

**LFI**

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE

Rapport 194 - 2000

ISSN 0333 - 161x

VANDRINGER TIL ØRRET I MÅNA ELV,  
TELEMARK

Jan Heggenes, Per Ketil Omholt,  
Jan Roar Kristiansen, Finn Økland  
og John Gunnar Dokk



ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO

**Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),  
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Sarsgt. 1, 0562 Oslo.**

Tlf. 22 85 17 60.

Telefax 22 85 18 37.

<http://www.toyen.uio.no/zoomus/lfi/index.html>

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble opprettet i 1969 etter en overenskomst mellom Universitetet i Oslo og Vassdragsregulantenenes Forening (V.R.). Tilsvarende laboratorier ble opprettet i Bergen og Trondheim.

Laboratoriet skal drive oppdragsforskning på fagområdet ferskvannsekologi, og har spesiell kompetanse på bunndyr og fisk (laks, ørret, sik, abborfisk og karpefisk).

For tiden har laboratoriet oppdrag i forbindelse med:

- Vassdragsreguleringer
- Vassdragsskjønn
- Eutrofiering
- Vassdragsovervåking
- Biotopforbedring
- Fiskeforsterkning

Lønn og drift dekkes av de enkelte oppdragsgivere. Arbeidsgiver er Universitetet i Oslo.

LFI-Oslo har idag følgende personale:

Forskere:	cand.real. Åge Brabrand dr.philos John E. Brittain cand. scient. Trond Bremnes
Professor II	dr.philos Jan Heggenes
1.amanuensis:	cand.real. Svein Jakob Saltveit (leder)
IT-konsulent:	cand.agric. Erland Røsten (timelønnet)
Forskningstekniker:	cand. mag. Zofia Dzikowska
Forskningstekniker	Henning Pavels
Universitetstekniker:	Finn Smedstad
Kontorsekretær:	Aud Johansen

Utover laboratoriets faste stab dekkes øvrige tjenester av engasjert personale, eller ved kontakt med annet personale ved Universitetet i Oslo.

Resultater fra undersøkelsene presenteres i egen rapportserie. Forespørsler om rapporter rettes direkte til laboratoriet. Sitat av resultater er ønskelig dersom rapporten refereres. Anvendelse av primærdata til videre publisering ansees som begrenset, og kan eventuelt bare gjøres etter avtale med laboratoriet.

# VANDRINGER TIL ØRRET I MÅNA ELV, TELEMARK

JAN HEGGENES, PER KETIL OMHOLT, JAN ROAR KRISTIANSEN,  
FINN ØKLAND og JOHN GUNNAR DOKK

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSSØKOLOGI OG  
INNLANDSFISKE (LFI), ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I  
OSLO, SARSGT. 1, 0562 OSLO.

## FORORD

Det er gitt 3 reguleringskonsesjoner for Møsvatn, i 1903, 1908 og 1942. Konsesjonene fra 1903 og 1908 er tidsubegrensede og omfatter et reguleringsintervall på 14,5 m (HRV: kote 914,5 og LRV: kote 900,0). Konsesjonen fra 1942 omfatter en ytterligere regulering på 4 m ved oppdemming, slik at Møsvatns samlede reguleringsintervall er 18,5 m (HRV: kote 918,5 og LRV: kote 900,0). 1942-konsesjonen er tidsbegrenset til 60 år og løper ut i 2002.

Øst-Telemarkens Brukseierforening (ØTB) vil fremme søknad om ny reguleringskonsesjon for Møsvatn med sikte på å videreføre reguleringen etter 1942-konsesjonen. Som et ledd i arbeidet med denne søknaden, er det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Måna og Møsvatn. Etter avtale er disse undersøkelsene gjennomført av Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo. I elven Måna har ørretbestanden fått endret sine levetilstander betydelig pga. reguleringsinngrep. Ved søknad om fornyet konsesjon er en vurdering av dette, samt mulighetene for avbøtende tiltak, viktig. I 1995 ble det igangsatt undersøkelser av ørretbestanden og nåværende levetilstander i Måna. Undersøkelsene av ørretens vandringsmønster ved hjelp av telemetri rapporteres her. Forfatterne er ansvarlige for opplegg og gjennomføring av feltarbeid. Andre deler av de fiskebiologiske konsekvensutredningene blir omskrevet i egne rapporter, herunder gytebestander og gyteplasser, habitatvalg og bestandsforhold.

Notodden, 02 februar 2000

Jan Heggenes

## INNHOOLD

SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	5
OMRÅDEBESKRIVELSE	7
METODER OG MATERIALE	9
Områdevalg	9
Radiomerking	9
Posisjonsbestemmelse	13
Fiskenes arealbruk	14
Vannføringer og temperatur	15
RESULTATER	17
Lav sommervannføring - sommer 1995	17
Merkestress	17
Arealbruk - hjemmeområder	18
Vandringsavstander	20
Døgnvariasjon i vandringer	21
Habitat og vandringer	22
Vannføring og temperatur	22
Høyere og varierende vannføringer - sommer og høst 1998	23
Merkestress	25
Arealbruk og hjemmeområder	25
Vandringsavstander	29
Døgnvariasjon i vandringer	32
Vannføringer og temperatur	33
DISKUSJON	35
KONKLUSJONER	38
LITTERATUR	39

## SAMMENDRAG

Radiosendere ble implantert i villfanget ørret i Måna på lav sommervannføring i 1995, høyere og varierende vannføring sommeren 1998 og høy og varierende vannføring høsten 1998. Tjue fisk ble merket (18 i 1995) og ti satt ut på kanalisert strekning ved Gaustå bru og ti på naturlig strekning ved skytebanen. Så langt mulig ble all radiomerket ørret peilet og posisjonsbestemt manuelt fire ganger i døgnet sommeren 1995 og 1998: morgen, midt på dagen, kveld og natt. Høsten 1998 ble all fisk peilet morgen og kveld. Hvert forsøk varte ca. 4 uker, avhengig av radiosendernes batterilevetid. Det var stor individuell variasjon i arealbruk og vandringsatferd. Hjemmeområdene varierte fra 924 til 85 818 m<sup>2</sup> og total vandringslengde fra 295 til 7014 m. Hjemmeområdene hadde ikke karakter av å være forsvarte territorier, idet ørretene delte deler av hjemmeområdene med andre radiomerkede fisker. Ørreten hadde en to-delt vandringsstrategi. Den var i hovedtrekk stasjonær med korte forflytninger (median vandringsavstand 0 m), men med enkelte sporadiske lengre vandringer. Vi fant ingen forskjeller i vandring over døgnet. Radiomerket ørret på kanalisert strekning hadde i gjennomsnitt større hjemmeområder og vandret mer enn på naturlig strekning. Forskjellene var imidlertid i liten grad statistisk signifikante pga. stor individuell variasjon. Det var forskjeller i arealbruk og vandringsatferd mellom forsøkene, med høyest gjennomsnittlig vandring på høyere vannføringer høsten 1998 (12,4 m). Større vannføringer synes derfor å føre til større vandringsaktivitet. Vi fant ingen klare effekter av plutselige flommer på ørretens arealbruk og vandringer. Plutselig endret vannføring syntes likevel å utløse lengre vandringer for enkelte individer.

## INNLEDNING

I 1903 fikk Skiens Brugseierforening den første konsesjon på regulering av Møsvatn. Senere konsesjoner er gitt i 1908 og 1942. Ubygging av Møsvatn og dermed Måna startet med bygging av Vemork kraftstasjon (A/S Rjukanfos) og dam i Møsvatn i 1905-1911 (Hallesby 1953). Denne utbyggingen endret vannførings-forholdene og dermed leveforholdene for ørret (*Salmo trutta*) som eneste art av betydning i Måna. Den forandret vannføringsregimet til høyere vintervannføring og lavere flomtopper, men uten å endre vesentlig total årlig vannføring. Det fysiske elveleiet eller lengden på vannførende strekning i Måna ble i liten grad berørt. I 1912-16 ble de øvre 5 - 6 km av Måna tørrlagt og undergitt restvannføring gjennom utbygging av Såheim kraftstasjon som tok inn vannet fra undervann Vemork. I 1953 - 55 og 1957 ble de siste større utbyggingene, Moflått (Rjukan III) og Mæl, gjennomført. Vannet ble tatt inn ved dam undervann Såheim og dam dale Dale, og slippes ut ved Mæl,

dvs. nesten i Tinnsjø (Fig. 1). Strekningen Såheim - Dale (ca. 5,5 km) og Dale - Tinnsjø (ca. 8 km) er undergitt restvannføring som innebærer store endringer i habitatforholdene.

Dammen ved Dale stenger for videre oppvandring av fisk. I 1987 ble dessuten de nederste 4 km av Måna kanalisert av Norges Vassdrags og Energiverk (NVE). Dette endret det fysiske elveleiet vesentlig, og dermed habitat for fisk. Disse regulerings- og kanaliseringssinngrepene har derfor hatt store konsekvenser for Måna som leveområde for ørret. Omkring 1980 ble også ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) påvist i Tinnsjø. Ørekyte er, i motsetning til de andre kjente fiskeartene i Tinnsjø, en potensiell konkurrent til ørret på rennende vann (e.g. Aass 1995).

Vandringer og forflytning er den enkleste og mest fleksible strategien dyr har til å tilpasse seg relativt raske endringer i miljøforholdene. Ørret på elv kan endre bevegelsesmønster med alder (ontogenetisk utvikling; e.g. Solomon & Templeton 1976, Elliott 1994, Young 1994), og som en respons på endringer i ytre miljøforhold (temperatur, vinter, tørke, flom; e.g. Clapp et al. 1990, Ovidio et al. 1998). Lengre vandringer (> 200 m) kan være vanlig med bytte av leveområder vår og høst (e.g. Clapp et al. 1990, Meyers et al. 1992), og er vanlig ved gyting (e.g. Solomon & Templeton 1976, Ovidio 1999). Ved vanlig furasjeringsaktivitet om sommeren mellom periodene med lengre og som regel årstidsbestemte vandringer, er ørretens bevegelser rapportert å være mindre (e.g. Heggenes 1988, Clapp et al. 1990, Meyers et al. 1992, Young 1994, Ovidio et al. 1998) og flere undersøkelser viser små hjemmeområder (Bachman 1984, Hesthagen 1988, Bridcut & Giller 1993). Resultater for vandringsundersøkelser vil i noen grad være avhengig av hvor ofte ørreten har blitt posisjonsbestemt og hvor lenge enkeltindivider av ørret er fulgt (e.g. Gowan og Fausch 1996). Ettersom vandring er en fleksibel tilpasningsstrategi med rask respons, vil vi forvente et variabelt mønster både over tid og rom, avhengig av lokale miljøforhold. *In situ* studier er derfor nødvendig, og overføringsverdi av resultater fra et vassdrag til et annet, kan være begrenset.

Dette forhold reflekteres i ulike resultat fra flere undersøkelser f. eks. av ørretens aktivitetsnivå over døgnet, om sommeren. Høyere eller annerledes vandringsaktivitet i forbindelse med skumringsperioder (morgen - kveld) eller natt er funnet for ørret både på elv (Jenkins 1969, Clapp et al. 1990, Matthews et al. 1994, Linnik et al. 1998) og i innsjø (e.g. Young et al. 1972, Priede & Young 1972, Oswald 1988). Andre har funnet aktivitetstopper om dagen (Chaston 1968) eller ikke funnet noen sammenheng mellom aktivitetsnivå og tid på dagen (Bachman 1984). Det er en generell mangel på undersøkelser av nattaktivitet. Varierende aktivitetsnivå over døgnet har blitt forklart ved biotiske faktorer som næringstilgang (Chapman & Bjornn 1969, Jenkins 1969, Clapp et al. 1990), fiskens magefylling (Oswald 1978, Milinski 1993), antipredator tilpasninger (Milinski 1993) og

konkurransen (Jenkins 1969), og abiotiske faktorer som lysintensitet (Clapp et al. 1990), temperatur (Clapp et al. 1990), og vannføring (e.g. Pert & Erman 1994). Om vinteren har ørret en helt annen og nattaktiv atferd sannsynligvis primært som en antipredator tilpasning (Heggenes et al. 1993), men vandringsmønster er relativt lite undersøkt (Jakober et al. 1998, Heggenes & Dokk unpubl.)

Valg av posisjon, dvs. mikrohabitat, hos elvelevende ørret reguleres av tetthetsavhengige biotiske faktorer, særlig sosiale dominanshierarkier (Bachman 1984), men særlig av abiotiske miljøfaktorer som vanhastigheter, dyp og substrat. Dette er undersøkt i Måna og rapportert av Heggenes et al. (2000).

Det knytter seg metodiske problemer til å undersøke vandringer hos ørret. Mange, særlig tidlige, undersøkelser er basert på merking og gjenfangst (e.g. Heggenes 1988, Bridcut & Giller 1993). Et vesentlig problem er hvordan man forholder seg til merket fisk som ikke gjenfanges etter merking. Ettersom det ikke finnes data på disse, og det kan være flere grunner til at de ikke gjenfanges (f. eks. merketap, predasjon, for liten samplinginnsats), er de ofte utelatt. En grunn til at fisk ikke gjenfanges kan være at fisken har migrert ut av undersøkelsesområdet. I så fall vil merking-gjenfangst data underestimere mobiliteten til fisken. Et nyere metodisk alternativ er å bruke radiotelemetri. Eksterne sendere vil gi fisken et hydraulisk handikap som kan påvirke atferd. Derfor foretrekkes ofte implantering av sendere i fiskens bukhule. Dette innebærer et operativt inngrep som utsetter fisken for mer behandling i forbindelse med merking, og et etterfølgende sår som skal gro. Dette kan i sin tur påvirke fiskens atferd (e.g. Peake et al. 1997).

I Måna er miljøforholdene for ørret uvanlige pga. reguleringsinngrepene. De nedre 4 km er kanalisert og øvre 4 km naturlig, dvs. har svært forskjellig habitat. Restvannføringen er normalt sett svært lav i forhold til naturlig vannføring og størrelsen på elveleiet, men avbrytes av kortere eller lengre, svært høye flomtopper i forbindelse med manøvrering av Moflåt og tildels Mår kraftverk. Som en del av de aktuelle konsekvensanalyser, ønsket vi derfor å undersøke

- om ørretens vandringsatferd var forskjellig på kanalisert og naturlig elvestrekning, dvs. habitatavhengig,
- hvordan ørretens vandringsatferd var på lav vannføring, sammenlignet med
- hvordan ørretens vandringsatferd var på høy vannføring, og særlig



- hvordan ørretens vandringsatferd ble påvirket av plutselige, svært store endringer i vannføring.

## OMRÅDEBESKRIVELSE

Måna ligger i Tinn kommune, Telemark (Fig. 1). For detaljert beskrivelse av vassdraget henvises til ØTB (1953) og Omholt (1996). På den aktuelle elvestrekningen dam Dale - Tinnsjø (ca. 8 km) ble to morfologisk ulike elvestrekninger valgt ut for merking av fisk og nærmere undersøkelse av vandringsmønster (Fig. 2).

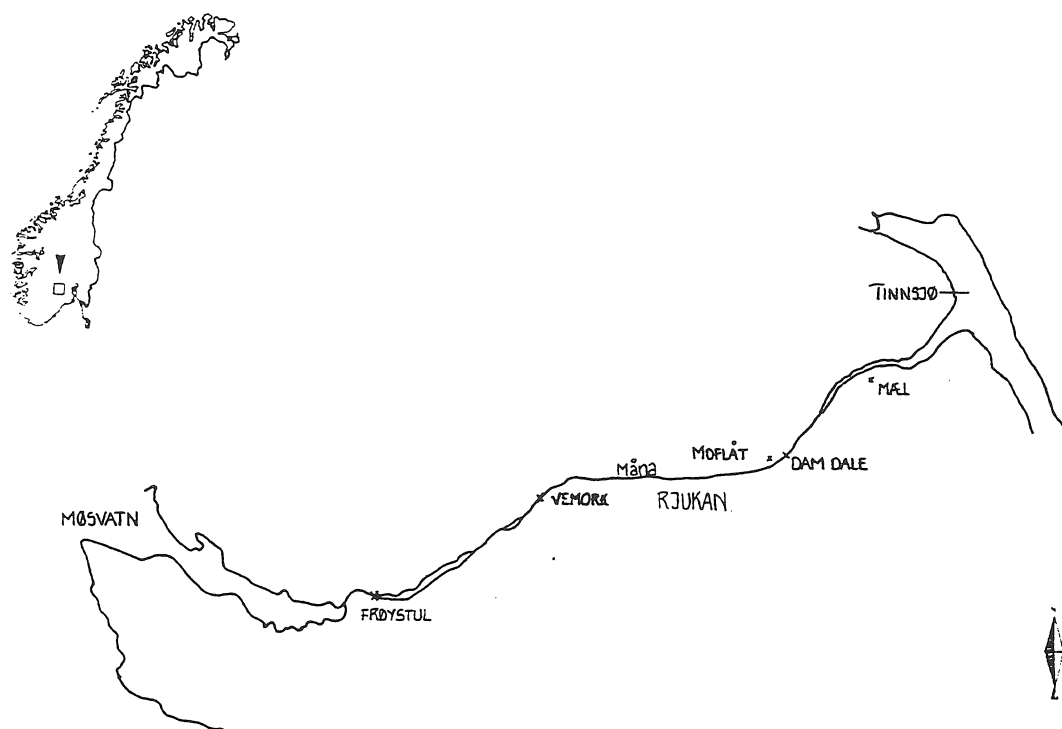


Fig. 1. Oversiktskart over Måna fra Møsvatn til Tinnsjø. Undersøkelsestrekningen er avmerket med pil.

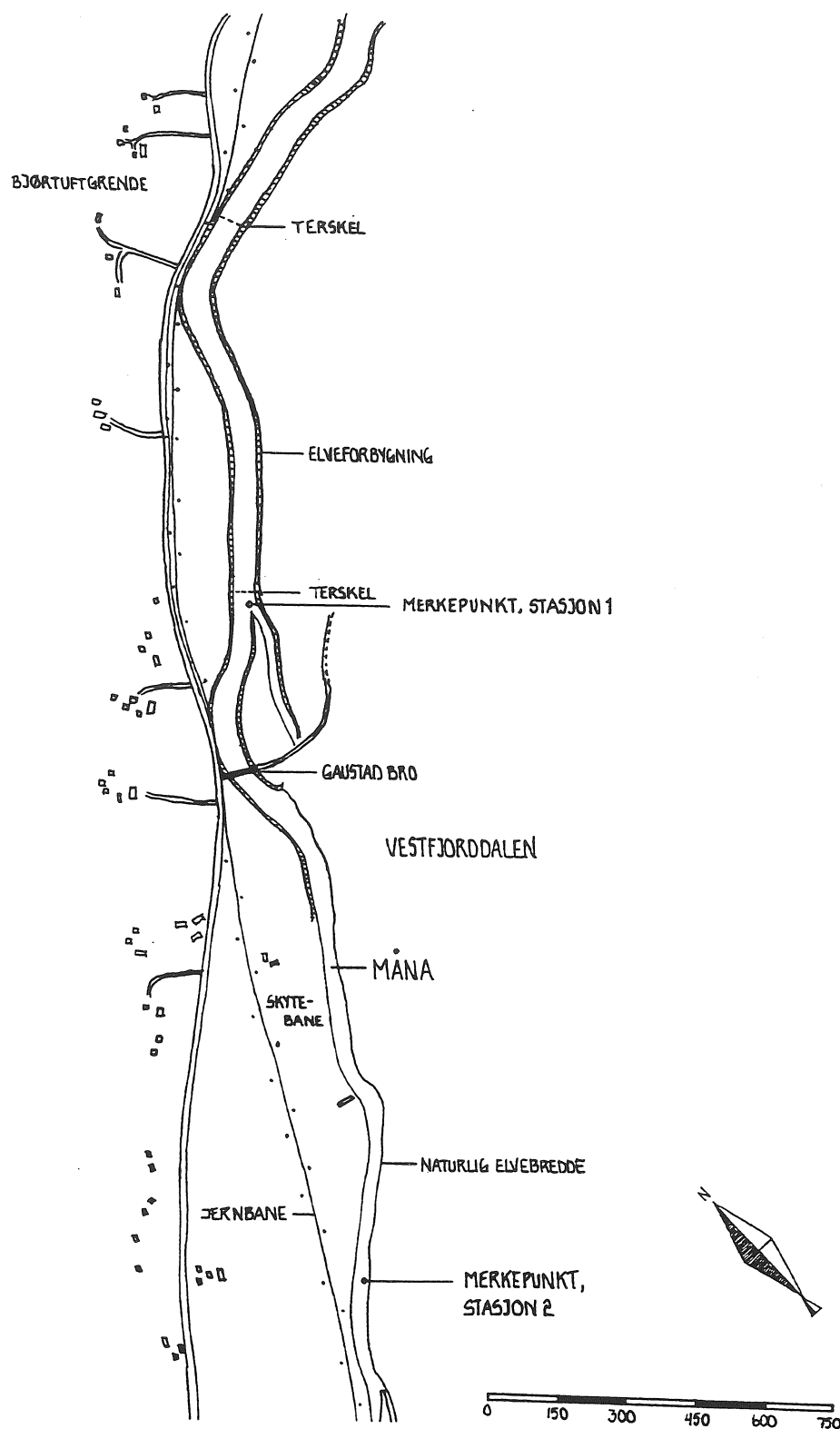


Fig. 2. Detaljkart over undersøkelsesområdet for radiomerking i Måna. De to elveområdene hvor fisk ble merket, er avmerket med nummerering (stasjon 1 og 2). Nedre del av undersøkelsesområdet er kanalisert og forbygd (Stasjon 1), mens øvre del er naturlig elveleie (stasjon 2).

## METODER OG MATERIALE

### *Områdevalg*

To morfologiske kontraster ble valgt: Stasjon 1 øverst på kanalisert strekning med terskel, rett nedstrøms Gaustå bru, og Stasjon 2 nederst på naturlig elveleie, ca. 1.5 km lengre oppstrøms. Stasjonene ble lagt så nær hverandre som mulig for å unngå vannføringsforskjeller og andre mulige miljøforskjeller knyttet til romlig avstand, f.eks. vannkjemi. En sammenligning av 50 m habitatkartlagt elv på kanalisert strekning ved stasjon 1, med 50 m naturlig elv ved stasjon 2, viste vesentlige habitatforskjeller. I den naturlige delen er elva er dypere og mer variabel (naturlig: 32 cm  $\pm$  SD 213, kanalisert: 15 cm  $\pm$  SD 8; t-test,  $p = 0,0251$ ) med grovere substrat (naturlig: 11,4  $\pm$  SD 1,2, kanalisert: 9,6  $\pm$  SD 1,2; t-test,  $p = 0,0001$ ), mens den kanaliserte strekningen har jevnere (laminær) og mer strøm (kanalisert: 26  $\text{cms}^{-1}$   $\pm$  SD 16,7, naturlig: 13  $\text{cms}^{-1}$   $\pm$  SD 14,4; t-test,  $p = 0,0001$ ). Stasjon 1 er på restvannføring dominert av en stor, kunstig anlagt terskelkulp. Nedstrøms er det brede og grunne blankstryk, mens strekningen oppstrøms går over i en liten småstryk med små, stående bølger, deretter en blankstryk med mindre lommer og kulper og så en småstryk. Strekningen har variert gradient med relativt grovere substrat enn nedstrøms, som er overlagret av finere substrat i terskelkulp (Fig. 2). Stasjon 2 er dominert av en mosaikk av små stryk og brede blankstryk på grensen til glidning ('glide'). I nedre del av området er det en stor, naturlig kulp. Denne går over i en kort, sterk stryk (hvitstryk på høyere vannføring), deretter en småstryk med stående bølger, og så en bred blankstryk. Substratet er grovt (ovenfor).

### *Radiomerking*

Ørret ble radiomerket og peilet i juli/august 1995 på normal sommervannføring for å etablere bakgrunnsdata på stabil, lav vannføring. Ørret ble deretter merket og peilet i juli 1998 på høyere vannføringer, og igjen i september 1998 på varierende og høye vannføringer. Ved alle forsøkene ble ørreten fanget med et likestrøms bærbart elektrisk fiskeapparat type FA 3 produsert av GeoMega A/S, Trondheim. Apparatet gir på høyeste ytelse eksponensielle pulser på 1200 V med en frekvens på 86 Hz. Ved behov kan det reguleres til

lavere voltstyrke og frekvens på apparatet. All ørret ble fanget på samme strekning som de ble gjenutsatt, for å unngå ev. effekter av 'homing'-atferd (e.g. Armstrong & Herbert 1997). All fanget ørret ble holdt i keep-nett i et døgn før radiomerking, for at de skulle tømme tarmene og dermed bedre tåle behandling.

#### Sommer 1995

Fisk ble innsamlet for radiomerking 12. juli 1995. Atten større ørret ble valgt ut og radiomerket 13. juli 1995. Lengder for merket ørret er vist i Tab. 1. Fisk. nr. 1 - 10 var fra den kanaliserte delen av elveleiet, og fisk nr. 11 - 18 fra det naturlige elveleiet.

Vi brukte radiosendere for implantering i fiskens bukhule, og produsert av Advanced Telemetry Systems (ATS), modell AST - 384. Vekt i luft var 2,2 - 2,3 g, og forventet batterilevetid ca. 25 dager. Hver sender hadde sin individuelle frekvens innenfor frekvensintervallet 142,011 - 142,200 MHz.

Før merking ble ørreten overført fra keep-nettet til et vannbad med bedøvelsesmiddelet metomidat (ca. 5 mg/l; Marinil\*, Wildlife Labs., Inc., Fort Collins, Colorado, USA.). Når fisken var synlig bedøvet (Tab. 1), ble den lagt på ryggen på mykt papir i en 5 cm diameter vugge og snittet opp i buken ved bakkant av brystfinnene og ca. 1.5 - 2 cm framover mot brystfinnene. En ca. 2 mm diameter sonde ble brukt for å perforere bukveggen i overkant av bukfinnene til å gi åpning til radiosenderantenne. Radiosenderen ble lagt inn i bukhulen, antennen tredd gjennom sonden og bukhuleveggen, og snittet sydd igjen med 2 til 3 sting (Tab. 1). Radioantennen ble klippet av ved bakkant av fiskens halefinne. Den merkede ørreten ble deretter overført til et oppvåkingskar med rent elvevann. Etter oppvåkning (Tab. 1) ble fisken varsomt satt tilbake i elv ved merkestet, hhv. fisk 1 - 10 ved terskel på kanalisert stasjon 1 og fisk 11 - 18 i grunn kulp på naturlig stasjon 2. All gjenutsatt fisk ble overvåket til den frivillig og naturlig svømte tilbake i elven.

Gjennomsnittslengde for radiomerket ørret var 185 mm  $\pm$  SD 19 (range 159-228) (Tabell 1), og det var ingen signifikant forskjell mellom fisk på kanalisert og naturlig strekning (t-test,  $p = 0,3048$ ).

Tabell 1. Data for merkede ørretindivider og merkeforløp under merking av ørret i Måna 13 juli 1995.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Frekvens (MHz)	Tid i bedøvelseskar (min)	Implanterings tid (min)	Tid i oppvåkingskar (min)	Total merketid (min)
Kanalisert strekning						
1	191	142,011	12,0	5,5	6,0	23,5
2	203	142,020	17,0	5,0	5,0	27,0
3	228	142,030	-	4,0	10,0	-
4	182	142,040	10,5	3,4	3,0	16,9
5	176	142,050	11,0	3,4	3,0	17,4
6	172	142,060	11,3	4,1	3,0	18,4
7	166	142,071	11,5	1,5	2,5	15,5
8	165	142,081	11,2	3,0	5,0	19,2
9	163	142,091	11,3	3,2	3,1	17,6
10	159	142,101	11,0	3,2	3,3	17,5
Naturlig strekning						
11	216	142,110	11,0	3,3	2,2	16,5
12	203	142,131	12,3	2,6	3,0	17,9
13	191	142,142	13,0	4,1	3,3	20,4
14	192	142,162	18,0	2,2	4,0	24,2
15	180	142,172	14,0	2,2	3,5	19,7
16	197	142,183	15,0	2,1	4,0	21,1
17	163	142,192	12,0	2,0	2,3	16,3
18	180	142,200	14,0	1,5	3,3	18,8

### Sommer 1998

Fisk ble innsamlet for radiomerking 31. juni 1998. Tyve større ørret ble valgt ut og radiomerket 1. juli 1998. Lengder for merket ørret er vist i Tab. 1. Fisk. nr. 1 - 10 var fra den kanaliserte delen av elveleiet, og fisk nr. 11 - 20 fra det naturlige elveleiet.

Vi brukte radiosendere for implantering i fiskens bukhule, og produsert av Advanced Telemetry Systems (ATS), modell AST - 393. Senderne var en tanke mindre enn sendere brukt i 1995. Vekt i luft var 2,2 g, og forventet batterilevetid ca. 30 dager. Pulsrate var 54/60 ppm og pulslengde 19/20 ms. Hver sender hadde sin individuelle frekvens innenfor frekvensintervallet 142,044 - 142,483 MHz.

Merkings(implanterings)prosedyren var den samme som i 1995. Data for individuelle ørret merket og detaljer om merkeforløp er i Tabell 2. Gjennomsnittslengde for radiomerket ørret var 213 mm  $\pm$  SD 19 (range 178-240), dvs. litt større enn for de andre forsøkene i 1995 og

høsten 1998 (ANOVA single factor,  $p = 0.003$ ). Merket ørret på kanalisert strekning var litt større enn på naturlig strekning (222 og 204 mm; t-test,  $p = 0,0221$ ).

Tabell 2. Data for merkede ørretindivider og merkeforløp under merking av ørret i Måna 1 juli 1998.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Frekvens (MHz)	Tid i bedøvelseskar (min)	Implanterings tid (min)	Tid i oppvåkningskar (min)	Total merketid (min)
Kanalisert strekning						
1	229	142,083	6.22	2.52	8.00	17.14
2	239	142,483	2.49	2.20	4.30	9.39
3	217	142,231	4.00	2.20	5.00	11.20
4	239	142,321	3.15	2.25	5.00	10.40
5	212	142,212	3.45	2.15	4.50	10.50
6	198	142,411	4.02	2.13	7.00	13.15
7	216	142,463	5.28	2.25	6.45	14.38
8	217	142,191	3.26	2.15	6.00	11.41
9	236	142,044	4.11	1.58	4.00	10.09
10	218	142,351	4.00	1.58	4.05	10.03
Naturlig strekning						
11	229	142,222	3.00	2.50	5.30	11.20
12	178	142,361	5.10	2.22	5.45	13.17
13	209	142,122	2.50	2.22	5.30	10.42
14	203	142,332	3.29	1.45	4.30	9.44
15	189	142,431	3.50	2.16	4.10	10.16
16	240	142,251	3.02	1.42	7.00	11.44
17	207	142,051	3.02	1.30	4.40	9.12
18	188	142,182	3.00	1.29	4.40	9.19
19	202	142,271	3.50	1.45	5.10	10.45
20	192	142,402	3.37	1.46	3.40	8.53

### Høst 1998

Fisk ble innsamlet for radiomerking 14. september 1998. Tyve større ørret ble valgt ut og radiomerket 16. september 1998. Lengder for merket ørret er vist i Tab. 3. Fisk. nr. 1 - 10 var fra den kanaliserte delen av elveleiet, og fisk nr. 11 - 20 fra det naturlige elveleiet.

Vi brukte samme type radiosendere for implantering som i juli (ovenfor), og merkings- (implanterings)prosedyren var den samme som tidligere. Data for individuelle ørret merket og detaljer om merkeforløp er i Tabell 3. Gjennomsnittslengde for radiomerket ørret var 197 mm  $\pm$  SD 22 (range 166-248), dvs. litt større enn i 1995 og litt mindre enn sommeren 1998

(ANOVA single factor,  $p = 0.003$ ). Det var ingen signifikant forskjell mellom fisk på kanalisert og naturlig strekning (t-test,  $p = 0,2918$ ).

Tabell 3. Data for merkede ørretindivider og merkeforløp under merking av ørret i Måna 16 september 1998.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Frekvens (MHz)	Tid i bedøvelseskar (min)	Implanteringstid (min)	Tid i oppvåkingskar (min)	Total merketid (min)
Kanalisert strekning						
1	203	142,474	4.00	3.00	4.30	11.30
2	221	142,302	2.30	2.00	3.50	7.20
3	209	142,391	2.30	2.50	4.30	9.50
4	191	142,061	2.45	2.45	2.30	8.00
5	187	142,262	3.00	2.40	7.00	12.40
6	211	142,241	2.00	2.05	5.00	9.05
7	185	142,452	2.20	3.00	4.50	10.10
8	175	142,381	3.00	2.50	3.00	8.50
9	169	142,162	3.00	2.45	8.20	14.05
10	166	142,091	3.00	3.45	7.00	13.45
Naturlig strekning						
11	248	142,142	3.30	3.15	5.15	11.00
12	226	142,023	3.15	2.40	4.30	12.15
13	171	142,133	2.30	2.50	2.25	9.45
14	215	142,103	2.45	2.40	7.00	12.25
15	193	142,312	3.00	3.00	2.10	8.10
16	184	142,342	2.15	2.35	2.15	7.05
17	221	142,071	2.30	2.10	8.15	12.55
18	178	142,292	2.00	2.30	4.30	9.00
19	200	142,011	2.30	2.20	2.25	7.15
20	187	142,281	3.30	3.00	-	-

### Posisjonsbestemmelse

Vi brukte to typer mottakerenheter; i 1995 type Televilt RX81 142 MHz produsert av Televilt AB, og i 1997 og 1998 type AT 142/144 produsert av Telonics. Samme antenne, type Telonics RA-2AK 142/144MHz ble brukt ved alle peilinger.

Rekkevidde til sendere og følsomhet til antenne og mottaker var hele tiden tilstrekkelig til at fisk kunne posisjonsbestemmes over hele elve-tverrsnittet fra den ene elvebredden. Når levetiden til senderbatteriene nærmet seg slutten, ble signalene svakere og

posisjonsbestemmelse vanskeligere. Usikre posisjonsbestemmelser er ikke tatt med i datamaterialet. All fisk ble posisjonsbestemt ved manuell krysspeiling fra elvebredden. Observatøren beveget seg langs elvebredden til han/hun fikk retningen på sterkeste radiosignal 90° på elvebredden. Deretter beveget observatøren seg ca. 20 m oppstrøms og/eller nedstrøms langs elvebredden og foretok en krysspeiling ved å bestemme retning til sterkeste radiosignal. Måna er en relativt liten og oversiktlig elv, og posisjoner til individuelle ørreter vurderes å være krysspeilet med en nøyaktighet på  $\pm 2 \text{ m}^2$ . Fiskens posisjon i elva ble i 1995 inntegnet på økonomisk kartverk M 1:5000 og senere overført til kart i målestokk 1:2000. I 1997 og 1998 ble posisjonsdata inntegnet direkte i felt på kart M 1:2000.

Sommeren 1995 og 1998 ble all fisk radiopeilet 4 ganger i døgnet; midt på dagen, midt på natta, og i skumringen om morgenen og kvelden. Ettersom daglengden endret seg mellom forsøksperiodene, var også tidspunkt for peiling morgen og kveld forskjellig. Flere undersøkelser har rapportert aktivitetstopper hos fisk i skumringsperioder morgen og kveld (e.g. Jenkins 1969; Young et al. 1972, Clapp et al. 1990). Av praktiske grunner forekommer det enkelte avvik i data fra dette registreringsopplegget.

I 1995 ble ørreten gitt en akklimatiseringsperiode på 2 dager etter merking, før radiopeiling startet. I 1998 startet radiopeiling umiddelbart etter merking for også å kvantifisere mulige effekter av merkestress på vandringsatferd.

Høsten 1998 ble 20 ørret merket og radiopeilet spesielt i forbindelse med revisjonsarbeider på kraftverkene. Dette medførte varierende vannføringer som derfor var av særlig interesse å undersøke. I denne undersøkelseperioden ble all fisk peilet 2 ganger i døgnet; morgen og kveld.

Under forsøkene vandret ingen fisk ut av undersøkelsesområdet, og vi mistet ingen fisk av andre grunner (naturlig dødelighet, sportsfiske etc.)

### *Ørretens arealbruk*

#### Hjemmeområde

Enkeltindividenes hjemmeområde (Bachman 1984), dvs. total arealbruk i peileperioden, ble beregnet som avstanden i elva mellom til to peilepunktene lengst fra hverandre ganget med



gjennomsnittlig elvebredde. Gjennomsnittlige elvebredde ble beregnet som middel av elvebredde ved peilepunkt lengst nedstrøms, elvebredde ved peilepunkt lengst oppstrøms og elvebredde mist mellom disse ytterpunktene. Ettersom vannføringen kan variere betydelig i Måna, er alle mål for total elvebredde, dvs. elveleiet.

### Vandringer

Vandringshastighet ( $v$ ) er her beregnet som den hastigheten fisken *minst* må ha beveget seg med mellom to påfølgende posisjonsbestemmelser:

$$v = l_n / t_n$$

hvor  $l_n$  er avstanden i meter mellom to påfølgende posisjoner til et individ, og  $t$  er tiden i timer mellom de to posisjonsbestemmelsene. Ettersom fisken ikke ble peilet kontinuerlig, er dette et minimumsestimat for vandringshastighet.

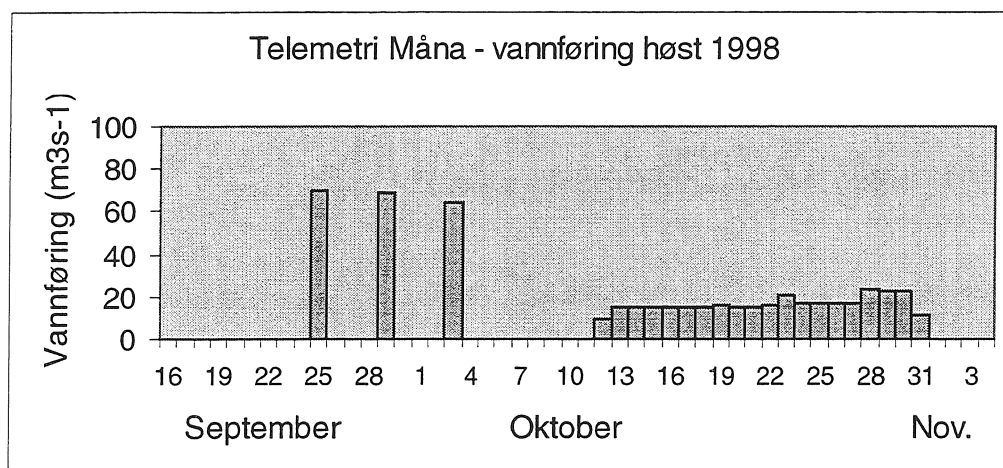
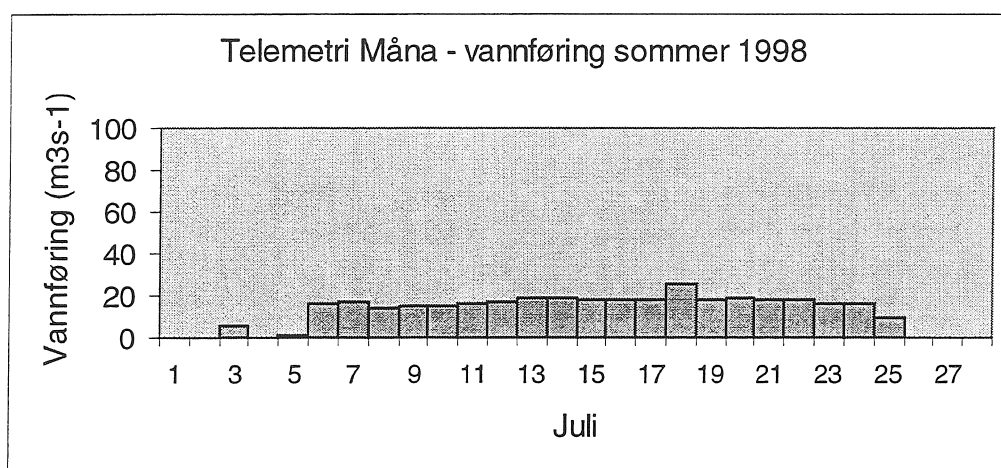
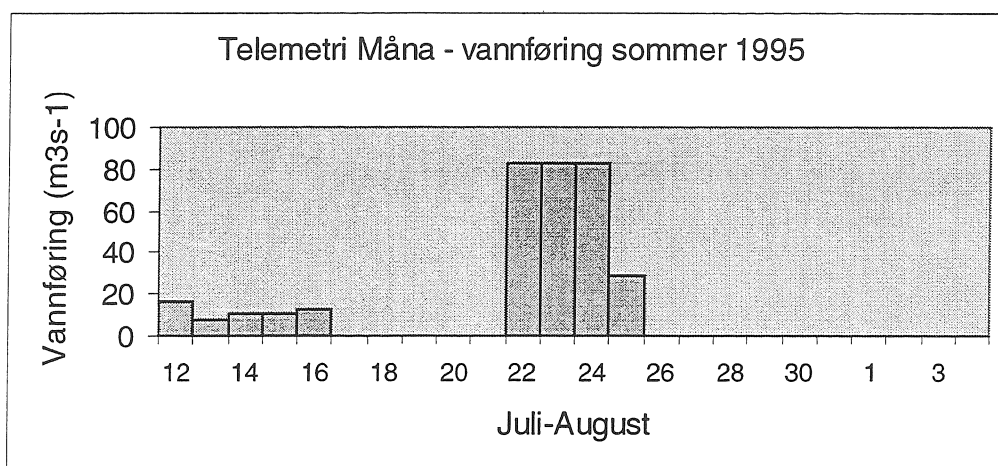
Gjennomsnittlig, maksimal, kumulativ og total vandringsavstand er beregnet i forhold til første registrerte posisjon etter gjenutsetting av fisk i elv.

### *Vannføringer og temperatur*

I 1995 var det under forsøksperioden i hovedsak bare restvannføring i Måna. Dam dale hadde i perioden en lekkasje på den ene dampporten på ca.  $0,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Det var ellers lite nedbør i perioden, slik at vannføringen i Måna var stabilt liten (Fig. 3). Fra 21 juli kl. 1200 til og med 24 juli kl. 1200 ble det imidlertid sluppet  $80 - 100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  over dam Dale (Fig. 3, øverst).

Sommer 1998 var vannføringen betydelig høyere pga. revisjonsarbeider på kraftverket (Fig. 3, midten).

Høst 1998 var vannføringen først i perioden (september) lav. For å teste effekter av flommer ble det kjørt en serie med induuerte flommer med  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i ett døgn med 3 dagers mellomrom (12.00 - 12.00) fra dam Dale; 14 juli, 18 juli og 22 juli (Fig. 3, nederst). Fra medio oktober ble det pga. revisjonsarbeider kjørt en lengre periode med høy vannføring (Fig. 3, nederst).



Figur3. Vannføringer i Måna ved dam Dale i undersøkelsesperiodene (øverst) sommeren 1995, (midten) sommeren 1998 og (nederst) høst 1998.

Vanntemperatur ble i 1995 målt automatisk 4 ganger i døgnet med en Tinytalk logger utlagt ved Gaustå bru, og manuelt i 1998.

## RESULTATER

### *Lav sommervannføring - 1995*

Totalt ble det gjort posisjonsbestemmelse av enkeltindivider 61 ganger i løpet av forsøksperioden 13 juli til 6 august (Appendiks 1). Ikke alle individer ble registrert hver gang. I et par tilfeller skyldtes det sannsynligvis at fisken sto for nær elvekanten (fisk nr. 3 og 7), men hovedårsaken var at batterienes levetid var ulik, slik at noen fisk fikk færre observasjoner mot slutten av forsøksperioden. Ørreten brukte i gjennomsnitt  $28 \pm \text{SD } 6,85$  ulike posisjoner i elva i løpet av perioden, dvs. fisken var relativt stasjonær. Den ble observert i samme eller tidligere brukt posisjon ved 53,4 % av radiopeilingene. Som et grovt mål på gjenbruk av posisjoner, fant vi ingen signifikant forskjell i bruk av tidligere registrerte posisjoner mellom fisk merket på kanalisert og naturlig strekning (Mann-Whitney Rank Sum test,  $p = 0,625$ ).

### *Merkestress*

Merket ørret ble posisjonsbestemt 3 ganger i løpet av vel første døgn etter merking. Deretter ble fisken ikke peilet i en akklimatiseringsperiode på 72 timer. Ingen av individene ble bestemt to ganger til samme posisjon første døgn etter merking. Dette indikerte høyere aktivitet rett etter merking. Derfor ble all fisk ved senere forsøk peilet fra gjenutsetting, for å klarlegge eventuelt merkestress.

### *Arealbruk - hjemmeområder*

Beregninger av fiskenes arealbruk for perioden 13.07 - 06.08 1995 viste også at ørreten var nokså stasjonær (Tabell 4). Den gjennomsnittlige størrelsen på hjemmeområdet var  $8\,125 \pm \text{SD } 11\,112 \text{ m}^2$ . Det var stor individuell variasjon i størrelse på hjemmeområde slik SD viser, fra 924 til 39 229  $\text{m}^2$ . Det var imidlertid forskjell i arealbruken på kanalisert og naturlig elvestrekning. På kanalisert strekning nedstrøms Gaustå bru var gjennomsnittlig hjemmeområde  $12\,377 \pm \text{SD } 13\,565 \text{ m}^2$  med 2 100  $\text{m}^2$  som det minste og 39 229  $\text{m}^2$  som det største. På naturlig strekning oppstrøms skytebanen var ørreten mer stasjonær med gjennomsnittlig hjemmeområde på  $2\,810 \pm \text{SD } 2\,273 \text{ m}^2$ , minimum 924  $\text{m}^2$  og maksimum 8 289  $\text{m}^2$  (Mann-Whitney Rank Sum test,  $p = 0,0113$ ).

Den individuelle variasjonen i størrelsen på hjemmeområdet var i liten grad knyttet til fiskestørrelse (lengde) (lineær regresjon,  $r^2=0,0205$ )

Tabell 4. Data for arealbruken til de 18 merkede ørretindividene på lav sommervannføring i Måna i perioden 13 juli - 6 august 1995.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Hjemme- område (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo mråde nr. 1 (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo mråde nr. 2 (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo mråde nr. 3 (m <sup>2</sup> )
Kanalisert strekning					
1	191	4 824			
2	203	7 341			
3	228	35 939	2 662	2 205	
4	182	4 638			
5	176	9 125	490	5 635	
6	172	9 144	507	200	3 299
7	166	39 229	1 441	2 790	3 407
8	165	9 047	3 262	1 391	1 332
9	163	2 390			
10	159	2 100			
Naturlig strekning					
11	216	2 233			
12	203	1 767			
13	191	2 184			
14	192	2 700			
15	180	2 200			
16	197	924			
17	163	2 188			
18	180	8 289	3 616	1 241	

Fiskens hjemmeområder hadde ikke karakter av å være forsvarte territorier. Alle ørretene delte deler av hjemmeområdene med andre radiomerkede fisker, og det var betydelig grad av overlapping mellom hjemmeområder, slik Bachman (1984) også påviste.

Størrelse på hjemmeområde og fiskens bruk av dette, viste betydelig individuell variasjon. Elleve individer (1, 2, 4, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16 og 17) brukte hele hjemmeområdet aktivt i hele undersøkelsesperioden, og hadde et gjennomsnittlig hjemmeareal på  $3\,026\text{ m}^2 \pm \text{SD } 1\,840$ . Noen posisjoner ble brukt mer enn andre av enkeltfisk, uten at disse fiskene var helt stasjonære. Generelt registrerte vi relativt ofte, med døgn mellomrom, mindre forflytninger (se vedlegg og Omholt 1996 for detaljer). Noen fisk var mer stasjonære er i kortere perioder med flomvannføring (nedenfor). Individ nr. 15 skilte seg ut med mer stasjonær atferd. Hjemmeområdet var  $2\,200\text{ m}^2$ , men av fiskens 55 posisjonsbestemmelser var hele 70,9 % knyttet til en bestemt posisjon (se vedlegg 15). Fisken forflyttet seg da den ble forsøkt fanget med elektrisk fiskeapparat ved undersøkelsesperiodens avslutning.

Fem individer (3, 5, 6, 7 og 8) brukte to eller flere atskilte 'under'hjemmeområder. Dette er diskrete hjemmeområder som ble brukt atskilt i tid. For disse fem individene ble underhjemmeområdene heller ikke brukt flere ganger. Fisk nr. 3 brukte i tur to atskilte (749 m) terskelbassenger som hjemmeområder (vedlegg 3). Nedstrøms vandring synes ikke å ha sammenheng med vannstandsendringer. Fisk nr. 7, med det største hjemmeområdet av alle, brukte tre underhjemmeområder; øverst i terskel ved Gaustå bru (Fig. 2), ved selve terskelen og til slutt et område 659 m nedstrøms (vedlegg 7). Den siste nedstrøms vandringen skjedde i etterkant av en 3 timer lang flomtopp (nedenfor). Individ 5 oppholdt seg i 13 døgn i et underhjemmeområde, med forflyttet seg i forbindelse med en flom 227 m oppstrøms og etablerte seg i et nytt hjemmeområde resten av undersøkelsesperioden (vedlegg 5). Også individ 6 vandret oppstrøms i forbindelse med flomepisoder, og ble radiopeilet i tre ulike underhjemmeområder etter hverandre (vedlegg 6). Individ 8 forflyttet seg også i forbindelse med vannstandsendringer og etablerte i alt tre forskjellige hjemmeområder. Etter merking ble den peilet i samme område i 8 døgn, flyttet 110 m nedstrøms hvor den oppholdt seg i 3 døgn, for deretter å vandre oppover hvor den etablerte et hjemmeområde for resten av undersøkelsesperioden (vedlegg 8).

Fisk nr. 18 skilte seg ut ved å bruke flere underhjemmeområder flere ganger og vandre mer. Dette individet hadde også størst hjemmeområde av ørretene på den naturlige strekningen. Den har hatt to underhjemmeområder, men ble flere ganger peilet på vandring mellom disse områdene (vedlegg 8).

#### *Vandringsavstander*

Det var stor individuell variasjon i total vandringsavstand (Tabell 5). Kortest total vandringsavstand var for individ 17 med 363 m. Fisken oppholdt seg hele tiden i strykpartiene oppstrøms kulpene hvor den ble gjenutsatt etter merking. Fisk nr. 18 vandret lengst med 2014 m. Begge individene ble merket og utsatt på den del av Måna med naturlig elveleie. Gjennomsnittlig total vandringsavstand for alle fiskene var 1015 m  $\pm$  SD 508 i løpet av 24 døgn.

Ørreten i det gamle elveleiet vandret betydelig mindre, gjennomsnittlig totalt 761 m  $\pm$  SD 553, enn ørret fanget og gjenutsatt i det kanaliserte elveleiet, 1 219 m  $\pm$  381 (Mann-Whitney Rank Sum Test,  $P = 0,0295$ ). Dette stemmer godt overens med at fisk på kanalisert strekning også hadde signifikant større hjemmeområder (ovenfor). Total vandringsavstand viste liten sammenheng med fiskestørrelse (lengde) i materialet vårt (lineære regresjon,  $r^2 = 0,00932$ ).

Tabell 5. Data for gjennomsnittlig (meter/time) og total vandringsavstand til de 18 merkede ørretindividene på lav sommervannføring i Måna i perioden 13 juli - 6 august 1995.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Gjennomsnittlig vandring (m/t ± SD)	Total vandringsavstand (m <sup>2</sup> )
Kanalisert strekning			
1	191	2,74 ± 2,85	1 251,5
2	203	4,38 ± 3,95	1 928,0
3	228	1,94 ± 3,41	1 429,0
4	182	3,25 ± 4,16	1 394,5
5	176	2,19 ± 3,35	970,0
6	172	2,27 ± 3,36	901,5
7	166	3,20 ± 10,56	1 661,5
8	165	2,02 ± 2,84	933,0
9	163	2,14 ± 2,29	974,5
10	159	1,75 ± 1,84	741,0
Naturlig strekning			
11	216	1,56 ± 2,23	658,5
12	203	0,94 ± 1,08	467,0
13	191	2,77 ± 2,92	1 050,5
14	192	1,35 ± 1,72	682,0
15	180	0,88 ± 1,69	409,5
16	197	1,30 ± 2,28	440,5
17	163	0,87 ± 1,52	363,0
18	180	4,67 ± 8,49	2 014,0

Vi beregnet også maksimal avstand fra første peileposisjon for alle fiskeindividene. Disse resultatene sammenfaller med resultatene for størrelse på hjemmeområde og total vandring. På kanalisert strekning var maksimal avstand fra første peileposisjon signifikant større enn på naturlig strekning (Mann-Whitney Rank Sum Test,  $P = 0,0410$ ; gjennomsnittlig 186 m ± SD 262, 270 m ± SD 328 på kanalisert, 81 m ± SD 79 på naturlig).

Variasjonen i total vandringsavstand mellom individene var stor (Tabell 5), og større på den naturlige del av elva enn på kanalisert del. De individene som hadde størst hjemmeområder, ørret nr. 7 og 3 (Tabell 4), var imidlertid ikke de individene som totalt hadde vandret mest (Tabell 5).

Det var også stor variasjon i når fisken foretok sine forflytninger. To ytterpunkter var fisk nr. 2 som forflyttet seg jevnlig med liten forskjell i vandringsavstand fra dag til dag (Fig. 4), men fisk nr. 3 gjorde noen få lange vandring over et kort tidsrom (Fig. 4).

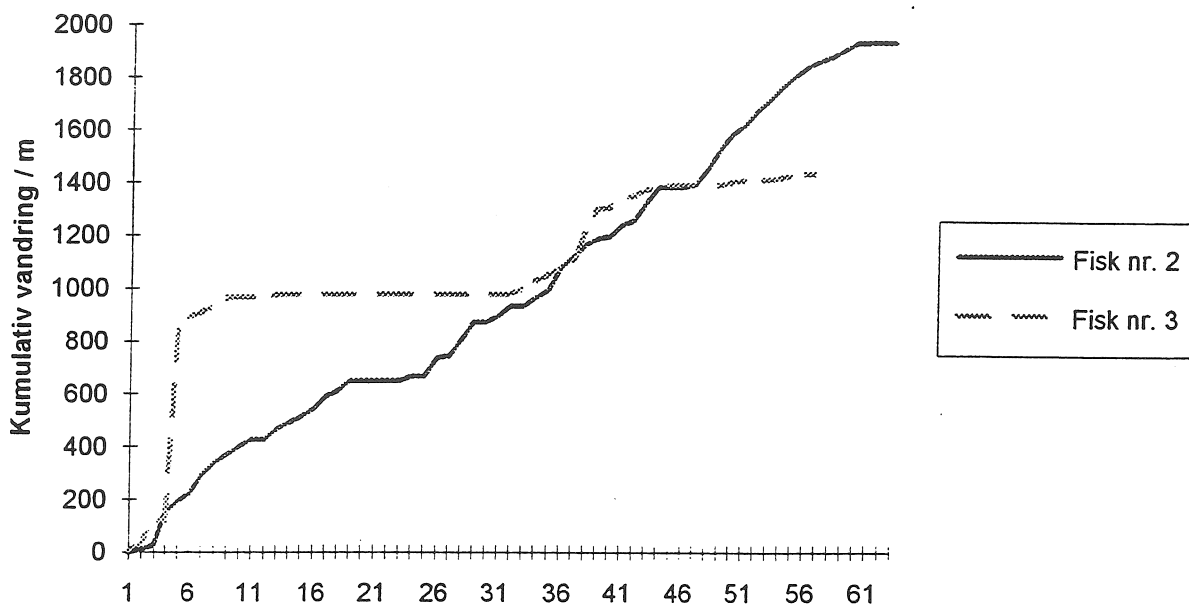


Fig. 4. Kumulativ vandringsavstand for individ 2 og 3 viser to ytterpunkter i vandringsatferd.

#### *Døgnvariasjon i vandringer*

Vi beregnet fiskens vandringshastigheter omkring de fire ulike tidsperiodene i døgnet fisken ble peilet (morgen, midt på dag, kveld, midt på natt). Vi fant ingen signifikante forskjeller i vandringsavstand til ulike tider av døgnet for hele materialet (Kruskal-Wallis One Way Analysis of variance in Rank,  $p > 0,05$ ). Vi sammenlignet også to og to tidsperioder parvis, men også her uten å finne signifikante forskjeller over døgnet (Mann-Whitney Rank Sum Test,  $p > 0,05$ ).

#### *Habitat og vandringer*

Vi undersøkte også om hydrofysiske habitatvariable (dyp, gjennomsnittlig vannhastighet, bunnhastighet, overflatehastighet, substrat, skjul, mesohabitattype) viste noen sammenheng med fiskens vandringer, dvs. posisjonsvalg og oppholdstid på ulike posisjoner (se Omholt 1996 for detaljer).

Posisjonsvalg var knyttet til vannets hastighet og dyp (Principal Component Analysis, PC 1 = 31.9, gjennomsnittlig vannhastighet = 0,913, bunnhastighet = 0,642, overflatehastighet = 0,939, dyp = 0,526), men viste betydelig variasjon som ikke lot seg forklare med habitatforhold (se forøvrig Heggenes et al. 2000). Vandringshastighet var i liten grad knyttet direkte til habitatvariable (Multippel regresjon,  $r^2 = 0,0665$ ), men viste en viss sammenheng med dyp og substrat.

#### *Vannføring og temperatur*

Enkeltepisoden med flomvannføring, 80 - 100  $m^3 s^{-1}$  i perioden 21 juli kl. 12.00 til 24 juli kl. 12.00, medførte naturligvis en impuls med radikale endringer i ørretens miljø. dette ga en

uventet mulighet til å få pilotdata på eventuelle virkninger på ørretens vandringsatferd. De radiomerkede ørretindividene reagerte ulikt. fire individer viste ingen respons, 8 individer gjorde mindre forflytninger inn mot elvebredden, mens 8 individer viste en atferdsrespons med økt vandring.

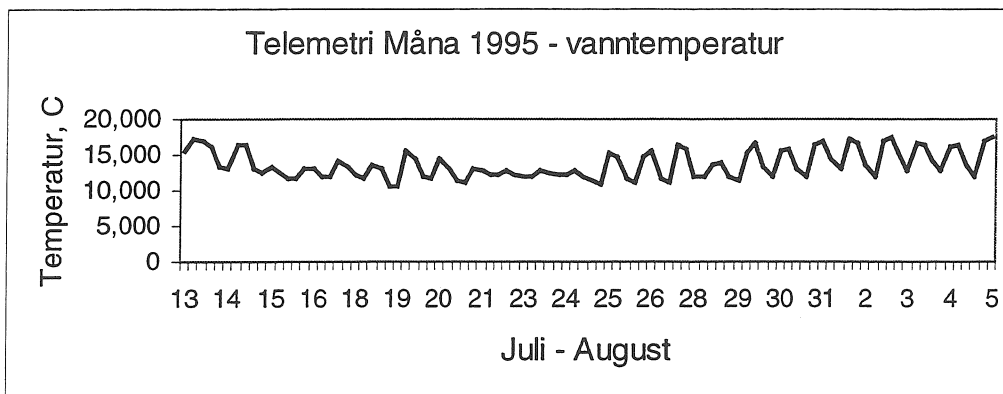
Individene 3, 7, 15 og 16 forflyttet seg lite eller ingenting i forbindelse med flommen (vedlegg 3, 7, 15, 16). tre av disse, nr. 3, 15 og 16, oppholdt nær elvebredden allerede seg før starten på flommen, og forble stasjonære. fire individer, 6, 11, 14 og 18, vandret oppstrøms på økende vannføring. tre av disse ørretene vandret nedstrøms igjen når vannstanden ble redusert, men bare nr. 11 gikk tilbake til samme posisjon som før flommen. nr. 14 og 18 etablerte seg nedstrøms sine tidligere hjemmeområder. nr. 6 forble i et nytt hjemmeområde etablert i forbindelse med flommen. ørretene 5, 8, 12 og 17, vandret nedstrøms på flommen. tre av disse vandret oppstrøms igjen når vannstanden ble redusert, men bare nr. 17 tok opphold i sitt gamle hjemmeområde. nr. 5 og 8 etablerte seg i nye underhjemmeområder, mens nr. 12 hadde mindre markerte forflytninger.

I løpet av hele undersøkelsesperioden ble 6 fisk registrert med to eller tre underhjemmeområder. Fem av disse individene hadde tilhold på kanalisert strekning (Tabell 4). Alle individene (nr. 5, 6, 7, 8 og 18) unntatt nr. 3, byttet underhjemmeområde for første gang i forbindelse med endringer i elvas vannføring. To byttet i forbindelse med mye vann i elva (nr. 6 og 8), mens fire etablerte nye underhjemmeområder i forbindelse med fallende vannføring. Individene 1, 2, 4 og 10 synes ikke å vise noen klar endring i atferd som respons på økt vannføring i elva.

Samlet førte derfor impulsen av høy vannføring til en markert atferdsrespons i form av økt vandring og endret arealbruk for 9 radiomerkede ørreter, fire ørret forble stasjonære i forbindelse med flommen, mens fire ørret ikke viste noen klar respons i form av endret vandringsatferd.

Vanntemperaturen varierte over døgnet (3-4 °C), men varierte ellers lite i løpet av undersøkelsesperioden (min. 10,8 - maks 17,5 °C; Fig. 5).





Figur 5. Vanntemperatur i Måna ved Gaustå bru i juli 1995.

### Varierende og høyere vannføringer - sommer og høst 1998

Sommeren 1998 ble enkeltindivider posisjonsbestemt i alt 79 ganger i forsøksperioden 1 til 28 juli, i alt 1231 posisjonsbestemmelser. Av grunner nevnt tidligere, ble ikke alle individer registrert hver gang. Ørreten spredte seg også over en større del av elven enn i 1995. Dette førte til at observatøren ikke rakk å peile alle individer innenfor en gitt tidsperiode. Særlig gjaldt dette for de korte nettene.

Ørreten var liksom i 1995 i hovedsak stasjonær gjennom undersøkelsesperioden; 68,2 % av alle posisjoner var med mindre avstand enn  $\pm 10$  m (Fig. 6). Fordeling av vandringsavstandene viste svak skjevfordeling med overvekt av oppstrøms/sidevegs vandring og noen få lange vandring, dvs. tunge 'haler' (skewness = 20,0774 , kurtosis = 584,7915) . Gjennomsnittlig vandring mellom peilinger var 6,6 m  $\pm$ SD 89,5 (range -704 - 2642), mens median vandringsavstand var 0 m.

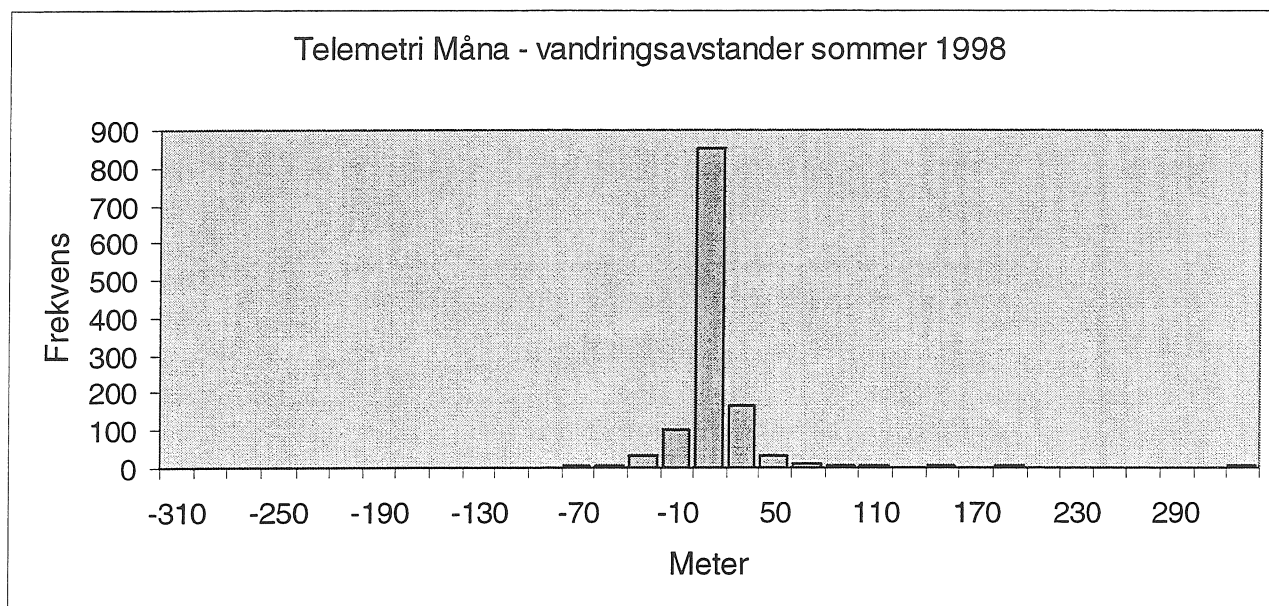


Fig. 6. Vandringsavstand fra siste posisjon i Måna sommeren 1998 ( $n=1231$ ).

Høsten 1998 ble radiomerkede individer posisjonsbestemt to ganger i døgnet (kfr. fire ganger sommer 1995 og 1998), i alt 54 ganger (1004 posisjonsbestemmelser), i perioden 16 september - 4 november

Resultatene viste, som sommeren 1995 og 1998, at ørretene i hovedsak beveget seg relativt lite gjennom undersøkelsesperioden. Det var de korte vandringene som dominerte, idet 64,7 % av alle registrerte vandringene var lik eller kortere enn  $\pm 10$  m (Fig. 7). Fordelingen av vandringsavstandene var nokså lik den vi fant om sommeren (Fig. 6), men med en betydelig mindre forskyvning mot oppstrøms/sidevegs vandringene (skewness = 6,7458) og relativt sett færre lange vandringene (kurtosis = 131,2025). Derimot synes ørreten å være atskillig mer aktiv innenfor 'hjemmeområdene' med en gjennomsnittlig vandringsavstand på  $12,4 \pm \text{SD } 165,0254$  (range -1875 - 2695), mens median vandringsavstand igjen var 0 m. Denne forskjellen kan i noen grad ha sammenheng med at fisken ble peilet to ganger i døgnet, sammenlignet med fire ganger om sommeren. Men ettersom hjemmeområdene ikke var større, og dermed vandringene i liten grad retningsbestemte, synes dette å ha mindre betydning. Forskjellen i vandringsavstand mellom peilinger sommeren og høsten 1998 var imidlertid ikke signifikant (T-test unequal variances,  $p= 0.3181$ ).

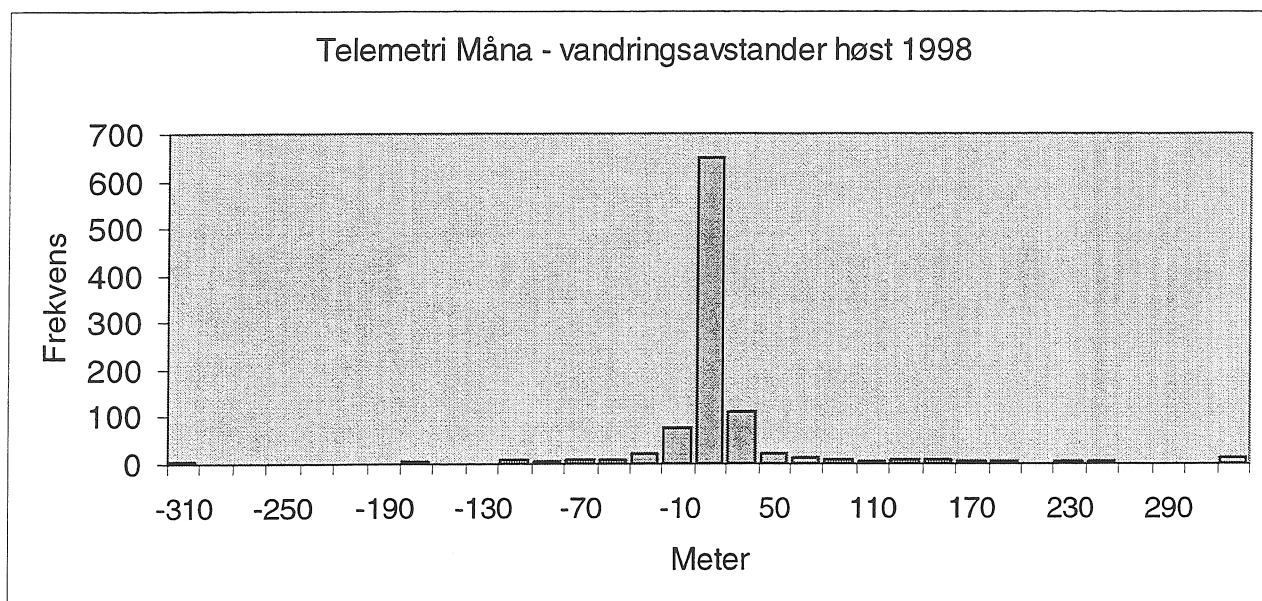
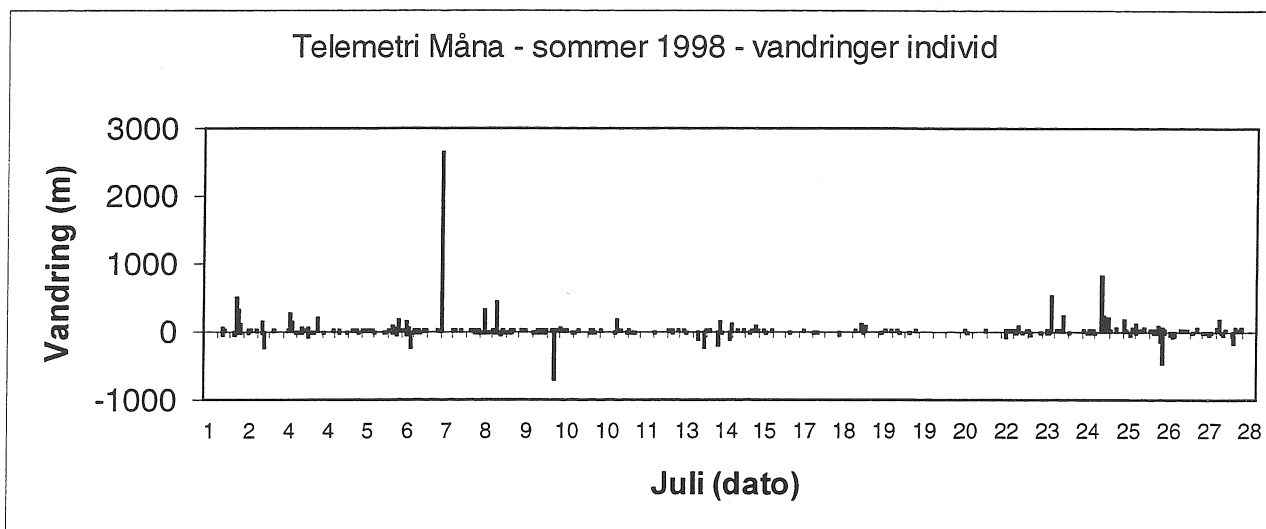


Fig. 7. Vandringsavstand fra siste posisjon i Måna høsten 1998 (n=1003).

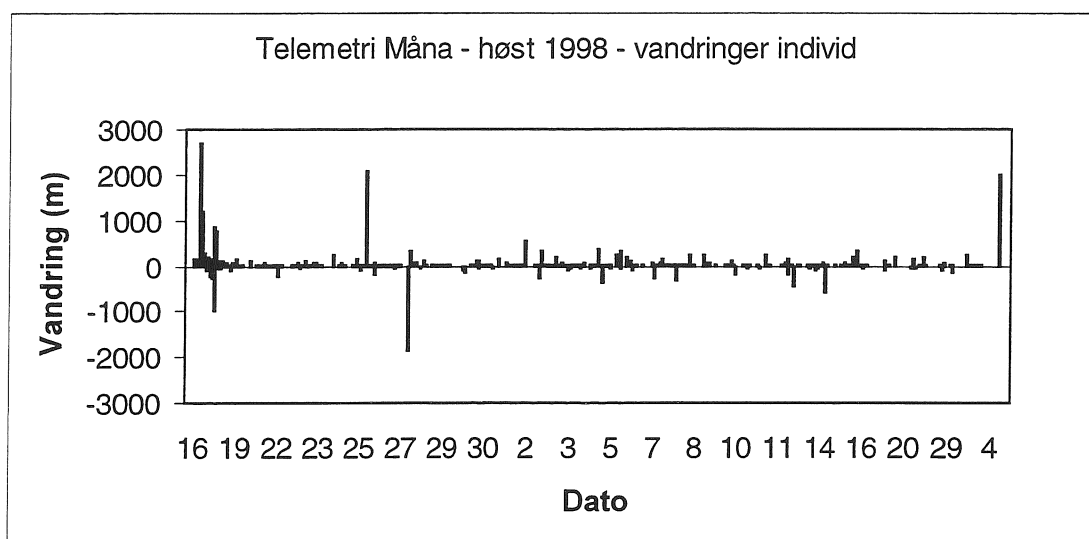
#### Merkestress

Merket ørret ble posisjonsbestemt fra første kveld etter utsetting. Registreringene av vandringsavstander for hvert enkelt individ gjennom undersøkelsesperioden i juli 1998 (Fig. 8), viste ingen markerte effekter av merking. Dersom merking hadde en markert korttidseffekt på bevegelsesmønsteret til den radiomerkede ørreten, ville vi forventet det i form av påfallende mye eller lite vandring i de første døgn(ene) etter merking.

Høsten 1998 fant vi imidlertid en markert effekt av merkingen. Det første døgnet vandret de fleste merkede individene mye, særlig oppstrøms (Fig. 9)



Figur 8. Vandringer til 20 radiomerkede enkeltindivider av ørret i Måna 1 -28 juli 1998. Figuren viser vandringsavstander relativt til sist registrerte posisjon.



Figur 9. Vandringer til 20 radiomerkede enkeltindivider av ørret i Måna 16 september -4 november 1998. Figuren viser vandringsavstander relativt til sist registrerte posisjon.

#### Arealbruk - hjemmeområder

Beregninger av fiskenes arealbruk for perioden 01.07 - 28.07 1998 viste at de radiomerkede ørretene brukte betydelig større elvearealer på større og varierende sommervannføring i 1998 (Tabell 6) sammenlignet med stabilt lav sommervannføring i 1995 (Tabell 4). Den gjennomsnittlige størrelsen på hjemmeområdet var  $16\,337 \pm \text{SD } 23\,365 \text{ m}^2$ , sammenlignet med  $8\,125 \pm \text{SD } 11\,112 \text{ m}^2$  i 1995, men forskjellen var ikke statistisk signifikant (Wilcoxon Rank Sums,  $p > Z = 0,4738$ ) fordi det var svært stor individuell variasjon i størrelse på hjemmeområde, fra 1024 til 85 818  $\text{m}^2$ . Denne forskjellen var større i 1998 enn i 1995 (1995:

924 - 39 229 m<sup>2</sup>) Det var også sommeren 1998 stor forskjell i arealbruken på kanalisert og naturlig elvestrekning.

På kanalisert strekning nedstrøms Gaustå bru var sommeren 1998 gjennomsnittlig hjemmeområde 22 262 ± SD 30 601 m<sup>2</sup> med 1 024 m<sup>2</sup> som det minste og 85 818 m<sup>2</sup> som det største (Tabell 6). Det er både større hjemmeområder og større spredning enn i 1995 (12 377 ± SD 13 565 m<sup>2</sup>; min. 2 100 m<sup>2</sup>, maks. 39 229 m<sup>2</sup>), men forskjellen er ikke statistisk signifikant mellom år pga. den store spredningen i størrelse på hjemmeområdene (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0.7337$ ).

På naturlig strekning oppstrøms skytebanen var ørreten mye mer stasjonær (1998 gjennomsnittlig hjemmeområde 10 413 ± SD 11 748 m<sup>2</sup>, min. 1495 og max. 35 458) sammenlignet med kanalisert strekning. Forskjellen var imidlertid ikke signifikant pga. den store spredningen i størrelse på hjemmeområdene (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0.7337$ ). Også på naturlig strekning var hjemmeområdene betydelig større i 1998 enn i 1995 (1995: 2 810 ± SD 2 273 m<sup>2</sup>, minimum 924 m<sup>2</sup> og maksimum 8 289 m<sup>2</sup>; Tabell 4 og 6) og på grensen til signifikant (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0.0533$ ).

Tabell 6. Data for arealbruken til 20 radiomerkede ørretindivider på lav sommervannføring i Måna i perioden 1 - 28 juli 1998.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Hjemme- område (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo- mråde nr. 1 (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo- mråde nr. 2 (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo- mråde nr. 3 (m <sup>2</sup> )
Kanalisert strekning					
083	229	1 891	450		
483	239	1 024			
231	217	8 350			
321	239	7 176			
212	212	1 584			
411	198	8 862	2 855	894	
463	216	3 463			
191	217	85 818	6 766	1 302	
44	236	65 363	2 260	2 730	
351	218	39 092	935	1 450	2 299
Naturlig strekning					
222	229	2 679			
361	178	26 390	2 633	2 981	
122	209	1 495			
332	203	4 732			
431	189	3 792	800	1 293	
251	240	9 986	972	1 904	
051	207	14 584	672	1 203	

182	188	3 392			
271	202	1 625			
402	192	35 458	515		

Fiskens hjemmeområder hadde liksom i 1995, ikke karakter av å være forsvarte territorier, men var i betydelig grad overlappende (e.g. Bachman 1984). Som i 1995, viste også ørretindividene stor individuell variasjon i størrelse på og bruk av hjemmeområdene.

Beregninger av hjemmeområder for de radiomerkede ørretene om høsten 1998 (16 september - 4 november) viste at de brukte mindre arealer enn i sommerundersøkelsen (Tabell 7). Størrelsen på hjemmeområdene på høy og varierende vannføring høsten 1998 var mer lik arealbruken på lav vannføring sommeren 1995 (Tabell 5).

Tabell 7. Data for arealbruken til 20 radiomerkede ørretindividene på lav sommervannføring i Måna i perioden 16 september - 4 november 1998.

Ørret nr.	Lengde (mm)	Hjemme- område (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo mråde nr. 1 (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo mråde nr. 2 (m <sup>2</sup> )	Underhjemmeo mråde nr. 3 (m <sup>2</sup> )
Kanalisert strekning					
474	203	27 965	760		
303	221	2 452			
391	209	1 799			
063	191	1 441			
262	187	30 456	1 907	1872	
241	211	25 724	1 926		
457	185	4 410			
381	175	2 208			
162	169	2 609			
091	166	1 440			
Naturlig strekning					
143	248	16 860	1 580		
023	226	29 523	4 139		
133	171	5 087			
103	215	7 042	4 165		
312	193	933			
342	184	1 751	710		
071	221	10 080	1 860		
292	178	9 640	2 240		
011	200	1 508			
281	187	3 650	1 750		

Gjennomsnittlig størrelse på hjemmeområdet var  $9\,328 \pm \text{SD } 10\,565 \text{ m}^2$ , sammenlignet med  $8\,125 \pm \text{SD } 11\,112 \text{ m}^2$  i 1995 og  $16\,338 \pm \text{SD } 23\,365$  sommeren 1998. Forskjellene var ikke statistisk signifikante (Kruskal-Wallis Test,  $p > \text{chisq} = 0,3802$ ), igjen fordi det var svært stor individuell variasjon i størrelse på hjemmeområdene i alle år.

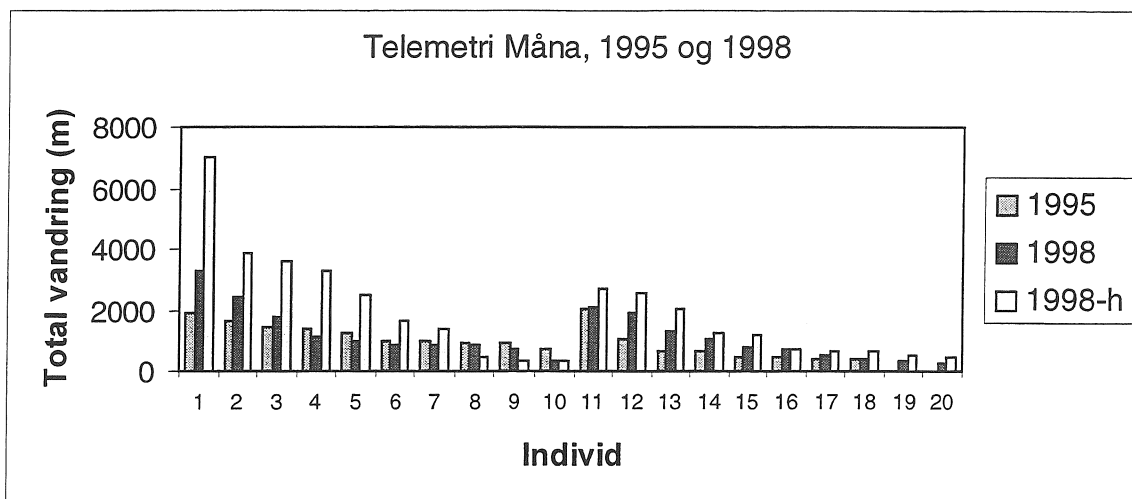
På kanalisert strekning nedstrøms Gaustå bru var høsten 1998 gjennomsnittlig hjemmeområde  $10\,050 \pm \text{SD } 12\,498 \text{ m}^2$ , med  $1\,440 \text{ m}^2$  som det minste og  $30\,456 \text{ m}^2$  som det største (Tabell 7). Det er mer lik størrelsen på hjemmeområder på lav vannføring sommeren 1995 (gjennomsnitt:  $12\,377 \text{ m}^2$ ) enn på høyere vannføring sommeren 1998 (gjennomsnitt:  $22\,262 \text{ m}^2$ ), men forskjellene var ikke statistisk signifikante (Kruskal-Wallis Test,  $p > \text{chisq} = 0,3594$ ).

På naturlig strekning oppstrøms skytebanen var ørretens hjemmeområder mindre, gjennomsnitt  $8\,607 \pm \text{SD } 8\,848 \text{ m}^2$  (range 933 - 29 523), enn på kanalisert strekning høsten 1998. Forskjellen var imidlertid ikke signifikant (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0.7913$ ). Hjemmeområdene på naturlig strekning var større om sommeren 1998 (gjennomsnitt 10 413) og betydelig mindre sommeren 1995 (gjennomsnitt 2 811), men disse forskjellene var heller ikke statistisk signifikante (Kruskal-Wallis Test,  $p > \text{chisq} = 0,1672$ ).

Det knytter seg en viss usikkerhet til å sammenligne hjemmeområdebruk og vandringsatferd høst 1998 med de to tidligere forsøkene. Intensiteten på radiopeilingene er ulike (2 mot 4 ganger pr. døgn). Dette innfører en usikkerhet avhengig av hvor lite eller mye ørreten vandrer og om vandringsene er retningsbestemt. Dersom ørreten i hovedsak er stasjonær, vil betydningen av lengre peileintervaller være mindre. Ettersom de fleste individer vandret lite (median vandringsavstand = 0), er sammenligninger også med høst 1998 gjort.

#### *Vandringsavstander*

Det var som i 1995, stor individuell variasjon i total vandringsavstand også sommeren og høsten 1998 (Figur 10).



Figur 10. Totale vandringsavstander for 18 ørret i 1995 på lav sommervannføring, 20 ørret i 1998 på hhv. høyere og varierende sommervannføring og høy høstvannføring i Måna.

Korteste totale vandringsavstand sommeren 1998 var for individ 361 (nr. 20) som vandret i alt 295 m. Fisken ble merket og vandret på naturlig strekning. Den lengstvandrede fisken var 483 (nr. 1 merket sommeren 1998) som vandret 3294 m på kanalisert strekning (nr. 1; Figur 10). Gjennomsnittlig total vandringsavstand for alle fiskene var 1135,5 m  $\pm$  SD 789,4 i løpet av undersøkelsesperioden sommeren 1998. Det var forskjell i total vandringsavstand mellom kanalisert og naturlig strekning som reflekterer ulike størrelser i hjemmeområder (ovenfor). På kanalisert strekning vandret radiomerket ørret i gjennomsnitt 1320,4 m  $\pm$  SD 910,3, dvs. mer enn på naturlig strekning (gjennomsnitt 950,8  $\pm$  SD 641,2; Fig. 5). Imidlertid gjør igjen den store individuelle variasjonen (jfr. SD) at disse ulikhetene ikke er statistisk signifikante (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0.2730$ ).

Om høsten 1998 var gjennomsnittlig total vandringsavstand for de 20 radiomerkede individene betydelig lengre; 1851 m  $\pm$ SD 1670 (range 302 - 7014), men forskjellen fra sommer til høst var ikke signifikant (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0,2732$ ). Variasjonen i total vandringsavstand mellom individene var igjen stor (Fig. 10). Som i tidligere forsøk vandret de radiomerkede ørretene på kanalisert strekning i gjennomsnitt betydelig mer enn ørret på naturlig strekning (kanalisert: 2433 m  $\pm$ SD 2100, range 302 - 7014; naturlig: 1269 m  $\pm$ SD 851, range 429 - 2688,5), men forskjellen var ikke signifikant (Wilcoxon 2-sample test,  $p > Z = 0,3443$ ). Det var heller ingen forskjeller mellom 1995, sommer 1998 og høst 1998 på gjennomsnittlig total vandring på hhv. kanalisert (Kruskal-Wallis Test,  $p > \text{chisq} = 0,4036$ ) og naturlig strekning (Kruskal-Wallis Test,  $p > \text{chisq} = 0,2584$ ).

Derimot fant vi forskjeller mellom gjennomsnittlig vandringsavstand mellom peilinger på naturlig og kanalisert strekning. Høsten 1998 vandret ørreten signifikant mer på kanalisert



strekning (gjennomsnitt: 23,7 m  $\pm$ SD 220,3 mot naturlig gjennomsnitt: 1,3  $\pm$ SD 78,9; t-test unequal variances  $p=0.0336$ ). Radiomerket ørret vandret i gjennomsnitt mer på kanalisert strekning også om sommeren, men forskjellen var mindre og ikke signifikant (gjennomsnitt kanalisert: 10,3 m  $\pm$ SD 119,0 mot gjennomsnitt naturlig: 2,7  $\pm$ SD 50,0; t-test unequal variances  $p=0.1359$ ).

Det var generelt stor variasjon mht. når fisken foretok sine forflytninger (Fig. 11). De fleste individer forflyttet seg lite, og vandret relativt kort når de først beveget seg. Men noen individer gjorde også enkelte lange, tilsynelatende sporadiske vandring (Fig.11). Ingen individer vandret mye hele tiden. Dette mønsteret var det samme for alle forsøkene.

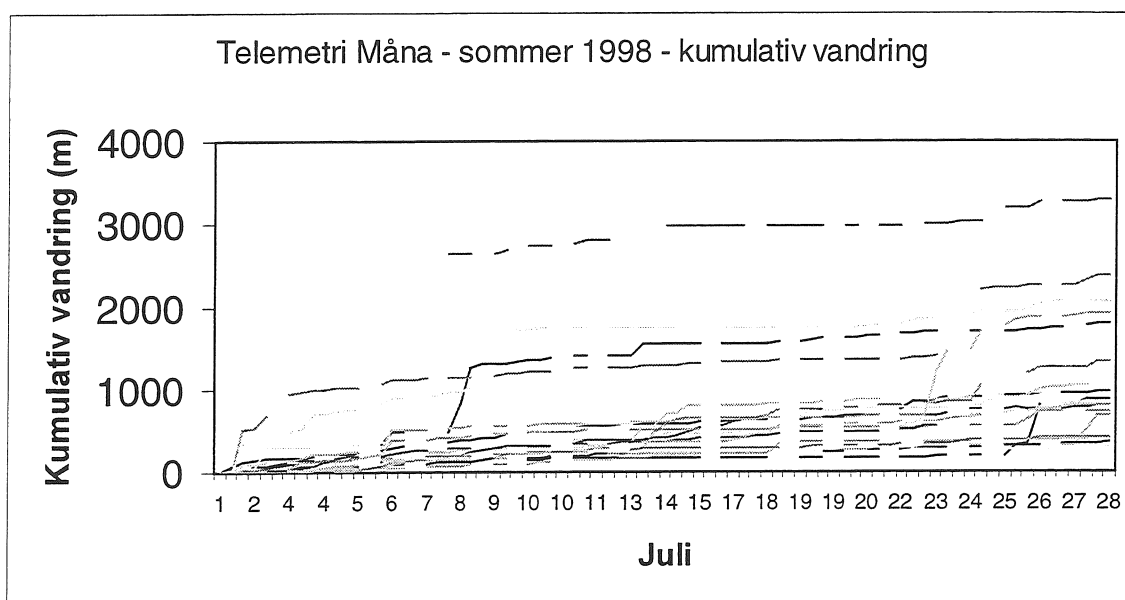
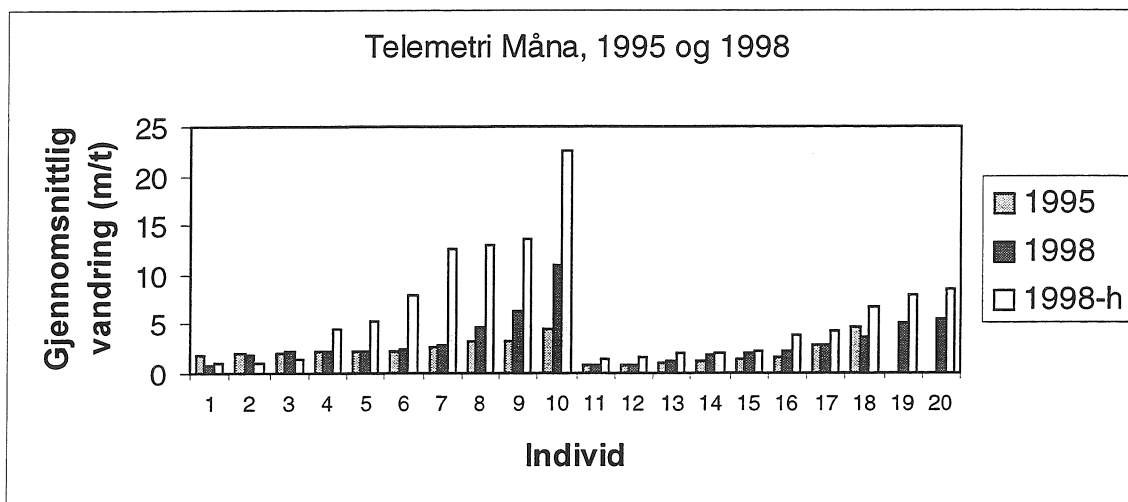


Fig. 11. Kumulativ vandringsavstand for 20 radioemerked ørretindivider i Måna 1 - 28 juli 1998. Individ 2 og 3 viser to ytterpunkter i vandringsatferd.

Gjennomsnittlig total vandringsavstand for alle fiskene var kortest sommeren 1995 (1015 m), noe lengre sommeren 1988 (1135,5 m) og lengst på høyere vannføringer høsten 1998 (1851 m), men i alle undersøkelsesperiodene også med stor individuell variasjon. Denne store variasjonen var trolig årsaken til at vi ikke fant signifikante forskjeller i total vandringsavstand mellom de tre undersøkelsene (Kruskal-Wallis test,  $p > \text{chisq} = 0,3802$ ) og heller ikke for størrelse på hjemmeområde (ovenfor). Derimot fant vi signifikante forskjeller på gjennomsnittlig vandringsavstand mellom radiopeilede posisjoner (Fig. 12). Ørreten vandret mer på høyere vannføringer høsten 1998 (6,2 m) (Kruskal-Wallis test,  $p > \text{chisq} = 0,0430$ ). Det kan derfor se ut til at ørreten ikke viste nevneverdige forskjeller i arealbruk

mellom de undersøkte periodene, men har vist større aktivitet gjennom hyppigere korte vandringer innenfor hjemmeområdene på høyere vannføringer høsten 1998. En usikkerhet knyttet til lavere intensitet på radiopeilingene høsten 1998 (ovenfor), forsterker denne forskjellen. Lavere peileintensitet vil eventuelt føre til en underestimert av vandringsavstander. Likevel ser ørreten ut til å vandre mer høsten 1998.

Det synes også å være forskjeller i gjennomsnittlig total vandringsavstand mellom forsøkene iallfall for naturlig strekning (Fig. 12). Testing med en rekke ulike statistiske tester viste litt varierende resultater omkring signifikansnivå, og Kruskal-Wallis test var på grensen til signifikant ( $p > \text{chisq} = 0,0569$ ). På kanalisert strekning fikk vi lignende varierende resultater, med Kruskal-Wallis test på  $p > \text{chisq} = 0,2306$ , mens den noe 'strengere' enveis ANOVA var klart signifikant ( $p = 0,0194$ ).



Figur 12. Gjennomsnittlige vandringsavstander mellom radiopeilinger for 18 ørret i 1995 på lav sommervannføring, 20 ørret i 1998 på hhv. høyere og varierende sommervannføring og høy høstvannføring i Måna.

#### Døgnvariasjon i vandringer

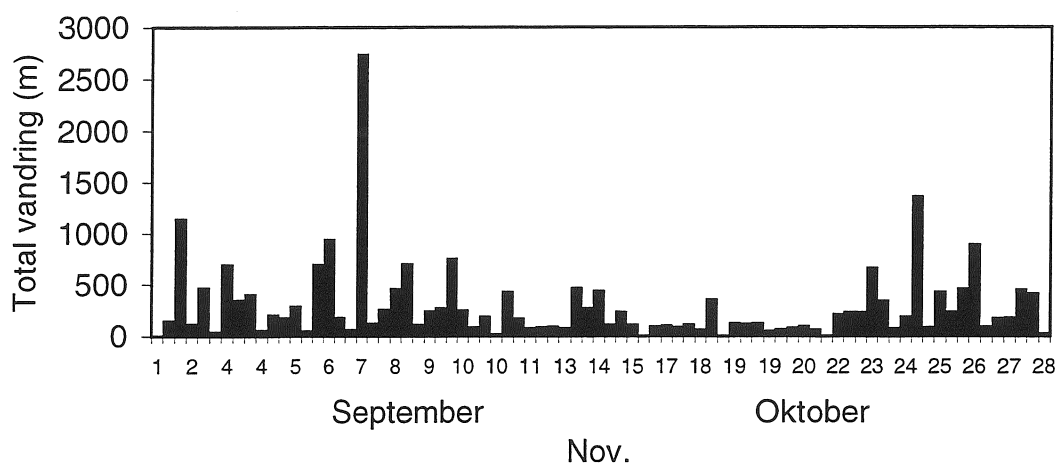
Liksom i 1995, fant vi for sommeren 1998 heller ingen signifikante forskjeller i de radiomerkede individenes vandringsavstander mellom morgen, dag, kveld og natt (t-tests unequal variances,  $p > 0,3483$ ). Det var heller ingen forskjeller i fiskens vandringer om natten og om dagen ved undersøkelsen høsten 1998 (t-test unequal variances,  $p = 0.8472$ ).

### Vannføring og temperatur

Resultatene fra de radiopeilede ørretindividene viste ingen klar sammenheng mellom plutselige manipulerede endringer i vannføring og vandringsaktivitet hos fisken sommeren og høsten 1998 (Fig. 13a,b og 14a,b). Parvise og grupperte sammenligninger av alle kombinasjoner av gjennomsnittlig vandringsavstand på ulike vannføringer (lavvann/floam 1,2,3/lavvann/høy vannføring), påviste ingen signifikante effekter av vannføringsendringer (t-tester unequal variances,  $p > 0,1972$ ). Eneste unntak var gjennomsnittlig vandring på floam 2 og 3, hvor forskjellen var nær signifikant (gjennomsnitt hhv. -5,8 og 12,2 m,  $p = 0,0548$ ).

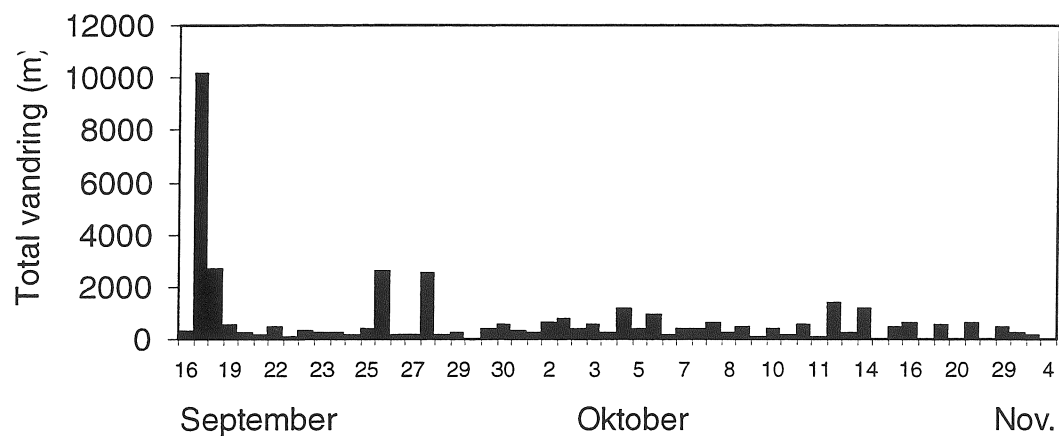
Det kan synes som enkelte individer viste en atferdsrespons med økt vandring ved plutselige endringer i vannføring, særlig om sommeren, men data er for sporadiske til at resultatene er klare.

Telemetri Måna - sommer 1998 - total vandring over tid

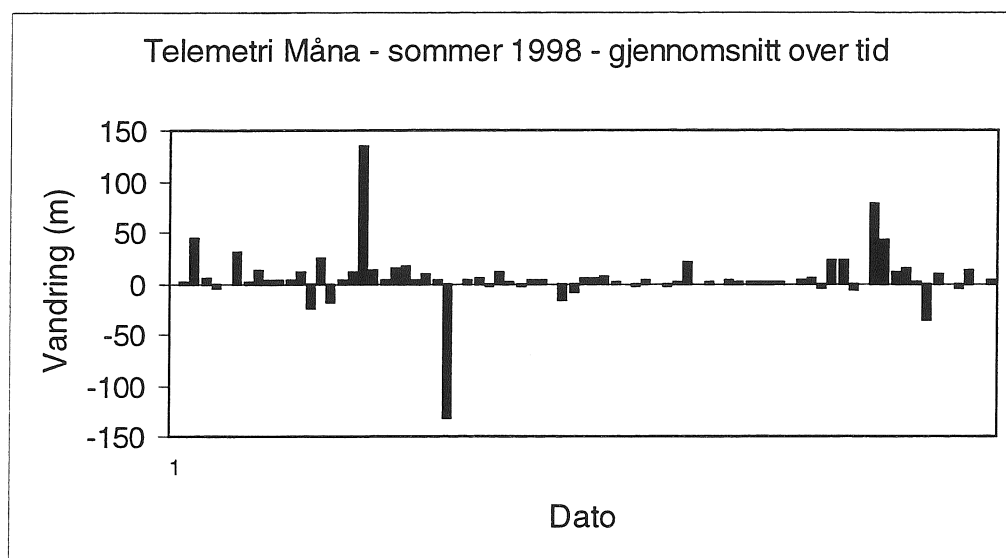


Figur 13a. Total vandringslengde mellom hver radiopeiling for 20 ørret i 1998 på høyere og varierende sommervannføring 1998 i Måna.

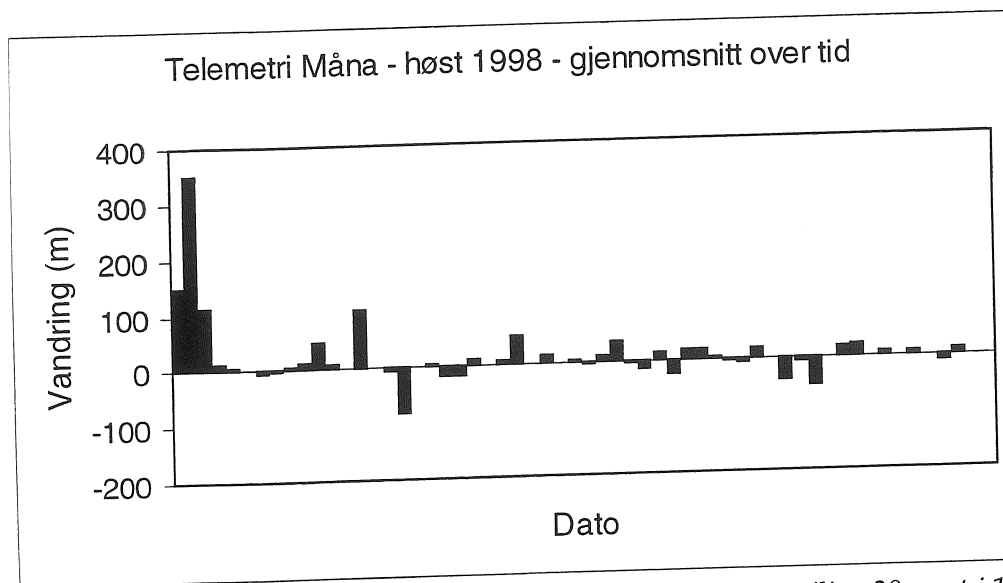
Telemetri Måna - høst 1998 - total vandring over tid



Figur 13b. Total vandringslengde mellom hver radiopeiling for 20 ørret i 1998 på høy høstvannføring 1998 i Måna.



Figur 14a. Gjennomsnittlige vandringslengde mellom hver radiopeiling 20 ørret i 1998 på høyere og varierende sommervannføring i Måna.



Figur 14b. Gjennomsnittlige vandringslengde mellom hver radiopeiling 20 ørret i 1998 på høy høstvannføring i Måna.

Vanntemperatur var stabil sommeren 1998 pga. relativt høy vannføring i elva (gjennomsnitt  $11,3^{\circ}\text{C} \pm \text{SD}1,1$ ) og varierte ikke mer enn maks.  $2^{\circ}\text{C}$  over døgnet. Det er derfor liten grunn til å anta at det har vært en vesentlig bestemmende faktor for vandringsatferd. Høsten 1998 var temperaturregimet nokså likt, idet temperaturen på inntaksvannet til Mel kraftstasjon avtok fra  $14^{\circ}\text{C}$  (21.09.98) til  $10^{\circ}\text{C}$  (19.10.98).

## DISKUSJON

Forflytning og vandring er den raskeste, enkleste og mest fleksible strategien fisk har til å tilpasse seg de relativt raske og hyppig forekommende endringer i miljøforholdene på rennende vann (e.g. vannføringer, temperatur, lys, vannkjemi, predasjon, konkurranse). Det er derfor å forvente at vandringsatferd og arealbruk til laksefisk, f.eks. ørret, viser stor variasjon mellom ulike vassdrag og undersøkelser. Den pågående diskusjon om laksefisk 'vandrer lite eller mye' synes derfor både unødvendig og ufruktbar (e.g. Gowan & Fausch 1996). Sammenligninger med andre undersøkelser vanskeliggjøres ytterligere av metodiske

forskjeller og betydelig individuell variasjon til vandringsatferd til laksefisk. Merking-gjenfangst metoder som tidligere ble mye brukt, kan underestimere vandring fordi merket fisk som ikke gjenfanges ikke blir inkludert i datamaterialet. Resultater fra telemetri-undersøkelser kan variere, avhengig av hvor ofte radiomerkede individer peiles og hvordan de vandrer. En retningsbestemt vandring, f.eks. i forbindelse med gyting eller vandring mellom sommer- og vinterhabitat, vil i noen grad være uavhengig av hvor ofte fisken peiles, f.eks. en gang i døgnet (e.g. Clapp et al. 1990, Brown & MacKay 1995, Ovidio et al. 1998). Derimot vil hyppige småforflytninger innenfor et begrenset hjemmeområde, noe som synes vanlig for ørret om sommeren (Heggenes 1988, Clapp et al. 1990, Ovidio 1999), medføre at hyppigere posisjonsbestemmelser i sum gir mer vandring. Vår undersøkelse viste, i likhet med de fleste andre undersøkelser, at regelen hos laksefisk er stor individuell variasjon i vandringsatferd. Ofte synes en populasjon å bestå av en del individer som utgjør en særlig mobil komponent (e.g. Armstrong et al. 1994), mens resten av populasjonen kan være mobil/stasjonær i varierende grad (e.g. Armstrong et al. 1997, 1998, Huntingford et al. 1998). Av logistiske grunner er antallet radiomerkede individer i de fleste undersøkelser relativt lite (e.g. 8 ørret: Clapp et al. 1990, 14 ørret: Armstrong & Herbert 1997, 9 ørret: Ovidio et al. 1998). Disse forhold gjør at denne typer studier har størst verdi for å undersøke *in situ* forhold.

Noen hovedtrekk i tidligere rapporterte undersøkelser kan ha overføringsverdi, f.eks. at det er en ontogenetisk endring i vandringsatferd til laksefisk (ørret) på elv hvor større fisk kan vandre mer (e.g. Solomon & Templeton 1976, Elliott 1994, Young 1994, Armstrong et al. 1997) og ha større hjemmeområder (Ovidio 1999). Vi valgte ut fisk for å få relativt begrensede størrelsesvariasjonen på ørreten vi radiomerket, og kan se bort fra en eventuell størrelseseffekt. Det kan være betydelig sesongvis variasjon i vandringer, særlig knyttet til lys og temperatur, med større vandringsaktivitet i forbindelse med gyting (Young 1994, Jakober et al. 1998, Ovidio et al. 1998, Ovidio 1999) og forflytning mellom sommer- og vinterhabitat (Clapp et al. 1990, Brown & MacKay 1995, Gowan & Fausch 1996, Jakober et al. 1998). Dette vil imidlertid igjen avhenge av den lokale romlige fordelingen av habitattyper. Vi fant ingen klare forskjeller i vandringsatferd mellom sommer og høst i Måna som kunne relateres til gytevandringene. Tvert imot var hjemmeområdene mindre og de lange enkeltvandringene færre om høsten enn om sommeren 1998, men de radiomerkede ørretene var mer aktive innenfor sine hjemmeområder om høsten.

I Måna fant vi at ørreten synes å ha større hjemmeområder og vandre mer på kanalisert strekning sammenlignet med naturlig strekning. Den vesentlige forskjell mellom de to strekningene er ulike habitatforhold. På naturlig strekning er det en mer utpreget mikromosaikk og habitatvariasjon på mindre romlig skala enn på den kanaliserte

strekningene. Det er mulig at større ensartethet på kanalisert strekning fører til at ørreten beveger seg noe mer for å oppsøke gunstige habitater. Habitatforhold kan åpenbart være bestemmende for vandringsatferd, mest utpreget i forbindelse med gyting og skifte mellom sommer- og vinterhabitat (ovenfor). Men større habitatkompleksitet vil ofte også resultere i mindre vandring og hjemmeområder. Young (1994) fant at radiomerket cutthroat ørret brukte flere typer habitater, men vandret mindre og brukte færre typer habitat utover sommeren. Harvey et al. (1999) fant at cutthroat ørret i gunstige habitater (skjul, dyp) forflyttet seg mindre enn individer i dårligere habitat. Jakober et al. (1998) rapporterte tilsvarende resultater mht. vinterhabitat. Brown (1999) rapporterte at cutthroat ørret i ustabile vinterhabitater forflyttet seg 30 ganger lengre og seks ganger så ofte som individer i stabile vinterhabitater. Shirvell (1994) viste at parr av coho og chinook stillehavslaks forflyttet seg avhengig av habitattilbudet.

Noen tidligere undersøkelser har vist varierende vandringsatferd over døgnet, idet ørret har vandret mer i skumring og mørke om natten (Clapp et al. 1990, Matthews et al. 1994) eller mer nedstrøms (Linnik et al. 1998), men resultatene er motstridende. I en omfattende undersøkelse der ørret (og regnbueørret) ble observert direkte, fant Jenkins (1969) større aktivitet ved skumring/mørke, mens Bachman (1984) i en metodisk lik undersøkelse, ikke fant noen slik forskjell. Pirhonen et al. (1998) fant at 20-cm ørret forflyttet seg nedstrøms mest om dagen. Det er nærliggende å tro at ørret her som i mange andre sammenhenger, er opportunistisk, og at en ev. døgnvariasjon er bestemt av lokale forhold, f.eks. næringstilgang og habitat (Clapp et al. 1990, Bonneau & Scarnecchia 1998), i tillegg til viktige faktorer som lys og temperatur (ovenfor) eller ev. fysiologisk status (Pirhonen et al. 1998). Vi fant ingen forskjeller i Måna mellom vandring om natten og om dagen høsten 1998 og sommeren 1998.

Nåværende vannføringsregime i Måna er svært uvanlig. Restvannføringen er svært liten i forhold til naturlig vannføring og størrelsen på elveleiet. Den lave vannføringen brytes av kortere eller lengre, tildels plutselige og svært høye flomtopper i forbindelse med manøvrering kraftverkene. Vi fant ingen påviselige effekter av plutselige, svært høye flomtopper ( $0 - 80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ). Fisken ble ikke på noen måte 'spylt ut' eller deplassert nedstrøms. Derimot syntes den radiomerkede ørreten å vandre noe mer når relativt høy vannføring vedvarte over tid. Andre undersøkelser gir et tvetydig bilde mht. virkningen av vannføringsendringer på vandringsatferd. Variasjoner i vannføring synes å utløse lengre vandring når fisken er predisponert til å vandre, f.eks. i forbindelse med gyting. Ovidio et al. (1999) hevdet at varierende vannstand (sammen med varierende temperatur) utløste vandring til gyteplassene for ørret. Lignende forhold er rapportert for bull trout (Swanberg 1997).

- Doyon, JF, Hudon, C, Morin, R & Whoriskey, FG 1991. Short-term benefits of seasonal anadromous movements of a brook charr population (*Salvelinus fontinalis*) in Nouveau Quebec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 2212-2222.
- Elliott, J.M. 1994. *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford: Oxford University Press, 286 pp.
- Giannico, GR & Healey, MC 1998. Effects of flow and food on winter movements of juvenile coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 127, 645-651.
- Gowan, C & Fausch, KD 1996. Mobile brook trout in two high-elevation Colorado streams: Re-evaluating the concept of restricted movement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1370-1381.
- Hallesby, J. 1953. Kraftverkene i Øst-Telemark, Skotfoss og Skien. Notat, Øst Telemarkens Brukseierforening (ØTB), Notodden.
- Harvey, BC, Nakamoto, RJ & White, JL. 1999. Influence of large woody debris and bankfull flood on movement of adult resident coastal cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) during fall and winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2161-2166.
- Heggenes, J. 1988. Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 1163-1172.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* 62, 295-308.
- Hesthagen, T 1988. Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in northern Norway. *Journal of Fish Biology* 32, 639-653.
- Hubert, W.A., Harris, D.D. & Wesche, T.A. 1994. Diurnal shifts in use of summer habitat by age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia* 284, 147-156.



- Huntingford, FA, Braithwaite, VA, Armstrong, JD, Aird, D, Thorpe, JE & Joiner, P 1998. Social status and growth rates as determinants of site attachment in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 53, 314-321.
- Jakober, MJ, McMahon, TE, Thurow, RF & Clancy CG 1998. Role of stream ice on fall and winter movements and habitat use by bull trout and cutthroat trout in Montana headwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 127, 223-235.
- Linnik, VD, Malinin, LK, Wozniowski, M, Sych, R & Dembowski, P 1998. Movements of adult sea trout *Salmo trutta* L. in the tailrace of a low-head dam at Wloclawek hydroelectric station on the Vistula River, Poland. *Hydrobiologia* 372: 335-337.
- Matthews, K.R., Berg, N.H., Azuma, D.L. og Lambert, T.R. 1994. Cool water formation and trout habitat use in a deep pool in the Sierra Nevada, California. *Transactions of the American Fisheries Society* 123, 549-564.
- Meyers, L.S., Thuemler, T.H. og Kornely, G.W. 1992. Seasonal movements of brown trout in Northeast Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 12, 433-441.
- Peake, S., McKinley, R.S., Scruton, D.A. & Moccia, R. 1997. Influence of transmitter attachment procedures on swimming performance of wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts. – *Transactions of the American Fisheries Society* 126, 707-714.
- Pert, E.J. & Erman, D.C. 1994. Habitat use by adult rainbow-trout under moderate artificial fluctuations in flow. *Transactions of the American Fisheries Society* 123, 913-923.
- SAS 1987. *SAS/STAT guide for personal computers Version 6*. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina.
- Shirvell, CS 1994. Effect of changes in streamflow on the microhabitat use and movements of sympatric juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and chinook salmon (*O. tshawytscha*) in a natural stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1644-1652.
- Sokal, R.R & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*. W.H Freeman and Company, New York, 887 s.

- Solomon, DJ & Templeton, RG 1976. Movements of brown trout, *Salmo trutta* L., in a chalk stream. *Journal of Fish Biology* 9, 411-423.
- Swanberg, TR 1997. Movements of and habitat use by fluvial bull trout in the Blackfoot River, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society* 126, 735-746.
- Ovidio, M 1999. Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): A radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 352: 1-18.
- Ovidio, M, Baras, E, Goffeaux, D, Birtles, c & Philippart, JC 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia* 372, 263-274.
- Young, MK 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology* 72, 2078-2083.
- Young, MK 1996. Summer movements and habitat use by Colorado River cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki pleuriticus*) in small, montane streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1403-1408.
- Young, M.K., Rader, R.B. & Belish, T.A. 1997. Influence of macroinvertebrate drift and light intensity on the activity and movement of Colorado River cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 126, 428-437.
- Aass, H.C. 1995. Abiotisk habitatsegregering mellom ørret (*Salmo trutta*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i rennede vann. Cand. scient.oppgave i zoologi, Universitetet i Oslo, Oslo, 62 s.

# Oversikt over utgitte rapporter fra Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.

## 1970

1. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
2. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
3. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.

## 1971

4. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
5. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
6. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
7. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvanni Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.

## 1972

8. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
9. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvatn på ørretbestanden.
10. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
11. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
12. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.

## 1973

13. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mårvatn, a Norwegian reservoir.
14. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nodelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
15. Regulering av Tronstadvatn. Virkninger på fisket.

16. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.

## 1974

17. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
18. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
19. Østerdalsskjønnet - Savalen. En vurdering av reguleringens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
20. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
21. Oppsamlingsskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.

## 1975

22. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
23. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Flævatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
24. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolgafallene.

## 1976

25. Østerdalsskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
26. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
27. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.

- 28, 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Botnvegetasjonen i Øvre-og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
- 29, Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Topsæ og Grøssæ.
- 32, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 1977**
- 33, Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flaksvatn.
- 1978**
- 34, Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre.
- 37, Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmen-bekken - Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 1979**
- 40, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 1980**
- 42, Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Vest-Agder.
- 43, Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 1981**
- 46, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
- 47, Undersøkelser av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 1982**
- 53, Fiskeribiologiske undersøkelser i Brødbøl-vassdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, Reguleringsundersøkelser i Flenavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.

**1983**

- 55, Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, Rutineovervåking i Farris-Siljan-vassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungsvatn, Rååvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.
- 61, Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune.
- 62, Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasen-vassdraget, Hedmark.

**1984**

- 63, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, Registrering av fiskebestanden i Vattern med hydroakustisk utstyr.
- 66, Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånavassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.

**1985**

- 71, Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke.
- 72, Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984.
- 74, Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndøla-vassdraget, Telemark fylke.
- 76, Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovatna, Møre og Romsdal.
- 77, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, Hydroakustisk registrering av fisk i Vanern og Hjalmaren.
- 81, Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.

**1986**

- 82, Utbyggingsplaner for Kilåvassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sik og rogn.
- 85, Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.

86, Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalsslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.

87, Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjon, Jamtland. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.

88, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.

89, Fish distribution and density investigated by quantitative echo-sounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.

90, Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.

91, Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.

92, Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.

93, Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.

#### 1987

94, Lokalisering av kilde for fiskedød i Akerselva, desember 1986.

95, Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. I. Bunndyr og fisk.

96, Tiltaksanalyse for Mjøsa - Endring av fiskebestand.

97, Bunndyrundersøkelser i Kjelasvassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.

98, Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Sjurhaugsfoss.

99, Undersøkelser av bunndyr og fisk i Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.

#### 1988

100, Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.

101, Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.

102, Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): Effects of water level fluctuations versus inter-specific competition.

103, Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.

104, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføring til Napetjern kraftverk, Telemark fylke.

105, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.

106, Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.

107, Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.

108, Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.

109, The biology and population dynamics of *Gammarus lacustris* in relation to the introduction of minnows, *Phoxinus phoxinus*, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.

#### 1989

110, Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.

111, Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.

112, Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.

113, Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.

114, Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Vennesslafjorden.

115, Bestandsstruktur hos ørret (*Salmo trutta*) i Eidisvatn, Færøyene.

116, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.

117, Forsknings- og referansevassdrag. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata.

118, En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.

#### 1990

119, En vurdering av storørretstammene i Hurdalsjøen og Vorma/Glomma i Akershus.

120, Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.

121, Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.

122, Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.

123, Småmuslinger i norske vann og vassdrag - lokaliteter og miljøforhold.

124, Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene.

#### 1991

125, En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.

126, Ørekyt i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak.

127, Bunndyr og plankton i de gruvepåvirkete Visnesvatna på Karmøy.

129, Hovedflyplass på Gardermoen: En fiskeribiologisk konsekvensvurdering.

130, Ørekyt: En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge.

131, Vassdragssimulator. Økologiske data på fisk og bunndyr.

#### 1992

132, Vassdragssimulator. Økologiske data på fisk og bunndyr. Del II. Temperatur- og habitatmodeller for bunndyr og fisk i rennende vann.

133, Status og framtid for fisk i Nedre Leira, Skedsmo kommune.

134, Planlagt kalkning i Nisser: En fiskeribiologisk vurdering av tiltaket.

135, Reetablering av fiskebestanden i Mandalselva.

#### 1993

136, En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. III. Lengdefordeling, vekst, tetthet hos laks og ørretunger i perioden 1987 til 1991.

137, Evaluering av kalkingstiltak i Akershus.

138, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XII. Bunndyr og fisk i Akerselva 1989 og 1990.

139, Vandring av ålelarver i Mossefossen, Østfold.

140, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Mår kraftverk i Telemark.

141, Tetthet, dybdefordeling og biomasse av fisk i Bjørkelangen og Hemnessjøen, Haldenvassdraget.

142, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging i Øvre Otta, Oppland.

143, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XIII. Bunndyr og fisk i Lysakerelva 1990 og 1991.

144, Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt.

145, Tetthet, dybdefordeling og biomasse av fisk i Øyerens dybbasseng.

146, Etterundersøkelser i magasiner og regulerte elver i Øvre Otra, Aust-Agder, 1991.

147, Etterundersøkelser i magasiner og regulerte elver i Øvre Otra, Aust-Agder, 1992.

**1994**

148. Tetthet, biomasse og størrelsesfordeling av pelagisk fiskebestand i Tinnsjøen, Telemark, beregnet med hydroakustikk.
149. Flytting av Tinnosdammen. Effekt på fisk og utførelsen av fisket i Tinnelva, Telemark.
150. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XIV. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva 1991 og 1992.
151. Fiskeribiologisk konsekvensvurdering i Lågen ved effektkjøring av nedre Vinstra kraftverk.
152. Etterundersøkelser i magasiner og regulerte elver i Øvre Otra, Aust-Agder, 1993.
153. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med Nye Skjerka kraftverk i Vest-Agder.
154. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XV. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva 1992 og 1993.

**1995**

155. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVI. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken 1993 og 1994.
156. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark høsten 1994.
157. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lauvnesvatn og Horgsetervatna med Grytelva og Skjelåa i Sigdal kommune, Buskerud.
158. En vurdering av flomeffekter på fiske-samfunnet i nordre Øyeren våren 1995.

**1996**

159. Landsoversikt over funn av ferskvannssvamper (Porifera:Spongillidae) i Norge - en database.
160. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVII. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1994 og 1995.
161. Nytt råvannsinntak i Glomma i Sørumselva. En vurdering av virkning på fisk og utøvelsen av fiske.
162. Skjønn Ulla Førre. Fiskeribiologisk uttalelse. Begroing og ungfisk.

163. Dokkareguleringen. Del 1: Fiskeribiologiske undersøkelser i Dokka etter reguleringen i 1989. Del 2: Genetisk analyse av storørret og elveørret i Dokka.

164. Biologiske virkninger av senkning under LRV i Bløytjern, Åbjøravassdraget våren 1995 og 1996.

165. Abbor i Ogge, Aust-Agder: Bestandsforhold og sannsynlige effekter av økt beskatning.

**1997**

166. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1995-1996.

167. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVII. Bunndyr og fisk i Loelva 1995 og 1996.

168. Biologiske verdier i et gruntvannsområde i indre deler av Drammensfjorden. Konsekvenser ved utfylling.

169. Habitatbruk hos røye i Limingen.

**1998**

170. Fiskesamfunn i nordre Øyeren, status for rovfiskbestander, langtidsendringer og betydning av vannstand og manøvrering.

171. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XIV. Bunndyr og fisk i Akerselva 1996.

172. Vannstandsreduksjon i Nordre Puttjern, Østmarka: Effekt på vannlevende organismer.

173. Kartlegging av gytebestand og naturlig rekruttering i Enningdalselva, Østfold

174. Sluttrapport: Biologiske virkninger av senkning under LRV i Bløytjern, Åbjøravassdraget, våren 1995 og 1996

175. Registrering av arter av bunndyr og fisk i Losbyelva i Losbydalen Spesialområde, Lørenskog kommune.

176. Dybdefordeling og biomasse av fisk i Rømsjøen og Aspern

177. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til ørret i Tørnes- og Storelva, Drangedal i Telemark. 1997



178. Effekt av hurtige vannstandsvariasjoner på fisk i nordre Øyern: Pendlingsforsøk høsten 1998.
179. Fiskesamfunnet i Østensjøvannet, Oslo kommune: Artssammensetning, dominans og vurdering av begrensende faktorer.
180. Tiltak etter flom i Nord-Norske vassdrag. Fiskeundersøkelser i Lakselva, Eibyelva og Reisa-elva i Finnmark og Troms.
181. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1997
182. Utbredelse og bestandsstatus for elveperlemusling i Øvre Tinnelva, Notodden i Telemark, 1998

### 1999

183. Summer habitat selection by sympatric Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and brown trout (*S. trutta*) in streams in South West England 1996-1997
184. Fiskebestanden i Brusdalsvatnet i Ålesund og Skodje kommuner: Produksjonsforhold, rekruttering og forvaltning
185. Tetthet og vekst hos laks- og ørretunger i Surma og sidebekker i 1998
186. Oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og Ågårdselva, Østfold
187. Røyeutfisking og ørretutsetting i Silsetvann, Romsdalshalvøya.
188. Grunnvannstilførsler til Steinkjervassdragene som mulig årsak til overlevelse av laksunger ved rotenonbehandling.
189. Etterundersøkelser i Pikerfoss i Numedalslågen, Buskerud. Fiskesamfunn, dominans og effekt av regulering.
190. Vurdering av verneverdi av bunndyr, amfibier og fisk i elvenære dammer i Ringebu kommune, Oppland.
191. Habitatvalg til laksunger (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*) i Stjørdalselva ved Gudå, Nord-Trøndelag, og modellerte konsekvenser ved lav temperatur.

### 2000

192. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret i Måna, Tinn i Telemark, 1994-1998.

193. Sommerhabitatvalg til ørret i Måna, Telemark, og modellerte konsekvenser av ulike vannføringer.

194. Vandringer til ørret i Måna elv, Telemark.

