

ISSN-0801-9576

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE

UNIVERSITETET I BERGEN

Rapport nr 104/1999

Vannkjemiske og ferskvannsbiologiske
undersøkelser i Songdalselva 1998

av

**Bjørn T. Barlaup, Arne Fjellheim, Sven-Erik Gabrielsen,
Einar Kleiven og Øyvind Kaste**

Etter oppdrag fra Fylkesmannen i Vest-Agder
Bergen, mars 1999



Rapport nr 104/1999

ISSN-0801-9576

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI) ZOOLOGISK INSTITUTT UNIVERSITETET I BERGEN ALLÉGT 41, 5007 BERGEN	TELEFON 55 582236 TELEFAX 55 589674
---	--

RAPPORT-TITTEL: Vannkjemiske og ferskvannsbiologiske undersøkelser i Songdalselva, 1998	DATO: 22.02.99
---	-------------------

FEM EMNEORD: Vannkjemi Forsuring Kalking/skjellsand Sjøaure Bunndyr fauna	FIVE SUBJECT ITEMS: Water chemistry Acidification Liming/shellsand Seatrout Invertebrate fauna
--	---

FORFATTERE: Bjørn T. Barlaup ¹ , Arne Fjellheim ¹ , Sven Erik Gabrielsen ¹ , Einar Kleiven ² og Øyvind Kaste ² 1) LFI, Bergen 2) NIVA-Sørlandsavd., Televeien 1, 4890 Grimstad	GEOGRAFISK OMRÅDE: Vest-Agder
--	----------------------------------

OPPDRAKSGIVER: Fylkesmannen i Vest-Agder	ANTALL SIDER: 46
---	------------------

Forord

Fylkesmannen i Vest-Agder ba i brev av 21. april 1998 om forslag til statusundersøkelser i Songdalsvassdraget. På grunnlag av et felles forslag til undersøkelsesprogram ble NIVA-Sørlandsavdelingen og LFI, Universitetet i Bergen i brev fra Fylkesmannen 7.mai 1998, bedt om å foreta undersøkelsene.

LFI har hatt ansvaret for de biologiske undersøkelser som har omfattet vurdering av fiskebestandene, gjelleprøver og bunndyrsamfunnet. NIVA har hatt ansvaret for de vannkjemiske undersøkelsene og aldersbestemmelsen av fiskematerialet. De kvantitative analysene av aluminium på fiskegjellene er utført ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 21. april 1998 (gjelleprøver) og i perioden 28-30. september 1998 (ungfiskundersøkelser og gjelleprøver). Innsamlingen av bunndyr ble utført den 3. juni. 1998. De vannkjemiske undersøkelsene er basert på prøvetaking om våren (4. april-19.mai) og om høsten (1. oktober-13.november).

Prosjektet har vært finansiert av Fylkesmannen i Vest-Agder. Randi Semb ved Fylkesmannens miljøvernavdeling har bidratt med nyttig informasjon under planleggingen og gjennomføringen av prosjektet, og bisto også under deler av feltarbeidet. Per Leonard Nilsen, Songdalen kommune sto for innsamling av vannprøver. Vi takker for et godt samarbeid.

Bergen, februar 1999

Bjørn T. Barlaup

Innhold

1.0 Sammendrag	6
2.0 Innledning	8
3.0 Materiale og metoder	8
3.1 Områdebeskrivelse	8
3.2 Vannkjemi	8
3.3 Fiskebiologiske undersøkelser	11
3.4 Bunndyr	13
4.0 Resultater og diskusjon	15
4.2 Vannkjemi	15
4.2.1 Forsuring	15
4.2.2 Organisk stoff	22
4.2.3 Næringssalter	22
4.3 Fiskebiologiske undersøkelser	27
4.3.1 Fangststatistikk	27
4.3.2 Ungfisktettheter av laks	28
4.3.3 Lengde og vekst	28
4.3.4 Ungfisktettheter av aure	30
4.3.5 Tettheter av aure i undersøkte sidebekker	31
4.3.6 Lengde og vekst	32
4.3.7 Analyse av fiskegjeller	36
4.4 Bunndyr	37
4.5 Avbøtende tiltak	40
5.0 Litteratur	41
Vedlegg A. SFTs klassifiseringssystem	43
Vedlegg B. Primærdata-vannkjemi	44

1.0 Sammendrag

Ved undersøkelsene utført av NIVA i 1989/90 var middel pH på stasjoner i hovedløpet om lag 5,6-5,8 mens tilsvarende middelerverdier målt i 1998 var om lag 6,0-6,2. Målingene viser derfor en tendens til økt pH i hovedløpet i denne perioden noe som skyldes økt kalkingsaktivitet med skjellsand og en generell reduksjon i svoveltilførselen til landsdelen. Imidlertid viser resultatene at episodene kan være omtrent like sure i dag som i 1989/90. I april 1998 ble det registrert en episode med pH 5,4 og labilt aluminium på 52 µg/L i hovedløpet. En slik episode om våren sammenfaller med det ømfintlige smoltstadiet til sjøaure og laks og de målte verdiene medfører betydelig fare for dødelighet på smolt. Dette gjelder særlig laksesmolten som er mer ømfintlig for surt, aluminiumsrikt vann enn sjøauresmolten.

Fangststatistikken viser en markert nedgang i innrapporterte fangster av laks og sjøaure når en sammenlikner perioden 1946-1968 (gjennomsnittlig fangst 542 kg/år, $sd=370$, $n=23$), med perioden 1978-88 (gjennomsnittlig fangst = 82,7 kg, $sd=68,8$, $n=10$). Fangstutviklingen viser at laks- og sjøaurebestandene i Songdalselva gikk kraftig tilbake i løpet av 1970-årene og at fangstene siden har vært lave.

Ungfiskundersøkelsene utført i 1998 viser at laksebestanden i Songdalselva er svært fåtallig. Ved fiske av fem stasjoner i hovedløpet ble det bare tatt to ensomrige og tre eldre laks. Sammenholdt med fangststatistikken viser ungfisundersøkelsene at vassdraget høyst sannsynlig har mistet sin opprinnelige laksebestand grunnet forsurening. Til tross for at målingene i 1998 viser en generell bedring av de vannkjemiske forhold, medfører episoder med surt, aluminiumsrikt vann stadig uakseptable forhold for laksen i vassdraget. Funnet av lakseyngel i 1998 viser at det sporadisk forekommer vellykket gyting, men det lave antallet ungfisk viser at det per i dag ikke er noen stabil bestand av laks i vassdraget.

Basert på fangststatistikken har det også vært en klart negativ utvikling for sjøaurebestanden i vassdraget. Imidlertid ble det funnet flere årsklasser av aure på samtlige undersøkte stasjoner i hovedløpet i 1998. De estimerte tetthetene av ensomrig aure var 17,4/100 m² ($sd=10,33$) mens tilsvarende tettheter av tosomrig og eldre aure var 9,1/100 m² ($sd=13,09$). På flere av stasjonene var tetthetene av aure lavere enn forventet utfra gode gyte- og oppvekstbetingelser. Dette skyldes trolig en liten gytebestand og/eller høy dødelighet på egg- eller yngelstadiene. Undersøkelsene viser imidlertid at auren i Songdalselva gyter og reproduserer på alle de undersøkte elvestrekningene i den anadrome delen av vassdraget. Bestanden vurderes derfor ikke som direkte truet av de vannkjemiske forholdene.

Det er rimelig å anta at forsureningen er begrensende for produksjonen av sjøaure i vassdraget. Dette årsaksforholdet underbygges av svært høye konsentrasjoner av aluminium funnet på gjeller av sjøauresmolt i april 1998. Den registrerte utfellingen av aluminium på gjellene fører trolig til fysiologiske skadevirkninger som reduserer smoltens overlevelse.

Det ble funnet rekruttering av aure i alle de tre undersøkte sidebekkene og de mange sidebækker til Songdalselva er trolig viktige gyte- og oppvekstområder for sjøauren. Et stort antall av sidebekkene er skjellsandkalket og dette arbeidet har trolig bidratt til å sikre reproduksjon av aure i flere av bekkene.

Oppstrøms anadrom strekning, i Kravleelva og Gumpedalselva ble det funnet lave tettheter av resident aure. Dette samsvarer med de vannkjemiske målingene som viser at Gumpedalselva hadde den dårligste vannkvalitet av de undersøkte lokalitetene. Her var pH-verdier normalt i intervallet 5,0-5,5 (minimum pH= 4,75) og labilt aluminium normalt i intervallet 50-100 µg/L (maksimum 138µg/L). Denne vannkvaliteten vurderes som giftig både for anadrom fisk og innlandsfisk.

Forsuringskader på bunndyrsamfunnene viste stor variasjon mellom de undersøkte stasjonene. Skadebildet stemmer for øvrig godt overens med de vannkjemiske målingene. Kravleelva hadde en god bestand av sensitive døgnfluer, og må karakteriseres uskadet. Gumpedalselva var kalket med skjellsand like før samløp med Kravleelva. Ovenfor kalkingspunktet var forsuringindeksen 0,25, noe som viser betydelig skade på bunndyrsamfunnet. Nedstrøms kalkingspunktet var forsuringindeksen 0,5, noe som tilsier en positiv effekt av kalkingen. I hovedelva like nedstrøms samløpet mellom Kravleelva og Gumpedalselva var skadene på bunndyrsamfunnene små. Dette skyldes gunstig effekt fra Kravleelva. Lenger nede i vassdraget ble det registrert større skader på bunndyrsamfunnene, sannsynligvis en effekt fra sure sidebekker. Av de sidebekkene som ble prøvetatt hadde Stokkåna (St.5) gode bestander av sensitive bunndyr og karakteriseres som uskadet. Utløpselvene fra Farvatnet (St. 7) og Tjomsevatnet (St. 9) hadde derimot indeks 0,5 (moderat skade) og 0,25 (betydelig skadet). Samlet viser utbredelsen av forsuringssensitive bunndyr i Songdalselva at vannkvaliteten i deler av hovedelva er uegnet for laks.

Resultatene fra undersøkelsene i 1998 viste som nevnt at vannkvaliteten i Songdalselva periodevis er uakseptabel for laks og at den trolig også er begrensende for produksjonen av sjøaure. Dersom en skal ta vare på, og styrke sjøaurestammen i Songdalselva bør det settes i verk ytterligere kalkingstiltak i vassdraget. Kalking med skjellsand i bekker vil trolig øke produksjonen av ungfisk ved å forbedre overlevelse på egg- og yngelstadiene i bekkene. Det anbefales derfor at den pågående skjellsandkalkingen videreføres og om mulig utvides til å omfatte flere sidebekker. Skjellsandkalking oppstrøms anadrom strekning i Gumpedalselva og Kravleelva anses som spesielt nyttig siden et av det viktigste gyteområdet for sjøauren i vassdraget er lokalisert nedstrøms samløpet mellom disse to elvene.

Imidlertid er det lite sannsynlig at skjellsandkalking alene kan avsyre og avgifte alt vann som renner inn i hovedelva. En kan derfor ikke forvente at skjellsandkalking beskytter laks- og sjøaure mot mulige forsuringsepisoder i den kritiske smoltifiseringsperioden (ca. 15. februar - 1. juni). For å kunne få til dette bør det etableres en eller annen form for kontinuerlig kalkdosering i vassdraget. En mulig strategi for å få til dette er å etablere kalkdoseringsanlegg i hovedelva eller i ett eller flere sidevassdrag. Ved en kontinuerlig kalking av vassdraget forventes en økning i produksjon av sjøaure og også etablering av en stabil laksebestand. Videre forventer vi at kontinuerlig kalking vil føre til at det bygges opp stabile bestander av forsuringssensitive bunndyr langs hele hovedelva.

Et alternativ til kontinuerlig dosering kan være å kalke opp en del innsjøer i nedbørfeltet, og på denne måten gjøre avrenningen fra enkelte av sidebekkene mindre sur. I Songdalselva kan det være aktuelt med innsjøkalking for eksempel i Greibesland-området (Homevann, Hæglandsvannet) og innenfor nedbørfeltet til Stokkåna (Røyrvannet, Hågenvannet og Homevannet). I Gumpedalselva, som var den sureste av lokalitetene i undersøkelsen, er det imidlertid ingen innsjøer som er store nok til å kalke.

Vannkvalitetsundersøkelsen i 1998 viste også at deler av vassdraget fortsatt er moderat til markert påvirket av næringssalter. En bør derfor foreta en vurdering av mulige tiltak for å redusere næringssalttilførslene fra jordbruk og bebyggelse i området.

2.0 Innledning

2.1 Bakgrunn og formål

Songdalsvassdraget er forurenet av langtransportert forurenset luft og nedbør, noe som bl.a. har ført til at den opprinnelige laksestammen i Songdalselva er dødd ut. En kjemisk og biologisk undersøkelse i Songdalselva i 1989/90 dokumenterte imidlertid at forurensingssituasjonen i elva ikke var kritisk for sjøaure (Kroglund & Hindar 1991). Fylkesmannen i Vest-Agder tok i 1998 initiativ til en ny undersøkelse av vannkjemisk og biologiske forhold i vassdraget, for bl.a. å kunne vurdere behov for utlegging av skjellsand/kalkgrus som et tiltak mot forurensing. Hovedhensikten med det gjennomførte prosjektet i Songdalsvassdraget i 1998 har således vært å vurdere behovet for kalkingstiltak basert på en vannkjemisk og biologisk status for vassdraget.

3.0 Materiale og metoder

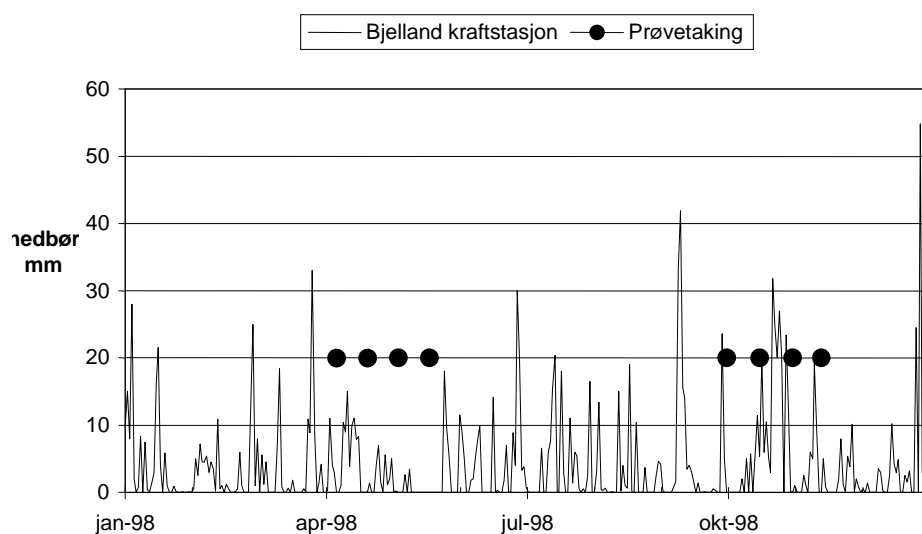
3.1 Områdebeskrivelse

Songdalselva i Vest-Agder strekker seg fra Sognevann i nord og ned til sjøen ved Høllen i Søgne kommune (ca. 30 km). Elva er i hovedsak sakteflytende, og vassdraget er vernet mot kraftutbygging (Verneplan IV). Songdalselvas nedbørfelt (210 km²) ligger i fire kommuner; Vennesla og Songdalen i nord, Søgne og Kristiansand i sør. Hoveddelen av vassdraget ligger i Songdalen kommune. Gjennomsnittlig spesifikk avrenning i feltet er 39 l/s/km², og middelvannføringen ved utløpet er ca 8 m³/s (NVE 1996). Den anadrome fisken kan vandre ca 30 km opp i vassdraget. En rekke sidebekker er kalket med til sammen ca. 200 tonn skjellsand årlig (FM Vest-Agder).

Nedbørfeltet består av skog 176 km² (84%), landbruksareal 9,9 km² (5%) og innsjøoverflater 5,7 km² (3%) (Kroglund & Hindar 1991). Hovedbebyggelsen i dalføret er konsentrert rundt de midtre og nedre delene av vassdraget, med tettsteder som Hortemo, Nodeland og Tangvall-Høllen. Det er relativt store landbruksarealer i nedre deler av vassdraget. Vassdraget har tidligere vært svært næringsrikt. Omfattende sanering av utslippskilder siden 1980 har imidlertid redusert næringsstoffkonsentrasjonene i elva.

3.2 Vannkjemi

Vannprøvetakingen ble konsentrert til tider av året en forventet høy vannføring og størst sannsynlighet for surt vann i elva. **Figur 1** viser hvordan prøvetakingstidspunktene er fordelt i forhold til nedbørmengde. Snøfall i begynnelsen av april og påfølgende mildvær førte til at vassdragene var påvirket av smeltevann utover i måneden.

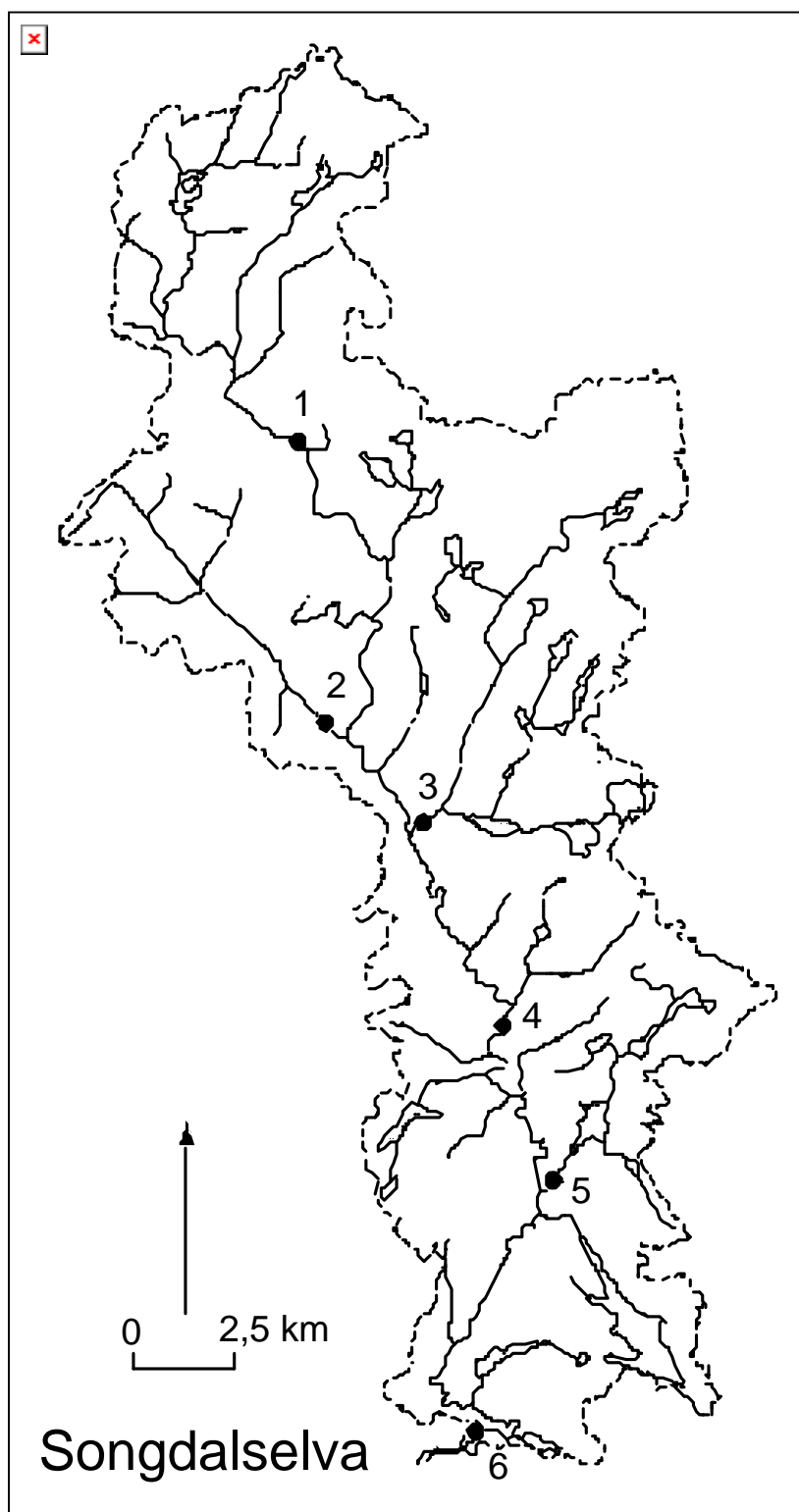


Figur 1. Døgnmiddel-nedbør ved DNMI's målestasjon på Bjelland kraftstasjon (DNMI 1999). Fylte sirkler angir tidspunkt for vannkjemisk prøvetaking.

Det er samlet inn vannprøver fra 6 stasjoner i vassdraget 4 ganger på våren (4. apr, 21. apr, 5. mai, 19. mai) og 4 ganger om høsten (1. okt, 16. okt, 31. okt, 13. nov) i 1998 (**tabell 1, figur 1 og 2**). Prøvene er samlet inn av Per Leonard Nilsen, Songdalen kommune og analysert på NIVAs laboratorium i Oslo. Følgende parametre er analysert: pH, kalsium, alkalitet, reaktivt og ikke-labil aluminium, totalt organisk karbon, konduktivitet, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat, total nitrogen og total fosfor.

Tabell 1. Lokalisering av prøvetakingsstasjoner.

Stasjoner som er prøvetatt:	UTM	Kartblad	Nedbørfelt (km ²)
1. Sogna v. Greibesland (F-vei 454)	255-599	1511 IV	40,4
2. Utløp Gumpedalselva (F-vei 461)	268-537	1511 III	21,5
3. Stokkåna	289-520	1511 III	41,7
4. Songdalselva v. jernbanebru (Nodeland)	311-478	1511 III	141,7
5. Møllebekken	329-451	1511 III	17,2
6. Utløp fjorden	315-389	1511 III	210,0



Figur 2. Songdalsvassdraget med prøvetaksstasjoner for vannkjemi.

3.3 Fiskebiologiske undersøkelser

De fiskebiologiske undersøkelsene ble utført den 28-30.09.1998 og omfattet tetthetsestimering av ungfisk på 5 stasjoner i hovedløpet og 3 stasjoner i sidebekker på den anadrome strekningen. I tillegg ble det fisket oppstrøms den anadrome strekningen på en stasjon i henholdsvis Gumpedalselva og Kravleelva. Stasjonenes plassering er gitt på kart i **figur 3** og UTM referansene er gitt i **tabell 2**. Hver stasjonen ble overfisket tre ganger og fisketettheten estimert i henhold til metodikk beskrevet av Bohlin et al. (1989). De fleste stasjonene hadde et areal på 100m². All innsamlet fisk ble artsbestemt og lengdemålt før den ble sluppet tilbake i elva.

Et utvalg av fisken ble tatt med for aldersbestemmelse ved avlesing av skjell og/eller otolitter. Det aldersbestemte materialet ga grunnlag for å bestemme fiskens vekstmønster. Ved beregning av fisketettheter på stasjonene ble lengdefordelingen og det aldersbestemte materiale brukt til å skille mellom tettheter av ensomrig fisk (årsyngel) og tettheter av fisk i aldersgruppen tosomrige og eldre. Tettheten av ungfisk ble estimert for den enkelte stasjon og også som gjennomsnitt av de estimerte tetthetene funnet for samtlige stasjoner i hovedløpet.

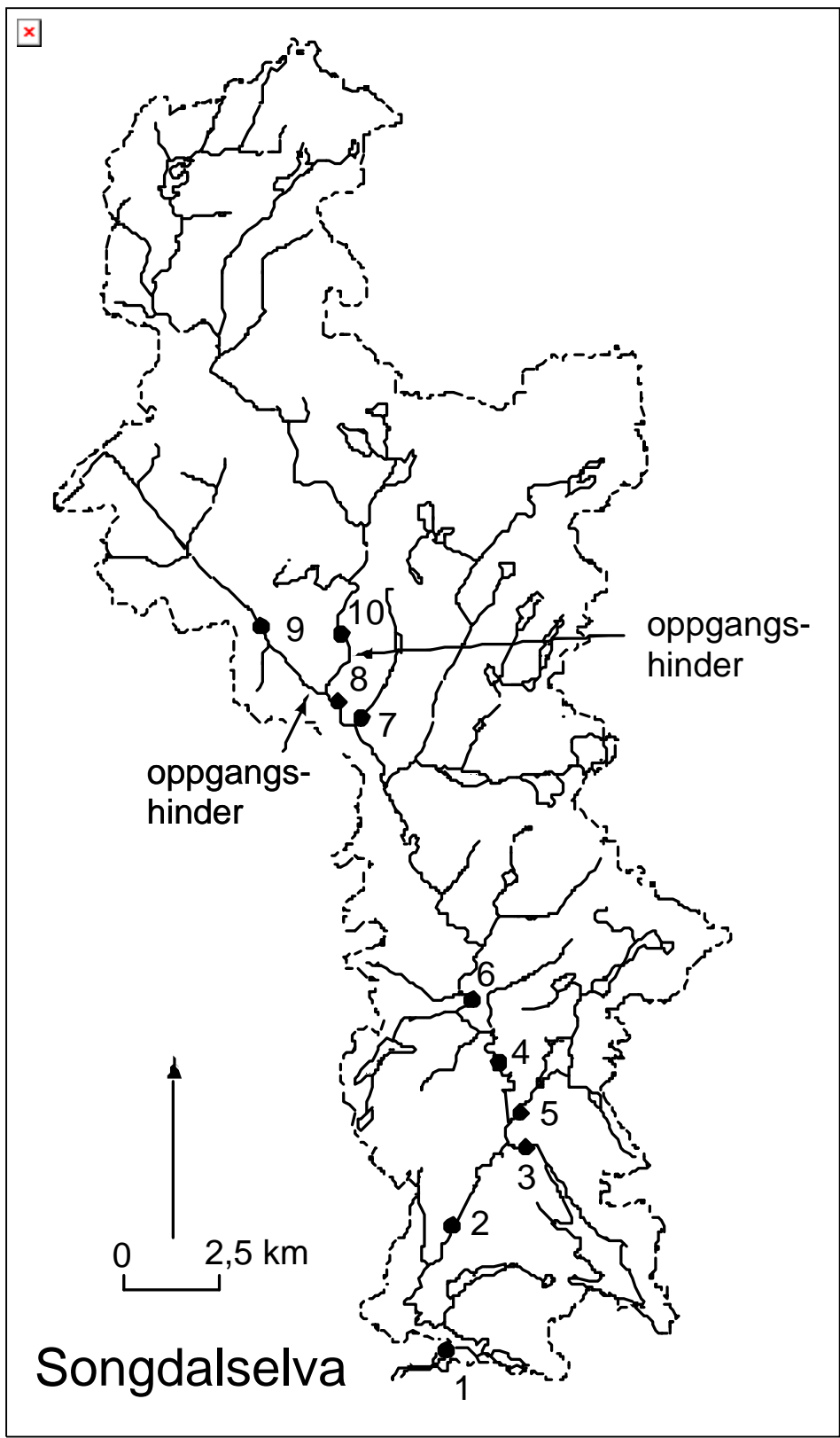
Gyte- og oppvekstforholdene for laks og aure ble vurdert ved befarings av flere elvestrekninger i forbindelse med feltarbeidet. Vurderingene ble basert på kunnskap angående gyting hos laks og sjøaure gitt i litteraturen (Belding et al. 1934; White 1942; Chapman 1988; Heggberget et al. 1988; Barlaup et al. 1994), og erfaringer fra tilsvarende undersøkelser i andre elver.

Ved vurdering av forsurening som mulig trusselfaktor for fiskebestandene er gjelleprøver et viktig redskap (jamfør Åtland et al., 1997; 1998; Bjerknes et al., 1998). Det ble derfor samlet inn gjeller fra 10 aurer på den nedre del av anadrom strekning den 21.04.1998. Dette materialet ble supplert med gjelleprøver tatt fra 10 aure og 5 laks i hovedløpet, og 5 aure i en sidebekk den 27-28.09.1998. Det ble bare tatt prøver fra tosomrig eller eldre fisk. Andre gjellebue på fiskens høyre side ble dissekert ut og lagt på forhåndsveide, syrevaskede telleglass. Den påfølgende kvantifiseringen av Al ble utført av Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. Ved LAK ble gjellene frysetørret, veid og deretter oppløst i 10% NHO₃. Aluminiumsinnholdet ble bestemt ved bruk av ICP, og er angitt som mengde aluminium (Φg) per gram gjelle i tørrvekt.

Innrapporterte fangster av laks og sjøaure gitt i den offisielle fangststatistikken er brukt som tilleggsmateriale ved vurderingen av bestandssituasjonen for anadrom fisk i vassdraget.

Tabell 2. Lokalisering av stasjoner for elektrisk fiske i Songdalsvassdraget 28-30.09.1998. Alle kartreferansene refererer til kart 1511 III.

Stasjon nr.	UTM	Areal på stasjon (m ²)
1. Hovedløp v/Stokkeland	314-386	100
2. Hovedløp v/Bringeheia	314-417	100
3. Rosselandsbekken	327-437	100
4. Hovedløp v/Nodeland	318-456	100
5. Møllebekken	326-446	100
6. Hovedløp v. Skinnarsmoen	313-469	100
7. Urdalsbekken	279-529	20
8. Hovedløp v/ Underåsen	274-533	100
9. Gumpedalselva	256-544	100
10. Kravleelva	274-547	100



Figur 3. Stasjonsnett for undersøkelse av ungfiskbestandene i Songdalsvassdraget.

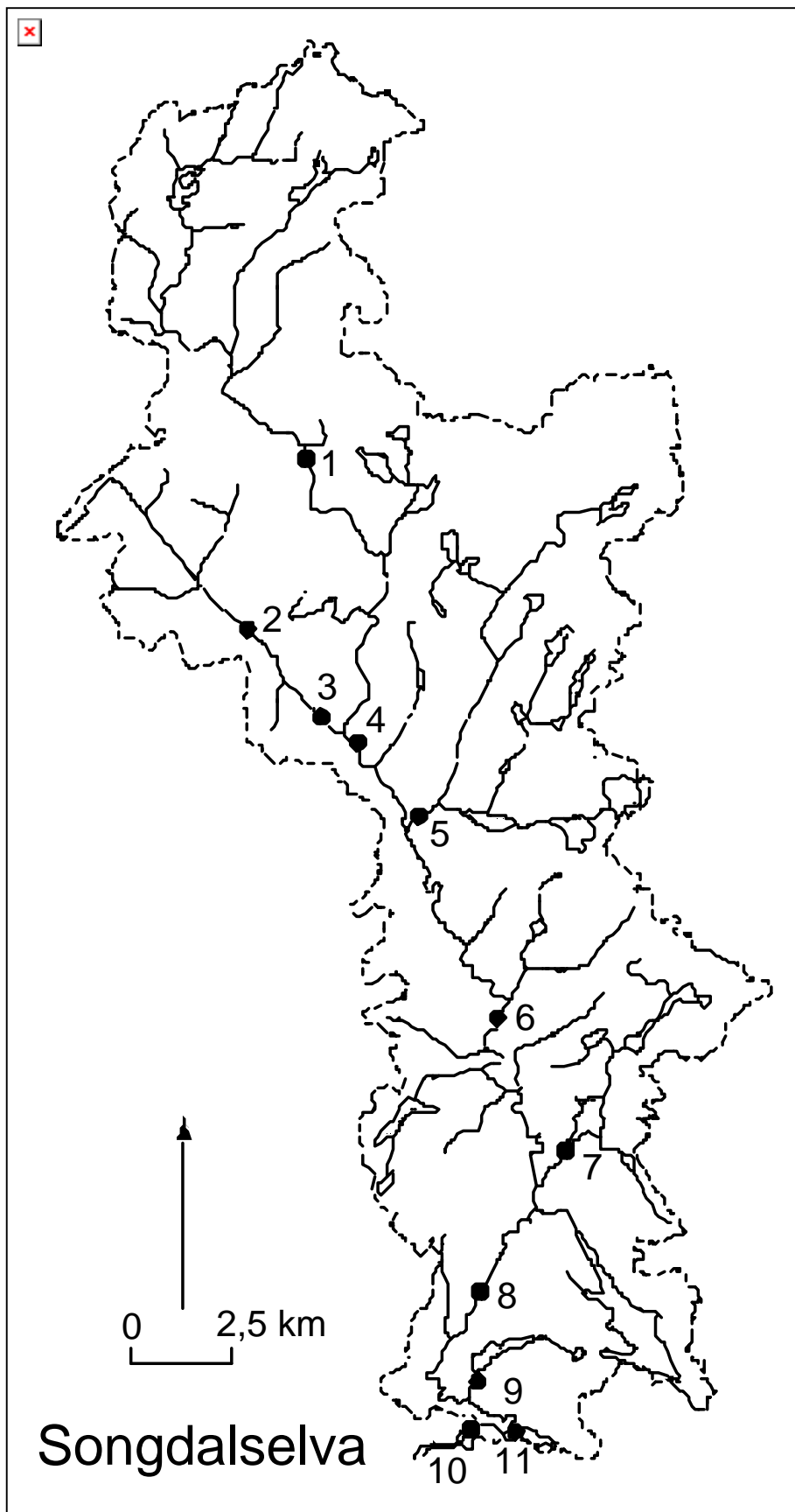
3.4 Bunndyr

Feltarbeidet ble utført 03.06.1998. Det ble tatt kvalitative prøver fra til sammen 11 stasjoner i rennende vann (**tabell 3, figur 4**); dels fra hovedelva og dels fra sidebækker ved bruk av "kick method" (Frost m. fl. 1971). En del av stasjonsnettet i hovedelva er sammenfallende med et stasjonsnett undersøkt av Norsk Institutt for vannforskning (NIVA) i 1989 og 1990 (Kroglund & Hindar 1991). Prøvene ble samlet inn med en bunndyrhov, maskevidde 250 µm. Alle prøvene ble fiksert på etanol og senere sortert under lupe. Deler av materialet er artsbestemt. Dette gjelder spesielt grupper der tålegrensene for forsurening er godt kjent (Fjellheim & Raddum, 1990, Lien m. fl. 1991).

Ved kartleggingen av forsureningssituasjonen ble det benyttet samme metodikk som i dag benyttes i de nasjonale overvåkingsprogrammer for sur nedbør og kalking. Systemet er utarbeidet på basis av forsureningstoleranse hos de ulike invertebratgrupper- og arter (Fjellheim & Raddum 1990, Larsen m. fl. 1991). Metoden går, forenklet, ut på å karakterisere vassdraget i forsureningssammenheng ved hjelp av invertebratfaunaen. Forsuringssindeksene er beregnet etter Fjellheim & Raddum (1990) og Kroglund m. fl. (1994). Verdien 1 viser et bunndyrsamfunn som ikke er forsureningsskadet, mens verdien 0 viser et sterkt skadet samfunn.

Tabell 3. Oversikt over stasjonsnettet for innsamling av bunndyr i Songdalsvassdraget. Lokaliseringen av stasjonene er vist på figur 4. St.: stein, Gr.: grus, Sa.: sand, Veg.: vegetasjon, Mo.: Mose, Al.: Alger, Mu.: mudder.

Stasjon	Navn	UTM	Kartblad	Substrat
St. 1	Kravleelva ved Greibesland	255 596	1511 IV	St. Mo.
St. 2	Gumpedalselva ovenfor kalking	250 554	1511 III	St. Gr. Mo.
St. 3	Gumpedalselva nedenfor kalking	268 535	1511 III	St.
St. 4	Songdalselva nedstrøms Kravleelv	274 534	1511 III	St. Mo.
St. 5	Stokkåna	289 519	1511 III	St. Sa. Gr. Mo.
St. 6	Songdalselva ved Skinnarmo	312 476	1511 III	Veg. Mu
St. 7	Utløp Farvatnet	328 448	1511 III	St. Mo.
St. 8	Songdalselva ved Bringehoi	314 418	1511 III	St. Al. Mo.
St. 9	Utløp Tjomsevatnet	315 397	1511 III	Veg. Sa. Mu
St. 10	Songdalselva ved Stokkeland	314 386	1511 III	St. Sa. Mo.
St. 11	Utløp Bergsvatnet	324 387	1511 III	Veg. Sa. Mu.



Figur 4. Prøvetakingsstasjoner for undersøkelser av bunndyrsamfunn i Songdalsvassdraget.

4.0 Resultater og diskusjon

4.1 Vannkjemi

4.1.1 Forsuring

Svovel og nitrogen fra langtransportert forurenset luft og nedbør har ført til forsuring av mange vassdrag i Sør-Norge. Problemet er spesielt stort på Sørlandet og deler av Vestlandet hvor tilførslene av atmosfærisk svovel og nitrogen er store, samtidig som hard og kalkfattig berggrunn gir liten avsyringskapasitet (bufferevne). Surt vann (pH under 5,5) og høye aluminiumskonsentrasjoner har medført fisketomme vann mange steder. Som et resultat av internasjonale forhandlinger er svovelinnholdet i nedbøren nå i ferd med å avta, og det er allerede registrert en svak pH-økning i vassdragene (SFT 1997).

Forsuringsparametrene pH, kalsium, reaktivt-/ labilt aluminium og ANC er presentert i **figur 5** tom. **figur 9**. Surheten på de ulike stasjonene varierte i området 4,8-6,6 under prøvetakingen våren og høsten 1998. Stasjon 2 Gumpedalselva var den sureste av lokalitetene (middel-pH: 5,3), mens st. 1 Greibesland og st. 3 Stokkåna hadde noe høyere pH-verdier (mid-pH: 5,8-6,0). Avrenningen fra de nedre delene av vassdraget (f.eks. Møllebekken) så ut til å være noe mindre sur, slik at pH økte noe i hovedelva mellom Nodeland (st. 4) og utløpet i sjøen. Den kraftigste forsuringsepisoden i vassdraget ble registrert 24. april. På samtlige stasjoner ble det da funnet pH-verdier som lå 0,5-1 enheter lavere enn ved de øvrige prøvetakingene denne våren. Episoden kom etter en periode med relativt mye nedbør (figur x) og sannsynligvis også snøsmelting.

Gumpedalselva var den sureste av lokalitetene på dette tidspunktet, med pH ned mot 4,75 og høye aluminiumskonsentrasjoner (138 µg labilt Al/L). På stasjonene 1. Greibesland og 3. Stokkåna var vannkvaliteten noe bedre (pH: 5,5 og labilt aluminium: 20-40 µg/L). Avrenningen fra den øvre halvdel av nedbørfeltet resulterte under denne episoden i en pH på 5,4 og labilt aluminium på 52 µg/L i hovedelva ved Nodeland (st. 4). Ved utløpet i sjøen var pH 5,65 og labilt aluminium 35 µg/L på den samme datoen. Tidspunktet for den nevnte forsuringsepisoden var spesielt uheldig, ved at den sannsynligvis inntraff midt i den kritiske smoltifiseringsperioden, da laks og sjøaure er spesielt sensitive for surt vann (jamfør resultatkapittel ang. fisk).

Ved de øvrige prøvetakingsdatoene lå pH-verdiene i Gumpedalselva stort sett i området 5,0-5,5 og konsentrasjonene av labilt aluminium stort sett rundt 50-100 µg/L. I Stokkåna og i hovedelva ved Nodeland (st. 4) kan pH-verdiene sannsynligvis gå relativt hyppig under 6,0, slik at en kan få forhøyede aluminiumskonsentrasjoner og giftig vann for fisk.

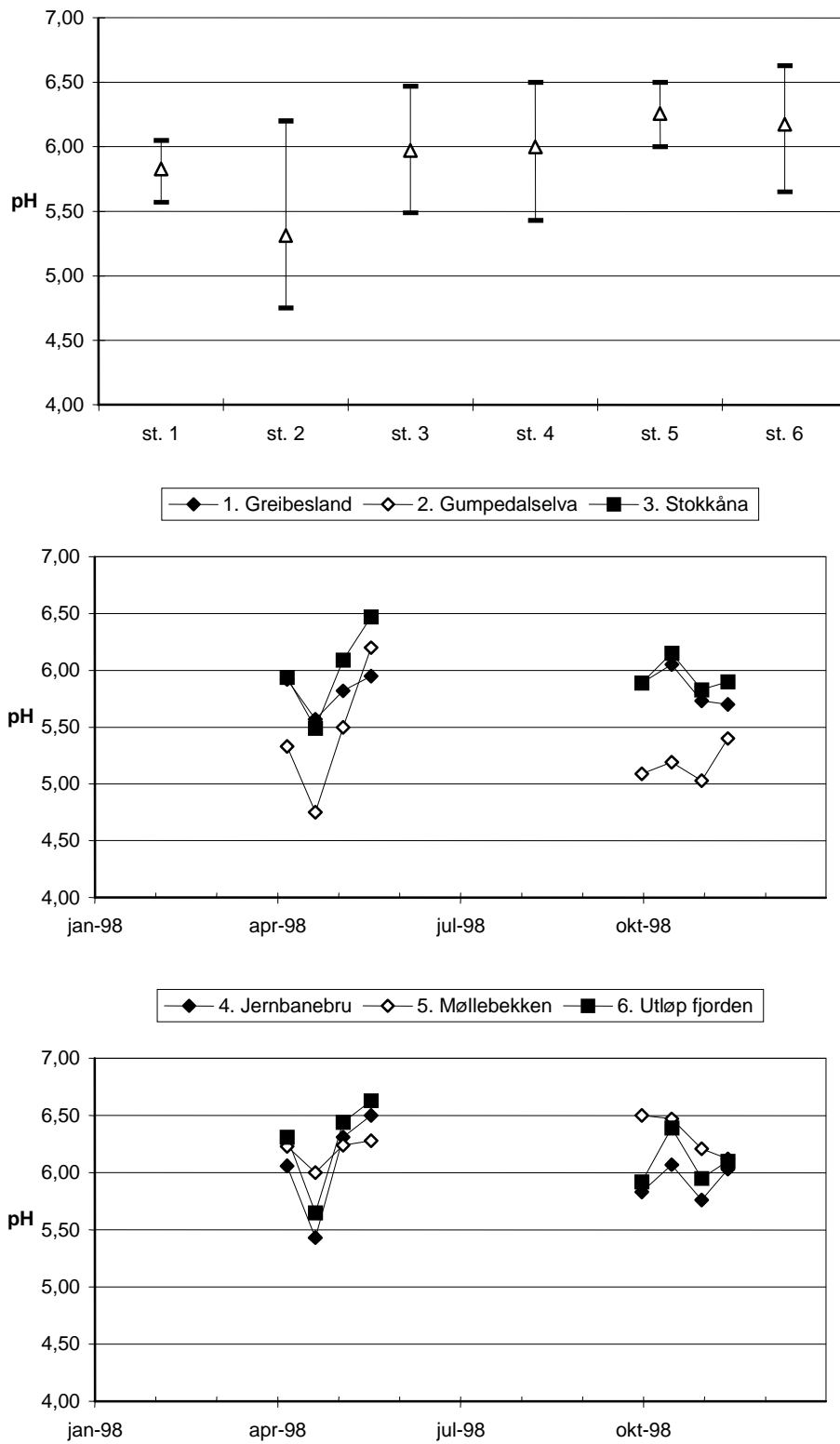
Kroglund & Hindar (1991) fant stor pH-variasjon i vassdraget i 1989/90. Ved moderat til høy vannføring var imidlertid hele hovedvassdraget surt (pH 4.7-5.0). Vurdert på grunnlag av forekomst av forsuringsindikatorer (bunndyrs sammensetningen) ble vassdraget generelt karakterisert som moderat forsuret. Da enkelte indikatororganismer for forsuring manglet i nedre delene av vassdraget, ble det konkludert med at dette området sannsynligvis var kraftigere påvirket av forsuring enn de øvre delene. Dette er ikke helt i overensstemmelse med dataene fra 1998, men ulike stasjonsvalg i de to undersøkelsene kan være én årsak til dette. I 1998 var imidlertid den nederste stasjonen i hovedelva konsekvent mindre sur enn stasjonen ved Nodeland. Forsuringsindeksen for bunndyr indikerte i 1989/90 akutt toksisk nivå for laks, og kritisk nivå for sjøaure (Kroglund & Hindar 1991).

Basert på de nye målingene fra 1998, kan det konstateres at episodene kan være omtrent like sure i dag som i 1989-1990 (**tabell 4**). Selv om de to undersøkelsene ikke er direkte sammenlignbare (ulik prøvetakingsfrekvens, ulike tider på året), synes det likevel å være en tendens til økt pH i hovedelva.

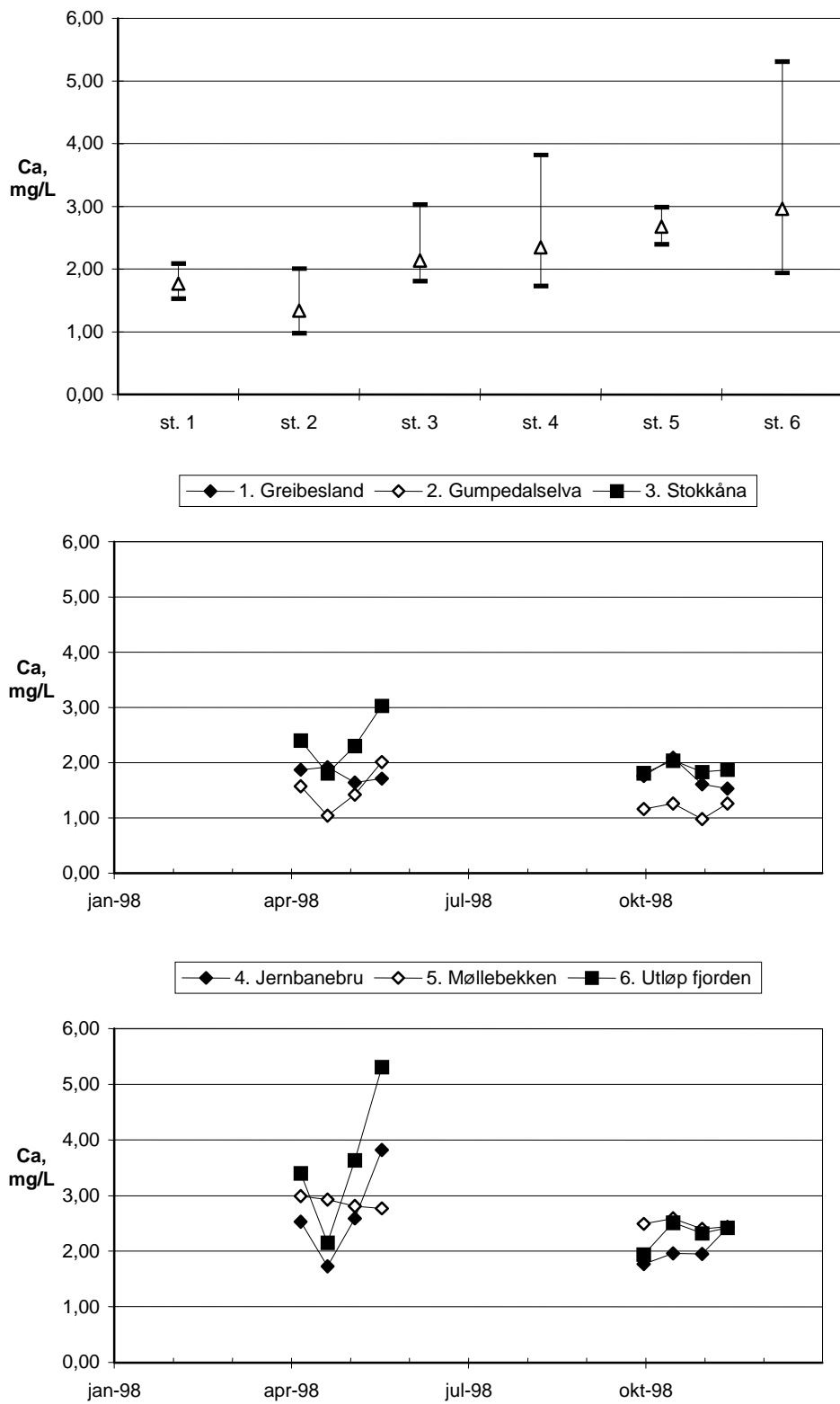
Dette skyldes hovedsakelig økt kalkingsaktivitet (skjellsand) og en generell reduksjon i svoveltilførsene til landsdelen (SFT 1997). På tross av dette synes det likevel å være behov for ytterligere kalking av vassdraget dersom en skal beskytte den anadrome fisken i vassdraget mot forsureningsepisoder.

Tabell 4. Sammenligning av resultater fra vannkvalitetsundersøkelsene i 1989/90 (Kroglund & Hindar 1991) og 1998 (uthevet i tabellen). Stasjonene 5 og 6 i 1989/90-undersøkelsen ligger hhv. 1 oppstrøms og 1,5 km nedstrøms stasjon 4 i 1998-undersøkelsen. Utløpsstasjonen ligger på samme sted i de to undersøkelsene.

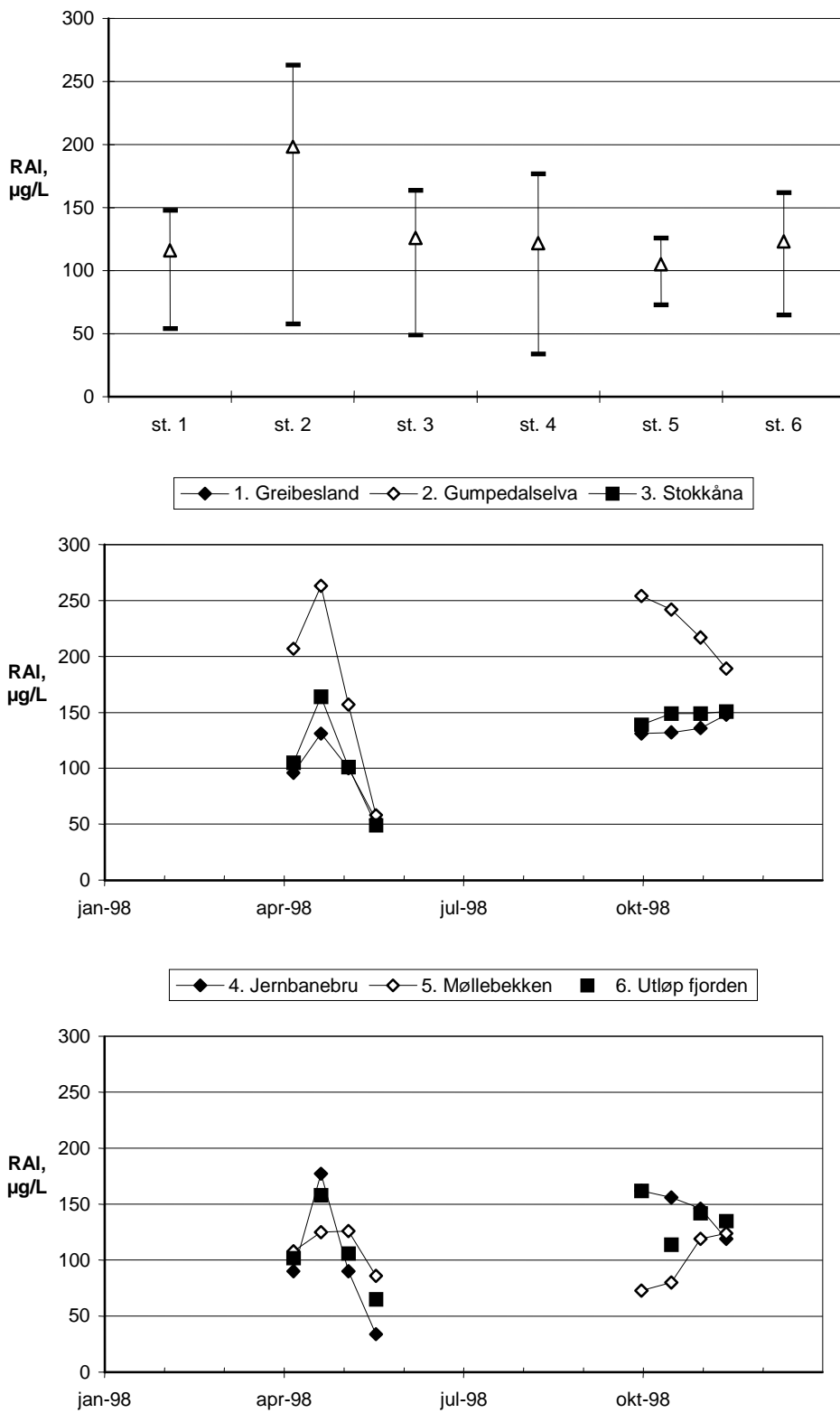
Nr	Lokalitet	Tidsrom	Ant. Prøver	pH	TOC	NO3N	TOTN	TOTP	N/P
Middelverdi									
5	Hortemo	Sep 89 - sep 90	10	5,55	2,6	406	670	7	94
4	Jernbanebru	Vår/høst 1998	8	6,00	4,9	443	796	18	44
6	Nestr. Greipstad	Sep 89 - sep 90	10	5,64	2,6	428	658	8	88
6	Utløp fjorden	Vår/høst 1998	8	6,17	4,5	579	814	9	96
8	Utløp fjorden	Sep 89 - sep 90	10	5,79	2,7	577	896	9	105
Minimumsverdi									
5	Hortemo	Sep 89 - sep 90	10	4,70	1,0	150	335	2	
4	Jernbanebru	Vår/høst 1998	8	5,43	3,2	235	600	6	
6	Nestr. Greipstad	Sep 89 - sep 90	10	4,80	1,7	153	435	3	
6	Utløp fjorden	Vår/høst 1998	8	5,65	2,9	245	535	5	
8	Utløp fjorden	Sep 89 - sep 90	10	4,90	1,5	192	583	3	
Maksimumsverdi									
5	Hortemo	Sep 89 - sep 90	10	6,53	4,7	590	1243	11	
4	Jernbanebru	Vår/høst 1998	8	6,50	7,4	650	1470	74	
6	Nestr. Greipstad	Sep 89 - sep 90	10	6,45	4,8	637	955	13	
6	Utløp fjorden	Vår/høst 1998	8	6,63	7,3	1095	1320	17	
8	Utløp fjorden	Sep 89 - sep 90	10	6,50	5,9	884	1449	14	



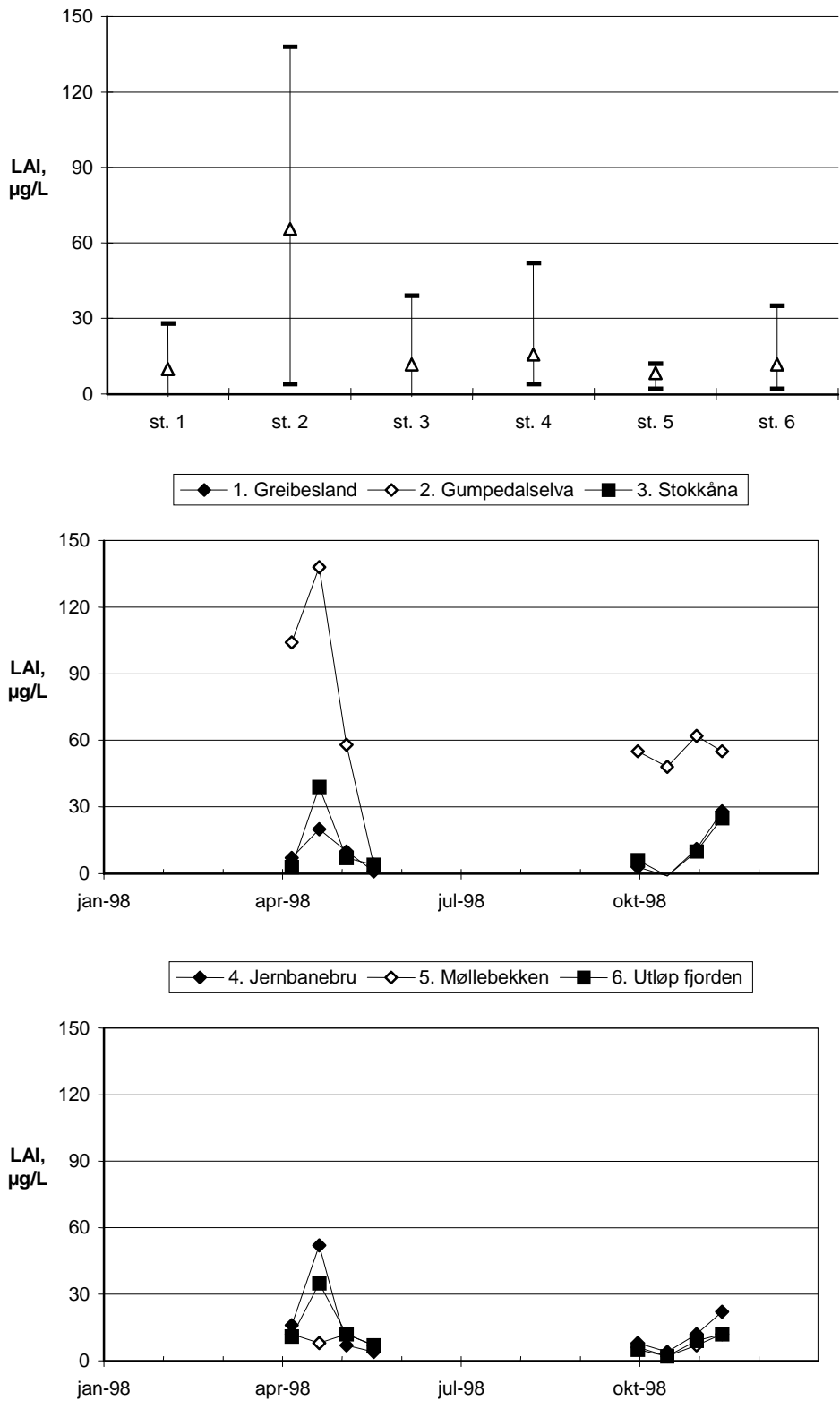
Figur 5. pH ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



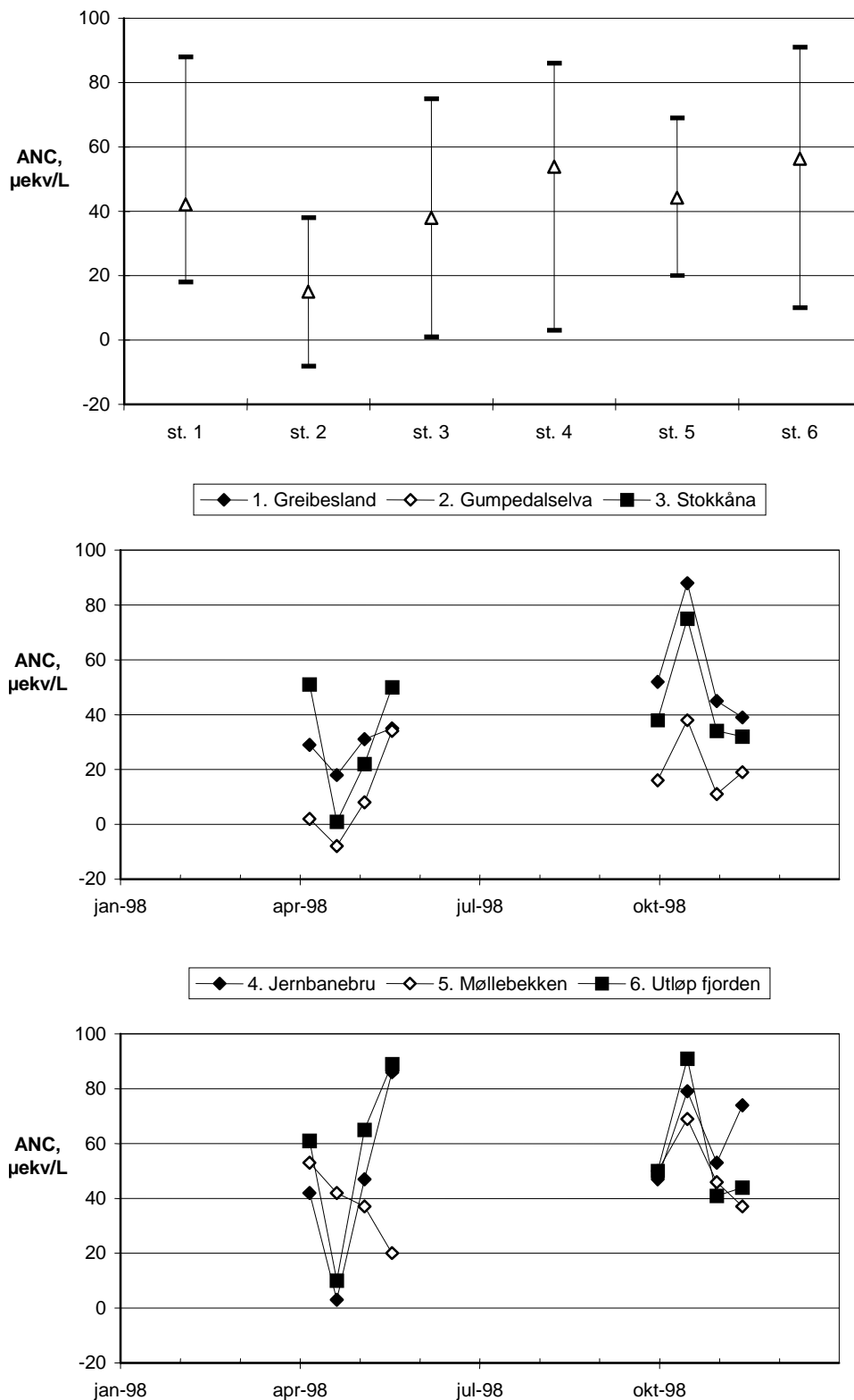
Figur 6. Kalsium ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



Figur 7. Reaktivt aluminium ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



Figur 8. Labilt aluminium ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



Figur 9. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.

4.2.2 Organisk stoff

Organisk stoff er i denne undersøkelsen målt som totalt organisk karbon (TOC). TOC-konsentrasjoner i overflatevann varierer vanligvis i området 1-15 mg/L i Norge, avhengig av humustilførsler (Skjelkvåle et al. 1997). Humus er tungt nedbrytbare organiske forbindelser som bl.a. gir den karakteristiske brune fargen på avrenningsvann fra myrområder. Fiskeforsøk tyder på at høyt humusinnhold i vann (f.eks. > 5 mg TOC/L) kan bidra til å redusere giftigheten av aluminium.

TOC-konsentrasjonene i Songdalselva lå omkring 3-4 mg/L om våren og omkring 4-8 mg/L om høsten (**figur 10**). Det var små forskjeller mellom stasjonene mht. TOC. Det ble generelt målt høyere TOC-konsentrasjoner i 1998, sammenlignet med 1989/90 (**tabell 4**)

4.2.3 Næringssalter

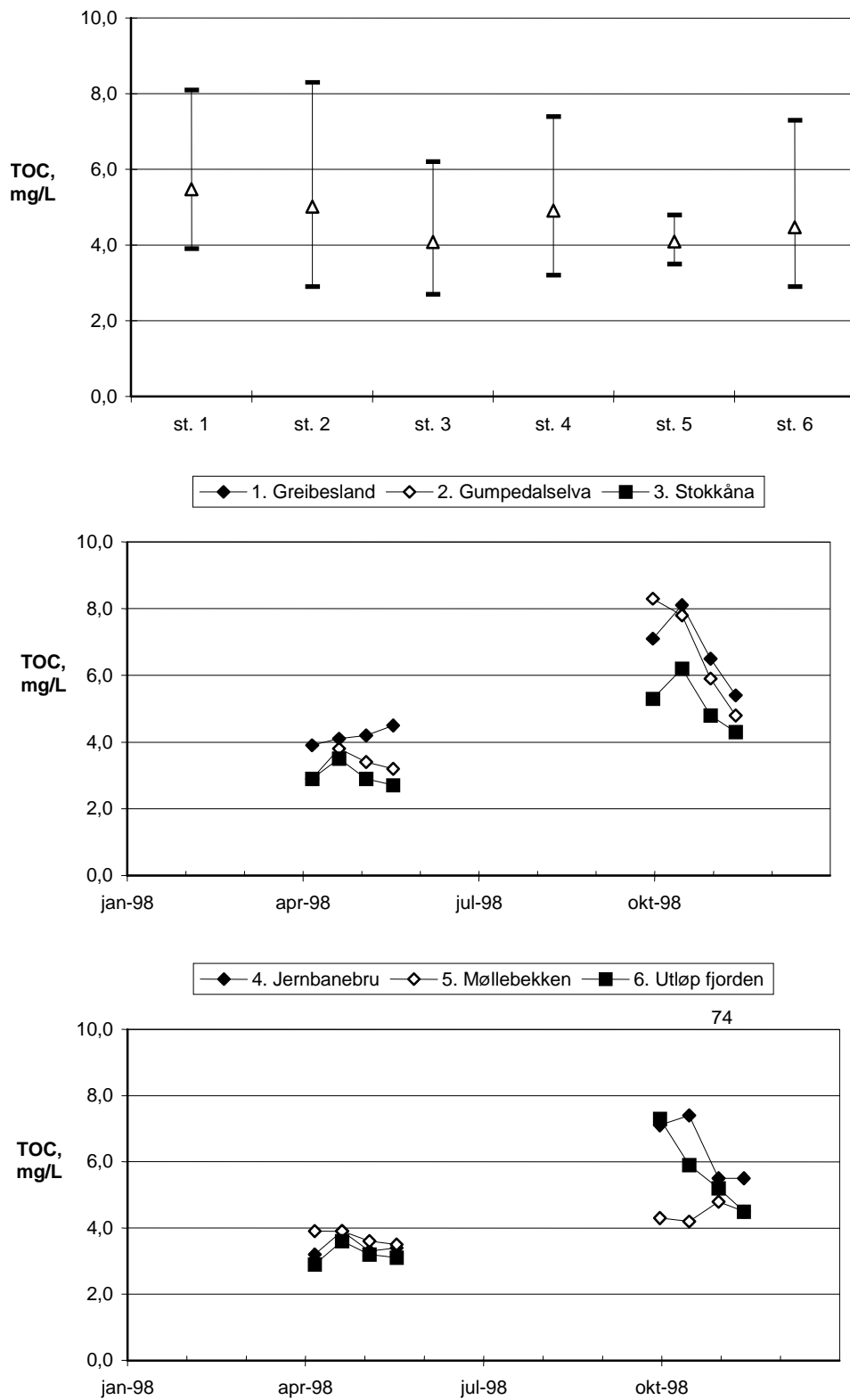
Fosfor

Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av fosfor i avrenning fra utmarksområder på Sørlandet ligger på ca. 3-5 µg P/L, mens en i områder under marin grense må påregne noe høyere verdier, ofte omkring 8-12 µg/L (Bratli et al. 1995, Skjelkvåle et al. 1997). Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner (referanseverdier) i avrenning fra områder under marin grense er imidlertid vanskelig å fastslå, i og med at det meste av disse arealene er dyrket opp. Bakgrunnskonsentrasjoner av total nitrogen i bekker og innsjøer kan ligge opp mot 300-500 µg/L i utmarksområder på Sørlandet (Skjelkvåle et al. 1997). En stor del av dette nitrogenet stammer fra langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 1997, Kaste et al. 1997). Nitrogenedfallet er høyest i de sørlige og sørvestlige delene av landet, og det er også her en finner de høyeste bakgrunnskonsentrasjonene av nitrogen i bekker.

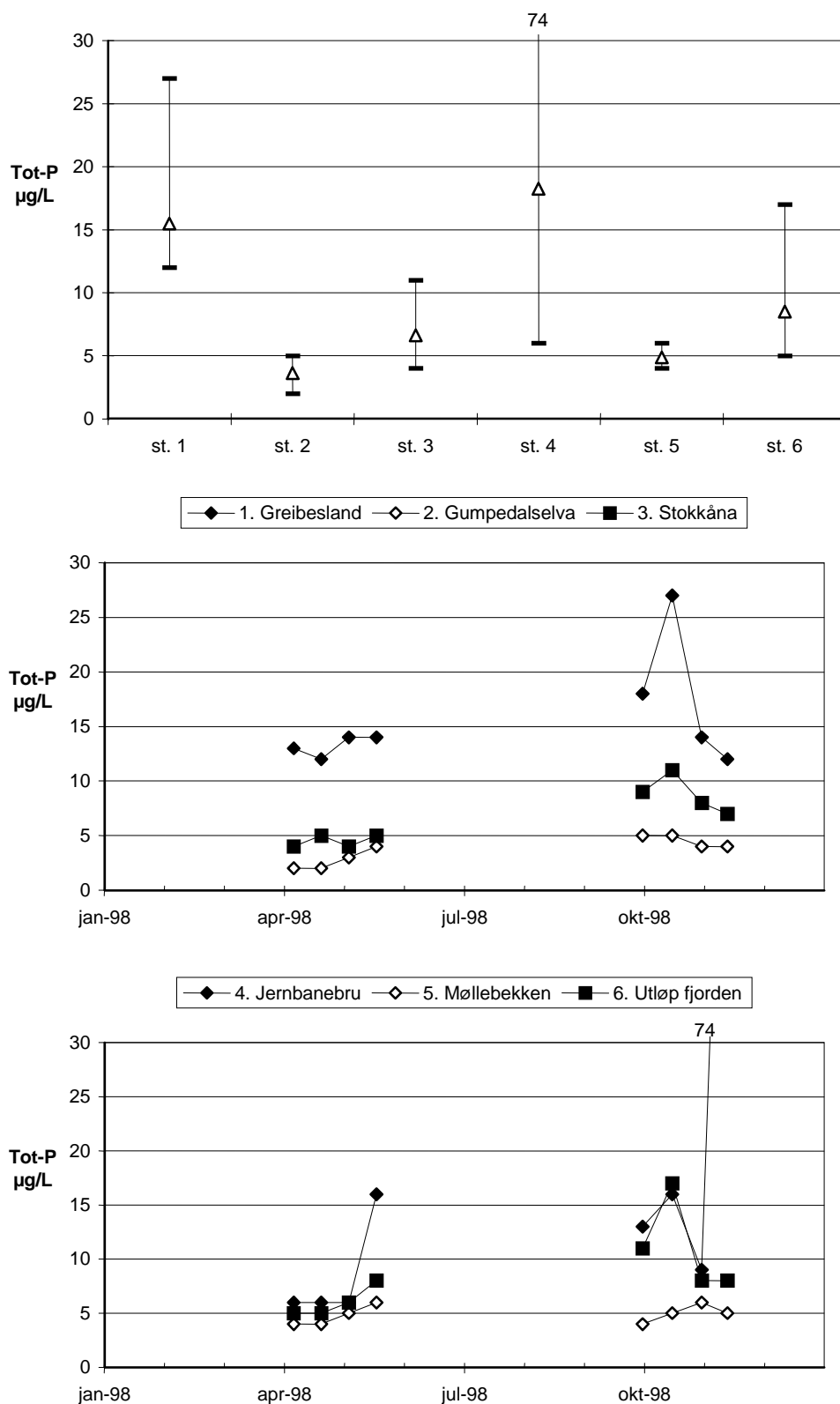
Deler av vassdraget hadde relativt høye fosforkonsentrasjoner under prøvetakingen i 1998. Spesielt høy belastning ble registrert ved Greibesland i den øvre delen, samt i hovedelva ved Nodeland. Her var middelkonsentrasjonene hhv. 16 og 18 µg tot-P/L, og det ble funnet maksimumskonsentrasjoner på hhv. 27 og 74 µg/L (**Figur 11**). Det er tydelig at begge disse stasjonene er til dels betydelig påvirket av lokale forurensningskilder, sannsynligvis kloakk eller landbruksforurensninger. Det relativt lave N/P-forholdet i vannprøvene kan tyde på at førstnevnte kilde kan være viktig. Stasjon 2 Gumpedalselva og stasjon 5 Møllebekken hadde konsentrasjoner av total fosfor som lå omkring, eller like over det som karakteriserer naturlig bakgrunnsavrenning i regionen.

Middelkonsentrasjonen av total fosfor i utløpet av Songdalselva (st. 6) var 9 µg/L, mens maksimumskonsentrasjonen var 17 µg/L (**figur 11**). Basert på disse prøvene kan elva som helhet karakteriseres som moderat påvirket av fosfor (vedlegg A). Nitrogenkonsentrasjonene i vassdraget var høyest i de nedre delene av hovedelva (600-1500 µg/L på stasjonene 4 og 6) (**Figur 12**).

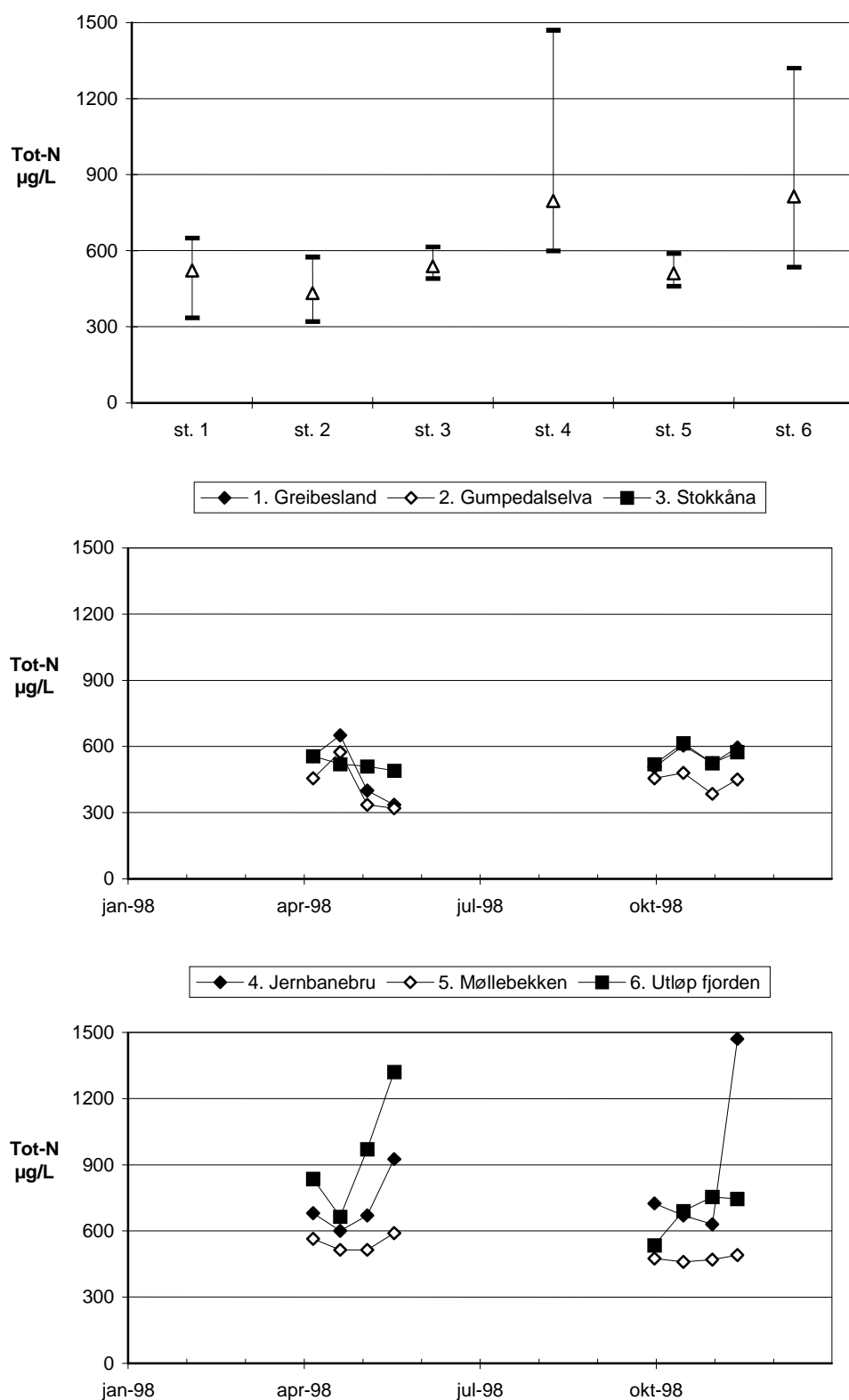
Sammenlignet med vannkvalitetsundersøkelsen i 1989/90 ble det målt høyere konsentrasjoner av total fosfor i den midtre delen av elva (st. 4 ved Nodeland) i 1998 (18 µg tot-P/L) (**tabell 4**). Dette gjelder også selv om en fjerner ekstremverdien (74 µg/L) som ble målt 13. november. Verdien skyldes sannsynligvis forurensning fra et lokalt utslipp. Nitrogenkonsentrasjonene ved Nodeland lå omtrent på samme nivå i de to undersøkelsene (650-800 µg tot-N/L). Ved utløpet av Songdalselva lå både nitrogen- og fosforkonsentrasjonene på omlag samme nivå (800-900 µg tot-N/L, 9 µg tot-P/L) i de to undersøkelsene. Basert på de to datasettene ser det ikke ut til å ha skjedd nevneverdige forbedringer i næringssaltbelastningen på elva de siste 10 årene.



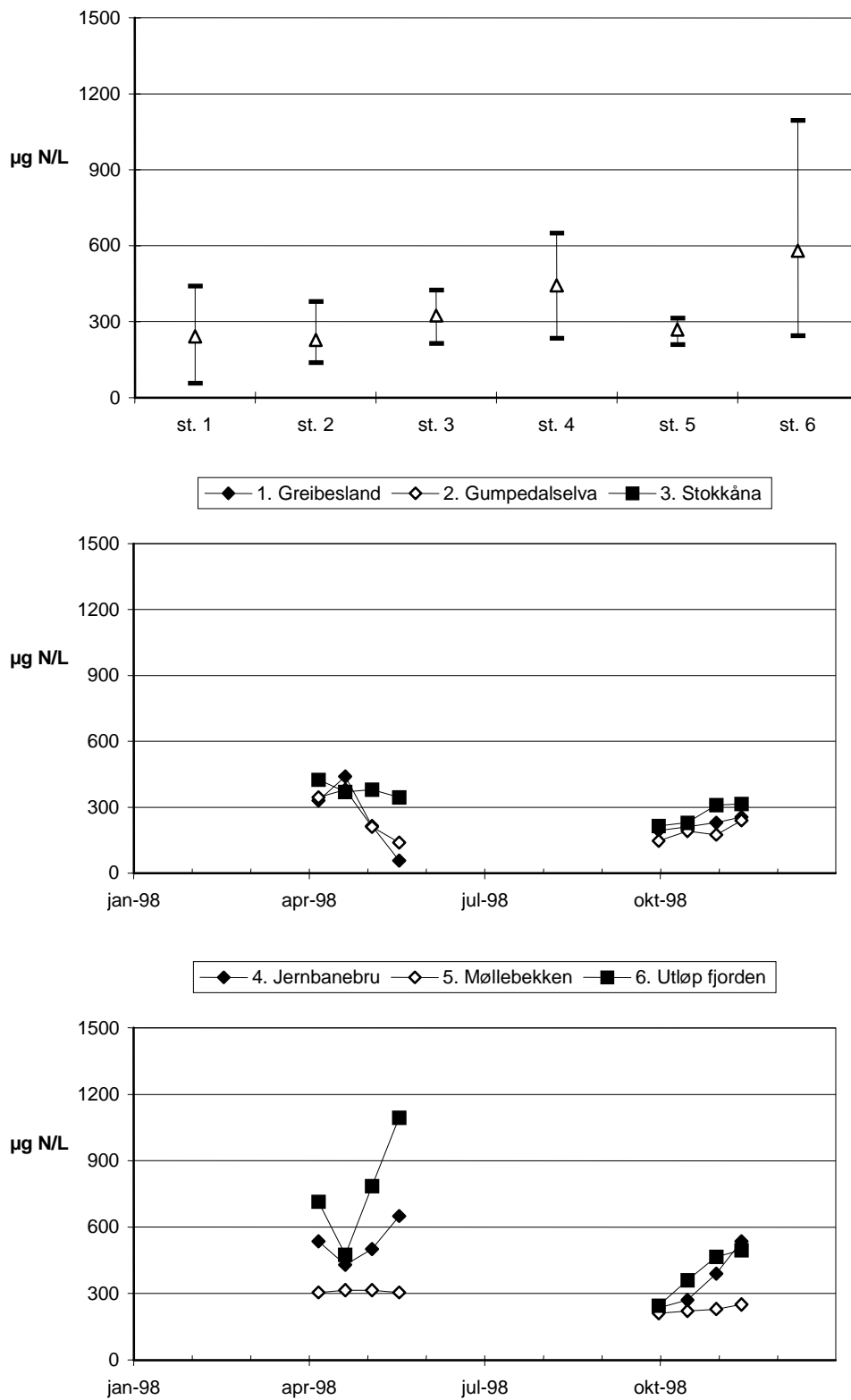
Figur 10. Totalt organisk karbon (TOC) ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



Figur 11. Total fosfor ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



Figur 12. Total nitrogen ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger.



Figur 13. Nitrat ved ulike stasjoner i Songdalselva. Øverst: middel-, min-, og maks-verdier. Midten og nederst: enkeltmålinger

4.3 Fiskebiologiske undersøkelser

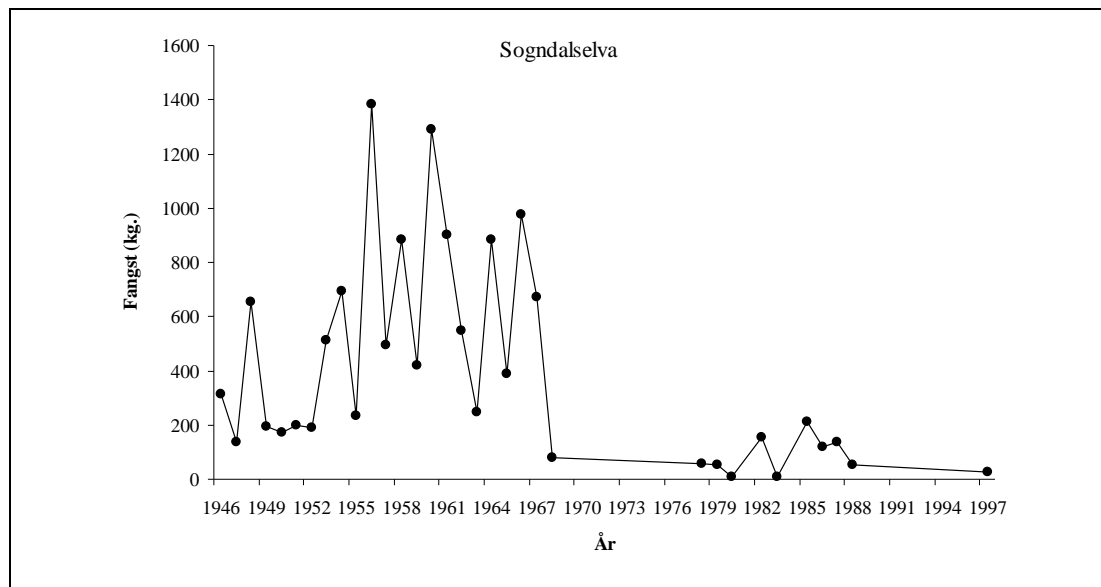
Den lakse- og sjøauførende strekningen i Songdalselva er om lag 30 km fra sjøen til samløpet mellom Kravleelva og Gumpedalselva. Fra samløpet kan fisken gå ca. 700 m opp i Kravleelva og ca. 200 m opp i Gumpedalseelva. Lengre elveparti med meandere (eluebuktninger) gjør at den anadrome strekningen er relativ lang i forhold til lengden på dalføret.

4.3.1 Fangststatistikk

Den offisielle fangststatistikken for Songdalselva dekker perioden 1945- 1997 (**figur 14**). I denne perioden er det flere år hvor det ikke er innrapportert fangster og statistikken er således mangelfull. Fangstene er gitt som totalfangst i antall kg og før 1983 er det ikke skilt mellom sjøaure og laks.

Fangststatistikken viser en markert nedgang når en sammenlikner perioden 1946-1968 med perioden 1978-88. Det ble innrapportert fangster fra 23 av årene i perioden 1946-68. Gjennomsnittlig fangst for disse årene var 542 kg (sd=370, n=23), mens tilsvarende tall for perioden 1978-1997, da det ble innrapportert fangster fra 10 år, bare var 82,7 kg (sd=68,8, n=10). Fangstutviklingen tyder derfor på at laks- og sjøaurebestandene i Songdalselva gikk kraftig tilbake på slutten av 1960-årene og i løpet av 1970-årene. Fangststatistikken viser at bestandene har holdt seg på et lavt nivå utover 1980-tallet. På 1990-tallet er det bare innrapportert fangster for 1997 da det bare ble tatt 26 kg.

I de seks årene med innrapporterte fangster i perioden 1983-1997 ble det skilt mellom laks og sjøaure. I disse årene ble fangstene dominert av sjøaure som utgjorde 95% av den totale fangsten. For de seks årene i perioden 1983-1997 hvor det foreligger fangstrapport var den årlige gjennomsnittlige fangsten av sjøaure 87,2 kg (sd=74,9, n=6) mens tilsvarende årlig gjennomsnittlig fangst av laks bare var 5,2 kg (sd=4,9, n=6). Disse resultatene viser at laksebestanden i elva er marginal. Laksen tatt på sportsfiske stammer trolig fra andre elver eller oppdrettsanlegg og mest sannsynlig har Songdalselva mistet sin opprinnelige laksebestand.



Figur 14. Fangststatistikk for Songdalselva. Fangstene er oppgitt som totalt antall kg fanget av sjøaure og laks. Punktene representerer år med innrapporterte fangster (data fra Lakseregisteret, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim).

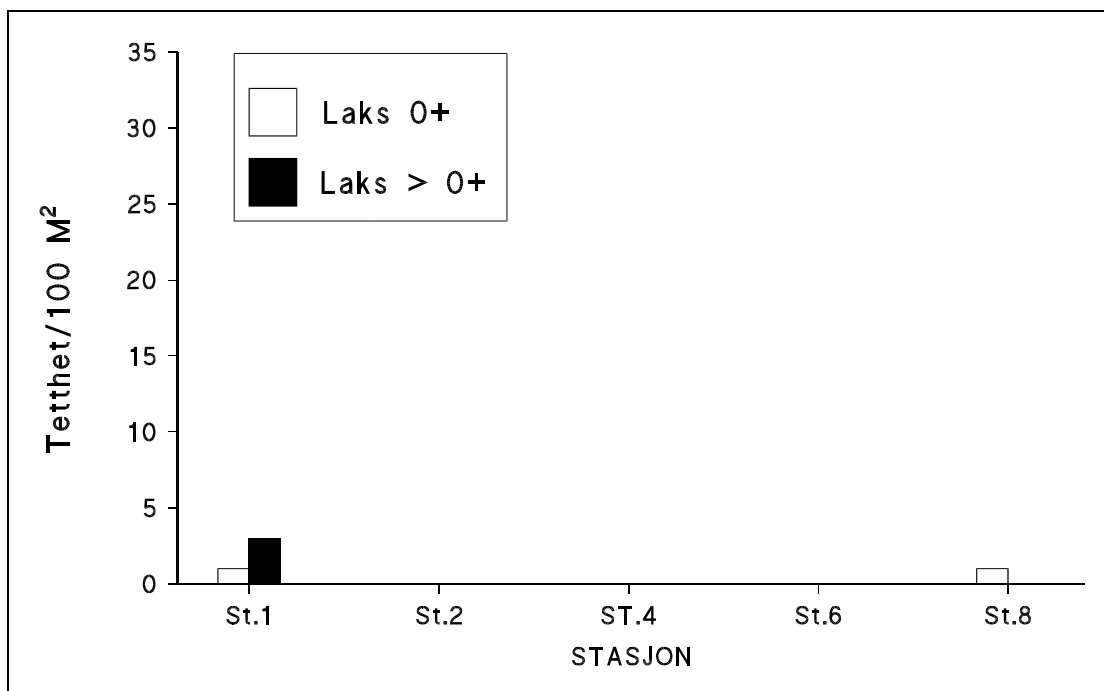
4.3.2 Ungfisktettheter av laks

Ved fiske av de 5 stasjonene i den anadrome delen av Songdalselva ble det totalt bare tatt 5 laks fordelt på stasjonene 1 og 8. Av disse var 2 ensomrig laks og 3 eldre ungfisk (**figur 15**). I de tre undersøkte sidebekkene ble det ikke fanget laks. Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for de fem stasjonene i hovedløpet ble derfor svært lav både for ensomrig ($0,4/100 \text{ m}^2$, $sd=0,55$) og eldre ($0,6/100 \text{ m}^2$, $sd=1,34$) ungfisk av laks. De lave tetthetene med ungfisk av laks samsvarer med fangstrapportene for perioden 1983-97 hvor det i de seks årene med innrapporterte fangster i gjennomsnitt bare ble tatt 5,2 kg laks per år. Samlet viser ungfiskundersøkelsene og fangststatistikken at den opprinnelige laksebestanden i vassdraget sannsynligvis er tapt. Både Hesthagen og Hansen (1991) og Lien et al. (1996) oppgir laksebestanden i Songdalselva som tapt på grunn av forsuring. At det ble påvist lakseyngel i vassdraget i 1998 viser at det sporadisk forekommer vellykket gyting, men det lave antallet viser at det per i dag ikke er noen stabil bestand av laks i vassdraget.

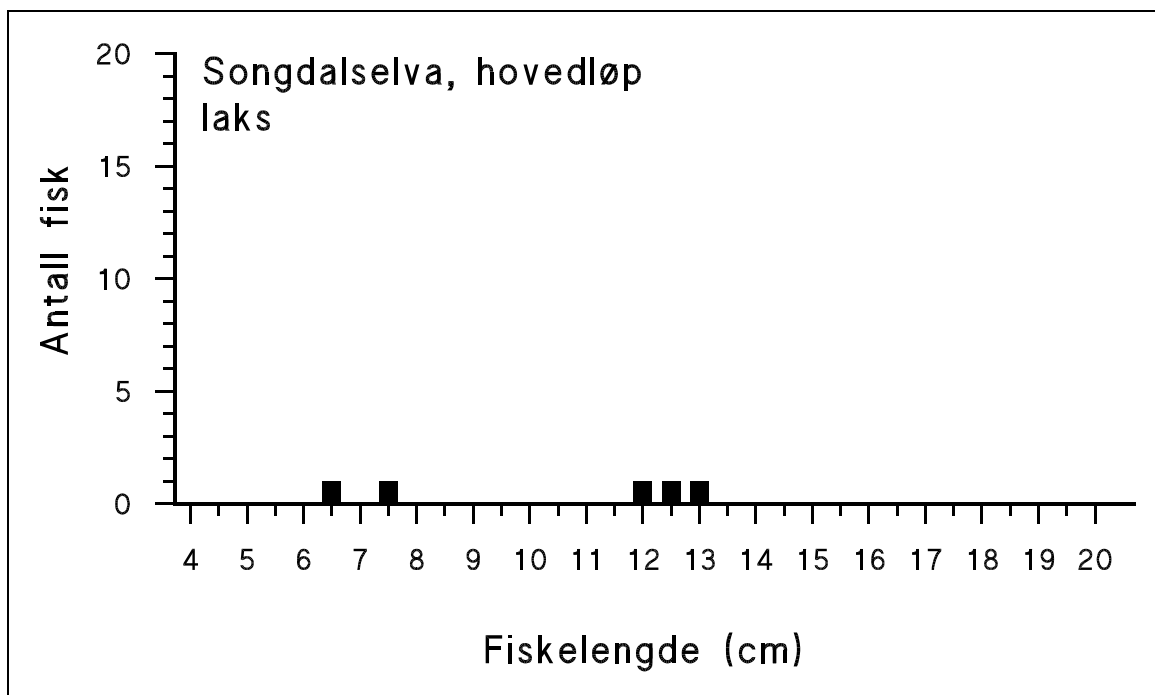
Lien et al. (1996) har gitt en sammenstilling av vannkvalitet og bestandsforhold hos laksefisk i Norge. Disse studiene viser at bestander av laks raskt blir redusert i elver som har årsmidler av ANC under $20 \mu\text{ekv/l}$, og at bestandene er gått tapt i 50% av elvene som har årsmidler av ANC på omlag $0 \mu\text{ekv/l}$. Lien et al. (1996) oppgir at middelverdien for ANC i Songdalselva i 1987 var på $1 \mu\text{ekv/l}$. Ved undersøkelsene i 1998 ble det i hovedløpet av Songdalsvassdraget registrert middelverdier av ANC på $54 \mu\text{ekv/l}$ (minimumsverdi ANC = $3 \mu\text{ekv/l}$) på stasjon 4 og middelverdi av ANC på $56 \mu\text{ekv/l}$ (minimumsverdi ANC = $10 \mu\text{ekv/l}$) på stasjon 6 ved utløpet til fjorden (se **vedlegg B**). Dette tilsier en klar forbedring av vannkjemien i vassdraget fra 1987 til 1998. Middelverdiene for 1998 viser at det i lengre perioder er vannkjemiske forhold som er akseptable for laks. Imidlertid skaper episodene med surt vann problemer for laksen. I april 1998 ble det registrert en episode med pH 5,4 og labilt aluminium på $52 \mu\text{g/L}$ i hovedløpet. En slik episode om våren sammenfaller med det ømfintlige smoltstadiet til sjøaure og laks og de målte verdiene medfører betydelig fare for dødelighet på smolt (Hindar et al., 1997). Dette gjelder særlig laksesmolten som er mer ømfintlig for surt, aluminiumsrikt vann enn sjøauresmolten. De vannkjemiske forholdene i Songdalselva per i dag kan derfor ikke sies å være akseptable for laks.

4.3.3 Lengde og vekst

Lengdefordelingen av laks tatt ved undersøkelsene i Songdalselva i september 1998 er gitt i **figur 16**. Gjennomsnittslengden for den tosomrige laksen var $12,2 \text{ cm}$ ($sd=0,46$, $n=5$), mens de to ensomrige laksene var $6,5$ og $7,8 \text{ cm}$. Den observerte lengdeveksten indikerer at laksen har en god vekst i Songdalselva og at den normalt smoltifiserer og går ut i sjøen etter to til tre år i elva. Imidlertid er det en betydelig usikkerhet knyttet til dette vekstmønsteret siden antall undersøkte laksunger er svært lavt.



Figur 15. Tetthetsestimat for ensomrig (0+) og tosomrig og eldre laks (>0+) på de fem undersøkte stasjonene i hovedløpet av Songdalselva i september 1998.



Figur 16. Lengdefordeling av laks tatt på de fem stasjonene i hovedløpet av Songdalselva i september 1998.

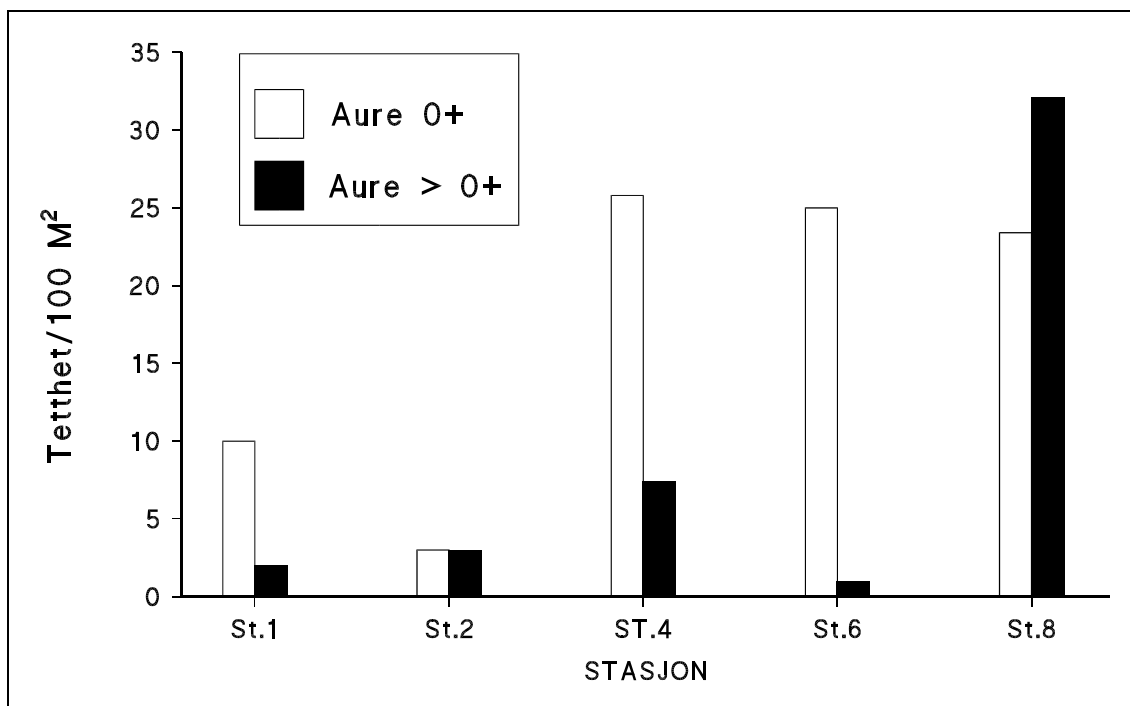
4.3.4 Ungfisktettheter av aure

I motsetning til resultatene for laksen ble det funnet ensomrig og eldre aure på samtlige av stasjonene i Songdalselva. Ved fiske av de fem stasjonene i hovedløpet ble det totalt tatt 122 aure, av disse var 79 ensomrige og 43 tosomrige og eldre. De estimerte tetthetene av ensomrig aure var påfallende lave på stasjon 1 og 2, mens det ble funnet tettheter på om lag 25 ensomrig aure per 100 m² på de tre øverste stasjonene i hovedelva (st. 4, 6, og 8) (se **figur 17**). Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for ensomrig aure på de fem stasjonene var 17,4/100 m² (sd=10,33).

Tetthetene av tosomrig og eldre aure var lave på samtlige stasjoner i hovedløpet med unntak av stasjon 8 (**figur 17**). Gjennomsnittet av de estimerte tetthetene for tosomrig og eldre aure på de fem stasjonene var 9,1/100 m² (sd=13,09). Samlet viser ungfiskundersøkelsene at det er en lav produksjon av aure i Songdalselva. På samtlige stasjoner i hovedløpet, med unntak av stasjon 8, var tetthetene av ungfisk lavere enn forventet siden stasjonene var lokalisert til elveparti med antatt gode oppvekst- og gyteforhold for aure. De lave tetthetene skyldes trolig en liten gytebestand og/eller høy dødelighet på egg- eller yngelstadiene. Undersøkelsene viser imidlertid at auren i Songdalselva gyter og reproducerer på alle de undersøkte elvestrekningene i den anadrome delen av vassdraget. Bestanden vurderes derfor ikke som direkte truet av de vannkjemiske forholdene.

Viktige gyteområder for anadrom fisk i hovedløpet ble lokalisert til følgende elvestrekninger; oppstrøms bro ved Søgne kirke (utm 316393), på strekningen fra bro v/Bringeheia (utm 313415) til bro v/Volleberg (utm 318427) ved Bringeheia (stasjon 2), og på øvre del av anadrom strekning, fra Stokkeland (utm 285523) og opp til vandringshindrene for anadrom fisk i Gumpedalselva og Kravleelva (jamfør **figur 3**). Videre er det egnede gyteområder i mange av sidebekkene jamfør punkt 4.3.5). Befaringen dekket ikke hele den anadrome strekningen og viktige gyteområder vil også finnes utenom de nevnte elvepartiene. Imidlertid er det flere lengre strekninger i Songdalselva som er sakteflytende og hvor bunnforholdene er dominert av mudder og vegetasjon. Slike partier egner seg ikke som gyteområder for laks eller sjøaure.

Det er tidligere utviklet en empirisk funksjon for sannsynlige forsuringskader på innlandsaure ved ulike ANC-verdier (Lien et al. 1989; 1996). Ved ANC-verdier >20 µekv/L er det sannsynlig at fiskebestanden ikke er skadet av forsurening. Sammenhengen gjelder først og fremst for lengre eksponering i innsjøer, og systemet er derfor ikke uten videre overførbart til bekker og elver hvor vannkvaliteten endrer seg raskt. ANC-verdiene målt i hovedløpet av Songdalselva i 1998 viser middelverdier på om lag 55 µekv/L, noe som tilsier lengre perioder med akseptabel kjemi for aure. I april 1998 ble det som tidligere nevnt registrert en episode med pH 5,4 og labilt aluminium på 52 µg/L i hovedløpet. Denne episoden sammenfaller med det ømfintlige smoltstadiet til sjøauren og slike episoder vil trolig ha en negativ virkning på smoltens overlevelse. Analysene av gjelleprøver våren 1998 gir klare indikasjoner på en slik årsakssammenheng (se punkt ang. gjelleanalyser, 4.3.7).

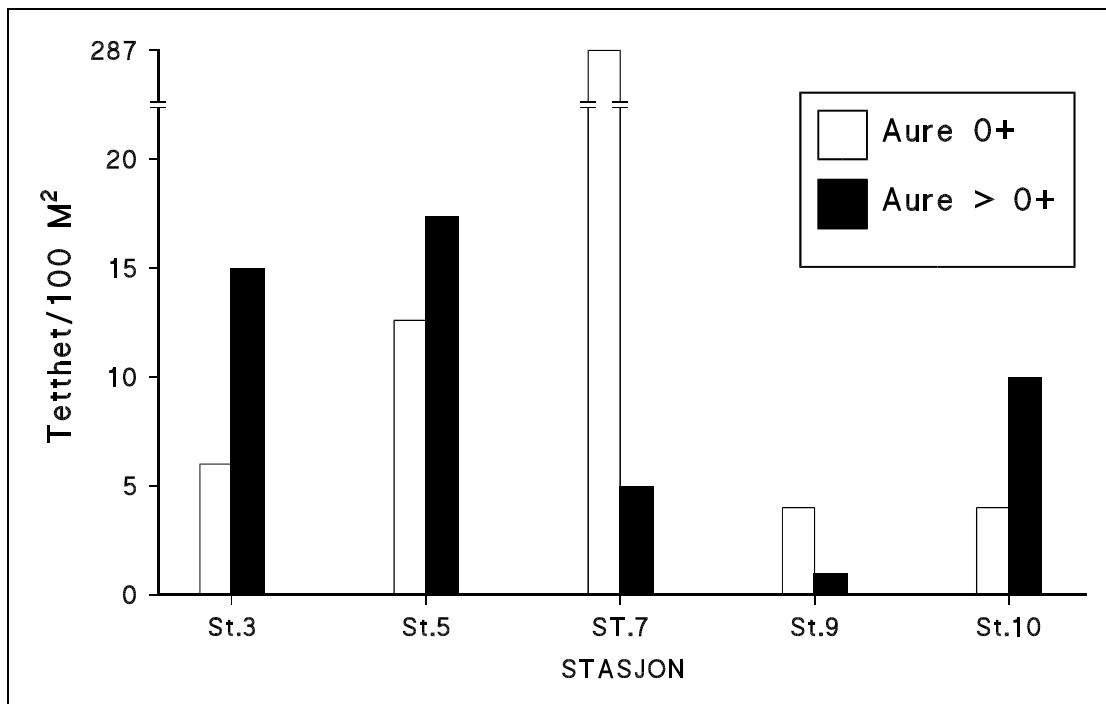


Figur 17. Tetthetsestimat for ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) på de fem undersøkte stasjonene i hovedløpet av Songdalselva i september 1998.

4.3.5 Tettheter av aure i undersøkte sidebekker

Det ble foretatt tetthetsestimat av ungfisk i tre av sidebekkene (Rosselandsbekken, Møllebekken og Urdalsbekken) som renner inn i den anadrome delen av Songdalselva. Det ble bare funnet aure ved undersøkelsen av disse bekkene. Som det framgår av **figur 18** ble det funnet moderate tettheter av ensomrig aure i Rosselandsbekken (stasjon 3) og i Møllebekken, mens det var svært høye tettheter i Urdalsbekken. Tetthetene av tosomrig aure var imidlertid høyere i Rosselandsbekken og Møllebekken enn i Urdalsbekken. Både i Rosselandsbekken og Urdalsbekken ble det observert gyteklar sjøaure. Samlet viser resultatene at det er rekruttering av aure i alle de tre undersøkte sidebekkene og dette er trolig også tilfelle i flere andre sidebekker til Songdalselva. Et generelt trekk ved sjøauren er at den ofte bruker sidebekker som gyte- og oppvekstområde og de mange sidebekkene er derfor viktige for sjøaurebestanden i vassdraget. Skjellsandkalkingen har trolig bidratt til å sikre reproduksjonen av aure i flere av sidebekkene.

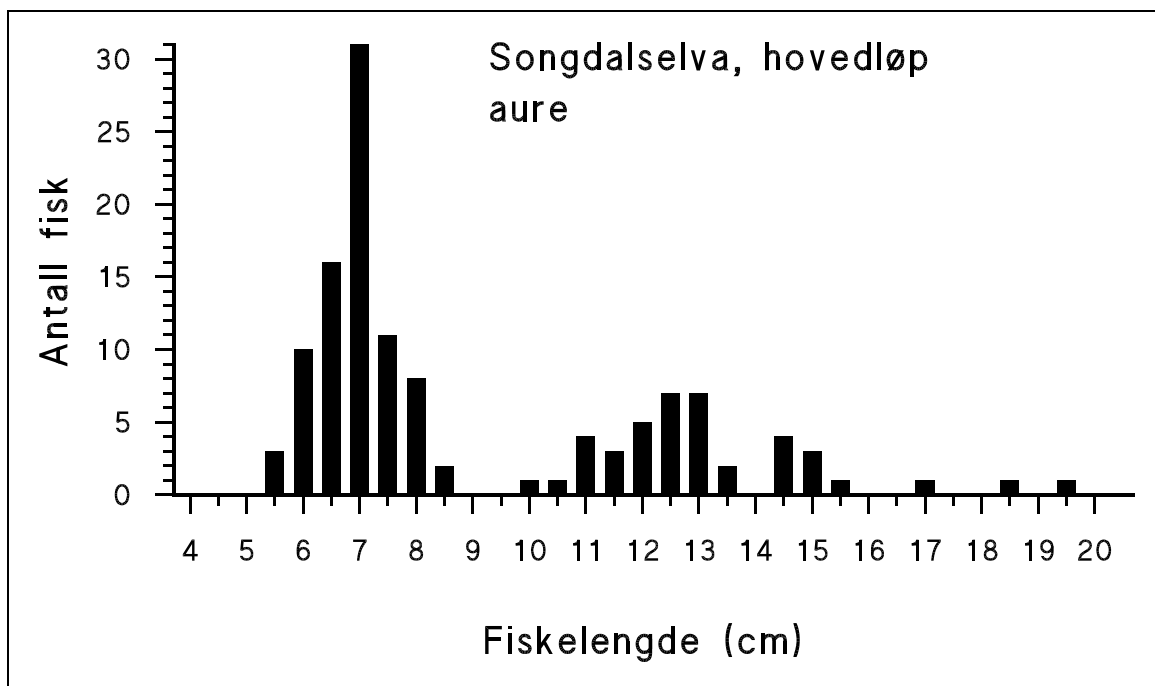
Både i Gumpedalselva (stasjon 9) og Kravleelva (stasjon 10) var tetthetene av ensomrig aure lave (< 5/100 m²). I Gumpedalselva var det også svært lave tettheter av eldre aure mens det i Kravleelva ble funnet 10 tosomrig og eldre aure per 100 m². Begge disse stasjonene ligger oppstrøms den anadrome delen i Songdalselva og det er derfor bare resident aure (bekkeare) på disse to stasjonene. I tillegg til aure ble det tatt 9 bekkerøyer på stasjonen i Gumpedalselva. Resultatene fra Gumpedalselva samsvarer med de vannkemiske målingene som viser at Gumpedalselva hadde den dårligste vannkvalitet av de undersøkte lokalitetene. Her var pH-verdier normalt i intervallet 5.0-5.5 (minimum pH= 4,75) og labilt aluminium normalt i intervallet 50-100 µg/L (maksimum 138µg/L). Denne vannkvaliteten vurderes som giftig både for anadrom fisk og innlandsfisk.



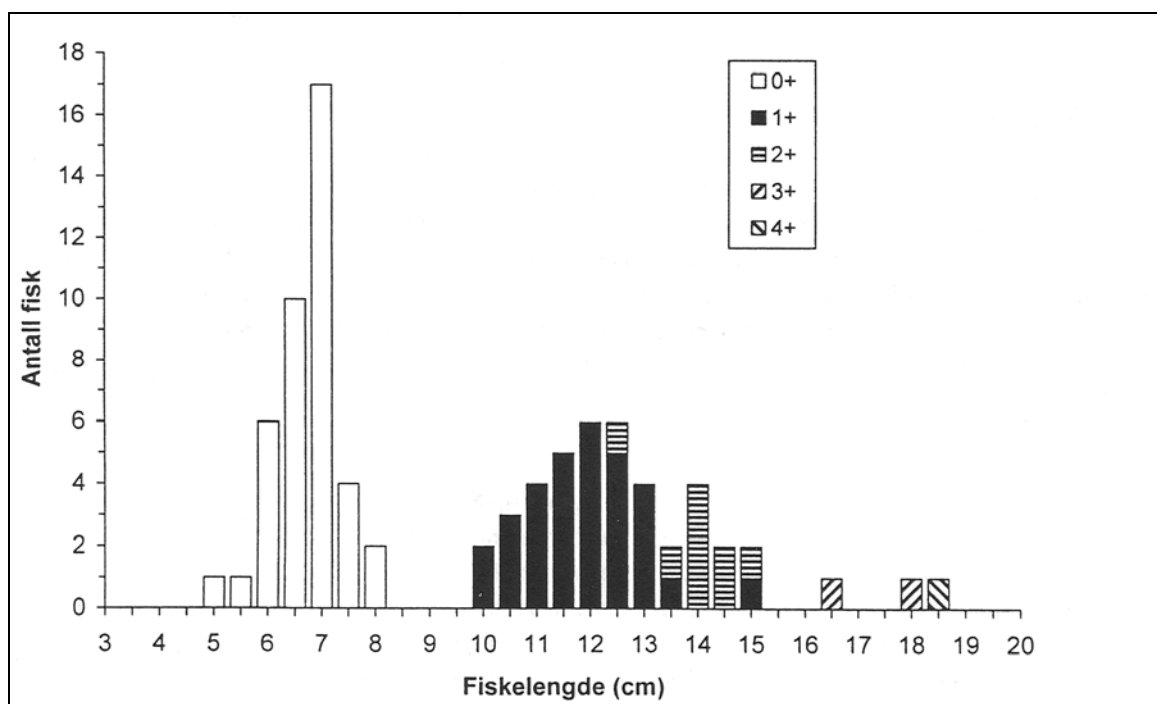
Figur 18. Tetthetsestimat for ensomrig (0+) og tosomrig og eldre aure (>0+) i tre sidebekker til Songdalselva; Rosselandsbekken (stasjon 3), Møllebekken (stasjon 5) og Urdalsbekken (stasjon 7), og på stasjonene oppstrøms anadrom del i Gumpedalselva (stasjon 9) og Kravleelva (stasjon 10).

4.3.6 Lengde og vekst

Lengdefordelingen av aure tatt i hovedløpet av Songdalselva i september 1998 er vist i **figur 19** og aldersbestemt materiale i **tabell 5** og **figur 20**. Materialet viser at den ensomrige auren var om lag 7 cm etter første vekstsesong, 12 cm etter andre vekstsesong og 15 cm etter tredje vekstsesong (**tabell 5**). Sammenholdt med lengdefordelingen viser materialet at auren har gode vekstforhold i Songdalselva og det forventes at de fleste aurene smoltifiserer etter to eller tre år på elva.



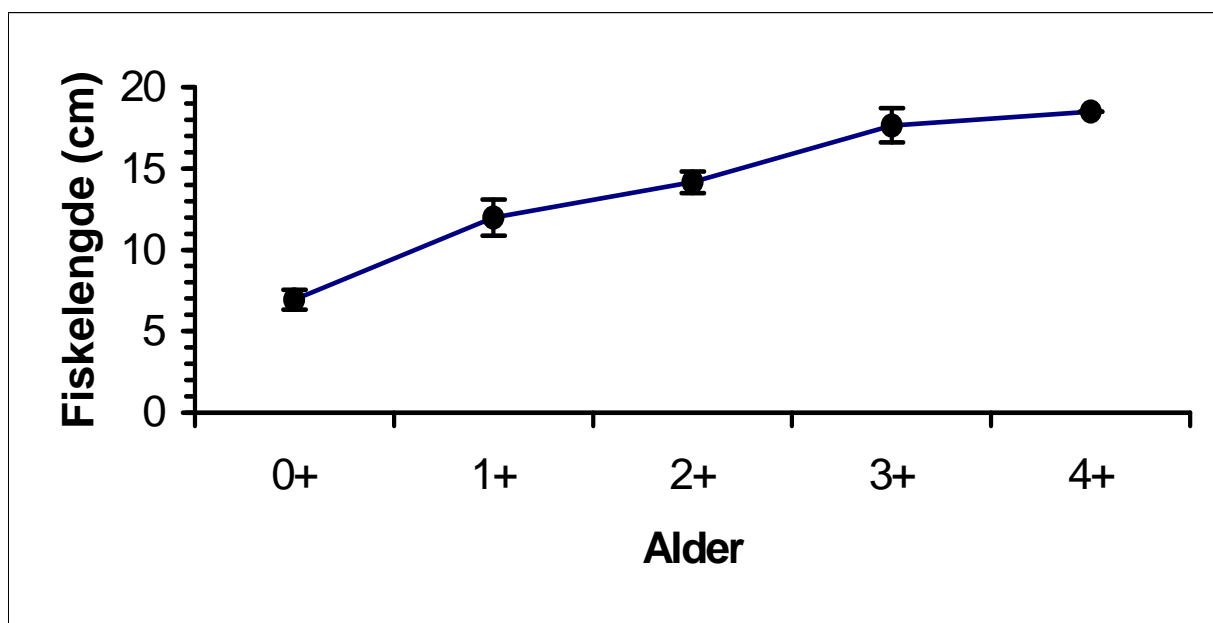
Figur 19. Lengdefordeling for aure tatt på de fem undersøkte stasjonene i hovedløpet av Songdalselva den 28-29.09.98.



Figur 20. Lengdefordeling og aldersbestemmelse av et utvalg aure tatt på de fem stasjonene i hovedløpet av Songdalselva den 28-29-09.98.

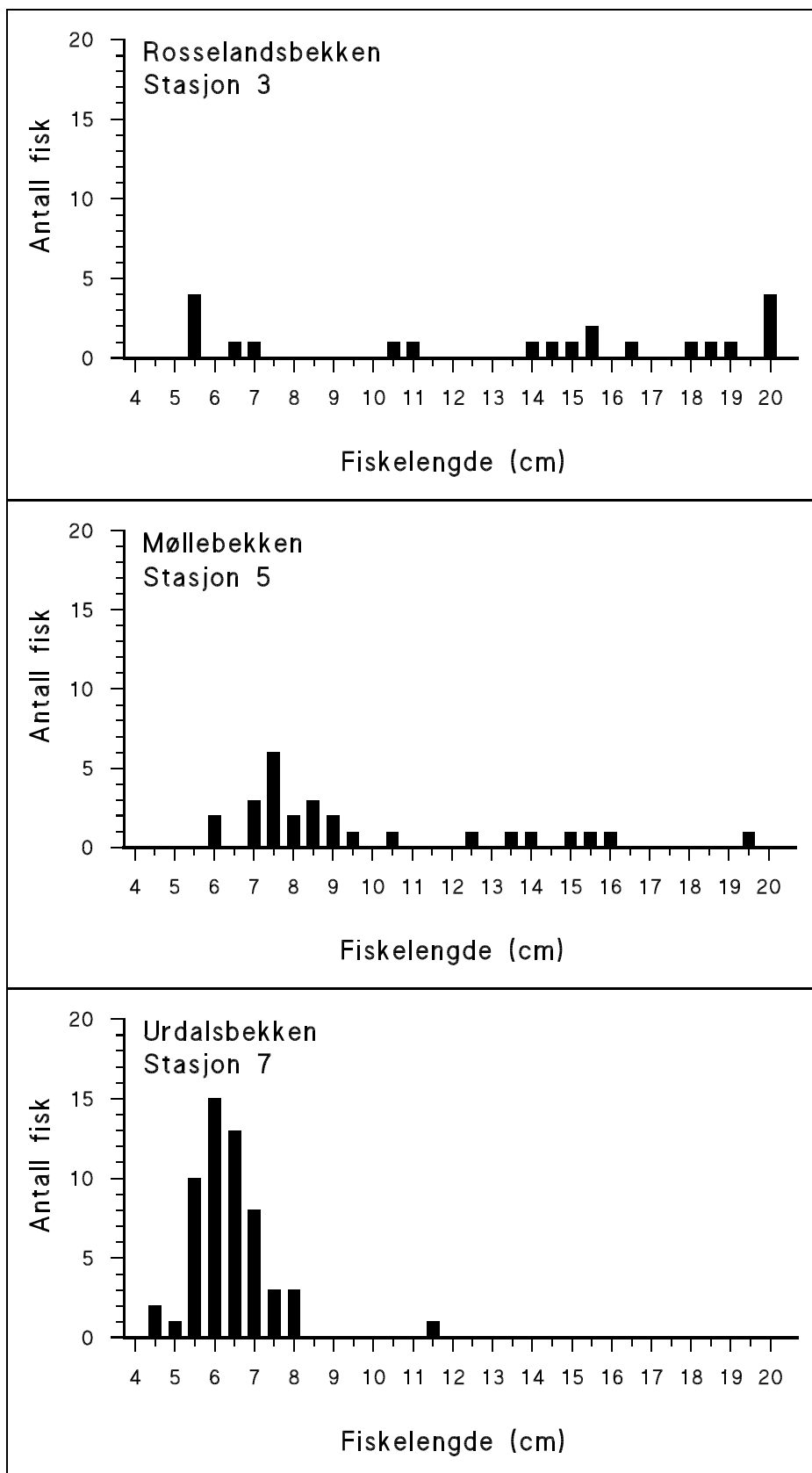
Tabell 5. Gjennomsnittlig lengde med standard avvik for ulike aldersklasser av aure tatt i Songdalselva den 28-29.09.1998. Data basert på aldersanalyse av skjell og otolitter. Vekstforløpet basert på disse data er gitt i **figur 21**.

Alder	Gjennomsnittlig lengde	Standard avvik	Antall
Ensomrig (0+)	6,94	0,61	41
Tosomrig (1+)	11,98	1,11	31
Tresomrig (2+)	14,16	0,67	9
Firesomrig (3+)	17,65	1,06	2
Femsomrig (4+)	18,5	0	1

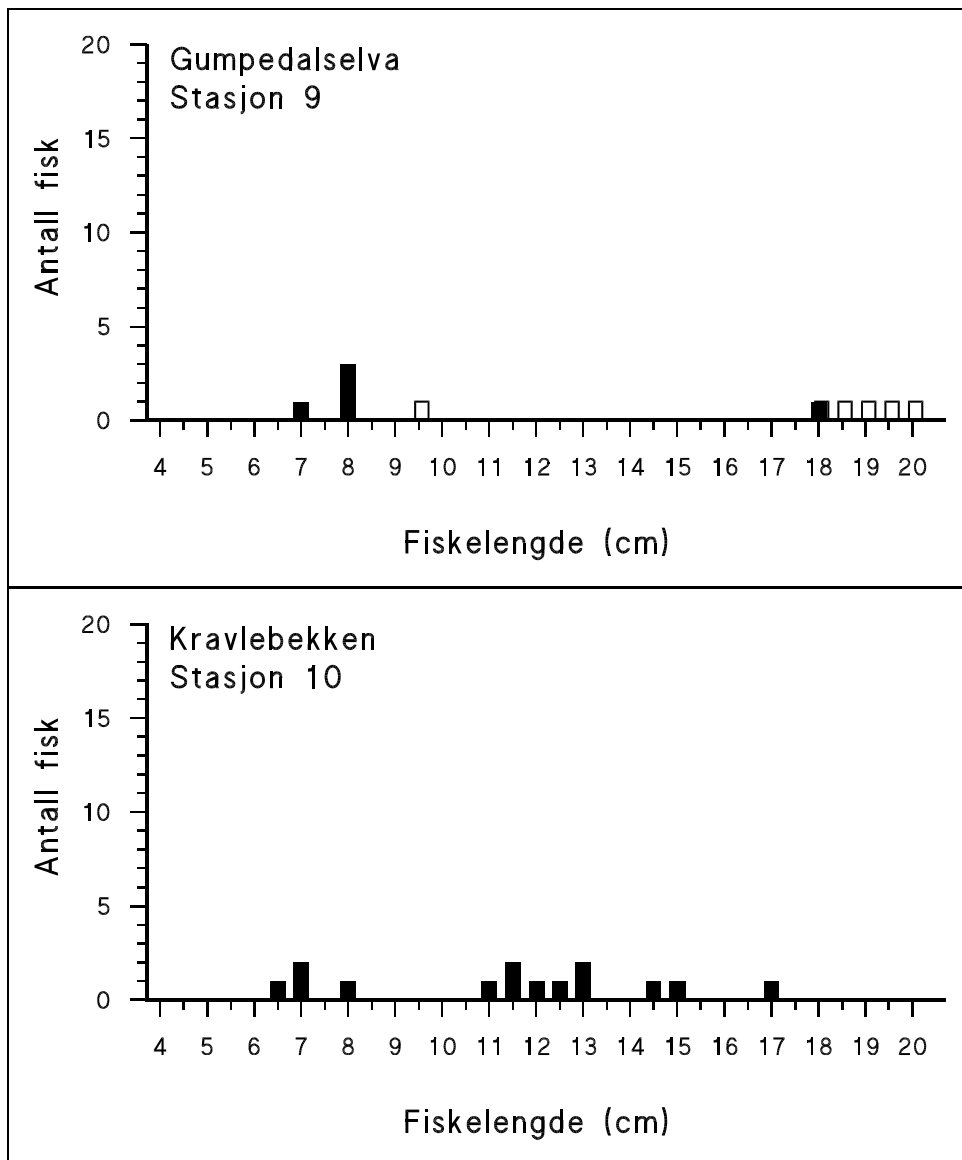


Figur 21. Vekstforløpet til auren i Songdalselva basert på data gitt i **tabell 5**. Punktene angir gjennomsnittlig lengde ved undersøkelsestidspunktet i slutten av september med standard avvik.

Lengdefordelingen for auren tatt på stasjonen i sidebekkene og i Gumpedalselva og Kravleelva er gitt i **figurene 22 og 23**. Det er ikke mulig å gi noen detaljert beskrivelse av aurens vekstmønster på disse enkelte stasjonene. Likevel indikerer lengdefordelingene fra sidebekkene at aurens tilvekst i løpet av første vekstsesong ikke avviker mye fra tilveksten beskrevet for hovedløpet.



Figur 22. Lengdefordeling for aure tatt i Rosselandsbekken, Møllebekken og Urdalsbekken den 28-29.09.1998.



Figur 23. lengdefordeling av resident aure (bekkaure) tatt på stasjonene i Gumpedalselva og Kravleelva den 28-29.09.1998. De hvite søylene angir bekkerøye som ble tatt på stasjonen i Gumpedalselva.

4.3.7 Analyse av fiskegjeller

Det ble tatt gjelleprøver fra fisk i Songdalselva i april og september 1998. I april ble ikke laks påtruffet og det ble derfor bare tatt prøver av aure. Ved begge prøvetakingstidspunktene ble det tatt prøver fra fisk på den nedre del av anadrom strekning (stasjon 1). I september ble det i tillegg tatt prøver på stasjoner på den øvre delen av anadrome strekning (stasjon 6 og 8) og også i Møllebekken (stasjon 5). Resultatene viser at den gjennomsnittlige aluminiumskonsentrasjonen på gjellene var svært høyt i april mens konsentrasjonene var gjennomgående lavere i september (**tabell 6**). Resultatene fra april må

sees i sammenheng med at det i april ble påvist en episode med pH 5,4 og labilt aluminium på 52 µg/L i hovedløpet.

De høye konsentrasjonene av Al funnet på gjellene av aure i april sammenfaller med smoltifiseringsperioden til laks og sjøaure. De høye verdiene medfører sannsynligvis betydelige histologiske skader på gjellene noe som igjen fører til respiratoriske og osmotiske problemer for smolten (Staurnes et al., 1995; Kroglund et al., 1997; Åtland et al., 1998a,b). Tilsvarende høye verdier ble funnet i forbindelse med observert fiskedød forårsaket av aluminiumsutfelling på gjellene hos laks og aure i Daleelva i Sogn og Fjordane i 1997 (Åtland et al., 1998b). Ved denne fiskedøden ble det i tillegg til de høye konsentrasjoner av aluminium på gjellene også funnet omfattende histologiske skader på gjellene. Det er derfor sannsynlig at utfellingen av aluminium på gjellene i Songdalselva våren 1998 hadde negative effekter på overlevelsen til sjøauresmolten. Denne konklusjonen kan også overføres til laks i Songdalselva siden flere studier av utfelling av aluminium på gjeller har vist sammenfallende resultat for de to artene (Åtland et al., 1998b).

I september ble det funnet moderate mengder av aluminium på gjellene og normalt vil ikke dette påvirke fiskens overlevelse. Også i en rekke andre vassdrag er det påvist lavere konsentrasjon av aluminium på fiskegjeller om høsten sammenliknet med våren. Dette har sammenheng med årstidsvariasjon i vannkjemiske forhold siden det generelt er mindre skadelig aluminium tilstede om høsten sammenliknet med våren (Åtland et al., 1998a,b; Bjerknes et al., 1998).

Tabell 6. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på fiskegjeller på ulike stasjoner i Songdalselva i april og september 1998. Standardavvik (SD) og antall fisk som ble prøvetatt (N) er presentert. Lokaliseringen av stasjonene er gitt i **figur 3**.

Dato	Stasjon nr.	Art	Al-konsentrasjon µg/g gjelle tørrvekt	SD	N
21.04.98	1	Aure	412	226	10
27.09.98	1	Aure	25	6	5
27.09.98	1	Laks	31	10	5
27.09.98	6-8	Aure	45	16	5
27.09.98	5	Aure	17	6	5

4.4 Bunndyr

De bunndyrene som ble registrert i Songdalselva (**tabell 7**) er generelt vanlige i regionen. Unntak fra dette var døgnfluen *Baetis fuscatus* og vårfluene *Ylodes simulans* og *Wormaldia* sp., som i følge Limnofauna Norvegica (Aagaard & Dolmen 1996) og LFI, Bergen, (database) tidligere ikke er registrert i Vest Agder. Det ble til sammen registrert 5 døgnfluearter, 6 steinfluearter og 13 vårfluearter. Totalt antall forsuringssensitive taksa var 11. Dette er et arts mangfold som kan karakteriseres som normalt for et vassdrag på Sørlandet som inneholder uforsurete lokaliteter. Til sammenligning ble det våren 1997 registrert henholdsvis 4, 7 og 14 arter innen de samme gruppene i Audna med til sammen 10 forsuringssensitive taksa. Audna var sterkt preget av forsuring før kalkingen startet i 1985, og arts mangfoldet har økt markant etter kalking (Fjellheim & Raddum, 1998). Antall arter døgnfluer, steinfluer og vårfluer var høyere enn det som ble funnet ved NIVA's undersøkelse av Songdalselva i 1989-1990. I denne undersøkelsen ble det registrert henholdsvis 3, 4 og 4 arter innen disse tre gruppene. Den store forskjellen i antall registrerte vårfluearter kan skyldes

ulik taksonomisk presisjon. Innen den gruppen som Kroglund & Hindar (1991) kaller husbyggende vårfluer, er det i denne rapport identifisert 9 arter.

Gjennomsnittlig forsuringssindeks for vassdraget var 0,68 (både indeks 1 og 2). At begge indeksene var like betyr at bestandene av de mest forsuringssensitive bunndyrene, der de ble registrert, ikke hadde subletale skader (reduerte bestander). Bunndyrmaterialet fra undersøkelsen i 1989-1990 (Kroglund & Hindar 1991) viser for 8 undersøkte stasjoner en gjennomsnitts indeks (vår) på 0,5 (indeks 1) og 0,46 (indeks 2). Tilsvarende tall for høstsituasjonen var 0,5 og 0,48. Våre tall kan ikke direkte sammenlignes med tallene fra 1989/90, ettersom vår undersøkelse omfatter flere sidetilløp.

Det var store individuelle variasjoner med hensyn til forsuringsskader på bunndyrsamfunnene i Songdalselva i 1998. Skadebildet stemmer for øvrig godt overens med de vannkjemiske målingene som presenteres i denne rapport. Kravleelva hadde en god bestand av sensitive døgnfluer, og må karakteriseres uskadet. Gumpedalselva var kalket like før samløp med Kravleelva. Ovenfor kalkingspunktet var forsuringssindeksen 0,25, noe som indikerer betydelig skade på bunndyrsamfunnet. Nedstrøms kalkingspunktet var forsuringssindeksen 0,5. Det ble her bare funnet et individ av den moderat sensitive døgnfluen *Siphonurus* sp. I hovedelva like nedstrøms samløpet mellom Kravleelva og Gumpedalselva var skadene på bunndyrsamfunnene små. Dette skyldes gunstig effekt fra Kravleelva. Lenger nede i vassdraget ble det registrert større skader på bunndyrsamfunnene, sannsynligvis en effekt fra sure sidebekker. Av de sidebekkene som ble prøvetatt hadde Stokkåna (St.5) gode bestander av sensitive bunndyr og karakteriseres som uskadet. Utløpselvene fra Farvatnet (St. 7) og Tjomsevatnet (St. 9) hadde indeks 0,5 (moderat skadet) og 0,25 (betydelig skadet).

Utløpselva fra Bergsvatnet var opprinnelig ikke med i det planlagte stasjonsnett. Denne lokaliteten ble fra lokalt hold påpekt å være av interesse. Bergsvatnet ligger lavere enn flomerket og på befaringstidspunktet rant utløpselva mot vatnet. Bunnen av Bergsvatnet består sannsynligvis av et brakkvannslag. Funn av brakkvannsmarflua *Gammarus zaddachi* på st. 10 viser at denne stasjonen er brakkvannspåvirket. Dette bekreftes også gjennom NIVA's undersøkelse, der det ble rapportert saltvann i elvebunnen (Kroglund & Hindar 1991).

Utbredelsen av forsuringssensitive bunndyr i Songdalselva viser at vannkvaliteten er så dårlig i deler av hovedelva at den er uegnet for laks. Erfaringer fra tidligere undersøkelser i kalkete vassdrag viser generelt at forsuringsskadene på bunndyrsamfunnene er størst om våren (Fjellheim & Raddum 1995). Høstprøver fra vassdraget ville normalt vist mindre skader og et større artsmangfold. Dette ble imidlertid ikke observert i 1989/90 (Kroglund & Hindar 1991). Dersom Songdalselva kalkes optimalt, forventer vi at det bygges opp stabile bestander av forsuringssensitive bunndyr langs hele hovedelva. Ettersom flere av disse artene allerede er tilstede i lokaliteter langt oppe i vassdraget, vil sannsynligvis rekoloniseringen skje hurtig. Dette har vi eksempler på også fra andre kalkete vassdrag (Fjellheim & Raddum 1995). De sensitive døgnfluene sprer seg spesielt hurtig med vannstrømmen. Andre arter, som for eksempel sneglen *Lymnaea peregra*, vil bruke lengre tid på å bygge opp stabile bestander.

Tabell 7. Antall bunndyr i kvalitative prøver fra Songdalselva 03.06.98. For nærmere informasjon om stasjonsnettet henvises til **figur 4** og **tabell 3**.

	ST.1	0.1.2 ST. 2	ST.3	ST.4	ST.5	ST.6	ST.7	ST.8	ST.9	ST.10	ST.11
Nematoda (Rundmark)	12	1		8	2	2	2	2	19	3	1
Oligocheta (Fåbørstemark)	18		12	8	16	2	4	6	10	2	5
Acari (Vannmidd)	5	3	2	20	2	7		6		13	4
Gasrrpoda (Snegl)									1		
*** <i>Lymnaea peregra</i>									1		
Bivalvia (Muslinger)											
* <i>Pisidium</i> sp.	4	1							12		5
Ephemeroptera (Døgnfluer)											
*** <i>Baetis rhodani</i>				6	11			1			
*** <i>Baetis fuscatus</i>					11						
*** <i>Baetis</i> sp.	16			12				17			
** <i>Siphonurus</i> sp.			1								
** <i>Siphonurus alternatus</i>											6
<i>Leptophlebia</i> sp.		1									1
<i>Leptophlebia vespertina</i>						30					
** <i>Heptagenia sulphurea</i>				1		1		1			
<i>Heptagenia</i> sp.											
Plecoptera (Steinfluer)											
<i>Amphinemura borealis</i>		1		5	4						
<i>Amphinemura</i> sp.				2							1
<i>Leuctra fusca</i>	12	49	1	1	18			1	10		18
<i>Nemoura cinerea</i>		1									
<i>Nemouridae</i> indet.	5	14		3							5
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>											2
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>			2								
** <i>Isoperla</i> sp.	3			1	1			1			
** <i>Isoperla grammatica</i>					1				2		
<i>Plecoptera</i> indet.										1	
Trichoptera (Vårfluer)											
<i>Rhyacophila nubila</i>			1	1	1						
<i>Rhyacophila nubila</i> p.					1						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	10	3	1	8	1			6	3		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				1				1			
<i>Limnephilidae</i> indet.		1									
<i>Limnephilus</i> sp.							5				1
<i>Halesus</i> sp.		1					1				
** <i>Hydropsyche sitalai</i>				2	5				1		3
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>								15	3		
** <i>Hydropsyche</i> sp. p.								3			
<i>Wormaldia</i> sp.			2	4	9			10			
<i>Athripsodes</i> sp.							2		2		5
<i>Mystacides</i> sp.							1				1
<i>Ylodes simulans</i>											1
<i>Molannidae</i> indet.											1
** <i>Lepidostoma hirtum</i>							6		7		
Chironomidae l. (Fjærmugglarver)	92	80	45	96	74	88	55	54	103	49	49
Chironomidae p. (Fjærmuggpupper)	1	2		3				2	2	12	
Ceratopogonidae (Svknott)		1	3	1	11	8					7
Simuliidae (Knott)	1		1	6	10	1	49			10	2
Tipulidae (Stankelbeinlarver)									1		
Diptera (Øvrige tovinger)	4	6	1	6	1	5		1	8		2
Coleoptera (Biller)	13	5	2	13	10	2		14	10	3	6
Corixidae (Buksvømmere)											1
Zygoptera (Vann-nymfer)											6
Collembola (Spretthaler)		1		3			2			7	3
Crustacea (Krepsdyr)											
*** <i>Gammarus zaddachi</i>											3
<i>Bosmina</i> sp.		1									
<i>Chydoridae</i>	2	58								11	
<i>Macrotrichidae</i> ind		1									
<i>Calanoidae</i>										1	
<i>Cyclopida</i>	2	2							1	11	
<i>Harpacticoida</i>	1						1			7	
Ostracoda	5			1		49		2	13	2	
Sum	206	233	74	212	189	213	149	137	235	106	105
Forsuringsindeks 1	1,00	0,25	0,50	1,00	1,00	0,50	0,50	1,00	0,25	1,00	0,50
Forsuringsindeks 2	1,00	0,25	0,50	1,00	1,00	0,50	0,50	1,00	0,25	1,00	0,50

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

4.5 Avbøtende tiltak

Resultatene fra undersøkelsene i 1998 viser at vannkvaliteten i Songdalselva periodevis er uakseptabel for laks og at den trolig også er begrensende for produksjonen av sjøaure. Den giftige vannkvaliteten skyldes surt vann og forhøyede konsentrasjoner av labilt aluminium. Spesielt uheldig er det at den mest skadelige vannkvaliteten forekommer om våren, mao. i-, eller rett før den kritiske smoltifiseringsperioden. I Gumpedalselva, som var det sureste av sidevassdragene, ble det registrert vannkvaliteter som kan være skadelig også for den mer robuste innlandsauren.

Dersom en skal ta vare på, og styrke sjøaurestammen i Songdalselva bør det settes i verk ytterligere kalkingstiltak i vassdraget. Kalking med skjellsand i bekker vil trolig øke produksjonen av ungfisk ved å forbedre overlevelsen på egg- og yngelstadiene i bekkene. Denne kalkingen vil også ha en positiv effekt på de vannkjemiske forholdene i hovedløpet. Det anbefales derfor at den pågående skjellsandkalkingen videreføres og om mulig utvides til å omfatte flere sidebekker. Skjellsandkalking oppstrøms anadrom strekning i Gumpedalselva og Kravleelva anses som spesielt nyttig siden et av det viktigste gyteområdet for sjøauren i vassdraget er lokalisert nedstrøms samløpet mellom disse to elvene. Studier har vist at auren unngår å gyte om gytegrusen blir dekket med skjellsand. Det anbefales derfor at skjellsanda legges ut oppstrøms de antatte gyteområdene slik at det blir en moderat innblanding av skjellsand i gytesubstratet.

Imidlertid er det lite sannsynlig at skjellsandkalking alene kan avsyre og avgifte alt vann som renner inn i hovedelva. En kan derfor ikke forvente at skjellsandkalking beskytter laks- og sjøaure mot mulige forsurende episoder i den kritiske smoltifiseringsperioden (ca. 15. februar - 1. juni). For å kunne få til dette bør det etableres en eller annen form for kontinuerlig kalkdosering i vassdraget. En mulig strategi for å få til dette er å etablere kalkdoseringsanlegg i hovedelva eller i ett eller flere sidevassdrag. Ved en kontinuerlig kalking av vassdraget forventes en økning i produksjon av sjøaure og også etablering av en stabil laksebestand. Videre forventer vi at kontinuerlig kalking vil føre til at det bygges opp stabile bestander av forsurende sensitive bunndyr langs hele hovedelva.

Et alternativ til kontinuerlig dosering kan være å kalke opp en del innsjøer i nedbørfeltet, og på denne måten gjøre avrenningen fra enkelte av sidebekkene mindre sur. Metoden vil aldri bli like god som dosererkalking mht. responstid og presisjon, men den gir uansett en større avsyringskapasitet enn kun skjellsandkalking i bekker.

Resultater fra vassdrag i Rogaland (blant annet Sokndalselva og Jørpelandselva) har vist at en kan oppnå relativt stabil vannkvalitet i hovedelvene ved å gjennomføre et omfattende innsjøkalkingsprogram i vassdragene. Kalking av flere innsjøer i serie vil for eksempel føre til en utjevning av vannkvaliteten nedstrøms. Resultatet vil bli best dersom innsjøene har forholdsvis lang oppholdstid og dersom de ligger nær hovedelva (lite sur tilrenning nedstrøms innsjøen).

I Songdalselva kan det være aktuelt med innsjøkalking for eksempel i Greibesland-området (Homevann, Hæglandsvannet) og innenfor nedbørfeltet til Stokkåna (Røyrvannet, Hågenvannet og Homevannet). I Gumpedalselva, som var den sureste av lokalitetene i undersøkelsen, er det ingen innsjøer som er store nok til å kalke. Innsjøkalking kan også vurderes i de nedre delene av vassdraget, men her anbefales det at det tas en prøve i utløpet av hver enkelt innsjø om høsten (under sirkulasjon) for å avgjøre om det er behov for kalking.

Vannkvalitetsundersøkelsen i 1998 viste også at deler av vassdraget fortsatt er moderat til markert påvirket av næringssalter. En bør derfor foreta en vurdering av mulige tiltak for å redusere næringssalttilførselene fra jordbruk og bebyggelse i området.

5.0 Litteratur

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04, TA-1468/1997, 31 s.
- Barlaup, B.T., Lura, H., Sægrov, H. and R.C. Sundt. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. *Canadian Journal of Zoology*. 72: 636-642.
- Belding, D. L. 1934. The spawning habitat of the Atlantic salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 64: 211-218.
- Bjerknes, V. Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G., Skiple, A. og Å. Åtland. 1998. Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane. NIVA-Rapport lnr. 3950-98.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
- Bratli, J.L., Holtan, H. og Jacobsen, T. 1995. Miljøsmål for vannforekomstene – forventet naturtilstand. SFT-veileder 95:04, TA-1141/1995, 41 s.
- Chapman, D. W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 1-21.
- DNMI 1999. Nedbørhøyder for 1998 fra meteorologisk stasjon Bjeland krafstasjon, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorogogiske institutt, Oslo.
- Fjellheim, A: & Raddum, G. G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, 96, 57-66.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1995. Benthic animal response after liming of three south Norwegian rivers. - *Water Air and Soil Pollution* 85: 931 - 936.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1998. Overvåking av bunndyr i Audna. - *Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-Notat 1998-3*, pp. 121-124.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. (1971). Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.*, 49, 167-173.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J., and G. Ståhl. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.* 33: 347-356.
- Hesthagen, T. and L.P. Hansen. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. *Aquaculture and Fisheries Management*. 22: 85-91.
- Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606, 96 s.
- Kaste, Ø., Henriksen, A., and Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in Southwestern Norway. *Ambio* 26: 296-303.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G. G., Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN Rapport nr 1994 - 10.
- Kroglund, F. & Hindar, A. 1991. Resipientundersøkelse i Songdalselva. Norsk institutt for vannforskning, Rapport 0-89137
- Kroglund, F., Teien, H.C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B., og A. Kvellestad. 1997. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet for laksepar; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. NIVA Rapport 3815-98.
- Larsen, J., Birks, H. J. B., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. - *Hydrobiologia* 328: 57-74.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. & Fjellheim, V. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Tålegrenser for overflatevann,

- fagrapport nr. 3, Miljøverndepartementet, NIVA-rapport 2373, 32 s.
- Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - Fisk og evertebrater II. Norsk Institutt for Vannforskning. Rapport nr. O-89185-2.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim and A. Henriksen. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *The science of the total environment*. 177: 173-193.
- NVE 1996. Hydrologisk kart for Songdalselva. Hydrologisk avdeling, Oslo.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. SFT- rapport 677/96, 73 s.
- SFT 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1997. SFT- rapport 710/97, 197 s.
- Staurnes, M., Kroglund, F. and B. Rosseland. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water, Air Soil Pollution*. 85: 347-352.
- White, H. C. 1942. Atlantic salmon redds and artificial spawning beds. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 6: 37-44.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. *Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsf fauna*. Tapir Forlag, Trondheim.
- Åtland, Å., Barlaup, B.T., Bjerknes, W., Kvellestad, A., Raddum, G. og R. Sundt. 1998a. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. NIVA rapport nr. 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 Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA rapport LNR. 3891-98.

Vedlegg A. SFTs klassifiseringssystem

Klassifisering av tilstand.

På grunnlag av målte konsentrasjoner kan tilstandsklassen bestemmes ut tabellen nedenfor. Tilstandsklassen tar ikke hensyn til hvorvidt de målte konsentrasjonene er høyere eller lavere enn bakgrunnskonsentrasjonen. SFTs veileder inneholder også et verktøy for å vurdere egnet av vannet for ulike brukerinteresser som drikkevann-råvann, friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning - åker og eng.

Klassifisering av vannkvalitetstilstand i ferskvann. Et utvalg av de viktigste parametrene. Utdrag fra SFTs veileder 97:04 (Andersen et al. 1997).

Virkinger av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I "Meget god"	II "God"	III "Mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7-11	11-20	20-50	>50
	Klorofyll a, µg/l	<2	2-4	4-8	8-20	>20
	Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	Prim. prod., g C/m ² år	<25	25-50	50-90	90-150	>150
	Total nitrogen, µg N/l	<300	300-400	400-600	600-1200	> 1200
Organiske stoffer	TOC, mg C/l	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Fargetall, mg Pt/l	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	Oksygen, mg O ₂ /l	>9	6,5-9	4-6,5	2-4	<2
	Oksygenmetning, %	>80	50-80	30-50	15-30	<15
	Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	KOF _{Mn} , mg O/l	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Jern, µg Fe/l	<50	50-100	100-300	300-600	>600
	Mangan, µg Mn/l	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, FTU	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
	Suspendert stoff, mg/l	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10
	Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Tarmbakterier	Termotol koli. bakt., ant./100 ml	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000
Miljøgifter (tungmetaller) i vann	Kobber, µg Cu/l	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
	Sink, µg Zn/l	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Kadmium, µg Cd/l	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
	Bly, µg Pb/l	<0,05	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
	Nikkel, µg Ni/l	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
	Krom, µg Cr/l	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
	Kvikksølv, µg Hg/l	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,02

Nøkkelparametre er gitt i kursiv.

Vedlegg B.

A1. Forkortelser

Ca	Kalsium	mg/L	Na	Natrium	mg/L
ALK-E	Alkalitet-E	µekv/L	K	Kalium	mg/L
RAI	Reaktivt aluminium	µg/L	Cl	Klorid	mg/L
ILAI	Ikke-labilt aluminium	µg/L	SULF	sulfat	mg/L
LAI	Labilt aluminium (giftig)	µg/L	NO3N	Nitrat	µg/L
TOC	Totalt organisk karbon	mg/L	TOTN	Total nitrogen	µg/L
K25	Konduktivitet	mS/m	TOTP	Total fosfor	µg/L
Mg	Magnesium	mg/L	ANC1	Syrenøytraliserende kapasitet	µekv/L

A1. Primærdata - vannkjemi

Nr	Lokalitet	Dato	pH	Ca	ALK-E	RAI	ILAI	LAI	TOC	K25	Mg	Na	K	Cl	SULF	NO3N	TOTN	TOTP	ANC1
			mg/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µekv/L
1	Greibesland	07.04.98	5,92	1,87	22	96	89	7	3,9	3,36	0,52	3,05	0,62	5,5	3,7	330	555	13	29
1	Greibesland	21.04.98	5,57	1,92	15	131	111	20	4,1	3,38	0,52	3,01	0,62	5,4	4,0	440	650	12	18
1	Greibesland	05.05.98	5,82	1,64	19	100	90	10	4,2	2,91	0,46	2,87	0,52	4,7	3,8	215	400	14	31
1	Greibesland	19.05.98	5,95	1,71	27	54	53	1	4,5	3,30	0,46	3,05	0,56	5,3	3,9	57	335	14	35
1	Greibesland	01.10.98	5,89	1,76	31	131	128	3	7,1	3,07	0,49	2,60	0,75	4,3	3,5	195	505	18	52
1	Greibesland	16.10.98	6,05	2,09	38	132	133	-1	8,1	3,45	0,58	2,93	0,94	4,6	3,4	210	605	27	88
1	Greibesland	31.10.98	5,73	1,61	18	136	125	11	6,5	2,91	0,46	2,43	0,67	3,9	3,3	230	525	14	45
1	Greibesland	13.11.98	5,70	1,53	21	148	120	28	5,4	3,09	0,47	2,63	0,65	4,1	3,5	255	595	12	39
1	Greibesland Mid		5,83	1,77	24	116	106	10	5,5	3,18	0,50	2,82	0,67	4,7	3,6	242	521	16	42
1	Greibesland Min		5,57	1,53	15	54	53	-1	3,9	2,91	0,46	2,43	0,52	3,9	3,3	57	335	12	18
1	Greibesland Max		6,05	2,09	38	148	133	28	8,1	3,45	0,58	3,05	0,94	5,5	4,0	440	650	27	88

Nr	Lokalitet	Dato	pH	Ca	ALK- E	RAI	ILAI	LAI	TOC	K25	Mg	Na	K	Cl	SULF	NO3N	TOTN	TOTP	ANC1
				mg/L	µekv/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mS/m	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µekv/L
2	Gumpedalselva	07.04.98	5,33	1,57	8	207	103	104	2,9	3,88	0,56	3,98	0,37	7,2	3,7	345	455	2	2
2	Gumpedalselva	21.04.98	4,75	1,04	0	263	125	138	3,8	3,68	0,47	3,82	0,32	5,9	3,8	380	575	2	-8
2	Gumpedalselva	05.05.98	5,50	1,42	11	157	99	58	3,4	3,25	0,47	3,39	0,35	5,6	4,1	210	335	3	8
2	Gumpedalselva	19.05.98	6,20	2,01	40	58	54	4	3,2	3,87	0,52	3,89	0,45	6,6	4,5	139	320	4	34
2	Gumpedalselva	01.10.98	5,09	1,16	3	254	199	55	8,3	3,19	0,40	3,00	0,49	4,4	4,0	146	455	5	16
2	Gumpedalselva	16.10.98	5,19	1,26	3	242	194	48	7,8	3,27	0,45	3,18	0,49	4,4	3,6	190	480	5	38
2	Gumpedalselva	31.10.98	5,03	0,98	-6	217	155	62	5,9	2,93	0,36	2,78	0,31	3,9	3,5	175	385	4	11
2	Gumpedalselva	13.11.98	5,40	1,26	8	189	134	55	4,8	3,05	0,41	2,98	0,27	4,3	3,6	240	450	4	19
2	Gumpedalselva Mid		5,31	1,34	8	198	133	66	5,0	3,39	0,46	3,38	0,38	5,3	3,9	228	432	4	15
2	Gumpedalselva Min		4,75	0,98	-6	58	54	4	2,9	2,93	0,36	2,78	0,27	3,9	3,5	139	320	2	-8
2	Gumpedalselva Max		6,20	2,01	40	263	199	138	8,3	3,88	0,56	3,98	0,49	7,2	4,5	380	575	5	38
3	Stokkåna	07.04.98	5,94	2,40	23	105	102	3	2,9	4,12	0,59	4,03	0,49	6,7	4,1	425	555	4	51
3	Stokkåna	21.04.98	5,49	1,81	10	164	125	39	3,5	3,75	0,50	3,62	0,41	6,4	4,4	370	520	5	1
3	Stokkåna	05.05.98	6,09	2,30	25	101	94	7	2,9	4,07	0,58	3,80	0,50	6,8	4,8	380	510	4	22
3	Stokkåna	19.05.98	6,47	3,03	63	49	45	4	2,7	4,82	0,63	4,36	0,64	8,0	5,2	345	490	5	50
3	Stokkåna	01.10.98	5,89	1,81	30	139	133	6	5,3	3,39	0,45	3,18	0,50	4,8	4,3	215	520	9	38
3	Stokkåna	16.10.98	6,15	2,04	38	149	150	-1	6,2	3,71	0,51	3,48	0,68	4,9	4,0	230	615	11	75
3	Stokkåna	31.10.98	5,83	1,83	19	149	139	10	4,8	3,41	0,49	3,10	0,44	4,8	4,1	310	525	8	34
3	Stokkåna	13.11.98	5,90	1,87	25	151	126	25	4,3	3,59	0,50	3,25	0,47	5,2	4,1	315	575	7	32
3	Stokkåna Mid		5,97	2,14	29	126	114	12	4,1	3,86	0,53	3,60	0,52	6,0	4,4	324	539	7	38
3	Stokkåna Min		5,49	1,81	10	49	45	-1	2,7	3,39	0,45	3,10	0,41	4,8	4,0	215	490	4	1
3	Stokkåna Max		6,47	3,03	63	164	150	39	6,2	4,82	0,63	4,36	0,68	8,0	5,2	425	615	11	75
4	Jernbanebru	07.04.98	6,06	2,53	26	90	74	16	3,2	4,43	0,67	4,03	0,65	7,2	4,3	535	680	6	42
4	Jernbanebru	21.04.98	5,43	1,73	11	177	125	52	3,9	3,75	0,53	3,53	0,50	6,2	4,2	430	600	6	3
4	Jernbanebru	05.05.98	6,31	2,59	38	90	83	7	3,3	4,21	0,70	3,72	0,72	6,6	4,7	500	670	6	47
4	Jernbanebru	19.05.98	6,50	3,82	98	34	30	4	3,4	5,67	0,87	4,65	1,06	8,6	5,6	650	925	16	86
4	Jernbanebru	01.10.98	5,83	1,77	30	162	154	8	7,1	3,41	0,49	3,11	0,71	4,8	4,0	235	725	13	47
4	Jernbanebru	16.10.98	6,07	1,96	36	156	152	4	7,4	3,70	0,56	3,51	0,84	5,0	3,8	270	670	16	79
4	Jernbanebru	31.10.98	5,76	1,95	21	146	134	12	5,5	3,43	0,54	3,12	0,60	4,6	3,9	390	630	9	53
4	Jernbanebru	13.11.98	6,03	2,42	56	119	97	22	5,5	4,40	0,68	3,78	1,00	5,9	4,2	535	1470	74	74
4	Jernbanebru Mid		6,00	2,35	40	122	106	16	4,9	4,13	0,63	3,68	0,76	6,1	4,3	443	796	18	54
4	Jernbanebru Min		5,43	1,73	11	34	30	4	3,2	3,41	0,49	3,11	0,50	4,6	3,8	235	600	6	3
4	Jernbanebru Max		6,50	3,82	98	177	154	52	7,4	5,67	0,87	4,65	1,06	8,6	5,6	650	1470	74	86

Nr Lokalitet	Dato	pH	Ca	ALK- E	RAI	ILAI	LAI	TOC	K25	Mg	Na	K	Cl	SULF	NO3N	TOTN	TOTP	ANC1	
																			mg/L
5	Møllebekken	07.04.98	6,23	2,99	40	108	96	12	3,9	5,58	0,72	5,76	0,47	10,2	5,2	305	565	4	53
5	Møllebekken	21.04.98	6,00	2,93	34	125	117	8	3,9	5,57	0,71	6,27	0,43	11,1	5,3	315	515	4	42
5	Møllebekken	05.05.98	6,24	2,81	34	126	114	12	3,6	5,25	0,76	5,49	0,44	10,1	5,2	315	515	5	37
5	Møllebekken	19.05.98	6,28	2,77	44	86	79	7	3,5	5,60	0,67	5,55	0,53	10,5	5,3	305	590	6	20
5	Møllebekken	01.10.98	6,50	2,49	56	73	67	6	4,3	4,70	0,59	4,65	0,43	7,7	5,0	210	475	4	50
5	Møllebekken	16.10.98	6,47	2,59	45	80	78	2	4,2	4,82	0,65	4,79	0,42	7,7	4,8	220	460	5	69
5	Møllebekken	31.10.98	6,21	2,40	37	119	112	7	4,8	4,70	0,62	4,51	0,47	7,7	4,7	230	470	6	46
5	Møllebekken	13.11.98	6,12	2,44	37	124	112	12	4,5	4,99	0,63	4,84	0,46	8,5	4,8	250	490	5	37
5	Møllebekken	Mid	6,26	2,68	41	105	97	8	4,1	5,15	0,67	5,23	0,46	9,2	5,0	269	510	5	44
5	Møllebekken	Min	6,00	2,40	34	73	67	2	3,5	4,70	0,59	4,51	0,42	7,7	4,7	210	460	4	20
5	Møllebekken	Max	6,50	2,99	56	126	117	12	4,8	5,60	0,76	6,27	0,53	11,1	5,3	315	590	6	69
6	Utløp fjorden	07.04.98	6,31	3,40	44	102	91	11	2,9	5,97	0,92	5,88	0,83	10,5	5,5	715	835	5	61
6	Utløp fjorden	21.04.98	5,65	2,15	16	158	123	35	3,6	4,32	0,64	4,39	0,54	7,9	4,7	475	665	5	10
6	Utløp fjorden	05.05.98	6,44	3,63	54	106	94	12	3,2	7,15	1,23	7,41	0,99	13,1	6,7	785	970	6	65
6	Utløp fjorden	19.05.98	6,63	5,31	107	65	58	7	3,1	10,20	1,53	9,70	1,55	17,8	8,8	1095	1320	8	89
6	Utløp fjorden	01.10.98	5,92	1,94	32	162	157	5	7,3	3,88	0,58	3,69	0,68	5,8	4,4	245	535	11	50
6	Utløp fjorden	16.10.98	6,39	2,51	50	114	112	2	5,9	4,32	0,69	3,99	0,74	5,9	4,4	360	690	17	91
6	Utløp fjorden	31.10.98	5,95	2,32	31	142	133	9	5,2	4,78	0,74	4,33	0,73	7,4	4,8	465	755	8	41
6	Utløp fjorden	13.11.98	6,10	2,42	38	135	123	12	4,5	4,78	0,72	4,34	0,67	7,2	4,9	495	745	8	44
6	Utløp fjorden	Mid	6,17	2,96	47	123	111	12	4,5	5,68	0,88	5,47	0,84	9,5	5,5	579	814	9	56
6	Utløp fjorden	Min	5,65	1,94	16	65	58	2	2,9	3,88	0,58	3,69	0,54	5,8	4,4	245	535	5	10
6	Utløp fjorden	Max	6,63	5,31	107	162	157	35	7,3	10,20	1,53	9,70	1,55	17,8	8,8	1095	1320	17	91