som vart registrerte i 1996 og 1997 tyder likevel på at kalkdoseringsanlegga er plasserte for høgt oppe i vassdraget i høve til det å kunne oppretthalde stabil vasskvalitet på anadrom strekning i periodar med mykje nedbør og stor vassføring i sidebekkane (Kaste 1997d, 1998e). Det vart funne aureyngel på alle stasjonane i 1996 og 1997, og det var relativt høge tettleikar i enkelte område av elva (Larsen 1997c, 1998e). Likevel var det ein nedgang i yngeltettleiken samanlikna med 1995. Det vart funne laksyngel i Litlåna og i hovudvassdraget opp til Trælandsfoss i 1995 - 97. Sjølv om laksyngel er fanga på 60 - 80 % av stasjonane kvart år har tettleiken generelt vore låg. I 1995 vart det ikkje funne eldre laksungar i nokon del av elva, men i 1996 og 1997 var utbreiinga auka til høvesvis 50 og 70 % av stasjonane.

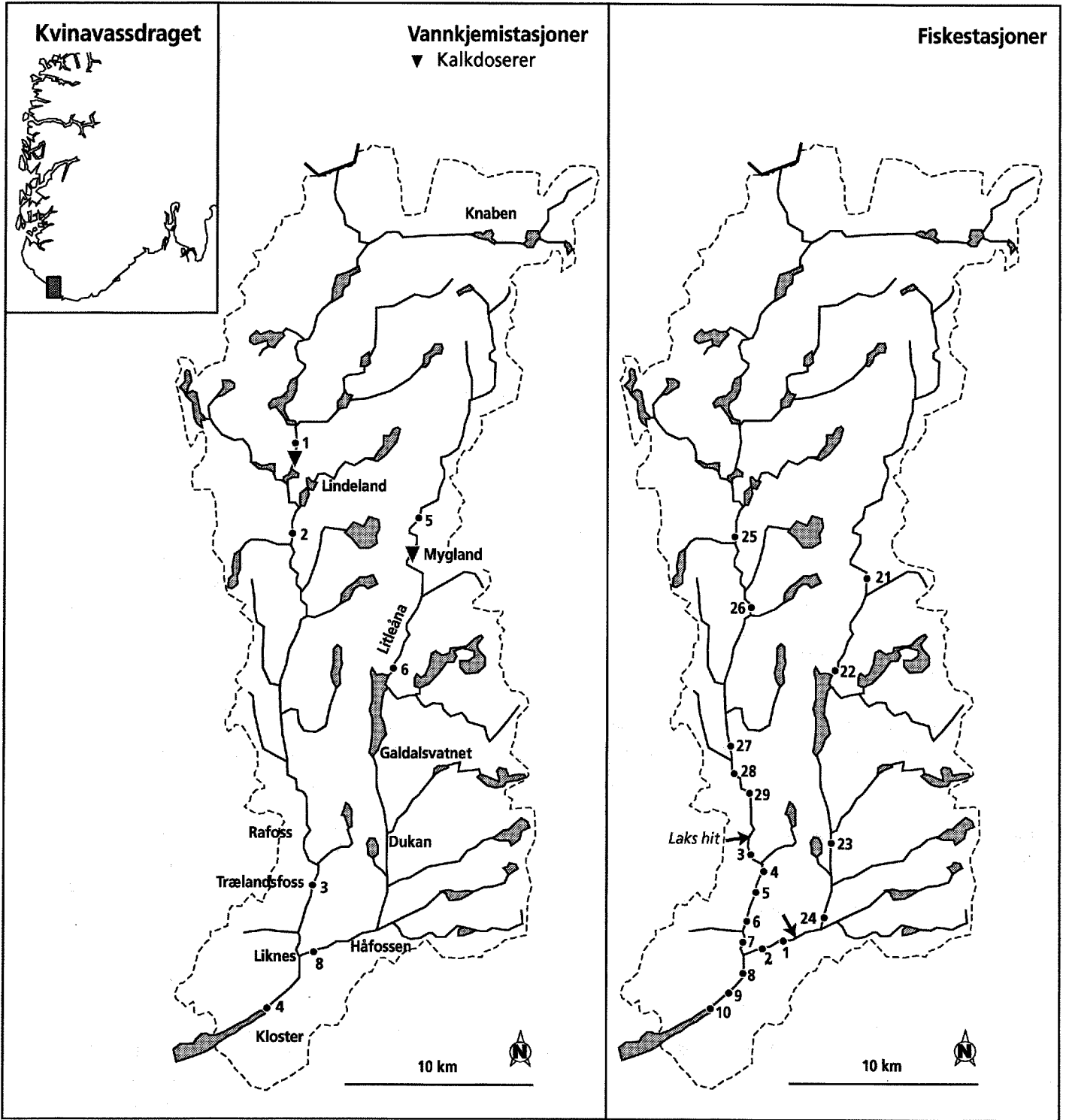
Analyse av vassprøver i 1996 og 1997 synte gjennomsnittleg pH lik 6,21 og 6,28, og LAI-konsentrasjon lik 5 og 10 µg/L (tabell 7.1). I tida omkring prøvafiske var det høgare pH-verdiar; 6,41 og 6,66, medan LAI-verdiane, < 10 µg/L, syntes å ligge under årsgjennomsnitta.

Det er undersøkt aure i 1995 og både laks og aure i 1996 og 1997. Mellom 10 og 100 % av fisken hadde akkumulert serskilt sparsomme til sparsomme mengder metall i epitelet (tabell 7.2), og det synest å ha vore mest i 1997.

Det er serleg hjå auren at det er lamellfortjukkingar, hyperplasier og førekomst av celler som indikerer infeksjon.



Figur 8
Lygna med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Lygna showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.



Figur 9
 Kvina med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Kvina showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 6.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Kaste 1997c, 1998c, Kaste & Larsen 1998) og opplysingar om elektrisk fiske i Lygna i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Kaste 1997c, 1998c, Kaste & Larsen 1998), and information about electrofishing in river Lygna in 1995-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
1	950614	6.11	4	Laks	6,8-10 Kvelland-Rom	950814	12	114 (12)	1
Vegge	950821*)	6.85	16	Aure	6,8-10 Kvelland-Rom	950814	12	109 (17)	2
	1995, min.	5.34	4						
	1995, gj.sn.	5.90	23						
	1995, maks.	6.85	59						
	1995, N _w	10	10						
1	960716	6.75	3	Laks	6,7,9,10 Kvelland-Rom	960810	7	98 (23)	3
Vegge	960814**)	6.82	3	Aure	7-10 Kvelland-Rom	960810	10	104 (13)	4
	1996, min.	5.97	2						
	1996, gj.sn.	6.30	7						
	1996, maks.	6.82	37						
	1996, N _w	12	12						
1	970813***)	6,97	15	Laks	8 Kvelland-Rom	970818	4	109 (29)	5
Vegge	970906	6,02	0	Aure	8 Kvelland-Rom	970818	10	96 (15)	6
	1997, min.	5,70	0						
	1997, gj.sn.	6,23	11						
	1997, maks.	7,03	31						
	1997, N _w	14	14						

*) Kontinuerlege pH-målingar i 1995 synte døgnerdiar mellom 6,35 og 6,67 for 7 av dei første 14 dagane i august.

***) Kontinuerlege pH-målingar i 1996 synte 14 siste dagar (28.07.-13.08.) før elektrisk fiske døgnerdiar frå 6,16 til 6,36, og

Tabell 6.2. Resultat av histologisk undersøking i Lygna i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Lygna in 1995-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %			
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
1	12	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	25	33	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
2	12	0	0	0	0	17	0	0	0	8	0	8	0	0	42	42	0	17	25	50	67	8	0	0	0
3	7	0	0	0	0	71	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	10	0	0	0	0	20	10	0	0	0	0	40	0	0	80	0	0	40	50	0	70	20	0	10	0
5	4	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	50	0	0	75	0	0	0	0	50	0	0	25	0	0
6	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20	60	0	0	100	0	40	20	0	0	0

4.8 Sokndalselva (vassdragsnr. 026.4Z)

I vassdraget er det fire hovudgreiner som anadrom fisk kan vandre opp i, og den samla lakseførande strekning er ca. 12 km (**figur 10**). Kalkinga i Sokndalselva vart starta i eit avgrensa omfang på midten av 1980-talet. Den første større kalkinga av innsjøar i vassdraget vart gjennomført i 1989. Gjennom innsjøkalkinga har del av totalavlaupet som er kalket auka frå 35% i 1989 til ca. 75% i 1993 og ca. 90% i 1996 og 1997. Denne opptrappinga av kalkinga har medført ein markert auke i pH, og årsgjennomsnit-

tet i hovudvassdraget har auka frå omkring 5,0 i 1988 til 6,3 i 1997 (Nøst 1998a). Laksen har etablert seg i stendig større del av vassdraget etter som kalkingsomfanget har auka. Frå 6 - 8 laksyngel pr. 100 m² i 1991 - 93 steig tettleiken til 22 - 34 individ i 1994 - 96, og deretter til 53 individ pr. 100 m² i 1997 (Larsen 1998f). Det var størst tettleik av laksyngel i Litlåa og i hovudvassdraget nedanfor Lindland i 1996 og 1997. Talet på aureunger har endra seg lite etter 1990.

Ved Fitja i Bakkåna har den gjennomsnittlege pH-verdien auka jamnt frå 5,85 i 1994 til 6,26 i 1997 (**tabell 8.1**). I 1995 og 1996

Tabell 7.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Kaste 1997d, 1998d) og opplysingar om elektrisk fiske i Kvina i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Kaste 1997d, 1998d), and information about electrofishing in river Kvina in 1995-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
Det finst ikkje data for vasskjemi i 1995.				Aure	6,8,10	950817	10	145 (15)	1
3 Ned-	960723	6.39	0	Laks	6,7 Liknes	960811	10	105 (8)	2
straums	960815	6.41	2	Aure	6,7 Liknes	960811	10	111 (9)	3
Træ-	1996, min.	5.96	0						
lands-	1996, gj.sn	6.21	5						
foss	1996, maks.	6.45	13						
	1996, N _w	13	13						
3 Ned-	970814*)	6,66	8	Laks	6,9 Liknes	970820	10	100 (14)	4
straums	970915	6,23	8	Aure	6,7,9 Liknes	970820	7	123 (22)	5
Træ-	1997, min.	5,64	1						
lands-	1997, gj.sn.	6,28	10						
foss	1997, maks.	6,88	32						
	1997, N _w	11	11						

*) Kontinuerlege pH-målingar i 1997 synte høgste verdiane i juli til august, med ca. 6,5 - 6,7 i tida før prøvafiske.

Tabell 7.2. Resultat av histologisk undersøking i Kvina i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Kvina in 1995-1997. Explanation in appendix.

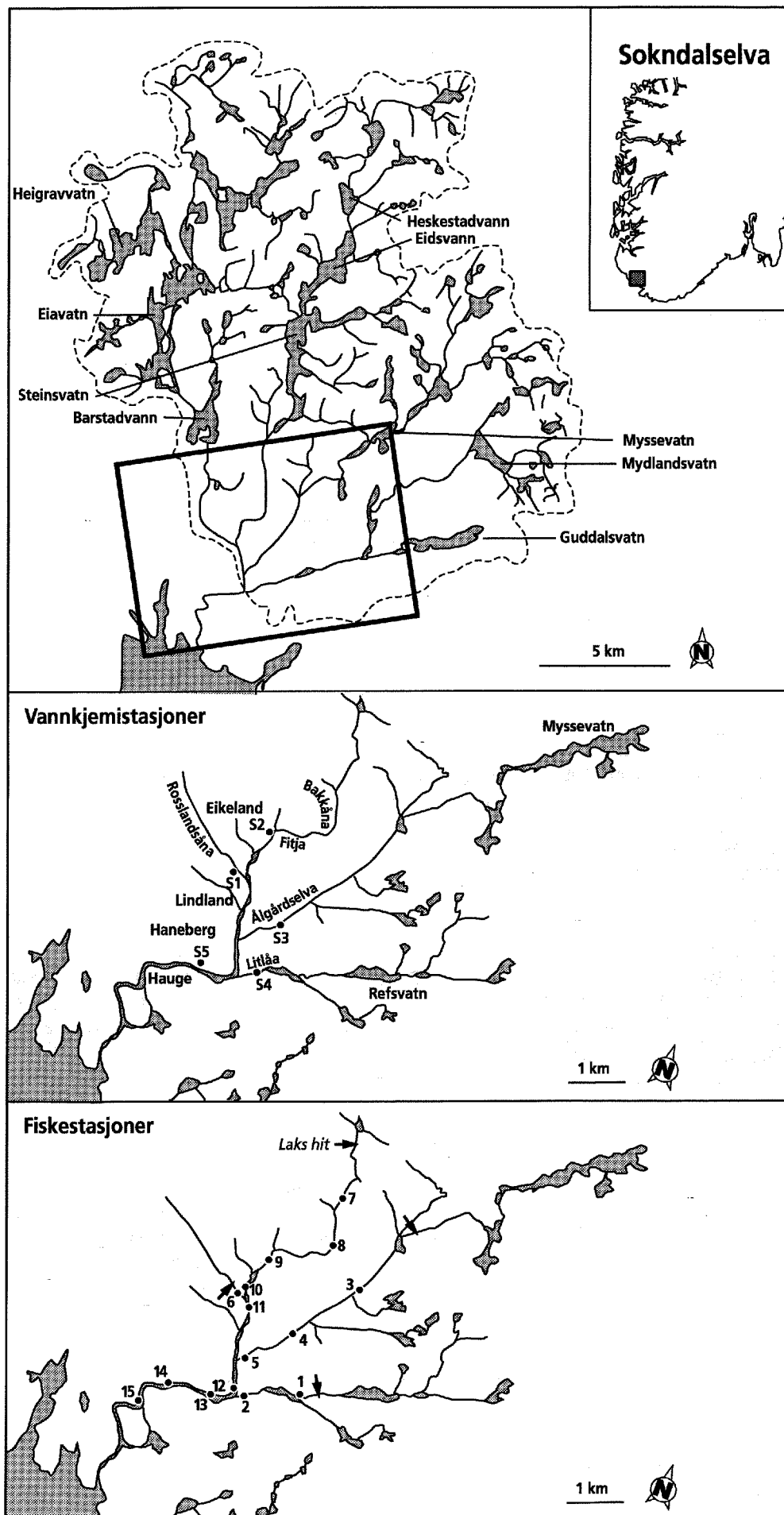
Gr	N _h	ASA+ overfl., %				ASA+ int., %				Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	10	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	20	0	0	90	0	0	70	30	0	50	40	10	10	0	0
2	9	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0
3	8	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	13	25	0	50	13	0	13	88	0	38	25	0	0	0	0
4	7	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	14	0	0	0	14	0	0	0	0
5	7	0	0	0	0	57	43	0	0	0	0	29	14	0	43	14	0	43	43	0	43	43	0	0	0	0

vart det ved analyse av prøver frå Haneberg funne pH-verdiar om-lag som nemnt over, og dessutan vart det ved analysar for alumi-nium funne under 10 µg UM-Al/L. Begge desse stadene er det i tida omkring prøvafiske alltid målt pH-verdiar mellom 6,0 og 6,4, som er lik eller høgare enn dei respektive årsgjennomsnitta.

Hjå fisk undersøkt frå 1994, 1995 og 1996 var det frå 0 til 70 % av individa som hadde akkumulert serskilt sparsomme mengder metall i epitelet, medan det ikkje vart påvist noko i 1997 (**tabell 8.2**). Ein laks frå 1994 frå st. 10 hadde serskilt sparsomme mengder på overflata, sjølv om det vart funne pH-verdiar over 6. Dei få adhesjonane som er sett hjå laks og aure i 1995, kan ikkje sjåast i samanheng med metallakkumuleringa. Desse åra har det vore ei positiv utvikling når det gjeld tettleiken av fisk (Larsen 1998f).

Mest hjå auren var det lamellfortjukkingar, hyperplasier og ser-leg celler som indikerer infeksjon. Det var sparsom til moderat førekomst av epitheliocyster hjå to laks frå 1996. Ein laks frå 1994 hadde mellom filamenta ein haptormark-liknande parasitt, og ein aure frå 1996 og ein frå 1997 hadde ein parasitt som tilsyne-latande var innkapsla og som kan vere eit krepsdyr. I gjellene til ein aure frå siste året vart det og funne ein parasitt som ikkje er nærare identifisert.

Hjå ein laks frå 1994 og ein frå 1995 vart det med negativt resul-tat utførd immunhistokjemisk undersøking med tanke på bakte-riell nyresjuke.



Figur 10

Sokndalselva med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Sokndalselva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 8.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NINA (DN, upublisert årsrapport for 1994, Nøst 1997a, 1998a, Nøst & Schartau 1998a) og opplysingar om elektrisk fiske i Sokndalselva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NINA (DN, unpublished annual report from 1994, Nøst 1997a, 1998a, Nøst & Schartau 1998a), and information about electrofishing in river Sokndalselva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	UM-Al, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
S2	940823	6.26	-	Laks	10 Lindland	940925	12	127 (13)	1
Fitja,	941003	6.15	-						
Steins-	1994, min.	5.44	-						
vass-	1994, gj.sn.	5.85	-						
draget	1994, maks.	6.26	-						
	1994, N _w	13	0						
S5	950807	6.03	< 10	Laks	14 Hauge	950822	10	93 (7)	2
Hane-	950821	6.29	-	Aure	12,14 Hauge	950822	3	124 (5)	3
berg	1995, min.	5.97	< 10						
	1995, gj.sn.	6.11	5						
	1995, maks.	6.37	< 10						
	1995, N _w	24	12						
S2	950807	6.10	-	Aure	10 Lindland	950822	7	128 (19)	4
Fitja,	950904	6.24	-						
Steins-	1995, min.	5.68	-						
vass-	1995, gj.sn.	6.03	-						
draget	1995, maks.	6.92	-						
	1995, N _w	12	0						
S5	960731	6.28	< 6	Laks	13-14 Hauge	960813	10	99 (5)	5
Hane-	960812	6.42	6						
berg	1996, min.	6.01	< 6						
	1996, gj.sn.	6.29	1						
	1996, maks.	6.71	7						
	1996, N _w	25	25						
S2	960731	6.20	-	Aure	10 Lindland	960813	10	113 (37)	6
Fitja,	960826	6.14	-						
Steins-	1996, min.	5.98	-						
vass-	1996, gj.sn.	6.17	-						
draget	1996, maks.	6.42	-						
	1996, N _w	13	0						
S2	970722	6,28	-	Laks	10 Lindland	970816	10	113 (14)	7
Fitja,	970818	6,36	-	Aure	9,10 Lindland	970816	7	147 (34)	8
Steins-	1997, min.	6,05	-						
vass-	1997, gj.sn.	6,26	-						
draget	1997, maks.	6,53	-						
	1997, N _w	12	0						

Tabell 8.2. Resultat av histologisk undersøking i Sokndalselva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1.- Results of histologic examination of gills from fish captured in river Sokndalselva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %					
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3				
1	12	8	0	0	0	8	0	0	0	0	0	80	0	0	70	20	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
2	10	0	0	0	0	70	0	0	0	20	0	60	0	0	60	40	0	0	0	0	10	0	10	20	0	0	0
3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	100	0	0	33	67	33	33	33	33	0	0	0
4	7	0	0	0	0	29	0	0	0	43	0	71	0	0	57	29	0	0	57	43	71	14	0	14	0	0	0
5	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	13	0	0	0	0	13	0	0	25	0	0	0
6	5	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	20	0	0	60	0	0	0	60	20	20	20	0	20	20	0	0
7	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	60	0	0	0	0	0	40	0	0	20	0	0	0
8	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	29	0	43	57	0	0	71	29	29	14	43	29	29	29	0

4.9 Bjerkreimsvassdraget (vassdragsnr. 027.Z)

Den elvestrekninga som årvisst fører laks og sjøaure er 25-30 km, til rett oppstrøms Svelavatn (**figur 11**). Men anadrom fisk kan passere heilt opp til Indre Vinjavatn og austover gjennom Ørdsdalen til Bjordal. Totalt vert dette ca. 80 km lakseførande strekning. Delar av vassdraget er sterkt forsura, og dei første store kalkingstiltaka i vassdraget vart sette igang sommaren/hausten 1996. Kalkinga av dei store innsjøane Ørdsdalsvatn og Austrumdalsvatn vart føreteke etter innsamlinga av ungfisk i 1996, slik at vassdraget kan sjåast på som ukalka ved prøvetakingstidspunktet. Det vart og kalka i 1997, og det har medført høgare pH-verdiar på anadrom strekning i 1997 (Kaste 1998e). Laksungar vart i 1996 påvist på berre 7 av 20 undersøkte stasjonar, først og fremst i hovudvassdraget nedstrøms Bjerkreim, og det var generelt låg tettleik (Larsen 1997e). Aure vart det derimot funne på alle dei undersøkte stasjonane. Det var ein auke i utbreiinga og tettleiken av laksengel og eldre laksungar i 1997, og auken var størst mellom Svelavatn og utlaupet i sjøen ved Tengs (Larsen 1998g).

Basert på analyse av prøver frå utlaupet ved Tengs i 1996 og 1997, er gjennomsnittet for pH 6,24 og 6,39, og for LAI under 10 µg/L (**tabell 9.1**). I tida omkring prøvefiske var pH-verdiane over årsgjennomsnitta og LAI under 10 µg/L. Årsgjennomsnitt for prøver tekne ved Tengesdal i 1996 syner omlag det same som ved utlaupet, men det er større variasjon for begge parametrene, og pH synest å ha vore under årsgjennomsnittet i tida omkring prøvefiske.

Laks og aure frå Tengs er undersøkt både i 1996 og 1997, og aure frå Bjerkreim-Fotlandsvatn vart undersøkt i 1996. Hjå all laks og hjå ein varierande del av auren er det funne stort sett serskilt sparsom til sparsom metallakkumulering i epitelet (**tabell 9.2**). Dei få adhesjonane som er sett hjå aure, kan ikkje setjast i samanheng med metallakkumulering. Graden av metallakkumulering var omlag den same i gjeller frå laks som våren 1995 vart fanga i Bersebekk, som renn ut i hovudelva like oppstrøms for stasjon 15 (Kroglund et al. under utarbeiding).

Spesielt for 1997 var det funn av eit brunleg materiale i epitelceller; serleg hjå laks og i mindre grad hjå aure. Dette materialet

vart i sparsom og varierande grad farga med ASA, men ved farging av gjelle frå ein av desse fiskane vart det påvist treverdig jern ved den s.k. berlinerblått-reaksjonen.

Det er mest hjå auren at ein finn lamellfortjukkingar, hyperplasier og celler som indikerer infeksjon. Parasitten *Trichophrya* sp. vart funnen i sparsomme til moderate mengder hjå to aure frå 1997.

4.10 Ognaelva (vassdragsnr. 027.6Z)

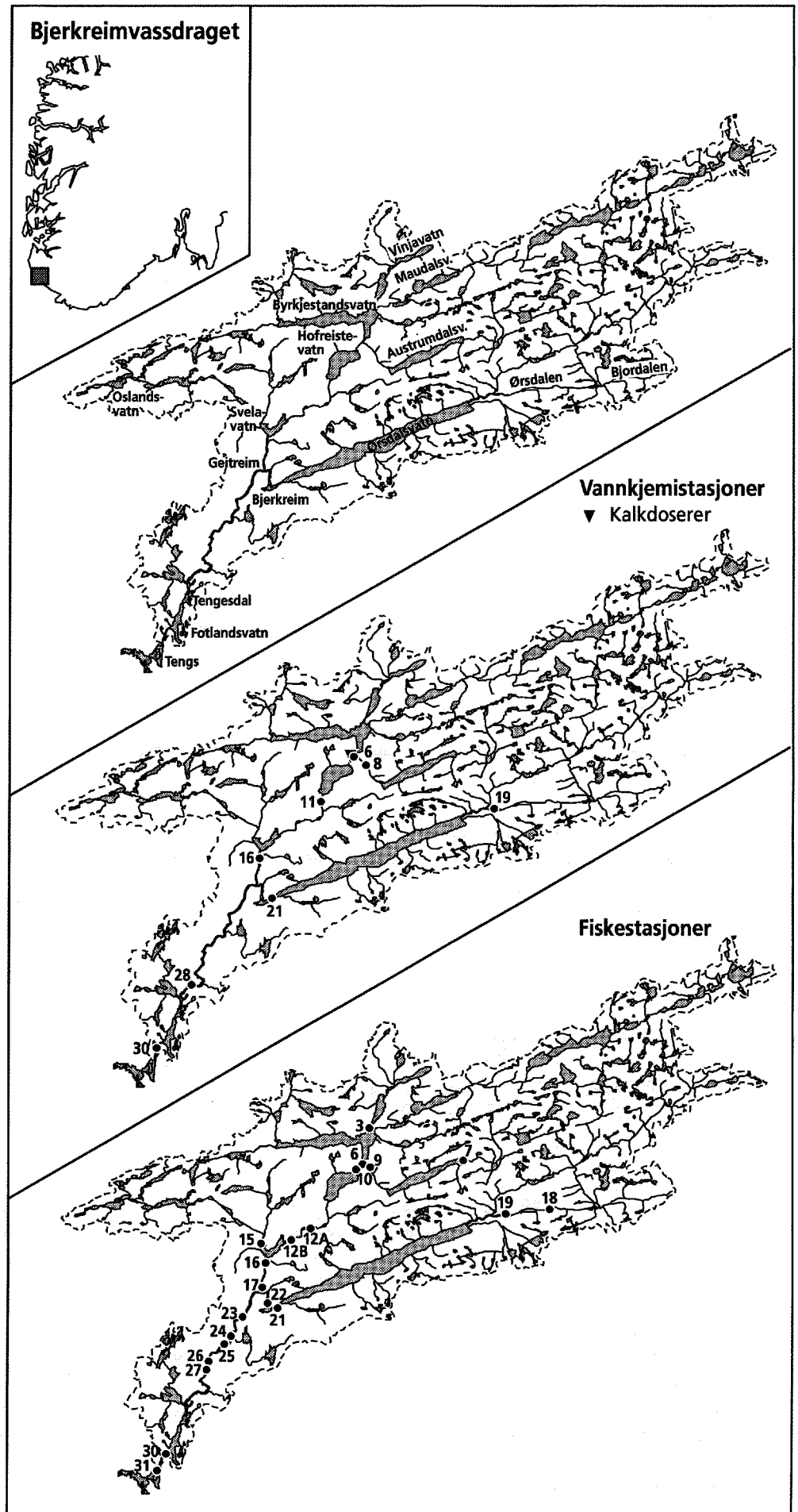
Ognaelva har ein lakseførande strekning på omlag 30 km (**figur 12**). Vassdraget var tidligare sterkt forsura, og fiskedød førekom nesten årleg på 1980-talet. Vassdraget har vore kalka frå 1991 ved hjelp av to kalkdoserarar; ein øvre ved Laksesvela og ein nedre ved Hetland kraftstasjon. Ved sistnemnde er det kalking av vatn som via kraftverket er overført frå Helgåvassdraget. I tillegg føregår det kalking av dei store innsjøane i vassdraget. Det er funne laks på alle dei 15 stasjonane som er undersøkte i 1995-97, og tal laksunger var sers høgt på strekninga Laksesvela-Steinsland (Larsen 1998h). Gjennomsnittlig tettleik av laksengel i 1994-1997 har vore høg (60-80 individ pr. 100 m²). Tettleiken av aure er derimot låg i heile vassdraget.

Ulike stader i vassdraget ovanfor utsleppet frå kraftstasjonen låg den gjennomsnittlege pH for åra 1994 til 1997 i området 6,37 til 6,60 (**tabell 10.1**). Konsentrasjonen av UM-AI var under 10 µg/L. I tida omkring prøvefiske var pH alltid over gjennomsnittet, og låg i området 6,7 til 7,0. UM-AI var enten under 10 µg/L eller var ikkje målt. Vassprøver tekne i 1995 like etter utlaupet frå kraftstasjonen synte stor variasjon i pH og konsentrasjon av UM-AI, medan det litt lenger ned; i Lindtjørnhølen, var mindre variasjon.

Det er undersøkt laks og aure frå strekningen Rabali - Hetland ovanfor utslepp frå kraftstasjonen frå 1995-1997, men berre laks i 1996. Alle åra var det serskilt sparsom til sparsom metallakkumulering i epitelet hjå 70 til 100 % av laksen, og hjå ein litt lågare prosent av auren (**tabell 10.2**). Hjå fisk fanga lenger oppe i vassdraget i 1994 og 1996 vart det ikkje påvist metallakkumulering. Derimot vart det hjå aure fanga lenger nede i 1995, etter utsleppet frå kraftstasjonen, påvist akkumulering både på overflata og i epitelet. Adhesjonane som her er sett, kan kanskje setjast i samanheng med metallakkumuleringa.

Figur 11

Bjerkreimsvassdraget med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Bjerkreimsvassdraget showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.



Tabell 9.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Kaste 1997e, 1998e) og opplysingar om elektrisk fiske i Bjerkreimsvassdraget i 1996-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Kaste 1997e, 1998e), and information about electrofishing in river Bjerkreimsvassdraget in 1996-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
28	960722	5.98	5	Aure	24-25 Bjerkreim- Fotlandsvatn	960805	3	102 (8)	1
Tenges-	960930	7.44	11						
dal	1996, min.	5.68	1						
	1996, gj.sn.	6.15	11						
	1996, maks.	7.44	21						
	1996, N _w	13	13						
30	960715	6.13	4	Laks	31 Tengs	960814	10	105 (15)	2
Utlaup	960905	6.30	4	Aure	31 Tengs	960814	10	139 (28)	3
Fot-	1996, min.	5.73	1						
lands-	1996, gj.sn	6.24	8						
vatn	1996, maks.	6.76	17						
	1996, N _w	12	12						
30	970802*)	6,75	8	Laks	31 Tengs	970813	10	99 (5)	4
Utlaup	970830	6,44	3	Aure	30-31	970813	10	138 (23)	5
Fot-	1997, min.	5,98	1						
lands-	1997, gj.sn.	6,39	4						
vatn	1997, maks.	6,75	8						
	1997, N _w	11	11						

*) Kontinuerlege pH-målingar ved Tengs (utlaupet) i 1997 synte verdiar omkring 6,4 i tida før prøvefiske.

Tabell 9.2. Resultat av histologisk undersøking i Bjerkreimsvassdraget i 1996-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Bjerkreimsvassdraget in 1996-1997. Explanation in appendix.

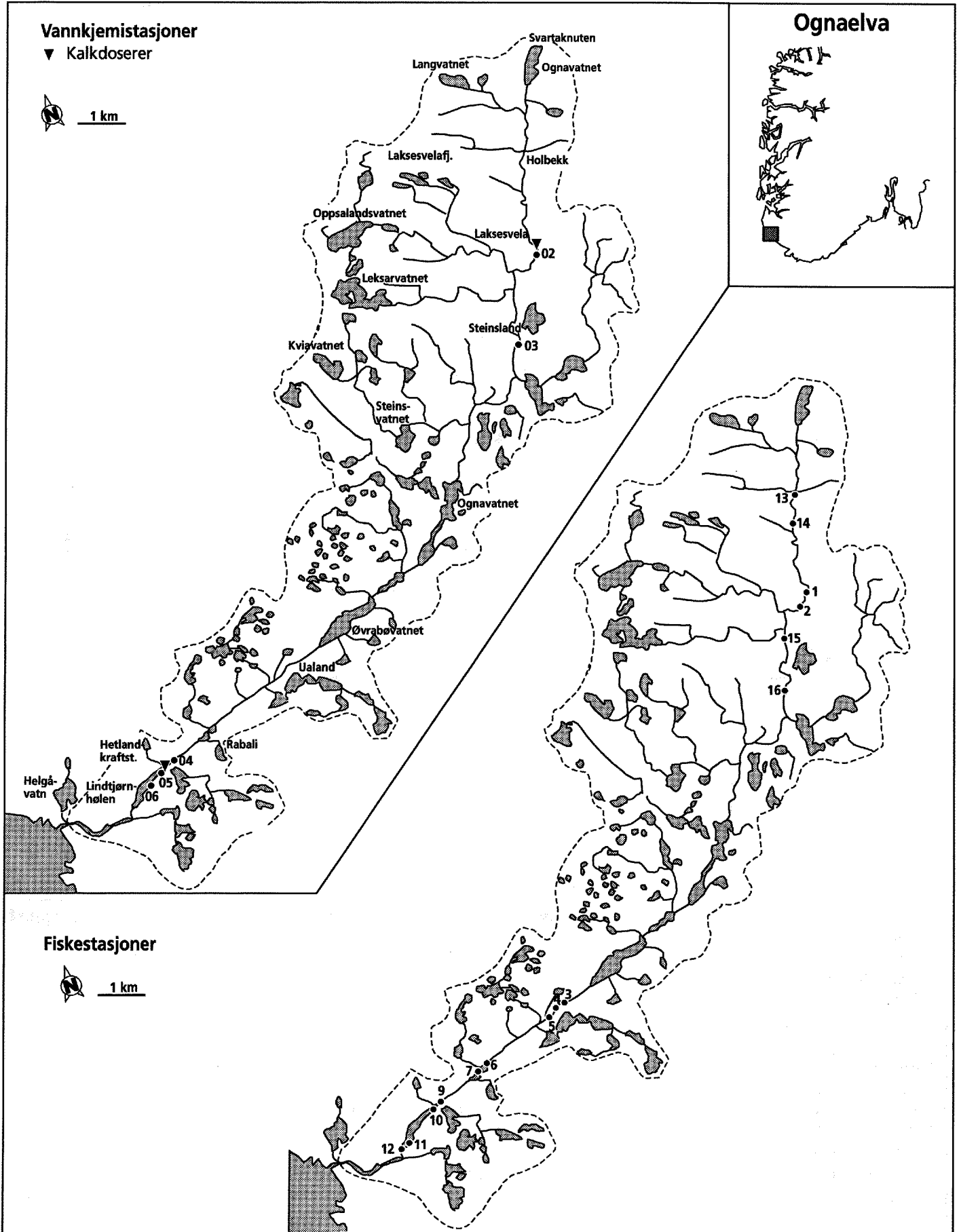
Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %				
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
1	3	0	0	0	0	33	0	0	0	33	33	0	0	67	0	0	67	33	0	100	0	0	0	0	0	
2	5	0	0	0	0	100	0	0	0																	
3	5	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	60	0	0	40	0	20	20	20	60	60	40	0	20	0	20
4	5	0	0	0	0	40	40	20	0																	
5	7	0	0	0	0	57	14	0	0	14	0	86	0	0	29	43	0	0	100	0	43	43	14	0	29	0

Resultat frå histologisk undersøking av fisk fanga ved Rabali-Hetland i perioden 1995 til 1997 syner lite variasjon frå år til år, og samsvarar med at det er funne lite variasjon i vasskjemien, både på årsbasis og i tida kring prøvefiske. Dersom ein ser på resultatene uavhengig av år, synest metallakkumuleringa å auke i nedstraums retning. Den variable vasskvaliteten nedanfor utlaupet frå kraftstasjonen kan forklare at laks ikkje vart påvist der og at det var metallakkumuleringa på gjelleoverflata til aure frå denne stasjonen. Dette indikerer giftig vasskvalitet mot utlaupet, noko som kan samsvare med lågare tettleik av fisk i nedre delar av vassdraget i 1995, 1996 og 1997 (Larsen 1997f, 1998h).

Gjennomgåande var det hjå aure mest lamellfortjukkingar, epitelhyperplasier og førekomst av celler som indikerer infeksjon.

Hjå fleire aure frå 1996 var det epiteliocyster, og ein haptor-mark-liknande parasitt førekom også. Ein laks frå Ualand i 1994 hadde innkapsla metazoar som kan vere larve av elvemusling, *Margaritifera margaritifera*. Denne hadde også førekomst av ein type betennesceller som ein ofte ser ved bakteriell nyresjuka, og difor vart det utført immunhistokjemisk undersøking, som ga negativt resultat. Ein laks frå Laksevela i 1994 hadde i epitelet parasittliknande strukturar som ikkje kan relaterast til kjende parasittar, og ein laks frå Rabali i 1995 hadde ein parasitt som tilsynelatande var innkapsla og som kan vere eit krepsdyr.

Funn av metazoar som kan vere larve av elvemusling samsvarar med seinare funn av musling ved Ualand (Larsen & Brørs 1998).



Figur 12
Ognaelva med prøvetakingsstasjonar for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Ognaelva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 10.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NINA (DN, upublisert årsrapport for 1994, Nøst 1997b, 1998b, Nøst & Schartau 1998b) og opplysingar om elektrisk fiske i Ognaelva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NINA (DN, unpublished annual report from 1994, Nøst 1997b, 1998b, Nøst & Schartau 1998b), and information about electrofishing in river Ognaelva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	UM-Al, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
O2	940713	7.03	-	Laks	1	940807	10	123 (15)	1
Lakse- svela	940821	6.89	-	Laks	Lakesvela				
	1994, min.	5.99	-						
	1994, gj.sn.	6.60	-						
	1994, maks.	7.03	-						
	1994, N _w	8	0						
Ingen kjemidata				Laks	3 Ualand	940807	10	140 (18)	2
O4	950717	6.77	< 10	Laks	6 Rabali	950804	10	120 (17)	3
Hetland; ovanfor	950815	6.92	< 10	Aure	7,9 Rabali- Hetland;	950804	5	129 (30)	4
utslepp frå kraftstasjon	1995, min.	5.90	< 10		ovanfor utslepp frå kraftstasjon				
	1995, gj.sn.	6.40	5						
	1995, maks.	6.92	< 10						
	1995, N _w	12	12						
O5	950515	6.43	-	Laks	10 Hetland;	950804		Ikke påvist laks	
Utløp frå kraftstasjon	951016	4.83	144		nedanfor utslepp frå kraftstasjon				
	1995, min.	4.83	9						
	1995, gj.sn.	5.58	-						
	1995, maks.	6.60	144	Aure	10 Hetland; nedanfor utslepp frå kraftstasjon	950804	5	104 (4)	5
	1995, N _w	7	2						
O6	950515	6.30	-						
Lindtjørn- hølen	951016	6.08	9						
	1995, min.	6.00	6						
	1995, gj.sn.	6.13	-						
	1995, maks.	6.30	9						
	1995, N _w	7	2						
O4	960715	6.66	8	Laks	9 Hetland;	960814	10	114 (10)	6
Hetland; ovanfor	960819	6.86	7		ovanfor utslepp frå kraftstasjon				
utslepp frå kraftstasjon	1996, min.	6.16	< 6						
	1996, gj.sn.	6.47	5						
	1996, maks.	6.86	8						
	1996, N _w	12	12						
Ingen kjemidata				Aure	3-5 Ualand	960815	10	128 (31)	7
O4	970818	6.99	< 6	Laks	9 Hetland;	970822	10	106 (7)	8
Hetland; ovanfor	970923	6.50	< 6		ovanfor utslepp frå kraftstasjon				
utslepp frå kraftstasjon	1997, min.	6.02	< 6						
	1997, gj.sn.	6.37	< 6						
	1997, maks.	6.99	9	Aure	6,9 Rabali- Hetland	970821	5	144 (24)	9
	1997, N _w	12	12						

Tabell 10.2. Resultat av histologisk undersøking i Ognaelva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Ognaelva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %			
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3		
1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	80	0	0	10	0	0	20	10	0	0	0	0
2	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	20	80	0	0	0	0	0	80	20	0	0	0
3	10	0	0	0	0	70	0	0	0	0	30	0	0	50	20	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
4	5	0	0	0	0	40	0	0	0	0	80	0	0	60	40	0	0	80	20	80	20	0	20	0	0
5	5	20	20	0	0	40	40	20	0	20	0	60	20	0	40	20	0	0	60	20	80	20	0	20	0
6	5	0	0	0	0	80	20	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	40	30	0	20	70	0	60	30	10	60	30
8	5	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	40	0	0	80	0	0	0	0	100	0	0	0	20	0
9	5	0	0	0	0	20	40	20	0	0	0	60	20	0	80	0	0	20	80	0	20	40	20	40	20

4.11 Frafjordelva (vassdragsnr. 030.Z)

Frafjordelva er laks- og sjøaureførende på dei nedste 5 km, opp til Eikjeskogfossen (**figur 13**). Vassdraget er sterkt forsura, og forsøkskalking vart starta i Brådlandsåna i 1993. Frå 1995 vart det sett i drift ein kalkdoserar i Måna, og ein ny vart starta opp i Brådlandsåna. Laksyngel vart første gong funne i 1994, og eldre laksunger frå 1995 (Larsen 1998i). Overleving og etablering av laks i vassdraget har samanheng med kalkingstiltaka som allereie i 1994 resulterte i ei heving av gjennomsnittlig pH og kalsium. Denne effekten forsterka seg i 1995 då doseraren i Måna vart sett i drift (Gjerstad & Nøst 1998). Med aukande kalkingsinnsats har det vore ei jamnt aukande utbreiing av laksungar frå 1994 til 1997 då laks vart funnen i heile vassdraget (Larsen 1998j). Det har likevel vore ein nedgang i tettleiken av laksyngel dei to siste åra. Det var ein nedgang i tal aureyngel i 1996 og 1997 samanlikna med 1994 og 1995, men aure førekom fortsatt på alle dei undersøkte stasjonane.

pH låg stort sett mellom 6 og 7 i perioden 1995 til 1997, med lågaste målte verdiar i 1995 og 1997 på høvesvis 5,81 og 5,70 (**tabell 11.1**). I tida kring prøviefiske har den alltid vore over årsgjennomsnittet, med verdiar mellom 6,8 og 7,1. Kontinuerleg målingar i 1996 og 1997 syner omlag det same. For analyse av aluminium er det brukt ulike metodar, og i 1997 synest konsentrasjonen å ha variert ein del. Driftstogg ved anlegget i Brådland har medverka til problem blant anna med låg pH om våren i 1997, og vasskvaliteten har vore dårlegare enn føresett i høve til vasskvalitetsmål for vassdraget.

Frå 40 til 100 % av fisken hadde akkumulert serskilt sparsomme til sparsomme mengder metall i epitelet (**tabell 11.2**). I tillegg var det på 57 % av laksen frå 1996, som var fanga noko lenger opp enn auren frå same året, akkumulert metall på overflata i serskilt sparsomme til sparsomme mengder. Frå 1994 til 1997 var det ein nedgang i tettleiken av aure, og for same perioden var tettleiken av laks på eit minimum i 1996 (Larsen 1997g, Larsen 1998j), det året som det vart påvist overflateakkumulering ved høg pH.

Hjå aure var det meir lamellfortjukkingar, epitelhyperplasier og celler som indikerer infeksjon, og på ein aure frå 1996 var det ein haptormark-liknande parasitt.

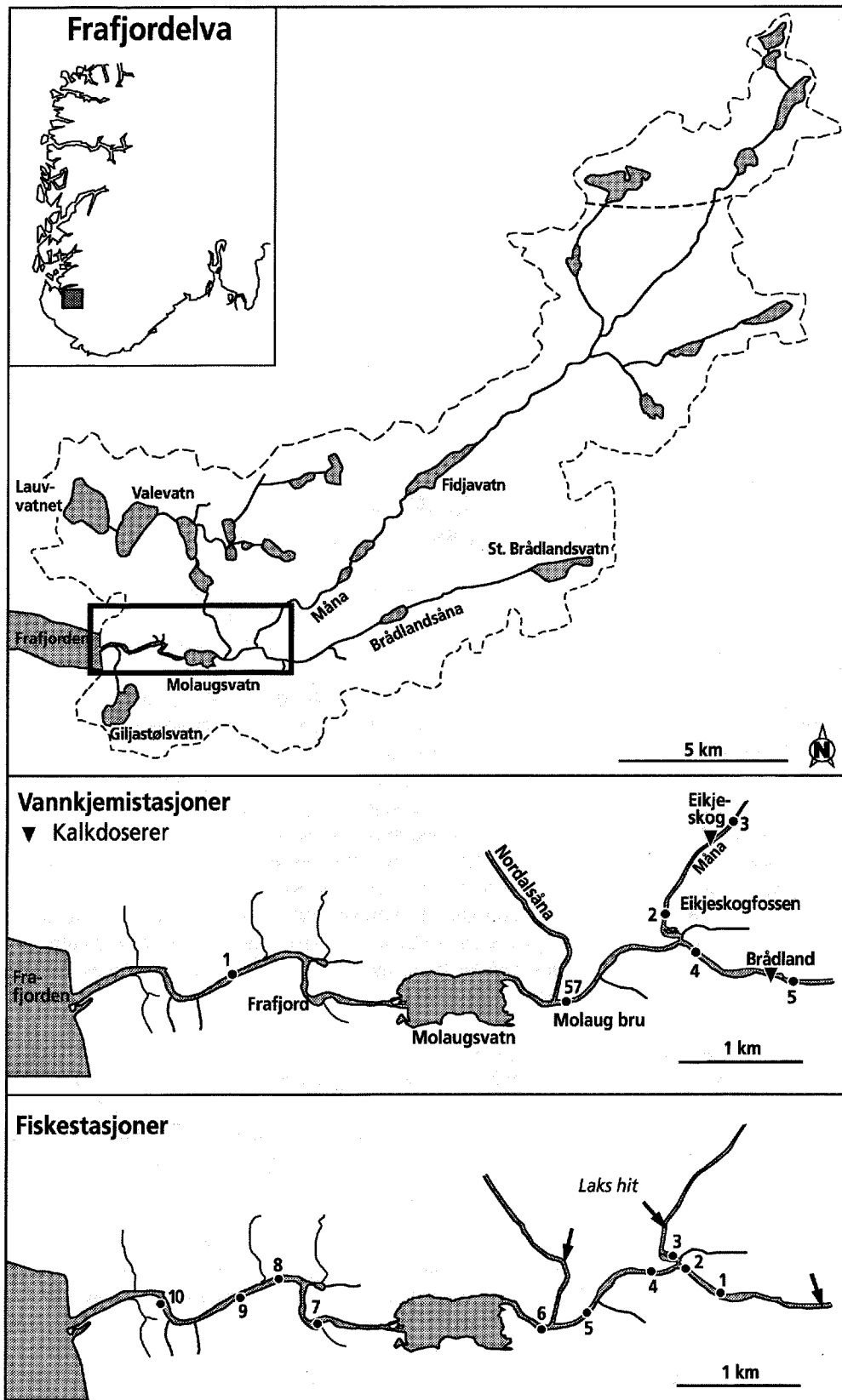
4.12 Espedalselva (vassdragsnr. 030.4Z)

Lakseførende strekning i Espedalselva går til ca. 2 km oppstraums Espedalsvannet, og utgjer totalt 13 km (**figur 14**). Vassdraget er sterkt forsura, og skadar på fiskebestandane gjorde det naudsynt å gjennomføre kalkingstiltak. Sommaren 1995 og 1996 vart det utført omfattande innsjøkalkingar i nedslagsfeltet. I tillegg vart det våren/sommaren 1996 sett i drift ein kalkdoserar ved utlaupt av Espedalsvatnet og ein i sidevassdraget Vinddøla. Dette har resultert i ei merkbar betring av vasskvaliteten i 1996 og 1997 samanlikna med tidlegare år (Schartau 1997, Hartvigsen 1998). Tettleiken av laksyngel har variert ein del på 1990-talet (Larsen 1998k). Det har vore sett ut laksyngel kvart år i 1995 - 97 utan at det har hatt nokon synleg effekt på tettleiken i 1995 og 1997 når vi samanliknar med nivået i 1992 - 94. I 1996 derimot var det ein auke i tettleiken av laksyngel som kan vere ein effekt av utsetjingane og/eller betre overleving. Tettleiken av aureunger har vore stabilt låg i alle år.

Den gjennomsnittlege pH-verdien har auka frå 5,99 i 1995 til over 6,3 i 1996 og 1997 (**tabell 12.1**). I tida omkring prøviefiske var pH dei to første åra høgare enn årsgjennomsnittet, medan den i 1997 var så vidt under. Høgaste verdi for UM-Al, både som enkeltverdi på 11 og som gjennomsnittsverdi på 6 µg/L, var i 1995.

Med unntak av auren frå 1996, der det ikkje vart påvist metallakkumulering, var det alle tre åra sparsom til særskilt sparsom akkumulering i epitelet hjå 60 - 100 % av fisken (**tabell 12.2**). Adhesjonar som er funne på laks i 1996, kan ha samanheng med metallakkumuleringa. Dersom vi ser på tida kring prøviefiske, vart den høgaste pH-verdien, på 6,61, målt i 1996, same året som det ikkje vart påvist akkumulering hjå aure.

Det syntes å vere meir hyperplasier og førekomst av celler som indikerer infeksjon hjå aure samanlikna med laksen. Hjå to laks og to aure frå 1996 fanst haptormark-liknande parasittar, og hjå to aure frå 1997 vart det funne sparsomme til moderate mengder med epitelocyster.



Figur 13

Frafjordelva med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Frafjordelva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 11.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NINA i 1995 (Gjerstad & Nøst 1998), og ved Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland i 1996 og 1997 (Løvhøiden 1997, 1998), og opplysingar om elektrisk fiske i Frafjordelva i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NINA in 1995 (Gjerstad & Nøst 1998), and at Local Public Health Laboratory for Midt-Rogaland in 1996 and 1997 (Løvhøiden 1997, 1998), and information about electrofishing in river Frafjordelva in 1995-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	UM-Al, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
57	950627	7.00	< 6	Laks	8,9	950805	10	84 (4)	1
Molaugbru	950911	6.79	< 6		Molaugvatn-munningen				
	1995, min.	5.81	< 6	Aure	8,9	950805	10	88 (14)	2
	1995, gj.sn.	6.45	< 6		Molaugvatn-munningen				
	1995, maks.	7.07	9						
	1995, N _w	11	11						
		pH	LAI, µg/L						
1	960819	6.94	17	Laks	7,8	960826	10	91 (18)	3
Nedstraums	960827*)	7.11	17		Molaugvatn-munningen				
Molaugvatn	1996, min.	6.23	< 10	Aure	9,10	960826	10	100 (16)	4
	1996, gj.sn.	6.70	-		Molaugvatn-munningen				
	1996, maks.	7.11	40						
	1996, N _w	52	52						
1	970819	6,68	[43]	Laks	8	970825	10	72 (9)	5
Nedstraums	970826**)	6,90	[37]		Molaugvatn-munningen				
Molaugvatn	1997, min.	5,70	7 [35]	Aure	9,10	970825	9	105 (18)	6
	1997, gj.sn.	6,45	42 [89]		Molaugvatn-munningen				
	1997, maks.	7,11	90 [149]						
	1997, N _w	52	14***) [52]						

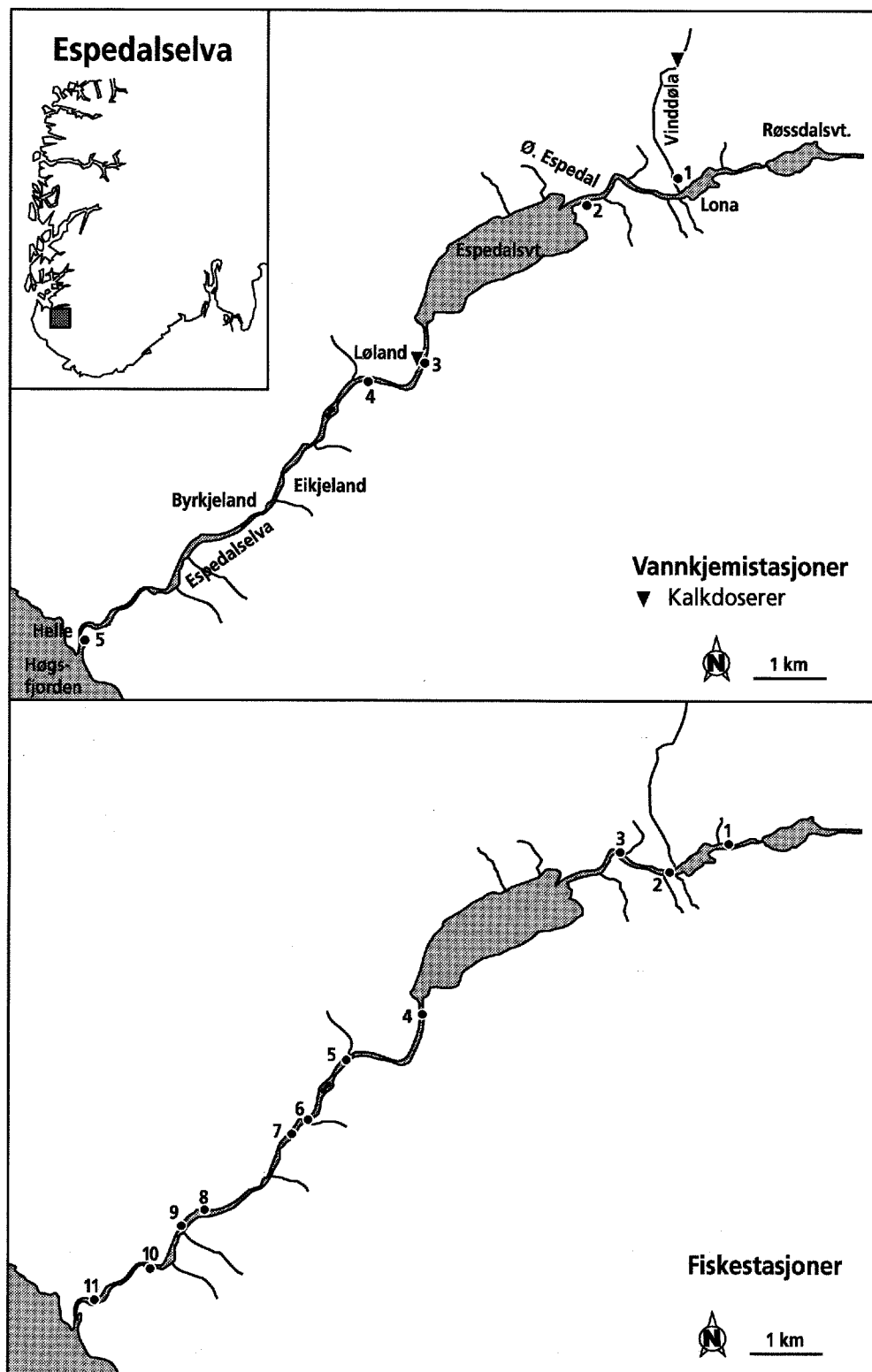
*) Ved kontinuerlege pH-målingar vart det funne verdiar mellom 6.7 og 6.9 i perioden 21.- 26. august.

**) Ved kontinuerlege pH-målingar vart det for tida før prøvafiske funne pH-verdiar som var over 6,6, men fallande.

***) Data for LAI finst berre for perioden 6. januar til 7. april, medan data for totalt syreaktivt aluminium føreligg for heile året og er førd opp i parantes.

Tabell 11.2. Resultat av histologisk undersøking i Frafjordelva i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Frafjordelva in 1995-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %				
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
1	10	0	0	0	0	80	10	0	0	0	0	10	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
2	10	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	20	0	0	50	20	0	30	0	0	40	0	0	10	0	0
3	7	43	14	0	0	71	14	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0
4	10	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	70	20	0	80	10	0	20	0	20
5	5	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	40	0	0	60	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	7	0	0	0	0	0	86	14	0	14	0	29	0	0	71	0	0	29	71	0	14	71	0	29	0	0



Figur 14

Espedalselva med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Espedalselva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 12.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NINA (Schartau 1997, Hartvigsen 1998, Nøst & Schartau 1998c) og opplysingar om elektrisk fiske i Espedalselva i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NINA (Schartau 1997, Hartvigsen 1998, Nøst & Schartau 1998c), and information about electrofishing in river Espedalselva in 1995-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	UM-Al, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
5 Helle	950730	5.97	< 10	Laks	8 Byrkjeland-Helle	950807	10	80 (10)	1
	950813	6.32	< 10	Aure	8,11 Byrkjeland-Helle	950807	11	95 (17)	2
	1995, min.	5.63	< 10						
	1995, gj.sn.	5.99	6						
	1995, maks.	6.36	11						
	1995, N _w	20	20						
5 Helle	960721	6.45	3	Laks	11 Byrkjeland-Helle	960825	10	103 (11)	3
	960818	6.61	5	Aure	9,11 Byrkjeland-Helle	960825	10	105 (12)	4
	1996, min.	5.94	< 6						
	1996, gj.sn.	6.34	4						
	1996, maks.	6.71	8						
	1996, N _w	13	13						
5 Helle	971012	6,31	3	Laks	8 Byrkjeland-Helle	971016	10	103 (15)	5
	971116	6,32	4	Aure	8,9 Byrkjeland-Helle	971016	10	100 (8)	6
	1997, min.	6,25	1						
	1997, gj.sn.	6,39	3						
	1997, maks.	6,78	6						
	1997, N _w	12	12						

Tabell 12.2. Resultat av histologisk undersøking i Espedalselva i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histological examination of gills from fish captured in river Espedalselva in 1995-1997. Explanation in appendix.

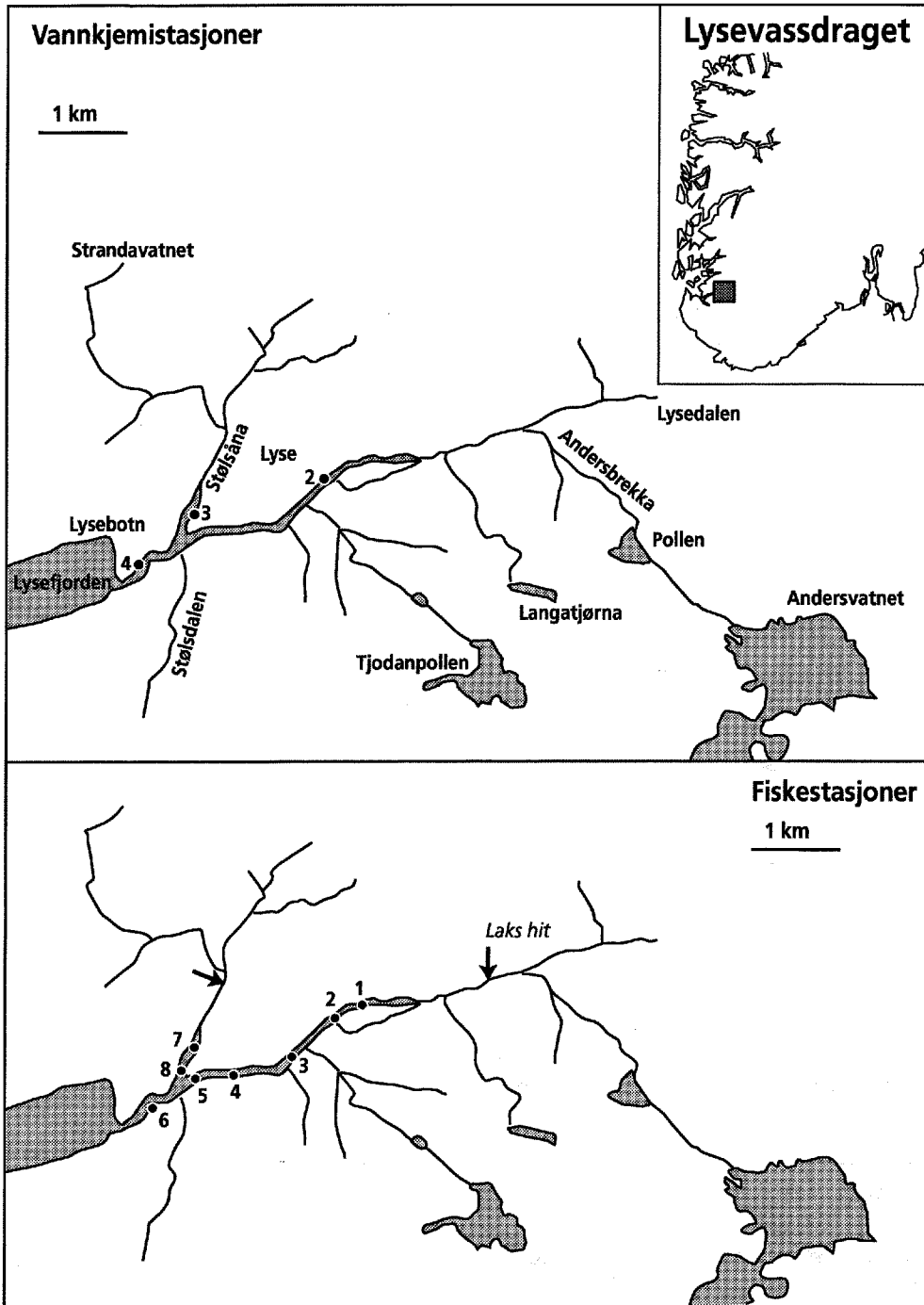
Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %			Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %				
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
1	9	0	0	0	0	56	44	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
2	11	0	0	0	0	73	9	0	0	0	9	0	18	9	0	55	0	0	27	45	9	72	18	9	9	0	9
3	5	0	0	0	0	40	20	0	0	0	20	20	60	0	0	80	20	0	20	0	0	40	20	20	20	20	0
4	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	14	0	0	43	14	0	43	43	0	86	0	0	29	43	0
5	5	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	20	0	0	60	0	0	40	0	0	
6	10	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	50	0	0	30	60	0	10	60	30	10	50	30	20	0	10

4.13 Lysevassdraget (vassdragsnr. 031.Z)

Lakseførande strekning i Lysevassdraget er omlag 6 km, fordelt på hovudelva og Stølsåna (figur 15). Vassdraget er forsura (Kaste 1998g), men kalkingstiltak er førebels ikkje sette i gang. I 1996 var tettleiken av laksunger låg, og samannlikna med året før var det ein nedgang både i tettleik og utbreiing innan vassdraget (Larsen 1998l). Det var også ein generell nedgang i tal aureunger frå 1995 til 1996. Aure fanst likevel på alle dei undersøkte stasjonane, og det var ein vesentleg høgare tettleik av aure i høve til laks i vassdraget.

Dei få vassprøvene frå Stølsåna i 1995 synt pH-verdiar i området 5,3 til 5,8 og LAI i området 8 til 43 µg/L (tabell 13.1). På strekninga Lyse-Lysebotn var i 1995 og 1996 gjennomsnittleg pH lik 6,0, men med litt større variasjon det siste året. Gjennomsnittleg LAI synest å ha vore høgast det første året.

All fisk frå strekninga Lyse-Lysebotn hadde akkumulert stort sett sparsomme mengder med metall i epitelet (tabell 13.2). Hå aure synest det vere omlag like mykje akkumulert i 1996 som i 1995, medan det hjå laks kan synast å ha vore ein større akkumulasjon i 1996. Dette samsvarar i så fall med nedgang i tettleik og utbreiing av laksunger i 1996 (Larsen 1997h), sjølv om det



Figur 15
 Lysevassdraget med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Lysevassdraget showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 13.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Kaste 1997f, 1998f) og opplysingar om elektrisk fiske i Lysevassdraget i 1995-1996. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Kaste 1997f, 1998f), and information about electrofishing in river Lysevassdraget in 1995-1996. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
3	950928	5.32	43	Laks	8 Stølsåna	950810	4	82 (10)	1
Stølsåna	1995, min. *)	5.32	8						
	1995, gj.sn. *)	5.57	25						
	1995, maks. *)	5.82	43						
	1995, N _w *)	3	3						
4	950718	5.90	8	Laks	5,6 **) Lyse-Lysebotn	950810	6	97 (13)	2
Lysebotn	950928	5.61	25	Aure	6 **) Lyse-Lysebotn	950810	10	112 (16)	3
	1995, min.	5.61	0						
	1995, gj.sn.	5.95	11						
	1995, maks.	6.35	25						
	1995, N _w	11	11						
4	960715	6.01	5	Laks	5,6 **) Lyse-Lysebotn	960828	10	85 (17)	4
Lysebotn	960814	6.36	6	Aure	6 **) Lyse-Lysebotn	960828	10	96 (15)	5
	1996, min.	5.52	0						
	1996, gj.sn.	6.04	5						
	1996, maks.	6.51	22						
	1996, N _w	13	13						

*) Vassprøvene vart tekne i Stølsåna 15.02., 28.09. og 15.11.95.

**) St. 5 og 6 ligg i hovudvassdraget høvesvis oppstraums og nedstraums for innlaupet til Stølsåna.

Tabell 13.2. Resultat av histologisk undersøking i Lysevassdraget i 1995-1996. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1.- Results of histologic examination of gills from fish captured in river Lysevassdraget in 1995-1996. Explanation in appendix.

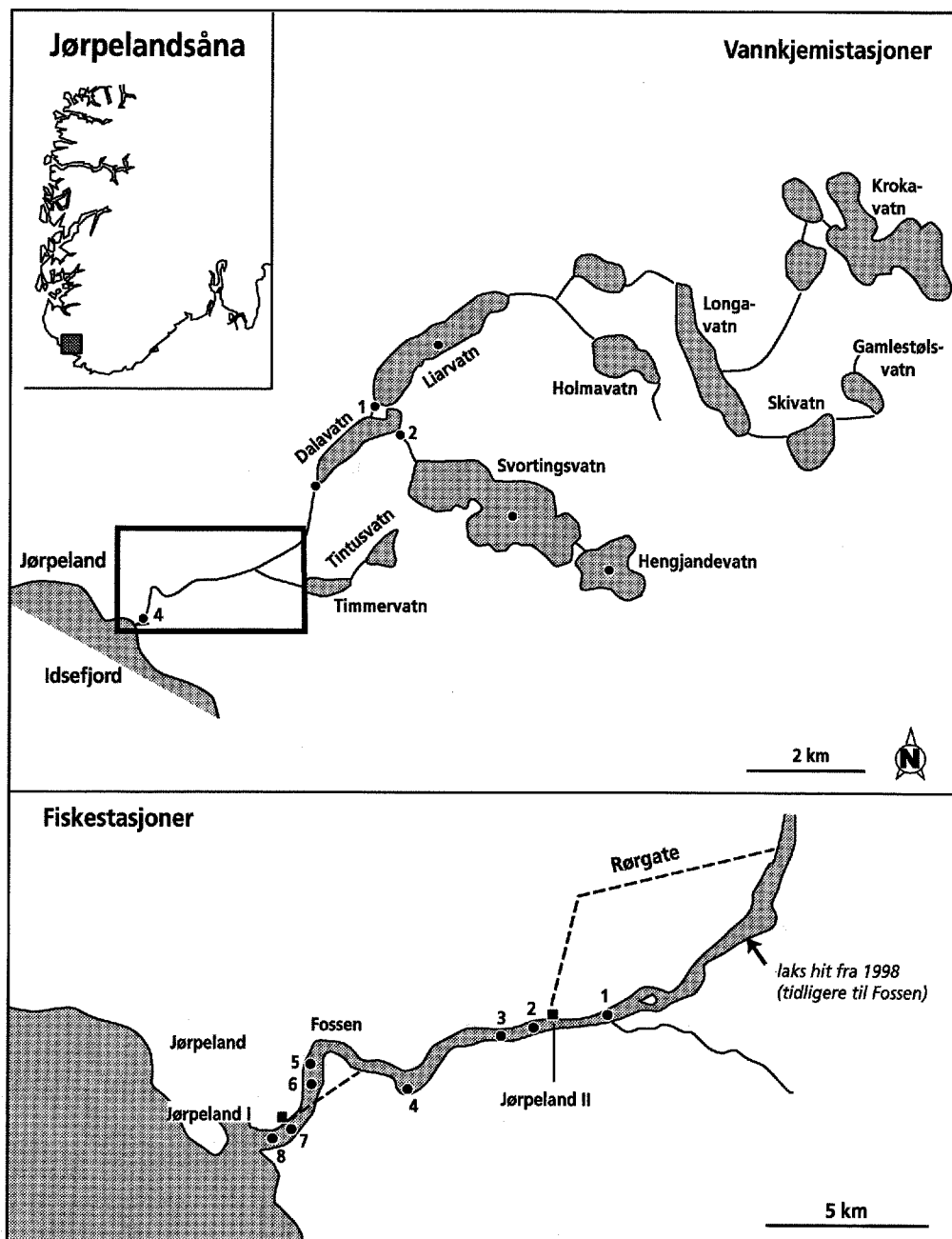
Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
1	3	0	0	0	0	0	33	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	6	0	0	0	0	50	50	0	0	0	17	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	10	0	0	0	0	20	80	0	0	0	30	0	0	60	0	0	40	20	0	40	20	0	0	
4	9	0	0	0	0	0	89	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
5	5	0	0	0	0	20	80	0	0	0	20	0	0	60	0	0	80	0	0	20	0	0	0	

ikkje kan seiast å vere samvariasjon mellom vasskjemi og resultat av histologisk undersøking. Dei få laksane frå Stølsåna hadde større metallakkumulering enn dei frå hovudelva, og adhesjonar som ikkje utan vidare kan setjast i samanheng med metallakkumuleringa. Den høgare metallakkumuleringa i Stølsåna kan ha samanheng med forsuringsepisodar som førekjem der (Larsen 1997h).

Hyperplasiar, lamellfortjukkingar og celler som indikerer infeksjon førekom serleg hjå auren.

4.14 Jørpelandsåna (vassdragsnr. 032.Z)

Laks og sjøaure kan naturleg vandre opp til Fossen, som er mindre enn ein kilometer opp i vassdraget (**figur 16**). Det har i fleire år vore sett ut laksyngel oppstraums vandringshinderet, og det vart i 1998 åpna laksetrapp i Fossen. Dette utvida den lakseførende strekinga med 2-3 km. Vassdraget er forsura (Kaste 1998i). Det vart i september 1995 kalka 18 vatn i nedslagsfeltet, og begge somrane i 1996 og 1997 vart det kalka 19 vatn.



Figur 16

Jørpelsåna med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Jørpelsåna showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 14.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (Kaste 1997g, 1998h, 1998i) og opplysingar om elektrisk fiske i Jørpelandsåna i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (Kaste 1997g, 1998h, 1998i), and information about electrofishing in river Jørpelandsåna in 1995-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske					
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
4 Jørpe- land	951004	6.23	7	Laks	7 Fossen-	950809	10	92 (13)	1
	1995, min.	6.19	0		munningen				
	1995, gj.sn.	6.21	3						
	1995, maks.	6.23	7	Aure	7,8 Fossen-	950809	10	121 (26)	2
	1995, N _w	3*)	3*)		munningen				
4 Jørpe- land	960716	6.33	1	Laks	6 Fossen-	960824	11	110 (15)	3
	960901	6.37	7		munningen				
	1996, min.	6.06	0						
	1996, gj.sn.	6.26	3	Aure	6,8 Fossen-	960824	9	130 (24)	4
	1996, maks.	6.40	14		munningen				
1996, N _w	14	14							
4 Jørpe- land	970820	6,73	8	Laks	7,8 Fossen-	970826	6	111 (17)	5
	970921	6,50	0		munningen				
	1997, min.	5,74	0						
	1997, gj.sn.	6,31	4	Aure	7,8 Fossen-	970826	10	138 (31)	6
	1997, maks.	6,73	15		munningen				
1997, N _w	10	10							

*) Vassprøvene vart tekne i utlaup ved Jørpeland 04.10., 12.11. og 17.12.95.

Tabell 14.2. Resultat av histologisk undersøking i Jørpelandsåna i 1995-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Jørpelandsåna in 1995-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %					
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
1	9	0	0	0	0	11	89	0	0	0	0	67	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	10	0	0	0	0	20	60	20	0	0	0	10	0	0	40	20	0	0	60	30	20	60	20	20	20	10	
3	9	0	0	0	0	22	22	0	0	0	0	11	0	0	44	0	0	0	0	11	0	11	11	0	0	0	
4	6	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	50	17	0	33	67	0	17	50	33	17	50	17	33	17	17	
5	6	0	0	0	0	83	17	0	0	0	0	50	0	0	67	33	0	0	0	0	33	33	17	17	17	0	
6	9	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	44	11	0	44	33	0	11	67	11	22	44	22	44	22	0	

Fisk som vart samla inn i 1995 var difor frå ukalka vatn medan fisken 1996 og 1997 var eksponert for kalka vatn. Ungfisktetleiken var generelt låg i Jørpelandsåna, men veksten var noko betre i 1996 - 97 samanlikna med 1995 (Larsen 1998m).

Medrekna dei tre vassprøvene som vart tekne seinhaustes i 1995, ligg den gjennomsnittlege pH-verdien for 1995 til 1997 i området 6,2 til 6,3, og gjennomsnittleg LAI er under 10 µg/L (**tabell 14.1**). Alle tre åra synest pH å ha vore høgare enn årsgjennomsnittet i tida kring prøvafiske, og dei to siste åra var den nær ved eller lik maksimalverdien for heile året.

Metallakkumulering i epitelet, i stort sett serskilt sparsomme til sparsomme mengder, førekom alle tre åra frå 1995 til 1997 (**tabell 14.2**). All laks frå første og siste året hadde slik akkumulering, medan det synest å ha vore hjå ein lågare prosent frå 1996.

Lamellfortjukkingar, epitelhyperplasias og celler som indikerer infeksjon førekom serleg hjå auren. Hjå to aure frå 1995, og hjå ein laks og ein aure frå 1997 fanst mellom filamenta ein haptorm-liknande parasitt. Det vart påvist sparsomt med epiteliocyster hjå to aure frå 1997, og hjå ein frå same året var det endringar som var uvanlege og vanskelege å karakterisere. Ein aure frå 1995 vart med negativt resultat undersøkt immunhistokjemisk med tanke på bakteriell nyresjuke.

4.15 Vikedalselva (vassdragsnr. 038.Z)

Vikedalselva er lakseførande til Låkafossen; ein strekning på om lag 11 km (**figur 17**). Vassdraget er forsura (Kaste 1998j), og på 1980-talet vart det registrert døying av smolt og presmolt. Sidan 1987 er det kalka frå ein doserar ovanfor Låkafossen. Dei tre første åra vart det berre kalka om våren, men frå 1990 vart det innført heilårskalking. Kalkingsmålet har også vorte endra, slik at det frå opphaveleg pH=6,2 om våren vart prøvd pH=6,5 delar av våren 1994, og frå 1995 er anlegget styrt etter pH=6,3 om våren og pH=5,7 elles i året. Det har vore ein auke i tettleiken av laksyngel frå 1994 og serleg frå 1995 til 1996, då den største endringa kom i øvre del av vassdraget (Larsen 1997i). Det var ein betydeleg nedgang i yngeltettleik i 1997 samanlikna med føregåande år, og det var lågare tettleikar på alle stasjonane i vassdraget samanlikna med 1996 (Larsen 1998n). Auren har ikkje synt noko positiv endring i tettleik etter kalking, men har lege på eit relativt lågt nivå i alle år.

Vassprøvene frå 1994 til 1997 vart alle tekne like nedstraums for Låkafoss, og for desse varierer gjennomsnittleg pH frå 6,28 til 6,58, og gjennomsnittlege konsentrasjonar av LAI var 11 µg/L eller mindre (**tabell 15.1**). I tida omkring prøvafiske er det alle åra funne både pH- og LAI-verdiar under årsgjennomsnittet, med pH-verdiar varierende frå 5,95 i 1995 til 6,41 i 1996.

I 1994 vart det undersøkt berre laks, frå øvre, midtre og nedre tredjedel av lakseførande strekning. Metallakkumulering vart berre påvist hjå laks frå øvre del, idet det var serskilt sparsom akkumulering i epitelet (**tabell 15.2**).

Dei neste tre åra vart det undersøkt både laks og aure frå øvre og nedre tredjedel, og som regel er det påvist frå serskilt sparsom til sparsom akkumulering i epitelet hjå ein varierende del av den undersøkte fisken. Men hjå fisk frå øvre del var det meir variasjon i mengda akkumulert i 1997 samanlikna med tidlegare år, idet det hjå einskilde fisk frå dette året også vart påvist uttala akkumulering. Dette kan henge saman med lågare pH i tida før prøvafiske 30.09.97 samanlikna med i tida før prøvafiske 19.08.96. Vasskvaliteten i 1997 er vurdert som tilfredsstillande ut frå gjeldande vasskvalitetsmål, og ikkje som årsak til ein betydeleg nedgang i fisketettleik det året samanlikna med før (Larsen 1998n).

Ved samanlikning av fisk frå ulike delar av kalka strekning, har ein høgare prosent av den frå øvre del, der vassprøvene er tekne, akkumulert metall enn kva som er tilfelle for fisk frå nedre del. At akkumuleringa minkar med aukande fråstand nedstraums frå kalkdoseraren, er også funne ved undersøking av fisk fanga i dette vassdraget våren 1993 (Kvellestad 1995). Ved undersøking av fisk frå Nedre Hallingstad våren 1995 vart det heller ikkje påvist metallakkumulering (Kroglund et al. under bearbeiding).

Adhesjonane som er funne hjå laks i 1995 og 1996 kan ha samanheng med metallakkumuleringa, og det er for desse typar av endring tidlegare funne ein samanheng i Vikedalselva (Kroglund et al. 1994, Kvellestad 1995).

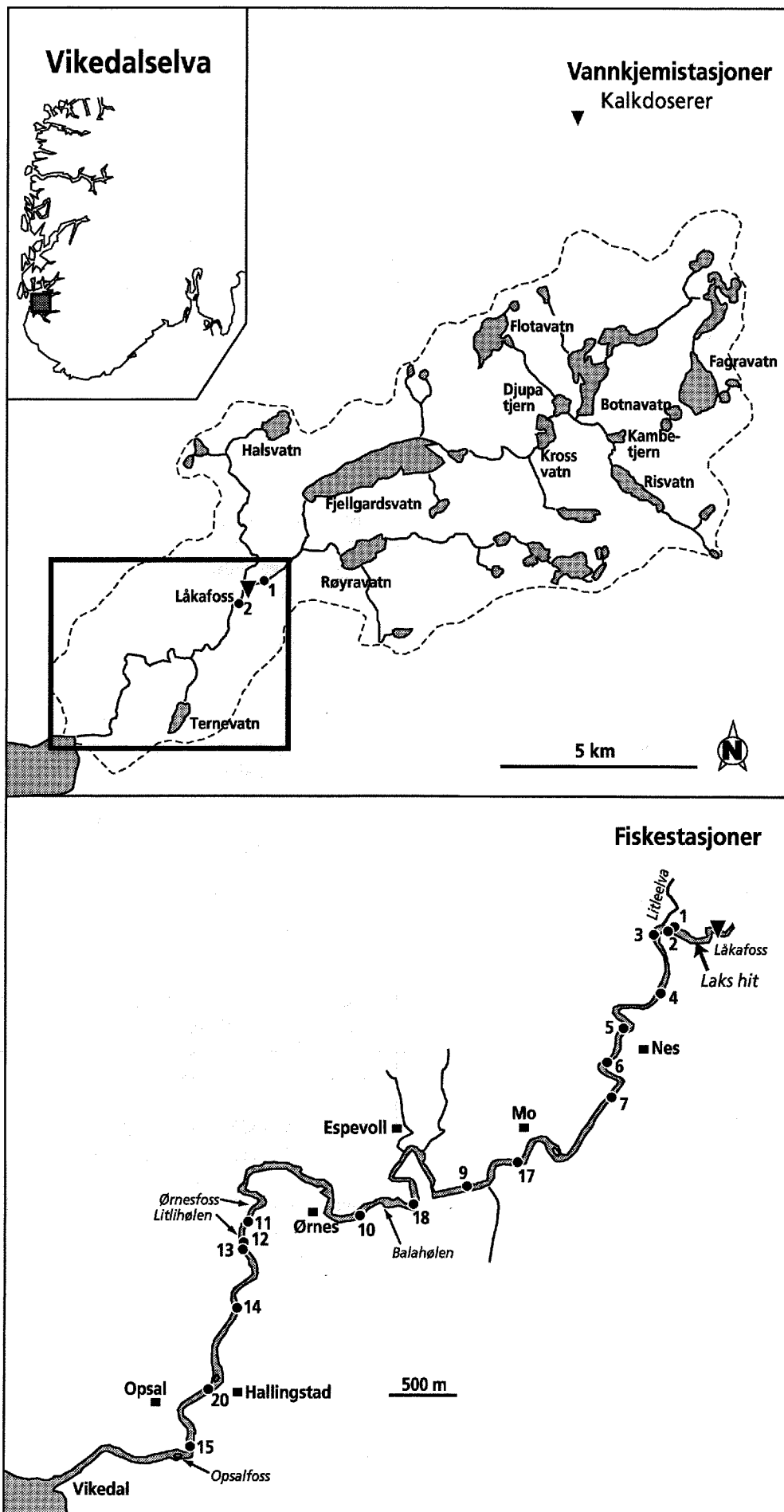
Ved histologisk undersøking av fisk eksponert for ukalka og kalka vatn i Vikedalselva, er det tidlegare funne at kalking medfører at det vert mindre uttala histologiske endringar i gjellene (Kroglund et al. 1994, Kvellestad 1995).

I gjeller frå hausten 1994 til 1997, frå våren 1995 (Kroglund et al. under utarb.) og frå våren 1996 (Kvellestad, upubl. resultat), er det funne vesentleg lågare metallakkumulering enn ved histologiske undersøkingar utførde på fisk frå våren 1992 og 1993 (Kroglund et al. 1994, Kvellestad 1995). Dette har samanheng med at elva frå 1994 har vore kalka til ein høgare pH.

Hjå auren var det generelt meir lamellfortjukkingar, hyperplasier og celler som indikerer infeksjon. Ukjende strukturar på gjelleoverflata, moglegevis protozoar, vart sett hjå ein laks fanga i øvste del i 1994. I gjellene til fisk frå nedste del vart det sett enkelte parasittar. Ein haptormarkliknande ektoparasitt vart funnen hjå ein laks frå 1996. Hjå to laks, frå 1994 og 1995, og hjå ein aure frå 1996 vart det sett ein innkapsla parasitt som synest å vere eit krepsdyr. Noko som kan vere eit plasmodium innehaldande sannsynlegvis *Myxobolus* sp., vart sett i gjellebogen til ein laks frå 1995 og ein aure frå 1996. Også epitelocystis vart funne i sparsom grad hjå ein aure frå nedste del i 1996.

Figur 17

Vikedalselva med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Vikedalselva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.



Tabell 15.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NIVA (DN, upublisert årsrapport for 1994, upubliserte data for 1995, Kaste 1997h, 1998j) og opplysingar om elektrisk fiske i Vikedalselva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NIVA (DN, unpublished annual report from 1994, unpublished data for 1995, Kaste 1997h, 1998j), and information about electrofishing in river Vikedalselva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske						
Stasjon _w	Dato _w	pH	LAI, µg/L	Art	Stasjon _{ef}	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gj.sn. alder, år (SD)	Gr
2	940724	6.19	0	Laks	1-4 Nedanfor Låkafooss	940816	12	96 (25)	1.6 (1.0)	1
Like nedstraums	1994, min.	5.66	0							
Låkafooss	1994, gj.sn.	6.58	11							
	1994, maks.	8.50	39							
	1994, N _w	15	15							
Ingen kjemi-data				Laks	10 Øimes	940816	7	96 (21)	2.0 (1.0)	2
Ingen kjemi-data				Laks	20 Hallingstad	940816	12	98 (17)	1.3 (0.5)	3
2	950721	6.20	3	Laks	1 Nedanfor Låkafooss	950824	10	99 (16)	1.7 (0.7)	4
Like nedstraums	1995, min.	5.66	2							
Låkafooss	1995, gj.sn.	6.28	11	Aure	1,3 Nedanfor Låkafooss	950824	10	91 (27)	1.5 (1.0)	5
	1995, maks.	7.32	40							
	1995, N _w	12	12							
Ingen kjemi-data				Laks	11 Litlihølen	950824	10	115 (14)	1.1 (0.3)	6
				Aure	11 Litlihølen	950824	10	103 (18)	1.1 (0.3)	7
2	960721	5.87	7	Laks	1 Nedanfor Låkafooss	960819	10	108 (17)	2.0 (0.7)	8
Like nedstraums	1996, min.	5.87	1							
Låkafooss	1996, gj.sn.	6.44	6	Aure	1,17 Nedanfor Låkafooss	960819	4	96 (14)	1.0 (0.0)	9
	1996, maks.	7.08	17							
	1996, N _w	12	12							
Ingen kjemi-data				Laks	13 Litlihølen	960820	10	115 (11)	2.2 (0.4)	10
				Aure	11,13 Litlihølen	960820	10	116 (17)	1.7 (0.5)	11
Ingen kjemi-data				Aure	11,13 Litlihølen	970828	7	93 (15)	1,2 (0,5)	12
Ingen kjemi-data				Laks	20 Hallingstad	970828	10	94 (10)	-	13
				Aure	20 Hallingstad	970828	3	151 (23)	-	14
2	970829	5,72	6	Laks	1-3 Nedanfor Låkafooss	970930	10	102 (10)	2,4 (0,5)	15
Like nedstraums	1997, min.	5,72	0							
Låkafooss	1997, gj.sn.	6,29	6	Aure	1,3 Nedanfor Låkafooss	970930	8	90 (23)	1,5 (0,8)	16
	1997, maks.	6,85	18							
	1997, N _w	11	11							
Ingen kjemi-data				Laks	12,13 Litlihølen	971001	10	113 (8)	2,7 (0,5)	17
				Aure	11,13 Litlihølen	971001	8	119 (17)	2,6 (0,5)	18

*) Kontinuerlege pH-målingar i 1996 synte verdiar omkring 6,5 i august før prøvafiske.

***) Kontinuerlege pH-målingar i 1997 synte verdiar omkring 5,6 til 5,9 i tida før prøvafiske.

Tabell 15.2. Resultat av histologisk undersøkning av gjeller frå fisk frå Vikedalselva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Vikedalselva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %		Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %				
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	12	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	33	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	0	0	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	8	8	0	8	0	0
4	10	0	0	0	0	70	30	0	0	10	20	50	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	10	0	0	0	0	60	10	0	0	0	0	30	0	0	40	0	0	20	30	0	70	10	0	0	0	0
6	10	0	0	0	0	50	0	0	0	20	0	60	10	0	50	40	0	10	0	0	50	0	0	10	0	0
7	10	0	0	0	0	10	0	0	0	30	0	40	0	0	60	40	0	10	70	10	10	60	30	30	10	0
8	5	0	0	0	0	20	80	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	4	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	50	50	0	75	25	0	0	0	0
10	5	0	0	0	0	20	40	0	0	20	0	20	0	0	60	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	0
11	8	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	40	0	0	100	0	0	20	80	0	0	40	20	0	20	20
12	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	83	0	0	33	33	17	17	33	33	33	17	17
13	5	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	40	0	0	60	0	0	0	0	0	60	20	0	60	0	0
14	3	0	0	0	0	0	33	0	0	33	0	67	0	0	33	33	0	33	33	33	33	33	33	0	0	100
15	7	0	0	0	0	0	57	29	14	0	0	29	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	8	0	0	0	0	25	38	25	13	0	0	38	25	0	25	0	0	50	25	0	63	25	0	0	0	0
17	10	0	0	0	0	60	20	0	0	0	0	60	10	0	30	30	10	10	0	0	0	60	20	0	30	50
18	6	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	67	17	0	33	50	0	0	50	50	50	50	0	0	50	17

4.16 Rødneelva (vassdragsnr. 038.3Z)

Rødneelva har ein lakseførande strekning på nær 4 km når ein inkluderer Fjellstølsbekken og Hålandselva (**figur 18**). Vassdraget er sterkt forsuret, med årsgjennomsnitt for pH som har lege mellom 5,0 og 5,5 (Nøst 1998). Det vart starta innsjøkalking i vassdraget hausten 1996, og frå våren 1997 vart vassdraget også kalka ved hjelp av ein doserar ved Neset øvst i lakseførande strekning. Tettleiken av laksyngel har variert en del dei siste åra, og vassdraget har borte preg av ustabile tilhøve. Tettleiken av aureungar har likevel vore relativt stabil gjennom 1980- og 1990-talet (Larsen 1998o).

Den gjennomsnittlege pH auka for kvart år; frå 5,27 i 1994 til 6,35 i 1997, medan det har vore nedgang i konsentrasjonen til UM-Al (**tabell 16.1**). Alle åra i tida omkring prøvafiske varierte pH ein del, og dei tre første åra var den høgare enn årsgjennomsnittet, medan den i 1997 var litt under.

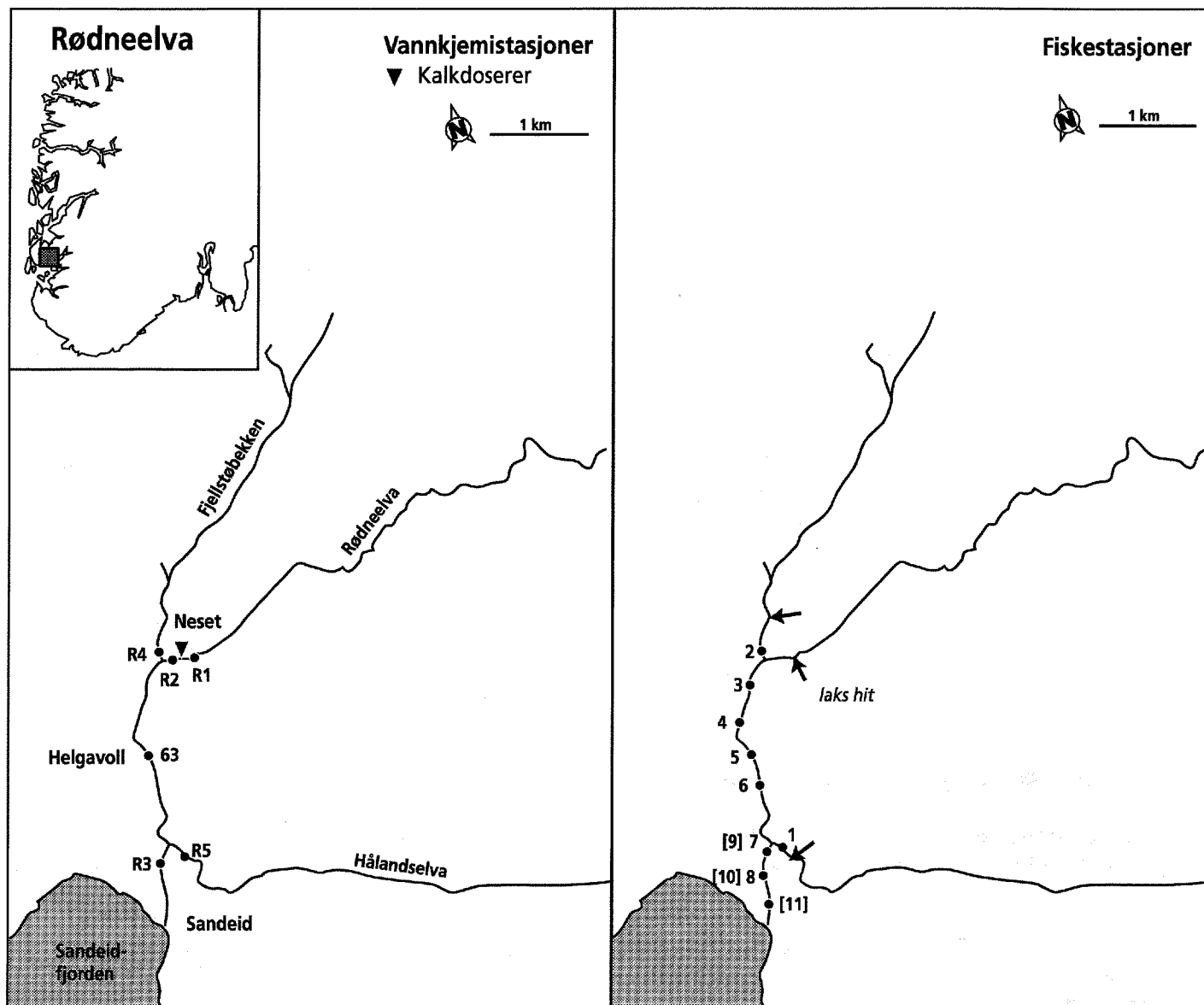
Stasjonane for elektrisk fiske ligg i Rødneelva like nedanfor der Hålandselva renn inn, og st. 7 er nærast samanlaupet.

Frå stasjon 8 vart det undersøkt laks i 1994, og både laks og aure i åra 1995 til 1997. Med unntak av 1994, då metallakkumulering ikkje vart påvist, vart det alle åra påvist stort sett serskilt sparsom til sparsom metallakkumulering hjå ein varierende del av laksen (**tabell 16.2**). I auren frå 1995 var det og påvist akkumulering, og det synest å ha vore mest akkumulering hjå laksen dette året. Samanlikna med 1995, kan resultatata indikere ein betre vasskvalitet før prøvafiske i 1994, 1996 og 1997, noko som ikkje kan dokumenterast ut frå tilgjengelege data for vasskjemi. På den andre

sida; i 1995 vart det ikkje påvist metallakkumulering hjå laks og aure fanga på stasjon 7, som ligg like ovanfor 8. Begge stasjonane ligg nedstraums for der Hålandselva renn inn i hovudvassdraget, og moglegevis er det tale om ein blandsoneeffekt på nedste stasjonen. Dette tyder på at vasskvaliteten her kan endre seg ein del over korte fråstandar, slik at det kan vere vanskeleg å samanlikne resultat frå ulike år.

I materialet frå hausten 1995 vart det funne mindre metallakkumulering enn hjå laks som om våren same året vart fanga ved utlaupet og i Hålandselva (Kroglund et al. under utarbeiding). Dette og resultat nemnde over kan samsvare med inntrykket av ustabile tilhøve i vassdraget (Nøst 1997c, 1998c).

Både hjå laks og aure var det lamellfortjukkingar og hyperplasier, og serleg hjå auren var det celler som indikerer infeksjon. Epiteliocyster førekom hjå begge artene i 1994 og 1995, og hjå aure i 1996. Ein laks frå 1994 var med negativt resultat undersøkt med tanke på bakteriell nyresjuke.



Figur 18

Rødneelva med prøvetakingsstasjoner for kjemisk overvaking og ungfiskundersøkingar. - The river Rødneelva showing sampling stations for water chemistry and juvenile fish monitoring.

Tabell 16.1. Data for vasskjemi, etter analyse ved NINA (DN, upublisert årsrapport for 1994, Nøst & Schartau 1996, Nøst 1997c, 1998c) og opplysingar om elektrisk fiske i Rødneelva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.1 og 4.1.2. - Water chemistry, after analysis at NINA (DN, unpublished annual report from 1994, Nøst & Schartau 1996, Nøst 1997c, 1998c), and information about electro-fishing in river Rødneelva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Data for vasskjemi				Opplysingar om elektrisk fiske						
Stasjon _w	Dato _w	pH	UM-Al, µg/L	Art	Stasjon _w , gml. nr.	Stasjon _w , nye nr.	Dato _{ef}	N _{ef}	Gj.sn. lengde, mm (SD)	Gr
63 Helga- voll	940718	5.45	< 10	Laks	10-11	8 og nedstraums	940815	12	122 (15)	1
	940821	6.15	< 10			for 8 Sandeid				
	1994, min.	4.77	< 10							
	1994, gj.sn.	5.27	13							
	1994, maks.	6.28	49							
1994, N _w	13	13								
63 Helga- voll	950731	5.79	< 6	Laks	9	7 Sandeid, nedan-	950905	5	121 (17)	2
	950821	6.36	< 6			for Hålandselv				
	1995, min.	4.88	< 6	Aure	9	7 Sandeid, nedan-	950905	5	124 (20)	3
	1995, gj.sn.	5.36	10			for Hålandselv				
	1995, maks.	6.36	20							
1995, N _w	11	11								
63 Helga- voll	960714	5.36	< 6	Laks	10	8 Sandeid	960821	10	128 (16)	6
	960820	6.13	< 6	Aure	10	8 Sandeid	960821	10	121 (7)	7
	1996, min.	5.36	< 6							
	1996, gj.sn.	5.85	3							
	1996, maks.	6.36	7							
1996, N _w	11	11								
R3 Sandeid	970819	6,19	< 6	Laks		8 Sandeid	970827	5	131 (16)	8
	970922	6,58	< 6	Aure		8 Sandeid	970827	6	110 (9)	9
	1997, min.	5,82	< 6							
	1997, gj.sn.	6,35	< 6							
	1997, maks.	7,02	8							
1997, N _w	8	8								

St. 7 og 8 ligg i hovudvassdraget nedanfor innlaupet frå Hålandselv, og st. 8 ligg lengst nede.

Tabell 16.2. Resultat av histologisk undersøking i Rødneelva i 1994-1997. Forklaring i avsnitt 4.1.3 og tabell 1. - Results of histologic examination of gills from fish captured in river Rødneelva in 1994-1997. Explanation in appendix.

Gr	N _h	ASA+ overfl., %			ASA+ int., %			Ad., %			Lam.fort., %			Hyperpl., %			MC, %			EI, %			RC, %		
		(1)	1	2	3	(1)	1	2	3	(1)	1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0	0	75	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	20	0	20	60	0	0	0	0	20	0	0	0	0
3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	80	0	20	40	40	20	60	20	0	0
4	5	0	0	0	0	20	60	20	0	20	0	20	100	0	0	60	20	0	0	0	0	0	0	0	0
5	4	0	0	0	0	25	75	0	0	0	0	60	0	0	80	20	0	20	80	0	100	0	0	0	0
6	5	0	0	0	0	20	0	0	0	0	20	0	0	0	60	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0
7	5	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	60	0	0	60	40	0	0	80	0	20
8	5	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	60	0	0	60	20	0	0	0	0	40	0	0	40	0
9	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	40	40	0	60	40	0	20	60	0	0	0

4.17 Oppsummering av histologiske endringer hjå fisk i dei ulike vassdraga

Storelva er einaste vassdraget der metallakkumulering aldri er påvist i dette materialet (**tabell 17**). Hjå laks og/eller aure er det ikkje påvist på enkelte strekningar til eit eller fleire tidspunkt i Lygna, Sokndalselva, Oгнаelva, Espedalselva, Vikedalselva og Rødneelva. Det vanlege er at vi har påvist metallakkumulering i epitelet, oftast i sparsomme mengder. På overflata av gjellene er det funne hjå fisk frå eit fåtal stader; Tovdalsvassdraget, Mandalselva, Sokndalselva, Oгнаelva og Frafjordelva, men det vart ikkje påvist hjå nokon fisk fanga i 1997. Berre i Mandalselva er det påvist også andre typar av vevsendringar som kan relaterast til metallakkumuleringa.

4.18 Samanlikning av metallakkumulering hjå laks og aure

Berre for metallakkumulering i epitelet er dette materialet stort nok til at samanlikning kan utførast mellom laks og aure (**tabell 18 og 19**). I samanlikninga er det berre inkludert laks og aure fanga til same tid og på omlag same stad. Dessutan er det berre inkludert fisk frå vassdrag eller strekningar i vassdrag der det er påvist akkumulering hjå minst ein laks og/eller minst ein aure. Totalt er det påvist hjå 76 % av laksen mot 55 % av auren. Skilnaden mellom artene synest størst ved serskilt sparsom akkumulering. Samanlikninga seier ikkje noko om metallkonsentrasjonar i vev hjå dei to artene, men inntrykket ved undersøking av fisk frå Vikedalselva er at det var mest hjå laksen.

4.19 Metallakkumulering i høve til pH og aluminiumskonsentrasjon i vassdraga

Det vanlege er at pH i tida kring prøvafiske har vore høgare enn årsgjennomsnittet (**tabell 20**). Unntak er for ein eller fleire stasjonar i Sokndalselva og Bjerkreimsvassdraget i 1996, Espedalselva i 1997, Vikedalselva alle åra og Rødneelva i 1997. Vikedalselva vert om våren kalka til høgare pH-verdi enn elles i året.

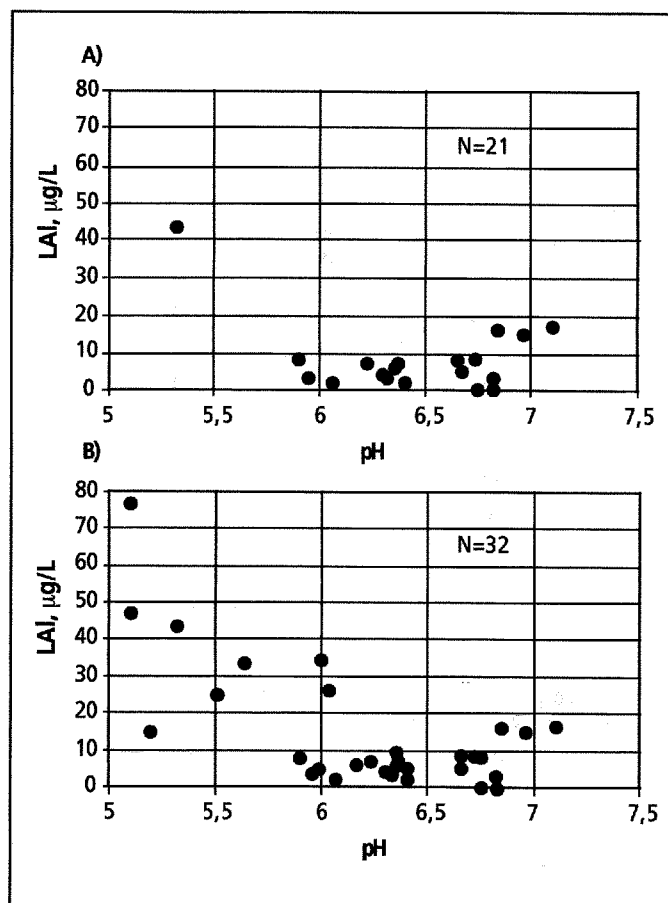
Det er noko usikkert kvar pH låg i høve til gjennomsnittet i Tovdalsvassdraget i 1995, i del av Oгнаelva i 1995 og i Lysevassdraget i 1995. I Sokndalselva i 1996 låg den omlag på gjennomsnittet. At resultat av histologisk undersøking av fisk frå to nærliggande stasjonar i Rødneelva i 1995 varierte ein del, syner at det alltid vil vere ein del usikkerheit omkring kva vasskvalitet fisken har vore eksponert for.

Også for konsentrasjonen av aluminium har det, i den grad data finst, vore vanleg med lågare konsentrasjonar i tida før prøvafiske (**tabell 20**). Unntak er Lygna i 1997, Bjerkreimsvassdraget i 1997, Lysevassdraget i 1996 og Jørpelandssåna alle åra, men dei aktuelle konsentrasjonane i desse vassdraga var ikkje mykje hø-

gare enn gjennomsnittet. Vertilhøva i 1997, med lite nedbør om seinsommaren og hausten, var dessutan slik at det var stabile tilhøve i tida kring prøvafiske. Ein må difor rekne med at det ved prøvafiske til andre årstider hadde vorte funne meir metallakkumulering hjå fisken.

Når ein ser på samanheng mellom pH og LAI på dato nærast den for fiske på strekningar der det er påvist laks og/eller aure, er det funne høgast konsentrasjonar av LAI ved lågare pH-verdiar (**figur 19**). Denne tendensen er mest tydeleg for vatn der det er fanga aure; det vil seie at sistnemnde oftare enn laks er påvist på strekningar med pH under ca. 6 og konsentrasjonar av LAI over ca. 10 µg/L. Men det er og tilfelle med høgare LAI-konsentrasjonar omkring pH 7.

Resultat av histologisk undersøking vert i det følgjande samanhelde med verdiar for pH og konsentrasjon av aluminium der denne finst som LAI (**tabell 20, figur 19-21**). For å kunne samanlikne er det brukt talverdiar slik dei framgår av ulike rapportar, sjølv om dei også ligg under deteksjonsgrensa for analysemetoden. Det er nytta kjemidata frå dato nærast den for prøvafiske, og det er ikkje brukt pH-verdiar frå kontinuerlege målingar.



Figur 19

Vasskjemi på strekningar med påvist laks (A) og aure (B); pH og labilt aluminium (LAI) på dato nærast dato for prøvafiske. Figurane er laga på grunnlag av data i tabell 20. - Labile aluminium (LAI) in relation to pH in river stretches at date closest to date of capture of Atlantic salmon (*Salmo salar*) (A) and brown trout (*Salmo trutta*) (B). The figures summarize data extracted from table 20.

Tabell 17. Påvising av laks og aure på aktuelle strekninger i ulike vassdrag og ulike år, og resultat av histologisk undersøkning. Kategori 1; metallakkumulering eller andre endringer ikkje påviste. Kategori 2; metallakkumulering påvist i epitelet. Kategori 3; metallakkumulering påvist på overflata og eventuelt i tillegg i epitelet. Kategori 4; som kategori 3 pluss sekundære typar av vevsendringar som kloridcellehyperplasi og -død. Der det for eit vassdrag, år og art er resultat i minst to kategoriar, er grunnen at det er funne ulike resultat ved undersøkning av fisk frå fleire strekningar. i.u.; ikkje undersøkt histologisk. - Presence of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in river stretches in different years, and results of histologic examination of gills. Vassdrag = river, År = year, Art påvist = the species demonstrated in river, Laks = Atlantic salmon, Aure = brown trout, Resultat av histologisk undersøkning = results of histologic examination, Kategori 1 = metal accumulation or other histologic changes that can be related to exposure to metals in water, were not found, Kategori 2 = intraepithelial metal accumulation observed, Kategori 3 = metal accumulation demonstrated on the gill surface and eventually in addition in the epithelium, Kategori 4 = changes as described for category 3, and in addition tissue changes like chloride cell death and hyperplasia. Results of more than one category for a species from a river in a particular year is due to different results among fish from at least two river stretches. i.u.=not examined.

Vassdrag	År	Art påvist	Resultat av histologisk undersøkning			
			Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Storelva (Vegårsvassdraget)	1996	Laks	x			
		Aure	x			
	1997	Laks	x			
		Aure	x			
Nidelva (Arendalsvassdr.)	1997	Laks	i.u.			
		Aure		x		
Tovdalsvassdraget	1995	Aure		x	x	
	1996	Aure		x	x	
	1997	Laks	i.u.			
		Aure		x		
Mandalselva	1995	Aure		x	x	x
	1996*	Aure		x	x	
	1997	Laks	i.u.			
		Aure		x		
Lygna	1995	Laks		x		
		Aure		x		
	1996	Laks		x		
		Aure		x		
	1997	Laks		x		
		Aure	x			
Kvina	1995	Laks	i.u.			
		Aure		x		
	1996	Laks		x		
		Aure		x		
	1997	Laks		x		
		Aure		x		
Sokndalselva	1994	Laks		x	x	
		Aure	i.u.			
	1995	Laks		x		
		Aure	x	x		
	1996	Laks	x			
		Aure		x		
	1997	Laks	x			
		Aure	x			

* Laks påvist i vassdraget, men ikkje på den aktuelle strekningen

forts..

Vassdrag	År	Art påvist	Resultat av histologisk undersøkning			
			Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Bjerkreimsvassdraget	1996	Laks		x		
		Aure		x		
	1997	Laks		x		
		Aure		x		
Ognaelva	1994	Laks	x			
		Aure	i.u.			
	1995	Laks		x		
		Aure		x	x	
	1996	Laks		x		
		Aure	x			
	1997	Laks		x		
		Aure		x		
Frafjordelva	1995	Laks		x		
		Aure		x		
	1996	Laks		x	x	
		Aure		x		
	1997	Laks		x		
		Aure		x		
Espedalselva	1995	Laks		x		
		Aure		x		
	1996	Laks		x		
		Aure	x			
	1997	Laks		x		
		Aure		x		
Lysevassdraget	1995	Laks		x		
		Aure		x		
	1996	Laks		x		
		Aure		x		
Jørpelandsåna	1995	Laks		x		
		Aure		x		
	1996	Laks		x		
		Aure		x		
	1997	Laks		x		
		Aure		x		
Vikedalselva	1994	Laks	x	x		
		Aure	i.u.			
	1995	Laks		x		
		Aure		x		
	1996	Laks		x		
		Aure		x		
	1997	Laks		x		
		Aure	x	x		
Rødneelva	1994	Laks	x			
		Aure	i.u.			
	1995	Laks	x	x		
		Aure	x	x		
	1996	Laks		x		
		Aure	x			
	1997	Laks		x		
		Aure	x			

Tabell 18. Intraepitelial metallakkumulering hjå laks og aure fanga på same strekning til same tid i ulike vassdrag. Tala er henta frå tabellar med resultat av histologisk undersøking, og syner del av undersøkt laks og aure som har ulike grader ((1), 1, 2 eller 3) av akkumulering. - Gill intraepithelial metal accumulation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) captured at the same time and in the same stretch in different rivers. The data are extracted from tables with results of histologic examination. Vassdrag = river, Dato_{ef} = year, month and date for electrofishing, Laks = Atlantic salmon, Aure = brown trout, Station_{ef} = station for electrofishing, N_h = number of fish examined by histology, ASA+ int. = percentage of fish with different degrees ((1), 1, 2 or 3) of accumulation.

Vassdrag	Dato _{ef}	Laks		ASA+ int.				Aure		ASA+ int.			
		Stasjon _{ef}	N _h	(1)	1	2	3	Stasjon _{ef}	N _h	(1)	1	2	3
Lygna	950814	6,8-10	12	42	0	0	0	6,8-10	12	17	0	0	0
	960810	6,7,9,10	7	71	0	0	0	7-10	10	20	10	0	0
	970818	8	4	50	0	0	0	8	5	0	0	0	0
Kvina	960811	6,7	9	33	0	0	0	6,7	8	38	0	0	0
	970820	6,9	7	43	0	0	0	6,7,9	7	57	43	0	0
Sokndalselva	950822	14	10	70	0	0	0	12,14	3	0	0	0	0
Bjerkreims- vassdraget	960814	20	5	100	0	0	0	20	5	20	20	0	0
	970813	20	5	40	40	20	0	19,20	7	57	14	0	0
Ognaelva	950804	6	10	70	0	0	0	7,9	5	40	0	0	0
	970821	9	5	0	100	0	0	6,9	5	20	40	20	0
Frafjordelva	950805	8,9	10	80	10	0	0	8,9	10	40	0	0	0
	960826	7-8	7	71	14	0	0	9-10	10	50	50	0	0
	970825	8	5	0	100	0	0	9,10	7	0	86	14	0
Espedalselva	950807	8	9	56	44	0	0	8,11	11	73	9	0	0
	960825	11	5	40	20	0	0	9,11	7	0	0	0	0
	971016	8	5	0	100	0	0	8,9	10	60	0	0	0
Lysevassdraget	950810	5,6	6	50	50	0	0	6	10	20	80	0	0
	960828	5-6	9	0	89	11	0	6	5	20	80	0	0
Jørpelandsåna	950809	7	9	11	89	0	0	7,8	10	20	60	20	0
	960824	6	9	22	22	0	0	6,8	6	0	50	0	0
	970826	7,8	6	83	17	0	0	7,8	9	11	11	0	0
Vikedalselva	950824	1	10	70	30	0	0	1,3	10	60	10	0	0
	950824	11	10	50	0	0	0	11	10	10	0	0	0
	960819	1	5	20	80	0	0	1,17	4	100	0	0	0
	960820	13	5	20	40	0	0	11,13	8	38	0	0	0
	970828	20	5	20	20	0	0	20	3	0	33	0	0
	970930	1-3	7	0	57	29	14	1,3	8	25	38	25	13
	971001	12,13	10	60	20	0	0	11,13	6	50	0	0	0
Rødneelva	950905	11	5	20	60	20	0	11	4	25	75	0	0
	960821	10	5	20	0	0	0	10	5	0	0	0	0
	970827	8	5	80	0	0	0	8	9	0	0	0	0

Tabell 19. Intraepitelial metallakkumulering hjå laks og aure fanga på same strekning til same tid i ulike vassdrag. Data i tabell 18 er oppsummerte for begge arter, og syner del av undersøkt fisk som har ulike grader ((1), 1, 2 eller 3) av akkumulering. Sum (1)-3 er prosent av fisk med akkumulering. Nærare forklaring finst i avsnitt 3.1. - Gill intraepithelial metal accumulation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) captured at the same time and in the same stretch in different rivers. The percentages in table 18 are summarized for both species. Laks = Atlantic salmon, Aure = brown trout, N_h = number of fish examined by histology, ASA+ int. = percentage of fish with different degrees ((1), 1, 2 or 3) of accumulation. Sum(1)-3 = percentage of fish with metal accumulation.

Laks						Aure					
ASA+ int.						ASA+ int.					
N_h	(1)	1	2	3	Sum (1) - 3	N_h	(1)	1	2	3	Sum (1) - 3
221	44,0	29,0	2,3	0,4	76,0	229	29,7	21,8	2,6	0,5	54,7

I dei fleste tilfella er det mindre enn ein måned mellom henting av vassprøver og fiskeing.

pH varierer frå omlag 5,1 til 7,1, og for begge artene er det ein tendens til at ein høgare prosent av fisken har akkumulert metall ved lågare pH-verdiar (**figur 20**).

Ved pH mellom 5 og 6 er det i dette materialet metallakkumulering på overflata hjå fisk frå Tovdalsvassdraget og Mandalselva, og i epitelet hjå fisk frå Tovdalsvassdraget, Mandalselva, Bjerkreimsvassdraget, Lysevassdraget og Vikedalselva. I dette pH-intervallet er det ingen vassdrag der metallakkumulering er påvist hjå null prosent av fisken.

Ved pH mellom 6 og 7 er det hjå enkelte av undersøkte grupper ikkje påvist akkumulering i epitelet hjå nokon fisk, men det vanlege er at det er påvist; ofte hjå 100 % av fisken, og det gjeld grupper av fisk frå Nidelva, Tovdalsvassdraget, Mandalselva, Lygna, Kvina, Sokndalselva, Bjerkreimsvassdraget, Ognaelva, Frafjordelva, Espedalselva, Lysevassdraget, Jørpelandsåna, Vikedalselva og Rødneelva. Ved pH=7,11 er det påvist metallakkumulering på overflata og i epitelet hjå fisk frå Frafjordelva.

I berre eitt vassdrag, Storelva, vart det ikkje påvist LAI på dato nærast den for prøvafiske. Her vart det heller ikkje påvist metallakkumulering hjå fisken. Det hadde vore ønskeleg med materiale frå fleire vassdrag utan påvist LAI, for å betre kunne studere samanhengen mellom vasskjemi og metallakkumulering i gjellene.

Når det gjeld laks, er det påvist metallakkumulering i epitelet til 33 - 100 % av fisken frå alle strekningar der det er påvist labilt

aluminium i vatnet (**figur 21A**). Også når konsentrasjonen av LAI er under 10 µg/L, er det frå fleire stader påvist hjå 100 % av fisken. I tillegg er det også påvist metallakkumulering på gjelleoverflata til 60 % av fisken frå ein stasjon i Frafjordelva i 1996, der pH var 7.11 og LAI blant dei høgare målte verdiane i vatn med laks; 17 µg/L. Vasskjemien synest i dette tilfellet over tid å ha variert lite med omsyn på pH og LAI i tida omkring prøvafiske. I 1995 var det i Lysevassdraget pH 5.32 og 43 µg LAI/L utan at det er påvist metallakkumulering på overflata. Men i dette tilfellet vart vassprøva teke heile 49 dagar etter fiske, og er truleg ikkje representativ for vasskvaliteten førut for prøvafisken.

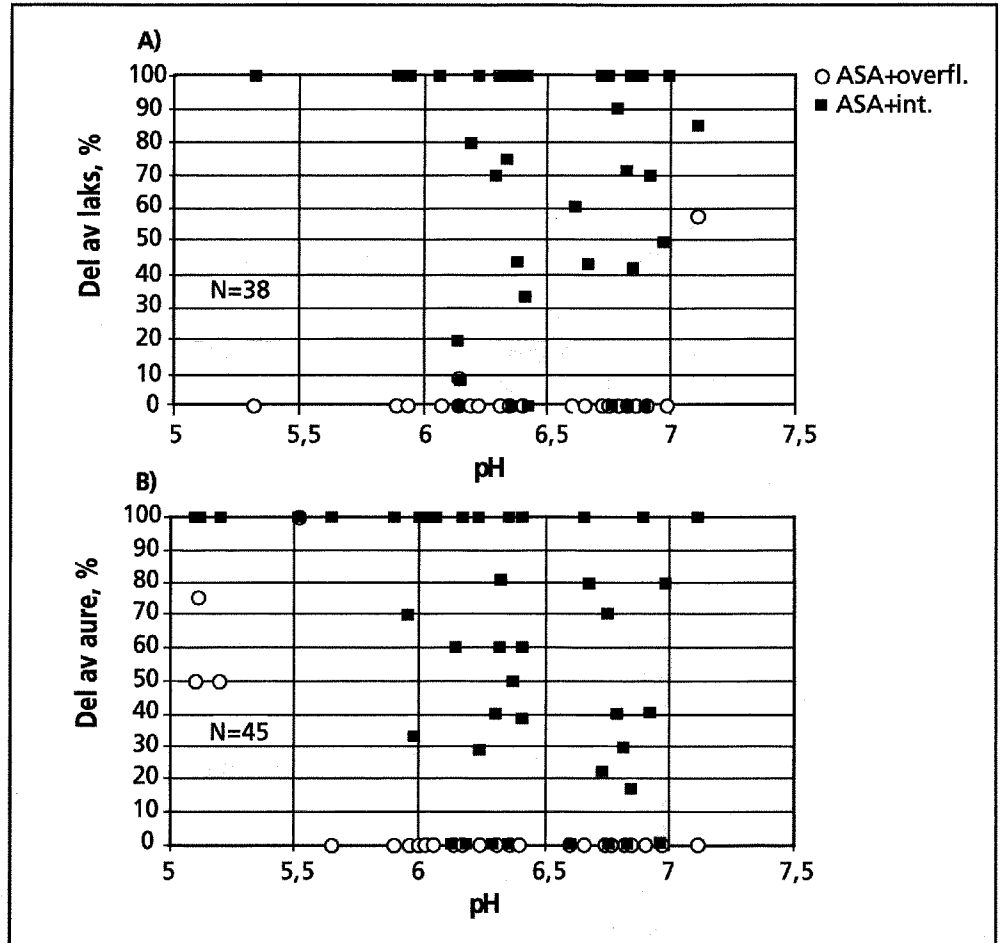
Hjå aure er det, med eitt unntak, påvist metallakkumulering i epitelet i alle tilfelle med påvist LAI i vatnet; på dei ulike strekningar varierande frå 17 til 100 % av fisken (**figur 21B**). Unntaket gjeld Lygna i 1997, der det fem dagar før prøvafiske vart målt pH 6,97 og funne 15 µg LAI/L. Ved konsentrasjon av LAI under 10 µg/L, er det i fleire høve påvist metallakkumulering i epitelet hjå 100 % av auren, sjølv om det ved slike konsentrasjonar er ein tendens til påvising av akkumulering hjå ein lågare prosent enn det. I tillegg er det i fire tilfelle, i Tovdalsvassdraget og i Mandalselva, med LAI minst 15 µg/L og pH på 5.51 eller lågare, også påvist metall på gjelleoverflata.

For å oppsummere; er det påvist LAI i vatnet, er det og påvist metallakkumulering i epitelet hjå minst ein undersøkt laks innan ei gruppe frå ein stasjon. Dette gjeld i alt vesentleg også for aure.

Når det gjeld aluminiumskonsentrasjon målt som UM-Al, har vi for lite data til å kunne samanhalde vasskjemi med resultat av histologisk undersøking.

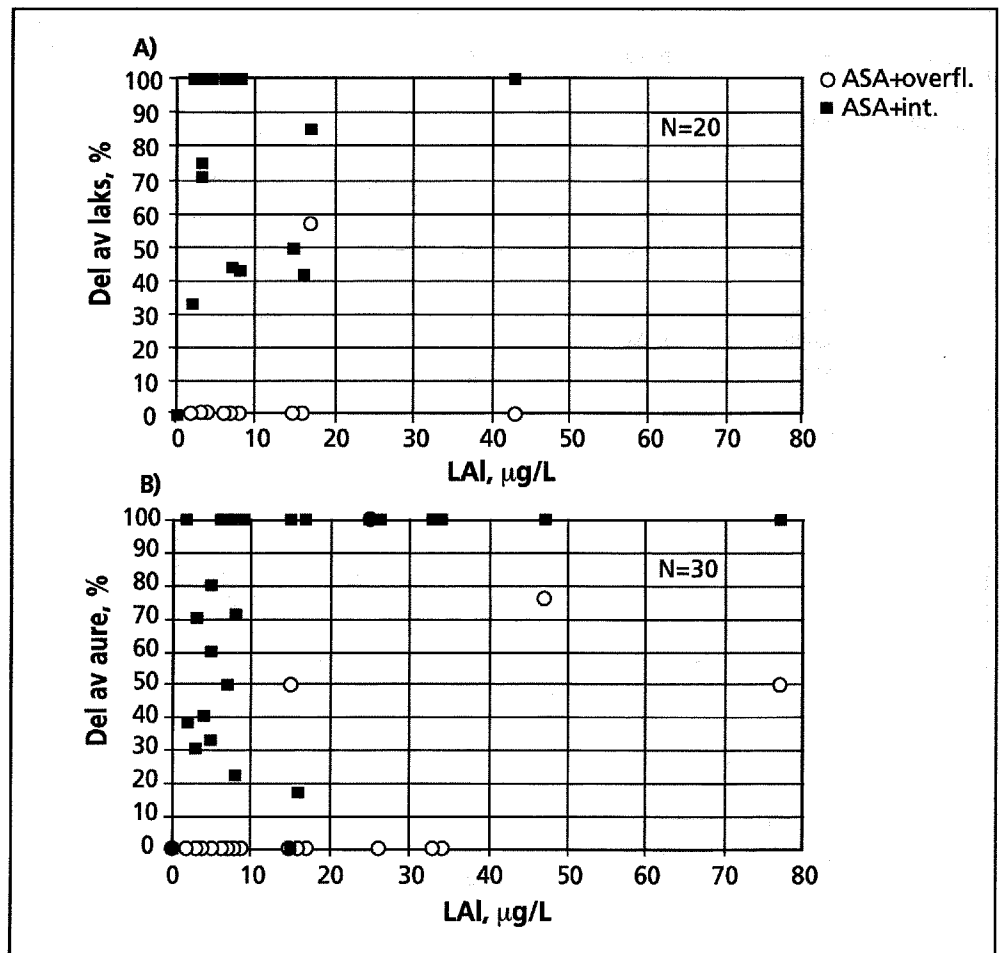
Figur 20

Del av laks (A) og aure (B) med metallakkumulering i gjellene sett i høve til pH på dato nærast dato for elektrisk fiske. Figurane er laga på grunnlag av data i tabell 20. ASA+ overfl.=akkumulering på overflata, ASA+ int.=akkumulering i epitelet. - Metal accumulation in gills of Atlantic salmon (*Salmo salar*) (A) and brown trout (*Salmo trutta*) (B) in relation to pH at date closest to date of electrofishing. The figures are made from data in table 20. Del av laks, %=percentage of Atlantic salmon with accumulation, Del av aure, %=percentage of brown trout with accumulation, ASA+ overfl.=surface accumulation, ASA+int.=intraepithelial accumulation.



Figur 21

Del av laks (A) og aure (B) med metallakkumulering i gjellene sett i høve til konsentrasjon av labilt aluminium (LAI) på dato nærast dato for elektrisk fiske. Figurane er laga på grunnlag av data i tabell 20. ASA+ overfl.=akkumulering på overflata, ASA+ int.=akkumulering i epitelet. - Metal accumulation in gills of Atlantic salmon (*Salmo salar*) (A) and brown trout (*Salmo trutta*) (B) in relation concentration of labile aluminium (LAI) at date closest to date of electrofishing. The figures are made from data in table 20. Del av laks, %=percentage of Atlantic salmon with accumulation, Del av aure, %=percentage of brown trout with accumulation, ASA+ overfl.=surface accumulation, ASA+int.=intraepithelial accumulation.



Tabell 20. Metallakkumulering i gjeller hjå laks og aure frå strekningar der det for tida omkring elektrisk fiske finst data for pH og for labilt aluminium (LAI) eller uorganisk monomert aluminium (UM-Al). Tala er henta frå tabellar med resultat for vasskjemi og resultat av histologisk undersøking, og syner del av undersøkt laks og aure som har ulike grader ((1), 1, 2 eller 3) av akkumulering. Utheva verdiar for pH og LAI er brukte for å lage figurane 19 til 21. Forklaring i avsnitt 4.1.1- 4.1.3. - Metal accumulation in gills of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) from river stretches where data for water chemistry exist for the period around time for electrofishing. The data are extracted from tables with results for water chemistry and histology. Vassdrag=river, Vasskjemi=water chemistry, Dato_w=time (year, month and date) for water sampling, gj.sn.=mean, Al=aluminium, LAI=labile aluminium, UM-Al=inorganic monomeric aluminium, Fisk=fish, Art=species, Laks=Atlantic salmon, Aure=brown trout, Dato_{ef}=time for electrofishing, Resultat av histologisk undersøking=results of histologic examination, N_h=number of fish examined by histology, i.u.=not examined by histology, ASA+ overfl.=percentage of fish with different degrees ((1), 1, 2 or 3) of surface accumulation, ASA+ int.=percentage of fish with different degrees ((1), 1, 2 or 3) of intraepithelial accumulation. Bold values of pH and LAI are used for the study of pH in relation to LAI (figur 19) and for water chemistry in relation to results of histologic examination (figures 20 & 21). Explanation in appendix.

Vassdrag	Vasskjemi				Fisk		Resultat av histologisk undersøking								
	Dato _w	pH	Al Form	Al, µg/L	Art	Dato _{ef}	N _h	ASA+ overfl., %				ASA+ int., %			
								(1)	1	2	3	(1)	1	2	3
Storelva	960713	6,86	LAI	10	Laks	960829	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	960822	6,83	LAI	0	Aure	960829	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	1996, gj.sn.	6,50	LAI	12											
	970716	6,88	LAI	2	Laks	970802	10	0	0	0	0	0	0	0	0
	970818	6,76	LAI	0	Aure	970802	6	0	0	0	0	0	0	0	0
	1997, gj.sn.	6,72	LAI	2											
Nidelva	970821	6,17	LAI	6	Laks	970812	i.u.								
	970717	5,78	LAI	26	Aure	970812	3	0	0	0	0	100	0	0	0
	1997, gj.sn.	5,78	LAI	27											
Tovdals- vass- draget	951017	5,10	LAI	77	Aure	950820	10	30	20	0	0	0	20	40	40
	1995, gj.sn.	5,12	LAI	74											
	960721	5,45	LAI	34	Aure	960806	12	17	83	0	0	8	92	0	0
	960820	5,51	LAI	25											
	1996, gj.sn.	5,28	LAI	57											
	960618	5,46	LAI	9	Aure	960807	10	0	0	0	0	30	60	10	0
	960815	6,03	LAI	26											
	1996, gj.sn.	5,46	LAI	49											
	970718	6,31	LAI	13	Aure	970803	10	0	0	0	0	30	20	10	0
	970814	6,41	LAI	5											
1997, gj.sn.	5,94	LAI	20												
Mandals- elva	950618	5,10	LAI	70	Aure	950818	8	13	25	38	0	0	0	25	75
	950813	5,11	LAI	47											
	1995, gj.sn.	4,97	LAI	79											
	960709	5,51	LAI	30	Aure	960808-09	2	50	0	0	0	0	50	50	0
	960820	5,20	LAI	15											
	1996, gj.sn.	5,11	LAI	50											

forts.....

Mandals- elva	960714	5,52	LAI	17	Aure	960808-09	8	0	0	0	0	0	100	0	0	
	960811	5,64	LAI	33												
	1996, gj.sn.	5,26	LAI	53												
	970722	6,00	LAI	34	Aure	970805	5	0	0	0	0	0	60	20	20	
	970826	6,35	LAI	2												
	1997, gj.sn.	5,69	LAI	36												
	970714	6,30	LAI	15	Laks	970806	i.u.									
	970810	6,36	LAI	9	Aure	970806	4	0	0	0	0	0	50	50	0	
	1997, gj.sn.	5,61	LAI	45												
	Lygna	950614	6,11	LAI	4	Laks	950814	12	0	0	0	0	42	0	0	0
950821		6,85	LAI	16	Aure	950814	12	0	0	0	0	17	0	0	0	
1995, gj.sn.		5,90	LAI	23												
960716		6,75	LAI	3	Laks	960810	7	0	0	0	0	71	0	0	0	
960814		6,82	LAI	3	Aure	960810	10	0	0	0	0	20	10	0	0	
1996, gj.sn.		6,30	LAI	7												
970813		6,97	LAI	15	Laks	970818	4	0	0	0	0	50	0	0	0	
970906		6,02	LAI	0	Aure	970818	5	0	0	0	0	0	0	0	0	
1997, gj.sn.		6,23	LAI	11												
Kvina		960723	6,39	LAI	0	Laks	960811	9	0	0	0	0	33	0	0	0
	960815	6,41	LAI	2	Aure	960811	8	0	0	0	0	38	0	0	0	
	1996, gj.sn.	6,21	LAI	5												
	970814	6,66	LAI	8	Laks	970820	7	0	0	0	0	43	0	0	0	
	970915	6,23	LAI	8	Aure	970820	7	0	0	0	0	57	43	0	0	
	1997, gj.sn.	6,28	LAI	10												
	Sokn- dals- elva	940823	6,26	-	-	Laks	940925	12	8	0	0	0	8	0	0	0
		941003	6,15	-	-	Aure	940925	i.u.								
		1994, gj.sn.	5,85	-	-											
		950807	6,03	UM-AI	< 10	Laks	950822	10	0	0	0	0	70	0	0	0
950821		6,29	-	-	Aure	950822	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
1995, gj.sn.		6,11	UM-AI	5												
950807		6,10	-	-	Laks	950822	i.u.									
950904		6,24	-	-	Aure	950822	7	0	0	0	0	29	0	0	0	
1995, gj.sn.		6,03	-	-												
960731		6,28	UM-AI	< 6	Laks	960813	8	0	0	0	0	0	0	0	0	
960812	6,42	UM-AI	6	Aure	960813	i.u.										
1996, gj.sn.	6,29	UM-AI	1													
960731	6,20	-	-	Laks	960813	i.u.										
960826	6,14	-	-	Aure	960813	5	0	0	0	0	60	0	0	0		
1996, gj.sn.	6,17	-	-													
970722	6,28	-	-	Laks	970816	5	0	0	0	0	0	0	0	0		
970818	6,36	-	-	Aure	970816	7	0	0	0	0	0	0	0	0		
1997, gj.sn.	6,26	-	-													
Bjerk- reims- vassdr.	960722	5,98	LAI	5	Aure	960805	3	0	0	0	0	33	0	0	0	
	960930	7,44	LAI	11												
	1996, gj.sn.	6,15	LAI	11											forts...	

Bjerk-reims-vassdr.	960715	6,13	LAI	4	Laks	960814	5	0	0	0	0	100	0	0	0
	960905	6,30	LAI	4	Aure	960814	5	0	0	0	0	20	20	0	0
	1996, gj.sn.	6,24	LAI	8											
	970802	6,75	LAI	8	Laks	970813	5	0	0	0	0	40	40	20	0
	970830	6,44	LAI	3	Aure	970813	7	0	0	0	0	57	14	0	0
1997, gj.sn.	6,39	LAI	4												
Ognaelva	940713	7,03	-	-	Laks	940807	10	0	0	0	0	0	0	0	0
	940821	6,89	-	-	Aure	940807	i.u.								
	1994, gj.sn.	6,60	-	-											
	950717	6,77	UM-AI	< 10	Laks	950804	10	0	0	0	0	70	0	0	0
	950815	6,92	UM-AI	< 10	Aure	950804	5	0	0	0	0	40	0	0	0
	1995, gj.sn.	6,40	UM-AI	5											
	960715	6,66	UM-AI	8	Laks	960814	5	0	0	0	0	80	20	0	0
	960819	6,86	UM-AI	7	Aure	960814	i.u.								
	1996, gj.sn.	6,47	UM-AI	5											
	970818	6,99	UM-AI	< 6	Laks	970822	5	0	0	0	0	0	100	0	0
	970923	6,50	UM-AI	< 6	Aure	970821	5	0	0	0	0	20	40	20	0
	1997, gj.sn.	6,37	UM-AI	< 6											
Frafjord-elva	950627	7,00	UM-AI	< 6	Laks	950805	10	0	0	0	0	80	10	0	0
	950911	6,79	UM-AI	< 6	Aure	950805	10	0	0	0	0	40	0	0	0
	1995, gj.sn.	6,45	UM-AI	< 6											
	960819	6,94	LAI	17	Laks	960826	7	43	14	0	0	71	14	0	0
	960827	7,11	LAI	17	Aure	960826	10	0	0	0	0	50	50	0	0
	1996, gj.sn.	6,70	LAI	-											
	970819	6,68	-	-	Laks	970825	5	0	0	0	0	0	100	0	0
	970826	6,90	-	-	Aure	970825	7	0	0	0	0	0	86	14	0
	1997, gj.sn.	6,45	-	-											
Espedals-elva	950730	5,97	UM-AI	< 10	Laks	950807	9	0	0	0	0	56	44	0	0
	950813	6,32	UM-AI	< 10	Aure	950807	11	0	0	0	0	73	9	0	0
	1995, gj.sn.	5,99	UM-AI	6											
	960721	6,45	UM-AI	3	Laks	960825	5	0	0	0	0	40	20	0	0
	960818	6,61	UM-AI	5	Aure	960825	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	1996, gj.sn.	6,34	UM-AI	4											
	971012	6,31	UM-AI	3	Laks	971016	5	0	0	0	0	0	100	0	0
	971116	6,32	UM-AI	4	Aure	971016	10	0	0	0	0	60	0	0	0
	1997, gj.sn.	6,39	UM-AI	3											
Lyse vassdr.	950928	5,32	LAI	43	Laks	950810	3	0	0	0	0	0	33	67	0
					Aure	950810	i.u.								
	950718	5,90	LAI	8	Laks	950810	6	0	0	0	0	50	50	0	0
	950928	5,61	LAI	25	Aure	950810	10	0	0	0	0	20	80	0	0
	1995, gj.sn.	5,95	LAI	11											
	960715	6,01	LAI	5	Laks	960828	9	0	0	0	0	0	89	11	0
	960814	6,36	LAI	6	Aure	960828	5	0	0	0	0	20	80	0	0
	1996, gj.sn.	6,04	LAI	5											

forts...

Jørpe- landsåna	951004	6,23	LAI	7	Laks 950809	9	0	0	0	0	11	89	0	0
	1995, gj.sn.	6,21	LAI	3	Aure 950809	10	0	0	0	0	20	60	20	0
	960716	6,33	LAI	1	Laks 960824	9	0	0	0	0	22	22	0	0
	960901	6,37	LAI	7	Aure 960824	6	0	0	0	0	0	50	0	0
	1996, gj.sn.	6,26	LAI	3	Laks 970826	6	0	0	0	0	83	17	0	0
	970820	6,73	LAI	8	Aure 970826	9	0	0	0	0	11	11	0	0
	970921	6,50	LAI	0										
	1997, gj.sn.	6,31	LAI	4										
Vike- dals- elva	940724	6,19	LAI	0	Laks 940816	12	0	0	0	0	75	0	0	0
	940822	6,33	LAI	3	Aure 940816	i.u.								
	1994, gj.sn.	6,58	LAI	11	Laks 950824	10	0	0	0	0	70	30	0	0
	950721	6,20	LAI	3	Aure 950824	10	0	0	0	0	60	10	0	0
	950828	5,95	LAI	3	Laks 960819	5	0	0	0	0	20	80	0	0
	1995, gj.sn.	6,28	LAI	11	Aure 960819	4	0	0	0	0	100	0	0	0
	960721	5,87	LAI	7	Laks 970930	7	0	0	0	0	0	57	29	14
	960823	6,41	LAI	2	Aure 970930	8	0	0	0	0	25	38	25	13
	1996, gj.sn.	6,44	LAI	6										
	970829	5,72	LAI	6										
970930	6,06	LAI	2											
1997, gj.sn.	6,29	LAI	6											
Rødne- elva	940718	5,45	UM-AI	< 10	Laks 940815	12	0	0	0	0	0	0	0	0
	940821	6,15	UM-AI	< 10	Aure 940815	i.u.								
	1994, gj.sn.	5,27	UM-AI	13	Laks 950905	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	950731	5,79	UM-AI	< 6	Aure 950905	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	950821	6,36	UM-AI	< 6	Laks 950905	5	0	0	0	0	20	60	20	0
	1995, gj.sn.	5,36	UM-AI	10	Aure 950905	4	0	0	0	0	25	75	0	0
	960714	5,36	UM-AI	< 6	Laks 960821	5	0	0	0	0	20	0	0	0
	960820	6,13	UM-AI	< 6	Aure 960821	5	0	0	0	0	0	0	0	0
	1996, gj.sn.	5,85	UM-AI	3	Laks 970827	5	0	0	0	0	80	0	0	0
	970819	6,19	UM-AI	< 6	Aure 970827	9	0	0	0	0	0	0	0	0
970922	6,58	UM-AI	< 6											
1997, gj.sn.	6,35	UM-AI	< 6											

5 Samanfattande diskusjon

I dette materialet er det for fleire elvestrekningar funne at ein stor del av fisken har akkumulert metall i gjellepitelet når det ved analyse av vassprøver for labilt aluminium (LAI) ved NIVAs laboratorium er funne verdiane under 10 µg LAI/L. LAI er differansen mellom målt reaktivt aluminium (RAL) og målt illabilt aluminium (ILAL), og usikkerheita vil vere omlag 5 µg/L. På grunn av tida frå prøvetaking og til analyse i laboratoriet, må ein dessutan reknare med at dei funne verdiane for LAI er lågare enn ved prøvetakingstidspunktet (Kroglund et al. 1998a, 1998b). Difor er det vanskeleg å vite kor låg konsentrasjonen av LAI kan verte før det ikkje kan påvisast metallakkumulering ved histologisk undersøking. Men for å oppsummere våre funn; er det påvist LAI i vatnet med den aktuelle metode, er det også påvist metallakkumulering hjå minst ein av dei undersøkte laksane frå den aktuelle elvestrekninga. Dette samsvarar med resultat frå forsøk (Kroglund, pers.med.).

Sidan farging med solokrom azurin i sur løysing (ASA) er ein uspesifikk metode for påvising av metall, sidan jern kan tenkjast å medverke til toksisiteten av metall, og sidan ein veit lite om jernakkumulering samanlikna med aluminiumakkumulering, hadde det vore ønskjeleg å kunne verifisere førekomsten av kvart metall og å fastslå mengdehøvet mellom desse. Ein arbeids- og kostnadskreivande metode som røntgenmikroanalyse har vore brukt til å verifisere førekomsten av aluminium og jern i gjeller frå laks frå Vikedalselva (Kvellestad 1995), og førekomst av jern har dessutan vore verifisert histokjemisk hjå forsøksfisk frå Audna (Rosseland et al. 1992). Resultata for fisk frå Bjerkreimsvassdraget i 1997 tyder og på at andre metall enn aluminium kan akkumulere.

Kriteriane som er sette opp for å kvantifisere mengda med ASA-positivt materiale i epitel, er baserte på tal inklusjonar. Men inklusjonar kan vere både små og store, dei har ei ujamn fordeling i epitelet, og denne fordelinga synest å kunne variere mellom fisk frå ulike vassdrag. Sidan snittplanet gjennom gjellene kan variere litt frå fisk til fisk, kan kriteriane også vere vanskelege å bruke i praksis. Likevel fortel resultatata noko om mengda.

Ut frå påvising eller ikkje av ulike typar av primære og sekundære endringar, kan resultatata frå undersøking av dette materialet delast inn i fire ulike kategoriar som vi har sett opp. Inndelinga er basert på histologisk undersøking, og i alt vesentleg på om metallakkumulering er påvist eller ikkje, og i tilfelle kvar. Det vil seie at det innan kvar kategori kan vere stor variasjon i mengda metall akkumulert, og at ein kjemisk analyse på homogenat sannsynlegvis vil syne overlapping mellom ulike kategoriar. I det følgjande gjer vi greie for desse ulike kategoriane og korleis dette materialet fordeler seg på dei.

Den første kategorien omfattar gjeller der det ikkje er påvist metallakkumulering eller andre endringar som kan relaterast til eksponering for metall i surt vatn. Det gjeld fisk frå Storelva i Vegårsvassdraget og laks og/eller aure frå enkelte stasjonar i Lygna, Sokndalselva, Ognaelva, Espedalselva, Vikedalselva og Rødneelva. I Storelva i 1996 og 1997 var pH på næraste dato ca. 6,8 og det vart ikkje påvist LAI. Der det for dei andre av nemnde

vassdrag finst data for aluminium, er det påvist UM-AI i Sokndalselva og Espedalselva ved aktuelle tider.

Mestedelen av resultatata i denne undersøkinga kjem i den andre kategorien, med metallakkumulering påvist berre i gjellepitelet, og det er i dette materialet helst tale om sparsomme mengder. Det gjeld alle eller delar av resultatata for laks og/eller aure som er fanga til eit eller fleire tidspunkt på strekningar i alle vassdrag utanom Storelva.

Ved undersøking av vill abbor frå forsura innsjøar er det både indikasjonar og ikkje indikasjonar på fysiologiske endringar i tilfelle med påvist metallakkumulering i epitelet (Vuorinen et al. 1992). Funn av moderate til uttala mengder i epitelet hjå fisk frå aurebestandar som etter fiskebiologiske undersøkingar er vurderte som sjølvreproduserande og livskraftige, kan indikere at vatnet ikkje er giftig for aure sjølv om metall vert akkumulert som nemnt (Åtland et al. 1998a, 1998b). Alternativt er det i desse tilfella, som gjeld Vestlandsvassdrag utan påvist laks, utvikla toleranse hjå aure. Det vart ikkje registrert fysiologiske effektar ved sjøvasstesting av lakssmolt som i Vikedal vart eksponert for vatn kalka til pH 6,6 og som hadde serskilt sparsom metallakkumulering i epitelet (Kroglund et al. 1994, Kvellestad, upubl. resultat).

Ein veit ikkje kor stor ei intraepitelial metallakkumulering eventuelt må vere for at den skal vere uttrykk for eksponering for ein vasskvalitet som har negative effektar på individ- og populasjonsnivå. Dessutan er det artsskilnader, i det laks akkumulerer meir enn aure. Det er mogeleg at all metallakkumulering i epitelet som kan påvisast med histokjemiske metodar som her, bør oppfattast slik at fisken har vore eksponert for ein giftig vasskvalitet. Giftig vil i så fall også seie vatn der LAI vert påvist ved analyse i laboratoriet. Grensa for giftig vert i tilfelle ulik for laks og aure, noko som kan samsvare med resultat nemnde i innleiinga.

Til den tredje kategorien høyrer gjeller der metallakkumulering er påvist på gjelleoverflata og eventuelt også i epitelet. Dersom metall berre kan påvisast på overflata, er det uttrykk for kort tids eksponering.

Metallakkumulering på overflata og i epitelet, vart sett hjå ein eller fleire fisk frå Tovdalsvassdraget, Sokndalselva, Ognaelva og Frafjordelva i 1995 og/eller 1996. For aktuelle tider og stader finst det kjemidata først og fremst for Tovdalsvassdraget og Frafjordelva.

Nemnde fisk frå Tovdalsvassdraget var aure som var fanga i 1995, då pH i ettertid var 5,10 og LAI 77 µg/mL, og i 1996 då pH førut var 5,51 og LAI 25 µg/L. Den påviste overflateakkumuleringa er i samsvar med resultat frå forsøk der laks vart eksponert for liknande vasskvalitetar (Kvellestad, upubl.res.). Påvising av metall på overflata til aure frå stasjon 10 i Ognaelva heng truleg saman med ein ustabil vasskvalitet ved utlaupet frå Hetland kraftstasjon.

I Frafjordelva i 1996 vart pH ved kontinuerleg målingar funnen å ligge mellom 6.7 og 6.9 i det aktuelle tidsrommet, ved manuell måling dagen etter elektrisk fiske var den 7.11, og LAI var 17 µg/L ved to ulike datoar. Samanlikna med resten av materialet i denne rapporten, er det uvanleg med påvisbar overflateakkumu-

ling ved pH 7. Dette funnet hjå laks er mest sannsynleg uttrykk for ein ustabil aluminiumskjemi som medfører ei rask festing av aluminium til gjelleoverflata. Hjå aure som same dagen vart fanga på stasjonar litt lenger nede på same strekninga, vart det ikkje påvist overflateakkumulering, men akkumulering i epitelet. Årsaka kan vere at aure i mindre grad enn laks akkumulerer metall og/eller at vasskjemien har endra seg mellom stasjonane. Det er tidlegare ved pH 6.2 i kalka vatn i Vikedal også funne akkumulering på overflata (Kroglund et al. 1994), og det er påvist akkumulering i epitel ved pH omkring 7 (Norrngren et al. 1991, Norrngren et al. 1993).

Dei største mengdene med metall i epitelet vart funne på fisk som også hadde akkumulert metall på overflata, som i Tovdalsvassdraget etter utlaup frå Herefossfjorden i 1995 og 1996, og i Mandalselva ved Laudal-Øyslebø i 1995. På den andre sida; ein del fisk med metall på overflata hadde ikkje spesielt store mengder i epitelet, og forklaringa på det kan vere at ein dårlegare vasskvalitet i desse tilfella har påverka fisken sine gjeller i kortare tid førut for tidspunktet for elektrisk fiske.

Ein del av ovanfor nemnde aure frå sjølvreproduserande og livskraftige bestandar i Vestlandsvassdrag (Åtland et al. 1998a, 1998b) hadde påvisbar akkumulering ikkje berre i epitelet, men også i sparsom til moderat grad på overflata.

Derimot; i forsøk som hjå lakssmolt ga sparsom overflateakkumulering og sparsom til moderat intraepitelial akkumulering, men elles lite av sekundære endringar, vart det registrert fysiologiske responsar hjå dei same individa (Kvellestad, upubl.res., Kroglund et al. 1994). Dette forsøket gjekk over 13 dagar i Vikedal, medan ovanfor nemnde aure i Vestlandsvassdrag var villfanga fisk og dermed kan ha utvikla toleranse for den aktuelle vasskvaliteten. Det er mogeleg at også laks etter lengre tids eksponering kan utvikle toleranse for vasskvalitetar som medfører overflateakkumulering. Gjeller med endringar som gjer at dei i denne rapporten er plasserte i tredje kategorien, hadde akkumulert mindre med metall på overflata enn det laks gjorde i det aktuelle forsøket i Vikedal. Likevel vil vi sjå på endringar i kategori tre som ein indikasjon på ein vasskvalitet som er giftig for laks.

Den fjerde kategorien omfattar gjeller med endringar som i kategori tre, og i tillegg andre vevsendringar som er ei følgje av metallakkumuleringa. Desse sekundære endringane må vere av eit visst omfang for å kunne registrerast, og det er her teke utgangspunkt i endringar som lett kan påvisast ved histologisk undersøking. Endringane sett på aure frå Mandalselva frå 1995, høyrer til her, og er dei mest omfattande i dette materialet. Metall var akkumulerte på overflata og i epitelet, og det var død, hypertrofi og hyperplasi av kloridceller. Celledød er eit resultat av påverknad frå metall, som referert i innleiinga. Kloridcellehypertrofien og -hyperplasien kan vere ein kompensatorisk reaksjon for å erstatte celler og oppretthalde mellom anna ionebalansen (Karlsson-Norrngren et al. 1986). Desse endringane er uttrykk for at desse cellene har kortare levetid (Chevalier et al. 1985). Det vil seie at ein større del av fisken si stoff- og energi-omsetjing går med til å erstatte desse cellene, for å kunne halde oppe gjellefunksjonar. I forsøk der det er observert liknande endringar av omlag same omfang; både i eksponeringsforsøk i 1992 med lakssmolt i Vikedalselva (Kroglund et al. 1994) og i an-

dre forsøk med laks (Kvellestad, upubl.res.), er det funne redusert evne til osmoregulering i ferskvatn og etter overføring til sjøvatn. Det er difor grunn til å tru at endringar av typar og omfang som her vil ha negative effektar også på populasjonsnivå.

Utanom kloridcellehypertrofien og -hyperplasien som er påvist hjå fisk frå Mandalselva, er det i dette materialet frå ulike vassdrag med resultat i andre og tredje kategori, vanskeleg å sjå samanhengar mellom på eine sida metallakkumulering og på andre sida sekundære endringar som adhesjonar, lamellfortjukkingar og epitelhyperplasier. Det vart i materialet frå forsøket i Vikedal sett samanheng med adhesjonar og lamellfortjukkingar (Kroglund et al. 1994, Kvellestad 1995), men det var ved metallakkumulering som var meir uttala enn det som er funne i tredje kategori i dette materialet. Følgjeleg høyrer ein del av resultatata etter undersøking av nemnde materiale frå Vikedal til i fjerde kategori.

Ved samanlikning av laks og aure med omsyn på metallakkumulering i epitelet, vart det påvist akkumulering hjå ein høgare prosent av laksen. Desse resultatata tyder på at det er skilnader mellom laks og aure når det gjeld patologiske endringar i gjellene på grunn av eksponering for surt vatn med metall, og dette kan vere med å forklare kvifor laks er funnen å vere meir følsom enn aure for aluminium i surt vatn, slik som referert i innleiinga. I same retning peikar det faktum at aure oftare enn laks er påvist i vatn med lågare pH og høgare konsentrasjon av LAI.

Både hjå laks og aure, og serleg hjå sistnemnde, førekom endringar som ikkje kan relaterast til forsuring og metallakkumulering. Auren hadde jamt over meir av lamellfortjukkingar, hyperplasier og i epitelet førekomst av celler som indikerer infeksjon. Mastceller førekom også omkring blodkar sentralt i filamenta, og i fleire tilfelle saman med makrofagar. Dei her nemnde endringane førekom meir eller mindre samstundes, og lamellfortjukkingar og epitelhyperplasier synest difor også å indikere infeksjon.

Den haptormark-liknande parasitten som er sett utvendes på gjellene til enkelte fisk frå Storelva, Sokndalselva, Ognaelva, Frafjordelva, Espedalselva, Jørpelandsåna og Vikedalselva, er sannsynlegvis *Discocotyle sagittata* (Mo 1990, Mo pers.med.), men det er her tale om tilsynelatande små vevsreaksjonar. Infestasjon med larver av elvemusling gjev tydelege vevsreaksjonar (Poppe 1990), noko som og er sett i gjellene til fisken frå Ognaelva. Vevsreaksjonane er og tydelege i gjellene til dei få fisk frå Mandalselva, Lygna, Sokndalselva, Ognaelva og Vikedalselva der det er funne eit fåtal av ein parasitt som synest innkapsla og som kan vere eit krepsdyr. Mogelegvis er det tale om *Salmincola* sp. (Johannesen 1990, Mo pers.med.). Det var ingen påvisbare vevsreaksjonar ved epiteliocystis hjå fisk frå Storelva, Sokndalselva, Ognaelva, Espedalselva, Jørpelandsåna, Vikedalselva og Rødneelva. Protozoen *Capriniana (Trichophrya)* sp. (Mo et al. 1990) vart funnen sparsomt hjå fisk frå Mandalselva og Bjerkreimsvassdraget, og det var ingen eller små vevsreaksjonar. Mogeleg plasmodium innehalddande sannsynlegvis *Myxobolus* sp. (Mo et al. 1990) vart sett hjå få fisk frå Vikedalselva, og sidan desse fanst i gjellebogen, er det lite sannsynleg at dei gjev vevsreaksjonar som omtala over. Strukturar som sannsynlegvis er parasittar, men som vi ikkje har kunna klassifisere nærare, vart sett hjå fisk frå Sokndalselva, Ognaelva og Vikedalselva.

Korkje metallakkumulering eller dei sjeldan påviste parasittar og mikroorgansimar kan forklare lamellfortjukkingar, epitelhyperplasier og andre vevsreaksjonar som ofte er sett, serleg hjå aure. Dette indikerer infeksjon med eit eller fleire agens som ut frå noverande kunnskapar ikkje kan påvisast ved vanleg histologisk undersøking.

Funn av elvemusling i Ognaelva i april-mai 1997 (Larsen & Brørs 1998), etter at det først ved histologisk undersøking vart funne larveliknande metazoar i gjeller, syner at histologisk undersøking også kan gje kunnskap som ikkje er direkte relatert til metallakkumulering hjå fisk, men som likevel er relevant for det overordna målet for overvakinga.

Histologisk undersøking av gjeller, frå villfisk eller frå fisk frå eksponeringsforsøk, har dei siste åra vore ein av fleire brukte metodar i overvaksingsarbeidet, og store mengder data er dermed samla inn. Fleire tilhøve bør vektleggast i framtidig arbeid for at histologisk undersøking skal kunne gje meir informasjon om tilstanden i vassdrag.

Det viktigaste vil vere å skaffe meir kunnskap om samanheng mellom data for bestand og resultat av histologisk undersøking, slik at histologisk undersøking oftare kan gje svar på om fisken har vore eksponert for ein giftig vasskvalitet. Vi veit ikkje kor små dei histologiske endringane må vere for at det ikkje skal vere negative effektar på den einskilde fisk eller på bestanden.

Det er også viktig å vite meir om kor lang tid attende resultat av histologisk undersøking har utsagnsverdi når det gjeld vasskvalitet, mellom anna slik at ein i ettertid kan fastslå om det har vore ein s.k. sur episode. Difor trengst meir data for mengde akkumulert metall som funksjon av vasskvalitet og tid, og kor lang tid andre typar av endringar treng for å utvikle seg. Vidare trengst det data for kor snøgt slike endringar vert borte når fisk kjem over i vatn med meir tilfredsstillande kvalitet. Samanhalding av resultat frå kjemisk analyse for aluminium i gjellehomogenat med resultat av histologisk undersøking vil gje informasjon om sensitiviteten til metoden som her er brukt. Jern sin mogelege verknad bør avklarast meir, og her vil ein vere heilt avhengig av histologiske metodar. Gjennomgang av litteraturen har synleggjort trongen for å skaffe meir kunnskap om patologiske endringar i gjellene, og trongen for å karakterisere endringar på ein meir presis måte.

Også hausten 1998 er det samla inn eit materiale som vil verte undersøkt på tilsvarende måte som det her er gjort greie for.

6 Litteratur

- Amelung, M. 1982. Auswirkungen gelöster Eisenverbindungen auf die Ei- und Larvenentwicklung von *Salmo gairdneri* (Richardson). - Arch. FischWiss. 32: 77-87.
- Amorim Machado Cruz, J. 1969. Iron Salts in Ichthyopathology. A Histological and Histochemical Experimental Contribution. - Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre". Faculdade de Ciencias do Porto. Institute of Zoology, University of Porto, Portugal. 106.
- Andersson, P. & Nyberg, P. 1984. Experiments with Brown Trout (*Salmo trutta* L.) during Spring in Mountain Streams at Low pH and Elevated Levels of Iron, Manganese and Aluminium. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 61: 34-47.
- Avella, M., Masoni, A., Bornancin, M. & Mayer-Gostan, N. 1987. Gill Morphology and Sodium Influx in the Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) Acclimated to Artificial Freshwater Environments. - J. exp. Zool. 241: 159-169.
- Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Rosseland, B.O. & Bonga, S.E.W. 1997. Responses of skin mucous cells to aluminium exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 1039-1045.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing. Theory and practice with special emphasis on salmonids. - Hydrobiologia 173: 9-43.
- Bowman, J.J. & Bracken, J.J. 1993. Effect of Run-Off from Afforested and Non-Afforested Catchments on the Survival of Brown Trout *Salmo trutta* L in 2 Acid-Sensitive Rivers in Wicklow, Ireland. - Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 93B: 143-150.
- Brumbaugh, W.G. & Kane, D.A. 1985. Variability of Aluminum Concentrations in Organs and Whole Bodies of Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*). - Environ. Sci. Technol. 19: 828-831.
- Buergel, P.M. & Soltero, R.A. 1983. The Distribution and Acclimation of Aluminum in Rainbow Trout Following a Whole-Lake Alum Treatment. - J. Freshwat. Ecol. 2: 37-44.
- Bunting, H. 1949. The histochemical detection of iron in tissues. - Stain Technol. 24: 109-115.
- Carpenter, K.E. 1927. The lethal action of soluble metallic salts on fishes. - Br. J. exp. Biol. 4: 378-390.
- Chevalier, G., Gauthier, L. & Moreau, G. 1985. Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, from acidified lakes. - Can. J. Zool. 63: 2062-2070.
- Cleveland, L., Buckler, D.R. & Brumbaugh, W.G. 1991. Residue dynamics and effects of aluminum on growth and mortality in brook trout. - Environ. Toxic. Chem. 10: 243-248.
- Cotran, R.S., Kumar, V. & Robbins, S.L. 1994a. Cellular injury and cellular death. - S. 1-34 i Cotran, R.S., Kumar, V. & Robbins, S.L., red. Pathologic basis of disease. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Cotran, R.S., Kumar, V. & Robbins, S.L. 1994b. Cellular growth and differentiation: Normal regulation and adaptations. - S. 35-50 i Cotran, R.S., Kumar, V. & Robbins, S.L., red. Pathologic basis of disease. W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Cotran, R.S., Kumar, V. & Robbins, S.L. 1994c. Inflammation and repair. - S. 51-92 i Cotran, R.S., Kumar, V. & Robbins, S.L., red. Pathologic basis of disease. W.B. Saunders Company, Philadelphia.

- Cronan, C.S. & Schofield, C.L. 1979. Aluminum Leaching Response to Acid Precipitation: Effects on High-Elevation Watersheds in the Northeast. - Science, N.Y. 204: 304-306.
- Culling, C.F.A., Allison, R.T. & Barr, W.T. 1985. Cellular Pathology Technique. 4th ed. Butterworths.
- Daye, P.G. & Garside, E.T. 1976. Histopathological changes in surficial tissues of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. - Can. J. Zool. 54: 2140-2155.
- Daye, P.G. & Garside, E.T. 1980. Structural alterations in embryos and alevins of the Atlantic salmon, *Salmo salar* L., induced by continuous or short-term exposure to acidic levels of pH. - Can. J. Zool. 58: 27-43.
- Dennis, T.E. & Bulger, A.J. 1995. Condition factor and whole-body sodium concentrations in a freshwater fish: Evidence for acidification stress and possible ionoregulatory over-compensation. - Wat. Air Soil Pollut. 85: 377-382.
- Denton, J., Freemont, A.J. & Ball, J. 1984. Detection and distribution of aluminium in bone. - J. clin. Path. 37: 136-142.
- Denton, J. & Oughton, D.H. 1993. The Use of an Acid Solochrome-Azurine Stain to Detect and Assess the Distribution of Aluminum in Sphagnum Moss. - Ambio 22: 19-21.
- Dietrich, D. & Schlatter, C. 1989. Low levels of aluminium causing death of brown trout (*Salmo trutta fario*, L.) in a Swiss alpine lake. - Aquat. Sci. 51: 279-295.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1997-1.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1998a. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1998-1.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1998b. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1998-3.
- Eaton, D.L. & Klaassen, C.D. 1996. Principles of toxicology. - S. 13-33 i Eaton, D.L. & Klaassen, C.D., red. Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons. McGraw-Hill, New York.
- Eeckhaoudt, S., Jacob, W., Witters, H. & van Grieken, R. 1993. X-Ray Micro-Analysis of Aluminium in Pumpkinseed Gills. - Eur. J. Morph. 31: 42-45.
- Evans, R.E., Brown, S.B. & Hara, T.J. 1988. The effects of aluminium and acid on the gill morphology in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. - Environ. Biol. Fishes 1988: 299-311.
- Ferguson, H.W. 1989. Systemic pathology of fish. A text and atlas of comparative tissue responses in diseases of teleosts. Iowa State University Press / Ames.
- Fischer-Scherl, T. & Hoffmann, R.W. 1988. Gill morphology of native brown trout *Salmo salar m. fario* experiencing acute and chronic acidification of a brook in Bavaria, FRG. - Dis. Aquat. Org. 4: 43-51.
- Fivelstad, S. & Leivestad, H. 1984. Aluminium Toxicity to Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and Brown Trout (*Salmo trutta* L.): Mortality and Physiological Response. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 61: 69-77.
- Galle, C., Chassard-Bouchaud, C., Massabuau, J.C., Escaig, F., Moumati, P., Bourges, M. & Pepin, D. 1990. Localisation sub-cellulaire de l'aluminium véhiculé par les pluies acides dans les reins et branchies de truite des Vosges. Données préliminaires. - C. r. hebdomadaire des séances Acad. Sci., Paris t. 311, Serie III: 301-307.
- Gjerstad, K.O. & Nøst, T. 1998. Frafjordelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 105-106.
- Goossenaerts, C., van Grieken, R., Jacob, W., Witters, H. & Vanderborght, O. 1988. A Microanalytical Study of the Gills of Aluminium-Exposed Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). - Int. J. Environ. analyt. Chem. 34: 227-237.
- Grahn, O. 1980. Fishkills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. Ecological impact of acid precipitation, Sandefjord, Norway, SNSF project. The Norwegian interdisciplinary research programme. Acid precipitation - effects on forest and fish.
- Handy, R.D. & Eddy, F.B. 1989. Surface absorption of aluminium by gill tissue and body mucus of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, at the onset of episodic exposure. - J. Fish Biol. 34: 865-874.
- Hartvigsen, R. 1998. Espedalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 245-247.
- Henriksen, A., Skogheim, O.K. & Rosseland, B.O. 1984. Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian salmon river. - Vatten 40: 255-260.
- Hesthagen, T. 1989. Episodic Fish Kills in an Acidified Salmon River in Southwestern Norway. - Fisheries 14: 10-17.
- Hesthagen, T., Berger, H.M., Larsen, B.M. & Saksgard, R. 1995. Monitoring fish stocks in relation to acidification in Norwegian watersheds. - Water Air and Soil Pollution 85: 641-646.
- Hindar, A. 1998a. Arendalsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 45-47.
- Hindar, A. 1998b. Tovdalsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 51-52.
- Hindar, A. 1998c. Tovdalsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 83-85.
- Hindar, A. & Skiple, A. 1997. Tovdalsvassdraget. Vannkjemi. - Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 58-60.
- Hoffman, G.L., Dunbar, C.E., Wolf, K. & Zwillenberg, L.O. 1969. Epitheliocystis, a new infectious disease of the bluegill (*Lepomis macrochirus*). - Antonie van Leeuwenhoek 35: 146-158.
- Hughes, G.M. 1984. General anatomy of the gills. - S. 1-72 i Hoar, W.S. & Randall, D.J., red. Fish Physiology. Volume X. Gills. Part A. Anatomy, Gas Transfer, and Acid-Base Regulation. D.J. Academic Press
- Ingersoll, C.G., Gulley, D.D., Mount, D.R., Mueller, M.E., Fernandez, J.D., Hockett, J.R. & Bergman, H.L. 1990. Aluminium and Acid Toxicity to Two Strains of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1641-1648.
- Ingersoll, C.G., Sanchez, D.A., Meyer, J.S., Gulley, D.D. & Tietge, J.E. 1990. Epidermal Response to pH, Aluminium, and Calcium Exposure in Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) Fry. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1616-1622.
- Jagoe, C.H., Haines, T.A. & Buckler, D.R. 1987. Abnormal gill development in Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry exposed to aluminium at low pH. Ecophysiology of Acid Stress in Aquatic Organisms, Antwerpen, The Royal Society of Zoology, Belgium.

- Jensen, K.W. & Snekvik, E. 1972. Low pH Levels Wipe out Salmon and Trout Populations in Southernmost Norway. - *Ambio* 1: 223-225.
- Johannesen, A. 1990. Krepsdyr (Crustacea). - S. 254-259 i Poppe, T.T., red. Fiskehelse. Sykdommer, behandling og forebygging. John Grieg Forlag, Bergen.
- Johnsen, B.O., Nøst, T., Møkkelgjerd, P.I. & Larsen, B.M. 1999. Rapport fra Reetableringsprosjektet: Status for laksebestander i kalkede vassdrag. - Norsk Institutt for naturforskning. Oppdragsmelding 582: 1-79.
- Karlsson-Norrgren, L., Bjørklund, I., Ljungberg, O. & Runn, P. 1986. Acid water and aluminium exposure; experimentally induced gill lesions in brown trout (*Salmo trutta*). - *J. Fish Dis.* 9: 11-25.
- Karlsson-Norrgren, L., Dickson, W., Ljungberg, O. & Runn, P. 1986. Acid water and aluminium exposure; gill lesions and aluminium accumulation in farmed brown trout (*Salmo trutta*). - *J. Fish Dis.* 9: 1-9.
- Kaste, Ø. 1997a. Vegårsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 49-50.
- Kaste, Ø. 1997b. Mandalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 75-76.
- Kaste, Ø. 1997c. Lygna. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 111-112.
- Kaste, Ø. 1997d. Kvina. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 119-121.
- Kaste, Ø. 1997e. Bjerkreimsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 137-139.
- Kaste, Ø. 1997f. Lysevassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 186.
- Kaste, Ø. 1997g. Jørpelandsåna. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 192-193.
- Kaste, Ø. 1997h. Vikedalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 204.
- Kaste, Ø. 1998a. Vegårsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 71-72.
- Kaste, Ø. 1998b. Mandalsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 96-98.
- Kaste, Ø. 1998c. Lygnavassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 136-137.
- Kaste, Ø. 1998d. Kvinavassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 152-153.
- Kaste, Ø. 1998e. Bjerkreimsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 177-178.
- Kaste, Ø. 1998f. Lysevassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 116-117.
- Kaste, Ø. 1998g. Lysevassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 259-260.
- Kaste, Ø. 1998h. Jørpelandselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 123-124.
- Kaste, Ø. 1998i. Jørpelandsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 265.
- Kaste, Ø. 1998j. Vikedalsvassdraget. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 280.
- Kaste, Ø., Branderud, T.E., Larsen, B.M. & Raddum, G.G. 1998. Mandalselva. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 58-64.
- Kaste, Ø. & Larsen, B.M. 1998. Lygna. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 75-81.
- Kendall, R.J., Bens, C.M., Cobb III, G.P., Dickerson, R.L., Dixon, K.R., Klaine, S.J., Lacher, J., T.E., La Point, T.W., McMurry, S.T., Noblet, R. & Smith, E.E. 1996. Aquatic and terrestrial ecotoxicology. - S. 883-905 i Klaassen, C.D., Amdur, M.O. & Doull, J., red. Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons. McGraw-Hill, New York.
- Kroglund, F., Finstad, B., Kvellestad, A., Larsen, B.M. & Rosseland, B.O. Under utarbeiding. Fastsettelse av vannkvalitet i ulike Vestlandsvassdrag basert på økofysiologiske og økotoxikologiske metoder. - NIVA.
- Kroglund, F., Staurnes, M. & Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitets-kriterier for laks. Kalking av Vikedalselva. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2: 208-223.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Kvellestad, A. 1998a. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor lakseparr; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. - Norsk institutt for vannforskning. LNR 3815-98.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Lucassen, E., Salbu, B. & Åtland, Å. 1998b. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med lakse-smolt i Suldalslågen - Norsk institutt for vannforskning. LNR 3970-98.
- Kvellestad, A. 1995. Histopathological and physiological effects on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in acid and limed river water. Acid Reign '95. 5th International Conference on Acidic Deposition, Gøteborg, Sweden.
- Lacroix, G.L., Peterson, R.H., Belfry, C.S. & Martin-Robichaud, D.J. 1993. Aluminum Dynamics on Gills of Atlantic Salmon Fry in the Presence of Citrate and Effects on Integrity of Gill Structures. - *Aquat. Toxic.* 27: 373-401.
- Larsen, B.M. 1997a. Tovdalsvassdraget. Anadrom fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 66.
- Larsen, B.M. 1997b. Mandalselva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 81-82.
- Larsen, B.M. 1997c. Lygna. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 113-115.

- Larsen, B.M. 1997d. Kvina. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 121-123.
- Larsen, B.M. 1997e. Bjerkreimsvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 145-146.
- Larsen, B.M. 1997f. Ognaelva. Anadrom fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 156-157.
- Larsen, B.M. 1997g. Frafjordelva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 169-171.
- Larsen, B.M. 1997h. Lysevassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 187-188.
- Larsen, B.M. 1997i. Vikedalselva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 209-212.
- Larsen, B.M. 1998a. Vegårsvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 72-74.
- Larsen, B.M. 1998b. Tovdalsvassdraget. Anadrom fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 85-87.
- Larsen, B.M. 1998c. Mandalsvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 98-100.
- Larsen, B.M. 1998d. Lygnassvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 138-140.
- Larsen, B.M. 1998e. Kvinavassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 153-155.
- Larsen, B.M. 1998f. Sokndalselva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 166-168.
- Larsen, B.M. 1998g. Bjerkreimsvassdraget. Anadrom fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 178-180.
- Larsen, B.M. 1998h. Ognaelva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 216-218.
- Larsen, B.M. 1998i. Frafjordelva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 107-108.
- Larsen, B.M. 1998j. Frafjordelva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 234-236.
- Larsen, B.M. 1998k. Espedalselva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 247-249.
- Larsen, B.M. 1998l. Lysevassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 118.
- Larsen, B.M. 1998m. Jørpelandsvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 266-268.
- Larsen, B.M. 1998n. Vikedalsvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 281-284.
- Larsen, B.M. 1998o. Rødneelva. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 298-299.
- Larsen, B.M. & Berger, H.M. 1998. Arendalsvassdraget. Fisk. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 47-50.
- Larsen, B.M. & Brørs, S. 1998. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Ognaelva, Rogaland - Utbredelse og bestandsstatus. - Norsk Institutt for naturforskning. Oppdragsmelding 537: 1-20.
- Larsen, K. & Olsen, S. 1950. Ochre suffocation of fish in the river Tim. - Danish Biological Station. 6.
- Larsen, P.A. & Haraldstad, Ø. 1994. Kalkingsplan for Mandalsvassdraget i Vest-Agder. - Flerbruksplan for Mandalsvassdraget. - Fagrapport til faggruppe for fisk og forurensning.
- Laurent, P. 1984. Gill internal morphology. - S. 73-183 i Hoar, W.S. & Randall, D.J., red. Fish Physiology. Volume X. Gills. Part A. Anatomy, Gas Transfer, and Acid-Base Regulation. D.J. Academic Press
- Laurent, P., Dunel-Erb, S., Chevalier, C. & Lignon, J. 1994. Gill epithelial cells kinetics in a freshwater teleost, *Oncorhynchus mykiss* during adaptation to ion-poor water and hormonal treatments. - Fish Physiol. Biochem. 13: 353-370.
- Laurent, P., Hobe, H. & Dunel-Erb, S. 1985. The role of environmental sodium chloride relative to calcium in gill morphology of freshwater salmonid fish. - Cell Tiss. Res. 240: 675-692.
- Laurent, P. & Perry, S.F. 1991. Environmental Effects on Fish Gill Morphology. - Physiol. Zool. 64: 4-25.
- Lee, C. & Harvey, H.H. 1986. Localization of aluminum in tissues of fish. - Wat. Air Soil Pollut. 30: 649-655.
- Leino, R.L. & McCormick, J.H. 1993. Responses of juvenile largemouth bass to different pH and aluminum levels at overwintering temperatures: effects on gill morphology, electrolyte balance, scale calcium, liver glycogen, and depot fat. - Canadian Journal of Zoology - Revue Canadienne de Zoologie 71: 531-543.
- Leino, R.L., McCormick, J.H. & Jensen, K.M. 1987. Changes in gill histology of fathead minnows and yellow perch transferred to soft water or acidified soft water with particular reference to chloride cells. - Cell Tiss. Res. 250: 389-399.
- Leino, R.L., McCormick, J.H. & Jensen, K.M. 1990. Multiple effects of acid and aluminum on brook trout and progeny of fathead minnows, with emphasis on histopathology. - Can. J. Zool. 68: 234-244.
- Leino, R.L., Wilkinson, P. & Anderson, J.G. 1987. Histopathological Changes in the Gills of Pearl Dace, *Semotilus margarita*, and Fathead Minnows, *Pimephales promelas*, from Experimentally Acidified Canadian Lakes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 126-134.
- Leivestad, H. & Muniz, I.P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. - Nature, Lond. 259: 391-392.
- Lillie, R.D. 1965. Histopathologic Technic and Practical Histochemistry. 3
- Lubin, R.T., Rourke, A.W. & Bradley, T.M. 1989. Ultrastructural alterations in branchial chloride cells of Atlantic salmon, *Salmo salar*, during parr-smolt transformation and early development in sea water. - J. Fish Biol. 34: 259 - 272.

- Lubin, R.T., Rourke, A.W. & Saunders, R.L. 1991. Influence of Photoperiod on the Number and Ultrastructure of Gill Chloride Cells of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Before and During Smoltification. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1302-1307.
- Lydersen, E., Poleo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1994. The importance of 'in situ' measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. - J. Ecol. Chem. 3: 357-365.
- Løvhaugen, F. 1997. Frafjordelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 165-168.
- Løvhaugen, F. 1998. Frafjordelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 229-233.
- Mallat, J. 1985. Fish Gill Structural Changes Induced by Toxicants and Other Irritants: A Statistical Review. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 630-648.
- Mattheij, J.A.M. & Stroband, H.W.J. 1971. The Effects of Osmotic Experiments and Prolactin on the Mucous Cells in the Skin and the Ionocytes in the Gills of the Teleost *Cichlasoma biocellatum*. - Z. Zellforsch. 121: 93-101.
- McCahon, C.M., Pascoe, D. & Mc Kavanagh, C. 1987. Histochemical observations on the salmonids *Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L. and the ephemeropterans *Baetis rhodani* (Pict.) and *Ecdyonurus venosus* (Fabr.) following a simulated episode of acidity in an upland stream. - Hydrobiologia 153: 3-12.
- Mo, T.A. 1990. Flercellede parasitter. - S. 240-243 i Poppe, T.T., red. Fiskehelse. Sykdommer, behandling og forebygging. John Grieg Forlag, Bergen.
- Mo, T.A., Poppe, T.T. & Håstein, T. 1990. Encellede parasitter. - S. 228-239 i Poppe, T.T., red. Fiskehelse. Sykdommer, behandling og forebygging. John Grieg Forlag, Bergen.
- Mueller, M.E., Sanchez, D.A., Bergman, H.L., McDonald, D.G., Rhem, R.G. & Wood, C.M. 1991. Nature and Time Course of Acclimation to Aluminum in Juvenile Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). II. Gill Histopathology. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 2016-2027.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H. 1980a. Acidification - effects on freshwater fish. Ecological impact of acid precipitation, Sandefjord, Norway, SNSF project. The Norwegian interdisciplinary research programme. Acid precipitation - effects on forest and fish.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H. 1980b. Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L. Ecological impact of acid precipitation, Sandefjord, Norway, SNSF project. The Norwegian interdisciplinary research programme. Acid precipitation - effects on forest and fish.
- Muniz, I.P., Leivestad, H., Gjessing, E., Joranger, E. & Svalastog, D. 1975. Fiskedød i forbindelse med snøsmelting i Tovdalsvassdraget våren 1975. - SNSF-prosjekt IR 13/75. 60 s.
- Murungi, J.I. & Robinson, J.W. 1992. Uptake and accumulation of aluminum by fish - the modifying effect of added ions. - J. environ. Sci. Health A27: 713-719
- Norrgrén, L., Bengtsson, L., Bjørklund, I., Johlander, A. & Lessmark, A. 1993. Liming of a Swedish River: Effects on Atlantic Salmon (*Salmo salar*). - Nord. J. Freshwat. Res. 68: 42-54.
- Norrgrén, L. & Degerman, E. 1993. Effects of Different Water Qualities on the Early Development of Atlantic Salmon and Brown Trout Exposed in situ. - Ambio 22: 213-218.
- Norrgrén, L., Glynn, A.W. & Malmberg, O. 1991. Accumulation and effects of aluminium in the minnow (*Phoxinus phoxinus* L.) at different pH values. - J. Fish Biol. 39: 833-847.
- NOU 1999. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Norges offentlige utredninger 1999:9. Statens forvaltningstjeneste. Oslo.
- Nyberg, P., Andersson, P., Degerman, E., Borg, H. & Olofsson, E. 1995. Labile inorganic manganese - An overlooked reason for fish mortality in acidified streams? - Water Air and Soil Pollution 85: 333-340.
- Nøst, T. 1997a. Sokndalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 128-130.
- Nøst, T. 1997b. Ognaelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 153-154.
- Nøst, T. 1997c. Rødneelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1: 217.
- Nøst, T. 1998a. Sokndalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 164-166.
- Nøst, T. 1998b. Ognaelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3: 214-216.
- Nøst, T. 1998c. Rødneelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997f. DN-notat 1998-3: 295-297.
- Nøst, T. & Schartau, A.K.L. 1996. Kjemisk overvåking av norske vassdrag. - NINA. NINA Oppdragsmelding 446.
- Nøst, T. & Schartau, A.K.L. 1998a. Sokndalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 88-89.
- Nøst, T. & Schartau, A.K.L. 1998b. Ognaelva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 98-99.
- Nøst, T. & Schartau, A.K. 1998c. Espedalselva. Vannkjemi. - Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. DN-notat 1998-1: 111-112.
- Pearse, A.G.E. 1980. Histochemistry, theoretical and applied. Volume one: Preparative and optical technology. 4th. Churchill Livingstone, Edinburgh.
- Pearse, A.G.E. 1985. Histochemistry, Theoretical and Applied. Volume two: Analytical Technology. 4th. Churchill Livingstone, Edinburgh.
- Perry, S.F. & Laurent, P. 1989. Adaptational responses of rainbow trout to lowered external NaCl concentration: Contribution of the branchial chloride cell. - J. exp. Biol. 147: 147-168.
- Pisam, M., Prunet, P., Boeuf, G. & Rambourg, A. 1988. Ultrastructural Features of Chloride Cells in the Gill Epithelium of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, and Their Modifications During Smoltification. - Am. J. Anat. 183: 235-244.
- Pisam, M. & Rambourg, A. 1991. Mitochondria-Rich Cells in the Gill Epithelium of Teleost Fishes: An Ultrastructural Approach. - Int. Rev. Cytol. 130: 191-232.

- Poleo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. & Kvellestad, A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. - *Wat. Air Soil Pollut.* 75: 339-351.
- Poppe, T.T. 1990. Infeksjon med muslinglarver. - S. 259-260 i Poppe, T.T., red. Fiskehelse. Sykdommer, behandling og forebygging. John Grieg Forlag, Bergen.
- Prentø, P. 1985a. Metalkompleksfarvestoffer. - S. 7.1-7.22 i Lyon, H., red. Histokemi. DSR Forlag Landbohøjskolen, København.
- Prentø, P. 1985b. Metaller og metallsalte. - S. 17.1-17.25 i Lyon, H., red. Histokemi. DSR Forlag Landbohøjskolen, København.
- Prentø, P., Lyon, H. & Hasselager, E. 1985. Påvisning af ioniserede eller ioniserbare grupper. - S. 6.1-6.48 i Lyon, H., red. Histokemi. DSR Forlag Landbohøjskolen, København.
- Reader, J.P., Dalziel, T.R.K., Morris, R., Sayer, M.D.J. & Dempsey, C.H. 1991. Episodic exposure to acid and aluminium in soft water: survival and recovery of brown trout, *Salmo trutta* L. - *J. Fish Biol.* 39: 181-196.
- Reite, O.B. 1997. Mast cells/eosinophilic granule cells of salmonids: staining properties and responses to noxious agents. - *Fish. Shellfish. Immunol.* 7: 567-584.
- Reite, O.B. & Evensen, Ø. 1994. Mast cells in the swimbladder of Atlantic salmon *Salmo salar*: histochemistry and responses to compound 48/80 and formalin-inactivated *Aeromonas salmonicida*. - *Dis. Aquat. Org.* 20: 95-100.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. - *Environ. Pollut.* 78: 3-8.
- Rosseland, B.O. & Henriksen, A. 1990. Acidification in Norway - loss of fish populations and the 1000-lake survey 1986. - *Science Tot. Environ.* 96: 45-56.
- Rosseland, B.O. & 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. Freshwat. Res. Drottningholm* 61: 186-194.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K., Kroglund, F. & Hoell, E. 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acidic aluminium-rich water. - *Wat. Air Soil Pollut.* 30: 751-756.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K. & Sevaldrud, I.H. 1986. Acid deposition and effects in Nordic Europe. Damage to fish populations in Scandinavia continue to apace. - *Wat. Air Soil Pollut.* 30: 65-74.
- Saltveit, S.J. 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva. - *Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske.* 64: 1-27.
- Schartau, A.K. 1997. Espedalselva. Vannkjemi. - *Direktoratet for naturforvaltning. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1:* 175-176.
- Schofield, C.L. & Trojnar, J.R. 1980. Aluminum toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in acidified waters. - S. 341-366 i Toribara, T., Miller, M. & Morrow, P., red. *Polluted Rain*. Plenum Publishing Corporation, New York.
- Segner, H., Marthaler, R. & Linnenbach, M. 1988. Growth, aluminium uptake and mucous cell morphometrics of early life stages of brown trout, *Salmo trutta*, in low pH water. - *Environ. Biol. Fish.* 21: 153-159.
- Sevaldrud, I.H., Muniz, I.P. & Kalvenes, S. 1980. Loss of fish populations in Southern Norway. Dynamics and magnitude of the problem. Ecological impact of acid precipitation, Sandefjord, Norway, SNSF project. The Norwegian interdisciplinary research programme. Acid precipitation - effects on forest and fish.
- Skogheim, O.K. & Rosseland, B.O. 1984. A Comparative Study on Salmonid Fish Species in Acid Aluminium-Rich Water. I. Mortality of Eggs and Alevins. - *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 61: 177-185.
- Smith, T.R. & Haines, T.A. 1995. Mortality, growth, swimming activity and gill morphology of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to low pH with and without aluminum. - *Environ. Pollut.* 90: 33-40.
- Statens forurensingstilsyn 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1995. - Statens forurensingstilsyn. Statlig program for forurensingsovervåking. 671/96.
- Staurnes, M., Blix, P. & Reite, O.B. 1993. Effects of acid water and aluminum on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1816-1827.
- Staurnes, M., Sigholt, T. & Reite, O.B. 1984. Reduced carbonic anhydrase and Na-K-ATPase activity in gills of salmonids exposed to aluminium-containing acid water. - *Experientia* 40: 226-227.
- Tietge, J.E., Johnson, R.D. & Bergman, H.L. 1988. Morphometric Changes in Gill Secondary Lamellae of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) After Long-Term Exposure to Acid and Aluminum. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1643-1648.
- Tock, E.P.C. & Pearse, A.G.E. 1965. Preservation of tissue mucins by freeze-drying and vapour fixation. - *J. r. microsc. Soc.* 84: 519-537.
- Verboost, P.M., Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Lydersen, E., Witters, H.E., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Wendelaar Bonga, S.E. 1995. The toxic mixing zone of neutral and acidic river water: Acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L.). - *Water Air and Soil Pollution* 85: 341-346.
- von Lukowicz, M. 1976. Der Eisengehalt im Wasser und seine Wirkung auf den Fisch. - *Fisch und Umwelt* 2: 85-92.
- Vuorinen, P.J., Vuorinen, M., Peuranen, S., Lappalainen, A. & Raitaniemi, J. 1992. Reproductive status, blood chemistry, gill histology and growth of perch (*Perca fluviatilis*) in three acidic lakes. - *Environ. Pollut.* 78: 19-27.
- Weatherley, N.S., Rutt, G.P., Thomas, S.P. & Ormerod, S.J. 1991. Liming acid streams: aluminium toxicity to fish in mixing zones. - *Wat. Air Soil Pollut.* 55: 345-353.
- Wendelaar Bonga, S.E. & vand der Meij, C.J.M. 1989. Degeneration and death, by apoptosis and necrosis, of the pavement and chloride cells in the gills of the teleost *Oreochromis mossambicus*. - *Cell and Tissue Research* 1989: 235-243.
- Wepener, V., Van Vuren, J.H.J. & Du Preez, H.H. 1992. Effect of Manganese and Iron at a Neutral and Acidic pH on the Hematology of the Banded Tilapia (*Tilapia sparrmanii*). - *Bull. Environ. Contam. Toxic.* 49: 613-619.
- Wilkinson, K.J. & Campbell, P.G.C. 1993. Aluminum Bioconcentration at the Gill Surface of Juvenile Atlantic Salmon in Acidic Media. - *Environ. Toxic. Chem.* 12: 2083-2095.

- Wilson, R.W., Bergman, H.L. & Wood, C.M. 1994. Metabolic Costs and Physiological Consequences of Acclimation to Aluminum in Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) .2. Gill Morphology, Swimming Performance, and Aerobic Scope. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 536-544.
- Wood, C.M. & McDonald, D.G. 1987. The physiology of acid/aluminium stress in trout. Ecophysiology of Acid Stress in Aquatic Organisms, Antwerpen, The Royal Society of Zoology, Belgium.
- Woodward, D.F., Farag, A.M., Mueller, M.E., Little, E.E. & Vertucci, F.A. 1989. Sensitivity of Endemic Snake River Cutthroat Trout to Acidity and Elevated Aluminum. - Trans. Am. Fish. Soc. 118: 630-643.
- Wright, R.F., Dale, T., Gjessing, E.T., Hendrey, G.R., Henriksen, A., Johannesen, M. & Muniz, I.P. 1976. Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway. - Wat. Air Soil Pollut. 6: 483-499.
- Youson, J.H. & Neville, C.M. 1987. Deposition of aluminum in the gill epithelium of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) subjected to sublethal concentrations of the metal. - Can. J. Zool. 65: 647-656.
- Åtland, Å., Barlaup, B.T., Bjerknes, V., Kvellestad, A., Raddum, G.G. & Sundt, R. 1998a. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. - Norsk institutt for vannforskning. 3812-98.
- Åtland, Å., Bjerknes, V., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G. & Skiple, A. 1998b. Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. - Norsk institutt for vannforskning. 3891-98.

Appendix

Presentation of results and explanation to tables

Data for water chemistry

Water samples were analyzed at Norwegian Institute for water research (NIVA), at Norwegian Institute for Nature Research (NINA) or at Local public health laboratory for Midt-Rogaland.

Stasjon_w - Station for water sampling in a river stretch for electrofishing. It may not have exactly the same localization as the stations for fishing. The stations are described in reports from Directorate for Nature Management (DN, Direktoratet for Naturforvaltning) (1997, 1998a, 1998b), and as shown on map.

Dato_w - Year, month and day for water sampling.

pH

LAI/UM-Al, mg/l - Labile aluminium/inorganic monomeric aluminium.

N_w - Number of water samples analyzed throughout the year. Single values from period around electrofishing, and minimum (min.), mean (gj.sn.) and maximum (maks.) values throughout the year are presented for each station.

Information about electrofishing

Art - Species

Laks - Atlantic salmon (*Salmo salar* L.).

Aure - Brown trout (*Salmo trutta* L.).

Stasjon_{ef} - Station for electrofishing, according to descriptions in reports from Directorate for Nature Management (DN, Direktoratet for Naturforvaltning) (1997, 1998a, 1998b), and as shown on map.

Dato_{ef} - Year, month and day for electrofishing.

N_{ef} - Number of fish in the group.

Gj.sn. lengde, mm (SD) - Mean length in millimeter, and in parenthesis the standard deviation.

Gj.sn. alder, år (SD) - Mean age in year, and in parenthesis the standard deviation (only River Vikedalselva).

Gr - Group of several fish which were captured at the same time in one or more stations in a river stretch, and for which results of histologic examination are presented.

Results of histologic examination

Only the percentage of fish *with* the most common types of changes are presented in tables. The grading of changes is explained in table 1. Infrequently-occurring types of changes are described in the text only.

N_h - Number of fish from each group, of which the gills were examined histologically.

i.u. - Not examined by histology.

ASA+ overfl., % - Percentage of fish with different degrees of metal accumulation at the gill surface.

ASA+ int., % - Percentage of fish with different degrees of intraepithelial metal accumulation.

Ad., % - Percentage of fish with different degrees of adhesion between lamellae.

Lam.fort., % - Percentage of fish with different degrees of lamellar thickening.

Hyperpl., % - Percentage of fish with different degrees of epithelial hyperplasia.

MC, % - Percentage of fish with varying numbers of mast cells in

i.u. - Not examined by histology.

ASA+ overfl., % - Percentage of fish with different degrees of metal accumulation at the gill surface.

ASA+ int., % - Percentage of fish with different degrees of intraepithelial metal accumulation.

Ad., % - Percentage of fish with different degrees of adhesion between lamellae.

Lam.fort., % - Percentage of fish with different degrees of lamellar thickening.

Hyperpl., % - Percentage of fish with different degrees of epithelial hyperplasia.

MC, % - Percentage of fish with varying numbers of mast cells in epithelium.

EI, % - Percentage of fish with varying numbers of cells with an eosinophilic cytoplasmic inclusion in epithelium.

RC, % - Percentage of fish with varying numbers of rodlet cells in epithelium.

Criteria for grading the occurrence of histologic changes in gills.

Abbreviations used in tables are underlined, and a more complete explanation is given above. If changes with a sparse occurrence occurred so infrequently that one had to search intensively to find them, they are characterized as especially sparse and designated (1).

Type of histologic change	Numerical value and description of degree of histologic change				
	0	(1): Especialle sparse occurrence and 1: Sparse occurrence	2	3	4
<u>ASA+ overfl.:</u> ASA positive material (metal) on surface	No material demonstrated	Material is mostly situated in close contact with epithelial surface	About half the material is in close contact with the surface and the other half is situated between filaments and lamellae	Most of the material is situated between filaments and lamellae, and minor amounts occur on the surface	-
<u>ASA+ intra.:</u> ASA positive material (metal) in epithelium Number of inclusions pr. 10th lamellae	No inclusion demonstrated	< 1	1-2	> 2	-
<u>Ad.:</u> Adhesions between lamellae Fraction of lamellae involved	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
<u>Lam.fort.:</u> Thickened lamellae Fraction of lamellae with change	0	<1/4	1/4 - 2/4	2/4-3/4	3/4-4/4
<u>Hyperpl.:</u> Hyperplasia of filamental epithelium	0	A search effort is necessary to demonstrate areas with change	Areas with change are easily demonstrated	Areas with change occur in almost every field	-
Mast cells (<u>MC</u>), cells with eosinophilic inclusion (<u>EI</u>) or rodlet cells (<u>RC</u>) in epithelium	0	A search effort is necessary to demonstrate the low number of cells	Areas with cell infiltrations are easily demonstrated	Areas with cell infiltrations occur in almost every field	-

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-1031-2

036

NINA
FAGRAPPORT

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

NINA
Norsk institutt
for naturforskning