



Aslak Smalås / Øyvind Kanstad-Hanssen

Fiskebiologiske undersøkelser i Fiskfjordvassdraget i Hadsel kommune, Nordland Fylke.

Smalås, A. & Kanstad-Hanssen, Ø. 2023. Fiskebiologiske undersøkelser i Fiskfjordvassdraget i Hadsel kommune, Nordland Fylke.. SNA-rapport 20/2023. 26 s.

Trondheim, 12. januar 2024

ISBN: 978-82-8341-105-8

Rettighetshaver:

© Skandinavisk naturovervåking. Kan siteres fritt med kildeangivelse

Tilgjengelighet: Åpen

Publiseringstype: Digitalt dokument (pdf)

Oppdragsgiver: Nordkraft AS

Kontaktperson hos oppdragsgiver: Mads Schultz

Forsidebilde: Røye fanget i garn på Første Fiskfjordvatn

Nøkkelord: røye / ørret / Laks / garnfiske / prøvefiske / reguleringsmagasin

Kontaktopplysninger:

Skandinavisk naturovervåking

Vestre Rosten 81

7075 Tiller

Telefon: 911 09459/ 994 64394

[e-post: oyvind.hanssen@skandnat.no/](mailto:oyvind.hanssen@skandnat.no) aslak.smalas@skandnat.no

Innhold

Forord.....	3
Sammendrag	4
1 Innledning.....	5
2 Områdebeskrivelse	6
3 Metoder.....	7
4 Resultater	9
4.1 Første Fiskfjordvatn.....	9
4.2 Fiskfjordelva	12
4.3 Andre Fiskfjordvatn	13
5 Diskusjon	16
5.1 Fiskebiologiske undersøkelse	16
5.2 Regulerings innvirkning på fiskebestandene	19
5.3 Avbøtende tiltak og fremtidig drift.....	26
6 Litteratur	27

Forord

Fiskfjord kraftverk er et konsesjonsløst anlegg som NVE har valgt å kalle inn til konsesjonsbehandling, og som et ledd i denne prosessen har det blitt gjennomført fiskefaglige undersøkelser i Første og Andre Fiskfjordvatn og i Fiskfjordelva i 2023. Disse undersøkelsene ligger til grunn for en fiskefaglig vurdering av dette vassdragsinngrepet spesielt, men hensyntar også et vannuttak til settefiskproduksjon som også er kallet inn til konsesjonsbehandling.

Feltarbeid ble utført Øyvind Kanstad Hanssen og Aslak Smalås, mens bearbeiding av fiskefangst og aldersanalyser ble utført av Aslak Smalås. De samme har også utarbeidet rapporten, og Øyvind Kanstad Hanssen har i tillegg vært prosjektleder.

Oppdragsgiver har vært Nordkraft AS. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Mads Schultz.

Øyvind Kanstad Hanssen



Prosjektleder
Skandinavisk naturovervåking

Sammendrag

Fiskfjord kraftverk er et konsesjonsløst anlegg som har vært i drift siden 1937, og som NVE nå har kallet inn til konsesjonsbehandling. Som et tillegg til konsesjonssøknaden har Nordkraft AS, som kraftverkseier, fått utarbeidet en rapport som omhandler vassdragsreguleringens effekter for de berørte fiskesamfunnene. Det har blitt gjennomført fiskefaglige undersøkelser gjennom garnfiske i Første og Andre Fiskfjordvatn samt ungfiskregistrering og bonitering av Fiskfjordelva.

Reguleringen og kraftproduksjon har medført klassiske endringer som økt vintervannføring og redusert vannføring på sommer og høst i Fiskfjordelva, samt erosjon i en brådyb reguleringssone i Andre Fiskfjordvatn. I tillegg til virkningene av kraftproduksjonen påvirkes Fiskfjordelva av et stabilt vannuttak til et settefiskanlegg.

Resultatene viser at Andre Fiskfjordvatn, som er reguleringsmagasin for kraftverket, har stasjonære bestander av ørret og røye. Bestanden av ørret kan beskrives som tynn og fremsto ikke som vekstbegrenset, men det ble likevel ikke fanget noen store individer. Røyebestanden fremsto også som tynn, men bar samtidig preg av overtallighet. Bestanden var vekstbegrenset og få eller ingen individer kan ventes å vokse seg store.

I Første Fiskfjordvatn er tettheten av de stasjonære bestandene av røye noe tynn, mens for ørreten er den bedre og tettheten er høyere enn ved tidligere undersøkelser. Kvaliteten på fisken fremstår som god både for røye og ørret. Det finnes anadrome bestander av begge artene, for røye er den anadrome delen av bestanden liten (12 %). Den anadrome delen av ørretbestanden er høyere (25 %), dog viser ungfiskundersøkelsene i elva at produksjonen er liten og ørretbestanden som i elva som helhet ble klassifisert ved en Dårlig Økologisk tilstand. Ørretunger kan også bruke innsjøer som oppveksthabitat og derfor kan er nok produksjonen noe høyere enn det elva alene skulle tilsi. Av de anadrome individene som ble fanget var de aller fleste førstegansvandrerne, og dette kan tyde på en forhøyet dødelighet for de eldre og større individene. Laksebestanden virker ikke å være i dårligere forfatning enn ved de tidligere undersøkelsene som er gjennomført i vassdraget. Tettheten av lakseunger var høy i elva som gav bestanden her en Svært God økologisk tilstand. Det en derimot ikke vet er hvor høy produksjonen av laksunger var i elva før utbyggingen av kraftverket og det kan ikke utelukkes at kraftverksutbyggingen har hatt en negativ effekt også på lakseproduksjonen.

I Andre Fiskfjordvatn er fiskesamfunnet klart negativt påvirket av vassdragsreguleringen, men basert på innsjøens morfometri og påvirkningene i reguleringssonen vurderes det ikke som hensiktsmessig å iverksette tiltak for å styrke fiskesamfunnet og bedre fisket. For Første Fiskfjordvatn er det vurdert at de fysiske forholdene i innsjøen i liten grad har blitt eller blir påvirket av kraftverksproduksjonen. I og med at vannføringsforholdene i Fiskfjordelva er betydelig endret gjennom reguleringsinngrepet, og blir forsterket av vannuttaket til settefiskanlegget, er fiskeproduksjonen i elva skadelidende. Utover denne direkte effekten, påvirkes fiskesamfunnet i Første Fiskfjordvatn indirekte av nedsatt og endret produksjon i elva. Det er imidlertid ingen informasjon om forhold som er avgjørende for å kvantifisere endringer og effekter for fiskesamfunn i anadrom del av vassdraget. Det bør fremskaffes driftsdata for kraftverket med oppløsning som viser døgnvariasjoner i vannføring, og det bør også fremskaffes kunnskap om forhold mellom vannføring og vanndekt areal samt endringshastigheter for vannstand.

Med bakgrunn i dette foreslås det at en eventuell konsesjon gis med et midlertidig manøvreringsreglement, med krav om fremskaffing av påpekte data innenfor en 3-5 års periode fulgt av en ny vurdering og forslag til minstevannføring og manøvreringsreglement.

1 Innledning

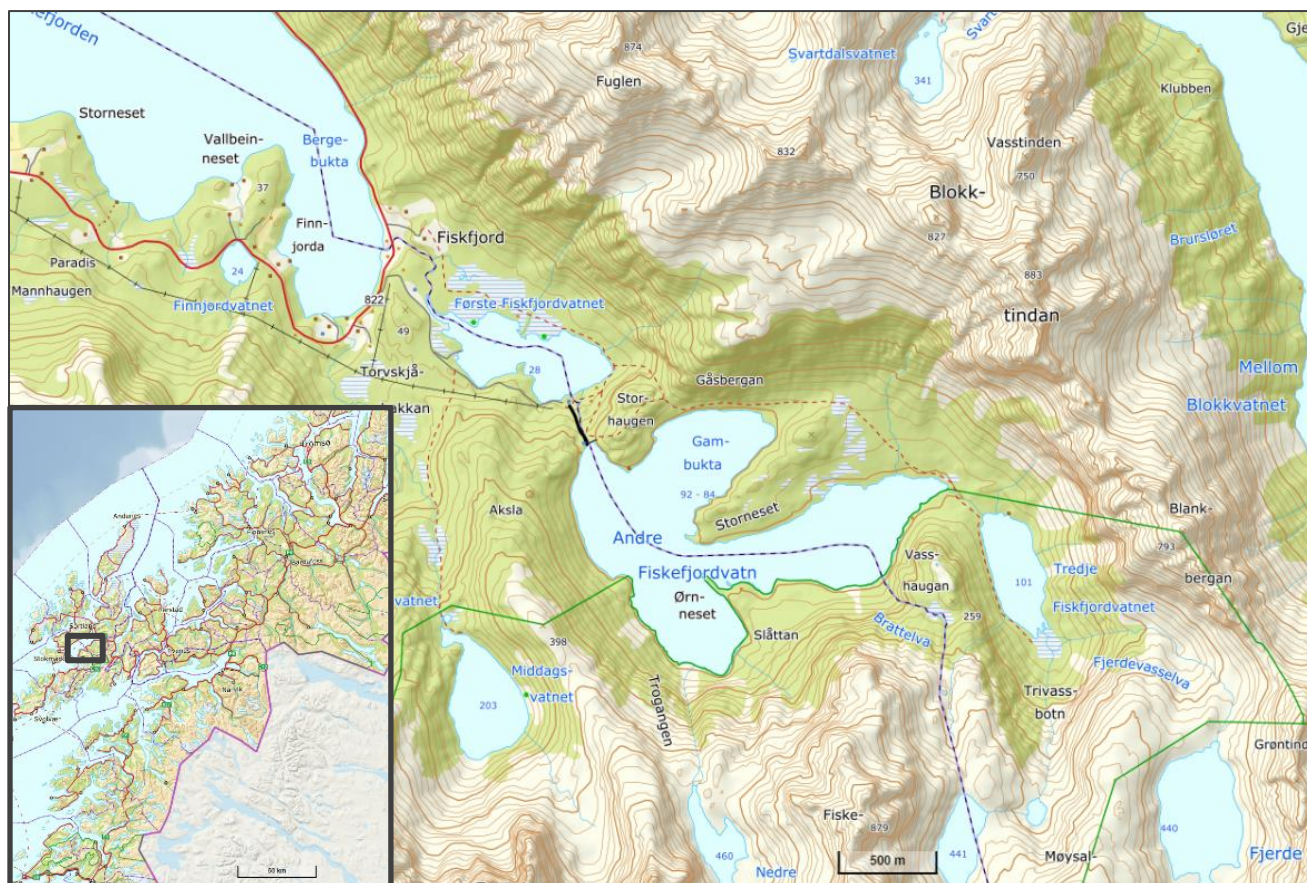
Fiskfjord kraftverk har vært i drift siden 1937 som et konsesjonsfritt kraftverk. Med bakgrunn spesielt i forholdene for anadrom fisk har NVE besluttet å kalle inn til konsesjonsbehandling jfr. Vannressursloven § 66. Kraftverket er i dag eid av Nordkraft AS. Denne rapporten er derfor utformet som ledd i konsesjonssøknaden som skal leveres til NVE. Innkalling til konsesjonsbehandling etter § 66 er svært uvanlig, og for Fiskfjord kraftverk innebærer dette at biologiske og hydrologiske virkninger av et 80 år gammelt inngrep skal synliggjøres samtidig som den biologiske før-tilstanden i vassdraget ikke er kjent.

Generelt medfører oppdemming og regulering av innsjøer endringer i levestedingelsene for fisk, og selv om endringene er størst i den første fasen etter reguleringen kan de fysiske forholdene i innsjøene endres også i et langt større tidsperspektiv. Det er derfor av interesse å kartlegge status for fiskesamfunnene i regulerte innsjøer jevnlig (Skarbøvik mfl. 2006; Direktoratgruppen Vanndirektiv 2018). Intervallet for slike undersøkelser vurderes gjerne på bakgrunn av allmennhetens bruk av det aktuelle området, verdien av fiskeressursene og hvor omfattende de menneskelige påvirkningene i vannressursen er. Reguleringsinngrep og kraftproduksjon medfører alltid at hele eller deler av elver får endret vannføring, både i størrelse og fordeling gjennom året, og påvirker derfor livet i de berørte elvestrekningene (Forseth og Harby 2013). Vurderinger av effektene av regulering og kraftproduksjon i et vassdrag utføres som oftest gjennom en konsekvensutredning i forkant av konsesjonsbehandling og inngrep, men i tilfellet for Fiskfjordvassdraget er inngrepet 80 år gammelt. Gjennom en forestående konsesjonsbehandling utløses behovet for å sannsynliggjøre hvordan tilstanden i vassdraget var før inngrepet eller ville vært uten inngrepet.

Skandinavisk naturovervåking AS ble engasjert til å utføre de fiskebiologiske undersøkelsene som et ledd av konsesjonssøknaden. Resultatene danner grunnlag for vurderinger knyttet til vassdragsinngrepenes effekter på fisk, og da spesielt på bestandene av anadrom fisk i første Fiskfjordvatn og Fiskfjordelva.

2 Områdebeskrivelse

Fiskfjordvassdraget ligger på Hinnøya i Hadsel og Sortland kommuner i Nordland Fylke. Vassdraget består av 4 innsjøer med elvepartier mellom innsjøene (**Figur 1**). Den nederste innsjøen, Første Fiskfjordvatn, har anadrome bestander av røye, ørret og laks (Halvorsen 2009), mens resten av innsjøene har bestander av stasjonær fisk. Vassdraget har et samlet nedbørsfelt på 16.4 km² (NVE 2023). Kraftverket utnytter et fall på 60 høydemeter mellom Andre- og Første Fiskfjordvatn. Andre Fiskfjordvatn reguleres mellom kote 84 og kote 92, dvs. en reguleringshøyde på 8 m og den midlere årsproduksjon er på 5.4 GWh. Reguleringen i Andre Fiskfjordvatn påvirker også fiskebestandene i Første Fiskfjordvatn og i utløpselva fra Første Fiskfjordvatn, Fiskfjordelva. I tillegg har Første Fiskfjordvatn og derfor også utløpselva redusert vannføring på grunn av et konstant vannuttak (0.36 m³/s) til et settefiskanlegg eid av Sjørøye AS. Vannføringen i Fiskfjordelva er derfor periodevis sterkt redusert på grunn av fraføring av vann til settefiskanlegget og varierende kjøring fra kraftstasjonen. Vassdraget har en anadrom strekning på ca. 2 km, hvor Fiskfjordelva utgjør omtrent halvparten.



Figur 1. Kartutsnitt over Første og Andre Fiskfjordvatn i Hadsel og Sortland kommuner, Nordland fylke, elfiske ble gjennomført i utløpselva av Første Fiskfjordvatn.

3 Metoder

Garnfiske ble gjennomført i henhold til Norsk Standard, NS 9455. Det ble benyttet oversiktsgarn (Nordisk serie og ORN-serie) hvor nordiske garn er 30 m lange og 1.5 m dype, med 12 ulike maskevidder fra 5-52 mm. ORN-garnserien består av garn som er 40 m lange, 1.5 m dype, med 10 ulike maskevidder fra 8-45 mm. Garnene ble satt både i strandsonen og i dypet (> 15 m) i Andre Fiskfjordvatn, mens i Første Fiskfjordvatn ble det kun fisket med garn i strandsonen da det ikke ble påvist dypområder i innsjøen. Garnfangster oppgis som relativ tetthet målt i CPUE (antall fisk/100m² garn/natt). Det ble satt 11 garn i strandsonen (7 Nordic- og 4 ORN-garn) fra den 21. til den 22. august 2023 i Første Fiskfjordvatn. I Andre Fiskfjordvatn ble det satt 11 garn (4 var Nordic- og 7 ORN-garn) i strandsonen fra 22. til 23. august. I profundalsonen (>15 m) ble det satt 3 garn, hvor ett var Nordic- og 2 var ORN-garn.

Følgende ble registrert på all garnfanget fisk; 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 bestandene 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):

$$L(t) = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_0)e^{[-(G L_{\infty}^{-1})t]}$$

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 Fiskfjordelva ble dokumentert ved bruk av elektrisk fiskeapparat (Geomega AS). Det ble fisket på fem stasjoner i Fiskfjordelva den 8. oktober 2023 (**Figur 2**). 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=dyann, 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), begroing angitt på en skala fra 0-4 hvor 0 er ingen begroing på bunns substrat og 4 er fullstendig og overgrodd bunns substrat, og en subjektiv vurdering av tilgang på skjul i form av hulromsmålinger mellom steiner og gjemteplasser i bunnvegetasjon. I tillegg ble elfiskestasjonene 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/dyann) 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 et 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. Resultatene fra boniteringen og elfiske-tetthetene ble vurdert opp mot bestemmelsene i miljøveileder 02:2018 fra Miljødirektoratet som bl.a. beskriver økologisk tilstand for ungfisk (Direktoratsgruppen Vanndirektiv 2018).



Figur 2. Plassering av elfiske stasjoner i Fiskfjordelva mellom Første Fiskfjordvatn og havet.

4 Resultater

4.1 Første Fiskfjordvatn

Det ble fanget 24 røye (*Salvelinus alpinus*), 46 ørreter (*Salmo trutta*) og 14 laks (*Salmo salar*) (hvor 7 var oppvandrende voksen laks) i Første Fiskfjordvatn i august 2023, og alle ble fanget i strandsonen (**Figur 3**). Dette tilsvarer en fangst per innsatsenhet (CPUE) på 4.3 (sd=3.2) for røye, på 8.3 (sd=3.2) for ørret og 1.2 (sd=1.6) for ungfisk av laks som ikke hadde vandret til havet. For de garnfangete røyene ble 3 klassifisert som anadrom ved tilstedeværelse av marine parasitter og resten ble klassifisert som stasjonær (n=21).



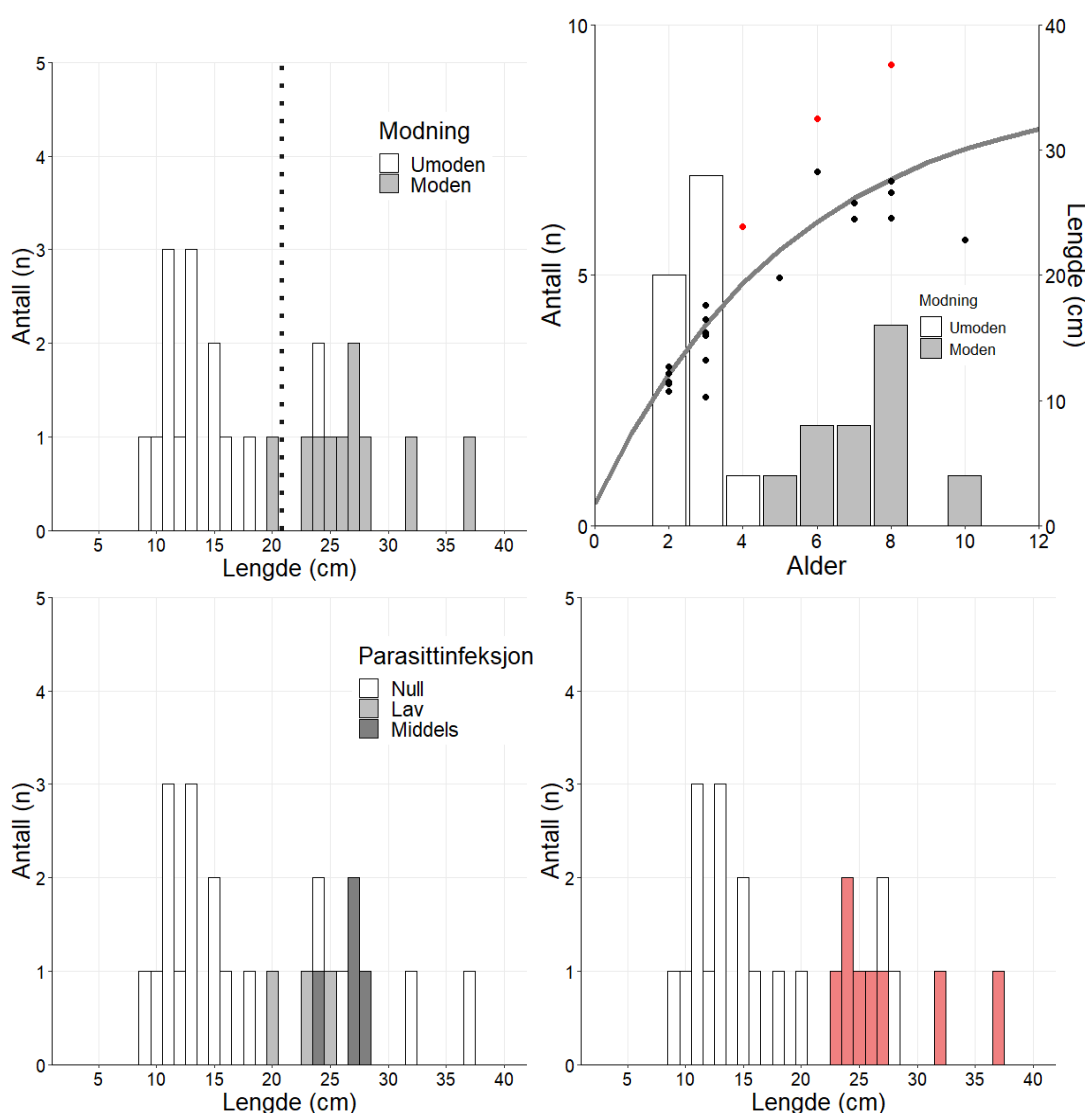
Figur 3. Røye, laks og ørret med tydelig morfologiske trekk som skiller de fra hverandre.

Røyene var mellom 9.3 og 36.8 cm, hvor gjennomsnittslengden var 19.2 cm (sd=7.8) (**Figur 4**). Et relativt lavt antall røye ble fanget i Første Fiskfjordvatn, men av de som ble fanget var 29.2 % større enn 25 cm, og begge individene over 30 cm var anadrom. Alderen på røyene var mellom 2-10 år, med en dominans av 2- og 3 åringer i datamaterialet. Lengde ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 20.8 cm ($R^2=0.76$ ved 22 d.f., $p=0.02$) (**Figur 4**) (for få individer til å skille på kjønn). Alder ved 50 % kjønnsmodning var ikke mulig å estimere på grunn av for få innsamlete individer. Gjennomsnittlig årlig tilvekst for røye mellom 2 og 8 år var 3.4 cm, mens modellering av vekst viste at maksimalveksten var (g) 6.6 cm/år og med en modellert gjennomsnittlig maksimalstørrelse (L_{∞}) på 35.3 cm ($t=6.8$ ved 21 d.f., $p<0.001$) (**Figur 4**). Bendelmarkene (måse- og fiskeandmark) ble kun påvist hos et fåtall av de innsamlete individene, men de største stasjonære røyene hadde en middels infeksjon. Et flertall av røyene over 20 cm var lyserød i kjøttet (**Figur 4**).

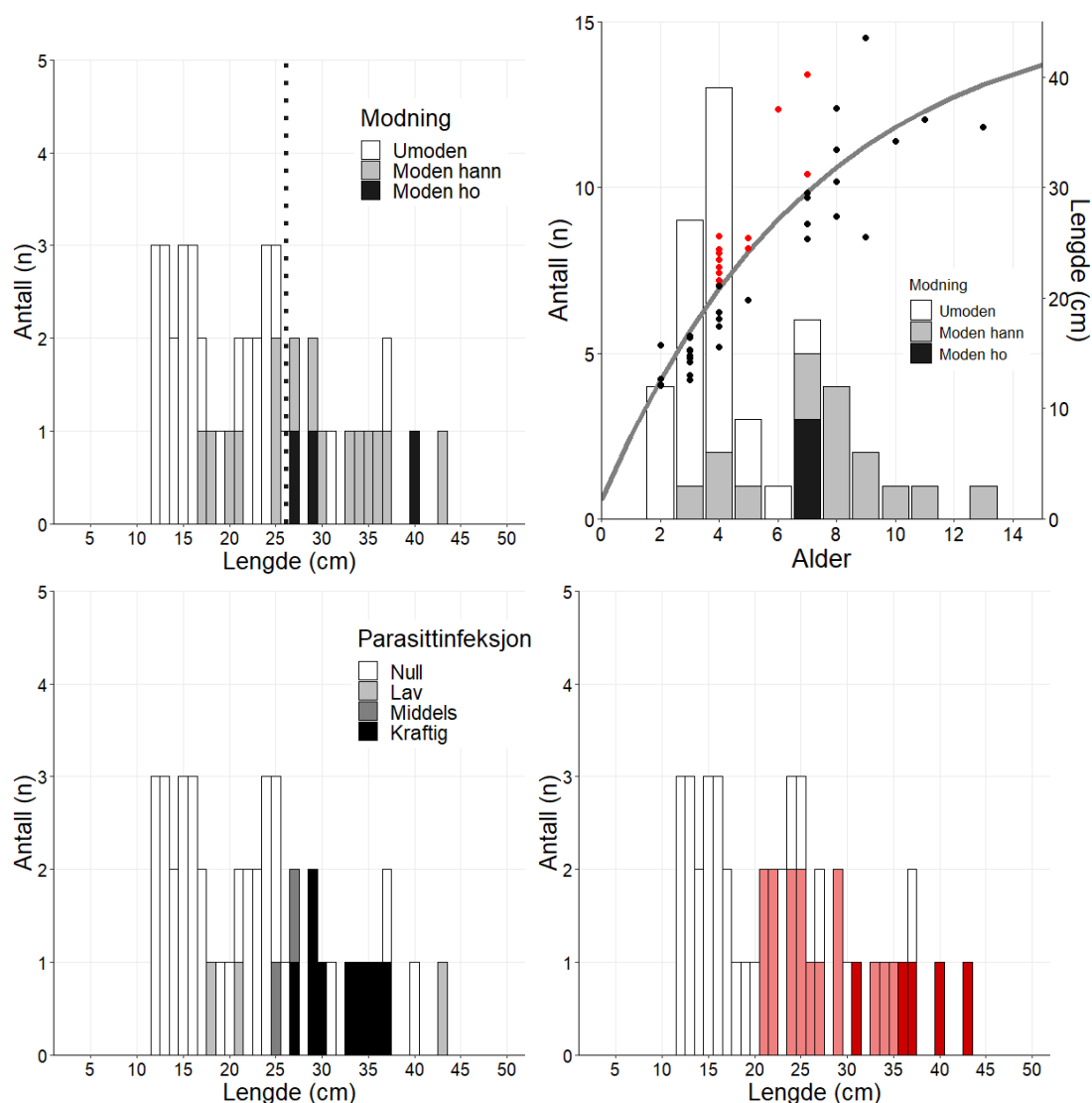
Ørreten i garnfangsten bestod av 28.3 % (13 av 46) anadrome individer basert på tilstedeværelsen av marine parasitter. Ørretene var mellom 11.8 og 43.5 cm, med en gjennomsnittsstørrelse på 23.1 cm (sd=8.5) (**Figur 5**). Av de garnfangete ørretene var 21.7 % (n=10) lengere enn 30 cm, av disse var 3 anadrome individer. Blant de 13 anadrome individene var 10 høyst sannsynlig førstegangsvandrere med en lengde mellom 20 og 25 cm, og de resterende 3 individene var høyst sannsynlig flergangsvandrere. Alderen på ørreten som ble innsamlet var mellom 2 og 13 år, med en dominans av 3 og 4 åringer. Lengde ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 26.1 cm ($R^2=0.30$ ved 44 d.f., $p<0.01$) (**Figur 5**) (for få individer til å skille på kjønn). Alder ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 5.6 år ($R^2=0.51$ ved 43 d.f., $p<0.01$). Gjennomsnittlig årlig tilvekst for ørret mellom 2 og 8 år var 3.8 cm, mens modellering av vekst viste at maksimalveksten var (g) 6.5 cm/år og med

en modellert gjennomsnittlig maksimalstørrelse (L_{∞}) på 46.7 cm ($t=11.9$ ved 43 d.f., $p<0.001$) (**Figur 5**). Det ble påvist en kraftig infeksjon av bendelmark på de største stasjonære individene i ørretbestanden, hvor 73 % av ørretene over 25 cm hadde en middels til kraftig infeksjonsgrad. Et flertall av individene i ørretbestanden over 20 cm hadde lyserød eller rød kjøttfarge (**Figur 5**).

Det ble i tillegg fanget 14 laks, hvor halvparten var voksen oppvandrende individer. Alle de voksne individene foruten 1 ble satt ut igjen. Den som ikke var mulig å sette ut igjen var en hofisk på 72 cm. Av de laksene som ikke hadde vært i havet var fem 3 år og to var 2 år, de var mellom 10.6 og 12.3 cm. To av disse var kjønnsmoden hannfisk.



Figur 4. Lengde- og aldersfordeling av garnfanget røye fra Første Fiskfjordvatn høsten 2023. De ulike figurene viser (øverst til venstre) lengdefordeling med kjønnsmodningsgrad, der grått er kjønnsmoden røye, i tillegg vises lengde ved 50 % kjønnsmodning som vertikal stiptet 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. De røde punktene er anadrom individer. 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.



Figur 5. Lengde- og aldersfordeling av garnfanget ørret fra Første Fiskfjordvatn høsten 2023. De ulike figurene viser (øverst til venstre) lengdefordeling med kjønnsmodningsgrad, der grått er kjønnsmoden hanfisk og svart kjønnsmoden hofisk, i tillegg vises lengde ved 50 % kjønnsmodning som vertikal stiptet linje for populasjonen som helhet. 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. De røde punktene er anadrome individer. 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.

4.2 Fiskfjordelva

Elfiske av ungfisk i Fiskfjordelva ble supplert med bonitering av de ulike elfiske-stasjonene (**Tabell 1**). Gjennomsnittlig estimert tetthet av ungfisk av laks var 29 (antall ungfisk pr/100m²), mens for ørret var tettheten estimert til 6.6 (antall ungfisk pr/100m²) (**Tabell 2**). Gjennomsnittstallet for Fiskfjordelva tilsier at den økologiske tilstanden er Svært God (SG) ifølge beskrivelsen fra Tabell 6.15 i Miljødirektoratets veileder 02:2018 hvor habitatklassen for dette vassdraget er Anadrom sympatrisk, habitatklasse 3 (se Direktoratgruppen Vanndirektiv 2018). For ørreten sin del var tettheten av ungfisk mye lavere med en gjennomsnittsverdi for elven på 6.6 (ungfisk/100m²), dette tilsvarer en Dårlig (D) økologisk tilstand. Boniteringen viste at de fleste stasjonene var enten uegnet eller dårlig egnet som gytehabitat for anadrom laksefisk. Derimot var egnetheten som oppvekstområde på de fleste stasjonene enten bra eller meget bra (**Tabell 1**). Stasjon 3 var eneste stasjon hvor egnethet for gyting var bra, samtidig var også oppvekstområde her karakterisert som bra. Det var også her tettheten av ungfisk var størst, da spesielt når det gjelder laks. Stasjon 1 hadde nest høyest tetthet av alle stasjonene og dette var eneste stasjon hvor oppvekstområde ble klassifisert som meget bra. De to nederste stasjonene (4-5) var beskrevet som uegnet for gyting og varierte fra bra til dårlig som oppvekstområde, og det var også disse stasjonene hvor tettheten av ungfisk var desidert lavest. På de 3 øverste stasjonene ble det fanget ungfisk av laks i alle aldersgrupper, mens på de to nederste manglet 0+ årsklassen. For ørret, hvor tettheten var gjennomgående lavere ble det kun fanget 0+ individer (n=1) på stasjon 2 (**Tabell 2**).

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), hulromskoeffisient i form av tilgjengelig skjul for ungfisk, stasjonens egnethet for gyting og oppvekstområde.

Stasjon	Areal (m ²)	Substrat (% fordeling av substratstyper)	Vannhastighet	Dyp (cm)	Begroing	Skjul	Egnethet gyting	Egnethet oppvekst
1	100	S/G/B/Sa - (40/35/20/5)	Lav/Middels	5-30	2	8,0	Dårlig	Meget Bra
2	50	S/G/B - (50/40/10)	Middels	10-40	2/3	12,5	Dårlig	Bra
3	100	G/S/Sa - (40/40/20)	Lav/Middels	5-30	2	11,5	Bra	Bra
4	50	B/S/G - (50/40/10)	Sterk	10-50	2/3	9,5	Uegnet	Bra
5	50	B/S/G/Sa - (50/30/15/5)	Sterk/Stri	10-40	2/1	5,5	Uegnet	Dårlig

Tabell 2. Fangst og estimert tetthet (n/100m²) av laksunger og ørretunger. Estimaten for tetthet ($\geq 1+$) er basert på fangst ved en gangs fiske og fangbarhet på 0.5. Kun faktisk fangst er oppgitt for årsyngel (0+).

Stasjon	Areal	Laksunger			Ørretunger			Laks Est. tetthet	Ørret Est. tetthet	Laks 0+ per 100 m ²	Ørret 0+ per 100 m ²
		0+	1+	>1+	0+	1+	>1+				
1	100	3	4	11	0	3	1	30	8	0,33	0
2	50	1	3	3	1	1	0	24	2	2	2
3	100	4	8	10	0	2	1	36	3	4	0
4	50	0	2	3	0	0	2	14	8	0	0
5	50	0	1	2	0	0	1	12	2	0	0
Samlet	350	8	21	31	0	6	5	29	6.6	2.3	0.3

4.3 Andre Fiskfjordvatn

I Andre Fiskfjordvatn ble det fanget 45 røye og 39 ørret, samt 1 tre-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) høsten 2023. Det ble fanget 12 røye i dypområdene (>15 m) mens den resterende fangsten ble gjort i strandsonen. I strandsonen utgjorde dette en fangst per innsatsenhet (CPUE) på 5.5 (sd=4.9) for røye, på 6.5 (sd=5.7) for ørret og 0.17 (sd=0.67) for stingsild. I dypområdene var fangst per innsats for røye på 7.2 (sd=4.5). Det er ikke mulig for anadrom fisk å vandre opp til Andre Fiskfjordvatn, og dermed ble det ikke påvist anadrom fisk i Andre Fiskfjordvatn. Derimot ble det med høy sannsynlighet fanget noen individer som må klassifiseres som dypvannsmorf av røye (n=5) i profundalsonen. Disse er en økologisk-morfologisk variant som skiller seg fra den «normale» røya ved å kjønnsmodne når de er relativt små og at de lever hele livet sitt i dypområdene av innsjøer (se **Figur 6** for morfologiske trekk hos voksent individ). Da disse individene skiller seg kraftig ut fra resten av røyebestanden i Andre Fiskfjordvatn, holdes de separat gjennom resultatfremstilling.

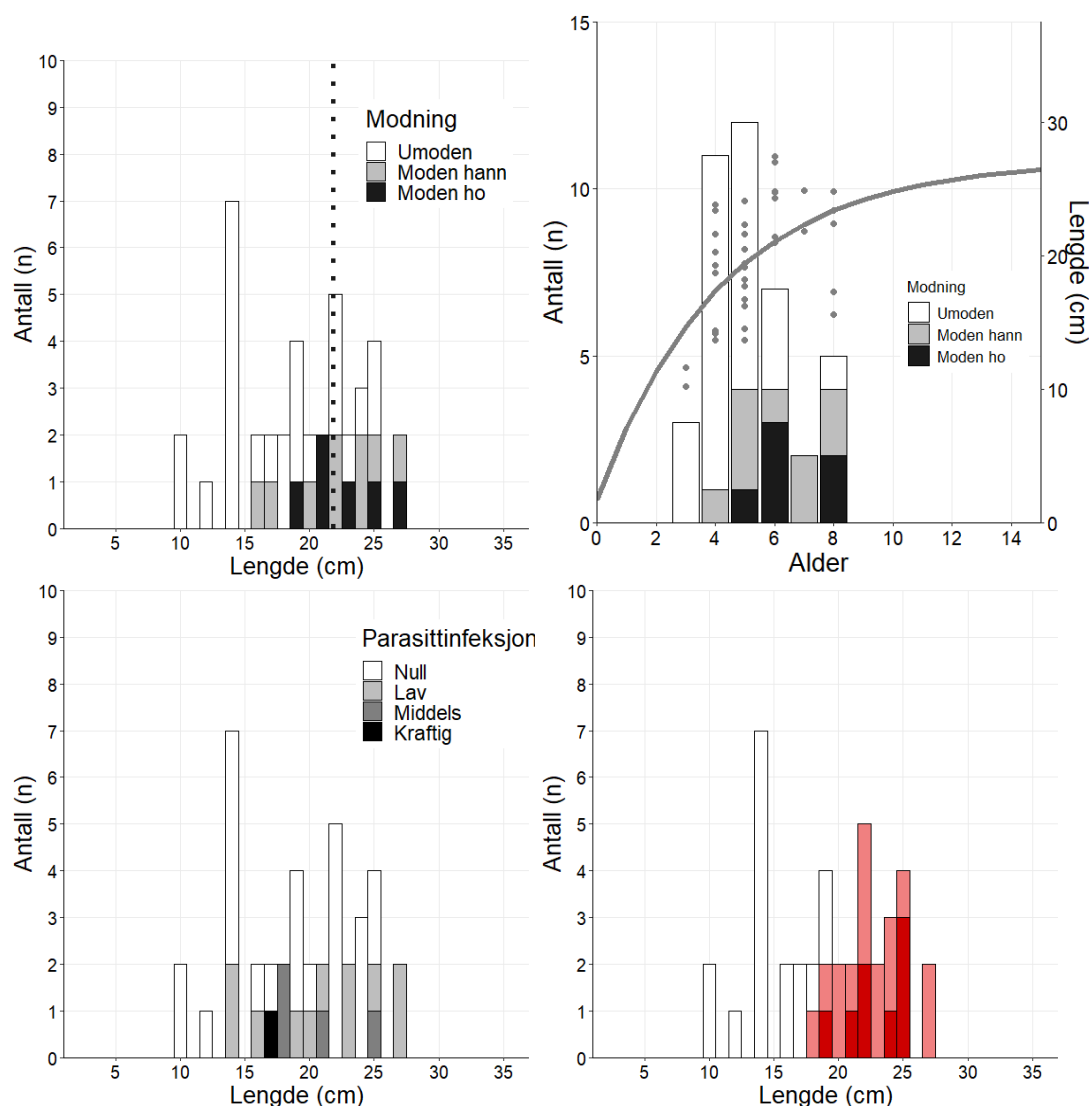


Figur 6. Morfologiske trekk hos dypvannsmorf av røye i Andre Fiskfjordvatn. Tydelige parrmerker, stort øye og munn i forhold til kroppsstørrelse, «tung» framkropp og svært avrundet snuteparti/fremre del av hode. Dette individet var 12.2 cm.

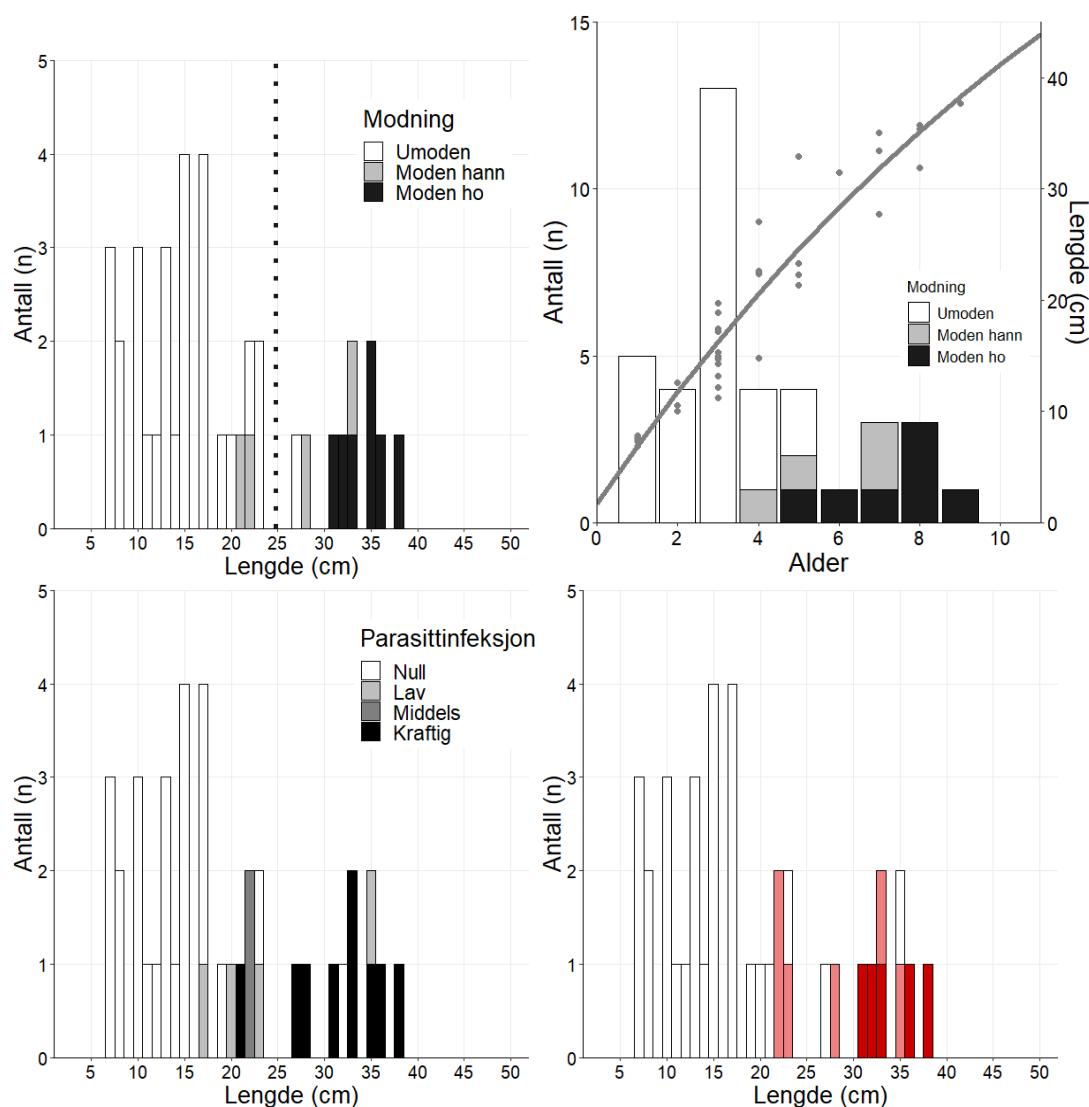
Den «normale» røya i garnfangsten var mellom 10.2 og 27.4 cm, med en gjennomsnittslengde på 19.4 cm (sd=4.7). Det var kun 2 røye (5 %) større enn 25 cm, og ingen over 30 cm i det innsamlete materialet (**Figur 7**). Alderen på røyene var mellom 3-8 år, med en dominans av 4- og 5 åringer i datamaterialet. Lengde ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 21.9 cm ($R^2=0.21$ ved 38 d.f., $p<0.01$) (**Figur 7**) (for få individer til å skille på kjønn). Alder ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 5.8 år ($R^2=0.27$ ved 38 d.f., $p<0.01$). Gjennomsnittlig årlig tilvekst for røye mellom 3 og 7 år var 3.2 cm, mens modellering av vekst viste at maksimalveksten var (g) 6.4 cm/år og med en modellert gjennomsnittlig maksimalstørrelse (L_∞) på 27.1 cm ($t=5.3$ ved 38 d.f., $p<0.001$) (**Figur 2**). Bendelmarker (måse- og fiskeandmark) ble påvist hos flertallet av de innsamlete individene, og 13 % hadde en middels til kraftig parasittinfeksjon. Alle røyene over 20 cm var enten lyserød eller rød i kjøttet (**Figur 7**). De 5 individene som ble klassifisert til å være fra dypvannsformen, var mellom 11.3 og 13.7 cm, 3 av 5 var kjønnsmoden, og de var enten 5 eller 6 år. Ingen var infisert med bendelmarker og alle hadde hvit kjøttfarge.

Ørretene var mellom 6.9 og 37.7 cm, med en gjennomsnittsstørrelse på 19.3 cm (sd=9.3) (**Figur 8**). Av de garnfangete ørretene var 20.5 % (n=8) lengre enn 30 cm. Alderen på ørreten som ble innsamlet var mellom 1 og 9 år, med en dominans av 3-åringer. Lengde ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 24.8 cm ($R^2=0.73$ ved 37 d.f., $p<0.01$) (**Figur 8**) (for få individer til å skille på kjønn). Alder ved 50 % kjønnsmodning samlet for begge kjønn var 4.8 år ($R^2=0.76$ ved 36 d.f., $p=0.016$). Gjennomsnittlig årlig tilvekst for ørret mellom 2 og 8 år var 3.9 cm, mens modellering av vekst viste at maksimalveksten var (g) 5.4 cm/år og med en modellert gjennomsnittlig maksimalstørrelse (L_∞) på 85.2 cm ($t=12.7$ ved 36 d.f., $p<0.001$) (**Figur 8**). Det ble påvist en kraftig infeksjon av bendelmark på de største individene i ørretbestanden, hvor 80 % av ørretene over 25 cm hadde en kraftig

infeksjonsgrad, dog hadde et flertall av individene i ørretbestanden over 20 cm lyserød eller rød kjøttfarge (**Figur 8**).



Figur 7. Lengde- og aldersfordeling av garnfanget røye fra Andre Fiskfjordvatn høsten 2023. De ulike figurene viser (øverst til venstre) lengdefordeling med kjønnsmodningsgrad, der grått er kjønnsmoden røye, i tillegg vises lengde ved 50 % kjønnsmodning som vertikal stiplet 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.



Figur 8. Lengde- og aldersfordeling av garnfanget ørret fra Andre Fiskfjordvatn høsten 2023. De ulike figurene viser (øverst til venstre) lengdefordeling med kjønnsmodningsgrad, der grått er kjønnsmoden ørret, i tillegg vises lengde ved 50 % kjønnsmodning som vertikal stiptet 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.

5 Diskusjon

5.1 Fiskebiologiske undersøkelser

De fiskebiologiske undersøkelsene som ble gjennomført høsten 2023 var et ledd av en konsesjonsutredning for Nordkraft AS. Fiskebestandene i både Første- og Andre Fiskfjordvatn ble undersøkt med tanke på effekter fra kraftproduksjon og fraføring av vann både til kraft og til et settefiskanlegg som henter vann fra Første Fiskfjordvatn. Det ble av samme årsak innsamlet ungfisk i Fiskfjordelva som forbinder Første Fiskfjordvatn med havet. Det ble påvist både laks, anadrom- røye og ørret i Første Fiskfjordvatn, mens i Andre Fiskfjordvatn ble det påvist stasjonær- ørret, stingsild og to ulike røypopulasjoner.

4.1.1 Første Fiskfjordvatn og Fiskfjordelva

Det innsamlete materialet i Første Fiskfjordvatn bestod av 24 røye, 46 ørret og 14 laks, hvor syv var laksunger. Dette utgjorde en fangst pr. innsats (CPUE) på henholdsvis 3.2, 8.5 og 1.2 for røye, ørret og laksunger. Første Fiskfjordvatn har tidligere vært undersøkt ved minst to anledninger, i perioden 1990 var fangst pr. innsats av røye, ørret og juvenil laks henholdsvis 3.7, 2.3 og 2.8 (Halvorsen 1993), mens i undersøkelsen gjennomført i 2007 og 2008 ble det ikke kalkulert fangst pr. innsats (Halvorsen 2009). Sammenlignet med undersøkelsen gjennomført tidlig på 90-tallet har tettheten i røyebestanden forandret seg lite, ungfisk av laks har gått noe ned, mens tettheten i ørretbestanden har økt kraftig. Den samlede tettheten av røye karakteriseres som lav, mens ørrettettheten i dag er på et moderat nivå. Dette er en utvikling som har vært observert i mange innsjøer, der ørreten øker på bekostning av røye. Årsaken til dette mønsteret er foreslått å være menneskeskapte klimaendringer der ørreten trives bedre i varmere vann sammenlignet med røye (Finstad mfl. 2011).

Den anadrome andelen i røyebestanden utgjorde kun 12.5 % av de innfangete individene. Denne andelen var omtrent på 25 % i undersøkelser som ble gjennomført i 2007 og 2008 (Halvorsen 2009), mens denne andelen ikke ble vurdert i 1990 (Halvorsen 1993). Datagrunnlaget i vår undersøkelse med kun 24 innsamlete røyer, gjør at en ikke kan konkludere med en nedgang i sjørøyeandelen, men våre resultater indikerer likevel dette. I 2013 ble det registrert 135 ville sjørøyer gjennom en fiskefelle i Fiskfjordelva, og sjørøyebestanden ble klassifisert som trua (Kanstad-Hanssen & Bentsen 2014). Det er ikke noe i våre undersøkelser som tyder på at den anadrome delen av røyebestanden skal ha forbedret sin status siden 2013. De 3 sikre anadrome individene i dette datamaterialet var mellom 25 og 40 cm, og ved god kvalitet. De fiskebiologiske undersøkelsene ble gjort på et tidspunkt der en forventer at de aller fleste sjøvandrende individer i røypopulasjonen skulle ha vandret opp til innsjøen. Riktignok var sommeren i Nord-Norge svært tørr dette året, og en kan ikke utelukke at noe fisk ikke hadde klart å vandre opp til innsjøen på prøvefisketidspunktet.

For ørreten utgjorde den sikre anadrome andelen 28 %, mens andelen i 2007 og 2008 var nærmere 50 % (Halvorsen 2009), noe som indikerer at selv om tettheten i ørretbestanden har økt betydelig betyr ikke det at det er flere sjøvandrende individer enn i 2007-2008. Det virker derimot som at økningen i tetthet reflekterer en økning i den stasjonære delen av populasjonen. I 2013 vandret 300 sjørørret opp Fiskfjordelva til Første Fiskfjordvatn (Kanstad-Hanssen & Bentsen 2014). Prøvefisketidspunktet den 22. august skulle tilsi at de aller fleste sjørørretene hadde vandret opp i elva, men en kan ikke utelukke at en andel fortsatt oppholdt seg i elva eller ikke hadde vandret opp fra havet

enda. Det ble i vår undersøkelse påvist en lav tetthet av ørretunger i Fiskfjordelva, noe som tilsvarer en «Dårlig økologisk» tilstand ifølge klassifiseringen av Miljøtilstand i Veileder 02:2018 fra Miljødirektoratet (Direktoratsgruppen Vanndirektiv 2018). Det må påpekes at Fiskfjordelva kun har gode oppvekst og gyteforhold i øverste halvdel, og tallene må derfor tolkes i lys av dette. I de partiene av elva hvor oppvekstforholdene er gode, ville den økologiske tilstanden karakteriseres som «Moderat». I anadrome vassdrag hvor det er en innsjø kan både voksne og juvenile individer bruke innsjøen, og derfor er tettheten av ørretunger sannsynligvis høyere enn det som ble observert i Fiskfjordelva alene. Veksten hos de anadrome individene var høy, og smolt-alderen ligger på rundt 4 år.

Det ble fanget få store individer av både anadrom røye og ørret, de fleste som ble fanget på garn var førstegangsvandrere, spesielt gjelder dette for ørreten. Det kan bety at en stor del av bestandene blir fjernet gjennom fiske i elva/innsjøen eller at overlevelse i sjø er lav. Etter at fredningen av laks ble en realitet i 2021, har fokuset fra lokale fiskere og sportsfiskere naturlig nok skiftet til anadrom ørret og røye. Resultatene antyder at dette kan ha påvirket disse bestandene negativt.

Det ble fanget 14 individer av laks gjennom prøvefiske i Første Fiskfjordvatn, hvor halvparten var voksne individer, to var stasjonære små, tidlig kjønnsmodne hannfisk, og fem var lakseunger. I Fiskfjordelva ble det observert 60 laksunger fordelt på 0+, 1+ og eldre individer. De fleste ble observert i øvre halvdel hvor boniteringen viste at oppvekst og gyteforhold var gode. Ifølge miljøveilederen fra Miljødirektoratet tilsier tettheten av laksunger i Fiskfjordelva «Svært God» økologisk tilstand (se Direktoratsgruppen Vanndirektiv 2018). Tilsvarende ungfisktettheter ble også funnet i en eldre undersøkelse fra 1990 (Halvorsen 1993), noe som kan antyde at størrelsen på laksebestanden er omtrent lik det den var på starten av 90-tallet. Gytebestandsmålet for Fiskfjordvassdraget er på beskjedne 8 kg, og gjennom prøvefisket var det sannsynlig at dette målet ble nådd gjennom de fiskene vi satte ut igjen. Derfor er det høyst sannsynlig at gytebestandsmålet for laks ble nådd i 2023. I 2013 ble det påvist 73 oppvandrende laks gjennom fiskefella i Fiskfjordelva, noe som utgjorde en gytebestandsbiomasse på 50 kg (Kanstad-Hanssen & Bentsen 2014). Det er ingen av resultatene i denne undersøkelsen som tilsier at laksebestanden ikke er på minst samme nivå som i 2013 og laksungetettheten tyder på en levedyktig bestand.

Fiskesamfunnet i Første Fiskfjordvatn og utløpselva, med innslagene av anadrom fisk blant ørret og røye og gode tettheter av ungfisk, fremstår ikke som tydelig preget av reguleringsinngrepene eller driftsmønsteret til Fiskfjord kraftverk. Det må imidlertid understrekes at før-situasjonen er ukjent, og at selv om økologisk tilstand kan klassifiseres som «Svært God» basert på fangstene av laksunger i elva, så kan dagens tilstand til fiskesamfunnet avvike betydelig fra tilstanden i forkant av reguleringen av vassdraget.

For de stasjonære bestandene av ørret og røye i Første Fiskfjordvatn fremstår kvaliteten av fisken som god. Individene i røyebestanden har moderat tilvekst, men ingen tegn på tydelig stagnasjon i vekst etter kjønnsmodning. De var i det lavere sjiktet når det gjelder lengde ved kjønnsmodning sammenlignet med andre røyepopulasjoner, men de fleste har lav infeksjonsgrad av parasitter og flertallet over 20 cm er rød eller lyserød i kjøttet. For den stasjonære ørreten var veksten god sammenlignet med andre ørretbestander (se Kanstad-Hanssen & Fredhult 2018, Smalås & Kanstad-Hanssen 2023). Lengde ved 50 % kjønnsmodning var relativt stor og fisk over en viss størrelse (>20 cm) hadde i stor grad rød eller lyserød kjøttfarge. Den høye parasittinfeksjonsgraden og fravær av stagnasjon i vekst tyder på at de større ørretindividene beiter enn del på småfisk og at det er en viktig del av deres diett (se Prati mfl. 2020). Disse store, fiskespisende individene bidrar til å regulere de andre fiskebestandene (Person mfl. 2007).

5.1.2 Andre Fiskfjordvatn

I Andre Fiskfjordvatn ble det innsamlet 45 røye, 39 ørret og 1 stingsild som utgjorde en fangst pr. innsats (CPUE) på henholdsvis 4.9 og 6.5 for røye og ørret i strandsonen. Vi har ikke informasjon om at det er gjennomført tilsvarende fiskebiologiske undersøkelser i Andre Fiskfjordvatn. Det er derfor ikke mulig å sammenligne resultatene fra denne undersøkelsen med tidligere undersøkelser, og vi kan derfor ikke si noe om utviklingen i fiskebestandene. Hvis vi derimot sammenligner med andre innsjøer fremstår tettheten av både røye og ørret som noe lav (se f.eks. Direktoratgruppen Vanndirektiv 2018). Tettheten av røye var noe høyere i dypområdene med fangst pr. innsats på 7.2. Den relativt lave tettheten av både røye og ørret må sees i sammenheng både med morfometrien til innsjøen og vannkraftreguleringen. Undersøkelser av dybdeforholdene i innsjøen under prøvefiske avslørte at store deler av innsjøen er svært dyp, og dybdegradienten fra land var svært bratt. Dette sammen med reguleringen av vannstanden gjør at det mest produktive område i innsjøen, strandsonen, blir begrenset, og et svært lite areal av innsjøen kan klassifiseres som strandsone. Derfor er begge artene i stor grad avhengig av å benytte seg av den lille strandsonen som eksisterer eller benytte de mindre produktive habitatene av innsjøen. Dette er nok en viktig årsak til den lave tettheten observert i Andre Fiskfjordvatn. Det ble ikke fisket i pelagialsonen av innsjøen (frie vannmasser), noe som i regulerte innsjøer ofte er et velbenyttet habitat særlig for røye (Helland mfl. 2010). Andre årsaker til lave tettheter av disse laksefiskene kan være begrenning i gyteområder, hvor innløpsbekker og elver vil være svært viktig for ørreten, mens for røye vil utbredelse av gytesubstrat i innsjøen være en begrensende faktor. En annen medvirkende faktor kan være overbeskatning gjennom fiske, dette virker mindre sannsynlig spesielt for røye da bestanden ikke er særlig tiltalende for hverken sportsfiskere og andre.

Den «normale» populasjonen av røye i Andre Fiskfjordvatn viser tydelig tegn på overtallighet, hvor veksten er moderat til lav (3.2 cm/år), maksimalstørrelse (både observert og modellert) er liten (27 cm), og det var full stagnasjon i vekst etter kjønnsmodning. I tillegg kjønnsmodnet de ved en relativ høy alder (5.8 år) og ved en liten størrelse (21.9 cm) samt at parasittbyrden klassifiseres som moderat (se Svenning & Klemetsen 2001, Amundsen mfl. 2007). Det eneste som tilsa at bestanden ikke var overtallig var at en høy andel fisk over 20 cm var enten rød eller lyserød i kjøttet, noe som kjennetegner fisk med god næringstilgang.

Sammenlignet med andre ørretpopulasjoner var veksten til ørreten i Andre Fiskfjordvatn moderat til god med en gjennomsnittlig tilvekst på 3.9 cm pr. år, og den observerte maksimal lengden var nær 40 cm (se Kanstad-Hanssen & Fredhult 2017, Smalås & Kanstad-Hanssen 2023). Vekstmodellen viser at stagnasjon i vekst etter kjønnsmodning ikke var til stede, da den modellerte maksimalstørrelsen var estimert til 85 cm. Både lengde (24.8 cm) og alder (4.8 år) ved 50 % kjønnsmodning var moderat sammenlignet med andre bestander av ørret. Parasittinfeksjonsgraden var høy hos ørret over 25 cm, mens kjøttfargen for de samme fiskene var lyserød til rød. Parasittinfeksjonsgraden samt at veksten fortsatt er god etter at ørreten har kjønnsmodnet tilsier at ørreten har god næringstilgang, spesielt gjelder dette for de største individene. Det er sannsynlig, gitt den høye parasittbyrden og gode tilveksten, at fisk over 20 cm i stor grad beiter både på 3-pigget stingsild og røye i Andre Fiskfjordvatn. Slike parasittbyrder er vanlig hos fiskespisende individer da disse parasittene smitter fra bytte til predator hos laksefisk (se Prati mfl. 2020). Ørretbestanden fremstår derfor av god kvalitet, dog er parasittbyrden høy noe som trekker ned for sportsfiskere og lokale fiskere. Alderssammensetningen i begge bestandene peker på at beskatning gjennom fiske ikke er av en slik art at bestandene skulle være overbeskattet da også eldre og store individer er til stede i populasjonene. Disse store, fiskespisende individene i ørretbestanden vil være svært viktig for å regulere røyebestanden slik at

utviklingen mot overtallighet ikke fortsetter (Persson m. fl. 2007). Derfor er det essensielt at fremtidig forvaltning av disse bestandene tar høyde for å bevare en del av de store og fiskepisende individer gjennom begrenset uttak av disse.

I Andre Fiskfjordvatn ble det gjort funn som tyder på at det eksisterer to separate populasjoner av røye. Den «normale» formen av røye som man finner overalt, og i tillegg en «dverg»-form som kun lever på dypet av innsjøen. Tilsvarende populasjoner er funnet i andre innsjøer hvor store deler av innsjøen består av dypområder (Klemetsen mfl. 1997, Smalås mfl. 2013, Grenier mfl. 2021). De ulike dypvannsformene i innsjøer er noe ulik fra populasjon til populasjon, men karakteriseres med de fellestrekk som også er fremtredende for populasjonen i Andre Fiskfjordvatn. Økologisk oppfyller de samme nærings- og habitatnisje, hvor de lever av små evertebrater i dypområdene i innsjøene (Grenier mfl. 2021). De kjønnsmodnes ved en svært liten størrelse sammenlignet med den «normale» formen for røye, og opplever ofte en full stagnasjon i vekst etter at kjønnsmodning har inntruffet (Smalås mfl. 2013). Morfologisk skiller de seg også ut fra den normale formen ved at de beholder parrmerkene som voksne, de har store øyne, stort kjevparti, butt og kort hodeform og hos flere populasjoner er svømmeblæren ikke mulig å tømme og de er derfor «fanget» på dypt vann (Klemetsen mfl. 1997; Skoglund mfl. 2015). I Andre Fiskfjordvatn er dypvannsformen sammenlignbar med de andre dypvannspopulasjonene som er funnet andre steder, dog er datagrunnlaget lite ($n=5$) og derfor ikke mulig å analysere på populasjonsnivå. Denne formen er funnet i alt 6 innsjøer i Norge, og må ansees som sjelden, selv om den sannsynligvis opptre i flere innsjøer. Det er derfor viktig at den forvaltes på en måte som ivaretar dens leveområder og levemåte også i fremtiden, da spesielt siden den er truet også av fremtidige klimaendringer (Grenier mfl. 2021).

5.2 Regulerings innvirkning på fiskebestandene

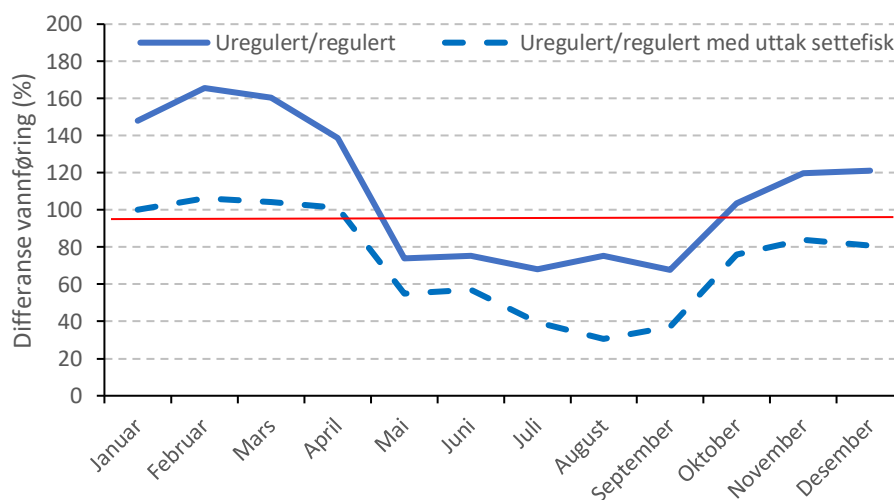
5.2.1 Anadrom del av vassdraget

Reguleringsinngrepet i Fiskfjordvassdraget innebærer at Andre Fiskfjordvatn er reguleringsmagasin for Fiskfjord kraftverk, som har sitt utløp til Første Fiskfjordvatn. Vannføringen i Fiskfjordelva er dermed avhengig av produksjonen i kraftverket og et lavt tilsig fra restfeltet til Første Fiskfjordvatn. Restfeltet til Første Fiskfjordvatn utgjør 16% av det uregulerte feltet.

Det foreligger ingen hydrologiske måleserier fra vassdraget og alle hydrologiske data er derfor beregnet ut fra nærliggende målestasjoner og driftsdata fra Fiskfjord kraftverk (se Kirkhorn 2024). Beregnet uregulert middelvannføring gjennom året i utløpselva fra Første Fiskfjordvatn er $1,17 \text{ m}^3/\text{s}$, og regulert vannføring er ifølge beregningene faktisk identisk (**Tabell 3**). Virkningene av reguleringen kommer først frem når middelvannføring vises på månedsbasis, og da er det generelle bildet at vannføringen har økt i vintermånedene og avtatt på sommeren og om høsten (**Figur 9**). I tillegg til selve reguleringen til kraftproduksjonsformål har et settefiskanlegg per i dag et stabilt uttak på $0,38 \text{ m}^3/\text{s}$ fra Første Fiskfjordvatn. Selve kraftproduksjonen medfører at middelvannføringen i månedene januar-april har økt med 40-65% og at middelvannføring i månedene juni-september har avtatt med 26-33%, men når uttaket til settefiskanlegget regnes inn har vannføringen i Fiskfjordelva i de samme vintermånedene økt med kun 1-6% og i sommermånedene avtatt med hele 45-70%.

Tabell 3 Beregnet gjennomsnittsvannføring (m^3/s) i Fiskfjordelva ved uregulert, regulert, dagens situasjon (regulert minus uttak 0,38 m^3/s til settefisk) og dagens situasjon med forslag til minstevannføring (mvf) på 0,1 m^3/s . Tabellen er basert på data fra Kirkhorn (2024).

Måned	Middelvannføring (m^3/s)					
	Uregulert	Regulert	Regulert m/ uttak til settefisk	Regulert m/ uttak +0,1 m^3/s mvf	Differanse ureg. - reg.	Differanse ureg. - reg. m/uttak
Januar	0,79	1,17	0,79	0,78	+0,38	0
Februar	0,64	1,06	0,68	0,67	+0,42	+0,04
Mars	0,68	1,09	0,71	0,71	+0,41	+0,03
April	1,01	1,4	1,02	1,02	+0,39	+0,01
Mai	2,00	1,48	1,1	1,11	-0,52	-0,9
Juni	2,08	1,57	1,19	1,2	-0,51	-0,89
Juli	1,34	0,91	0,53	0,57	-0,43	-0,81
August	0,85	0,64	0,26	0,32	-0,21	-0,59
September	1,24	0,84	0,46	0,48	-0,4	-0,78
Oktober	1,38	1,43	1,05	0,96	+0,05	-0,33
November	1,06	1,27	0,89	0,88	+0,21	-0,17
Desember	0,94	1,14	0,76	0,76	+0,2	-0,18
Gjennomsnitt	1,17	1,17	0,79	0,79		

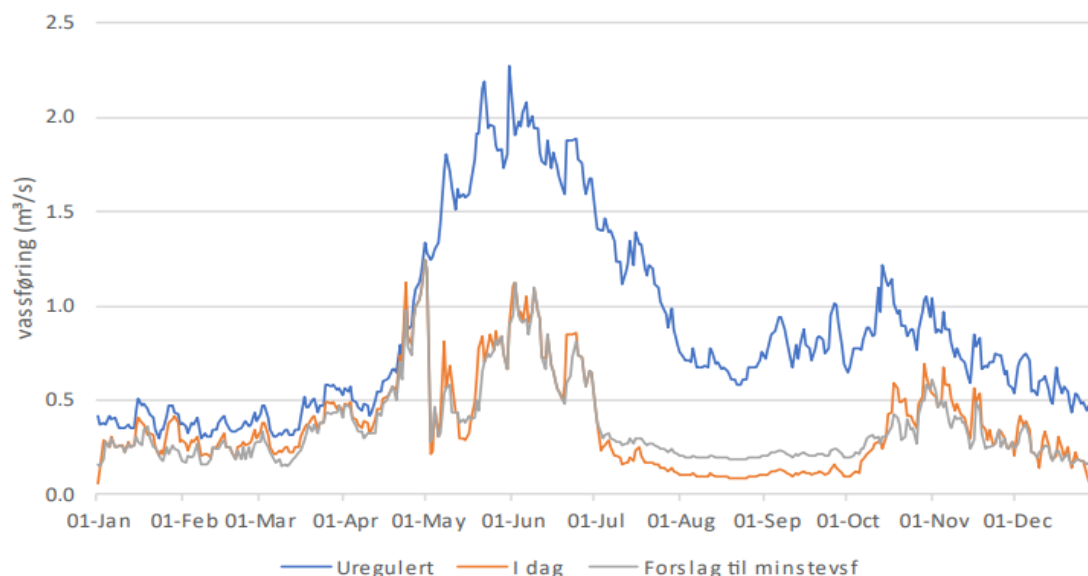


Figur 9. Differanse (%) i vannføring i Fiskfjordelva fra uregulert situasjon til regulert situasjon (heltrukket linje) og fra uregulert til regulert med uttak av vann til settefisk (stiplet linje).

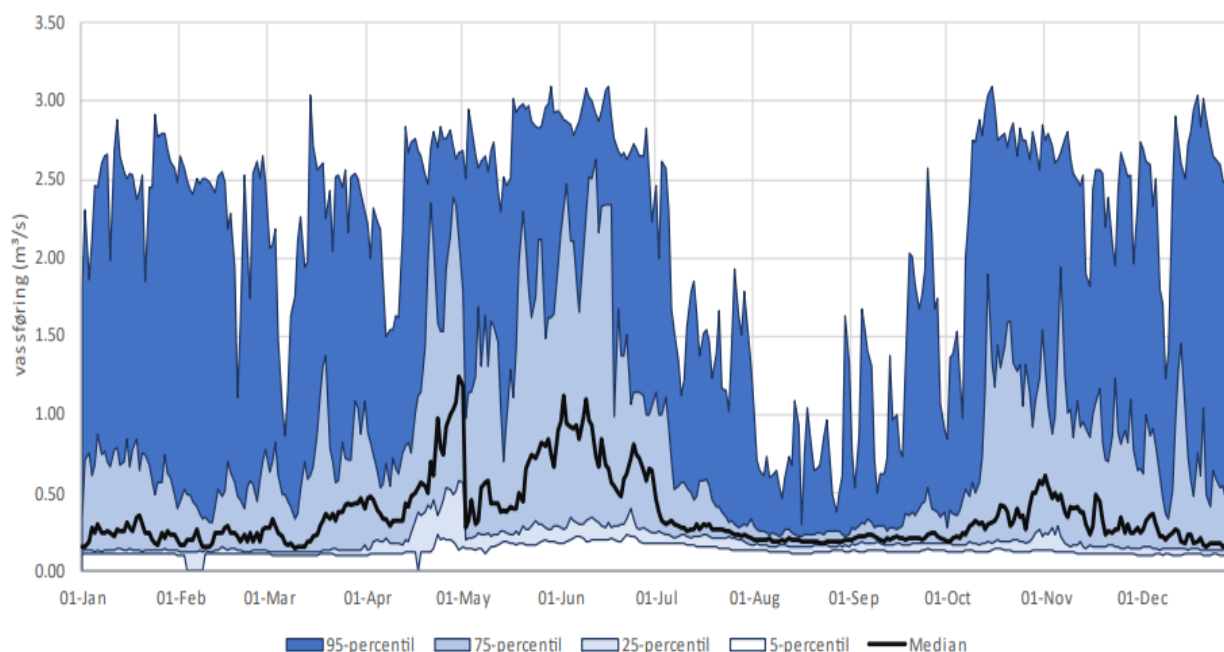
I den hydrologiske rapporten som har blitt utarbeidet i forbindelse med konsesjonssøknadene til settefiskeanlegget (Sjørøye AS) og kraftverket (Nordkraft AS) er ikke situasjonen uten uttak av vann til settefiskanlegget synliggjort, og i figurfremstillingene er effektene av en minstevannføring på 0,1 m^3/s , tilsvarende 5-percentil vinter, inntatt (Kirkhorn 2024).

En fremstilling av modellert median vannkurve viser tydelig at en overordnet samlet effekt av kraftproduksjonen og settefiskanleggets uttak av vann er at de største forskjellene mellom uregulert og dagens situasjon inntreffer i sommerhalvåret (**Figur 10**). Den «klassiske» reguleringseffekten der magasinert vann og kraftproduksjon gir forhøyet vintervannføring «spises opp» av uttaket til settefiskanlegget, og den like klassiske reduksjonen i sommervannføring forsterkes av samme grunn. I hydrologirapporten er det utført modelleringer som tar hensyn til en minstevannføring som er basert på 5-percentil for vintersesong og er satt til 0,1 m^3/s (Kirkhorn 2024). Denne modelleringen viser at en slik minstevannføring primært kommer til nytte i sommersesongen, dvs. fra starten av juli til utgangen av september (**Figur 10**). Modelleringen viser også at i disse normalt tørre sommermånedene er forskjellen mellom relativt høye vannføringer (75-percentil) og lave vannføringer (5- og 25-percentil) svært liten (**Figur 11**). Det er de lave vannføringene i Fiskfjordelva som representerer et problem for

den biologiske produksjonen generelt og fiskeproduksjonen spesielt. I en uregulert situasjon viser beregningene at laveste månedsmiddel om vinteren inntrådte i februar ($0,64 \text{ m}^3/\text{s}$) og om sommeren i august ($0,85 \text{ m}^3/\text{s}$), mens tilsvarende for dagens regulerte situasjon er at den laveste middelvannføringen inntreffer med $0,26 \text{ m}^3/\text{s}$ i august og $0,46 \text{ m}^3/\text{s}$ i september (**Tabell 3**).

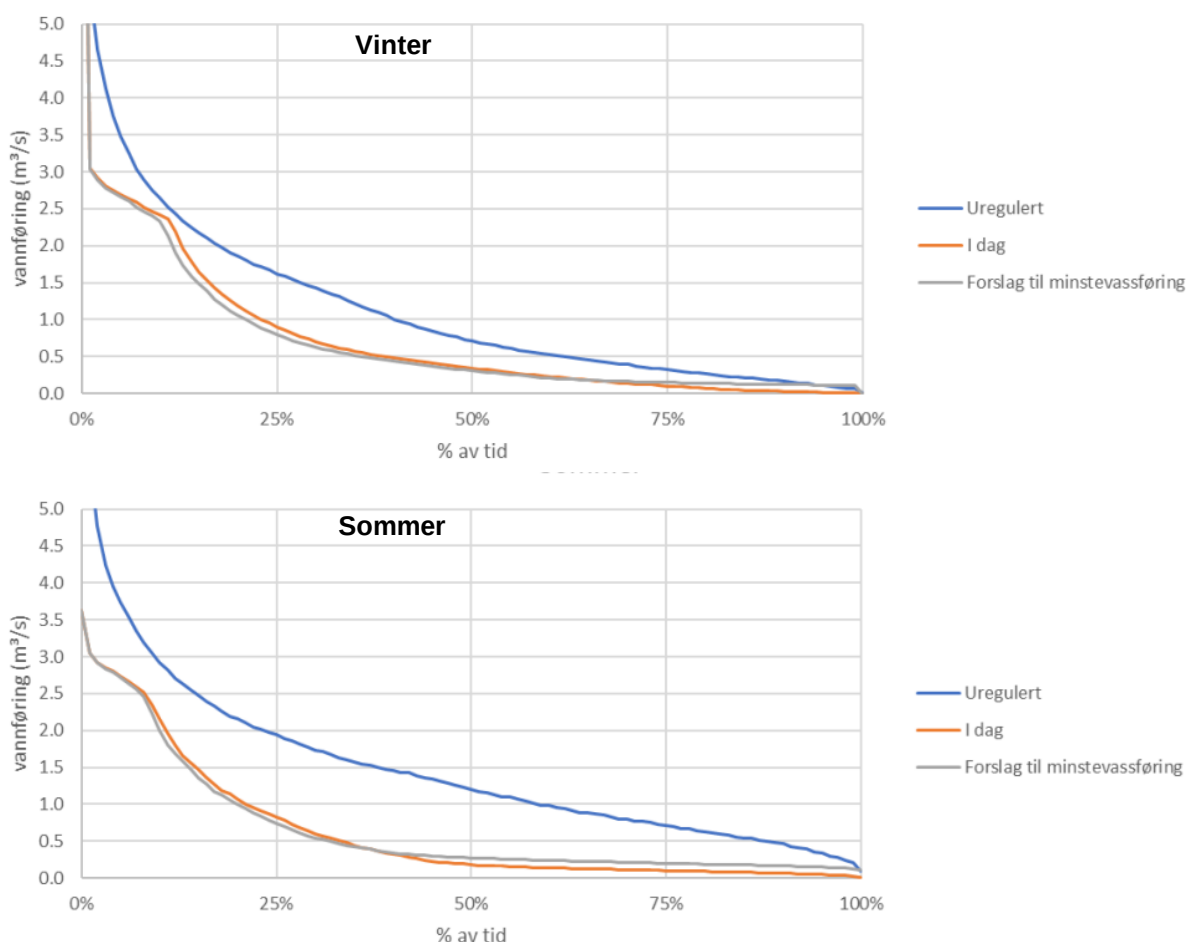


Figur 10 Median vannføring i Fiskfjordelva for uregulert vannføring og dagens vannføring (regulert vf med uttak til settefisk) og dagens vannføring med $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ som minstevannføring. Figuren er hentet fra Kirkhorn (2024).



Figur 11 Percentilplott for vannføring i Fiskfjordelva som viser regulert vannføring med uttak til settefiskanlegget og minstevannføring på $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$.

Alle disse beregningene viser tydelig at endringene i vannføringsregimet for Fiskfjordelva er vesentlig, og må antas å ha påvirket fiskeproduksjonen og fiskesamfunnet i den lakseførende (anadrome) delen av vassdraget på en klart negativ måte. I sommerhalvåret, som fremstår som mer negativt påvirket enn vinterhalvåret, har f.eks. vannføringer lavere enn uregulert middel for august som tørreste måned ($0,85 \text{ m}^3/\text{s}$) inntrådt i 77% av tiden med dagens vannregime mot kun i 35% av tiden i en uregulert situasjon (**Figur 12**). Med laveste uregulerte månedsmiddel vinter (februar- $0,64 \text{ m}^3/\text{s}$) som utgangspunkt, var uregulert vintervannføring lavere enn dette i om lag 50% av tiden mot i vel 70% av tiden under dagens situasjon. Det er i dag vanlig å ta utgangspunkt i en 5-percentilverdi for å beskrive lavvannssituasjoner, og med utgangspunkt i den foreslåtte minstevannføringen på $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (uregulert 5-percentil vinter) var den uregulerte vannføringen lavere enn dette kun ni dager i løpet av året, mens med dagens situasjon (uten minstevannføring) inntreffer dette i 92 dager i løpet av året (Kirkhorn 2024).



Figur 12 Varighetskurver for vannføring i Fiskfjordelva for vinter og sommer. Figurene er hentet fra Kirkhorn (2023).

Den økte tiden med lave vannføringer som reguleringen og vannuttaket medfører, og den generelle endringen i vannføringsregimet, har alene potensiale for å utgjøre klare negative konsekvenser for fiskeproduksjonen, men alle disse beregningene er basert på skalering fra andre nedbørsfelt og historiske driftsdata med lav oppløsning fra kraftverket. I dagens kraftmarked har de aller fleste kraftverk en markedstilpasset drift som tilsier at produksjonen kan variere mye innenfor et døgn. En døgnmiddelverdi vil ikke inneholde opplysninger om slike variasjoner, og vi mangler derfor helt avgjørende kunnskap om de reelle utfordringene som lastendringer og dermed vannmengde som renner ut av kraftverket potensielt har hatt og vil få for biologiske produksjonsforhold i Fiskfjordelva.

Selv om det vil skje en demping gjennom Første Fiskfjordvatn kan vi ikke se bort fra at start/stop eller lastendringer innenfor et døgn har langt større effekter for den biologiske funksjonen av Fiskfjordelva enn det vi kan hente ut av det forelagte hydrologiske grunnlaget. Vi har heller ingen grunnlag for å ta stilling til om den foreslåtte minstevannføringen på 0,1 m³/s er den korrekte for å ivareta en tilfredsstillende biologisk produksjon i Fiskfjordelva, og nettopp dette forholdet er sentralt i forhold til vurdering av økologisk tilstand/potensial og mulighetene til å oppnå minimum god tilstand. Helt sentrale elementer som ikke har blitt klarlagt er sammenhengen mellom vannføring og vanddekte arealer i Fiskfjordelva og med hvilke hastigheter vannstandsendringer kan inntre.

Vurderingene av virkninger som reguleringen og uttaket av vann til settefiskanlegget har hatt og har på fiskesamfunnet i den lakseførende delen av vassdraget må derfor i stor grad baseres på en generell tilnærming.

Kraftverksdriften og uttaket av vann som skjer til settefiskanlegget vurderes i liten grad å ha noen målbar direkte effekt på fiskesamfunnet i Første Fiskfjordvatn. Innsjøen blir ikke regulert, og eventuelle variasjoner i vannstand som følge av kraftverksdrift og vannuttak vurderes ikke å ha noen negativ effekt for fisken i innsjøen. Den kan tenkes at temperaturregimet i innsjøen har blitt noe påvirket av tilførsel av vann fra dypet i Andre Fiskfjordvatn og gjennom større omløpshastighet gjennom vinteren, men vi er ikke kjent med at det foreligger noen temperaturdata som kan belyse dette. Vi forventer imidlertid ikke at eventuelle temperaturendringer har hatt noen reel betydning for fiskeproduksjonen eller strukturen på fiskesamfunnet.

Kraftverksdriften og uttaket av vann som skjer til settefiskanlegget har primært betydning for vannføringsregimet i Fiskfjordelva. Vannføring er av betydning for en rekke forhold knyttet til fiskenes livssyklus. Vassdraget har både ørret- og røyebestander der en viss andel velger å vandre ut i sjøen, og i tillegg er det en laksebestand i vassdraget. Fisken som vandrer ut i sjøen skal også opp i vassdraget igjen for å gyte og overvintre. Oppvandringsmulighetene fra sjøen gjennom Fiskfjordelva har utvilsomt blitt endret gjennom reguleringen og det nyere uttaket av vann fra settefiskanlegget. Selv om vannføringen, som vist i den hydrologiske rapporten, helt åpenbart har avtatt, vil det fortsatt være vannføringsforhold ved nedbørsrike perioder eller ved drift av kraftverket som sikrer gode vandringsforhold for fisk som skal opp elva. Imidlertid skal det ikke utelukkes at større varighet av lavvannssituasjoner kan påvirke oppvandringsforløpet spesielt til sjørørret og sjørøye, og med det holde fisken lengre ute i sjøen enn fisken «ønsker». En slik effekt kan f.eks. føre til økt eksponering for lakselus, og kan slik få betydning for overlevelse og hvordan fiskesamfunnet i innsjøen/vassdraget struktureres. Det kan derfor ikke utelukkes at inngrepene i vassdraget påvirker både bestandsstørrelser og bestandsstrukturer gjennom endringer i vandringsforhold for voksen fisk.

Vannføring kan også ha betydning for fisk som skal vandre ut i sjøen, men vi har ingen grunn til å anta at slik utvandring fra Fiskfjordvassdraget blir påvirket av inngrepene i og med at slik vandring skjer i samme periode som snøsmelting og dermed ved relativt høye vannføringer i Fiskfjordelva.

Vannføringsregimet og endringene som har inntrådt i Fiskfjordelva er først og fremst av betydning for gytesuksess, overlevelse for rogn og for ungfiskproduksjon generelt. For gyting og rognoverlevelse er det perioden fra medio september og frem til snøsmeltingen starter som har størst betydning. Tørrlegging av gytegroper og påfølgende rognndød er et vanlig problem som er knyttet til at graving av gytegroper og gyting på høsten kan skje på vannføringer som er langt høyere enn seinere på høsten og i løpet av vinteren (Forseth og Harby 2013). Ofte kan en regulering som innebærer økt vintervannføring være gunstig i så måte, men i Fiskfjordelva er denne effekten helt ubetydelig på grunn av at det skjer et stabilt uttak av vann fra Første Fiskfjordvatn. En variabel (markedstilpasset) drift av

kraftverket øker risikoen for at svært lave vannføringer kan inntreffe, og spesielt om vinteren med streng kulde kan påfølgende tørrlegging av gytegroper medføre stor rogn dødelighet. Vi ser all grunn til å anta at dette inntreffer med større hyppighet og sannsynlighet under dagens vannføringsregime enn i det uregulerte vassdraget. Vi mangler imidlertid nødvendige opplysninger om sammenhengene mellom vanndekt areal og vannføring, og vannføringsdata med oppløsning som synliggjør virkningene av start/stop og lastendringer i kraftverket, som er nødvendige for å kunne kvantifisere de negative effektene av dagens vannføringsregime. Oppløsningen i data er av helt vital betydning for å vurdere hvordan tørrlegging og endringshastigheter i vannstand påvirker fiskebestandene i elva, og det skal være unødvendig å nevne det faktum at en kritisk hendelse er nok og at en fisk eller et rognkorn dør kun en gang.

Det er gjennom sommermånedene at endringene i vannføringsregime fremstår som mest påvirket av inngrepene. Når effektene av snøsmelting avtar har også rognen som ligger i elvegrusen klekket og fiskelarvene har blitt mobile som sine eldre artsfrender. Mobiliteten er imidlertid avhengig av fiskestørrelse og ny-klekket og årsgammel ungfisk har langt lavere evne til å flytte på seg enn eldre ungfisk. Raske endringer i vanndekt areal som følge av endringer i kraftverksdriften kan ha store negative effekter for overlevelsen til ungfisk, og denne effekten forsterkes av at vannføringene allerede er kraftig redusert i forhold til den uregulerte tilstanden. Generell reduksjon i vannføring og hyppigere og raskere endringer i vannføring vurderes å utgjøre en åpenbar negativ effekt for fiskeoverlevelsen i elva, både gjennom direkte dødelighet gjennom stranding av fisk og indirekte gjennom økt konkurranse via endret tilgjengelig areal og fisketetthet. De samme forholdene kan også ha en indirekte effekt på fiskens vekst gjennom å påvirke produksjonen av bunnfauna (mat for fisken).

Oppsummert blir vår vurdering at inngrepene, dvs. reguleringen og vannuttaket, har påvirket og påvirker fiskeproduksjonen og fiskesamfunnet i den lakseførende (anadrome) delen av vassdraget (dvs. Første Fiskfjordvatnet og Fiskfjordelva) på en negativ måte. På grunn av lav oppløsning på hydrologiske grunnlagsdata og mangel på opplysninger om sammenhengen mellom vannføring og vanndekt areal og hvor raskt endringer i vanndekt areal inntreffer, ser vi oss ikke i stand til å kvantifisere disse effektene.

5.2.2 Reguleringsmagasinet

I Andre Fiskfjordvatn er det sannsynlig at reguleringseffektene på fiskebestandene er store, da reguleringshøyden (8 m) og morfometrien av innsjøen tilsier at det meste av strandsonen har vært utsatt for utvasking av næringsstoffer og fordelaktig bunnsubstrat gjennom 80 år (se Eloranta mfl. 2018). Dette medfører at det potensielt mest produktive og profitable habitatet i innsjøen må antas å være relativt lite produktivt. Dette gjenspeiles i den lave tettheten av fisk i strandsonen av innsjøen (se Milbrink mfl. 2011), og kan forklare at til tross for den lave tettheten fremstår røyebestanden som overtallig. I regulerte innsjøer blir byttedyr som ikke er avhengig av strandsona viktig som næringsressurs, dyreplankton i de frie vannmasser er et slikt byttedyr og blir ofte benyttet i stor grad (Eloranta mfl. 2016). Røye er en mer effektiv planktonbeiter enn ørret og derfor har røye ofte et konkurransefortrinn i regulerte innsjøer (Eloranta mfl. 2016). Der ørret også er til stede i regulerte innsjøer opptrer den ofte som topp-predator og blir tidlig fiskespiser, og på den måten vil den være med på å regulere de andre bestandene i innsjøer (Helland mfl. 2010). Når reguleringshøyden er av denne størrelsen, og spesielt med tanke på morfometrien av innsjøen er det mulig at gytebekker i form av innløpselver kan være utilgjengelig for ørreten når vannstanden er lav. Dette ble ikke undersøkt ved prøvfisket, men det bør vurderes å gjennomføre slike undersøkelser på et senere tidspunkt. På generelt grunnlag kan gyteplasser for røye også bli påvirket av vannstandsregulering da vanndekt

areal under gyting kan bli tørrlagt på et senere tidspunkt, noe som vil påvirke overlevelse til eggene og dermed også rekrutteringen til populasjonen.

For dypvannsmorfen av røye fremstår reguleringen som mindre problematisk, men forvaltningen har et særlig ansvar for å ta vare på sjeldne økologiske former og den må hensyntas i fremtidig forvaltning. Denne dypvannsformen lever mest sannsynlig hele sitt liv i dypområdene (Grenier mfl. 2021), og er derfor i mindre grad påvirket av vannstandsreguleringen og utvaskingsproblematikken knyttet til strandsonen av innsjøen. Derimot kan en lite produktiv strandsone føre til økt konkurranse i de andre habitatene av innsjøen, det er derfor sannsynlig at en større andel av den «normale» røyepopulasjon benytter seg av dypområdene etter at reguleringen fant sted sammenlignet med før utbyggingen ble gjennomført. Da dette er over 80 år siden og det fremdeles eksisterer en betydelig populasjon av «dvergformen» har ikke reguleringseffektene ført til en utryddelse av denne populasjonen av røye i Andre Fiskfjordvatn.

5.3 Avbøtende tiltak og fremtidig drift

Som det avslutningsvis i kap. 4.2 oppsummeres mener vi oss ikke i stand til å konkludere rundt eller kvantifisere de negative effektene av inngrepene, dvs. reguleringen og vannuttaket, hverken samlet eller hver for seg innenfor den anadrome delen av vassdraget. Vi har heller ikke grunnlag til å vurdere hverken effekt av den foreslåtte minstevannføringen fra den hydrologiske rapporten eller hvorvidt dette er en minstevannføring som ivaretar fiskeproduksjonen i anadrom del av vassdraget på en ønsket måte. Vil spesielt her trekke frem forholdet til Vanndirektivet og dets målsettinger med hensyn til økologisk status.

Uten nærmere kjennskap til forholdet mellom vannføring og vanndekt areal, endringshastigheter relatert til kraftverksdrift (lastendringer) og til hvordan det faktiske og fremtidige driftsmønsteret for kraftverket er/vil være med basis i timeoppløste data, ser vi heller ikke muligheter til å vurdere eventuelle avbøtende tiltak innenfor anadrom del av vassdraget eller gjøre oss tanker rundt et reguleringsreglement.

For Andre Fiskfjordvatn er effektene for fiskesamfunnet langt tydeligere, og både røye- og ørretbestanden er klart negativt påvirket. Røyebestanden fremstår som overtallig samtidig som fisketettheten er relativt lav, og det kan ikke forventes nevneverdig bedring av bestanden gjennom for eksempel et tynningsfiske. Ørretbestanden er trolig primært regulert gjennom lav tilgang til gyteområder og at strandsonen, der ørret finner mesteparten av næringen sin, er naturlig liten og i tillegg erosjonsutsatt på grunn av reguleringen. På et gitt nivå er det et konkurranseforhold mellom ørret og røye, men det ants ikke at redusert røye-tetthet gjennom et eventuelt tynningsfiske vil ha nevneverdig effekt for ørret.

Vi foreslår derfor at konsesjonen behandles og eventuelt innvilges ut fra et midlertidig manøvreringsreglement, og at nødvendig datainnsamling og analyser gjennomføres gjennom de neste 3-5 årene. Konkret tenker vi da på at det må etableres vannføringsmålinger som har en ønsket god oppløsning, at det gjennomføres dronefotografering av elveleiet på ulike vannføring som avtales med fiskefaglig kompetanse og at det etableres flere målepunkter for vannstandsendringer langs elva. En slik løsning kan godt baseres på innføring av en midlertidig minstevannføring, f.eks. den foreslåtte på 0,1 m³/s. Vi må avslutningsvis påpeke at våre betraktninger rundt vannføringsforhold har tatt utgangspunkt i dagens forbruk fra settefiskanlegget på 0,38 m³/s, men at settefiskanlegget nå søker om et vannuttak på 0,5 m³/s.

6 Litteratur

- 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.
- Direktoratgruppen 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 regulerede laksevasdrag. - 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.
- Jørgensen & Halvorsen, 1995.

- 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.
- Réalis-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.