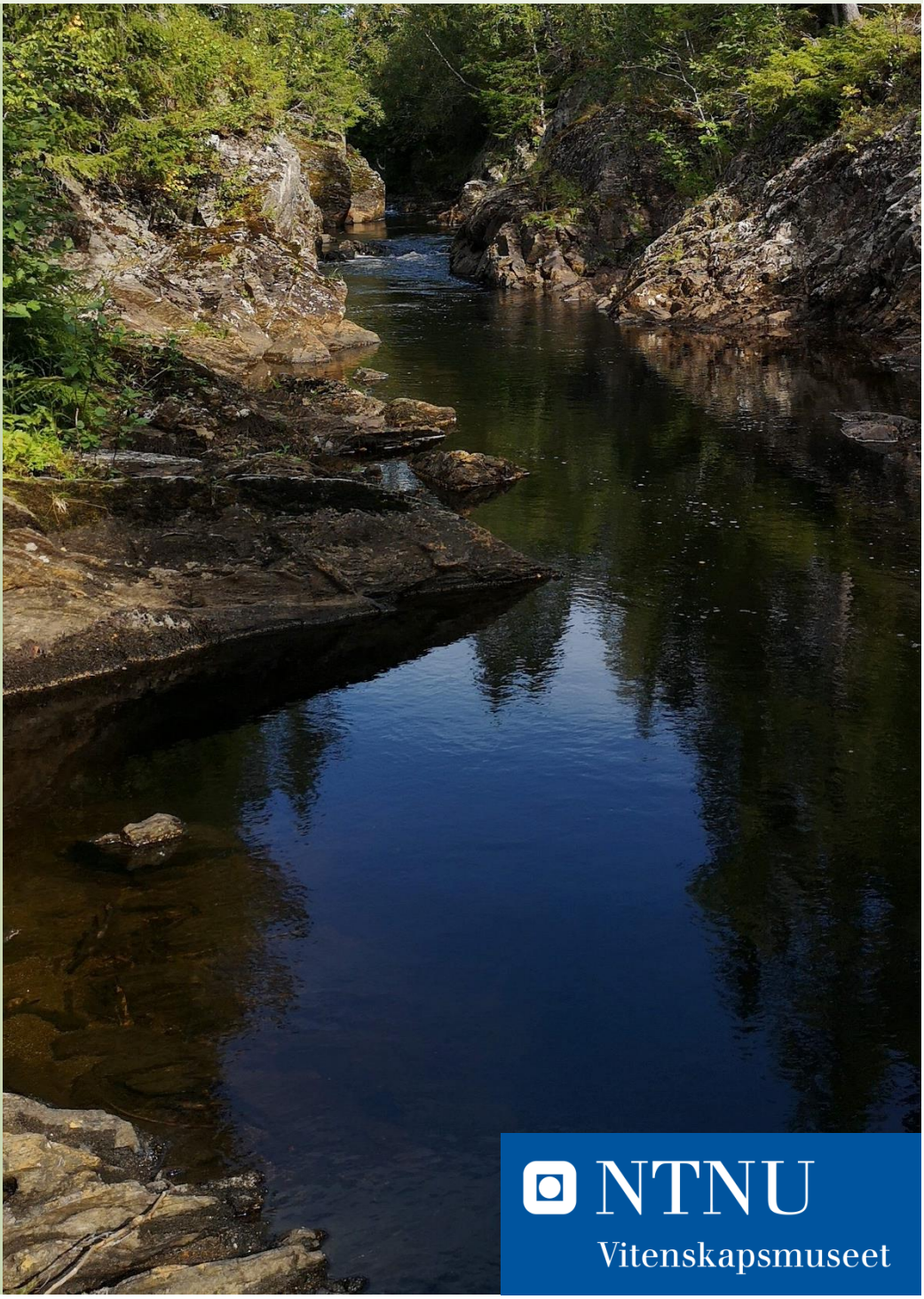
Øystein N. Kielland, Lars Rønning og Aud Sylvi Tellesbø

Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Indre Fosen



NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2020-3

NTNU
Vitenskapsmuseet

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-3

Øystein Nordeide Kielland, Lars Rønning og Aud Sylvi Tellesbø

Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Indre Fosen

NTNU
Vitenskapsmuseet

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Rapport botanisk serie og Rapport zoologisk serie. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Rapportserien benyttes ved endelig rapportering fra prosjekter eller utredninger, der det også forutsettes en mer grundig faglig bearbeidelse.

Tidligere utgivelser: http://www.ntnu.no/web/museum/publikasjoner

Referanse
Kielland, Ø.N., Rønning, L. & Tellesbø, A.S. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Indre Fosen. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-3: 1-39.

Trondheim, februar 2020

Utgiver
NTNU Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur
Hans K. Stenøien (instituttleder)

Kvalitetssikret av
Jan G. Davidsen

Publiseringstype
Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto
Trongholet i Bjørsetelva, tilløpselv nordøst i Storvatnet. Foto: Øystein N. Kielland

www.ntnu.no/museum

ISBN 978-82-8322-228-9
ISSN 1894-0056

Sammendrag

Kielland, Ø.N., Rønning, L. & Tellesbø, A.S. 2020. Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Indre Fosen. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-3: 1-39.

Etter pålegg fra fylkesmannen i Trøndelag gjennomførte NTNU Vitenskapsmuseet prøvefiske i august 2019 i Storvatnet, Indre Fosen. Bakgrunnen var et behov for å evaluere effekten av den pålagte ordningen med årlige utsett av ørret, av minimum 30 cm størrelse og opphav fra Jonsvatnet, Trondheim. Lokale forhold for naturlig rekruttering skulle også vurderes og forslag til biotopforbedrende tiltak skulle foreslås dersom det var forsvarlig å kunne erstatte kultiveringstiltaket.

Vi gjennomførte prøvefiske etter nordisk standard, hvor alle relevante maskestørrelser er representert på samme garn. Garnene ble fordelt geografisk på fem ulike dybder (mellom 0 og 50 m) på fire bunngarnstasjoner i littoralsonen (strandsonen), samt en pelagisk (de frie vannmassene) stasjon med flytegarn. I tillegg ble det fisket med en standardserie etter «Jensen-metoden» på en av stasjonene det har blitt fisket på i tidligere undersøkelser, for å kunne ha sammenligningsgrunnlag med tidligere resultater hvor andre metoder ble brukt. Vi avdekket tydelige habitatforskjeller mellom ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*), hvor ørreten befant seg i de pelagiske massene (96% av all fangst var ørret), samt i de øverste 6 m i littoralsonen (100%). Mellom dybder på 6 og 50 m i littoralsonen var røya i overtall (84%).

Størrelsesmessig var lengdefordelingene for de to artene omtrent likt det som har blitt funnet i tidligere undersøkelser i 1973 og 1998, med fangst av hovedsakelig individer mellom 18 - 26 cm. Andelen ørret over 25 cm har sunket i snitt til 11% fra undersøkelsene i 1998 hvor denne andelen var 25%. Andelen representerer her både flyte- og bunngarn, hvor det forholdsmessig ble det satt like mye bunn og flytegarn i begge undersøkelsene. Den relative andelen røye har omtrent blitt halvert de siste 20 årene (fra 39% til 21%). Begge arter har noe tidlig kjønnsmodning (aldersmessig rundt 3 vintre og 18 cm) og maksimal alder ble funnet til å være 5 og 6 vintre for ørret og røye, respektivt. Den lave alderen ved kjønnsmodning skyldes delvis at den vokser mye raskere enn tidligere, hvor ørreten eksempelvis er 50% lengre i august i sitt 4. år enn snittet var mellom 1941 og 1957 (før regulering). Denne økningen skyldes trolig varmere klima.

Kondisjonen på fisken (forholdet mellom vekt og lengde) er tilsvarende det som er funnet tidligere, hvor fisken er middels mager. Kun ett individ ble kategorisert som «rød» i kjøttfargen, hvilket tyder på a) mindre andel krepsdyr i kosten og/eller b) raskere vekst og mindre alder for en gitt lengdegruppe. Mageprøvene avdekket en lav fyllingsgrad, hvor ørreten hadde en variert diett av luftinsekter, dyreplankton, vårfluer og fisk (kun stingsild ble observert i mageprøvene). Røya spiste nesten utelukkende dyreplankton og hadde også en lav fyllingsgrad. En relativt liten andel av populasjonen var sterkt infisert av parasitter, hvilket er en reduksjon fra forrige undersøkelse. Dette kan tyde på a) mindre røye gir mindre konkurranse og mindre predasjon av hoppekreps som gjerne er mellomvert eller b) beite av mellomverter er såpass vesentlig at infeksjonstrykket minker blant mellomvertpopulasjonen.

Ved el-fiske og befaring av en rekke lokaliteter rundt Storvatnet ble generelt høye tettheter av ungfisk og fine forhold for rekruttering funnet. Ingen av de inspiserte lokalitetene hadde vesentlige menneskeskapte vandringshindre, med unntak av en uheldig konstruert kulvert i Omundvågselva. Prøver av vannkvalitet i og rundt Storvatnet tilsa ingen vesentlige avvik som vil kunne tilskrive produksjonstap, med unntak av noen avvikende høye verdier av næringssalter og bakterier i Skarsaunebekken, Dalsauneelva og Rotaelva, som bør følges opp. Generelt klassifiseres de fleste vannforekomstene som «svært god» og «god» med tanke på næringssalter og bakterier.

Samlet sett kan vi ikke konkludere med at det fins noen beviselig gunstig effekt fra fiskekultiveringen på verken fiskekvalitet eller størrelsesstruktur blant ørret- røyepopulasjonen i Storvatnet. I og med at rekrutteringsforholdene rundt Storvatnet er såpass gode for ørret anbefales en opphøring av fiskekultiveringen, i tråd med dagens retningslinjer for kultivering av fisk i forvaltningssammenheng. Hvis det er ønskelig med stor ørret i Storvatnet kan det alternativt utprøves årlig uttynning av populasjonen over en periode på 5 år, hvor de minste/middels store individene (10 – 20 cm) selektivt fiskes ut.

Nøkkelord: Biotopforbedrende tiltak – Vannkraft – Fiskeutsett – CPUE Catch per unit effort

Øystein Nordeide Kielland og Lars Rønning, NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Aud Sylvi Tellesbø, Nordre Fosen Vannområde, Indre Fosen kommune, 7100 Rissa

Summary

Kielland, Ø.N., Rønning, L. & Tellesbø, A.S. 2020. Studies on fish biology in Storvatnet, Indre Fosen municiplaity, Trøndelag county, Norway. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-3: 1-39.

Following instructions from the county governor in Trøndelag, the NTNU University Museum conducted test fishing in August 2019 in Lake Storvatnet, Indre Fosen, Norway. The background was a need to evaluate the effect of the imposed trout stocking program, where 500 trouts are stocked annually. This cultivated fish is of a minimum 30 cm size and derives genetically from Lake Jonsvatnet (near Trondheim). Local conditions for natural recruitment were also covered and we were asked to propose suggestions for environmental compensation measures, should it be justifiable to replace the cultivation program with such compensation measures.

We conducted test fishing, according to the Nordic standard, where all relevant mesh sizes are represented on the same gillnets. The gillnets were distributed geographically at five different depths (between 0 and 50 m) at four bottom gillnet stations, as well as a floating gillnet station. In addition, a “standard series” was fished, using the "Jensen method" (the historic standard used in previous surveys) at one of the stations that was included in previous surveys, in order to have a basis for comparison with previous results where different methods were used. We detected clear habitat differences between trout (*Salmo trutta*) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*), where the trout were predominantly present in the pelagic masses (96% of all catches were trout), and in the upper 6 m in the littoral zone (100%). Between 6 and 50 m in the littoral zone, the char was predominantly present (84%).

In terms of size, the length distributions for the two species were approximately similar to the distributions found in previous surveys in 1973 and 1998, with individuals ranging generally from 18 to 26 cm. The proportion of trout over 25 cm has decreased to an average of 11% since the surveys in 1998, when the same proportion was 25%, where the proportion represents both bottom and floating gillnets. The relative proportion of char has almost halved in the last 20 years (from 39% to 21%). Both species exhibit early maturation (maturation age around 3 winters at a size of 18 cm) and maximum age was found to be 5 and 6 winters for trout and char, respectively. The early age at sexual maturity is at least partly due to a higher growth rate in recent years, where e.g. the trout is 50% longer in August in its fourth year than it was on average between 1941 and 1957 (before hydropower regulation of the lake). This increase is probably related to climate warming.

The condition of the fish (the ratio of weight to length) is similar to that of previous surveys, where the fish is medium lean. Only one individual was categorized as having "red" colored flesh. The gastric samples revealed a low degree of filling, where the trout had a varied diet of aeral insects, plankton, caddisflies and fish (only three spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*, was observed in the gastric samples). The char ate almost exclusively plankton and had a low gastric filling rate, as well. A relatively small proportion of the population was heavily infected by parasites, which is a reduction from the previous study.

When electro fishing and surveying a number of stream and rivers around Storvatnet, we generally found high densities of juveniles and good conditions for recruitment. None of the inspected sites had significant anthropogenic barriers of migration, the exception being an improperly constructed concrete culvert in the Omundvågselva river. Physical-chemical tests of the water in Storvatnet and its tributary rivers/steams showed no extreme deviations that could explain loss of juvenile fish production, one exception being some smaller streams which should further tested and monitored closely.

Overall, we cannot conclude that there is any demonstrated beneficial effect from fish cultivation on neither fish quality nor size distribution of the trout population in Storvatnet. Since the recruitment conditions for trout around Storvatnet are favorable, an immediate cease of fish cultivation is recommended, in line with the current recommendations of the county governor. Alternatively, if large trout sizes are desired in Storvatnet, annual culling of the population can be tested over a period of 5 years, where the small / medium sized individuals are selectively fished out in large quanta.

Key words: Biotop improvement measures – Hydropower – Fish cultivation – Catch per unit effort (CPUE)

Øystein Nordeide Kielland and Lars Rønning, NTNU University museum, Department of Natural History, NO-7491 Trondheim

Aud Sylvi Tellesbø, Nordre Fosen Water area, Indre Fosen county, 7100 Rissa

Innhold

Sammendrag 3
Summary 4
Forord 6
1 Innledning 7
2 Prøvefiske, Storvatnet 8
2.1 Generelt 8
2.2 Metode 8
2.3 Resultater og diskusjon 9
2.3.1 Habitatbruk 9
2.3.2 Livshistoriedata 12
2.3.3 Diett, kjøttfarge og parasittisme 16
3 Vurdering av fiskens frie gang i systemet 18
3.1 Generelt 18
3.2 Undersøkte lokaliteter 18
3.2.1 Holbekken 18
3.2.2 Svartelva 19
3.2.3 Bjørsetelva 20
3.2.4 Omundvågselva 20
3.2.5 Breilielva 21
3.2.6 Hafellbekken 21
3.2.7 Dalsauneelva 22
4 Vannkjemi 23
5 Samlet oppsummering og vurdering av utsettingsordning 25
6 Referanser 27
Vedlegg 28
Vedlegg 1 Befaringsbilder fra bekker rundt Storvatnet 28
Vedlegg 2 Resultater vannkjemiprøver 2017-2019 i Storvatnet og Fjølvikbotnen m/omegn ... 34

Forord

Etter pålegg fra Fylkesmannen i Trøndelag ble Trønderenergi i 2019 bedt om å gjennomføre fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet i Indre Fosen kommune. Bakgrunnen for pålegget var en del av en større regional evaluering av fiskeutsetting av fremmed genetisk opphav. Et overordnet ønske i slike tilfeller er å være restriktiv med slik utsetting, hvor det bør påvises at andre fiskeforsterkingstiltak ikke er hensiktsmessige og eventuelt erstatte fiseutsetting med biotopforbedrende tiltak. NTNU Vitenskapsmuseet ble bedt om å levere et tilbud og ble tildelt oppdraget av Trønderenergi i Mai 2019, etter faglig godkjenning fra Fylkesmannen i Trøndelag.

Denne rapporten presenterer resultatene fra denne undersøkelsen, som fant sted ved sensommeren av 2019. Rapporten inneholder også resultatene fra vannkjemiske analyser, utført i 2017, 2018 og 2019 av Nordre Fosen vannområde. Vi benytter anledningen til å takke for muligheten for oppdraget, og for godt samarbeid med Trønderenergi før, under og etter feltarbeidet. Spesielt takk til Oddleiv Brovold og de andre ansatte ved Svartelva kraftverk for husly og fasiliteter under bearbeidingen av materialet.

Trondheim, 15. februar 2020

Øystein Kielland, prosjektleder

1 Innledning

Storvatnet befinner seg øst for Rissa og nord for Vanvikan i Indre Fosen kommune, hvor det drenerer et område på 148 km^2. Ved høyeste regulerte vannstand (HRV) har det et areal på 15,5 km^2. Konsesjonen for produksjon av vannkraft ble gitt i 1956 og tillater en total reguleringshøyde på 5,9m. Dette reguleres med en demning i nordvest, ved utløpet i Svartelva (sideelv til Skauga), hvor vannet føres 110m ned til Svartelva kraftverk. Denne reguleringen har ført til at Svartelva kun i flomperioder er vannførende. Unntaket er det nederste strekket på ca. 150m, oppstrøms krafttunellen, som ligger like nedstrøms samløpet mellom Skauga og Svartelva, hvor Svartelva er vannførende.

De forrige undersøkelsene i Storvatnet (Koksvik og Arnekleiv 1998) viste at fiskepopulasjonen i Storvatnet bar preg av tidlig kjønnsmodning, relativt høy infeksjonsrate av parasitter og få større individer. I og med at det var en forholdsmessig stor populasjon i forhold til næringsgrunnlaget, ble det anbefalt å opphøre daværende utsettingspålegg for mindre fisk. Det ble vedtatt å forsøksvis sette ut større (>25 cm) fiskespisende ørret og øke uttaket av mindre fisk (særlig røye) i innsjøen. Som konsekvens har det siden den gang årlig blitt satt ut større ørret (>30cm) med opphav fra Jonsvatnet. Avviket fra å bruke lokal genetisk stamme av ørret var på bakgrunn av et ønske om å kunne umiddelbart sette i gang med utsetting, samt at det forenklet logistikken på kraftleverandørens settefiskanlegg på Lundamo (brev datert 1999-07-16 til 1999-09-13 mellom TrønderEnergi, Direktoratet for Naturforvaltning og Fylkesmannen i Nord-Trøndelag). Daværende praksis tillot at fisken kunne var «stedegnet» (lokalt tilpasningsdyktig miljøforholdene). I nyere tid har forvaltningspraksisen endret seg, og den nye kultiveringsplanen i fylket ønsker generelt en restriktiv bruk av fiskeutsetting og spesielt ikke-lokale fiskestammer. Det må derfor vurderes om nåværende praksis er hensiktsmessig etter formålet og om det eventuelt kan erstattes av biotopforbedrende tiltak.

For å vurdere effekten av dette utsettingspålegget er det derfor nødvendig å samle inn data med tilsvarende parametere hvor vi har sammenligningsgrunnlag; fiskens størrelse- og dybde-fordeling, diett og årlige vekst før utsettingspålegget ble satt i kraft. Evaluering av biotopforbedrende tiltak krever kunnskap om hvorvidt lokal rekruttering av ørret er begrensende, om fisken har fri gang i systemet og om vannkjemien i Storvatnet og nærliggende bekker er tilfredsstillende. Vi tok derfor sikte på å utføre samtlige overnevnte analyser i samarbeid med nordre Fosen vannområde, som supplerte med data på vannkjemi. De biologiske undersøkelsene ble gjort mellom 19.-22. August 2019, mens vannprøvene ble tatt mellom juli og november i tidsrommet 2017-2019. Dette ble utført ved standard prøvefiske i Storvatnet og befaring med el-fiske i navngitte inn- og utløpsbekker, som alle utgjorde bekker/elver av vesentlige størrelser. Biotopforbedrende tiltak ble deretter evaluert ut ifra resultater fra overnevnte analyser, vha. gjeldende håndbøker og sett i lys av tilsvarende prosjekter med lignende problemstilling i nyere tid.

2 Prøvefiske, Storvatnet

2.1 Generelt

Vi gjennomførte et standardisert prøvefiske iht. norsk standard, NS 9455 mellom 19.-21. August 2019 (Appelberg mfl. 1995). I tillegg ble det gjennomført prøvefiske den 21.-22. August med tilsvarende metode («Jensen-metode») som i 1998 og 1973. Her fisket vi på en av de samme stasjonene som på den 19. August, for å kunne ha et direkte sammenligningsgrunnlag ift. nåværende og historiske prøvefiske-resultater. En oversikt over stasjonene fins i figur 1. I denne undersøkelsen valgte vi riktignok å ikke foreta prøvefiske i Fjølvikbotnen. Dette baserer seg på en avgjørelse tatt på bakgrunn av ny informasjon om konstruksjon av en terskel mellom Fjølvikbotnen og Storvatnet. Denne medfører i praksis at de to magasinene er adskilte med unntak av perioder med ekstrem vannstand. Hovedsakelig vil det derfor trolig innebære at de to fiskepopulasjonene må kunne anses som to adskilte populasjoner, selv om individer trolig vil kunne bevege seg fra Fjølvik til Storvatnet under perioder med nedbør av vesentlig betydning, men ikke omvendt (F. Sollie, pers. med.).

2.2 Metode

Prøvefiske etter norsk standard involverer bruk av garn hvor 12 maskevidder (5, 6.3, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43 og 55 mm) er representert på samme garn (nordisk serie). På stasjoner med bunngarn er et garn 1.5m høyt og 30 m langt, mens flytegarn er 6m høyt og 30m langt, noe som gir et overflateareal på 45 og 180 m^2, respektivt. Riktignok vil flytegarnene settes pelagisk der det erfaringsmessig oppholder seg færre fisk av de mindre størrelsene, så fangsteffektivitet (ind. m^{-2}) mellom bunngarn- og flytegarn er i utgangspunktet ikke sammenlignbare. For hver stasjon ble bunngarn etter norsk standard satt i lenker á to garn på dybdene 0-3m, 3-6m, 6-12m, 12-20m, 20-35m og 35-50m. Det forekom ett unntak på stasjon 5, hvor det dypeste garnet gikk fra 30-35m, da dybde her var maksimalt 35m.

Bunngarn satt etter Jensenmetoden avviker noe fra norsk standard og nordisk garnserie, hvor garn (1.5 x 25 m) tradisjonelt settes enkeltvis eller i lenker fra land og har generelt noe større maskevidder (standard serie samt et par småmaska garn, som sist undersøkelse i 1998: 10, 15, 2 x 21,2 x 26, 29, 35, 39, 45 mm). Disse garna ble delt i to lenker á 5 garn og satt på stasjon 2 (fig. 2), som tilsvarer stasjon 3 i 1998. Dybdemessig gikk garnene på grunn av lokal dybdeprofil fra 3m til ~50m for ene lenken, og fra 0-50m for den andre. Innen hver av disse seriene stod to av garnene grunnere enn 9m (maskevidder: 10, 15, 21 og 39 mm).

Figur 1. Oversikt over Storvatnet m/omegn. Av de angitte inn- og utløpselvene/-bekkene, ble Holbekken, Dalsauneelva, Hafellbekken, Omundvågelva og Bjørsetelva befart og el-fisket, mens de øverste delene av Svartelva ble befart ved demningen (fiolett) i nordvestre Storvatnet. Blant prøvefiskestasjonene i Storvatnet (st. 1 – st. 5) angir gul sirkel flytegarn, mens røde firkanter angir bunngarn. Kart er generert ved bruk av NVE Atlas.

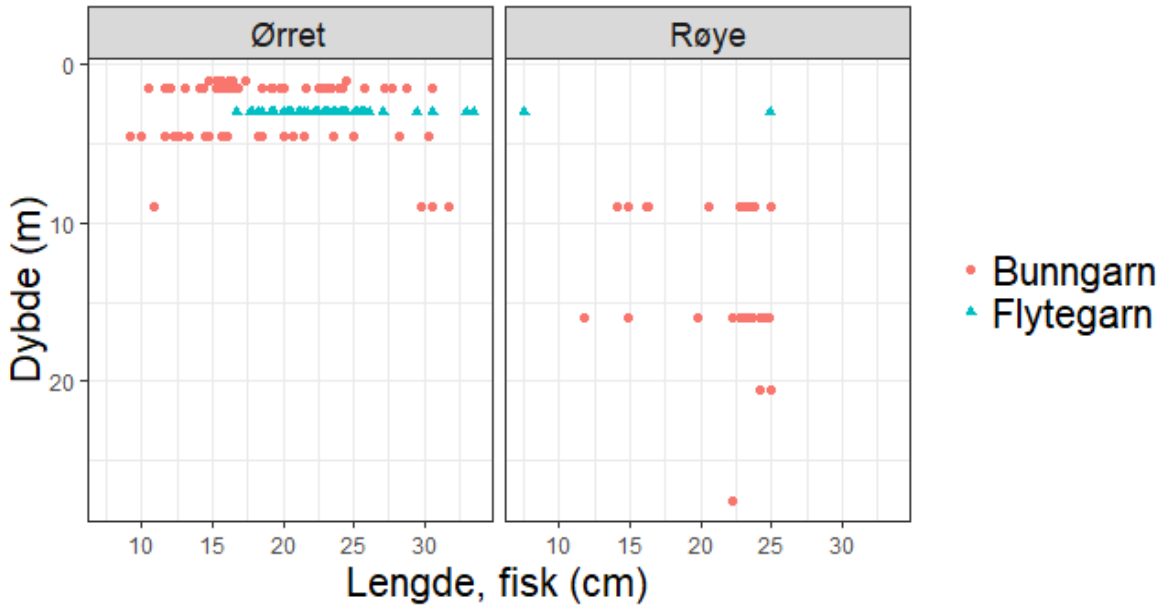
2.3 Resultater og diskusjon

2.3.1 Habitatbruk

Det ble totalt satt 66 garnnetter i Storvatnet i løpet av tre netter. Av disse garnnettene var 46 bunngarn, hvorav 10 flytegarn av nordisk serie og 10 garnnetter besto av «Jensen»-garn.

Tabell 1. Fangst og tettheter av ulike arter ved ulike habitat.

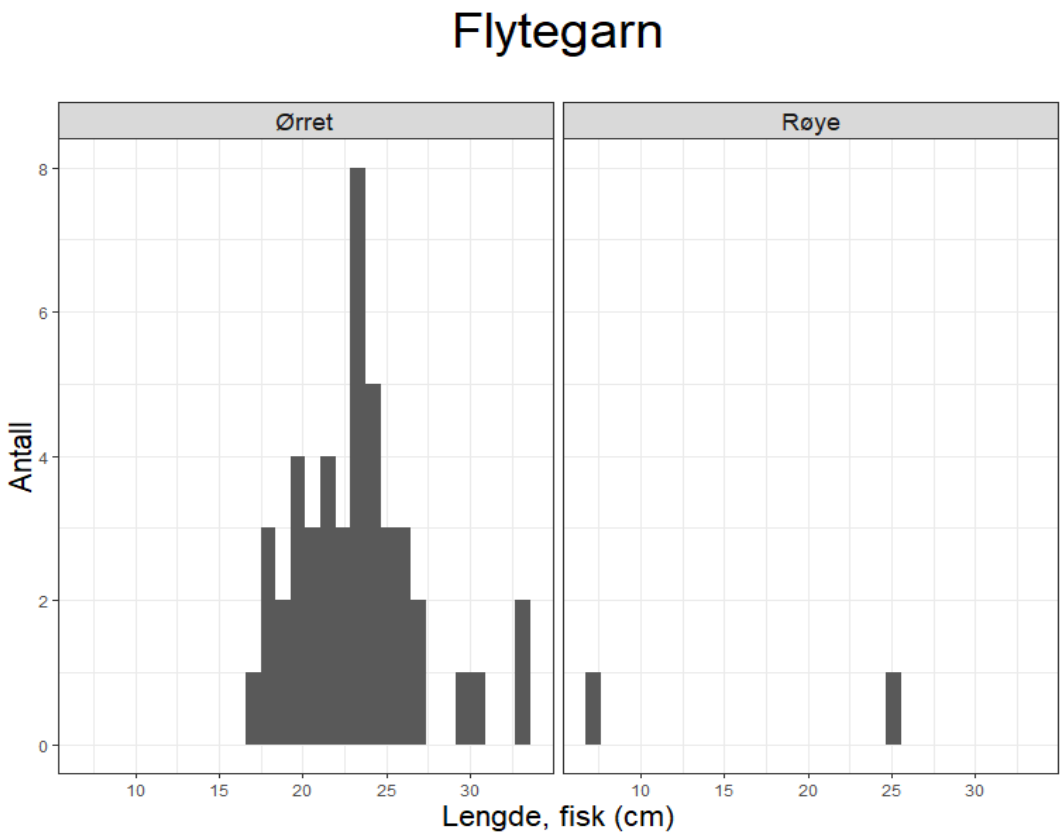
Garntype	Røye		Ørret		Trepigget stingsild
	Antall	CPUE	Antall	CPUE	Antall
Flytegarn	2	0,11	45	2,5	0
Bunngarn	28	1,35	68	3,28	2
Jensen-garn	3	0,8	7	1,87	0
Sum (% av total)	33 (21%)		120 (77%)		2 (1%)



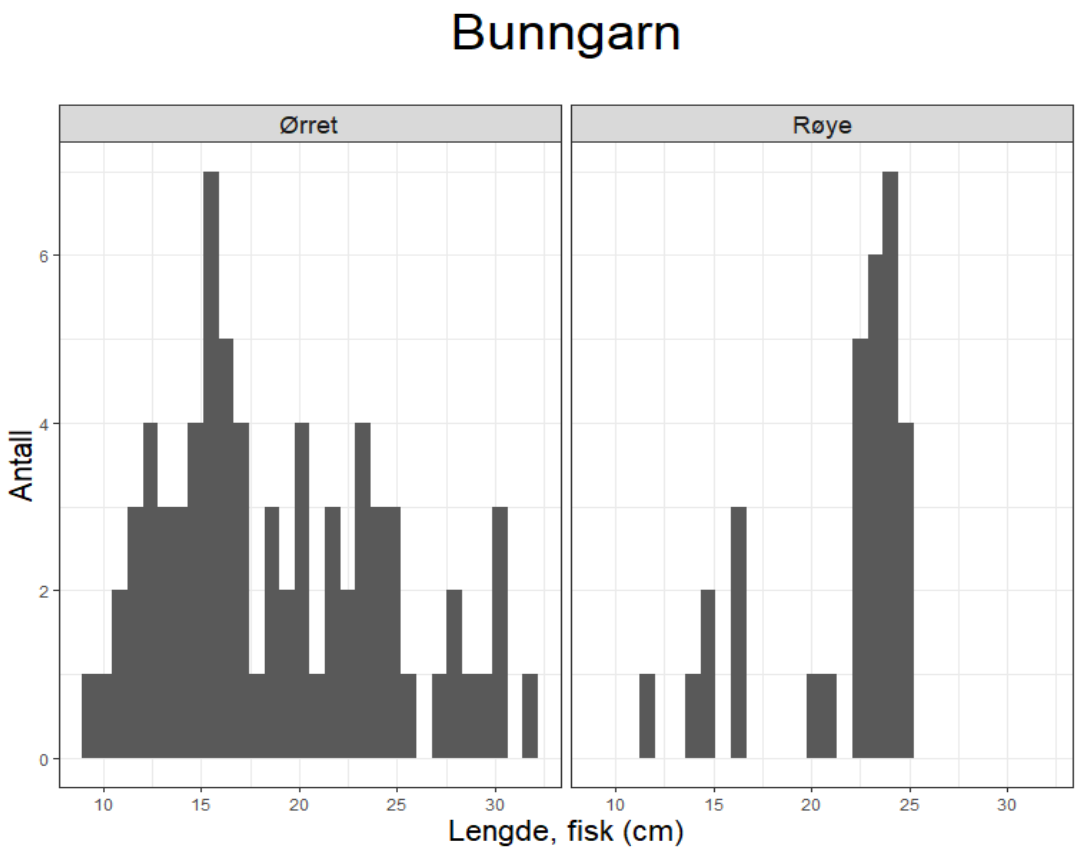
Figur 2. Fangst fordelt på dybde og garntype under prøvefiske i Storvatnet i August 2019.

Fangstmessig ga dette fisket totalt 155 fisk (se tabell 1 og figur 2). Flytegarnene ga totalt 47 fisk fordelt på 10 garnnetter hvorav kun to individer var røye (4%). Dette tilsvarer en CPUE (catch per unit effort) på 2.5 ind. pr. 100 m^2 for ørret og 0,11 ind. pr. 100 m^2 for røye. Bunngarnene av den nordiske serien fisket 96 fisk, hvorav 28 (29%) var røye. Av de 10 fiskene på Jensen-garnene (se fig. 3) var tre individer røyer (30%), hvorav settet med (7 + 2 småmaskede) garn refereres til som en «standard garnserie». Det ble også fanget et par stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), disse ble begge fanget på de minste panelene av de nordiske bunngarna på relativt dypt vann (mellom 12-20m på stasjon 3, samt mellom 35-50m på stasjon 5).

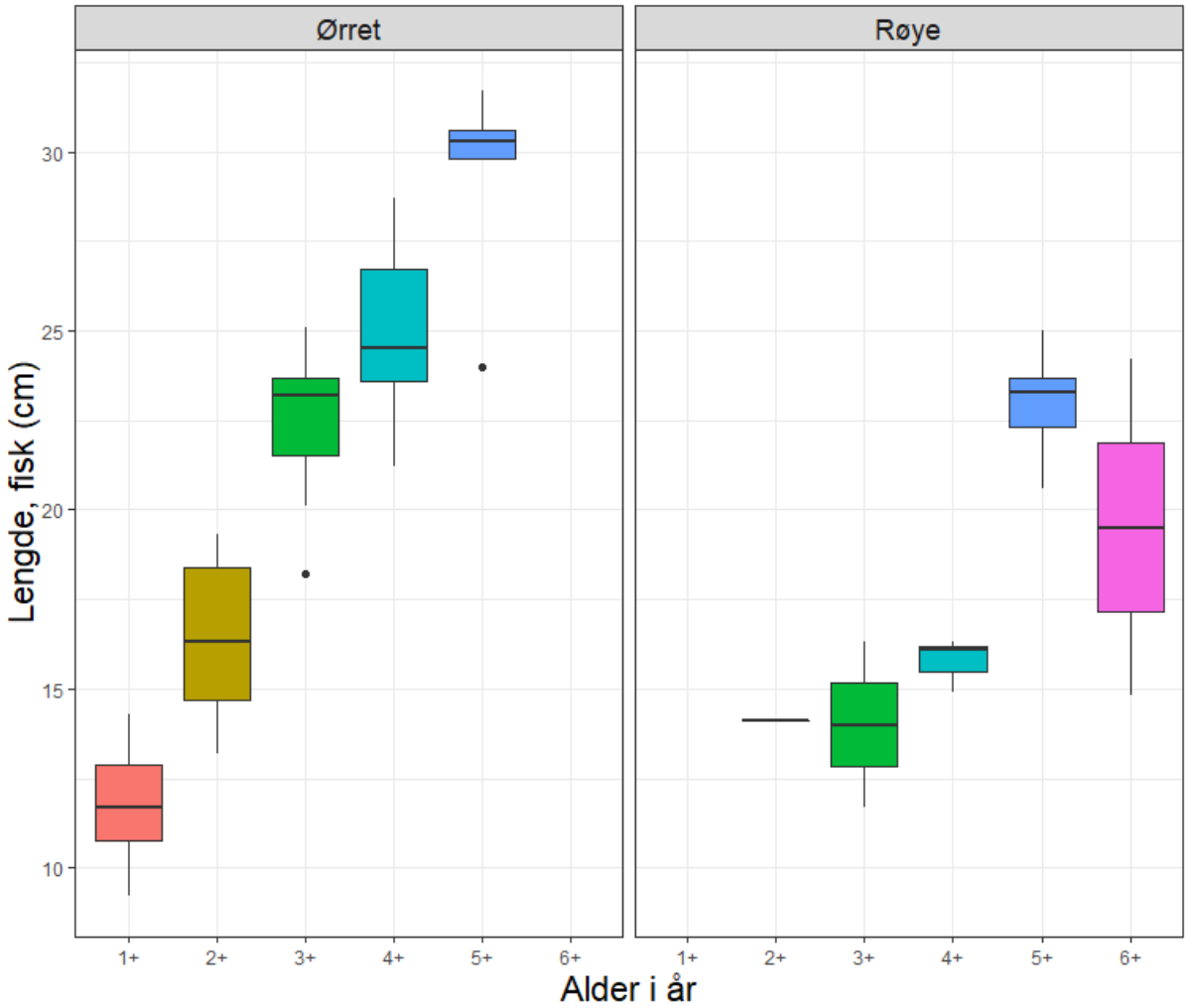
Ved forrige undersøkelse i 1998 ble det for hele Storvatnet fanget 13,3 ørret og 11,7 røye pr. standardserie bunngarn (á 7 garn +2), eller en forholdsmessig fordeling mellom ørret og røye på 57 og 43%. I 1973 ble prøvefisket gjennomført i Juli og røya viste da en pelagisk preferanse, hvor den utgjorde 32.5% av totalfangsten i hele Storvatnet (men 74% av den pelagiske fangsten). Andelen pelagisk røye ved forrige undersøkelse var i august 27%, mens den i juni var 76%. I 1998 dominerte røya som i 2019 fangsten på dypt vann i august, hvor 78% var røye på dypt vann (snittdybde 28.2 m) og det meste (90%) ble fanget med 19.5-26mm maskevidder. Ved bruk av en standard serie med Jensengarn er dermed variasjonen i CPUE avhengig av plassering av maskeviddene 19.5-26 i forhold til fiskens dybdebruk. I og med at de skulle settes i tilfeldig rekkefølge fra land var CPUE noe lav for de 10 garnnettene vi hadde i 2019, ettersom maskeviddene 19.5 – 26 ikke var overrepresentert i dybden 0 – 15m hvor det meste av fisken befant seg.



Figur 3. Lengdefordeling for individer (antall, n) tatt pelagisk med flytegarn.



Figur 4. Lengdefordeling for individer (antall, n) tatt på bunngarn i littoralsonen.



Figur 5. Aldersstruktur for laksefisk i Storvatnet, beregnet fra et utvalg prøvefiskede individer innen hvert størrelsessegment (n= 64 totalt for ørret og n= 17 totalt for røye, se tabell 2). Boksene angir 75% av alle observasjoner innenfor hver kategori, vertikale streker angir minste og største observasjon, mens horisontale strek angir snittverdi. Ekstreme observasjoner som signifikant avviker fra resten av observasjonene er angitt som enkeltpunkter.

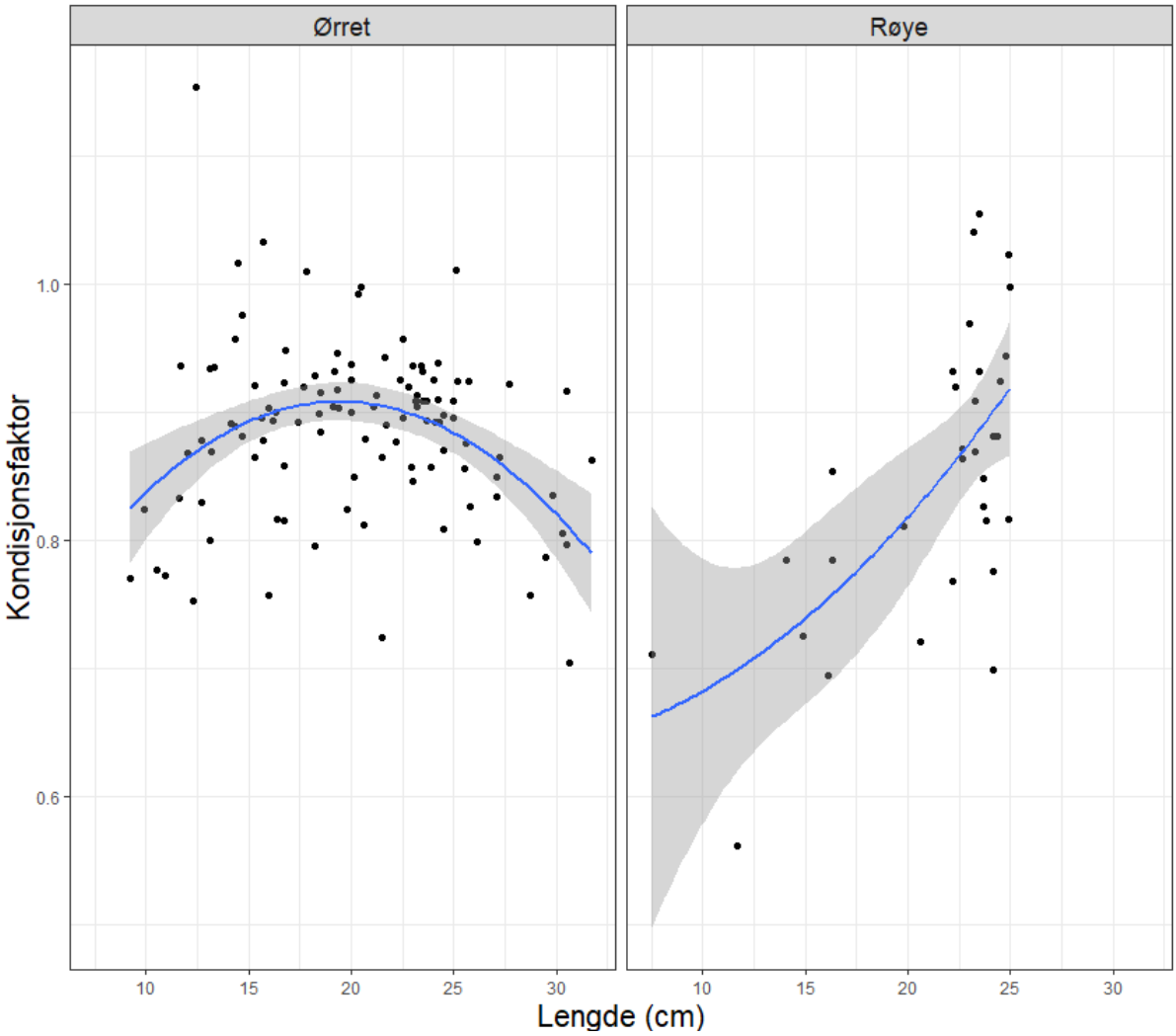
2.3.2 Livshistoriedata

Lengdefordelingen blant ørreten (figur 2) viste forskjeller mellom litoral og pelagisk sone (figur 3 og 4), hvor de største individene befant seg i de pelagiske massene. I den pelagiske sonen hadde ørreten en snittlengde og vekt på 23.0 (±4.0) cm og 119 (± 71) g, hvorav maksimum lengde og vekt var 33 cm og 410 g. I littoralsonen var individene generelt mindre og hadde en snittlengde og vekt på 18.9 (±5.7) cm og 76 (± 68) g, med en maksimal lengde og vekt på 31.7 cm og 275g. Totalt tre fettfinneklippede individer ble fanget med lengder på 28.2, 31 og 33 cm (237, 362 og 410 g). Disse fettfinneklippede individene ble utelukkende tatt på garn plassert i de øverste 6 m av vannmassene (to fanget pelagisk, én fanget littoralt). De fettfinneklippede fiskenes kondisjonsfaktor (K, beregnet ved $K = (V \times 100) / L^3$, hvor V er vekt i gram og L er lengde i mm; 1.01, 1.08, 1.04) avvikte betraktelig fra resten av populasjonen (snitt: 0.89) som var uavhengig av hvor de ble fanget (t-test, $p = 0.21$). Avlesning av skjell for disse tre individene viste 1-2 perioder med mindre vekst utenfor kultiveringsveksten, etterfulgt av perioder med større vekst. Det er uvisst hvorvidt den ene av disse periodene med lite vekst tilsvarer vinteroverlevelser eller om det er forårsaket av en overgangsperiode til nytt miljø/mindre mat. Kondisjonen til røya var signifikant lavere enn ørreten, hvor de fettfinneklipte individene ble ekskludert fra data (0.85 vs. 0.89, t-test $p < 0.05$).

Generelt viser lengdefordelingen blant fiskepopulasjonene i Storvatnet samme struktur som i 1998 og 1973, med hovedsakelig individer rundt 18 - 26 cm. I 1998 forekom 75% fangsten av ørret i

Tabell 2. Størrelse og antall for et utvalg individer (antall = n) fra hver aldersgruppe.

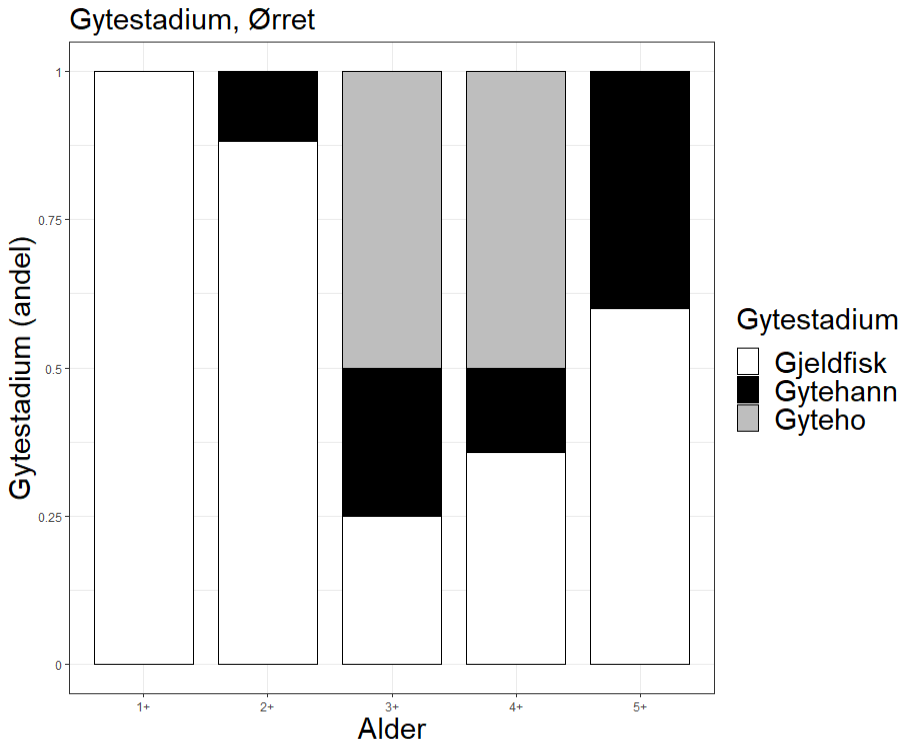
Alder	Ørret, cm (Antall, standardfeil)	Røye, cm (Antall, standardfeil)
1+	11,8 cm (n=7, ± 1,79 cm)	
2+	16,4 cm (n=17, ± 2,1 cm)	14,1 cm (n=1)
3+	22,5 cm (n=21, ± 1,8 cm)	14 cm (n=2, ± 3,3 cm)
4+	24,9 cm (n=14, ± 2,1 cm)	15,8 cm (n=3, ± 0,8 cm)
5+	29,3 cm (n=5, ± 3,0 cm)	23,0 cm (n=9, ± 1,2 cm)
6+		19,5 cm (n=2, ± 6,7 cm)

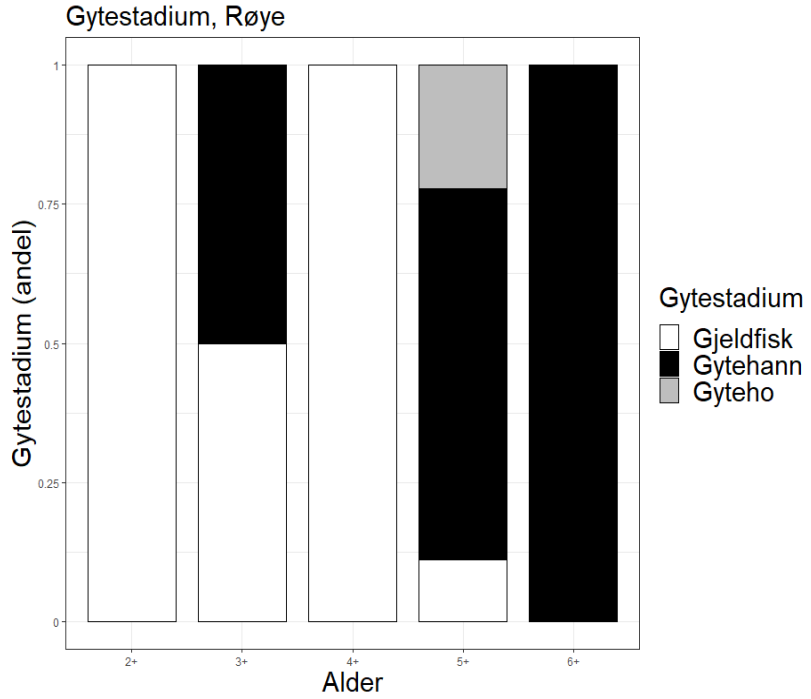


Figur 6. Kondisjonsfaktor (proporsjonalt forhold mellom lengde og vekt) for fisk fra prøvefiske i Storvatnet i 2019.

forrige undersøkelse på maskene 21 og 26 i bunngarnserien og i 1973 var utbyttet best på maskene 22.5 og 19.5 mm (Langeland 1974). Det ble i snitt fanget 1.76 og 209 g ørret pr. garnnatt i 1998, med en CPUE på 4,71 (Jensengarn har noe mindre areal). Under prøvefisket i 2019 ble det fanget 2.1 ørret pr garnnatt, men denne fisken var i snitt 159 g. Denne årsaken skyldes i hovedsak at en mindre andel ørret større enn 25cm ble registrert, hvor denne andelen var på 14% i 2019 (fettfinneklipt fisk utelatt, 15% hvis denne inkluderes), sammenlignet med ca. 25% i 1998.

Et lite utvalg fra hver lengdegruppe fra hver art (totalt 81 individer) ble kategorisert i forhold til alder (figur 5, tabell 2). De eldste individene blant ørreten var i sitt 6. leveår (5 vintre; 5+), basert på skjellavlesning. I tillegg til individene som ble fanget i standardisert prøvefiske, ble større tettheter ørret mellom 5 og 15 cm observert ved el-fiske i de nærliggende gytebekkene (se kapittel 3, *Vurdering av fiskens frie gang i systemet*). Blant de undersøkte otolittene av røye var de eldste

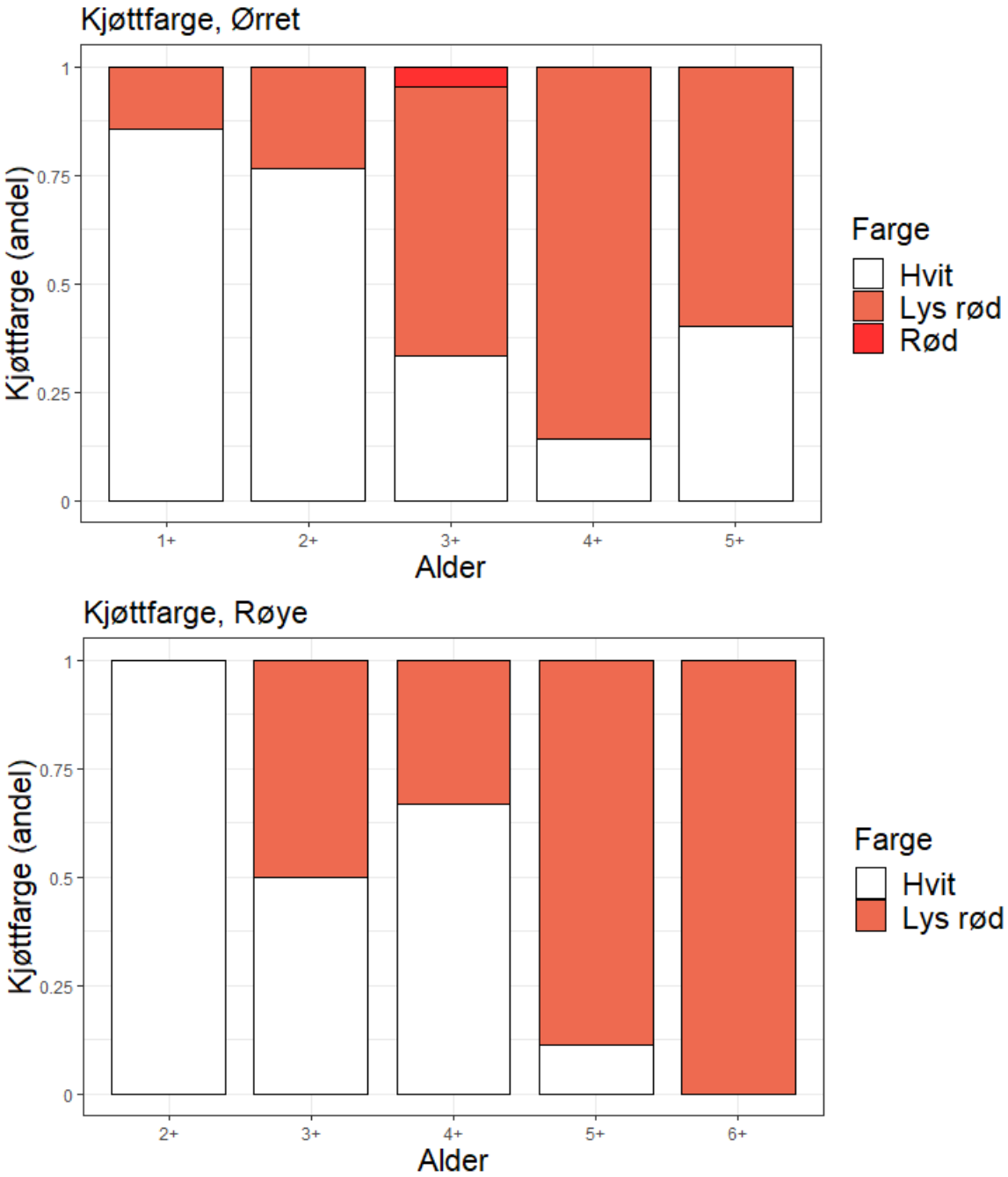




Figur 7. Oversikt over reproduktiv status for de ulike aldersklassene av ørret og røye i Storvatnet. For røye var samtlige individer i aldersklassen 4+ under 18 cm, som representerer den minste lengden ved første reproduksjon for gytehunner i Storvatnet. Riktignok er antallet som danner datagrunnlaget ved de yngste årsklassene hos røye noe lavt (n = 6 for de tre yngste aldersklassene), hvilket gir et usikkert estimat.

individene i sitt 7. leveår (6 vintre, 6+), hvor 5+ og 6+ aldersklassene dominerte fangsten (se også figur 4). På grunn av tekniske problemer i felt oppstod det dessverre problemer med uttak av otolitter for 4 av de 10 individene som var mindre enn 20 cm.

Kondisjonsmessig var fisken av tilnærmet lik kvalitet i 1998, hvor ørreten i snitt holdt en kondisjon mellom 0.88 og 0.92, sammenlignet med 0.89 i 2019 (figur 6). I moderne tid har det dermed vært en nedgang i kondisjonsfaktor siden 1973 og før reguleringen da kondisjonen lå rundt 1-1.15 (Langeland 1974). Riktignok ble fisk før 90-tallet målt til gaffellengde (i motsetning til totallengde),



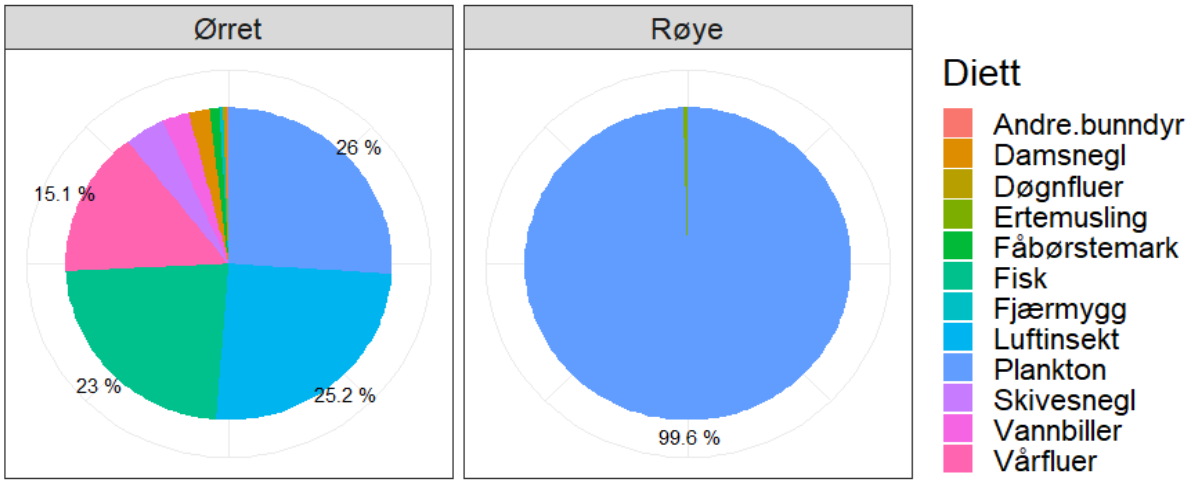
Figur 8. Filetfarge hos røye og ørret, blant et utvalg fisk fra Storvatnet innen hver alder- og lengdegruppe. Kun ett individ ble kategorisert som «rød» i fileten, på en skala med tre nivåer (hvit, lyserød, rød).

hvilket gir noe høyere k-faktor (Koksvik og Arnekleiv 1998). En fisk på 250g med total lengde på 30 cm gir k = 0.93, mens den med gaffellengde på 28 cm ville gitt k = 1.14.

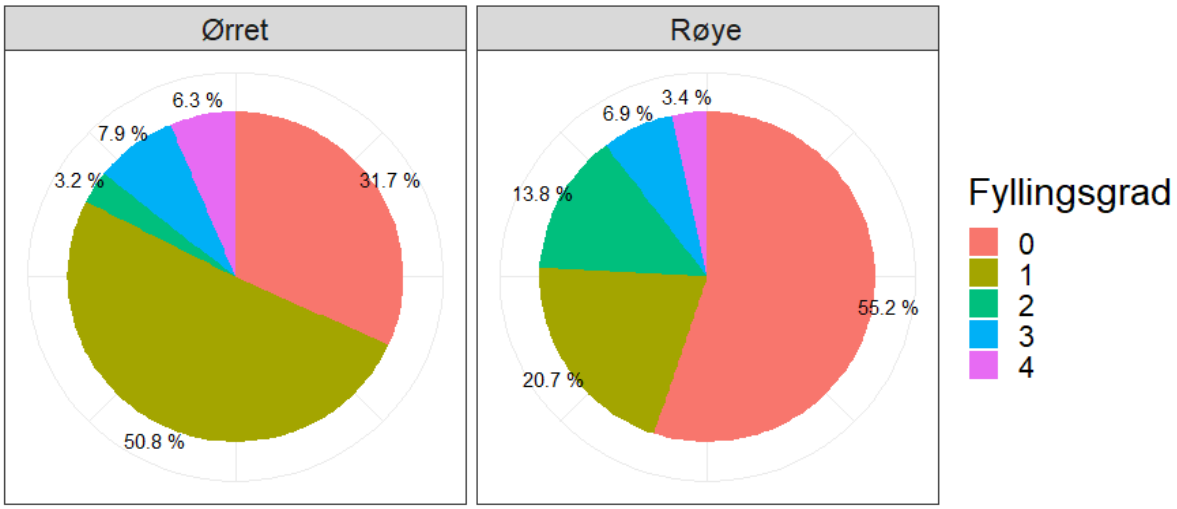
Kjønnsmodning er et relevant livshistorietrekk som brukes i analyser av næringstilgang hos laksefisk i innsjø. Produksjon av gonader (spesielt hos hunnfisk) er en relativt energikrevende prosess, og utsettes generelt så lenge veksten ikke begrenses av ytre faktorer, ettersom vekst i kroppsstørrelse korrelerer positivt med fekunditet (Wootton 1990). I norske vassdrag har det derfor tradisjonelt vært vanlig å tolke at en småfallen populasjon med tidlig kjønnsmodning er begrenset på næringstilgang tidlig i livet (Koksvik og Arnekleiv 1998). Blant de 92 fiskene som ble klassifisert i henhold til kjønnsmodning, var 41 ikke gytende, mens 20, 17 og 14 var på stadiene 2 – 4, respektivt (figur 7). Her indikerer stadium et relativt tall på utviklingen av gonadene i bukhulen, fra 2 hvor gonadene er tilstede men ikke særlig utviklet, til 6 hvor fisken er gyteklar. Generelt observerte vi flere gytehanner i de eldste og yngste årsklassene for begge arter og gytende

hunnfisk eksklusivt i størrelsesspekteret 18.2 – 27.1 cm. Stadium for gytehannene var i snitt 2.72 og 3.12 for ørret og røye, spesifikt. Hunnfisk av ørret og røye var tilsvarende i snitt på utviklingsstadium 2.47 og 3.67 for gytende individer.

2.3.3 Diett, kjøttfarge og parasittisme

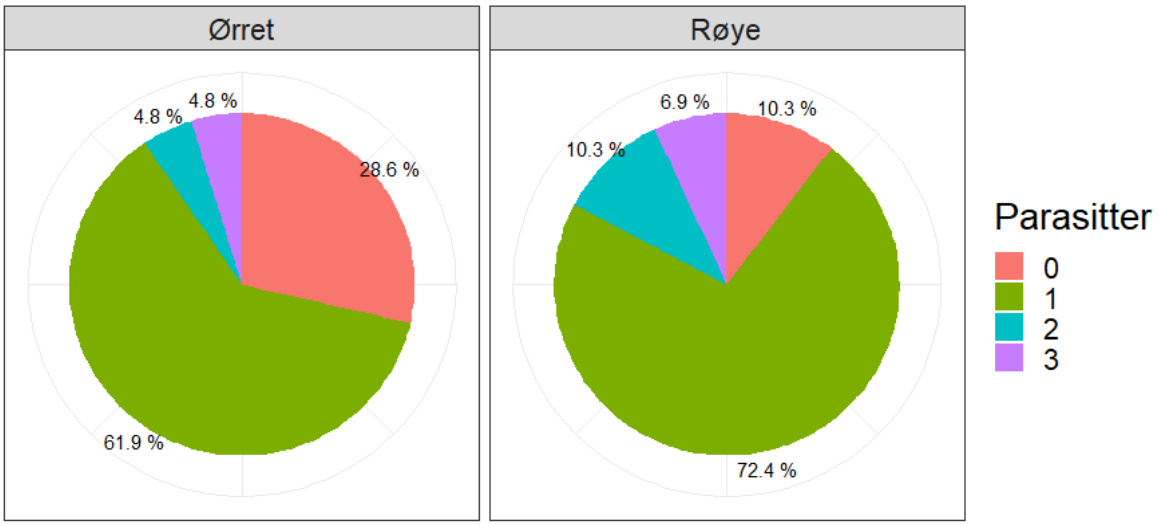


Figur 9. Innhold funnet i mageprøver blant et utvalg individer av røye og ørret i Storvatnet. Kategorien «andre bunndyr» inkluderer bløtere artsgrupper som er vanskelig å identifisere i fordøyd tilstand, eksempelvis rundorm.



Figur 10. Fyllingsgrad (skala fra 0 = tom til 4 = full) i magesekken representerer det relative volumet som er fylt med byttedyr og gir et øyeblikksbilde over hvor tilgjengelig næringstilbudet er på prøvefisketidspunktet.

Kjøttfarge blant laksefisk er avhengig av dietten og rødfargen avspeiler inntak av karotenoider som spesielt stammer fra krepsdyr (hoppekreps, marflo, vannlopper). Vanligvis øker intensiteten av rødfarge med alder og brukes derfor som et sammenligningsgrunnlag mellom vannlokaliteter for å kunne si noe om næringstilbudet over tid. Vi så bort fra fettfinneklippet fisk i analysen (disse var alle lyserøde i farge), hvor både ørret og røye var hovedsakelig hvit eller lyserød i fargen, med en generell økning i intensitet med alder (figur 8). Hos ørret dominerte andelen lyserød kjøttfarge fra og med 3+ alder, med kun ett individ klassifisert til «rød» (3+). Røya var dominerende lys i kjøttfargen frem til 5+ alder, riktignok er størrelsesutvalget blant 2+, 3+ og 4+ noe begrenset (6 individer). I 1973 var samtlige fisk over 30 cm klart rød i farge, mens lengdegruppen 20-30cm stort sett var lyserøde (Langeland 1974), mens det i 1998 var omtrent tilsvarende fargefordeling med unntak av klart rød farge som ikke oversteg en andel på 50% i noen aldersgrupper (Koksvik og Arnekleiv 1998).



Figur 11. Oversikt over infiseringsgrad av parasitter (hovedsakelig innvollsparasitter i og rundt tarm) hos individer under prøvefiske i Storvatnet i 2019.

Dietten til ørreten var variert, men bestod hovedsakelig (89%) av dyreplankton, fisk, luftinsekter og vårfluer (figur 9). En del bløtere organismegrupper som fullstendig fordøyes kan dog være underrepresentert. Den høye andelen overflateinsekter reflekterer habitatbruket til ørreten, hvor en stor andel individer av populasjonen befant de pelagiske områdene og i de øverste dybdemeterne. Av fisken i mageinnholdet som kunne identifiseres var dette utelukkende stingsild. Generelt hadde ørreten lite mageinnhold (figur 10), hvor 82.5% ble kategorisert til 0 eller 1 (ingen eller lite innhold). Dette gjaldt også røya (75.9%), men her hadde nesten dobbelt så mange individer (75% flere) tom mage enn som hos ørreten. Med unntak av ett individ hvor noe av mageinnholdet inkluderte en ertemusling, bestod 99.6% av mageinnholdet til røye av dyreplankton.

Generelt brukes infiseringsgrad av innvollsparasitter til å gi et relativt bilde på tettheten av populasjonen. De vanligste innvollsparasittene hos laksefisk (*Diphyllobothrium dentriticum* og *D. ditremum*) bruker hoppekreps (underklasse Copepoda) og stingsild som mellomvert. Et høyt beitetrykk på de større cladocerene (vannlopper, herunder spesielt *Daphnia* sp.) kan dermed føre til at de mindre foretrukne copepodene merker økt beitetrykk. Populasjonene av ørret og røye var begge svakt påvirket av innvollsparasitter (figur 11), hvor skalaen går fra 0 til 3 (ingen og sterk grad av parasittisme, respektivt). Ved svak infisering (1) observeres gjerne kun enkeltcyster, mens ved sterk infiseringsgrad er gjerne bukhuleveggen påvirket og innvollene er ofte sammenvokste av cyster. Andelen røye som var upåvirket (0) var tre ganger lavere enn hos ørret og andelen moderat til høy grad parasittert var dobbelt så høy. I 1998 ble det ikke påvist mellomartsforskjeller i infiseringsgrad, men individene den gangen var generelt betydelig infisert, en tydelig oppgang fra 1973 hvor det ble rapportert om «relativt lite bendelorm». Mens andelen moderat til sterkt infiserte individer i 2019 var mellom 9.6 og 17.2 % var denne andelen 40.3 og 41% respektivt for ørret og røye i 1998. Andelen «sterkt infisert» har sunket fra ca. 18% til 6%.

3 Vurdering av fiskens frie gang i systemet

3.1 Generelt

For innsjøbestander av ørret vil yngelen de 1-3 første årene generelt oppholde seg i gytebekkene før de vandrer ut i innsjøen. Det er derfor blitt vanlig å inkludere en befaring av de antatt viktigste gytebekkene til ørret i slike reguleringsundersøkelser (Arnekleiv mfl. 2017, Davidsen mfl. 2018). Samløpet bekk/innsjø ble befart over 4 av de 5 nevnte lokalitetene i pålegget (figur 1) for å vurdere eventuelle oppvandringsproblemer. Breilielva het Mevasselva i kartgrunnlaget vi benyttet, hvilket medførte at vi befarte det som heter Hafellbekken (denne har utløp i Breilibukta på Breili) i stedet for Breilielva/Mevasselva. I tillegg til de lokalitetene som ble nevnt valgte vi etter samtaler med TrønderEnergi at undersøkelsene også skulle omfatte Holbekken. Denne bekken har sitt utløp i Ålmotjønna v. fv. 720 og er ca. 3.5 km lang. Ålmotjønna ble rotenonbehandlet i 2009 (Bardal og Sandodden 2009), med en trolig påvirkning nedover i Holbekken. Det var således interessant om hvorvidt ørreten hadde gjenopptatt rekruttering her siden dette. Se *Vedlegg 1* for vedlagte befaringsbilder utført 20 og 21. august 2019. Videodokumentasjon og et fåtall ekstra bilder fra enkelte bekker fins også ved forespørsel.

3.2 Undersøkte lokaliteter

3.2.1 Holbekken

Holbekken strekker seg over hele 3.5 km, og i og med at Ålmotjønna kun ligger 19m høyere enn Storvatnet, bærer den stillestående bekken preg av dette. Fisken skal ha ingen problemer med oppgang i selve bekken ved munningen, og kan gå uhindret gjennom vegkulverter frem til Ålmosetra. I hele dette partiet er bekken stillestående, substratet består utelukkende av humus og er omringet av tett vegetasjon. Ved El-fiske sørøst for Ålmosetra, i et lite parti med noe høyere vannhastighet (63.61236º N, 10.13123º Ø), ble det påvist flere årsklasser med ørret. Vi antar dette partiet innehar den høyeste vannhastigheten over hele strekket, men skal ikke kunne være begrensende for oppgang for fisk. Vi befarte ikke hele strekket på 3.5 km, men ut fra topografi og stedvis befaring av kritiske punkter (veikrysninger, bratte partier o.l.) vil vi anslå at fisk kan vandre fritt over hele strekket.

Figur 12. Bjørsetelva bærer preg av perioder med store vannføringer og huser gode tettheter av og gode oppvekstsvilkår for ørret.

Figur 13. Kulverten i Omundvågselva under den gamle fylkesvegen er suboptimalt designet for midlere vannføringer med et markant fall i kant nedstrøms og har generelt spredt, lav vannstand.

3.2.2 Svartelva

Vi befarte de øverste 200m av den tørrlagte Svartelva, fra demningen ved båthavna. På befaringstidspunktet var vannstanden i selve Storvatnet omtrent 2 meter under demningen, og det er ikke utenkelig at det ved enkelte vannstander rundt HRV kan flyte vann over demningen og tilføre noe vann til Svartelva. Vegetasjonen i løpet tilsier dog at det er få år med betydelig vannføring her, hvor det nå også vokser trær. Det er derfor ikke aktuelt å vurdere fremkommelighet eller leveområder for fisk mellom Svartelva og Storvatnet, ettersom elva ikke er reell.

Figur 14. Befaring av fiskens frie gang i nedre deler av Dalsauneelva, en tilløpselv til Storvatnet.

3.2.3 Bjørsetelva

Oppgangsforholdene i denne elva er gunstige, og fisken skal ikke ha problemer med å passere de få strykpartiene som eksisterer vest for fylkesvegen (se rapportforsiden). Selve passeringen av fylkesvegen forekommer i naturlig elveløp, hvor en steinforbygning forhindrer erodering av veg og innmark (se figur 12). Ved elfiske i dette partiet påviste vi mye 0+, samt at vi også observerte en større fisk (trolig 1 eller 2+). Ifølge grunneier var Bjørsetelva en meget attraktiv elv for sportsfiskere tilbake i tidligere perioder (usikker på tidspunkt, kan ha vært før regulering), hvor det ikke var uvanlig med ørret mellom 2.5 og 7 kg. Hans personlige mening var at dette trolig var en effekt av langt mindre uttak av fisk i Storvatnet, hvor det fantes en næring som livnærte seg av aktivt fiske ved bruk av større fiskefartøyer. Flommønster hadde også endret seg. Der det før var vanlig med årlige flommer har det nå ikke skjedd siden 2006. Ifølge samme grunneier kan fisken kan trolig vandre helt opp til første foss ved Kjerkbrusvaet, evt. ved fossen før badekulpene ved det gamle sagverket på Småvollan. Dette utgjør en strekning på hhv 2.7 eller 3.2 km. Det eksisterer en del fisk av mindre og moderat størrelse (100-400g) over disse fossene også, dette er nok ørret som stammer fra innsjøene i nordøst (Langen og Bjørktjønnin).

3.2.4 Omundvågselva

Denne elva, lokalt kalt Amundvågselva, har stort sett sitt utspring fra to tjønner i sørøst; Djupdalstjønna og Setertjønna, samt flere dalfør øst for Storvatnet. Potensialet for større vannføringer er dermed stort, og elveløpet bærer preg av dette. Under den nye fylkesvegen går elva i sitt originale løp. Oppgang fra Storvatnet skal ikke medføre noe problem (figur 16). Under den gamle fylkesvegen, derimot, er den overdimensjonerte kulverten for midlere vannføringer suboptimal med spredt jevnt vannføring og utilstrekkelig terskel i forkant (nedstrøms, se figur 13). I tillegg fins det en del jernavfall i elva, noe som kan tenkes å påvirke vannkvaliteten. Dybden i kulpen i forkant av kulverten er beregnet til å være tilstrekkelig for passering av fisk. På de fleste vannføringer vil fisk likevel ha noen problemer med å passere denne kulverten. Dette kan trolig billig utbedres ved å frese en V-formet kanal i høyre løp av kulverten (mtp. topografi, se figur 13), supplert med en terskel i forkant for å sikre en permanent god vannstand for fiskevandring. Fisken skal kunne passere i kulverten på enkelte vannføringer i nåværende tilstand, og i disse tilfellene kan den trolig vandre 5-700m. Elva er dog ikke befart mer enn 200m oppstrøms fylkesvegen. Ved el-fiske ble flere årsklasser ørret påvist, og vi observerte også en ~20cm ørret.

Figur 15. Hafellbekken hadde gode forhold for oppvandring og generelt veldig gode ungfisktettheter.

3.2.5 Breilielva

Oppnevnt som «Mevasselva» i kartgrunnlaget vi benyttet, hvilket medførte at vi befarte bekken som renner ut i Breilibukta ved Breili (se *3.2.6 Hafellbekken*, under). Vi var derfor ikke i Breilielva/Mevasselva personlig, men lokale kilder (F. Sollie, pers. med.) meddeler fine forhold for oppgang og observasjoner av fisk opp de første 500m.

3.2.6 Hafellbekken

Til tross for lav vannføring og vannstand ved befaringstidspunkt i bekken, fant vi høye tettheter av ørretyngel av alle årsklasser. Høy tilgang til skjul av variert størrelse bidrar sannsynligvis til den høye tettheten. Vannstanden i kulverten under fylkesvegen er tilfredsstillende for fri gang (figur 15), og oppgang fra Storvatnet byr heller ikke på noen problemer. Vi befarte bekken ca. 100m øst og oppstrøms jordet til Nordgjerdet gård, og fant ingen indikasjoner på at fisken skal kunne ha problemer med oppgang her. I granskogen oppstrøms jordet fikk vi inntrykk av at det hadde blitt gjort tiltak med tanke på å forbedre vannstanden. Dette ved at det stedvis var tilrettelagt steinrygger som økte vannstanden og senket graden av kanalisering. Tiltaket synes å ha tilfredsstillende funksjon.

Figur 16. Utløpet av Omundvågselva virker utbedret for oppgang for fisk og synes ikke problematisk for oppgang på de fleste vannstander.

Figur 17. Utløpet av Dalsauneelva befinner seg i et meget stillegående parti med finsedimenter og har jevnt over god dybde for oppgang av fisk.

3.2.7 Dalsauneelva

Denne elva meandrerer gjennom en tett bevokst skog (figur 14) og er i de nedre deler stillegående og preget av fint substrat. Vi finner ingen tegn til vandringshindre i de nedre deler, og antar også at utløpet ikke medfører vandringshinder på noen vannstand pga. dybdeforhold i elva (figur 17). Ved el-fiske under og rundt fylkesvegen påviste vi flere årsklasser av ørret og her synes skjulmengden og tilgang til dypere høler å være tilstrekkelig. Det er kanskje noe lite kantsone mellom jordbruk og elva i øvre områder rundt og oppstrøms fylkesvegen, med tanke på avrenning av finere substrat og næringssalter. Fisken kan trolig vandre flere hundre meter oppstrøms fylkesvegen, men dette ble ikke befart.

4 Vannkjemi

Vannprøver ble tatt i årene 2017 til 2019, og inkluderte i tillegg til Storvatnet med tilløpsbekker/elver også Fjølvikbotnen med tilløpsbekker (se vedlegg 2). Disse vannprøvene ble tatt for å danne grunnlag for en fastsetting av vanntype, innsjøtype og vannkjemisk og bakteriologisk tilstand, i henhold til de fysisk-kjemiske kvalitetselementene i klassifiseringsveilederen for vannmiljø (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Datagrunnlaget er riktignok for tynt til å gi en sikker konklusjon da det bør foreligge minst 6 prøvetakinger målt gjennom vekstsesongen analysert med Norsk Standard metode NS4725. En interaktiv fullstendig oversikt over stasjonene med prøvetakingsverdier fins også digitalt på https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/. Alle lokalitetene ligger i økoregion Midt-Norge og klimasone lavland på ca. 132 moh. Noen av bekkeprøvene ligger noe høyere, men er fortsatt innen kategorien lavland (< 200 moh.).

I tillegg til vannprøvetaking for å fastsette vanntype og næringssaltpåvirkning ble det også hentet inn vannprøver som ble analysert for innhold av Termotolerante koliforme bakterier (TKB). Dette ble gjort for å få et øyeblikksbilde av eventuell fekal forurensning på prøvetakingstidspunktene. Resultatene er vurdert ut fra Statens forurensingstilsyns grenseverdier for miljøtilstand, veileder 97:4. TBK er indikatorbakterier som benyttes til å påvise blant annet fekal forurensning i vann, fra mennesker og andre varmblodige dyr (pattedyr og fugler). *Escherichia coli* er den viktigste bakteriegruppen innenfor TKB-gruppen. Den er en god indikatorbakterie og formerer seg i liten grad utenfor tarmen, men kan også forekomme i råtnede plantemateriale, dvs. naturlige jordbakterier. De fleste *E. coli* stammene er ufarlige og utgjør en viktig og naturlig del av den normale mikrofloraen i tarmen, men når den registreres med forhøyede nivåer i vannforekomster indikerer dette at vannforekomsten mottar større mengder fekal forurensning. Kilden er som oftest avløpsvann og slam (human fekal opprinnelse) og/eller slam og husdyrgjødsel (animalsk fekal opprinnelse). Påvirkningen sees raskt i vannforekomster som mottar slik påvirkning med en økning i antall slike indikatorbakterier. Funn av fekal forurensning indikerer fare for smitte fra andre bakterier og parasitter.

Fysisk-kjemiske variabler av vannkvalitet fungerer som støtteparametere. Noe som betyr at de har en kompletterende funksjon til de biologiske kvalitetselementene (i denne rapporten klorofyll a da vannplanter kommer i en separat rapport) som har den sentrale funksjonen i forbindelse med klassifisering av økologisk tilstand.

Storvatnet (ID: 132-950-1-L) utgjør en stor innsjø, type 3 (5 – 50 km^2), med sine 14,26 km^2. Kalkmessig inneholder den 2,76 Ca L^{-1}, noe som tilsier kalkfattig (type 3). Med tanke på humus og karbon, tilsier prøvene at Storvatnet er «humøs» med 46 mg Pt L^{-1} og 4,6 mg TOC L^{-1}, noe høyere enn ved Fjølvikbotnen. Dypeste punkt har vi ikke data på ifølge bunnkart, men manuelle peilinger ved ekkolodd viste maksimalt ca.155m ved prøvefisketidspunkt, noe nordvest for prøvefiskestasjon 1 (figur 1). Generelt består Storvatnet av flere «bassenger» (5+), altså større dybder avgrenset av grunne rygger (< 5m dypt), hvorav prøvefisket avdekket at de fleste bassengene har dybder på mer enn 35m. Vi antar derfor at gjennomsnittsdybden tilsier mer enn 15m, altså «dyp», selv om den p.t tilhører kategorien «grunn» (gjennomsnittlig 3 - 15m).

Fjølvikbotnen (ID: 132-950-3-L) byr på noen utfordringer vedr. kategorisering ettersom noen av prøvetakingsverdiene befant seg innen flere kategorier. Kun verdier fra Fjølvikbotnen stasjon 4 (dypeste punkt) ble brukt, ettersom stasjon 1 var for grunn iht. krav. I snitt er innsjøen «moderat kalkrik» med 5,09 mg Ca L^{-1} (grenseverdier 4,0 – 20 Ca L^{-1}). Grensene for «humøs» er 30 - 90 mg Pt L^{-1}, mens målte verdier befant seg på 32 mg Pt L^{-1}. Fjølvikbotnen er «klar» med henblikk på karboninnhold, hvor verdiene på TOC (4,45 mg $^{-1}$) lå under grensen 5 mg TOC L^{-1}. Innsjøtypen kategoriseres derfor til «moderat kalkrik, klar», med middeldyp over tre meter, beliggende i lavlandet i økoregion Midt-Norge. Det vil si innsjøtype «L107», men med tendenser til «L108». Flere prøvetakinger vil kunne avgjøre denne dissensen. Kvalitetselementene for Fjølvikbotnen tilsvarer alle «svært god» med verdier på 2,2 µg L^{-1} klorofyll, 270 µg L^{-1} totalnitrogen og µg 7,9 L^{-1} totalfosfor. En del hytter og landbruksaktivitet rundt Fjølvikbotnen, samt terskel ved Kneggsundet tilsier at det fins en «liten grad» av påvirkning, til tross for gode målingsverdier.

De fleste tilløpsbekkene i området fikk tilstandskategori «svært god». Enkelte steder bør det tas ytterligere prøver og evt. følge opp dersom de nye testene samsvarer med de allerede målte verdier (vedlegg 2). I Skarsaunebekken ble det målt noe høyere kalk, nitrogen-, bakterie- og fosforverdier (nitrogen klassifisert som «god», fosfortilstand klassifisert som «god», samt et bakterienivå som tilsvarer «god»). Dalsauneelva hadde en veldig lav måling pH (4,0) i nedre del, samt noe høye verdier for termotolerante kolibakterier i øvre del (tilstand klassifisert til «mindre god»). Øyabekken og Rotaelva viste også noe høyere nitrogenverdier, men disse var fortsatt innenfor «god» tilstand. Mer bekymringsverdig var en bakteriemåling i Rotaelva som viste «dårlig» tilstand med tanke på bakterier. Næringssaltavvik og for høye bakterienivåer kan trolig forklares ut fra noe høyere avrenning fra de lengre strekkene av bekken hvor det ikke forekommer en kantsone mot jordbruk, som kan absorbere overskudd av næringssalter og evt. spredning av gjødsel. I og med at de stedene der det ble målt viste veldig varierende verdier, bør det følges opp med flere målinger gjennom vekstsesongen for å få en bedre kunnskap om når og hvor my de ulike problemområdene påvirkes.

5 Samlet oppsummering og vurdering av utsettingsordning

Det var store mengder ørret i Storvatnet og aldersstrukturen for både ørret og røye fulgte samme størrelsesfordeling som funnet ved tidligere undersøkelser. Fiskens kondisjon tilsvarer middels mager og har forhold seg stabil siden 70-tallet, når forskjeller i målelengde blir tatt høyde for. Det er med andre ord liten effekt å spore av tiltaket med utsetting av ørret, hvor denne trolig ikke livnærer seg av laksefisk. Ut fra analyser på ørretens kondisjon gjennom livet når denne et maksimum rundt 20cm og avtar deretter. Dette kan tyde på næringsmangel tidlig og sent i livet, noe som reflekteres gjennom tidlig kjønnsmodning og lav maksimal alder. Fisken var generelt småfallen og middels mager (største individuell fangst av villfisk på 275g over 66 garnnetter, k = 0,89 og 0,85 for ørret og røye, spesifikt), og spesielt de minste lengdegruppene til røyas magre kondisjon (0,5-0,7) påvirket trolig fangbarheten blant de minste størrelsene, hvilket er også observert tidligere (Koksvik og Arnekleiv 1998).

Vi gjennomførte også en natt med en standardserie av Jensen-metoden, slik som det har blitt fisket med i undersøkelsene mellom 1941 og 1998. Vi oppnår dermed å kunne sammenligne fisking med moderne nordiske bunngarn med Jensenmetoden, og dette har i liten grad blitt gjort på samme tidspunkt tidligere. Her viste vi at fangsten mellom hver standardserie varierer betydelig, avhengig av hvilken dybde de mest effektive garnmaskene (19-26 mm) blir plassert. Dette bidrar til stor variasjon i fangst mellom hver standardserie, men samlet innsats over en hel innsjø vil trolig gi et godt estimat pga. summen i variansen av de mange tilfeldige prosessene som inngår. Resultatet av vår tilfeldig satte standardserie ga dermed mindre fangst enn ved de nordiske seriene, hvor alle maskevidder er representert på hvert garn. Det relative forholdstallet mellom røye og ørret vil derimot kunne være sammenlignbart, og her viser fisket med Jensenmetoden likt resultat som med de nordiske bunngarna.

Graden av rødhet i fiskefileten synes å ha avtatt de siste tiår, og kan trolig tilegnes en endring i næringstilbudet og/eller en endring til en populasjon hvor spesielt de største og eldste fiskene har blitt redusert i antall. Også innenfor hver lengdegruppe har graden av rødhet gått ned, hvilket kan indikere en raskere vekst (trolig klimatisk årsak, ettersom vekst er en temperaturavhengig prosess) uten å akkumulere de nødvendige karotenoidene. Dette begrunnes i at aldersgruppene 5 og 7 år gjerne var hhv. 25 og 30 cm i 1998 med en årlig tilvekst frem til 3 år på gjennomsnittlig 5,4 cm. Det ble ikke tilbakeregnet vekst fra otolitter og skjell i 2019. Likevel er det grunn til å anta raskere vekst, ettersom fisken var lengre ved alle aldersgrupper, med i snitt årlig vekst de tre første år på 7,5 cm og en maksimal alder og størrelse på 5 år og ca. 30cm. Dette tilsvarer også en omtrentlig 50% økning i vekst fra før regulering (Augustlengde 3+ ørret ca. 15-16 cm mellom 1941 og 1957; jfr. Siversten 1962, Ofstad 1957 sitert i Langeland 1974). Graden av parasitteringsgrad har gått noe ned fra 1998 og er tilbake på samme nivå som i 1973. Med det høye planktonbeitetrykket i betraktning er det usikkert hvorfor dette er tilfelle, ettersom infiseringen stammer fra næringsinntak. Infiseringsraten er riktignok trolig avhengig av mellomverttettheten, og det kan være at denne er beitet ned til et lavt nivå.

Hos ørret oppholder de minste årsklassene seg i nærliggende bekker og elver de første leveårene, noe som forklarer mangelen på disse lengdegruppene ved prøvefisket. El-fisket viste gode tettheter av rekrutter i nærliggende elver og bekker. Det ble i ingen tilfeller funnet vandringshinder som skyldtes regulering eller menneskelig aktivitet, med unntak av en uheldig konstruert kulvert i Omundvågselva ved den gamle fylkesvegen. Denne kan riktignok ikke kalles for definitivt vandringshinder, ettersom vannstanden i nedbørsperioder trolig tillater oppstrøms vandring. Ved konstruering av den nye fylkesvegen på østsiden av Storvatnet har elvene stort sett beholdt sine opprinnelige løp, hvilket kan bemerkes som positivt for ørretbestandene. Ørretbestanden i Holbekken har blitt reetablert etter rotenonbehandlinga i 2009, hvor det ble avdekket flere årsklasser av ørret. Prøver av vannkvalitet i og rundt Storvatnet tilsa ingen vesentlige avvik som vil kunne tilskrive produksjonstap, med unntak av noen avvikende høye verdier i Skarsaunebekken, Rotaelva og Dalsauneelva som bør følges opp.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har utarbeidet en rådgivende rapport som veileder kultiveringsarbeidet for laks i Norge (Anon. 2010), og denne har blitt førende for norsk forvaltning av anadrom fisk (Jøranlid 2014). Tilsvarende retningslinjer har blitt vedtatt av fylkesmannen av Trøndelag for å gjelde populasjoner av innlandsfisk, spesielt med tanke på utsett av fisk med fremmed opphav (jfr. påleggsinstruksen for prøvefisket, brev ref. 2018/15941 fra Fylkesmannen adressert Trønderenergi). I samråd med retningslinjene nevnt ovenfor anbefaler vi at all utsett av ørret opphører, spesielt ettersom det er av fremmed genetisk opphav, jfr. kunnskap om bevaring av lokal genetisk variasjon (Karlsson mfl. 2016). Bakgrunnen for pålegget for utsetting av større fisk framstår noe uklart. Vi antar at det er for å kompensere for en reduksjon av mengden større fisk som følge av reguleringseffekter, ettersom det er bevist at reguleringseffekter kan påvirke størrelsesvariasjon av fiskepopulasjoner, gjennom en degradering av reguleringssonen og næringstilbudet i bunndyr (se f.eks. Zohary og Ostrovsky 2011). Ved å sette ut større (og potensielt fiskespisende fisk) var muligens tanken også at den større fisken kunne holde mengden småfallen fisk nede.

Storvatnet har trolig noe spesiell situasjon, ettersom det i tiden før regulering ble drevet aktivt fiske med uttak av store mengder fisk (lokale kilder, se *vurdering av fiskens frie gang* delpunkt *Bjørsetelva*). Opphøret av dette aktive fisket kan potensielt ha gitt samme effekt på lengdefordeling som en evt. degradering av littoralsonen i reguleringshøyden. Et tiltak kan dermed være å etterligne et slikt fiske og gjennomføre større uttak av fisk for å oppnå en økning av gjennomsnittsstørrelse. Dette vært utprøvd som tiltak i en rekke vatn med sik- (*Coregonus lavaretus*), røye- og ørretpopulasjoner (Ugedal mfl. 2007), med høyest suksess i Takvatnet, Troms og Finnmark (Amundsen mfl. 2015). Riktignok kreves konsistent årlig uttynning i en overgangsperiode for å ikke returnere til en likevekttilstand med overbefolkning av fisk (Amundsen mfl. 2015). Uttynning viste seg dog ikke å fungere etter hensikten i Aursunden, Trøndelag, til tross for stort uttak over en femårsperiode (Johnsen mfl. 2019). Her viste uttynningen ingen umiddelbar effekt på gjennomsnittsstørrelse. Det kan riktignok tenkes at det ikke ble tatt ut store nok kvanta, hvor prosjekter med suksess gjerne har tatt ut 80% av biomassen over lengre tid og i tillegg har beskattet rekrutter i populasjonen ettertrykkelig (Ugedal mfl. 2007). Det kan tenkes at kunnskapen på tiltak for å endre størrelsesstruktur i fiskepopulasjoner bør utredes, men per nå er uttynning av ørret og røyepulasjoner best fungerende praksis. I og med at Storvatnet viser gode rekrutteringsforhold anbefaler vi derfor at uttynning ved betydelig fiskeuttak av små aldersgrupper erstatter kultivering, inntil en stabil situasjon med god overvekt av større fiskespisende individer kan påvises.

6 Referanser

Amundsen, P. A., A. Smalås, R. Knudsen, R. Kristoffersen, A. Siwertsson, og A. Klemetsen. 2015. *Takvatnprosjektet, forskning og kultivering av en overbefolka røyebestand.* UiT Norges Arktiske Universitet, Septentrio Reports. **5:1-55**.

Anon. 2010. *Status for norske laksebestander i 2010*. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, Rapport. **2:1-213**.

Appelberg, M., H. M. Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilahti, J. Raitaniemi, og M. Rask. 1995. *Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring*. Water Air and Soil Pollution **85:401-406**.

Arnekleiv, J. V., T. Hesthagen, A. D. Sjursen, O. T. Sandlund, L. Rønning, H. M. Berger, og J. Museth. 2017. *Fiskebiologiske undersøkelser i Selbusjøen og Nea med sideelver i 2016*. NTNU Vitenskapsmueet, Naturhistorisk rapport. **2:1-90**.

Bardal, H., og R. Sandodden. 2009. *Bekjempelse av mort (Rutilus rutilus) i Ålmotjønna i Rissa kommune*. Veterinærinstituttet, Rapport. **17:1-11**.

Davidsen, J. G., A. D. Sjursen, G. Kjærstad, L. Rønning, M. Daverdin, E. Værnes, K. Hårsaker, og J. V. Arnekleiv. 2018. *Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Samsjøen, Holtsjøen, Samaelva og Søavassdraget, Sør-Trøndelag, i 2017*. NTNU Vitenskapsmuseet, Naturhistorisk rapport. **1:1-60**.

Direktoratsgruppen vanndirektivet. 2018. *Klassifisering av miljøtilstand i vann- Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Veileder. **2:1-222**.

Johnsen, S. I., O. T. Sandlund, A. Eloranta, K. Ø. Gjelland, K. M. Bærum, J. G. Dokk, og K. A. E. Bækkelie. 2019. *Fiskesamfunnet i Aursunden, Røros kommune - Effekter av fem år med tynningsfiske etter sik*. Norsk institutt for naturforskning, Rapport. **1517:1-58**.

Jøranlid, A. K. 2014. *Retningslinjer for utsetting av anadrom fisk*. Miljødirektoratet, Veileder. **M186:1-7**.

Karlsson, S., B. Bjøru, E. Holthe, H. Lo, og O. Ugedal. 2016. *Veileder for utsetting av fisk for å ivareta genetisk variasjon og integritet*. Norsk institutt for naturforskning, Rapport. **1269:1-25**.

Koksvik, J., og J. V. Arnekleiv. 1998. *Fiskebiologiske undersøkelser i Storvatnet, Rissa og Leksvik kommuner, Sør-Trøndelag*. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie. **3:0802-0833**.

Langeland, A. 1974. *Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner*. Laboratoriet for ferskvannsøkologi og innlandsfiske, Rapport. **2:1-20**.

Ugedal, O., B. K. Dervo, og J. Museth. 2007. *Erfaringer med tynningsfiske i innsjøbestander i Norge*. NINA, Rapport. **282:1-64**.

Wootton, R. J. 1990. *Ecology of teleost fishes*. Chapman & Hall, London. **404 s.**

Zohary, T., og I. Ostrovsky. 2011. *Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes*. Inland Waters **1:47-59**.

Vedlegg

Vedlegg 1 Befaringsbilder fra bekker rundt Storvatnet

Figur V1. Stillegående del av Holbekken

Figur V2. El-fisket område, nær Ålmosetra, i en del av Holbekken med høyere vannhastighet.

Figur V3. Svartelva, ved båthavna og demningen.

Figur V4. Prøvefiskestasjon 4 i Storvatnet med eksempel på bunngarnoppsett.

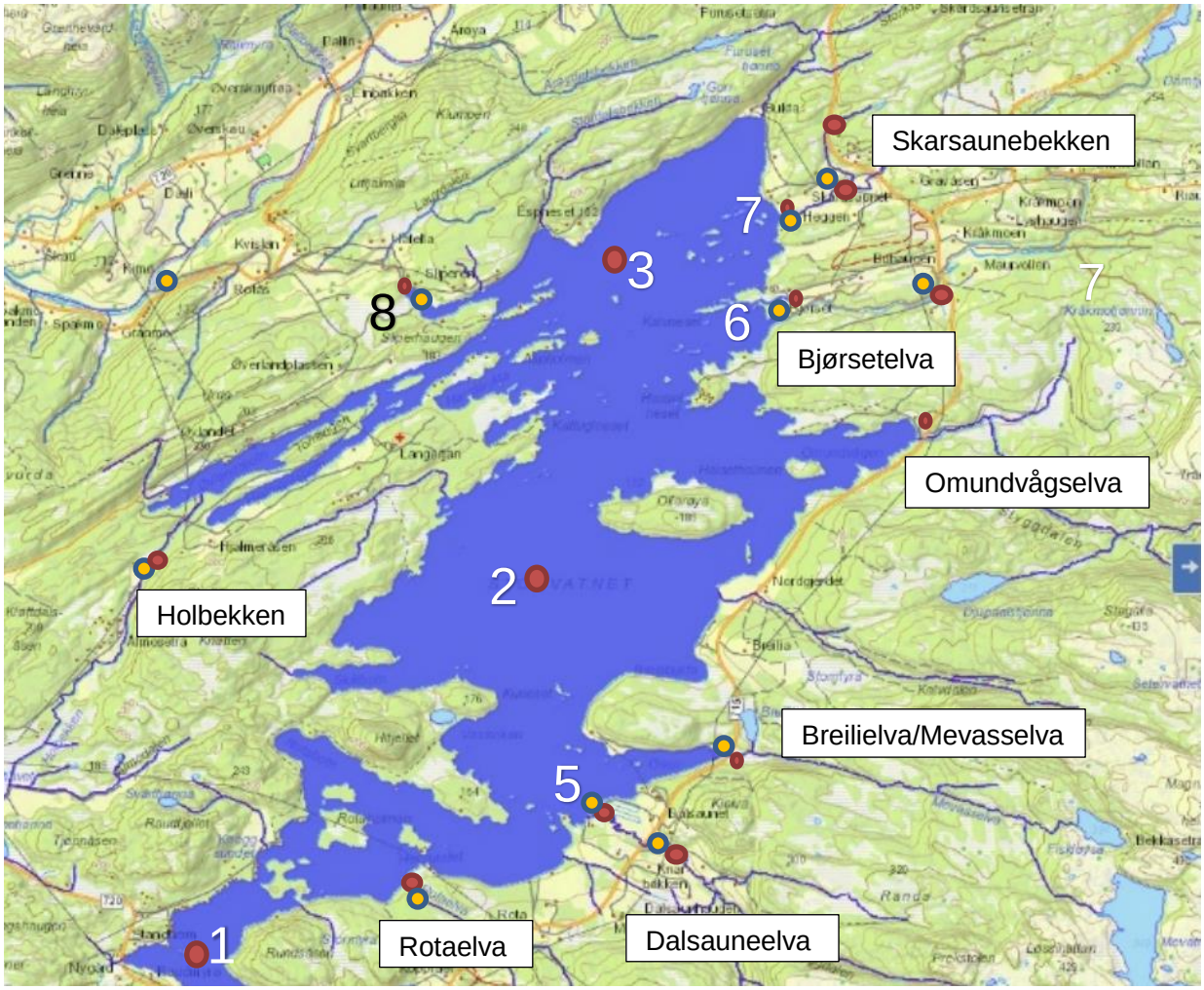
Figur V5. El-fisket parti i Omunvågselva, ved fylkesvegen.

Figur V6. Dalsauneelva, meandrerende parti i nedre del.

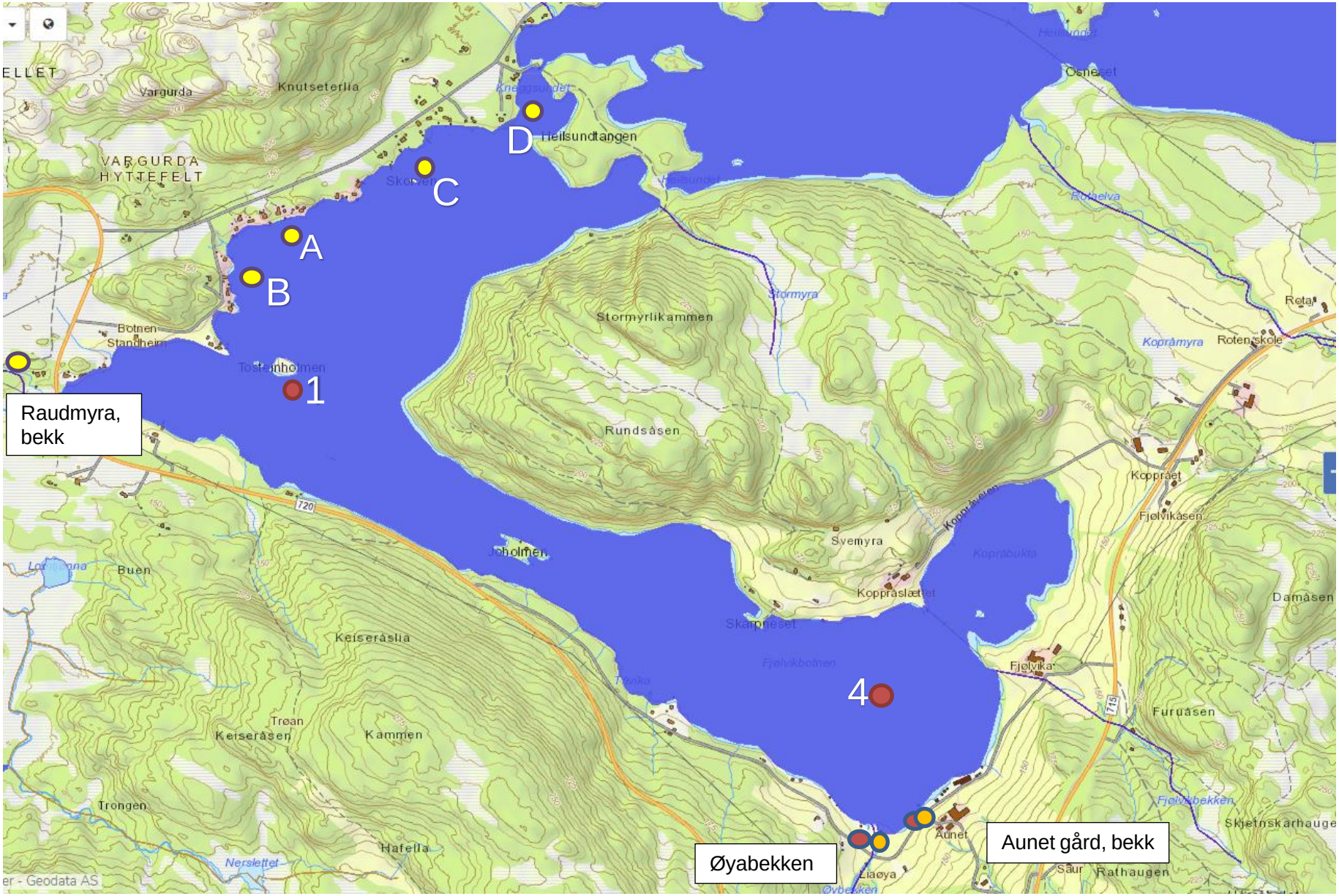
Figur V7. Hafellbekken, øvre del (oppstrøms jordet)

Figur V8. Hafellbekken, i granskog oppstrøms jorde i øvre del.

Vedlegg 2 Resultater vannkjemiprøver 2017-2019 i Storvatnet og Fjølvikbotnen m/omegn



Figur V9. Kart over prøvetakingstasjoner i Storvatnet og tilløpsbekker/elver i 2018 og 2019. Røde punkter indikerer prøver av næringssalter og vanntypeparametere, mens gule punkter indikerer prøver som inkluderer prøver av termotolerante koliforme bakterier (TKB).



Figur V11. Oversikt over prøvetaking i 2017 og 2018. Røde punkter indikerer prøver av både næringssalter og vanntype. Gule punkter indikerer tilleggsprøver med tall på termotolerante kolibakterier, TKB.

Tabell V3. Kjemiske målinger foretatt mellom 2017 og 2019 i og rundt Storvatnet for fastsetting av vanntype i henhold til vannmiljø. Verdier markert i gult indikerer avvik som bør følges opp i etterkant for å avgjøre hvorvidt det er målefeil eller faktiske avvik.

Lokalitet	Vannmiljø-kode	Prøvetaking dato	Ca (mg/l)	Fargetall (mg Pt/l)	Alkalitet	TOC (mg/l)	pH
Aunet gård, bekk	132-96404	2018-11-01	5,87	77	0,28	8,0	
Bjørsetelva	132-96414	2018-10-09	3,25	54	0,12	5,5	
Bjørsetelva	132-96414	2018-11-01	3,48	52	0,15	4,5	6,8
Bjørsetelva	132-95878	2019-07-18	25,9	57		7,0	7,8
Bjørsetelva	132-95878	2019-10-08	4,12	58		6,2	7,1
Breilielva/Mevasselva	132-30453	2018-10-09	0,706	83	2,8	7,7	
Breilielva/Mevasselva	132-30453	2019-07-18	0.976	80		7,6	6,4
Breilielva/Mevasselva	132-30453	2019-10-08	2,33	80		8,0	6,4
Dalsauneelva, nedre	132-96406	2018-10-09	2,08	95	<0,050	8,6	
Dalsauneelva, nedre	132-96406	2018-11-01	1,46	85	<0,050	6,8	4,0
Dalsauneelva, øvre	132-56111	2019-07-18	2,27	126		11	6,7
Dalsauneelva, øvre	132-56111	2019-10-08	2,43	103		10	6,5
Fjølvikbotnen Stasjon 1 - grunt	132-88059	2018-07-05	4,64	33	0,23	5,1	
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2017-05-16	5,02	32		4,3	6,9
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2017-05-31					
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2017-06-13	4,84	33		5,0	7,5
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2017-06-27	4,65	34		4,5	
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2017-07-25	4,79	28		4,8	
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2017-08-08	5,04	30		4,7	7,1
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2018-11-01	5,40	34	0,26	4,7	6,9
Fjølvikbotnen stasjon 4 - dyp. pkt.	132-88059	2018-08.02	4,78	30	0,23	4,2	
Fjølvikbotnen, bekk ved Raudmyra	132-95881	2019-10-08	2,55	105		12	6,5
Holbekken	132-95882	2019-10-08	7,81	123		12	7,0
Omundvågselva	132-95879	2019-07-18	1,08	97		8,7	6,8
Omundvågselva	132-95879	2019-10-08	0,921	85		9,0	6,2
Rotaelva	132-95880	2019-10-08	4,68	108		12	6,8
Skarsaunebekken	132-97094	2018-11-01	18,7	37	0,75	4,7	7,0
Skarsaunebekken, midtre	132-95877	2019-10-08	17,5	28		4,2	7,5
Skarsaunebekken, øvre	132-56113	2019-07-18	66,2	22		4,9	8,2
Storvatnet stasjon 2 (dypeste pkt.)	132-96405	2018-08-02	2,57	41	0,10	4,0	

Storvatnet stasjon 3	132-95997	2018-07-05	2,78	46	<0,050*	5,9	
Storvatnet stasjon 3	132-95997	2018-08-28	2,93	51	0,13	3,9	
Svartelva kraftverk, utløp	132-95871	2019-10-08	2,63	50		6,3	6,9
Svartelva, øvre	132-96014	2019-07-18	5,62	42		7,1	7,8
Øybekken ved Aunet gård	132-96413	2018-10-09	8,55	63	0,43	7,7	

Tabell V4. Data for fastsetting av vannkjemisk og bateriologisk tilstand. Verdier markert i gult indikerer avvik som bør følges opp i etterkant for å avgjøre hvorvidt det er målefeil eller faktiske avvik.

Lokalitet	Vann-lokalitets-kode	Prøvetaking tidspunkt	Vann-type	Ca (mg/l)	Tot-N (µg/l)	Tot-P (µg/l)	PO4 (µg/l)	TKB (Cfu)	TOC (mg/l)	pH	Sikte-dyp	T-koli
Aunet gård, bekk	132-96404	2018-11-01	R108		290	<3,0		2	8,0			
Bjørsetelva, nedre	132-96414	2018-10-09	R106		210	4,7		18	5,5			
Bjørsetelva, nedre	132-96414	2018-11-01	R106		220	<0,3		15	4,5	6,8		
Bjørsetelva	132-95878	2019-07-18			390	6,3			7,0			
Bjørsetelva	132-95878	2019-10-08			190	8,5			6,2			<10
Dalsauneelva, nedre	132-96406	2018-10-09	R106		290	6,6		19	8,6			
Dalsauneelva, nedre	132-96406	2018-11-01	R106		300	7,0		18	6,8	4,0		
Dalsauneelva, øvre	132-56111	2019-07-18			250	7,6			11			
Dalsauneelva, øvre	132-56111	2019-10-08			310	9,8			10			64
Fjølvikbotnen Stasjon 1	132-95996	2018-07-05	L107	1,9	160	4,7	2,0	<1	5,1			
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-05-04		1,5							3,0	
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-05-16		1,6	310	3			4,3			
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-05-16									3,0	
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-05-31		3,1								
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-06-02									3,0	
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-06-13			220	12						
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-06-27		1,6	400	<3			4,5			
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-07-11		1,6								
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-07-25		1,1								
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-07-25			240	27			4,8			
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-08-08		0,38	160	12			4,7			
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2017-10-25		1,3	270	15						
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2018-08-28	L107	3,3	290	9,1			4,2			
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2018-10-09	L107	1,4	320	7,8						
Fjølvikbotnen stasjon 4	132-88059	2018-11-01	L107		310	10,0			4,7	6,9		
Fjølvikbotnen Stasjon C, Skorven	132-96408	2018-08-02										1
Fjølvikbotnen stasjon D, Kneggsundet	132-96409	2018-08-02										<1

Fjølvikbotnen, bekk ved Raudmyra	132-95881	2019-10-08			340	19			12			20
Holbekken	132-95882	2019-10-08			340	13			12			20
Mevasselva/Breilielva	132-30453	2019-07-18			190	5,8			7,6			
Mevasselva/Breilielva	132-30453	2019-10-08			190	8,8			8,0			<10
Omundvågselva	132-95879	2018-08-28	R103d		330	7,4		2				
Omundvågselva	132-95879	2018-10-09	R103d		170	5,1		1	7,7			
Omundvågselva	132-95879	2019-07-18			210	6,9			8,7			
Omundvågselva	132-95879	2019-10-08			180	7,8			9,0			<10
Rotaelva	132-95880	2019-10-08			380	12			12			250
Skarsaunebekken	Bekk 7	2018-11-01	R108		680	22,0		20	4,7	7,0		
Skarsaunebekken	132-56113	2019-07-18			210	4,5			4,9			
Skarsaunebekken	132-95877	2019-10-08			320	11			4,2			<10
Storvatnet stasjon 2	132-96405	2018-08-02	L106	1,2					4,0			
Storvatnet stasjon 2	132-96405	2018-08-28	L106	1,6	230	7,0						
Storvatnet stasjon 2	132-96405	2018-10-09	L106	0,72	260	5,0						
Storvatnet stasjon 3	132-95997	2018-07-05	L106	1,1	200	7,4	<1,0		5,9			
Storvatnet stasjon 3	132-95997	2018-08-28	L106	1,7	250	6,5			3,9			
Storvatnet stasjon 3	132-95997	2018-10-09	L106	0,58	250	4,9						
Storvatnet stasjon 5 – utløp av Dalsauneelva	132-96410	2018-08-02		1,9	160	6,2	4,0					<1
Storvatnet stasjon 6 ved utløpet av Bjørsetelva	132-96411	2018-08-02		2,6	190	6,2	4,3				3,9	12
Storvatnet stasjon 7 ved utløpet av Skarsaunebekken	132-96412	2018-08-02		2,3	190	6,9	3,8					2
Storvatnet stasjon 8, utløp	132-57814	2018-08-02										3
Svartelva øvre	132-96014	2019-07-18			340	11			7,1			
Svartelva, nedre ved kraftverk	132-95871	2019-10-08			200	9,1			6,3			<10
Øybekken	132-96413	2018-08-28	R108		380	6,8		8				
Øybekken	132-96413	2018-10-09	R108		350	5,9		3	7,7			

NTNU Vitenskapsmuseet er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Institutt for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Instituttet påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-228-9
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/museum

NTNU
Vitenskapsmuseet