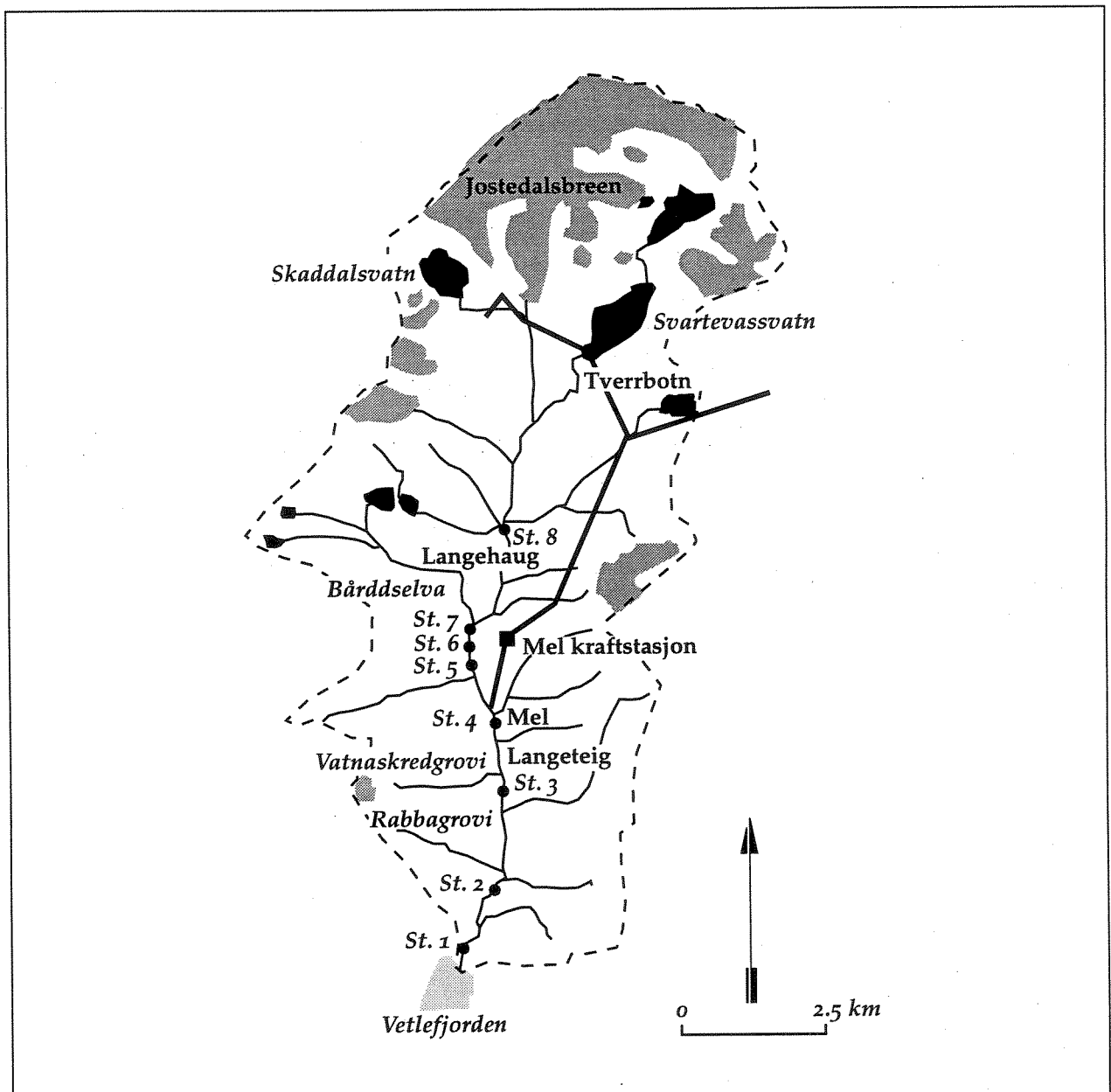


RAPPORT LNR 3924-98

Vannkvalitet, regulering og anadrom fisk i Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane



RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

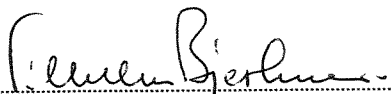
Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Vannkvalitet, regulering og anadrom fisk i Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane.	Løpenr. (for bestilling) 3924-98	Dato 11/9-98
	Prosjektnr. Undernr. O-97225	Sider Pris 42
Forfatter(e) Bjerknæs, Vilhelm (NIVA) Barlaup, Bjørn T. (LFI) Kleiven, Einar (NIVA) Kvellestad, Agnar (Norges Veterinærhøgskole) Raddum, Gunnar G. (LFI) Åtland, Åse (NIVA)	Fagområde Sur nedbør Vassdragsregulering	Distribusjon
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, Miljøvernavdelinga Sogn og Fjordane Energiverk	Oppdragsreferanse Eyvin Sølsnæs
---	---

Sammendrag <p>Det er utført vannkjemiske og biologiske undersøkelser i Vetlefjordelva i 1997-98. De biologiske undersøkelsene omfattet tetthets- og tilvekstundersøkelser og undersøkelse av alderssammensetning av ungfisk, gjelleundersøkelser for vurdering av histologiske forandringer og aluminiumsavsetning, tilvekstundersøkelser av gytefisk, og bunndyrundersøkelser for fastsetting av forsøringsindeks. Det ble registrert sterkt reduserte tettheter av fisk på regulert strekning i forhold til tidligere undersøkelser. Undersøkelsen konkluderer med at vannkvaliteten i Vetlefjordelva er tilfredsstillende for sjøaure og laks, og at reduserte fisketettheter trolig har sin hovedårsak i forhold knyttet til reguleringen. Sterkt redusert vanntemperatur anses som et hovedproblem. Gytebestandens størrelse og fordeling i vassdraget om høsten bør undersøkes for å vurdere naturlig reproduksjonspotensiale i forhold til elvens antatte bæreevne, og for å vurdere uttak av stamfisk til kunstig yngelproduksjon. Dersom det skal satses på intensivert yngelutsetting, anbefales produksjon av ettårig fisk for utsetting oppstrøms naturlige gyteområder.</p>
--

Fire norske emneord 1. Sur nedbør 2. Vassdragsregulering 3. Sjøaure 4. Fiskefremmende tiltak	Fire engelske emneord 1. Acid rain 2. Hydroelectric regulation 3. Sea trout 4. Fish supporting actions
---	---


 Vilhelm Bjerknæs

Prosjektleder

ISBN 82-577-3513-2


 Bjørn Olav Rosseland

Forskningsjef

**Vannkvalitet, regulering og anadrom fisk i
Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane**

Forord

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane ba i brev av 20. oktober 1997 om forslag til undersøkelsesprogram i Vetlefjordelva. På grunnlag av et felles forslag til undersøkelsesprogram ble NIVA og LFI, Universitetet i Bergen i brev fra Fylkesmannen 11. november 1997, bedt om å foreta undersøkelsene. I mai 1998 ba Sogn og Fjordane Energiverk om at det ble foretatt en utvidet fiskeundersøkelse i den regulerte delen av vassdraget, som spesielt tok for seg oppvekstområder i terskelbasseng. Sistnevnte undersøkelse presenteres også i denne rapporten.

Målet med undersøkelsen er å gi en vurdering av tetthet og produksjon av ungfisk i Vetlefjordelva i forhold til regulering, biotopforbedrende tiltak (terskler, fisketrapp), kultivering og forsuring. Konkrete tiltak for styrking av fiskestammen i vassdraget (kalking, utsetting) skal vurderes.

Feltarbeid og prøveinnsamling for den foreliggende undersøkelsen ble gjennomført 19. og 20. november 1997 og 25. mai 1998. Innsamlinger av fisk, bunndyr og vannprøver i felt er utført av NIVA. Sigmund Feten, Vetlefjorden har bistått under feltarbeidet og med informasjon om fiske i Vetlefjordelva. Vurdering av fisketettheter er gjort av NIVA og LFI i fellesskap. LFI har hatt ansvaret for fastsettelse av forsuringsindekser på grunnlag av bunndyrprøver. NIVA har hatt ansvaret for vurdering av vannkjemi, aluminiums-konsentrasjoner på fiskegjeller og aldersbestemmelse av fisk. Histologiske undersøkelser av fiskegjeller er gjort av Agnar Kvellestad ved Norges Veterinærhøgskole, mens kvantitative analyser av aluminium på fiskegjeller er utført ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. Vannanalysene er utført av NIVA. En samlet vurdering av resultatene er foretatt av medarbeidere fra NIVA og LFI i fellesskap.

Arbeidet er finansiert av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane og Sogn og Fjordane Energiverk. Vi takker for oppdraget og for samarbeidet under veis.

Bergen, september 1998

Vilhelm Bjercknes

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Innledning	7
3. Materiale og metoder	9
3.1 Beskrivelse av vassdraget	9
3.2 Vanntemperatur	9
3.3 Vannkjemi	9
3.4 Fiskeundersøkelser	11
3.4.1 Gytefisk	11
3.4.2 Utsettinger av sjøaure	11
3.4.3 Tettheter og alder av ungfisk	12
3.4.4 Gjelleundersøkelser	13
3.5 Bunndyrundersøkelser	15
4. Resultater	17
4.1 Vanntemperatur	17
4.2 Vannkjemi	17
4.3 Fisketettheter og bestandsforhold	20
4.3.1 Fangststatistikk	20
4.3.2 Ungfisktettheter og tilvekst	20
4.3.3 Tilvekst i sjøen	24
4.3.4 Fisketettheter våren 1998	25
4.3.5 Variasjoner i fisketetthet mellom ulike år	28
4.3.6 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi	29
4.3.7 Bunndyr	30
5. Diskusjon og konklusjoner	32
5.1 Mulige årsaker til nedgang i fiskebestanden	32
5.2 Tiltak	33
6. Litteratur	35
Vedlegg A. Rådata på bunndyr og vannkvalitet	37
Vedlegg B. Vanntemperaturer før og etter regulering	38
Vedlegg C. Rådata vannkjemi	42

1. Sammendrag

Vetlefjordvassdraget ligger i Balestrand kommune på nordsiden av Sognefjorden, og renner ut i Vetlefjorden, en sidearm til Fjærlandsfjorden. Vassdraget har et naturlig nedbørfelt på 72.75 km², og har sitt utspring fra Jostefonn og noen mindre breer vest for Fjærlandsfjorden. Vassdraget ble regulert i 1988-89. Litt over 30% av eget nedbørfelt og ca. 15% av feltet til nabovassdraget, Jordalselva er samlet i et ca. 800 m høyt fall til Mel Kraftverk. Avløpet fra kraftverket går ut i vassdraget nedenfor Melsfossen. Elva er forbygd over store strekninger. Deler av nedbørfeltet er påvirket av sur nedbør.

Vetlefjordelva har en naturlig anadrom strekning på 5 km opp til Melsfossen. I 1996 ble det bygget en rekke terskler i den regulerte delen av vassdraget, og anlagt fisketrapp i Melsfossen. Trappen åpner en ny strekning på ca. 2 km for anadrom fisk.

Det er ikke registrert laksunger i Vetlefjordelva i den siste 10-årsperioden, og det er observert en tilbakegang av sjøaurebestanden. Årlige registreringer i perioden 1988-94 viste at ungfiskbestanden av sjøaure tok seg opp til samme nivå som før reguleringen, etter en nedgang i bestanden på grunn av slamføring under anleggsarbeidet.

Reguleringen medfører en reduksjon i sommertemperaturen i elven nedenfor kraftverksutløpet på 4-6°C sammenliknet med uregulert elv. Gjennomsnittlig sommertemperatur etter regulering er 3.5°C.

Det er satt ut ensomrig settefisk fra eget klekkeri i vassdraget hvert år siden 1989. Antallet har variert fra ca. 5000 til 20000 fisk, og er i hovedsak satt ut ovenfor Melsfossen.

I 1997-98 er det gjennomført nye undersøkelser i vassdraget med sikte på avklaring av årsaker til nedgang i bestanden. Målet med undersøkelsene var å gi en vurdering av tetthet og produksjon av ungfisk i elva i forhold til regulering, biotopforbedrende tiltak (terskler, fisketrapp), kultivering og forsuring.

Det er utført vannkjemiske analyser for å vurdere forsuringssituasjonen i vassdraget. Videre er det foretatt tetthetsstudier av ungfisk og vekststudier av ungfisk og gytefisk. Aluminiumsavsetning på gjeller og studier av histologiske gjelleforandringer er gjennomført for vurdering av mulige skader som følge av vannkvaliteten. Videre er det utført bunndyrundersøkelser for å fastsette forsuringssindeks for vassdraget.

Vannkvaliteten i vassdraget er moderat sur, med pH-verdier omkring 6.0, ANC-verdier (syrenøytraliserende kapasitet) mellom 5 og 20 $\mu\text{ekv/L}$ og labilt aluminium mellom 5 og 20 $\mu\text{g/L}$.

Tettheten av tosomrig og eldre fisk i den regulerte delen av vassdraget i 1997-98 var omkring 10/100 m². Dette tilsvarer 30% av gjennomsnittet for perioden 1988-94. For ensomrig fisk ble det også registrert svært lave tettheter. Tetthetene av fisk i terskelbassengene var på samme nivå som på elvestasjonene. Fisketetthetene ovenfor Melsfossen var på samme nivå som i 1993-94. Det ble registrert moderate histologiske forandringer på gjellene hos sjøauren og moderate avsetninger av aluminium.

Undersøkelser av kvalitative bunndyrprøver ga tallverdi 1 for Forsuringssindeks₁ og Forsuringssindeks₂ (dvs. ikke forsuringspåvirket).

Terskelbyggingen som er foretatt i vassdraget vil motvirke de negative effektene av fluktuerende vannføring, og gi flere gode oppholdssteder for fisk. Fisketrappen i Melsfossen åpner elvestrekninger med gunstigere sommertemperaturer, men med risiko for uttørking om vinteren. Dette kan trolig

utbedres med terskelbygging. Det er for tidlig å vurdere i hvilken grad de allerede iverksatte tiltakene vil være tilstrekkelige til å rette opp fiskebestanden i vassdraget.

Resultatene av vannkjemiske analyser, gjelleundersøkelser eller bunndyrundersøkelser tyder ikke på at forsuring er et alvorlig problem i vassdraget, og kalking utelukkes derfor som et nødvendig fiskefremmende tiltak.

Sterkt redusert sommertemperatur etter regulering anses for å være et hovedproblem for sjøauren, og har trolig bidratt til en gradvis utarming av fiskebestanden. Dette avspeiles av de lave fisketetthetene, men det gjenstår ennå å se om gytebestanden er tilsvarende svekket.

Systematiske gytefisktellinger om høsten tilrås for å vurdere det naturlige reproduksjonspotensialet, og om uttak av stamfisk til kunstig yngelproduksjon er forsvarlig. Dersom det skal satses på økt yngelproduksjon for utsetting, foreslås produksjon og utsetting av ettårig fremfor ensomrig yngel, for å unngå forventet høy dødelighet første vinter etter utsetting.

2. Innledning

I flere vassdrag på Vestlandet er det i de senere år observert en tilbakegang i lakse- og sjøaurebestandene. Det er usikkert i hvilken grad forsurening er årsak til denne tilbakegangen, men det er slått fast at vannkjemien er kritisk for anadrom fisk i en rekke vassdrag. Reguleringsinngrep bidrar i mange tilfelle indirekte til å modifisere effektene av sur nedbør, bl.a. gjennom overføring, magasinering og kunstig utslipp av vann fra ulike delfelt og med ulike kjemiske egenskaper. I tillegg kommer de direkte effekter av regulering i form av endret vannføring, vannføringsrytme og vanntemperatur. Dette kompliserer årsak-virkningsvurderinger i regulerte vassdrag med større eller mindre påvirkning av sur nedbør.

Når en vurderer forsurening av vassdrag som årsak til reproduksjonssvikt hos laksefisk, er det også viktig å påpeke at mengden sterke syrer (primært svovelsyre) i nedbøren har avtatt med 40-60% over hele landet i perioden 1980 til 1996 (Tørseth & Manø 1997). Dette har også bidratt til forbedring av vannkvaliteten i elver og innsjøer. I NIVA's 1500 sjøers undersøkelse inngikk 94 innsjøer på Vestlandet (Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane). I perioden 1985 til 1996 har det i disse innsjøene vært en gjennomsnittlig nedgang i sulfatkonsentrasjonen på 25%. Samtidig har det funnet sted en signifikant økning i pH og i vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og en signifikant nedgang i konsentrasjonen av giftig aluminium, LAI (Skjelkvåle *et al.* 1997). Denne markerte tendensen sees i alle elver og feltforskningsområder som inngår i NIVA's overvåkingsprogram. Forbedringen i vannkvalitet er imidlertid ikke kommet så langt enda at alle livsstadier er beskyttet. Når en derfor snakker om forsurening på Vestlandet på 1990-tallet, betyr dette ikke at vassdragene er blitt surere i denne perioden, sammenliknet med situasjonen på 70- og 80-tallet, men at flere vassdrag fortsatt er så sure at dette kan være en viktig årsak til svake bestander av laks og aure.

Nedbørfeltet grenser opp til Eldalen i Gaularfeltet, som er moderat til betydelig forsuret (SFT 1996). Nystølsvatnet, som inngår i SFT's 100-sjøers undersøkelse, er moderat forsuret, og har i de siste årene hatt en forsureningsindeks m.h.t. evertebrater mellom 0 og 0.5 (se også kap. 3.4 nedenfor). Deler av nedbørfeltet til Vetlefjordelva grenser opp til Eldalen, og antas også å være påvirket av sur nedbør. Vassdraget er sterkt regulert. Fiskefangstene i vassdraget har de senere år vesentlig bestått av sjøaure, og det er ikke påvist laksunger ved undersøkelser med elfiske de siste 10 årene. Det drives årlige utsettinger av ensomrig sjøaure fra lokalt klekkeri.

Det er foretatt biologiske og vannkjemiske undersøkelser i Vetlefjordelva før og etter at vassdraget ble regulert i 1988-89 (Nilsen 1982; Bjerknes *et al.* 1988; Bjerknes 1989; Hessen *et al.* 1989; Bjerknes & Bækken 1990; Bjerknes & Bækken 1991; Hobæk & Bækken 1993; Bjerknes & Bækken 1994). Undersøkelsene fra 1988 og framover hadde til hensikt å følge utviklingen i rekrutteringen av sjøaure og bunnsfauna etter kraftig tilslamming under og etter anleggsarbeidet ved reguleringen av vassdraget i 1988-89. Etter en markert reduksjon i tetthetene av ungfisk i 1989, tok bestanden seg gradvis opp fram til 1994 (Bjerknes & Bækken 1994). Det er også foretatt en vurdering av temperaturforhold og effekter på fiskeproduksjon i Vetlefjordelva etter regulering (Bjerknes 1995).

Vurderingene i denne rapporten baserer seg på vannkjemiske analyser, tetthets- og aldersbestemmelser av ungfisk, histologiske og kjemiske gjelleundersøkelser av fisk, samt kvalitativ prøvetaking av bunndyr. Feltarbeidet ble foretatt høsten 1997 og våren 1998.

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har formulert målene med undersøkelsen, som er å gi en vurdering av tetthet og produksjon av ungfisk i elva i forhold til regulering, biotopforbedrende tiltak (terskler, fisketrapp), kultivering og forsurening. I tillegg skal det gis alders- og vekstanalyser av voksen fisk.

Rapporten skal vurdere konkrete tiltak for potensielt å styrke fiskestammen i vassdraget (f.eks. kalking og utsetting av fisk).

3. Materiale og metoder

3.1 Beskrivelse av vassdraget

Vetle fjordvassdraget (078.5Z; Figur 1) ligger på nordsiden av Sognefjorden i Balestrand kommune, og renner ut i Vetlefjorden, en sidegren til Fjærlandsfjorden. Vassdraget har sitt utspring fra Jostefonn og noen mindre breer vest for Fjærlandsfjorden. I øst grenser nedbørfeltet opp til Jordalselva og i vest til Gaularvassdraget. Vetlefjordelva har et naturlig nedbørfelt på 72.75 km², og er regulert ved at litt over 30% av eget nedbørfelt og ca. 15% av Jordalselvas nedbørfelt og er samlet i et ca. 800 m høyt fall til Mel kraftverk, med avløp til vassdraget nedenfor Melsfossen. Elva er forbygd over store strekninger.

Vetlefjordelva har en naturlig lakseførende strekning på 5 km opp til Melsfossen. I tillegg gyter sjøauren i noen av sidebekkene, hvor de viktigste er Rabbagrovi og Vatnaskredgrovi som renner inn i Vetlefjordelva fra vestsiden. I 1996 ble det bygget en rekke terskler i vassdraget og anlagt fisketrapp i Melsfossen. Trappen åpner en ny strekning på ca. 2 km for sjøaure.

3.2 Vanntemperatur

Temperaturregimet i Vetlefjordelva har endret seg kraftig etter reguleringen av vassdraget (Pytte Asvall 1995; Bjerknes 1995). Driftsvannet til Mel kraftverk føres i tunnel direkte fra Svartevassmagasinet (876 m o.h.), Grøndalsvatnet (1042 m o. h.) og Jorddalsvatnet (882 m o.h.). Fra kraftverket går vannet videre ut i Vetlefjordelva nedenfor Melsfossen, dvs. øverst i naturlig laks- og sjøaureførende strekning. Vannet har lav temperatur, og gir en merkbar reduksjon i vanntemperaturen nedenfor tunnelutløpet om sommeren, selv ved små driftsvannføringer, sammenliknet med situasjonen før regulering. Temperaturreduksjonen er størst i juli og august, og har vært på 4-6°C. Vanntemperaturer på over 6°C forekommer bare når kraftstasjonen er ute av drift.

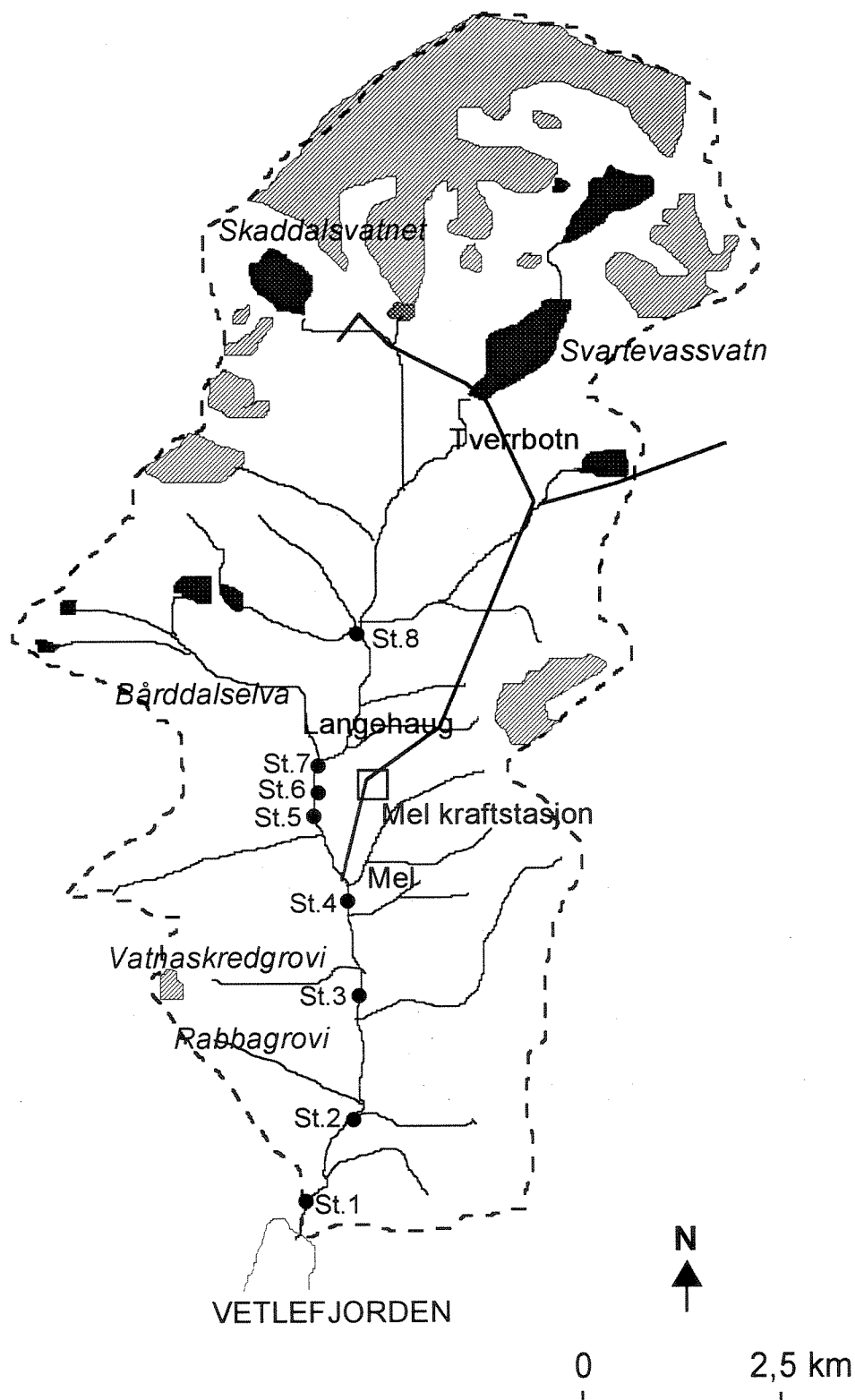
Oppstrøms utløpet fra kraftstasjonen har reguleringen medført en svak økning av sommertemperaturen (0.5-1.0°C) sammenliknet med uregulert elv.

I milde vintre virker reguleringen først og fremst stabiliserende på vanntemperaturen nedstrøms kraftverkstunnelen. I kalde vintre kan vanntemperaturen oppstrøms utløpet synke ned mot frysepunktet. I slike situasjoner vil vannet nedenfor tunnelutløpet ha en høyere temperatur enn ovenfor.

Temperaturmålinger foretatt ved Langeteig (nedstrøms kraftverksutløpet) før reguleringen (1982-88) viste store variasjoner fra år til år, og tildels store døgnvariasjoner. Sommerens maksimumstemperaturer lå stort sett mellom 8°C og 10°C, mens vintertemperaturene lå mellom 1°C og 2°C. Temperaturkurver før og etter regulering er vist i Vedlegg B.

3.3 Vannkjemi

Vannprøver ble tatt på seks stasjoner i Vetle fjordvassdraget på lav naturlig vannføring og normal kraftverksdrift 19. november 1997, på to stasjoner ved høy naturlig vannføring 30. mars 1998 og på en stasjon uten kraftverksdrift 25. mai 1998 (Tabell 1).



Figur 1. Kartskisse over vassdraget med naturlig nedbørfelt. Vannveiene for reguleringen er skissert og elfiskestasjoner i naturlig elv (St. 1-8) er avmerket. Av 7 avfiskete terskelbasseng ligger 5 mellom Stasjon 1 og 4, ett nedstr. St. 1 og ett oppstr Stasjon 4 (Se Tabell 4). Bunndyrprøver er tatt på Stasjon 1, 4 og 5.

Tabell 1. Vannprøver.

Lokalitet	UTM	Dato
Vetlefjordelva, St. 1	696 990	19.11.97 og 25.05.98
Vetlefjordelva, St. 4	695 028	19.11.97
Avløp Mel kraftverk	695 029	19.11.97
Vetlefjordelva oppstr.		
Mel kraftverk	694 030	19.11.97 og 30.03.98
Rabbagrovi	695 997	19.11.97
Vatnaskredgrovi	697 013	19.11.97
Bårddalselvi	687 048	19.11.97 og 30.03.98

Vannprøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium etter standard prosedyrer og metoder. Det ble analysert på følgende parametre: pH, ledningsevne, alkalitet, kalsium, Cl, SO₄, NO₃-N, tot-N, Mg, Na, K, og TOC, reaktivt aluminium (RAI) og ikke-labil aluminium (ILAI). Labilt aluminium (LAI) er beregnet som differansen mellom RAI og ILAI. På grunnlag av analysene er det gjort beregninger av syrenøytraliserende kapasitet (ANC). ANC er definert som differansen mellom summen av basekationer og summen av sterke syrers anioner, og gir et mål på vannkvalitetens evne til å nøytralisere syre. Høye ANC-verdier uttrykker god vannkvalitet, mens lave og negative verdier uttrykker forsuret og dårlig vannkvalitet.

3.4 Fiskeundersøkelser

3.4.1 Gytefisk

Innrapporterte fangster av laks og sjøaure i den offisielle fangststatistikken er brukt som et supplement til å vurdere bestandsutviklingen i vassdraget. Det er foretatt aldersbestemmelse ut fra skjellprøver av et materiale på 63 oppgangsfisk av sjøaure fanget i årene 1994, -96 og -97. 4-6 antatt brukbare skjell ble lagt mellom to objektglass og forstørret ved hjelp av avlesningsskjerm for tilbakeberegning av vekst. En god del av skjellene hadde mye slim som vanskeliggjorde aldersbestemmelsen. Sterkt avvikende tall i tilbakeberegningen er ikke tatt med i gjennomsnittsveksten.

3.4.2 Utsettinger av sjøaure

Fra og med 1998 er det satt ut sommergammel sjøaure i Vetlefjordelva hver høst, basert på fangst av stedefgen stamfisk og klekking og startforing i lokalt klekkeri. I 1990, -91 og -93 ble en del av utsettingsmaterialet merket ved fettfinne-klipping. Tabell 2 gir en oversikt over utsettingene.

Tabell 2. Utsetting av en-somrig sjøaure i Vetlefjordelva (Sigmund Feten, pers. komm.).

Årstall	Antall finneklippet	Totalt utsatt
1989		9000
1990	2620	4900
1991	2754	10300
1992		5000
1993	2100	13950
1994		6000
1995		16000
1996		20000
1997		5500

I 1994, -95 og -96 ble all fisk satt ut ovenfor Melsfossen. I 1997 ble ca. 2500 fisk satt ut mellom Feten og Meland, dvs. i området omkr. Stasjon 2 (Se kap 3.3.3), og ca. 3000 fisk ble satt ut ovenfor Juskafoss, dvs. ovenfor anadrom strekning. I denne undersøkelsen er utsatt ensomrig fisk identifisert på grunnlag av finneslitasje som skriver seg fra oppdrett-situasjonen.

3.4.3 Tettheter og alder av ungfisk

Tetthetsundersøkelser ble foretatt høsten 1997 og våren 1998. I denne undersøkelsen har vi valgt å dele vassdraget inn i 3 delområder:

- Naturlig anadrom strekning mellom Sognefjorden og Melsfossen, 5 km; 4 stasjoner (Stasjon 1-4)
- Forlenget anadrom strekning mellom fisketrappen i Melsfossen og Langehaug, 2 km; 3 stasjoner (Stasjon 5-7)
- Ikke-anadrom strekning mellom Langehaug og Tverrbotn, 4 km; 1 stasjon (Stasjon 8)

Stasjonsplasseringen framgår av Figur 1. I tillegg ble det våren 1998 elfisket i 7 terskelbasseng på naturlig anadrom strekning. Oversikt over prøvetakingsprogrammet er gitt i Tabell 3 og 4 og i teksten på neste side.

Tabell 3. Biologiske prøver fra Vetlefjorelva 19. og 20. november 1997.

Stasjon	Lokalitet	UTM	Fisketetth et	Gjelleprøv er	Bunndyr
St. 1	Nedstr. RV 5	696 990	x	5	x
St. 2	Feten	696 996	x		
St. 3	Renndalen	697 007	x		
St. 4	Mel	695 028	x	5	x
St. 5	Oppstr. Mel	694 034	x		
St. 6	Rinden	693 036	x	5	x
St. 7	Kraftstasjon	691 040	x		
St. 8	Oppstr. Langehaug	694 058	x		

Høsten 1997 ble det elfisket på de samme stasjonene (Stasjon 1-7) som ble benyttet av Bjerknes & Bækken (1994). I tillegg ble det lagt inn en ny fiskestasjon oppstrøms anadrom strekning (Stasjon 8). Våren 1998 ble det elfisket på Stasjon 1-3, samt i diverse terskelbasseng. Tersklene i anadrom strekning er nummerert nedenfra fra 1 til 18. Tabell 4 angir hvilke terskelbasseng som ble undersøkt med elektrisk fiskeapparat.

Tabell 4. Terskelbasseng som ble avfisket i mai 1998.

Basseng nr.	2	3	6	9	11	12	Mel*
UTM	695992	696995	702003	701009	697015	697016	694031

*Terskelbassenget ligger mellom utløpet fra Mel kraftverk og Melsfossen.

Tetthetene av ungfisk ble bestemt ved bruk av elektrisk fiskeapparat etter standard metode beskrevet av Bohlin *et al.* (1989). De fleste stasjonene hadde et areal på omkr. 100 m² og ble overfisket tre ganger. Terskelbassengene ble definert som området fra terskelfoten til de første strømhvirvlene på brekket nedstrøms terskelfoten. I hvert basseng ble det fisket på den grunneste siden ut til ca. 30-40 cm dyp. Avfisket areal i terskelbassengene varierte fra 38 til 60 m².

Innsamlet fisk ble artsbestemt og lengdemålt, og deretter sluppet tilbake i elva. Et utvalg av fisken ble tatt med for aldersbestemmelse ved avlesing av skjell og/eller otolitter. Hovedsakelig ble tosomrig og eldre fisk aldersbestemt, mens lengdefordelingen ble brukt til å bestemme tilveksten for ensomrig fisk. Ved beregning av fisketettheter på stasjonene ble lengdefordelingen og det aldersbestemte materiale brukt til å skille mellom tettheter av ensomrig fisk (årsyngel) og tettheter av fisk i aldersgruppen tosomrige og eldre.

3.4.4 Gjelleundersøkelser

I november 1997 ble det tatt gjelleprøver både for histologisk undersøkelse ved Norges Veterinærhøgskole, og for kvantitativ bestemmelse av aluminium ved Laboratorium for Analytisk kjemi (LAK) ved Norges Landbrukshøgskole. Det ble tatt prøver av 5 fisk fra Stasjon 1 (nedre del av anadrom strekning), 5 fisk fra Stasjon 4 (øvre del av anadrom strekning, i blandsone mellom kraftverksvann og restvannføring) og 5 fisk fra nyåpnet anadrom strekning oppstrøms Melsfossen (Stasjon 6). 25. mai 1998 ble det bare tatt gjelleprøver for kvantitativ aluminiumsbestemmelse. Det ble tatt prøver av 4 parr fra Stasjon 1 og av tilsammen 6 smolt fra ulike stasjoner nedenfor Mel.

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

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

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

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

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

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

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

- *Kloridcellehyperplasi* vil si en økning i antall celler av denne typen.

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

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

I tillegg fantes en del andre forandringer som ble notert:

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

De fleste typer av forandringer som er omtalt over, er gradert semikvantitativt ut fra kriterier som er satt opp i **Tabell 5**. Kriteriene er satt opp ut fra den variasjonsbredden av histologiske endringer som ut fra erfaring kan finnes i gjeller fra vill laks og aure, herunder fisk eksponert for metaller i surt vann.

Tabell 5. Kriterier for gradering av histologiske forandringer i gjeller hos laks og aure. Dersom forandringer med sparsom forekomst forekommer så sjelden at det må letes grundig for å finne dem, er de karakteriserte som særdeles sparsomme og markerte med (1).

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

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

3.5 Bunndyrundersøkelser

Det ble samlet inn roteprøver (sparkemetoden; Frost *et al.* 1971) for bunndyranalyser fra tre stasjoner (Stasjon 1, 4 og 5, se Figur 1) i Vetlefjordelva høsten 1997. Hensikten var å få en oversikt over hvilke bunndyr som finnes i elva og å vurdere forsureingssituasjonen basert på faunaen (Fjellheim & Raddum 1990; Kroglund *et al.* 1994). Prøvene ble tatt med hov, maskevidde 250µm, og konserverert på etanol og senere sortert og bestemt under lupe.

FORSURINGSINDEKSENE

Alt dyreliv i ferskvann stiller krav til vannkvaliteten, dvs. forekomsten av ulike ioner. Hver enkelt art har minimums- og maksimumsverdier for hva de kan tåle av konsentrasjoner dvs. artenes tålegrenser. Innenfor tålegrensene er det et optimum hvor organismene trives best.

Det er en rekke faktorer og ofte samspillet mellom disse som bestemmer om en art kan leve og trives i en ferskvannlokalitet. Alle faktorene kan påføre organismene ulik grad av stress, noe som kan gi seg utslag i varierende tålegrenser. Eksempel på dette er dødelighet på fisk ved gjentakelse av subletale episoder med surt vann. En skal og påpeke at når en faktor er nær eller lik en organismes tålegrense, blir faktoren "overordnet" andre faktorer vedrørende artens eksistens. I forbindelse med forsuring og kalking, er det først og fremst invertebratenes tålegrenser med hensyn på konsentrasjonen av H⁺ (pH), kalsium, aluminium og humus som er aktuelle, dvs. ved hvilke konsentrasjoner er stoffene enkeltvis eller i kombinasjon dødelige for ulike arter.

Under suboptimale forhold finner en ofte skader knyttet til reproduksjonsrater, levetid, vekst og endring av konkurranseforhold. Mengdeforholdet mellom samme arter, henholdsvis under optimale forhold og nær tålegrensene for en eller flere arter, vil være forskjellige. Eksempelvis kan forekomsten av følsomme døgnfluer i rennende vann sammenlignes med forekomsten av tolerante steinfluer. I lite forsuret vann (pH > 6) er det nesten alltid en overvekt av døgnfluer i forhold til steinfluer. Ved økende forsuring øker stresset på døgnfluene og tettheten av individ synker raskt. Ved pH 5.5 er som regel alle de følsomme døgnfluene borte, mens de tolerante steinfluene fortsatt forekommer i stort antall (Raddum og Fjellheim 1984). Forholdstallet mellom følsomme døgnfluer og tolerante steinfluer kan derfor benyttes som indikator på starten av en forsuring i rennende vann.

Forsuringsindeks 1

Sammensettingen av følsomme og tolerante invertebrater kan brukes til å indikere forsuringen av en lokalitet (Fjellheim og Raddum 1990). Metoden gir store utslag ved endringer i vannkvalitet, men den gir ingen opplysninger om subletale effekter. Forsuringsindeks 1 kan være mellom 0 (sterkt forsuret) og 1 (lite forsuret). Ved bruk av modellen deles invertebratene inn i 4 kategorier med hensyn på toleranse til surt vann. Dersom det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5.5 i lokaliteten, gis denne en forsuringsindeks 1. I lokaliteter hvor ingen av disse artene er tilstede, men hvor det finnes en eller flere arter som tåler pH ned til 5.0, får lokaliteten indeks 0.5 (moderat forsuringsskade). Tilsvarende vil en lokalitet som inneholder arter som tåler pH ned til 4.7, men mangler de andre følsomme formene, oppnå indeks 0.25 (tydelig forsuringsskade). Dersom det bare finnes arter med høy toleranse for surt vann, dvs. arter som tåler pH < 4.7, gis lokaliteten indeks 0.

I sterkt forsurete vassdrag varierer indeksen lite. Vassdrag som er mindre forsuret, eksempelvis på Vestlandet, har derimot ofte en vannkvalitet nær tålegrensene til mange arter. Her kan det være tydelige variasjoner i faunaen fra år til år avhengig av mengden surt nedfall. Vanligvis er indeksen lavere om våren enn om høsten (Raddum og Fjellheim 1995). Store forskjeller mellom vår og høst indikerer følsomme og ustabile systemer. Erfaring viser dessuten at ved indeks 0.5 har laksen problemer med å overleve, og er ofte utdødd.

Forsuringsindeks 2

Denne indeksen er en videreutvikling av indeks 1. Som nevnt foran, tar ikke indeks 1 hensyn til subletale skader på invertebratfaunaen. Imidlertid kan forholdet mellom de mest følsomme døgnfluene, *Baetis rhodani*, (D), og de mest tolerante steinfluene, (S), i rennende vann utnyttes for å avdekke begynnende skader innen nivået 1 (forsuringsindeks 1). I lokaliteter med god vannkvalitet er forholdstallet D/S nesten alltid > 1 (Raddum og Fjellheim 1984). I pH-området fra 6.0 til 5.5 synker forholdstallet raskt mot 0. Forsuringsindeks 2 tar hensyn til dette forholdet når indeks 1 er > 0.5 . Indeks 2 brukes bare når den mest følsomme døgnfluen *B. rhodani* er til stede som eneste art av de mest følsomme og skrives da som: Indeks 2 = $0,5 + D/S$. (Det er bare aktuelt å bruke denne indeksen for rennende vann). Dersom summen er > 1 , settes verdien til 1, mens en ved lavere verdier oppgir tallverdien. Er det flere meget følsomme arter til stede settes indeksen til 1 uavhengig av forholdstallet.

4. Resultater

4.1 Vanntemperatur

Det er ikke foretatt spesielle undersøkelser av vanntemperaturen i Vetlefjordelva i forbindelse med denne undersøkelsen, men det refereres til hovedkonklusjoner fra Pytte Asvall (1995) og Bjerknes (1995), og til kap. 3.2 i denne rapporten, der temperaturoendringene etter regulering er beskrevet. Sommertemperaturene på naturlig lakseførende strekning er redusert med 4-6°C til et gjennomsnitt på 3.5°C (Pytte Asvall 1995). Det henvises til Vedlegg B, som viser temperaturkurver for vassdraget før og etter regulering.

4.2 Vannkjemi

En del analyseresultater fra vannprøver tatt i ulike deler av vassdraget 19.-20. november 1997 er vist i Tabell 6. Vedlegg C gir en fullstendig oversikt over vannprøver og analyseresultater.

Tabell 6. Vannkjemi i Vetlefjordelva 19.-20. november 1997.

Stasjon	pH	Kond. mS/m	Alk µekv/L	TOC mg/L	RAI µg/L	ILAI µg/L	LAI µg/L	Ca mg/L
Munning	6.01	1.03	11	0.40	5	6	0	0.72
Nedstr. utløp kraftverk	5.82	0.81	2	<0.20	7	<5	<5	0.45
Utløp kraftverk	5.83	0.78	5	0.28	7	<5	<5	0.39
Oppstr. utløp kraftverk	6.20	1.50	21	0.69	12	13	<5	1.13
Rabba- grovi	6.46	3.05	70	0.59	15	7	8	3.11
Vatna- skredgrovi	6.24	1.75	37	0.62	22	14	8	1.14
Bårdalselv	5.89	1.01	9	0.80	21	15	6	0.56

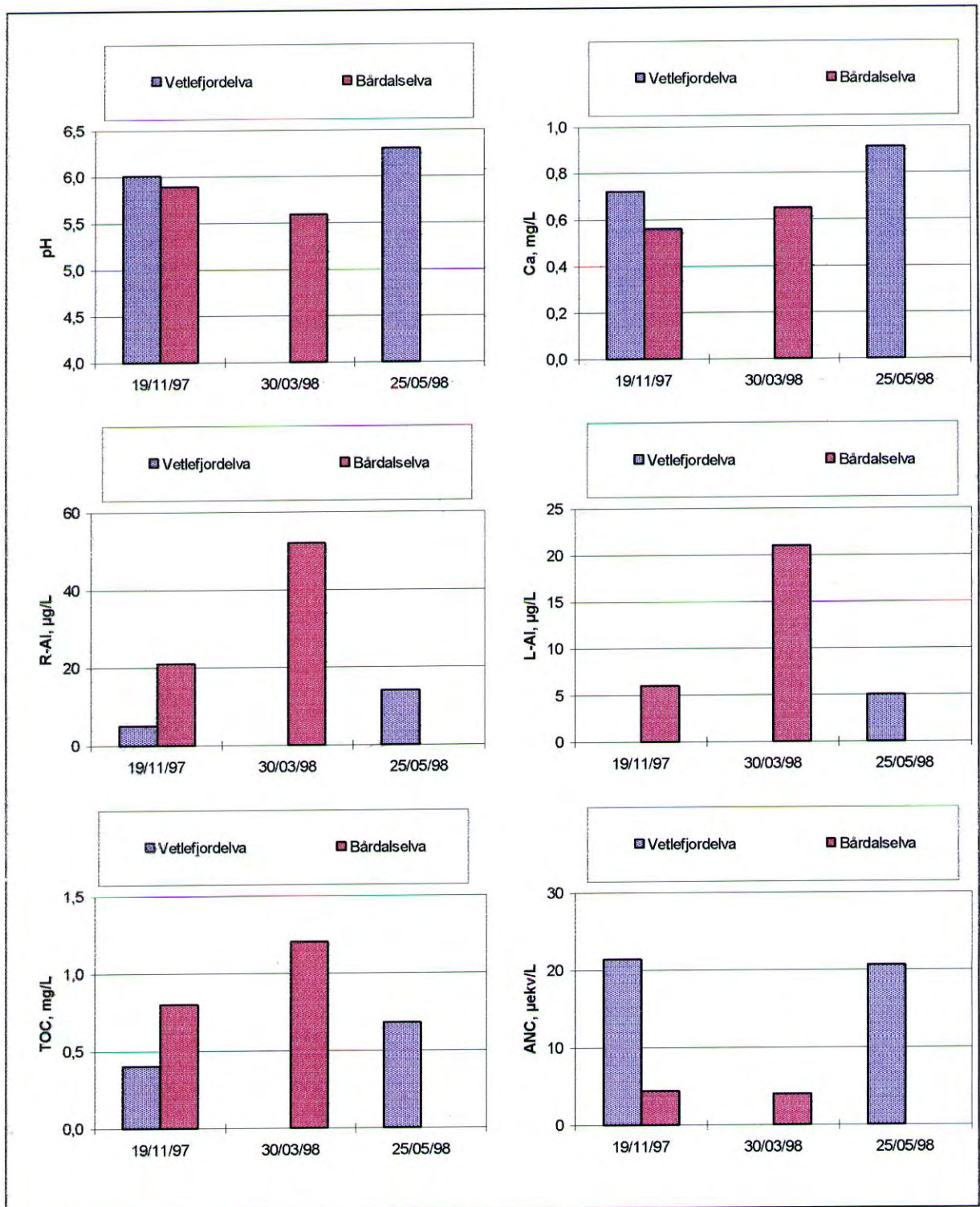
Prøvene ble tatt mens Mel kraftverk var i full drift. Analyseresultatene viser at de høyereliggende delene av feltet, dvs. avløpsvannet fra Mel kraftverk og den uregulerte Bårdalselva bidrar med svakt surt og særdeles ionefattig og kalsiumfattig vann med lav alkalitet. Analysene av prøven fra Vetlefjordelva nedstrøms kraftverksutløpet tyder på dominans av kraftverksvann, dvs. ufullstendig blanding av kraftverksvann og vann fra restfeltet.

Vetlefjordelva har en vannkvalitet som er typisk for næringsfattige vestlandsvassdrag, med pH omkring 6.0, og med Ca og TOC < 1.0 mg/L. Noe bedre vannkvalitet i de mindre sideelvene Rabbagrovi og Vatnaskredgrovi skyldes dels påvirkning fra grunnvann og dyrket mark. I tillegg er Rabbagrovi kalket med kalksteinsgrus (Sigmund Feten pers. komm.), noe den høye Ca-konsentrasjonen (3.11 mg/L) gjenspeiler.

Reaktivt aluminium (RAI) varierte fra 5 til 22 $\mu\text{g/L}$, noe som tyder på generelt lite aluminiumsmobilisering i vassdraget. Høyeste beregnede verdi av løbilt aluminium (differansen mellom RAI og ILAI) var 8 $\mu\text{g/L}$, og indikerer at vannkvaliteten er gunstig for laksefisk.

Figur 2 gir en sammenlikning av høst- og vårprøver fra Vetlefjordelva ved munningen og fra Bårdalselva. Mens høstprøvene ble tatt under normal kraftverksdrift, er vårprøven fra munningen tatt under revisjon av kraftverket, dvs. uten bidrag av kraftverksvann. Dette gir trolig en noe bedre vannkvalitet i nedre del av vassdraget om våren enn det som er tilfellet når kraftverket er i drift. Bårdalselva, som grenser opp mot feltet til Nystølsvatn i Gaularvassdraget, er relativt sur, og utgjør et vesentlig bidrag til vannføring og vannkvalitet i det uregulerte restfeltet. Vårprøven fra Bårdalselva er tatt under snøsmeltingsflom 30. mars, og viser RAI på 52, og LAI på 21 $\mu\text{g/L}$. ANC-verdiene i Bårdalselva er lave både høst og vår, mens ANC i munningen ligger >20 $\mu\text{ekv/L}$ ved begge prøvetakinger. Med kraftverket i drift må en anta at ANC ved munningen av Vetlefjordelva (Stasjon 1) ville ha vært <20 $\mu\text{g/L}$.

Resultatene bekrefter tidligere undersøkelser (se bl.a. Bjerknes & Bækken 1994; Hessen *et al.* 1989), og viser et næringsfattig, moderat surt vassdrag med moderat mobilisering av aluminium.

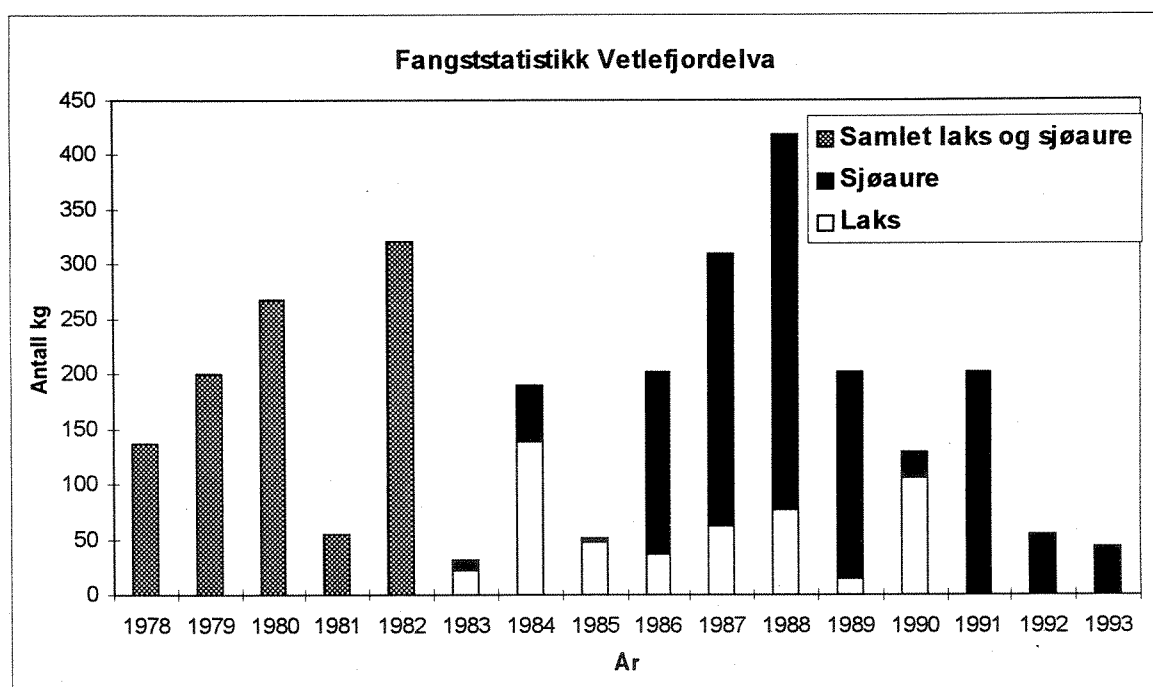


Figur 2. pH, kalsium, aluminium (reaktivt og labilt), ANC og TOC i Vetlefjordelva ved de to prøvetakingstidspunktene høsten 1997.

4.3 Fisketettheter og bestandsforhold

4.3.1 Fangststatistikk

I følge offisiell fangststatistikk ble det innrapportert fangster i 34 av årene i perioden 1910-82. Gjennomsnittlig fangst per år i denne perioden, da det ikke ble skilt mellom aure og laks, var 87.0 kg (SD = 77.7; N=34). Figur 3 viser fangststatistikken for perioden 1978-93. Fra og med 1983 er det skilt mellom aure og laks, og med unntak av 1983-85 og -90 er det blitt innrapportert mer sjøaure enn laks (Figur 3). Når en ser bort fra de relativt høye fangstene av laks i 1984 (138 kg) og 1990 (105 kg), så er de innrapporterte fangstene av laks lave med gjennomsnittlig årlig fangst på 62.6 kg (SD = 42.3). Gjennomsnittlig årlig fangst av sjøaure i perioden 1983-93 var 166.9 kg (SD = 122.4). Vetlefjordelva har vært fredet mot fiske siden 1994.



Figur 3. Årlig fangst av laks og aure i perioden 1978-93 i Vetlefjordelva.

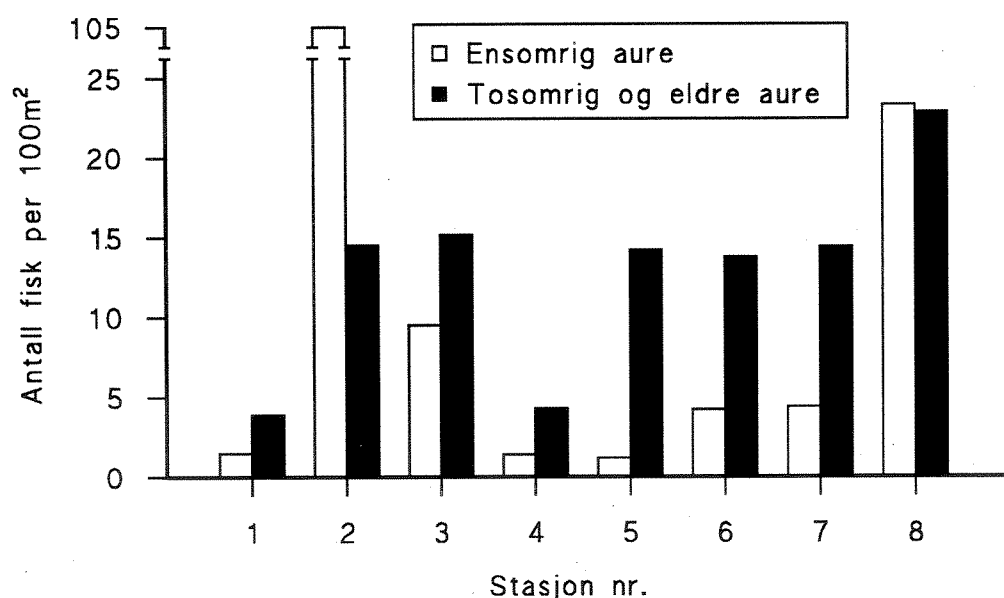
4.3.2 Ungfisktettheter og tilvekst

Elfisken 19. og 20. november 1997 foregikk under normal drift av Mel Kraftverk. Middelvannføringen nedstrøms Mel var 8 m³/s 19. november og 7.6 m³/s 20. november, mens middelvannføringen oppstrøms Mel var på henholdsvis 0.45 og 0.37 m³/s de to dagene. Vanntemperaturen i november var mellom 1 og 2°C, og i mai 4-7°C (solskinn, stans av kraftverket). Høy vannføring reduserer fangstene ved elfiske, selv om fiskestasjonene i Vetlefjordelva er valgt slik at vannføringen skal ha minst mulig effekt. Den negative effekten er størst på Stasjon 1, nederst i vassdraget (se Figur 1). Temperaturer under 4°C antas å redusere fangsteffektiviteten ved elfiske (Zalewski & Cowx 1990).

Det ble bare registrert aure ved el.fiske i Vetlefjordvassdraget høsten 1997 og våren 1998. Fravær av laks har vært gjennomgående i alle undersøkelser etter 1982 (Nilsen 1982). Dette stemmer ikke overens med fangststatistikken (se Figur 3.), som viser at det i samme periode er tatt laks i vassdraget, noe som antyder årlig gyting av laks. Det burde derfor normalt være ungfisk av laks på elva, med mindre all oppgang av laks er feilvandring eller oppdrettsfisk. Det er også mulig at stasjonsnettene ikke har fanget

opp viktige oppvekstområder for laksen selv om dette er lite sannsynlig. Tilsvarende utvikling, med oppgang av laks, men bortfall av laksunger, er konstatert i Ortnevikvassdraget (Åtland *et al.* 1998 a). Samlet viser ungfiskundersøkelsene i Vetlefjordelva at laksebestanden pr i dag er tapt eller tilstede som en svært marginal restbestand.

Alle fisketettheter er oppgitt som antall individ pr 100 m². Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure på stasjonene nedstrøms Mel kraftverk var 29.4/100 m² (SD=50.6), inkludert utsatt ensomrig settefisk. På stasjonene nedstrøms Mel kraftverk utgjorde settefisken 69.5% av all innsamlet ensomrig fisk. På denne strekningen ble settefisken utelukkende funnet på Stasjon 2. Dette samsvarer godt med fiskeutsettingene tidligere på høsten (se kap. 3.3.2). På de resterende stasjonene (1,3, og 4) var tettheten av ensomrig fisk lavere (jfr.Figur 4). På Stasjon 8 er all fisk utsatt.



Figur 4. Tetthet (antall fisk/100 m²) av ensomrig aure (hvit søyle) og tosomrig og eldre aure (svart søyle) på de 8 stasjonene i Vetlefjordelva 19.-20.11.1997. Stasjonene 1-4 ligger nedstrøms Mel kraftverk, mens stasjonene 5-8 ligger oppstrøms kraftverket, se Figur 1.

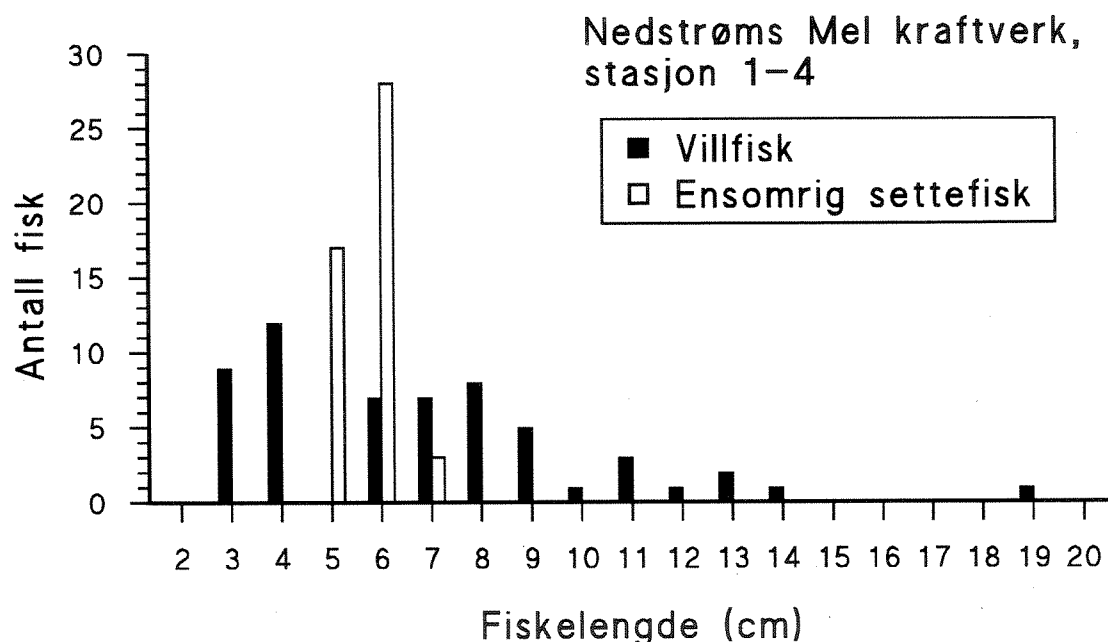
Gjennomsnittlig tetthet av tosomrig og eldre aure på stasjonene nedstrøms Mel kraftverk var 9.5 (STD=6.2). Variasjonen i tetthet mellom stasjonene var ikke så stor for eldre fisk som for ensomrig fisken (jfr. Figur 4).

Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure på stasjonene oppstrøms Mel kraftverk var 8.3/100 m² (STD=10.1). Denne tettheten inkluderer ensomrig utsatt settefisk. På stasjonene oppstrøms Mel kraftverk utgjorde utsatt fisk 60.5% av all innsamlet ensomrig fisk. På denne elvestrekningen ble utsatt settefisk utelukkende funnet på stasjon 8, på de resterende stasjonene (5, 6, og 7) ble det funnet lave tettheter av ensomrig fisk (jfr. Figur 4). Dette året ble det ikke satt ut fisk på den nyåpnede anadrome strekningen oppstrøms Melsfossen, og fangsten av 0+ aure kan stamme fra sjøaure som har passert fisketrappen i Melsfossen høsten 1996.

Gjennomsnittlig tetthet av tosomrig og eldre aure på stasjonene oppstrøms Mel kraftverk var 16.4/100 m² (STD= 4.4). På stasjonene 5-7 var det jevn tetthet med om lag 14 fisk/100 m². Dette er samme nivå

som ved undersøkelsene i 1993-94 (Bjerknes & Bækken 1994). Høyeste tetthet av tosomrig og eldre fisk ble funnet på stasjon 8 (jfr. Figur 4).

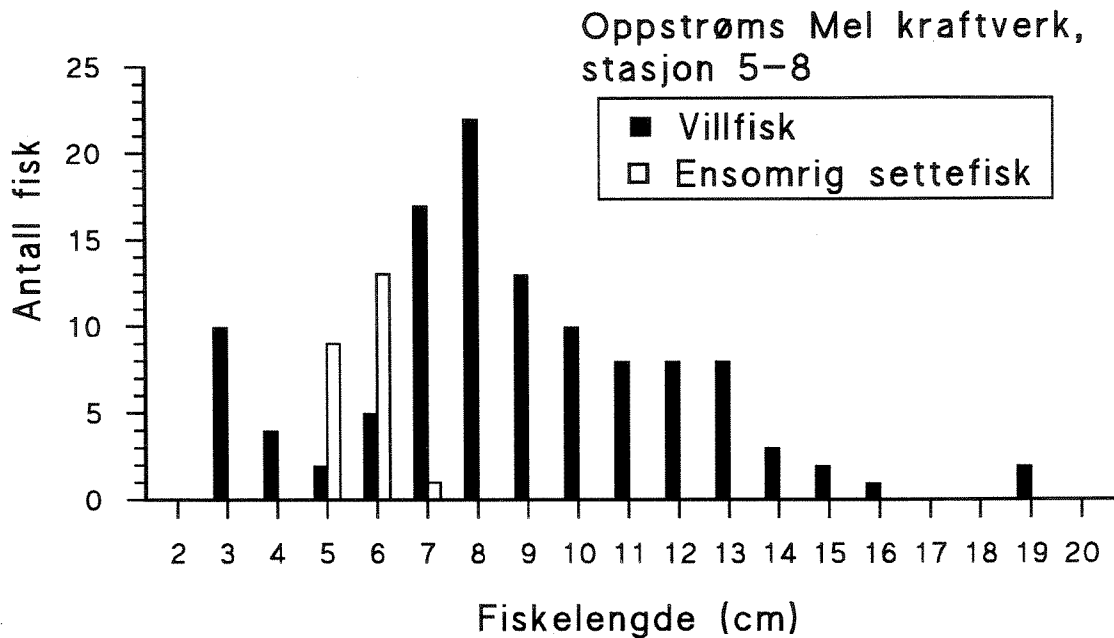
Figur 5 og 6 viser lengdefordelinger av aurefangster henholdsvis nedstrøms og oppstrøms Mel kraftverk. Utsatt ensomrig settefisk ligger i lengdeintervallet 5-7 cm, og overlapper lengdeintervallet for tosomrig villfisk.



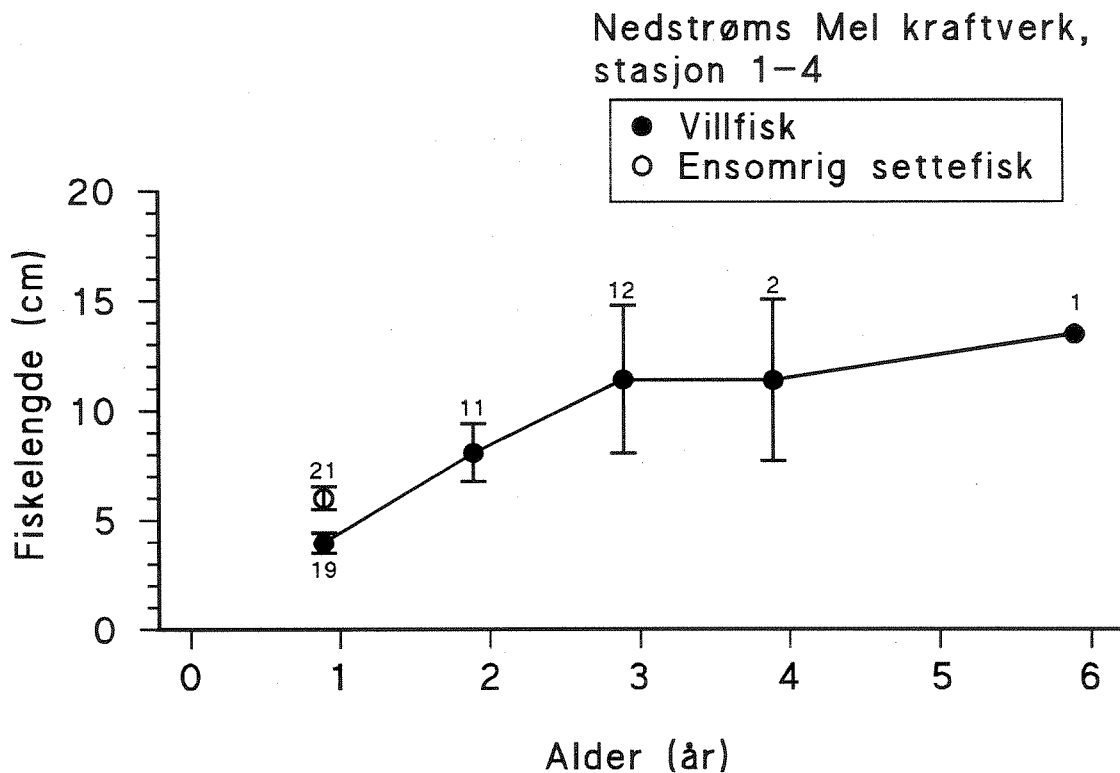
Figur 5. Lengdefordeling av aure tatt nedstrøms Mel kraftverk. Hvite søyler markerer lengden på ensomrig settefisk satt ut i 1997. Svarte søyler markerer villfisk, men en kan ikke utelukke at det i materialet er umerket settefisk som stammer fra utsettinger før 1997.

Aldersanalysene (Figur 7 og 8) tilsier at auren vokser til omlag 11-12 cm i løpet av tre år i elva. Dette tyder på at hovedandelen av ungfisken står i tre år eller mer i elva før den smoltifiserer og vandrer ut i sjøen. Av det innsamlete materialet var det imidlertid påfallende lite fisk eldre enn tre år, og vi kan derfor ikke gi noen eksakte tall for smoltalder eller vekstmønster etter tre år. Tilbakeberegning av skjell fra voksne fisk indikerer en smoltlengde på 15-16 cm (se figur 9, kap. 4.3.3). Lengdeintervallet for smolt fanget våren 1998 var 11.5 til 17.2 cm (se kap. 4.3.4 nedenfor).

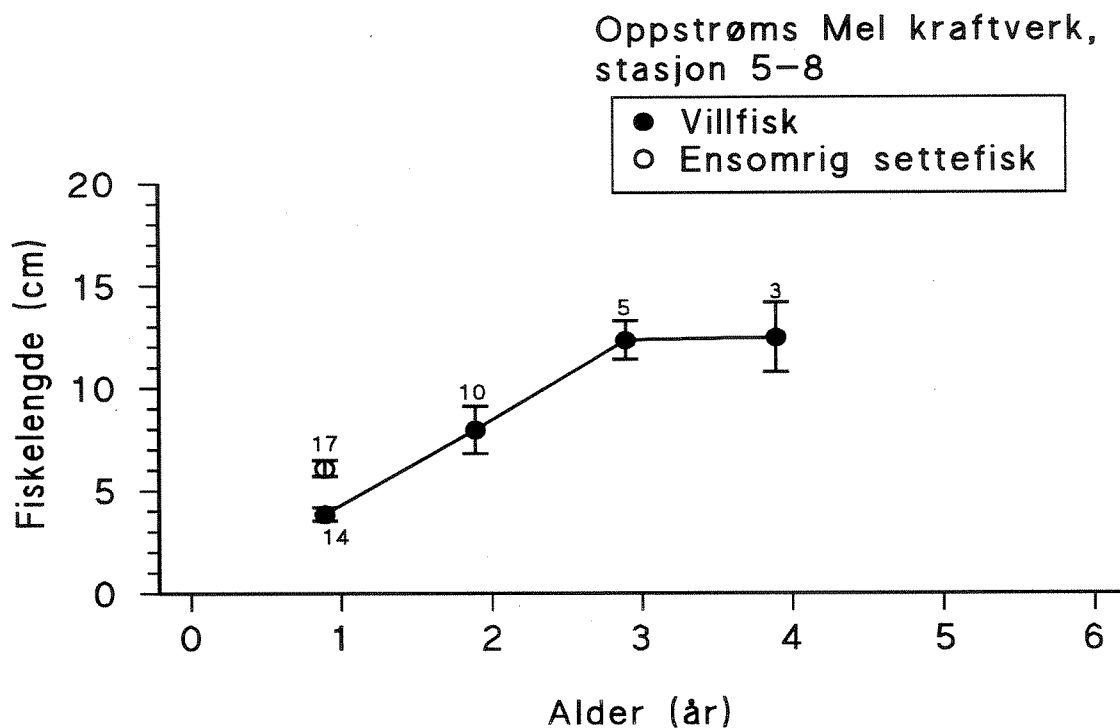
Det er ikke mulig å skille morfologisk mellom vill og utsatt fisk som er tosomrig eller eldre, men en stor del av eldre fisk oppstrøms Melsfossen må antas å være utsatt. Forsøk på å identifisere utsatt fisk ut fra skjell og otolitter ga ikke klare nok variasjoner til å trekke sikre konklusjoner om innslaget av settefisk blant den eldre fisken.



Figur 6. Lengdefordeling av aure tatt oppstrøms Mel kraftverk. Hvite søyler markerer lengden på ensomrig settefisk satt ut i 1997. Svarte søyler markerer villfisk, men en kan ikke utelukke at det i materialet er settefisk som stammer fra utsetninger før 1997.



Figur 7. Vekstforløp for ungfisk av aure tatt nedstrøms Mel kraftverk. Punktene angir gjennomsnittlig observert lengde for de ulike aldersklassene ved innsamlingstidspunktet (19-20-11.97), klammene angir standard avvik. Tallene gitt ved hvert enkelt punkt viser antall fisk undersøkt.

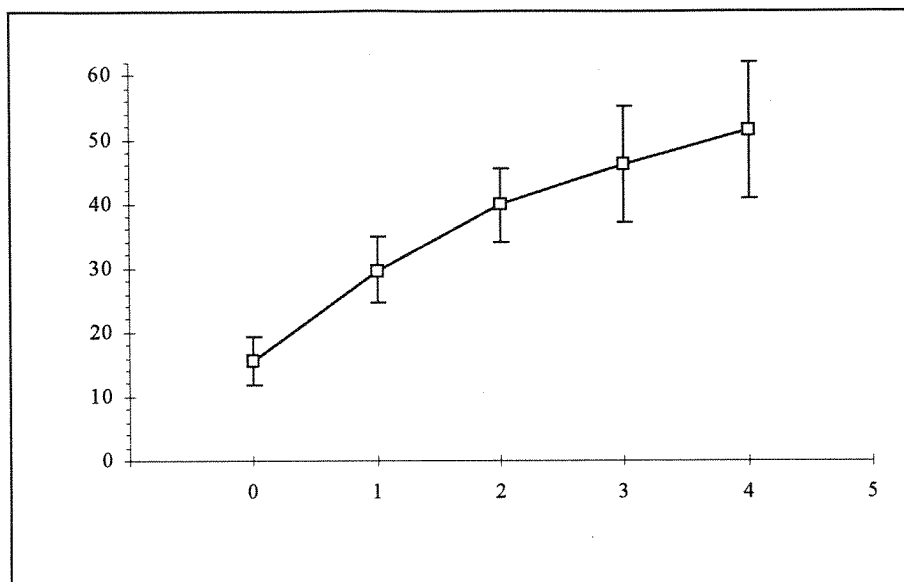


Figur 8. Vekstforløp for ungfisk av aure tatt oppstrøms Mel kraftverk. Punktene angir gjennomsnittlig observert lengde for de ulike aldersklassene ved innsamlingstidspunktet (19-20-11.97), klammene angir standard avvik. Tallene gitt ved hvert enkelt punkt viser antall fisk undersøkt.

Tilveksten nedenfor og ovenfor Mel kraftverk er svært lik, til tross for forskjell i temperatur (Bjerknes & Bækken 1994; Bjerknes 1995). Forspranget i tilvekst hos utsatt, sammenliknet med vill, ensomrig fisk jevner seg trolig ut med alderen.

4.3.3 Tilvekst i sjøen

Figur 9 viser tilvekst fra smoltalder i et fangstmateriale av sjøaure fra 1996-97. Lengdetilveksten virker normal, med middellengde omkr. 50 cm etter 4 somre i sjøen. Elvealder var vanskelig å identifisere på grunn av dårlig kvalitet på skjellprøvene (mye slim og sammenfiltrering av skjell).



Figur 9. Tilbakeregnet vekst med standardavvik fra smoltalder for sjøaure tatt i Vetlefjordelva i 1996 og 1997. Tallene inne i figuren viser antall fisk som kurven bygger på.

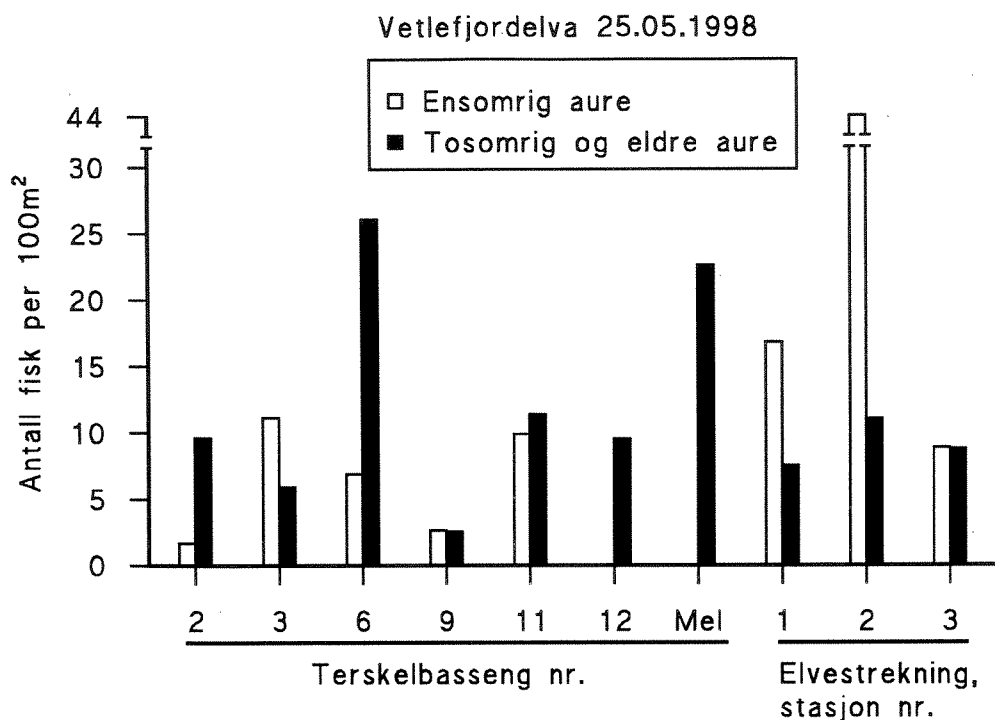
Skjellmaterialet var fra totalt 61 fisk, 34 fanget i 1996 og 27 i 1997. Ialt 6 fisk hadde klippet fettfinne og er med stor grad av sikkerhet utsatt som ensomrig fisk i Vetlefjordelva. Det ble registrert 4 fettfinneklippede fisk i 1996 og 2 i 1997. 3 av fiskene er aldersbestemt (sjøalder) til 4+ (1 fisk, 1997) og 6+ (to fisk, 1996). Samtlige fisk stammer trolig fra utsettingene i 1990 og/eller 1991 (Tabell 2). I disse to årene ble det satt ut tilsammen 15.200 fisk, hvorav 5374 (35%) var fettfinneklippet. Ut fra dette kan en grovt anslå innslaget av utsatt fisk totalt i fangstene fra 1996-97 til omkr. 25%. Gjenfangsten tilsvarer 1‰ av merket fisk.

4.3.4 Fisketettheter våren 1998

Middelvannføringen under elfisken 25. mai var 1.4 m³/s, og foregikk i en periode med revisjon og stans av Mel Kraftverk.

Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure (1997 årsklassen) i de 7 terskelbassengene var 4.6/100m² (SD=4.7, N=7), se Figur 10. Denne tettheten inkluderer utsatt ensomrig settefisk høsten 1997. I Terskelbasseng nr. 6 utgjorde utsatt settefisk 100% av den ensomrige fisken, mens utsatt ensomrig fisk ikke ble påtruffet i noen av de andre terskelbassengene. Disse observasjonene stemmer godt overens med områdene der settefisken ble satt ut høsten 1997, dvs. områdene omkring Stasjon 2 og terskelbasseng 6 (se kap. 3.3.2). Av totalmaterialet av ensomrig fisk tatt i terskelbassengene utgjorde utsatt settefisk 4 av 15 fisk, dvs. 26.6%.

Gjennomsnittlig tetthet av ensomrig aure på de 3 elvestasjonene var 23.6/100m² (SD=18.5; N=3) og dermed gjennomgående høyere enn tetthetene i terskelbassengene (Figur 10). Settefisk satt ut i 1997 utgjorde 80% av den ensomrige auren på stasjon 2, men ble ikke påtruffet på stasjon 1 og 3. Av totalmaterialet av ensomrig fisk tatt på elvestasjonene var 31.5% settefisk (12 av 38).

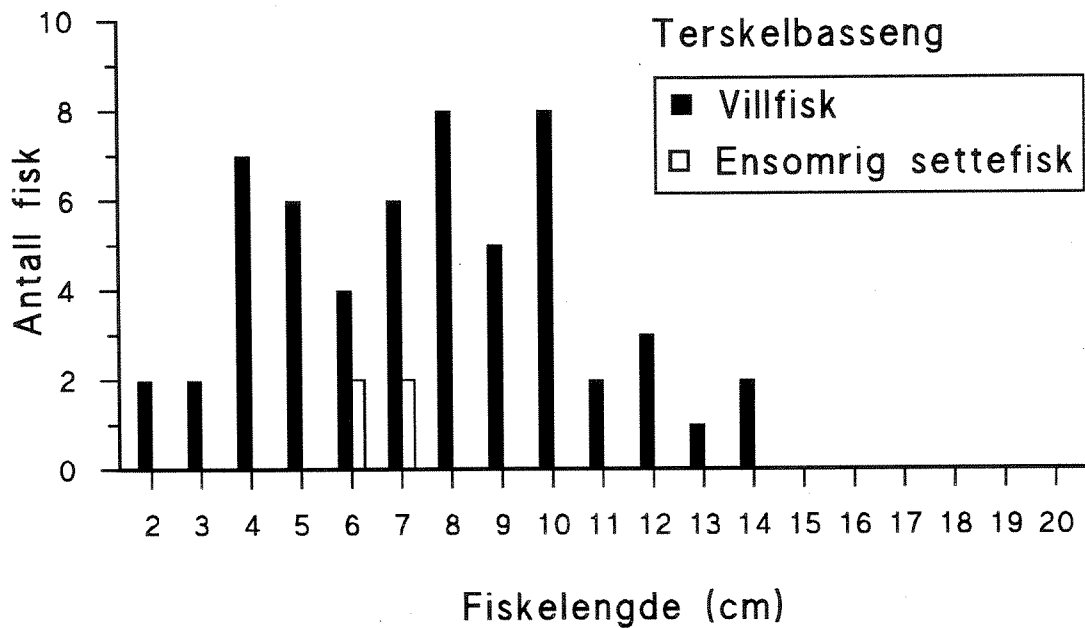


Figur 10. Tetthet per 100 m² av ensomrig aure (hvit søyle) og tosomrig og eldre aure (svart søyle) på stasjonen tilknyttet terskelbassenget og elvestrekningene i Vetlefjordelva 25.05.98. Stasjon gitt som «Mel» er terskelbassenget nedstrøms kulp under Melsfossen.

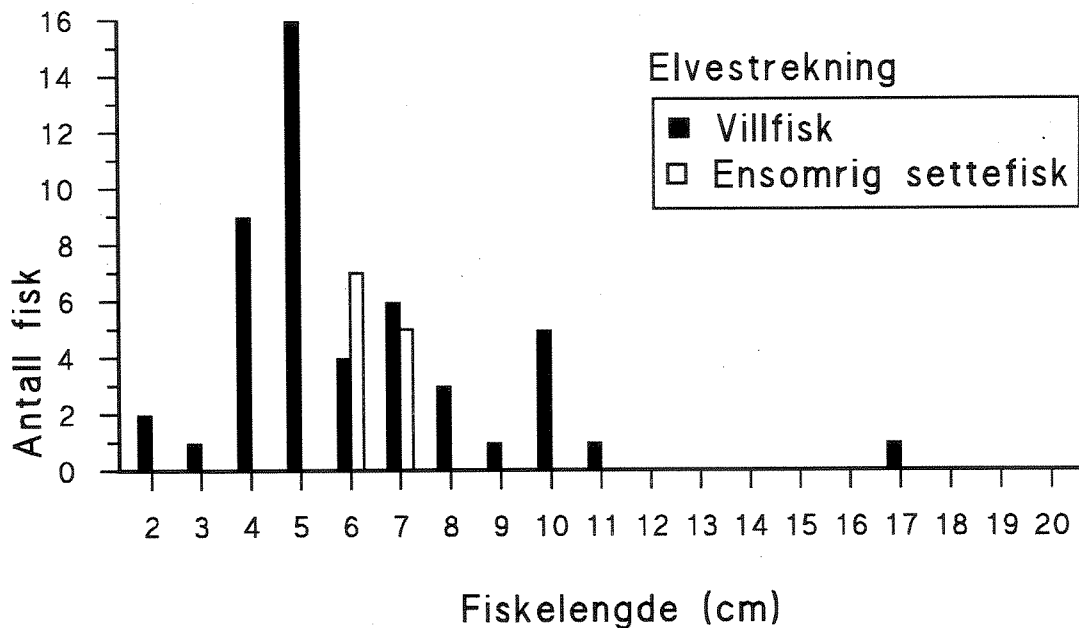
Det ble totalt fanget 4 årsyngel (1998-årsklassen, < 3 cm), disse ble funnet både i terskelbassengene (basseng nr 3 og 6) og på elvestasjonene. Materialet av årsyngel er imidlertid for lite til å gi noen generell lokalisering av viktige gyteplasser, men gir allikevel en bekreftelse på at gyting forekommer i områdene hvor yngelen ble påtruffet.

Gjennomsnittlig tetthet av tosomrig og eldre aure, dvs. 1996 årsklassen og eldre, i terskelbassengene var 12.6 (SD=8.6, N=7). Dette var om lag på samme nivå som den gjennomsnittlige tettheten av tosomrig og eldre aure funnet på elvestasjonene (9.2/100m², SD=1.8, N=3). Variasjonen mellom terskelbassengene var imidlertid mye større enn for elvestasjonene. Til tross for ulikheten i vannføring og temperatur, dvs. gunstigere forhold for elfiske, ga elfisket våren 1998 en gjennomsnittstetthet av tosomrig og eldre fisk på samme nivå som høsten 1997.

Basert på aldersbestemt materiale fra høsten 1997 og lengdefordelingen, ble ensomrig fisk (dvs. 1997-årsklassen) definert som fisk i størrelsesintervallet fra 3 til 6 cm. I tillegg kommer den noe større ensomrige settefisk (6-7 cm) som ble identifisert utfra morfologiske kriterier (Figur 11 og 12).



Figur 11. Lengdefordeling av aure tatt på stasjonen i terskelbassengene i Vetlefjordelva den 25.05.1998. Hvite søyler markerer lengden på ensomrig settefisk satt ut i 1997. Svarte søyler markerer villfisk, men en kan ikke utelukke at det i materialet er settefisk som stammer fra utsetninger før 1997.



Figur 12. Lengdefordeling av aure tatt på elvestasjonene (Stasjon 1-3) i Vetlefjordelva den 25.05.1998. Hvite søyler markerer lengden på ensomrig settefisk satt ut i 1997. Svarte søyler markerer villfisk, men en kan ikke utelukke at det i materialet er settefisk som stammer fra utsetninger før 1997.

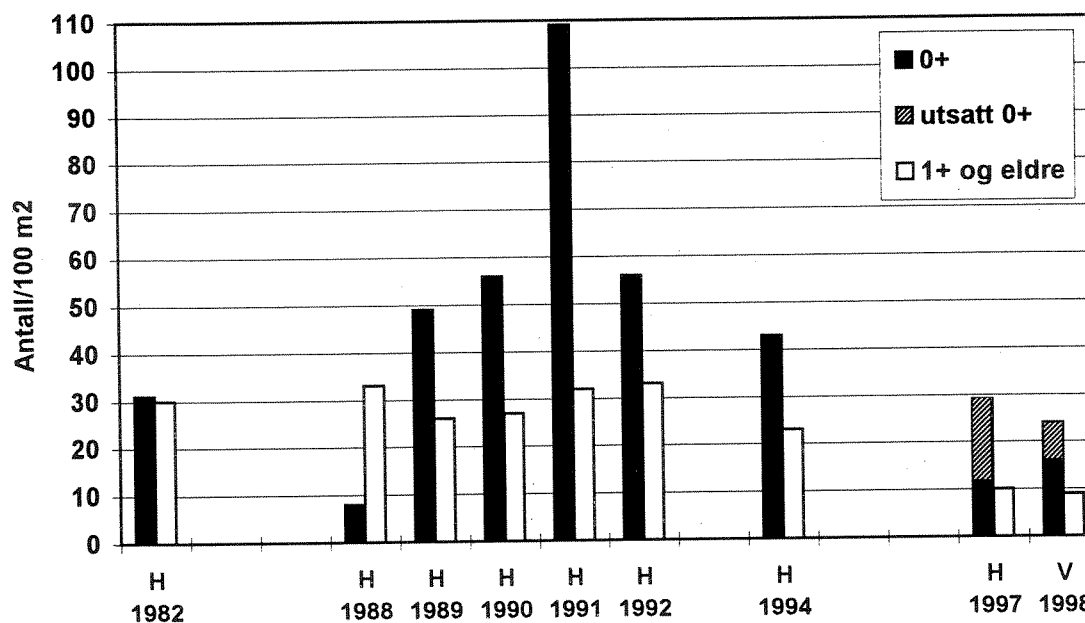
Terskelbassengene er generelt dypere og mer stilleflytende enn elvepartiene. Basert på kjennskap til aurens habitatvalg forventes det derfor at terskelbassengene først og fremst er viktige oppvekstområder for den eldste og største ungfisken av auren. Dette gjenspeiles i forskjellen i lengdefordeling i de to habitattypene. Innslaget av aure >10 cm var klart størst i terskelbassengene (jfr. Figur 11 og 12).

Forholdet mellom tetthet av naturlig og utsatt ensomrig fisk på elvestasjonene høsten 1997 var 1:2, mens forholdet våren 1998 var 3:1. Endringen skyldes trolig høyere vinterdødelighet hos den utsatte fisken. Forholdet mellom tetthet av naturlig ensomrig fisk våren 1998 og høsten 1997 var 2:1, noe som bl.a. henger sammen med forskjellen i vannføring mellom de to prøvetakingstidspunktene.

4.3.5 Variasjoner i fisketetthet mellom ulike år

Figur 13 viser registrerte fisketettheter nedstrøms avløpet fra Mel kraftverk i ulike år. Bortsett fra 1988 er fisketetthetene i 1997-98 de laveste som er registrert på denne elvestrekningen, både når det gjelder ensomrig og eldre fisk (jfr. Bjerknes & Bækken 1994).

Gjennomsnittlige fisketetthetern på elvestasjon nedstrøms
Mel kraftverk



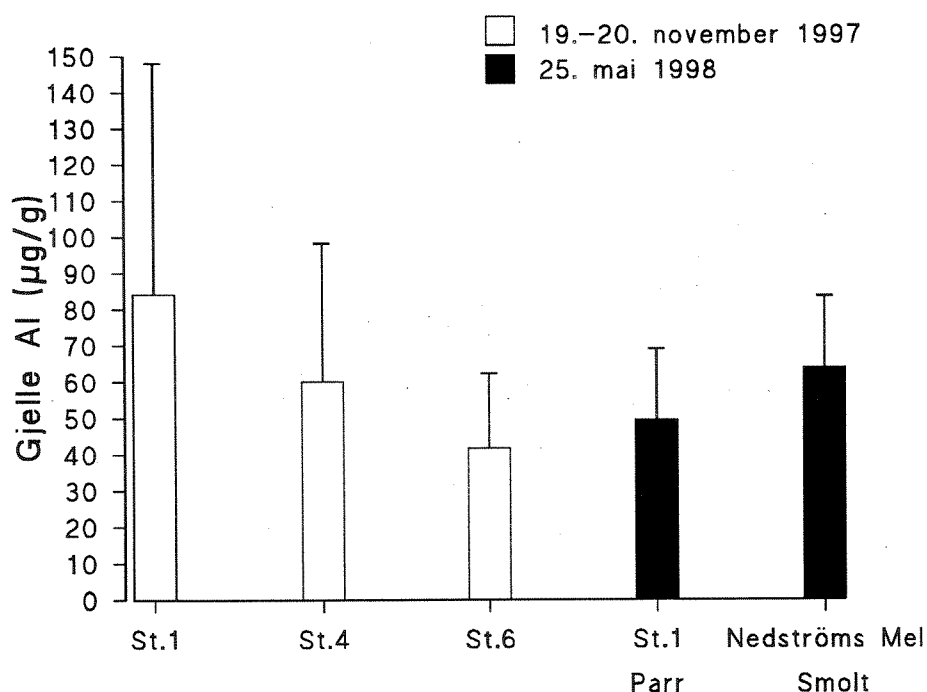
Figur 13. Gjennomsnittlige tettheter av ungfisk av sjøaure nedstrøms Mel i ulike år. Data fram til 1994 fra Bjerknes & Bækken (1994).

Tetthetene av 1⁺ og eldre fisk i Vetlefjordelva i 1997-98 var ca. 30% av gjennomsnittet i perioden 1988-94, og er uttrykk for en negativ trend. Tetthetene er lavere enn forventet ut fra habitatforholdene.

4.3.6 Fiskegjeller - metallavsetninger og histologi

Resultatene av kvantitativ bestemmelse av aluminium på gjellene til sjøaure fanget i Vetlefjordelva er presentert i Figur 14. Høstprøvene er fra parr (8-20 cm) fanget på tre stasjoner i hovedelva (st. 1, 4 og 6), mens vårprøvene representerer parr (7-10 cm) på den nederste stasjonen (St. 1), og smolt (12-17 cm) fanget på strekket nedstrøms Mel. Gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium på gjellene var relativt lave, og det var ikke statistisk signifikante forskjeller i aluminiumskonsentrasjon mellom de ulike gruppene (en-veis ANOVA).

Konsentrasjonene funnet hos sjøaure i Vetlefjordelva var lavere enn det som ble funnet i vassdrag i Høyanger kommune i Sogn og Fjordane, og hvor en antar at aurebestanden er negativt påvirket av forurening (Åtland *et al.* 1998 b). I de undersøkte vassdragene med forureningsproblemer var det gjennomgående høyere Al konsentrasjoner i prøver tatt om våren sammenlignet med høstprøver (2-7 ganger høyere konsentrasjon). Ett av vassdragene i Høyanger skilte seg ut med svært god vannkvalitet, og her var konsentrasjonen av Al i gjellehomogenat lik vår og høst. Det samme ble funnet i Vetlefjordelva.



Figur 14. Oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon av aluminium (Al) på gjeller (gjellehomogenat) hos fisk prøvetatt i Vetlefjordelva høsten 1997 (åpne søyler) og våren 1998 (fylte søyler). Standardavvik (SD) er vist. Antall fisk som ble prøvetatt var 5 i hver gruppe, bortsett fra St. 1 (parr) våren 1998 hvor kun 4 fisk ble prøvetatt.

Histologiske undersøkelser av gjeller ble foretatt på ialt 15 fisk fanget 19.-20. november 1997. Materialet består av 5 fisk fra Stasjon 1, 5 fisk fra Stasjon 4 og 5 fisk fra Stasjon 6 (Tabell 7).

Tabell 7. Stasjon 1. Resultat av histologisk undersøkelse av gjeller fra sjøaure (N=5). En nærmere beskrivelse av de ulike typer av forandringer og deres gradering finnes i kap. 3.3.4. For de ulike typer av forandringer er det ført opp prosentvis andel av med fisk med enten ikke påviste forandringer eller med ulike grader av forandringer påvist.

Type forandring	St.	Grad av forandring					
		0	(1)	1	2	3	
ASA-positivt materiale, overflate (%)	St. 1	100	0	0	0	0	-
	St. 4	100	0	0	0	0	-
	St. 6	100	0	0	0	0	-
ASA-positivt materiale, intraepitelialt (%)	St. 1	0	0	20	0	80	-
	St. 4	0	20	20	0	60	-
	St. 6	0	0	40	60	0	-
Adhesjoner mellom lameller (%)	St. 1	100	-	0	0	0	0
	St. 4	100	-	0	0	0	0
	St. 6	100	-	0	0	0	0
Lamellfortykkelser (%)	St. 1	20	-	0	0	80	0
	St. 4	0	-	0	60	40	0
	St. 6	60	-	40	0	0	0
Hyperplasi av filamentepitel (%)	St. 1	80	-	20	0	0	-
	St. 4	60	-	40	0	0	-
	St. 6	60	-	40	0	0	-

Det ble ikke registrert ASA-positivt materiale (metallavsetning) på gjelleoverflatene hos fisk på noen av de tre stasjonene, men på Stasjon 1 og 4 ble det funnet uttalt metallakkumulering i vevet. På stasjon 6 ble det registrert sparsomt til moderat metallakkumulering i vevet. Lamelladhesjoner ble ikke funnet hos fisk på noen av de tre stasjonene. Lamellfortykkelser og hyperplasier fantes på de fleste fisk, noe som vesentlig skyldes kloridcellehyperplasi. Det er usikkert hvorvidt denne hyperplasien kan relateres til metallakkumuleringen, eller andre forhold som medfører kompensasjon for vanskelig ioneregulering, f.eks. lavt Ca-nivå, lav ionestyrke og lav temperatur. På Stasjon 6 fantes det på de fleste fisk sparsomme mengder med celler som indikerer infeksjon.

Gjelleforandringene er moderate, og eventuelle effekter på fiskens evne til osmoregulering er usikre. De histologiske gjelleforandringene som er påvist på de tre stasjonene i Vetlefjordelva er av samme omfang som det en fant i et vassdrag i Høyanger kommune, hvor en med stor sikkerhet kan påstå at fisken ikke er forsuringspåvirket (Åtland *et al.* 1998 b).

4.3.7 Bunndyr

Forekomsten av ulike arter og grupper er satt opp i Vedlegg A. Faunasammensetningen kan karakteriseres som typisk for den regionen Vetlefjordelva tilhører. Det ble påvist 11 steinfluearter og et forholdsvis høyt individantall av døgnfluen *Baetis rhodani*, vanlig for uforsurede vassdrag. Videre var det et normalt innslag av fjærmygglarver (Chironomidae), vårfluelarver (Trichoptera), fluelarver (Diptera), vannmidd (Acari) og knottlarver (Simuliidae). Av Vedlegg A går det fram at det ble funnet forholdsvis mange flere individ i prøven fra st. 1 enn i prøven fra st. 4 og st. 5. Forekomsten på førstnevnte stasjon kan karakteriseres høy, mens mengden på sistnevnte stasjoner var innenfor

marginene for et vanlig antall. (Det skal påpekes at dette er en skjønsmessig vurdering som ikke kan brukes for kvantifisering. Til dette trengs det kvantitative prøver).

Det ble registrert 7 forsuringfølsomme arter/grupper. Av disse var døgnfluen *B. rhodani* den eneste med indeksverdi 1, mens de øvrige følsomme artene har indeksverdi 0,5. Sammensettingen av faunaen gir forsuringindeks 1 både for Indeks₁ og Indeks₂. Dette indikerer at det ikke har vært noe forsuringproblem i vassdraget høsten 1997. Siden *B. rhodani* og flere av de følsomme steinfluene har generasjonsveksling om sommeren eller tidlig på høsten, gir ikke innsamlingen i november noen holdepunkter for bedømmelse av forsuringssituasjonen om våren.

5. Diskusjon og konklusjoner

5.1 Mulige årsaker til nedgang i fiskebestanden

Tetthetene av fisk i 1997-98 er de laveste som er registrert i Vetlefjordelva, både for 0+ og eldre fisk. Etter slamskadene fra anleggsarbeidet i 1988 (Bjerknes *et al.* 1988) tok bestanden seg hurtig opp igjen fram til 1994, som var det siste året i en serie av årlige undersøkelser som startet i 1988 (Bjerknes & Bækken 1994). Tettheten av eldre fisk (1+ og eldre) nedstrøms Mel var i 1997-98 30% av gjennomsnittet for årene 1988-94. Dette kan skyldes naturlige svingninger, men det kan også være en trend som krever ekstraordinære tiltak.

Ungfiskpopulasjonen ovenfor Mel har for en stor del vært oppbygd ved utsetting (Bjerknes & Bækken 1994). Tettheten av to-somrig og eldre fisk i 1997 var på nivå med undersøkelsene i 1993-94. Det er ennå for tidlig å uttale seg om effektene av fisketrappen i Melsfossen, men fangsten av naturlig en-somrig fisk høsten 1997 kan stamme fra oppvandet gytefisk.

Det er også for tidlig å vurdere de langsiktige effektene av tersklene på nedre strekning av elven. Resultatene fra undersøkelsen våren 1997 viser omtrent samme tettheter av fisk i terskelbassengene som på elvestasjonene, men med noe større overvekt av eldre fisk. Imidlertid er elvestasjonene valgt ut fra kriterier som tilsier høye tettheter av ungfisk. Det er grunn til å tro at bæreevnen for ungfisk i vassdraget totalt sett har økt etter terskelbyggingen, men neppe tilstrekkelig til å kompensere for redusert yngelproduksjon.

Tetthetene både nedenfor og ovenfor Melsfossen anses for å ligge under antatt habitatnivå. I nedre del av vassdraget var tetthetene 30% av middelnivået i 1988-94.

Sjøaure er mer robust overfor de vannkjemiske endringer som følger av forsurening enn laks. De vannkjemiske undersøkelsene i Vetlefjordelva i 1997-98 bekrefter tidligere resultater, og viser en svakt sur elv med tilsvarende lav mobilisering av aluminium. Aluminiumsnivået på fiskegjellene avspeiler dette forholdet, og er for lavt til å føre til skade. Det ble ikke funnet signifikant forskjell mellom nivåene i høst- og vårsituasjonen, og heller ikke mellom fisk fra ulike elveavsnitt om høsten. De histologiske forandringene på gjellene er ikke større enn det vi finner i vassdrag med tilfredsstillende vannkvalitet. Ut fra de nevnte funnene anser vi ikke at den kjemiske vannkvaliteten i Vetlefjordelva er begrensende for sjøaure eller laks.

Begge forsursindekser for bunndyr (Indeks₁ og Indeks₂) ga tallverdi 1 høsten 1997, og underbygger at der ikke er et forsursproblem i Vetlefjordelva.

Økende infeksjon av laksesus har vært registrert i en rekke sjøaurebestander, og antas å være et resultat av økende oppdrettsaktivitet i kyst- og fjordområdene gjennom de siste tiår. En antatt effekt av stor lakselusinfeksjon er redusert oppholdstid og tilvekst i sjøen (tidlig tilbakevandring til elven). Det aldersbestemte materialet av gytefisk vi har hatt til disposisjon tyder imidlertid på normal tilvekst etter utvandring i sjøen. Det foregår heller ingen utstrakt oppdrettsvirksomhet i sjøen i nærområdene til Vetlefjordelva.

Reguleringen av Vetlefjordelva har hatt en negativ effekt på vanntemperaturen om sommeren nedenfor kraftverksutløpet. Maksimumstemperaturen har gått ned fra 8-10°C til 6°C, og sommertemperaturen i vannet er redusert med 4-6°C til et gjennomsnitt på 3.5°C (Pytte Asvall 1995). Iflg. Elliot (1976) er 3.5°C å anse som nedre grense for tilvekst hos sjøaure. Optimumsområdet ligger omkring 13°C.

Dette betyr at dagens temperaturregime i Vetlefjordelva er marginalt for laks og sjøaure, med sein oppsvømming av yngel, og påfølgende høy vinterdødelighet, redusert elvetilvekst og redusert smoltproduksjon som sannsynlig resultat (Bjerknes & Bækken 1994; Bjerknes 1995).

At effektene i form av reduserte fisketettheter hos sjøauren viser seg først nå, nærmere 10 år etter reguleringen, kan henge sammen med en gradvis utarming av gytebestanden, og at gytebestanden ikke lenger er tilstrekkelig til å utnytte vassdragets bæreevne. Trenden i fangst-statistikken fram til 1993 underbygger en slik hypotese. Lavere sommertemperatur har også betydning for næringsdyrproduksjonen.

Oppstrøms kraftverksutløpet har reguleringen ført til en svak økning av sommertemperaturen på 0.5-1°C. Faren for uttørking i kalde vintre har imidlertid økt etter regulering (Bjerknes & Bækken 1994).

Fluktuerende vannføring nedstrøms Mel kan i verste fall medføre stranding av fisk og frostskafer på gytegroper. Vi tviler på at disse problemene er spesielt framtrepende i Vetlefjordelva, men hurtige fluktuasjoner i vannføring er en stressende og energikrevende tilleggsbelastning for fisken.

5.2 Tiltak

Ut fra ovennevnte datagrunnlag har vi ikke tro på kalking av Vetlefjordelva som et hensiktsmessig fiskefremmende tiltak, selv om det muligens kan forekomme episoder som kan ha en kortvarig negativ virkning på en allerede stresset fiskebestand. Uttak av gjelleprøver for undersøkelse av aluminiumskonsentrasjon bør imidlertid foretas under ekstremperioder i forhold til snøsmelting og flom om våren.

Terskelbyggingen vil motvirke de negative effektene av fluktuerende vannføring, og gi flere gode oppholdssteder for fisk. Fisketrappen i Melsfossen åpner elvestrekninger med gunstigere sommertemperatur. Samtidig har reguleringen ført til økt risiko for uttørking av disse strekningene om vinteren. Terskelbygging på den nyåpnede elvestrekningen vil redusere denne risikoen. Det er ennå for tidlig å si om de gjennomførte tiltakene er tilstrekkelige til å snu den negative utviklingen i fiskebestanden.

Det er grunn til å anta at marginal vanntemperatur etter regulering er et hovedproblem, som har bidratt til en utarming av fiskebestanden i løpet av den første tiårsperioden etter regulering. Ut fra årsaks- og virkningsvurderingene ovenfor kan intensivert yngelutsetting synes som et relevant tiltak, men uttak av stamfisk fra en allerede utarmet gytebestand kan være betenkelig. Det bør igangsettes systematiske gytefisktellinger i vassdraget om høsten, både for å vurdere naturlig reproduksjonspotensiale, og et eventuelt forsvarlig uttak av stamfisk for kunstig yngeloppdrett. Utsetting bør fortrinnsvis skje i områder som ikke nås av gytefisk, for å unngå fortregning av naturlig produsert yngel.

Undersøkelsene i 1997-98 tyder på høy vinterdødelighet av utsatt ensomrig fisk. Dersom man satser på økt yngelproduksjon og yngelutsetting som fiskefremmende tiltak i Vetlefjordelva, bør man vurdere produksjon av ettårig yngel for utsetting om våren som et alternativ.

Vetlefjordelva er en næringsfattig, lavproduktiv elv, og fiskeutsetting som fiskefremmende tiltak må ta hensyn til dette. En utsettingstetthet på 0.1 fisk/m² kan i utgangspunktet anses som et rimelig tall. En tilnærming til potensialet kan vi også få ved å betrakte middelitetthetene av ungfisk i perioden 1988-94 som et uttrykk av elvens bæreevne etter regulering. Ut fra tetthetene i 1997-98 skulle det da være rom for utsetting av 10-15 ettårig fisk pr. 100 m² egnet oppvekstområde (inkl. terskelbasseng) i Vetlefjordelva nedenfor utløpet fra Mel kraftverk (se Figur 13 ovenfor).

For å få et begrep om utsettingstall pr år må vassdraget boniteres for å anslå størrelse og beliggenhet av egnete utsettingsarealer. På strekningen oppstrøms Melsfossen vil vanndekket areal om vinteren være en minimumsfaktor som kan endres ved terskelbygging.

Under alle omstendigheter bør et utsettingsprogram for vassdraget følges opp med merking av utsettingsmaterialet, samt oppfølging av fiskebestanden for å justere og optimalisere utsettingsantallet.

6. Litteratur

- Bjerknes, V., Anes, K. J., Grande, M. 1988. Vetlefjordvassdraget, Balestrand, Sogn og Fjordane. Auka slamføring som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og botndyr i vassdraget. NIVA-notat O-88016.
- Bjerknes, V. 1989. Vetlefjordvassdraget. Vurdering av tiltak for bedring av fiskeproduksjonen. NIVA-notat, 24 s.
- Bjerknes, V. & Bækken, T. 1990. Registreringer av fisk, bunndyr og vannkvalitet i Vetlefjordelva høsten 1990. NIVA notat.
- Bjerknes, V. & Bækken, T. 1991. Registreringer av fisk, bunndyr og vannkvalitet i Vetlefjordelva høsten 1991. NIVA notat v91/27, 19 s.
- Bjerknes, V. & Bækken, T. 1994. Vannkvalitet, bunndyr og fisk i Vetlefjordelva 1993-94. NIVA rapport 3143, 30 s.
- Bjerknes, V. 1995. Temperatur og fiskeproduksjon i Vetlefjordelva etter regulering. Vurdering av skisse til manøvreringsreglement. NIVA rapport 3245. 15 s.
- 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.
- Denton, J. A.J. Freemont, and J. Ball. 1984. Detection and distribution of aluminium in bone. *Journal of Clinical Pathology* 37: 136-142.
- Elliot, J. M. 1976. The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. *Journal of Animal Ecology*. 45, 923-948.
- Fjellheim, A. og G.G. Raddum. 1983. Konesjonsavgjørende ferskvannsbiologiske undersøkelser i Østerbø- Mjølsvik- og Ortnevikvassdragene, Sogn og Fjordane. LFI, Rapport nr. 52.
- Fjellheim, A. og G.G. Raddum. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the total Environment* 96: 57-66.
- Frost, S., A. Huni, and W.E. Kershaw. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Hessen, D., Bjerknes, V., Bækken, T., Aanes, K. J. 1989. Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr. NIVA rapport nr. 2226, 36 s.
- Hobæk, A. & Bækken, T. 1993. Vannkvalitet, fisk og bunndyr i Vetlefjordelva høsten 1992. NIVA notat.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. (1994) Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva. I: "Kalking i vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992" (ed), 208-223. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

- Kvellestad, A. og Larsen, B.M. (*in prep*) Kalking i vatn og vassdrag i Agder og Rogaland. Histologisk undersøking av gjeller frå fisk som del av overvåking i anadrome vassdrag.
- Nilsen, M. 1982. Fiske. Vedlegg 8 i: Vetlefjordelvi. Mel Kraftverk. Konesjonsøknad Del 2: Konsekvensanalyser og merknader. Sogn og Fjordane Kraftverk.
- Pytte Asvall, R. 1995. Mel Kraftverk. Vanntemperaturforhold i Vetlefjordelva etter utbygging. NVE Rapport 05 1995, 17 s.
- Raddum G.G. og A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. Verh. Int. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Raddum G.G. og A. Fjellheim. 1995. Acidification in Norway - Status and trends. Biological monitoring - improvements in the invertebrate fauna. Water, Air, and Soil Pollution. 85: 647-652
- SFT 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Effekter 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 671/96, 193 s.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E., Buan, A. K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport 677/96, 71 s.
- Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo. Rapport 703/97, 203 s.
- Zalewski, M. & Cowx, I. G. 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing. In: Lamarque, P. & Cowx, I.G. (eds.): Fishing with electricity. Applications in freshwater fisheries management. Fishing News Books, Oxford. Pp. 89-111.
- Åtland, Å., V. Bjercknes, B.T. Barlaup, S. E. Gabrielsen, A. Hindar, E. Kleiven, A. Kvellestad, G. G. Raddum, A. Skiple. 1998 a. Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3891, 53 s.
- Åtland, Å., B.T. Barlaup, V. Bjercknes, A.Kvellestad, G.G. Raddum og R. Sundt. 1998 b. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3812, 72 s.

Vedlegg A. Rådata på bunndyr og vannkvalitet

Tabell 8. Arter og antall bunndyr funnet i sparkeprøver fra de ulike stasjonene i Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane høsten 1997. Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet (se metodebeskrivelsen).

Gruppe/art	ST. 1	ST. 4	St. 5
Turbellaria			
** <i>Crenobia alpina</i>		2	
Nematoda	4		5
Oligocheta	3	2	17
Acari	32		10
Ephemeroptera			
*** <i>Baetis rhodani</i>	112	26	48
*** <i>Baetis sp</i>	1		
Plecoptera			
<i>Brachyptera risi</i>	60	7	5
<i>Amphinemura borealis</i>	17	1	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	10		6
<i>Protonemura meyeri</i>	26	14	4
<i>Leuctra sp</i>	4		
<i>Leuctra hippopus</i>	7	2	5
<i>Leuctra nigra</i>	1		1
** <i>Capnia sp</i>	16		5
<i>Nemoura sp</i>	1		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1		1
** <i>Diura nanseni</i>	1	3	3
** <i>Isoperla sp.</i>			2
Trichoptera			
<i>Rhyacophila nubila</i>	17	6	
<i>Rhyacophila nubila p.</i>		1	
<i>Limnephilidae ind.</i>	5		3
** <i>Apatania sp</i>	2		1
Chironomidae l.	239	110	71
Chironomidae p.	7	1	
Simulidae l.	13	1	1
Diptera	57	3	5
Crustacea			
<i>Chydoridae</i>			1
<i>Cyclopidae</i>	3	2	
<i>Copepoditt</i>	6		
<i>Nauplii</i>	1		1
Ostracoda	15	1	12
Fiskeegg		1	
Sum	661	183	207
Forsuringsindeks 1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1	1

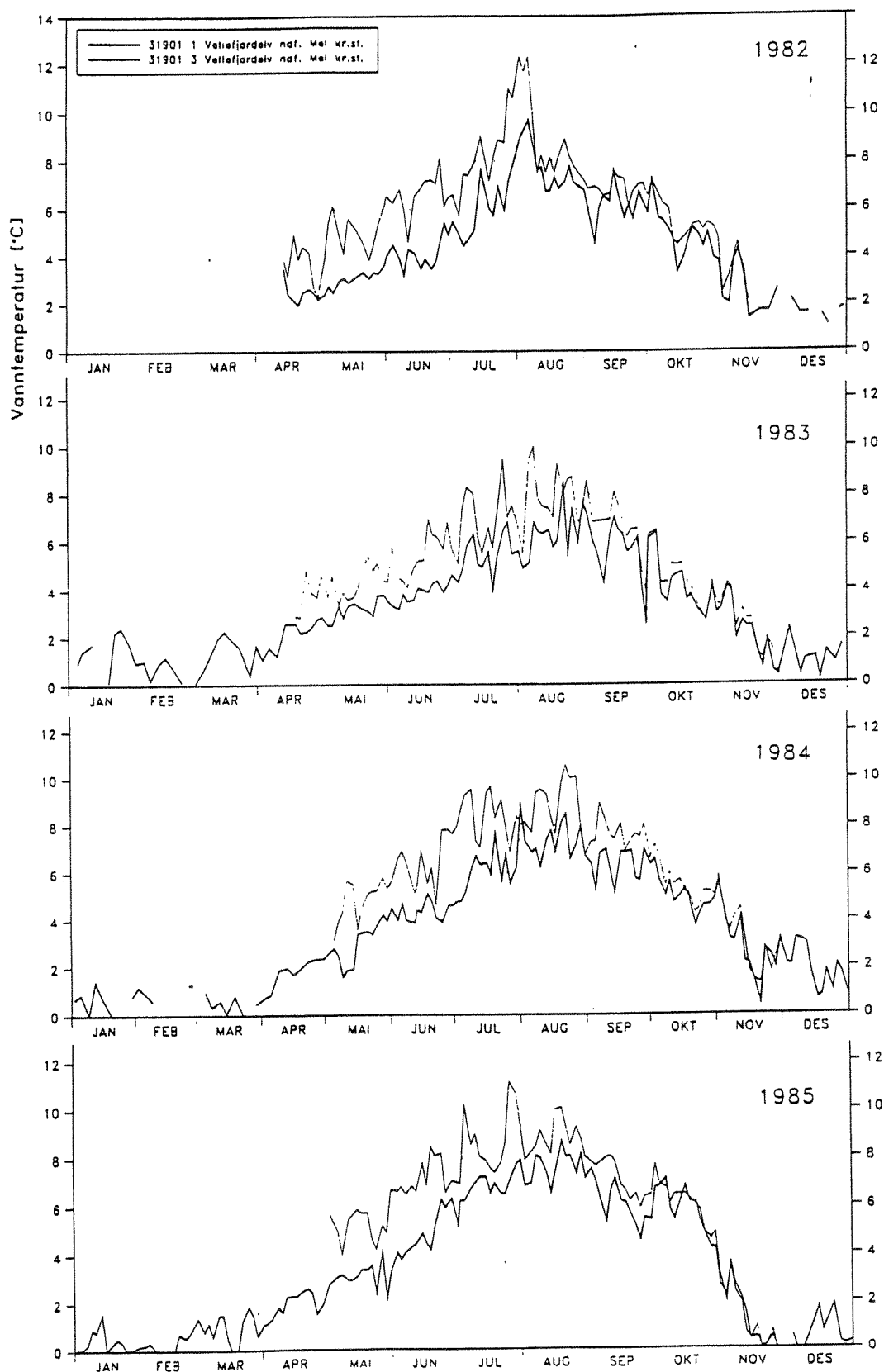
*** Meget følsom

** Moderat følsom

* Lite følsom

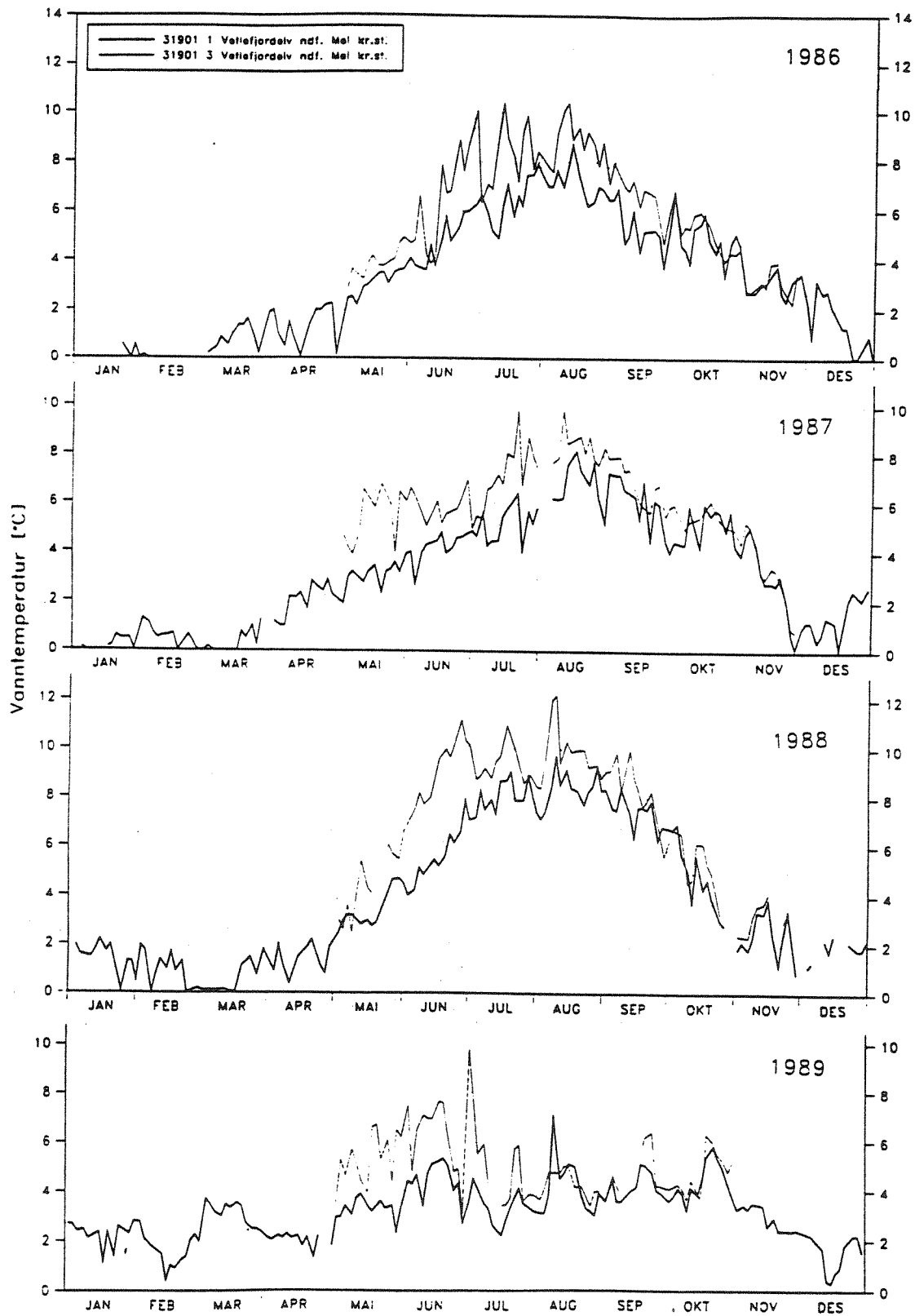
Vedlegg B. Vanntemperaturer før og etter regulering

31901 Vetlefjordelv ndf. Mel kr.st.

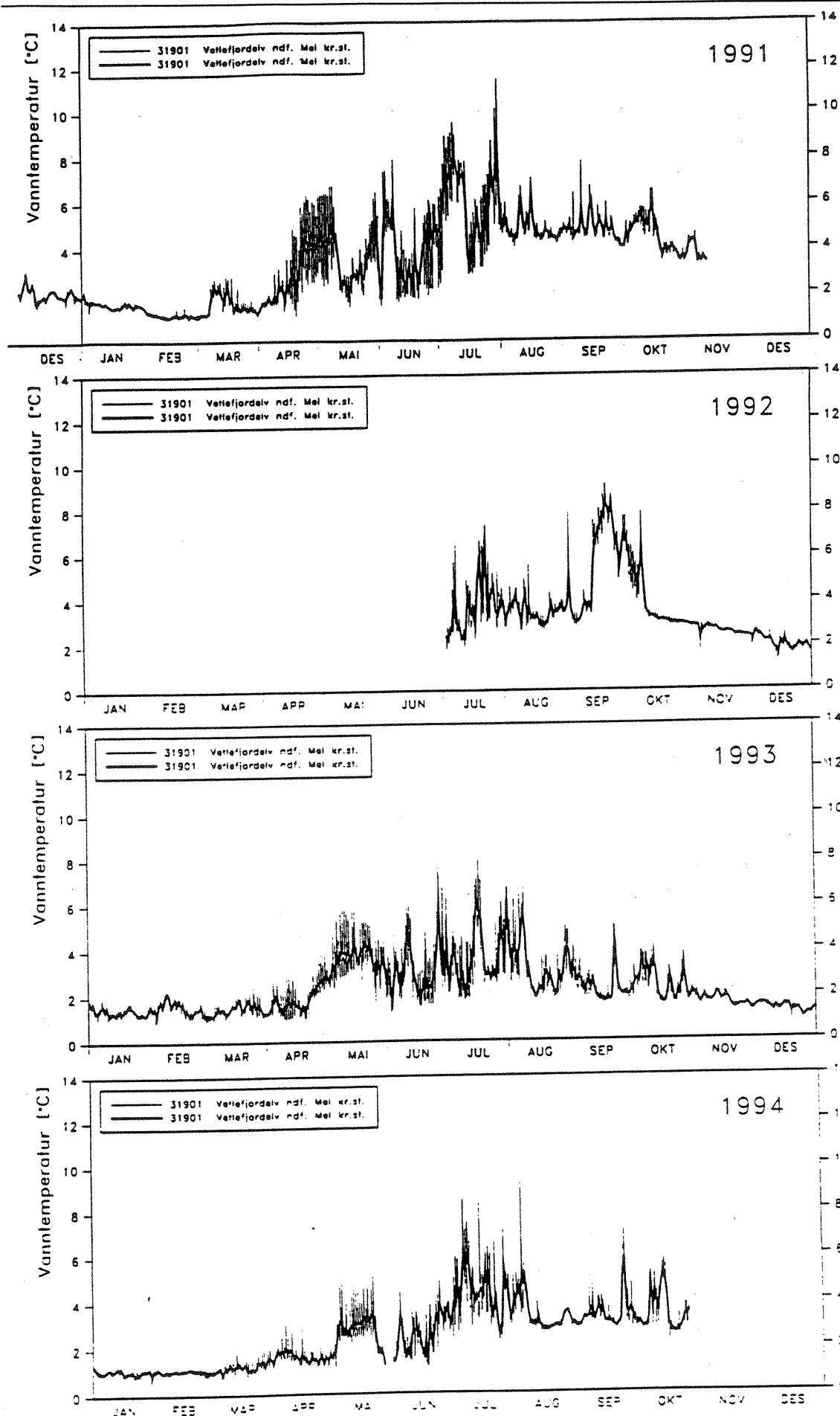


Vanntemperaturene målt om morgenen (kode 1) og om ettermiddagen (kode 3) før regulering (1982-88) og i 1989.

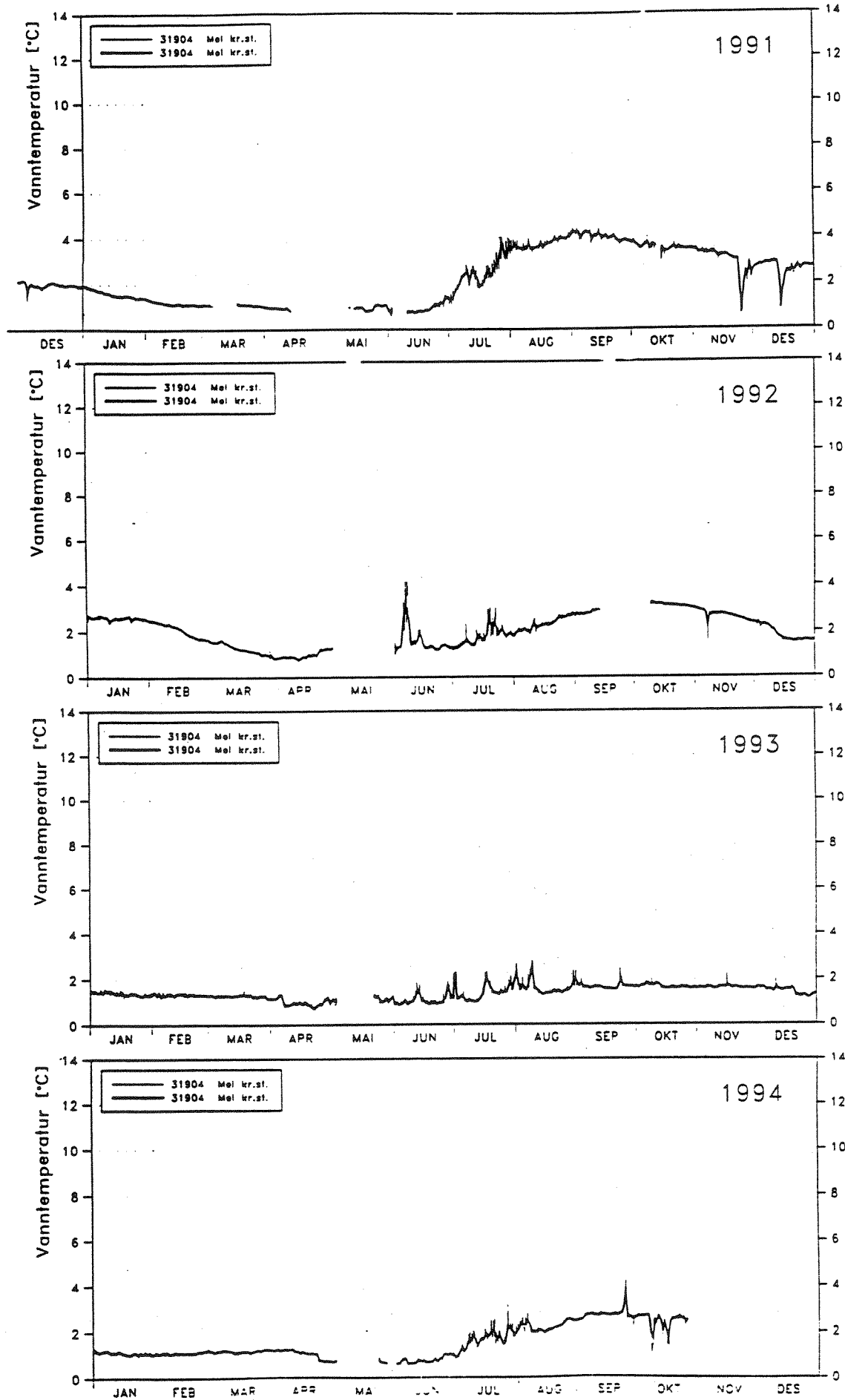
31901 Vettefjordelv ndf. Mel kr.st.



(forts)



Alle registreringer samt beregnet døgnmiddel av vanntemperaturer i Vetlefjordelva nedenfor utløpet av Mel kraftstasjon.



Alle registreringer samt beregnet døgnmiddel av vanntemperaturer i driftsvannet fra Mel kraftstasjon. Ved brudd på kurven har det vært driftsstans.

Vedlegg C. Rådata vannkjemi

Stasjon	Dato	pH	Ca	Alk	R-AI	IL-AI	L-AI	TOC	Kond	Mg	Na	K	Cl	SO4	NO ₃ -N	Tot-N	ANC
			mg/L	mmol/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	µekv/L
Vetlefjordelva	19/11/97	6.01	0.72	0.041	5	6	0	0.40	1.03	0.17	0.66	0.24	1.0	1.3	113	143	21
Vetlefjordelva	25/05/98	6.30	0.91	0.058	14	9	5	0.68	1.23	0.15	0.90	0.27	1.3	1.9	97	134	21
Bårdalselva	19/11/97	5.89	0.56	0.038	21	15	6	0.80	1.01	0.13	0.74	0.13	1.1	1.6	76	143	4
Bårdalselva	30/03/98	5.59	0.65	0.038	52	31	21	1.20	1.61	0.29	1.50	0.26	3.0	1.3	175	230	4
Mel kraftverk	19/11/97	5.83	0.39	0.036	7	<5	<7	0.28	0.78	0.15	0.52	0.16	1	0.9	77	110	
Nedstr. Mel	19/11/97	5.82	0.45	0.033	7	<5	<7	<0.20	0.81	0.15	0.54	0.18	1	1	86	135	
Oppstr. Mel	19/11/97	6.2	1.13	0.05	12	13	0	0.69	1.5	0.18	0.88	0.3	1.3	2.7	118	155	
Rabbagrovi	19/11/97	6.46	3.11	0.097	15	7	8	0.59	3.05	0.32	1.3	0.67	1.5	5.6	410	445	
Vatnaskregrovi	19/11/97	6.24	1.14	0.065	22	14	8	0.62	1.75	0.3	1.02	0.54	1.5	1.4	545	595	

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås Telefon: 22 18 51 00
0411 Oslo Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3924-98

ISBN 82-577-3513-2