

KARTLEGGING AV FISKEBESTANDEN OG INNHOLDET AV
KVIKKSØLV I FISK I STORE STOKKAVATN, STAVANGER
EN FORVALTNINGSPLAN

SURVEY OF THE FISH POPULATION AND CONTAMINATION
OF MERCURY IN LAKE STORE STOKKAVATN, STAVANGER
A MANAGEMENT PLAN

Simen Aase

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITTENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2006



Forord

Denne masteroppgaven om fiskebestanden i Store Stokkavatn ble til på grunn av et sterkt ønske om gjøre et arbeid i hjembyen Stavanger. Etter noen telefoner og noen tips ble valget Store Stokkavatn. Innsjøen har en sentral plass i Stavanger, som område for friluftsliv og rekreasjon. Siste fiskeanalyse ble gjort i 1986 og trengte fornying, samtidig som det er også var behov for og viktig at det ble fortatt en miljøgiftanalyse av fisken i Store Stokkavatn, ettersom miljøgifter i fisk kan berøre allmennheten som bruker Store Stokkavatn som fiskeplass.

Jeg vil rette en stor takk til Vegard Ankerstad Larsen, min kontaktperson i Stavanger kommune, som foreslo Store Stokkavatn som studieområde og hjalp meg med informasjon om innsjøen. Likeledes til Stavanger kommune som bevilget penger til analyse av kvikksølv og stabile isotoper i ørret og røye fra Store Stokkavatn. En stor takk til Stig Danke ved Mississippi som hjalp meg med lån av robåt og lokaler. Jeg vil også rette en takk til John Haaland i NJFF som hjalp meg med å skaffe opplysninger om tidligere fiskeutsetninger. I tillegg vil jeg rette en stor takk til mine to veiledere Bjørn Olav Rosseland og Reidar Borgstrøm, for god veiledning, konstruktiv kritikk og motivasjon.

Feltarbeidet var til tider frustrerende og mye hardt arbeid fra tidlig om morgenen til seint på kvelden. Uten hjelp og støtte fra gode venner og familie hadde arbeidet vært enda tyngre og vanskeligere. En stor velfortjent takk til Cathrine Eide, Gustav og Kristine Amundsen, Bernt Rosnes, Erling Rosnes, Lars Rune Bjørnstad, Svein Helgøy, min far, Gunnar Aase, og mine søsken Sindre Aase, Jørund Aase og Ida Aase for deres iver med robåten på tross av dårlig vær og forhold. Takk også til mor, som uten å være med i robåten, ga nødvendig oppmuntring og bønn.

Universitetet for miljø- og biovitenskap

Ås, 15.august 2006

Simen Aase

Sammendrag

Denne oppgaven gjennomgår resultater fra et prøvofiske gjort i Store Stokkavatn i 2005, og har som mål å kartlegge fiskebestanden og utarbeide en forvaltningsplan for innsjøen ved å se på vekst, habitatbruk, kvalitet, diett og rekruttering hos de dominerende artene ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*), samt studere planktonsamfunnet for å kunne si noe om næringstilgang og predasjonspress. I tillegg undersøkes ørreten og røya for miljøgifter (kvikksølv) og fordelingen av stabile isotoper ($\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$) for å kunne beskrive hvert individs posisjon i næringskjeden, og karbonkilden til den maten de spiser. Ørret og røye er de dominerende fiskeartene i Store Stokkavatn og viser klare tendenser til å segregere i forskjellige habitater der ørret finnes i størst antall langs land og røye i pelagialen og mot dypet. I tillegg har ørret en intraspesifikk segregering hvor ung ørret kun befinner seg langs land i motsetning til stor ørret som ble fanget både langs land, i pelagialen og i dypet. Ved undersøkelse av dietten var det tydelig at ørret hadde flest næringsgrupper representert i mageprøvene, mens zooplankton dominerte i røye. Disse forskjellene oppstår på grunn av forskjellige tilpasninger og preferanser til ulike byttedyr, samt et resultat av hvilket habitat som benyttes. Ørret var også den eneste som ble registrert å ha spist fisk, og da spesielt trepigget stingsild som det finnes store mengder av i innsjøen. Ut fra garnfangstene i 2005 var røyebestanden i Store Stokkavatn større enn ørretbestanden, noe som er vanlig i ørret og røyevann hvor røya lett kan bli overlegen og dominere over ørreten. Dette er et resultat av at røya har høyere fekunditet og formering, og har dessuten bedre gyteområder i innsjøen enn ørreten som mest sannsynlig kun benytter de små og dårlige innløpsbekkene, Mississippibekken og Møllebekken. Kondisjonen hos ørret og røye i Store Stokkavatn i 2005 er det høyeste som er blitt målt sammenlignet med tidligere undersøkelser, noe som tyder på at fisken har gode næringsforhold og bedre levekår enn før. Det ble allikevel registrert en del fiskeparasitter (*Diphyllbothrium dendriticum* og *Diphyllbothrium ditremum*) hos både ørret og røye som er med på å forringe kvaliteten. Store lengdesprang i hver aldersklasse hos ørret og røye tyder på at forskjeller i vekstrater hos de enkelte individene, men kan også være et resultat av feil i avlesningen av otolitter. Hurtigvoksende fisk har en rekke egenskaper som gjør dem mer sårbar og utsatt for predasjon og fiske, enn andre individer. Dette kan være grunnen til at ingen fisk over ett kilo ble tatt under innsamlingen i Store Stokkavatn i 2005. God kondisjon på fisken, i tillegg til den rikelige mengden store zooplanktonformer som ble funnet i Store Stokkavatn, tyder på at innsjøen ikke er overbefolket av fisk. Kvikksølvanalysen avslørte at ørret (0,051-0,491 mg/kg) har høyest konsentrasjon av kvikksølv, som et resultat av at ørret er fiskespiser, og ligger på grensen til det som EU og

Mattilsynet har satt som lovlig nivå i fisk som skal omsettes (0,5 mg/kg). Dette høye nivået gjør at det trengs kostholdsråd for spising av ørret. Røye har lav konsentrasjon av kvikksølv (0,050-0,191 mg/kg) og det trengs derfor ingen kostholdsråd. Analysen av stabile isotoper viser at ørret har de største konsentrasjonene av $\delta^{15}\text{N}$ og er derfor på et høyere trofisk nivå enn det røye er. Dette er igjen et resultat av at ørret er fiskespiser. Analysen av $\delta^{13}\text{C}$, som sier noe om karbonkilden til fisken, stemmer overens med funnene i mageprøvene. Forvaltningen rettes spesielt mot å forbedre ørretbestanden. Som en del av forvaltningen av innsjøen anbefales det ikke å fortsette med utsettinger av ørret, men heller prøve å utnytte vekstpotensialet som finnes i de enkelte individene. Dette kan gjøres ved å ha et minstemål på fisk som fanges, og for Store Stokkavatn anbefales det å slippe ut all fisk som er under 28 cm. Garnfiske langs land bør ikke tillates, for å redusere fangsten av ørret, samtidig som man bør minimere beskatning i nærheten av gytebekker om høsten. I tillegg bør hindere i bekkene, som stenger gytefisk, fjernes helt, samtidig som fiskeslo graves ned slik at fiskeparasitter ikke overføres like lett til fugl. Som kostholdsråd bør ikke gravide, ammende kvinner og små barn spise ørret som nærmer seg ett halvt kilo eller mer.

Abstract

This paper details the results from a research done at Lake Store Stokkavatn in 2005, and has a goal to map the fish stock and make a management plan for the lake by looking at growth, habitat use, quality, diet and recruitment in the dominant species brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*), and also study the plankton community to be able to say something about the food access and the predation pressure. In addition the level of an environmental pollutant (mercury) and the distribution of stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) in brown trout and Arctic charr were examined, which will say something about each individual's position in the food chain and the carbon source in their food. Brown trout and Arctic charr are the dominant fish species in Lake Store Stokkavatn and show clear tendencies to segregate in two different habitats where brown trout occur in greater numbers along the shore and the Arctic charr in the pelagic and deeper waters. In addition the brown trout segregates within its own species, where juvenile brown trout only occurring along the shore while adult brown trout were caught along the shore, in the pelagic waters and in the deep. By investigation the fish diet it was obvious that brown trout had more food groups represented in their diet than Arctic charr, while zooplankton dominated in Arctic charr. These differences are a result of different adaptations and preferences to different food, and also a result of which habitats they prefer. Brown trout were the only fish eating species mainly eating Three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) which occur in great numbers in the lake. From the catch in 2005 the Arctic charr stock in Lake Store Stokkavatn were greater than the brown trout stock, which is common in trout and char lakes where the Arctic charr easily can get superior and dominates the brown trout. This is because Arctic charr has a higher fecundity and reproduction rate than brown trout, and has in addition better spawning grounds in the lake than brown trout which probably only uses the small and poor inlet streams, the Mississippi stream and the Mølle stream. The conditions of brown trout and Arctic charr in Lake Store Stokkavatn in 2005 are the highest ever recorded compared to earlier studies, which indicate the fish has good food conditions. Nevertheless it was registered a lot of fish parasites (*Diphyllbothrium dendriticum* and *Diphyllbothrium ditremum*) in brown trout and Arctic charr which will deteriorate the quality of its host. Leaps in length within each age class of brown trout and Arctic charr indicates differences in rate of growth in individuals, but can also be a result of errors in the reading of the otoliths. Fast growing individuals has a series of properties which make them more vulnerable and exposed to predation and fishing than other more slow growing individuals. This is one of the reasons why no fish over one kilogram were caught in Lake Store Stokkavatn in 2005. Good conditions of the fish and also

the abundant numbers of large zooplankton species in the lake indicates that the lake is not overpopulated. The mercury analysis revealed the highest mercury concentration in brown trout (0,051-0,491 mg/kg) as a result its fish eating behaviour, and is at the limit of what EU and the Norwegian food safety authority has allowed in traded fish (0,5 mg Hg/kg). These high levels call for dietary advices regarding large brown trout. Arctic charr contain low levels of mercury (0,050-0,191 mg/kg) and there is no need for dietary advices for this species. The analysis of stable isotopes shows that large brown trout has the highest concentration of $\delta^{15}\text{N}$ and is therefore on a higher tropic level than Arctic charr at the same size. This is again a result of brown trout fish eating behaviours. The analysis of $\delta^{13}\text{C}$, which tells us about carbon source in the food, agrees in large part with the findings in the stomach samples. The management of the lake deal specially with improving the brown trout stock. As a part of the management of the lake it recommends not to continue with stocking of brown trout as a cultivating measure, but rather try to exploit the growth rates that exist in each individual. This can be done by having a minimum length on fish caught, and for Lake Store Stokkavatn it recommends to release all fish below 28 cm. Net fishing along the shore should not be allowed to reduce the catch of brown trout, and one should minimize the exploitation close to the spawning streams in autumn. Obstacles that block the spawning migration should also be removed, and fish entrails should be buried in the ground to avoid transmission of fish parasites to birds, which is the final host in their cycle. As a dietary advice pregnant and breast feeding women and small children should not eat brown trout that come close to 0,5 kg or larger.

INNHALDSFORTEGNELSE

Sammendrag	3
Abstract	5
1. Innledning	9
2. Materiale og Metode	11
2.1. Studieområdet.....	11
2.2. Prøvefiske.....	12
2.3. Miljøgift- og isotopanalyse	17
3. Resultat	19
3.1. Fangst per innsatsenhet	20
3.2. Tilbakeberegnet vekst	20
3.3. Habitatbruk.....	22
3.4. Planktonsamfunnet	28
3.5. Elektrofiske i bekkene	29
3.6. Kjøttfarge	30
3.7. Kjønnstadium.....	32
3.8. Diett hos ørret og røye.....	32
3.9. Kvikksølv og stabile isotoper	35
4. Diskusjon	44
5. Konklusjon	54
6. Referanser	55

1. Innledning

Ørret og røye er habitatgeneralister (Klemetsen *et al.* 2003), men i innsjøer der ørret og røye lever sympatrisk vil ofte ørreten, som har en mer aggressiv og territorial atferd (Hegge *et al.* 1989), jage vekk røya fra littorale områder og ut i pelagisk eller epibentisk habitat (Nilsson 1963, 1965, Klemetsen *et al.* 2003). Ørret er bedre tilpasset å predatere overflatedyr, mens røye er en mer spesialisert zooplanktoneter enn det ørret er (Hegge *et al.* 1989). Disse egenskapene bestemmes blant annet av hvordan syn, munn og gjellegittere er bygd opp (Nilsson & Pejler 1973, Svårdson 1976, Henderson & Northcote 1985). I tillegg vil individer av samme art ofte segregere etter størrelse og alder i ulike habitat som blant annet har følge av at forskjellig størrelser av fisk har ulike evner til å fange, behandle og spise byttedyr av samme størrelse og atferd (Jonsson & Gravem 1985, Jonsson 1989).

Kvikksølv finnes i mange forskjellige fysiske og kjemiske former med ulike egenskaper som bestemmer dens kompleksitet, giftighet og biologisk virkning (Leermakers *et al.* 2005). Studier har vist at biologiske faktorer som fysiologi, vekstrate, matinntak (Schetagne & Verdon 1999), lengde (Grieb *et al.* 1990), vekt (Berninger & Pennanen 1995), alder (Kim 1995) og trofisk posisjon i næringskjeden hos fisken (Cabana & Rasmussen 1994) vil påvirke variasjonen i kvikksølvmengde hos de enkelte fiskeindividene i en innsjø. Metylkvikksølv (MeHg) er den mest dominante kvikksølvformen i fisk og den eneste kvikksølvformen som biomagnifiseres oppover i næringskjeden (Surma-Aho *et al.* 1986). Metylkvikksølv har lipofiliske og proteinbindende egenskaper som gjør at den lett akkumuleres i en organisme, og på grunn av disse egenskapene har den en tendens til å samle seg i fettvev og krysse membraner. (Ullrich *et al.* 2001, Leermakers *et al.* 2005). Hg vil både bioakkumulere (øke i konsentrasjon som funksjon av alder og størrelse), og kunne biomagnifisere (øke i konsentrasjon oppover i en næringskjede). På grunn av disse egenskapene er kvikksølvkonsentrasjonen derfor blitt registrert å være høyere hos store fiskeetende individer enn hos planteetere og ung fisk (Cambell *et al.* 2003, Kidd *et al.* 2003, Adams & Onorato 2005). Stabile isotoper, av henholdsvis nitrogen og karbon, kan brukes til å undersøke energiflyten i et økosystem (Peterson & Fry 1987). $\delta^{15}\text{N}$ brukes til å beskrive de ulike trofiske nivåene, mens $\delta^{13}\text{C}$ brukes til å definere den organiske kilden i bunnen av næringskjeden (DeNiro & Epstein 1978, Cabana *et al.* 1994, France 1997). $\delta^{13}\text{C}$ verdier i fisk brukes derfor til å identifisere karbonkilden, det vil si hvilken del av innsjøen som har dannet det viktigste næringsnett for fisken (France 1997). Hvert trofisk nivå har et isotopforhold

som øker med 3 ‰ for $\delta^{15}\text{N}$ på, mens for $\delta^{13}\text{C}$ er skillet i karbonkildene på ca. 1 ‰ (DeNiro & Epstein 1978, Fry 1991).

Store Stokkavatn er en kystinnsjø hvor ørret og røye er de dominerende fiskeartene. I tillegg finnes det også trepigget stingsild og ål i innsjøen. Få undersøkelser er blitt gjort på fiskebestander i kystinnsjøer i Norge, men i Store Stokkavatn har det tidligere blitt gjort en rekke mindre fiskeundersøkelser (Berg 1972, 1975, 1978, 1979, Nordland 1986). Ingen av de tidligere undersøkelsene har inkludert analyse av kvikksølv og stabile isotoper, noe som gjør undersøkelsen i 2005 spesielt interessant. Store Stokkavatn er åpen for fritidsfiske og man vet at kvikksølv kan ha potensielle skadevirkninger på mennesker som blir kontaminert (Clarkson 1993, Järup 2003, Chen *et al.* 2005, Zahir *et al.* 2005, Roegge & Schantz 2006). Det er derfor nødvendig å finne ut om konsentrasjonen av kvikksølv i fisk er høy nok til å være en potensiell helserisiko for mennesker som spiser fisk regelmessig.

På grunn av dårlig rekrutteringsmuligheter i Store Stokkavatn har utsetting av ørret vært et viktig virkemiddel i kultiveringsarbeidet i innsjøen. Røye blir derimot ikke satt ut, men ser ut til å finne gode gyteområder i innsjøen og klarer derfor å opprettholde bestanden gjennom naturlig rekruttering. En av utfordringene med innsjøen er å øke rekrutteringen av ørret og samtidig forhindre at røye blir for dominant og utkonkurrerer ørreten slik det ofte kan skje i vann der ørret og røye lever sympatrisk (Jensen 1972, Jonsson & Østli 1979).

Siste fiskeundersøkelse i Store Stokkavatn ble gjort i 1986 (Nordland 1986) og det har siden den gang blitt satt ut ørret som et fiskeforsterkingstiltak (Pers. medd. John Haaland). Målet med undersøkelsen i 2005 er å kartlegge fiskebestanden i Store Stokkavatn slik den er i dag, og bruke disse resultatene til å legge opp en forvaltningsplan som bidrar til å utnytte fiskeressursene i Store Stokkavatn på en bærekraftig måte. Det vil bli lagt vekt på å kartlegge relativ tetthet, habitatbruk, diett, vekst, gytemuligheter og kvalitet hos ørret og røye, og samtidig undersøke planktonsamfunnet i innsjøen for å få en vurdering av predasjonspresset. I tillegg består en liten, men viktig del av oppgaven i å undersøke konsentrasjonen av det giftige tungmetallet kvikksølv i ørret og røye sett i forhold til deres lengde, alder, vekt og posisjon i næringskjeden ved hjelp av analyse av stabile isotoper.

2. Materiale og Metode

2.1. Studieområdet

Studiet ble utført i Store Stokkavatn (UTM: 32 N=6540800 E=308500) i Stavanger kommune, ca. 4 km fra Stavanger sentrum. Innsjøen ligger 11 m.o.h. og har et areal på 2,3 km², og et volum på 23,8 mill. m³. Store Stokkavatn har et middeldyp på ca 10,6 meter og største dyp på 42 meter. Nedbørsfeltet er på ca. 7,6 km², og vannet har en teoretisk oppholdstid på 5,5 år (Løvhøiden 1995). Siktedypet varierer fra 4-8 meter (Holtan 1985). Oksygenmetningen er stort sett tilfredsstillende for fisk, men om sommeren og vinteren avtar oksygenet sterkt i dyplagene. Om høsten er det målt oksygenmetning på under 25 % i dypområdene sør i bassenget og nær 0 % nord i innsjøen (Ibrekk 1985). Strandsonen består for det meste av stein og grus, mens gjørmebunn dominerer i dypet (Berg 1972). Hovedbergarten i området er fyllitt med innslag av hardere bergarter (Ibrekk 1985). Innsjøen er krisereservevannskilde for Stavanger, Sola, Randaberg og Sandnes (Holtan 1985), og har derfor noen restriksjoner på bruk. Store Stokkavatn karakteriseres som næringsfattig og ligger i overgangen mellom oligotrof og mesotrof innsjø (Miljøstatus i Rogaland 2006). Det har vært en reduksjon i fosforavrenning det siste tiåret, fra 420 kg P/år på 80-tallet til 250 kg P/år i 1994 (Norsk institutt for Vannforskning 1985, Upub. data Stavanger kommune). Denne reduksjonen skyldes tiltak med kloakutbedring og renseparker i bekker (Miljøstatus i Rogaland 2006). Det er likevel fortsatt et problem at tilførselsbekker og arealavrenning gir stor belastning av bakterier og organisk stoff til innsjøen, noe som fører til at vannkvaliteten (Tabell 1) ikke er tilfredsstillende som drikkevann (Miljøstatus i Rogaland 2006). Fiskeartene som finnes i Store Stokkavatn er: ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*), ål (*Anguilla anguilla*) og trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Det har også blitt satt ut ca. 2000 regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i perioden 1980 – 83 (Nordland 1986), men det ble ikke fanget noe av denne arten i mitt prøvofiske.

Store Stokkavatn har to tydelige tilløpsbekker i nord, Mississippibekken og Møllebekken (Figur 4). Møllebekken som kommer fra Litle Stokkavatn er det største tilløpet. Utløpsbekken i sør renner ut i sjøen i Møllebukta i Hafrsfjord etter å ha gått gjennom rør under Revheimsveien. Mississippibekken og utløpsbekken er preget av sterk gjengroing, og hadde dessuten stengsler i form av gjerde og ålerruse. Møllebekken bestod av en strykstrekning med små kulper og deretter et roligere parti opp til Litle Stokkavatn. Et område i Møllebekken på ca. 10 meter var blitt gravd opp og lagd bredere og dypere enn resten av elvestrekningen. Mississippibekken var noe dypere, men desto smalere enn Møllebekken. Bunnsstratet i

innløpsbekkene bestod for det meste av grus og stein. Møllebekken hadde i tillegg noen partier med bart fjell, samt en del organisk materiale. Bunnsubstratet i innløpsbekken bestod for det meste av gjørmeg. Det var også store mengder organisk materiale i bekken. Generelt ser gytemuligheter for ørreten ut til å være små i alle bekkene.

Tabell 1. Mål for vannkvalitet i Store Stokkavannet i 1994 (Etter Løvhøiden 1995).

Parameter	Middel	Min	Max	Tilstandsklasse SFT	
Total nitrogen (µg/l)	708	580	860	IV	Dårlig
Total fosfor (µg/l)	5,5	3,5	8,0	I	Meget god
Nitrat (µg/l)	412	340	570	-	
Siktedyp (m)	6,8	5,5	9,0	II	God
Klorofyll-a ((µg/l))	2,0	1,3	2,5	II	God
Algebiomasse (mg/l våtv.)	0,18	0,09	0,41	-	
Dominerende alger: Cryptomonader: <i>Rhodomonas lacustris</i> , <i>Cryptomonas erosa</i> , <i>Cryptomonas spp.</i>					
Gullalger: Div. Chrysomonader					
Kiselalger: <i>Asterionella formosa</i> , <i>Tabellaria fenestrata</i>					

Store Stokkavatn er et yndet turområde, med gang- og sykkelsti rundt hele vannet. Det er også mulighet for å fiske i Store Stokkavatn mot betalt fiskekort. Det er først og fremst private grunneiere, med eiendomsrett ned til strandlinja, som har lov til å sette garn i innsjøen.

2.2. Prøvefiske

Innsamling av fiskedata ble utført i perioden juni-september 2005. Første periode var fra 21.juni til 4.juli, andre fra 20.juli til 25.juli, tredje fra 25.august til 30.august og fjerde periode fra 28.september til 2.oktober. Det ble benyttet monofilamentgarn med maskeviddeserien 16,5mm (med unntak av bunn garnet som var 16mm), 19,5mm, 22,5mm, 29mm, 35mm og 45mm. Flytegarnene var 4 meter dype og 25 meter lange. Bunn garnene var 1,5 meter dype og 25 meter lange. Ved feilsending fra leverandøren var det oversendt et 16mm bunn garn som var 30 meter langt. Flytegarnene ble satt henholdsvis 1 meter, 5 meter og 10 meter fra overflaten på et område i innsjøen hvor total dyp er ca 25 meter (Figur 4). Bunn garnene ble satt to netter fra ca. 2 meters dyp, tilfeldig fordelt rundt hele innsjøen, og på bunn på ca. 20 meters dyp i sør den tredje natta (Figur 4). Garnene sto ute 12 timer fra ca. klokken åtte på kvelden til åtte om morgenen. Samlet innsats var på 36 garnnetter i hver periode, bortsett fra i siste periode (28.september – 2.oktober) da innsatsen var 34 garnnetter. For å påvise trepigget stingsild i innsjøen ble det brukt teiner laget av halvannenliters plastflasker. Toppen av flaskene ble kuttet og snudd slik at fisk som svømmer inn, har problemer med å finne

åpningen ut igjen. Teinene ble senket på ulike dybder, på forskjellige områder i innsjøen. Det ble satt mellom 3 og 7 teiner to ganger i hver periode. Det ble ikke brukt noen form for lokkemiddel i flaskene for å tiltrekke stingsilden, slik at fangstmetoden er avhengig av at fisken tilfeldig svømmer inn i teina.

Hver fisk ble lengdemålt, veid og deretter ble kjøttfarge, kjønn og kjønnsstadium registrert. Lengden ble målt fra snute til enden av halenfinnen. Kjøttfargen ble kategorisert som enten hvit, lyserød eller rød. Det ble tatt minimum 15 mageprøver av fisk innenfor hver lengdegruppene 10-19 cm, 20-29 cm, 30-39 cm og 40-49 cm i hver måned. Mageprøvene ble konserverert på rektifisert sprit til videre analyse. Til å bestemme kjønnsstadiumet ble klassifisering til Dahl (1917) benyttet.

Øresteiner (otolitter) ble tatt fra både ørret og røye. I tillegg ble det tatt skjellprøver fra ørret. Skjellprøvene ble tatt fra partiet langs sidelinja, mellom ryggfinnen og fettfinnen. Før aldersbestemmelse og tilbakeberegning av lengde på grunnlag av skjell, ble det laget avtrykk av skjellene i en celluloidstrimmel ved hjelp av skjellpresse. Ved å anta at størrelsen på strukturen og fiskelengden er direkte proporsjonal, kan man tilbakeberegne veksten ved hjelp av formelen (Dahl 1910, Lea 1910):

$$L_n = (S_n/S) \cdot L$$

L_n = Lengden av fisken ved alder n år

L = Lengden av fisken da prøven ble tatt

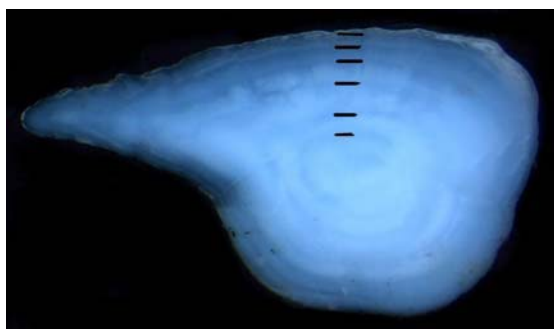
S_n = Lengden av strukturen ved alder n år

S = Totallengde av strukturen

Tynne otolitter fra ung fisk og otolitter fra røye (Figur 2) var lettere å avlese enn fra ørret og eldre fisk. Otolittene ble først rensset for deretter å bli lagt i et lysbrytende medium (Propandiol-1,2) og undersøkt i lupe. Ved hjelp av mørk bakgrunn og lys ovenfra kommer mørke (hyaline) og lyse (opake) soner fram. De hyaline sonene tilsvarer vintersoner, og alder bestemmes ved å telle disse. For tydeligere å få fram sonene ble noen otolitter også lagt i sprit noen timer. Tykke otolitter og de fleste otolitter fra ørret ble kuttet gjennom sentrum ved hjelp av en skalpell og brent på en spritbrenner for å få fram vintersonene (Figur 1). De hyaline sonene inneholder mer karbon enn de opake og ved brenning vil de hyaline lagene bli mørkere (Blacker 1974).



Figur 1. Delt og brent otolitt fra 3 år gammel ørret tatt 2. oktober i Store Stokkavatn (Foto: Simen Aase).



Figur 2. Hel otolitt fra 6 år gammel røye tatt 22. juni i Store Stokkavatn (Foto: Simen Aase).

Til den kvalitative undersøkelsen av zooplankton i innsjøen ble det tatt to vertikale planktontrekk på ca. 25 meters dyp, en i begynnelsen og en i slutten av hver måned (Figur 4). Planktontrekkene ble tatt med planktonhåv med diameter på 29 cm og maskestørrelse på 220 μm . Planktonprøvene ble konserverert ved å tilsette 10 dråper med Lugols løsning. På laboratoriet ble zooplanktonet identifisert og talt under en Leica MS5 stereoskopisk lupe med 0,63 ganger forstørrelse. Inndelingen var som følger: *Bosmina* spp., *Daphnia* spp. (Figur 5), calanoide hoppekreps, cyclopoide hoppekreps, *Leptodora hyalina*, *Bythotrephes longimanus*. Senere på laboratoriet ble alle individer innenfor de ulike zooplanktongrupper talt, bortsett fra gruppene: *Daphnia* spp., *L. hyalina*. og *B. longimanus*, som det ble gjort et estimat over. Estimaten ble gjort ved å fordele individene utover et petriglass, for så å dele inn i like store ruter, telle antall individer innenfor en rute og deretter multiplisere resultatet med totalt antall ruter. I tillegg til å telle individer ble de 50 første *Daphnia* spp. lengdemålt som angitt i Figur 3. Målingen ble gjort i en Leica MS5 lupe med måleokular, ved 16 ganger forstørrelse. Lengden målt i lupen ble senere omgjort til millimeter. Det ble ikke skilt mellom unge og voksne former av *Daphnia* spp.

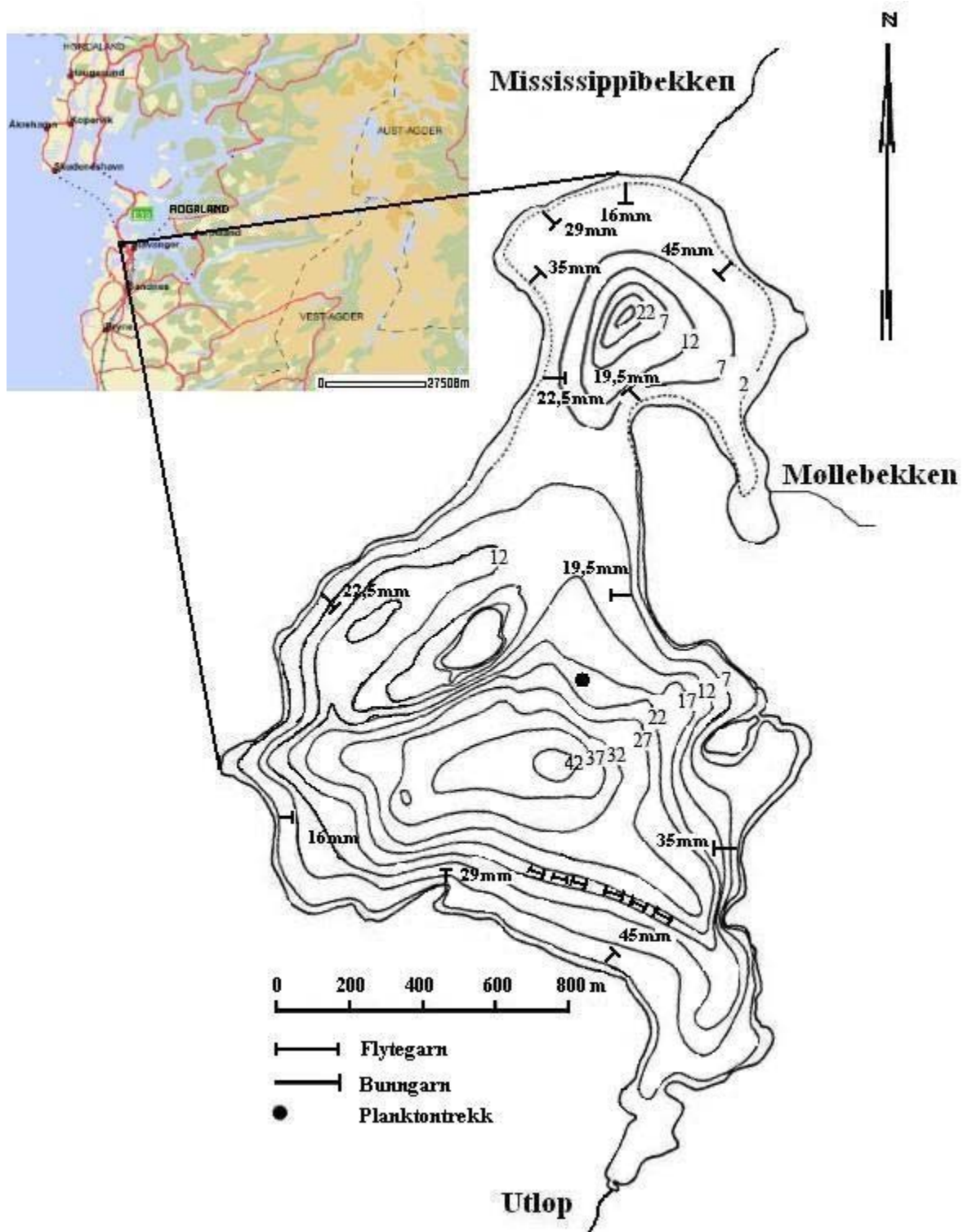


Figur 3. Illustrerer hvordan *Daphnia* spp. fra planktontrekk i Store Stokkavatn ble målt (Foto: Simen Aase).

Innsamling av ørretunger ved å elektrofiske ble gjennomført i begge innløpsbekkene og utløpsbekken 30. august, for å få en vurdering av naturlig rekruttering til bestanden. Det ble fisket med en impulsmodulert DC apparat som var festet som en ryggsekk på ryggen. Anoden er festet som en ring i enden av en stav med diameter 15 cm, og dekket med et finmasket nett. Katoden er en lang kobbertråd som ligger på elvebunnen og dras etter apparatet. Energikilden kommer fra et 12-13 volts batteri. I tillegg ble det brukt en ekstra håv til å fange bedøvet fisk. I Mississippi-bekken ble det elektrofisket fra bekkemunning og 50 meter oppover til gjerdet som går på tvers over bekken. I Møllebekken ble det elektrofisket 150 meter fra bekkemunning i Store Stokkavatn og oppover til Litle Stokkavatn. I utløpet ble det elektrofisket 100 meter fra broen fram til ålerusen. Under elektrofisket ble lengde notert fortløpende på hver fisk som ble fanget. Lengden ble målt fra snute til enden av halefinnen. Fisk som kun ble observert ble også notert med ca. lengde, men ikke tatt med i figurer. Til utregning av kondisjonsfaktoren (K) ble Fultons formel (Sømme 1941) brukt:

$$K = 100 \cdot (\text{Vekt (gram)} / \text{Lengde (cm)}^3)$$

Fangst per innsatsenhet (CPUE) regnes som fangst (antall fisk eller antall gram) / innsats (antall garnnetter i perioden).



Figur 4. Dybdekart for Store Stokkavatn med plassering av garn (Etter Nordland 1986).

2.3. Miljøgift- og isotopanalyse

Til innsamling av miljøgiftdata ble deler av metoden "Emerge fish sampling manual for live fish" brukt (Rosseland *et al.* 2001). Etter å ha veid, målt lengde og tatt skjellprøver av fisken ble den lagt på et ubrukt aluminiumsfolieark med den glinsende siden av foliet opp. Fisken ble lagt med høyre side ned og hodet til venstre. Abdomen ble så klippet forsiktig opp med saks slik at ingen indre organer ble skadet. Etter å ha klippet bort en del av bukveggen ble kjøttfarge, kjønn og kjønnsstadium notert. Leveren ble så klippet løs og lagt på den avklippede delen av bukveggen. Deretter ble leveren kuttet i to og den ene delen ble lagt i en tett plastflaske med skrukork til analyse av ulike tungmetaller, og den andre delen pakket i aluminiumsfolie til analyse av pesticider og organiske miljøgifter. Til muskelprøvene blir skinnet over sidelinjeorganet, og mellom ryggfinnen og fettfinnen revet av slik at muskelen blir synlig. Ca. 5 gram (A-prøve) av muskelen ble skåret vekk med skalpell og ble lagt i et plastglass, ca. 1 gram (B-prøve) på toppen der igjen, og ca 15-20 gram (C-prøve) ble pakket inn i aluminiumsfolie. A-prøven og B-prøven går til analyse av kvikksølv og stabile isotoper og C-prøven til analyse av organiske miljøgifter. Prøvene ble fortløpende merket, og først lagt i en kjølebag med fryseelementer, og etter hvert i en fryseboks for langvarig lagring. Deretter ble otolittene tatt ut fra hodet og lagt i skjellkonvolutten sammen med skjellene. Til slutt ble magesekken åpnet og mageinnholdet lagt på flasker og konservert i rektifisert sprit. Alt utstyr (skalpell, pinsett og saks) ble rengjort for hver fisk som ble analysert ved bruk av rektifisert sprit. Kvikksølv og stabile isotoper ble analysert på Isotoplaboratoriet, institutt for plante- og miljøvitenskap (IPM) på Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB).

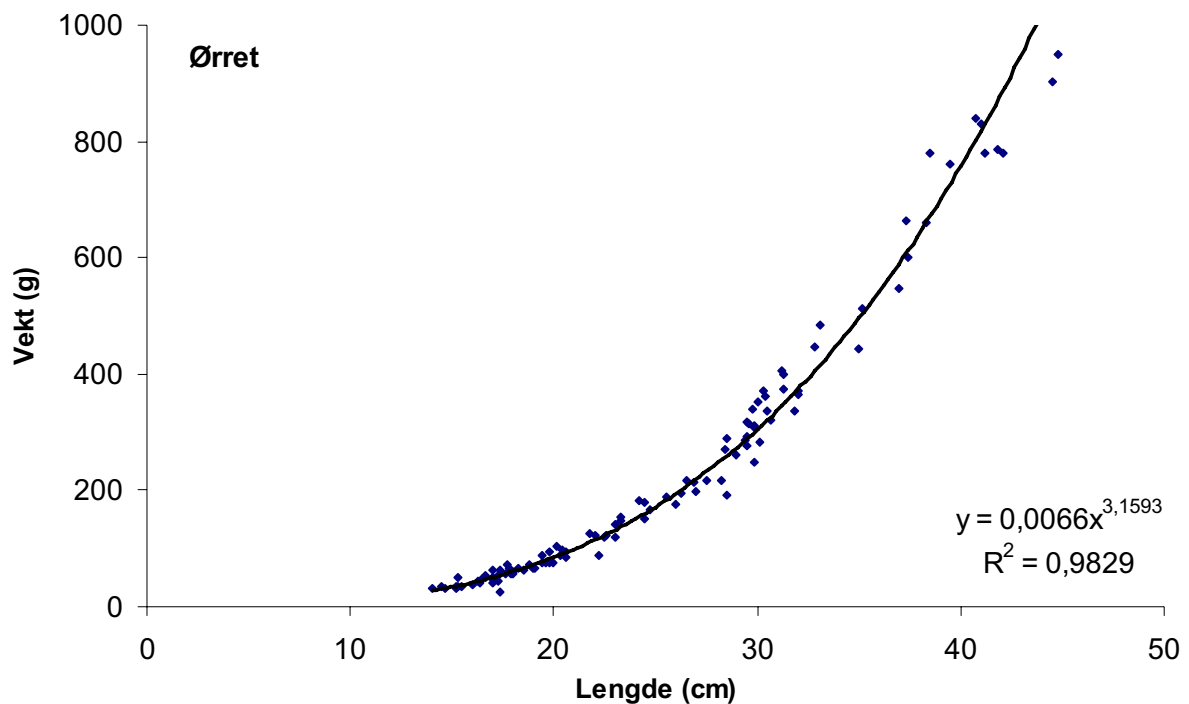
For analysen av stabile isotoper ble prøvene blandet med destillert vann (ca. 50 mL.), deretter homogenisert med et blandeapparat og til slutt frysetørket i 4 dager. For bestemmelse av $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ ble 1,0 (± 0.3) mg av prøvematerialet veid inn og overført til en tinnkapsel. Prøvene blir så forbrent i en Flash EA elementanalytator, og forbrenningsgassene (CO_2 and N_2) separeres i en poraplot Q kolonne og overføres til en Finnigan Delta^{Plus} XP continuous-flow isotop massespektrometer (CF-IRMS). Tre duplikater analyseres rutinemessig for hver tiende prøve. Forholdet mellom stabile isotoper av karbon og nitrogen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) ble uttrykket i deltapromille (δ ‰) – verdier i henhold til følgende likning: δ (‰) = $[(R_{\text{(prøve)}}/R_{\text{(standard)}}) - 1] \times 1000$. R representerer forholdet mellom tung og lett isotop ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ eller $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) og de standardiserte isotopverdiene refereres til primære standarder, dvs. atmosfærisk luft for nitrogen, og marint karbonat VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite) for karbon. Sekundære standarder, IAEA-N1 ($\delta^{15}\text{N} = 0,36$ ‰), IAEA-N-2 ($\delta^{15}\text{N} = 0,4$ ‰) og

IAEA-CH-6($\delta^{13}\text{C}=0,4$) ble analysert for hver tiende prøve. I tillegg ble en ikke-sertifisert husstandard av lipidekstrahert ørretfilet analysert for hver tiende prøve ($\delta^{13}\text{C} = -19,8$, $\delta^{15}\text{N} = 13,3$).

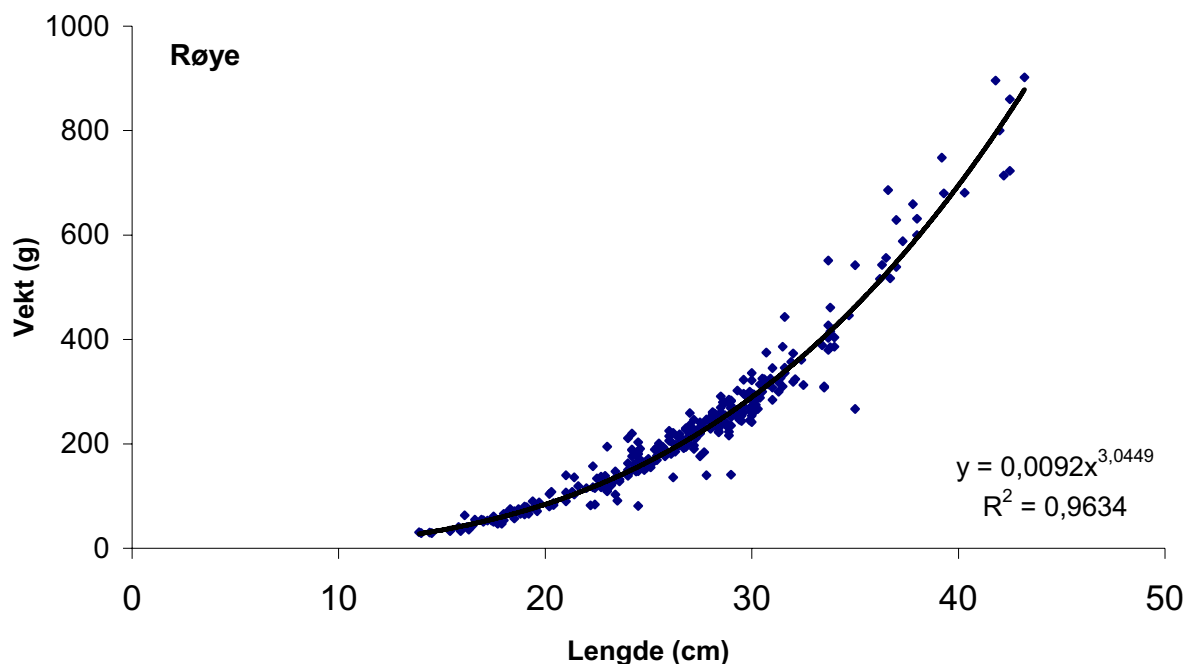
Kvikksølv ble analysert på Universitetet for miljø- og biovitenskap etter NIVA metode nr. E-3. som baserer seg på kalddamp atomabsorpsjonspektometri. Instrumenter som benyttes er en Perkin-Elmer FIMS med P-E AS-90 autosampler og P-E amalgeringssystem. Prøvene frysetørres med salpetersyre før autoklaving, der det organisk bundne kvikksølv oksideres til metallisk kvikksølv med SnCl_2 , og en inert bæregass (argon) transporterer kvikksølv til spektrofotometeret. Kvikksølv vil deretter oppkonsentreres i et amalgeringssystem. Nøyaktighet i metoden for analyse av kvikksølv kontrolleres mot DORM-2 (pigghå, *Squalus acanthias*) som er en sertifisert standard (4,64 $\mu\text{g/g}$) utarbeidet av National Research Council of Canada. Nedre grense for faste prøver er 0,005 $\mu\text{g/g}$.

3. Resultat

I prøvefiskeperioden juni-september ble det kun fanget ørret og røye i garn selv om det var tydelig at noe ål hadde vært i kontakt med garnene. Det ble fanget totalt 107 ørret og 320 røyer. Den største ørreten var 44,8 cm lang og veide 949 gram, og den minste 13,9 cm og 31 gram (Figur 5). Den lengste røya var 35 cm lang og veide 267 gram, og den minste 14 cm og 29 gram (Figur 6). Flere røyer var relativt magre (Figur 6). Det ble kun fanget 5 trepigget stingsild i teinene. Det ble fanget 4 stingsild under elektrofisket og en rekke stingsild ble funnet i magen eller i munnen på ørret. Trepigget stingsild ble også observert en rekke ganger. Den gjennomsnittlige kondisjonsfaktoren K (Fultons kondisjonsfaktor) hos ørret var 1,16, mens den hos røya var 1,06.



Figur 5. Forholdet mellom lengde og vekt hos ørret fanget ved garnfiske i Store Stokkavatn i 2005.



Figur 6. Forholdet mellom lengde og vekt hos røye fanget ved garnfiske i Store Stokkavatn i 2005.

3.1. Fangst per innsatsenhet

Fangst per innsatsenhet (CPUE) sank fra første periode til siste periode (Tabell 2), bortsett fra hos ørret der CPUE var høyere i fjerde periode enn i tredje. Det ble fanget mer røye enn ørret i alle periodene. Samlet vekt per garnnatt var høyest for røye i de tre første periodene, mens i siste periode var vekt per garnnatt høyere hos ørret enn hos røye (Tabell 2).

Tabell 2. Fangst av ørret og røye per antall garnnetter i hver innsamlingsperiode.

	Antall fisk/garnnatt		Vekt (g) /garnnatt	
	Ørret	Røye	Ørret	Røye
Første periode (21.juni – 4.juli)	1,2	4,1	498,6	727,6
Andre periode (20.juli – 25. juli)	0,7	2,4	308,5	348,7
Tredje periode (25.august – 30.august)	0,5	1,6	194,5	294,5
Fjerde periode (28.september – 2.oktober)	0,6	0,8	286	118

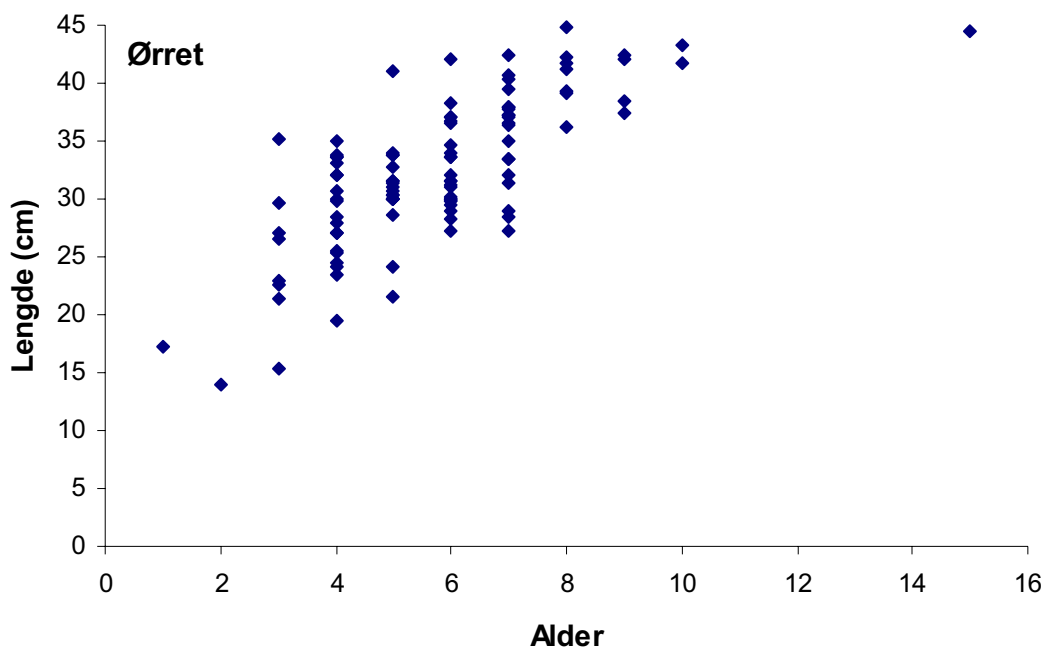
3.2. Tilbakeberegnet vekst

Den årlige gjennomsnittlige lengdetilveksten hos ørret i Store Stokkavatn er størst når fisken er 3 år. Etter hvert som fisken blir eldre reduseres den årlige lengdetilveksten og blir til slutt veldig lav ved 9 år (Tabell 3). Både ørret og røye viser et stort lengdesprang innenfor hver aldersgruppe. Det største lengdespranget hos ørret er ved en alder på 5 år, der den minste 5 år

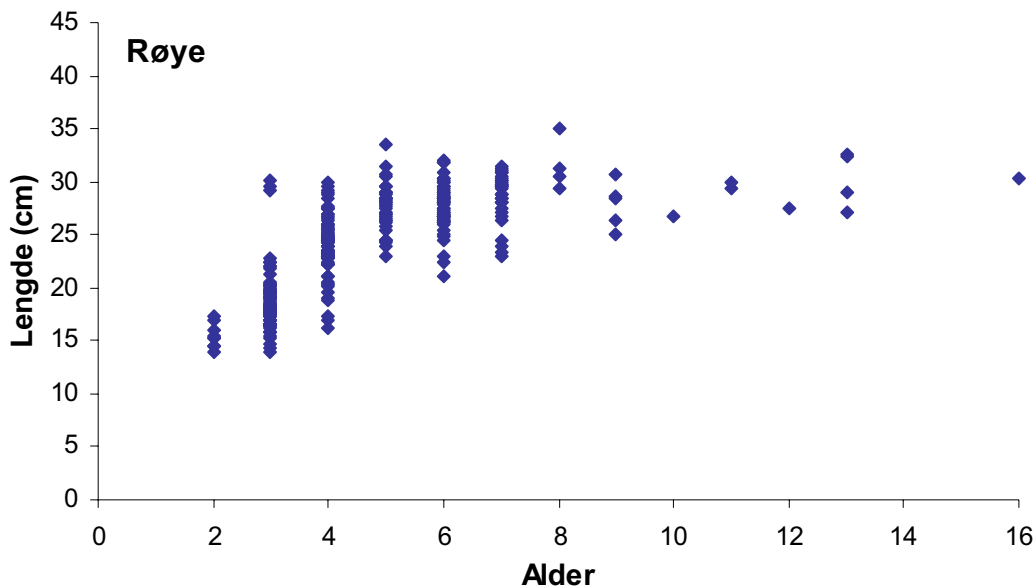
gamle ørreten er ca. 22 cm lang, mens den lengste er ca. 41 cm lang. Røya har størst lengdesprang ved alder på 4 år, der den minste røya er ca. 16 cm lang, og den lengste ca. 30 cm lang (Figur 7, Figur 8). Det kan se ut som om ørret- og røyebestanden består av både hurtigvoksende og seintvoksende fisk. Hos ørret får den seintvoksende fisken en stagnert vekst ved en lengde mellom 40 og 45 cm, mens den seintvoksende røya får en stagnert vekst ved lengde mellom 30 og 35 cm. Den hurtigvoksende ørreten og røya når ikke høy nok alder til at lengden stagnerer (Figur 7, Figur 8)

Tabell 3. Gjennomsnittlig lengde (cm) og årlig lengdetilvekst (cm) for ørret fordelt på alder, gitt ved tilbakeberegnet vekst av ørretskjell.

Alder	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Gj.snittslengde (cm)	5,8	10,9	17,0	22,2	26,7	30,8	33,8	36,9	37,3
St.avvik	2,0	3,9	5,3	5,0	4,5	4,4	4,4	4,3	
Årlig lengdetilv. (cm)	5,8	5,2	6,1	5,6	5,2	4,8	4,4	3,5	2,1
St.avvik	2,0	2,7	2,8	2,2	4,3	1,7	2,0	0,8	
Antall fisk	105	104	101	94	77	57	26	10	1



Figur 7. Forholdet mellom lengde og alder hos ørret fanget ved garnfiske i Store Stokkavatn i 2005.



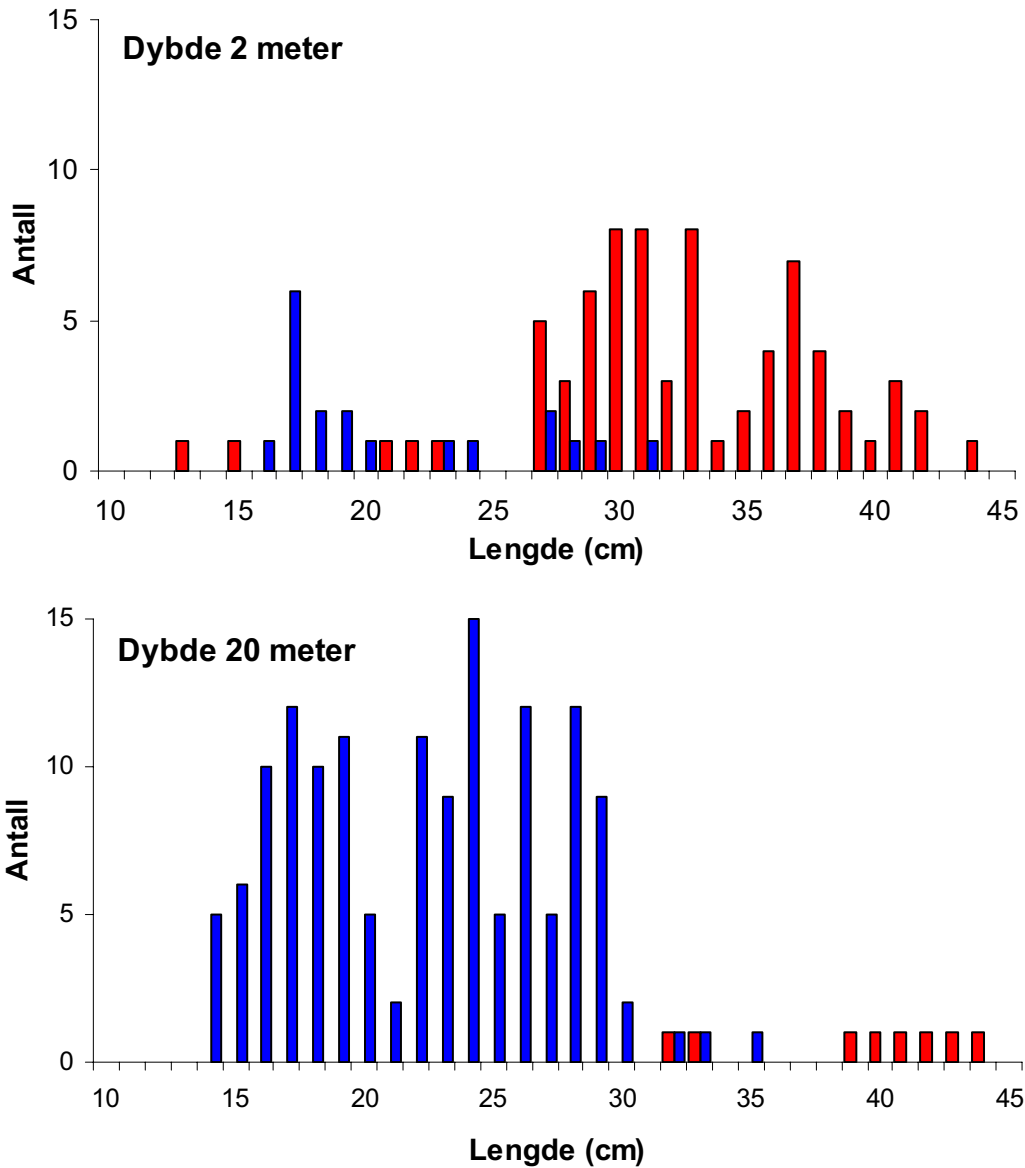
Figur 8. Forholdet mellom lengde og alder hos røye fanget ved garnfiske i Store Stokkavatn i 2005.

3.3. Habitatbruk

Ut fra fangsten var ørret og røye segregert. Fangsten av røye økte med dypet, med klart størst fangst på 20 meters dyp, uavhengig av fiskelengde (Tabell 4). Ørreten så ut til å foretrekke grunne områder langs land, og få ørret ble fanget i de fri vannmassene (pelagialen) og mot dypet. Langs land ble ørret i de fleste lengdeklassene fanget, mens på 20 meters dyp ble kun ørret over 30 cm fanget. For røya var det ingen segregering innenfor samme art og alle lengdeklassene var representert i de ulike dypene. I pelagialen var de fleste lengdeklasser av ørret representert i veldig lite antall sett i forhold til den dominerende røya, men det var en tendens til at antall lengdeklasser representert i fangsten ble færre desto dypere i pelagialen man kommer. Det er derimot ingen klare tendenser til fordelingen av lengdeklassene mot dypet i pelagialen (Figur 9).

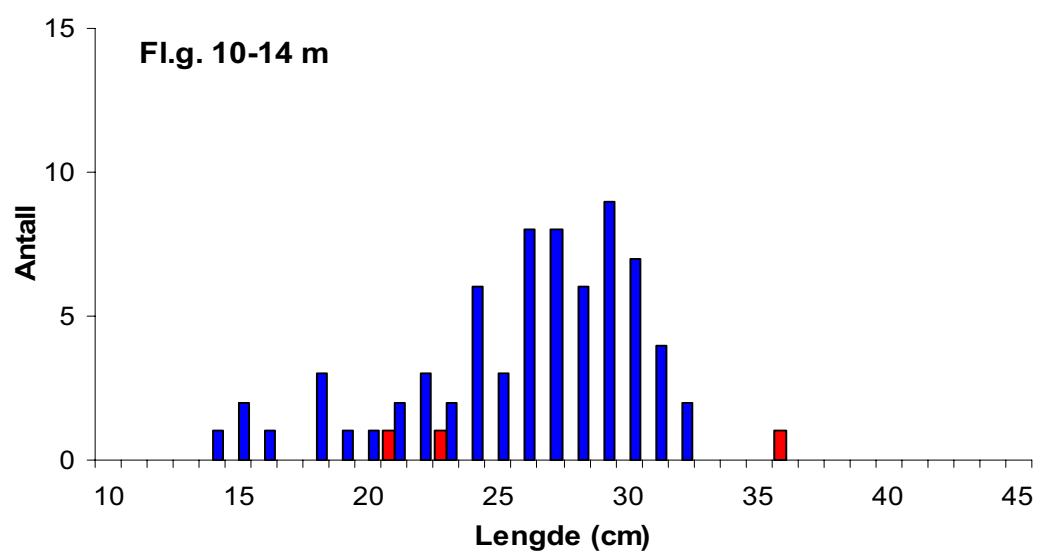
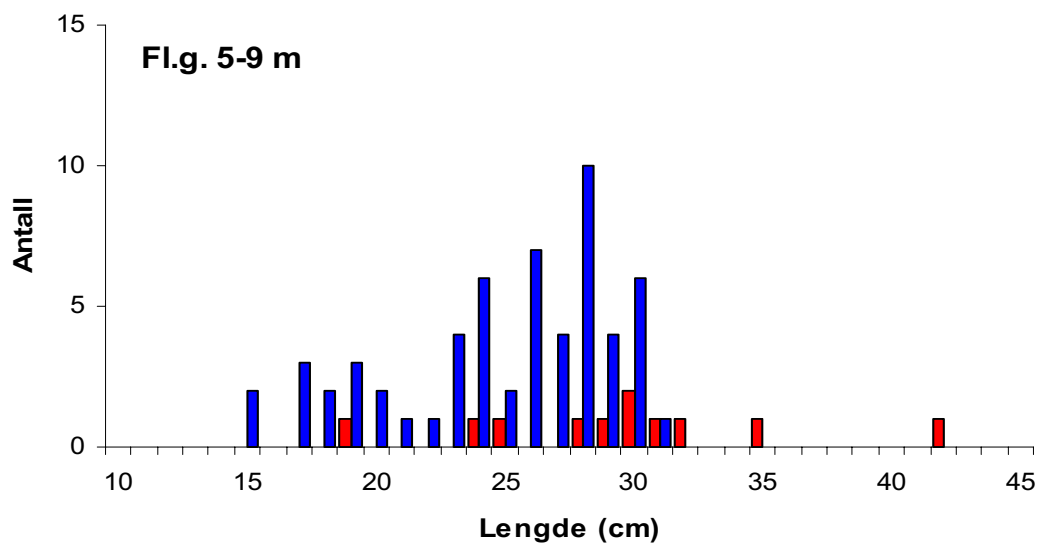
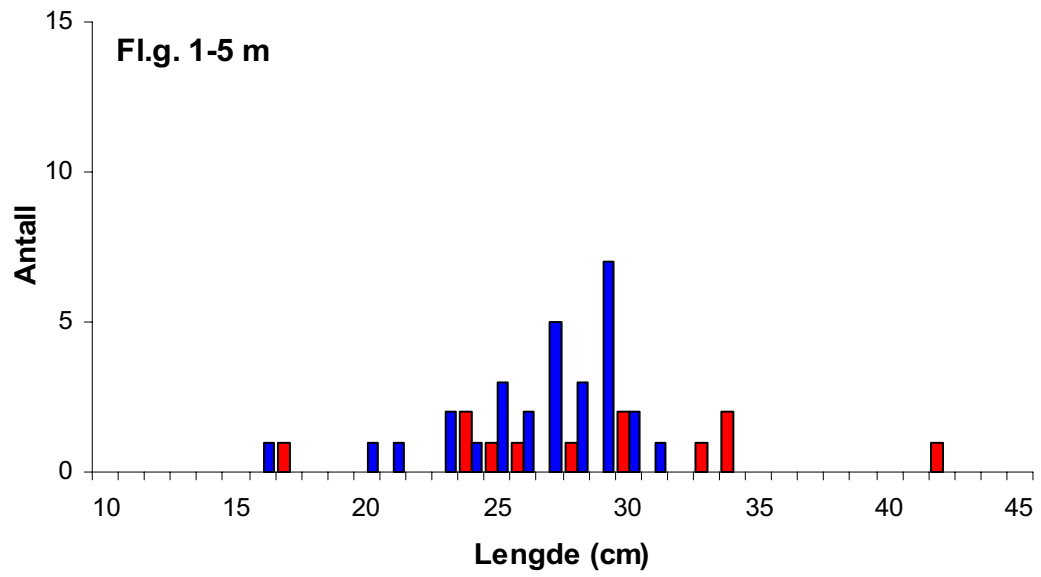
Tabell 4. Fangst per garnnatt i hver periode fordelt på de ulike garndybdene.

	JUNI		JULI		AUGUST		SEPTEMBER	
	Ørret	Røye	Ørret	Røye	Ørret	Røye	Ørret	Røye
Bunn 2 m	0,94	0,14	0,47	0,31	0,22	0,03	0,41	0,06
Fl.g. 1-4 m	0,17	0,47	0,06	0,06	0,08	0,08	0,03	0,21
Fl.g. 5-9 m	0,06	1,19	0,14	0,06	0,06	0,25	0,06	0,12
Fl.g. 10-14 m		1,03	0,03	0,36	0,06	0,44		0,09
Bunn 20 m	0,06	1,28	0,06	1,58	0,06	0,81	0,06	0,38



■ Ørret
■ Røye

Figur 9. Fangst av ørret og røye på bunngarn satt på 2 m og 20 m dybde, og 4 m høye garn satt på dybde 1-5 m, 5-9 m og 10-14 m under overflaten i pelagisk del. Fortsettelse på neste side.

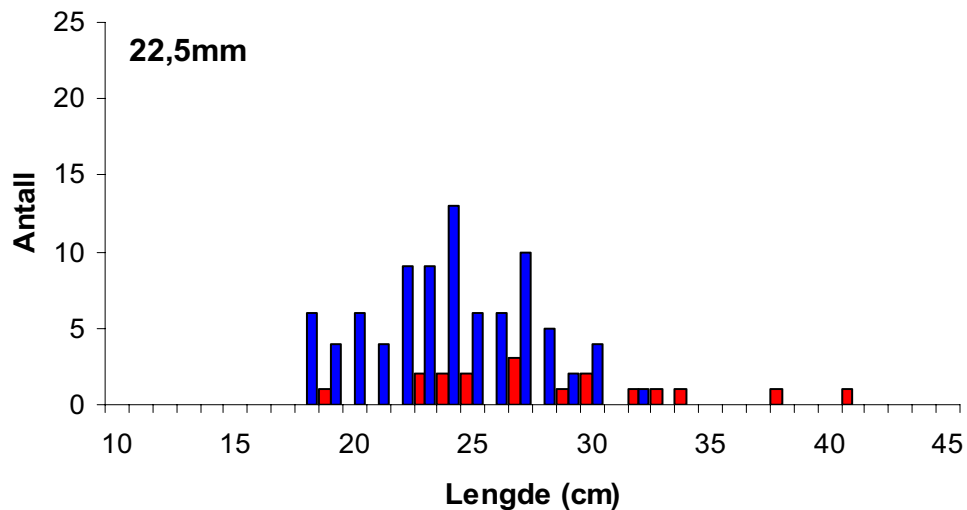
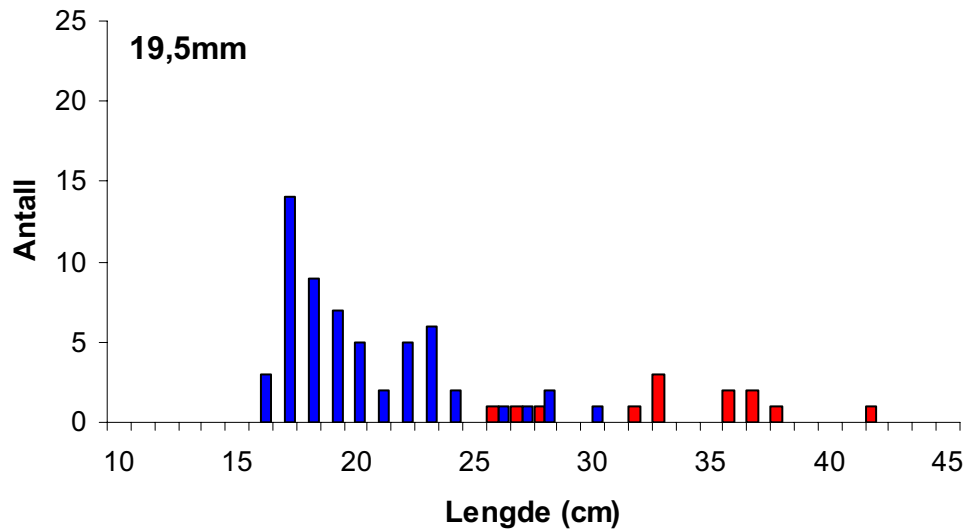
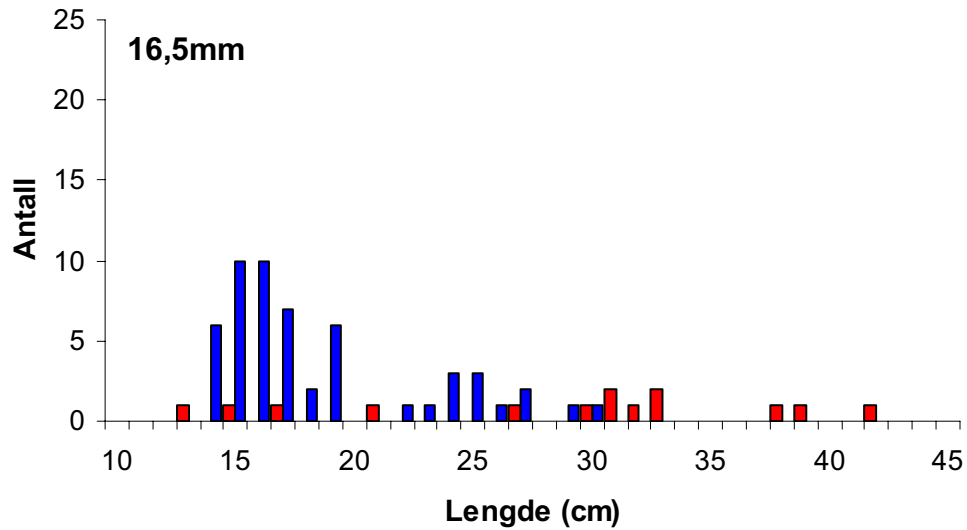


Figur 9. Fortsettelse.

Det er tatt flest ørret og røye på garn med 29mm maskevidde. Modallengden for røye for dette garnet var 28 cm, mens modallengden for ørret var 30 cm. Dersom man ser fangsten av ørret og røye under ett, vil man se at gjennomsnittslengden på fisken fanget i garna økte med økende maskevidde (Tabell 5). I tillegg varierte minstelengden og maksimumlengden på fisken som ble fanget i hvert garn. Minstelengden på fisken som ble fanget økte med økende maskevidde, bortsett fra at minstelengden hos ørret fanget i 19,5mm garnet var høyere enn i 22,5mm garnet. For 16,5mm garnet ble det fanget røye i lengden 14-30 cm, mens det ble fanget ørret i lengden 13-42 cm. For 19,5mm garnet ble det fanget røye i lengden 16-30 cm, og ørret i lengden 26-42 cm. For 22,5mm garnet ble røye i lengden 18-32 cm fanget, og ørret i lengden 19-41 cm. For 29mm garnet ble røye i lengden 23-38 cm fanget, og ørret i lengden 21-41 cm. For 35mm garnet ble det fanget røye i lengden 26-35 cm, og ørret i lengden 22-40 cm, mens 45mm garnet fanget bare røye i lengden 29 cm, og ørret i lengden 35-44 cm (Figur 10).

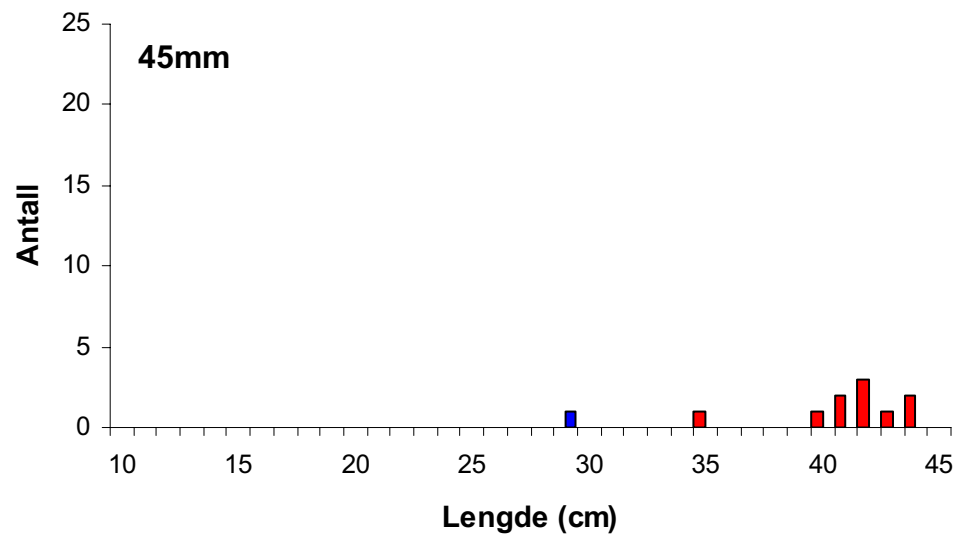
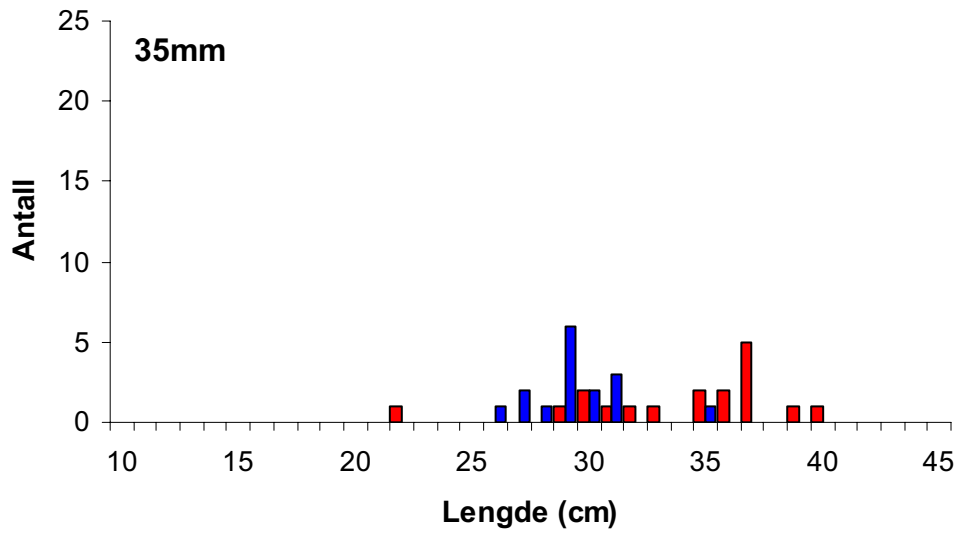
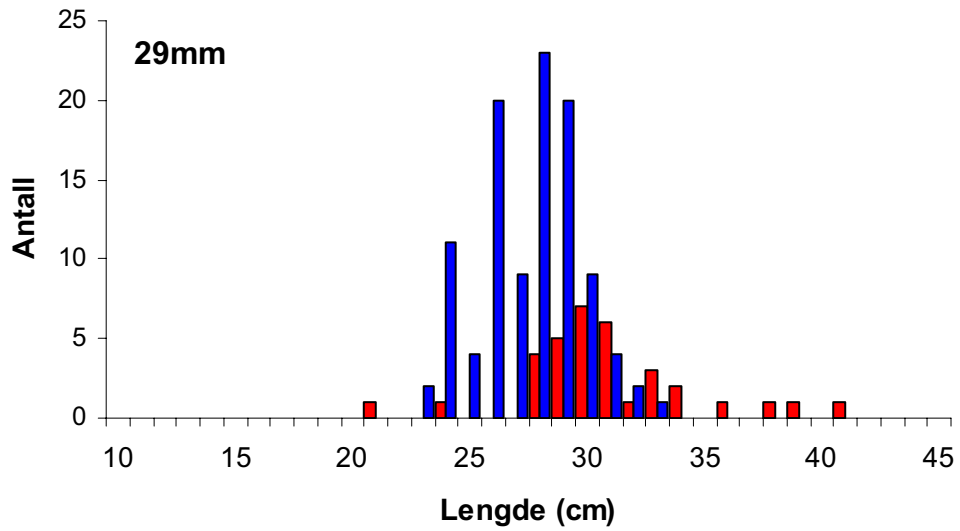
Tabell 5. Gjennomsnittslengde (cm) og samlet fangst av ørret og røye på ulike maskevidder i Store Stokkavatn.

Maskevidde	Antall		Gj.snittslengde (cm)
	Ørret	Røye	
16,5mm	14	54	21
19,5mm	13	58	22,9
22,5mm	18	85	25
29mm	34	105	28,8
35mm	18	17	32,1
45mm	10	1	40,7



■ Ørret
■ Røye

Figur 10. Lengdefordeling av ørret og røye fanget i garn med maskevidde 16.5, 19.5, 22.5, 29, 35 og 45mm i Store Stokkavatn i 2005. Fortsettelse på neste side.



Figur 10. Fortsettelse.

3.4. Planktonsamfunnet

Calanoide hoppekreps og *Daphnia* spp. (Figur 11) var de mest dominerende zooplanktonformene i hver periode. Det var også en del av vannloppen *Leptodora hyalina* (Figur 12) i prøvene, mens Cyclopoide hoppekreps, *Bosmina* spp. og *Bythotrephes longimanus* kun finnes i mindre antall. Det var ingen klar sammenheng mellom antall individer av hver zooplanktongruppe i hver periode. Det kan derimot se ut som om antallet av *Daphnia* spp. går ned fra første til siste periode. *L. hyalina* ser ut til å ha en topp i slutten av augustperioden (Tabell 6). Størrelsen på *Daphnia* spp. synker fra første periode i juni til siste i september (Tabell 7).



Figur 11. *Daphnia* spp. fra planktontrekk tatt 26. august i Store Stokkavatn i 2005 (Gulfargen skyldes Lugols løsning) (Foto: Simen Aase).



Figur 12. *L. hyalina* fra planktontrekk tatt 26. august i Store Stokkavatn i 2005 (Gulfargen skyldes Lugols løsning) (Foto: Simen Aase).

Tabell 6. Zooplankton i planktontrekk i de ulike periodene fra Store Stokkavatn i 2005.

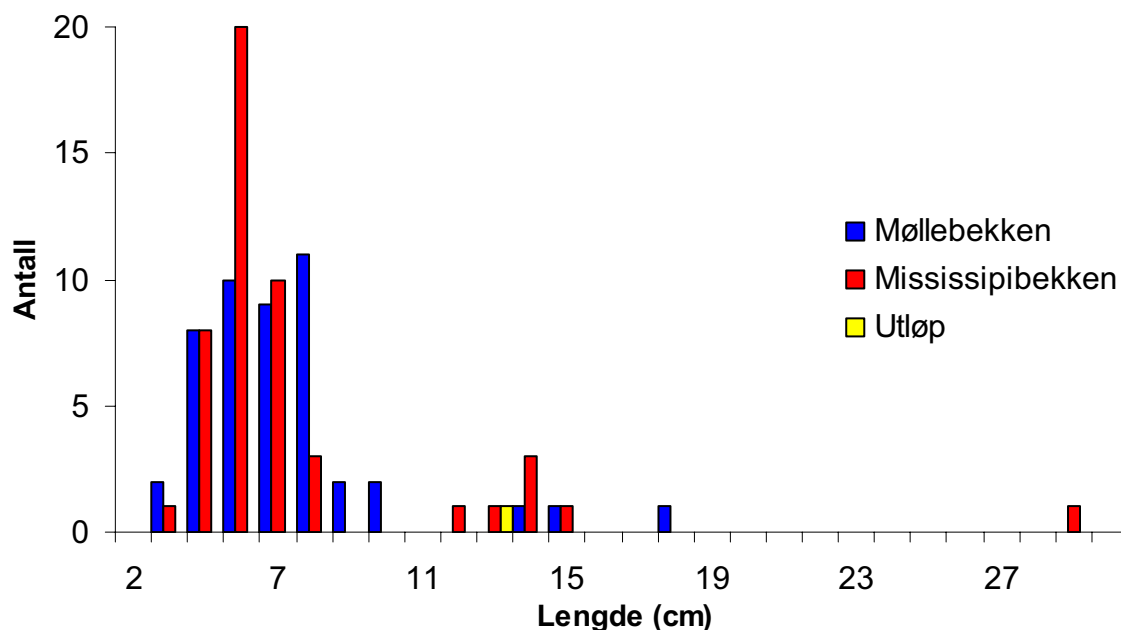
Planktontrekk	2.jul	22.jul	25.jul	26.aug	30.aug	29.sept	1.okt
ART							
Calanoide hoppekreps	2165	530	970	505	2922	2754	1624
Cyclopoide hoppekreps	6	1	4	2	10	2	10
<i>Daphnia</i> spp.	1851	315	609	538	474	129	453
<i>Bosmina</i> spp.					3	24	21
<i>L. hyalina</i>	26	72	99	156	190	8	11
<i>B. longimanus</i>	5	4	9	3	6	1	

Tabell 7. Gjennomsnittlig størrelse (mm) på 50 *Daphnia* spp. individer i hver periode, i tillegg til minste og største individ fra Store Stokkavatn i 2005.

Periode	Jun.	Jul.	Aug.	Sept.
Størrelse	1,08	1,02	0,90	0,87
St. avvik	0,09	0,26	0,41	0,29
Minste individ	0,85	0,20	0,15	0,20
Største individ	1,25	1,45	1,40	1,20

3.5. Elektrofiske i bekkene

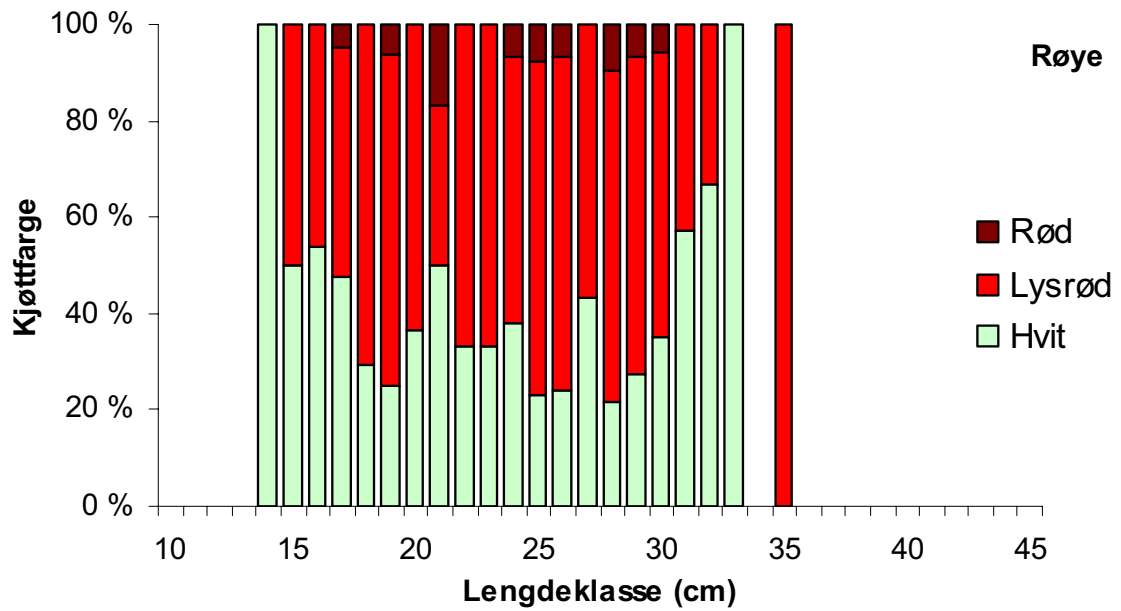
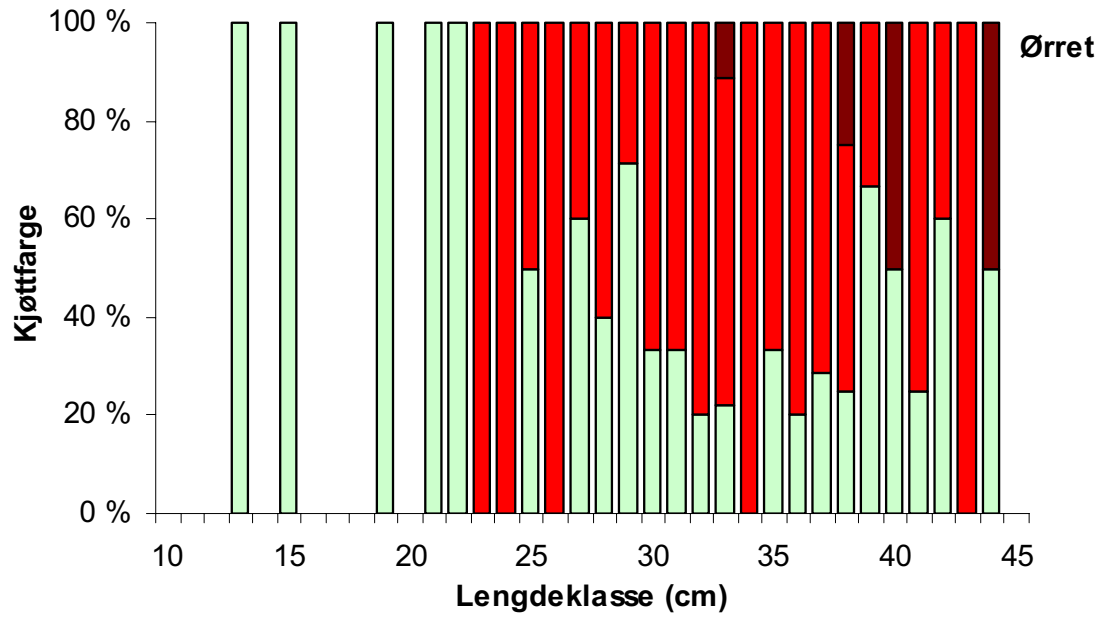
Ved elektrofisket ble det fanget flest ørretunger i innløpsbekkene (Møllebekken og Mississippibekken). I utløpsbekken ble kun én ørret på 13,3 cm fanget, men flere ørreter på ca. 15 cm ble observert. Videre ble det fanget flere ørretunger i Mississippibekken enn i Møllebekken (Figur 13). I Møllebekken var den minste ørreten 4,1 cm lang, og den største 18,3 cm. I Mississippibekken var den minste 4,5 cm lang og den største 29 cm. I Møllebekken ble det også fanget tre stingsild, mens det i Mississippibekken kun ble fanget en. Ål ble observert i både innløpsbekkene og utløpsbekken, men flest observasjoner ble gjort i Møllebekken. For ørretungene var det lengdene mellom 5-8 cm som dominerte i fangsten (Figur 13).



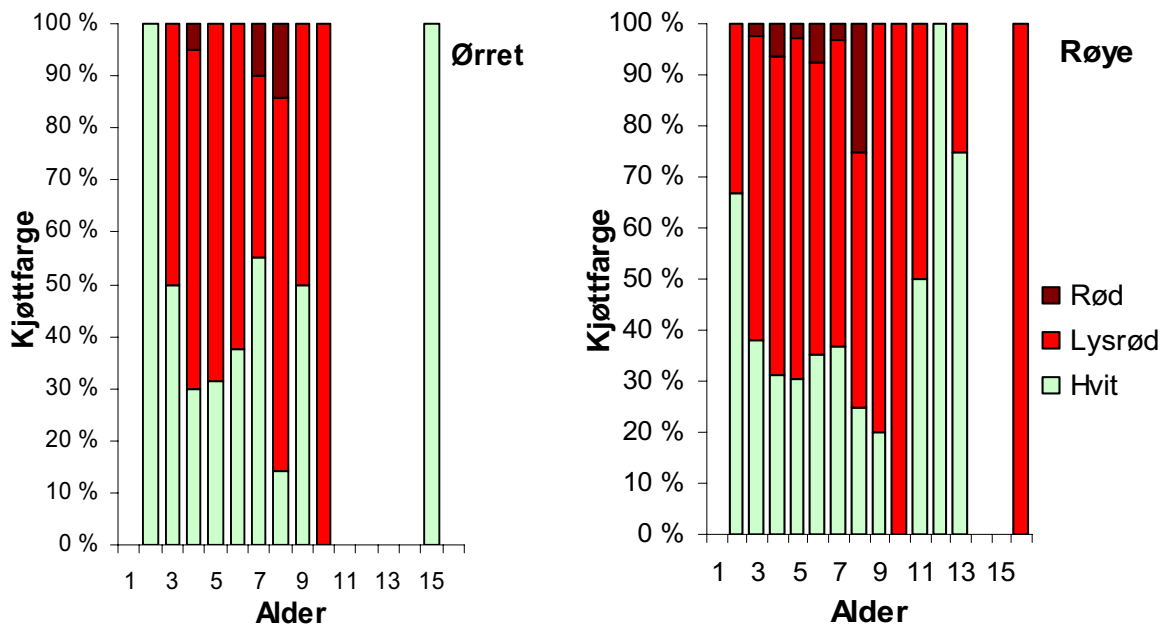
Figur 13. Ørret fanget ved elektrofiske i innløpsbekkene (Møllebekken og Mississipibekken) og utløpsbekken til Store Støkkavatn i 2005.

3.6. Kjøttfarge

Hos røye kan det se ut som om prosentandelen fisk med hvit kjøttfarge synker mot lengdeklasse 28 cm, og deretter stiger igjen mot 33 cm. Det samme synes å skje med prosentandelen fisk med lyserød kjøttfarge. Det ser derimot ikke ut som om det er en trend i andel røye med rød kjøttfarge fordelt på de ulike lengdeklassene. Hos ørret kan det se ut som om prosentandelen fisk med hvit kjøttfarge synker, samtidig som andelen fisk med lyserød kjøttfarge stiger mot lengdeklassen 32 cm. Ørret begynte først å få rød kjøttfarge ved en lengde på 33 cm, og deretter stiger prosentandelen fisk med rød kjøttfarge noe mot økende lengde (Figur 14). Det er ingen klare tendenser mellom kjøttfarge og alder hos ørret og røye, men det kan se ut som om en stor andel av den eldre røya har hvit kjøttfarge (Figur 15).



Figur 14. Prosentvis fordeling av kjøttfarge fordelt på lengdeklasse (cm) hos ørret og røye fra Store Stokkavatn



Figur 15. Prosentvis fordeling av kjøttfarge fordelt på alder hos ørret og røye fra Store Stokkavatn.

3.7. Kjønnstadium

Alle hunnrørretene og de fleste hunnrøylene som ble fanget i siste periode var kjønnsmodne. For ørret gjaldt det alle hunner over 28 cm. For røye gjaldt det alle hunner over 15 cm, bortsett fra noen få fisk i lengdeklassen 16 og 19 cm som var umodne.

3.8. Diett hos ørret og røye

Det er totalt 18 næringsdyrgrupper representert i mageprøvene. Ørreten hadde mer variert diett enn røya og hadde alle 18 næringsdyrgruppene representert, mens røya hadde kun sju næringsdyrgrupper representert i mageprøvene. Det ble ikke skilt mellom *Daphnia* spp. og *Bosmina* spp. i mageprøvene, selv om *Daphnia* spp. helt klart var dominerende. De mest dominerende næringsdyrgruppene i mageprøvene hos ørret var trepigget stingsild, *L. hyalina*, *B. longimanus* og *Daphnia/Bosmina* spp., men det var også en del fjærmygglarver, fjærmyggpupper, vårfluelarver, vårfluepupper, øyenstikkernymfer, snegler og landinsekter. Hos røye var *Daphnia/Bosmina* spp., *L. hyalina*, *B. longimanus* og fjærmygglarver de mest dominerende dyregruppene. Selv om både ørret og røye tok *L. hyalina*, *B. longimanus* og *Daphnia* spp. var røya klart overlegen i antall zooplanktonbyttedyr. Det var bare ørret som var fiskespiser, og bare ørret over 20 cm som hadde spist fisk (Tabell 8). Hos ørret var zooplankton foretrukket som diett i juli, august og september. *L. hyalina* ble spist av ørret i juli i lengdeklassene 10-19 cm, 20-29 cm og 30-39 cm, mens i august 20-29 cm og 40-49 cm

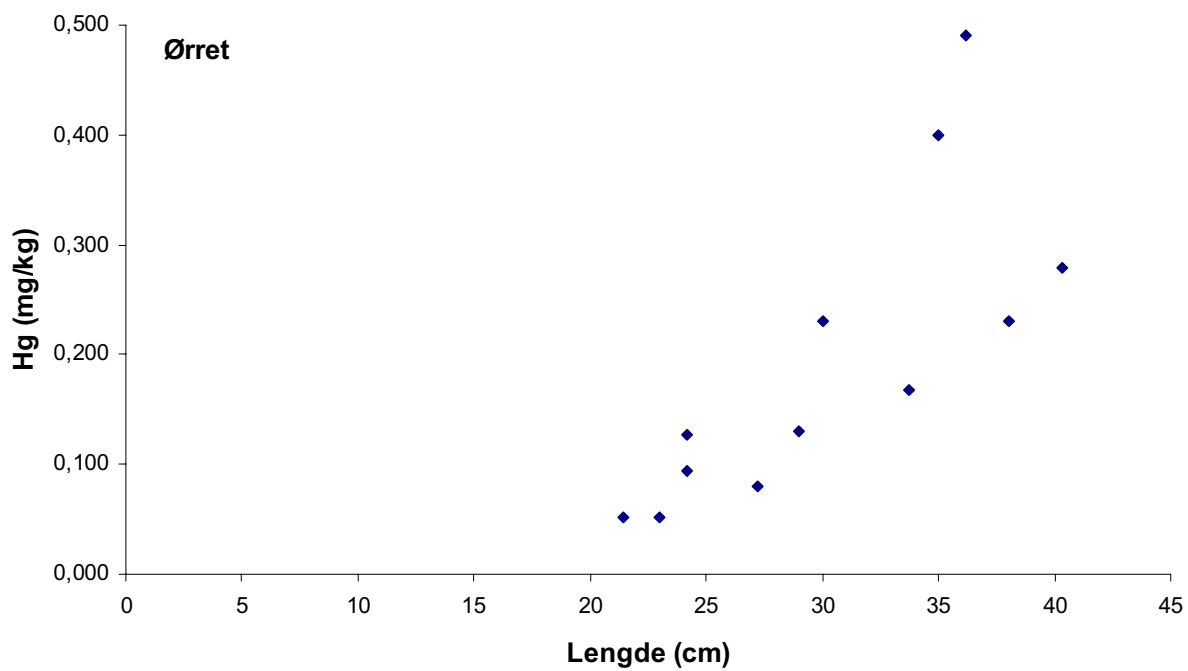
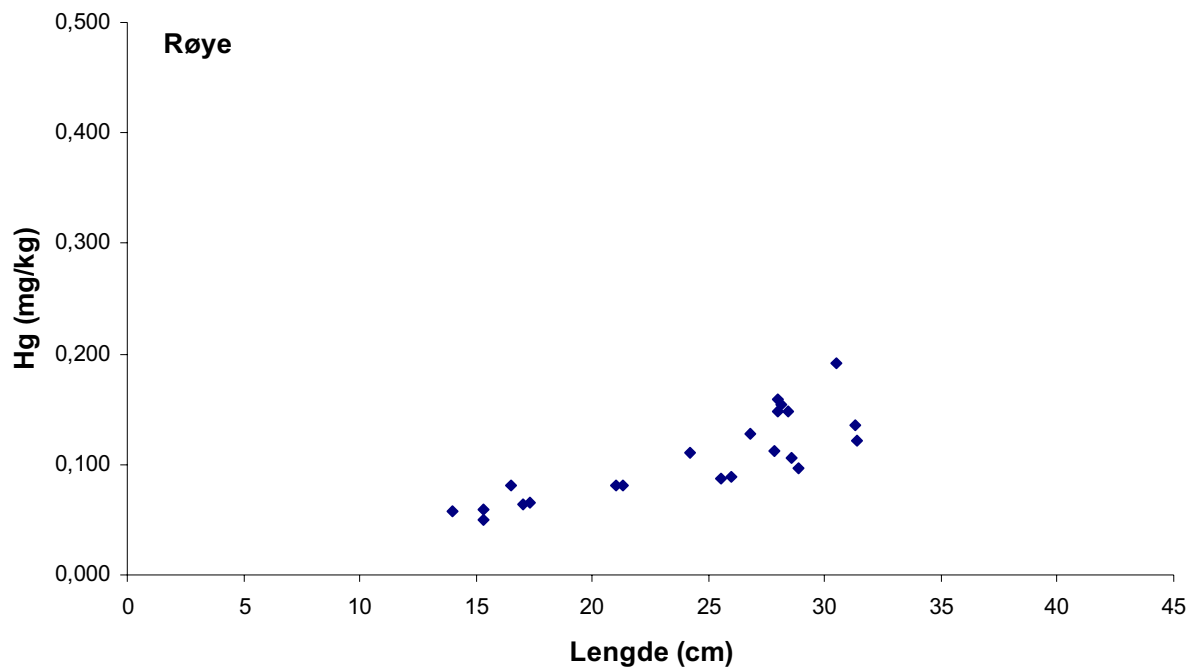
og i september bare 20-29 cm. *B. longimanus* og *Daphnia/Bosmina* spp. ble foretrukket av ørret i juli i lengdeklassene 10-19 cm, 20-29 cm og 30-39 cm, mens disse kun fantes i mageprøvene i august i lengdeklassen 20-29 cm. Hos røye ble *L. hyalina* funnet i mageprøvene i hver periode, men med flest individer i juli og august. Det ble registret *B. longimanus* hos røye i hver periode, men med størst antall i juni. *Daphnia* spp. og *Bosmina* spp. var de zooplanktonformene med høyest antall i hver periode og lengdeklasse. Røye fanget i august hadde størst antall av *Daphnia* spp. og *Bosmina* spp. i mageprøvene (Tabell 8). Bendelmarken måkemark (*Diphyllobothrium dendriticum*) ble funnet i mange mageprøver i tillegg til en del fiskandmark (*Diphyllobothrium ditremum*). Det ble også registrert en del cyster i bukhalen, rundt indre organer hos både ørret og røye under disseksjonen.

Tabell 8. Diett hos ørret og røye i Store Stokkavatn, 2005. Tallene representerer antall individer.

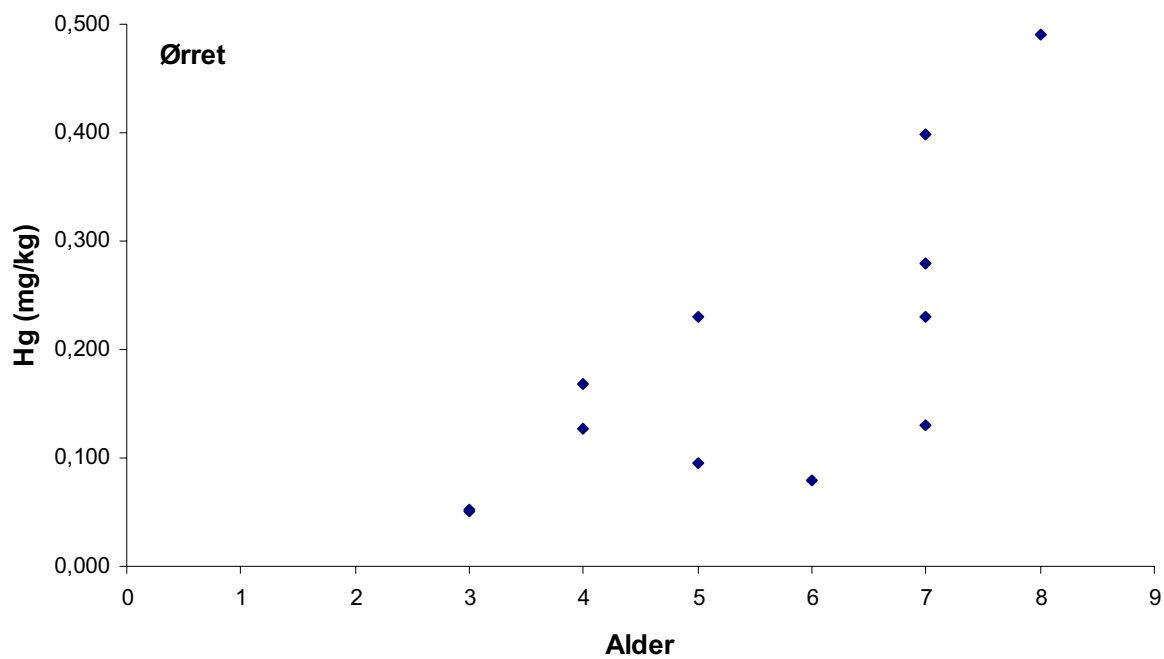
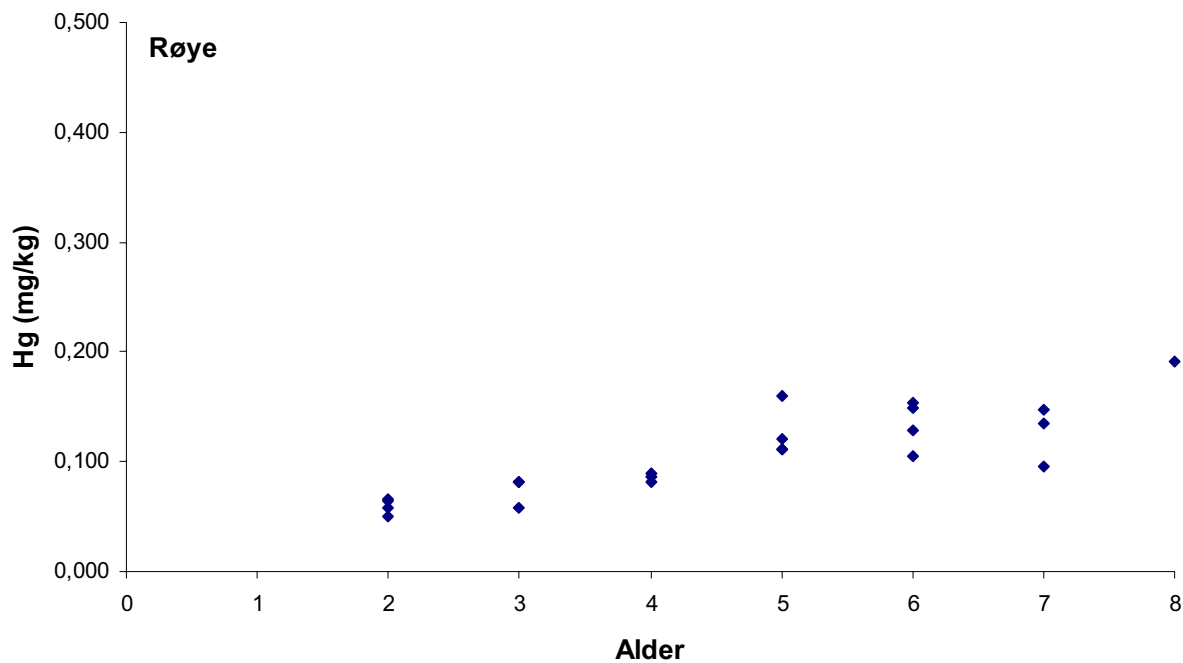
ART: ØRRET	JUNI			JULI			AUGUST			SEPTEMBER		
	10-19	20-29	30-39	40-49	10-19	20-29	30-39	40-49	10-19	20-29	30-39	40-49
Lengdeklasse (cm)	10-19	20-29	30-39	40-49	10-19	20-29	30-39	40-49	10-19	20-29	30-39	40-49
DYREGR.												
Fisk	1	3	1	1	10	27	14	35	35	7	23	44
<i>L. hyalina</i>					15	52		364				316
<i>B. longimanus</i>		15			15	24		56				
<i>Daphnia/Bosmina</i> spp.				2	231	8		292				
Hoppekreps												
Fjærmygg l.	1	17			3					3	4	
Fjærmygg p.	12	11			8		2			2	2	
Fjærmygg im.	1	2										
Vårflue l.	2	6	1		33	66						
Vårflue p.	52				2							
Øyestikker n.	1	17			1	1						
Vannmidd		2										
Landinsekter	9				2	1		8	1			8
Vannbiller	2	2				9						1
Steinflue n.					1	1						
Døgnflue n.		1			1							
Snegler		4										14
Igler		4	1		5							
ART: RØYE												
DYREGR.												
<i>L. hyalina</i>	1	8			184	152.		16	208	520	12	
<i>B. longimanus</i>	52	52	152		52	10		40	48	24	12	2
<i>Daphnia/Bosmina</i> spp.	2284	2916	7376		422	2080		4224	8144	1744	2044	316
Fjærmygg l.	3	2	1			4		5	2		48	523
Fjærmygg p.	3					2			1			
Vårflue p.									1			
Landinsekter						1						

3.9. Kvikksølv og stabile isotoper

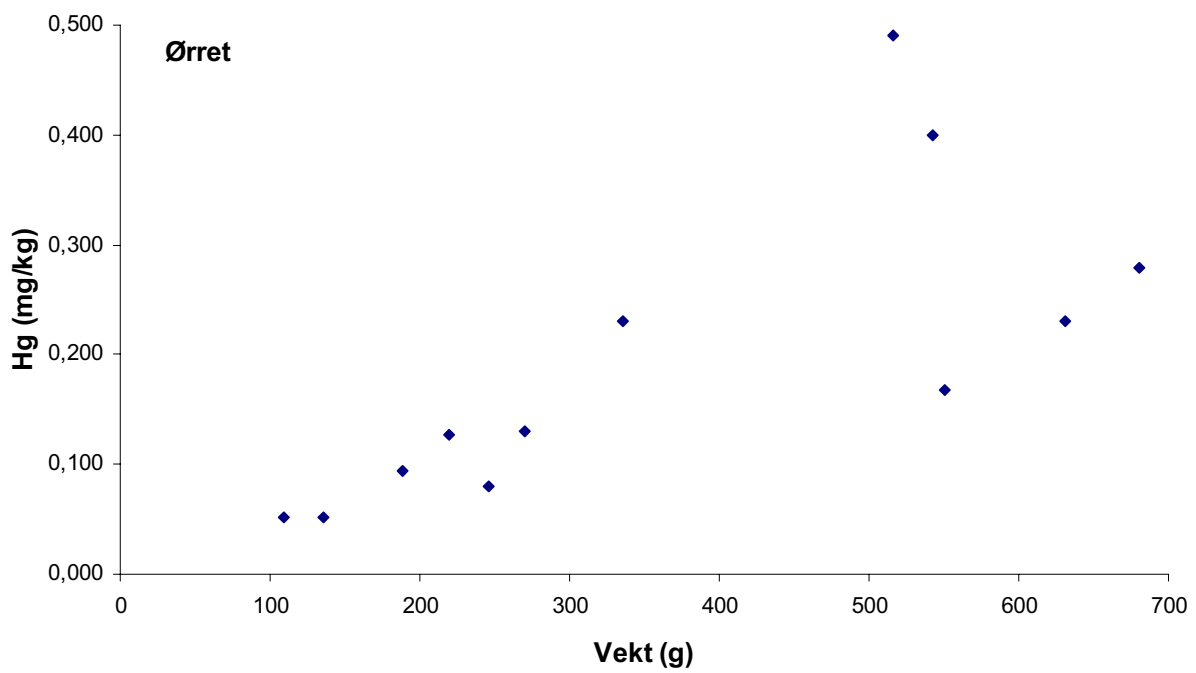
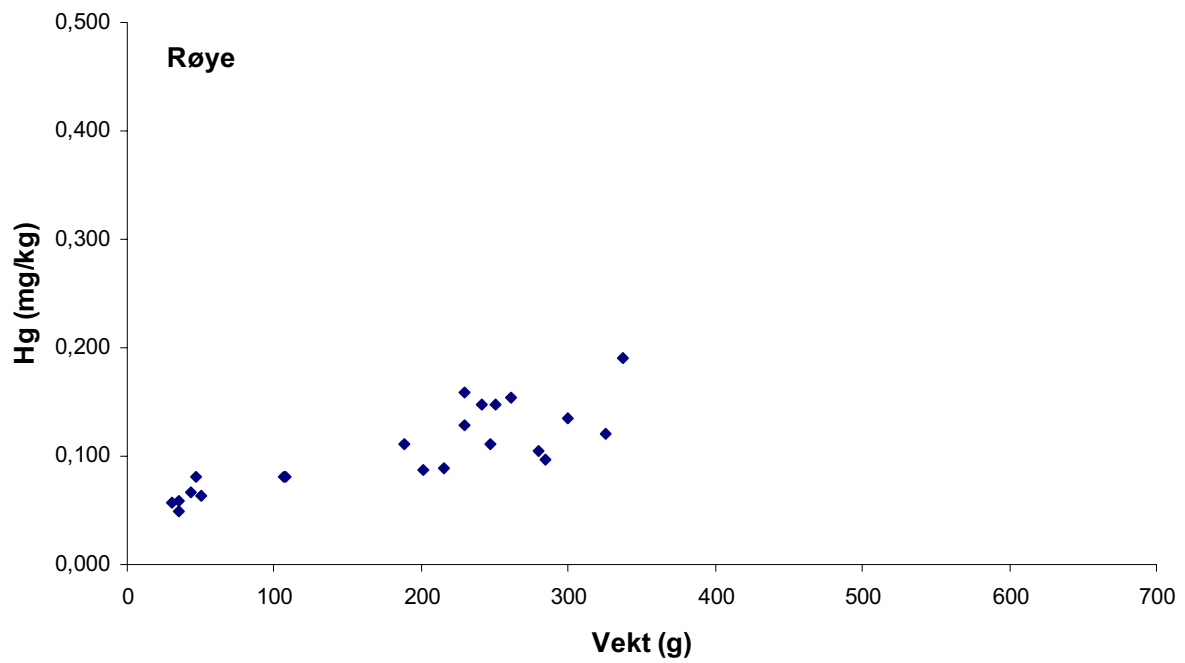
Totalt 24 røyer ble undersøkt for stabile isotoper, mens 23 røyer ble undersøkt for kvikksølv. Hos ørret ble 16 undersøkt for stabile isotoper og 12 undersøkt for kvikksølv. Kvikksølvkonsentrasjonen varierte mellom 0,051-0,491 mg/kg hos ørret, mens den hos røye var mellom 0,050-0,191 mg/kg. Det er en positiv korrelasjon mellom konsentrasjonen av kvikksølv i ørret og røye, og lengde, alder og vekt på fisken (Figur 16, 17, 18). Fordelingen mellom kvikksølvmengden og lengden hos ørret og røye har en bimodal kurve, der noen av fiskene har en høyere økning i kvikksølv per kilo kjøtt enn andre. De to lengste røyene og ørretene hører til gruppen med lavest konsentrasjon (Figur 16). Det er en klar sammenheng mellom høy alder og høy konsentrasjon av kvikksølv i kjøtt, hos både ørret og røye. Det er de eldste fiskene som har høyest konsentrasjon av kvikksølv, selv om det er et relativt stort sprang i kvikksølvkonsentrasjonen innenfor de samme aldersklassene hos ørret og røye. Hos ørret er det størst sprang i kvikksølvkonsentrasjonen ved aldersklasse 7 år, med høyest verdi på 0,39 mg/kg til lavest på 0,13 mg/kg. Hos røye varierer også kvikksølvkonsentrasjonen mest ved alder 7 år, med høyest verdi på 0,148 mg/kg til lavest på 0,096 mg/kg (Figur 17). Det er en liten forskjell i $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet hos røye (totalt innenfor 3 ‰), og ingen trend til at dette øker med en økende Hg konsentrasjon (faktisk en negativ trend). For ørret derimot er det en klar økning i $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet både med økende kvikksølvkonsentrasjon (Figur 19) og alder (Figur 20). Sammenligner man $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ hos ørret og røye fra Store Stokkavatn ser man en svak trend til at konsentrasjonen av $\delta^{13}\text{C}$ øker ved økende $\delta^{15}\text{N}$ konsentrasjon. Hos ørret er denne trenden sterkere (Figur 23). Studerer man sammenhengen mellom $\delta^{13}\text{C}$ og lengde, og $\delta^{13}\text{C}$ og alder hos både ørret og røye, synes alder og lengde å ha liten innvirkning på $\delta^{13}\text{C}$ nivået hos både ørret og røye (Figur 21, Figur 22).



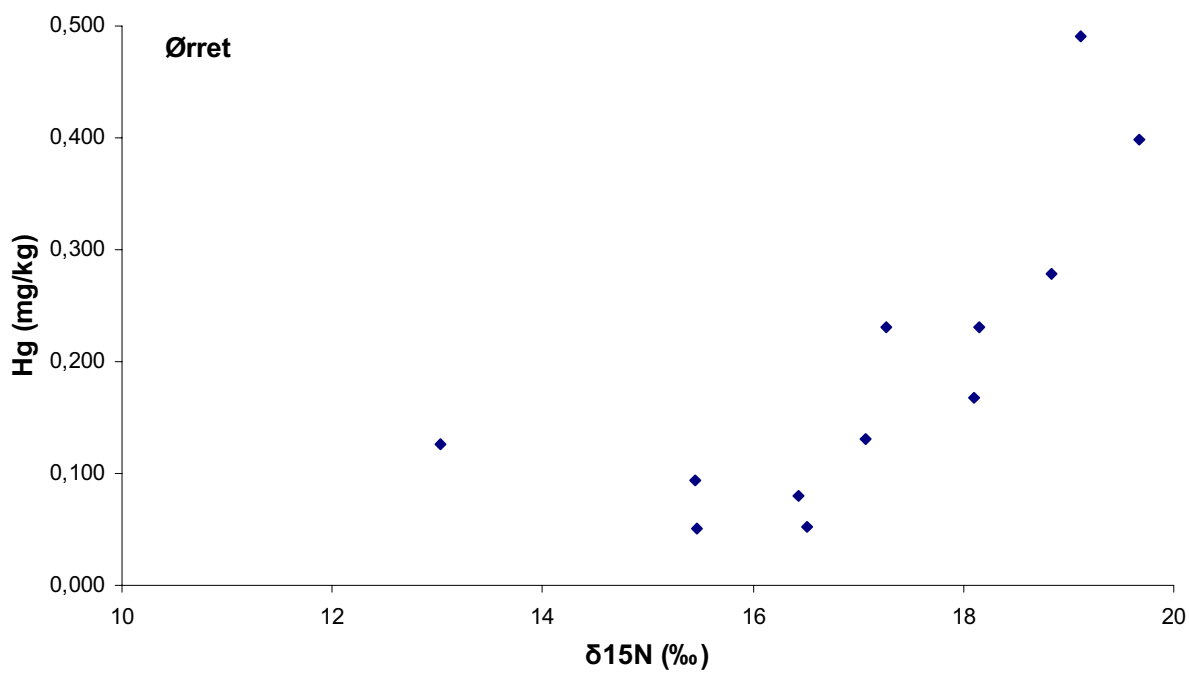
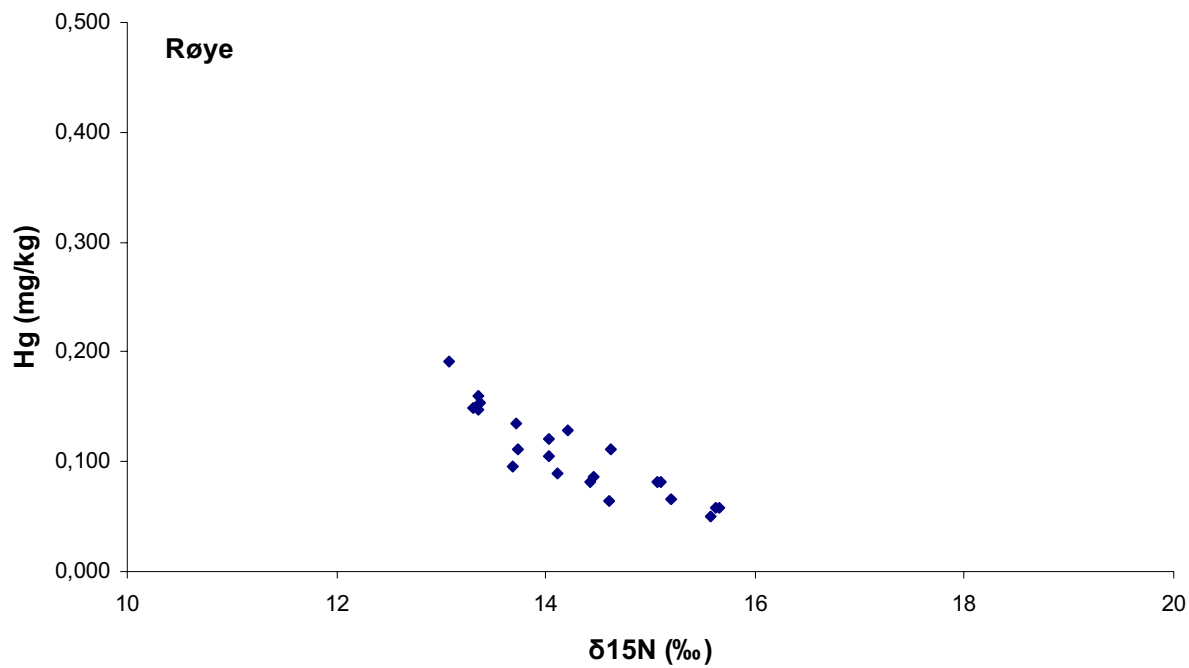
Figur 16. Mengde kvikksølv (mg/kg) fordelt på lengde (cm) hos ørret og røye fra Store Stokkavatn i 2005.



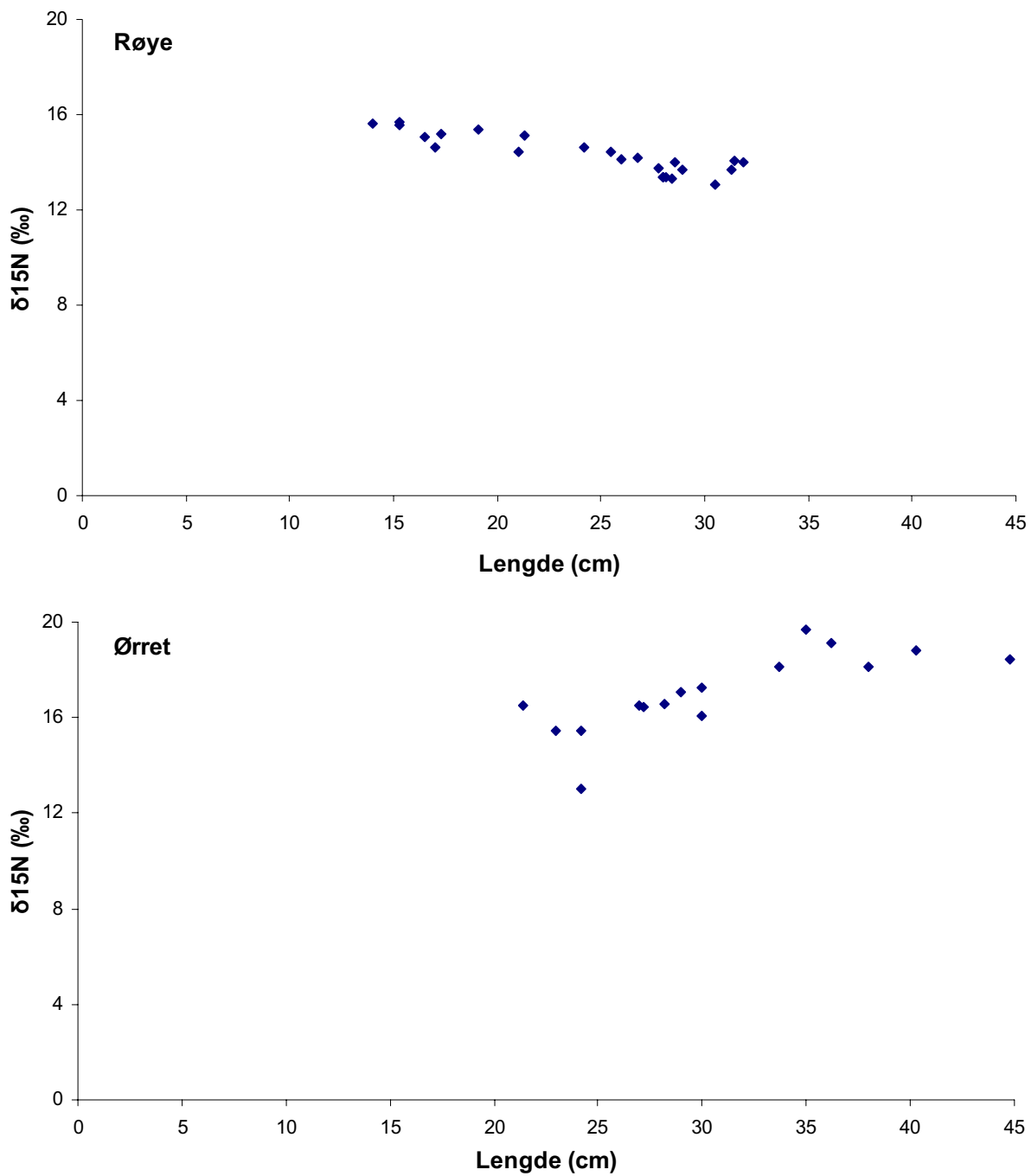
Figur 17. Mengde kvikksølv (mg/kg) fordelt på alder hos ørret og røye fra Store Stokkvatn i Store Stokkavatn.



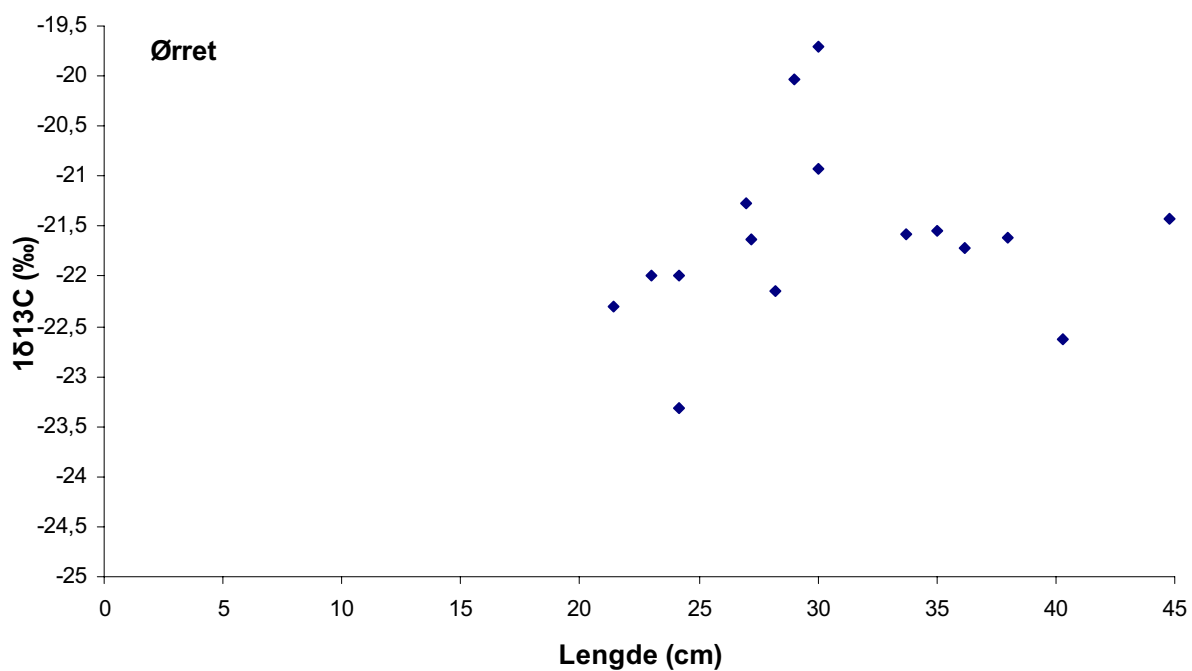
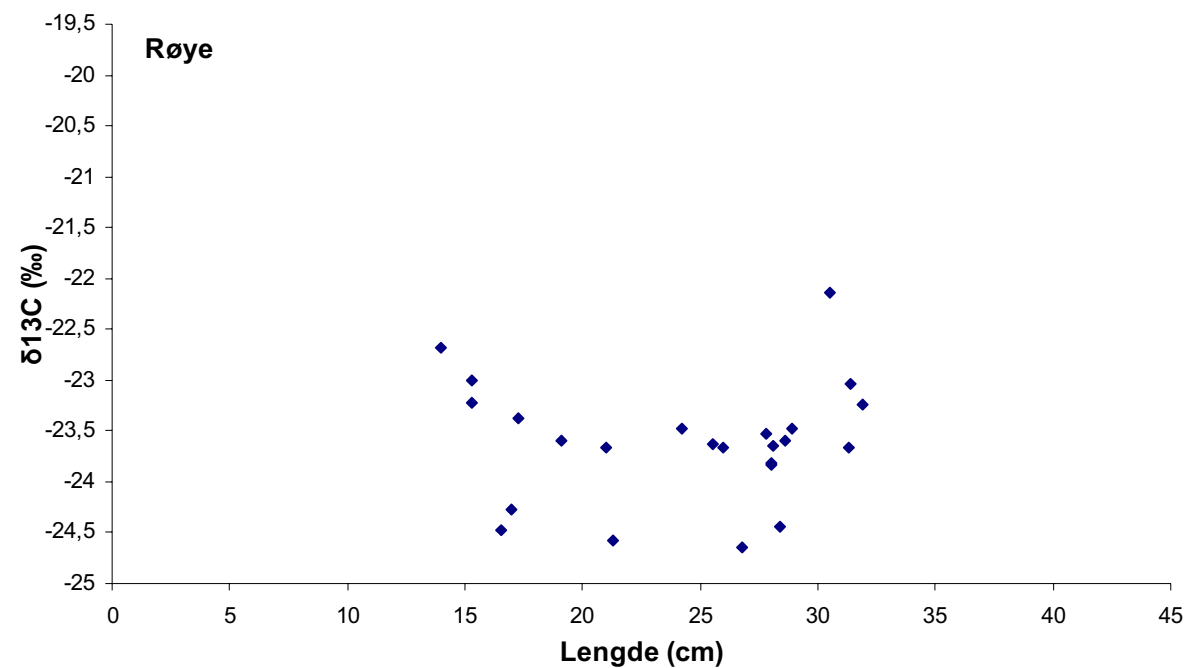
Figur 18. Mengde kvikksølv (mg/kg) fordelt på vekt (g) hos ørret og røye fra Store Stokkavatn i 2005.



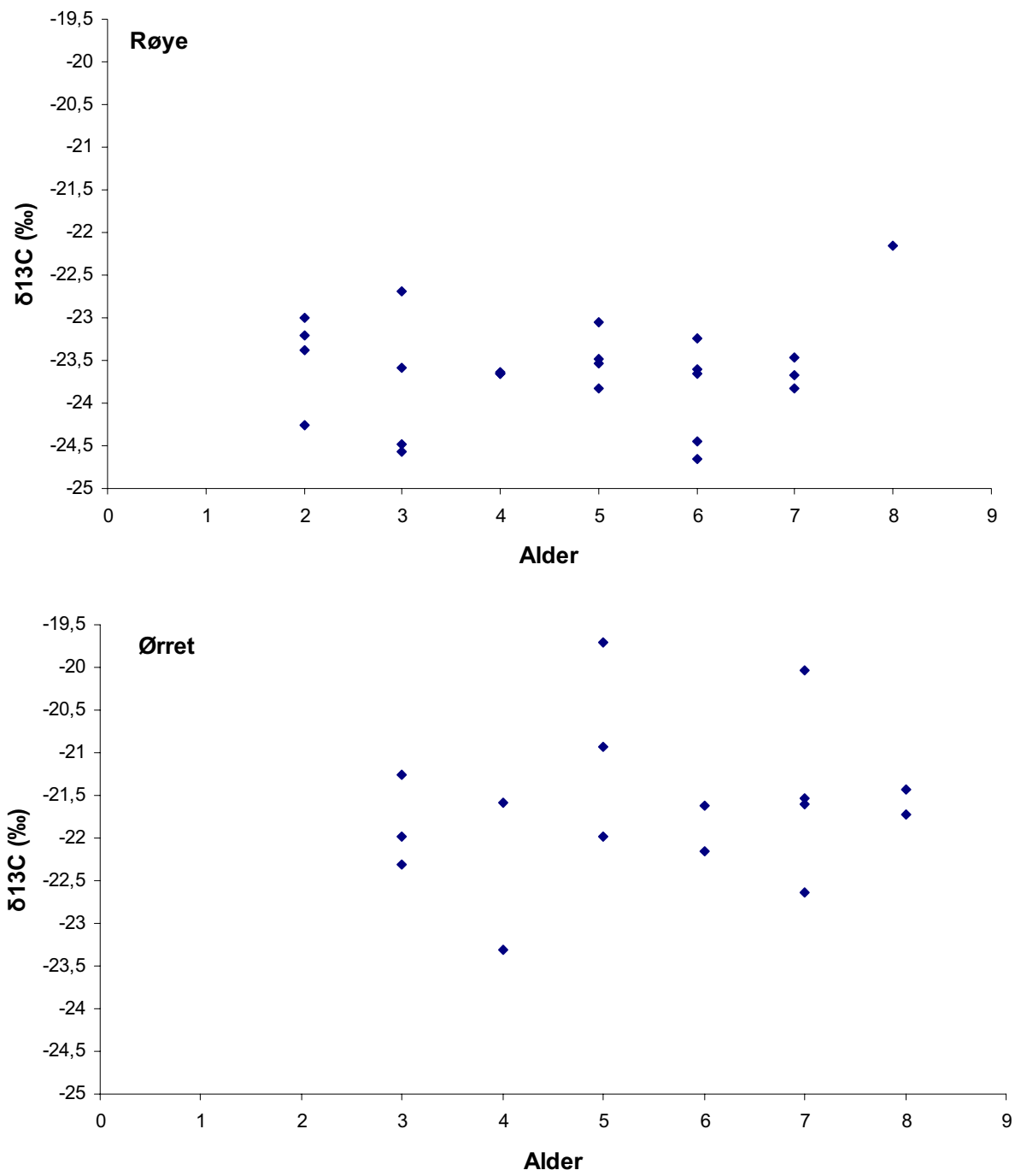
Figur 19. Mengden kvikksølv (mg/kg) i forhold til δN^{15} nivåer hos ørret og røye fra Store Stokkavatn i 2005.



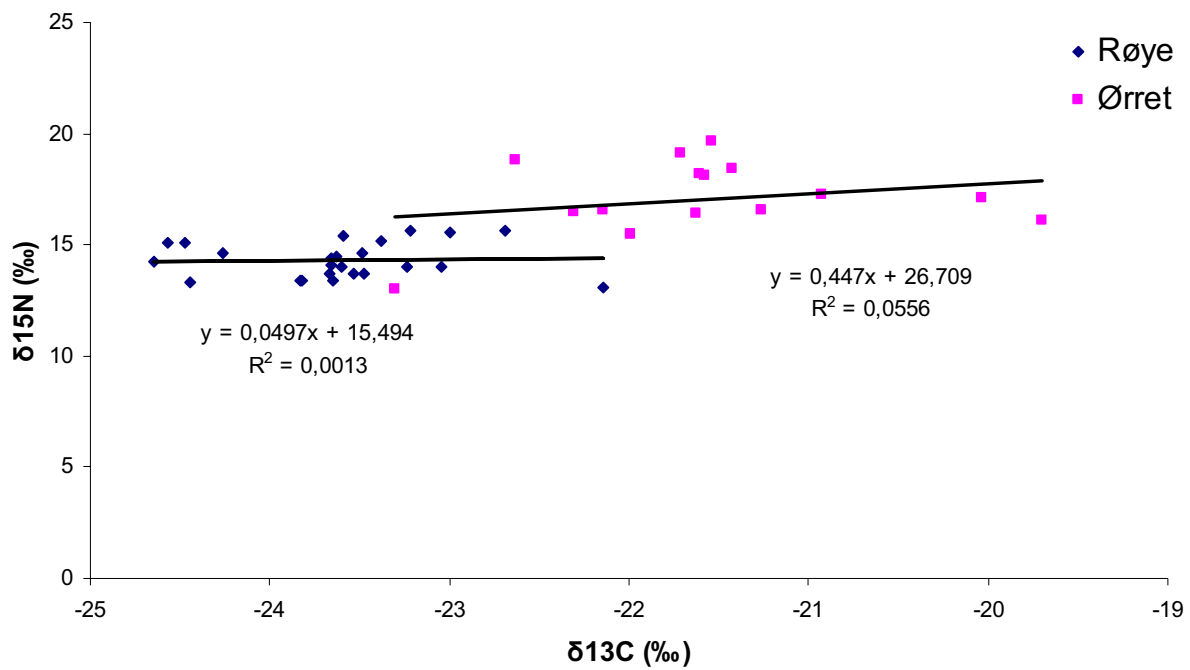
Figur 20. δN^{15} nivåer fordelt på lengde (cm) hos ørret og røye fra Store Stokkavatn i 2005.



Figur 21. Sammenhengen mellom $\delta^{13}\text{C}$ og lengde hos ørret og røye fanget i Store Stokkavatn i 2005.



Figur 22. Sammenhengen mellom $\delta^{13}\text{C}$ og alder hos ørret og røye fanget i Store Stokkavatn i 2005.



Figur 23. Sammenhengen mellom $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ i ørret og røye fra Store Stokkavatn i 2005.

4. Diskusjon

I Store Stokkavatn hadde ørret og røye tydelig segregert habitatbruk, der 68 % av ørretfangsten ble tatt inne langs land, mens røya ble tatt i pelagialen og mot dypet. Dette er en vanlig atferd blant ørret og røye som lever sympatrisk og er et resultat av konkurranse om mat, forskjeller i morfologi, spesialiseringer og/eller atferd (Nilsson 1965, Johnson 1980). Når konkurransen om mat blir tydelig, vil ulik spesialisering på byttedyr gjøre at ørret og røye skiller seg i forskjellige habitat. I tillegg til segregering mellom arter kan det oppstå en intraspesifikk segregering innenfor samme arten der habitatet for ung fisk er forskjellig fra eldre fisk (Jonsson & Gravem 1985, Jonsson 1989). For ørret kan det oppstå en segregering der små parr holder seg i littoralsonen hvor de finner skjul, mens stor fisk holder til i pelagialen (Jonsson & Gravem 1985). Langs land i Store Stokkavatn var det lite som antydte en slik intraspesifikk segregering mellom aldersklassene hos ørret, ettersom det ble fanget ørret i alle lengdeklasser her. På 20 meters dyp ble det allikevel bare fanget stor ørret over 30 cm, noe som kan tyde på at ung fisk ikke foretrekker habitat i dypområdene og at en segregering mellom aldersklassene forekommer her. I pelagialen er det derimot ingen segregering mellom ung og eldre ørret, og den spredte fordelingen, og det lave antallet av ørret i alle lengdeklassene her kan tyde på at habitatet i de frie vannmasser ikke er foretrukket av noen lengdeklasser. Røyas dominans i pelagialen vil sannsynligvis være et resultat av at røya har en bedre tilpasning til de frie vannmasser enn det ørret har. At antall representerte lengdeklasser av ørret synker mot dypet kan kanskje forklares med at noen fisk blir utkonkurrert eller ikke finner nok mat eller egnet habitat. Det kan også tenkes at den yngre og mindre ørreten blir spist av fiskespisende ørret i dypet hvor skjul mulighetene er begrenset, og derfor forsvinner fra dette habitatet (Haraldstad & Jonsson 1983, Jonsson & Gravem 1985).

Dietten til ørret og røye var variert i Store Stokkavatn, men ørreten hadde likevel flere næringsdyrgrupper representert i mageprøvene enn røye. Dette kan ha sammenheng med at ørreten foretrakk habitat langs, mens røya foretrakk dypere deler i pelagialen og i profundalen. Zooplankton var en av de viktigste gruppene i dietten for både ørret og røye, men klart mest dominerende hos røye. Røye er en mer spesialisert og effektiv zooplanktoneter enn ørret (Hegge *et al.* 1989), blant annet på grunn av flere og lengre gjellegitterstaver (Nilsson & Pejler 1973). Røye har også bedre evne til å lokalisere byttedyr ved lavere lysintensitet enn ørret (Henderson & Northcote 1985), og kan derfor bedre utnytte næring som befinner seg på dypt vann hvor lysinnstrålingen reduseres. Disse egenskapene gjør at røya kan mer lønnsomt utnytte zooplankton ved lavere tetthet og av mindre størrelse enn det ørret kan

(Nilsson & Pejler 1973, Svärdsen 1976). I tillegg kan røye ta betydelige mengder av bunndyr foruten zooplankton (Jensen 1972), og er dermed en konkurrent for ørreten om maten.

Ørret er derimot en bedre predator på overflatedyr (Hegge *et al.* 1989) og har munn og gjellegitter som er bedre tilpasset relativt store byttedyr (Nilsson & Pejler 1973).

Ørret i innsjøer har bunndyr som hovedføde, men etter hvert som ørreten vokser og kommer over en viss størrelse og alder, vil den gå over til å bli predator på fisk (Jonsson *et al.* 1999, Keeley & Grant 2001, Klemetsen *et al.* 2003). Ørret over 20 cm i Store Stokkavatn var fiskespisere. Det var først og fremst stingsild som ble tatt, men det er naturlig å tro at ørret som først har gått over til fiskediett også tar en del røye (Jonsson & Borgstrøm 2000). Det ble ikke registrert noen fisk i mageprøvene til røye, selv om det er vanlig i andre populasjoner at røye tar fisk (Hegge *et al.* 1989, Jørgensen *et al.* 2000, Kahilainen & Lehtonen 2002), og da ofte av sin egen art (Amundsen 1994, Svenning & Borgstrøm 1995, Svenning & Borgstrøm 2005). Ettersom ørret er tilpasset relativt store byttedyr er det nærliggende å tro at ørret bare spiser zooplankton når tilgangen er stor eller er når zooplanktonet er lett å oppdage, og dermed lett å fange (Nilsson & Pejler 1973). Ettersom ørret i Store Stokkavatn også tok en del zooplankton kan dette tyde på at det er rikelig tilgang på zooplankton og at det er relativt store zooplanktonformer tilstede i innsjøen.

Siden fangst per garninnsats i hver periode var klart størst for røye kan dette tyde på at røyebestanden er større enn ørretbestanden i Store Stokkavatn. Undersøkelser som har blitt gjort tidligere har konkludert med at røyebestanden har vært god i alle år (Berg 1972, 1978 og Nordland 1986). I slike vann hvor både ørret og røye lever sympatrisk, er faren alltid stor for at røya blir overlegen i antall på grunn dens høyere fekunditet og raskere formering (Jensen 1972, Jonsson & Østli 1979).

Tidligere undersøkelser gjort i Store Stokkavatn har ikke lagt vekt på å prøve å kartlegge hvor stor bestanden av ørret og røye er (Berg 1972, 1975, 1978, 1979, Nordland 1986). Men for å gjøre et estimat over hvor godt fisket er, kan man sammenligne fangst per garnatt (CPUE) fra tidligere prøvofiske. Ettersom noen av de tidligere prøvofisene er gjort på forskjellige tidspunkt på året og med ulikt antall garn og maskevidder, kan dette påvirke fangstresultatene. Resultater fra prøvofisket gjort i 2005 viste at fangst per garnatt sank fra første periode i juni til siste i september for både ørret og røye. Ser man på resultatene fra første prøvegarnserie gjort i juni i 2005 (6 flytegarn og 6 bunngarn) og sammenligner dem med de eldre

undersøkelsene gjort i Store Stokkavatn, er det en stigende CPUE fram mot prøvefisket i 1978, og deretter synkende mot prøvefisket i 2005 (Berg 1972, 1975, 1978, 1979, Nordland 1986). Dette kan tyde på at ørretbestanden var størst i 1978. Det har derimot blitt fanget lite røye selv om Berg (1979) har antydnet at det har vært godt med røye i Store Stokkavatn fra ørretutsettingene startet i 1972. Ut fra resultatene for fangst per garnnatt kan det se ut som om tettheten av røye var større i 1986 enn i seinere år.

Fangsten på de ulike maskeviddene varierte under prøvefisket i Store Stokkavatn i 2005. Det var en økning i fangst for både ørret og røye med økende maskevidde fram til 29mm maskevidde, som hadde størst fangst. Fangsten sank deretter mot 45mm, som hadde den laveste fangsten totalt (Tabell 5). Tidligere undersøkelser i Store Stokkavatn har vist at garn med maskevidde 24 omfar (27mm) har hatt størst fangst (Berg 1978 og 1979). Dette tyder på at fiskebestanden i innsjøen nå er dominert av fisk mellom 24 og 31 cm, og at fiskebestanden i tidligere år har vært dominert av fisk med mindre størrelse enn det den er i 2005. Dette betyr også at garnfiske med maskevidde 29mm vil beskatte fiskebestanden hardt.

Ørret og røye fra prøvefisket i 2005 har en god kondisjon med en gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på henholdsvis 1,16 og 1,06. Sammenlignet med andre år er dette det høyeste som er blitt registrert for ørret og røye i Store Stokkavatn (Berg 1972, 1975, 1978, 1979, Nordland 1986), noe som kan tyde på at næringsgrunnlaget er godt og at innsjøen ikke er overbefolket.

At lyserød kjøttfarge dominerte hos røye fra Store Stokkavatn, samtidig som andelen fisk med rød kjøttfarge økte noe med økende fiskelengde, kan kanskje forklares ved å se på dietten hos ørret og røye. Fargestoffene som gir rødfargen antas å komme fra krepsdyr (Sømme 1941) og ut fra dietten til røye, kan man se at antallet av krepsdyr (*L. hyalina*, *B. longimanus* og *Daphnia/Bosmina* spp.) var høyest for røye i lengdeklassen 20-29 cm i to av periodene (juli og august). Dette kan kanskje forklare hvorfor andelen fisk med lyserød kjøttfarge stiger mot lengdeklassen 28 cm. Det er derimot ingen særlig trend i dataene for kjøttfarge hos ørret og det er vanskelig å trekke noen konklusjon ved å se på dietten. Kanskje vil den varierte dietten hos ørret bidra til å gi de utydelige kjøttfargerresultatene.

I 2005 ble ikke ørret og røye undersøkt spesifikt for fiskeparasitter, men det ble allikevel funnet en del måkemark (*D. dendriticum*) og fiskandmark (*D. ditremum*) i mageprøvene,

samtidig som det ble registret en del cyster i bukhulen fra ukjent art. Tidligere undersøkelser har lagt mer vekt på parasittfaunaen i Store Stokkavatn, og har til tider registrert store mengder fiskeparasitter, og da særlig i ørret (Berg 1972, 1975, 1978, 1979, Nordland 1986). Det særdeles lave antallet hoppekreps i dietten hos ørret, som er første mellomvert for *D. dendriticum* og *D. ditremum* (Henricson 1977, 1978), tyder på at fiskeparasitter infiserer i større grad stingsildspisende ørret enn mer planktonspisende ørret. Røya i Store Stokkavatn er antageligvis ikke like infisert som ørret siden verken hoppekreps eller trepigget stingsild ble funnet i mageprøvene. Er derimot fisken infisert, kan fiskeparasitter føre til en rekke fysiologiske forandringer hos den infiserte verten samt gi økt dødelighet, økt sårbarhet for predasjon, redusert fekunditet, redusert vekstrate og reduserte fettreserver (Hoffman 1973, Henricson 1977, 1978, Curtis 1984, Hoffman *et al.* 1986). Det kan derfor tenkes en del fisk i Store Stokkavatn er påvirket av fiskeparasittene og har en dårligere kvalitet enn ikke-infisert fisk. I tillegg til å smitte fisk kan *D. dendriticum* også være smittsom for mennesker dersom man spiser rå fisk, eller fisk som ikke er kokt eller stekt godt nok (Williams & Jones 1994, Dick 1984). Dette kan skape problemer for mennesker som spiser en del fisk fra Store Stokkavatn.

Røye kan gyte både i rennende vann og i innsjø (Johnson 1980), men røya i Store Stokkavatn gyter mest sannsynlig i innsjøen siden det ikke ble fanget noe røyeengel under elektrofisket i bekkene. Det kan tenkes at de grunne grusområdene langs land i Store Stokkavatn vil være gode gyteområder for røye, ettersom grus er det vanligste gytesubstratet for røye (Moore 1975, Johnson 1980, Klemetsen & Amundsen 2000), noe som kan føre til en betydelig naturlig rekruttering til røyebestanden. Ørret som vanligvis gyter i rennende vann på stein eller grusbunn (Scott & Irvine 2000) vil ha liten rekrutteringsmulighet i Store Stokkavatn, på grunn av få og små gytebekker, og bidraget fra innløpsbekkene og utløpsbekken vil sannsynligvis være for liten til at det kan drives ubegrenset beskatning av ørret, hvis det da ikke er ørret som gyter i innsjøen (Scott & Irvine 2000, Brabrand *et al.* 2002). Fangsten ved elektrofiske i utløpsbekken var som forventet liten på grunn av dårlige gytemuligheter med mye gjørmebunn og et stengsel som blokkerte fisken fra å nå inn i bekken. Det kan derimot tenkes at gytemulighetene forbedres lenger nede i utløpsbekken mot Hafrsfjord på grunn av høyere gradient og raskere vannstrøm som vil vaske bort eventuell gjørme og partikler.

Det store lengdespranget i hver aldersklasse for ørret og røye kan være et resultat av systematisk feil ved avlesning av otolittene eller som følge av forskjeller i individuell vekst

hos ørret og røye (Jonsson 1985, Lobón-Cervía *et al.* 1997, Klemetsen *et al.* 2003). Flesteparten av ørretotolittene måtte kuttes og brennes for at vintersonene skulle bli tydeligere, men hos røye var det kun otolitter av eldre fisk som måtte brennes. Som nevnt tidligere er det blitt satt mye settefisk i Store Stokkavatn i løpet flere år. Settefisk vil ofte ha uregelmessigheter i vintersonene og sommersonene som kan oppstå som følge av stress (Paragamian *et al.* 1992, Payan *et al.* 2004) ved selve utsettingen. Slik stress vil ofte føre til at det dannes doble vintersoner (Pers. medd. Reidar Borgstrøm) som kan ha blitt talt og ført til at noen ørret har blitt registrert med høyere alder enn det den egentlig er. En annen mulig forklaring på det store lengdespranget i aldersklassene kan være forskjellene i vekstraten mellom individer i en fiskebestand (Jonsson 1985, Lobón-Cervía *et al.* 1997, Jonsson & Borgstrøm 2000, Klemetsen *et al.* 2003).

Flesteparten av ørreten som ble fanget under elektrofisket i 2005 var rundt ett år gamle og vil sannsynligvis snart migrere til innsjøen (Jonsson & Østli 1979). Men hurtigvoksende fisk skifter diett og habitat ved lavere alder og mindre størrelse enn seintvoksende fisk gjør (Klemetsen *et al.* 2003), og det kan derfor tenkes at en del hurtigvoksende yngel migrerer til Store Stokkavatn tidligere, samtidig som noen ørret kan velge å bli i bekkene flere år før de vandrer ned i innsjøen (Craig 1982, Jonsson 1985). I tillegg har fisk som lever i elv en generelt dårligere vekst enn fisk som lever i innsjø (Jonsson 1985). Dermed vil ørret som vandrer tidlig ned i innsjøen ha en bedre vekst enn ørreten som velger å bli i bekken, noe som kan forklare det store lengdespranget i hver aldersklasse. Samtidig som veksten er bedre i innsjøen, vil fisk med god vekst gå over til fiskediett ved yngre alder og mindre størrelse enn fisk med dårlig vekst, og dermed få ytterligere bedre vekst, som igjen kan resultere i et lengdesprang i aldersklassene (Jonsson *et al.* 1999, Klemetsen *et al.* 2003). Grunnen til at det ikke ble fanget fisk over ett kilo i Store Stokkavatn i 2005 kan ha noe med at hurtigvoksende fisk er mer sårbar og utsatt for predasjon og fiske (Ricker 1975) på grunn av et høyere aktivitetsnivå, fordi de utnytter mer risikofylte habitater med høyere energigevinst, og fordi større fisk er mer attraktiv for fritidsfiskere (Jonsson & Gravem 1985, Jonsson 1989). I tillegg er hurtigvoksende fisk også mer utsatt for infeksjonssykdommer enn seintvoksende fisk (Snieszko *et al.* 1959), og hurtigvoksende fisk som når kjønnsmoden alder tidlig har en tendens til å dø tidligere på grunn av kostnaden ved reproduksjonen (Wootton 1998).

Noen zooplanktonarter er mer sensitive enn andre for predatering av planktonetende fisk (Nilsson & Pejler 1973), enten på grunn av størrelse eller på grunn av morfologiske trekk.

Ettersom laksefiskene bruker synet aktivt ved matsøk (Lagler *et al.* 1977) vil størrelse, farge og gjennomsiktighet hos byttedyret blir avgjørende for om det blir sett av predatoren eller ikke. Resultatet blir at store og fargerike zooplanktonarter blir predatert mest på, og dersom beitepresset er stort nok vil disse artene til slutt forsvinne (Nilsson & Pejler 1973). *B. longimanus* og *L. hyalina* er større enn *Daphnia* spp., men er til gjengjeld helt fargeløs og gjennomsiktig bortsett fra deres svarte øye (Nilsson & Pejler 1973). Dette kan være med på å forklare hvorfor *Daphnia* spp. ble funnet i større antall i mageprøvene, selv om *B. longimanus* og *L. hyalina* er større og ville i utgangspunktet vært et mer foretrukket byttedyr. Ser vi bort ifra at *B. longimanus* og *L. hyalina* er mindre synlige, er det tydelig at Store Stokkavatn har overvekt av store zooplanktonformer, ettersom antallet individer av *Daphnia* spp. i planktontrekket, som er en større vannloppe enn *Bosmina* spp., er høyere enn antall individer av *Bosmina* spp. Ut fra dietten til ørret og røye, og da særlig røye, kan man se at store zooplanktonformer foretrekkes. En betydelig mengde store zooplanktonformer i både planktontrekk og mageprøve kan det tyde på at Store Stokkavatn ikke er overbefolket av fisk, og det er derfor liten mulighet for overbeskatning av de store zooplanktonartene. Det kan derfor være næring i Store Stokkavatn til at fiskebestanden kan øke noe.

Mye tyder på at Store Stokkavatn ikke er overbefolket av fisk. Kondisjonen på ørret og røye er bra og næringsgrunnlaget i innsjøen er godt. Bestanden av røye ser i dag ut til å være mye større enn bestanden av ørret. Røya ser ut til å finne gode gyteplasser i innsjøen og har en høy naturlig rekruttering. I vann med både røye og ørret er det, som nevnt tidligere, vanlig at røya blir overlegen (Jensen 1972, Jonsson & Østli 1979). Breivatnet på Hardangervidda er et eksempel på dette (Jensen 1972). Etter utsetting av røyeengel i 1910, vokste røya raskt og hadde sterk formering. Allerede i 1918 var Breivatnet overbefolket av røye. Vannet var nå fullt av smårøye og ørreten var nesten forsvunnet (Jensen 1972). Det anbefales derfor å ikke sette noen begrensninger på beskatning av røye og det er sjelden at røyevann kan beskattes for hardt (Jensen 1972). Røya gyter i innsjøen om høsten, men hvor og når på året er ukjent. Ved å undersøke gytelokalitetene og tidspunktet for gyting, kan man beskutte den kjønnsmodne og gyteklare røya hardt ved å sette garn på disse områdene under gyting. Det er viktig å bruke garn med maskevidder som passer til røvestørrelsen. Røya er kjønnsmoden ved lengde mellom 15-30 cm, og det er derfor viktig å bruke garn som fanger flest røye i denne lengdeklassen. For Store Stokkavatn anbefales det å sette bunn-garn ned mot 20 meters dyp og flyte-garn fra 5 til 14 meters dyp, med maskevidde 19,5mm, 29mm og 22,5mm, men også 16,5mm og 35mm vil fange en del kjønnsmoden røye. Ettersom ørreten holder seg mest inne

ved land, vil mesteparten av fisken som blir fanget i garnene om høsten være røye, selv om det må forventes at noe ørret blir tatt. Når gytingen er på sitt beste vil røya gå i garnet døgnet rundt, og det vil lønne seg å trekke og sette garna flere ganger om dagen (Jensen 1972). Dersom man klarer å få ned bestanden av røye, vil antageligvis ørretbestanden ta seg opp, ettersom røye og ørret konkurrerer om den samme næring. Ørretbestanden i Store Stokkavatn har i dag forholdsvis liten naturlig rekruttering, og må derfor sikres enten gjennom en forbedring av gytebekkene, en bestandsregulerende beskatning, en fortsettelse med utsettinger eller en kombinasjon av disse. Til nå har det vært vanlig å sette ut fisk i Store Stokkavatn, og i årene 1972-79 ble det i regi av innlandsfiskenemnda i Stavanger satt ut 7000 ørret årlig (Nordland 1986), bortsett fra i 1977 der det ble satt ut 2000 ørret (Berg 1978). I perioden 1980-83 ble antall utsatt fisk redusert til mellom 4000-6000 ørret årlig (Nordland 1986), samt at det også ble satt ut ca. 2000 regnbueørret i denne perioden. I årene 2000-06 ble det to ganger satt ut ca. 1800 ørret i Stokkavatnet (Pers.medd. John Haaland). Det anbefales ikke å fortsette med utsettinger av fisk i Store Stokkavatn, men heller prøve å utnytte vekstpotensialet for individene ved kun å beskatte stor fisk. Da kan selv en relativt lav årlig rekruttering, slik tilfellet er i Store Stokkavatn, likevel gi en god avkastning målt i kilo fisk (Borgstrøm og Hansen 2000). En beskatning av eldre fisk i bestanden vil gi økt rekruttering, fordi overleving og vekst hos yngre fisk vil øke, samt at fisken vil kunne foreta habitatskifte ved mindre størrelse enn før (Borgstrøm & Hansen 2000). I tillegg sparer man alle utgifter som en fiskeutsetting fører med seg, samt at man unngår risikoen med å endre genmaterialet i en eventuelt opprinnelig bestand, spredning av uønskete fiskearter, og spredning av parasitter og sykdommer (Borgstrøm & Hansen 2000, Aprahamian *et al.* 2003). Store Stokkavatn bør være åpent for stangfiske, men det foreslås å sette et minstemål på ørret som blir fanget. For Store Stokkavatnet betyr det å slippe ut all fisk som er under 28 cm, ettersom flesteparten av hunnørreten blir kjønnsmoden ved denne lengden. Garnfiske etter ørret med bunn garn langs land bør ikke tillates, ettersom det er i disse områdene mesteparten av ørreten befinner seg. For å minimere beskatningen på gyteklar ørret kan man unngå å fiske i nærheten av innløps- og utløpsbekkene på høsten når gytefisken søker mot bekkene (Sømme 1941). For Store Stokkavatnet gjelder dette i det nordre bassenget og helt i sør ved utløpet.

Et annet tiltak som kan øke den naturlige rekrutteringen til ørreten, er å forbedre gytebekkene. Det enkleste og billigste tiltaket er å fjerne hindere som stenger for gytefisk. I utløpsbekken var det en ålerruse, mens i Mississippibekken var det et gjerde som stengte for fisken. Videre

forbedring krever mer arbeid og planlegging, og blir derfor rent økonomisk et lite aktuelt alternativ.

Fiskeparasitter er med på å forringe kvaliteten på fisken, og et viktig tiltak som fiskere i Store Stokkevatn bør bli informert om, er at fiskeslo, som kanskje er infisert med parasitter, blir gravd ned eller fjernet slik at fugler ikke får tilgang på det. På den måten kan man redusere muligheten for at fiskeparasitter kommer i kontakt med fugler, som er sluttverten i livssyklusen.

De klare tendensene til at kvikksølvkonsentrasjonen i ørret og røye øker med økende lengde, alder, vekst og konsentrasjon av $\delta^{15}\text{N}$, kan ses i sammenheng med deres posisjon i næringskjeden. Ettersom MeHg, med sine lipofiliske og proteinbindende egenskaper, biomagnifiseres i næringskjeden (Surma-Aho *et al.* 1986, Ullrich *et al.* 2001), vil individer som er høyt oppe i næringskjeden ha høyere konsentrasjon av kvikksølv i seg enn individer på et lavere nivå (Andres *et al.* 2002). I tillegg vil konsentrasjonen av kvikksølv øke med alder, vekt og lengde av en organisme i en naturlig populasjon ("bioakkumulere", Andres *et al.* 2002), samt øke i konsentrasjon med økende lengde på næringskjeden ("biomagnifisere", Cabana & Rasmussen 1994). $\delta^{15}\text{N}$ stiger med de trofiske nivåene og vil resultere i at toppredatoren har høyest konsentrasjon av denne stabile isotopen (Owens 1987, Cabana & Rasmussen 1994, Gustin *et al.* 2005). Bakgrunnsnivåene for $\delta^{15}\text{N}$ variere mellom innlandssjøer og kystsjøer. Primærprodusenter ved kystområder har vanligvis høyere $\delta^{15}\text{N}$ – nivåer enn primærprodusenter i innlandet (Virginia & Delewich 1982, Heaton 1987), slik at det er forventet at $\delta^{15}\text{N}$ nivåene i Store Stokkavatn er høyere enn mange andre steder som er undersøkt, jf. Rognerud *et al.* (2002).

Mange ørret i Store stokkavatn er fiskespisende, noe som resulterer i høyere $\delta^{15}\text{N}$ – nivå og konsentrasjon av kvikksølv enn hos røye som ikke er det (Owens 1987, Rognerud *et al.* 2002). Dette samsvarer også med at heller ingen fisk ble funnet i mageprøvene til røye. Røye har generelt lavere nivå av kvikksølv enn det ørret har på grunn av at få røyer er fiskeetere. Men man ser allikevel at konsentrasjonen av kvikksølv øker med økende alder og størrelse hos røye som følge av at eldre røye har muligheten for å akkumulere kvikksølv over en lengre tidsperiode enn yngre røye. $\delta^{15}\text{N}$ – signalene hos røye lå alle innenfor samme trofiske nivå (innenfor 3 ‰). Går man i detalj, kan man tolke resultatene til at $\delta^{15}\text{N}$ -signalene reduseres med økende størrelse og alder. Dette kan tyde på ulikt predasjonsmønster på evertebrater for

stor og liten røye. Men fordi det ikke ble analysert isotopforhold i de ulike evertebratgruppene, kan vi ikke vurdere dette nærmere.

Ser man på sammenhengen mellom mengden kvikksølv fordelt på lengde hos ørret og røye, kan det se ut som om det oppstår en bimodal kurve. En slik kurve kan oppstå i populasjoner der individer har ulik vekst (Jonsson 1985, Lobón-Cervía *et al.* 1997, Jonsson & Borgstrøm 2000, Klemetsen *et al.* 2003). Individer med raskere vekst har et høyere inntak av mat og vil skifte over på fiskediett raskere enn andre, og dermed få en høyere konsentrasjon av kvikksølv enn de individene som skifter diett senere i livsløpet (Jonsson 1985, Lobón-Cervía *et al.* 1997, Jonsson & Borgstrøm 2000, Klemetsen *et al.* 2003). Den øverste kurven hos ørret og røye i Figur 16 kan derfor representere fisk som enten har raskere vekst enn andre individer eller fisk som har skiftet over på fiskediett tidlig ved mindre lengde enn andre, mens den nederste kurven representerer individer som går over på fiskediett ved høyere alder eller større lengde enn andre.

For røye er variasjonen i $\delta^{13}\text{C}$ (-24,65 til -22,15) typisk for fisk som spiser planteetende eller bunnlevende invertebrater (France 1997, Karlsson & Byström 2005). Dette stemmer godt overens med byttedyrene som ble funnet i mageprøvene hos røye. Den manglende trenden mellom $\delta^{13}\text{C}$ og alder, og $\delta^{13}\text{C}$ og lengde, samsvarer også med funnene i mageprøvene hos både ørret og røye. Liten sammenheng kan tyde på at dietten hos både ørret og røye er variert i alle lengde- og aldersklassene, noe som også er tilfellet for ørreten og røya i Store Stokkavatn.

Konsentrasjonen av kvikksølv hos stor ørret i Store Stokkavatn ligger akkurat på grensen som EU og Mattilsynet har satt for fisk som skal omsettes (0,5 mg/kg), og det er derfor nødvendig med noen kostholdsråd (Matportalen 2006). Kostholdsråd for ferskvannsfisk er utarbeidet av Statens forurensningstilsyns (SFT) og Mattilsynet. Av hensyn til det økende problemet med kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, anbefales det at gravide og ammende ikke bør spise ørret over én kilo eller røye over én kilo. Andre personer bør ikke spise slik fisk mer enn én gang i måneden i gjennomsnitt (SFT 2004, Matportalen 2006). Grensen på 1 kilo er satt på et generelt grunnlag fordi fiskespisende ørret og røye ofte overskrider anbefalte grenseverdier ved en slik størrelse. Verdens matvareorganisasjon og verdens helseorganisasjon (FAO/WHO) kom i 2003 med nye mer spesifikke anbefalinger omkring kvikksølvinntaket igjennom matvarer, og grenseverdiene for et provisorisk, tolerabelt ukeinntak av metylkvikksølv ble da redusert fra 3,3 μg Hg/kg kroppsvekt for en voksen person til 1,6 μg

Hg/kg kroppsvekt (FAO/WHO 2003). Bakgrunnen for denne anbefalingen var en undersøkelse gjort av Grandjean *et al.* (1998) som viste effekter på barns kognitive utvikling ved prenatal eksponering (fosterstadiet) hvor mors inntak ligger lavere enn det som tidligere ble ansett som sikre for voksne personer. Det er også utgitt tabeller fra FAO/WHO som gir anbefalinger for inntak av definerte mengder fiskekjøtt med ulike Hg konsentrasjoner for et 70 kg menneske. Ved inntak av et fiskemåltid på enten 114g eller 227g, vil antall anbefalte måltider pr. måned gå fra henholdsvis 9 og 4 ved 0,2 ppm Hg, til 3 og 1 måltid ved 0,5 ppm Hg. Internasjonalt arbeides det med å få ned grensen for omsetning av fisk til 0,3 ppm Hg (Pers. medd. Bjørn Olav Rosseland).

Det ble ikke fanget ørret over 1 kg i Store Stokkavatn, men ørret rundt en halv kilo lå allerede i grenseområdet for omsetningsforbud på grunn av høyt kvikksølvinnhold. Nivåene funnet i ørret i Store Stokkavatn ligger langt høyere enn det som er funnet i ikke-fiskespisende ørret i europeiske høyfjellsjøer, og på nivåer funnet i fiskespisende røye fra Svalbard og Grønland (Rognerud *et al.* 2002, Rosseland *et al.* 2003, 2006). Dersom det finnes større fisk (over 500g), vil denne fisken sannsynligvis overskride grensen for lovlig omsetting. Utfra de eksisterende kostholdsråd i Norge, bør spesielt gravide kvinner og små barn unngå å spise stor ørret fra Store Stokkavatn. Kvikksølvmengden i røye i Store Stokkavatn er derimot betydelig lavere enn hos ørret, og er et resultat av røya er generelt mindre enn ørret, samt ingen røye ble registrert som fiskeeter under prøvefisket i 2005. Det trengs derfor ingen spesielle kostholdsråd for røye.

Ettersom det ikke er undersøkt bakgrunnsnivåene for kvikksølv i dette området i Rogaland, er det ingen mulighet for å sammenligne kvikksølvkonsentrasjonen i fisk med andre innsjøer i regionen. Utfra de nivåer vi fant av kvikksølv i Store Stokkavatn, bør dette derimot prioriteres, særlig i områder der fiske utgjør en stor rekreasjonsverdi for større grupper av mennesker.

5. Konklusjon

Store Stokkavatn har rikelig mengder med store zooplanktonformer, og både ørret og røye har god kondisjon, noe som tyder på at innsjøen ikke er overbefolket av fisk. Røyebestanden er størst og oppholder seg i pelagialen og i dypet, i motsetning til ørret som dominerer langs land. Ørret er den eneste arten som ble registrert å være fiskespiser, og er også den arten hvor størst individer ble fanget. Store lengdesprang innenfor aldersklassen hos både ørret og røye tyder på at noen individer har en høyere vekstrate enn andre. Disse hurtigvoksende individene er derimot mer utsatt for predasjon og fisk, og vil forsvinne raskere enn mer seintvoksende fisk. Dette kan være grunnen til at ingen fisk over ett kilo ble fanget i Store Stokkavatn. Ørret gyter mest sannsynlig bare i innløps- og utløpsbakkene, og på grunn av bekkenes dårlige kvalitet som gytebekk, er rekrutteringen til ørretbestanden liten. Røye gyter derimot i selve innsjøen og finner gode gyteområder der. I tillegg til å ha en høyere fekunditet og formering kan røya raskt bli overlegen og dominere over ørret. Den fiskespisende ørreten hadde klart høyest konsentrasjon av kvikksølv (0,051-0,491 mg/kg), og hadde også høyest konsentrasjon av $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$, noe som tyder på at ørreten er høyest i næringskjeden og predaterer byttedyr som er høyere oppe i næringskjeden enn det røye predaterer. Disse høye verdiene av kvikksølv i ørret gjør at de faller inn under kostholdsrad. Det anbefales derfor at gravide, ammende og små barn ikke bør spise ørret som nærmer seg 0,5 kg, ettersom disse individene ligger på grensen til lovlig nivå for fisk som kan omsettes (0,5 mg/kg). Selv om materialet av stor ørret er lite, er det klart at ørret mellom 0,3 – 0,5 kg ligger i et område med kvikksølv innhold som innbefattes i den overnevnte tabellen for reduksjon av inntak avhengig av inntaksmengde, og kan derfor være skadelig for foster og spedbarn. Røye har lave verdier av kvikksølv (0,051-0,191 mg/kg) og det trengs derfor ingen kostholdsrad mot spising av røye.

Forvaltningen av fiskebestanden i Store Stokkavatn rettes mot å styrke den naturlige rekrutteringen til ørret, samtidig som røye blir sterkere beskattet. Det anbefales ikke å fortsette med utsetting av ørret, men heller prøve å utnytte vekstpotensialet i ørreten. Det anbefales å sette et minstemål på all ørret som blir fanget, og all ørret under 28 cm bør slippes ut igjen. I tillegg bør beskatningen nær gytebakkene om høsten minimeres slik at gytefisk unngås i fangsten. Alle hindere i gytebekken bør fjernes og det bør kanskje ses etter muligheter til å restaurere og utbedre disse som et ledd i å øke ørretens naturlige rekruttering. Det trengs ikke noen begrensninger ved beskatning av røye.

6. Referanser

Adams, D. H. og Onorato, G. V. 2005. Mercury concentration in red drum, *Sciaenops ocellatus*, from estuarine and offshore waters of Florida. – *Marine Pollution Bulletin* **50** (3): 291-300.

Amundsen, P.-A. 1994. Piscivory and cannibalism in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). – *Journal of Fish Biology* **45** (Suppl. A): 181–189.

Andres, S., Laporte, J. og Mason, R. P. 2002. Mercury accumulation and flux across the gills and the intestine of the blue crab (*Callinectes sapidus*). – *Aquat. Toxicol.* **56**: 303-320.

Aprahamian, M. W., Martin Smith, K., McGinnity, P., McKelvey, S. og Taylor, J. 2003. Restocking of salmonids – opportunities and limitations. – *Fisheries Research* **62**: 211-227.

Berg, E. 1972. Melding om fiskebiologiske granskningar i Rogaland 1972. Miljøstatus i Rogaland.

Berg, Einar. 1975. Melding om fiskebiologiske granskningar i Rogaland 1975. Store Stokkavatn, Stavanger. Rogaland Skogselskap. Miljøstatus i Rogaland.

Berg, Einar. 1978. Melding om fiskebiologiske granskningar i Rogaland 1979. Store Stokkavatn, Stavanger. Rogaland Skogselskap. Miljøstatus i Rogaland.

Berg, Einar. 1979. Melding om fiskebiologiske granskningar i Rogaland 1979. Store Stokkavatn, Stavanger. Rogaland Skogselskap. Miljøstatus i Rogaland.

Berninger, K. og Pennanen, J. 1995. Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis* L.) from two acidified lakes in the Salpausselkäe esker area in Finland. – *Water, Air and Soil Pollution* **81**: 283-294.

Blacker, R. W. 1974. Recent advances in otolith studies. – *I: Harden Jones, F. R. (Red.). Sea Fisheries Research. Paid Elek (Scientific Books) Ltd., London. Side 67-90.*

Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. 2000. Fiskeforsterkingstiltak og beskatning. - *I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (Red.) Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning 2. ut.* Side 277-291.

Brabrand, Å., Koestler, A. G. og Borgstrøm, R. 2002. Lake spawning of brown trout related to groundwater influx. - *Journal of Fish Biology* **60**: 751-763.

Cabana, G. og Rasmussen, J. B. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. - *Nature* **372 (6503)**: 256-257.

Campell, L. M., Osano, O., Hecky, R. E. og Dixon, D. G. 2003. Mercury in fish from three rift valley lakes (Turkana, Naivasha and Baringo), Kenya, East Africa. - *Environmental Pollution* **125 (2)**: 281-286.

Chen, C, Qu, L, Li, B, Jia, G, Wang, T, Gao, Y, Zhang, P, Li, M, Chen, W og Chai, Z. 2005. Increased oxidative DNA damage, as assessed by urinary 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine concentrations, and serum redox status in persons exposed to mercury. - *Clinical Chemistry* **51 (4)**: 759-767.

Clarkson, T. W. 1993. Mercury: Major issues in environmental health. - *Environmental health perspectives* **100**: 31-38.

Craig, J. F. 1982. A note on growth and mortality of trout, *Salmo trutta* L., in afferent streams of Windermere. - *Journal of Fish Biology* **20**: 423-429.

Dahl, K. 1910. Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl. *Centraltrykkeriet, Kristiania.*

Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. *Centraltrykkeriet, Kristiania.*

DeNiro, M. J. og Epstein, S. 1978. Influence of diet on distribution of carbon isotopes in animals. - *Geochimica Et Cosmochimica Acta* **42 (5)**: 495-506.

Curtis, M. A. 1984. *Diphyllbothrium* spp. and the Arctic charr: parasite acquisition and its effects on a lake-resident population. – I: L. Johnson og B. L. Burns (Red.) Biology of the Arctic charr, Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr, Winnipeg, Manitoba, Univ. Manitoba Press, Winnipeg. Side 395-411.

Dick, T. A. 1984. Parasites and Arctic charr management – an academic curiosity or practical reality? - I: L. Johnson og B. L. Burns (Red.) Biology of the Arctic charr, Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr, Winnipeg, Manitoba, Univ. Manitoba Press, Winnipeg. Side 371-394.

FAO/WHO. 2003. Summary and conclusions of the sixty-first meeting of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Roma, 10-19. juni 2003. JECFA/61/SC. <http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/JECFA-PTWI.htm>.

France, R. L. 1997. Stable carbon and nitrogen isotopic evidence of ecotonal coupling between boreal forests and fishes. – *Ecology Freshw. Fish* **6**: 78-87.

Fry, B. 1991. Stable isotopes digagrams of fresh-water food webs. – *Ecology* **72** (6): 2293-2297.

Grandjean, P., Weihe, P., White, R. F. og Debes, F. 1998. Cognitive performance of children prenatal exposed to “safe” levels of methylmercury. – *Environ. Res.* **77**: 165-172.

Grieb, T. M., Driscoll, C. T., Schofield, C. L., Bowie, G. L. og Porcella, D. B. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. – *Environmental Toxicology and Chemistry* **9**: 919-930.

Gustin, M. S, Saito, L. og Peacock, M. 2005. Anthropogenic impacts on mercury concentration and nitrogen and carbon isotope ratios in fish muscle tissue of the Truckee River watershed, Nevada, USA. – *Science of the Total Environment* **347**: 282-294.

Halvorsen, O. og Andersen, K. 1984. The ecological interaction between arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), and the plerocercoid stage of *Diphyllbothrium ditremum*. - *Journal of Fish Biology* **25**: 305-316.

Halvorsen, O. 2000. Parasitter hos ferskvannsfisk. - I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (Red.) Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning 2. ut. Side 154-171.

Haraldstad, Ø. og Jonsson, B. 1983. Age and sex segregation in habitat utilization by brown trout in a Norwegian lake. – *Transactions of the American Fisheries Society* **112**: 27-37.

Heaton, T. H. E. 1987. The $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios of plants in South Africa and Namibia: Relationship to climate and coastal/saline environments. – *Oecologia* **74**: 236-246.

Hegge, O., Dervo, B. K. og Skurdal, J. 1989. Habitat utilization by sympatric arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in Lake Atnsjø, south-east Norway. - *Freshwater Biology* **22**: 143-152.

Henderson, M. A. og Northcote, T. G. 1985. Visual prey detection and foraging in sympatric cutthroat trout (*Salmo clarki clarki*) and Dolly Varden (*Salvelinus malma*). - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 785-790.

Henricson, J. 1977. The abundance and distribution of *Diphyllbothrium dendriticum* (Nitzsch) and *D. ditremum* (Creplin) in the char *Salvelinus alpinus* (L.) in Sweden. - *Journal of Fish Biology* **11**: 231-248.

Henricson, J. 1978. The dynamics of infection of *Diphyllbothrium dendriticum* (Nitzsch) and *D. ditremum* (Creplin) in the char *Salvelinus alpinus* (L.) in Sweden. - *Journal of Fish Biology* **13**: 51-71.

Hoffmann, R., Kennedy, C. R. og Meder, J. 1986. Effects of *Eubothrium salvelini* Schrank, 1790 on arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in an alpine lake. - *J. Fish Dis.* **9**: 153-157.

Hoffman, G. L. 1973. The effect of certain parasites on North American freshwater fishes. - *Mitt. Int. Ver. Limnol.* **18**: 1622-1627.

Holtan, H. 1985. Store Stokkavatn. Beskrivelse av forurensningssituasjonen. NIVA-rapport. Løpenummer 1738.

Ibrekk, H. O. 1985. Vannbruksplan Stokkavatn. Sammendragsrapport. NIVA-rapport. Løpenummer 1793.

Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. - *British Medical Bulletin* **68**: 167-182.

Jensen, K. W. 1972. Drift av fiskevann. Fisk og fiskestell. Utgitt av Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske. Nr 5 i serien.

Johnson, L. 1980. The arctic charr, *Salvelinus alpinus*. - I: Balon, E. K. (Red.) *Charrs: Salmonid fishes of the genus Salvelinus*, Dr. E. Junk, The Hague. Side 15-98.

Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. - *Transactions of the American Fisheries Society* **114**: 182-194.

Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). - *Freshwater Biology* **21**: 71-86.

Jonsson, B. og Østli, T. 1979. Demographic strategy in char compared with brown trout in Lake Løne, western Norway. - *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* **58**: 45-54.

Jonsson, B. og Gravem, F. R. 1985. Use of space and food by resident and migrant brown trout, *Salmo trutta*. - *Environmental Biology of Fishes* **14 (4)**: 281-293.

Jonsson, N., Næsje, T. F., Jonsson, B., Saksgård, R. og Sandlund. 1999. The influence of piscivory on life history traits of brown trout. - *Journal of Fish Biology* **55**: 1129-1141.

Jonsson, B. og Borgstrøm, R. 2000. Fiskesamfunn i lavlandssjøer i Vest- og Midt-Norge. - I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (Red.) Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning 2. ut. Side 83-88.

Jørgensen, L., Halvorsen, M. og Amundsen, P.-A. 2000. Resource partitioning between lake-dwelling Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr, brown trout (*Salmo trutta* L.) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). - *Ecology of Freshwater Fish* **9**: 202-209.

Kahilainen, K. og Lehtonen, H. 2002. Food composition, habitat use and growth of stocked and native Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Muddusjärvi, Finland. - *Fisheries Management and Ecology* **9**: 197-204.

Karlsson, J. og Byström, P. 2005. Littoral energy mobilization dominates energy supply for top consumers in subarctic lakes. - *Limnol. Oceanogr.* **50**: 538-543.

Kidd, K. A., Bootsma, H. A., Hesslein, R. H., Lockhart, W. L. og Hecky, R. E. 2003. Mercury concentration in the food web of Lake Malawi, East Africa. - *Journal of Great Lakes Research* **29**: 258-266.

Kim, J. P. 1995. Methylmercury in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) from lakes Okareka, Okaro, Rotomahana, Rotorua and Tarawera, North Island, New Zealand. - *Science of the Total Environment* **164**: 209-219.

Keeley, E. R. og Grant, J. W. A. 2001. Prey size of salmonid fishes in streams, lakes, and oceans. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**: 1122-1132.

Klemetsen, A. og Amundsen, P.-A. 2000. Fiskesamfunn i nordnorske innsjøer. - I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (Red.) Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning 2. ut. Side 89-101.

Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. og Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. - *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 1-59.

Lagler, K. F., Bardach, J. E., Miller, R. R. og Passino, D. R. M. 1977. - I: Ichthyology 2 utgave. John Wiley & Sons, New York.

Lea, E. 1910. On the methods used in herring investigations. - *Publs. Circonst. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* **53**: 7-174.

Leermakers, M., Baeyens, W., Quevauviller, P. og Horvat, M. 2006. Mercury in environmental samples: Speciation, artifacts and validation. – *Trac-trends in Analytical Chemistry* **24 (5)**: 393-393.

Lobón-Cerviá, J., Utrilla, C. G., Rincon, P. A. og Amezcua, F. 1997. Environmentally induced spatio-temporal variations in the fecundity of brown trout *Salmo trutta* L.: trade-offs between egg size and number. – *Freshwater Biology* **38**: 277-288.

Løvhøiden, F. 1995. Overvåkning av Store Stokkavatn 1993-1994. Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland, rapport 9/95.

Matportalen: Informasjon om mat fra offentlige myndigheter. Noen typer ferskvannsfisk. www.matportalen.no.

Miljøstatus i Rogaland. Fylkesmannen i Rogaland 24.3.2006. www.miljostatus.no/rogaland. Stokkavatnvassdrag.

Moore, J. W. 1975. Reproductive biology of anadromous arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.), in the Cumberland Sound of Baffin Island. - *Journal of Fish Biology* **7**: 143-152.

Nilsson, N. A. 1963. Interaction between trout and char in Scandinavia. - *Trans. Am. Fish Soc.* **92**: 276-285.

Nilsson, N. A. 1965. Food segregation between salmonid species in North Sweden. - *Report from Institute of Freshwater Research. Drottningholm* **46**: 58-78.

Nilsson, N. A. og Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. Report from Institute of Freshwater Research, Drottningholm **53**: 51-77.

Nordland, J. 1986. Prøvefiske i Store Stokkavatn. Stavanger. 20. Juni 1986. Miljøstatus i Rogaland.

Norsk institutt for Vannforskning. 1985. Vannbruksplan, Stokkavatn. NIVA, Sammendragsrapport.

Owens, N. J. P. 1987. Natural variations in N-15 in the marine-environment. - *Advances in Marine Biology* **24**: 389-451.

Paragamian, V. L., Bowles, E. C. og Hoelscher, B. 1992. Use of daily growth increments on otoliths to assess stockings of hatchery-reared kokanees. – *Transactions of the American Fisheries Society* **121**: 785-791.

Payan, P., De Pontual, H., Edeyer, A., Borelli, G., Boeuf, G. og Mayer-Gostan, N. 2004. Effects of stress on plasma homeostasis, endolymph chemistry, and check formation during otolith growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **61**: 1247-1255.

Peterson, B. J. og Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **18**: 293-320.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **191**: 1–382.

Roegge, C. S. og Schantz, S. L. 2006. Motor function following developmental exposure to PCBs and/or MEHG. - *Neurotoxicology and Teratology* **28**: 260-277.

Rognerud, S., Grimalt, J. O., Rosseland, B. O., Fernandez, P., Hofer, R., Lackner, R., Lauritzen, B., Lien, L., Massabuau, J. C. og Ribes, A. 2002. Mercury and organochlorine contamination in brown trout (*Salmo trutta*) and arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. – *Water, Air, and Soil Pollution* **2**: 209-232.

Rosseland B.O., Massabuau J.-C., Grimalt J., Hofer R., Lackner R., Raddum G., Rognerud S., Vives I. 2001. Fish Ecotoxicology, The EMERGE Fish Sampling Manual for Live Fish, The EMERGE Project (European Mountain lake Ecosystems: Regionalization, diagnostic & socio-economic valuation). <http://www.mountain-lakes.org/methods/index.html>

Rosseland, B. O., Massabuau, J-C., Grimalt, J., Rognerud, S., Hofer, R., Lackner R., Vives, I., Ventura, M., Stuchlik, E., Harriman, R., Collen, P. Raddum, G. G., Fjellheim, A. og Trichkova, T. 2003. Fish ecotoxicology. - *I*: Patrick, S. (Red.) EMERGE Final Report, February 2000 – January 2003. Contract EVK1-CT-1999-00032, PP. 41-50.

Rosseland, B.O., Rognerud, S., Collen, P., Grimalt, J., Vives, I., Massabuau, J-C., Hofer, R., Lackner, R., Fjellheim, A., Harriman, R., og Pina, B. 2006. Brown trout in Lochngar. Population and contamination by metals and organic micropollutants. - *I*: Rose, N. (Red.) Lochngar: The Natural History of a Mountain Lake. Developments in Paleoenvironmental Research (DPER) **12**: 247 – 279. (In press).

Schetagne, R. og Verdon, R. 1999. Mercury in fish of natural lakes of northern Québec. – *I*: Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C. og Tremblay, A. (Red.) Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectric reservoir of northern Québec (Canada). Springer Verlag, Berlin, Tyskland. Side 115-130.

Scott, D. og Irvine, J. R. 2000. Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. - *Fisheries Management and Ecology* **7**: 225-237.

Statens forurensningstilsyn, SFT. 2004. Mest kvikksølv i stor fisk. www.sft.no.

Snieszko, S. F., Dunbar, C. E. & Bullock, G. L. 1959. Resistance to ulcer disease and furunculosis in eastern brook trout, *Salvelinus fontinalis*. - *Progressive Fish Culturist* **21**: 111–116.

Surma-Aho, K., Paasivirta, J., Rekolainen, S. og Verta, M. 1986. Organic and inorganic mercury in the food chain of some lakes and reservoirs in Finland. - *Chemosphere* **15**: 353-372.

Svenning, M. -A. & Borgstrøm, R. 1995. Population structure in landlocked Spitsbergen Arctic charr. Sustained by cannibalism? *Nordic Journal of Freshwater Research* **71**: 424–431.

Svenning, M. -A, Borgstrøm, R. 2005. Cannibalism in Arctic charr: do all individuals have the same propensity to be cannibals? - *Journal of Fish Biology* **66 (4)**: 957-965.

Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. - *Report from Institute of Freshwater Research, Drottningholm* **55**: 144-171.

Sømme, I. D. 1941. Ørretens liv og livsvilkår. - I: Sømme, I. D. (Red.) Ørretboka, Jacob Dybwads Forlag. Nationaltrykkeriet.

Ullrich, S. M., Tanton, T. W. og Abdrashitova, S. A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. – *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31 (3)**: 241-293.

Virginia, R. A. og Delewich, C. C. 1982. Natural ¹⁵N abundance of presumed N₂-fixing and non-N₂-fixing plants from selected ecosystems. – *Oecologia* **54**: 317-325.

Williams, H. og Jones, A. 1994. – I: Williams, H og Jones, A. (Red.) Parasitic worms of fish. Taylor & Francis Ltd. Burgess Science Press.

Wootton, R. J. 1998. – I: Wootton, R. J. (Red.) Ecology of Teleost Fishes, 2 ut. London: Kluwer.

Zahir, F., Rizwi, S. J., Haq, S. K. og Khan, R. H. 2005. - *Environmental Toxicology and Pharmacology* **20**: 351–360.