



Statsforvalteren i Innlandet

Reguleringer og fisk i Innlandet

Fagrappport 2022



REGULERINGER OG FISK I INNLANDET

1. Prosjektet er et samordnet opplegg for etterundersøkelser i regulerte vassdrag med vekt på praktisk tiltaksarbeid.
2. Prosjektets formål er å få til en bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Innlandet. For å oppnå målsettingen legges det vekt på samarbeid, informasjon, registrering av fiskeforholdene og praktisk tiltaksarbeid rettet mot fiskeressursene og brukerne.
3. Prosjektet har en styringsgruppe bestående av 14 representanter:
 - Trond Taugbøl – Glommens og Laagens Brukseierforening, Hafslund Eco Vannkraft AS, Gudbrandsdal Energi Produksjon AS (leder).
 - Øyvind Eidsgård – Foreningen til Bægnavassdragets Regulering
 - Kåre Johnny Pladsen – Foreningen til Randsfjords Regulering og Hadeland Kraftproduksjon
 - Adam Östman – VOKKS Kraft
 - Mari Olsen – Innlandet fylkeskommune
 - Trine Fjøsne – Vannområde Glomma (satt i styret fram til de tre vannområdekoordinatorene i Glomma var på plass)
 - Ola Hegge – Statsforvalteren i Innlandet
 - Anveig N. Wist – Statsforvalteren i Trøndelag
 - Terje M. Wivestad – Statsforvalteren i Oslo og Viken
 - Odd Henning Stuen – Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver/Vannområde Mjøsa
 - Ingrid Lie – Vannområde Valdres
 - Håvard Lucassen – Vannområde Randsfjorden
 - Solveig Marie Ryhaug – Vannområde Glomma - Fjellregionen
 - Erling Riseth – Vannområde Glomma – Sør-Østerdalen
 - Malin Eline O. Støa- Vannområde Glomma - Kongsvingerregionen
4. Prosjektet finansieres av regulantene.



KONTAKT:

Reguleringer og fisk i Innlandet
Statsforvalteren i Innlandet
Postboks 987
2604 Lillehammer

tlf. 61 26 60 00

e-post: sfinpost@statsforvalteren.no

<https://www.statsforvalteren.no/innlandet/miljo-og-klima/fiskeforvaltning/fisk-i-regulerte-vassdrag/>

<p style="text-align: center;">Reguleringer og fisk i Innlandet</p> <p style="text-align: center;">FAGRAPPOR</p> <p style="text-align: center;">2022</p>	<p style="text-align: center;">Rapportnr.: 4/2023</p>
<p>Forfatter(e): Thor Bjørn Thorkildsen, Thomas Ustvett og Ine Cecilie Jordalen Norum</p>	<p>Dato: 15.08.2023</p>
<p>Prosjektansvarlig: Ola Hegge</p>	<p>Enhet: Vannforvaltning og forurensning</p>
<p>Finansiering: Reguleringer og fisk i Innlandet</p>	<p>Antall sider: 101</p>
<p>Emneord: fiskeressurser, vassdragsregulering, ørret, fiskebiologiske etterundersøkelser, overvåking, Steinbusjøen-Øyangen, Øyersjøene, Utgardsjøen, Storfjorden/Flyvatn, Norderåa, Namnåa, Tunna, Auma, Tegninga, Urula, Skjefstadfossen, Sagnfossen og Randsfjorden</p>	<p>ISBN-nummer: 978-82-8410-036-4</p>
<p>Sammendrag: Fagrapporten inneholder den endelige rapporteringen av enkeltundersøkelser gjennomført i prosjektets regi i 2022. Det rapporteres fra undersøkelser i følgende lokaliteter: Steinbusjøen-Øyangen, Øyersjøene, Utgardsjøen, Storfjorden/Flyvatn, Norderåa, Namnåa, Tunna, Auma, Tegninga, Urula, Skjefstadfossen, Sagnfossen og Randsfjorden. Prosjektet gjennomførte i 2022 også en rekke rutinemessige elve- og bekkeundersøkelser. Disse undersøkelsene er det utarbeidet egne rapporter for, som er å finne på prosjektets hjemmesider: https://www.statsforvalteren.no/nb/innlandet/miljo-og-klima/fiskeforvaltning/fisk-i-regulerte-vassdrag/overvakingsrapporter/</p>	
<p>Referanse: Reguleringer og fisk i Innlandet - Fagrapport 2022. Statsforvalteren i Innlandet, rapport nr. 4/2023.</p>	
<p>Bilder: Alle bilder er tatt av prosjektets ansatte, med mindre annet er oppgitt.</p>	

Forord

Prosjektet «Reguleringer og fisk i Innlandet» er en alternativ organisering som utfører fiskebiologiske undersøkelser i regulerte vassdrag i Innlandet fylke. Målsetningen er å få til en best mulig utnyttelse av fiskeressursene i fylkets regulerte vassdrag. Prosjektet som hadde sin oppstart 1. januar 1989, het tidligere «Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland» - etter prosjektets gamle virkeområde. I 2020 ble Oppland og Hedmark sammenslått til ett fylke, noe som medførte at prosjektet 1.januar 2022 endret navn til dagens «Reguleringer og fisk i Innlandet».

Vassdragene som inngår i prosjektet omfatter blant annet: Mesnavassdraget, Næra med Moelva, Mjøsa med Vorma. I tillegg inngår hele Begnavassdraget, ned til samløpet med Randselva, i forståelse med Statsforvalteren i Oslo og Viken. Prosjektet er et samarbeid mellom Glommens og Laagens Brukseierforening, Foreningen til Bægnavassdragets Regulering, Foreningen til Randsfjords Regulering, Hafslund Eco Vannkraft, Gudbrandsdal Energi, Hadeland Kraftproduksjon, VOKKS Kraft og Statsforvalteren i Innlandet. I tillegg deltar Innlandet fylkeskommune i styringsgruppa og prosjektlederne fra de tre største vannområdene i fylket er med for å ivareta interessene fra brukersiden. Prosjektet er finansiert av de deltagende regulantene. Statsforvalteren i Innlandet har det faglige ansvaret for prosjektet.

Fagrapporten inneholder den endelige rapporteringen av enkeltstående undersøkelser i 2022. Tidligere inneholdt fagrapporten også løpende og jevnlig fiskeundersøkelser. Denne typen overvåking rapporteres nå ved kontinuerlig oppdaterte rapporter på prosjektets hjemmesider: www.statsforvalteren.no/fisk-i-regulerte-vassdrag. Dette gjelder overvåkingen av følgende lokaliteter: Begna, Dokka-Etna, Fallselva, Hadelandsvassdraget, Gausavassdraget, Gudbrandsdalslågen, Lenavassdraget, Moelva, Mokka, Vinstra elv og Våla.


I tillegg til fagrapporten har styringsgruppa gitt ut egen årsmelding for prosjektet. En egen rapport for habitatkartlegging i Gausa og en samler rapport av oppgangsdata fra fisketrapper i Innlandet er også under utarbeidelse i 2023. I 2022 gjorde NORCE tiltaksvurdering ved Tingberget og Granerudmoen i Gudbrandsdalslågen. Sammendraget ligger som vedlegg og full rapport ligger tilgjengelig på prosjektets hjemmeside.

Thor Bjørn Thorkildsen har vært fungerende prosjektleder og Thomas Ustvett har vært prosjektmedarbeider i 2022. Mange flere institusjoner, foreninger og enkeltpersoner har også bidratt til prosjektets virksomhet på ulikt vis. En stor takk til alle for velvillig bistand.



Tore Pedersen
Avdelingsdirektør

Lillehammer, august 2023



Ola Hegge
Seniorrådgiver

Innhold

1	Sammendrag	7
2	Innledning	12
3	Metoder	13
3.1	Analyse av prøvafiskemateriale	13
3.2	Elektrofiskeundersøkelser	14
3.3	Klassifisering	15
4	Undersøkelser og tiltak	18
4.1	Steinbusjøen og Øyangen (Ylja kraftverk)	18
4.1.1	Prøvefiskeresultater	20
4.1.2	Vurdering.....	26
4.2	Øyersjøene og Utgardsjøen (Brødbølvassdraget)	28
4.2.1	Prøvefiskeresultater	30
4.2.2	Vurdering.....	37
4.3	Storfjorden/Flyvatn	41
4.3.1	Prøvefiskeresultater	43
4.3.2	Vurdering.....	48
4.4	Andre undersøkelser.....	49
4.4.1	Norderåa – el-fiske og habitatkartlegging	49
	Vurdering.....	51
4.4.2	Namnåa – el-fiske og habitatkartlegging.....	52
	Vurdering.....	54
4.4.3	Tunna – el-fiske og habitatkartlegging	55
	Vurdering.....	58
4.4.4	Auma – el-fiske og habitatkartlegging	59
	Vurdering.....	60
4.4.5	Tegninga – el-fiske og habitatkartlegging	61
	Vurdering.....	63
4.4.6	Urula – el-fiske og habitatkartlegging med hjelp av miljødesign	64
	Vurdering.....	68
4.4.7	Skjefstadfossen – Vurdering av minstevannstrekingen og oppvandring av fisk..	69
	Vurdering.....	72
4.4.8	Sagnfossen – Vurdering av minstevannstrekingen og opp-vandring av fisk	75
	Vurdering.....	79
4.4.9	Kartlegging av gyteområder for storrøye i Randsfjorden.....	81
	Vurdering.....	93

5	Referanser	95
6	Vedlegg	102
6.1	Vedlegg 1: Modell-testing kondisjon.....	102
6.2	Vedlegg 2: Modell-testing vekst	102
6.3	Vedlegg 3: Sammendrag «Tiltaksvurdering gyteområder ved Tingberg og Granerudmoen i Øyer Kommune 2022»	102

1 Sammendrag

Steinbusjøen og Øyangen (Yljavassdraget)

Steinbusjøen og Øyangen ble prøvofisket i 2022. Det ble gjennomført befaring av tilløpselver- og bekker. Prøvofisket tilsa en tynn bestand av middels størrelse. Kondisjonen på fisken var dårlig i Øyangen og opptil svært dårlig for større fisk i Steinbusjøen. Trolig skyldes det en sterk reduksjon av krepsdyret skjoldkrep, som tidligere fantes i rikelig antall, men nå er fraværende. Befaringen av gytemuligheter og andel villfisk i fangstene tilsier at rekrutteringen ikke er begrenset i Steinbusjøen. Andel villfisk i Øyangen var derimot langt lavere. Dette samsvarer med observasjon av langt dårligere muligheter for gyting. Det anbefales derfor en kraftig reduksjon i utsettelse av fisk i Steinbusjøen, og eventuell en mindre reduksjon i Øyangen.

Øyersjøene og Utgardsjøen (Brødbølvassdraget)

Øyersjøene og Utgardsjøen ble prøvofisket i 2022. Det ble i tillegg gjennomført el-fiske og befaring av tilløpselver- og bekker. I Nordre- og Søndre Øyersjøen var abbor den dominerende arten, men bestanden var tynn og til dels storvokst. I Søndre Øyersjøen ble det også fanget et lavere antall med storvokst mort. Gjedde ble fanget i et lavt antall begge innsjøene. Ørret, som tidligere har blitt registrert, ble ikke fanget under dette prøvofisket. El-fiske i tilløpsbekker ga heller ingen fangst av ørret. Trolig har sur nedbør ført til en reduksjon av fiskebestandene i Øyersjøene. Grunnet fravær av ørret og lake settes den økologiske tilstanden til «moderat». I utløpselven Vikeraa, nedenfor Vikerdammen, ble det derimot fanget ørret ved el-fiske. Vikerdammen blir dermed ansett som et vandringshinder, og en enkel fiskepassasje forbi dammen vil trolig øke konnektiviteten i vassdraget og bidra til å reetablere fiskebestandene. Med fisk som kvalitetselement, vil en reetablering av fiskeartene trolig løfte den økologiske tilstanden fra «moderat» til «god».

Utgardsjøen hadde noe høyere tetthet av abbor, men var også her til dels storvokst. Det ble også fanget mort, som sammen med abbor, er den dominerende arten i innsjøen. Ørret ble ikke fanget i innsjøen, men ble funnet i høyt antall i tilløpsbekken Autsgårdsåa. Det sees ingen indikatorer i fiskesamfunnet som tilsier at innsjøen er forsuringpåvirket. Oppdemning og tørrlegging i forbindelse med Brødbøl kraftverk regnes derimot som en svært negativ påvirkning i den største tilløpselva og til dels for kritisk for en potensiell ørretbestand i Utgardsjøen. Likevel foreligger det ikke godt nok kunnskapsgrunnlag om ørretbestanden i Utgardsjøen til å sette den økologiske tilstanden i innsjøen som annet enn «god».

Storfjorden/Flyvatn

Storfjorden/Flyvatnet ble prøvofisket av Vestre Slidre fjellstyre i 2022. Analysearbeidet og rapportering ble gjort av REGFIN. Ørretbestanden er tynn, storvokst og har god kondisjon. Ved sammenligning av prøvofiske fra tidligere år, har ørretbestanden blitt noe tynnere siden en topp i 2002, og tettheten av abbor har økt. Tettheten av ørret er derimot ikke tynnere enn det som har blitt registrert før år 2000. Trolig er det endringer i temperaturregime som påvirker konkurranseforholdet mellom artene, der høyere temperaturer favoriserer rekruttering av abbor.

Norderåa

Nedre deler av Norderåa ble undersøkt for hvilken verdi den har for ørreten i Glomma. Økologisk tilstand, med fisk som kvalitetselement, ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske og habitatkartlegging. Tetthetene av ørret var svært lave, noe som samsvarer med hva som ble registrert i 1986. Habitatet skulle tilsi høyere tettheter, og det er usikkerhet hva som er årsaken til de lave tetthetene. Trolig er det lite gytefisk som går opp i Norderåa og benytter elva som gyteområde. Elva er tilsynelatende lite påvirket av menneskelige inngrep, og det foreligger ikke god nok dokumentasjon for å sette den økologiske tilstanden til noe annet enn «god», med fisk som kvalitetselement. Norderåas verdi for ørreten i Glomma ble satt til liten.

Namnåa

Nedre deler av Namnåa ble undersøkt for hvilken verdi den har for ørreten i Glomma. Økologisk tilstand, med fisk som kvalitetselement, ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske og habitatkartlegging. Lite egnede forhold for håndholdt el-fiske gjorde at det ble bare el-fisket i én stasjon. Her ble det fanget lave tettheter av ørret. Lav tetthet kan forklares med et lite egnet areal for rekruttering av ørret, men også ved predasjon av gjedde. Kverndammen blir også ansett som en vandringsbarriere. Denne stopper vandrende ørret fra å kunne benytte mer enn 5 km med potensielle gyte- og oppvekstområder. Den økologiske tilstanden med hydromorfologisk støtteparameter får derfor «svært dårlig» tilstand.

Tunna

Tunna ble undersøkt for hvilken verdi den har for ørreten i Glomma. Økologisk tilstand, med fisk som kvalitetselement, ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske og habitatkartlegging. Det ble fanget svært lave tettheter av ørret. Dette samsvarer med el-fiskeundersøkelser fra 2018. Habitatet skulle tilsi høyere tettheter, og det er usikkert hva som er årsaken til de lave tetthetene. Trolig er det lite gytefisk som går opp i Tunna og benytter elva som gyteområde. Elva er noe preget av menneskelig aktivitet, men det meste av elveløpet er relativt urørt, og det foreligger ikke god nok dokumentasjon for å sette den økologiske tilstanden til noe annet enn «god». Tunnas verdi for ørreten i Glomma ble satt til liten.

Auma

Nedre deler av Auma ble undersøkt for hvilken verdi den har for ørreten i Glomma. Økologisk tilstand, med fisk som kvalitetselement, ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske og habitatkartlegging. Ingen fisk ble fanget under el-fiske. Den vandringsførende strekningen for ørreten i Glomma ser ut til å kun være én km, før fisken trolig stopper ved en naturlig vandringsbarriere. Elva er tilsynelatende lite påvirket av menneskelige inngrep. Med fisk som kvalitetselement, foreligger det ikke god nok dokumentasjon for å sette den økologiske tilstanden til noe annet enn «god». Trolig går det svært lite ørret opp fra Glomma for å gyte, og verdien for ørreten i Glomma ble derfor satt til liten.

Tegninga

Nedre deler av Tegninga ble undersøkt for hvilken verdi den har for ørreten i Glomma. Økologisk tilstand, med fisk som kvalitetselement, ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske og habitatkartlegging, og ingen fisk ble fanget under el-fiske. Det vandringsførende strekningen for ørreten fra Glomma ser ut til å være 2.5 km før fisken trolig stopper ved Tegningfallet, som er en naturlig vandringsbarriere. Elva er vernet og tilsynelatende svært lite påvirket av menneskelige inngrep. Med fisk som kvalitetselement, foreligger det ikke god nok dokumentasjon for å sette den økologiske tilstanden til noe annet enn «god». Tidligere undersøkelser på alger og bunnfauna støtter også en «god»/ «svært god» tilstand. Trolig går det svært lite ørret opp fra Glomma for å gyte, og verdien for ørreten i Glomma ble derfor satt til liten.

Urula

Nedre deler av Urula ble undersøkt for hvilken verdi den har for storørreten i Sperillen. Økologisk tilstand, med fisk som kvalitetselement, ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske, dronekjøring etter gytefisk og habitatkartlegging ved hjelp av håndboka for miljødesign (Forseth og Harby 2013). Svært lave tettheter ble fanget under el-fiske og ingen gytefisk kunne observeres. Den vandringsførende strekningen for ørreten i Sperillen ser ut til å være 4.6 km. Fisken stopper trolig ved Strypefossen, som ble ansette å være en naturlig vandringsbarriere. Elva er vernet og tilsynelatende svært lite påvirket av menneskelige inngrep. Bare tre inngrep kunne observeres: den ene er brua ved Urulaveien, den andre er en erosjonssikring, mens den tredje er et avstengt sideløp. Likevel foreligger det ikke god nok dokumentasjon, med fisk som kvalitetselement, for å sette den økologiske tilstanden til noe annet enn «god». Lave tettheter av ørret i Urula kan skyldes introduksjon av gjedde i Sperillen. Predasjon fra gjedde kan bidra til økt ungfiskdødelighet og fører igjen til mindre gytefisk som kommer tilbake til elva. Lokale fiskere forteller at det er Urula som storørreten tidligere har brukt til gyteområde, og verdien for storørreten i Urula settes derfor til «stor». Av tiltak for å øke gyte- og oppvekstområder anbefales åpning av et sideløp.

Skjefstadvossen kraftverk

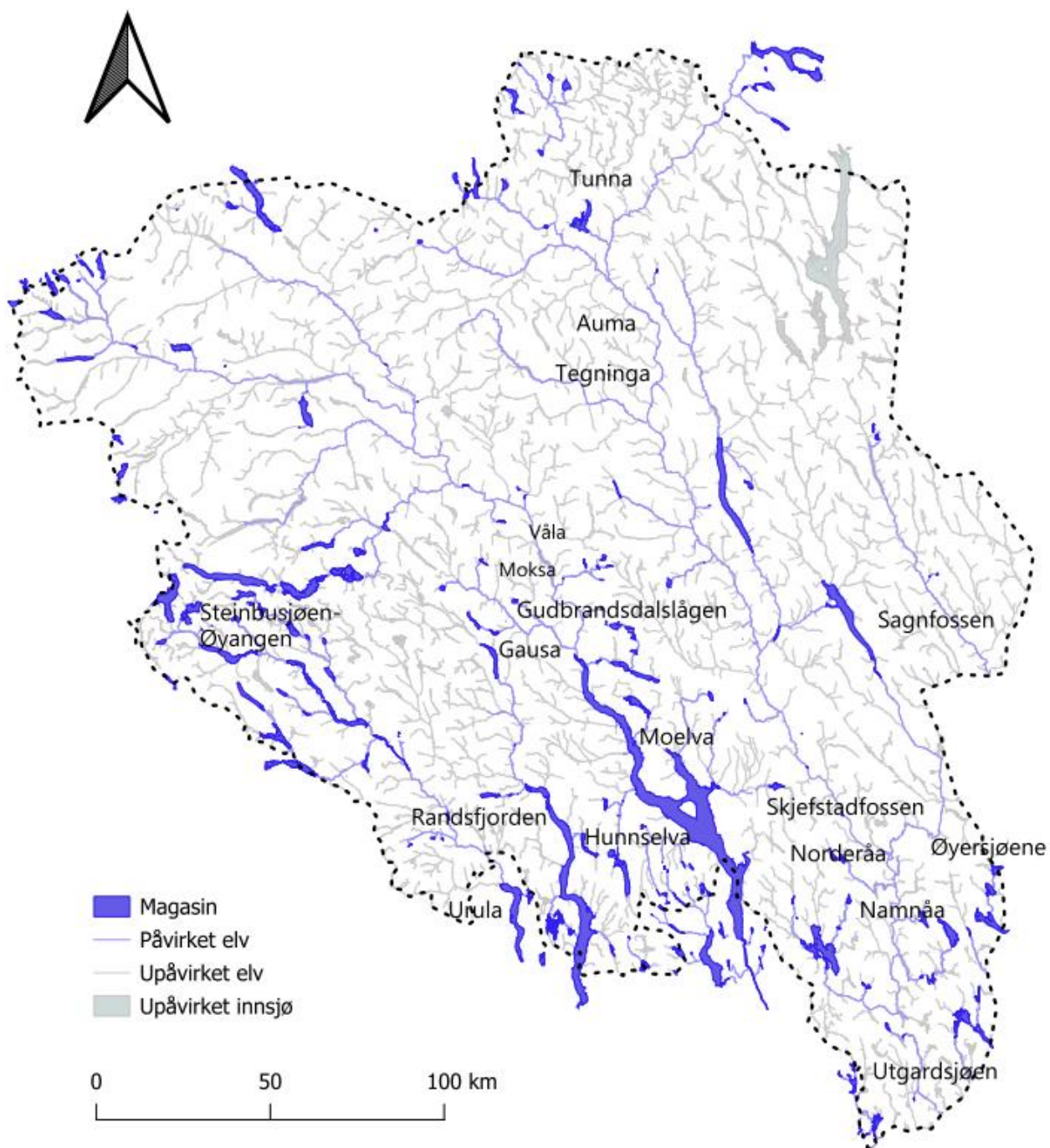
I minstevannstrekningen ved Skjefstadvossen kraftverk ble det gjort en vurdering på om denne strekningen kan fungere som gyte- og oppvekstområder for ørret og harr i Glomma. Fiskepassajens evne til å føre fisk forbi kraftverket ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske, habitatkartlegging og befarings av fisketrappa. Seks arter ble registrert i minstevannstrekningen, men for ørret manglet det årsyngel. Det er noe usikkerhet i hva som kan forklare de lave tetthetene av årsyngel. I fisketrappa registreres det få oppvandrende fisk, noe som kan skyldes at fisketrappa eller den utgravde kanalen i minstevannstrekningen ikke fungerer optimalt. En annen forklaring på få registreringer i trappa kan være at strekningen ned til Braskereidfoss er stilleflytende med en betydelig andel predatorer, noe som gjøre den mindre egnet for ørret. I tillegg er det et relativt likt og lavt antall fisk som registreres i Braskereidfoss. Totalt sett blir den økologiske tilstanden for minstevannstrekningen vurdert til «svært dårlig», med rom for økt økologisk potensial og behov for videre undersøkelser.

Sagnfossen kraftverk

I minstevannstrekningen ved Sagnfossen kraftverk ble det gjort en vurdering på om denne strekningen kan fungere som gyte- og oppvekstområder for ørret og harr i Trysilelva. Fiskepassasjens evne til å føre fisk forbi kraftverket ble også vurdert. Det ble gjennomført el-fiske, habitatkartlegging og befaring av to fisketrapper. Ørret og harr ble registrert i minstevannstrekningen, men for ørret manglet det årsyngel. Det er noe usikkerhet i hva som kan forklare de lave tetthetene av årsyngel. Trapperegistreringer tilsier at det går en del fisk opp forbi dammen. Det er derimot usikkert hvilke arter som klarer å passere, hvor stor andel som ikke finner fiskepassasjene og om trappa er selektive på størrelse. Det anbefales at fiskevandringmulighetene utredes, særlig med tanke på harr. Totalt sett blir den økologiske tilstanden for minstevannstrekningen vurdert til «svært dårlig», men det er foreløpig ingen forslag til tiltak i minstevannføringstrekningen for å øke det økologiske potensialet – uten at samfunnsnytt og energiproduksjon påvirkes vesentlig. Ettersom det trolig er tilstrekkelig med nærliggende egnede gyte- og oppvekstområder, er det antagelig ikke nødvendig med habitatforbedrende tiltak i minstevannstrekningen.

Randsfjorden

I nordre og søndre deler av Randsfjorden ble det gjort en undersøkelse for å kartlegge gyteområder for storør. Båt med ekkolodd ble benyttet for å finne egnet gytehabitat, mens undervannsdroner ble brukt for grundigere undersøkelse av habitatet og for å kunne påvise ør. Store arealer ble avdekket med ekkolodd, der en rekke områder ble registrert og kategorisert som potensielle gyteområder. Det ble påvist ett nytt gyteområde, omtrent 2.5 km i luftlinje (mellom Hansbråtan og Nordbytangen), hvor det ble observert ør med gyteatferd. Området blir ansett som viktig, og derfor anbefales en fredning av området i gyteperioden (oktober til slutten av desember).



Figur 1: Kart som viser magasiner som er regulert for kraftproduksjon og som helt eller delvis ligger innenfor Innlandet, samt vann og elvestrekninger som berøres av reguleringer. Magasiner og berørte elvestrekninger som i sin helhet ligger utenfor fylkesgrensen, men som inngår i prosjektets virkeområde, er også tatt med.

2 Innledning

Fiskesamfunn kan endre seg over tid, for eksempel ved at fiske eller andre miljøforhold endres. Dette gjør at langsiktig overvåking/oppfølging er nødvendig for å kartlegge årsakssammenhenger og endringer av ulik karakter. Vassdragsreguleringer medfører miljøendringer som påvirker vassdragene våre. Reguleringer vil ofte medføre uheldige virkninger både for fiskesamfunnet og fiskeinteressene. For å redusere skadevirkningene av vassdragsreguleringer blir det utført et betydelig arbeid av de enkelte rettighetshavere, fiskeforeninger, regulanter og offentlig forvaltning.

For å kunne vurdere behovet for ulike fiskebiologiske tiltak, og for å kompensere for negative effekter som følge av reguleringene, er det behov for en jevnlig overvåking av fiskebestandene. Det er i mange tilfeller hjemler i konsesjonsvilkårene for å kunne pålegge regulanten å finansiere slike undersøkelser. Prosjektet er et alternativ til enkeltpålegg av etterundersøkelser og skal dekke etterundersøkelser de deltagende regulantene kan pålegges innenfor prosjektets rammer. De deltagende regulantene kan likevel bli pålagt å bekoste undersøkelser utover de ordinære undersøkelsene som blir utført gjennom prosjektet, om det skulle være nødvendig.

3 Metoder

Dette kapittelet gir en generell beskrivelse av metoder som er brukt ved de ulike undersøkelsene. Metoder av mer spesiell karakter blir oppgitt i kapitlene for de enkelte undersøkelsene.

3.1 Analyse av prøvefiskemateriale

For å karakterisere ørretbestander benyttes systemet som er beskrevet i Ugedal m.fl. (2005). Ut ifra garnfangst blir ørretbestandens relative tetthet beregnet på bakgrunn av *antall fisk ≥ 15 cm per 100 m² relevant garnflate per natt* (F). Med relevant garnflate menes bunngarn med maskevidder fra 15,5 mm og oppover. Avhengig av størrelsen på F karakteriseres bestandens relative tetthet som følger:

- Tynn bestand: F mindre enn 5
- Middels tett bestand: F mellom 5 og 15
- Tett bestand: F større enn 15

Ved vurdering av ørretens vekstforhold benytter Ugedal m.fl. (2005) *gjennomsnittsstørrelsen på kjønnsmodne hunnfisk* som indikator:

- Småvokst bestand: mindre enn 25 cm
- Bestand med fisk av middels størrelse: mellom 25 og 35 cm
- Storvokst bestand: større enn 35 cm

Ved alle undersøkelser er fiskelengde målt som naturlig fiskelengde i millimeter (Ricker 1979), det vil si fra snutespiss til ytterste haleflik i naturlig utstrakt stilling. Fiskevekt er veid til nærmeste gram, og kjønn og modningsstadium er bestemt etter Dahl (1917). Forholdet mellom lengde og vekt (fiskens kondisjon) er beskrevet ved en lineær regresjon mellom \ln fiskevekt (W, g) og \ln fiskelengde (L, mm) og uttrykt på formen $\ln W = \ln a + b \ln L$, der a og b er konstanter (Le Cren 1951). Kondisjonen i en gitt lengdegruppe er beregnet fra formelen $k = 10^5 a L^{b-3}$. Når kondisjonsfaktoren er oppgitt for enkeltindivider, eller som gjennomsnitt av flere enkeltindivider, er det benyttet Fultons formel: $K = (\text{Vekt i gram} \times 100) / (\text{Lengde i cm})^3$.

Som hovedkilde for aldersbestemmelse er det brukt ørestein/otolitter for ørret og røye. Alderen blir angitt med et plusstegn (+) dersom fisken er fanget om sommeren eller høsten. Plusstegnet angir at fisken har begynt på, eller fullført én vekstsesong mer enn det antall år indikerer. Lengdevekst per år er for aure tilbakeberegnet fra skjellradiene, basert på direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og skjellradius (Lea 1910).

Der diettanalyser er gjennomført er disse basert på blandprøver. Fisken er da gruppert etter kriterier som art, størrelse og/eller garntype den er fanget i. Mageinnhold fra individene i en gruppe har så blitt blandet og analysert. Resultater er presentert som volumprosent av gruppens totale mageinnhold.

Behandling og sortering av data ble gjort i Microsoft Excel Office 365 (Microsoft 2018). For visualisering av data ble det brukt pakken *ggplot2* (Wickham 2016) i Rstudio versjon 3.3.0. (Rstudio Team 2020). Pakkene *AICcmodavg* (Mazerolle 2023) og *lme4* (Bates m.fl. 2015) ble brukt for modelltesting, med en p – verdi = 0.05.

Kart er lagd i QGIS 3.22 og ArcMap 10.8.2 (QGIS utviklingsteam 2020, ESRI 2011).

3.2 Elektrofiskeundersøkelser

Elektrofiske er en mye brukt metode ved fiskeundersøkelser i elver og bekker (Forseth & Forsgren 2008). Det elektriske fiskeapparatet lager et strømfelt som bedøver fisken som befinner seg i nærheten av strømfeltet. Fisken kan deretter plukkes opp med håv. Ved å fiske systematisk kan man anslå hvor mye fisk som finnes innenfor et bestemt stasjonsområde. Størrelsen på stasjonene varierer, vanligvis går de ca. 30 m parallelt med land, fra bredden og ca. 3 m ut i elva. Ved ferdig gjennomført undersøkelse blir all fanget fisk sluppet tilbake på det stedet hvor de ble fanget.

Antall ørretunger er beregnet ut fra en nedgang i fangst ved gjentatte overfiske beskrevet av Zippin (1958) og Bohlin m.fl. (1989). Siden fangbarhet ofte er lavere for mindre fisk, er tetthetene beregnet atskilt for 0+ (årsyngel) og eldre fisk før de er summert til total tetthet. Ved tre gangers overfiske benyttes likning (11) og (12) i Bohlin m.fl. (1989) til å beregne henholdsvis bestandsstørrelse (y) og fangbarhet (p). Variansen til y beregnes med likning (8). Ved to overfiskingsrunder benyttes likning (13) og (14). Ved kun ett overfiske er det ikke mulig å beregne fangbarhet. Det er da benyttet en antatt fangbarhet på 0,45 (0+) og 0,62 (eldre) for å angi et tetthetsestimert. Disse verdiene er hentet fra Forseth & Forsgren (2008). Estimerte tettheter oppgis med omtrent 95 % konfidensintervall ($\pm 2SE$) der to eller tre overfiskingsrunder er foretatt.

For andre fiskearter enn ørret er det noen ganger bare oppgitt om arten er observert eller ikke, mens andre ganger er det oppgitt antallet som ble fanget på stasjonen. For noen stasjoner er tettheten forsøkt grovt anslått som lav, middels eller høy. Disse kategoriene tilsvarer da omtrent følgende antall/100 m²:

<10 (lav), 10-50 (middels), >50 (høy).

3.3 Klassifisering

I henhold til EUs vanndirektiv og vannforskriften er de undersøkte vannforekomstene forsøkt klassifisert med hensyn til fiskesamfunnet. Dette er gjort etter metodikk beskrevet i veilederen «Klassifisering av miljøtilstand i vann» (DV 2018). Kapittelet som omhandler fisk, er i stor grad basert på «Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem» (Sandlund 2013). Hovedprinsippet er at vannforekomsten skal vurderes i forhold til en forventet naturtilstand (referansetilstand). Den overordnede klassifiseringsprosedyren er lik for innsjø- og elvevannforekomster, men ulike metoder kan benyttes underveis. Tabell 1 gir en enkel beskrivelse av hva som karakteriserer fiskebestander i svært god, god og moderat økologisk tilstand. Denne beskrivelsen kan være en god støtte når en skal vurdere rimeligheten i det klassifiseringsresultatet en kommer fram til.

Tabell 1: Forenklet beskrivelse av svært god, god og moderat tilstand for fiskebestander. Fra klassifiseringsveileder (DV 2018).

Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Alle arter og årsklasser til stede med lite endrede bestander (< ÷10 % reduksjon) sammenlignet med opprinnelig	Alle arter til stede med levedyktige bestander (< ÷25-40 % reduksjon) sammenlignet med opprinnelig. Enkelte årsklasser kan i enkeltår mangle	En eller flere arter betydelig redusert mer enn 25-40 %, sammenlignet med opprinnelig. Tydelige tegn på forplantingssvikt, ved fravær av årsklasser
Stort produksjonsoverskudd som eventuelt tillater beskatning uten at det fører til merkbar nedgang i bestanden	Prioriterte arter til stede med levedyktige bestander (noe beskatning kan tillates)	Det naturlige produksjonsoverskuddet av prioriterte arter tillater ikke beskatning.
Ulike livshistorieformer (hos røye, sik, ørret) opprettholdt som før	Enkelte livshistorieformer (hos sik, røye, ørret) redusert, men fremdeles til stede	Enkelte livshistorieformer (hos sik, røye, ørret) tapt
Vandrende delbestander ikke vesentlig påvirket	Vandrende delbestander opprettholdt (vha. fiskepassasjer)	Vandrende delbestander tapt (men arten består)

For å klassifisere fiskebestandene i innsjøene vi har gjennomført prøvefiske i, benytter vi oss av to klassifiseringsmetoder: Fangst per innsats (CPUE) og «Norsk endringsindeks for fisk» (NEFI). Fangst per innsats gir tettheten av en art basert på en kvantitativ måling av bestanden. Den kvantitative metoden (fangst per innsats) krever kunnskap om utstrekningen av gyte- og oppvekstområdene som er tilgjengelig for bestanden. Videre forutsettes det at bestanden ikke er rekrutteringsbegrenset (ved bruk av den typen garnserie som prosjektet benytter seg av). De gangene fangst per innsats kan legges til grunn, dikterer vår metodikk at klassifiseringen følger klessegrensene som gjengitt i Tabell 2. NEFI-metoden tar for seg relative endringer av en arts tilstedeværelse i flerartssystemer. Dette er en metode som er velegnet der det er krevende å få til pålitelige kvantitative data, som eksempelvis i nyoppstartede overvåkningsprogram. NEFI-klassifiseringen settes etter hvor stor endringen er fra den antatte referansetilstanden. På grunn av store naturlige variasjoner mellom fiskebestander (og/eller data med lav pålitelighet) vil

klassifiseringen som settes, ofte bli en såkalt ekspertvurdering i større grad enn en ren databasert klassifisering.

Tabell 2: Klassegrenser for økologisk tilstand for ørretbestander basert på prøvefiske med Jensen- serien. Bearbeidet etter Tabell 6.8 i klassifiseringsveilederen (DV 2018).

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Fangst per innsats (CPUE, antall fisk per 100 m ² garnflate per natt)	>15	15-10	10-5	5-2	<2

Klassifisering av elver og bekker vil, i de aller fleste tilfellene, i stor grad bli en ekspertvurdering. Det er utviklet klassegrenser for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med laksefisk (Tabell 3). Vannforskriften åpner for bruk av enten «lokalitetsspesifikk-» eller «typespesifikk-referansetilstand». Typespesifikk referansetilstand er vanlig for andre kvalitetselementer. For kvalitetselementet fisk, burde lokalitetsspesifikk referansetilstand benyttes i de fleste tilfeller hvor det er mulig. Dette skyldes den store naturlige variasjonen mellom fiskebestandene i forskjellige vannforekomster. Vannforekomstenes naturtilstand for fiskebestander er ofte ikke kjent, noe som særlig innebærer usikkerhet med hensyn til fisketetthet. Det er derfor utarbeidet klassegrenser basert på tetthet av ørrettyngel ved elektrofiske i bekker og elver. Denne må imidlertid benyttes med et noe kritisk blikk når det gjelder elver i Innlandet. I Innlandet er det mange eksempler på elver i naturlig tilstand med tetthet av ørrettyngel langt under god tilstand. Klassifiseringsveilederens Tabell 6.15 (Tabell 3) har altså for høye forventninger til ørret-tettheter i elver og bekker i Innlandet når det gjelder allopatrisk ørret. Dette gjør at klassegrensen ofte blir lavere enn det som faktisk er tilfelle. Dersom en vannforekomst er uten vesentlige menneskeskapt påvirkninger, skal en i utgangspunktet forvente at tilstanden for kvalitetselementet fisk er i svært god tilstand. For å benytte dette systemet forutsettes det at ørretbestanden defineres som allopatrisk (eneste fiskeart) eller sympatrisk (samlevende med andre fiskearter). Videre skal habitatet helst vurderes som habitatklasse 3 (velegnet), 2 (egnet), 1 (mindre egnet) eller 0 (uegnet). Et viktig moment er at habitatet vurderes med hensyn til hvordan det var/ville vært i en upåvirket tilstand. Eksempelvis kan en elvestrekning bli definert som allopatrisk med hensyn til ørret, selv om det lever ørekyte der, hvis ørekyten er innført og tettheten er lav. Tetthetene er grovt anslått som lav, middels eller høy. Disse kategoriene tilsvarer da omtrent følgende antall/100 m²: <10 (lav), 10-50 (middels), >50 (høy). Habitatet kan dermed bli definert som velegnet, selv med få gyte- og oppvekstområder, til tross for at dette skyldes menneskelige inngrep.

I tillegg til allopatriske og sympatriske bestander, skiller veilederen også mellom anadrom og stasjonær ørret. Anadrom ørret betegnes som ørret migrerende mellom ferskvann og saltvann. De har en livssyklus der bekker og elver fungerer som gyteområder, og som oppvekstområder for yngelen, ofte de to til tre første årene før en utvandring til saltvann. Stasjonær ørret betegnes om individer som blir igjen i ferskvann. Manglende kystområder i Innlandet medfører få anadrome bestander. Likevel kan det observeres bestander med tilsvarende livshistorietrekk. Det er en rekke bestander av innlandsørret som benytter bekker og elver som gyteområder, der yngelen som klekkes, oppholder seg bare to til tre år for så å bruke resterende liv i innsjøer eller større elver. Ett eksempel er Hunderørreten, som «lever de to til syv første årene i Gudbrandsdalslågen (gjennomsnittlig fire) før den smoltifiserer (blir slankere og sølvblank) og

starter nedvandring ut i Mjøsa» (Kraabøl m.fl. 2012). En utvandring til saltvann blir heller regnet som en plastisitet i genene, fremfor genetiske forskjeller, som også gjør at anadrome og stasjonære individer i samme bestand forekommer (Javierre m.fl. 2012). Skille mellom «anadrom» og «stasjonær» bestand er derfor ikke alltid enkelt, og det bør heller gjøres en ekspertvurdering på om bekken eller elven brukes i hovedsak som gyte-/rekruteringsområde eller om det brukes som et levested for ørret i hele livsløpet (Bergan m.fl. 2011).

Tabell 3: Klassegrenser for økologisk tilstand i bekker og små elver i lavlandet med laksefisk. Verdiene viser til antall ungfisk per 100 m². Habitatklasse 1 er "lite egnet", habitatklasse 2 er "egnet" og habitatklasse 3 er "velegnet". Bearbeidet etter Tabell 6.15 i klassifiseringsveilederen (DV 2018).

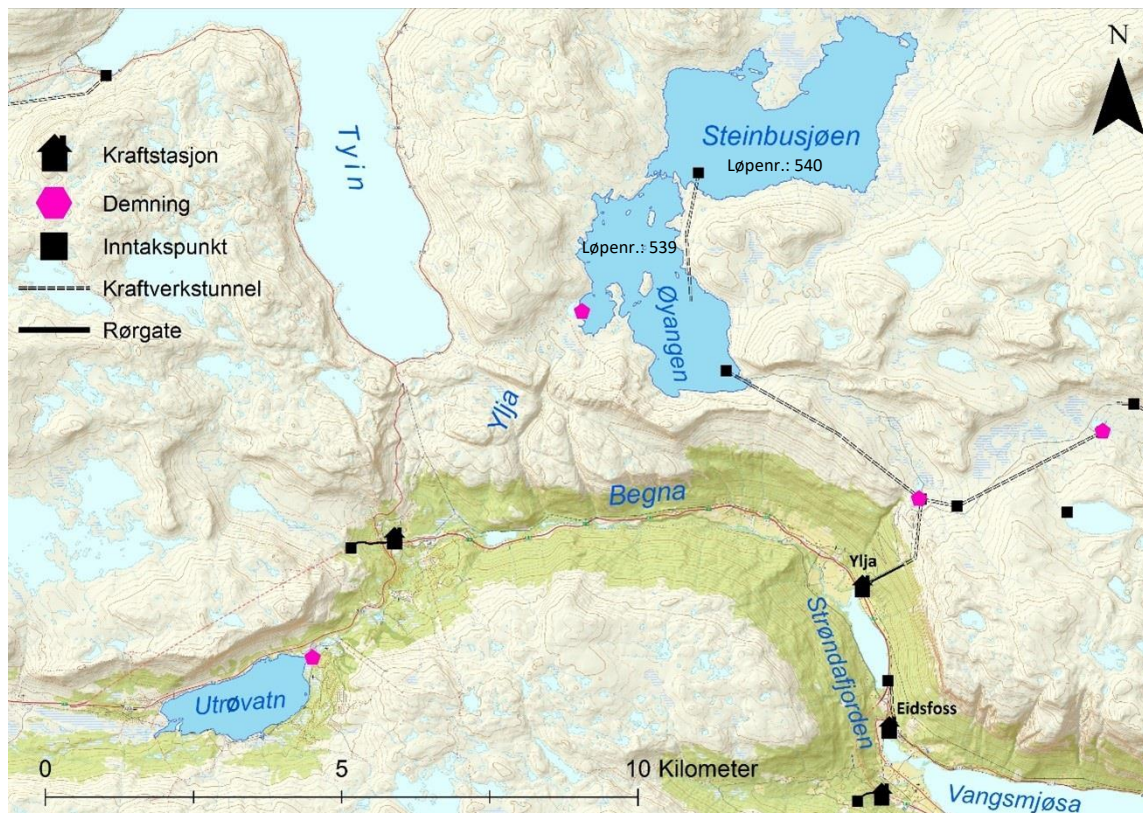
Artssamfunn	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Stasjonær allopatrisk, habitat ikke beskrevet	>58	58-44	43-29	28-15	<15
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 1	>34	34-26	25-17	16-9	<8
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 2	>55	55-41	40-28	27-14	<14
Stasjonær allopatrisk, habitatklasse 3	>67	67-50	50-34	33-17	<17
Stasjonær sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>10	10-8	8-6	5-3	<3
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 2		≥2	<2		
Stasjonær sympatrisk, habitatklasse 3	>14	14-11	10-7	6-4	<4
Anadrom, habitat ikke beskrevet	>70	69-53	52-35	34-18	<18
Anadrom allopatrisk, habitatklasse 2	>49	49-37	36-25	25-12	<12
Anadrom allopatrisk, habitatklasse 3	>81	81-61	60-41	40-20	<20
Anadrom sympatrisk, habitat ikke beskrevet	>19	1-5	14-10	9-5	<5
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 2		≥5	≥4		
Anadrom sympatrisk, habitatklasse 3	>25	24-19	18-13	12-6	<6

I vannforekomster hvor det er gjennomført svært betydelige fysiske eller hydrologiske påvirkninger på overflatevannet grunnet samfunnsnyttige formål, kan disse utpekes som sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). I henhold til § 5 i «Forskrift om rammer for vannforvaltningen», innebærer definisjonen at vannforekomstene ikke kan oppnå «god økologisk» tilstand uten vesentlige negative innvirkninger på samfunnsformålet, eksempelvis vannkraft eller miljøet generelt (Lovdata 2023).

I SMVF-tilfeller brukes miljømålet «godt økologisk potensial» istedenfor «god økologisk tilstand». Miljømålet godt økologisk potensial skiller seg fra miljømålet til naturlige vannforekomster ved at en vurdering av samfunnsnyttien inngår i vurderingen sammen med en vurdering av miljøeffekt (DV 2014).

4 Undersøkelser og tiltak

4.1 Steinbusjøen og Øyangen (Ylja kraftverk)



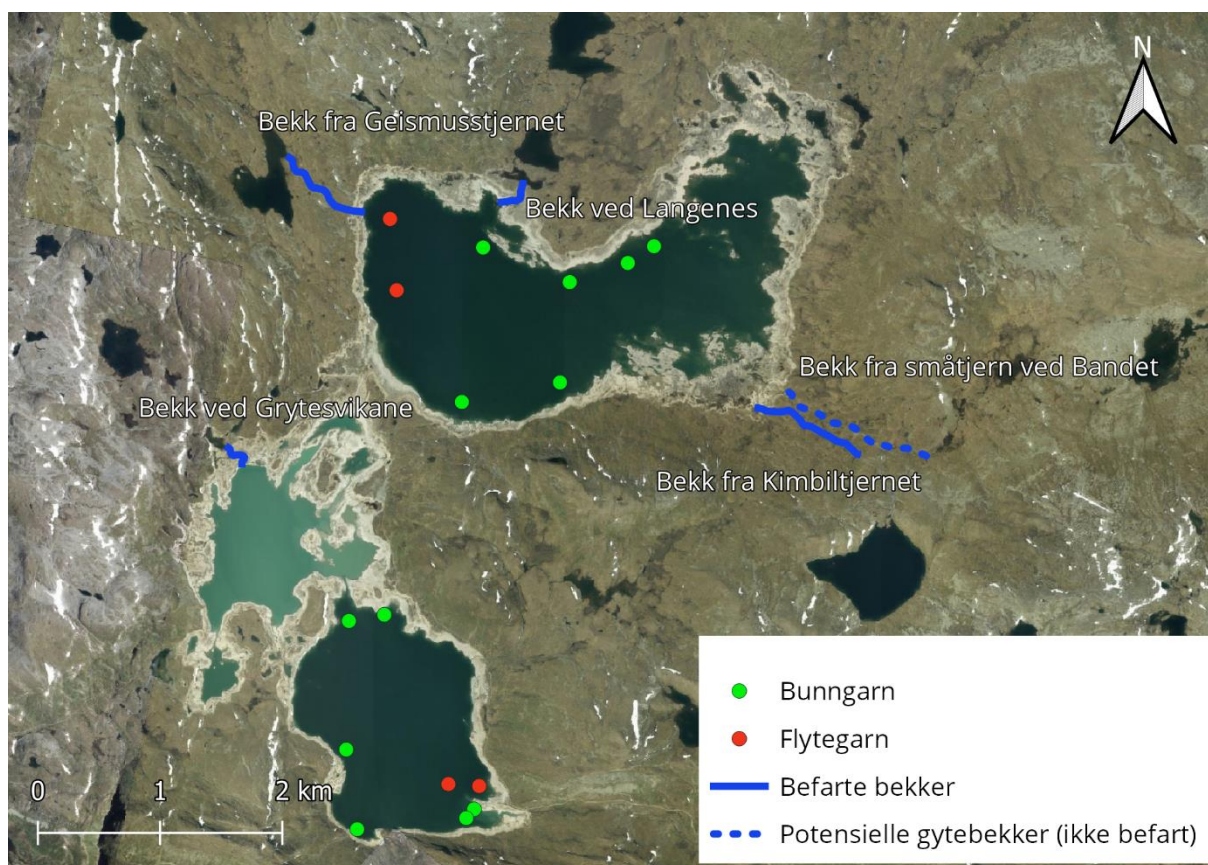
Figur 2: Kart over øvre deler av Begnavassdraget med lokasjon for kraftstasjon, demning, inntakspunkt, kraftverkstunnel og rørgate.

Steinbusjøen og Øyangen er to store regulerte høvfjellsinnsjøer i Vang kommune, helt øverst i Begnavassdraget (Figur 2, løpenr.: 539 & 540). Tidligere var de to innsjøene adskilte, men etter reguleringen utgjør de et sammenhengende magasin ved høy vannstand. Reguleringskonsesjonen ble gitt i 1970, og ved høyeste regulerte vannstand dekker innsjøene et areal på 5.52 km². Reguleringshøyden er på 31 m, der LRV og HRV er på henholdsvis 1180 og 1211 moh. Fra Steinbusjøen går det en tilløpstunell til Øyangen, og fra Øyangen går vannet i en fem km lang tilløpstunnel via Bøaåni og videre til Ylja kraftverk, som utnytter et bruttofall på 693.5 m (Hafslund 2022).

Ørret er den dominerende arten i innsjøene, og det er et pågående fiske med både garn og stang, der garnfiske er forbeholdt grunneierne. Ørretbestanden har i tidligere undersøkelser blitt beskrevet som tynn, men med meget god vekst og kondisjon (Sevaldrud 1970, Borgstrøm 1971, Løkensgard 1981, Gregersen 2001). I det siste gjennomførte prøvefiske, 2008, ble det konkludert med at ørreten fremdeles var av god kvalitet, men at kondisjonen, veksten og tettheten var blitt forverret siden 2001 (Gregersen & Torgersen 2009). På 1960- og 1970-tallet var skjoldkrepsen det viktigste byttedyret for ørretbestanden i innsjøene (Aass 1969, Borgstrøm 1971, Borgstrøm 1975, Sevaldrud 1970, Løkensgard 1981). Ved undersøkelsen i 2008 ble det funnet at skjoldkrepsen utgjorde en minimal andel av ørretens diett, der kraftigere reguleringer ble tilskrevet den negative utviklingen for skjoldkrepsen og ørretbestanden i sin helhet (Gregersen & Torgersen 2009).

Rekrutteringspotensialet ble i 1969 antatt til å være meget god i Steinbusjøen, men dårlig i Øyangen (Sevaldrud 1970). Etter reguleringen mente Løkensgård (1981) at rekrutteringsforholdene også i Steinbusjøen var i dårlig forfatning, dette med bakgrunn i fiskens aldersstruktur. I 1997 ble det gjennomført elektrofiske i innsjøenes sidebekker hvor det ble funnet en middels god bestand av eldre yngel i Geismusstjernbekken, og en høy tetthet av 0+ i bekken/elva som munner ut ved Langenes. De resterende bekkene hadde minimale tettheter, men ble anslått til å kunne være gode gyte- og oppvekstbekker (Eriksen m.fl. 1998). Hvert år er regulanten pålagt å sette ut 1200 to-somrige ørreter i hver innsjø, gjeldende fra 23.06.2006.

Prøvefiske ble gjennomført 27.-28. juli i Steinbusjøen, og 29.-30. juli i Øyangen 2022. Det ble benyttet seks bunngarnserier med maskeviddene 19.5, 22.5, 26, 29, 35 og 39 mm og en flytegarnserie (areal per garn 25 x 6 m) med maskeviddene 16, 19.5, 22.5, 26, 29, 35, 39 og 45 mm. I tillegg ble det gjort et antatte gytebekker befart opp til potensielle vandringshindre.



Figur 3: Ortofoto over Steinbusjøen (i nord) og Øyangen (i sør), med lokasjon for bunn- og flytegarn satt i 2022.

4.1.1 Prøvefiskeresultater

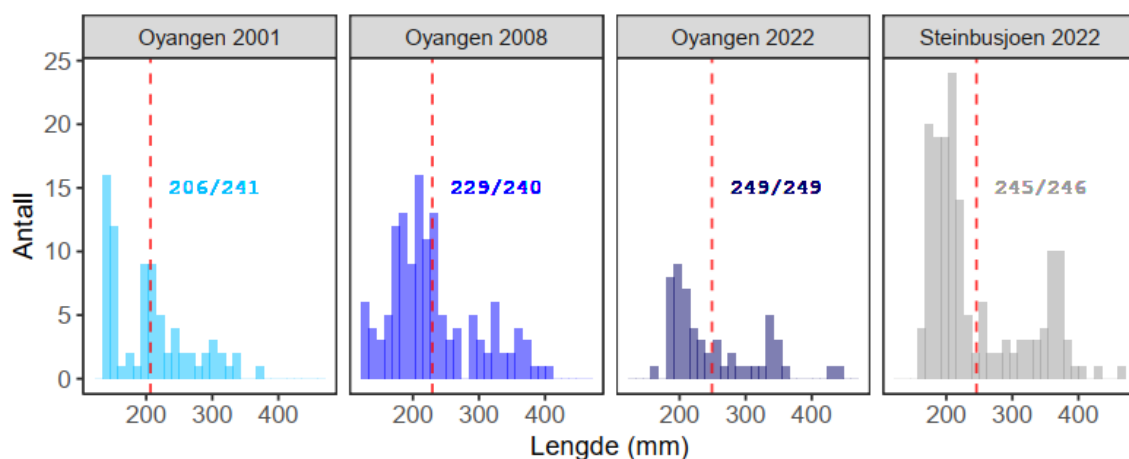
Under prøvefiske i 2022 ble det totalt fanget 166 ørreter (27.2 kg) i Steinbusjøen og 55 ørreter (8.1 kg) i Øyangen. Samtlige ørret i Øyangen ble fanget i bunngarn (NPUE = 3.5), mens det i Steinbusjøen ble fanget 155 ørret (93.3 %, NPUE = 11.5) i bunngarn og 11 ørret (6.7 %, NPUE = 0.9) fanget i flytegarn (Tabell 4).

Tabell 4: Fangst for bunngarn (BG) og flytegarn (FG) fra prøvefisket i Steinbusjøen og Øyangen 2022. NPUE = antall fangst per innsatsenhet (100 m² /12 timer), WPUE = vekt i gram per innsatsenhet (100m² /12 timer).

	Garntype	Art	
		Ørret	
Steinbusjøen 2022	BG	Antall	155 (93.3 %)
		NPUE	11,5
		WPUE	1764.4
	FG	Antall	11 (6.7 %)
		NPUE	0,9
		WPUE	325,8
Total fangst		Antall	166 (100 %)

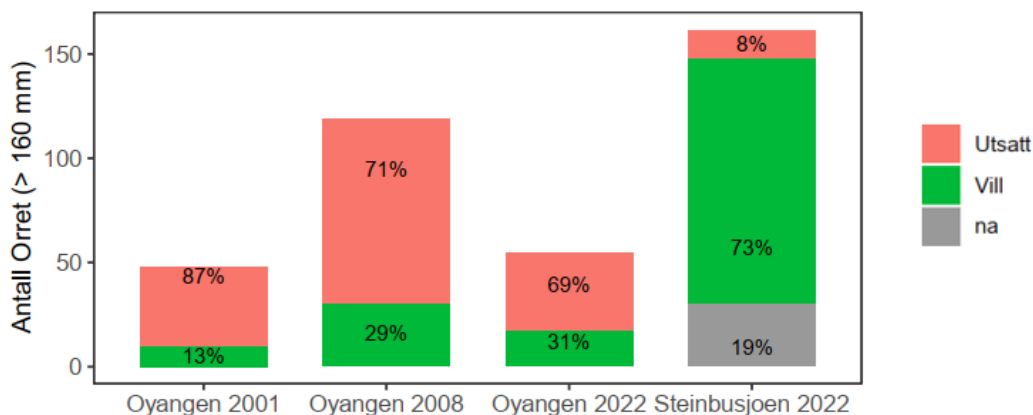
	Garntype	Art	
		Ørret	
Øyangen 2022	BG	Antall	55 (100 %)
		NPUE	3,5
		WPUE	514.9
	FG	Antall	0
		NPUE	0
		WPUE	0
Total fangst		Antall	55 (100 %)

Ørretene fanget under prøvefiske i Steinbusjøen 2022 varierte i lengdeintervall fra 158 mm til 463 mm, med et gjennomsnitt på 246 mm. I Øyangen varierte lengden mellom 162 mm og 441 mm, med et gjennomsnitt på 249 mm. Til sammenligning varierte lengdeintervallet i 2001 mellom 140 og 370 mm, med et gjennomsnitt på 241 mm. I 2008 var lengdeintervallet mellom 140 mm til 420 mm, og gjennomsnittet på 240 mm. Samtlige undersøkelser viser en hovedtyngde av fisk i lengdegruppen mellom 200 og 250 mm, bortsett fra undersøkelsen i Øyangen 2001, der det ble fanget flest individer i lengdegruppen mellom 150 mm og 200 mm (Figur 3).



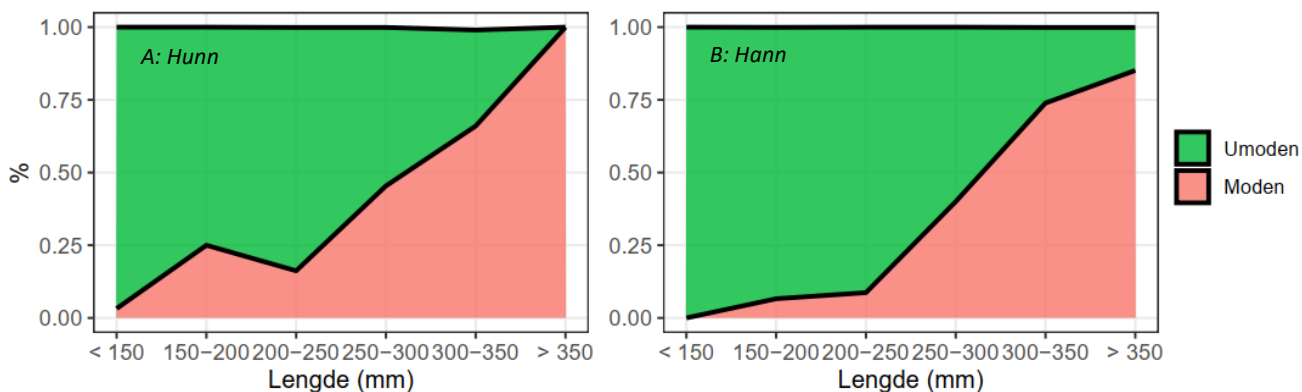
Figur 3: Lengdefordeling hos ørret i prøvefiskeperiodene 2001, 2008 og 2022, med gjennomsnittlig lengde (rød, stiplet linje). Bakerste tallet er gjennomsnitt korrigert til lik maskevidde (maskevidder > 16 mm).

Andelen av vill ørret og utsatt ørret er signifikant forskjellig mellom Øyangen og Steinbusjøen 2022 ($p = 9.495e^{-11}$), med henholdsvis 31 % andel vill ørret i Øyangen og 73 % vill ørret i Steinbusjøen. Prøvefiske i Øyangen de tidligere årene viser også svært høye andeler utsatt ørret i Øyangen, med henholdsvis 87 % i 2001 og 71 % i 2008 (Figur 4).



Figur 4: Antall ørret (> 160 mm) fra prøvefiske i 2001, 2008 og 2022, med prosentvis fordeling av vill ørret (grønn) og utsatt ørret (rød).

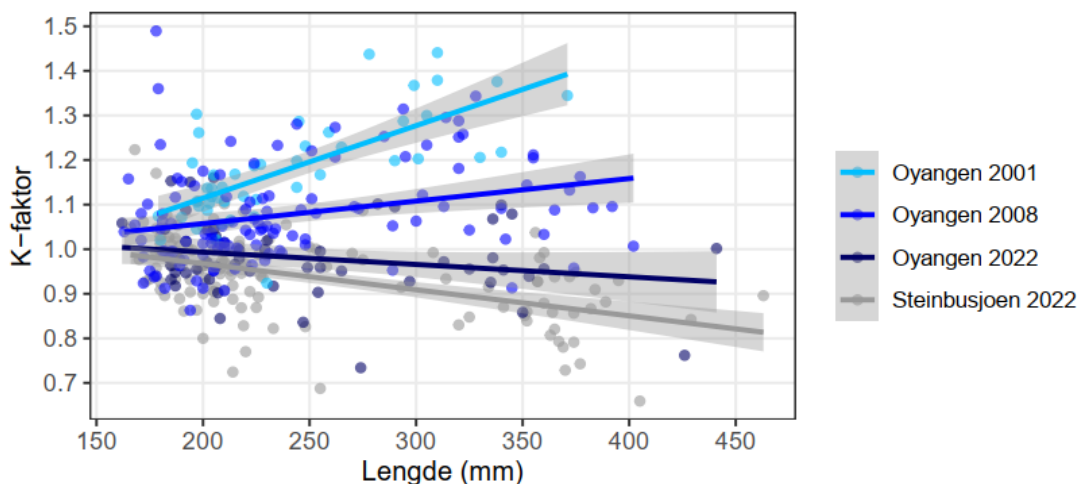
Sammenstilling av materialet fra prøvefiske i Øyangen og Steinbusjøen 2022 viser opptil 20 – 25 % kjønnsmodne hunner i lengde under 200 mm. Fra lengde på 200 mm øker kjønnsmodne hunner jevnt, og i lengdegruppen 250 – 300 mm er nært 50 % kjønnsmodne. For hanner er 40 % kjønnsmodne i lengdegruppen 250 – 300 mm, og omtrent 75 % i lengdegruppen 300 – 350 mm. Gjennomsnittlig kjønnsmodne hunner i Øyangen 2022 er 332.5 mm og i Steinbusjøen er det 346.3 mm (Figur 5).



Figur 5: A: Prosentvis fordeling av kjønnsmodne (rød) og umodne (grønn) hunner ved ulike lengdegrupper. B: Prosentvis fordeling av kjønnsmodne (rød) og umodne (grønn) hanner ved ulike lengdegrupper.

Kondisjon til ørreten fanget i Steinbusjøen 2022 varierte fra svært dårlig på 0.56 til svært god på 1.22. En gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på 0.94 tilsvarer dårlig kondisjon. Noe bedre kondisjon er det i Øyangen med en variasjon fra 0.73 til 1.16 og et gjennomsnitt på 0.98. En sammenligning av kondisjon under prøvefiske i Øyangen 2001, 2008 og 2022 viser en signifikant dårligere tilstand for hvert prøvefiskeår siden 2001. Kondisjonen var under tidligere prøvefiskeperiodene også stigende med økende lengde på ørret, men det motsatte kan sees under prøvefiske i 2022. I Steinbusjøen er det svært dårlig kondisjon for ørret med lengde over 300 mm med kondisjonsfaktor under 0.9 (Figur 6).

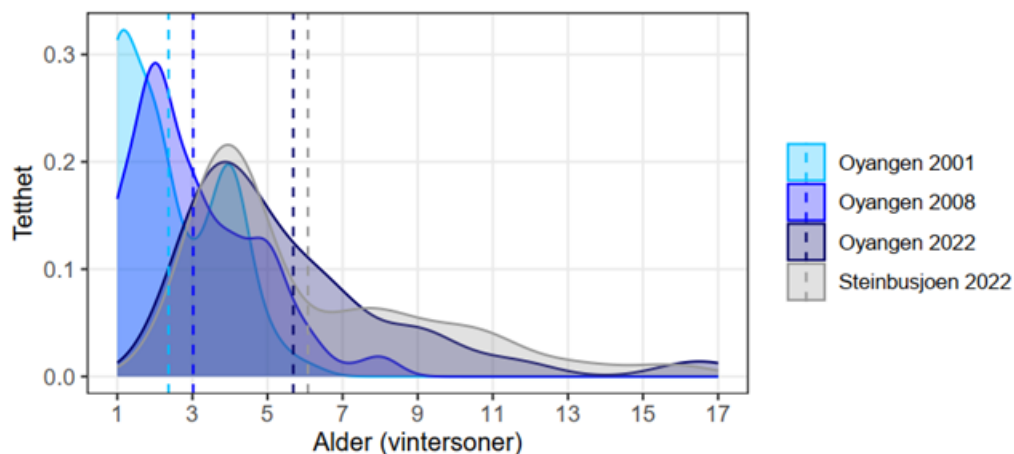
Ved AIC-testing av ulike variabler for kondisjon er det modellen med de ulike årene prøvefisket er gjennomført, som forklarer det meste av variasjonen i kondisjon (AICWt: 0.77). Modellen som ble rangert som nummer to, er med variabelen «året prøvefisket ble gjennomført» pluss variabelen «utsatt/vill ørret» (vedlegg 1).



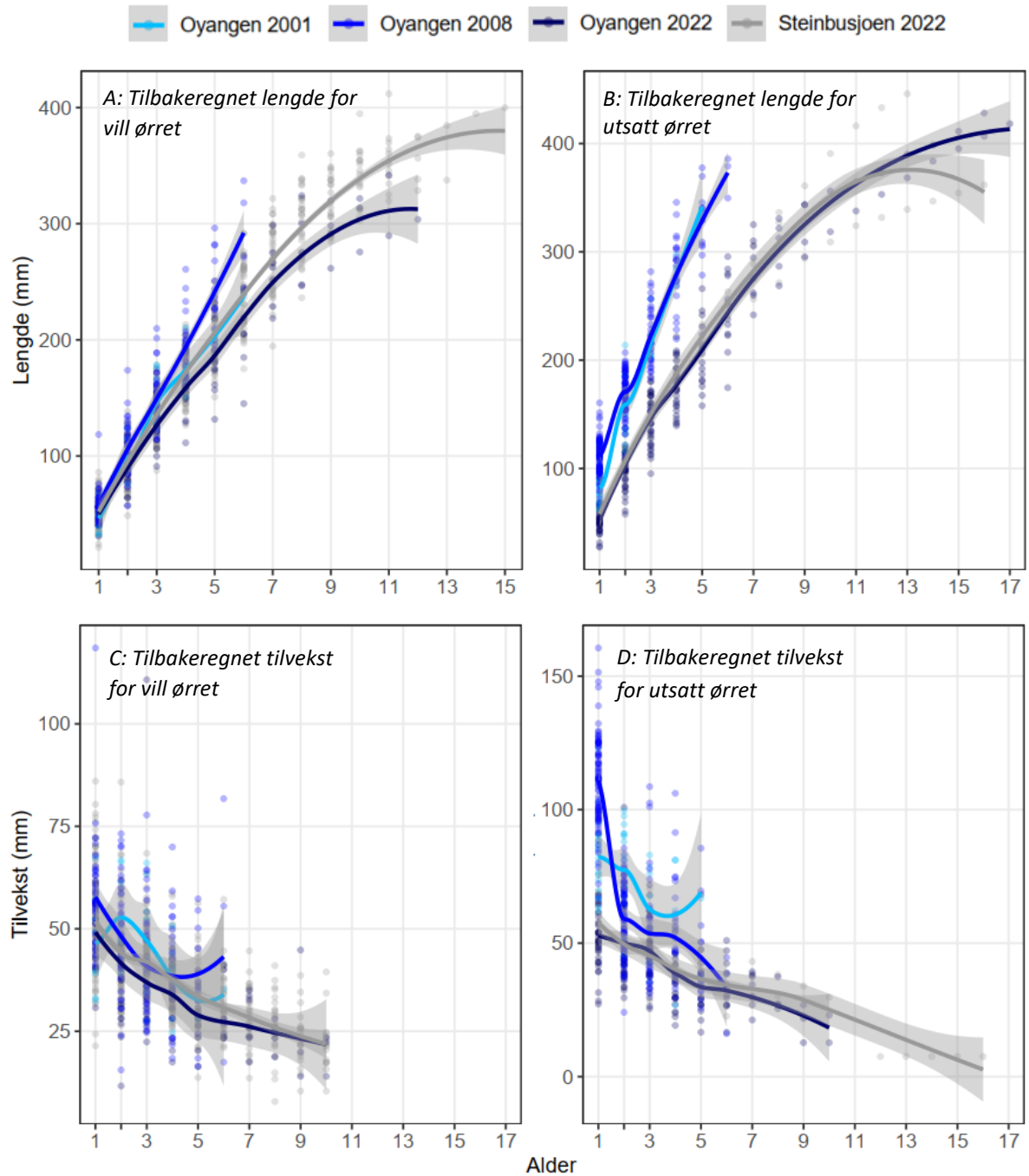
Figur 6: Kondisjonsfaktor og lengde (mm) for hver ørret (punkt) fanget under prøvafiske i Øyangen 2001 (lyseblå), Øyangen 2008 (blå), Øyangen 2022 (mørkeblå) og Steinbusjøen 2022 (grå). Tillagt lineær modell (linje) for hvert år prøvafiske fordelt på Øyangen og Steinbufjorden, med 95 % konfidensintervall.

Totalt ble 53 ørreter aldersbestemt i Øyangen og 141 i Steinbusjøen 2022, der 29 ørreter ble aldersbestemt til 3-åringer, og 29 ørreter i gruppen 10 til 17 år. I fangstene fra Øyangen i 2001 var det et aldersgjennomsnitt på 2.5 år, og ingen ørreter eldre enn 6 år. I 2008 var aldersgjennomsnittet 3 år, mens i 2022 hadde aldersgjennomsnittet økt til hele 5.4 år. En tilsvarende gjennomsnittsalder ble også funnet i Steinbusjøen, med en snittalder på 6 år (Figur 7).

For tilbakeregnet lengde og tilvekst ble 188 ørreter analysert. Basert på vekst- og tilvekstdata fra 2001, 2008 og 2022 er det ingen signifikant forskjell i tilbakeregnet lengde hos villfisk i alder fram til 2 år. Etter 2 års alder er lengden hos ørret fanget i Øyangen 2008, lengre enn ørret i både Øyangen 2022 (p -verdi = 0.0031) og steinbusjøen 2022 (p -verdi = 0.0032). Modelltesting med AIC-rangering finner også mest støtte i modellen med variablene «alder på fisken» pluss «året som prøvafisken er gjennomført» (Vedlegg 2). Basert på datamaterialet og et konfidensintervall på 0.95, ble det for vill ørret ikke funnet en signifikant tilvekstforskjell mellom prøvafiskeårene. For settefisk viser det seg derimot at både tilbakeregnet vekst og tilvekst er svært forskjellig mellom prøvafiskeårene (Figur 8).

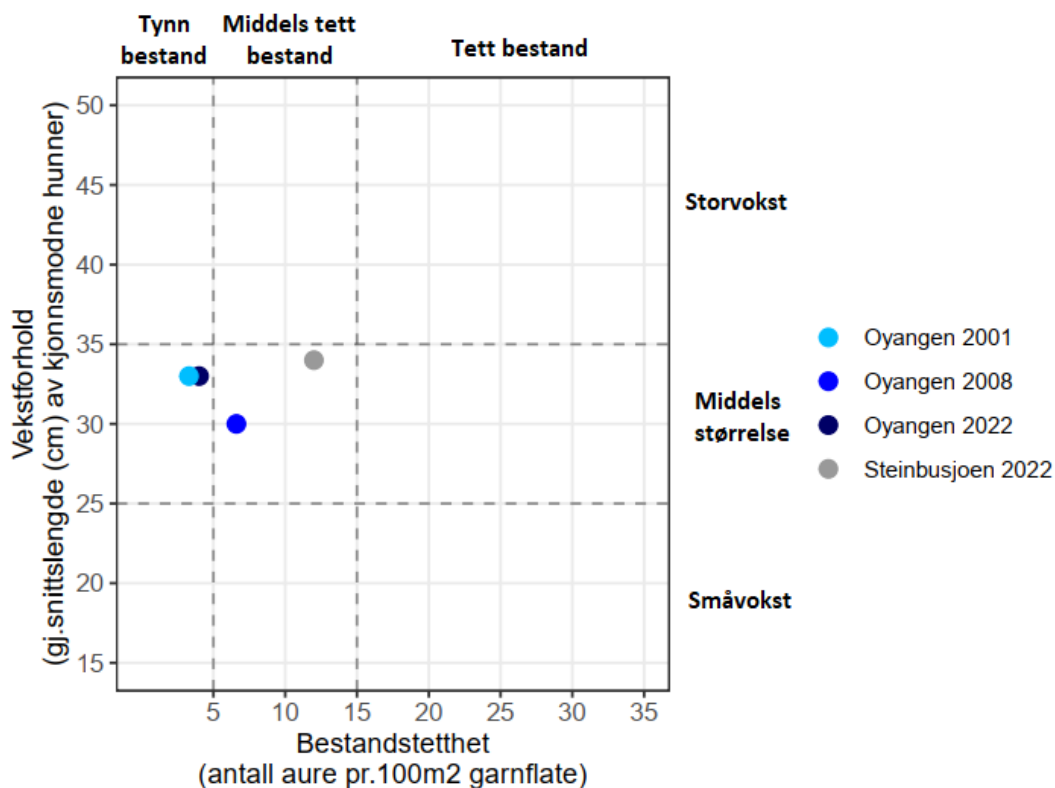


Figur 7: Tetthet av individer i ulik alder (vintersoner), fra prøvafiskeundersøkelser i Øyangen 2001 (lyseblå), Øyangen 2008 (blå), Øyangen 2022 (mørkeblå) og Steinbusjøen 2022 (grå). Stiplet linje viser gjennomsnittlig alder.



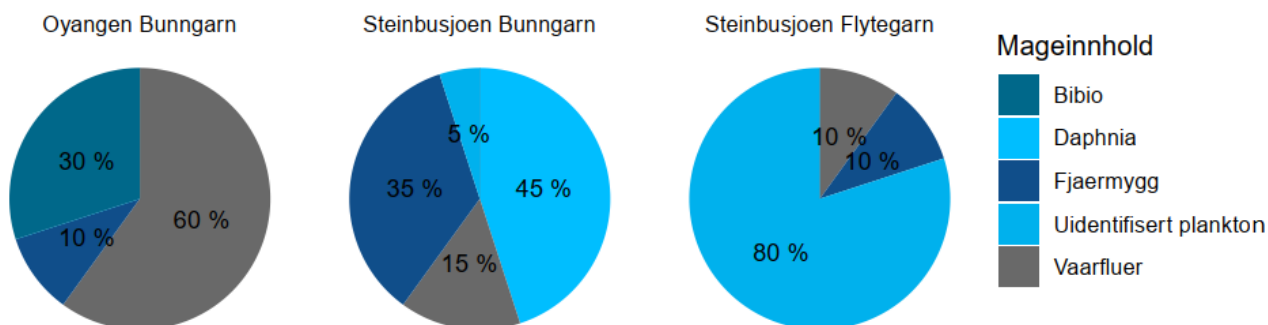
Figur 8: Lengde og tilvekst hos ørret fra prøvefiske i Øyangen 2001 (lyseblå), Øyangen 2008 (blå), Øyangen 2022 (mørkeblå) og Steinbusjøen 2022 (grå). A: Tilbakeregnet lengde for vill ørret. B: Tilbakeregnet lengde for utsatt ørret. C: Tilbakeregnet tilvekst for vill ørret. D: Tilbakeregnet tilvekst for utsatt ørret.

Klassifisering av ørretbestander etter metoden til Ugedal mfl. (2005), indikerer en middels tett bestand med middel størrelse for prøvefiskefangstene i Steinbusjøen 2022. Prøvefisket i Øyangen 2001 og 2022 viser en tynn bestand med middels størrelse, og prøvefisket i 2008 viser en middels tett bestand med middels størrelse (Figur 9).



Figur 9: Innsjøbestand av ørret basert gjennomsnittslengde av kjønnsmodne hunner og antall ørret på 100m2 garnflate, fordelt på prøvefiskeresultater fra Øyangen 2001 (lyseblå), Øyangen 2008 (blå), Øyangen 2022 (mørkeblå) og Steinbusjøen 2022 (grå).

I 2022 ble 66 ørreter fra Steinbusjøen undersøkt for mageinnhold, der *Daphnia* viste seg dominerende i dietten for både bunngarn og flytegarn, med henholdsvis 45 % i bunngarn og 80 % i flytegarn. Fra Øyangen ble mageinnholdet til 38 ørreter undersøkt, der vårfluer var dominerende, og plankton var fraværende. I begge innsjøene var det innslag av fjærmygg i dietten (Figur 10).



Figur 10: Mageinnhold i ørret fanget under prøvefiske i Steinbusjøen og Øyangen 2022, fordelt på bunngarn og flytegarn.

Undersøkelser av gyte- og oppvekstbekker

Det ble gjennomført befaringer i tilløpsbekker til Steinbusjøen og Øyangen for å registrere vandringshindre og antatte gyte- og oppvekstområder. I tillegg ble det gjort visuell telling av ungfisk.

Bekk fra Geissmusstjernet UTM 6791907 466988

Fra Geissmusstjernet renner det en 500 m lang bekk som renner ut i Steinbusjøen vest. Her ble det observert 15 ungfisk, anslagsvis i størrelsesorden 0+ til 2+. Bekken er svært variert med strykpartier, roligere strekninger og kulper. Substratet er variert, og fremstår som svært gunstig med hensyn til gyte- og oppvekstforhold gjennom hele den befarte strekningen opptil Geissmusstjernet. Ørretbestanden i Geissmusstjernet skal ifølge en grunneier være tallrik og småvokst.



Figur 11: Bekk fra Geissmusstjernet.

Bekk/elv med utløp ved Langenes UTM 6812058 143839

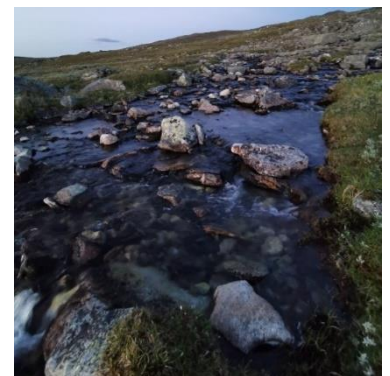
Ved Langenes i nord munner det ut en større bekk/elv ut i Steinbusjøen. Denne kommer fra et tjern like sør for Stordalstjerne. Langs den befarte bekkestrekningen ser gyte- og oppvekstsubstratet svært gunstig ut. Trolig kan ørret vandre mellom Steinbusjøen og Stordalstjerne med omkringliggende bekker og tjern. Det er derfor ikke utenkelig at disse områdene står for en betydelig andel av den naturlige rekrutteringen i Steinbusjøen.



Figur 12: Bekk ved Langenes.

Bekk fra Kimbiltjernet og Bandet UTM 6809305 145916

Fra Kimbiltjernet renner det en liten bekk, ca. 1.6 km lang, som munner ut i Steinbusjøen sør-øst. Antagelig er kun halvparten tilgjengelig som gyte- og oppvekstområde, siden det er vandringshindre/-barrierer ca. 800 m fra munningen. Under befaringen ble det observert flere ungfisk i den tilgjengelige strekningen. Bekken som renner fra tjern ved Bandet, blir omtalt av de lokale fiskerne som den viktigste gytebekken. Her kan ørreten vandre helt opp til øverste tjerna, som er en strekning på over 1.6km.



Figur 13: Bekk fra Kimbiltjernet.

Bekk fra Loppebolegge UTM 6810636 142126

Bekken fra Loppebolegge er over 500 m lang og munner ut vest i Steinbusjøen. Det er noe usikkert om det er jevnlig vannføring gjennom året, og bekkens funksjon som gyte- og oppvekstområde er dermed usikkert. Det er en god del skjulmuligheter, men noe manglende substrat for gyting.



Figur 14: Bekk fra Loppebolegge.

Bekk fra Grytetjernet UTM 6809677 140990

Fra Grytetjernet renner det en bekk med utløp nord i Øyangen. Den består av noen korte strykpartier, men i hovedsak kulper og rennende vann. Trolig fungerer strekningen som gyte- og oppvekstområder for fisk i Øyangen, men har noe manglende gyteområder.

Bekk fra Nakketjernet UTM 6807768 142968

Fra Nakketjernet renner det en 1.4-km lang bekk som munner ut i østre del av Øyangen. I nedre deler er det i hovedsak strykpartier, mens i øvre deler er det relativt stilleflytende. Det er mye skjulmuligheter. Trolig fungerer bekken som gyte- oppvekstområde, men har noe manglende gytesubstrat.

4.1.2 Vurdering

Denne undersøkelsen indikerer en middels tett bestand av middels størrelse i Steinbusjøen i 2022, mens det i Øyangen er en tynn bestand og tilsvarende størrelse. Lengdefordeling i fangstene og lengde ved kjønnsmodning var relativt lik, men alderssammensetningen har endret seg med en større andel eldre ørret i fangstene. Settefiskandelen er mye høyere i Øyangen enn i Steinbusjøen. Gjennomsnittlig kondisjon er dårlig i begge innsjøene, og er svært dårlig for større fisk i Steinbusjøen. Sammenlignet med årene 2001 og 2008, er kondisjonstrenden negativ. Lengdeveksten er også signifikant dårligere i 2022 enn i 2008. I mageprøveanalysene ble det funnet stor andel av dyreplankton i Steinbusjøen, og i Øyangen var det en hovedtyngde av vårfluer. Befaring av bekker indikerer mye bedre gyte- og oppvekstområder i Steinbusjøen enn i Øyangen.

En middels tett ørretbestand av middels størrelse er en vanlig tilstand i norske innsjøer, der rekruttering er tilfredsstillende og tilgangen på store byttedyr er begrenset (Ugedal m.fl. 2005). Villfiskandelen og observasjonene ved bekkebefaringene indikerer at oppvekst- og gyteområdene til Steinbusjøen ikke er begrenset. I Øyangen ser det ut til at rekrutteringen er noe dårligere. Kondisjonen indikerer allikevel en begrensning i næringstilgangen for ørreten i begge innsjøene, og burde vektlegges sterkt. Ofte er bunndyr en svært viktig kilde til næring i høyereliggende innsjøer, men mageprøvene fra 2022 viser en svært liten andel av bunndyr.

Skjoldkreps, som tidligere var et viktig byttedyr, utgjorde i 2008 en minimal andel av dietten og var nå helt fraværende.

Reguleringer kan ha svært negative effekter på det akvatiske insektlivet, men har også vist seg å kunne favorisere skjoldkreps (Evitmova & Donohue 2014, Borgstrøm 2019). Favorisering av skjoldkreps er derimot bare funnet dokumentert i magasiner med 2.5 m regulerings høyde (Borgstrøm 2019). I Øyangen og Steinbusjøen er det 31 m regulering, og i tillegg nedtapping over flere år (NVE 2022). Uregelmessige fyllinger og nedtappinger i denne størrelsen kan ha svært negative effekter også for skjoldkreps (Borgstrøm 1975). Det er derfor nærliggende å tro at tørrlegging av litoralsonen over flere år har ført til en stor svekkelse i det akvatiske bunndyr livet, og til slutt vekst og kondisjon hos ørret.

Det er noe usikkert hvorfor det under prøvefiske 2022 ble fanget betydelig flere eldre ørret enn de tidligere årene. Trolig kan det forklares med en satt minimumsmaskevidde (nåværende 45 mm), der garnfisket favoriserer ørret som gyter og stagnerer i lengdeveksten (Borgstrøm 1975). Fra resultatene fremkommer det ingen endringer, for hverken lengde ved kjønnsmodning eller tilvekst hos villfisk. I tilveksten hos settefisk er det stor forskjell, men dette kommer trolig av feillesing av skjell, der skjell fra settefisk kan være vanskelig å tyde første vekståret. Sammenstilling av resultatene for lengde ved kjønnsmodning burde også tas med forsiktighet, på bakgrunn av svært lite datamateriale fra tidligere år.

Anbefaling

Ørretens kondisjonsfaktor i 2022 tilsier at det var en betydelig overvekt av fisk i forhold til næringstilgangen, både i Steinbusjøen og Øyangen. Undersøkelsene antyder også en sterk rekruttering av vill ørret i Steinbusjøen, noe som gjør at utsettinger vil øke næringskonkurransen ytterligere. Det anbefales derfor en reduksjon i utsettelse av fisk i begge innsjøene, særlig i Steinbusjøen, hvor det er en høy andel villfisk og dårligst kondisjon. Det kan også vurderes å innføre maksimumsmaskevidde og en mindre minimumsmaskevidde, dette for å ikke beskatte de største individene og for å kunne fiske ut en populasjon av eldre fisk.

4.2 Øyersjøene og Utgardsjøen (Brødbølvassdraget)

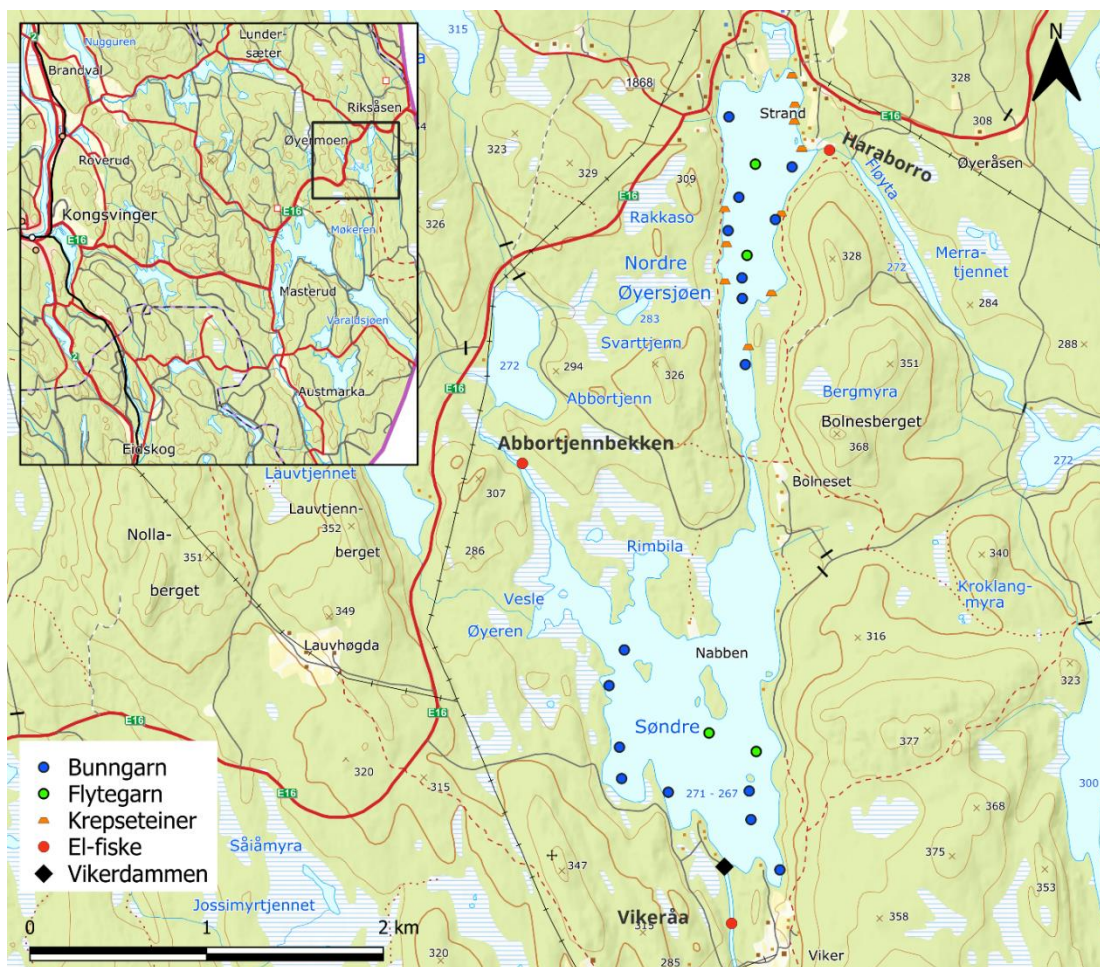
Innsjøene Nordre Øyersjøen (løpenr: 361), Søndre Øyersjøen (løpenr: 361) og Utgardsjøen (løpenr: 358) er en del av Brødbølvassdraget, som er et regulert vassdrag helt øst i Kongsvinger kommune (Figur 15 & 16). Nordre- og Søndre Øyersjøen ligger i øvre deler av vassdraget og er ved høyeste regulerte vannstand (HRV 270.43 m) sammenhengende. Laveste regulerte vannstand er på 268.63 m. Innsjøene er grunne (middeldyp: 3 – 15 m), har et nedbørsfelt på 67 km² og er middels store (areal: 2.06 km²) (Vann-nett 2022, Sørensen 2015). Øyersjøene ble demmet opp til et magasin og satt i drift i 1934, med siste konsesjon fra 1975 (NVE 2022). Lengre ned i vassdraget ligger Utgardsjøen, med et nedbørsfelt på 455 km² og et areal på 3.2 km², som strekker seg over til Sverige (NVE 2022). Innsjøen fungerer ikke som et magasin, men blir påvirket gjennom reguleringer i Brødbølfoss kraftverk, som ble bygd i 1929 og driftes i dag gjennom en gitt konsesjon fra 1991 (NVE 2022).

I tillegg til påvirkning av vannkraftsreguleringer, har vassdraget i flere tiår vært utsatt for forsuring som følge av sur nedbør (Bækken m.fl. 1999). Vannprøver tatt i 1990 viste en pH helt nede på 5.34 i Øyersjøene (Schartau m.fl. 2005). Det er godt kjent at forsuring påvirker både flora og fauna ved at forsuringfølsomme arter forsvinner eller minker i antall og at reproduksjonsmulighetene for enkelte fiskearter reduseres (Økland & Økland 1986, Engblom & Lingdell 1987, Raddum m.fl. 1988, Fjellheim & Raddum 1990, Muniz 1984). Det ble derfor satt i gang tiltak mot forsuringen, og Brødbølvassdraget ble inkludert i kalkingsplan for «grensevassdragene», der Øyersjøene ble kalket i periode 1995 til 1999. Kalkingen har gitt tilfredsstillende vannkvalitet, økt pH, alkalinitet og konsentrasjoner av kalsium. Likevel indikerte undersøkelser av bunnfaunaen at det fortsatt var forsuringpåvirkning i vassdraget etter kalkingen, og sannsynligvis er det en stor skadeeffekt av surstøter i forbindelse med snøsmeltingen (Bækken m.fl. 1999).

I Brødbølvassdraget er det komplekse fiskesamfunn bestående av abbor, gjedde, mort, lake, ørret, ål, laue, lagesild, hork og ørekyte (Artsdatabanken 2022, Bækken m.fl. 1999, Qvenild 2000, Heggenes & Saltveit 1982). Det er gjort fiskeundersøkelser i nærliggende innsjøer de siste årene, som i Møkeren og Varaldsjøen, mens det foreligger mindre kunnskap om fiskesamfunnene i Øyersjøene og Utgardsjøen (Rognerud m.fl. 2006, Johnsen m.fl. 2013, Johnsen m.fl. 2019). Siste kjente prøvefiske i Øyersjøene ble utført i 1999. I begge innsjøene ble det registrert en tallrik, småvokst abborbestand og en god bestand av gjedde. I Søndre Øyersjøen ble det også fanget 1 mort (Qvenild 2000). Tidligere var det, ifølge Bækken m.fl. 1999, storvokst ørret i Øyersjøene. En hytteeier ved Søndre Øyersjøen påsto at det knapt har vært ørret å fa i Øyersjøene etter 90-tallet (personlig meddelelse). For å tilrettelegge for ørretbestanden er det, i tillegg til kalking, gjennomført en rekke habitatforbedrende tiltak i Vikeråa de senere årene, utløpselva fra Søndre Øyersjøene (Hamarsland m.fl. 2001, Inatur 2022).

I Nordre Øyersjøen ble prøvefiske gjennomført natt til 10. august, mens det i Søndre Øyersjøen foregikk natt til 11. august 2022. Det ble brukt fire bunngarnserier fordelt på åtte lenker (areal per garn 25 x 1,5 m) med maskeviddene 8, 16, 19.5, 22.5, 26, 29, 35 og 39 mm og én flytegarnserie (areal per garn 25 x 6 m) med maskeviddene 16, 19.5, 22.5, 26, 29, 35, 39 og 45 mm (Figur 15). Halvparten av bunngarnseriene ble satt grunnere enn syv m, mens de resterende ble satt dypere enn syv m i rekkefølgen annenhver. I Utgardsjøen ble det satt tilsvarende garnserie natt til 12

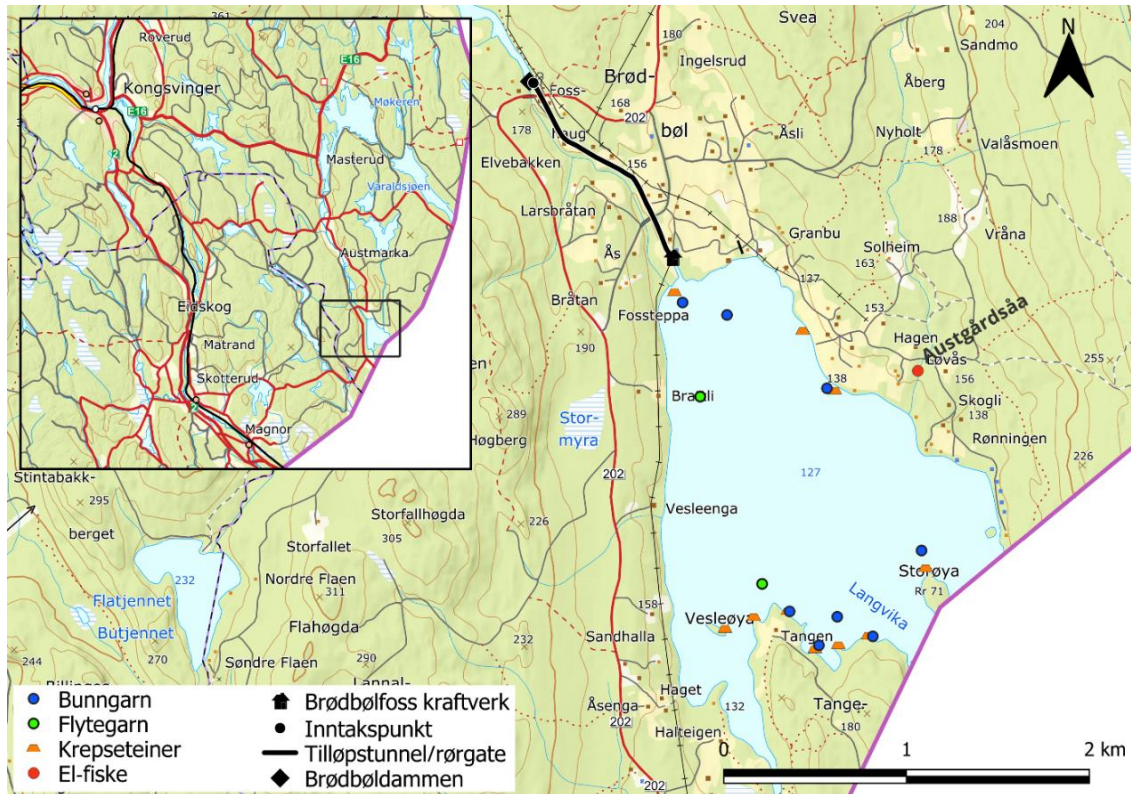
august (Figur 16). Det ble også prøvafisket etter kreps i Nordre Øyersjøen og Utgardsjøen, hvor det ble benyttet ti krepseteiner.



Figur 15: Kart over Øyersjøene i Kongsvinger kommune, øverste deler av Brødbølvassdraget. Nordre Øyersjøen ble prøvafisket natt til 10. august, mens Søndre Øyersjøene ble prøvafisket natt til 11. august.

For å klassifisere økologisk tilstand er det nødvendig med kunnskap om referansetilstanden, som er tilstanden innsjøen har uten menneskelig påvirkning. I Brødbølvassdraget er den nærmeste referansetilstand som har blitt funnet, et prøvafiske gjennomført i Merrattjernet i 1980 (Heggnes & Saltveit 1982), et tjern som ligger mellom Varaldsjøen og Møkeren. For å få en indikasjon på utvikling av fiskesamfunnet ble det brukt norsk endringsindeks (NEFI) til å sammenligne daværende tilstand med dagens tilstand. På bakgrunn av at vannforekomstene ligger nært hverandre og i samme vassdrag, har relativt like hydrologiske-, geologiske, og kjemiske forhold, ble det antatt at de tidligere har hatt et veldig likt fiskesamfunn (NGU 2022, Vann-nett 2022).

Det ble gjort forarbeid med hjelp av kart for å finne potensielle gyte- og oppvekstområder for ørret. I Nordre Øyersjøen ble det gjort befarings og el-fiske av innløpsbekken Kvernåa. Ved Søndre Øyersjøen ble en strekning i utløpselven Vikeråa og innløpsbekken Abbortjennbekken befart og el-fisket. I Utgardsjøen ble innløpselva fra Brødbølselva befart, mens innløpsbekken Austgardsåa ble el-fisket, både nedfor og ovenfor Håkerudvegen.



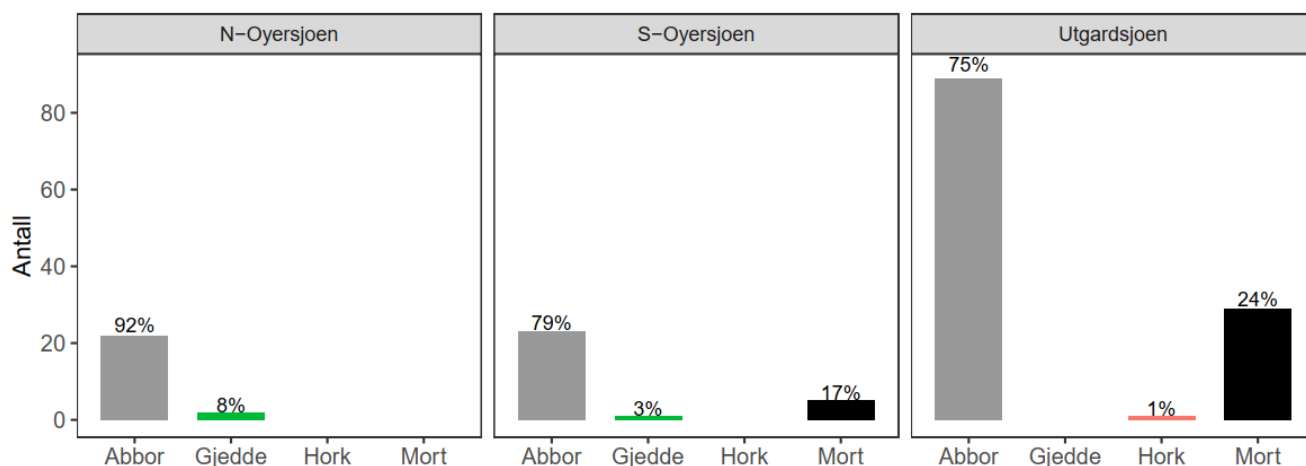
Figur 16: Kart over Utgardsjøen i Kongsvinger kommune, på grensa til Sverige, med Brødbøldammen, tilløpstunnel og Brødbøl kraftverk. Utgardsjøen ble prøvefisket natt til 12. august.

4.2.1 Prøvefiskeresultater

Under prøvefiske i Nordre Øyersjøen ble det totalt fanget 22 abbor (92 %, 3.48kg) og 2 gjedder (8 %, 1.28 kg) (Figur 17). Av total fangst ble 21 abbor (NPUE = 4) og 1 gjedde (NPUE = 0.2) tatt i bunn garn grunnere enn 7 m, mens resterende fisk, 1 abbor (NPUE = 0.1) og 1 gjedde (NPUE = 0.1) ble tatt i flyte garn. Det ble ikke tatt fisk i garn satt dypere enn 7 m (Tabell 5).

I Søndre Øyersjøen ble det totalt fanget 24 abbor (83 %, 7 kg), 1 gjedde (3 %, 0.7 kg) og 4 mort (14 %, 1.8 kg) (Figur 17). Av total fangst ble 9 abbor (NPUE = 1.7) og 2 mort (NPUE = 0.38) tatt i bunn garn grunnere enn 7 m, 1 abbor (NPUE = 0.2) dypere enn 7 m, mens resterende 14 abbor (NPUE = 1.2), 2 Mort (NPUE = 0.1) og 1 gjedde (NPUE = 0.16) i ble tatt flyte garn (Tabell 5).

Det ble tatt signifikant mer fisk i Utgardsjøen, med totalt 89 abbor (75 %, 14.5 kg), 29 mort (24 %, 2.3 kg) og 1 hork (1 %, 3 gr) (Figur 17). Av total fangst ble 52 abbor (NPUE = 9.9) og 26 mort (NPUE = 4.95) tatt i bunn garn grunnere enn 7 m, 1 abbor (NPUE = 1.8) og 1 hork (NPUE = 0.9) i bunn garn dypere enn 7 m, og 36 abbor (NPUE = 3) og 3 mort (NPUE = 0.25) i flyte garn (Tabell 5).



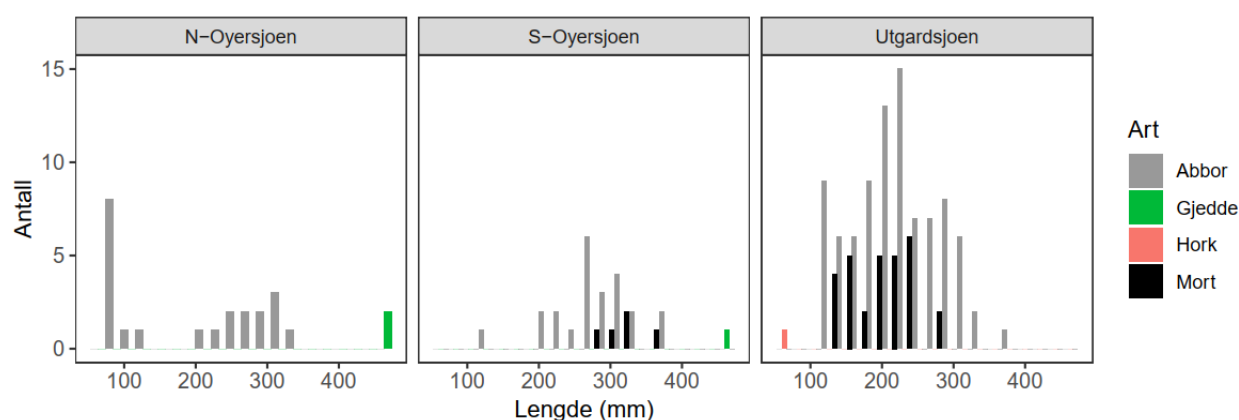
Figur 17: Antall individer av hver fiskeart fanget under prøvefisket i innsjøene Nordre Øyersjøen, Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen i 2022, med prosentfordeling av totalfangst i hver innsjø.

Tabell 5: Fangst for bunn garn (BG) og flyte garn (FG) fra prøvefisket i Nordre Øyersjøen, Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen i 2022. NPUE = antall fangst per innsatsenhet (100m²/12 timer), WPUE = vekt i gram per innsatsenhet (100m²/12 timer).

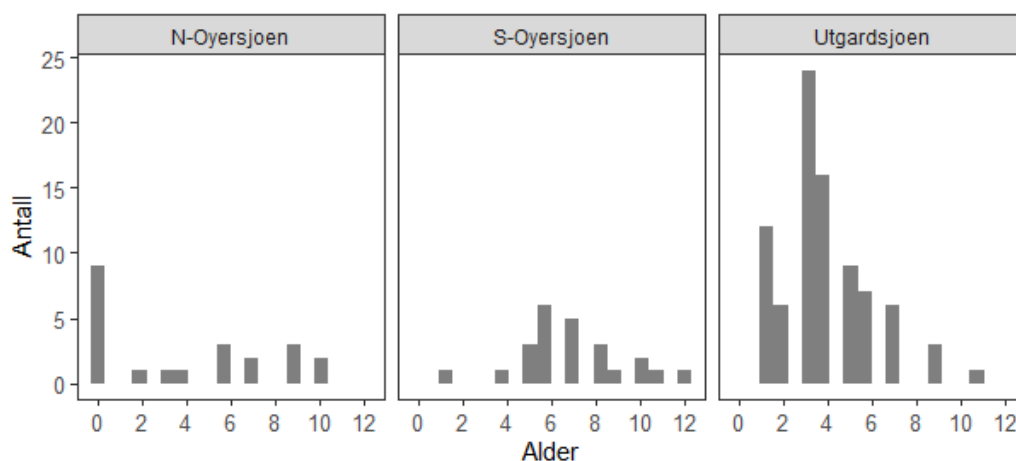
	Garntype	Dybde		Art				SUM
				Abbor	Gjedde	Mort	Hork	
Nordre Øyersjøen	BG	< 7 m	Antall	21 (87.5 %)	1 (4 %)	0	0	23 (91.5 %)
			NPUE	4	0,2	0	0	4,2
			WPUE	658.7	131.2	0	0	794.1
		> 7 m	Antall	0	0	0	0	0
			NPUE	0	0	0	0	0
			WPUE	0	0	0	0	0
	FG	< 6 m	Antall	1 (4 %)	1 (4 %)	0	0	2 (8 %)
			NPUE	0,1	0,1	0	0	0.3
			WPUE	2.00	57.40	0	0	59.4
Totalfangst				22 (91.5 %)	2 (8 %)	0	0	
Søndre Øyersjøen	BG	< 7 m	Antall	9 (30 %)	0	2 (6.6 %)	0	11 (36.6 %)
			NPUE	1.7	0	0.38	0	2.08
			WPUE	419.2	0	146	0	565.2
		> 7 m	Antall	1 (3.3 %)	0	0	0	11 (3.3 %)
			NPUE	0,2	0	0	0	0,2
			WPUE	3.8	0	0	0	3.8
	FG	< 6 m	Antall	14 (46.6 %)	1 (3.3 %)	2 (6.6 %)	0	17 (56.5 %)
			NPUE	1.20	0.10	0.16	0	1.46
			WPUE	407.00	59.80	87.00	0	553.8
Totalfangst				24 (82.7 %)	1 (3.3 %)	4 (13.7 %)	0	
Utgardsjøen	BG	< 7 m	Antall	52 (43.6 %)	0	26 (21.8 %)	0	79 (65.4 %)
			NPUE	9.9	0	4.95	0	15.05
			WPUE	1876	0	388.9	0	2275.8
		> 7 m	Antall	1 (0.8 %)	0	0	1 (0.8 %)	2 (1.6 %)
			NPUE	1.8	0	0	0.19	0.19
			WPUE	10.9	0	0	0.57	0.57
	FG	< 6 m	Antall	36 (30 %)	0	3	0	39 (32.7 %)
			NPUE	3.00	0	0.25	0	3.25
			WPUE	416.90	0	170.00	0	586.9
Total fangst				89 (74.7 %)	0	29 (24.3 %)	1 (0.8 %)	

Lengdefordeling for abbor i Nordre Øyersjøen varierte fra 75 mm (aldersbestemt til 0 +) til 332 mm (aldersbestemt til 10 år) (Figur 18). I Søndre Øyersjøen varierte lengden for abbor fra 120 mm (aldersbestemt til 1 +) til 380 mm (aldersbestemt til 12 år) (Figur 18). For abbor ble aldersgruppene 1, 5 og 8 år ikke fanget i prøvefisket i Nordre Øyersjøen, mens i Søndre Øyersjøen ble det ikke fanget abbor i aldersgruppene 0 +, 2 og 3 år (Figur 19). De 3 gjeddene som ble fanget var henholdsvis 461 mm (aldersbestemt til 5 år), 460 mm (aldersbestemt til 5 år) og 718 mm. Mort som ble fanget i Søndre Øyersjøen varierte i lengde mellom 280 mm og 350 mm (Figur 17).

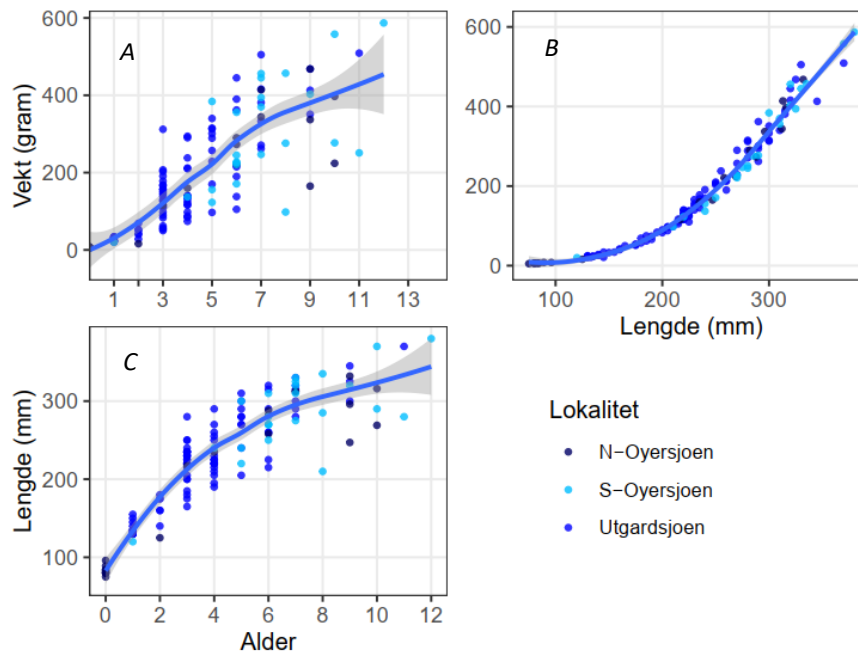
Lengdefordeling for abbor i Utgardsjøen varierte fra 136 mm (aldersbestemt til 1 år) til 370 mm (aldersbestemt til 11 år) (Figur 18). Aldersgruppene 0 +, 8 og 10 for abbor ble ikke fanget (Figur 19). Mort varierte med en lengde fra 130 mm til 265mm. Horken som ble fanget var henholdsvis 70 mm (Figur 18).



Figur 18: Antall og lengdefordeling for abbor, gjedde, hork, mort fanget under prøvefiske i Nordre Øyersjøen, Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen i 2022.

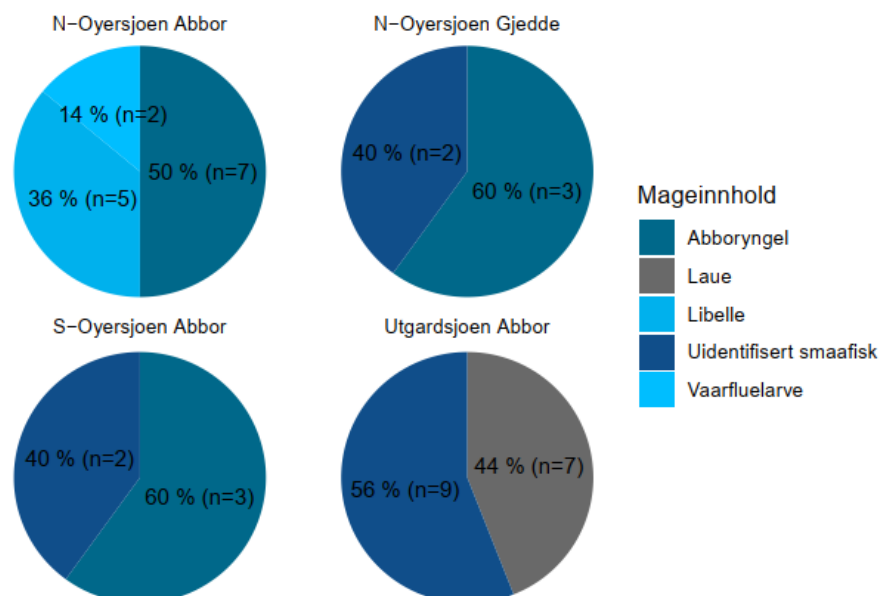


Figur 19: Antall og aldersfordeling hos abbor ved prøvefiske i Nordre Øyersjøen, Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen i 2022.



Figur 20: Vekt i forhold til alder for hvert aldersbestemt individ (punkt) av abbor i Nordre Øyersjøen (lilla), Søndre Øyersjøen (lyseblått) og Utgardsjøen (blått). Blå linje er gjennomsnittet for Øyersjøene og Utgardsjøen, med 95 % konfidensintervall.

Det ble analysert totalt 104 mageprøver av abbor og 2 mageprøver av gjedde i Nordre Øyersjøen, Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen. I mageprøvene fra abbor i Nordre Øyersjøen ble det funnet 7 abboryngel (50 %), 5 libeller (36 %) og 2 vårfluelarver (14 %). Mageprøvene av abbor i Søndre Øyersjøen inneholdt 5 vårfluelarver (45 %), 2 abboryngel (19 %) og 4 uidentifiserbare fisker (36 %). I Utgardsjøen ble det funnet 7 lauer (44 %) og 9 uidentifiserbare fisker (56 %) i mageprøvene til abbor, mens det ble funnet 3 abboryngel (60 %) og 2 uidentifiserbare fisker (40 %) i gjeddene (Figur 21).



Figur 21: Mageinnhold av abbor og gjedde i Nordre Øyersjøen, Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen under prøvefiske i 2022.

NEFI – Norsk endringsindeks for fisk

Prøvefisket som ble gjennomført i Merratjernet i 1980, viste en dominans av mort (70 %) og abbor (27 %), mens det også var vanlig med ørret og lake (Tabell 6 A). Dominansen av abbor (87 %) sees også i prøvefiske gjennomført i Øyersjøene i 2022. Det var derimot fravær av ørret og lake i fangstene under prøvefiske i 2022 (Tabell 6 B). Beregning av endringsgraden for fiskesamfunnet i Øyersjøene får derfor en verdi på 0.53, som tilsvarer en moderat tilstand (Tabell 7). I Utgardsjøen var det i likhet med Øyersjøene en dominans av abbor (74 %) og et fravær av ørret og lake i garnfangstene. Mort utgjorde derimot en andel tilsvarende dominant (24 %). Beregning av endringsgraden for fiskesamfunnet i Utgardsjøen får derfor en verdi på 0.63, som tilsvarer en moderat tilstand (Tabell 9).

Tabell 6: A: Summert resultat av prøvefiske i Merratjernet mai og september 1980, med dominansklassifisering. B: Summert resultat av prøvefiske i Øyersjøene august 2022, med dominansklassifisering.

A: Prøvefiske Merratjernet 1980				B: Prøvefiske Øyersjøene 2022			
Art	Antall	%	Dominansklasse	Art	Antall	%	Dominansklasse
Mort	145	70	Dominant (D)	Mort	4	8	Vanlig (V)
Abbor	56	27	Dominant (D)	Abbor	46	87	Dominant (D)
Ørret	4	2	Vanlig (V)	Ørret	0	0	Tapt? (T)
Lake	2	1	Vanlig (V)	Lake	0	0	Tapt? (T)
Gjedde	1	0.5	Sjelden (S)	Gjedde	3	6	Vanlig (V)

Tabell 7: Beregning av norsk endringsgrad for fisk (NEFI) for Øyersjøene, inkl. formel, utregning, verdi og økologisk status basert på beregnet verdi. For referansetilstanden (RT) står ND, NV og NS står for antall dominante, vanlige og sjeldne arter der W = vektningstallet for dominansklassen. Endringsgraden (EG) står N_D , N_V og N_S for antall dominante, vanlige og sjeldne arter som er tapt. NDV , NVS og NDS er antall arter som endrer dominansklasse til en annen (NDV = dominant til sjelden, NVS = vanlig til sjelden og NDS = dominant til sjelden). Wr = vektet endringstall ved skifte fra en dominansklasse til en annen (DV 2018).

	Formel		Verdi	Økologisk status
Referansetilstanden (RT) =	$NxW + NxW + NxW =$	$2*1+2*0.75+1*0.5 =$	4	
Endringsgraden (EG) =	$[ND \times WD + NV \times WV + NS \times WS] + [NDV \times WrDV + NVS \times WrVS + NDS \times WrDS] =$	$(1*0.4+0+0) + (2*0.75+0+0) =$	1.9	
NEFI=	$(RT-EG)/RT =$	$(4-1.9)/4 =$	0.53	Moderat

Tabell 8: Summert resultat av prøvefiske i Utgardsjøen august 2022, med dominansklassifisering.

Art	Antall	%	Dominansklasse
Mort	29	24	Dominant (D)
Abbor	89	74	Dominant (D)
Ørret	0	0	Tapt? (T)
Lake	0	0	Tapt? (T)
Gjedde	0	0	Tapt?/Vanlig (T/V)

Tabell 9 : Beregning av norsk endringsgrad for fisk (NEFI) for Utgardsjøen, inkl. formel, utregning, verdi og økologisk status basert på beregnet verdi. For referansetilstanden (RT) står ND, NV og NS står for antall dominante, vanlige og sjeldne arter der W = vektningstallet for dominansklassen. I endringsgraden står (EG) ND, NV og NS for antall dominante, vanlige og sjeldne arter som er tapt. NDV, NVS og NDS er antall arter som endrer dominansklasse til en annen (NDV =dominant til sjelden, NVS = vanlig til sjelden og DS = dominant til sjelden). W_r = vektet endringstall ved skifte fra en dominansklasse til en annen (DV 2018).

	Formel		Verdi	Økologisk status
RT =	$N \times W + N \times W + N \times W =$	$2 \times 1 + 2 \times 0.75 + 1 \times 0.5 =$	4	
EG=	$[ND \times W_D + NV \times W_V + NS \times W_S] +$ $[NDV \times W_{rDV} + NVS \times W_{rVS} + NDS \times W_{rDS}] =$	$(1 \times 1 + 0 + 0) +$ $(2 \times 0.75 + 0 + 0) =$	1.5	
NEFI=	$(RT - EG) / RT =$	$(4 - 1.5) / 4 =$	0.63	Moderat

Elve- og bekkebefaring

Kvernåa UTM 32 691610 6683718

Bekken Kvernåa kommer fra tjernet Fløyta og renner inn i Nordre Øyersjøen i nordøst. Strekingen er 200 m lang og 4 m bred. Det bæres lite preg av menneskelige arealendringer, er godt med kantvegetasjon, og stein i variert størrelsesorden (mellom 12 og > 30 mm) med gode skjulmuligheter for ungfisk. Det ble el-fisket 500 m², men det ble bare funnet abbor.



Figur 22: Kvernåa, bekk fra tjernet Fløyta som renner ut i Nordre Øyersjøen.

Abbortjernbekken UTM 32 689905 6681962

Abbortjernbekken kommer fra Abbortjern og renner ut i Søndre Øyersjøen i vest. Strekingen er 460 m fra Abbortjern til Søndre Øyersjøen, men det er bare 20 m som har rennende vann. Resterende strekning er stilleflytende, med myr og mye finsedimenter. Strekingen som har rennende vann, har stein i variert størrelsesorden (mellom 12 og 30 mm) og kan fungere som gyte og oppvekstområde, men det ble ikke funnet fisk her under prøvefiske.



Figur 23: Abbortjernbekken, tilløpsbekk til Søndre Øyersjøen.

Vikeråa UTM – 32 6677359 358592

Vikeråa renner ut fra Søndre Øyersjøen i sør og er nær 4 km lang før den renner ut i Fløyta ved Fjørsjøen. Den består av en variasjon av strekninger med stryk, kulper og lengre strekninger med stillestående vann. Strekingen fra brua ved Vikeråavegen opp til Vikerdammen ble befart. Her var det godt med kantvegetasjon og variert substrat, med gode skjulmuligheter for både ungfisk og voksenfisk. Det er substrat for gyting, men dette substratet var gjengrodd av alger under

befaringstidspunktet. Det ble el-fisket totalt 700 m², noe som resulterte i 8 ørreter. Ved Vikerdammen er det ingen fisketrapp, men det slippes vann hele året for å sikre overlevelse av ørret i elva.



Figur 24: A: Vikerdammen i sør-enden av Søndre Øyersjøen, med starten av Vikeråa. B: Vikeråa, nedstrøms dammen.

Sagåa UTM – 32 6665269 350973

Sagåa er en utløpselv fra Fagernessjøen og renner ut i Kolbjørnsrudsjøen. Strekningen med rennende vann er 500 m lang og varierer mellom 7 og 30m i bredde. Strekningen er sterkt preget av arealendringer som veier og terskler. På vestsiden er det også manglende kantvegetasjon. Under en fiskesjekk med el-fiskeapparat ble det påvist ørret og abbor. I tillegg ble det observert det som sannsynligvis var mort.



Figur 25: A: Bilde av Sagåa nedstrøms Holmenvegen. B: Bilde av Sagåa oppstrøms Holmenvegen.

Brødbøldammen UTM-33 6659093 352853

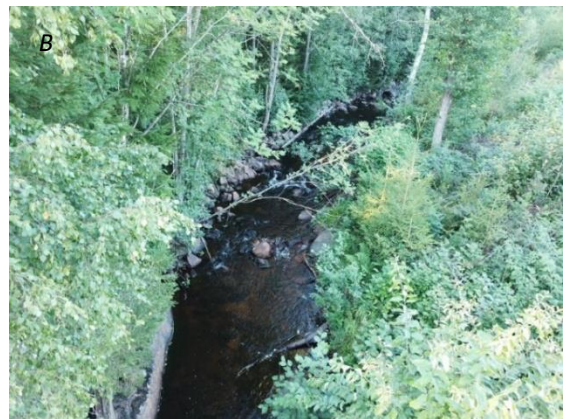
Brødbøldammen ligger i utløpselva fra Gylterudsjøen og forsyner Brødbølfoss kraftverk med vann gjennom et 1.3-km langt rør. Reguleringa fører til tidvis tørrlegging av strekningen ned til Utgardsjøen. Dammen, samt strekningen nedstrøms dammen til Brødbølvegen bru og en strekning fra Utgardsjøen og opp til Brødbølfossvegen bru ble befart. Under befaringstidspunktet var elvestrekningen nærmest helt tørrlagt. De få dammene som var igjen med vann ble el-fisket, men uten fangst av fisk.



Figur 26: A: Dronebilde av Brødbøldammen, med tørrlagt elvestrekning nedstrøm. B: Er dronebilde av tørrlagt elvestrekning, 1.3 km nedstrøms Brødbøldammen, nært utspringet til Utgardsjøen.

Austgardsåa UTM 6657366 354847

Austgardsåa er en utløpsbekk fra Søndre Hærsjøen og renner ut i Utgardsjøen i øst. Den er over 6.5 km lang og er i nedre deler ca 2.5 m bred. Strekningen fra Utgardsjøen og opptil Håkerudvegen ble befart. Strekningen nedenfor vegeen bar lite preg av menneskelige inngrep og hadde en naturlig variasjon av stryk, kulper, svinger, substrat og kantvegetasjon. Det ble el-fisket et areal på 150 m² rett nedenfor Håkerudvegen og 50 m² rett ovenfor Håkerudvegen. Det ble fanget 16 ørret nedfor vegeen, mens ovenfor vegeen ble det fanget 3 ørret og 3 mort. En kulvert under vegeen ble vurdert som et vandringshinder, men usikkert om det var en absolutt barriere.



Figur 27: A: Dronebile av Austgardsåa med kulvert ansett som vandringshinder. B: Dronebilde av Austgardsåa nedstrøm Håkerudvegen og kulvert.

4.2.2 Vurdering

Denne undersøkelsen viser en tydelig dominans av abbor i Øyersjøene og en dominans av både mort og abbor i Utgardsjøen. Tettheten av abbor er mye lavere i Øyersjøene enn i Utgardsjøen, men i alle innsjøene er abboren relativt stor, veksten er god og andelen abboryngel liten. Prøvefiske viser en overvekt av fisk i litoral sone, en del pelagisk, men svært lite i profundal sone. Det ble fanget få gjedder gjedde og lake var fraværende. Ørret ble bare påvist under elektrofiske i to rennende vannforekomster.

Forekomsten av abbor er typisk for lavereliggende østlige skogsvann på bakgrunn av innvandringshistorikken til arten (Huitfeldt-Kaas 1918). Dominansen har lenge vært kjent og blitt påvist ved flere prøvefiskerunder i forskjellige innsjøer i vassdraget (Johnsen m.fl. 2019, Johnsen m.fl. 2013, Qvenild 2000, Heggenes & Saltveit 1982). Trolig kan dominansen av abbor forklares ved abbors toleranse for surt vann er høyere enn en rekke andre arter og at vassdraget lenge har vært forsuringpåvirket (Milbrink & Johansson 1975, Degerman m.fl. 1992, Tammi m.fl. 2003).

En relativ lav andel abboryngel i fangstene kan trolig skyldes at det ble brukt for få garn med liten maskevidde. Om yngelandelen er reell, tyder det på en svært lav rekruttering i Søndre Øyersjøen og Utgardsjøen, med noe bedre rekruttering i Nordre Øyersjøen. Lav rekruttering kan være et resultat av predasjon fra både gjedde og kannibalsk abbor (Persson m.fl. 2000). Dette er noe som også gjenspeiler seg i mageprøveanalysene, med høy prosentandel abboryngel. Kannibalismen har vist seg å spille en helt sentral rolle i veksten hos abbor, både ved at stor abbor får tilgang til mye næring og at veksten hos yngelen blir mindre tetthetsavhengig (Hohne m.fl. 2020). I andre systemer, har abbor med lengde større enn 150 mm vist seg å være fiskespisende (Radke 2001), noe som samsvarer med fangstene våre med høyest andel over 150 mm.

Selv om abbor har høyere toleranse for surt vann enn en del andre arter, påvirkes både dødelighet og vekst også hos abbor (Persson m.fl. 2000). Dødeligheten hos abboryngel øker ved lavere pH og veksten påvirkes negativt, trolig gjennom økt stress (Linløkken 2008). Det kan forklare noe av de lave tetthetene i Øyersjøene i forhold til Utgardsjøen. Veksten i Øyersjøene vil også kunne forventes å være noe dårligere enn i Utgardsjøen, men resultatene viser relativt jevne vekstforhold. Høyere inter- og intraspesifikk konkurranse kan jevne ut veksten mellom innsjøene, der abborbestanden i Utgardsjøen er tettere og mort kan regnes som en konkurrent.

I tillegg til predasjonstrykk og surt vann, fører reguleringen til periodevis uttørring av den litorale sonen. For innsjøgytere, som abbor, kan dette ha direkte effekt på rekrutteringen ved å redusere tilgjengelig gytehabitat før gyting, eller ved at gytehabitatet blir tørket ut etter eggene er lagt (Matt 2022). Indirekte påvirker også vassdragsreguleringer fiskesamfunnet gjennom tap av vannplanter og bunndyrproduksjon, ved at oppvekstområder og mattilgang reduseres (McEwen 2010, Evitmová 2014). Påvirkningen fra surt vann gjør det derimot vanskelig å konkludere hvordan reguleringen påvirker fiskesamfunnet.

Stor overvekt av fisk i litoral sone, i kombinasjon med fravær av fisk dypere enn 7 m i Øyersjøene, kan indikere anoksiske forhold. Dette er vanlig i innsjøer med høyt humusinnhold, hvor nedbrytningen av det organiske materialet bruker opp oksygenet (Deeds 2021). Ofte forekommer dette om sommeren, når det er dårlig sirkulasjon av vannmassene, stor sjiktning i vannlagene og høye temperaturer (Bocaniov m.fl. 2020). Det er kjent at anoksiske forhold påvirker både bunndyr- og fiskesamfunnet (Agostinho 2021, Nurnberg 1995).

Mort har blitt påvist dominerende i både Møkeren, Varaldsjøen og Utgardsjøen (Johnsen m.fl. 2005, Artsdatabanken 2022, Hesthagen & Østborg 2008). Under dette prøvefiske ble mort funnet i svært lave tettheter i Øyersjøene, og rekrutteringen ser ut til å være svært dårlig. Trolig skyldes det at mort er svært følsom mot forsuring og forekommer bare i svært lave tettheter ved pH < 5.5 (Milbrink & Johansson 1975). Det samme kan sies om ørret, selv om ørret tolerer noe surere vann enn mort (Degerman m.fl. 1992, Tammi m.fl. 2003). Fangster av ørret i Vikeraa og Austgardsåa bekrefter at det fortsatt er ørret i vassdraget, men det er noe usikkert om dette er

stasjonær ørret eller om det er ørret som har utvandring ut i innsjøene. Den tynne ørretbestanden kan være et resultat av gjeddepredasjon, men i Øyersjøene kan det ikke utelukkes at forsuring også har hatt en negativ påvirkning, særlig da innløpsbekkene har vist seg å være svært sure (Bækken m.fl. 1999). Lave tettheter av gjedde sees på som lite reelle, på bakgrunn av gjeddass adferd og at maskevidder større enn 45 mm ikke ble brukt. Mye av abboren fanget i garna hadde også tydelige bitemerker, trolig av gjedde. Det er noe usikkert hvorfor lake var fraværende i fangstene.

Tilstandsklassifiseringen ved hjelp av NEFI regnes som lite pålitelig, på bakgrunn av at sammenligningen ikke er for samme innsjø, og at prøvefiske i nyere tid bare er gjennomført i én periode (august). Sammen med tidligere registreringer av arter kan det likevel gi en indikasjon på det tidligere fiskesamfunnet i innsjøene. Et intervju med en lokal fisker (anonym) forteller at det ikke er fanget ørret i Øyersjøene på 30 år, noe som støtter under at det er en tilbakegang i ørretbestanden i forhold til referansetilstanden. Etter enn total evaluering av Øyersjøene, med fravær av ørret og lake, i tillegg til lave tettheter av abbor og mort settes tilstanden med fisk som kvalitetselement til **moderat**. Det er nærliggende å tro at reduksjonen i hovedsak skyldes forsuring, men at regulering har en negativ tilleggs effekt.

Klassifiseringen av Utgardsjøen ved hjelp av NEFI gir en moderat tilstand. Fravær av ørret og lake i garnfisket trekker tilstandene ned. Likevel ble det funnet ørret i innløpsbekken Austgardsåa, som gjør det svært usikkert om det er ørret i innsjøen. Det ble ikke tatt prøver av fisken for å kunne bekrefte en stasjonær bestand, eller om det er ørret fra Utgardsjøen som går opp i Austgardsåa for å gyte. Den gode bestanden av mort i Utgardsjøen indikerer også at innsjøen ikke er nevneverdig forsuringpåvirket. Med fisk som kvalitetselement, sees derfor ingen grunn til å klassifisere Utgardsjøen som annet en **god**. Det er likevel tiltak som kan gjøres for å bedre forholdene for ørret i vassdraget, ettersom vassdraget har blitt preget av en rekke menneskelige aktiviteter, som vannkraftsregulering (Vikerdammen, Varalddammen, Brødbøl-dammen), veibygging (Austgardsåa), fjerning av kantvegetasjon (Sagåa) og forsuring (Bækken m.fl. 1999).

Videre undersøkelser

I flerartssamfunn burde nordisk oversiktsgarn og standard metode brukes. Nordisk oversiktsgarn består av enkeltgarn med 12 sammensydde «paneler» med maskevidde 5 til 55mm i hvert garn. Metoden har vist seg å beskrive den faktiske populasjonsstrukturen av blant annet artene abbor og mort bedre enn Jensen-serien (Appelberg m.fl. 1995).

Fiskesamfunnet i Øyersjøene og tilløpsbekkene tyder på en fortsatt forsuringpåvirket tilstand. Det kan være nødvendig med oppfølging av kjemisk prøvetaking, men bunndyrs-prøvetaking kan være mer representativt for klassifisering av økologisk tilstand (Bækken & Kjellberg 2004, Bækken m.fl. 1999). Dette kan gjøres i Kvernåa, Abbotjernbekken og Vikeraa.

Stratifiseringen av fiskebiomassen i vannlagene kan tyde på oksygenmangel og burde måles ved neste undersøkelse.

Anbefalte tiltak

En reetablering av ørret i Øyersjøene vil trolig kunne løfte den økologiske tilstanden fra «dårlig» til «god». For reetablering av ørret anbefales det først en gjenoppretting av konnektiviteten mellom Øyersjøene og Vikeraa. En liten fiskepassasje forbi dammen vil trolig kunne ha svært god effekt og burde utredes nærmere. Muligens kan den bygges ut på vestsiden av dammen.

Tidligere har det blitt kalket i selve innsjøene (Øyersjøene). Dette kan bedre vannkvaliteten, men rekrutteringen vil fortsatt være dårlig. Det anbefales derfor kalking av tilløpsbekkene, helst ved utlegg av kalkgrus, som har vist seg å ha svært god effekt (Jørgensen 2021). En kalking av tilløpsbekkene i Øyersjøene vil trolig også kunne bidra til bedre forhold for en rekke fiskearter i innsjøene og ørreten i Vikeraa. Utlegg burde følges opp med overvåkning.

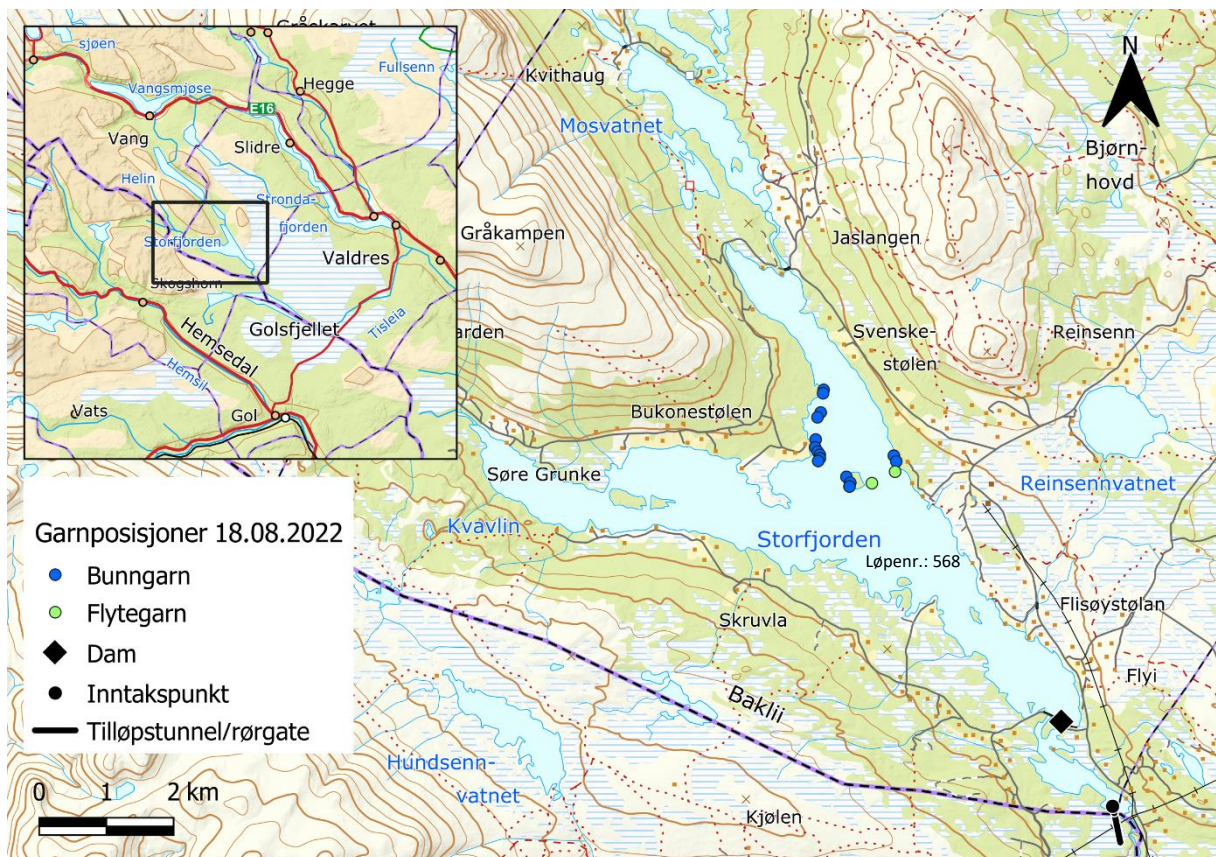
I Vikeraa er det gjort en rekke habitattiltak, blant annet utlegg av gytegrus. Dette er nå dekket av et teppe med alger. Ripping kan være et tiltak for å fjerne algene og tilgjengeliggjøre gytehabitatet.

Minstevannføring i innløpselva til Utgardsjøen vil trolig ha en positiv effekt på det akvatiske livet i elva og tilgjengeliggjøre gyte og oppvekstområder for ørret. Det er derimot trolig lite kostnadseffektivt å gjennomføre tiltaket. Andre tiltak som kan være langt mer kostnadseffektive, for å tilgjengeliggjøre rekruteringsforholdene for ørreten i Utgardsjøen, kan være å fjerne den kunstige vandringsbarrieren (kulverten) i Austgardsåa. Dette vil tilgjengeliggjøre over 1 km med gyte og oppvekstområder. En erstatning av kulverten med halvkulvert, eller en naturlig fisketrapp opp til kulverten vil trolig ha ønsket effekt.

4.3 Storfjorden/Flyvatn

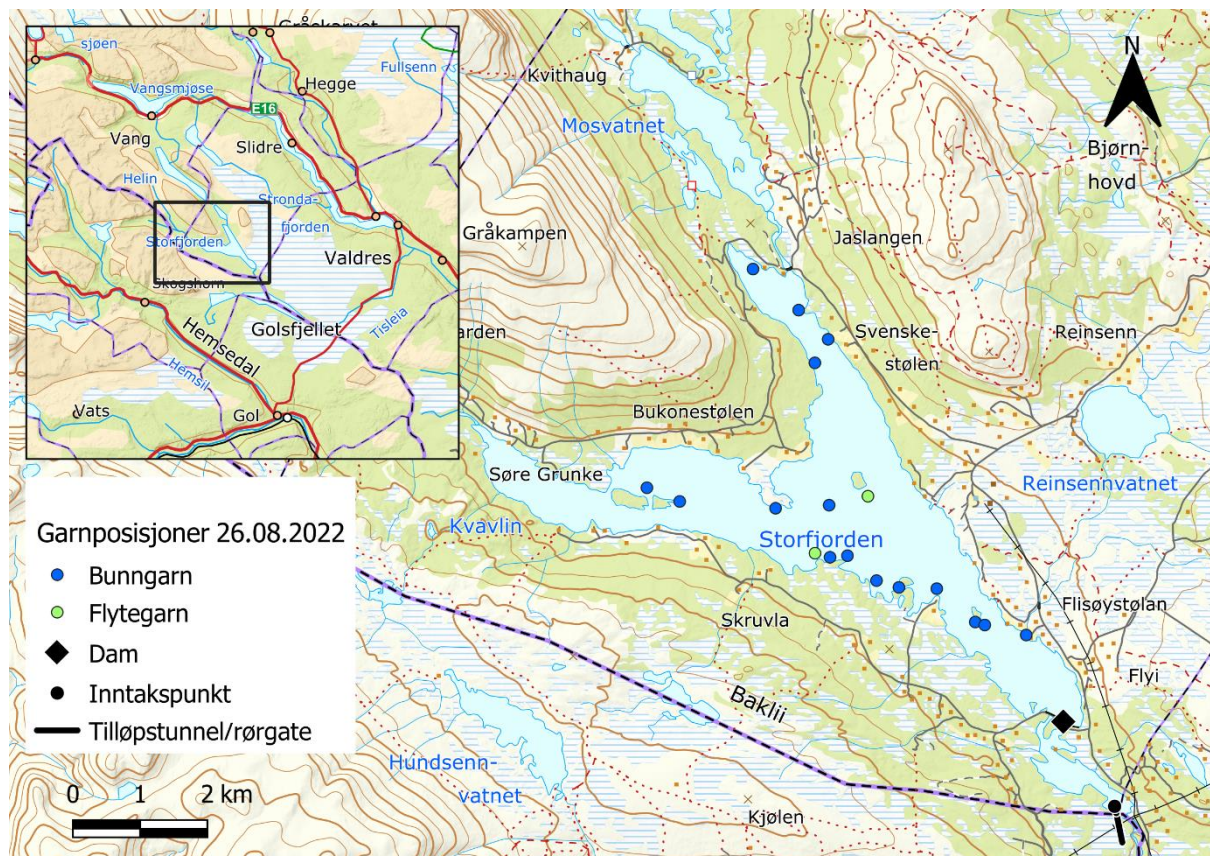
Storfjorden, også kalt Flyvatn, ligger i Vestre Slidre kommune og er en del av Åbjøravassdraget (Figur 28, Løpenr.: 568), som blir regulert av Foreningen til Begnavassdragets Regulering (FBR). Vassdraget har ett kraftverk (Åbjøra kraftverk) og 5 reguleringsmagasin: Helin, Flyvatn/Storfjorden, Storevatn, Tisleifjorden og Ølsjøen/Blytern. Storfjorden er en stor (areal: 12.9 km²) og dyp innsjø (middeldyp: > 15 m), med et nedbørsfelt på 405 km² (NVE 2022). Reguleringen ble satt i drift i 1958, fikk ny konsesjon fra 2021, og har nå en vannstansregulering på 5.18 m (HRV: 859.2, LRV: 854.02) (NVE 2022). Kjente fiskearter er ørret, abbor og ørekyt (Artsdatabanken 2022). Fiske administreres av Vestre Slidre Fjellstyre og Grunke Sameie (nordvestre del). I tillegg til aktivt oter- og stangfiske, er det også et aktivt garnfiske for innenbygdsboende, med minste tillatte maskevidde på 35 mm (Norum 2021).

Fiskeundersøkelser er gjennomført gjentatte ganger siden 1931 (Huitfeldt-Kaas 1931, Jensen 1957, Gunnerød m.fl. 1973, Møkkelgjerd & Gunnerød 1978, Garnås & Gunnerød 1980, Garnås & Gunnerød 1982, Gregersen & Eriksen 2000, Gregersen 2002, Thomassen 2009). Før regulering ble fiskebestanden vurdert til meget god (Huitfeldt-Kaas 1931). Undersøkelser etter reguleringen konkluderte med at reguleringen hadde en sterk negativ effekt på ørretbestanden (Jensen 1957). For å kompensere for tapt rekruttering ble det gitt utsetningspålegg. Utsettingen av ørret ble vurdert i flere omganger, og det ble til slutt konkludert med at konkurransen og predasjonen fra ørekyt og abbor gjorde det nødvendig med 2-årig settefisk (Aass 1984, Aass 1994). Siste fiskeundersøkelse ble gjort i 2009, og i 2021 var det et ønske fra Vestre Slidre Fjellstyre om en ny og oppdatert undersøkelse av bestanden. Selve prøvfisket ble gjennomført av Vestre Slidre Fjellstyre, mens analysearbeid og rapportering ble gjennomført av prosjektet.



Figur 28: Kart over Storfjorden/Flyvatn i Vestre Slidre kommune, en del av Åbjøravassdraget. Blå og grønne punkter viser garnposisjoner ved gjennomført prøvfiske 18.08.2022.

I Storfjorden ble det gjennomført et prøvafiske 18. august 2022 (Figur 28), men grunnet liten fangst av ørret ble det gjennomført et nytt prøvafiske 26. august 2022 (Figur 29). Det ble brukt fire bunngarnserier fordelt på åtte lenker (areal per garn 25 x 1.5 m) med maskeviddene 8, 16, 19.5, 22.5, 26, 29, 35 og 39 mm og én flytegarnserie (areal per garn 25 x 6 m) med maskeviddene 16, 19.5, 22.5, 26, 29, 35, 39 og 45 mm.



Figur 29: Kart over Storfjorden/Flyvatn i Vestre Slidre kommune, en del av Åbjøravassdraget. Blå og grønne punkter viser garnposisjoner ved gjennomført prøvafiske 26.08.2022.

4.3.1 Prøvefiskeresultater

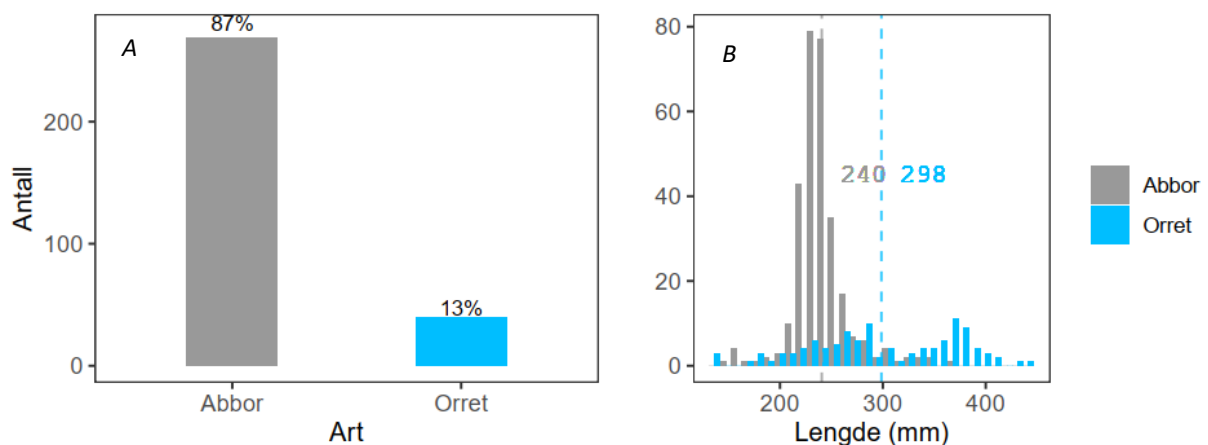
Under prøvefiske i Storfjorden 2022 ble det 19. august totalt fanget 40 ørreter (13 %) og 269 abbor (87 %). 26. august ble det fanget 73 ørreter (Tabell 10, Figur 30 A). Ørreten som ble fanget 19. august fordelte seg med et antall på 18 (5.8 %, NPUE = 1) i bunngarn og 22 (7.1 %, NPUE = 1.8) i flytegarn. Abboren fordelte seg med et antall på 261 (84.4 %, NPUE = 14.2) i bunngarn og 8 i flytegarn (2.5 %, NPUE = 0.8). Under prøvefiske 26. august ble det tatt et antall på 57 ørret (NPUE = 1.44) i bunngarn og 16 (NPUE = 1.3) i flytegarn. Antall abbor ble ikke telt 26. august (Tabell 10).

Tabell 10: Fangst for bunngarn (BG) og flytegarn (FG) fra prøvefisket i Storfjorden 19 og 26. august 2022. NPUE = antall fangst per innsatsenhet (100 m² /12 timer), WPUE = vekt i gram per innsatsenhet (100 m² /12 timer).

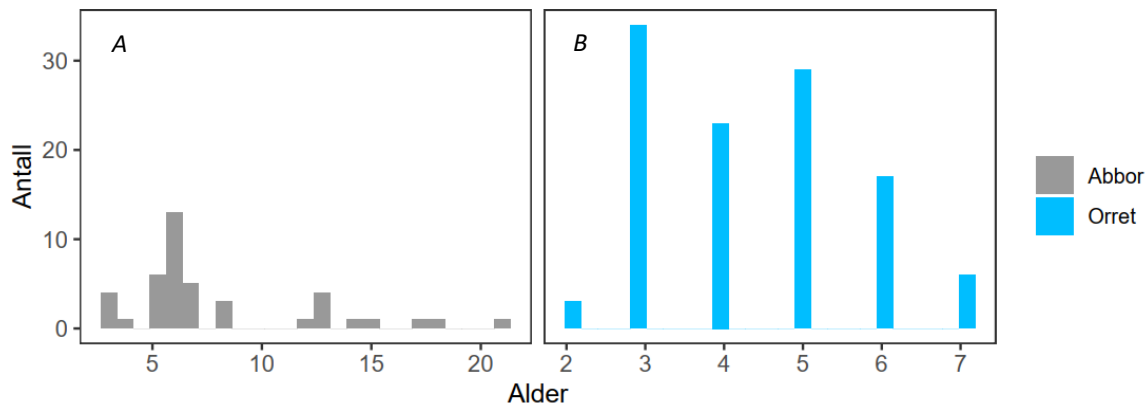
	Garntype		Art		Sum
			Ørret	Abbor	
Storfjorden 19. august 2022	BG	Antall	18 (5.8 %)	261 (84.4 %)	279 (90 %)
		NPUE	1	14.2	14.2
		WPUE	401	3563	3964
	FG	Antall	22 (7.1 %)	8 (2.5 %)	30 (9.6 %)
		NPUE	1.8	0.8	1.6
		WPUE	533.7	124	657.7
Total fangst		Antall	40 (13 %)	269 (87 %)	309 (100 %)

	Art	
	Ørret	Abbor
Storfjorden 26. august 2022	57	Ukjent
	1.47	Ukjent
	977	Ukjent
	16	Ukjent
	1.3	Ukjent
Total fangst	73	

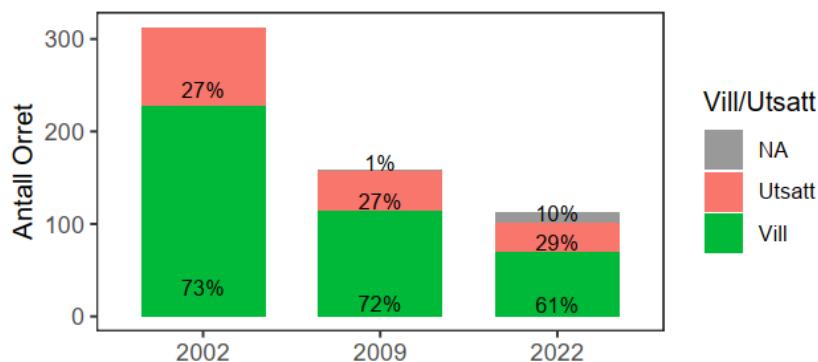
Ørret varierte i lengdeintervall fra 150 mm til 430 mm, med et gjennomsnitt på 298 mm (Figur 30 B). Lengdeintervall for abbor varierte fra 100 mm til 370 mm, med gjennomsnitt på 240 mm (Figur 30 B). For aldersbestemmelse ble 112 ørret og 42 abbor analysert, der eldste ørret ble aldersbestemt til 7 år og eldste abbor ble aldersbestemt til 21 år (Figur 31 A & B). Av ørret var det flest antall 3-åringer, mens for abbor var det en topp for 7-åringer (Figur 31). Settefiskandelen av ørret var henholdsvis på 29 % (Figur 32). Ved sammenligning av prøvefiske i tidligere år, i 2002 og 2009, er settefiskandelen minimalt endret. I begge disse årene var settefiskandelen på 27 % (Figur 32).



Figur 30: A: Antall abbor og ørret fanget i Storfjorden under prøvefiske 19. august 2022, med prosentvis fordeling. B: Lengdefordeling for ørret og abbor fanget under prøvefiske 19. og 26. august 2022, med gjennomsnittlig lengde (stiplet linje).

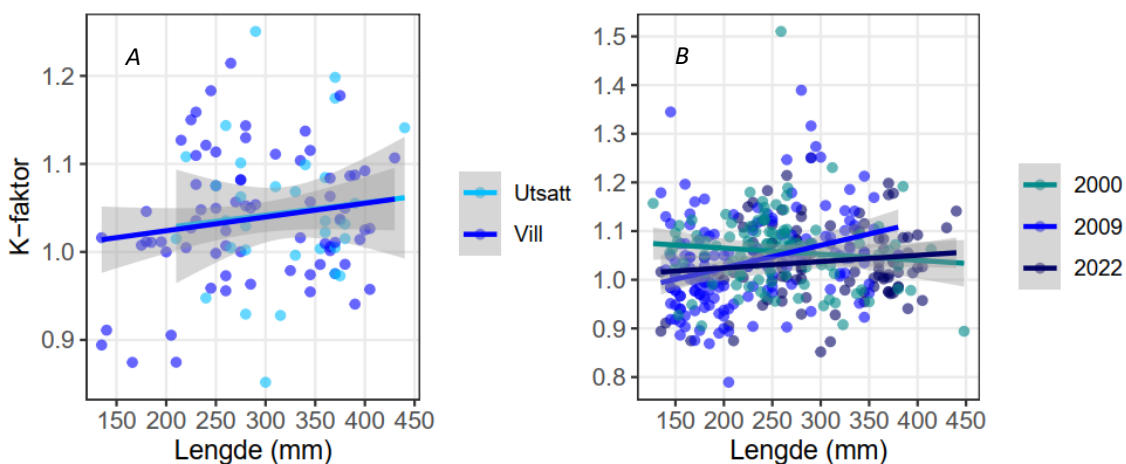


Figur 31: Aldersfordeling av analysert abbor (A) og ørret (B) fanget under prøvefiske 19. og 26. august 2022.



Figur 32: Totalt antall utsatt ørret (rød) og vill ørret (grønn) fanget under prøvefiske i 2002, 2009 og 2022, med prosentvis fordeling. NA (grå) er antall ørret som ikke ble registrert som vill eller utsatt.

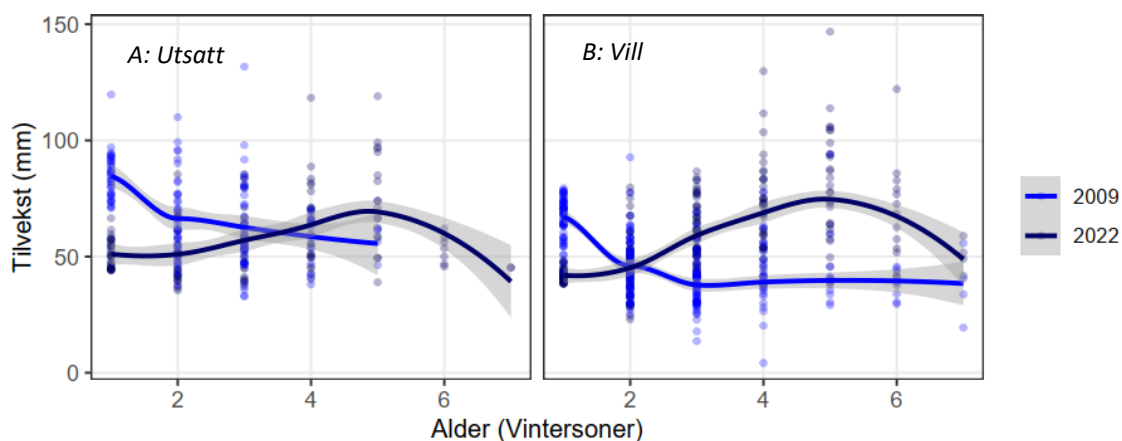
Kondisjonsfaktoren til ørreten fanget i Storfjorden 2022 varierte fra svært dårlig på 0.87 til svært god på 1.22, med en høyere kondisjon ved økende lengde (Figur 33 A & B). En gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på 1.03 tilsvarer god kondisjon. Ved sammenligning av kondisjon på vill ørret og utsatt ørret, sees det ingen forskjell (Figur 33 A). Kondisjonen i 2000 var noe bedre for ørret i lengde større enn 200 mm, men gjennomsnittet av ørret uavhengig av lengde viser ingen signifikant forskjell fra år 2000 til 2022 (Figur 33 B).



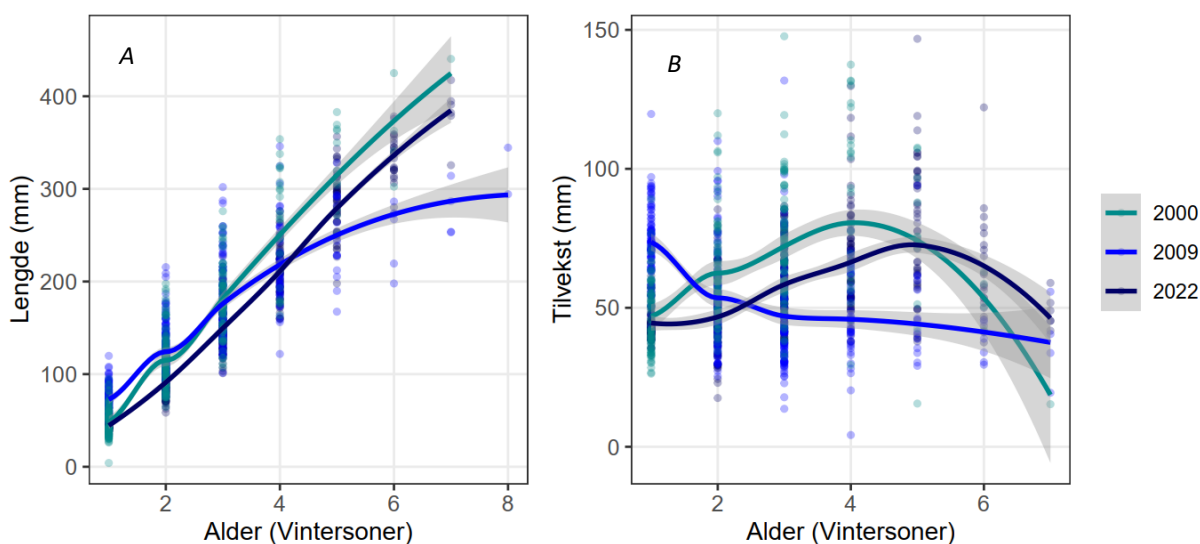
Figur 33: A: Kondisjon for ørret i ulike lengder under prøvefiske i 2022, fordelt på vill ørret (lyseblått) og utsatt ørret (mørkeblått). B: Kondisjon for ørret i ulike lengder fra prøvefiske i 2000, 2009 og 2022.

Totalt ble det tilbakeregnet lengde og tilvekst for 112 ørret. Ved 1-års alder ble lengde og tilvekst for utsatt ørret tilbakeregnet til 51 mm og vill ørret til 42 mm (Figur 34 A & B). Til sammenligning ble det i 2009 tilbakeregnet lengde og tilvekst for utsatt ørret til 86.31 mm og vill ørret til 67.37 mm (Figur 34 A & B). I 2000 ble gjennomsnittlig tilbakeregnet lengde og tilvekst hos all analysert ørret til 48.26 mm (Figur 35 A & B). Stigende tilvekst sees i prøvafiskematerialet fra 2000 og 2022 fram til 4 og 5 års alder (Figur 35 B). Tilvekst tilbakeregnet i 2009 var synkende etter hvert år fra klekking fram til 3 års alder, hvor det flatet ut ved en tilvekst på 48 mm (Figur 35 B).

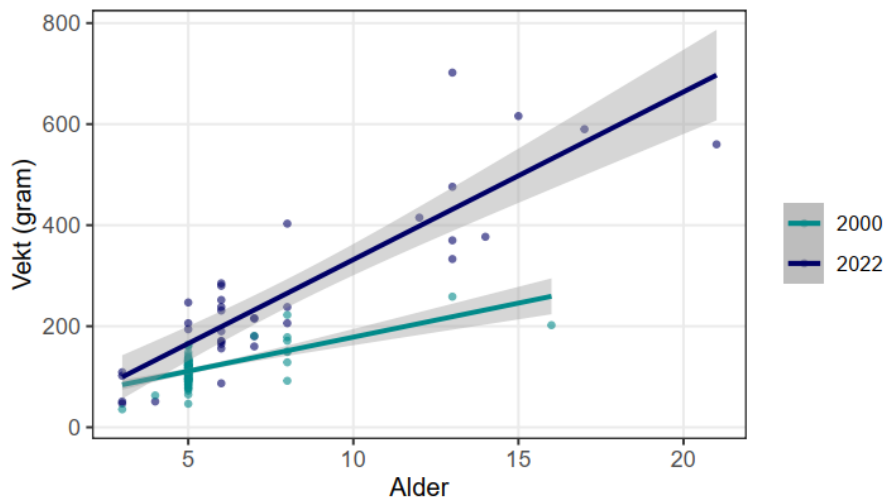
For å få en indikasjon på vekstforhold hos abbor ble vekten sammenstilt i forhold til alder (Figur 36). Tillagt modell viser at abbor fra 5 års alder hadde en signifikant høyere vekt i 2022 enn 2000 (Figur 36).



Figur 34: Tilbakeregnet tilvekst for hvert individ av ørret (punkt) fanget under prøvefiske i 2009 (blå) og 2022 (lilla), fordelt på utsatt ørret (A) og vill ørret (B). Linje er tilregnet gjennomsnitt ved gitt alder (linje), med 95% konfidensintervall (grått område).

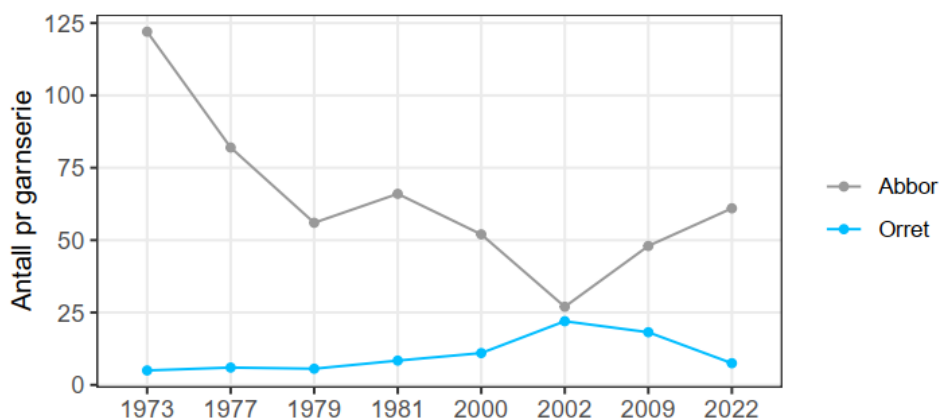


Figur 35: Tilbakeregnet lengde (A) og tilvekst (B) for totalt antall aldersbestemte ørret, fordelt på prøvefiske i 2000 (grå), 2009 (blå) og 2022 (lilla). Punkt markerer hvert individ av ørret og linje markerer gjennomsnittlig lengde ved gitt alder, med 95 % konfidensintervall (grått område).



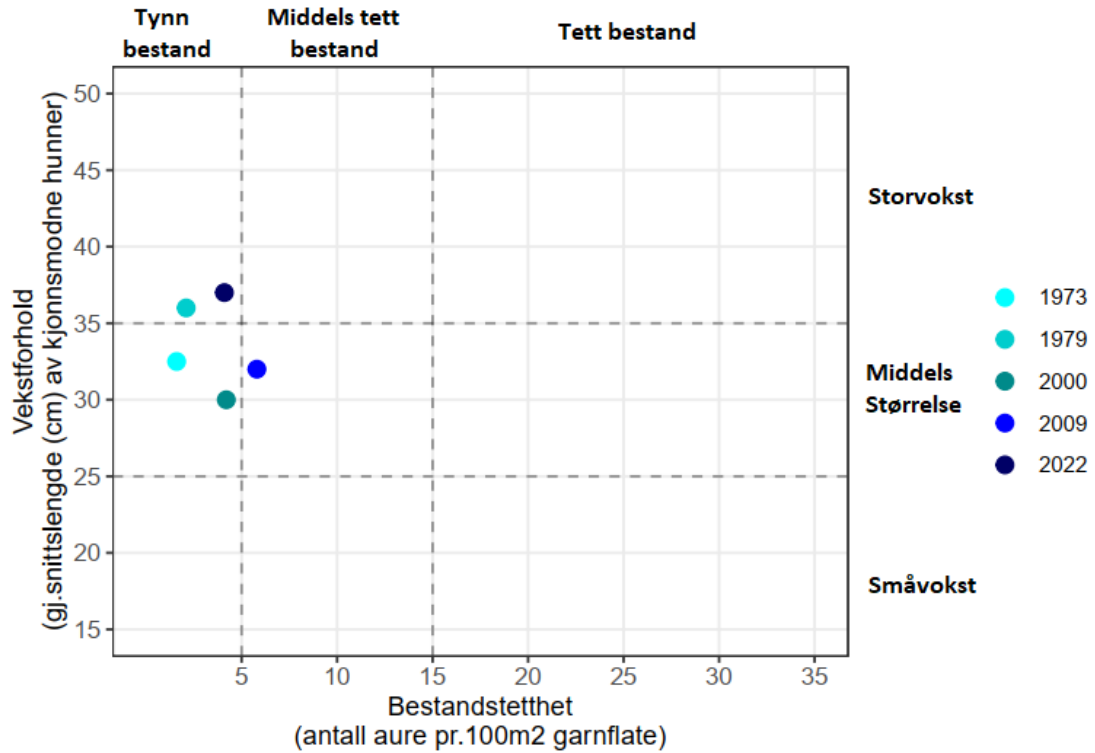
Figur 36: Vekt (gram) for hvert individ av abbor (punkt) i ulike aldersgrupper fanget i prøvfiskeperiodene 2000 (grått) og 2022 (lilla). Linje viser lineær modell av vekst med funksjon av alder og et 95 % konfidensintervall (grått område).

Ved sammenstilling av prøvfiskedata fra 1973 til 2022 var dominansen av abbor i nedgående trend fram til 2002, men antall ørret per garnserie var i positiv trend. Et skifte i trenden sees etter 2002, med økende antall abbor per garnserie og lavere antall ørret per garnserie (Figur 37).



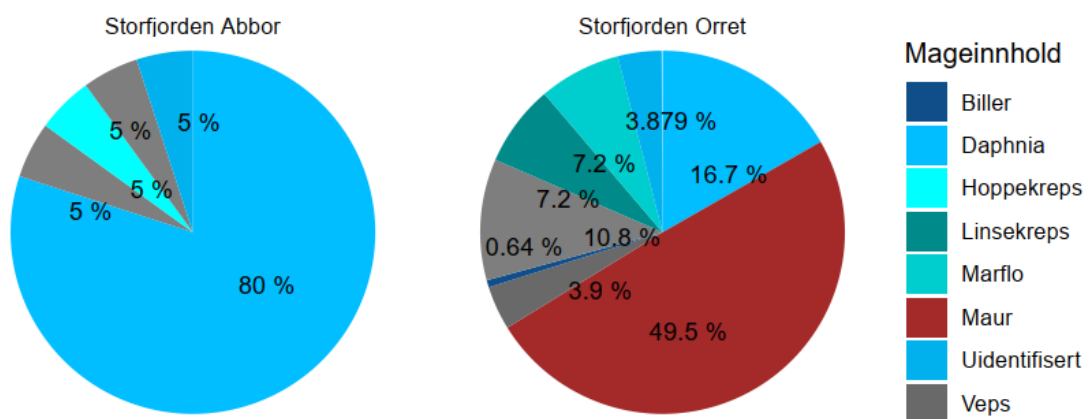
Figur 37: Antall ørret (grått punkt) og abbor (blått punkt) fanget per garnserie under prøvfiske gjennomført fra 1973 til 2022.

Klassifisering av ørretbestander etter metoden til Ugedal mfl. (2005), indikerer en tynn bestand for prøvfiskefangstene i Storfjorden i 1973, 1979, 2000 og 2022. Prøvfiske i 2009 indikerer middels tett bestand. Gjennomsnittlig lengde av kjønnsmodne hunner indikerer storvokst ørret i 1979 og 2022. I 1937, 2000 og 2009 ble størrelsen klassifisert til middels (Figur 38).



Figur 38: Innsjøbestand basert på gjennomsnittslengde av kjønnsmodne hunner og antall ørret på 100 m² garnflate.

Av mageinnhold som ble analysert, viste *Daphnia* seg dominerende i dietten til abbor (80%), med innslag (5%) av hoppekreps og linsekreps (5%). Maur viste seg dominerende i mageinnholdet til ørret (49.5%), men det ble også her registrert en stor andel *Daphnia* (16.7%, Figur 39).



Figur 39: Anslått prosentandel biomasse av mageinnhold i abbor og ørret fanget under prøvefiske i 2022.

4.3.2 Vurdering

Prøvefisket i Storfjorden 2022 viser en dominans av abbor i bunngarn og dominans av ørret i flytegarn. Ørretbestanden er tynn, storvokst og har en god kondisjon. Ved sammenligning av prøvefiske fra tidligere år, har ørretbestanden blitt tynnere siden toppen i 2002, og tettheten av abbor har økt. Vekst og tilvekst hos ørret er dårligere enn det som ble registrert i 2000, og abborvekten er signifikant høyere. Det kan ikke sees noen signifikant endring i hverken kondisjon eller andel settefisk siden prøvefiske 2000 og 2002. Analyserte mageprøver viser en bred diett av insekter, krepsdyr og overflateinsekter hos ørret, og en stor overvekt av vannloppa *Daphnia* hos abbor.

I regulerte vann kan det forventes en dårligere bunndyrproduksjon (Evitmova & Donohue 2014). Dette gjenspeiler seg i mageprøver med svært lave andeler bunndyr. Fra de tidligere undersøkelsene har ikke bunndyr vært dominerende i dietten til abbor siden 1957 (Jensen 1957, Gunnerød m.fl. 1973, Garnås & Gunnerød 1980). Trolig ga oppdemningen en økning av produksjon i bunndyr, men sannsynligvis bare med en midlertidig effekt. Det kan se ut til at abborbestanden skiftet fra en diett dominert av bunndyr til en diett dominert av plankton (Jensen 1957, Gunnerød m.fl. 1973, Møkkelgjerd & Gunnerød 1978, Garnås & Gunnerød 1980). Mageprøveanalyser fra ørret indikerer en noe større andel bunndyr i dietten, men det er likevel en stor overvekt av overflateinsekter. Dette samsvarer med det som har blitt observert i årene fra og med 70-tallet (Gunnerød m.fl. 1973, Møkkelgjerd & Gunnerød 1978, Garnås & Gunnerød 1980).

Trolig er det en endring i temperaturregime som har ført til en lavere tetthet av ørret. Undersøkelser gjort på sammenhengen mellom temperaturgradient og fiskesamfunn indikerer en dominansendring, fra laksefisk til abborfisk ved høyere temperaturer (Lehtonen 1996). Høye normaltemperaturer de siste årene om både våren og sommeren, kan ha gitt gunstigere miljøforhold for abbor og bidratt til den økningen av abbor som sees fra 2002 og fram til 2022. Alder for abbor viser overvekt av antall individer i alder 6, 7 og 8 år, som indikerer sterke årsklasser i årene 2016, 2015 og 2014. Dette samsvarer godt med svært høye temperaturer om våren disse årene, ut ifra det som har vært normalen de siste 100-årene (Meteorologisk institutt 2022). Trendutviklingen hos de ulike artene er nødvendigvis ikke et direkte resultat av temperatur, men heller et resultat av konkurranse. Ørret som kaldtvannstilpasset art, taper dermed for en mer varmetilpasset art som abbor (Lehtonen 1996).

Selv om ørretbestanden er noe tynnere og tilveksten noe dårligere enn det som har blitt observert på 2000-tallet, er tetthetene og kjønnsmodning fra prøvefiske relativt likt med det som ble observert på slutten av 70-tallet. Dette var derimot før det ble gitt ut pålegg om 2-årig settefisk.

Anbefaling

Det er trolig noe rom for en økning i tetthet av ørretbestand ved å utsette flere 2-åringer, men det anbefales heller et forsøk på å fiske ned abborbestanden ved hjelp av ruser. Abbor lengre enn 30 cm burde settes ut ettersom disse kan ha en bestandsregulerende effekt gjennom kannibalisme (Persson m.fl. 2000, Hohne m.fl. 2020, Radke 2001). Det er derimot noe usikkert om de store abborne faktisk vil slå over til fiskediett, ettersom det ikke er funnet fisk i dietten i det hele tatt.

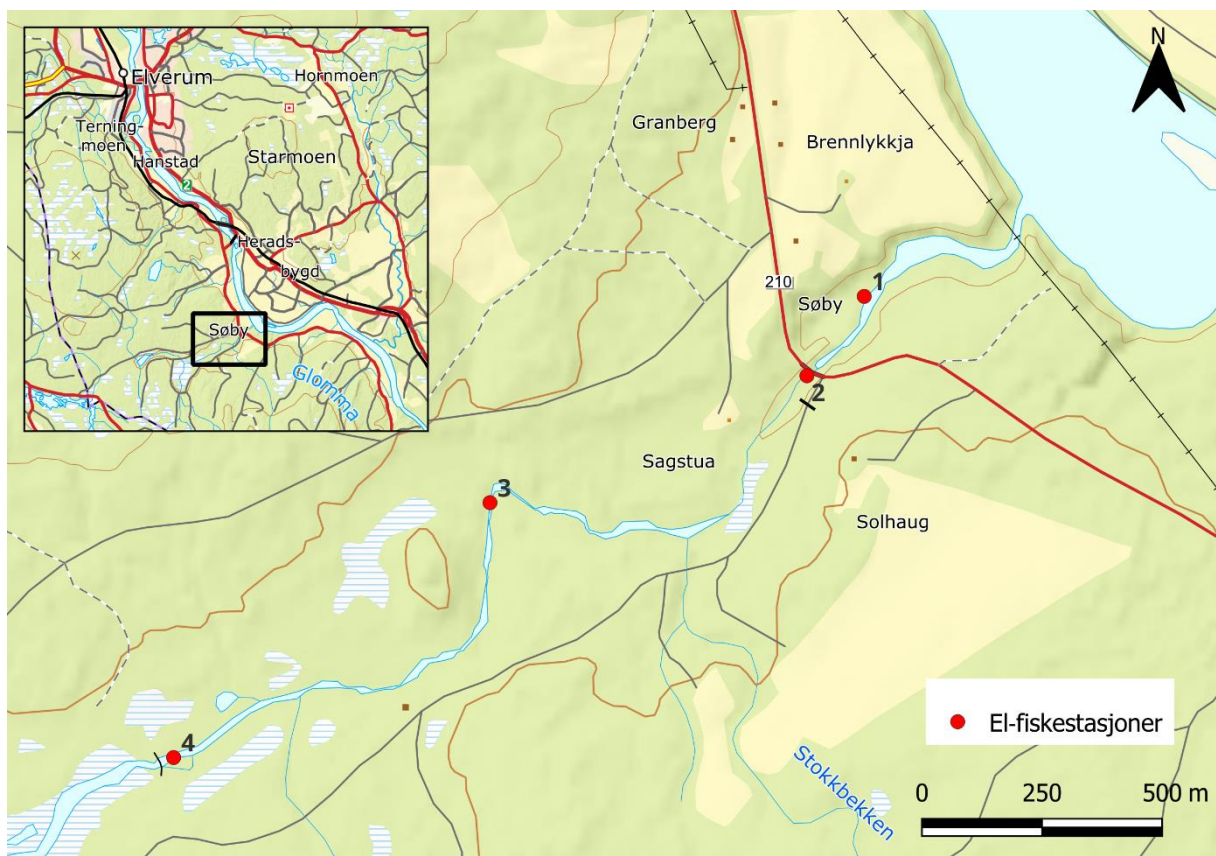
4.4 Andre undersøkelser

I tillegg til prøvefiskeundersøkelser og oppdatering av overvåkningsrapportene, ble det gjort et utvalg av undersøkelser i nye lokaliteter: Norderåa, Namnåa, Auma, Tunna, Tegninga, Urula, Skjefstadfossen og Sagnfossen kraftverk. De fem førstnevnte elvene ble vurdert ut ifra hvilken verdi de har for ørreten i Glomma, mens elva Urula ble vurdert ut ifra hva slags verdi den har for ørreten i Sperillen. Skjefstadfossen og Sagnfossen kraftverk ble kartlagt og tiltaksvurdert i forhold til fisken i Glomma og Trysilelva. I tillegg ble det gjort en økologisk tilstandsklassifisering basert på fisk som kvalitetselement i alle undersøkte lokaliteter.

4.4.1 Norderåa – el-fiske og habitatkartlegging

Norderåa er en liten vestlig sideelv til Glomma i Elverum kommune (nedbørsfelt: 39 km²). Den ca. 4,5 km lange elva har sitt utspring fra Rudstjønnet og munning til Glomma ca. 3 km sør for Skjefstadfossen kraftverk. Elva er kalkfattig, humøs og renner gjennom et barskogpreget området (Vann-nett 2021).

Nashoug (1986) beskrev Norderå med en liten ørretbestand, og at elva trolig brukes av Glomma-ørreten til gyting. I 1987 gjennomførte Linløkken el-fiske i nedre deler av Norderåa i 1987, som resulterte i 5 -10 ørret > 14 cm pr 30 min el-fiske (Linløkken 1987). Den økologiske tilstanden med nitrogen og fosfor som kvalitetselement ble klassifisert til moderat i 2021 (Vann-nett 2021). På bakgrunn av manglende og utdatert kunnskap om elvas betydning for ørret og fisk som kvalitetselement, ble det gjennomført en undersøkelse 8. september 2022. Det ble utført el-fiske og habitatkartlegging på fire stasjoner, dette med hensyn til gytemuligheter og oppvekstforhold for ungfisk (Figur 40).



Figur 40: Kart over nedre deler av Norderåa og munningen ut til Glomma, med fire el-fiskestasjoner.



Figur 41: Stasjon 1, helt nede ved samløpet til Glomma.

Stasjon 1: UTM 32V 642388 6743803

Første stasjon ligger helt nederst i den rennende delen av Norderåa, der elva er ca. 4-5 m bred. Nedstrøms stasjonen er det et større rolig parti som fungerer som en bakevje i Glomma. Fra stasjon 1 og oppover er det litt mer helning på elva, som gir mindre stryk og noen kulper. Øverst i stasjonen er det en liten foss, men denne ble ikke ansett som vandringshinder. Skjulmålingene viste at det er lite skjulmuligheter for ungfisk i segmentet stasjonen ligger, men at det er velegnet habitat for gyting. Det er svært mye overhengende kantvegetasjon (trær) like ovenfor stasjon 1 og fram til stasjon 2. El-fiskearealet ble på ca. 180 m², og på én el-fiskerunde ble det kun fanget 6 steinsmett.

Stasjon 2: UTM 32V 642267 6743610

Andre stasjon ligger under Norderå bru (Vestsivegen), ca. 180 m oppstrøms utløpet til Glomma. En større kulp dominerer stasjonen, som er omtrent 5-6 m bred. Like nedstrøms og oppstrøms stasjonen er det større helning på elva og flere mindre stryk. Middels skjul- og gytemuligheter i segmentet, samt en del kantvegetasjon. Et areal på ca. 185 m² ble el-fisket, noe som resulterte i 4 eldre årsklasser (170, 136, 120 og 120 mm) samt 2 årsyngel (60 og 55 mm). I tillegg ble det observert 2-3 ørreter som ikke lot seg fange.



Figur 42: Stasjon 2, fotografert under Norderå bru.



Figur 43: Stasjon 3, fotografert oppstrøms.

Stasjon 3: UTM 32V 641587 6743349

Tredje stasjon ligger ca. 1250 m oppstrøms utløpet til Glomma. I dette segmentet er elva ca. 6 m bred og preget av større sakterennende områder. Det ble registrert lite skjulmuligheter i segmentet, men derimot godt med gytegrus. Et areal på ca. 215 m² ble el-fisket, men det ble ikke fanget fisk.



Figur 44: Stasjon 4, fotografert nedstrøms en dam med ukjent navn.

Stasjon 4: UTM 32V 640956 6742806

Fjerde stasjon domineres av to større kulper (ca. 150 og 120 m²), like nedstrøms det nordlige elveløpet som munner ut fra dammen. Lukene til dammen er åpne, men i det nordlige løpet er det trolig vanskelig for fisk å passere ved lav vannføring. Svært lite gytegrus i segmentet, men middels med skjul for ungfisk. Godt med kantvegetasjon langs bredden.

De store kulpene, samt den siste strekningen opp til dammen, ble el-fisket – et areal på ca. 320 m². Ingen fisk ble fanget, men 2 eldre ungfisk (anslagsvis 2-åringer) ble observert.

Tabell 11: Fangst og estimert tetthet av ørret i Norderåa i 2022. Hk.=habitatklasse, der A=allopatrisk populasjon og S=sympatrisk populasjon. Tall (0-3) angir substratets egnethet for ungfisk av ørret (se kapittel 6.3.6) R1, R2 og R3 angir fangst ved henholdsvis første, andre og tredje gangs overfiske. Estimert økologisk tilstand angir hvilken økologisk tilstand bekken oppnår ved å benytte Tabell 3 (se avsnittet om klassifisering). Anslått verdivurdering er vår subjektive vurdering stasjonenes betydning for ørret.

Stasjon			Fangst pr. runde									Estimert tetthet (ind./100 m ²)			Estimert økologisk tilstand	Anslått verdivurdering for ørret
			Totalt			0+			>0+			Totalt	0+	>0+		
Nr.	m ²	Hk.	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3					
1	180	A3	0									0			Svært dårlig	Liten verdi
2	185	A2	6			2			4			5.9	2.4	3.5	Svært dårlig	Moderat verdi
3	215	A2	0									0			Svært dårlig	Liten verdi
4	320	A1	0									0			Svært dårlig	Liten verdi

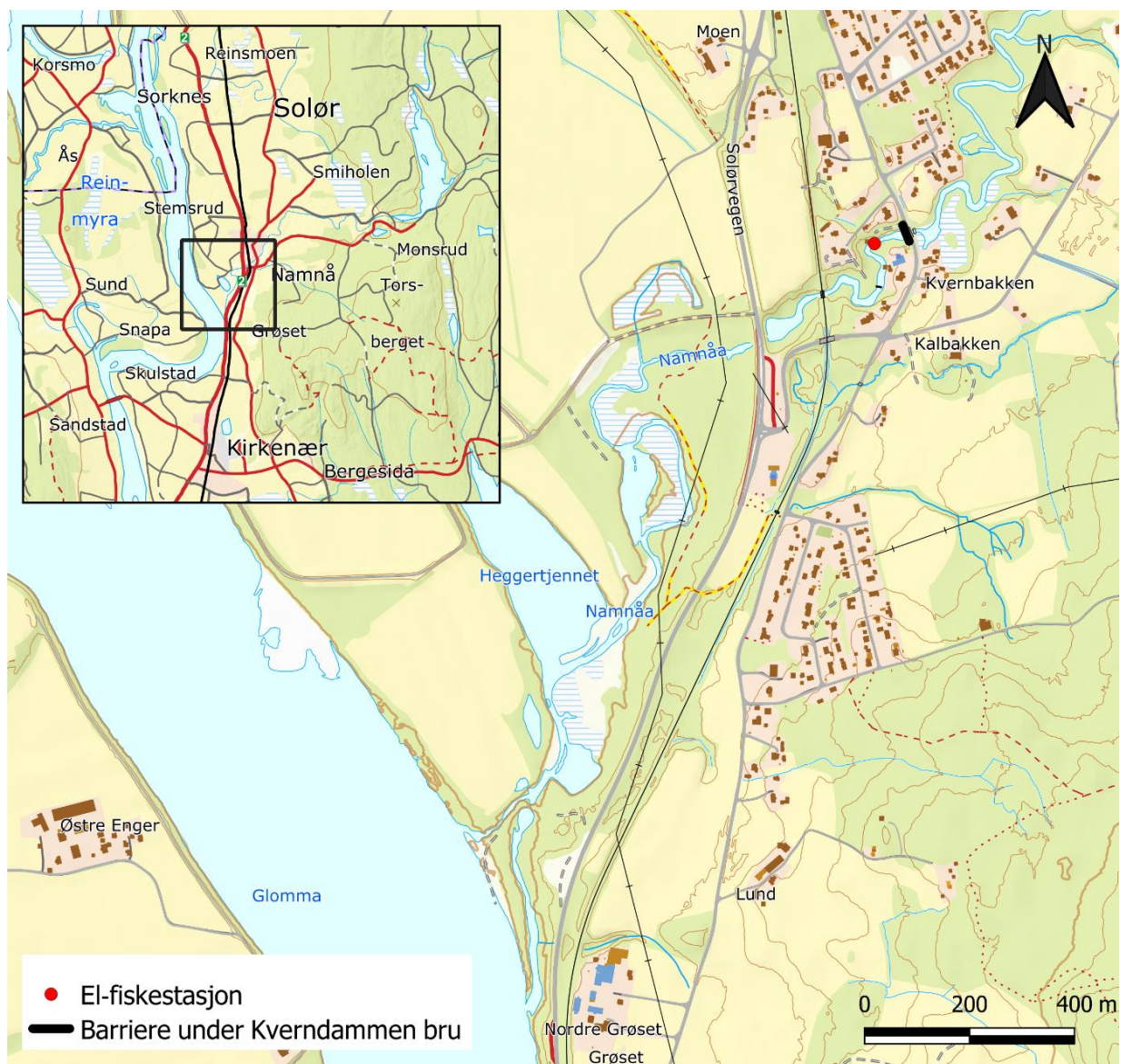
Vurdering

I samtlige stasjoner ble den økologiske tilstanden, med fisk som kvalitetselement, estimert til «svært dårlig» ved bruk av veilederen (DV 2018, Tabell 3). De lave tetthetene av ørret skiller seg ikke nevneverdig fra de lave tetthetene som ble registrert i 1986 (Linløkken 1987). Det ble ikke observert vandringshindre, i likhet med hva Nashoug antok i 1986. Elva antas å ha gode gytemuligheter, men med noe manglende skjulmuligheter. Likevel anses ikke skjulmulighetene som den største begrensende faktoren, og habitatet skulle tilsa høyere tettheter av ørret. Det er ingen synlige inngrep i elva som forringer leveforholdene for ørret. Trolig er det andre faktorer som er styrende for tettheten i Norderåa. Eksempelvis har vannføringen i Norderåa blitt beskrevet som svært lav i tørre perioder (Sandklev 2016). Dette kan føre til begrenset oppvekstareal og overlevelse av ungfisk. Samtidig er elva kalkfattig og humøs, som potensielt kan resultere i periodevise lave pH-verdier og økt dødelighet hos fisk. Etter forfatterens kjennskap, har det ikke blitt gjort pH-målinger for å kunne dokumentere lave pH-verdier. Habitatforbedrende tiltak sees ikke nødvendig ettersom elva ser ut til å være lite preget av menneskelige arealendringer. Det synes mest sannsynlig at fisketettheten i elva er naturlig lav. Etter klassifiseringsveilederens tabell 6.10, tilsier det at kvalitetselementet fisk er i tilstandsklasse god/svært god. Vi finner det mest riktig å sette tilstandsklassen «god» i og med den svært sparsomme forekomsten av fisk i elva. Den økologiske tilstanden bør også tas med forsiktighet, ettersom det er usikkert hva som faktisk er årsaken til den lave tettheten. Etter veilederen har denne undersøkelsen, med bare ett års el-fiske, også lav pålitelighetsgrad (DV 2018).

4.4.2 Namnåa – el-fiske og habitatkartlegging

Namnåa er en østlig og 7.5 – km lang sideelv til Glomma, som renner gjennom tettstedet Namnå i Grue kommune (nedbørsfelt: 88 km²). Elva har sitt utspring fra innsjøen Namnå (198 moh.), og munner ut i Glomma (149 moh.) noen km sør for tettbebyggelsen i Namnå (Figur 45). Elva blir klassifisert som kalkfattig og humøs, og den økologiske tilstanden basert på påvekstlger og bunnfauna er god (Vann-nett 2015).

På bakgrunn av manglende kunnskap om elvas betydning for Glomma-ørreten ble det gjort en undersøkelse 8. september 2023. Etter en vurdering av elvas karakter ble det kun opprettet én el-fiskestasjon, like nedstrøms Kverndammen bru (Figur 45). Under Kverndammen bru er det en renne, som sannsynligvis utgjør en vandringsbarriere (Qvenild 2008). Frem til Kverndammen bru er det om lag 1.9 og 2.2 km med åpen elvestrekning fra Namnåas utløp ut i Glomma. Ovenfor Kverndammen bru er elva dominert av store sakterennende partier. I 1986 var dette partiet i elva dominert av abbor, mort og gjedde (Nashoug, 1986), noe som trolig også gjelder i dag.



Figur 45: Kart over Namnåa fra det undersøkte området, som ligger ca. 1.5 km i luftlinje fra Namnåas utløp i Glomma.

Stasjon 1: UTM 32V 669286 6710345

Stasjonen ligger like nedstrøms kulpen ved Kverndammen bru, om lag 1.5 km fra Namnåas to munnings ut i Glomma. Et av få områder med strykpreg og grovere substrat, hvor det er rikelig med overhengende kantvegetasjon. Substratet gir middels med skjulmuligheter, samt noen gytemuligheter. Mye mose og en del algebegroing. Under Kverndammen bru er det en renne som utgjør en barriere for fiskevandring, i hvert fall ved lav og normal vannføring. På én el-fiskerunde (140 m²) ble det kun fanget 2 ørreter på 185 og 142 mm. Dette tilsvarer en svært dårlig økologisk tilstand for ørret. Det ble også fanget 1 liten gjedde (15 cm) og 1 ørekyte. Basert på habitatkartleggingen i denne strekningen, ble det registrert en middels vektet skjulverdi på 6.11.

Ved bruk av barriereeffekt i veilederen, hvor 5.5 km lengde elv med tilgjengelig gyte- og oppvekstområder er tapt, ble den økologiske tilstanden estimert til «svært dårlig» (DV 2018, Tabell 13).



Figur 46: A & B: Stasjon 1, et lite strykparti med gyte- og skjulmuligheter for ørret. C & D: Vandringshinder rett oppstrøms stasjon 1.

Tabell 12: Fangst og estimert tetthet av ørret i Namnåa i 2022. Hk.=habitatklasse, der A=allopatrisk populasjon og S=sympatrisk populasjon. Tall (0-3) angir substratets egnethet for ungfisk av ørret (se kapittel 6.3.6). R1, R2 og R3 angir fangst ved henholdsvis første, andre og tredje gangs overfiske. Estimert økologisk tilstand angir hvilken økologisk tilstand bekken oppnår ved å benytte Tabell 3 (se avsnittet om klassifisering). Anslått verdivurdering er vår subjektive vurdering stasjonenes betydning for ørret.

Stasjon			Fangst pr. runde									Estimert tetthet (ind./100 m ²)			Estimert økologisk tilstand	Anslått verdivurdering for ørret
			Totalt			0+			>0+							
Nr.	m ²	Hk.	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	Totalt	0+	>0+		
1	140	A2	2			0			2			2,3	0,0	2,3	Svært dårlig	Liten verdi

Tabell 13: Estimert barriereeffekt (BE) for Kverndammen bru. Barriereeffekt beskrives som andel av potensielt tilgjengelig gyteelv (L-ref), som er blitt utilgjengelig ved menneskelige inngrep. L-rest er avstanden fra starten av første strykperti (regnet som egnet gyte/oppveksthabitat for ørret) til første kunstige barriere (Kverndammen bru).

Barriereeffekt (BE)			Økologisk tilstand
L-rest =	0.2	$B = 1 - (L_{rest}/L_{ref}) = 1 - (0.2 / 5.5) = 0.964$	Svært dårlig
L-ref =	5.5		

Vurdering

Namnåa fremstår som en humøs og sakterennende elv med mye finsedimenter, og elva gir dermed et umiddelbart inntrykk av å være lite egnet for ørret. Renna under Kverndammen bru er høy, bratt og grunn. Sannsynligvis fungerer denne som en absolutt barriere ved lav og middels vannføring. Opp hit er det en åpen elvestrekning på ca. 1.9-2.2 km fra munningen. Nedstrøms Kverndammen bru ble en strekning på 30 m ansett som potensielt gyte- og oppvekstområde for ørret.

Det burde ideelt sett blitt opprettet flere stasjoner i Namnåa, men da elva fremstår dyp, stilleflytende og dominert av finsedimenter i nedre deler, ville habitatkartleggingen og el-fiske høyst sannsynlig gitt svært lave verdier. Det ble heller ikke ansett hensiktsmessig å fortsette el-fiske, ettersom Kverndammen bru ble ansett som en absolutt vandringsbarriere. Med hensyn til ørret, ble den estimerte økologiske verdien satt til «svært dårlig», og den anslåtte verdivurderingen av elvestrekningen nedenfor vandringsbarrieren til «liten verdi». Ovenfor vandringsbarrieren er det igjen strykpertier som kan fungere som gyte- og oppvekstområder for ørret, men da er det nødvendig å bygge fisketrapp forbi dammen ved Namnåvegen. Grunnet den kunstige vandringsbarrieren ved Kverndammen, settes den økologiske tilstanden med fisk som kvalitetselement til «svært dårlig».

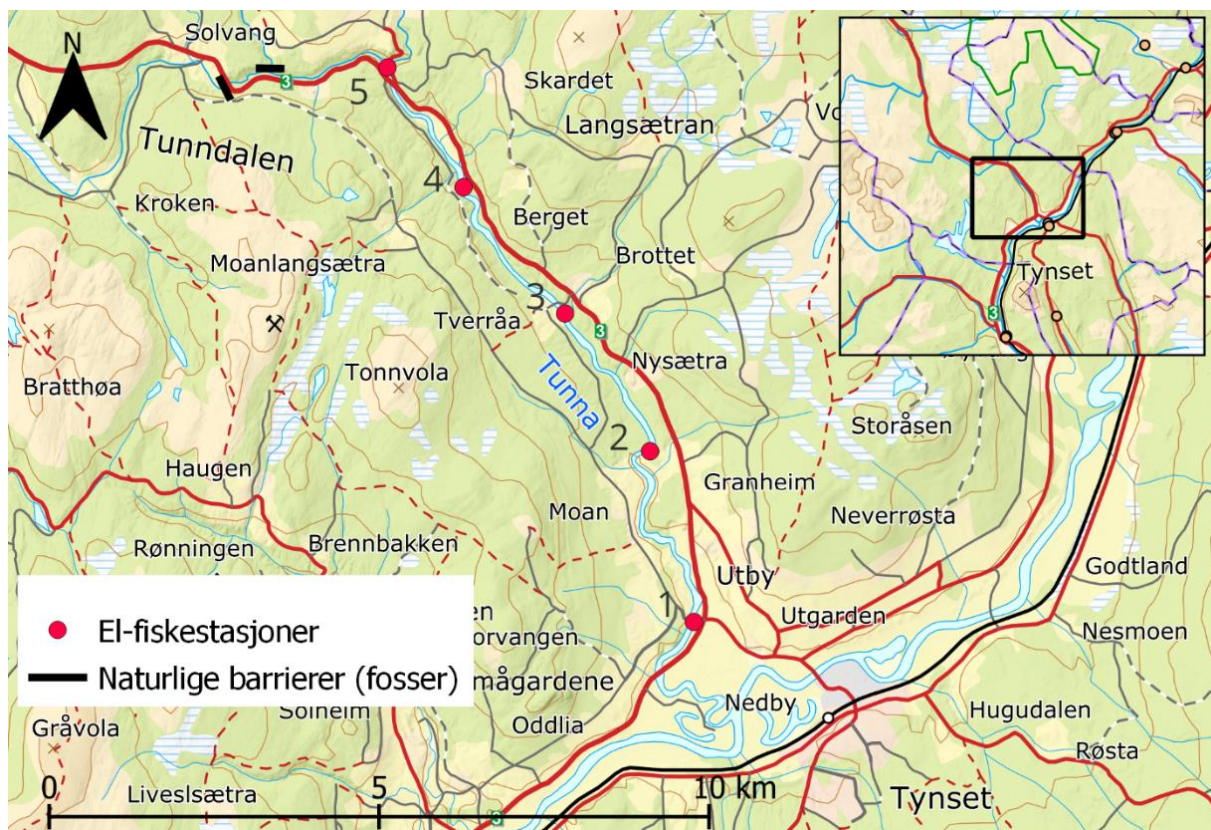
Tiltak

Fjerning av dammen vil trolig skape problematikk oppstrøms, ettersom dammen øker vannspeilet i et område med mye finsedimenter. Det anbefales istedenfor å undersøke en fiskevandringsløsning opp dammen, f.eks. i form av kulper med «fish baffles».

4.4.3 Tunna – el-fiske og habitatkartlegging

Tunna er en middels stor elv som kommer fra Kvikneskogen og munner ut i Glomma ved Tynset (Nedbørsfelt: 659 km²). Elva blir klassifisert som klar og moderat kalkrik (Vann-nett 2018). Dammer, vandringshindre og forurensing fra fulldyrket mark har blitt vurdert til middels/liten påvirkningsgrad (Vann-nett 2018). I 2018 ble nedre deler av Tunna klassifisert til dårlig økologisk tilstand med fisk som kvalitetselement, mens midtre deler av Tunna har blitt klassifisert til god. Her regnes klassifiseringen med en lav pålitelighetsgrad, og det er ingen kjemiske eller andre biologiske kvalitetselementer som underbygger tilstanden (Vann-nett 2020).

På bakgrunn av manglende kunnskap om elvas funksjon for ørreten i Glomma, ble det gjennomført en undersøkelse 15. september. Store deler fra munningen ut til Glomma og opp til Tunnfossen ble befart. På strekningen ble det opprettet fem el-fiskestasjoner hvor det også ble gjort en habitatvurdering (Figur 47). Basert på fisk som kvalitetselement, ble det gjort en vurdering av den økologiske tilstanden.



Figur 47: Kart over Tunna fra Tunndalen til utløpet i Glomma, med naturlig vandringsbarrierer og fem stasjoner.

Stasjon 1: UTM 32V 590101 6907528

Første stasjon ligger under Brubakken bru og ble ansett som det første hensiktsmessige stedet å gjennomføre el-fiske. Nedstrøms brua er det et stryk, og rett under er det et brekk med egnet gytehabitat med variert steinstørrelse. Strekningen er derimot kanalisert, og skjulmuligheter for fisk er først og fremst nærme land. Det ble el-fisket et areal på 115 m², men det ble ikke fanget fisk.



Figur 48: Stasjon 1 ved Brubakken bru. A: Rolig parti med glatt strøm oppstrøms brua. B: Skjulmuligheter nærme land i form av grovere substrat og overhengende kantvegetasjon. C: Gytesubstrat under brua og oppstrøms.

Stasjon 2: UTM 32V 589455 6910100

Andre stasjon ligger rett nord for Granenget og er i en av de første strykpartiene i Tunna. Denne delen av elva består av riflestrøm, har godt med vegetasjon på begge sider av elva, og substrat av større rullestein med gode skjulmuligheter for ungfisk. Det ble el-fisket et areal på 95 m², men ingen fisk ble fanget.

Stasjon 3: UTM 32V 588167 6912190

Tredje stasjon ligger like nord for sidebekken Tverråa, på østsiden av elva. Her er det jordbruk på vestsida av elva, hvor kantvegetasjon er fjernet, men på østsiden er det godt med vegetasjon langs elva. Elva er tydelig preget av tidligere utretting, og har dermed lite svinger som skaper variasjon. Overflaten er glatt og bunnsubstratet er svært variert bestående av en del større steiner som gir gode skjulmuligheter, men det er også substrat egnet for gyting. Det ble el-fisket 105 m² og fanget 1 ørret.



Figur 49: A: Stasjon 2, nord for Granenget, på østsiden av elva. B: Stasjon 3, på østsiden av Tverråa Gård.

Stasjon 4: UTM 32V 586624 6914126

Fjerde stasjonen ligger i innersvingen ved Vesleenget. Her er elva stri og har en del variert bunnsstrat med både stor stein (> 30 cm) og grus (2 – 12 cm). Det er godt med kantvegetasjon på vestsiden, men på østsiden er det nærmest fraværende. Et areal på 50 m² nærme land på østsiden ble el-fisket, men ingen fisk ble fanget.

Stasjon 5: UTM 32V 585471 6915912

Femte stasjon ligger rett nedenfor samløpet Lona og Tunna. Her består elva i hovedsak av stryk, men elva deles også i flere løp som skaper et variert habitat. Substratet varierer fra stor stein (> 30 cm) til sand i enkelte bakevjer (> 2 cm). Det er godt med kantvegetasjon på begge sider av elva. På østsiden ble det el-fisket et areal på 75 m², der to ørreter ble fanget. Tunnfossen (UTM 32V 582990 6915610) ligger tre km oppstrøms og har et fall på 15m som ble ansett som en absolutt vandringsbarriere for ørreten i Tunna.



Figur 50: A: Bilde av stasjon 4, ved Vesleenget. B: Bilde av stasjon 5, rett nedenfor samløpet med Lona. C: Tunnfossen (tre km oppstrøms stasjon 5), som ble antatt å være en absolutt vandringsbarriere.

Tabell 14: Fangst og estimert tetthet av ørret i Tunna i 2022. Hk.=habitatklasse, der A=allopatrisk populasjon og S=sympatrisk populasjon. Tall (0-3) angir substratets egnethet for ungfisk av ørret (se kapittel 6.3.6) R1, R2 og R3 angir fangst ved henholdsvis første, andre og tredje gangs overfiske. Estimert økologisk tilstand angir hvilken økologisk tilstand bekken oppnår ved å benytte Tabell 3 (se avsnittet om klassifisering). Anslått verdivurdering er vår subjektive vurdering stasjonenes betydning for ørret.

Stasjon			Fangst pr. runde									Estimert tetthet (ind./100 m ²)			Estimert økologisk tilstand	Anslått verdivurdering for ørret
			Totalt			0+			>0+			Totalt	0+	>0+		
Nr.	m ²	Hk.	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3					
1	115	A2	0												Svært dårlig	Liten verdi
2	95	A2	0												Svært dårlig	Liten verdi
3	105	A2	1									1.5			Svært dårlig	Liten verdi
4	50	A2	0												Svært dårlig	Liten verdi
5	75	A2	2			1			1			5.1			Svært dårlig	Liten verdi

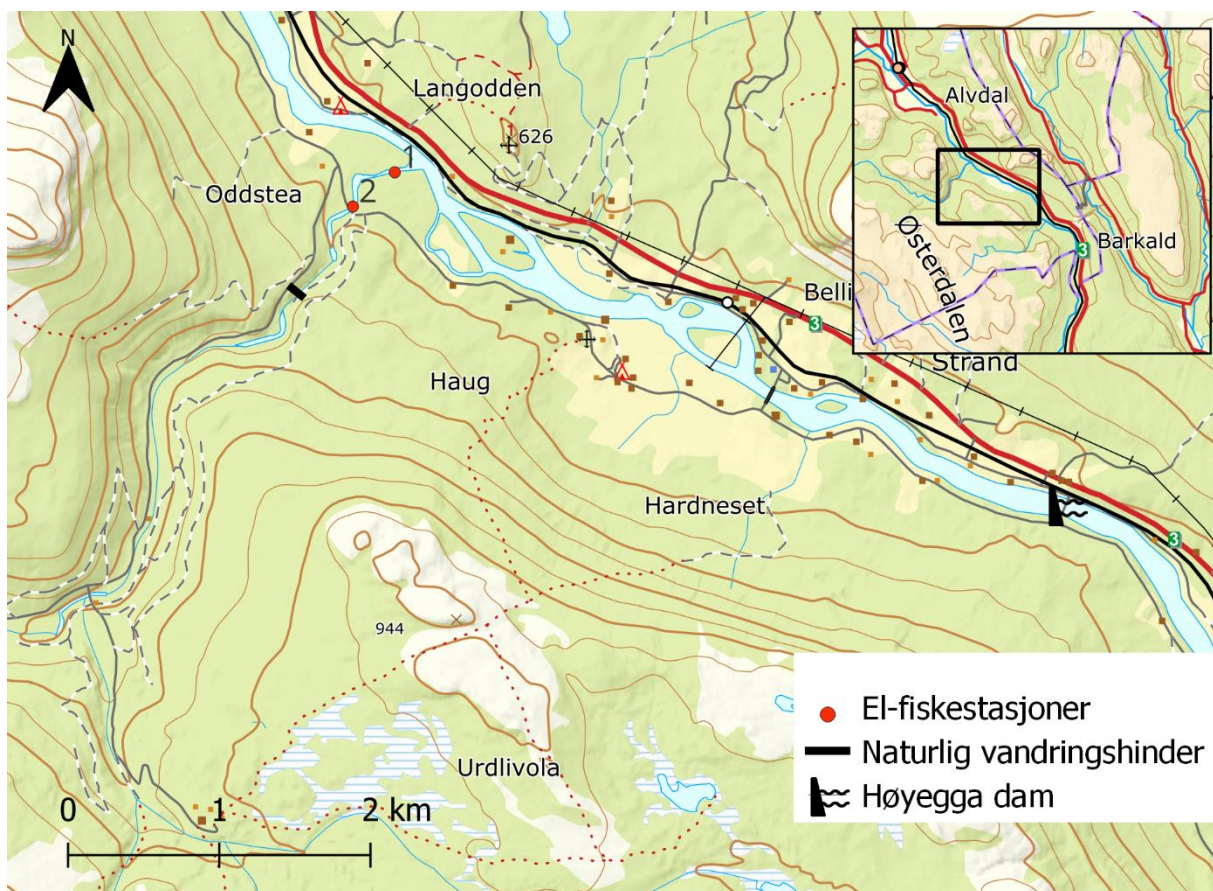
Vurdering

Tunna har en tre km lang elvestrekning som Glomma-ørreten kan vandre opp, med stort areal for gyte- og oppvekstområder. Ut ifra befaringen og kartleggingen, ser det ikke ut til at det mangler skjul og gytegrus. Likevel ble det fanget svært lite ørret. Klassifiseringen av økologisk tilstand med fisk som kvalitetselement, tilsvarer «svært dårlig». Dette samsvarer med en tidligere undersøkelse på ørrettettheten i Tunna (Håll m.fl. 2018). Uansett, klassifiseringen er utarbeidet for ørrettettheter i lavlandet, og må brukes med forsiktighet i høyreliggende bekker og elver, der elvene ofte er mindre produktive og tettheten kan være naturlig lave. For en helhetlig vurdering av økologisk tilstand burde andre kvalitetselementer brukes i tillegg. Undersøkelser på begroingsalger og bunndyr i 2018 har gitt «god» tilstand (Håll m.fl. 2018). Klassifiseringen basert på metaller har heller ikke indikert noen betydelig grad av forurensing (Løvik m.fl. 2012). Etter klassifiseringen skal det «verste-styrer-prinsippet» brukes ved bruk av flere kvalitetselementer (DV 2018), men klassifiseringen ved hjelp av yngeltettheter av ørret er svært usikre. Glommastrekningen mellom Alvdal og Tolga har lave tettheter av ørret (Qvenild 2008), noe som kan forklare også lave tettheter i Tunna, der det sannsynligvis vandrer opp lite gytefisk. Tunna er en relativt stor og bred elv, slik at bruk av håndholdt el-fiskeapparat gir nødvendigvis ikke et riktig bilde av ørrettetthetene. Antageligvis kan el-fiskebåt være en alternativ metode for å få et riktigere bilde av Tunna sin verdi for Glomma-ørreten. På bakgrunn av at det ikke sees noen store menneskeskapt påvirkninger i elva, som normalt ville påvirket yngeltetthetene, settes den økologiske tilstanden til «god». Etter veilederen har denne undersøkelsen, med bare ett års el-fiske, også bare lav pålitelighetsgrad (DV 2018).

4.4.4 Auma – el-fiske og habitatkartlegging

Auma er en ca. 25 km lang vestlig sideelv til Glomma i Alvdal kommune (nedbørsfelt: 132 km²). Elva har sitt utspring fra Aumskardet (1235 moh.) og sin munning til Glomma (472 moh.) like sørøst for Oddstea (Figur 51). Den blir klassifisert som klar og svært kalkfattig, men kunnskap om den økologiske tilstanden og elvas funksjon for fisken i Glomma er mangelfull (Vann-nett 2023). Større deler av elva renner gjennom et barskogspreget område, tilsynelatende lite preget av arealendringer.

En undersøkelse ble gjennomført 14. september for å vurdere elvas betydning for ørreten i Glomma. Strekningen fra elvas munning ut i Glomma og opp til antatt vandringshinder ble befart. To stasjoner for el-fiske og habitatkartlegging ble opprettet, og den økologiske tilstanden med fisk som kvalitetselement ble vurdert (Figur 51).



Figur 51: Kart over Glomma sør for Alvdal og nedre deler av Auma med el-fiskestasjoner og antatt vandringshinder.

Stasjon 1: UTM 32V 590893 6879963

Første stasjon ligger om lag 160 m oppstrøms utløpet til Glomma. Elva fremstår her som variert. Den preges av stryk, kulper, riflestrøm og glattstrøm. Det er en del varierende steinstørrelser, men overvekt av grus i 2 - 12 mm, som utgjør et godt gytehabitat sammen med gunstige hydrologiske forhold. Det er godt med kantvegetasjon, og skjulmuligheter ble vektet til moderat ($S = 4.33$). Et areal på ca. 180 m² ble el-fisket, men kun 2 steinsmett ble observert.

Stasjon 2: UTM 32V 590616 6879737

Andre stasjon ble opprettet rett nedenfor brua ved Urliveien. Her er elva noe preget av erosjonssikring og vegbyggingen. Kantvegetasjonen er uansett intakt, og det er godt med skjul i form av større steiner (> 30 mm). Denne strekningen er i hovedsak preget av strykpartier, og har tilsynelatende gode habitater for ørret. Én el-fiskerunde på 75 m² resulterte derimot ikke i fangst.

Vandringshinder UTM-32V 590245 6879180

Omtrent 1 km oppstrøms fra munningen ut til Glomma, ble det registrert et stryk med flere fossefall. Det første fossefallet er trolig for høyt for passering (> 3 m), og kulpen frem til neste fall er trolig for kort til å kunne passere neste foss. Fallene utgjør sannsynligvis en absolutt en vandringsbarriere.



Figur 52: A: Stasjon 1, sett oppstrøms ca 160 m ovenfor munningen ut i Glomma. B: Stasjon 2, rett nedenfor brua ved Urliveien. C: Første antatte vandringshinder, 1 km oppstrøm munningen ut til Glomma.

Vurdering

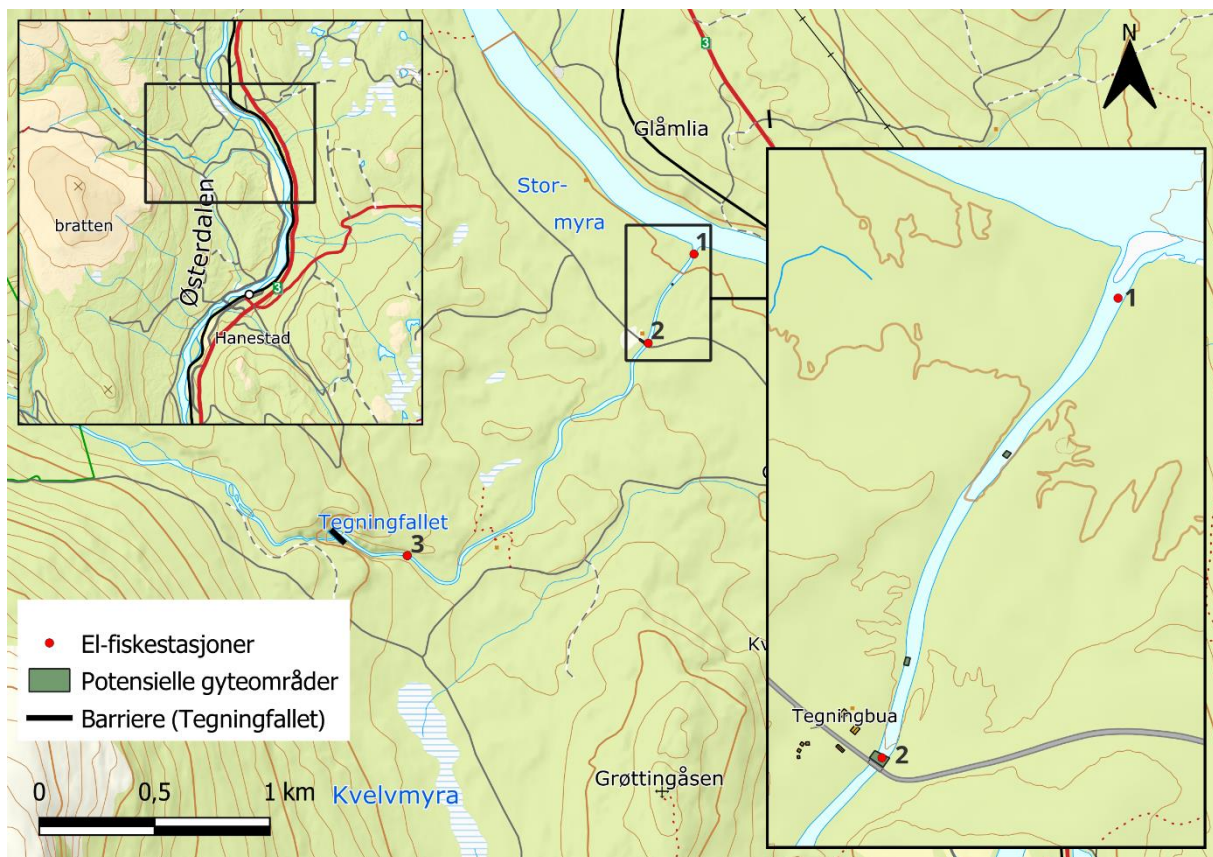
Strekningen som ble befart i Auma er lite preget av menneskelige arealendringer, men det er utført erosjonssikring ved brua. I den resterende strekningen består elva i hovedsak av naturgitt variasjon. Aumas vandringsførende strekning for Glomma-ørreten ser ut til å kun være på én km. Dette skyldes den naturlige vandringsbarrieren som fossefallene utgjør.

Det ble ikke fanget ørret under el-fiske, og det er usikkert hvorfor ørret var fraværende i stasjonene som ble el-fisket. Den økologiske tilstanden, med tettheter av ørretyngel som kvalitetselement, tilsvarer derfor «svært dårlig» tilstand. Som tidligere nevnt, burde klassifiseringen ved hjelp av ungfisktettheter i høyreliggende innlandsvassdrag brukes med forsiktighet. Trolig skyldes det ikke manglende skjul- og gytemuligheter, men heller fravær av gytefisk som vandrer opp i elva. Etter hva vi kjenner til, finnes det ikke andre biologiske og kjemiske målte parametere for å kunne si noe mer om den økologiske tilstanden. Etersom det kun foreligger ett år med el-fiske, og elvas opprinnelige naturtilstand er ukjent, må pålitelighetsgraden anses som lav (DV 2018). Vi finner det derfor mest riktig å sette tilstandsklassen til «**god**».

4.4.5 Tegninga – el-fiske og habitatkartlegging

Tegninga er en vestlig sideelv til Glomma (nedbørsfelt: 89 km²), som har sitt utspring fra fjellvannet Søndre Tegningstjønnan (969 moh.) i Alvdal kommune, og sitt utløp i Glomma, like nord for Grøtægga (396 moh.) i Rendalen kommune (Figur 53). I 1993 ble elva vernet for sine naturverdier, hovedsakelig pga. urørt natur, men også for sine kulturminner og betydning for friluftsliv (NVE 2022). Fra utløpet er det en elvestrekning på ca. 2.5 km opp til fossen Tegningfallet, som er en naturlig vandringsbarriere for fisk, i et parti der elva renner gjennom et dypt gjel. Elva er klar og svært kalkfattig, og den økologiske tilstanden basert på alger og bunnfauna har blitt klassifisert til god/ svært god (Vann-nett 2018).

På bakgrunn av elvas ukjente funksjon for ørreten i Glomma ble det gjort en undersøkelse 14. september. Det ble opprettet tre stasjoner for el-fiske og habitatkartlegging (Figur 53).



Figur 53: Kart over Tegninga og de tre el-fiskestasjonene, som også ble habitatkartlagt. Registrerte potensielle gyteflekker kan skimtes som små grønne flekker mellom 1. og 2. stasjon. Fossen ved Tegningfallet utgjør en naturlig barriere.

Stasjon 1: UTM 32V: 598843 6863162

Første stasjon ligger ca. 40 m oppstrøms utløpet til Glomma. Det er godt med kantvegetasjon og strekningen består i hovedsak av glatt strøm. Det kan se ut til at nedre deler er noe preget av tømmerfløtedrift, der elva er forholdsvis rett og blokksteiner er fraværende. Vektet skjulverdi for de to transektene ble på 10.5, noe som indikerer mye skjul. Det ble gjennomført én el-fiskerunde over et areal på 150 m², noe som kun resulterte i 2 observerte steinsmett. Ingen ørreter ble fanget.

Stasjon 2: UTM 32V 598636 6862777

Andre stasjon ligger i en kulp, like nedstrøms brua ved Tegningbua. Strekningen varierer mellom stryk og kulper med glatt overflate. Bra med gytegrus i kulpen nedenfor brua, men sparsomt med kantvegetasjon. En vektet skjulverdi på 6.5 tilsier middels skjulforhold. Et areal på 60 m² ble el-fisket, men ingen fisk ble observert etter én runde el-fiske.



Figur 54: A: Stasjon 1, sett oppstrøms ca. 40 m fra utmunning til Glomma. B: Stasjon 2, rett nedstrøms brua.

Stasjon 3: UTM 32V 597591 6861856

Tredje stasjon ble opprettet ca. ca. 350 m nedstrøms Tegningfallet. Fra utløpet til stasjonen er det i overkant av 2 km. Stasjonsstrekningen ligger i et djupt juv, som er lite preget av menneskelige arealendringer. Elva varierer her mellom stryk og kulper. Skjulverdien ble vektet til 4.7, noe som er rett under middels skjulverdier. Det er rikelig med kantvegetasjon og blokkstein, men det ble ikke fanget eller observert fisk under el-fiske (areal: 55 m²).

Tegningfallet UTM 32V: 597285 6861951

Tegningfallet ligger om lag 2.5 km oppstrøms fra munningen. Fossefallet er ca. 20 m høyt, og kulpen nedenfor utgjør dermed et absolutt slutt punkt for fisk som kommer nedstrøms fra.



Figur 55: A: Stasjon 3, sett nedstrøms, omtrent 2.15 km oppstrøms munningen til Glomma. B: Tegningfallet, ca 2.5 km oppstrøms fra munningen ut til Glomma.

Vurdering

Tegninga er en elv som bærer preg av menneskelige påvirkninger, der den naturlige variasjonen fremstår intakt. Økologisk tilstand basert på yngeltettheter ble likevel estimert til «svært dårlig», ettersom det ikke ble funnet ørret. Ingen flaskehalsen skulle tilsi fravær av ørret, siden det jevnt over fremstår som at strekningen har tilstrekkelig med skjul- og gytemuligheter.

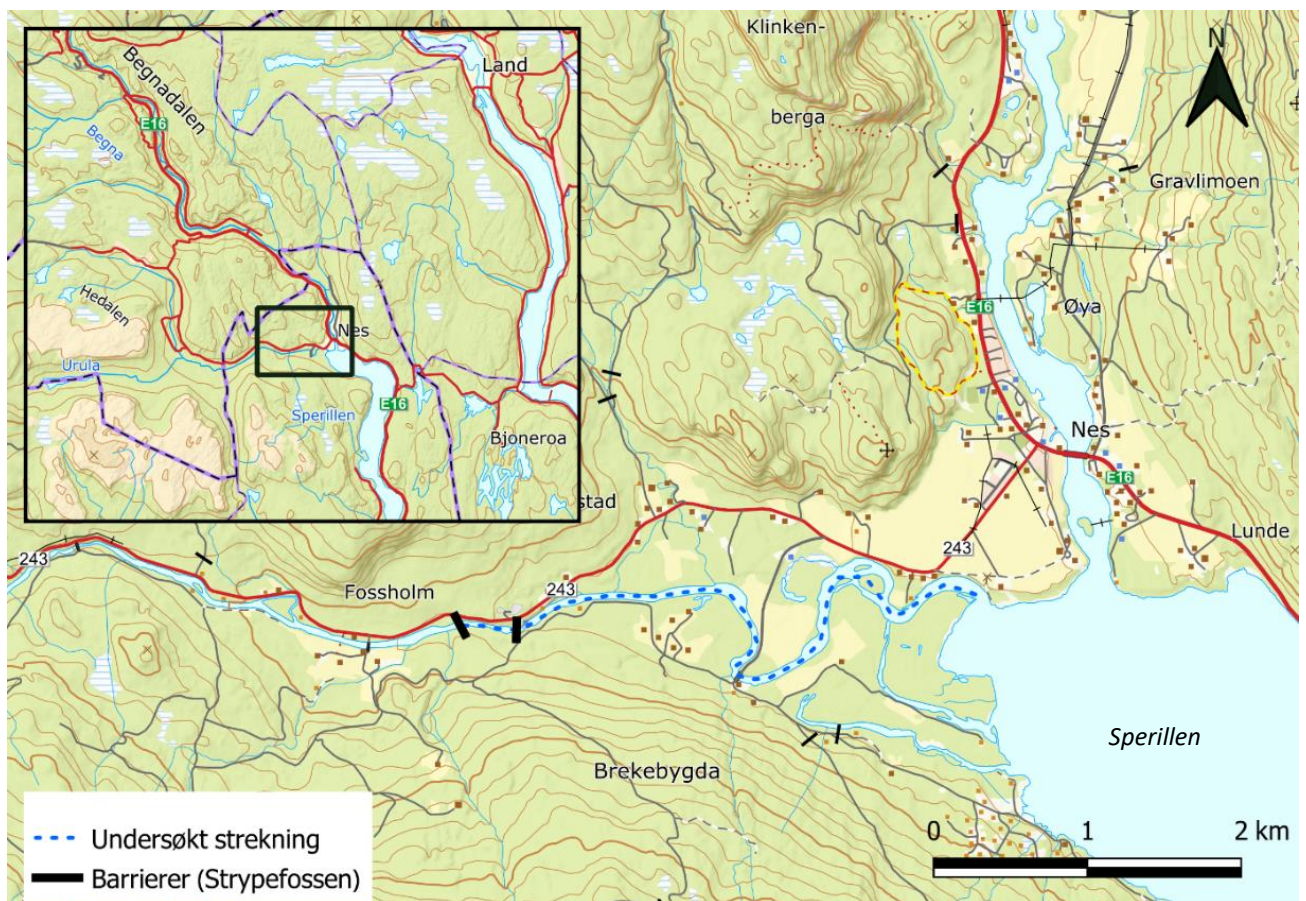
NINA gjennomførte el-fiske i tre stasjoner i Tegninga i 2018 og 2020. I 2018 ble det i de tre stasjonene til sammen fanget 9 årsyngel og 10 eldre årsklasser av ørret. I 2020 ble det kun fanget 11 eldre årsklasser av ørret i de samme stasjonene. I tillegg ble det registrert flere steinsmett og én harr i disse årene (Vannmiljø 2023). For 2018 og 2020 gir dette en omtrentlig total gjennomsnittstetthet på henholdsvis 12 og 6 ørreter per stasjon. Fangstene til NINA tyder på at ørreten gyter i elva.

Andre kvalitetselementer som påvekstalger, bunnfauna og kjemi tilsier «god» til «svært god» tilstand. Det er derfor god grunn til å tro at den økologiske tilstanden basert på yngeltettheter er svært usikker. Som nevnt i undersøkelsene i Auma og Tunna, er det trolig lave eller helt fravær av oppvandrende gyteørret som kan forklare resultatene av yngeltetthetene. Tegningas anslåtte verdi for ørreten i Glomma vurderes som liten/middels.

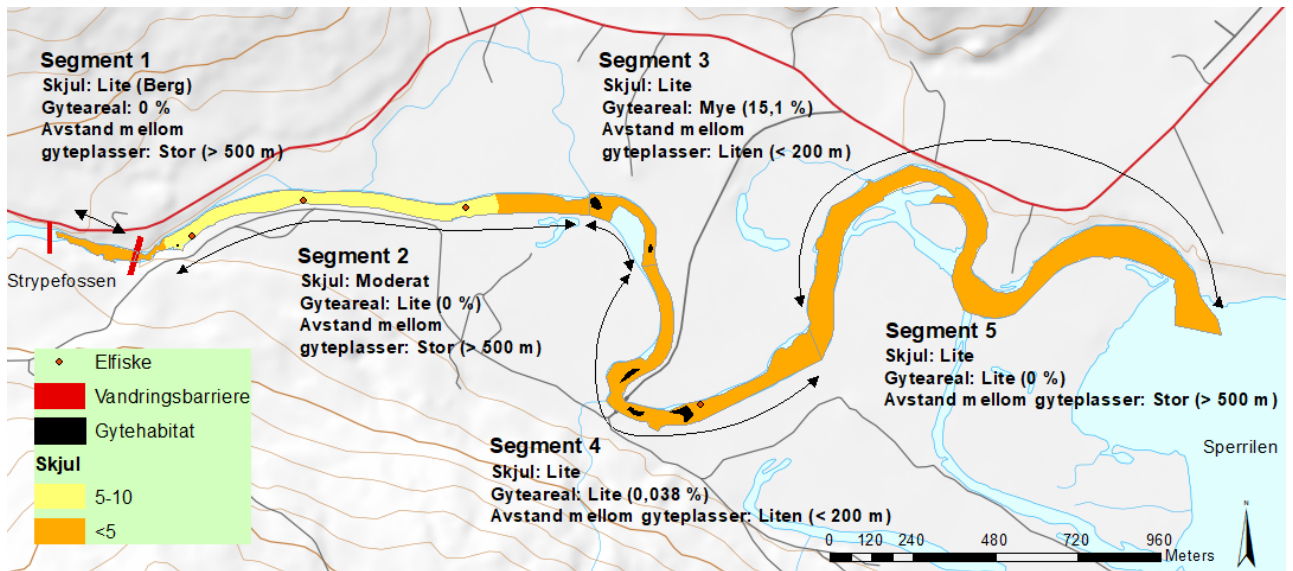
4.4.6 Urula – el-fiske og habitatkartlegging med hjelp av miljødesign

Urula er et vernet sidevassdrag til Begna, som kommer fra Hedalen og munner ut i Sperillen (nedbørsfelt: 623 km², Figur 56). Sperillen har et artsrikt fiskesamfunn, med blant annet en bestand av storørret av svært stor verdi (Gladsø m.fl. 2020). Den økologiske tilstanden i elva basert på påvekstlger og kjemi har blitt klassifisert som «god» til «svært god», men det er manglende kunnskap om Urulas verdi for storørreten i Sperillen. Formålet med denne undersøkelsen var derfor å kartlegge gyte- og oppvekstområde for mulig oppvandrende ørret. Det ble gjennomført el-fiske og kartlegging av substrat, skjul, gytehabitat og vandringshindre i Urula 19. mai og 12. oktober 2022. Drone med polariseringsfilter ble brukt for å lete etter gytefisk, men også for å kartlegge skjul- og gytemuligheter der det ikke var praktisk mulig å gjennomføre målinger i vadere.

Med utgangspunkt i «Håndbok for miljødesign i regulerede laksevassdrag», ble elvestrekningen fra Strypefossen ned til utløpet i Sperillen delt opp i fem segmenter (Figur 57, Forseth & Harby 2013). Her ble det gjennomført 48 skjulmålinger og 16 substratmålinger. Et tilfeldig utvalg av fire stasjoner fordelt på elvestrekningen ble el-fisket.



Figur 56: Kart over nedre deler av Urula og nordre deler av Sperillen, i Ringerike kommune. Strekningen opp til Strypefossen ble undersøkt 19. mai og 12. oktober 2022.



Figur 57: Oversikt over kartlagt strekning i Urula, fra Strypefoss til utløpet i Sperillen. Strekningen ble delt opp i fem segmenter, og det ble kartlagt skjul for ungfisk, gytehabitat og vandringsbarrierer.

Segment 1 UTM-32 6713409 550500 – 6713370 550780

Det ble registrert to fossefall med avstand på 260 m og fall på henholdsvis 6 m og 7 m (Figur 53). Om ikke den nederste fossen er umulig for fisken å passere, anses den øverste som en absolutt vandringsbarriere (Figur 54 A & B). Strekningen mellom fossene ble inndelt som ett eget segment (segment 1), og består i hovedsak av kulper og kvitstryk. Det ble ikke gjort funn av gyteområder, og skjulmuligheter for ungfisk ble ansett som lite. Dette skyldes at strekningen består av mye berg. Hvis det skulle komme opp gytefisk forbi den første fossen, vil det sannsynligvis være en bestandsregulering i både yngel- og parrstadiet etter klassifiseringen. Her er både gytehabitat og skjulmuligheter begrensende faktor, og produksjonen av ørret er trolig lav (Forseth & Harby 2013).



Figur 58: I bilde til venstre er øverste foss med fall på 7 m og i bilde til høyre er nederste foss med fall på 6 m.

Segment 2 UTM-32 6713370 550780 – 6713628 552100

Segment 2 er et strekke på 1300 m og tilhører elveklassen «stryk», med noe innslag «glatt» strøm. Segmentet har substrat bestående av mye stor stein (omtrent 100 % over 30 cm) i de 100 meterne nedenfor fossen. Herfra er det en gradientovergang fra et substrat som i hovedsak

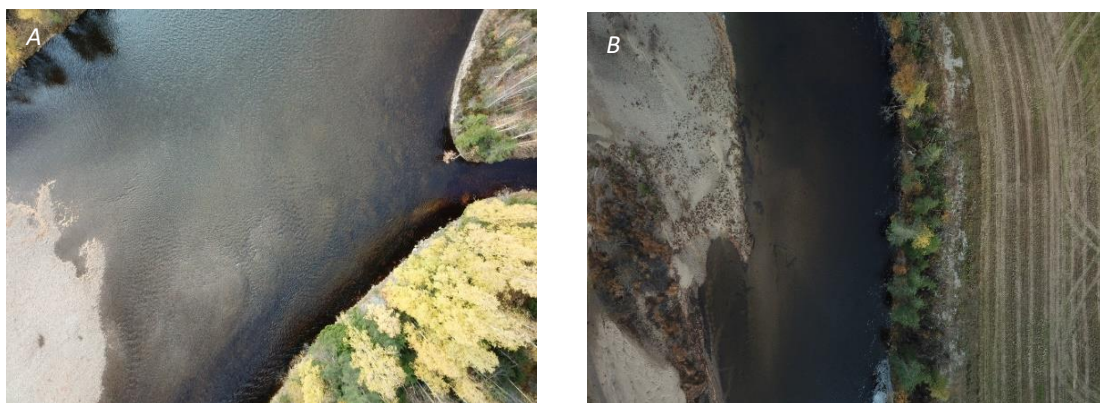
består av størrelsesorden 12 - 29 cm, til et noe finere substrat (2 - 12 cm). Dette gjenspeiler seg også i skjulmulighetene, siden det er mye skjul øverst i segmentet og gradvis mindre lengre ned i elva. Gjennomsnittlige målinger tilsier lite gytehabitat. Kun et lite område (11 m²) ble registrert som mulig gytehabitat (Figur 55 A & B). Det ligger også i stor avstand til andre gyteområder (Figur 53). Her vil gytemuligheter være begrensende faktor, bestandsreguleringen vil sannsynligvis være i yngelstadiet, og produksjonen av ørret er lav etter klassifiseringen (Forseth & Harby 2013).



Figur 59: A: Potensielt gyteområde registrert i segment 2. B: Utføring av skulmålinger i segment 2.

Segment 32 UTM-33 6713628 552100 – 6713492 552256

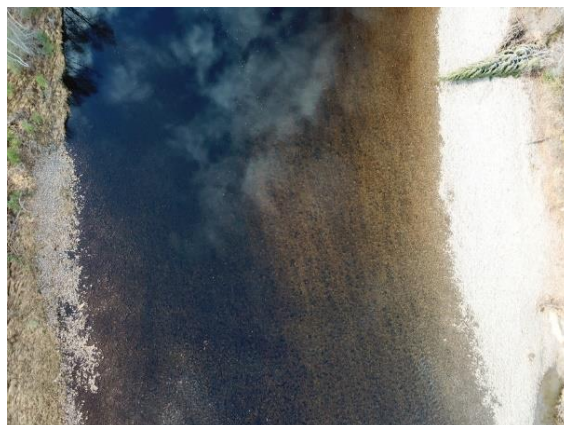
Samløpet Urula og Leira er starten på segment 3, en strekning på 250 m. Skjultmålingene tilsier at skjul for ungfisk nærmest er fraværende. Her ble det registrert mye substrat i størrelsesorden 2 - 12 cm (70 %). To mulige gyteområder ble registrert, som utgjør en stor andel av segmentet (15.1 %). Det er også liten avstand mellom gyte plassene. Det tilsier mye gytehabitat etter klassifiseringsveilederen. Skjultilgang vil være en begrensende faktor, og sannsynligvis vil bestandsreguleringen være på yngelstadiet. Klassifisering av elvesegmentets produktivitet for ørret tilsier moderat produktivitet (Forseth & Harby 2013).



Figur 60: A: Oversiktsbilde av et brekk med potensielt gyteområde i segment 3, like ved samløpet av bekken Leira. B: Oversiktsbilde av segment 3 i nedre del.

Segment 4 UTM-32 6713492 552256 – 6713257 552722

Segment 4 er en strekning på 800 m og starter ved et markant skille i strømhastigheten, hvor elveklassen «glatt» dominerer. Her var det ikke mulig å gjennomføre skjulmålinger med vadere på grunn av dybden i elva, men det ble derimot flydd drone for å kartlegge. Ut ifra bildene og observasjoner fra befaringen så dette segmentet ut til å bestå i hovedsak av substrat mindre enn 12 cm og ha lite skjulmuligheter i form av større stein. Tre potensielle gytehabitat ble observert, men det utgjør et lite areal av det totale segmentarealet. Liten avstand mellom gyteplassene tilsier «moderat» gytehabitat etter klassifiseringen. Her blir skjulmulighetene regnet som den begrensende faktor. Sannsynligvis vil bestandsreguleringen foregå både i yngel- og parrstadiet, og produktiviteten blir dermed regnet som lav (Forseth & Harby 2013).



Figur 61: Oversiktsbilde av segment 4 i nedre deler.

Segment 5 UTM-32 6713257 552722 – 6713629 553779

Segment 5 er en strekning med meandrerende elv der strømhastigheten er lav og elveklassen «glatt» dominerer. Her var det heller ikke mulig å gjennomføre skjulmålinger med vadere på grunn av dybden i elva, men det ble derimot flydd drone for å kartlegge. Ut ifra bildene og observasjoner fra befaringen, så dette segmentet ut til å bestå i hovedsak av fint substrat (< 2 cm), noe som er å forvente i meandrerende elvedeltaer. Substratet og strømhastigheten gjør segmentet uegnet til gytehabitat, og gir lite skjul til ungfisk. Produksjonen i dette område kan regnes som lav for ørret (Forseth & Harby 2013).

Tabell 17: Fangst og estimert tetthet av ørret i Urula, 12.10.2022. Hk. =habitatklasse, der A=allopatrisk populasjon og S=sympatrisk populasjon. Tall (0 - 3) angir substratets egnethet for ungfisk av ørret (se kapittel 6.3.6). R1, R2 og R3 angir fangst ved henholdsvis første, andre og tredje gangs overfiske. Estimert økologisk tilstand angir hvilken økologisk tilstand bekken oppnår ved å benytte Tabell 3 (se avsnittet om klassifisering). Anslått verdivurdering er vår vurdering av stasjonens betydning for ørret.

Stasjon			Fangst pr. runde									Estimert tetthet (ind./100 m ²)			Estimert økologisk tilstand	Anslått verdivurdering for ørret
			Totalt			0+			>0+							
Nr.	m ²	Hk.	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	Totalt	0+	>0+		
1	108	A1	1			1			0			2.1	2.1	0.0	Svært dårlig	Liten verdi
2	120	A2	0						0						Svært dårlig	Liten verdi
3	105	A2	2			0			2			2.7	0.0	2.7	Svært dårlig	Liten verdi
4	168	A1	2			1			1			2.3	1.3	1.0	Svært dårlig	Liten verdi

Vurdering

Den antatte naturlige vandringsbarrieren, Strypefossen, gjør at tilgjengelig elveareal i Urula er på 4.6 km for ørret som vandrer opp fra Sperillen. Store deler av denne elvestrekningen består av meandrerende elv med lav vannhastighet og mye finsedimenter (segment 5). Mye finsedimenter skaper få skjulmuligheter og gjør at området er dårlig egnet for ørretgyting. Sannsynligvis har dette segmentet liten funksjon for produksjon av ørret. Det blir gradvis høyere strømhastighet og økende dominans av større stein oppover i vassdraget. I segmentene 3 og 4 er det stein i en størrelsesorden som egner seg for gyting, men fortsatt ikke er stor nok for gunstige skjulmuligheter. Skjulmulighetene øker i segment 2 med økende størrelse på stein, men her er det igjen manglende gytegrus. Segment 1, øverste parti av elvestrekningen, anses som nærmest uegnet for produksjon av ørret. Det er tilsynelatende få menneskelige inngrep, men i segment 2 er det et avstengt sideløp. Sideløpet kan være et viktig område for produksjon av ørret, og det er usikkert hvordan denne avsnøringen har påvirket produksjonsforholdene. Ut ifra kartleggingen med miljødesign er det segment 2 og 3 som egner seg best for ørretproduksjon, et areal på totalt 6800 m². Likevel regnes ikke produksjonen her som noe mer enn lav til moderat, og det er trolig en flaskehalseffekt i både gytehabitat og skjul for ungfisk.

Under el-fiske ble det registrert svært lave tettheter av ørret i de fire stasjonene, med en total gjennomsnittstetthet på 1.8 ungfisk per 100 m². Dette tyder på at Urula har en svært lav produksjon av ørret. En undersøkelse med et enkelt el-fiske i 1989 viste derimot høyere tettheter (13 ørret på 100 m²). Det ble konkluderte den gang med at Urula var en viktig gyteelv for ørreten i Sperillen (Enerud & Granås 1991). Norum m.fl. (2016) konkluderte med at introduksjonen av gjedde har hatt en sterk negativ effekt på ørretbestanden i Sperillen. Predasjon fra gjedde har derfor trolig medført en reduksjon i antall gyteørreter, som igjen har medført lav yngeltetthet i Urula. Ved dronekjøring over antatt gytehabitat i oktober ble det ikke funnet gytefisk i det hele tatt.

Det er en elvestrekning på ca 2.4 km, fra Strypefossen til ca 300 m nedstrøms brua ved Urulaveien, som er egnet som produksjonsområde, med lav til middel produksjon. Både gytehabitat og skjulmuligheter blir ansett som en flaskehals, men det er nærliggende å tro at tetthetene av ørret er vesentlig påvirket av predasjon fra gjedde. Basert på den tidligere undersøkelsen fra 1991 og utsagn fra lokale fiskere, tyder det på at det er Urula storørreten i Sperillen tidligere har benyttet. Derfor vurderes Urula til en «viktig» gyteelv, til tross for svært lave tettheter i 2022. Den økologiske tilstanden settes til «god», med liten grad av menneskeskapte inngrep.

Tiltak

Avstenging av sideløpet kan hatt en negativ påvirkning på rekrutteringen og burde undersøkes nærmere. For eventuell åpning kan steinvollen øverst i sideløpet fjernes, slik at det blir en gjennomstrømning fra hoved-løpet i Urula.

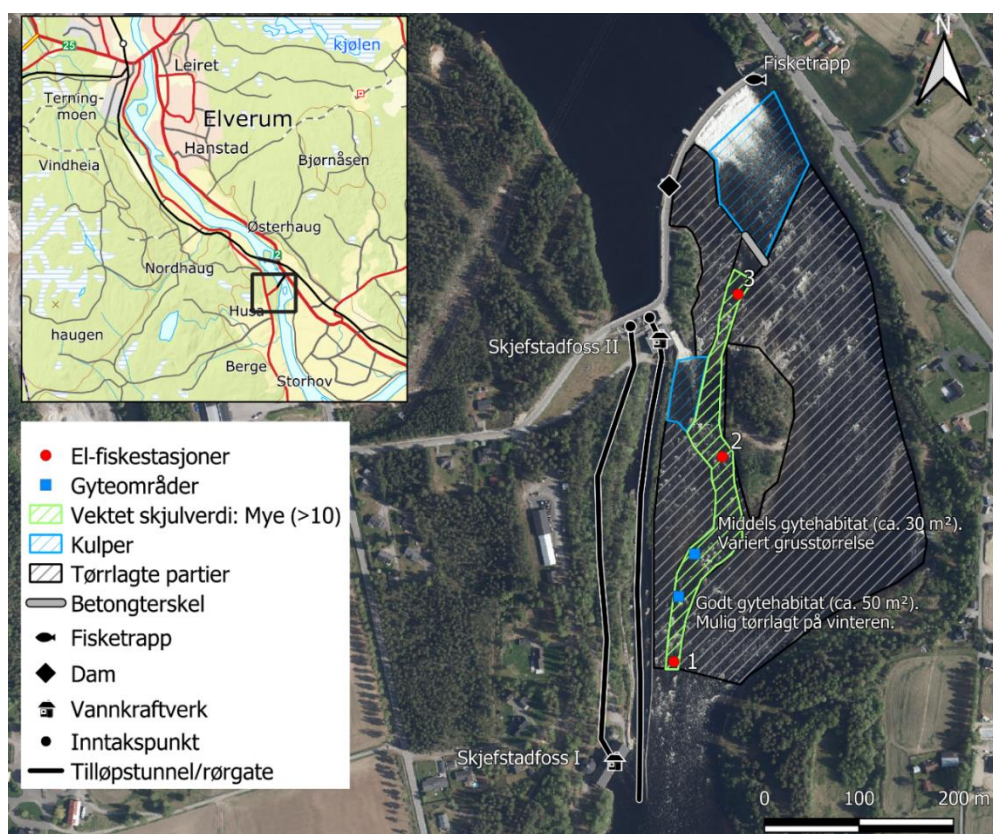


Figur 62: Satellittbilde over Urula ved Strypefossen, med avstengt sideløp og steinvoll (hvit sirkel).

4.4.7 Skjefstadfossen – Vurdering av minstevannstrekningen og oppvandring av fisk

Skjefstadfoss kraftverk, beliggende omtrent 6 km sør for Elverum sentrum, er et av mange elvekraftverk i Glomma. Kraftverket ble ferdigstilt i 1910 og er blant de eldste kraftverkene i Norge som fortsatt er i kommersiell drift. Skjefstadfoss kraftverk er eid av Østerdalen Kraftproduksjon AS (ØKAS), men Hafslund Eco er operatør. Kraftverket har senere fått tre utvidelser, og består i dag av to kaplanturbiner, fire francisturbiner, én bunnluke, syv klappeluker og en årsproduksjon er på 139 GWh (Hafslund 2023). Utløpsvannet fra kraftverket blir ført gjennom en avløpskanal på vestsiden av elveleiet og munner ut ca. 500 m nedenfor dammen (Figur 63). Det er ikke pålegg om minstevannføring i det gamle elveleiet, men hele året slipper ØKAS vann på denne strekningen på frivillig grunnlag, i tillegg til at det slippes vann i fisketrappa. Det er forsøkt å føre oppvandrende fisk gjennom en gravd kanal i det gamle elveleiet og forbi dammen gjennom en fisketrapp på østsiden, under damkronen (Figur 63, 66 & 67 B). Fisketrappa er en kulpetrapp, bestående av 24 kulper, hvor det i 2020 ble installert en automatisk fisketeller for registrering av opp- og nedvandring av fisk. Rett nedenfor fisketrappa er det også bygd en dam av betong, sannsynligvis for å øke vanddekt areal (Figur 63). Likevel blir et areal på 0.12 km² periodevis tørrlagt og det er usikkert hvor godt den fiskeførende kanalen fungerer (Figur 63 & 65).

Sett i et større perspektiv, er mange av strykpartiene i Glomma gått tapt ved utbyggelsen av vannkraftverk. Dette er partier som trolig var viktige gyte- og oppvekstområder for både ørret og harr (Kraabøl & Nashoug 2010, Qvenild 2008). Kartlegging av de resterende områdene blir derfor vektlagt, hvor det vurderes enkle tiltak for å bedre det økologiske potensialet.



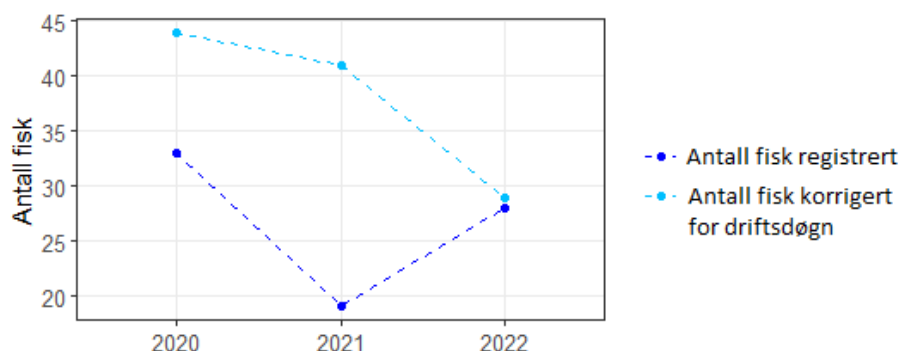
Figur 63: Satellittbilde over Skjefstadfossen med lokasjon for kraftstasjon, demning, inntakspunkt, tilløpstunnel/rørgate, avløpskanal, fisketrapp og kartlagt område 2022.

I minstevannstrekningen ved Skjefstadvossen kraftverk ble det gjennomført el-fiske og habitatkartlegging 02.08.2022. Det ble lagt hovedvekt på skjulforhold og substratsammensetning for å kunne si noe om flaskehals for fisk i minstevannstrekningen (Forseth & Harby 2013). I tillegg ble det gjort en vurdering på hvor godt fisketrappa og kanalen kan lede fisk forbi kraftverket. Oppgangsdata fra fisketrappa i 2020, 2021 og 2022 ble innhentet fra Hafslund. Nedvandringssløsning ble ikke vurdert i denne undersøkelsen.

Totalt ble det fanget 4 ørret, 4 harr, 14 laue, 1 mort, 1 steinsmett og 1 lake ved el-fiske (Tabell 18). Ørret og harr varierte i lengde mellom 170 og 330 mm. Individtettheter av ørret per 100 m² ble estimert til 2.9 ved stasjon 1, 0 ved stasjon 2 og 1.9 ved stasjon 3. Ved bruk av veilederen for økologisk tilstandsklassifisering ble den økologiske tilstanden i den utgravde kanalen estimert til «god» ved stasjon 1, mens i stasjon 2 og 3 ble den «moderat». Dette med forbehold om sympatrisk og stasjonær bestand (Tabell 18 & 3).

Skjulmuligheter i kanalen ble vektet til mye (> 10), sett bort ifra den oppdemte dammen på nedsiden av trappa og bunnluka hvor det nærmest utelukkende er berg (Figur 66). I hovedsak består bunnssubstratet av større rullestein (> 30 cm). To områder ble registrert med gytegrus, men dette var svært hardpakket (Figur 66 B).

I 2020 ble det i fisketrappa registrert et antall på 33 fisk i perioden 10.06 til 09.11 (driftsdager: 137). I 2021 var trappa åpen fra 06.07 til 13.10, hvor det ble registrert 19 fisk på 84 driftsdager. 28 fisk ble registrert i perioden 12.04 til 19.10 2022 (driftsdager: 179, Figur 64).



Figur 64: Antall registrert oppvandrende fisk i fisketrappa ved Skjefstadvossen (blått), og antall fisk korrigert for antall driftsdøgn (lyseblått).

Tabell 18: Total fangst av fisk under el-fiske ved Skjefstadvossen, 02.08.2022. Hk. =habitatklasse. R1, R2 og R3 angir fangst ved henholdsvis første, andre og tredje gangs overfiske. Anslått verdivurdering er vår vurdering av stasjonens betydning for ørret.

Stasjon				Fangst pr. runde			Estimert tetthet (ind./100 m ²)			Anslått verdivurdering for ørret
				Totalt	0+	>0+	Totalt	0+	>0+	
Nr.	m ²	Hk.	Art	Runde 1	R1	R1	Totalt	0+	>0+	
1	100	H2 S	Ørret	1	0	1	2.9	0	2.9	Moderat
2	200	H2 S	Ørret	0	0	0	0	0	0	Liten
2	200	H2 S	Harr	4	0	4	2	0	2	
3	250	H2 S	Ørret	3	0	3	1.9	0	1.9	Moderat
3	250	H2 S	Laue	14						
3	250	H2 S	Mort	1						
3	250	H2 S	Steinsmett	1						
3	250	H2 S	Lake	1						



Figur 65: Dronebilde tatt omtrent 500 m nedstrøms dammen. I venstre del av bilde ser man avløpskanalen som fører vannet som kommer fra kraftverket. Høyre del av bildet viser minstevannstrekningen.



Figur 66: Dronebilde av dammen i minstevannstrekningen, rett nedenfor fisketrappa. I høyre del av bilde går den utgravde kanalen.



Figur 67: A: Bilde av dammen i minstevannstrekningen hvor det lekker vann. B: Bilde av fisketrappa på østsiden, like under damkronen. C: Dronebilde tatt 500 m nedenfor dammen. D: Dronebilde av nedre deler i minstevannstrekningen, med gytehabitat tegnet i rødt.

Vurdering

Den utgravde kanalen i minstevannstrekningen ble vurdert til å ha et egnet habitat for ørret og harr. Det er gode skjulmuligheter og noe tilgjengelig gytegrus, som kan fungere som et potensielt gyte- og oppvekstområde for artene. Det er usikkert hva de lave tetthetene av årsyngel skyldes.

Dersom man tar utgangspunkt i klassifiseringsveilederen, tilsier tilstanden i kanalen at denne skal settes til moderat til god. Grunnet fravær av årsyngel, og fordi fangsten sannsynligvis bestod av vandrende fisk, blir kanalen også vurdert til å være i en «svært dårlig» tilstand. Tetthetene burde forventes å være høyere, ettersom vannføringen ved naturlig tilstand er langt større. I dag konsentreres fisken naturligvis i resterende elveløp hvor det blir tilført vann. Det er usikkert hvor godt kanalen og fisketrappa fungerer for å føre fisk forbi demningen.

Tallene fra fisk som er registrert i trappa, blir ansett å være svært lave. Foreløpige forklaringer er at det er svært lite fisk som vandrer, eller at kanalen og fisketrappa som fører fisk, fungerer svært dårlig. Ved sammenligning av nyere års oppgangstall fra Strandfossen, som ligger ca. 11 km lengre oppstrøms, er det registrert opptil ti ganger så mye fisk. Oppgangstallene fra Braskereidfoss kraftverk, som ligger ca. 19 km lenger nedstrøms Skjefstadfossen, viser derimot en relativt lik og lav oppvandring. Merke-gjenfangstundersøkelser av fisk fanget i fisketrappene, har tidligere påvist omfattende fiskevandring mellom kraftverkene i Glommavassdraget, både oppstrøms og nedstrøms (Kraabøl, M. & Nashoug O 2010, Qvenild 2008, Qvenild og Linløkken 1989, Linløkken 1987). I Skjefstadfoss kraftverk har det eksempelvis blitt gjenfanget ørret merket i

Braskereidfoss kraftverk og i Strandfossen kraftverk (Qvenild og Linløkken 1989, Qvenild 2008). Ørret merket i Skjefstadfoss kraftverk har også blitt gjenfanget i Strandfossen kraftverk. I tillegg er det blitt registrert gjenfangster så langt sør som Norsfossen i Kongsvinger (Qvenild 2008). Av den større gytefisken (> 40 cm) som ble merket i Skjefstadfossen, var det en relativt liten andel som ble gjenfanget i Strandfossen. Det er derfor antatt at det ligger noen viktige gyte- og oppvekstområder for ørret mellom Skjefstadfoss kraftverk og Strandfossen kraftverk, antageligvis ved Prestfossen og Klokkerfossen (Linløkken 1987). Strekingen mellom Braskereidfossen og Skjefstadfossen er oppdemt og stilleflytende, noe som innebærer at de opprinnelige strykpartiener mangler. Ifølge Qvenild (2008) skal det i tillegg være en betydelig andel predatorer på denne strekingen, og dermed er denne strekingen mindre egnet for ørret, særlig for mindre individer. Det er derfor nærliggende å tro at de lave ungfisktetthetene ved Skjefstadfossen gjenspeiles av et ugunstig habitat i den stilleflytende strekingen ned mot Braskereidfossen. Lave oppgangstall i Skjefstadfossen kan trolig også sees i lys av de lave oppgangstallene fra Braskereidfossen og forholdene i den stilleflytende strekingen. Dette kan indikere at det er få individer som vandrer, men det kan heller ikke utelukkes at fisketrappen fungerer dårlig. Det må også tas i betraktning at det er en del mangler i oppgangsdataene, og at disse derfor er usikre.

Dammen nedenfor fisketrappa ble trolig bygd for å øke vannspeilet i minstevannstrekingen, men den blir i dag ansett å ha negativ effekt på fiskevandringen. En begrenset strømhastighet, med nærmest stillestående vann, kan gjøre det vanskelig for fisken å finne frem til trappa. Bunnssubstratet i dammen består i hovedsak av berg, som gjør at det er få skjul-muligheter for oppvandrende fisk. Dette kan potensielt medføre at oppvandrende fisk ikke velger å fortsette oppvandringen mot trappa. Kanalen munner også ut i en bakevje fra avløpskanalen, som antageligvis gjør det vanskelig for oppvandrende fisk å finne minstevannstrekingen opp til fisketrappa. I tillegg kan trappas plassering også ha en negativ effekt, ved at fisken ikke finner trappa ved høy vannføring. Likevel må det understrekes at det fortsatt er svært usikkert hvorfor det er så få registreringer av oppvandrende fisk.

Anbefalte tiltak

Det anbefales å fjerne dammen som ligger i minstevannstrekingen, siden denne trolig har en negativ effekt på oppvandring av fisk. Det burde istedenfor etableres en mer naturlig elvestreking, slik at oppvandrende fisk kan følge vannstrømmen inn mot fisketrappa. Dette innebærer at det fremdeles bør være en avsperring mot det gamle elveleiet på østsiden, slik at vannet konsentreres i dagens utgravde løp i minstevannstrekingen.

En fiskevandringstudning, med hensyn til passering av kraftverket, vil være nødvendig for å kunne forbedre fiskepassasjen. Trolig er det nødvendig med et omfattende telemetriforsøk for å kunne få et godt svar.

Selv om det hele året slippes vann på minstevannstrekingen, vil det trolig ha en positiv effekt på fiskebestanden å få hevet/konsentrert vannstanden. I minstevannstrekingen er det habitat godt egnet for rekruttering av både harr og ørret. Dette er habitat som det er svært lite igjen av i nedre deler av Glomma, noe som gjør det ekstra viktig å ta vare på gjenværende områder og eventuelt forbedre habitatet. Det vil sannsynligvis ha en positiv effekt også på annet akvatisk liv, som f.eks. insekter.

Ripping av gytegrussubstratet kan gjøres i det utgravde elveløpet, noe som potensielt kan gjøre det lettere for gytende ørret og harr. Dette er noe som eventuelt må vurderes i forhold til praktisk framkommelighet og sikkerhet.

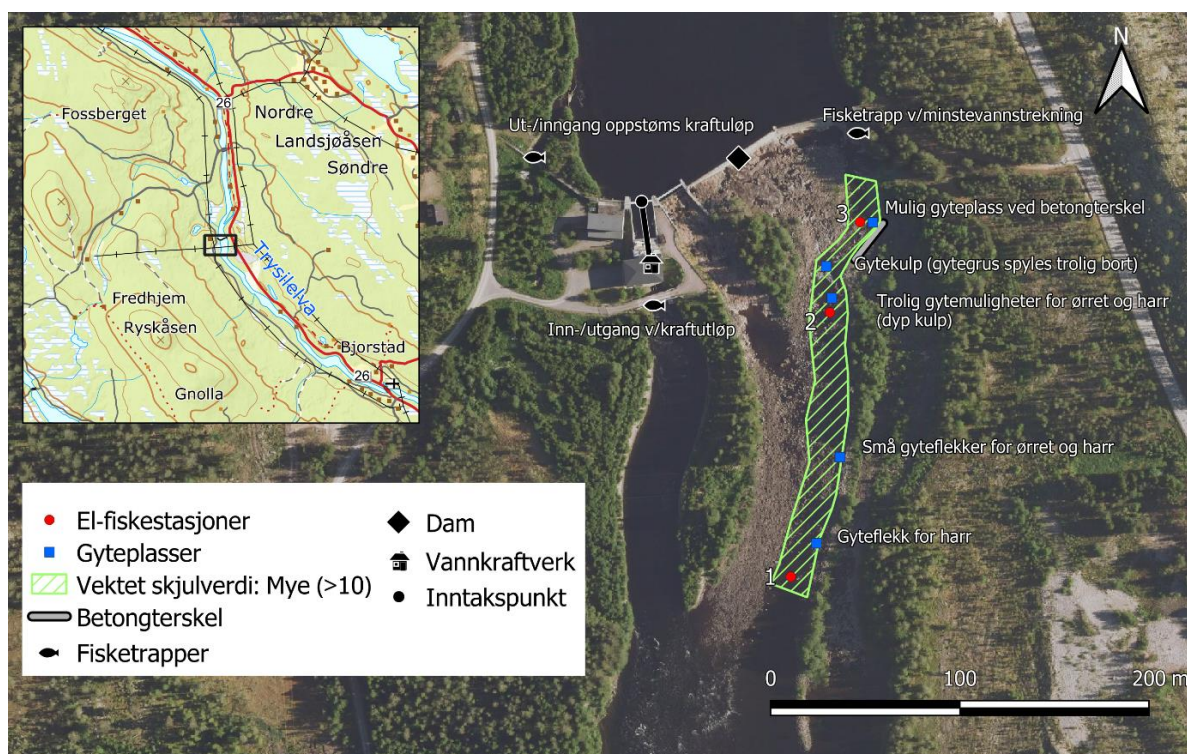
Utlekking av gytegrus kan være et alternativ, men det krever at man er nøyaktig med hvor det legges fordi det kan vaskes ut av flommer. Legges grusen ut for deretter å bli spylt vekk av flom, etter at eggene er blitt lagt, kan det igjen ha en negativ effekt.

4.4.8 Sagnfossen – Vurdering av minstevannstrekningen og oppvandring av fisk

Sagnfossen kraftverk er et elvekraftverk i Trysilelva, som ligger omtrent 20 km sørøst for Innbygda i Trysil kommune. Kraftverket ble satt i drift i 1946 og ble oppgradert med blant annet en ny kaplanturbin i 2005. Nedbørsfeltet er på 4560 km² og middelvannføringen på 74 m³/s. Kraftverket utnytter en fallhøyde 9.5 m, har en installert effekt på 6.2 MW og en årlig gjennomsnittsproduksjon på 35.1 GWh (Hafslund 2023).

Kraftverket og utløpskanalen ligger på elvas vestside, der utløpskanalen er ca. 200 m lang og oppimot 30 m bred (Figur 68). I minstevannstrekningen på østsiden er det gravd en kanal som fører opp til en eldre fisketrapp. En nyere fisketrapp ble bygd i forbindelse med det nye kraftverket i 2005 og ligger på vestsiden. Fisketrappa på vestsiden har vannslipp i sommerhalvåret, fra senest 1. mai til tidligst 15. oktober. I fisketrappa på østsiden slippes det vann hele året. Vannføringen i trappa på østsiden er på ca. 0.55 m³/s og i fiskepassasjen på vestsiden ca. 0.65 m³/s.

Tidligere vandret en laksebestand fra Väneren, hele veien opp til Femunden, men de 11 vannkraftverkene på norsk og svensk side har skapt store problemer for bestanden. Blant annet har kraftverkene bidratt til en svekket konnektivitet i vassdraget og økt dødeligheten hos nedvandrende fisk (Gustafsson m.fl. 2022). I dag stopper laksen ved Höljes kraftverk på svensk side, noe som resulterer i at den økologiske tilstanden ovenfor kraftverket blir redusert til «svært dårlig» (DV 2018). Uansett, dette er et problem som er et resultat av mange inngrep i vassdraget og blir utredet i eget prosjekt "Vänerlaxens fria gång". I denne undersøkelsen blir det heller lagt vekt på resterende vandringsbestander av ørret og harr i elvestrekningen på norsk side.



Figur 68: Kart over Sagnfossen i Trysilelva, med dam, inntakspunkt, kraftverk, fisketrapp i vestsiden på elva, fisketrappa i østsiden på elva, minstevannstrekningen og kartleggingsområde.

Minstevannstrekningen ved Sagnfossen kraftverk ble el-fisket og habitatkartlagt 03.08.2022. I hovedsak ble det lagt vekt på skjulforhold og substratsammensetning, dette for å kunne si noe

om flaskehals for ørret og harr (Forseth & Harby 2013). I tillegg ble det gjort en vurdering på hvor godt fiskepassasjen og trappa kan lede artene forbi kraftverket. Oppgangsdata fra fisketrappa i 2020, 2021 og 2022 ble innhentet fra Hafslund Eco. Mulighetene for en nedvandringssløsning ble ikke vurdert på bakgrunn av en antatt uforholdsmessig stor kostnad. Hensikten med undersøkelsen var derfor å vurdere enkle tiltak som kan øke det økologiske potensialet.

Totalt ble det fanget 5 ørret og 2 harr ved el-fiske. Ørretene varierte i lengde mellom 110 mm og 200 mm, mens harr var henholdsvis 80 og 90 mm. Individtettheten av ørret per 100 m² ble estimert til 1.1 ved stasjon 1, 0 ved stasjon 2 og 5 ved stasjon 3. Det ble ikke fanget årsyngel av ørret. Ved bruk av veilederen for økologisk tilstandsklassifisering ble den økologiske tilstanden i minstevannstrekningen estimert til «moderat» ved stasjon 1 og 3, mens i 3 ble den «god». Dette med forbehold om sympatrisk og stasjonær bestand (Tabell 18 & Tabell 3).

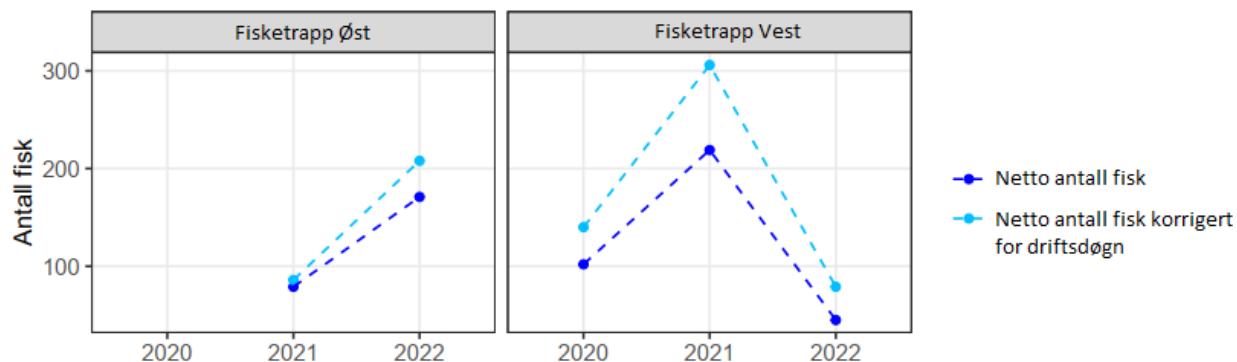
Skjulmuligheter i minstevannstrekningen ble vektet til mye (> 10). I hovedsak består bunnsstratet av større stein (> 30 cm). Fem områder ble registrert som potensielle gyteområder for harr og ørret (Figur 68).

I fisketrappa på vestsiden ble det registrert 145 fisk i perioden 14.05. til 29.09.2020 ved hjelp av skanning. Ved justering for fisk som registreres opp og ned innen samme minutt (repetert registrering), er antallet 102 fisk. Korrigert for 100 driftsdøgn blir antallet 140 fisk. 2021 utpeker seg som året med flest oppvandrende fisk i denne trappa, med 339 registreringer i perioden 02.06 til 24.09. Korrigert for repeterte registreringer blir antallet 219. Dersom man tar utgangspunkt i 98 driftsdøgn, gir dette 306 fisk. 2022 var året med lavest antall registreringer. Det ble i alt 71 registreringer, der 45 ble korrigert for repeterte passeringer. Justert for 78 driftsdøgn gir dette 79 fisk (Figur 69).

Fiskeskanninger i den østlige fisketrappa har bare blitt gjennomført i årene 2021 og 2022. I 2021 ble det gjort 123 registreringer i perioden 08.06 til 13.10. I 2022 ble det gjort 358 registreringer i perioden 07.06 til 28.09. Justert for repeterte skanninger gir dette et antall på 79 og 171 fisk. Om man i tillegg justerer for driftsdøgn, blir det et antall på 86 fisk i 2021 og 208 fisk i 2022 (Figur 69).

Tabell 19: Fangst og estimert tetthet ørret og harr i Trysilelva ved Sagnfossen, 03.08.2022. Hk. =habitatklasse, der A=allopatrisk populasjon og S=sympatrisk populasjon. Tall (0 - 3) angir substratets egnethet for ungfisk av ørret (se kapittel 6.3.6). R1, R2 og R3 angir fangst ved henholdsvis første, andre og tredje gangs overfiske. Anslått verdivurdering er vår vurdering av stasjonens betydning for ørret/harr.

Stasjon				Fangst pr. runde									Estimert tetthet (ind./100 m ²)		
				Totalt			0+			>0+			Totalt	0+	>0+
Nr.	m ²	Hk.	Ø/H	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3			
1	150	?	Ø	1			0			1			1.1		
1	150		H	2			0			2			2.2		
2	60		Ø	0			0			0			0		
2	60		H	0			0			0			0		
3	130		Ø	4			0			4			5		



Figur 69: Antall registrerte oppvandrende fisk forbi Sagnfossen (blått), med antall fisk korrigert for antall driftsdøgn (lyseblått), fordelt på fisketrapp i øst og vest.



Figur 70: A: Utløpet fra kraftverket. B: Dammen, kraftverket og minstevannstrekningen. C: Minstevannstrekningen sett nedstrøms. D: Bunnssubstrat i minstevannstrekningen, i hovedsak bestående av større stein (> 30 cm).

Trappa på østsiden av elva munner ut i minstevannstrekningen med en liten foss, som i etterkant ble anslått til en fallhøyde på 20-30 cm. (Figur 71 A). Tilsvarende fosser finner man i 10 kulper oppover til dammen, men noe mindre fall observeres i de øverste kulpene (Figur 71 B). På vestsiden av elva er den nyere inngangen plassert ved kraftverksutløpet med en deniltrapp, også betegnet «motstrømstrapp» (Figur 72 A). Fiskepassasjen fortsetter gjennom en kulvert og videre gjennom et naturligt løp i skogen, som går opp og forbi dammen (Figur 72 B & C).



Figur 71: Bilder av den første fisketrappa som ble bygd, bestående av ti kulper. A er nedre deler av trapp som munner ut i minstevannstrekningen og B er øvre deler.



Figur 72: A: Deniltrapp, som er starten av fiskepassasjen på vestsiden ved kraftverksutløpet. B: Oppvandrende fisk går videre inn i en tunnel. C: Resterende fiskepassasje består av naturlikt elveløp med rikelig kantvegetasjon.

Vurdering

Etter kartleggingen fremstår minstevannstrekningen som et egnet habitat for ørret og harr i ungfiskstadiet. Grus egnet for gyting er noe manglende. Det er nærliggende å tro at oppdemningen som hindrer grustransport, og periodevis kraftig strøm, er hovedårsaken til at det mangler grus nedenfor elvekraftverket (Kondolf 1997). Likevel blir ikke grusmangel antatt å være den største flaskehalsen for produksjon av ørret og harr. Etter veilederen for økologisk tilstandsklassifisering, tilsvarer tetthetsestimaterne av ørret «moderat» til «god» i minstevannstrekningen, men det er manglende årsyngel i fangstene. Hvis en manglende årsklasse skyldes menneskelig inngrep, kan den økologiske tilstanden justeres ned ett trinn (DV 2018). Ettersom det blir sluppet vann hele året i minstevannføringsstrekningen, er det noe usikkerhet i hvorfor årsklassen mangler. Utregning av ungfisktetthetene anses uansett som lite representativt for hele minstevannføringsstrekningen, på bakgrunn av at fisken blir konsentrert i et betydelig mindre areal enn det som er naturlig. Den økologiske tilstanden i minstevannføringsstrekning basert på fisk som kvalitetselement, settes derfor til «svært dårlig».

Det blir registrert mye bedre oppgang i fisketrappene enn det som tidligere har vært antatt. Bruk av manuelle feller har i etterkant blitt vist seg å fungere dårlig, ettersom fisken har vist en evne til å komme seg ut av fellene. Skanningene i fisketrappene indikerer en total årlig oppgang av fisk mellom 200 – 400 fisk i årene 2021 og 2022. Hvor stor andel av vandrende fisk som finner veien til fisketrappene, eller som ikke klarer å passere trappene, er fortsatt usikkert. Ut ifra foreløpige registreringer, ser det ut til å variere, fra år til år, hvilken trapp som i hovedsak blir brukt. Stor usikkerhet er det også i hvilke arter og størrelsesgrupper som klarer å passere trappene. Deniltrapper har vist seg å kunne fungere dårlig for de fleste arter og ungfisk (Fjeldstad m.fl., 2018). Harr, som er en viktig art i Trysil-elva, er en art som har vist liten evne til å kunne passere denne typen fisketrapp (DWA 2014, AG-FAH., 2011, Fjeldstad m.fl. 2018). Selv for ørret blir denne typen trapp også betegnet som «delvis egnet», og anses å være sårbar for ulike vannføringer (Fjeldstad m.fl., 2018). Det er nødvendigvis ikke et mål å få alle arter forbi kraftverket, passasjen burde heller etter beste evne etterligne den naturlige vandringshindringen. Som regel foreligger det lite kunnskap om andel fisk som klarer å komme forbi naturlige vandringshindre. Internasjonalt er det derfor vanlig å bruke en målsetning på minst 90 % passasjeeffektivitet (Calles m.fl. 2013, Nyquist m.fl. 2017, Silva m.fl. 2017).

Harr hopper vanligvis ikke under vandring (Fjeldstad m.fl., 2018). Den gamle trappa, bestående av en rekke kulper, forutsetter derfor at fisken må hoppe fra kulp til kulp. Ved inngangen til trappa er det også et fall, noe som innebærer at den gamle trappa tilsynelatende ser ut til å kunne være et vandringshinder for harr, men også mindre svømmekyndige arter.

Tiltak

Det første som burde prioriteres, bør være å øke kunnskapsgrunnlaget om fiskevandringen i Trysilvassdraget. Dette vil gjøre det lettere å kunne definere en målsetning og for å kunne gjennomføre eventuelle tiltak med ønsket effekt. Herunder trengs det en bekreftelse på hvilke arter, samt andelen de utgjør, som klarer å forsere trappene. Videoovervåking anbefales derfor istedenfor skanning, eventuelt i tillegg. Ut ifra kunnskap om harrens svømmekapasitet, artens atferd og andre undersøkelser gjort på tilsvarende trapper, er ikke fiskepassasjeløsningene tilfredsstillende (Fjeldstad m.fl. 2018).

Ved registrering av lite harr, kan det være nødvendig med ombygning av én eller begge trappene. Dette er foreslått i en tiltaksplan for fiskevandring i Sagnfossen (Eidsiva 2019). Den gamle kulpetrappa i øst, kan eventuelt ombygges til spaltetrapp. Naturtypisk elvebunn i trappa, med utlagt stein i ulik størrelse, vil trolig også ha en positiv effekt på vandring hos flere arter og ulike størrelser av fisk. I tillegg vil utlegg av grus i trappa kunne fungere som gytehabitat for ørret og harr.

Selv om den økologiske tilstanden i minstevannføringsstrekningen settes til «svært dårlig», er det foreløpig ingen forslåtte tiltak for å kunne øke den økologiske tilstanden - uten at det går vesentlig utover samfunnsnytt og energiproduksjon. Minstevannstrekningen anses også å ha liten verdi for populasjonen av ørret og harr, ettersom det trolig er tilstrekkelig med egnet habitat i nærliggende områder.

4.4.9 Kartlegging av gyteområder for storrøye i Randsfjorden

Randsfjorden (løpenr: 523) ligger i Innlandet og Viken fylke, er Norges fjerde største innsjø. Den har et areal på 139.2 km², en lengde på 75 km og et største dyp på 120 m. Helt siden 1912 har innsjøen blitt regulert til kraftproduksjon, men har enda tidligere vært regulert til fløtningsformål. Innsjøen blir nå regulert av Foreningen til Randsfjords Regulering (FRR) gjennom en gitt konsesjon fra 1995. I dag er det en maksimal regulerings høyde på 3.2 m, der de nederste 20 cm gis etter 10. april på særskilte vilkår (NVE 2023).

I Randsfjorden er det dokumentert to morfologiske former for røye (Engdahl 2006). Den ene formen er gråfarget og stagnerer ofte ved en lengde på 20 cm, mens den andre som blir betegnet storrøye, har en pelagisk fiskediett og kan nå en vekt opp til 10 kg (Engdahl 2006, Pavels & Bekkevold 2006). Populasjoner med tilsvarende størrelse og livshistorietrekk er ikke kjent andre steder i Norge, noe som gjør at denne populasjonen av storrøye blir ansett til å ha en svært stor verdi. Det er derimot manglende kunnskap om bestandens størrelse, gyteområder, bestandsutvikling og påvirkningsfaktorer, som eksempelvis regulering, klimaendringer og beskatning gjennom garn- og stangfiske (Gravem & Gregersen 2013).

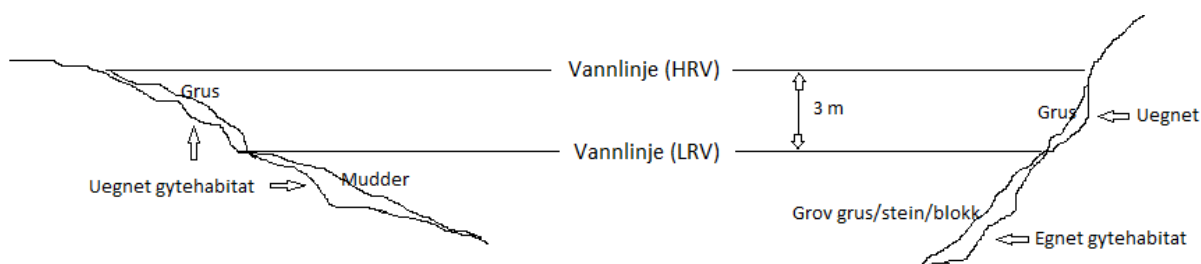
Røya beveger seg nærmere gyte plassene i oktober, ofte i et begrenset området i innsjøen, med et spesifikt habitat (Pavels & Bekkevold 2006). I denne perioden er røya ekstra sårbar for overbeskatning. Ett av områdene hvor det er dokumentert gyting, ligger rett sør for Gullerudvika, i en strekning ned til Dynholmen. Dette området består av en svært bratt marbakke i en bergskråning, der det ligger mye grus og blokkstein, som røya ser ut til å foretrekke ved gyting (Pavels & Bekkevold 2006, Figur 72). Nevnte område er fredet gjennom forskrift av 07.06.22 nr. 1008 om fiske i Randsfjorden. Dette innebærer et fiskeforbud i strekningen fra Gullerudelvas osparti (UTM: 32V 58026 670410) og sør til Nordleire (UTM: 32V 579470 6702790), i en sone fra land og 150 m ut i Randsfjorden, i perioden 1. oktober til 15. november.

Trolig har denne fredningssonen en svært positiv effekt, men dette arealet utgjør bare 0.145 % av totalarealet til Randsfjorden. Det er derfor antatt at det kan være flere områder i Randsfjorden hvor det også foregår gyting. Dermed er det lagt inn betydelig innsats for å kartlegge potensielle gyteområder. Siden Randsfjorden er såpass stor (139.2 km² og 75 km lang), har det derimot vært en stor utfordring å kunne kartlegge habitater med en effektiv metode. I den kartlegging som er gjort, har det blitt funnet noen steder som ser ut til å kunne egne seg som gyteområder, men ved disse stedene har det foreløpig ikke blitt påvist gyteaktivitet fra røye (Pavels & Bekkevold 2006, Gravem & Gregersen 2013).

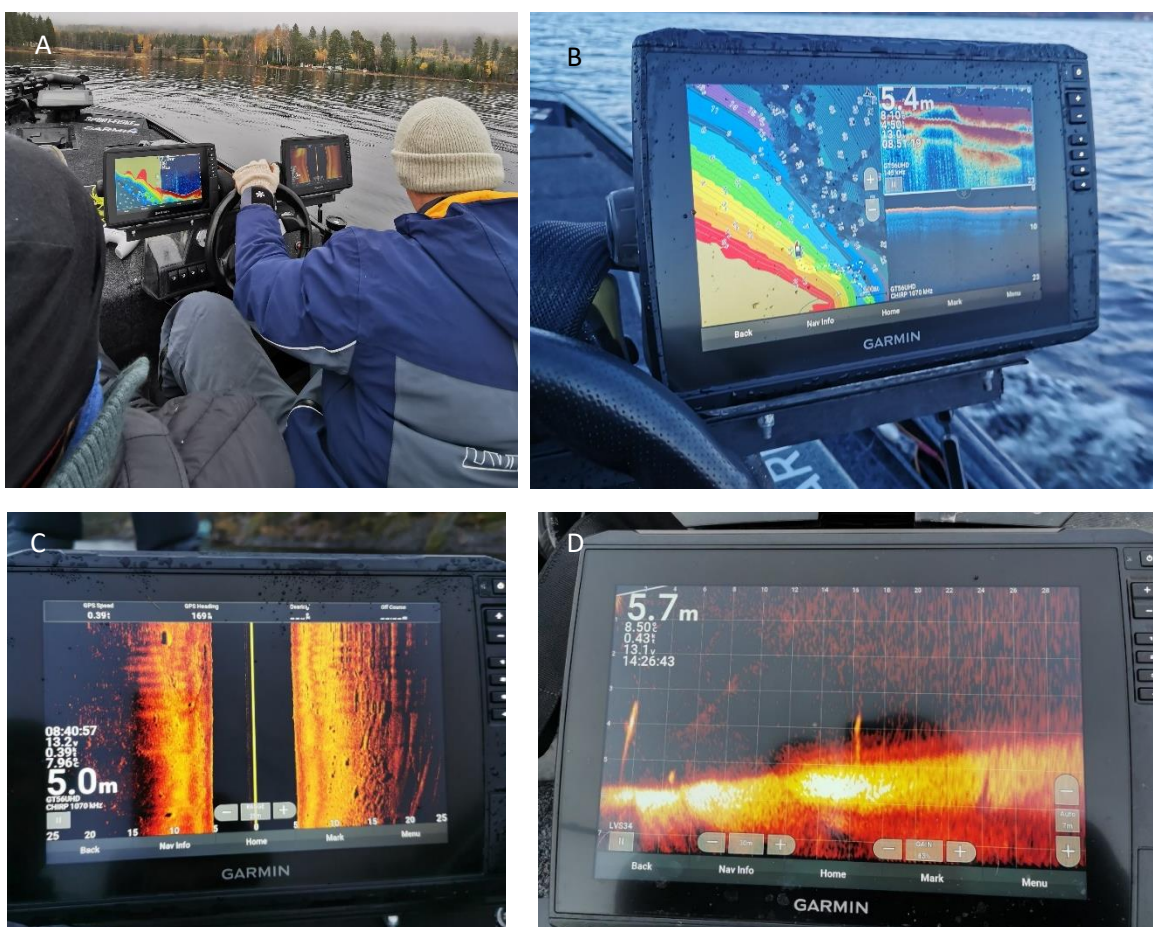
I 2022 ble det utprøvd kartlegging ved hjelp av båt og ekkolodd som metode (Figur 74 A). Her ble det først brukt Garmin Striker Vivid 9sv GT52HW-TM (Garmin 2023 a), innstilt på Quickdraw-konturer som viser konturer under overflaten, 30 m ut til hver side fra båten (Figur 74 C). Dette kan f.eks. være vegetasjon eller stein. Bunns substratet kommer også fram i ulike fargeintensiteter, der hard bunn er lysere enn bløt bunn. En tilsvarende skjerm ble også brukt med dybdekart, nettopp for å kunne følge med på dybdeforholdene og for å se etter marbakker (Figur 74 B). Ved funn av antatte egnete forhold, ble Garmin LiveScope benyttet (Garmin 2023 b, Figur 74 D). Dette ekkoloddet viser detaljerte bilder i sanntid, opptil 60 meter framover og 60 meter under overflaten. Ekkoloddet ble brukt for å se enda nøyere på bunnforholdene, men også for å lete etter fisk. Ved funn av fisk ble det gjort en antagelse om art, blant annet utifra fiskeadferden, i hvilket vannlag den oppholdte seg, grupperinger og størrelse. For å kunne bekrefte art, og for en grundigere substratvurdering, ble undervannsdronen FiFish V6 Expert

MP200 benyttet. Denne har en fotooppløsning på 4000 x 3000 og videooppløsning på 4K UHD (Fifish 2023).

Etter dagens kunnskap ble det gjort en antagelse av at røye krever et substrat bestående av grov grus/stein/blokk for å kunne ha suksessfull gyting. I hovedsak er det godt egnet substrat fra HRV og ned til 2.5 m, som trolig skyldes utvasking fra bølgeslag og vannstandsregulering (Pavels & Bekkevold 2006). Dette området blir derimot uttørket etter gytetidspunktet, og ble derfor utelukket som egnet gytehabitat (Figur 73, Gravem & Gregersen 2013). For å kunne påvise røye på eventuelle gyteområder ble undersøkelsen gjort i slutten av oktober til starten av november, nærmest mulig gytetidspunktet for røya. I forkant ble både topografien langs land og dybdekart nøye studert, hvor de mest interessante områdene ble valgt ut for undersøkelsen. Forhåndsinnsamlede tips fra lokale fiskere var også inkludert.



Figur 73: En skisse over strandlinjen i Randsfjorden med uegnet og egnet gytehabitat for røye. Strandlinje mellom HRV og LRV blir regnet som uegnet, ettersom området blir tørrlagt ved regulering. Gyting av røye har blitt registrert ved bratte berg der bunnssubstratet består av grov grus, steiner og blokker (høyre del av skissen).



Figur 74: A: Bilde av Vboat Fish pro, med ekkolodd fra GARMIN. B: Garmin Striker Vivid 9sv GT52HW-TM innstilt på Quickdraw-konturer. C: Garmin med dybdekart. D: Garmin LiveScope.

Gullerudvika UTM 32 6704114 580149

Metoden ble først utprøvd 27 oktober ved det kjente gyteområde, mellom Gullerudvika (UTM 32 6704114 580149) og Nordleire (UTM 32 6702916 579517, Figur 78). Her ble Garmin LiveScope brukt for å studere atferden til røya på gyteområde og for å telle fisk. Ved et enkelt forsøk på telling, ble det sett 30 fisk mellom Nordleirvika og Thomasodden (Figur 80). Ved hjelp av LiveScope, ble det registrert at mange av fiskene så ut til å unnvike drona. Det kunne registreres at mye av fisken sett med LiveScope så ut til å unnvike drona. Totalt ble dette området anslått til å ha en strandlinje på 1200 m med egnet gytehabitat. Ved Geiteberge ble det registrert stein helt ned til 20 meter. Nord for Mannsteintangen ble det i hovedsak registrert finsedimenter, og det ble ikke registrert fisk som ble antatt å være røye. Sør for hyttefeltet ved Nordleire ble det ikke registrert egnet gytehabitat, og det ble heller ikke observert fisk som ble antatt å være røye.



Figur 75: Bilde tatt med undervannsdroner ved det kjente gyteområde for røye mellom Gullerudvika og Røykenvika 27 oktober 2022. De største røyene på bilde er anslått til å være mellom fem og seks kilo. Her sees det også et bunnsstrat bestående av blandet grov grus og større stein, omtrent fire meter under HRV.

Ulsberget UTM 32 6705757 576463

På vestsiden av fjorden, nærme Lønnes, er topografien svært bratt langs land, og enkelte steder blir det brådypt ned til 30–40 m (Figur 78). Det ble derfor valgt å kjøre ekkolodd her, noe som ble utført den 01. november. I hovedsak ble det registrert bart berg og svært lite løse steinmasser. Ingen fisk ble antatt å være røye, og det ble ikke brukt undervannsdroner på strekningen.

Horn UTM 32 6710269 573228

Horn ligger på østsiden av Randsfjorden, på grensen mellom Søndre Land- og Jevnaker kommune. 1. november ble det brukt ekkolodd rundt en odde som ligger der, over en strekning på 850 meter (Figur 79). Området er svært bratt langs land og blir brådypt ned til 20–30 meter. Svært grov stein kunne sees ned til 20 meter (Figur 76), somtrolig er rester fra sprengt berg. Nærme bunnen, på ca. 20 meters dybde, ble det observert én stor fisk (> 50 cm). Fisken ble ikke sett med undervannsdronen og art kunne dermed ikke verifiseres. Tre områder, med til sammen 200 meter strandlinje, ble anslått til å være potensielle gytehabitater for røye.



Figur 76: Bilde med undervannsdronne utenfor Horn. Substratet er i hovedsak svært grov stein/ blokk, trolig rester av sprengt berg.

Lysenstøa UTM 32 6699045 579849

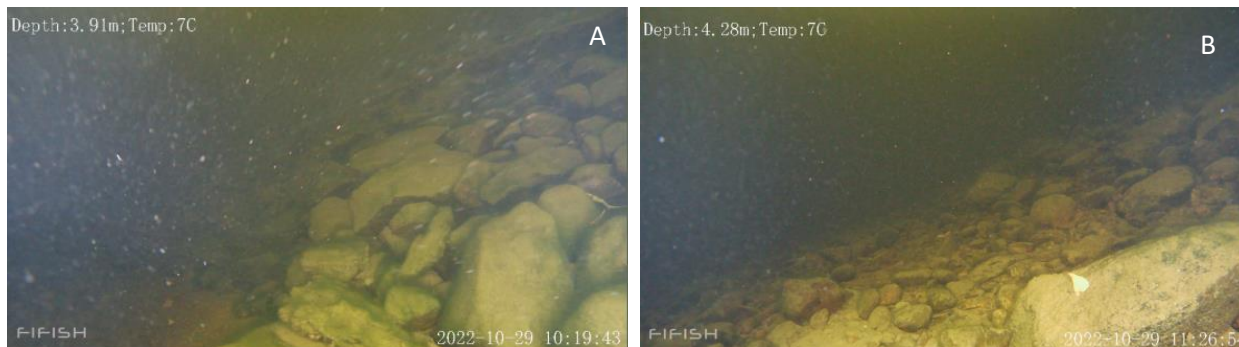
Sør i Røykenvika, rett nord for Lysenstøa, er det svært bratt langs land. Det ble derfor kjørt ekkolodd her, over en strekning på 800 m den 29. oktober. Dybdekart og ekkoloddet viste at området ikke var så dypt som terrenget på land skulle tilsi, og det ble gjort svært lite funn av egnet bunnssubstrat for gyting. Det ble sett fisk på ekkoloddet, men de ble antatt å ikke være røye.

Weisandtangen og Myretangen UTM 32 6688034 574491 & 6697173 574513

Vestsiden av fjorden fra Kvern til Myretangen ble undersøkt den 02. november. En sammenhengende strekning på totalt 13 km ble kjørt med ekkolodd. Strekningen er noe variert, men er i hovedsak preget av grunne områder langs land. Bunnssubstratet er dominert av finsedimenter, og det ble funnet svært lite bunnssubstrat egnet for gyting. Bare to små områder ble antatt å kunne ha substrat egnet for gyting: ett ved Weisandtangen og ett ved Myretangen.

Tønnerudtangen og Bjertnestangen UTM 6691883 577728 & 6697042 575955

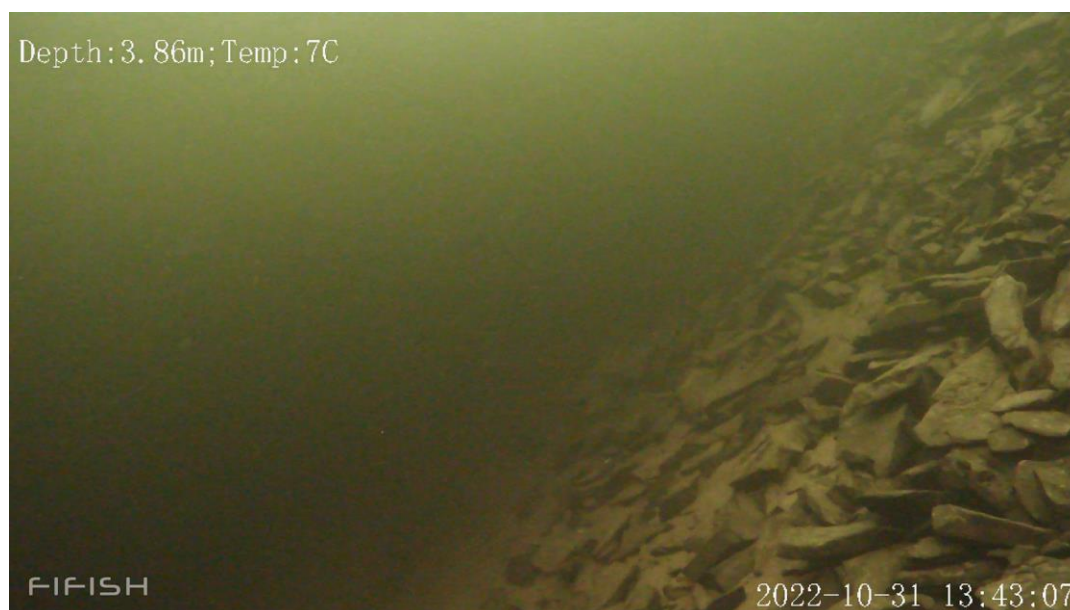
En strekning fra utløpet av Askjumbekken til Bjertnestangen ble undersøkt med ekkolodd, totalt 14 km (Figur 84). Området er svært grunt fra Askjumbekken og ned til Vestre Haug, men sør for dette området er det dypere partier langs land, med noen odder som utpekte seg. Oddene Tønnerudtangen og Bjertnestangen, har begge blitt tipset inn som gyteområder for røye. Det ble registrert substrat antatt egnet for gyting begge steder (Figur 77 A & B). Arealer på henholdsvis 1740 m² og 2821 m². Med LiveScope ble det registrert fisk på begge plassene. Ut ifra størrelse, en aktiv atferd nærme bunnssubstratet og en gruppering på 3-4 individer, ble det antatt å være røye. Art kunne derimot ikke verifiseres med undervannsdronne, og det var noe usikkert hvilken størrelse det var på fisken. Dermed var det også krevende å fastslå hvilken morfologisk røyeform det eventuelt måtte være.



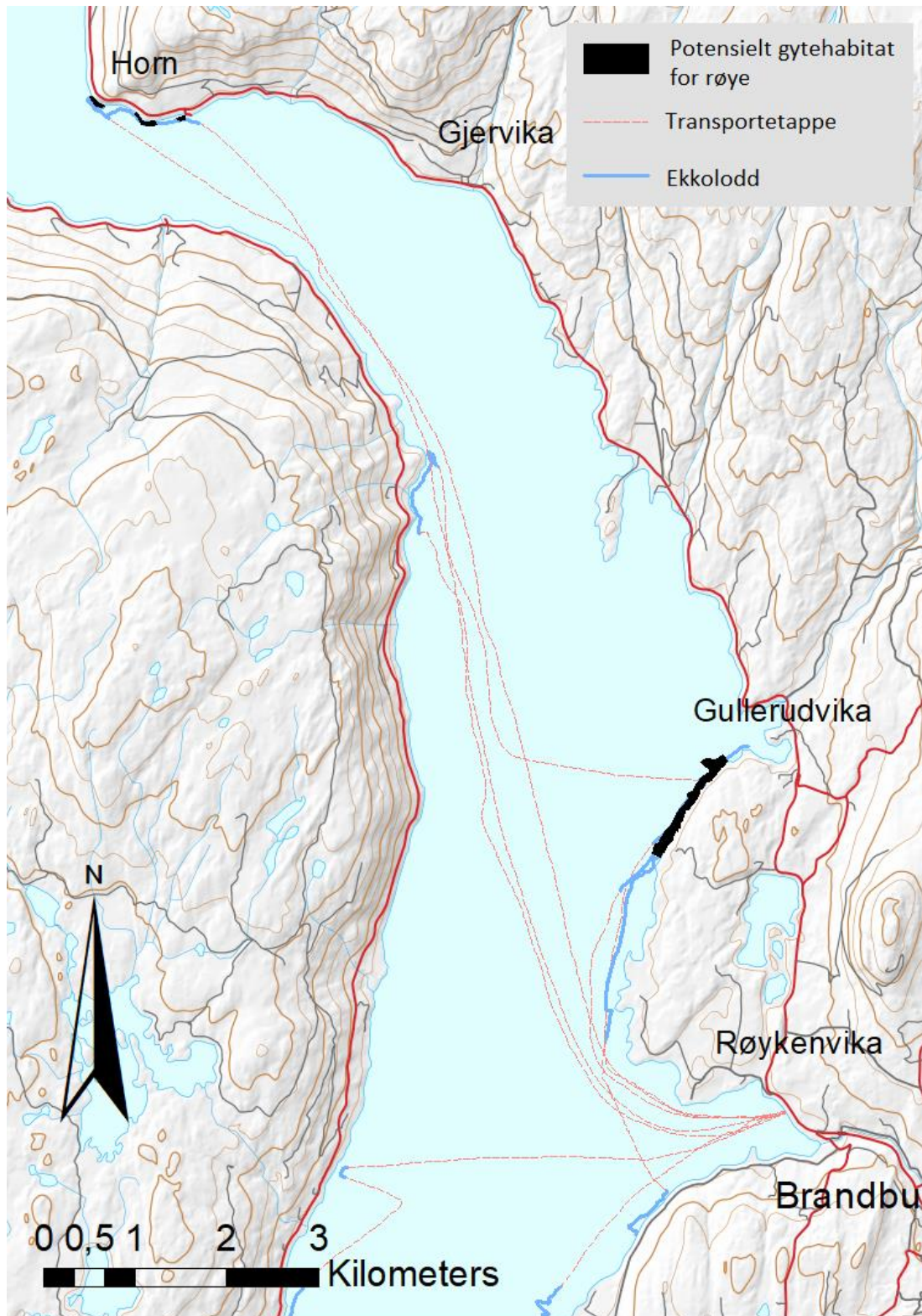
Figur 77: A: Bilde med undervannsdronne av gytehabitat for røye ved Tønnerudtangen. B: Bilde med undervannsdronne av gytehabitat for røye ved Bjertnestangen. Begge steder er det en blanding av grus til grov stein, trolig utvasket fra bølgeaktivitet.

Igulsrud UTM 6685822 576618

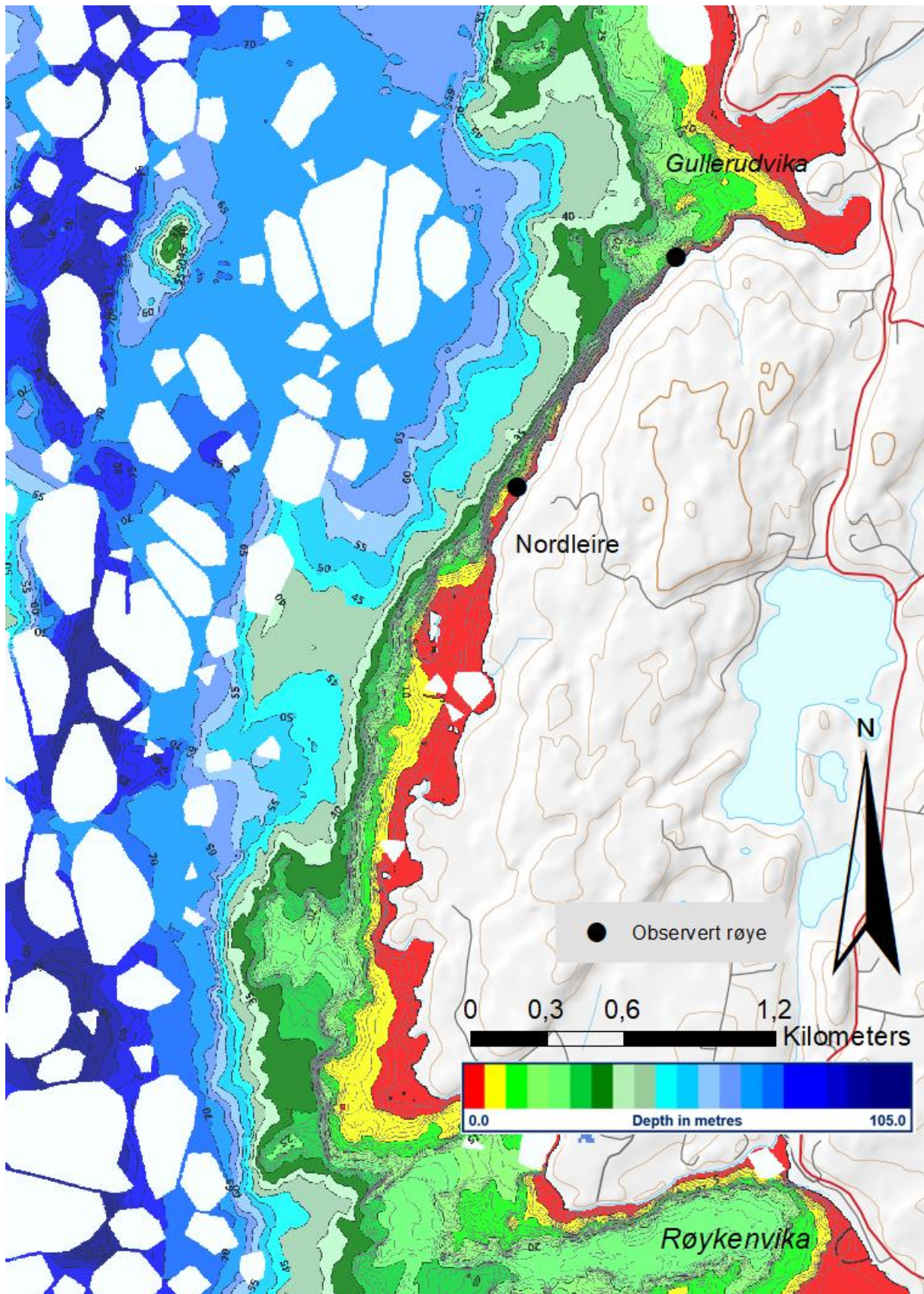
Igulsrud er en odde rett sør for Bjertnestangen. Her har det kommet inn et tips om gyteplass for røye. En strekning på ca. 1.4 km ble undersøkt med ekkolodd 31. oktober. Området er svært grunt rett utenfor odden, med oppstikkende grunner 300 meter ut fra land. Nord for odden ligger det en vik hvor det blir betydelig dypere. Her ble det observert bunnsubstrat bestående av grov grus, tilsynelatende egnet for røye. Ved kjøring av undervannsdronne ble det ikke observert røye, og det ble heller ikke sett fisk på ekkoloddet.



Figur 78: Bilde med undervannsdronne av gytehabitat for røye ved Igulsrud. Habitatet består av grove steinmasser. Trolig har disse rast ut fra fjellskrenten i strandsonen.



Figur 79: Kart over Randsfjorden ved Brandbu, med transportetappe (rød stiplet linje), område for bruk av ekkolodd (blått) og potensielt gytehabitat for røye (svart).



Figur 80: Dybdekart over kjent gyteområde ved Gullerudvika. Ved bruk av ekkolodd og undervannsdrone ble det observert røyer fra Nordleire til Mannsteintangen rett sør for Gullerudvika. Denne strekningen blir brådypt ned til 30 m.

Hansbråtan og Nordbytangen UTM 6683324 575452 & 6681646 576721

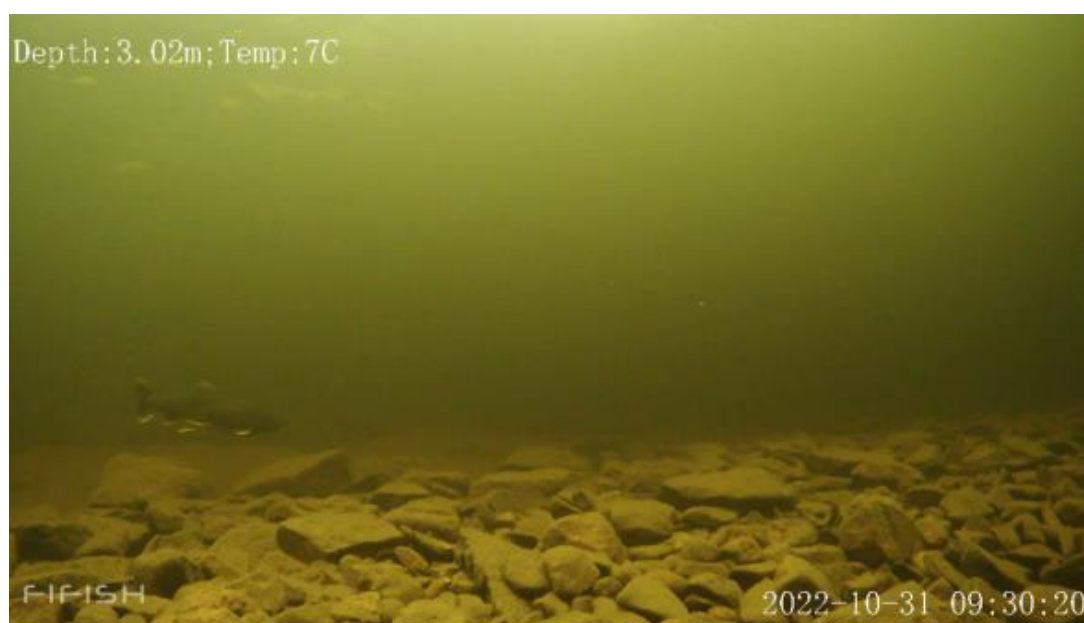
Fra Myrevoll til Norbytangen ble det brukt ekkolodd 31. oktober, hvor en strekning på omtrent 6 km ble undersøkt. I området nord for Hansbråtan er det relativt grunt, der substratet i hovedsak består av mudder. Fra og med Hansbråtan og sørover, er det derimot svært bratt og brådypt, med dybder på 30–40 m. Her var det jevnt med grov grus, steiner og blokker helt ned til Nordbytangen. Det ble registrert grus ned til 7 meter, men dypere enn dette består substratet i hovedsak av finsedimenter. Her ble det også kjørt undervannsdroner, og det ble observert to frittsvømmende røyer: én rett utenfor Hansbråtan og én omtrent 1.2 km lengre sør. Den første røya ble anslått til 2 kilo og den andre til 1.5 kilo. I dette området ble det også funnet garn med maskevidder opptil 45 mm. I garnene ble det funnet to røyer, der den største ble anslått til å være mellom 4 og 5 kilo. På LiveScoop ble det i tillegg registrert en gruppe fisk på 35 individer. Basert på størrelse og en aktiv atferd nærme bunnssubstratet, ble disse anslått til å være røye. Det var usikkert hvilken røyevariant disse var, men størrelsen indikerte storrrøye.



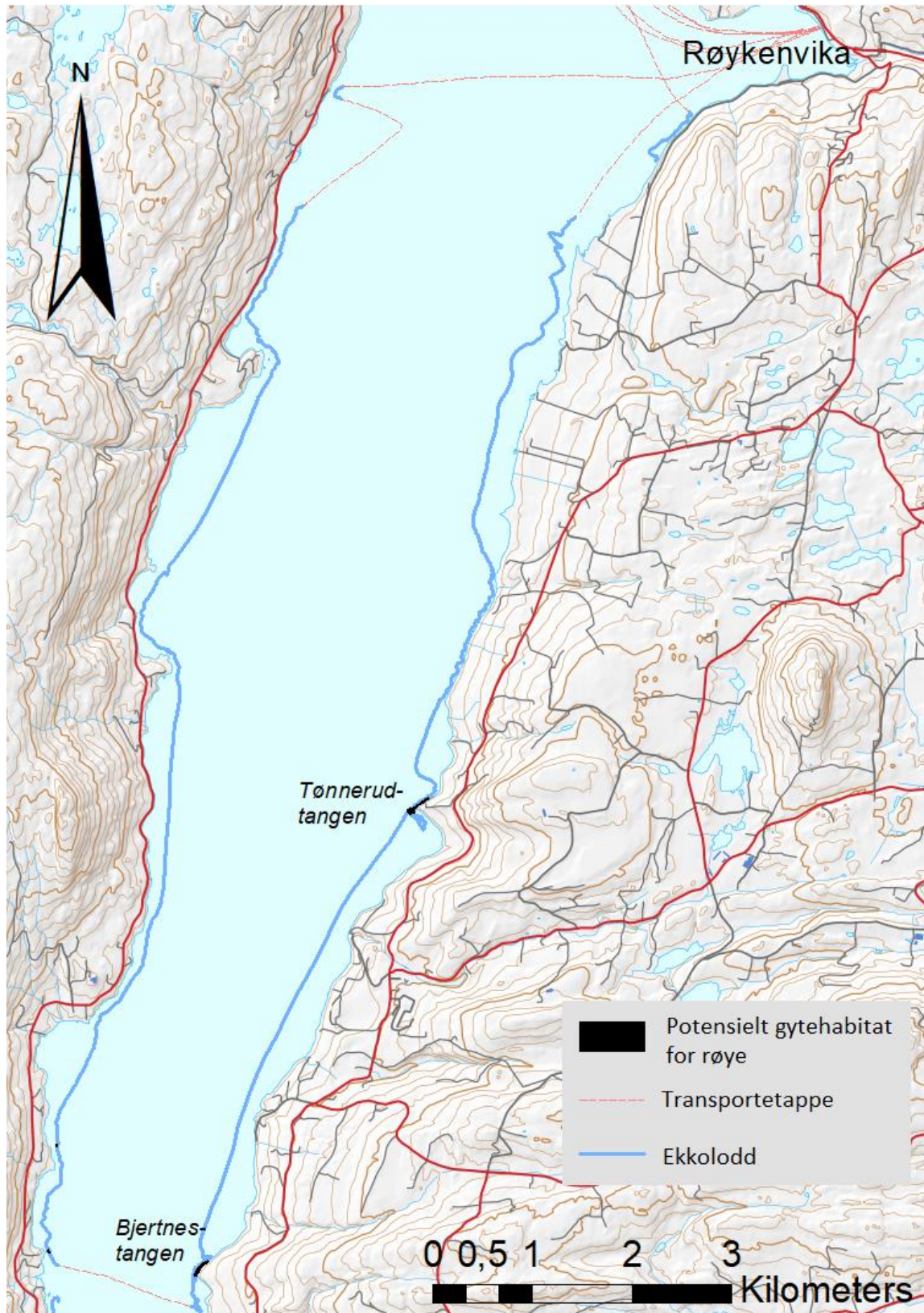
Figur 81: Bildet er tatt med undervannsdroner den 31. oktober 2022, omtrent én kilometer nord for Nordbytangen. Bratte berg dominerer i strandlinjen, og bunnssubstratet består av grov grus, større steiner og blokker helt ned til syv meter.



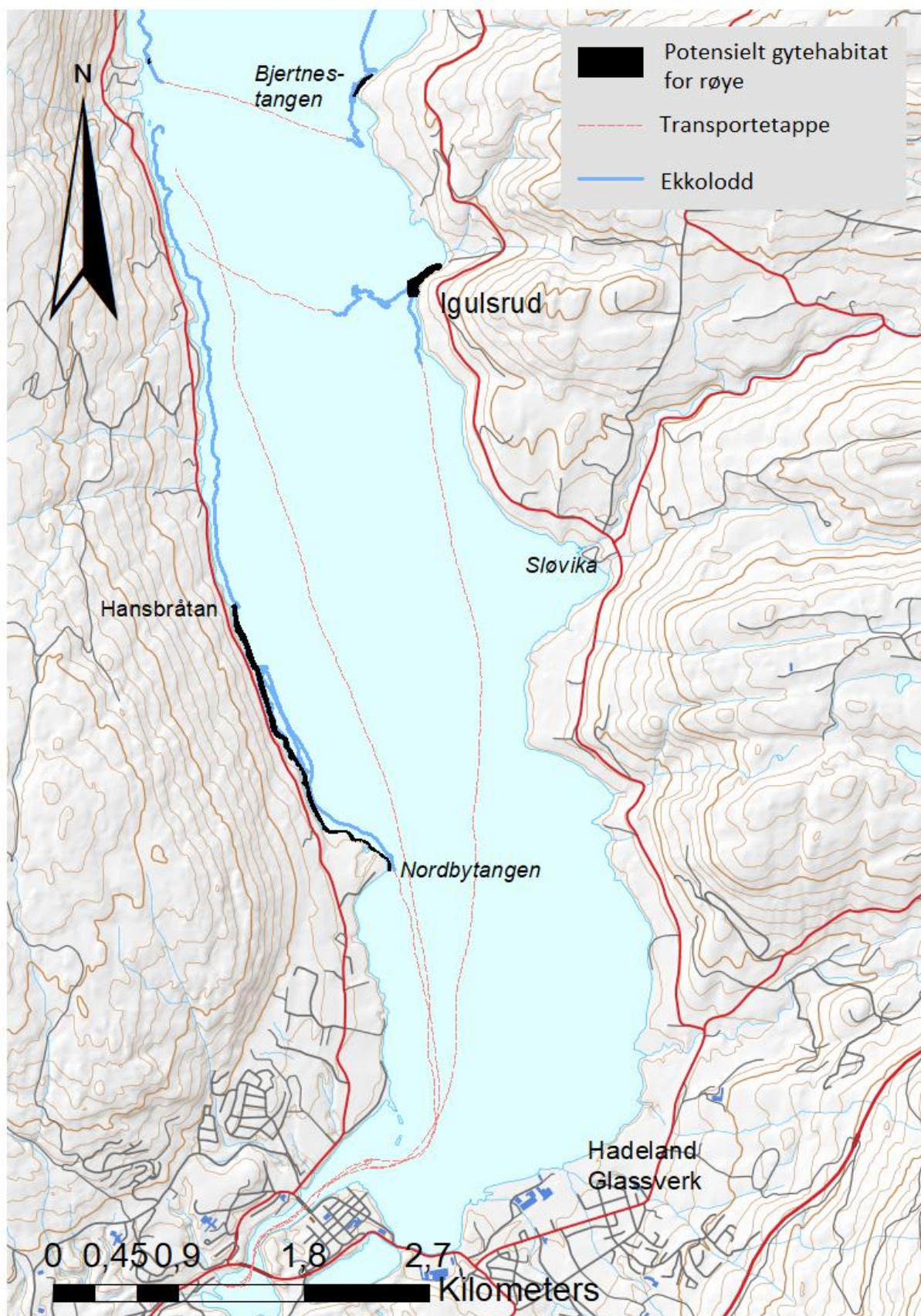
Figur 82: Bildet, tatt 31. oktober 2022, viser en røye fanget i garn mellom Nordbytangen og Djupdalsbekken. Røya ble anslått til en vekt mellom fire og fem kilo.



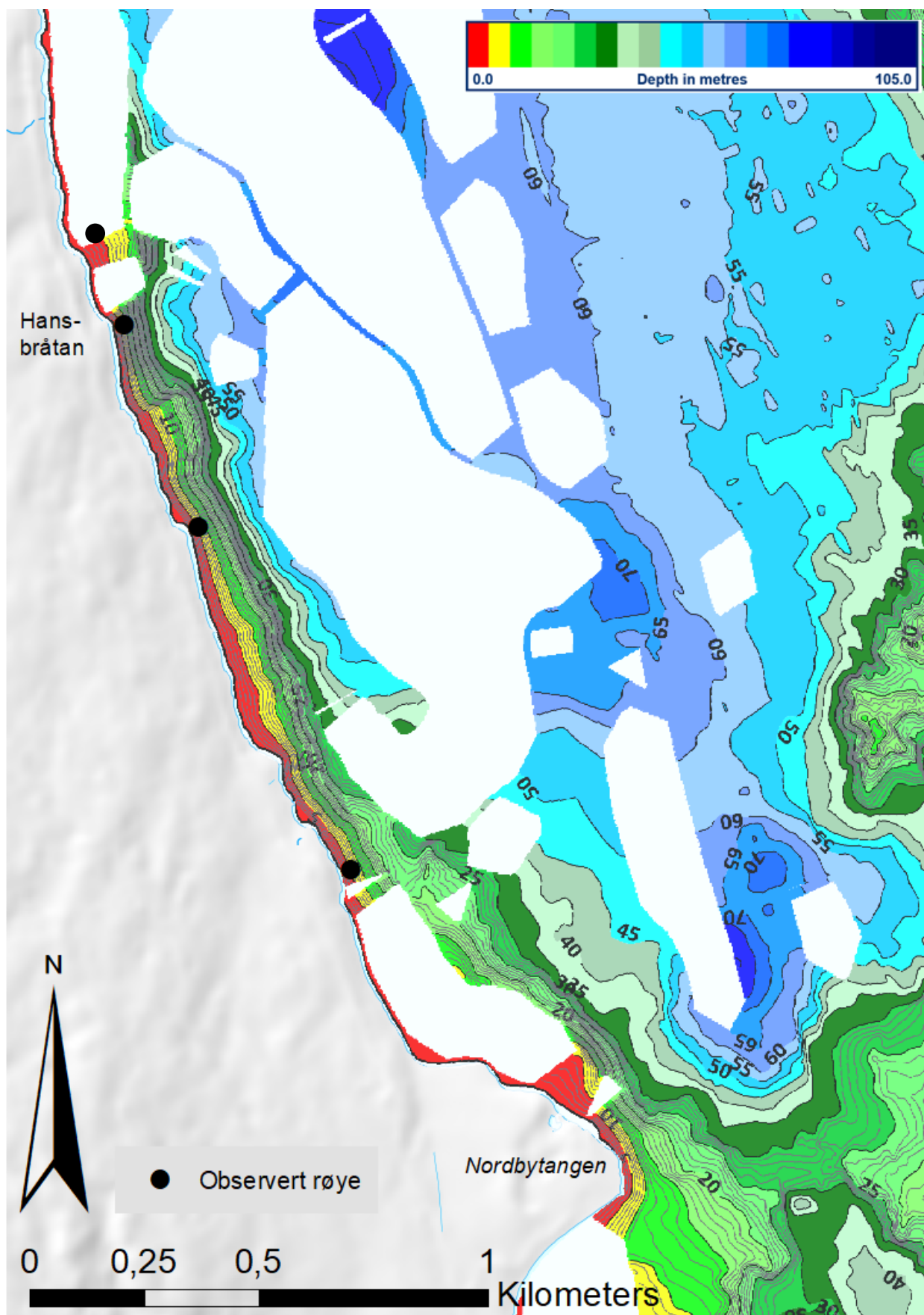
Figur 83: Skjermbilde av røye filmet på Hansbråtan med undervannsdronne, 31. oktober 2022. Etter analyse av filmmaterialet ble røya ble anslått til å være omtrent fire kilo.



Figur 84: Kart over Randsfjorden sør for Røykenvika, med transportetappe (rød stippet linje), område for bruk av ekkolodd (blått) og potensielt gytehabitat for røye (svart).



Figur 85: Kart over Randsfjorden rett nord for Jevnaker, med transportetappe (rød stiptet linje), område for bruk av ekkolodd (blått) og potensielt gytehabitat for røye (svart).



Figur 86: Dybdekart over Nordbytangen og Hansbråtan, rett nord for Jevnaker. Her ble det observert fire røyer i nærheten av et svært bratt strekke (svarte punkter).

Vurdering

Ekkoloddmetoden som ble benyttet under kartleggingen av røyegyteområder i Randsfjorden, ble ansett for å være svært effektiv (Lucasen H.). Med denne metoden kan man avdekke større arealer på en mer detaljert og tidseffektiv metode enn før (Pavels & Bekkevold 2006). Siden ekkoloddet ikke er lysavhengig, gir dette en bedre oversikt over bunnssubstratet i større dybder, enn for eksempel dykking eller bruk av undervannsdroner gjør. Ekkoloddmetoden gir også et større og bedre overblikk over skiftende habitatforhold. Båtens plutting gjorde dessuten jobben enklere, siden denne var velegnet til å styre undervannsdronen fra. Dronen og båten kunne dermed kjøres samtidig, noe som gjorde dronekjøringen mer effektiv. På denne måten fikk man avdekket større arealer enn om man skal forflyttet seg til fots langs strandlinjen.

Det kunne observeres langt mer fisk på GARMIN LiveScoop enn med undervannsdronen. Ved samtidig bruk av LiveScoop og undervannsdronen, ble det notert at mye fisk unnvek dronen og at disse raskt flyttet på seg før de kunne observeres med dronen. Trolig skyldes det at dronen har lys foran og at det kommer en del lyd og vibrasjon fra propellene. Ved et enkelt eksperiment, der dronelyset ble slått av og på, ble det observert at noen røyer flyttet seg raskt når lyset ble skrudd på.

Basert på erfaringen fra denne undersøkelsen, er det finsedimenter som utgjør mesteparten av substratet under Randsfjordens LRV. Dette er også erfaringen fra tidligere undersøkelser ved dykking (Pavels & Bekkevold 2006). Svært få områder bestående av grus, steiner og blokker, har blitt ansett som egnede gytehabitater. I de få områdene hvor det ble funnet grus, steiner eller blokker, lå disse i nærheten av berg. Trolig er grus-, stein- og blokkmassene rasmasser fra bergene og ikke et resultat av utvasking fra bølgeaktivitet. Bare noen få steder, som ved Bjertnestangen og Tønnerudtangen, ser det ut til at det er god nok sirkulasjon/bølgeaktivitet til at grus og større steiner ikke blir tildekket av finsedimenter.

I tillegg til det kjente området mellom Gullerudvika og Nordleire, kunne det også påvises røyer mellom Hansbråtan og Nordbytangen. Dette er også området som ligner mest på det allerede kjente gyteområdet. Området består av lignende berggrunn (glimmerskifer), er svært bratt ved land og har en svært bratt marbakke bestående av en blanding av grus, steiner og blokker. Basert på atferden til røya som ble observert, i tillegg til gunstig gytehabitat i området, ble det derfor antatt at dette er et gyteområde for røye.

Anbefaling

Det er svært få gyterøyer som har blitt registrert i Randsfjorden, både i det nye området og i de andre undersøkte områdene. Dette tyder på at bestanden av storrøye er fåtallig og at rekrutteringen er begrenset. Uttak av storrøye blir dermed ansett å være svært inngripende i bestanden. Det anbefales derfor en periodevis fredning av gyteområdet mellom Hansbråtan og Nordbytangen. Siden det er oktober, november og desember som har vist seg å være gytetidspunkt for røya i Randsfjorden (Pavels & Bekkevold 2006), er det dette tidsrommet som anbefales at fredningssonen blir gjeldende.

Det er fortsatt manglende kunnskap om gyteområder i Randsfjorden, og det er svært lite kunnskap om bestandsutvikling og påvirkningsfaktorer. Derfor anbefales det videre oppfølging

av områdene som har blitt kartlagt som potensielle gyteområder, i tillegg til en overvåking av områdene det fram til nå er funnet røye. Overvåkingen kan gjøres ved visuell telling iført dykkerdrakt.

5 Referanser

- Aass, P. 1969.** *Crustacea especially Lepidurus arcticus Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs.* Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 49: 183-201.1
- Aass, P. 1984.** *Ørretutsettinger og økonomi.* DVF fiskeforskningen rapport 5-1984.
- Aass, P. 1994.** *Ørretutsettinger i abborvatn, Fiskesymposiet 1994.* Erlandsen, A. H. (red.). Enfo rapport.
- Artsdatabanken 2022.** *Artskart.* <https://artskart.artsdatabanken.no/>.
- AG-FAH. 2011.** *Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen(FAHs).* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 87 s.
- Agostinho, A.A., Alves, D.C., Gomes, L.C., Dias, R.M., Petrere, M & Pelicice, F.M. 2021.** *Fish die-off in river and reservoir: A review on anoxia and gas supersaturation.* Neotropical, Ichthyology, ISSN 1982-0224. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0037>
- Appelberg, M, Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, M., Kurkilathi, M.m Reitanemi, J. Rask, M. 1995.** *Development and intercalibration of methods in Nordi freshwater fish monitoring.* Water Air Soil Pollution 85: 401 – 406.
- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015).** “Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4.” *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Bergan, M.A., Nøst, T.H. & Berger, H.M. 2011.** *Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. Vanddirektivet.* Norsk institutt for vannforskning. Rapport L.NR. 6224-2011. ISBN 978-82-577-5959-9.
- Bocaniov, S.A., Lamb, K.G., Liu, W., Rao, W.L., Smith, R.E.H 2020.** *High sensitivity of lake hypoxia to air temperatures, winds, and nutrient loading: Insight from a 3-D lake model.* Water Resources Research, volume 56, Issue 12. <https://doi.org/10.1029/2019WR027040>.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989.** *Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids.* Hydrobiologia 173: 9-43.
- Borgstrøm, R. 2019.** *Skjoldkreps - eit viktig næringsdyr i høgjellsvatn som er sterkt påverka av miljøfaktorar.* Vannforeningen, 54, 01.
- Borgstrøm, R. 1975.** *Skjoldkreps, Lepidurus arcticus Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg.*
- Borgstrøm, R. 1971.** *Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbufjorden og Øyangen i Vang i Valdres, sommeren 1970.* LFI rapport 6.
- Bækken T., Kjellberg G. & Linløkken A. 1999.** *Overvåkning av bunndyr i grensekryssende vassdrag i østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking.* Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. Rapport nr. 48, ISBN 82-7555-003-3.
- Bækken, T. & Kjellberg, G. 2004.** *Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr.* Norsk institutt for vannforskning, rapport LNR 4923 – 2004. ISBN 82 – 577 – 4614 – 2.

- Calles, O., Degermann, E., Wickstrøm E., Christiansson J., Wickstrøm H., & Næslund, I. 2013.** *Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar.* Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013: 14.
- Dahl, K. 1917.** *Studier og forsøk over ørret og ørretvann.* Doktorgradsavhandling, Universitetet i Oslo. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Deeds, J., Amirbahman, A., Norton, S.A., Sutor, D.G. Bacon, L.C. 2021.** *Predicting anoxia in low-nutrient temperate lakes.* Ecological Applications, Volume 31, Issue 6. <https://doi.org/10.1002/eap.2361>.
- Degerman, E., Appelberg, M., Nyberg, P. 1992.** *Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes.* Hydrobiologia 230, S. 201-212. <https://doi.org/10.1007/BF00036566>.
- DV [Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften] 2018.** *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* Veileder 02:2018.
- DV [Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften] 2014.** *Sterkt modifiserte vannforekomster. Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak.* Veiledere 01:2014.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2014.** *Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung.* Hennef, 334 s.
- Eidsiva 2019.** *Tiltaksplan for toveis fiskevandring forbi Sagnfossen og Lutufallet i Trysilva Hedmark fylke.* Brev til Statsforvalteren i Innlandet 20.05.2019.
- Engblom, E. & Lingdell, P-E. 1983.** *Vilket skydd har de vattenlevande smådjuren i landets naturskyddsområden? En studie av forsurnings- och foreningsförhållanden.* Naturvårdsverket rapport 3349. S. 274.
- Engdahl, G. O. 2006.** *Evidence of trophic polymorphism in Lake Randsfjorden, Norway? Analyses of morphology, stable isotopes and mercury concentrations in Arctic charr (Salvelinus alpinus).* Masteroppgave, Norges miljø og biovitenskapelig universitet, fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning.
- Enerud, J. & Garnås, E. 1991.** *Fiskeribiologiske undersøkelser i Sperillen, Ringerike kommune – 1989.* Fylkesmannen i Buskerud. Miljøvern avdelingen Rapport nr 2-1991.
- Eriksen, H., Lindås, O. R. og Hegge, O. 1998.** *Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 1997.* Fylkesmannen i Oppland, miljøvern avdelingen. Rapp. nr. 4/98, 69 s.
- Evtimova V. V. & Donohue, I. 2014.** *Quantifying ecological responses to amplified water level fluctuations in standing water: an experimental approach.* Journal of applied Ecology, 51, 1282-1291. doi: 10.1111/1365-2664.12297.
- Evtimova V. V. & Donohue, I. 2015.** *Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes.* Freshwater Biology, volume 61, Issue 2, S.251-264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>
- Forseth, T. & Harby, A. 2013.** *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag.* - NINA Temahefte 52. 1-90 s.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red) 2008.** *El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer.* – NINA Rapport 488. 74 s.

Fifish 2023. *Fifish V6 EXPERT*. <https://www.fifish.co.uk/fifish-v6-expert/>.

Fjellheim, A., Raddum, G.G., 1990. *Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes*. Volum 96, S. 57-66. ISSN 0048-9697, [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90006-G](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90006-G).

Fjeldstad, H.P., Pulg, U. & Forseth, T. 2018. *Sikkert toveis fastevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis*. SINTEF, Rapport nr. 2017:00723, ISBN 978-82-14-06617-3.

Garmin 2023 A. *Striker Vivid 9sv*. <https://www.garmin.com/nb-NO/p/739043#overview>.

Garmin 2023 B. *Panoptic LiveScoop – System*. <https://www.garmin.com/nb-NO/p/591379#overview>

Garnås, E. & Gunnerød, T.B. 1982. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Regulerte vatn i Åbjøravassdraget i 1981*. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Rapport nr. 8-1982.

Garnås, E. & Gunnerød, T.B. 1980. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Flyvatn og Veslevatn i Veste Slidre, Oppland 1979*. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Rapport nr. 6-1980. ISSN 0332-530X.

Gravem, F. & Gregersen 2013. *Potensielle gyteplasser for storørøya i Randsfjorden, som kan være påvirket av dagens regulering*. SWECO, Rapport nr. 140102-2.

Gregersen, F. & Hegge, O. 2009. *Vassdragsreguleringer og fisk i regulerte vassdrag i Oppland*. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen. Rapp. nr. 12/09, 160 s.

Gregersen F. 2002. *Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland – Fagrapport 2001*. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen. Rapport 4/2002.

Gregersen, F. & Torgersen, P. 2009. *Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 2008*. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen. Rapp. nr. 3/09, 60 s samt vedlegg.

Gladsø, J.A., Fjeldseth, Ø., Hegge, O., Jørgensen, F., Knapp, A., Kroglund, F., Museth, J., Ravneberg, E., Ødegård, F.E., Dervo, B.K. 2020. *Forslag til strategi for bevaring og utvikling av bestandene av storørret*. Norsk institutt for natruforskning, Rapport M-M-1786.

Gunnerød, T.B., Klemetsen, C.E. & Møkkelgjerd, P.I. 1973. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Begna- og Åbjøravassdragene i 1973*. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Rapport nr. 2-1975.

Gustafsson P., Hegge O., Qvenild T.F & Fallström M. 2022. *Två länder – én elv. Sluttrapport*. Statsforvalteren i Innlandet: Rapport nr 3–2022, ISBN: 978-82-8410

Hafslund 2023. *Ylja*. <https://hafslund.no/kraftverk/ylja>.

Hafslund 2023. *Sagnfossen*. <https://hafslund.no/kraftverk/sagnfossen>.

Hamarsland, Arne 2001. *Biotoptiltak og restaurering av vassdrag – Hedmark*. Norges vassdrag- og energidirektorat Rap 2001 – 15.

Haugen, T.O. & Vøllestad, L.A. 2002. *Effects of variable and size-selective gill-net fishing on life-history evolution in grayling*. Department of Biology, University of Oslo.

Haugen, T. & Rygg, T.A. 1993. *Prøvefiske i Torsdalsvatnet, Bennisjøen, VElsetervatnet og Nisjuvatnet, Gausdal Nordfjell høsten 1992*. Gausdal kommune, Miljøvernsektoren. 22 s.

Hesthagen & T., Østborg, G., 2008. *Endring i areal med forsuringsskadde fiskebestander i norske innsjøer fra rundt 1990 til 2006*. NINA Rapport 169. 114 s.

Heggenes, J. & Saltveit, S.J. 1982. *Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvassdraget, Kongsvinger, Hedmark*. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 53, 30 s.

Hohne, L., Palmer, M., Monk, C.T., Matern, S., Nikolaus, R. & Trudeau, A. 2020. *Environmental determinants of perch (*Perca fluviatilis*) growth in gravel pit lakes and the relative performance of simple versus complex ecological predictors.* Ecology of freshwater fish, volume 29, Issue 4.

Huitfeldt-Kaas, H. 1931. *Om ørretens vekstforhold i Storvatnet og Buaraaen i Vestre Slidre.* Stensil 1931.

Huitfeldt-Kaas, H. 1918. *Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge – med et tillæg om krebsen.* Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s. + vedlegg.

Håll, J., Jensen, T.C., Bongard, T., Hammer, J.M., Bækkelie, K.A.E., Myrvold, K.M., Garmo, Ø.A., Kile, M.R., Mutinova, P. & Skjelbred, B. 2018. *Overvåkning av vannforekomster i Hedmark i 2018.* NIVA Rapport L.NR. 7379-2019, ISBN: 978-82-577-7114-0, ISSN 1894-7948.

Inatur 2022. *Fiskeopplevelser på Finnskogen - Varald Statskog.* Fiskeopplevelser på Finnskogen - Varald Statskog. | inatur.no.

Javierre, P.C., Morán, P. & Marco-Rius, F.M 2013. *A review of the genetic and ecological basis of phenotypic plasticity in brown trout.* Trout: From Physiology to Conservation, Nova Science, S. 9-26.

Jensen, K.W. 1957. Permanent og midlertidige reguleringer av St. Flyvatn.!. Virkninger på fisket i St. Flyvatn og Veslevatn. Stensil.

Johnsen, S. I., Museth, J., Sandlund O. T. & Dokk, J. G. 2013. *Fiskebiologiske undersøkelser i Møkeren, Kongsvinger kommune - Beskrivelse av fiskesamfunnet og vurdering av forhold for ørret og ørretutsettinger - NINA Rapport 948.* 18 s. Norsk institutt for naturforskning.

Johnsen, S.I., Olstad, K., Dokk, J.G, Holter, T. 2019. *Fiskebiologiske undersøkelser i Varald-sjøen.* NINA rapport 1687. Norsk institutt for naturforskning.

Jørgensen, M. 2021. *Hvordan påvirker vannkvaliteten i fire bekker livshistoriestrategien til ørreten (*Salmo trutta*) i Råsjøen?* Masteroppgave 60 stp, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA).

Kondolf, G.M. 1997. *Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels.* Environmental Management Vol. 21, No. 4, S. 533–551

Kraabøl, M. & Nashoug, O. 2010. *Fiskevandring forbi kraftverk og dammer i Rena og Glomma: Systemforståelse, lokal og internasjonal basiskunnskap og innspill til instruksjoner ved de enkelte fiskepassasjene.* NINA Rapport 537. 47 S.

Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Forseth, T., Museth, J. & Skurdal, J. 2012. *Hva om Hunderørret var laks?* Tidsskriftet VANN, Vannforeningen, 2013, Volum 03, S. 340 – 356.

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

Le Cren, E. D. 1951. *The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis* L.).* Journal of Animal Ecology 20: 201-219.

Lehtonen, H. 1996. *Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries.* Fisheries management and Ecology, s. 59 – 71. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.1996.tb00130.x>.

Lie, E. F., Norum, I. C. J., Esdar, L. C. R., & Linløkken, A. 2019. *Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland - Fagrapport 2018*. Fylkesmannen i Innlandet, rapport nr. 5/19, 123 s. + vedlegg.

Linløkken, A. 1987. *Årsrapport for 1986. Glommaprosjektet*. Rapport nr. 3,34s.

Linløkken, A.N. 2008. *Population ecology of perch (Perca fluviatilis) in boreal lakes*. Karlstads universitet, Faculty of Social and Life Sciences Biology. ISSN 1403-8099, ISBN 978-91-7063-180-1.

Lovdata 2022. *Forskrift om fiske i Randsfjorden med tilløpselver og bekker, Jevnaker, Gran, Søndre Land og Nordre Land kommuner, Innlandet og Viken*. <https://lovdata.no/dokument/LFO/forskrift/2022-01-31-179>. § 5, lest 20.04.2023.

Løvik, J.E., Eriksen, T.E., Kile, M.R., Schneider, S. og Skjelbred, B. 2012. *Overvåking av vassdrag i Hedmark i 2011*. NIVA-rapport 6354-2012. 57 s.

Løkensgard, T. 1981. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbufjorden høsten 1981*. Fiskerikonsulentene i Øst-Norge. Rapport 15/1981.

McEwen, C. & Butler, M.G. 2010. *The effects of water-level manipulation on the benthic invertebrates of managed reservoir*. *Freshwater Biology*, Volum 55, s.1086-1101.

Matt, K.J. 2022. *Spawning characteristics of yellow perch during periods of water level fluctuations in a hydropower reservoir*. Graduate Theses, Dissertations, and Problem Reports 7960.

Mazerolle MJ (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 2.3.2, <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.

Meteorologisk institutt 2022. *Østlandet siden 1900*. Østlandet siden 1900 (met.no).

Milbrink, G. & Johansson, N. 1975. *Some effects of acidification on roe of roach, Rutilus rutilus L., and perch, Perca fluviatilis L. – with special reference to the Åvaå lake system in Eastern Sweden*. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 54, S. 52-62.

Muniz, I.P. 1984. *The effect of Acidification on Scandinavian Freshwater Fish Fauna*. Royal Society. Vol. 305, Nr 1124, S.517-528.

Møkkelgjerd, P.I. & Gunnerød, T.B. 1978. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Begna- og Åbjøravassdragene i 1977*. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Rapport nr. 5-1978.

Nashoug, O. 1986. *Vannkvalitet og registreringer i Glomma tilløpselver*. Upublisert (pp. 16). Hamar.

Norum, I. 2021. *Fangstregistreringer i Flyvatn (Storfjorden). Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland*. Statsforvalteren, fangstovervåking Flyvatn.

Nurnberg, G.K. 1995. *The Anoxic factor, a quantitative measure of anoxia and fish species richness in central Ontario lakes*. *Transactions of the American Fisheries Society* 124, S. 677-686, 1995.

NVE 2022. *NVE Atlas*. Norges vassdrags- og energidirektorat. <https://atlas.nve.no/html5Viewer/?viewer=nveatlas>.

NVE 2022. *REGINE*. Norges vassdrags- og energidirektorat. <https://temakart.nve.no/tema/nedborfelt>.

Nyqvist, D., P.A. Nilsson, I. Alenäs, J. Elghagen, M. Hebrand, S. Karlsson, S. Kläppe & O. Calles. 2017. *Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon. Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam*. In *Ecological Engineering*, Volume 102, 2017, Pages 331-343, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>.

Pavels, H. & Bekkevold, C. 2006. *Kartlegging av gyteområder hos storrøye i Randsfjorden. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske.* Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. Rapportnr. 241 – 2006, ISSN0333-161x.

Persson, L., Bystrom, P, Wahlstrom, E. 2000. *Cannibalism and competition in Eurasian perch: population dynamics of an ontogenetic omnivore.* Ecology, ecological society of America, Volume 81, Issue 4, S. 1058-1071. <https://doi.org/10.1007/BF00004866>

Christoph Postler & Espen Olsen Espedal 2021. Tiltaksvurdering gyteområder ved Tingberget og Granrudmoen i Øyer Kommune 2022. LABORATORIUM FOR FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE, NORCE. Notat 05/2021.

Qvenild, T. og Linløyken, A. 1989. *Glomma – fisk og reguleringer.* Glommaprosjektet, sluttrapport, 62s.

Qvenild, T. 2000. *Fiskeribiologiske undersøkelser i Brødbølvasdraget 1999.* Notat, 4 s.

Qvenild, T. 2008. *Fisken i Glommavassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen.* Rapport nr. 2 – 2008, 136 s. ISBN: 978 82 7555 140 3.

Raddum, G.G, Hesthagen, T., Fjellheim A. 1988. *Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms.* Verh. Int. Limnol. 23 2291-2297.

Radke, R.J., Eckmann, R. 2001. *No general percid dominance under mesotrophic lake conditions: A test of several hypotheses.* Limnologica, Volume 31, Issue 1, S. 37-44. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(01\)80046-3](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(01)80046-3).

Ricker, W. E. 1979. *Growth rates models.* Side 677-743 i: Hoar, W. S., Randall D. J. & Brett, J. R. (red.). Fish Physiology 8. Bioenergetics and Growth. Academic Press, New York.

Rognerud, S., Løvik, J.E. & Lydersen E. 2006. *Røgden og Møkeren - Vannkjemisk og biologisk status.* NIVA, Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 5225-2006. ISBN 82-577-4948-6.

Ruiter, H., Helland, A., Kaurin, M., & Bremnes, T. 2015. *Vannovervåking i elver og innsjøer, Hedmark.*

Sandklev, K. 2016. *Sidevassdrag til Glomma mellom Kongsvinger og Høyegga Høgskolen i Hedmark.* Oppdragsrapport nr. 4 – 2016

Sandlund, O. T. (red.) 2013. *Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem.* Miljødirektoratet, Rapport M22-2013. 60 s.

Schartau, A.K, Fjellheim, A., Walseng, B., Skjelkvåle, B.L., Halvorsen, G., Hindar, A., Raddum, G., de Wit, H., Skancke, L., Saksgård, R., Manø, S., Solberg, S., Høgåsen, T., Berg, T., Hesthagen, T., Aas, W., Kaste, Ø. 2005. *Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør.* Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport 5082, 941/2005.

Sevaldrud, I. H. 1970. *Fiskeundersøkelser i Øyangen og Steinbusjøen, Vang.*

Silva AT, Lucas MC, Castro-Santos T, m.fl. 2017. *The future of fish passage science, engineering, and practice.* Fish Fisheries 2017; 00:1– 23. <https://doi.org/10.1111/faf.12258>

Sørensen, J., Brodtkorb, E., Haug, I., Fjellanger, J. 2015. *Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022.* Norges vassdrags- og energidirektorat. Rapport nr. 49/2013. S.115.

Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A., Rask, M. 2003. *Fish status survey of nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species*

composition. *AMBIO A Journal of the Human Environment* 32, S. 98-105. DOI: 10.1639/0044-7447(2003)032[0098:FSSONL]2.0.CO;2.

Ugedal, O., Forseth, T. & Hesthagen, T. 2005. *Garnfangst og størrelse på gytefisk som hjelpemiddel i karakterisering av aurebestander*. NINA Rapport 73, 52 s.

Vann-Nett 2023. Miljødirektoratet. <https://vann-nett.no/portal/>

Zippin, C. 1958. *The removal method and population estimation*. *Journal of Wildlife Management* 22: 82- 90.

Økland, J. and K. Økland. 1986. *Effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams*. - *Experientia* 42: 471-486.

6 Vedlegg

6.1 Vedlegg 1: Modell-testing kondisjon

Modeller testet etter AIC-rangering for effekten av ulike variabler på kondisjon i Øyangen og Steinbusjøen, med samlet data for 2001, 2008 og 2022.

Modell	K	AIC	Delta_AIC	AICWt	Cum.Wt	LL
År prøvefisket	3	-565.52	0	0.77	0.77	285
Vill/utsatt + År Prøvefisket	5	-562.79	2.730	0.20	0.97	286
Alder + År + Innsjø	21	-558.22	7.300	0.02	0.99	301
Alder + År + Innsjø + Vill/utsatt	23	-562.79	10.160	0	1	302
Alder + År	20	-555.36	10.160	0	1	298
Vill/utsatt + Alder	21	-554.62	148.610	0	1	230
Vill/utsatt	4	-414.54	150.980	0	1	211
Alder	19	-410.43	155.090	0	1	225
null	2	-377.20	188.330	0	1	190

6.2 Vedlegg 2: Modell-testing vekst

Modeller testet etter AIC-rangering for effekten av ulike variabler på vekst for vill ørret i Øyangen og Steinbusjøen 2001, 2008 og 2022.

Modeller	K	AIC	Δ AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
Alder + år prøvefisket	5	15801.52	0.00	0.68	0.68	-7895,76
Alder + år prøvefisket + innsjø	6	15803.00	1.480	0.32	1	-7895,5
Alder	3	16258.00	456.48	0	1	-8126
År	3	16258.00	456.48	0	1	-8126
Innsjø	3	18659.59	2858.08	0	1	-9326,8
null	2	18661.41	2859.89	0	1	-9328,7

6.3 Vedlegg 3: Sammendrag «Tiltaksvurdering gyteområder ved Tingberg og Granrudmoen i Øyer Kommune 2022»

«Det ble gjennomført visuell undersøkelse ved snorkling av to gyteområder i Gudbrandsdalslågen; ved Tingberg og Granrudmoen i Øyer Kommune. Ved Granrudmoen befant gyteområdene seg i all hovedsak mot den østlige bredden av elven på brekket ut fra Jemnefjorden. Gyteområdet var ikke veldig stort sett i forhold til størrelsen av vassdraget, og beregning av areal var vanskelig da gytegrusen befant seg flekkvis fordelt mellom grovere substrat. Det estimeres at det tilgjengelige gytearealet som ble observert var i størrelsesorden 50 – 100 m². Ved Tingberg ble det observert grus egnet for gyting særlig i strømskygger bak broelementer og store blokker. Her ble det observert omtrent 100 – 200 m² med potensielle gyteområder. Energien i vannet ved flom er trolig for stor til at grus blir liggende i de øvrige delene av det undersøkte området ved Tingberg. Det eneste stedet i undersøkelsesområdene som ville vært egnet for utlegg av gytegrus er på brekket av Jemnefjorden ved Granrudmoen. Her er det i utgangspunktet stort areal, men relativt lite grus. Substratet virket relativt upåvirket av menneskelige inngrep med unntak av noe sprengstein et stykke nedstrøms selve brekket. Grusen som ble observert i området bar stedvis preg av å ha vært benyttet som gyteplass av ørret, og det er heller ikke utenkelig at storørreten gyter i noe av det grovere substratet som befinner seg på stedet. Ettersom ørreten i vassdraget sannsynligvis er tilpasset til dette bunnsubstratet,

anbefales det ikke å legge ut ny grus i området. Det anbefales å gjennomføre en helhetlig kartlegging av vassdraget med fokus på gyte- og oppvekstområder.» (Postler & Espedal 2021).