



Fiskefaglige registreringer i regulerings- området til Skibotn kraftverk i 2023.

Aslak Smalås og Øyvind Kanstad-Hanssen

Aslak.Smalas@skandnat.no

Tlf.: 911 09459

1. Bakgrunn

Det er åpnet for vilkårsrevisjon for konsesjonen til Skibotn kraftverk, og i forbindelse med regulantens (Troms Kraft Produksjon AS) arbeid med å utarbeide et revisjonsdokument oppsto det et behov for oppdatert kunnskap rundt flere forhold som står sentralt i de krav som har kommet inn gjennom revisjonsprosessen. Statsforvalteren har også påpekt i vannforvaltningsplanen at kunnskapsgrunnet må forbedres for å finne tilstand til de kraftregulerte strekningene ovenfor anadrom grense i Skibotnelva (Vann-nett 2024). Det ble derfor gjennomført et nytt prøvefiske i Helligskogvatnet, samt utført registreringer av ungfisk og befaringer av terskler på elvestrekinger både opp- og nedstrøms innsjøen. Videre ble det også utført befarings av mulig vandringshindre i Kittdals-/Sørdalselva. Dette notatet redegjør for feltregistreringene og diskusjoner rundt reguleringens påvirkning av de ulike vannforekomstene som er undersøkt, mens SNA rapport 08-2024 omhandler spørsmålene direkte knyttet til vilkårsrevisjonen, med det også oppsummerende informasjon fra dette notatet.

2. Fiskebestandene i Helligskogvatn med inn- og utløpselver

2.1. Metode

Garnfiske ble gjennomført i henhold til Norsk Standard, NS 9455. Det ble benyttet oversiktsgarn (ORN-serie), ORN-garnserien består av garn som er 40 m lange, 1.5 m dype, med 10 ulike maskevidder fra 8-45 mm. I alt ble det satt ni garn i strandsonen fra den 4.-5. oktober 2023. Profundal- og pelagialson eksisterer ikke i Helligskogvatnet, da innsjøen ikke var dypere enn 14 m. Garnfangster oppgis som relativ tetthet målt i CPUE (antall fisk/100m² garn/natt).

Følgende ble registrert på all garnfanget laksefisk; art, lengde (gaffellengde til nærmeste mm), vekt (nærmeste gram), alder, kjønn, kjønnsmodningsgrad, kjøttfarge og parasitter. Med parasitter menes måse- og fiskeandmark (*Dibothriocephalus spp.*) som registreres med antall cyster på innvollene, og infeksjonen graderes som ingen, lav (<5 cyster), middels (5-20 cyster) og kraftig (>20 cyster). Fisken ble aldersbestemt ved analyse av otolitter. Begrepet alder og lengde ved kjønnsmodning benyttes i beskrivelsene av fiskebestandene, og defineres ved den alder og lengde der mer enn halvparten av fiskene er kjønnsmodne (det vil si at fisken vil gyte inneværende høst). Der antall fisk muliggjorde statistisk beregning av 50% kjønnsmodning ved alder og lengde ble logistisk regresjon benyttet. For å beregne gjennomsnittlig individuell tilvekst i de ulike årsklassene ble vekstmodellen til von Bertalanffy brukt (Essington mfl. 2001). Vi benyttet en modifisert versjon av vekstmodellen som gjør det mulig å sammenligne vekst mellom populasjoner og år (Mooij mfl. 1999):

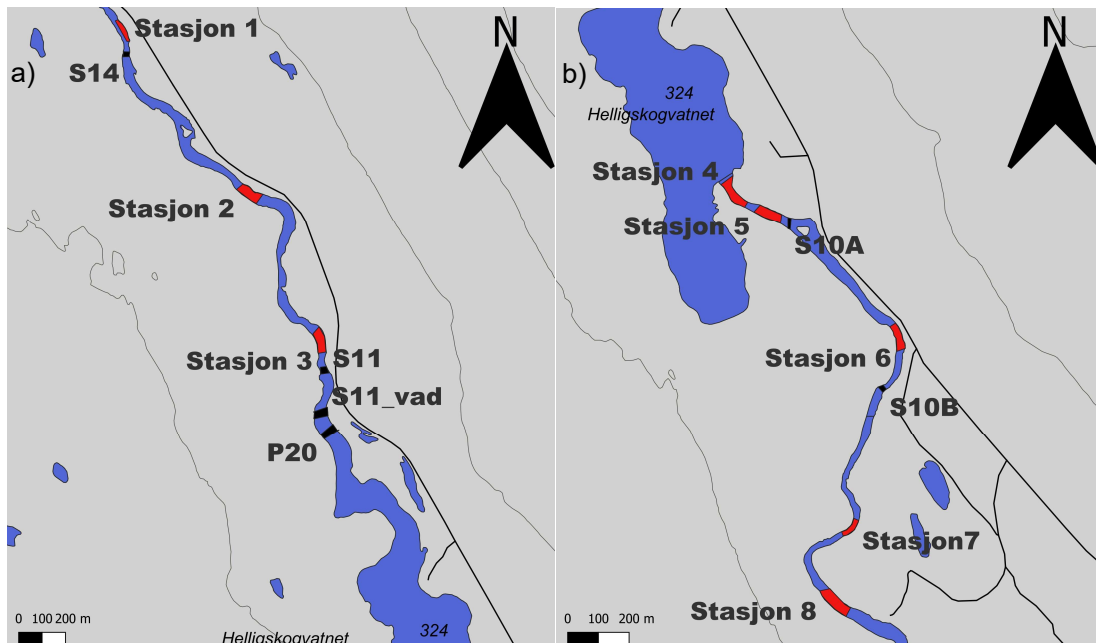
$$L(t) = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_0)e^{-(G/L_{\infty}^3)t}$$

Hvor $L(t)$ er gjennomsnittslengden ved gitt alder (t), G representerer maksimum vekst rate som inntreffer tidlig i livet (cm/år), L_{∞} er den asymptotiske lengden hvor alder går mot uendelig (maksimal gjennomsnittsstørrelse), L_0 er lengde ved klekking som for røye og ørret er henholdsvis ca. 23 mm (Huuskonen mfl. 2003) og 20 mm (Realis-Doyelle mfl. 2016).

Forekomst av ungfisk i oppstrøms og nedstrøms Helligskogvatnet ble dokumentert ved bruk av elektrisk fiskeapparat (Geomega AS). Det ble fisket på fem stasjoner oppstrøms og tre stasjoner

nedstrøms Helligskogvatnet den 4-5. oktober 2023 (**Figur 1**). All innsamlet fisk ble lengdemålt for estimering av årsklasse for så å bli satt ut i elva igjen. Elvelokalitetene ble overfisket én gang og en fangbarhet på 0.5 er antatt basert på erfaring fra lignende undersøkelser, derfor multipliseres tetthetsantallet med to for å korrigere tetthetsberegningene i undersøkelsene. Tettheten er estimert som antall fisk pr. 100 m². De enkelte lokalitetene ble også beskrevet ut fra substrat (Dy=dynn, Sa=sand, G=grus, S=stein, B=blokk og Be=berg), vannhastighet (lav=<0,2 m/s, middels=0,2-0,5 m/s, sterk=0,5-1 m/s og stri=>1 m/s), fiskedyp (min-maks i cm), og begroing angitt på en skala fra 0-4 hvor 0 er ingen begroing på bunns substrat og 4 er fullstendig og overgrodd bunns substrat. I tillegg ble elfiske stasjonene karakterisert på bakgrunn av egnethet for gyting og oppvekstområder. Kriterier for et godt gyteområde vil være grus og stein med diameter opp mot 10-15 cm, lite finstoff (sand/dynn) og middels til sterk vannhastighet (Crisp & Carling 1989, Gibson 1993). Et godt oppvekstområde for årsyngel og ungfisk av laksefisk har gjerne middels til sterk vannhastighet og har et substrat dominert av stein, der mye hulrom og begroing som regel innvirker positivt for egnetheten av et område (Heggenes mfl. 1999, Heggenes 1990). Årsyngel utnytter ofte områder med større andel grus (finere substrat) enn eldre fisk.

Terskler oppstrøms Helligskogvatnet ble befart den 4. oktober, mens de nedstrøms ble befart den 5. oktober. Det eksisterer også ytterligere tre terskler lenger oppstrøms i vassdraget, de ble ikke befart da vandrende fisk i forbindelse med Helligskogvatnet ikke klarer å vandre opp til de aktuelle tersklene. I tillegg er elvemorfologien rundt de tersklene av en slik karakter at disse ikke uansett blir vurdert for å ha noen effekt på en potensiell ørretbestand i øvre del av Skibotnelva. Vannføringen på befaringstidspunktene lå mellom 50- og 75 prosentilen for årstiden, noe som tilsvarer middels-høy vannføring, basert på vannstandsmålinger i Helligskogvatnet (nve.sildre.no).

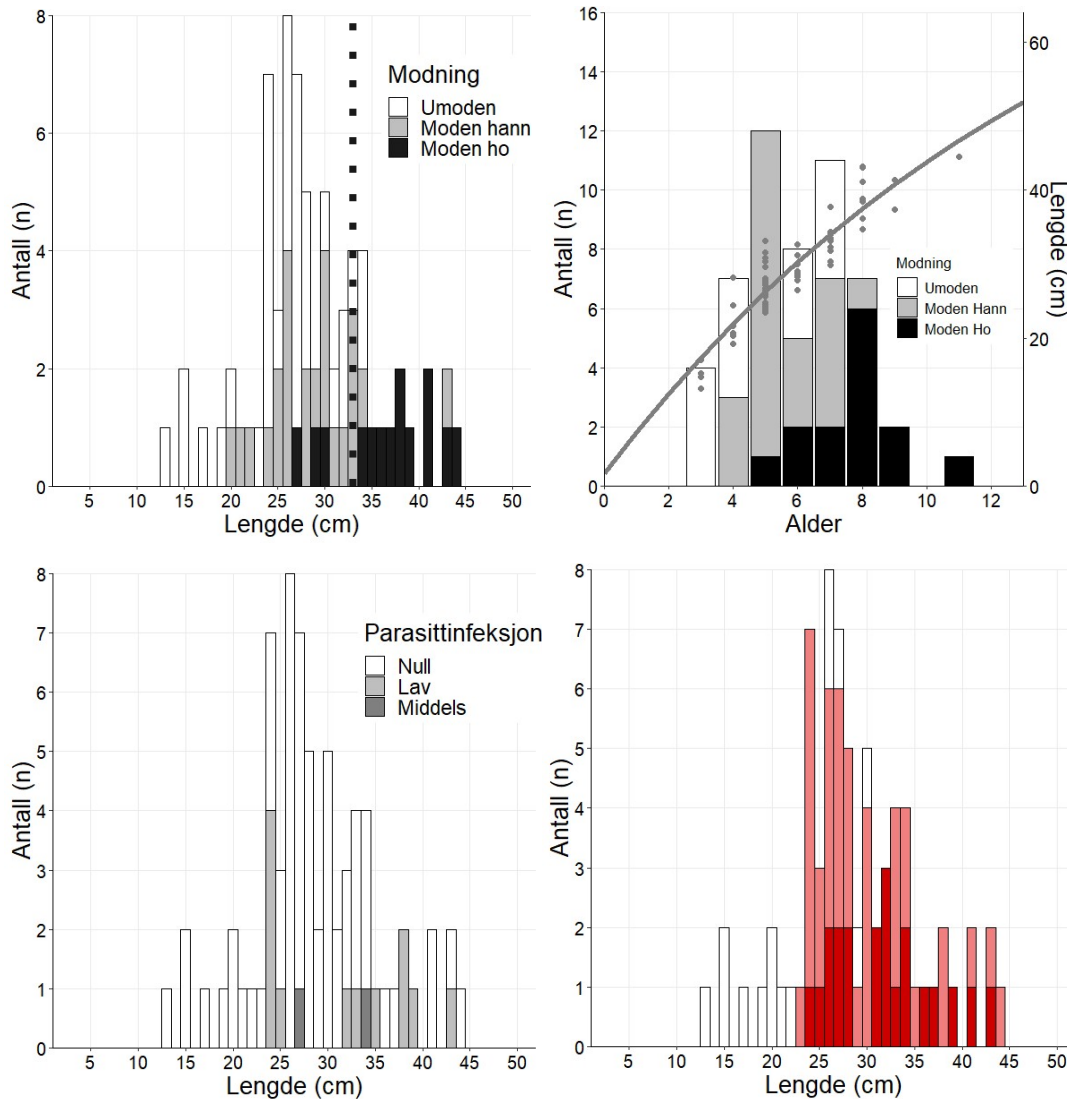


Figur 1. Plassering av elfiske stasjoner (røde felter) og undersøkte terskler (svarte felter med navngivningen de ble gitt under byggingen av tersklene) i Skibotnelva i tilknytning til Helligskogvatnet, hvor a) er nedstrøms og b) er oppstrøms innsjøen.

2.2. Resultat

Helligskogvatnet

Gjennom prøvafiske i Helligskogvatn ble det fanget 71 ørret (*Salmo trutta*) og 11 lake (*Lota lota*) i oktober 2023. Det ble ikke fanget røye i innsjøen. Det ble kun fisket i strandsonen da morfometrien i innsjøen tilsier at det ikke eksisterer hverken profundalsone eller pelagialsone i innsjøen. Fangsten tilsvarte en relativ tetthet målt i fangst per innsatsenhet (CPUE, antall fisk/100 m garn/12t) på 13.2 (sd=5.37) for ørret og 2.03 (sd=2.47) for lake. De 11 lakene var mellom 15.2 og 38 cm. Ørreten var mellom 13.2 og 44.5 cm med en gjennomsnittslengde på 28.7 cm (sd=6.6 cm) (**Figur 2**). Av den garnfangete ørreten var 37% over 30cm. Det ble fanget ørret fra 3 til 12 år med hovedvekt av fisk mellom 5-7 år i Helligskogvatnet. Lengde og alder ved 50% kjønnsmodning for hofisk var 32.9 cm ($R^2=0.549$ ved 44 d.f., $p<0.01$) og 6.8 år ($R^2=0.53$ ved 44 d.f., $p<0.01$) (**Figur 2**). Det var for få hannfisk innsamlet til å estimere 50% kjønnsmodning. Gjennomsnittlig årlig tilvekst for ørret mellom 3 og 7 år var 4.6 cm/år (95-Ki 3.6-5.5), mens modellering av vekst viste at maksimalveksten var (G) 5.9 cm/år og med en modellert gjennomsnittlig maksimalstørrelse (L_{∞}) på 88.8 cm ($R^2=0.813$, $t=19.8$ ved 69 d.f., $p<0.001$) (**Figur 2**). Bendelmerkene (måse- og fiskeandmark) ble kun påvist hos et fåtall av de innsamlete individene, mens et stort flertall av ørretene over 20 cm hadde lyserød eller rød kjøttfarge (**Figur 2**).



Figur 2. Lengde- og aldersfordeling av garnfanget ørret fra Helligskogvatn høsten 2023. De ulike figurene viser (øverst til venstre) lengdefordeling med kjønnsmodningsgrad, der gråe og svarte stolper er henholdsvis kjønnsmoden hannfisk og hofisk, i tillegg vises lengde ved 50% kjønnsmodning for hofisk som vertikal stiple linje. Aldersfordeling (øverst til høyre), og lengde ved alder hvor hvert punkt er et individ med gjennomsnittlig vekstrate (grå linje) gitt av von Bertalanffy's vekstmodell. Nederst til venstre vises infeksjonsgrad av bendelormene måse- og fiskeandmark, der åpne stolper er null infeksjon, lys grått er lav infeksjon, grått middels infeksjon og sort høy infeksjon. Nederst til høyre vises lengdefordeling med grad av rød kjøttfarge der åpne stolper er hvit kjøttfarge, rosa stolper viser fisk med lyserød kjøttfarge og røde stolper viser fisk med rød kjøttfarge.

Ungfiskregistreringer

Elfiske av ungfisk i tilknytning til Helligskogvatnet ble supplert med bonitering av de ulike elfiske-stasjonene (**Tabell 1, Figur 3**). Det ble fanget kun ørret ($n=47$) og lake ($n=4$) gjennom elfiske. Gjennomsnittlig estimert tetthet av ungfisk av ørret nedstrøms Helligskogvatnet var 6.3 ($SD=1.7$) (antall ungfisk pr/100m²), mens oppstrøms Helligskogvatnet var tettheten estimert til 4.7 ($SD=2.3$) (antall ungfisk pr/100m²) (**Tabell 2**). De fleste av de innsamlete ungfiskene var 2 år og eldre, og av ørreten i de eldre aldersgruppene ble det observert fisk mellom 9.6 og 26.0 cm. Det ble kun registrert 5 individer i 0+ årsklassen, og alle ble registrert i de øverste to sonene. Boniteringen viste at elfiske stasjonene varierte fra uegnet til bra egnet som gytehabitat for ørret. Derimot var egnetheten som oppvekstområde på de fleste stasjonene enten middels eller bra (**Tabell 1**). Stasjon 8 var eneste lokalitet hvor egnethet for gyting var bra, samtidig var også oppvekstområde her karakterisert som bra. Det var også her tettheten av de yngste aldersgruppene (0-1 år) var desidert høyest, i tillegg ble det observert 3 individer av gytefisk på denne stasjonen. Stasjonene nedstrøms Helligskogvatnet hadde veldig lav tetthet av ungfisk under 2+, og ingen individer av 0+ årsklassen (**Tabell 2**).



Figur 3. Bilder av utvalgte elfiskestasjoner. Der bilde øverst til venstre er Stasjon 1 med mye stein i blokk størrelse, uegnet for gyting, men en del hulrom og gjemteplasser for ungfisk. Øverst til høyre vises Stasjon 3 med substrat i varierende størrelse, her er vannhastighet lav og dermed er lokaliteten dårlig egnet for gyting, dog er det høy variasjon i substratstørrelse som tilsier gode oppvekstkår for ungfisk. Nederst til venstre vises Stasjon 4 med en del varierende substratstørrelse og middels vannhastighet, derimot er vanddybden noe lav. Dette til sammen tilsier at lokasjon er middels egnet som gyteområde og bra egnet som oppvekstområde. Nederst til høyre vises Stasjon 8 med glattstrøm både inn og ut av en liten kulp. Velegnet substrat for gyting og gode oppvekstsvilkår. Her ble det også observert gytefisk da befaringen var rundt gytetidspunktet for ørret.

Tabell 1. Stasjonsbeskrivelse gitt ved overfisket areal (m²), substratstype og prosentvis fordeling av de ulike substratstypene på stasjonene, vannhastighet, dybde (min-maks) på stasjonen, begroingskala (0-4), stasjonens egnethet for gyting og oppvekstområde.

Stasjon	Areal (m ²)	Substrat (% fordeling av substratstyper)	Vannhastighet	Dyp (cm)	Begroing	Egnethet gyting	Egnethet oppvekst
1	160	S/B/G - (50/45/5)	Lav/Middels	10-70	2	Uegnet	Middels
2	150	S/B/G – (50/30/20)	Middels/Sterk	10-70	2	Middels	Bra
3	160	B/S/G – (50/30/20)	Lav	5-50	2/3	Dårlig	Bra
4	320	S/B/G – (60/20/20)	Middels	5-50	2	Middels	Bra
5	350	S/B/G – (60/30/10)	Middels/Sterk	10-70	2	Dårlig	Bra
6	200	B/S – (85/15)	Lav/Middels	5-50	2	Uegnet	Dårlig
7	150	S/B – (60/40)	Middels	10-60	2/3	Dårlig	Middels
8	105	S/B/G – (60/20/20)	Lav/Middels	10-90	2	Bra	Bra

Tabell 2. Fangst og estimert tetthet (n/100m²) av ørretunger nedstrøms (stasjon 1-3) og oppstrøms (stasjon 4-8) Helligskogvatnet.

Stasjon	Areal	Ørretunger			Ørret Est. tetthet	Ørret 0+ per 100 m ²
		0+	1+	>1+		
1	160	0	1	5	12	7.5
2	150	0	0	3	6	4
3	160	0	2	4	12	7.5
4	320	0	0	2	4	1.25
5	350	0	0	11	22	6.3
6	200	0	2	1	6	3
7	150	1	0	7	14	5.3
8	105	4	4	0	8	7.6
Samlet	1595	5	9	33	94	5.9

Terskler

Terskler både oppstrøms (2) og nedstrøms (4) Helligskogvatnet ble befart den 4. og 5. oktober 2023, foruten de tersklene lenger oppstrøms som ikke ble funnet relevant å undersøke da de ikke vil påvirke fiskebestandene i nevneverdig grad. Det var middels-høy vannføring i Skibotnelva på befaringstidspunktet. Terskel S14 (se **Figur 4a**, **Figur 1a**) er den terskelen som ligger lengst nedstrøms Helligskogvatnet, og terskelen går fra bredd til bredd med en lengde på ca. 50 m og en bredde på ca. 25 m. Terskelen består av store steinblokker og virker å være i god stand. På grunn av terskelen er det et stilleflytende parti oppstrøms på om lag 3-400 m. Det er ca. 1.5-2 m høydeforskjell oppstrøms og nedstrøms terskelen. Det er mange mulige vandringsveier for opp- og nedvandrende fisk, ingen store sprang, og for det meste glattstrøm og noe kvitstryk gjennom terskelen. Terskel S11, som er den neste terskelen oppstrøms, (**Figur 4b**, **Figur 1a**) består av store steinblokker, med noe trevirke for å holde vannspeilet stabilt ovenfor terskelen. Den har en lengde på ca. 70-80 m og går fra bredd til bredd. Terskelen har en bredde på 5-7 m og høydeforskjellen ovenfor og nedenfor terskelen er på 70-80 cm. Terskel S11 er noe mer utfordrende å passere sammenlignet med Terskel S14, da det ved vannføringen på befaringstidspunktet var kun noen få plasser der oppvandrende fisk hadde mulighet til å passere. Men de få plassene hvor passering var mulig, var det relativt enkelt for laksefisk av alle størrelser å vandre forbi.

Terskel S11_vad (**Figur 4c, Figur 1a**) er en ansamling av mindre steiner på tvers av hele elven, og er bygd i grus/stein med en lengde på ca. 50 m og bredde på ca. 5 m. Høydeforskjellen ovenfor og nedenfor terskelen er kun på 20-30 cm, og det er ingen problem for hverken oppvandrende eller nedvandrende fisk å passere denne terskelen. Det er stilleflytende partier både oppstrøms og nedstrøms denne terskelen. Terskel P20 (**Figur 4d, Figur 1a**) demmer opp og oppskalerer arealet av Helligskogvatnet. Terskel P20 består av store steinblokker, det er 80 m fra breidd til breidd, og terskelen er ca. 10-15 m bred. Høydeforskjellen ovenfor og nedenfor terskelen er på 70-80 cm, det er flere mulige passeringspunkt for opp- og nedvandrende fisk og terskelen er i så måte ikke til større hinder for vandrende fisk.



Figur 4. Bildene viser tersklene nedstrøms Helligskogvatnet med deres dimensjoner og utfordring knyttet til fri vandring av fisk. a) er terskelen lengst nedstrøms (S14), mens d) er den nærmest Helligskogvatnet (P20).

Oppstrøms Helligskogvatnet er det to terskler, den nærmest innsjøen (Terskel S10A, **Figur 5a**, **Figur 1b**) ligger ca. 350 m oppstrøms av innsjøen og består av stor stein og blokk, det er tillegg trekonstruksjon i overkanten av terskelen for å holde vannspeilet oppe. Elven er ca. 80-100 m på tvers og terskelen 20-30 m bred. Høydeforskjellen på over- og nedsiden er ca. 1.5-2 m. Denne terskelen har egentlig kun en mulig vandringsvei opp- og nedstrøms på de fleste vannføringer, den ligger i sørenden av terskelen, men denne vandringsveien er til gjengjeld godt egnet for både opp- og nedvandring av laksefisk av ulik størrelse da vannstrømmen her består av i stor grad glattstryk. Vandringsveien kan sees i høyre bildekant av **Figur 5a**. Oppstrøms Terskel S10A er dammen stilleflytende i 3-400 m. Terskel S10B (den øverste av de befarte, **Figur 5b**, **Figur 1b**) består av store steinblokker med trekonstruksjon i forgrunnen for å holde vannspeilet oppe. Elva er ca. 30 m fra bredd til bredd, og terskelen er 15-20 m bred, den har et samlet fall på 1.5 m. Det var kun en mulig vandringsrute for oppvandrende fisk helt nord i terskelen. Øverst i denne vandringsruten var det også et fall på lite sprang uten noen definert kulp på nedsiden, og dette kan vanskeliggjøre oppvandring spesielt for mindre fisk. Dette er nok den av de befarte tersklene hvor vandring ved lave vannføringer er mest problematisk. Oppstrøms Terskel S10B er terskelbassenget 150 m langt.



Figur 5. Bildene viser Terskel S10a (a) og S10b (b), begge oppstrøms Helligskogvatnet.

2.3. Diskusjon

Det innsamlete materialet i Helligskogvatnet besto av 71 ørret og 11 lake. Noe som tilsier at ørret er den klart dominerende arten i Helligskogvatnet. Ungfiskregistreringene i elva oppstrøms og nedstrøms Helligskogvatnet viste at ørret var dominerende også i elvene. Fangst per garnnatt var på 13.2 (CPUE, antall fisk/100m² garn/natt). I og med at Helligskogvatnet er en liten innsjø (0.35km²), utgjør størrelsen på inn- og utløpselva til innsjøen relativt sett et stort areal i forhold til størrelsen på innsjøen. Derimot var det relativt små arealer av de undersøkte elvestrekninger som var godt egnet som spesielt gyteområde, men også som oppvekstområde. Derfor blir den samlede vurdering at oppvekstratioen (arealet av oppvekstområder i elv/bekk mot arealet av innsjøen) var mellom 25-50% for ørret i dette systemet. Vurderingen av miljøtilstand basert på tettheten til ørretbestanden jamfør Miljøveileder 02:2018 blir derfor God Økologisk tilstand (se

Direktoratsgruppen Vanndirektiv 2018). I og med at innløpselva og derfor også Helligskogvatnet blir fraført en del vann gjennom kraftreguleringen i Skibotndalen i tillegg til at det er bygd terskler både oppstrøms og nedstrøms innsjøen vil det være hensiktsmessig å karakterisere Helligskogvatnet som en Sterkt Modifisert Vannforekomst (SMVF), og da blir den økologiske tilstanden istedenfor klassifisert som Godt Økologisk Potensial. Ved forrige kjente undersøkelse av innsjøen i 1998 var den relative tettheten på 17.2 (CPUE, antall fisk/100m² garn/natt) (Kanstad-Hanssen 1998) noe som er innenfor standardavviket for undersøkelsene gjennomført i 2023. I tillegg ble prøvefisket i 2023 gjennomført innenfor gytetiden til ørret og en del av den gytemodne ørreten kunne oppholdt seg i elvene som kan gi lavere tetthetsestimater i innsjøen enn det som faktisk er reelt. Derfor blir konklusjonen at den relative tettheten av ørret ikke har endret seg nevneverdig siden 1998.

Ørreten i Helligskogvatnet var av svært god kvalitet, med høy individuell årlig tilvekst (4.6 cm/år), lav parasittinfeksjonsgrad og en stor andel individer med rød kjøttfarge. Siden undersøkelsen gjennomført i 1998 har kvaliteten på individene bedret seg, da veksten var noe lavere, og færre individer hadde rød kjøttfarge i 1998 (Kanstad-Hanssen 1998). Aldersfordelingen er tilsvarende det man observerte i 1998 og det virker som at ungfisk ankommer innsjøen fra de omkringliggende elvene ved 3-4 års alder. Lengdefordelingen har derimot endret seg sammenlignet med materialet innsamlet i 1998. Det er relativt få individer under 25 cm i materialet fra 2023, mens i 1998 var denne størrelsesgruppen dominerende. Tre årsaker til denne endringen virker nærliggende, for det første var det i rapporten fra 1998 beskrevet et utstrakt garnfiske i vatnet, noe som ikke kan være tilfellet for dagens bestand, da lengdefordelingen og aldersfordelingen ikke tilsier noen form for størrelsesselektiv overbeskatning gjennom garnfiske (se Allan mfl. 2005). For det andre virker rekrutteringen av ørret til innsjøen å være lavere sammenlignet med materialet fra 1998, da det er mange færre individer under 25 cm innfanget i innsjøen i 2023. Det kan riktignok være flere grunner til dette, en grunn kan være at ørreten unngår innsjøen og dermed også konkurransen og predasjon fra de større ørretene til de har nådd en størrelse der de er konkurransedyktige. I den sammenheng, var det en høy andel av ungfiskene på elfiskestasjonene nedstrøms innsjøen som var over 15 cm (>50%). Den andre mulige årsaken er at det produseres mindre ungfisk i Skibotnelva rundt Helligskogvatnet. I 1998 lå ungfiskproduksjonen i gjennomsnitt på de undersøkte stasjonen på 8.6 fisk per 100 m² elveareal, mens dette tallet var i gjennomsnitt 5.9 (SD=2.2) i 2023. Dette indikerer at ungfiskproduksjonen har gått noe ned siden 1998, og generelt er tettheten av ungfisk på et relativt lavt nivå. For det tredje bidrar et varmere klima til lenger vekstsesong og bedre vekstvilkår for en art som ørret.

I 1998 ble det fanget noe røye både i elva rundt Helligskogvatnet og i innsjøen, mens det i 2023 ikke ble fanget noen individer av røye. Innsjøen er grunn og består kun av strandsone, dette profiterer i stor grad ørret framfor røye, da røye ofte er en bedre konkurrent enn ørret i de frie vannmasser og dypområder (Prati mfl. 2021). I tillegg har røye et konkurransefortrinn i kaldt vann sammenlignet med ørreten (Finstad mfl. 2011). Det er naturlig å anta at også klimaendringene har satt sine spør i Skibotndalen og Helligskogvatnet siden 1998. Det lille konkurransefortrinn røye hadde som tillot sameksistens i 1998, kan ha forsvunnet de siste 25 årene og dermed er det sannsynlig at ørreten har utkonkurrert røye fullstendig i Helligskogvatnet. Det er viktig å påpeke at dette er forventet gjennom den generelle klimaoppvarmingen (Finstad mfl. 2011) og ikke kan pålegges kraftreguleringen i vassdraget.

Den øverste terskelen nedstrøms Helligskogvatnet er tiltenkt å holde vannspeilet i innsjøen stabilt, dette har nok også medført en liten økning i innsjøarealet. Alle tersklene nedstrøms er

utformet slik at vandring av fisk både opp- og nedstrøms er mulig på de fleste vannføringer, foruten ved veldig lave vannføringer, og er kun til hinder ved svært lite vann i elva. Oppstrøms Helligskogvatnet er to terskler som begge kan være noe mer utfordrende og da spesielt for oppvandrende fisk. Det er spesielt den øverste terskelen som ved lave vannføringer vanskeligjør vandring og som kan fungere som et temporært vandringshinder, dog vil ingen av tersklene fungere som fullstendige barrierer. Terskler ble ofte bygget av både estetiske og miljømessige grunner i regulerte vassdrag hvor vannføringen kan bli lavere enn naturlig (Hillestad 1982, Fergus mfl. 2010). I regulerte vassdrag blir de ofte bygget for å opprettholde mer vanddekt areal i elva samtidig som de kan forebygge utgravinger av elveleie ved flom (Fergus mfl. 2010). I og rundt Helligskogvatnet fremstår de bygget enten for å øke det vanddekte arealet i Helligskogvatnet eller i allerede sakteflytende deler av elva av samme grunn. På oversiden av disse tersklene blir det derfor store terskelbassenger med flere hundre meter stilleflytende vann, og for større laksefisk kan det være fine områder med mye skjul og god mattilgang. Derimot er en stor del av elva både oppstrøms og nedstrøms ikke tilgjengelig som hverken gyteområde eller oppvekstområde for ungfisk, noe som er negativt for ungfiskproduksjonen (Fergus mfl. 2010). Samtidig var nok disse arealene også før byggingen av tersklene for stilleflytende for gytende laksefisk, mens noe av arealet kunne nok i større grad vært brukt av ungfisk på næringsøk.

Vurdering av verdi og forslag til tiltak.

Ørretbestanden i og nær tilknytting til Helligskogvatnet virker av god kvalitet, med god vekst og lite parasitter. Ørretbestanden vil ha derfor ha «middels» verdi jamfør Miljødirektoratets veileder (M-1941), da den ikke er anadrom, mens fiske i og rundt Helligskogvatnet er lett tilgjengelig for allmennheten. Terskelen nedstrøms vatnet sørger for et jevnt vanddekt areal i innsjøen, og tersklene bidrar til relativt store terskelbassenger oppstrøm Helligskogvatnet som har bidratt til å bevare landskapsopplevelsen i området, mens manglende minstevannføring i øvre del har forringet landskapsopplevelsen (Sørensen mfl. 2013). Tersklene fremstår ikke som vandringsbarrierer, men ved lave vannføringer kan spesielt de to øverste tersklene (Terskel S10A og S10B, **Figur 5**) fungere som temporære vandringshinder. Det er svært viktig at disse lave vannføringene ikke inntreffer i forbindelse med gytevandringen til ørret (sept-okt), da de beste gyteområdene befinner seg oppstrøms den øverste terskelen. Den til dels lave vannføringen pga. fraføring av vann til kraftproduksjon, fører til at det i perioder på høsten og vinteren er et svært lavt vannvolum og vanddekt areal i elva. Dette vil være negativt for ungfiskproduksjonen, noe som også resultatene i denne rapporten peker mot. Det er lav tetthet av ungfisk også der det er relativt sett gode gyte og oppvekstområder for ørreten. Det virker derfor til å være noe lav rekruttering til ørretbestanden i og rundt Helligskogvatnet. Påvirkningen fra vannkraftreguleringen på ørretbestanden fremstår som stor da ungfiskproduksjonen virker å være skadelidende som følge av lav vannføring i elva, samt at tersklene kan fungere som vandringsbarrierer for gytevandrende fisk ved lave vannføringer. Derfor vurderes påvirkningsgraden jmf. Miljøveileder (M-1941) til «forringet». Samlet blir vurdering av verdi og påvirkningsgrad jamfør Miljøveileder (M-1941) til en konsekvensvurdering fra «noe negativ konsekvens» til «middels negativ konsekvens». For fisken som lever i øvre del av Skibotnelva vil det være fordelaktig med et minstevannslipp fra Galgojavri/Didnijohka slik at det vanddekte arealet blir størst mulig gjennom sensommer, høst og vinter. Det bør også vurderes og utbedre de øverste tersklene for en enklere vandringsvei for ørret på vei til gyteplassene sine. Med det menes å etablere en vandringsvei gjennom de to øverste tersklene som alltid er mulig å passere for vandrende fisk. Dette kan medføre at vannspeilet i terskelbassengene på oversiden blir noe lavere og derfor vil også det vanddekte arealet her bli mindre.

3. Befaring av vandringshinder i Sjørdalselva i Kitdalen

Befaringen ble gjort som et ledd i vurderingen av et mulig oppgangshinder for anadrom røye på gytevandring i Sjørdalselva og da spesielt på lave vannføringer som følge av fraføring av vann til kraftproduksjon øverst i vassdraget. Vannet blir ført i tunnel ved et bekkeinntak på kote 800 ca. 500 m nedstrøms Halordalvatnet. Vannet blir så ført i tunnel fra bekkeinntaket til Sjørdalssmåvatnan før det via Cazajávri, Govdajávri og Lávkejávri blir ført til Lávkejáhka kraftverk i Skibotndalen. Dette har ført til redusert vannføring i Sjørdalselva spesielt sensommer og tidlig høst. Fra endelig vandringsbarriere renner Sjørdalselva relativt rolig noen hundre meter før resten av elva nedstrøms er preget av høy fart i vatnet med mye kvitstryk og flere utfordrende partier for oppvandrende fisk. Elva er også for det meste svært grunn med ingen definert dyprenne i elvetversnittet. Ved kote 220 starter et strykp parti på rundt 200 m hvor oppvandring av da spesielt røye er utfordrende. Dette partiet består av små fossefall, kvitstryk over berg med kulper innimellom, og i midten av dette strykp partiet ligger kulpen Vilgissorgi.

Sjøvandrende røye vandrer ofte opp i vassdrag i løpet av juni og i begynnelsen av juli, og bør i så måte treffe slutten av vårflommen i disse områdene (se f.eks. Smalås mfl. 2023). Man vet imidlertid lite om hvordan sjørøye eventuelt forflytter seg innad i elva gjennom sommeren og frem mot gyting. Ved at overføringen av vann har tatt 17 % av nedbørsfeltet til Sjørdalselva, og at virkningene av dette er størst på seinsommer og tidlig høst kan det ikke utelukkes at vandring gjennom denne aktuelle elvestrekningen har blitt vanskeligere. Vandringsmuligheten vil fortsatt være god gjennom middels og høye vannføringer i våte perioder, men varigheten av tørre perioder har trolig økt. Den aktuelle strekningen har trolig alltid representert et temporært vandringshinder for sjørøye, der nedbør og mindre regnflommer har vært avgjørende for vandringsmulighetene. I og med at de observerte vandringshindrene vurderes å være marginale vandringsveier også i uregulert elv, må selv en relativt lav reduksjon i vannføring antas å ha redusert mulighetene for vandring seint i sommersesongen.

På grunn av den elvelevende sjørøyebestanden tilsier klassifisering jamfør Miljødirektoratets veileder at verdi må settes som «svært stor» (M-1941 2020). Påvirkningen av vannfracføringen gjennom spesielt sommeren vil kunne gi vanskeligere vandringsmuligheter for sjørøya noe som kan føre til at de ikke klarer å vandre til gyteplassene. Vannet som blir fracført kommer fra høytliggende områder og dermed er det det kaldeste vannet som blir fracført som også påvirker røye negativt i konkurranse med mer varmekjære arter som f.eks. ørret (Finstad mfl. 2011). Dog vil det under vårflommen samt tidlig på sommeren være tilstrekkelig med vann for oppvandring og det er i denne perioden hovedoppvandringen sannsynligvis vil finne sted for sjørøye i Kitdalselva. Derfor blir påvirkningen satt til «noe forringet» jamfør Miljøveileder M-1941. Den samlede vurderingen for verdi og påvirkning for sjørøyebestanden i Sjørdalselva oversettes derfor til «Middels negativ konsekvens» jmf. Miljøveileder M-1941. For resten av Kitdalselva er påvirkningene mindre, da kaldt fjellvann forsyner Nordalselva og derfor også Kitdalselva. Sjørdalselva ovenfor det problematiske stryket utgjør ca. 20% av total elvestrekning som er tilgjengelig for røye. Vi vet svært lite om beskaffenheten til disse elvestrekningene og kan ikke vurdere hvor viktig de 20% er for røye sammenlignet med resten av elva.



Figur 6. Søralselva mellom kote 220 og 205, med kulpen Vilgissorgi markert med rød sirkel.

4 Litteratur

- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z. E. B., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L., & Winemiller, K. (2005). Overfishing of inland waters. *AIBS Bulletin*, 55, 1041–1051.
- Amundsen, P. A., Knudsen, R., & Klemetsen, A. (2007). Intraspecific competition and density dependence of food consumption and growth in Arctic charr. *Journal of Animal Ecology*, 76, 149-158.

- Crisp, D. T., & Carling, P. A. (1989). Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of fish biology*, 34(1), 119-134. Direktoratsguppen vanndirektivet. (2018). Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Eloranta, A. P., Finstad, A. G., Helland, I. P., Ugedal, O., & Power, M. (2018). Hydropower impacts on reservoir fish populations are modified by environmental variation. *Science of the total environment*, 618, 313-322.
- Eloranta, A. P., Helland, I. P., Sandlund, O. T., Hesthagen, T., Ugedal, O., & Finstad, A. G. (2016). Community structure influences species' abundance along environmental gradients. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 273-282.
- Essington, T. E., Kitchell, J. F., & Walters, C. J. (2001). The von Bertalanffy growth function, bioenergetics, and the consumption rates of fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 2129-2138.
- Finstad, A. G., Forseth, T., Jonsson, B., Bellier, E., Hesthagen, T., Jensen, A. J., ... & Foldvik, A. (2011). Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. *Global Change Biology*, 17, 1703-1711.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. - NINA Temahefte 52. 1-90 s.
- Gibson, R. J. (1993). The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in fish biology and fisheries*, 3, 39-73.
- Grenier, G., Smalås, A., Kjaer, R., & Knudsen, R. (2021). Environmentally Modulated Repeat Evolution of Polymorphic Arctic Charr Life History Traits. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 771309.
- Halvorsen, M. (1993). Sjøvandrende og stasjonær røye og ørret i vassdrag i Lofoten og Vesterålen. Tromsø Museum, Zoologisk avdeling, november 1993.
- Halvorsen, M. (2009). Røye og ørretbestandene i Fiskfjordvassdraget, Hadsel og Sortland kommuner. Nordnorske ferskvannsbiologer Rapport 2009-03.
- Heggenes, J. (1990). Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5, 341-354.
- Heggenes, J., Bagliniere, J. L., & Cunjak, R. A. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of freshwater fish*, 8, 1-21.
- Helland, I.P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Sandlund, O.T. 2010. Standardiserte ørretfangster som hjelpemiddel for å vurdere økologiske effekter av vannstandsreguleringer i innsjøer – *NINA Rapport 560*. 23 s.
- Henriksen, E. H., Knudsen, R., Kristoffersen, R., Kuris, A. M., Lafferty, K. D., Siwertsson, A., & Amundsen, P. A. (2016). Ontogenetic dynamics of infection with *Diphyllbothrium* spp. cestodes in sympatric Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) and brown trout *Salmo trutta* L. *Hydrobiologia*, 783, 37-46.
- Huuskonen, H., Penttinen, O. P., & Piironen, J. (2003). Effects of temperature and parental background on the embryonic survival and metabolic rate of newly hatched Arctic charr. In *The Big Fish Bang. Proceedings of the 26th Annual Larval Fish Conference: 22-26 July 2002; Bergen* (pp.35-44). Bergen: Institute of Marine Research.
- Kanstad-Hanssen, Ø. & Bentsen, V. (2014). Oppvandring av anadrom laksefisk i 11 vassdrag i Nordland i 2013 - en vurdering av innslag av rømt oppdrettslaks. *Ferskvannsbiologen Rapport 2014-01*. s. 49.
- Kanstad-Hanssen, Ø. & Fredhult, H. (2018). Prøvefiske i Elsvatn, Ugelvatn og Stemtjønnna i 2017. *Ferskvannsbiologen Rapport 2018-08*. s. 9.
- Kirkhorn, T. (2024). Sigerfjord fisk, hydrologisk vurdering for konsesjonssøknad. Norconsult Notat oppdragsnummer 52209966. 27 s.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M. F., & 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.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Knudsen, R., & Hermansen, B. (1997). A profundal, winter-spawning morph of Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in lake Fjellfrøsvatn, northern Norway. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 73, 13-23.

- Milbrink, G., Vrede, T., Tranvik, L. J., & Rydin, E. (2011). Large-scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(12), 2167-2173.
- Mooij, W. M., Van Rooij, J. M., & Wijnhoven S. (1999). Analysis and comparison of fish growth from small samples of length-at-age data: Detection of sexual dimorphism in Eurasian perch as an example. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128, 483–490.
- NVE. (2023). Norges Vassdrags og Energidirektorat. atlas.nve.no.
- Persson, L., Amundsen, P. A., De Roos, A. M., Klemetsen, A., Knudsen, R., & Primicerio, R. (2007). Culling prey promotes predator recovery--alternative states in a whole-lake experiment. *Science*, 316, 1743-1746.
- Prati, S., Henriksen, E. H., Knudsen, R., & Amundsen, P. A. (2020). Impacts of ontogenetic dietary shifts on the food-transmitted intestinal parasite communities of two lake salmonids. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 12, 155-164.
- Prati, S., Henriksen, E. H., Smalås, A., Knudsen, R., Klemetsen, A., Sánchez-Hernández, J., & Amundsen, P. A. (2021). The effect of inter - and intraspecific competition on individual and population niche widths: a four - decade study on two interacting salmonids. *Oikos*, 130, 1679-1691.
- Réalís-Doyelle, E., Pasquet, A., De Charleroy, D., Fontaine, P., & Teletchea, F. (2016). Strong effects of temperature on the early life stages of a cold stenothermal fish species, brown trout (*Salmo trutta* L.). *PLoS One*, 11.
- Skarbøvik, E., Glover, B., Barton, D. N., Brabrand, Å., Bækken, T., ... & Sandøy, S. (2006). Forslag til metodikk for fastsettelse av miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster. *Norsk institutt for vannforskning, Rapport LNR 5266-2006*.
- Skoglund, S., Siwertsson, A., Amundsen, P. A., & Knudsen, R. (2015). Morphological divergence between three Arctic charr morphs—the significance of the deep-water environment. *Ecology and evolution*, 5(15), 3114-3129.
- Smalås, A., Amundsen, P. A., & Knudsen, R. (2013). Contrasting life history strategies of sympatric Arctic charr morphs, *Salvelinus alpinus*. *Journal of Ichthyology*, 53, 856-866.
- Smalås, A. & Kanstad Hanssen, Ø. 2023. Fiskebiologiske undersøkelser i Sildhopvatnet og Storvatnet på Hamarøya i Nordland i 2022. SNA-rapport 11/2023. 21 s.
- Svenning, M. A., & Klemetsen, A. (2001). Overbefolka røyevatn i Nord-Norge (ORN). Veiledning i teinefiske. Sluttrapport fra ORN-prosjektet. 47 s.
- Sørensen, J., Brodtkorb, E., Haug, I., & Fjellanger, J. (2013). Vannkraftskonsesjoner som kan revideres innen 2022. – Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. NVE-rapport 49, s. 316.
- Vann-nett. 2024. <https://vann-nett.no/portal/#/measuredetails/1109-1318-M>