

EFFEKTER PÅ BUNNDYR OG FISK VED EVENTUELL SENKING AV
TOTAK I TELEMARK.

SVEIN JAKOB SALTVEIT OG ÅGE BRABRAND

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI),
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo,
Sarsgate 1,
0562 Oslo 5.

INNHOOLD

SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	6
OMRÅDEBESKRIVELSE	7
METODIKK	9
BUNNDYR	9
DYREPLANKTON	9
PRØVEFISKE	9
EKKOLODD	11
RESULTATER	13
BUNNDYR	13
DYREPLANKTON	15
PRØVEFISKE	16
LENGDEFORDELING, ALDER OG VEKST	19
KONDISJON OG KJØNNSMODNING	24
ERNÆRING	25
EKKOLODD	26
KOMMENTARER	28
EFFEKT AV SENKNING UNDER LRV	32
LITTERATUR	34

FORORD

I forbindelse med NVE's utredning om mulighetene for utvidet senking av endel magasiner i tørrår, har Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) foretatt biologiske undersøkelser i Totak i Telemark. Oppdragsgiver og finansieringskilde har vært NVE-Vassdragsdirektoratet. Undersøkelsen er gjennomført i 1989, og har hatt som målsetting å angi forventet effekt på fisk og næringsdyr for fisk. Vurderingen bygger dels på egen undersøkelse, dels på vurderinger av erosjon og substratstabilitet foretatt av NHL-Trondheim.

Utover undersøkelsen i Totak er det gitt en nærmere vurdering av senking av Strandevatn, Hol kommune i Buskerud. Vurderingene bygger her på erfaringer fra tidligere undersøkelser i magasinet og sannsynlighet for erosjon og utrasninger.

Det har vært holdt god kontakt med flere grunneiere i Totak, og disse takkes for opplysninger om fiske.

Oslo 20.10.1990

Svein Jakob Saltveit

SAMMENDRAG

Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 122, 38 s.

Det ble i 1989 foretatt en fiskeribiologisk undersøkelse av Totak. Undersøkelsen hadde som målsetting å vurdere effekter på fisk og fiskens næringsdyr av en eventuell senking av magasinet under LRV i ekstreme tørrår.

Totak ble regulert i 1958 av NVE-Statkraft. Reguleringshøyden er 7.30 m. Med sitt kraftpotensiale tenkes Totak utnyttet i ekstreme tørrår, da med en ytterligere senkning på 12 m, noe som i slike tørrår gir en total reguleringshøyde på 19.3 m.

Totak har idag en reguleringshøyde som gjør at flere viktige næringsdyr for ørret i strandsonen er borte eller redusert i antall. Dominerende bunndyr i Totak er fåbørstemark og fjærmygglarver. Begge grupper betyr lite som fiskeføde. Viktige næringsdyr som snegl og marflo påvises ikke, og andre viktige næringsdyr som større insektlarver utgjorde henholdsvis bare 6.5 og 17% av bunndyrfaunaen. De bunndyrarter som påvises er kjent fra magasin med stor reguleringshøyde.

Næringsgrunnlaget i de frie vannmasser er dominert av små vannlopper, der Bosmina longispina og Holopedium gibberum dominerer. Av hoppekreps finnes Cyclos scutifer og Eudiaptomus gracilis.

Forekommende fiskearter er røye, ørret og trepigget stingsild. Totak har tett bestand av småfallen røye. Denne baserer sitt næringsgrunnlag på zooplankton, der Bosmina longispina og Holopedium gibberum er viktige arter. Veksten er relativt dårlig, og røye stagnerer ved lengde 20-25 cm. Gyting foregår i midten av november på 10-40 m's dyp. Enkelte fiskespisende individer av røye finnes.

Ørretbestanden oppholder seg i grunnere områder nær land, og baserer seg på en diett av bunndyr, noe zooplankton og stingsild. Veksten er dårlig, noe som henger sammen med næringskonkurransen fra røye, og at reguleringssonen er på 7.3 m. Rekruttering skjer gjennom utsettingspålegg (4.200 tosomrige settefisk, Tunhovdstamme) og naturlig rekruttering.

Følgende hovedkonklusjoner ved senking 12 m under LRV kan trekkes:

1. Rekruttering hos røye og ørret antas lite berørt. For ørret kan rekruttering tilpasses næringsforholdene ved å redusere, eventuelt stanse utsettingene i den perioden siktedypet er redusert.
2. Produksjon av næringsdyr i strandsonen under LRV vil bli sterkt påvirket i negativ retning på grunn av tørrlegging. Avhengig av livssyklus vil det ta 1-3 år etter nedtapping før produksjonsforholdene er gjenetablert.
3. Produksjon av næringsdyr i de frie vannmasser vil bli redusert, idet følsomme arter utgjør viktigste føde for røye. Omfanget vil være direkte avhengig av intensitet og varigheten av redusert siktedyp. Forholdene vil raskt være tilbake når siktedypet er gjenetablert.
4. Tap av næringsdyrproduksjon vil reflekteres i fiskebestanden. Punkt 2 vil primært gi redusert produksjonsforhold for ørret, mens punkt 3 vil gi redusert produksjon for røye. Fiskebestandene vil trolig være påvirket 1-3 år etter at oppfylling og siktedyp er gjenetablert.

Vi har ikke vurdert forholdene i Våmmarvatn, mens konsekvensene vil trolig bli de samme som i Totak. Tilslamming kan også få effekter videre nedover vassdraget, noe som bør vurderes. Det er kjent at utrasninger med påfølgende tilslamming påvirket både innsjøer og elver videre nedover i vassdraget flere år etter utrasninger (Andersen 1979, Skulberg og Kotai 1984, Saltveit 1986, Aass unpubl.).

INNLEDNING

Totak ble regulert i 1958 av NVE-Statkraft i forbindelse med Tokkeutbyggingen. Avløpet til Tokke elv er stengt med en dam. Tilløp kommer fra Songa gjennom tunnel. Reguleringshøyden er 7.30 m (HRV kote 687). Magasinet er på 358 mill. m³. Totak inngår med et kraftpotensial som tenkes utnyttet i ekstreme tørrår. Magasinet planlegges i slike år å kunne senkes ytterligere 12 m, noe som da gir en total reguleringshøyde på 19.3 m.

Fiskearter er ørret, røye og trepigget stingsild. Røye kom til Totak i ca. 1940. I 1972 ble det samlet inn materiale for vekststudier og ernæring av røye og ørret i regi av Fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske (1972). Dette skulle danne grunnlag for vurdering av utsettingspålegg og bedret drift av fiskebestandene i Totak. Forøvrig har Per Aass forskningsaktivitet knyttet til utsettingene i Våmmarvatn, som har direkte forbindelse med Totak gjennom tunnel og derved samme fiskearter som i Totak.

Statkraft ble i 1958 gitt pålegg om årlig utsetting av 21.000 settefisk (1-somrig ørret) i Totak. Pålegget ble endret i 1976 til 4.200 flerårige settefisk av Tunhovdstamme, og det er benyttet 2-somrig settefisk.

Totak har idag allerede en reguleringshøyde som gjør at flere viktige strandlevende næringsdyr for ørret enten er borte eller betydelig redusert i antall. Manøvreringen av magasinet har foregått siden 1958 og forholdene i magasinet er trolig stabilisert i ny tilstand. En eventuell ytterligere senkning vil forekomme sjelden, men vil få konsekvenser ikke bare det året senkningen foretas, men også påfølgende år. Dette fordi eventuelle utrasninger under LRV vil medføre tilslamming av vannmassene som vil vedvare over lengre tid.

De frie vannmassene utgjør idag trolig det viktigste næringspotensiale både for ørret og røye, idet ørretens opprinnelige beiteområde, strandsonen, er betydelig svekket (Brabrand og Saltveit 1988).

Undersøkelsene vil søke å belyse ytterligere konsekvenser og omfang for bunndyr i strandsonen, virkninger på forholdene i de frie vannmasser og på fiskeartene og forholdet mellom disse. Eventuelle kompensierende tiltak trekkes fram. Vurderingene baseres mye på de undersøkelsene som er foretatt ved silting/utrasning i Ustedalsfjorden (Aass under bearb.) der ørret, sik og røye er tilstede og i Ringedalsmagasinet (Borgstrøm et al. i manus), der ørret er eneste fiskeart. Forøvrig benyttes publisert kunnskap om virkning på endel viktige næringsdyr i de frie vannmasser.

OMRÅDEBESKRIVELSE

Totak (Fig. 1) ligger i Vinje kommune, Telemark fylke og innsjøen dekkes av kartblad 1414 I, 1514 III og 1514 IV (M711). Innsjøen har et areal på 37.5 km² og et største dyp på 306 m. Totak er regulert som en del av Tokke-reguleringen. Reguleringshøyden er 7.3 m og H.R.V. er på 687.3 m. Før reguleringen var de største tilløpene til Totak, Songa, Bitu og Kvikke, men disse har som følge av regulering fått sine vannføringer betydelig redusert. Av de større uregulerte tilløpselver bør Tanselva fra Tansvatn nevnes. Hovedtilsiget til Totak er nå fra kraftstasjonen som utnytter fallet mellom Songa-magasinet og Totak. Totak hadde tidligere avløp til Tokke elv. Avløpet er nå stengt og Totak drenerer gjennom Våmmarvatn til Vinjevatn, der fallet utnyttes i en kraftstasjon. Fiskeartene er de samme i Våmmarvatn, og senkningsproblematikken er den samme for denne innsjøen som i Totak.

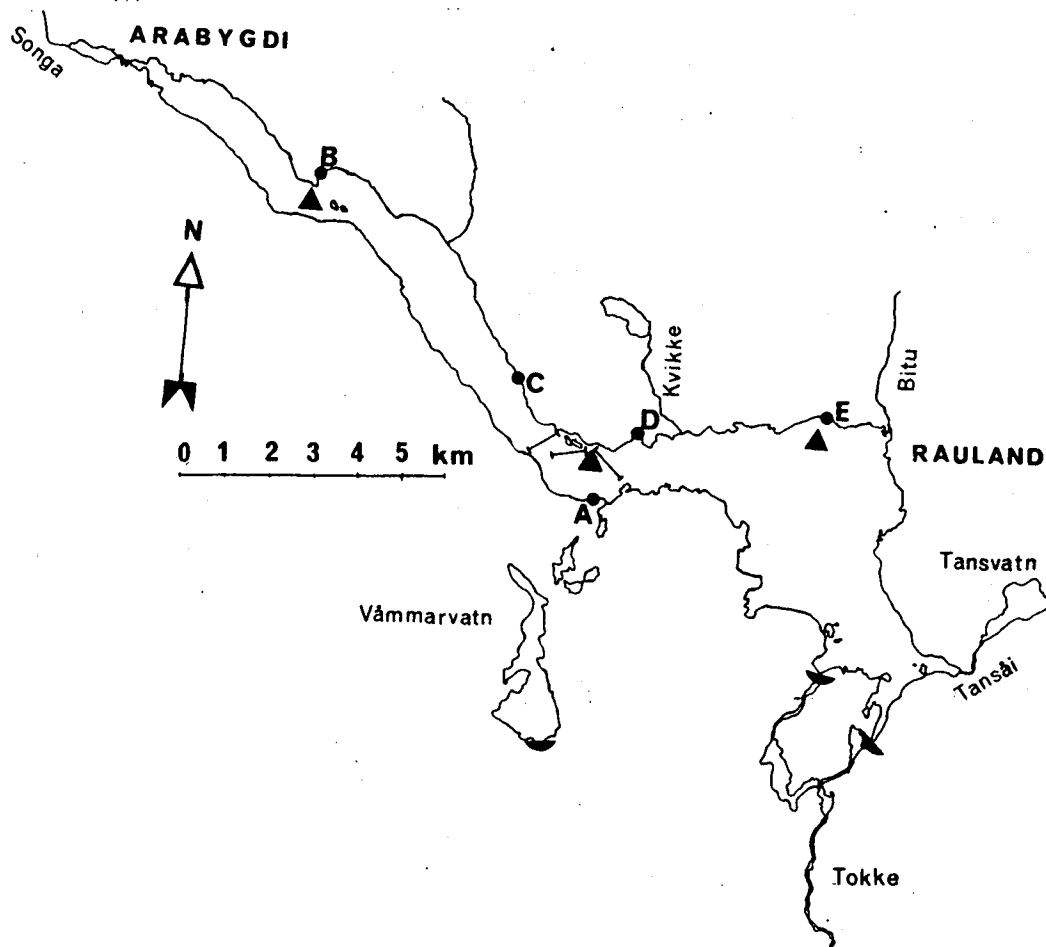


Fig. 1. Kart over Totak med plassering av stasjoner for bunnprøver A-E, garnfiske (▲) og ekkolodd (✕).

Det er påvist tre fiskearter i Totak: ørret, røye og trepigget stingsild. Røye har etablert en betydelig bestand av småfallen fisk i Totak etter at den spredde seg til Totak fra et lite vann i den vestlige delen av nedslagsfeltet, der den ble introdusert i 1936. Når stingsild kom til Totak er mer usikkert, men den har spredt seg fra Våmmarvatn, idet vannet fritt kan passere mellom disse to innsjøene.

METODIKK

BUNNDYR

Til innsamling av bunndyr ble sparkemetoden benyttet (Hynes 1961, Brittain og Saltveit 1984). Ved innsamling fra innsjøenes strandsone (steinbunn) føres bunndyrene først opp i vannet ved å rote opp bunnssubstratet med foten. Deretter samles disse og det oppvirvlete materialet i en håv. Innsamlingene ble tatt på tid, og tre prøver ble tatt fra hver lokalitet. Håvens maskestørrelse var 0.45 mm. Alle prøvene er fiksert på etanol og sortert på laboratoriet. Innsamlingene er foretatt i juli og september 1989.

DYREPLANKTON

Zooplankton ble innsamlet ved vertikalt trekk med zooplanktonhåv trykket fra 30 m's dyp. Maskevidden var 90 µm. Prøvetaking ble gjennomført på tre lokaliteter, med tre parallelle prøver fra hver lokalitet. Fiksering ble gjort med Lugol's løsning.

PRØVEFISKE

Prøvefisket ble foretatt med bunnsatte monofilamentgarn (25 x 1.5 m) og flytegarn (25 x 6 m).

Bunngarna ble satt ut enkeltvis og tilfeldig fra land. Flytegarna ble satt 1 m under vannflaten, dekket således vanddypet 1-7 m.

På hver av de tre garnlokalitetene ble følgende antall garn med angitte maskevidder i omfar og millimeter benyttet:

omfar	mm	Antall	
		bunngarn	Flytegarn
12	52	3	1
14	45	3	1
16	39	3	1
18	35	3	1
22	29	3	1
24	26	3	1
28	22.5	3	1
32	19.5	3	1

All fisk ble lengdemålt til nærmeste halve centimeter fra snute til halefinnes ytterste flik i naturlig stilling og veid på elektronisk vekt (Philips HR 2382) til nærmeste gram.

Til aldersbestemmelse av ørret ble det tatt skjell og otolitter (ørestein). Skjell er hovedsakelig benyttet og disse ble lest direkte ved hjelp av et mikrofiche apparat (Bell & Howell, ABR-IV). Der otolitter ble benyttet, ble disse avlest intakte under stereolupe etter klaring i etanol. For røye er det kun benyttet otolitter. Disse ble brent og deretter avlest. Veksten er fremstilt tilbakeberegnet og 95 % konfidensintervall er oppgitt.

Ernæring. Det ble tatt prøver av spiserør og magesekk fra ørret og røye i 5 cm's lengdegrupper. Inntil 20 tilfeldige prøver ble tatt fra hver lengdegruppe. Prøvene ble fiksert på etanol. Mageinnholdet ble senere bestemt under stereolupe på laboratoriet. Fyllingsgraden av de ulike næringsdyrene i fiskemagene ble angitt volumetrisk etter en modifisert poengmetode beskrevet av Hynes (1950). For hver næringsdyrgruppe er det angitt volumprosent av totalt mageinnhold (Nilsson 1955).

Fisken ble kjønnsbestemt, og gonadenes utvikling ble vurdert etter beskrivelse hos Dahl (1917).

Kjøttfargen ble klassifisert til hvit, lyserød eller rød.

Fiskens kondisjonsfaktor (K) angir fiskenes kondisjon ut fra forholdet mellom vekt og lengde. Denne er beregnet ut fra formelen

$$K = \frac{v \cdot 100}{l^3}$$

der v er vekt i gram og l er lengde i cm. Ørret med kondisjonsfaktor 1 er i normalt god kondisjon.

EKKOLODD

Alle ekkoloddregistreringer ble gjort med ekkolodd av type SIMRAD EY-M. Dette ekkoloddet har en tidsvariabel forsterkningskontroll (TVG), som kompensere for lydimpulsens spredning og absorpsjon i vannet. Denne TVG-funksjonen vil gi samme ekkonivå fra en gitt fisk, enten den befinner seg på 10 eller 60 meters dyp, bare den har samme vinkelposisjon i forhold til transducere (Forbes og Nakken 1972).

Transducere har en åpningsvinkel på 11 grader og ekkoloddets vertikale oppløsningsevne er på ca. 80 cm. Det vil si at fisk som er atskilt i dyp med mer enn 80 cm, vil bli registrert som to forskjellige fisker.

Effekten av transducerens strålingsdiagram blir fjernet ved hjelp av en statistisk metode lik den som ble beskrevet av Craig og Forbes (1969). Metoden ser ut til å gi god nøyaktighet når ekkotallet i analysen blir større enn 1000. Presisjonen på utstyret er funnet å være bedre enn 10%.

Under dataregistrering i felt ble alle ekkosignalene innspilt på magnetbånd ved hjelp av kassettspiller av type Nakamichi 550. Denne båndspilleren vil, sammen med magnetbånd av type Maxell UD XLII, gi nødvendig dynamikk ved innspilling av de amplitudemodulerte ekkosignalene på 10 KHz.

Det analoge ekkosignalet ble senere digitalisert av en mikrocomputer og lagret på floppy-disk. De digitale signalene kan kontrolleres ved at det reproduseres et ekkogram fra den aktuelle kursen. Dette ekkogrammet kan så sammenliknes med originalen som ble registrert i felt. Videre behandling av data er foretatt ved hjelp av ekkointegreringssystemet HADAS. Ekkogrammer ble tatt opp på magnetbånd langs transekter angitt i Fig.1.

I histogrammene som viser frekvensen av ekkosignalstyrkene angis fiskens målestyrke, target strength, TS, i desibel (dB). Disse verdiene er en funksjon av fiskens størrelse og kan omregnes til fiskelengde i cm (L). Fangstene i dette området er fullstendig dominert av sik. Det er derfor valgt å benytte regresjonen $TS = 20 * \log_{10}(L) - 68$ gitt av Lindem og Sandlund (1984). Denne regresjonen er utarbeidet på grunnlag av ekkolodd/trålundersøkelse i Mjøsa på blandingsbestand av sik/lagesild/krøkle.

Det ble foretatt ekkoloddregistrering både på natt og dagtid. Det ble imidlertid lagt størst vekt på analyse av ekkosignaler tatt opp etter mørkets frambrudd, da fisken erfaringsmessig står spredt i vannmassene om natta. Imidlertid viste det seg å være liten forskjell i fiskens adferd gjennom døgnet i dette tilfelle. Opptakene ble gjort under gode værforhold.

RESULTATER

BUNNDYR

Sammensetningen av bunnfaunaen var mer variert i juli enn i september og det var i juli også en noe større variasjon mellom de ulike lokalitetene (Fig. 2).

I juli dominerte fjærmygglarver på stasjon A og stasjon E, vårfluer dominerte stasjon B og fåbørstemark på stasjon C. På stasjon D er ingen grupper alene dominerende. Antallet bunndyr er imidlertid lavt på denne lokaliteten, det samme gjelder også på stasjon A og B i juli (Fig. 3). Det høyeste individantallet av bunndyr finnes på stasjon E i juli, men antallet på stasjon C er også relativt høyt.

I september har stasjon C og D de laveste bunndyrantall, mens antall på de tre øvrige lokalitetene er likt og relativt høyt (Fig. 3). Imidlertid er faunaen på alle lokalitetene dominert av fjærmygglarver og fåbørstemark, med unntak av stasjon A, der det også er et større innslag av steinfluer i september (Fig. 2).

Døgnfluer, steinfluer og vårfluer er bestemt til art (Tabell 1), men av disse tre gruppene er det bare vårfluer og steinfluer som forekommer i individantall av noen betydning. Til å være fra en regulert innsjø, må antall steinfluearter også karakteriseres som relativt høyt. Imidlertid er det bare en art, Nemoura cinerea, som finnes på alle stasjonene, og på stasjon A er denne meget tallrik i september. Relativt tallrik er også Diura bicaudata og Amphinemura standfussi. Vårfluene er en relativt viktig gruppe både i juli og september på de fleste lokalitetene, med unntak av stasjon A, og de to viktigste artene er Potamophylax sp. og Apatania sp. De tre påviste døgnflueartene ble alle funnet i juli (Tabell 1). Ingen døgnfluer ble påvist i september.

JULI

SEPTEMBER

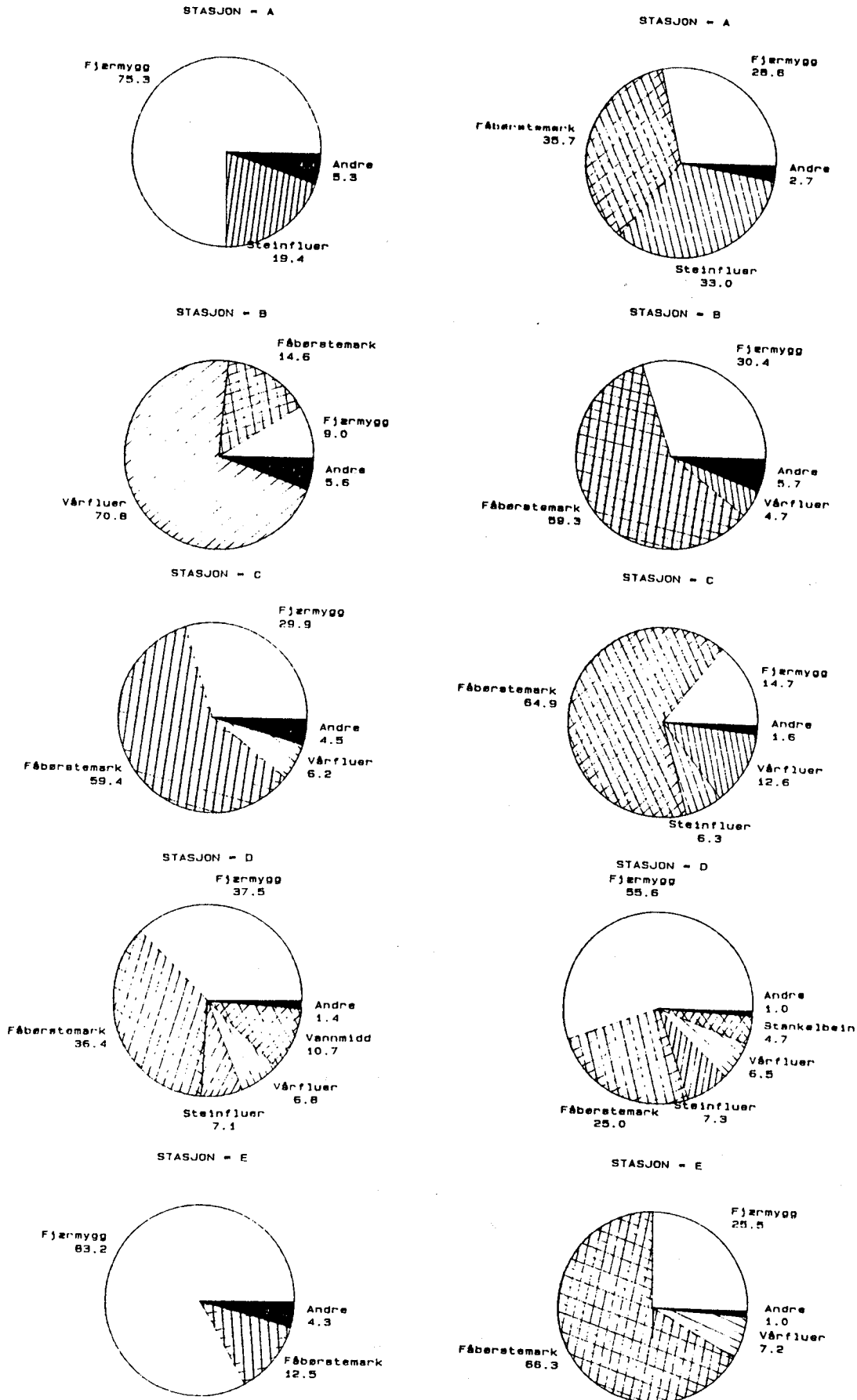


Fig. 2. Prosentvis sammensetning av bunnfaunaen i strandsonen på ulike lokaliteter i Totak i juli og september 1989.

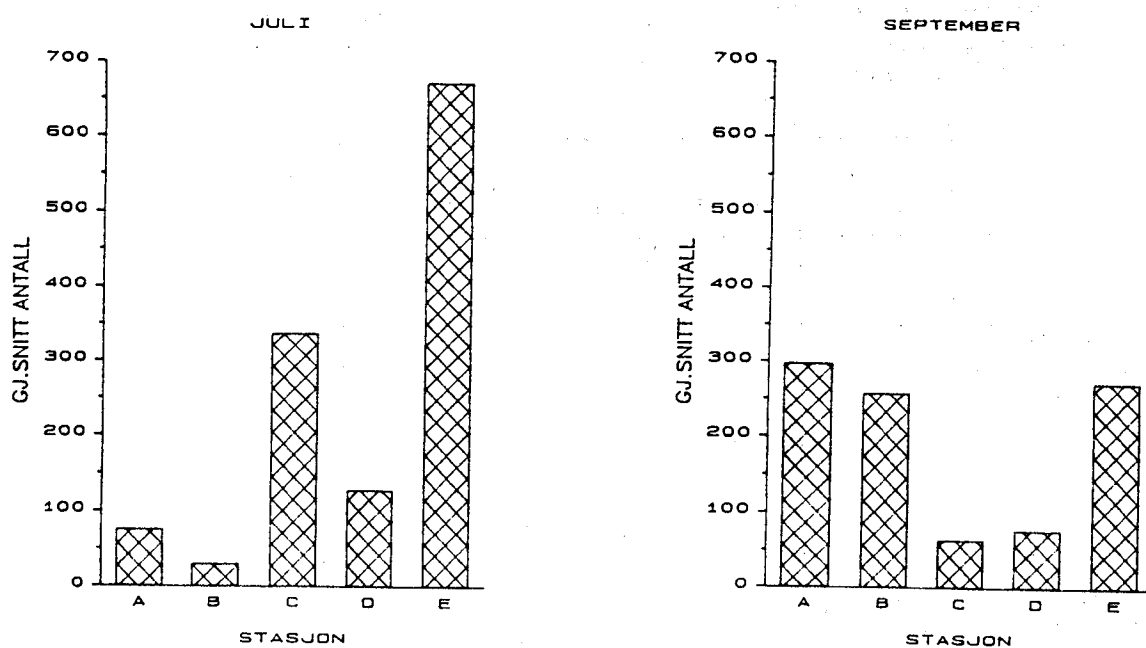


Fig. 3. Gjennomsnitt antall bunndyr pr. minutt sparkeprøve på ulike lokaliteter i Totak i juli og september 1989.

DYREPLANKTON

Prosentvis artssammensetning av zooplankton viser for alle tre lokaliteter dominans av Bosmina longispina, se Fig. 4. Denne utgjorde fra 68-85% i juli og fra 77-86% i september. G'el'ekrepsen Holopedium gibberum ble påvist ved alle anledninger. Begge arter er viktige som næring for fisk. Ytterst få individer av Daphnia longispina ble påvist på st. A og st. B i september. Daphnia blir meget lett nedbeitet av fisk, og finnes ofte bare i lite antall der bestanden av røye er stor.

Tabell 1. Gjennomsnittsansatt (antall/min. sparkeprøve) for døgnfluer, steinfluer og vårfluer på ulike stasjoner i Totak i 1989.

	St. A		St. B		St. C		St. D		St. E	
	JULI	SEPT.	JULI	SEPT.	JULI	SEPT.	JULI	SEPT.	JULI	SEPT.
DØGNFLUER										
<u>Ameletus inopinatus</u>	0.7									
<u>Siphonorus lacustris</u>							0.3			
<u>Metretopus borealis</u>									1.0	
STEINFLUER										
<u>Diura bicaudata</u>	3.0				2.0	1.0	3.3	1.0		
<u>Amphinemura standfussi</u>	8.3				2.3		2.0		0.3	
<u>Nemurella pictetii</u>						0.3		0.3		
<u>Nemoura cinerea</u>		97.7		8.0	3.7		0.3	0.3		1.0
<u>Capnia atra</u>		0.3				2.7		4.0		1.0
VÅRFLUER										
Phryganeidae	0.3	-	0.3	-	-	-	-	2.7	-	-
<u>Potamphylax</u>	-	-	3.7	12.0	9.0	8.0	4.7	2.3	-	19.7
<u>Apatania</u>	0.3	1.7	17.0	-	12.0		7	-		

PRØVEFISKE

Under prøvofisket med garn ble det fanget ørret og røye se for bunn garn Tabell 2 og Tabell 3 og for flyte garn Tabell 4 og Tabell 5.

Samlet ble det fanget betydelig høyere andel røye på flyte garn, sammenliknet med ørret. Spesielt på lokaliteter der strandsonen var bratt, var dominansen av røye betydelig. I østlig del av Totak, med jevnere bunnprofil, utgjorde ørret større andel av totalfangsten.

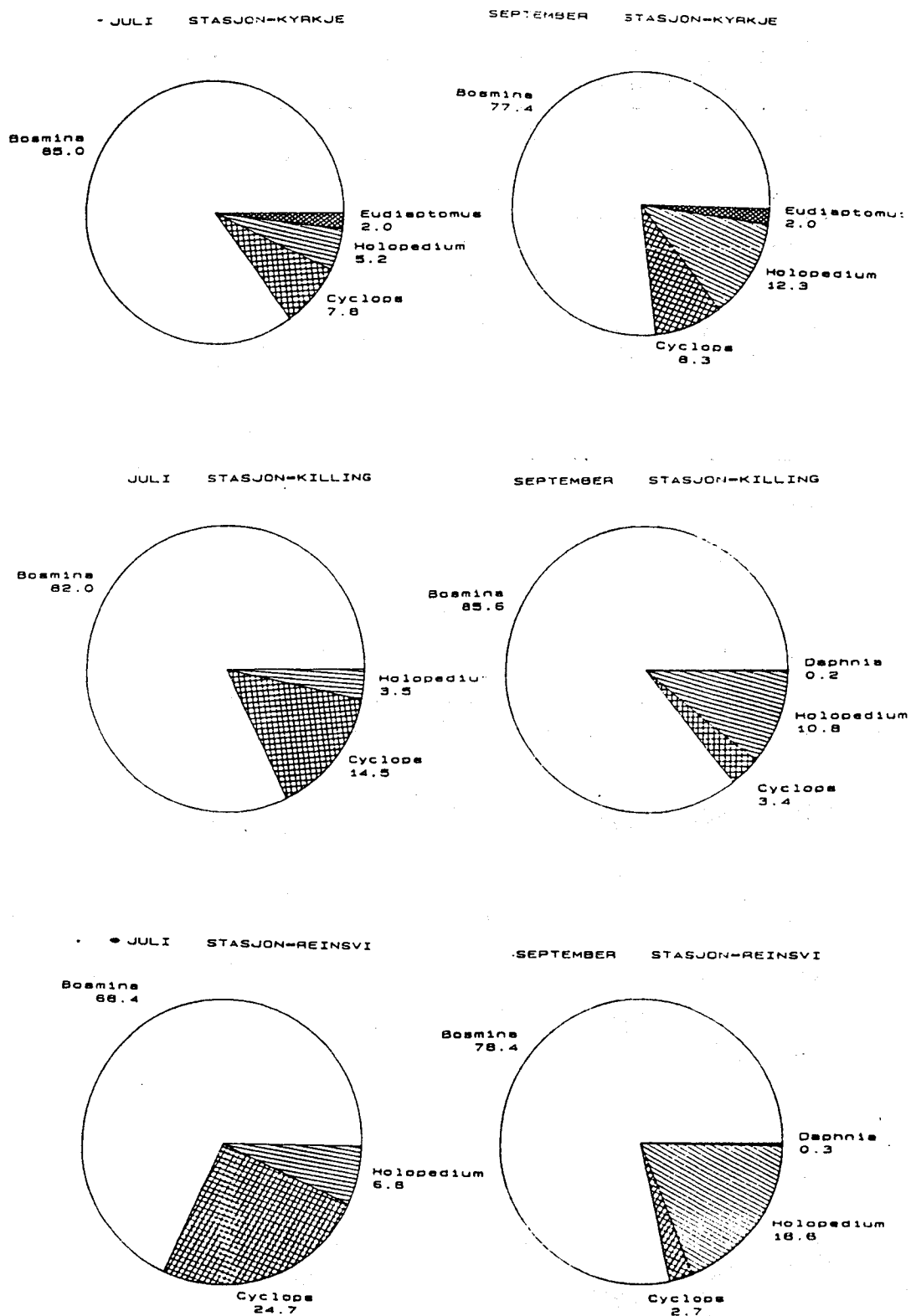


Fig. 4. Prosentvis artssammensetning av zooplankton på st. A, B og C i Totak i juli og september 1989.

Tabell 2. Fangst pr. garnnatt under prøvofiske med bunngarn i Totak i perioden 4.-6.7.1989. Vekt: g.

Maskevidde	Ørret		Røye	
	Antall	Total vekt	Antall	Total vekt
19.5	0.9	60.3	0.7	44.7
22.5	1.3	122.5	1.0	80.0
26.0	2.1	237.2	0.1	11.1
29.0	0.2	45.1	0.6	85.7
35.0	0	0	0	0
39.0	0.2	138.0	0	0
45.0	0	0	0	0
52.0	0	0	0	0

Tabell 3. Fangst pr. garnnatt under prøvofiske med bunngarn i perioden 19.-21.9.1989. Vekt:g.

Maskevidde	Ørret		Røye	
	Antall	Total vekt	Antall	Total vekt
19.5	3.6	227.0	2.6	171.6
22.5	1.7	158.3	7.8	862.7
26.0	0	0	2.7	217.9
29.0	0.3	105.6	0.2	24.1
35.0	0	0	0.2	20.4
39.0	0.1	14.3	0.3	128.8
45.0	0	0	0	0
52.0	0	0	0	0

Tabell 4. Fangst pr. garnnatt under prøvefiske med flytegarn i Totak i perioden 4.-6.7.1989. Vekt: g.

Maskevidde	Ørret		Røye	
	Antall	Total vekt	Antall	Total vekt
19.5	0	0	9	395.7
22.5	0	0	8.7	823.0
26.0	0	0	0	0
29.0	0	0	0	0
35.0	0	0	0	0
39.0	0	0	0	0
45.0	0	0	0	0
52.0	0	0	0	0

Tabell 5. Fangst pr. garnnatt under prøvefiske med flytegarn i Totak i perioden 19.-21.9.1989. Vekt:g.

Maskevidde	Ørret		Røye	
	Antall	Total vekt	Antall	Total vekt
19.5	0	0	3.3	223.3
22.5	0.7	114.3	10.6	866.0
26.0	0.3	711.7	27.0	2288.7
29.0	0	0	0	0
35.0	0	0	0	0
39.0	0	0	0	0
45.0	0	0	0	0
52.0	0	0	0	0

LENGDEFORDELING, ALDER OG VEKST

Ørret var i lengde-intervallet 17 - 40 cm (Fig. 6). Ørretmaterialet fordelte seg i aldersgruppene 2+ -9+, (Fig. 7). Aldersgruppe 4+ og 5+ utgjorde tilsammen ca. 60% av totalmaterialet. En oppsplitting av materialet gir ingen indikasjoner for å angi forskjellig aldersfordeling av hunner og hanner.

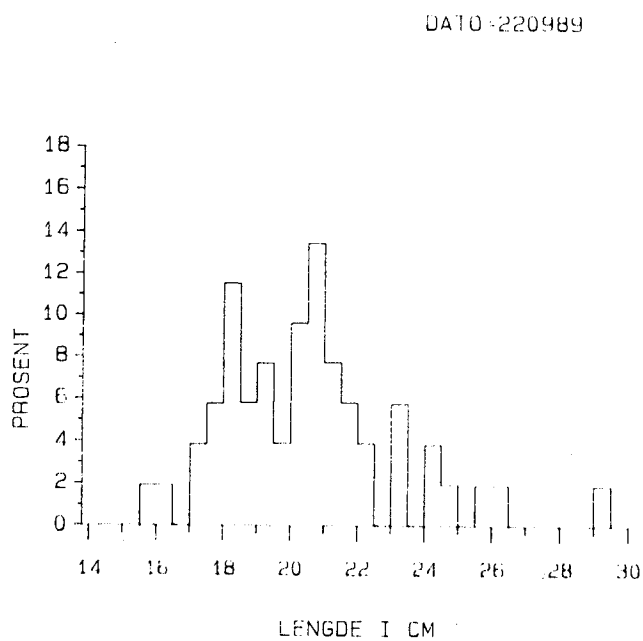
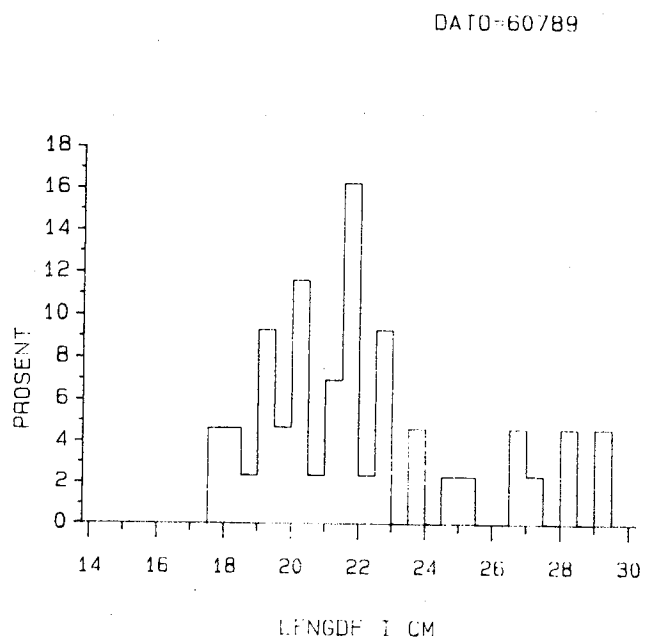
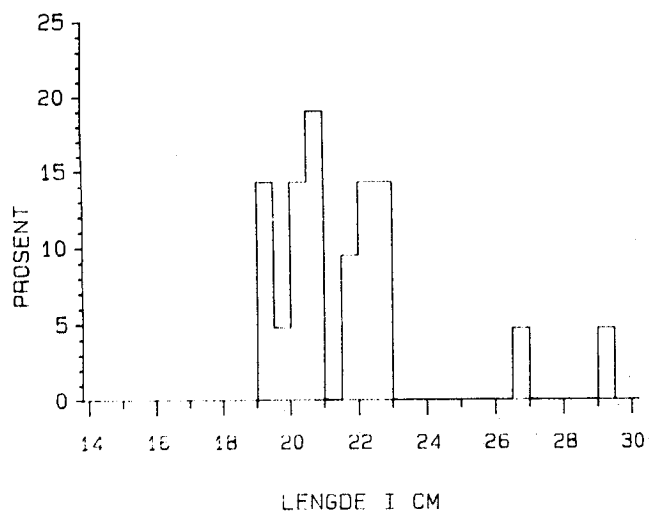


Fig. 5. Prosentvis lengdefordeling av ørret fra Totak tatt under prøvofiske med bunn garn i juli og september 1989.

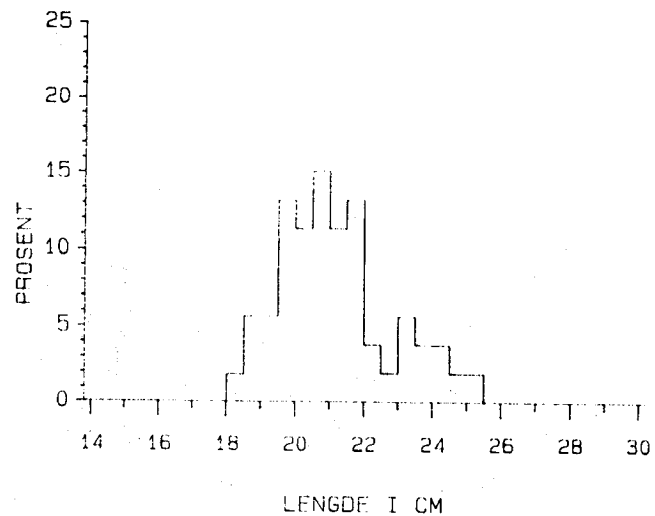
Bunn garn

DATO=60789

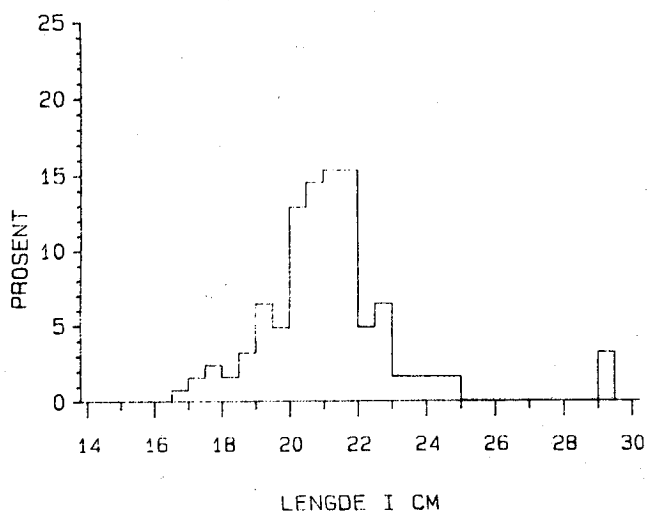


Flyte garn

DATO=60789



DATO=220989



DATO=220989

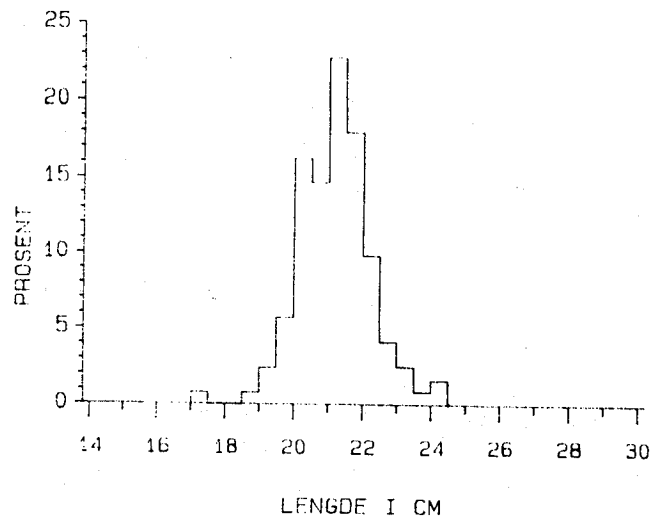


Fig. 6. Prosentvis lengdefordeling av røye på bunn garn og flyte garn tatt under prøvefiske i Totak i juli og september 1989.

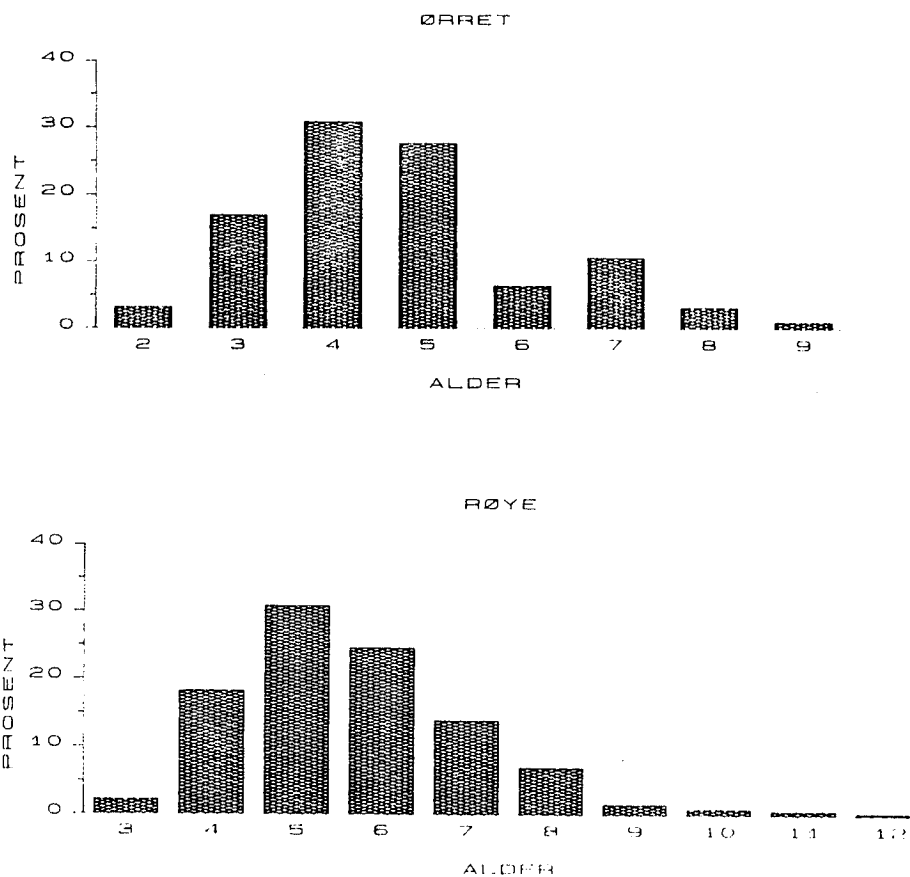


Fig. 7. Prosentvis aldersfordeling av totalmaterialet av ørret (over) og røye (under) fra Totak tatt under prøvefiske i 1989.

Hoveddelen av røyefangsten hadde en lengde fra 19-23 cm. Dette ble observert både på bunngarn og flytegarn. Aldersfordelingen av røye viser tildels gammel fisk (Fig.7). Høyest frekvens i materialet viser aldersgruppen 5+, med jevnt fallende forekomst til aldersgruppe 12+.

Vekstkurvene for både ørret og røye gir begge et klart inntrykk av dårlig vekst (Fig. 8). Årstilveksten varierte fra 1.0-2.5 cm for ørret i alder 2-5 år. For ørret eldre enn 5 år er materialet lite, men for enkelte individer synes veksten å øke, noe som trolig har sammenheng med overgang til fiskeføde (stingsild). Røye viste jevn vekst fram til 7-8 år, deretter stagnasjon.

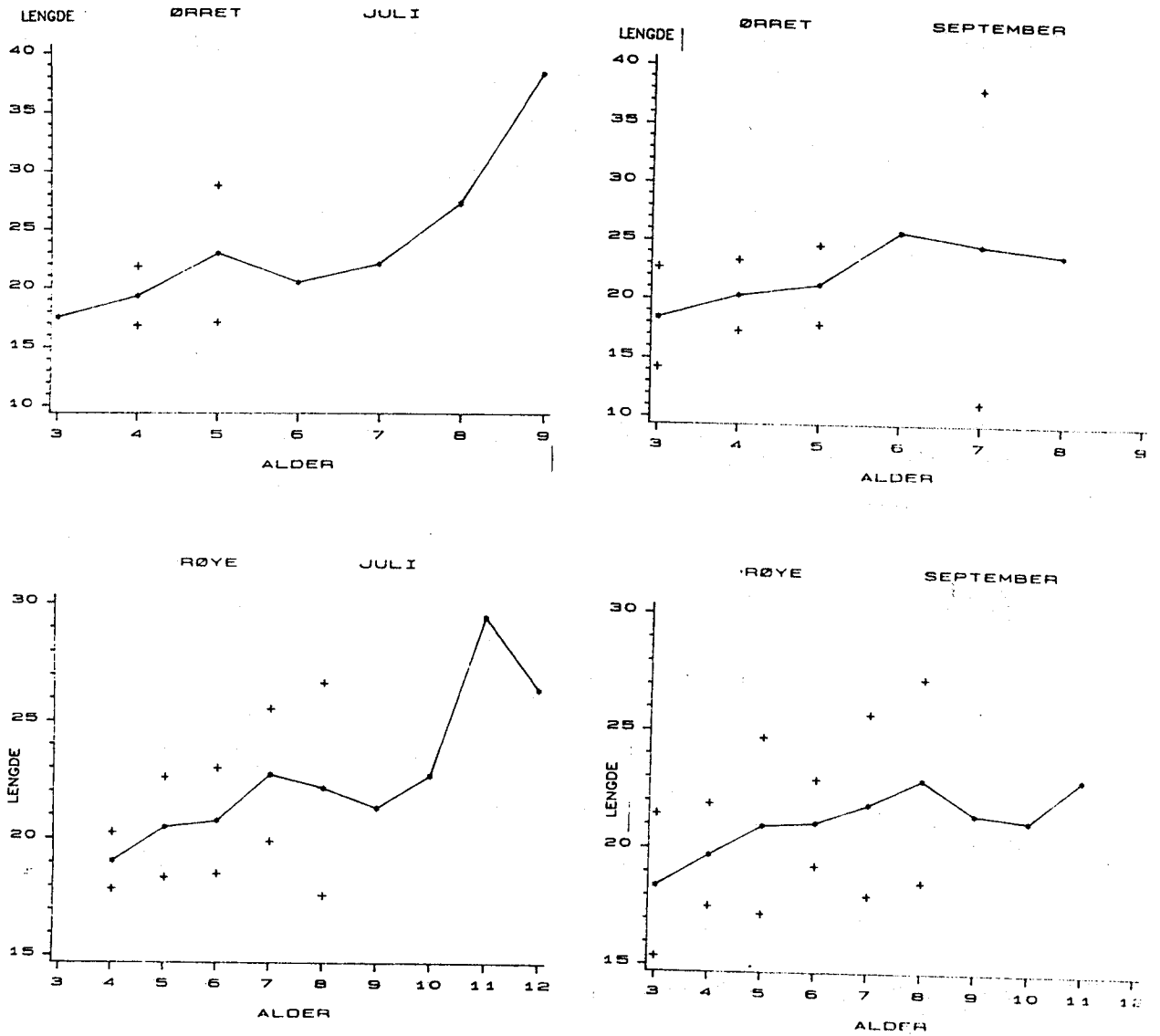


Fig. 8. Empirisk vekst for ørret (over) og røye (under) fra Totak tatt under prøvafiske i juli og september 1989.

KONDISJON

Kondisjonsfaktor for enkeltindivider av ørret og røye i forskjellige lengdegrupper er vist i Fig. 9. Midlere kondisjonsfaktor for samtlige ørret var noe under 1.0, noe som indikerer fisk noe under normal god kvalitet. For ørret større enn ca. 25 cm var det innslag av enkelte ørret med betydelig høyere kondisjonsfaktor. Dette var også tilfelle for røye, men her mer tydelig. En positiv korrelasjon mellom kondisjonsfaktor og størrelse på røye er tilstede for røye over ca. 25 cm.

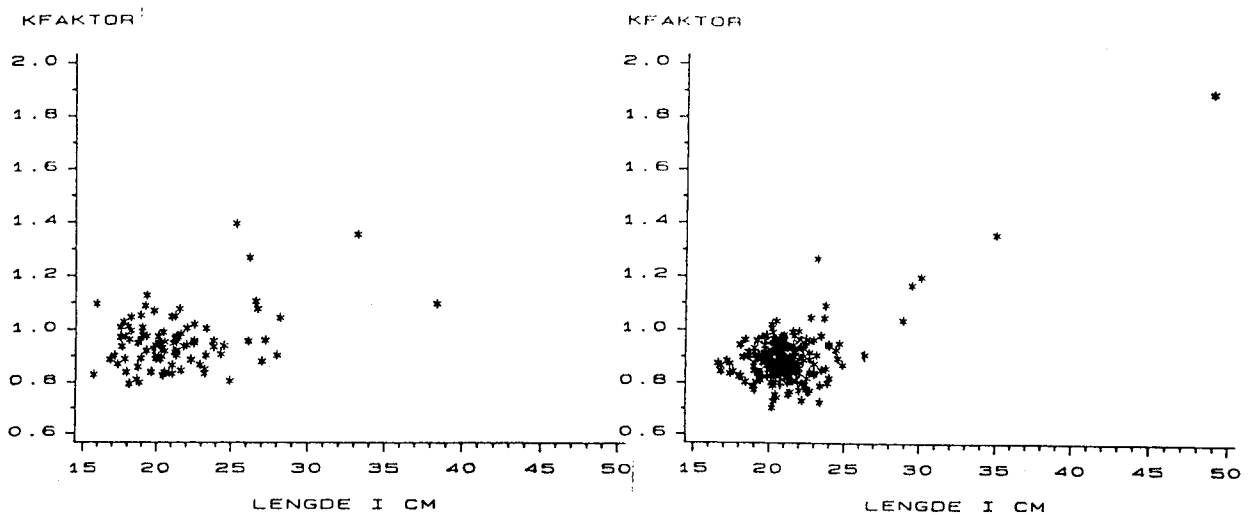


Fig. 9. Kondisjonsfaktor for ørret (til venstre) og røye fra Totak tatt under prøvefiske i 1989.

ERNÆRING

Næringsopptaket hos ørret tatt på bunngarn er samlet vist i Fig. 10. Generelt var det liten forskjell i næringsopptak hos ørret fanget på de ulike lokaliteter. Mageinnholdet fra de tre lokalitetene ble derfor slått sammen og behandlet under ett. Tilsvarende ble gjort for røye.

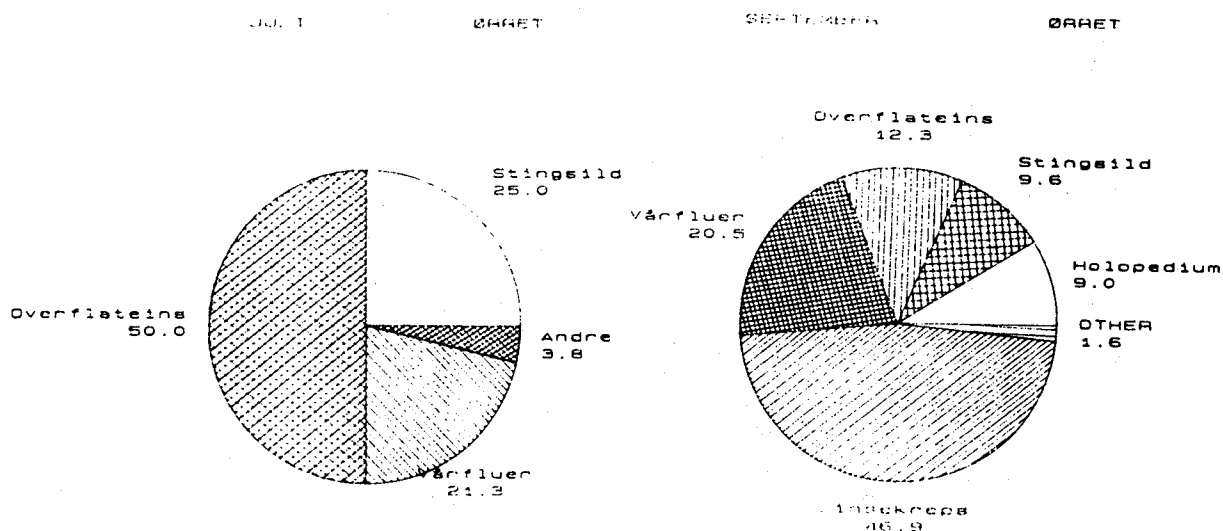


Fig. 10. Næringsopptak hos ørret tatt under prøvefiske i Totak i juli og september 1989.

For ørret fanget i bunngarn, besto føden hovedsaklig av vårfluelarver, stingsild og terrestre overflateinsekter. Dette indikerer næringssøk i strandsonen. Fangsten av ørret i flytegarn var få. I september var innslaget av det littorale krepsdyret linsekreps og Holopedium betydelig.

Røye fanget i flytegar (Fig.11) og i bunngar hadde liten ernæringsmessig forskjell. Føden besto hovedsaklig av dyreplankton, og viser et pelagisk habitatvalg. Holopedium og Bosmina longispina dominerte i september, mens Bosmina og overflateinsekter dominerte i juli. Imidlertid hadde enkelte større røye innslag av smårøye.

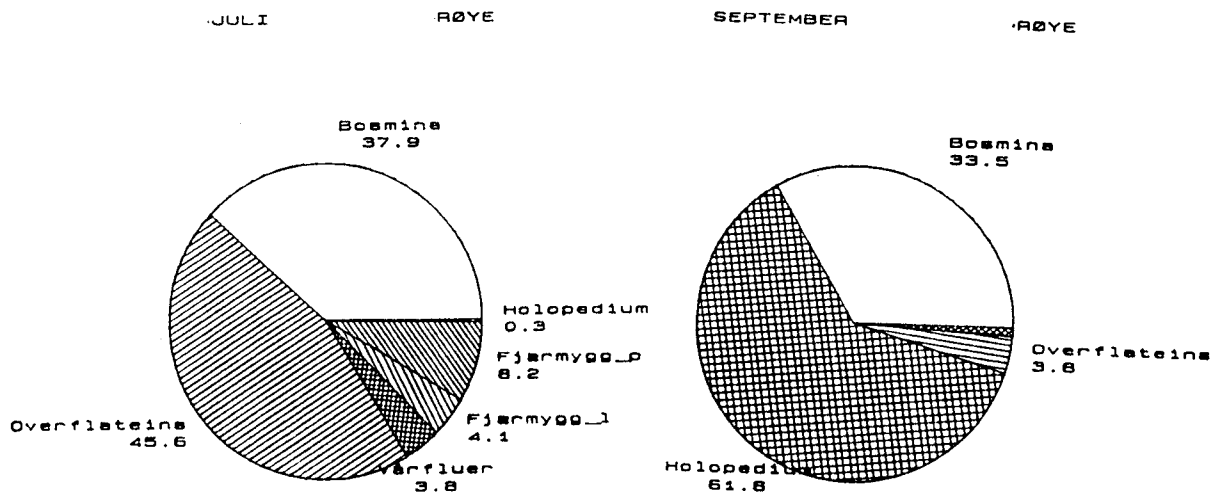


Fig. 11. Næringsopptak hos røye tatt under prøvefiske med flytegar i Totak i juli og september 1989.

EKKO

I Fig. 12 er vist ekkogrammer fra november 1989 fra området Killingtveit. Opptakene er gjort etter mørkets frambrudd i september i den periode da gyting av røye er påvist. Det ble flekkvis påvist store tettheter av fisk, spesielt 15-25 m's dyp nær land. For området som helhet var den horisontale fordelingen av fisk ujevn. Det ble ikke påvist fisk i de grunnere områder eller nær littorale områder, men synes å foretrekke områder der totaldypet er mer enn ca. 10 m.

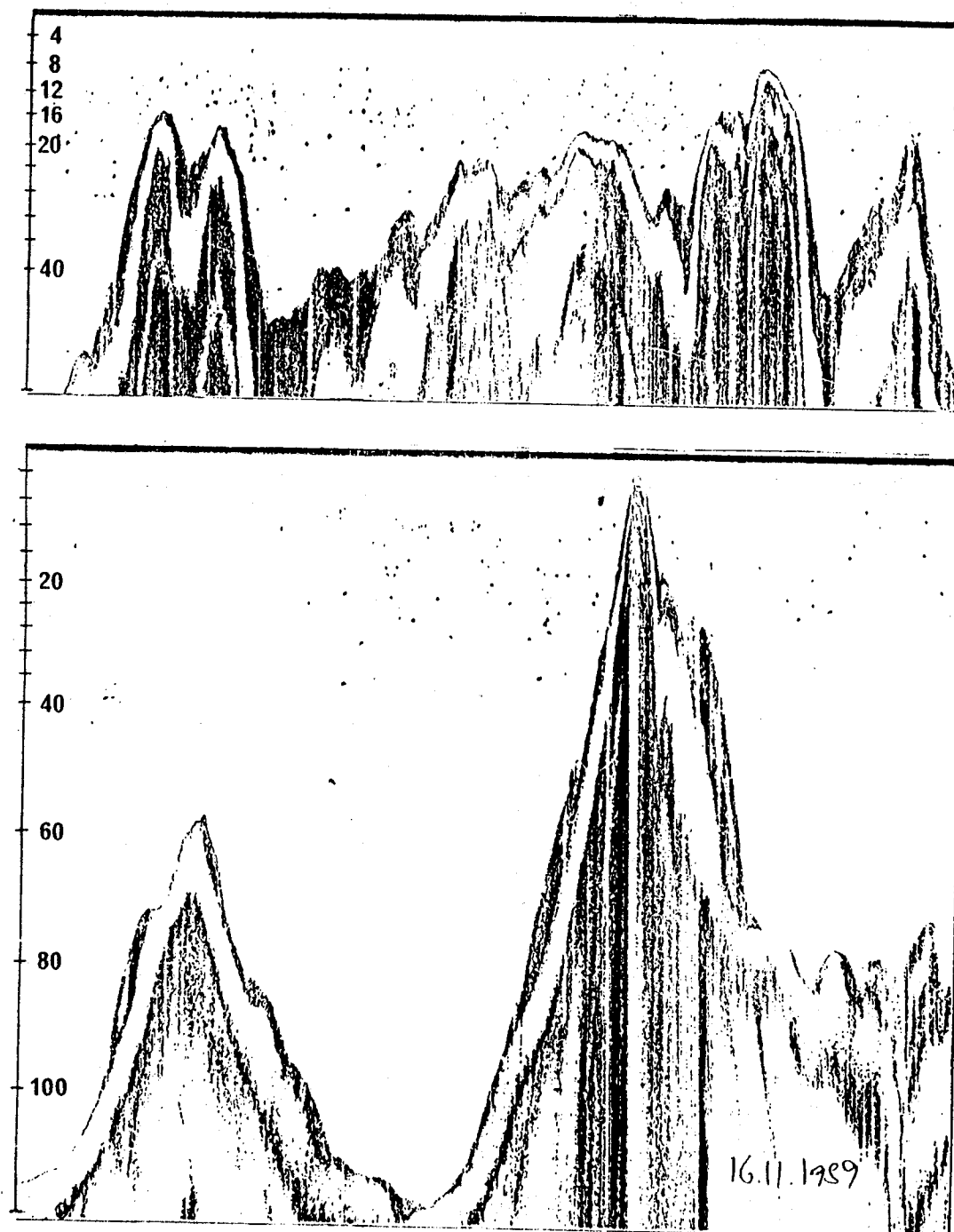


Fig. 12. Ekkogram langs transekter i Totak (Killingtveit) tatt opp etter mørkets frambrudd i november 1989.

Relativ størrelsesfordeling

Prosentvis fordeling av ekkosignalstyrke langs transektene viser at fisk representert ved dB = 44-40 er hyppig observert. Etter formelen: $TS = 20 \cdot \log L - 68$ vil dB = -38 representere fisk med størrelse ca. 20-25 cm. Da gytemetoden røye nettopp har denne størrelsen, antas det at opptakene representerer røye.

KOMMENTARER

BUNNDYR

Fjærmygglarver og fåbørstemark er de to mest tallrike bunndyrgrupper i strandsonen (på steinbunn) i Totak. Bare vårfluelarver og steinfluenymfer forekom i tilsvarende individantall på enkelte lokaliteter. Samlet utgjorde større insektlarver (døgnfluer, steinfluer, vårfluer) ikke mer enn 6.5 og 17% av faunen i henholdsvis juli og september i Totak. Andre viktige næringsdyr for fisk, som marflo og snegl ble ikke påvist i bunnprøvene, men snegl forekom i fiskemagene hos ørret. Andelen av tradisjonelt viktige næringsdyr for ørret i strandsonen må derfor karakteriseres som svært lav.

Den relativt fattige og lite varierte bunndyrfaunaen i Totak skyldes at innsjøen er regulert og at regulerings høyden er relativt stor. Ved en innsjøregulering er det strandsonen som er mest utsatt. Den stadige vannstandsvariasjonen i Totak har her ført til erosjon og utvasking. Vegetasjon og dødt plantemateriale som dyrene i strandsonen er direkte avhengige av som skjul og næring er redusert. Dette gir mangel på både skjul og næring for bunndyr. Bunndyrene utsettes også lettere for nedbeiting fra fisk. Dette har ført til en reduksjon av bunndyrene i reguleringssonen både i mengde og antall. Typiske strandlevende former som marflo, større insektlarver og snegl

påvirkes i størst grad (Grimås 1962). Arter som blir mindre påvirket er detrituspisere (dyr som lever av finfordelt dødt organisk materiale) og dyr som har en vid dybdeutbredelse, som fåbørstemark, fjærmygg og muslinger (Grimås 1962, 1970). Dette skyldes at disse dyregruppene lever i sedimentet under reguleringssonen og drar nytte av det organiske materialet som vaskes ut av reguleringssonen og som deponeres under laveste regulerte vannstand. Fjærmygglarver og fåbørstemark unngår derfor også å bli spist av fisk ved å leve nede i bunnsubstratet. På sikt vil det derfor finne sted en forskyvning av faunaen til fordel for disse gruppene.

Av de dominerende bunndyr ble fåbørstemark ikke påvist i mageinnholdet hos ørret i Totak. Heller ikke fjærmygg utgjorde noe dominerende fødeemne. Ørret kompenserer for et dårlig næringstilbud fra bunnfaunaen gjennom økt opptak av andre næringsemner som fisk og landinsekter. Til en viss grad inngår også planktoniske krepsdyr i føden til ørret.

Av større næringsdyr i bunnprøvene ble steinfluer, vårfluer og døgnfluer bestemt til art. Av disse var det bare de to førstnevnte som forekom i et relativt stort individantall, men bare vårfluer ble spist av ørret. Snegl ble ikke påvist i bunnprøvene, men ble funnet i fiskemagene. Dette var vanlig damsnegl (Lymnea peregra). Snegl ble imidlertid i liten grad spist av ørret. Arten er vanlig og utbredt i mesteparten av landet (Økland 1969). Snegl er en av de bunndyrgruppene som vanligvis rammes hardt ved innsjøreguleringer. I Blåsjøn i Sverige (reguleringshøyde 6 m) reduserte reguleringen bestanden L. peregra kraftig, og utbredelsen begrenset seg til å omfatte arealet under reguleringssonen og de nederste metre av denne (Grimås 1961). Bare L. peregra ble funnet i Blåsjøn etter en ytterligere regulering på 13 m (Grimås 1962).

Steinfluefaunaen i Totak er relativt artsrik, fem arter ble funnet. De tre vanligste artene i innsjøene var Diura bicaudata, Amphinemura standfussi og Nemoura cinerea. Alle de påviste artene tåler relativt store reguleringshøyder. D. bicaudata er blant annet funnet i Blåsjøn (reguleringshøyde 6.0 m) og Volbufjorden (3.0 m) (Grimås 1961, Brabrand og Saltveit 1978). N. pictetii er funnet ved 6.5 m's regulering i Rødungen og Øyangen i Vang (Grimås 1964, Borgstrøm 1971 c), mens C. atra og N. cinerea er funnet i magasin med reguleringshøyder fra 6-12.9 m (Grimås 1961, Borgstrøm 1970 a, Brabrand og Saltveit 1978).

I følge Grimås og Nilsson (1962) er Siphonurus lacustris den av døgnfluearten som best tåler reguleringsseffektene. Arten er funnet i Blåsjøn i Sverige etter en regulering på 13 m (Grimås 1962), og funn foreligger fra en rekke andre reguleringsmagasiner (Borgstrøm 1970b, 1971a, b, Brabrand og Saltveit 1978, Saltveit 1978). For de to andre artene foreligger ikke informasjon fra reguleringsmagasiner. Døgnfluene hadde imidlertid ingen betydning i strandsonen, og ble ikke spist av ørret. Arten Metretopus borealis er imidlertid mindre vanlig og er tidligere bare påvist i Finnmark, Sør-Trøndelag, Hallingdal og i innsjøer i Etna-Dokka (Brittain, pers. medd., Saltveit og Brabrand 1980). For vårfluer foreligger svært liten informasjon fra reguleringsmagasiner.

Av større bunnlevende krepsdyr ble marflo, Gammarus lacustris ikke påvist. Marflo er i likhet med andre littorale former, som større insektlarver og snegl, lett utsatt ved innsjøreguleringer (Grimås 1962). Marflo synes bare å tåle små vannstandsendringer. Når reguleringshøyden overstiger 5 m blir ifølge Aass (1969) bestanden av marflo for liten til å ha noen betydning som fiskeføde. I tillegg synes den å være lett utsatt for nedbeiting, og kan være vanskelig å påvise i innsjøer med store fiskebestander.

Fiskeartene i Totak er ørret, røye og trepigget stingsild. Naturlig rekruttering hos ørret er av Fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske (1972) ansett som begrenset, og det er fra 1976 et årlig utsettingspålegg på 4.200 to-somrig settefisk av Tunhovdstamme. Tidligere (fra 1958-1976) var pålegget på 21.000 settefisk (1 somrig).

De fleste ørret under prøvefiske ble fanget på bunngarn, og både næringsopptak og fangstene viser at ørret er sterkt knyttet til strandsonen.

Fra reguleringsmagasiner der ørret er alene er det kjent at ørret kompensere for redusert næringstilbud i strandsonen ved å spise zooplankton (Brabrand og Saltveit 1988). Imidlertid er røye bedre tilpasset zooplankton, og vil lett "presse" ørret tilbake til strandsonen og et begrenset næringstilbud. Veksten for ørret som ernærer seg av zooplankton og bunndyr må karakteriseres som dårlig. Imidlertid rapporteres det om ørret som ernærer seg av røye, og som derved oppnår en betydelig størrelse. Det er også meget interessant at stingsild synes å være et viktig næringsemne for ørret.

Røye viser et typisk pelagisk habitatvalg idet det meste av røyemateriale ble tatt på flytegarn. Næringsopptaket besto hovedsakelig av zooplankton. Veksten viser stagnasjon ved alder 5-6 år ved lengde ca. 23 cm. Imidlertid er det også for røye enkelte individer som slår over på fiskediett (røye) og som viser meget god vekst.

Det er antatt at trepigget stingsild er kommet til Totak i løpet av 1970-årene. Fra andre ørret-røye sjøer på vestlandet og i Trøndelag er det kjent at trepigget stingsild kan oppnå betydelig bestandsstørrelse, og innta innsjøenes pelagiske områder. Der kan de både utøve et beitetrykk på zooplankton og inngå som forfisk for større ørret og røye. Imidlertid er det ikke informasjon om bestandsforholdene av stingsild i Totak.

Stingsild kan trolig være en viktig forfisk fordi den p.g.a. sin beskjedne størrelse er lett tilgjengelig for mindre ørret. Stingsild kan derved gjøre overgangen til røyeføde lettere. Det faktum at stingsild inngikk med en betydelig andel i dietten hos ørret indikerer at bestanden av stingsild er stor og at den er en viktig næringskomponent for ørret.

EFFEKT AV SENKNING UNDER LRV

Virkning av senkning under LRV på fisk og næringsdyr er knyttet til tørrlegging av potensielle gyteområder, tørrlegging av bunnområder for produksjon av næringsdyr og redusert siktedyp i vannmassene som følge av utrasninger.

Røye gyter i selve magasinet om høsten og klekker påfølgende vår. Ved gyting på høy høst vannstand med påfølgende senkning vil tørrlegging av gyteområder kunne inntreffe. Imidlertid indikerer ekkoloddregistreringer i gyteperioden og samtaler med flere som driver garnfiske på gyteområdene at en stor del av gytingen skjer på dypere vann enn ca. 20 m. Røyebestanden antas å tåle en eventuell redusert rekruttering enkelte år. Dette vil også kunne betraktes som positivt, idet røyebestanden i Totak er overtallig i forhold til næringsgrunnlaget. Spesielt i forbindelse med senkning vil næringsgrunnlaget bli vesentlig svekket dersom siktedypet reduseres, og det vil da virke mindre negativt på røyebestanden om rekrutteringen i slike år reduseres.

Rekruttering hos ørret skjer ved utsetting (4.200 to-somrig settefisk, Tunhovdstamme) og trolig ved naturlig rekruttering i enkelte av innløpsbekkene. Rekruttering hos ørret antas å bli lite berørt, idet senkningen vil skje gjennom vinteren og starte etter at ørret har vandret opp i gytebekkene og gytt. Dersom vannstanden i Totak er lav i august-september, vil oppvandringsforholdene kunne endres. Dette kan kompenseres ved økte utsettinger. Imidlertid vil redusert næringstilbud i tiden etter tilsi mindre effekt på kvaliteten av ørret, dersom

bestandstettheten i perioden reduseres.

Den største effekten på fiskebestandene vil være knyttet til utrasninger og eventuelt redusert siktedyp i magasinet. Omfanget av dette er vurdert i rapport fra NHL (1990). Det konkluderes med at tilløpselver stedvis opplagt vil grave seg ned i løsmasser. Ved utløpet av Bitu, som er et av de fire steder som er vurdert, kan det være snakk om flere hundretusen m³. Imidlertid vil det være omfanget av suspenderte masser som har de største biologiske konsekvenser. En stor del av fiskeproduksjonen i Totak er basert på produksjon av zooplankton. Mange undersøkelser viser at flere arter som er viktige for fisk, deriblant Daphnia, Bosmina og Holopedium, som også er viktige i Totak, er svært følsomme for høyt innhold av mineralpartikler. Dette skyldes at mange arter zooplankton er lite selektive når det gjelder opptak av næringspartikler (Hessen 1987), og at konsum av mineralpartikler gjør dyrene så tunge at de synker. Det observeres tildels dramatiske biomasse-reduksjoner hos zooplankton, noe som vil reflektere seg i fiskebestanden. Borgstrøm (1973) viste at skjoldkreps nesten forsvant fra Mårvann etter senking og tilslamming i 1969/70, med påfølgende redusert kondisjon for ørret. For Ustedalsfjorden kan Aass (pers.med.) angi effekt på avkastningen av ørret, sik og røye etter tilslamming. Her kunne tilslamming observeres i store deler av vassdraget nedstrøms magasinet.

Det kanskje beste eksempel er den ekstreme uttapping av Ringedalsmagasinet i 1985. Selvom denne innsjøen allerede ble regulert i 1908, førte nedtapping i 1985 til dramatisk reduksjon i siktedyp fra ca. 18 m i 1984 til under 1 m store deler av 1985. Opprinnelig siktedyp ble ikke gjenetablert før i august 1986. Det ble påvist store endringer i zooplankton-samfunnet, redusert kondisjon hos ørret, samt dødelighet som følge av næringsmengde. Imidlertid må det presiseres at her ble hele magasinet påvirket, og graden av påvirkning av fisk er direkte knyttet til omfang av tilslamming.

Følgende hovedkonklusjoner ved senking 12 m under LRV kan trekkes:

1. Rekruttering hos røye og ørret antas lite berørt. For ørret kan rekruttering tilpasses næringsforholdene ved å endre utsettingene.
2. Produksjon av næringsdyr i strandsonen under LRV vil bli sterkt påvirket i negativ retning på grunn av tørrlegging. Avhengig av livssyklus vil det ta 1-3 år etter nedtapping før produksjonsforholdene er gjenetablert.
3. Produksjon av næringsdyr i de frie vannmasser vil bli redusert, idet følsomme arter utgjør viktigste føde for røye. Omfanget vil være direkte avhengig av intensitet og varigheten av redusert siktedyp. Forholdene vil raske være tilbake når siktedypet er gjenetablert.
4. Tap av næringsdyrproduksjon vil reflekteres i fiskebestanden. Punkt 2 vil primært gi redusert produksjonsforhold for ørret, mens punkt 3 vil gi redusert produksjon for røye. Fiskebestandene vil trolig være påvirket 1-3 år etter at oppfylling og siktedyp er gjenetablert.

LITTERATUR

- Aass, P. 1969. *Crustacea, especially Lepidurus arcticus Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs.* Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 49: 183-201.
- Andersen, C. 1979. *reguleringer og utvaskninger i Målselvvassdraget.* s. 116-130. I: T.B. Gunnerød og P. Mellquist (red.) *Vassdragsreguleringers biologiske virkninger i magasiner og lakseelver.* NVE-DVF.

- Borgstrøm, R. 1970a. Stolsvannsmagasinet. årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 2, 35 s.
- Borgstrøm, R. 1970b. årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 3, 35 s.
- Borgstrøm, R. 1971a. årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 4, 35 s.
- Borgstrøm, R. 1971b. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 5, 35 s.
- Borgstrøm, R. 1971c. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 6, 35 s.
- Borgstrøm, R. 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir. *Norw. J. Zool.* 21: 101-112.
- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. og Solheim, J.T. 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkning på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 90, 34 s.
- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 36, 58 s.

- Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1988. Feeding and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 13 s. + vedlegg.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. s. 191-200. I: K. Vennerød (red.). Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget Oslo.
- Craig, R.E. og Forbes, S.T. 1969. Design of a sonar for fish counting. Fisk. Dir. Skr. Ser. Havunders., 15: 210-219.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Centraltrykkeriet, Kristiania. 107 s.
- Fiskerikonsulenten for det Østenfjeldske. 1980. Rapport om de fiskeribiologiske undersøkelser i Tokke/Vinje 1972. Rapport 28 s.
- Forbes, S.T. og Nakken, O. (eds.) 1972. Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal. part 2: The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. FAO, Roma.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuations upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, Northern Sweden. Rep. Inst. Freshwat. res. Drottningholm 44: 14-41.
- Grimås, U. 1970. Reguleringens virkning på bunnfaunaen. Kraft Miljø 1: 16-22.
- Grimås, U. og Nilsson, N.A. 1962. Nahrungsfauna und Kanadische Seeforelle in Berner Gebirgsseen. Schweiz. Z. Hydrologie 24: 49-75.

- Hessen, D. 1987. Zooplantonets utnyttelse av ulike typer og størrelser av partikler. I. Partikler i vann (Eds. Nicholls og Erlandsen). s. 65-70. Norsk Limnologforening.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pygosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food in fishes. J. Animal. Ecol. 19: 36-58.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57: 344-388.
- Jensen, K.W. 1968. Sportsfiskerens leksikon. Gyldendal Norsk Forlag, bd. 4, 1374 s.
- Nilsson, N.-A. 1955. Studies on the feeding habits of trout and char in a North Swedish lake. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 36: 238-261.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191: 1-328.
- Saltveit, S.J. 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 34: 9-36.
- Saltveit, S.J. 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 85, 69 s.

Saltveit, S.J. og Brabrand, Å. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 44, 186 s.

Skulberg, O. og Kotai, J. 1984. Undersøkelse av partikkelforurensning i Suldalslågen 1981-1983. NIYA rapport 0-82070, 75 s.

Sv"ardsson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 55: 144-171.

OVERSIKT OVER UTGITTE RAPPORTER FRA LABORATORIUM FOR
 FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI), ZOOLOGISK MUSEUM,
 UNIVERSITETET I OSLO.

- 1, 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
- 2, 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 3, 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 4, 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
- 5, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
- 6, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
- 7, 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
- 8, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
- 9, 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
- 10, 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
- 11, 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 12, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
- 13, 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
- 14, 1973. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nomelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
- 15, 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
- 16, 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
- 17, 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
- 18, 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 19, 1974. Østerdalskkjønnen - Savalen. En vurdering av reguleringens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
- 20, 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
- 21, 1974. Oppsamlingsskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
- 22, 1975. 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, 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Fløvatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
- 24, 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Teineset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
- 25, 1976. Østerdalskkjønnen. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
- 26, 1976. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
- 27, 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.
- 28, 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med 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, 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Topsø og Grøssø.

- 32, 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 33, 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 34, 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre.
- 37, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken- Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 40, 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 42, 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
- 43, 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 46, 1981. 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, 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, 1981. Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 53, 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvassdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, 1982. Reguleringsundersøkelser i Flenvassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 55, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

- 61, 1983. Biologisk undersøkelse av Mari-dalsvannet, Oslo kommune.
- 62, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
- 63, 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, 1984. Registrering av fiskebestanden i V'attern med hydroakustisk utstyr.
- 66, 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
- 71, 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 72, 1985. Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
- 74, 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
- 76, 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
- 77, 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i V'anern og Hjalmaren.
- 81, 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
- 82, 1986. Utbyggingsplaner for Kilå-vassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, 1986. Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
- 85, 1986. 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, 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjøen, J'amtland.
- 88, 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 94, 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.

- 95, 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
- 97, 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjelavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjurhaugsfoss.
- 99, 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 100, 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition.
- 103, 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke
- 105, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sogsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 110, 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mørradalsbekken.
- 113, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.
- 114, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, 1989. Bestrandsstruktur hos ørret (Salmo trutta) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, 1989. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 118, 1989. En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.
- 119, 1990. En vurdering av storørretstammene i Hurdalssjøen og Vorm/Glomma i Akershus.
- 120, 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.
- 123, 1990. Småmuslinger i norske vann og vassdrag - lokaliteter og miljøforhold.