



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Evaluering av fysiske miljøtiltak og miljøeffekter på yngeltetthet av sjørret (*Salmo trutta*) i 13 bekker i Verdal kommune

Evaluation of physical measures and environmental effects on juvenile sea run brown trout (*Salmo trutta*) density in 13 streams in Verdal municipality

Emilie Pedersen

Master i Naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på mine fem år ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er skrevet i forbindelse med prosjektet «Ny giv for sjørretbekkene i Verdal», og følger opp det tidligere arbeidet i bekkene av henholdsvis Vårhus (2015), Hol (2018) og Richenberg (2019). Dataene fra deres undersøkelser benyttes i analysene i denne studien. Prosjektet i Verdal er finansiert av Miljødirektoratet, Statsforvalteren i Trøndelag, NMBU, Statens vegvesen, NVE, Verdal kommune. Takk for at dere gjorde prosjektet mulig økonomisk. Takk også til Vannforeningen for økonomisk støtte til feltarbeidet mitt i 2020.

En stor takk til min hovedveileder, professor Thrond Haugen for uvurderlig hjelp med analyser, gjennomlesninger og motivasjon. Også en stor takk til biveileder Stian Stensland for smittende engasjement, flere gode porsjoner lokalkunnskap, koordinering og konstruktive tilbakemeldinger på skriftlig arbeid.

Takk til min feltpartner Thomas Ustvett for et hyggelig opphold i Verdal. Uten deg og dine kule polaroidbriller hadde nok mang en fisk unnsuppet.

Et stort antall frivillige bidro til feltarbeidet i Verdal. En spesielt stor takk rettes til Arvid Husan, Frode Kjønstad og Gjermund Gomo. Takk til Thor-Bjørn Rudi Thorkildsen, Mari Vold, Vidar Segtnan, Randi Segtnan, Ragnar Arntzen, Arild Stenberg, Aslak Rotmo, Einar Gustad, Anne-Gudrun Lyngsmo, Maurice Samulski, Torgeir Bjørkli, Marcel Fossum, Asle Solberg og Einar Jostein Bjørnsmo. Uten deres innsats ville feltarbeidet tatt vesentlig lengre tid. En takk går også til grunneierne av forskingsbekkene, Svein Johan Hermann og Terje Jünge for oppbevaring av utstyr, og til Østnes Camping for god og varm hytte.

Jeg vil også takke kohorten min i Stova som med pause prosjekter i hagen og steinovnsbakt pizza har løftet hjemmekontoret til nye høyder.

Sist men ikke minst en stor takk til kjæresten min Snorre Sundsbø for tålmodighet, kommentarer til teksten, oppklarende statistikk-samtaler og seilturer gjennom hele masterperioden.

Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet

Ås, 01. juli 2021

Emilie Pedersen

Sammendrag

Inngrep i bekker og elver i forbindelse med infrastruktur og jordbruk, kan medføre vandringsproblemer og uegnet habitat for anadrom laksefisk. Tiltak for å forbedre bekehabitater og gjenopprette vandringsmulighetene mellom disse, ses som nødvendig for å ivareta den anadrome sjørreten (*Salmo trutta*). Flere slike tiltak er gjennomført i Verdal kommune i Trøndelag. I denne studien ble 13 av kommunens sjørrettførende bekker undersøkt med mål om å evaluere effekt av tiltak på yngel av sjørret.

I perioden august og oktober 2020, ble stasjoner på 100 m² i alle bekker elfisket. De abiotiske miljøforholdene i stasjonene ble registrert ved måling av 10 miljøvariabler, og antall stasjoner varierte fra 2-8 per bekk. I de 11 tiltaksbekkene, Broskitbekken, Eklobekken, Follobekken, Hyllbekken, Kvellstadbekken, Korådalsbekken, Kvisla, Semsbekken, Skjördalsbekken, Stubbekken og Valbekken, var stasjonene fordelt både opp- og nedstrøms tiltak. To bekker uten tiltak, Bjørk-/Sundbybekken og Rossvollbekken, ble også undersøkt og inkludert som kontrollbekker for sammenlikning. Fisketetthet av yngel (0+) og ungfisk (>0+) beregnet fra elfisket, samt miljøvariablene, ble deretter benyttet i to analyser. Først ble det utført én analyse av data utelukkende fra 2020 for å undersøke effekter av miljøvariabler som kun ble registrert dette året. I tillegg ble data fra tidligere år (2015, 2017 og 2018) samlet inn og analysert sammen med data fra 2020. Dette for å måle effekter av opp- og nedstrøms tiltak, tiltakstype, og fra antall år etter tiltak. Det ble også undersøkt hvilke miljøvariabler som var mest forklarende på tetthet av 0+ i perioden 2015-2020. I begge analyser var tettheten av >0+ inkludert som forklaringsvariabel ettersom man kan forvente konkurranse mellom årsklassene.

I begge analyser var tetthet av 0+ i størst grad forklart av tetthet av >0+, hvorav påvirkningen fra >0+ var positiv. En forklaring på dette kan være at tetthetsuavhengige faktorer er en viktigere regulator på yngelen enn konkurranse. Tettheten av 0+ ble også i stor grad forklart av de abiotiske faktorene som beskrev de hydromorfologiske forholdene i bekken (vannhastighet, dybde og substrat). Analysen av 2020-dataene viste at andelen skjul i substratet var positivt korrelert med 0+-tettheten. I analysen av årene 2015-2020 var vannhastighet den eneste abiotiske miljøvariabelen om hadde positiv påvirkning på tetthet av 0+. Tiltakstype viste seg også å være forklarende faktor, hvorav alle typene hadde positiv effekt på tettheten av 0+. Det habitatforbedrende tiltaket i Skjördalsbekken hadde størst positiv effekt, de konnektivitetsfremmende tiltakene nest mest positiv effekt, og

kloakksaneringen i Kvisla hadde svak positiv effekt. Ettersom to av kategoriene kun inneholdt én bekk per tiltakstype, vil et bedre datagrunnlag være nødvendig for å påvise effekt av tiltakstype med sikkerhet.

Samlet sett var det ikke statistisk mulig å måle økning i tetthet på oversiden av tiltakene per 2020. Flere konnektivitetsfremmende tiltak ser ikke ut til å være optimalt utformet, og trenger modifikasjoner for å tillate/bedre fiskevandring (Semsbekken, Stubbekken, Eklobekken, Follobekken). I Kveldstadbekken gikk tetthet ned etter tiltak (fra 182 yngel/100 m² i 2019 til 14 i 2020). På en annen side ser det ut til at de konnektivitetsfremmende tiltakene i Valbekken (fra 61 yngel/100 m² før tiltak til 229 i 2020) og Hyllbekken (fra 3 yngel/100 m² før tiltak til 64 i 2020) har hatt god effekt. Det habitatforbedrende tiltaket i Skjördalsbekken førte til en økning fra 82 yngel/100 m² til 476 på den restaurerte strekningen, og fisken har kommet tilbake i Kvisla der kloakken er sanert (fra fisketom til 3 yngel/100 m²). Tiltaket i Korsådalsbekken har fungert godt alle tidligere år, men i 2020 var yngeltetthetene svært redusert (fra 105 yngel/100 m² i 2019 til 14 i 2020). Her kan konkurranse med den sterke årsklassen fra 2019 være en forklaring på lav 0+-tetthet. Dette studiet kunne ikke bevise fisk på oversiden av tiltaket i Brokskitbekken, men oppvandrende fisk ble funnet ved en annen anledning i oktober samme år.

Videre oppfølging av tiltakene vil være nødvendig for å kunne skille tiltakseffekter fra naturlige svingninger i tetthet, og også for å gi fisken tid til å kolonisere nye områder ovenfor tiltak. Mangel på tilstrekkelige før-data i denne oppgaven påpeker viktigheten av gode undersøkelser før nye tiltak iverksettes. I tillegg vil det være viktig å påse at utformingen av konnektivitetsfremmende tiltak tilpasses slik at både ung- og voksen fisk kan passere, samt at tiltaket står i stil med de lokale forholdene for vannføring. Denne oppgaven bidrar til en lengre tidsserie med overvåkning av tiltakene i Verdalsbekkene. Erfaringene fra Verdal vil kunne komme godt med når flere liknende prosjekter skal i gang i forbindelse med FNs tiår for naturrestaurering 2021-2030.

Abstract

Land-use-changes due to infrastructure and agricultural activity causes problems with migration and degraded habitat for anadromous fish in rivers and streams. Measures that enhances connectivity and in-stream habitat quality for sea run brown trout (*Salmo trutta*) are considered a key asset to achieve the goals of the Water framework Directive (WFD). Such measures are in this study evaluated in 13 streams of Verdal municipality in Trøndelag, Norway, using young-of-the-year (0+) trout density as a quality measure.

Electronic fishing was conducted in stations (100 m²) between August and October 2020. The abiotic environment was registered by measuring 10 habitat variables. The number of stations varied from 2 to 8 in each stream. In all 11 streams, Brokskitbekken, Eklobekken, Follobekken, Hyllbekken, Kvellstadbekken, Korådalsbekken, Kvisla, Semsbekken, Skjördalsbekken, Stubbekken and Valbekken, stations were distributed both down- and upstream measure. Two streams, Bjørk-/Sundbybekken and Rossvollbekken, was included as control-streams. Both 0+-density and density of older parr (>0+) calculated from the electrofishing, as well as the habitat variables, were included in two analyses. First, an analysis was conducted solely on data collected in 2020. This was done to examine the effect of additional habitat variables only registered in 2020. Second, data from 2020 was analyzed together with data from previous research in the streams (2015, 2017 and 2018). This was done to examine the before-after effect of the measures, as well as which habitat variables that where most explanatory for 0+-density in the period 2015-2020. In both analyses, density of >0+ was included as an explanatory variable due to expected competition between the year classes.

In both analysis, density of 0+ was most explained by the density of >0+, where the correlation was positive between year-classes. This might be due to density- independent factors being more important than the density dependent factors. The hydromorphological variables water velocity, depth and substrate were also explanatory to 0+-density. The analysis solely on data from 2020 showed a positive effect from substrate, whereas the analysis of data from 2015-2020 showed only positive effect from water velocity. In the analysis 2015-2020, the effect of measure type/technique was conducted, having only positive effects on 0+-density. The habitat-improvement in Skjördalsbekken had the largest positive effect, the connectivity-enhancing measures the second most positive effect, and the sewage remediation in Kvisla had only a small positive effect. As two of the categories are

represented by only two streams, a better and larger dataset would be necessary to evaluate the actual effect of the techniques in the streams.

Overall, it was not statistically possible to detect successful increase in 0+-density upstream the measures. In many cases, modifications will be positive to improve the measures enhancing connectivity (Semsbekken, Stubbekken, Eklobekken, Follobekken). In Kvellstadbekken the connectivity measure seems to have had negative impact as 0+-density decreased after measure (from 182 0+/100 m² in 2019 to 14 in 2020). On the other hand, the connectivity enhancement in Valbekken (from 61 0+/100 m² before, to 229 after) and Hyllbekken (from 3 0+/100 m² before, to 64 after) seems to have been successful. The habitat-improving measure in Skjördalsbekken caused an increase in 0+-density from 82 0+/100 m² in 2019 to 476 in 2020, and the trout has returned after the sewage remediation in Kvisla (from 0 to 3 0+/100 m²). The new culvert in Korsåalsbekken had been functioning properly the previous years, but 0+-density was dramatic reduced in 2020 (from 105 0+/100 m² in 2019 to 14 in 2020). The strong yearclass of 2019 could indicate competition among year-classes to cause this reduction. This study was unable to detect fish upstream the connectivity-enhancement in Brokskitbekken, but up-migrating fish was observed on another occasion in October the same year.

Further evaluation and monitoring of the streams will be necessary to distinguish measure-effects from other abiotic impacts, as well as providing time for recolonization upstream. The weakness in this study regarding few and missing before-data, underlines the importance of committing proper studies before implementation of measures. It will also be important to secure that future connectivity-enhancement projects are designed to allow passage of both young and older fish, as well as being customized to the local variety of waterflow. This study contributes to a longer timeseries of monitoring the measures in Verdal. The experiences from the Verdal-projects might be helpful for future projects associated with the UN Decade on Ecosystem Restoration 2021-2030.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	ii
Sammendrag.....	iv
Abstract.....	vi
1. Introduksjon	1
2. Materialer og metoder	4
2.1 Materialer.....	4
2.1.1 Studieområde.....	4
2.1.2 Tiltak	6
2.1.3 Studiearter	7
2.2 Metoder	8
2.2.1 Datainnsamling.....	8
2.2.2 Behandling og presentasjon av rådata.....	11
2.2.3 Begrunnelse for analyser	11
2.2.4 Statistiske analyser	12
3. Resultater	15
3.1 Fiskefangster	15
3.1.1 Lengde- og årsklassefordeling hos ørret.....	15
3.1.2 Tetthetsfordeling av ørret.....	16
3.1.3 Utvikling i tetthet av 0+ og >0+ i perioden 2015-2020.....	19
3.2 Kvantitative analyser av materiale fra 2020	21
3.2.1 Sammenheng mellom miljøvariabler.....	21
3.3 Kvantitative analyser av materiale fra 2015-2020.....	25
3.3.1 Sammenheng mellom miljøvariabler.....	25
3.3.1 Påvirkningsfaktorer på yngeltetthet i perioden 2015-2020.....	26
4.Diskusjon.....	30
4.1 Hvordan påvirker miljøvariablene yngeltetthet?	30
4.1.1 Påvirker konkurranse med eldre årsklasser tetthet av 0+? (H1.1)	30
4.2 Viser tiltakene ønsket effekt på yngeltettheten?	32
4.2.1 Har tiltaket ført til økt tetthet av 0+ oppstrøms tiltak? (H2.1).....	32
4.2.2 Har fisken kommet tilbake etter kloakksanering? (H2.2)	34
4.2.3 Påvirker tiltakstype yngeltettheten?	35
4.3 Påvirkes yngeltetthet av antall år etter tiltak?	36
4.3.1 Øker yngeltettheten med antall år etter tiltak? (H3.1).....	36
4.4 Evaluering av metoder og forslag til endringer	36
4.4.1 Usikkerhet knyttet til datainnsamling	36

4.4.2 Usikkerhet i analysene	37
4.5 Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak	38
5. Konklusjon	40
Litteraturliste	41

Vedlegg

Vedlegg 1: Om bekkene

Vedlegg 2: Anadrom strekning

Vedlegg 3: GPS-koordinater

Vedlegg 4: Årsklasser 0+ og >0+

Vedlegg 5: Tetthet over tid (1985 – 2020)

Vedlegg 6: Lengdefordeling og antall laks

Vedlegg 7: Laksetetthet over tid

Vedlegg 8: Habitatregistreringer

Vedlegg 9: De 20 mest støttende AICc-modellene fra analysen av 2020-

Vedlegg 10: De 30 mest støttede AICc-modellene fra 2015, 2017, 2018 og 2020

1. Introduksjon

I år trer vi inn i FNs tiår for naturrestaurering– et internasjonalt krafttak for å bøte på menneskelig induisert forringelse av økosystemer og tap av biomangfold (FNs generalforsamling, 2019). Et av jordas mest påvirkede og sårbare økosystemer er ferskvannssystemene hvor omlag en av tre arter står i fare for å dø ut (Collen et al., 2014). Gjennom EUs vanndirektiv som implementert i norsk lov siden 2007, er det derfor et mål at alle europeiske vannforekomster skal oppnå minst 'god' økologisk og kjemisk tilstand (Vannforskriften, 2019). Utbygging til vannkraft, jordbruksaktivitet og infrastruktur, samt forurensning, har i Norge og Europa ført til endrede økologiske og kjemiske forhold i elver og bekker (Anonym, 2019). Slike endringer påvirker blant annet anadrom laksefisk som er en av indikatorene i klassifiseringen av økologisk tilstand (Vanndirektivet, 2018). Tiltak for å forbedre bekkehabitater og gjenopprette vandringsmulighetene mellom disse, ses som nødvendig for å ivareta blant annet den populære sportsfisken sjørreten (*Salmo trutta*).

Sjørreten, den anadrome varianten av ørret, vokser opp i små bekker og mindre elveløp før den vandrer ut i hav- og kystområder på næringssøk (Jonsson & Jonsson, 2011). Etter kjønnsmodning vender den tilbake til bekken for å gyte, noe den gjør flere ganger i løpet av livet (Jonsson & Jonsson, 1993). Langs store deler av Norskekysten rapporteres det om reduserte sjørretbestander, og kun 20% av totalt 450 bestander ble i 2019 vurdert til å være i minst god eller bedre økologisk tilstand (Anonym, 2019). Årsaken til den dårlige tilstanden skyldes antakelig i stor grad påvirkning fra lakselus, men også en kombinasjon av ulike faktorer i ferskvannsfasen (Anonym, 2019). Både ung og voksen sjørret vandrer og benytter seg av ulike habitater gjennom livet (Forty et al., 2016). Dette gjør fisken sårbar ovenfor menneskeskapte inngrep som reduserer vandringsmuligheter mellom gyte-, oppvekst- og overvintringsområder (Lucas & Baras, 2001). I oppvekstfasen avhenger tetthet, overlevelse og vekst hos yngel (0+) av konkurranse om habitater og næring med eldre ungfisk (>0+) (Bohlin, 1977). Dette biologiske samspillet avhenger igjen av det abiotiske bekkemiljøet, hvor variasjon i vannhastighet og bunnsubstrat, samt god tilgang på kantvegetasjon, død ved og vannkvalitet er viktig for produksjon av sjørretyngel (Heggenes, 1996). Inngrep som gjør habitater ensartede som kanalisering og fjerning av kantvegetasjon, kan derfor føre til dårligere rekruttering til bestanden (Jonsson & Jonsson, 2011). Kloakk, avrenning fra landbruk og erosjon fra jorder kan også bidra til dårligere levevilkår for fisk ved å redusere oksygennivået i vannet og slamme igjen hulrom i substratet (Eklöv et al., 1999; Jonsson & Jonsson, 2011). Hensyn til både sammenheng mellom habitater– økologisk konnektivitet,

varierte habitater, og vannkvalitet er derfor viktig når leveområdene til sjøørreten skal forbedres og ivaretas (Anonym, 2002; Pulg et al., 2018).

I takt med et økende fokus på forbedring av elver og bekker, er det over flere år blitt utarbeidet håndbøker og veiledere for restaurering og utforming av habitattiltak tilpasset norske forhold (Anonym, 2002; Fjeldstad et al., 2018; Haugland & Hjelle, 2015; Pulg et al., 2018; Simonsen, 1997). Med *restaurering* menes tilbakeføring av naturtypiske forhold som kan opprettholdes av naturlige prosesser i økosystemet (Pulg et al., 2018). Slike tiltak innebærer ofte at problematiske inngrep som kulverter fjernes eller at lukkede bekkeløp gjenåpnes. Dersom inngrep ikke lar seg fjerne, kan *habitattiltak* som eksempelvis utlegging av storstein eller bygging av fisketrapper være aktuelt. Til forskjell fra restaurering, vil habitattiltak kreve vedlikehold i løpet av tiltakets levetid (Pulg et al., 2018). Alle typer tiltak bør likevel følges opp og evalueres. Dette ettersom utformingen må gjenspeile de lokale forholdene i bekkene og derfor ikke kan standardiseres. Erfaringer med tiltakseffekter er derfor nødvendig for å kunne drive adaptiv forvaltning med korrigerende tiltak.

Internasjonalt peker ny litteratur på at flere prosjekter med mål om å bedre bekkehabitat og konnektivitet mangler oppfølging av påvirkning på biologiske indikatorer som fisk og bunndyr (Griffith & McManus, 2020a; Griffith & McManus, 2020b). Generelt følges få tiltak opp lenger enn fem år (Foote et al., 2020), noe som er problematisk ettersom slike kortsiktige effekter, ifølge Griffith og McManus (2020b), ikke nødvendigvis er representativt for de mer langsiktige effektene av tiltaket. Bekker er svært varierende økosystemer (Allan et al., 2020), og kortvarige undersøkelser gjør det vanskelig å skille tiltakseffekter fra naturlige svingninger i fiskepopulasjoner som følge av eksempelvis tørke eller flom (Vehanen et al., 2010). For å skille tiltakseffekter fra andre abiotiske forhold, er det derfor viktig å undersøke både biologiske og abiotiske faktorer i tiltaksbekker (Kondolf & Micheli, 1995; Louhi et al., 2016; Whiteway et al., 2010). Langtidsstudier av tiltakseffekter vil være viktig for å videreføre verdifull kunnskap til forvaltningen som skal i gang med flere store og små tiltak i sjøørretbekker de kommende årene (Holthe et al., 2020; Holthe et al., 2021).

Siden 2014 er det gjennomført flere tiltak i bekker tilknyttet Verdalsvassdraget i Verdal kommune, Trøndelag. I likhet med flere av vassdragene tilknyttet Trondheimsfjorden (Anonym, 2019; Bergan, 2013; Bergan & Solem, 2018; Solem et al., 2020; Solem et al., 2021), er også sjøørretbestanden i Verdalsvassdraget kraftig redusert sammenliknet med historisk tilstand (Hol et al., 2019). Undersøkelser av 36 bekker i Verdalsvassdraget viste at 36% av tilgjengelig habitat, og minst 80% av opprinnelig produksjon av laksefisk i bekkene

var tapt (Hol, 2018; Hol et al., 2019). Avrenning fra jordbruk, forurensning fra kloakk, fjerning av kantvegetasjon, kanalisering, lukking av bekker, og barrierer/hindringer i fiskens vandringsveier, blir av Hol et al. (2019) trukket frem som negative påvirkningsfaktorer på sjørreten i Verdalsbekkene. For å øke produksjonen av ungfisk, er de fleste tiltakene rettet mot å lette vandring der fisken enten stoppes (barrierer) eller kun kan passere på gitte vannstander (hindringer). I tillegg er gyte- og oppvekstområder utbedret i to bekker, og kloakk er sanert i én bekk.

Tiltakene i Verdalsbekkene er tidligere evaluert av (Vårhus, 2016) og av (Richenberg, 2019a). Studiet til Richenberg (2019a) viste at de hydromorfologiske miljøvariablene i bekkene var mest forklarende på yngeltetthet av sjørret, og at var for tidlig å si om tiltakene hadde hatt effekt på tettheten. Denne oppgaven viderefører derfor arbeidet med overvåkning og evaluering av eldre og nyere tiltak i bekkene i Verdal. Oppgaven bygger på tidligere undersøkelser fra bekkene (Hol, 2018; Richenberg, 2019a; Richenberg & Stensland, 2019; Vårhus, 2016), samt egne feltundersøkelser fra august-oktober 2020. Via analyse av fisketettheter og miljødata belyses følgende spørsmål og hypoteser:

S1: Hvilke abiotiske og biotiske miljøvariabler påvirker yngeltetthet hos ørret i studiebekkene i størst grad?

H1.1: Tetthet av >0+-ørret påvirker yngeltettheten negativt.

H1.2: De hydromorfologiske miljøvariablene vannhastighet, dybde og substrat er mest forklarende på yngeltetthetene i studiebekkene.

H1.3: Andel hulrom i substratet (vektet skjul) har positiv påvirkning på yngeltetthet i 2020

S2: Viser tiltakene ønsket effekt på yngeltettheten i tiltaksbekkene?

H2.1: Yngeltettheten har økt oppstrøms de konnektivitetsfremmende tiltakene.

H2.2: Fisken har kommet tilbake der kloakk er blitt sanert.

H2.3: Tiltakstype påvirker yngeltettheten i studiebekkene positivt.

S3: Påvirkes yngeltetthet av år etter tiltak?

H3.1: Yngeltettheten øker med antall år etter tiltak.

Avslutningsvis foreslås eventuelle forbedringer av tiltak basert på observasjoner fra feltarbeidet i 2020.

2. Materialer og metoder

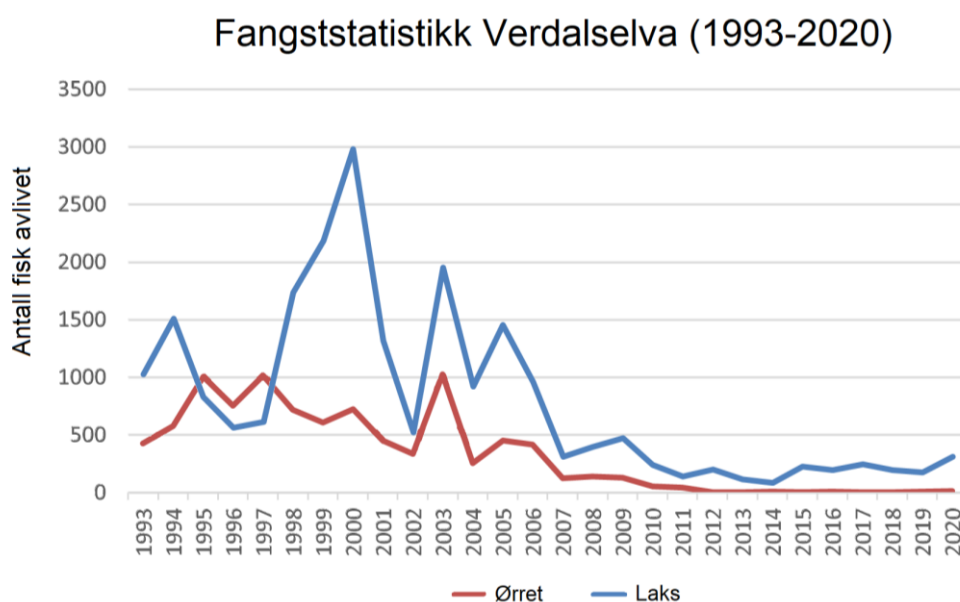
2.1 Materialer

2.1.1 Studieområde

Studieområdet ligger ved Trondheimsfjorden i Verdal kommune i Trøndelag fylke (Figur 1). I kommunen finnes omtrent 40 sjørrettførende bekker (Hol et al., 2019; Pedersen et al., 2021). Verdalsvassdraget er det viktigste laks- og sjørrettførende vassdraget i kommunen med et nedbørsfelt på 1470 km² og med 50 km anadrom elvestrekning (Anonym, 2004; Johnsen, 1990). På grunn av sine naturverdier er Verdalsvassdraget vernet mot videre utbygging av vannkraft, og siden 2007 har det hatt status som nasjonalt laksevassdrag (Anonym, 2004; Anonym, 2007). Fisken i vassdraget påvirkes følgelig lite av kraftproduksjon og oppdrett, men ved munningen av Trondheimsfjorden øker risikoen for lakselus da tettheten av oppdrettsanlegg er høy (Anonym, 2021). På grunn av dårlig bestandstilstand har sjørretten vært fredet i Trondheimsfjorden med tilhørende elver mellom mars og april siden 2009. Fra 2021 ble fredningen utvidet til å også omfatte mai (Forskrift om fiske etter anadrome laksefisk i sjøen, 2021). Fang og slipp har følgelig vært påbudt siden 2009, noe som gjenspeiles av fangststatistikken i Verdalselva (Figur 2).



Figur 1 Studiebekkene i Verdal kommune, Trøndelag fylke. Kun dagens anadrome strekning vises i kartet (Statens kartverk, Norges grunnkart gråtone, WGS84).



Figur 2 Fangststatistikk på laks og ørret i Verdalselva i perioden 1993 til 2020 (SSB, 2021).

Verdalselva har sine hovedtilløp fra Helgåa og Inna, og renner gjennom marine avsetninger i den brede Verdalen før den munner ut i Trondheimsfjorden (Koksvik, 1981). Verdal er en stor landbrukskommune hvor intensivt jordbruk har satt sitt preg på elv- og bekkeleiene i dalen. Studieområdet, som ligger under marin grense på 171 moh., er også sterkt påvirket av leirskred (Anonym, 1949).

I alt 13 bekker i Verdal kommune er inkludert i denne studien (Figur 1 og Tabell 1). De fleste bekkene starter i høyereliggende områder med kupert skoglandskap og går lengre strekker i intensivt drevne jordbruksområder. Samtlige bekker bærer preg av å ha blitt kanalisert og senket over korte eller lengre strekninger, og krysser dessuten infrastruktur som veg og jernbane på et eller flere punkter. Med unntak av studiebekkene Semsbekken og Valbekken, har de resterende undersøkte bekkene utløp i Verdalselva. Semsbekken kommer fra Leklemsvatnet på grensen til Inderøy kommune og løper rett ut i Trondheimsfjorden. Valbekken har sitt utløp nederst i Rinnelva- grenseelva mellom Levanger og Verdal kommune som munner ut i Ramsar området Rinnleiret (Miljødirektoratet, 2007).

Tabell 1 Oversikt over kontroll- og tiltaksbekkene, samt antall stasjoner, type tiltak, detaljer ved tiltakstypen, og årstall for gjennomføring av tiltak.

Bekk	Stasjoner	Tiltakstype	Detaljer	År
Brokskitbekken	8	Habitat- og konnektivitetsfremmende tiltak	Bedring av bekkebunn + kulvertskifte	2020
Eklobekken	2	Konnektivitetsfremmende tiltak	Kulvertskifte +	2017
Follobekken	5	Konnektivitetsfremmende tiltak	Kulvertskifte + Kulpetrapp (natur)	2017
Hyllbekken	2	Konnektivitetsfremmende tiltak	Kulpetrapp (støpt)	2019
Kvellstadbekken	5	Konnektivitetsfremmende tiltak	Terskler i kulvert	2019
Korsådsbekken	3	Konnektivitetsfremmende tiltak	Kulvertskifte	2017
Kvisla	4	Kloakksanering	Fjerning av kloakkutløp	2018
Semsbekken	4	Konnektivitetsfremmende tiltak	Fisketrapp + terskler i kulvert	2018
Skjördalsbekken	2	Habitatforbedrende tiltak	Steinutlegg + gytegrus	2019
Stubbekken	2	Konnektivitetsfremmende tiltak	Kulvertskifte	2017
Valbekken	4	Konnektivitetsfremmende tiltak	Terskler i kulvert	2019
Bjørk- /Sundbybekken	5	Kontrollbekk	-	-
Rossvollbekken	2	Kontrollbekk	-	-

Merknad: Dette er de nyeste gjennomførte tiltakene i bekkene. For mer informasjon om tidligere tiltak og generell informasjon om bekkene, se Vedlegg 1. Konnektivitetsfremmende tiltak bedrer vandringsmulighetene for fisk. Habitatforbedrende tiltak er tiltak som forbedrer bekkebunn. Kontrollbekk er bekk uten tiltak.

2.1.2 Tiltak

De fleste tiltakene som evalueres tar sikte på å gjøre vandringshindre og -barrierer mulig å fjerne for laksefisk for å øke lengden av anadrom bekkestreking. Tiltakene innebærer fjerning eller modifikasjon av veikulverter, utbedring av terskler eller bygging av fisketrapp, og grupperes i denne oppgaven som *konnektivitetsfremmende tiltak*. Andre tiltak som evalueres er *habitatforbedrende tiltak* i nedre del av Skjördalsbekken hvor bunnssubstratet er forbedret ved blant annet utlegg av stor stein, samt *sanering av kloakk* i Kvisla. I noen av bekkene er det gjort mer enn ett tiltak siden 2014. Som en hovedregel evalueres først og fremst det nyeste tiltaket i denne oppgaven. Dette fordi nye tiltak i mange tilfeller overstyrer effekten av gamle tiltak. Unntaket er Stubbekken der utlagt gytegrus fra 2018 ser ut til å ha blitt vasket ut av bekken eller dekket med finsedimenter. I dette tilfellet evalueres utskifting av en veikulvert fra 2017. I Brokskitbekken er det både utført habitat- og konnektivitetsfremmende tiltak, men i analysene kategoriseres bekken som konnektivitetsfremmende. Dette skyldes at tiltakene var ferdigstilt kun tre måneder før feltarbeidet, og det følgelig ikke har vært gyting i det nyrestaurerte området. Det var derfor bedre grunnlag for å analysere effekten av det konnektivitetsforbedrende tiltaket. Videre beskrivelser av tiltakene og bekkene finnes i Vedlegg 1.

2.1.3 Studiearter

I flere av Verdalsbekkene finnes både ørret (*Salmo trutta*) og laks (*Salmo salar*). Begge laksefiskene er avhengig av rennende vann i flere livsstadier, men har ulike livsløp og forskjellige habitatpreferanser gjennom livet (Armstrong et al., 2003). Ørreten regnes som 'delvis migrerende' ettersom en populasjon ofte har en stasjonær del i ferskvann, mens en annen del vandrer ut på næringssøk i hav og kystområder (Jonsson & Jonsson, 2011). I motsetning til den anadrome laksen, som er kjent for sine lange vandringer til havs, er sjøvandrende ørret mer kystbunden (Jonsson & Jonsson, 2011). Disse sjøvandrende ørretindivider kalles sjøørret.

Etter ett eller flere år i havet returnerer både laks og sjøørret til ferskvannssystemer for å gyte (Jonsson & L'Abée-Lund, 1993; Jonsson et al., 1997). I nordiske vassdrag foregår gytingen oftest fra oktober til desember (Armstrong et al., 2003). Fisken deponerer egg i bunnsubstrat mellom 16 til 64 mm (Pulg et al., 2019) på egnede gyteplasser med tilstrekkelig vanngjennomstrømning. God oksygentilgang er viktig for embryoutviklingen (Kemp et al., 2011), og lav andel av finsedimenter er å foretrekke for å hindre sedimentasjon rundt eggene. Eggene klekker i løpet av våren, og den første måneden livnærer yngelen seg på den medfødte plommesekken i grusen. Deretter svømmer den opp i vannmassene og blir predator på bunnlevende og drivende evertebrater (Jonsson & Jonsson, 2011).

Ungfisk av ørret og laks er territorielle og aggressive (Elliott, 1989), og har i stor grad overlappende nisjer (Jonsson & Jonsson, 2011). Følgelig oppstår det konkurranse om habitat og næring ved høye tettheter, både innad- og mellom kohorter, men også mellom artene (Jonsson & Jonsson, 2011). De første 33-70 dagene ute av grusen omtales som «den kritiske perioden» hvor dødeligheten blant yngelen kan være opp mot 90 % som følge av tetthetsregulerende faktorer (Elliott, 1989). I konkurranse mellom årsklasser vil tettheten av eldre ungfisk (>0+) normalt sett undertrykke tettheten av yngelen (0+) (Bohlin, 1977; Jenkins et al., 1999; Nordwall et al., 2001). Bekkehabitat med skjulmuligheter i død ved og i hulrom i substratet, kan bidra til å visuelt isolere konkurrentene fra hverandre og dermed øke overlevelse (Heggenes et al., 1999). I slike tilfeller søker 0+ av ørret ofte skjul i stilleflytende partier med substrat i størrelser fra 8-128 mm (Eklöv et al., 1999), mens >0+ i større grad er avhengig av skjul i grovere substrat og død ved (Bohlin, 1977; Pulg et al., 2019). Preferanser for vanndybde korrelerer med fiskestørrelse, og små individer foretrekker gjerne grunne områder mens større individer holder til i kulper og i dypere deler av bekken (Heggenes et al., 1999; Kaspersson et al., 2012). Laksefisk er sårbare for høye temperaturer (Elliott & Elliott,

2010) og skygge fra kantvegetasjon er viktig for å regulere temperaturen i bekken (Broadmeadow et al., 2011). Sammenliknet med ørreten finnes laksen oftere i dypere bekkepartier med høyere vannhastigheter enn der ørreten trives (Jonsson & Jonsson, 2011). For å sikre god rekruttering hos begge arter er det derfor viktig å ivareta heterogene bekkesystemer med plass til å huse, føde og skjule fisk i ulike størrelser og livsstadier (Jonsson & Jonsson, 2011).

2.2 Metoder

2.2.1 Datainnsamling

Studiestasjoner

Antall studiestasjoner i bekkene varierte fra minst to og opp til åtte (Tabell 2). Nummerering startet nedstrøms med stasjon 1 nærmest bekkens utløp, og stasjon 2, 3, osv. lenger oppstrøms. Antall studiestasjoner per bekk var avhengig av anadrom strekning, og stasjonene var fordelt både nedstrøms og oppstrøms tiltakene. Dette for å kunne registrere eventuelle endringer på begge sider av tiltaket. Det ble i stor grad benyttet etablerte studiestasjoner fra tidligere studier (Hol, 2018; Richenberg, 2019), men nyetablering av stasjoner var også nødvendig i enkelte bekker. Kriteriene for utvalg av nye stasjonsområder var egnet habitat for yngel av laksefisk over et område på tilnærmet 100 m². Typiske habitatkvaliteter var kantvegetasjon, muligheter for skjul, samt variert bunnsubstrat, vannføring og -dybde. Habitatkvalitetene i stasjonene ble mer nøyaktig kartlagt senere i studien. Start- og sluttpunktkoordinatene i stasjonene ble registrert med håndholdt GPS (Garmin etrex10) (Vedlegg 3) og trær langs bekken ble merket med hvit gaffatape for lettere å finne frem til stasjonene i felt i ettertid.

Habitatregistreringer

Registreringer av miljøvariabler ble gjort i 52 stasjoner og for til sammen 260 transekter. Stasjonene ble oppmålt fra start til slutt med hjelp av målebånd, og deretter delt inn med fem tverrtransekter jevnt fordelt i stasjonen. En stasjon på 50 m ville følgelig ha et transekt ved start og slutt, i tillegg til tre jevnt fordelte transekter med $50/4 = 12.5$ meters mellomrom.

I hvert transekt ble miljøvariabler målt for å kunne si noe om de fysiske forholdene i bekken (Tabell 2). Transektbredde og dybde ble målt med målestokk. Skygge fra vegetasjon over vannspeil, flomsone og bekkekant, samt mose- og algedekke ble anslått prosentvis.

Bunnssubstrat ble også registrert som prosent av fem ulike størrelsesklasser. Vannhastighet ved overflata ble målt ved hjelp av stoppeklokke, tommestokk og flytende objekt (blad, pinnebit). Antall hulrom/skjul i bunnssubstratet ble bestemt i henhold til metoden i Forseth og Harby (2013) ved hjelp av en stump fleksibel PVC-slange (13 mm i diameter) innenfor en tilfeldig 0.5 m² i hvert tverrtransekt. Hulrom ble talt for tre størrelseskategorier avhengig av hvor stor del av PVC-slangen som fikk plass i hulrom under substratet. I tillegg ble mengde død ved og antall kulper i hele stasjonen registrert.

Tabell 2 Oversikt over miljøvariablene som ble registrert i hele stasjonen og for hvert tverrtransekt.

Miljøvariabel	Detaljer
Stasjonslengde	I meter (m), hele stasjonen
Bredde i transekt	I meter (m)
Dybde i transekt	Dybde ved 10 %, 25 %, 75 % og 90 % av bredden
^a Skygge over vannspeil i transekt	I %
^a Skygge over flomsone i transekt	0 %, 1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-90 % eller ≥91 %
^a Skygge over bekkekant i transekt	0 %, 1-25 %, 26-50 %, 51-75 %, 76-90 % eller ≥91 %
Mose- og algedekke i transekt	0 %, 1-33 %, 34-36 % eller >66 %
Vannhastighet i transekt	m/s i overflaten
Bunnssubstrat i transekt	Prosent substrat med diameter i millimeter (mm): 0-2, 2-20, 20-100, 100-250 og ≥250.
Hulrom i transekt	I centimeter (cm): 0-5, 5-10 og >10
Død ved i stasjonen	Store kvistvaser, grener over 10 cm i diameter og 1 m lengde
Kulper i stasjonen	Stille vann i stasjonen >2 m ²

^a Med variablene «skygge over ...» menes skygge fra kantvegetasjonens busker og trær. Skygge fra eks. høyvokste urter er ikke medregnet.

Elektrofiske

Elektrofiske, eller elfiske, er en vel brukt metode til bestandsundersøkelser som er beskrevet i Bohlin et. al (1989). I denne studien ble elfiske utført med utfiskingsmetoden for å beregne tetthet av ungfisk (Zippin, 1958). I denne studien kalles ungfisk i sitt første leveår 0+ og fisk fra eldre kohorter kalles >0+.

Det ble fisket med to ulike apparater: GeOmega FA-4 35-70 Hz, pulsed-DC ble benyttet i Kvellstadbekken (st.1), Kvisla (st. 1) og Valbekken (st. 1-3). I de resterende bekkene og stasjonene ble TERIK FA-4 brukt. Største delene av el-fisket ble utført i tidsrommet mellom 24. august og 07. september 2020 under værforhold som ga god sikt i vannet. I tillegg ble Follobekken st. 5 fisket 28. september, Kvisla st. 4 den 30. september og Hyllbekken 1. oktober.

I stasjonene ble det ble elfisket oppstrøms med punktvist støting i 5-10 sekunder hver andre meter. For å redusere risiko og for å sikre fangbarhet var det alltid to eller flere personer til stede under elfiskingen. Én person bar håv og elfiskeapparat, mens den/de andre bar håv og bøtte for å oppbevare fanget fisk. Hver stasjon ble el-fisket én, to eller tre ganger med minst 30 min pause mellom hvert overfiske. De fleste stasjonene ble fisket over tre ganger. Dersom færre enn fem fisk ble fanget i første og/eller andre runde, ble det kun fisket over to ganger i stasjonen. Ble det ikke fanget fisk på første runde ble det bare fisket én gang. Fisk fra de respektive rundene ble talt opp, artsbestemt og målt lengde av. Lengde ble målt enten som gaffellengde (FL) eller som total lengde (TL) (Figur 3)- avhengig om de ble bedøvd for å PIT-merkes i forbindelse med et annet masterprosjekt. For å redusere dødelighet ble bøttene med fisk hyppig skiftet vann på og stod i skygge delvis nedsenket i vann mellom rundene. Etter endt fiske ble fisken sluppet tilbake på stedene.



Figur 3 Lengdemåling (mm) av ørret. Rød linje markerer gaffellengde (FL), blå linje markerer total lengde (TL).

Data fra tidligere år

I analysene benyttes fisketetthetsdata og rådata fra habitatkartlegging i 2015 (Vårhus, 2016), 2017 (Hol, 2018) og 2018 (Richenberg, 2019b), i tillegg til dataene fra 2020. Data fra Richenberg og Stensland (2019) er kun benyttet for å visualisere utvikling av 0+ og >0+. For å sammenlikne fisketettheter på bekkenivå er også data fra tidligere år hentet fra Haukland et al. (1986), Lyngstad (1992) og Kristiansen & Rikstad (2007) (Vedlegg 5 og 7).

2.2.2 Behandling og presentasjon av rådata

Til sortering av rådataene ble Excel Office 365 benyttet. For å visualisere rådata og utføre statistiske analyser er R versjon 3.6.2 (R Development Core Team, 2020), og RStudio versjon 1.2.5033 (RStudio team, 2020) brukt.

Som i (Richenberg, 2019a), ble intervallspennene i miljøvariablene omgjort til gjennomsnittstall. Dette for å forenkle analysene. Mose- og algedekke på 1-33 % ble satt til 16 %, 34-66 % til 50 % og >66 % til 75 %. Det samme gjelder for vegetasjon over vann, flomsone og bekkkant, der intervallet 1-25 % ble satt til 12 %, 26-50 % til 33 %, 51-75 % til 63 %, 76-90 % til 83 % og >90 % til 92 %. For å kunne kvantifisere tilgang til skjulplasser for fisk ble hulrom utregnet som «vektet skjul» for hvert transekt med formelen: $S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$. Gjennomsnittlig vektet skjul ble brukt for å si om stasjonen hadde lite skjul (<5), middels skjul (5-10) eller mye skjul (>10). Resultatene fra habitatregistreringen finnes i Vedlegg 8.

Ved bearbeiding av fiskedataene ble gaffellengde omregnet til total lengde ved hjelp av formelen: $TL_{\text{estimert}} = FL \times 1.0642 - 0.9713$. Formelen ble basert på målinger av både TL og FL fra samme fisk og så tilpasset lineær regresjonsmodell ($n=656$; $R^2=0,997$). Videre ble den estimerte totallengden og antall ørret plottet i et histogram og aldersskillet mellom 0+ og >0+ ble fastsatt basert på naturlig skille i ørretlengder i bekkene. Deretter ble tetthet og tilhørende 95 % konfidensintervall utregnet med Zippins metode (Zippin, 1958) ved bruk av formler i Bohlin et al. (1989). For å unngå $\ln(0)$ fra fisketomme stasjoner i videre analyser ble tetthetene $\ln(X+1)$ - transformert. Det ble på bakgrunn av disse transformerte tetthetene laget et plottdiagram med tettheter i alle stasjoner i alle bekker. Rekkefølgen på bekkene i plottet er valgt for å vise eventuelle trender til at tetthet øker oppover i vassdrag og oppover i bekkene, noe som er observert tidligere i vassdraget (Edsar, 2019; Hol, 2018). Det ble også laget et plot som viser utvikling i gjennomsnittlig tetthet av årsklassene 0+ og >0+ for årene 2015-2020. Grunnet lave fangster av laks, var det ikke mulig å skille aldersklasser av arten. Tetthet var kun mulig å beregne for laksen i Hyllbekken, men pga. lav fangbarhet ble tetthetsestimatet usikkert.

2.2.3 Begrunnelse for analyser

For å ha en konsekvent metode for undersøkelser av yngeltetthet (0+) i studiebekkene, følger analysene i denne studien i stor grad samme fremgangsmåte som i Richenberg (2019). For å undersøke hvilke økologiske prosesser som påvirker yngeltettheten, bygger analysene på en

konseptuell formel hvor tetthet av ørretyngel ses på som et resultat av både biologiske og abiotiske faktorer (Richenberg, 2019):

Tetthet av ørretyngel = Biotiske faktorer + abiotiske faktorer + behandling

- Biotiske faktorer: Tetthet av >0+ som forklarer interkohort konkurranse (H1.1)
- Abiotiske faktorer: PCA-variabler som forklarer påvirkning fra miljøvariablene (H1.2 og H1.3).
- Behandling: Variabler som forklarer effekt av tiltak
 - Over/under = Over/under tiltak (H2.1)
 - Før/etter = Før/etter tiltak (H2.2)
 - Tiltakstype = Restaurering av bekkebunn, kloakksanering og konnektivitetsfremmende tiltak (H2.3)
 - År etter tiltak= Antall år etter tiltak ble gjennomført (H3.1)

I denne oppgaven er det gjort analyser i to bolker, først av data fra 2020, og deretter av samlede data fra 2015 (Vårhus, 2016), 2017 (Hol, 2018), 2018 (Richenberg, 2019) og 2020 (denne studien). Sistnevnte analyse refereres herved til som *2015-2020-analysene*, men merk at denne ikke inneholder data fra 2016 og 2019. Disse årene utelukkes på grunn av manglende registreringer av fisketetthet i 2016 og habitatvariabler i 2019. Begge analysene følger samme fremgangsmåte (Kap. 2.2.4). Analysene av data fra 2020 er primært gjennomført for å inkludere effekten av miljøvariabler som kun ble målt dette året, mens analysene av 2015-2020-dataene er gjennomført for å studere tidseffektene av tiltakene. Dataene for laks (Vedlegg 6 og 7) er ikke inkludert i analysene ettersom det ble fanget få laks i studiebekkene.

2.2.4 Statistiske analyser

Data fra 2020

Som grunnlag for analysene av data fra 2020 ble det beregnet gjennomsnittlige verdier fra tverrtransektene for å lage miljøvariabler på stasjonsnivå. Dette ble gjort for å inkludere variablene «kulper» og «død ved» i analysene siden disse kun ble registrert for hele stasjonen. Totalt ble det analysert data for 52 stasjoner og 260 tverrtransekter. Registreringene av kulper og død ved i Hyllbekken stasjon 1 og 2 er estimert på bakgrunn av bilder. Valbekken er utelatt av analysene da det ikke finnes registreringer av miljøvariabler herfra.

Data fra 2015-2020

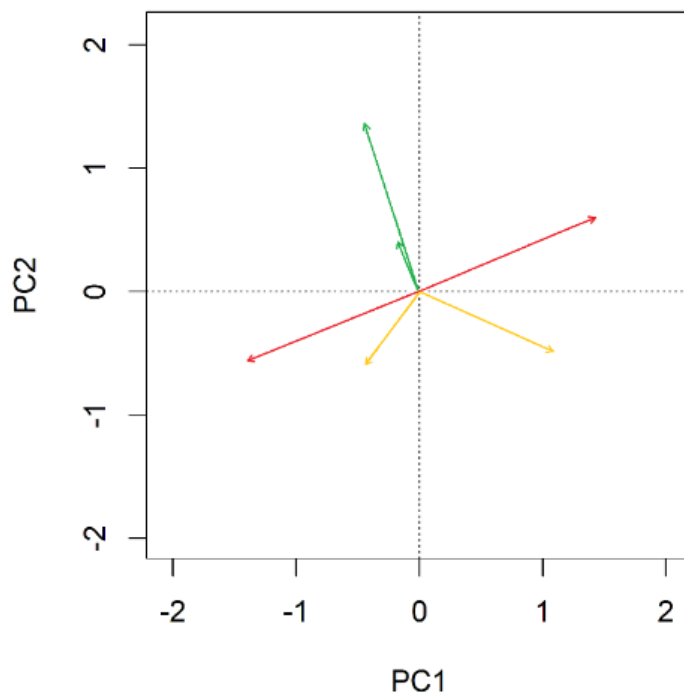
Til analyse av data fra 2015-2020 ble det utarbeidet et datasett med fisketettheter og et datasett med miljøvariabler fra alle årene. Alle stasjoner ble kategorisert som analysestasjon (A-F) for å sørge for sammenlikning av overlappende stasjoner. Dataene fra 2020 ble tilpasset dataene fra tidligere år ved å opprette variabelen «skygge.bredde» med gjennomsnittstallet av skyggevariablene «skygge.elvekant» og «skygge.flomsone». Variabelen «vektet skjul», «død ved» og «kulper» utgår i denne analysen da hulrom kun er registrert i 2020, og dataene fra 2015 manglet registreringer av kulper og død ved. I likhet med analysene av 2020-dataene ble gjennomsnittlige variabler brukt for å undersøke miljøvariablene på stasjonsnivå.

Gjennomsnittsvariablene fra 2015 er samlet inn fra 3 transekter per stasjon, mens dataene fra de andre årene bygger på 5 transekter. For å undersøke effekter av før og etter tiltak ble dataene kategorisert som «før» eller «etter» avhengig av når tiltak i en aktuelle bekken ble gjort. For Korsådalsbekken og Stubbekken med tiltaksår = 2017 er dataene fra 2017 brukt som «før» i mangel på data fra tidligere år. Dette anses som tilstrekkelig før-data ettersom det ikke var mulig for gyting oppstrøms tiltakene mellom tiltak og feltundersøkelsene dette året. For å undersøke effekt av år etter tiltak ble dataene tillagt verdier for antall år etter tiltaket ble gjennomført. Alle data fra år før tiltak = 0, data fra første år etter tiltak = 1, andre år etter tiltak = 2, osv.

Felles fremgangsmåte

Ordinasjonsanalyse

Ordinasjonsanalyse ble benyttet for å redusere kompleksiteten i miljødataene. Til dette ble pakken vegan i r-biblioteket (Oksanen et al., 2019) brukt. Korrelasjon mellom miljøvariablene ble først undersøkt ved hjelp av Detrended Correspondence Analysis (DCA-analyse), hvor største akselengde for 2020 ble bestemt til 1.91. For 2015-2020 var DCA = 1,71. Øverste grense for bruk av den lineære modellen Principal component analysis (PCA) tilsvarer akselengde på 2 (Leps & Smilauer, 2003, referert i Richenberg (2019), og PCA ble derfor benyttet videre. PCA resultatene ble visualisert i et biplot med PC1 og PC2 for 2020, og et biplot med PC1 og PC3 for 2015-2020. Dette for å lettere kunne tolke hvordan miljøvariablene påvirker fisketetthet. Tolkning av korrelasjonen mellom miljøvariablene vises i figur 4. PCA målingene fra de to analysene ble deretter lagt inn i to nye datasett sammen med fisketettheter fra respektive år.



Figur 4 Illustrasjon av biplot av to PCA-verdier. Piler som går i motsatt retning (røde piler) er negativt korrelert, piler som går i samme retning er positivt korrelert (grønne piler), og piler som står 90-grader på hverandre er ikke korrelert (gule piler). Lengder piler indikerer at variabelen har større tyngde enn korte (Smilauer & Leps, 2014, sitert av Richenberg (2019)). Illustrasjonen er laget av forfatteren av denne oppgaven etter inspirasjon fra Richenberg (2019).

Miljøvariablenes påvirkning på yngeltetthet

For å undersøke hvilke abiotiske eller biotiske miljøvariabler som påvirker yngeltettheten i bekkene ble Akaikes informasjonskriterium (AICc) benyttet. I modellseleksjonen ble pakken AICcmodavg i R-biblioteket brukt (Mazerolle, 2020). Ettersom både fikserte og tilfeldige effekter skulle inkluderes i analysene, ble LME (Linear Mixed Effect Models) brukt i R ved hjelp av lme4-pakken (Bates et al., 2015). Felles for modellene i begge analyser var at de tilfeldige effektene alltid var effekter fra bekk. I analysen av dataene fra 2015-2020 ble i tillegg analysestasjon lagt til og nøstet under bekk. Dette for å kun analysere overlappende stasjoner fra de ulike årene. Den kontinuerlige variabelen «tetthet av >0+» var også alltid inkludert i modellstrukturen da man kan forvente interspesifikk konkurranse mellom årsklasser av ungfisk (Bohlin, 1977). Deretter ble de andre kontinuerlige variablene fra PCA-analysen og de kategoriske tiltaks-variablene kombinert til ulike LME-modeller.

Først ble påvirkningen fra «tetthet>0+», «PC1», «PC2» og «PC3» kombinert for å få kontroll på de mest forklarende kontinuerlige variablene. Modellene med lavest AICc-verdier ble deretter videreført, og variablene for tiltak ble kombinert med disse. For analysene fra 2020 ble «tiltakstype» og «over/under tiltak» lagt til. I tillegg til disse ble «før/etter tiltak» og «år

etter tiltak» lagt til analysene for 2015-2020. Dette utgjorde totalt 29 modeller for 2020-analysen og totalt 46 modeller for analysen 2015-2020. Fra begge analysene ble modellen med lavest AICc-verdi valgt ut da denne regnes å ha mest støtte i dataene (Wagenmakers & Farrell, 2004). Av hensyn til hypotesene ble også de nest mest støttende modellene videre undersøkt. For disse til sammen tre modellene ble det utført ANOVA-test (variensanalyse) med signifikansnivå= 0,05 ved hjelp av pakken car i R-biblioteket (Fox & Weisberg, 2019). Parameterestimatene for hver modell ble også studert, og avslutningsvis ble det utarbeidet kontourplot for de tre modellene for å predikere tettheten av 0+.

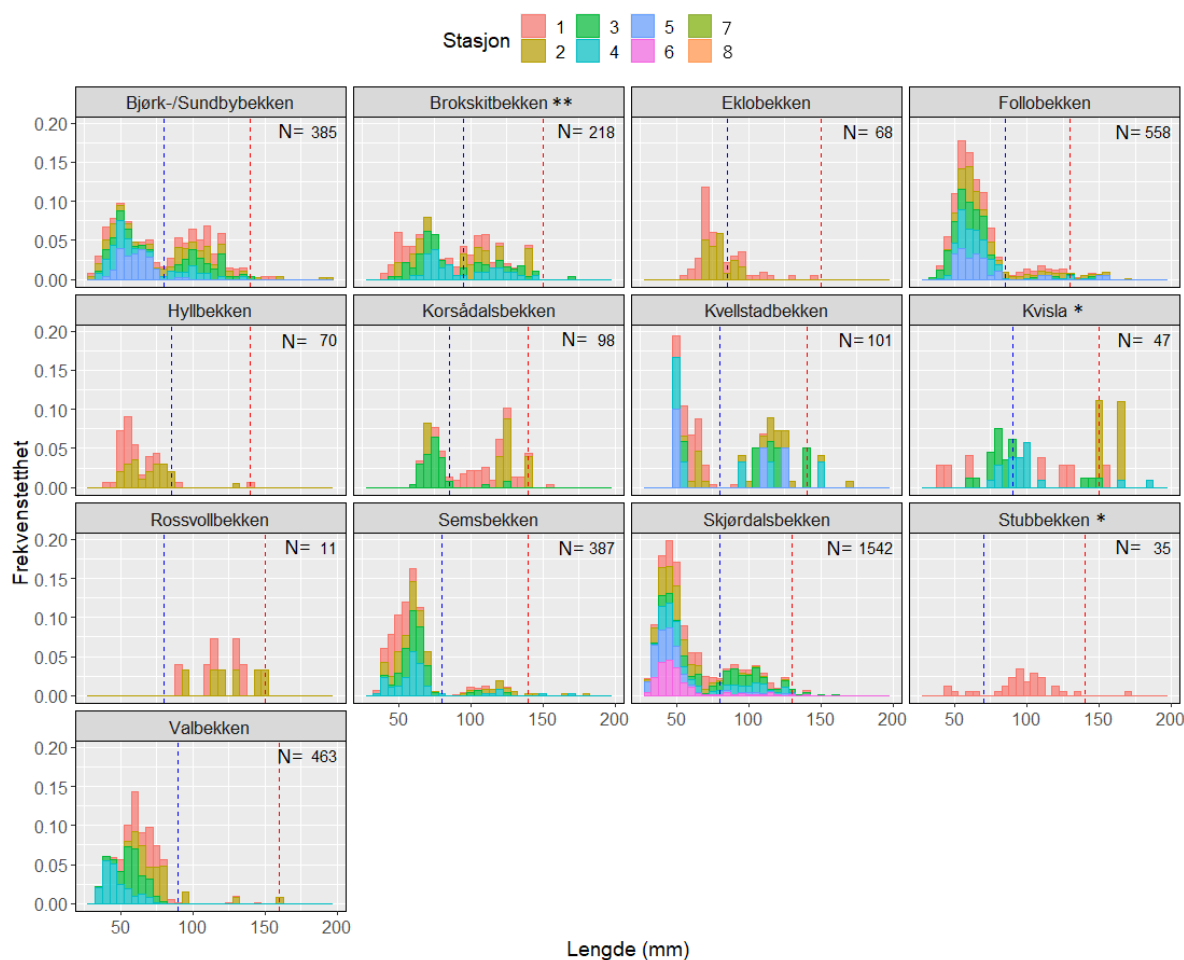
3. Resultater

3.1 Fiskefangster

Totalt ble det fanget 3990 ørret og 19 laks under elfisket. Det ble funnet ørret i alle bekker, mens laks kun ble funnet i tre bekker. I tillegg ble det funnet trepigga stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) i Kvisla stasjon 1. For mer om laksefangstene se Vedlegg 6 og 7.

3.1.1 Lengde- og årsklassefordeling hos ørret

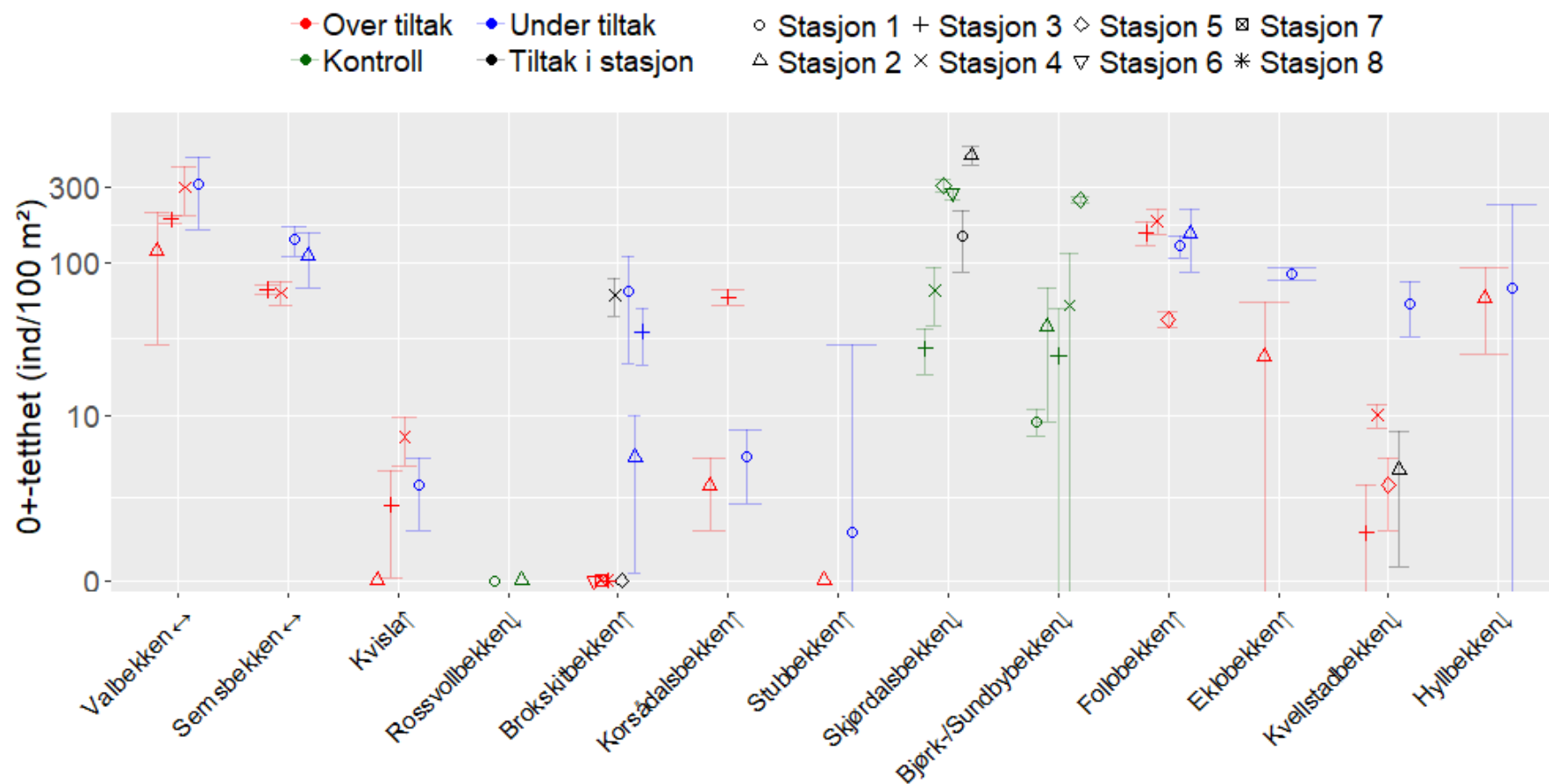
Med unntak av Rossvollbekken, der det kun ble fanget >0+, var ørret i årsklasse 0+ og >0+ til stede i alle studiebekkene (Figur 5). Yngel i sitt første leveår var dominerende i 8 av 13 bekker. De fisketomme stasjonene i Brokskitbekken (stasjon 7 og 8), Kvisla (stasjon 5) og Stubbekken (stasjon 2) vises ikke i histogrammet.



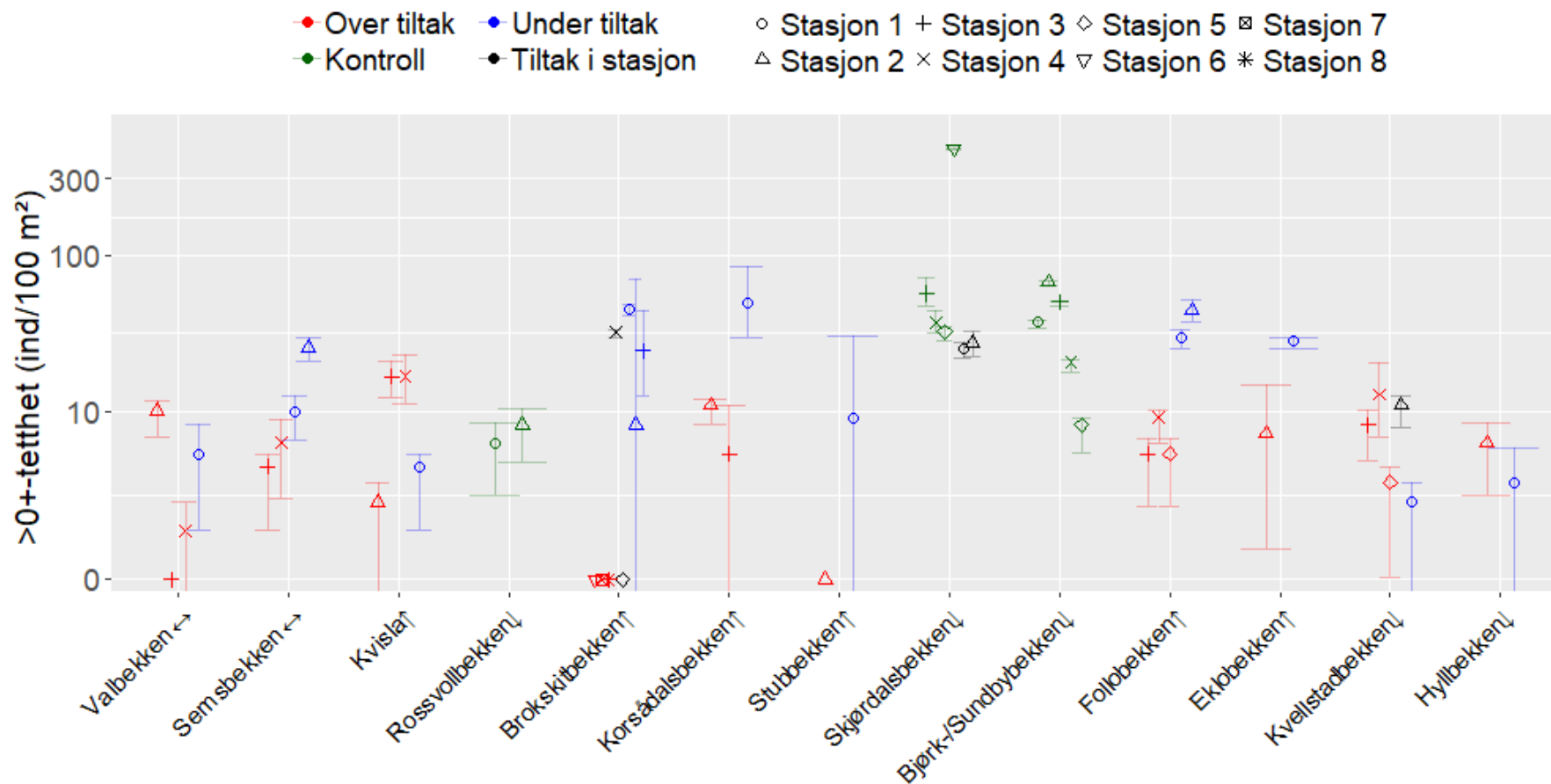
Figur 5 Histogram med frekvenstetthet av ørret i studiebekkene. Stiplet blå linje viser antatt lengste lengde av 0+, stiplet rød linje viser lengste lengde av 1+. Alle fangster til høyre for den blå linjen inngår i aldersklassen >0+. Totalt antall fangster per bekk= N, og tetthet er log-skalert. * Bekken har én fisketom stasjon (Kvisla 5, Stubbekken 2). ** Bekken har to fisketomme stasjoner (Brokskitbekken 7 og 8).

3.1.2 Tetthetsfordeling av ørret

Tettheten av 0+ varierte mellom 0 og 476 fisk/100 m² i totalmaterialet (Figur 6, Vedlegg 4), mens tettheten av >0+ varierte fra 0 til 68 fisk/100 m² (Figur 7, og Vedlegg 4). Stasjonene med høyest fisketetthet var ofte stasjoner nedstrøms tiltak. Konfidensintervallene for tetthetsestimatene var generelt store, men klart større for 0+ enn for >0+. Tettheten av 0+ i bekkene som ikke munner ut i Verdalselva var generelt høy (> 64 ind/100 m²) (Figur 6, samt Vedlegg 4). I bekkene tilknyttet Verdalselva så det ut til at tetthetene av 0+ var høyere i bekkene lengst oppstrøms i vassdraget (øst/ til høyre for Stubbekken).



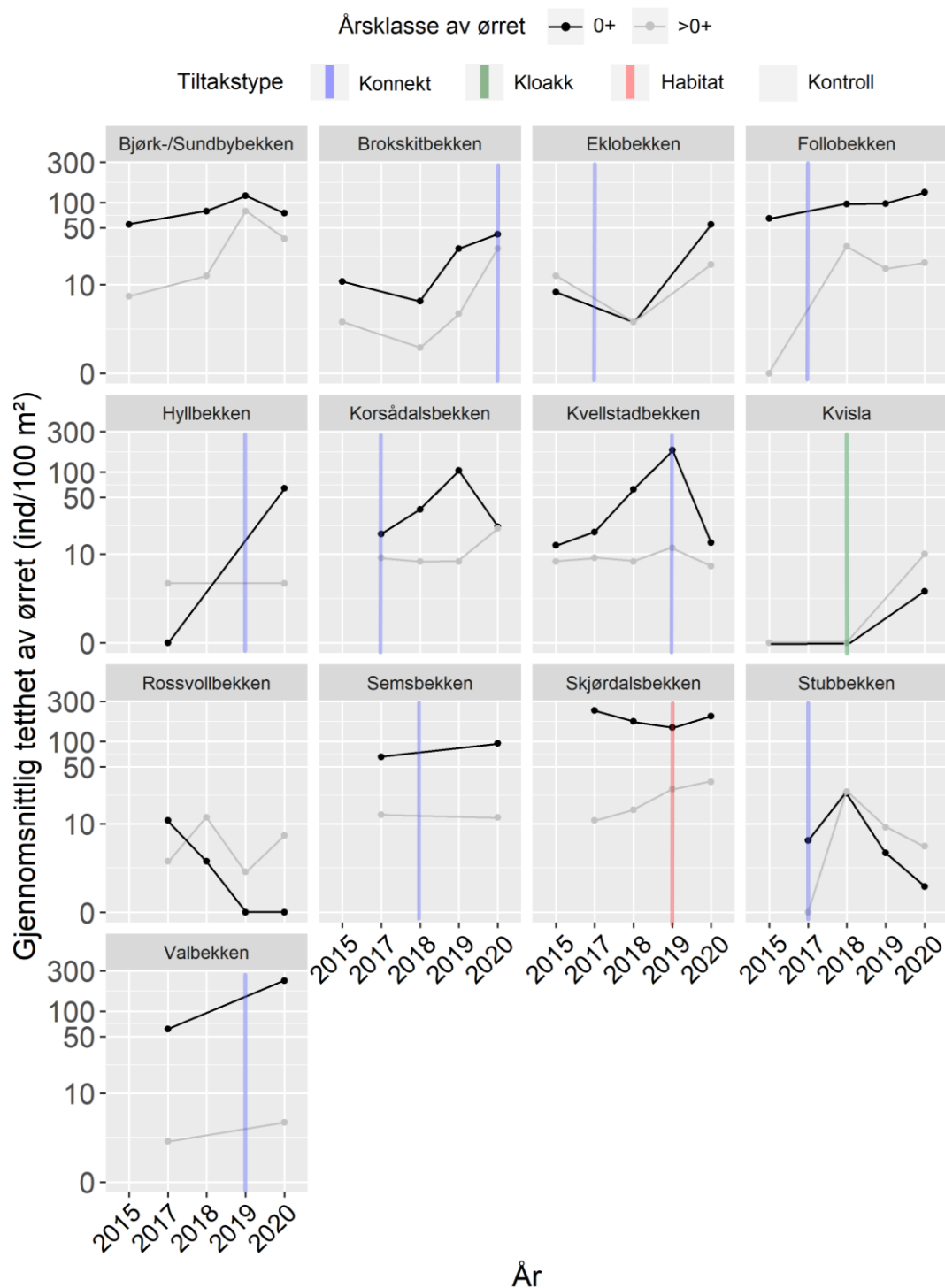
Figur 6 Log-skalerte punktdiagrammer med tetthet av 0+-ørret i stasjonene i 2020. Bekker merket ↔ har utløp i Trondheimsfjorden/Rinnelva. Resten av bekkene er rangert i forhold til beliggenhet langs Verdalselva, fra elveos (t.v.) og oppover i vassdraget (t.h.). Piler indikerer beliggenhet på sør- (↘) og nordsiden (↗) av Verdalselva. Vertikale linjer representerer 95% konfidensintervall.



Figur 7 Log-skalerte punktdiagrammer med tetthet av >0+-ørret i stasjonene i 2020. Bekker merket ↔ har utløp i Trondheimsfjorden/Rinnelva. Resten av bekkene er rangert i forhold til beliggenhet langs Verdalselva, fra elveos (t.v.) og oppover i vassdraget (t.h.). Piler indikerer beliggenhet på sør- (↓) og nordsiden (↑) av Verdalselva. Vertikale linjer representerer 95% konfidensintervall.

3.1.3 Utvikling i tetthet av 0+ og >0+ i perioden 2015-2020

I perioden 2015-2020 varierte tettheten av >0+ og 0+ mye fra år til år i de fleste tiltaksbekkene (Figur 8, og Vedlegg 4). Gjennom hele perioden dominerte 0+ i 8 av 13 bekker. Ungfisk i eldre årsklasser (>0+) var ikke var dominerende i noen bekker gjennom hele perioden. Sammenliknet med estimerer før tiltak, økte tettheten av 0+ i 6 av 11 tiltaksbekker, mens tettheten av >0+ økte i 9 bekker. Sammenliknet med siste elfiske, hadde Eklobekken størst endring i tetthet av 0+ (fra 3 til 55 fisk/100 m²=1733%), mens Valbekken hadde den nest største positive endringen (fra ca. 61 til 229 ind/100 m²= 250%). Den tidligere fisketomme Kvisla hadde i 2020 fått fisk igjen. Det ble observert fisk i nedre stasjoner av Kvisla høsten 2019, men tetthetsfiske ble ikke gjennomført før i 2020. I Kvellstadbekken hadde tettheten av 0+ falt betydelig sammenliknet med 2019 (fra 182 til 14 fisk/100 m²). Tettheten av 0+ var også gått mye ned i Bjørk-/Sundbybekken (fra 121 til 75 fisk/100 m²) og Korsåalsbekken (fra 105 til 22 fisk/100 m²) siden forrige elfiske.



Figur 8 Utvikling i gjennomsnittlig tetthet (ind./100 m²) av 0+ og >0+ ørret i studiebekkene fra 2015-2020. Svarte punkter og linjer representerer 0+, grå punkter og linjer representerer >0+. Vertikale linjer representerer tid for gjennomføring av ulike tiltakstyper. Data er hentet fra: 2015= Vårhus (2016), 2017= Hol (2018), 2019 = Richenberg et. al (2020), 2020= denne studien. For å forenkle tolkning av figuren er ikke konfidensintervaller tatt med. Merk at data fra 2016 ikke er inkludert da det ikke ble utført tetthetsfiske dette året. Tettheter av 0+ og >0+ på stasjonsnivå ligger vedlagt i Vedlegg 4.

3.2 Kvantitative analyser av materiale fra 2020

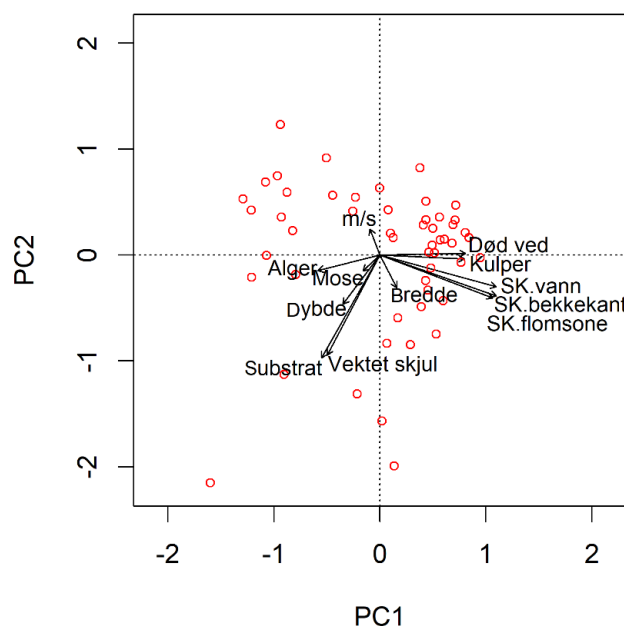
3.2.1 Sammenheng mellom miljøvariabler

PCA- analysen av miljøvariablene i stasjonene fra 2020 viste at 48 % av variasjonen kunne forklares med PC1 og PC2 (Tabell 3). PC1 forklarte 33 % og PC2 forklarte 15 %.

Tabell 3 Oversikt over PCA-verdiene fra analysen av miljøvariablene i 2020. PC1 og PC2 er plottet i figur 7.

Viktighet av komponenter:						
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Eigenverdi	3.9692	1.7871	1.3873	1.2974	0.9252	0.84550
Forklart andel	0.3308	0.1489	0.1156	0.1081	0.0771	0.07046
Kumulativ andel	0.3308	0.4797	0.5953	0.7034	0.7805	0.85098
	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12
Eigenverdi	0.67390	0.56124	0.32793	0.1176	0.077183	0.030431
Forklart andel	0.05616	0.04677	0.02733	0.0098	0.006432	0.002536
Kumulativ andel	0.90713	0.95390	0.98123	0.9910	0.997464	1.000000

Miljøvariablene som fikk stort utslag ved positive verdier av PC1 var variabler knyttet til kantvegetasjon, kulper, død ved, og bredden av bekken (Figur 9). Bredden av bekken var negativt korrelert med vannhastighet. Bekker med lav vannhastighet ville følgelig være smalere, og ha større prosentvis skyggedekke fra kantvegetasjon enn bekker med høy vannhastighet. Ved negative verdier av PC2 økte utslaget av vektet skjul og substrat som var sterkt korrelert med hverandre, i tillegg til dybde, moser og alger.



Figur 9 Biplot som viser hvordan miljøvariablene fra 2020 påvirker hverandre i stasjonene. Med unntak av død ved og kulper er alle målingene gjennomsnitt av transektverdier. SK.vann= Skygge over vannspeil, SK.bekkekant= Skygge over bekkkant, SK flomsone= Skygge over flomsone, m/s= Vannhastighet. Til sammen forklarer PC1 og PC2 47 % av variasjonen, hvorav PC1 forklarer 33 % og PC2 forklarer 15 %.

3.2.2 Påvirkningsfaktorer på yngeltetthet

LME-modellen med mest AICc-støtte (AICc-weight= 20 %) viste at det var *tetthet av >0+* som mest effektivt forklarte variasjon i yngeltettheten i studiebekkene (Tabell 4). Den nest mest støttede modellen, med AICc-weight= 12 % viste i tillegg at *PC1* påvirket yngeltettheten. Begge modellene ble videre undersøkt.

Tabell 4 De 10 LME-modellene med mest AICc-støtte i dataene fra 2020. Disse forklarer hvilke variabler som påvirker yngeltettheten (0+) i studiebekkene i Verdal i størst grad. PC1, PC2 og PC3 representerer miljøvariabler målt i felt (se Tabell 3 og Figur 9). «Over.under» = over/under tiltak. «År.etter.tiltak» = antall år etter gjennomført tiltak. «Tiltakstype» = enten habitatforbedrende-/konnektivitetsfremmende-/kloakksaneringstiltak, eller kontroll. «Log(N_{>0++1})» representerer tetthetsestimert for >0+ og er inkludert i alle modellene da man kan forvente konkurranse mellom yngelen og eldre årsklasser. «+ (1|Bekk/analysestasjon)» er tatt med som en additiv tilfeldig variabel i alle modellene. K= antall parametre i modellen, AICcWt=vekt av AICc, CumWT=kumulativ vekt, og LL=Log Likelihood.

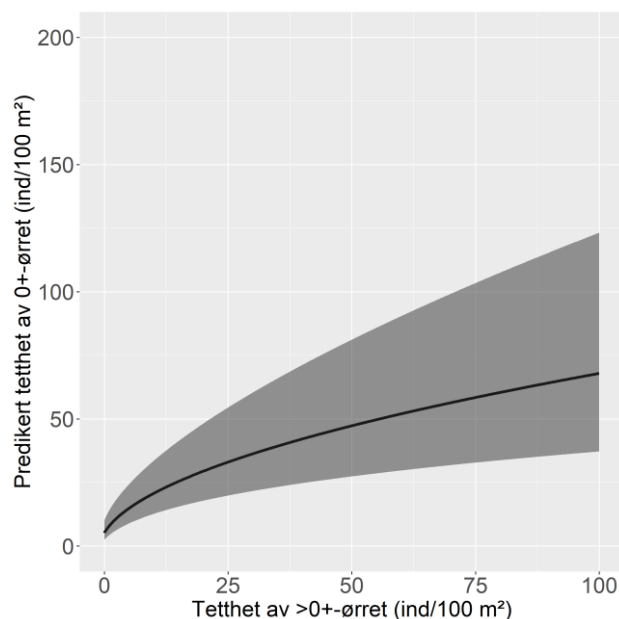
Fiksert modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	ModellLik	AICcWt	LL
log(N _{>0++1})	4	191.0434	0.0000	1.0000	0.1959	-91.0962
PC1 + log(N _{>0++1})	5	191.9544	0.9110	0.6341	0.1242	-90.3250
PC1 * log(N _{>0++1})	6	192.1135	1.0701	0.5856	0.1147	-89.1234
PC2 + log(N _{>0++1})	5	192.9271	1.8837	0.3899	0.0764	-90.8114
PC3 + log(N _{>0++1})	5	192.9421	1.8987	0.3870	0.0758	-90.8189
Over.under * log(N _{>0++1})	10	193.2236	2.1801	0.3362	0.0659	-83.9289
År.etter.tiltak + log(N _{>0++1})	5	193.4965	2.4531	0.2933	0.0575	-91.0961
År.etter.tiltak * log(N _{>0++1})	6	194.1390	3.0956	0.2127	0.0417	-90.1362
Tiltakstype + log(N _{>0++1})	7	194.3567	3.3133	0.1908	0.0374	-88.9056
År.etter.tiltak + PC1 + log(N _{>0++1})	6	194.5158	3.4724	0.1762	0.0345	-90.3246

Effekt av >0+-tetthet

Prediksjonene av den mest støttende modellen viste at yngeltettheten økte med økende tettheter av >0+-ørret (Tabell 5 t.v. og Figur 10). Dersom alle andre faktorer hadde forblitt uforandret, ville tettheten av 0+ øke med en faktor på 1.84 dersom >0+ tettheten økte med 1. ANOVA-testen (Tabell 5, t.h.) viste at denne effekten var signifikant (p<0.01). Økende konfidensintervall ved høyere 0+-tettheter signaliserer økende usikkerhet i prediksjonene.

Tabell 5 Parameterestimer og resultater fra ANOVA-testen (variansanalysen) av LME-modellen med mest AICc-støtte i dataene fra 2020 (Tabell 4). Skjæringspunkt er representert ved «0+-tetthet», og log(N_{>0++1}) er tetthet av >0+. Residual er representert ved andre tilfeldige effekter som variasjon forklart av stasjon eller transekter.

Parameter estimer				ANOVA-tabell			
Parameter	Estimat	SE	Effekt	F	Df	Df.res	p-verdi
Fikserte	Skjæringspunkt	1.8350	0.5746	log(N _{>0++1})	11.249	1	42.258
effekter	log(N _{>0++1})	0.5195	0.1531				0.00169 **
Parameter	Varians	St.dev					
Tilfeldig	Bekk	2.426	1.558				
effekt	Residual	1.187	1.090				



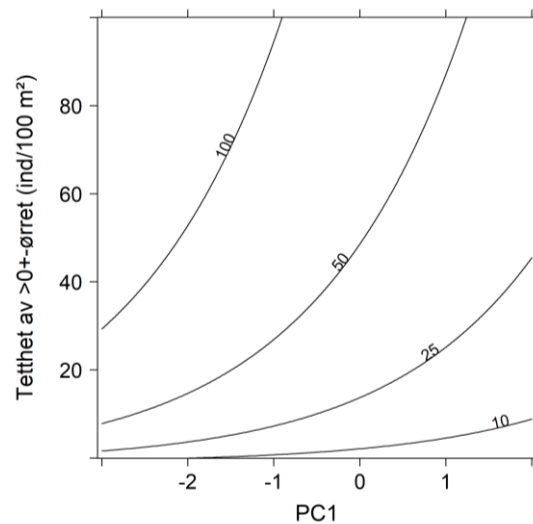
Figur 10 Prediksjonsplot av LME-modellen med mest AICc-støtte i dataene fra 2020 (Tabell 4). Viser predikert utvikling i tetthet av 0+-ørret ved påvirkning fra >0+-ørret. Grått område markerer 95 % konfidensintervall. Plotet presenterer kun prediksjoner basert på de fikserte effektene i modellen.

Effekt av PC1 og >0+-tetthet

Som i den mest støttende modellen, viste prediksjonene av den nest mest støttende modellen at yngeltettheten økte ved økende tettheter av >0+ (Tabell 6, t.h. og Figur 11). Videre predikerte modellen at negative PC1-verdier var positivt korrelert med 0+-tettheten. PC1 var her representert av høye verdier av de hydromorfologiske variablene for substrat, vektet skjul, vannhastighet og dybde (Tabell 3). Også moser og alger var viktige ved negative PC1-verdier, og hadde en positiv effekt på yngeltettheten. Resultatene fra ANOVA-testen viste at kun effekten av >0+-tetthet var signifikant (Tabell 6, t.h.).

Tabell 6 Parameterestimer og resultater fra ANOVA-testen av LME-modellen med nest mest AICc-støtte i dataene fra 2020 (Tabell 4). Skjæringspunkt er representert ved «0+-tetthet», $\log(N_{>0+}+1)$ er tetthet av >0+-ørret. PC1 er principalkomponent 1 fra PCA av abiotiske miljøvariabler (Tabell 3). Residual er representert ved andre tilfeldige effekter som variasjon forklart av stasjon eller transekter.

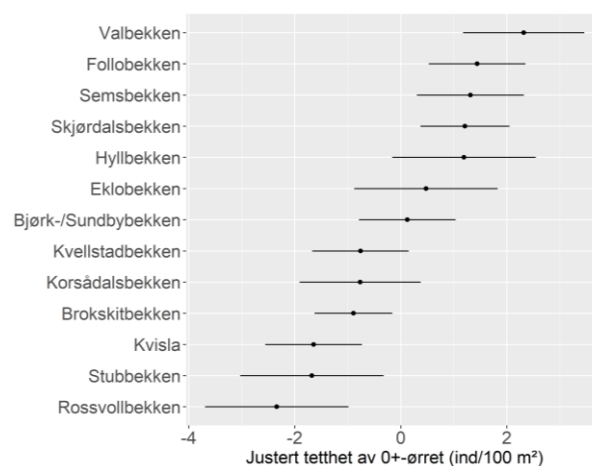
Parameter estimer				ANOVA-tabell			
Parameter		Estimat	SE	Effekt	F	Df	p-verdi
Fikserte effekter	Skjæringspunkt	1.7637	0.5695	PC1	1.4387	1	40.834
	PC1	-0.3190	0.2632	$\log(N_{>0+}+1)$	12.4655	1	0.00104**
	$\log(N_{>0+}+1)$	0.5553	0.1556				
Parameter		Varians	St.dev				
Tilfeldig effekt	Bekk	2.310	1.52				
	Residual	1.189	1.09				



Figur 11 Prediksjonsplot av LME-modellen med nest mest AICc-støtte i dataene fra 2020 (Tabell 4) viser predikert utvikling i 0+ tetthet ved påvirkning fra >0+ og PC1. Kontourlinjene viser de predikerte 0+ tetthetene. Plottet presenterer kun prediksjoner basert på de fikserte effektene i modellen.

De tilfeldige effektene i modellene

De tilfeldige effektene i de utvalgte modellene var tilnærmet like. Den eneste forskjellen var at Stubbekken og Kvisla byttet plass, og derfor vises kun plottet tilhørende den mest støttende modellen (Figur 12). Plottene viste at fire av 13 bekker lå klart under gjennomsnittlig yngeltetthet etter at det ble korrigert for påvirkning fra fikserte effekter. Disse var Rossvollbekken, Stubbekken, Kvisla og Brokskitbekken. På den andre siden lå Valbekken, Follobekken, Semsbekken og Skjördalsbekken klart over gjennomsnittlig tetthet, mens de resterende bekkene hadde store konfidensintervaller over både pluss og minussiden.



Figur 12 Plot av de tilfeldige effektene i den mest støttende modellen fra analysen av data fra 2020 (Tabell 4). Plottet for den nest mest støttende modellen var tilnærmet likt. Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+ for alle bekker. Bekker med negative verdier ligger under gjennomsnittet for tetthet, de som har positive ligger over. Sort strek representerer 95% konfidensintervall.

3.3 Kvantitative analyser av materiale fra 2015-2020

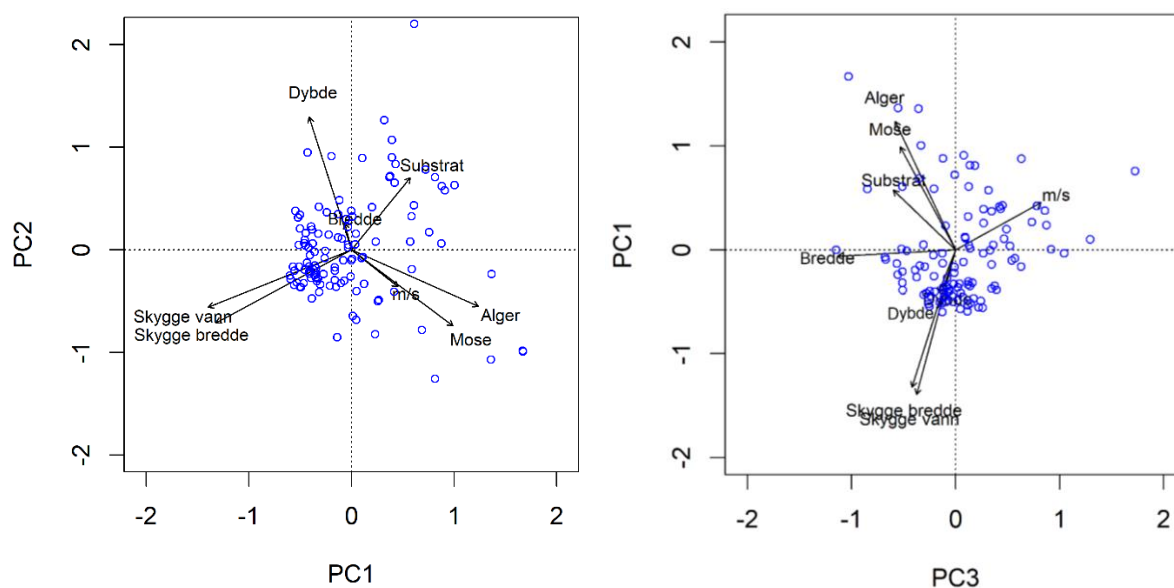
3.3.1 Sammenheng mellom miljøvariabler

PCA analysen av miljøvariablene på stasjonsnivå fra 2015-2020 viste at PC1, PC2 og PC3 til sammen forklarte 65 % av variasjonen i miljøvariablene (Tabell 7). Av dette forklarte PC1 31 %, PC2 18 % og PC3 15 %. For å lettere tolke påvirkningen på fisketettheten er det laget biplot av PC1 og PC2, og PC1 og PC3 (Figur 13).

Tabell 7 Resultater fra PCA-analysen for miljøvariablene fra 2015-2020.

Viktigheten av komponenter:								
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Eigenverdi	2.5430	1.4891	1.2090	0.9144	0.8462	0.61896	0.29812	0.08124
Forklart andel	0.3179	0.1861	0.1511	0.1143	0.1058	0.07737	0.03727	0.01015
Kumulativ proporsjon	0.3179	0.5040	0.6551	0.7694	0.8752	0.95258	0.98985	1.00000

Biplottet av PC1 og PC2 (Figur 13, t.v.) viser at dybden og bredden av bekken var negativt korrelert med vannhastighet, moser og alger. Samtidig var substrat negativt korrelert med skygge fra kantvegetasjon. Biplottet av PC1 og PC3 (Figur 13, t.h.) viser at vann-hastighet var nært negativt korrelert med bredden og dybden av bekken, samt med skygge fra kantvegetasjon. Bekker med høy vannhastighet vil følgelig være smalere, dypere og ha mindre skygge fra kantvegetasjon enn bekker med høy vannhastighet. Ved positive PC1-verdier var alger og moser positivt korrelert med hverandre og med substrat.



Figur 13 Biplot av PC1 og PC2 (t.v.), og PC1 og PC3 (t.h.), som viser hvordan miljøvariablene fra 2015-2020 påvirker hverandre i stasjonene. Alle målingene er gjennomsnitt av transektverdier. Skygge.vann= Skygge over vannspeil, Skygge.bredde= Skygge over bekkekant, m/s= Vannhastighet. Til sammen forklarer PC1 og PC2 49 % av variasjonen, hvorav PC1 forklarer 32 % og PC2 forklarer 18 %. PC1 og PC3 forklarer 47 % av variasjonen, hvorav PC1 forklarer 32 % og PC3 forklarer 15 %.

3.3.1 Påvirkningsfaktorer på yngeltetthet i perioden 2015-2020

LME-modellen med mest AICc-støtte (AICc-weight= 29 %) viste at det var de fikserte effektene *PC3* og *tetthet av >0+* som mest effektivt forklarte variasjon i yngeltettheten i studiebekkene i perioden 2015-2020 (Tabell 8). *PC3* er til stede i alle de 10 toppmodellene. Den nest mest støttende modellen har en AICcWt på ca. 1/2 av toppmodellen, noe som indikerer at det er 50 % mindre sjanse for at yngeltettheten også påvirkes av tiltakstype i tillegg til *PC3* og *tetthet av >0+*. Modellen som inneholdt *år.etter.tiltak* oppnådde kun ca. 1/7 AICcWt av toppmodellen, og *over/under tiltak* oppnådde kun ca. 1/14 AICcWt. Det er derfor lite støtte for at yngeltetthetene i studiebekkene påvirkes av *over/under* eller *år.etter.tiltak* i perioden 2015-2020. Den mest støttende modellen og den nest mest støttende modellen ble undersøkt videre.

Tabell 8 De 10 LME-modellene med mest AICc-støtte i dataene fra 2015-2020. Modellene forklarer hvilke variabler som i størst grad påvirker yngeltettheten ($0+$) i studebekkene i Verdal. *PC1*, *PC2* og *PC3*= miljøvariabler målt i felt (se Tabell 7 og Figur 13). «*År.etter.tiltak*»=antall år etter gjennomført tiltak, «*Før.etter*»=før/etter tiltak, «*Tiltakstype*» = enten habitatforbedrende-/konnektivitetsfremmende-/kloakksaneringstiltak, eller kontroll. «*Over.under*»=Oppstrøms/nedstrøms tiltak. « $\text{Log}(N_{>0+}+1)$ » = tetthetsestimat for $>0+$ som er inkludert i alle modellene da man kan forvente konkurranse mellom yngelen og eldre årsklasser. « $+ (1|\text{Bekk/analysestasjon})$ » er tatt med som en additiv tilfeldig variabel i alle modellene. *K*= antall parametere i modellen, *ModelLik*= Model Likelihood, *AICcWt*=vekt av AICc og *LL*=Log Likelihood.

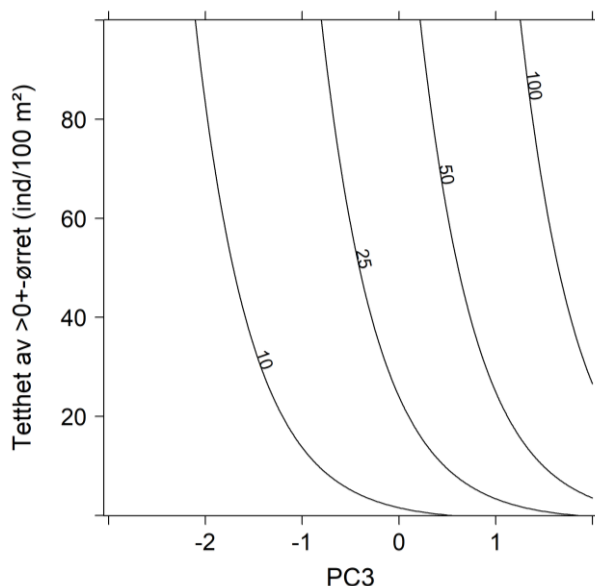
Fiksert modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	Model Lik	AICc Wt	LL
<i>PC3</i> + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	6	412.7777	0.0000	1.0000	0.2904	-199.9926
<i>PC3</i> + Tiltakstype + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	9	414.1532	1.3755	0.5027	0.1460	-197.2028
<i>PC3</i> + <i>PC2</i> + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	7	414.9342	2.1564	0.3402	0.0988	-199.9338
<i>PC3</i> * $\text{log}(N_{>0+}+1)$	7	414.9778	2.2001	0.3329	0.0967	-199.9556
<i>PC3</i> + <i>PC1</i> + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	7	415.0121	2.2343	0.3272	0.0950	-199.9727
<i>PC3</i> + <i>PC2</i> + Tiltakstype + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	10	416.5027	3.7250	0.1553	0.0451	-197.1729
<i>PC3</i> + År.etter.tiltak + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	9	416.6999	3.9221	0.1407	0.0409	-198.4762
<i>PC3</i> + Før.etter + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	8	416.8097	4.0320	0.1332	0.0387	-199.7125
<i>PC3</i> + År.etter.tiltak + Tiltakstype + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	12	417.8970	5.1193	0.0773	0.0225	-195.3885
<i>PC3</i> + Over.under + $\text{log}(N_{>0+}+1)$	9	418.5939	5.8162	0.0546	0.0159	-199.4232

Effekt av PC3

Parameterestimaterne (Tabell 9, t.v.) og prediksjonsplottet (Figur 14) av den mest støttende LME-modellen viste at yngeltettheten økte ved positive verdier av *PC3*, altså ved påvirkning fra vannhastighet, samt ved økende tetthet av $>0+$. Dersom effekten av *PC3* forblir uforandret, vil yngeltettheten øke med en faktor på 2.03 når tettheten av $>0+$ øker med 1 $>0+$ -ørret/100m². Effekten av *tetthet av $>0+$* er sterkt signifikant, mens effekten av *PC3* er noe mindre signifikant (Tabell 9, t.h.).

Tabell 9 Parameterestimer (t.v.) og resultater fra ANOVA-test (variensanalyse) (t.h.) av den mest støttende LME-modellen fra analysen av data fra 2015-2020 (Tabell 8). *PC3* er principalkomponent 3 fra PCA av abiotiske miljøvariabler (Tabell 7). Residual er representert ved andre tilfeldige effekter som eksempelvis variasjon forklart av transekter. Kode for signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

Parameter estimer				ANOVA-tabell				
Parameter	Estimat	SE		Effekt	F	Df	Df.res	p-verdi
Fikserte effekter	Skjæringspunkt	2.0338	0.4138	PC3	6.5333	1	99.124	0.0121053 *
	PC3	0.6627	0.2500	log($N_{>0+}+1$)	11.9228	1	95.438	0.0008283***
	log($N_{>0+}+1$)	0.3813	0.1062					
	Varians	Std.Dev						
Tilfeldige effekter	Analysestasjon:							
	Bekk	0.3991	0.6317					
	Bekk	1.3422	1.1585					
	Residual	1.3095	1.1443					



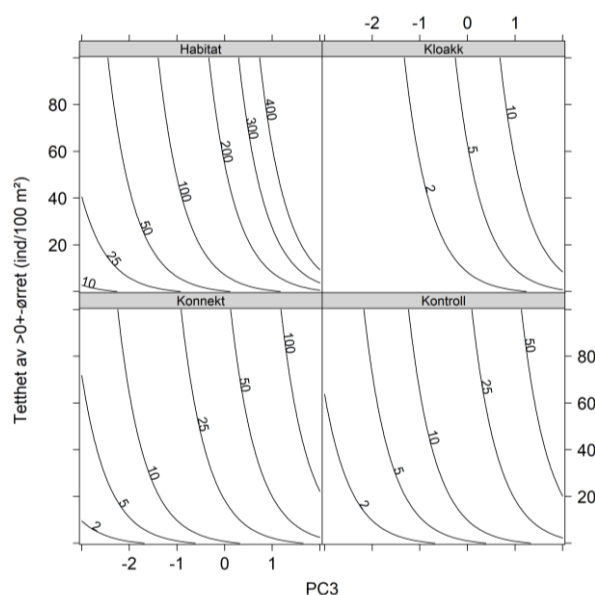
Figur 14 Prediksjonsplot av den mest støttende modellen fra analysen av dataene fra 2015-2020 (Tabell 8). Kontourlinjene viser predikert utvikling i tetthet av $>0+$ -ørret (ind/100 m²) ved påvirkning av $>0+$ tetthet og *PC3*. Plotet presenterer kun prediksjoner basert på de fikserte effektene i modellen.

Effekt av PC3 og tiltakstype

Parameterestimaterne (Tabell 10, t.v) og prediksjonsplottet (Figur 15) av den nest mest støttende LME modellen viste at yngeltettheten økte ved positive verdier av *PC3*, økende tettheter av $>0+$, og var avhengig av *Tiltakstype*. Sammenliknet med kontrollbekkene hadde bekken med habitatforbedrende tiltak 8 ganger høyere yngeltetthet. Bekkene med konnektivitetsfremmende tiltak hadde dobbelt så høy yngeltetthet som kontrollbekkene, mens bekken med kloakksanering hadde fem ganger lavere tetthet enn kontrollbekkene. ANOVA-testen viste at effekten av *PC3* og *tetthet av $>0+$* var signifikant (Tabell 10, t.h.)

Tabell 10 Parameterestimer (t.v) og resultater fra ANOVA-test (variansanalyse) (t.h) av den nest mest støttende LME-modellen fra analysen av data fra 2015-2020 (Tabell 8). *PC3* er principalkomponent 3 fra PCA av abiotiske miljøvariabler (Tabell 7). *Konnekt*= konnektivitetsforbedrende tiltak, *Habitat*=habitatforbedrende tiltak, *Kloakk*= Kloakksanering, *Kontroll*= Kontrollbekkene. Residual er representert ved andre tilfeldige effekter som eksempelvis variasjon forklart av transekter. Kode for signifikans: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

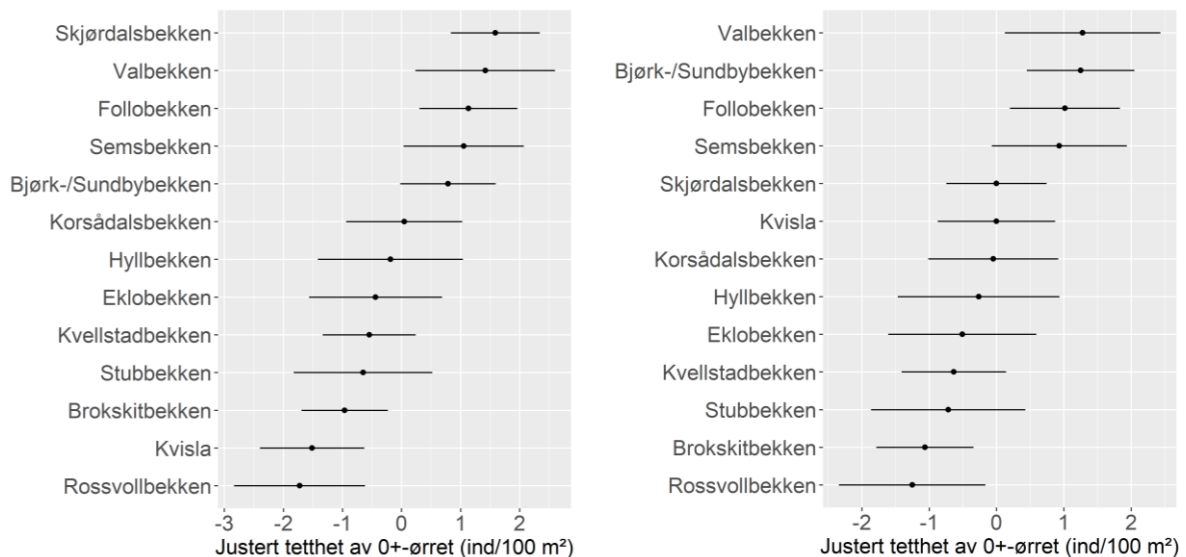
Parameter estimer				ANOVA-tabell				
Parameter	Estimat	SE		Effekt	F	Df	Df.res	p-verdi
Fikserte effekter	Skjæringspunkt	3.8476	1.0125	PC3	6.2499	1	99.017	0.014063*
	PC3	0.6532	0.2486	Tiltakstype	1.5718	3	8.092	0.269651
	Tiltakstype, Kloakk	-3.5521	1.4027	Log($N_{>0+}+1$)	10.5429	1	92.155	0.001627**
	Tiltakstype, Konnekt	-1.6712	1.0287					
	Tiltakstype, Kontroll	-2.2694	1.2025					
	log($N_{>0+}+1$)	0.3633	0.1075					
Varians Std.Dev								
Tilfeldige effekter	Analysesasjon: Bekk	0.3819	0.6180					
	Bekk	0.7626	0.8733					
	Residual	1.3215	1.1495					



Figur 15 Prediksjonplot av den nest mest støttende modellen fra analysen av dataene fra 2015-2020 (Tabell 8). Kontourlinjene viser predikert utvikling i tetthet av $>0+$ -ørret (ind/100 m²) ved påvirkning av $>0+$ tetthet, PC3 og tiltakstype. *Konnekt*= konnektivitetsforbedrende tiltak, *Habitat*=habitatforbedrende tiltak, *Kloakk*= Kloakksanering, *Kontroll*= Kontrollbekkene. Plotet presenterer kun prediksjoner basert på de fikserte effektene i modellen

De tilfeldige effektene i modellene

Plottene av de tilfeldige effektene i de utvalgte modellene var noe ulike (Figur 16). Generelt viste plottene at flere bekker lå under gjennomsnittlig tetthet enn over. Bekkene som lå mest mot pluss-siden i begge modeller var Valbekken, Skjördalsbekken, Follobekken, Bjørk-Sundbybekken og Semsbekken. Den største forskjellen mellom de to modellene var tetthetene i Kvisla og Skjördalsbekken. Den mest støttende modellen, som kun korrigerte for PC3 og tetthet av >0+ (Figur 16. t.v.), viste stor forskjell i justert 0+ tetthet mellom de to bekkene (Kvisla ca. -1.5, Skjördalsbekken ca. +1.5). I den nest mest støttende modellen der det ble korrigert for de fikserte effektene av tiltakstype (Figur 16, t.h.), var justert tetthet av 0+ i begge bekker lik 0.



Figur 16 Plot av de tilfeldige effektene i den mest støttende modellen (t.v.) og den nest mest støttende modellen (t.h.) fra analysen av data fra 2015-2020 (Tabell 8). Verdi 0 på x-aksen er justert tetthet av 0+ for alle bekker. Bekker med negative verdier ligger under gjennomsnittet for tetthet, de som har positive ligger over. Sort strek representerer 95% konfidensintervall.

4.Diskusjon

Denne studien har videreført arbeidet med å undersøke effekter av fysiske miljøtiltak, samt hvilke miljøvariabler som forklarer yngeltetthet av sjørørret i 13 bekker i Verdal kommune, Trøndelag. Tettheten av laksefisk varierer mye fra bekk til bekk, og fra år til år, men yngel (0+) er dominerende i de fleste bekkene i perioden 2015-2020. I 2020 viste det seg at tetthet av 0+-ørret var best forklart av tetthet av eldre årsklasser (>0+) og miljøvariablene substrat, vektet skjul, dybde, vannhastighet, samt moser og alger. Analysen av data fra 2015-2020 viste midlertidig at yngeltettheten var best forklart av vannhastighet og tiltakstype. Når alle bekkene ses samlet, finnes det per oktober 2020 ikke statistisk bevis for at tiltakene har hatt effekt på yngeltettheten oppstrøms tiltakene. Enkeltvis ser det likevel ut til at noen tiltak har ført til økt yngeltetthet oppstrøms. Det finnes ikke bevis for at antall år etter tiltak har påvirkning på yngeltettheten. I alle tilfeller vil en lengre tidsserie være nødvendig for å kunne fastslå hvilken effekt tiltakene har hatt på yngeltettheten. Visse endringer vil likevel være fordelaktig for å bedre forholdene for yngelproduksjon i bekkene.

4.1 Hvordan påvirker miljøvariablene yngeltetthet?

4.1.1 Påvirker konkurranse med eldre årsklasser tetthet av 0+? (H1.1)

Resultatene viser at tetthet av >0+ hadde en signifikant positiv effekt på yngeltettheten (**Tabell 5, 6, 9 og 10**), noe som svekker H1.1. Dette er noe uventet da det flere studier viser til at tetthet og overlevelse av 0+ påvirkes negativt i tetthetsavhengig konkurranse med >0+ (Bohlin, 1977; Jenkins et al., 1999; Kaspersson & Höjesjö, 2009; Nordwall et al., 2001). At konkurranse ikke virket regulerende på yngeltetthet i studiebekken kan skyldes at habitatene jevnt over ikke har vært fullt utnyttet, noe som indikerer at bæreevnen til bekkene ikke var nådd. En annen mulig forklaring er at abiotiske faktorer har vært viktigere regulatorer på yngeltettheten enn konkurranse mellom årsklassene (Vøllestad & Olsen, 2008).

Ekstreme hendelser som flommer og tørke har vist seg å være viktige i formingen av dynamikken i sjørørbekker (eks: Cattaneo et al. (2002), Elliott et al. (1997), Vøllestad og Olsen (2008), Vehanen et al. (2010)). Elliott et al. (1997) fant blant annet at tørke kan påvirke overlevelse hos ulike årsklasser på ulike måter. Cattaneo et al. (2002) fant på sin side at høy vannføring kunne føre til at yngel ble skylt nedover og ut av systemet. Som i bekker flest er vannhastighet og vannstand varierende i studiebekkene. Den tørre sommeren i 2018 har antakelig ført til mer ekstreme endringer i vannføring og temperatur enn normalt dette året, noe Richenberg (2019) mente kunne ha trigget utvandring av eldre årsklasser. Desto færre >0+, desto lavere sjans for konkurranse mellom årsklassene. På en annen side var det generelt

lite >0+ i bekkene i hele perioden 2015-2020, ikke bare i 2018. Man kan derfor diskutere om de generelle fysiske forholdene i bekkene også påvirker aldersstrukturen av ungfisk.

I skiftet mellom høst og vinter flytter yngel og ungfisk til dypere overvintringsområder med lavere vannhastighet og større tilgang på skjul i nedsenket vegetasjon og hulrom i substrat (Heggenes et al., 1999; Maki-Petäys et al., 1997). Isdannelse og lav vannføring kan føre til knapphet på slike områder, noe som kan føre til konkurranse mellom årsklassene og følgelig lavere tettheter av årsklasser påfølgende år (Armstrong & Griffiths, 2001). I studiebekkene var det en trend i at årsklassene av 0+ ble sterkt redusert fra ett år til et annet. Som eksempel gikk 0+ tettheten i Skjördalsbekken fra 147 fisk/100m² i 2019, til en tetthet av >0+ på 33 fisk/100m² i 2020 (**Figur 8 og Vedlegg 4**). Tatt i betraktning at >0+ også inkluderer fisk eldre enn 1+, indikerer dette en kraftig reduksjon av 2019-årsklassen av 0+. Verdalsbekkene er generelt grunne og har få kulper (Hol, 2018). Mangel på overvintringsområder kan derfor tenkes å være en flaskehals for overlevelse i fiskens første vinter. Eventuelt kan konkurranse om overvintringsområder stimulere til tidlig utvandring til hovedelva, noe som kan støttes av funnene til (Lund, 2020b) som indikerte at vandring i Verdalsbekkene var tetthetsavhengig.

4.1.2 Forklares yngeltettheten i størst grad av de hydromorfologiske miljøvariablene? (H1.2)

I perioden 2015-2020 var det de hydromorfologiske variablene dybde, substrat og vannhastighet (PC3) som var viktigst for yngeltettheten (**Figur 13 og 14**), noe som støtter H1.1. Vannhastighet var den eneste variabelen som var positivt korrelert med yngeltetthet.

At vannhastighet var viktig for yngeltetthet kan skyldes at oksygentilgangen er bedre i bekker med høy vannhastighet. Bevegelse i vann fører til høyere grad av innblanding av oksygen (Allan et al., 2020), noe som er positivt for både fisk og bunndyr. I tillegg kan det tenkes at raskt rennende vann ofte holder lavere temperaturer, noe som vil være fordelaktig for laksefisk om sommeren (Elliott & Elliott, 2010). Raskt rennende vann har også høyere transportkapasitet, noe som gjør at finsedimenter lettere vaskes bort og forhindrer gjenslamming av bunns substrat (Allan et al., 2020). Studiebekkene tilføres angivelig store mengder finmateriale fra de leirholdige omgivelsene i Verdal, noe som gjør at forholdene for fisk kan være bedre i bekkene med høyere vannhastighet enn motsatt (Hol, 2018). Høyere vannhastighet kan også være positivt for fisk på næringssøk ettersom tilgangen på drivende evertebrater øker med vannhastigheten (Hill & Grossman, 1993). Hurst (2007) fant at overlevelse hos yngel gjennom vinteren var tett koblet med kroppsstørrelse. Følgelig vil det

være viktig å vokse raskt i sommermånedene mens tilgangen på næring er stor. At fisken prioriterer vekst fremfor skjul for predatorer, kan derfor være en forklaring på at vannhastighet generelt er viktigere enn andre miljøvariablene.

Bekker er sjeldent identisk med hverandre. Hvilke miljøvariabler som er viktig for yngeltettheten vil derfor variere fra bekk til bekk men også fra år til år, sesong til sesong, og fra en tid på døgnet til en annen (Heggenes, 1996; Heggenes et al., 1999). Økt vannhastighet er derfor ikke nødvendigvis fordelaktig for yngelen ved alle tidspunkter. Som nevnt tidligere, viste Cattaneo et al. (2002) at høy vannføring på våren, når yngelen kommer opp av grusen, kan skylle de svømmesvake individene ut av bekkesystemet. Ifølge Heggenes og Dokk (2001) reduseres ørretens toleranse for høye vannhastighet ved lave vanntemperaturer, noe som gjør at høy vannhastighet om vinteren kan være negativt. Resultatene fra denne studien bør derfor kun betraktes som et øyeblikksbilde av sammenhengen mellom yngeltetthet og miljøvariabler i bekkene under feltarbeidet- altså i perioden sensommer til tidlig høst.

4.1.3 Påvirkes yngeltettheten positivt av andelen hulrom i substratet? (H1.3)

I tråd med H1.3 var andel hulrom i substratet, eller vektet skjul, positiv korrelert med tetthet av 0+ i 2020 (**Figur 11 og Figur 9**). Pulg et al. (2020) viste at en økning i andel vektet skjul hadde positiv effekt på ungfisktetthet etter rensing av en elvebunn. Større tilgang på skjul i substrat kan bidra til å skille aggressiv yngel og ungfisk fra hverandre (Heggenes et al., 1999), og gi skjul fra predatorer. Dessuten kan hulrom fungere som hvilesteder ettersom vannhastigheten mellom stein og grus er lavere enn i de frie vannmassene (Maki-Petäys et al., 1997). Om vektet skjul har positiv effekt over tid vil midlertidig kreve registreringer over flere år.

4.2 Viser tiltakene ønsket effekt på yngeltettheten?

4.2.1 Har tiltaket ført til økt tetthet av 0+ oppstrøms tiltak? (H2.1)

Ingen av modellene som undersøkte effekten av *over/under* tiltak hadde nok støtte i dataene til å kunne støtte H2.1 (**Tabell 4 og 8**). I likhet med Richenberg (2019), finnes det derfor heller ikke i denne undersøkelsen statistisk støtte for at yngeltettheten har økt oppstrøms tiltakene. Vi kan likevel ikke si med sikkerhet at tettheten ikke har blitt høyere etter tiltak i enkelte bekker, ettersom denne mest sannsynlig ville ha vært lavere uten tiltak. Et eksempel er

tiltaket i Valbekken der terskler i en kulvert-barriere førte til en økning i tetthet over tiltak fra 0 til 299 fisk/100 m² allerede første året etter tiltak (**Vedlegg 4**).

Det er flere mulige forklaringer for hvorfor analysene ikke indikerer at yngeltettheten har økt oppstrøms. Den mest logiske forklaringen kan være at tiltak ikke har fungert som ønsket, slik som i Brusklembekken i Gaula der Bergan og Solem (2018) fant at ørreten ikke hadde klart å passere en utbedret kulvert. I Verdal ser det eksempelvis ut til at en terskel som ble montert i Kvellstadbekken kan ha redusert oppvandring av gytefisk, noe som kan forklare den kraftige reduksjonen i tetthet av 0+ fra 2019 til 2020 (fra 182 yngel/100 m² i 2019 til 14 i 2020) (**Figur 8**). Også yngeltettheten i Korsådalbekken har gått svært mye ned (fra 105 yngel/100 m² i 2019 til 14 i 2020). Her ble derimot ikke tiltaket ansett som problematisk da dette ble undersøkt i felt. Ettersom årsklassen i 2019 var svært sterk, kan det tenkes at konkurranse mellom årsklassene har redusert andelen 0+ internt i bekken.

At effekt ikke kan måles oppstrøms kan også skyldes at det er for tidlig å måle effekt av tiltakene. Dette gjelder spesielt for Brokskitbekken der tiltaket ble ferdigstilt kun måneder før feltundersøkelsene i 2020. Ifølge Roni et al. (2008) kan tiltak som kun er passerbare på enkelte vannstander eller årstider gjøre at kolonisering oppstrøms et tiltak kan ta flere år. Flere av de konnektivitetsfremmende tiltakene i studiebekkene så ut til å være vanskelige for fisk å passere på lav til normal vannstand da disse ble undersøkt sensommeren 2020. Mest tydelig var dette i fisketrappa i Semsbekken, kulverten i Stubbekken, terskelen i Kvellstadbekken, samt kulverten og kulpene opp til kulverten i Eklobekken. Dersom tiltakene hadde gjenspeilet de hydromorfologiske forholdene i bekken bedre, kan det tenkes at rekolonisering i bekkene oppstrøm kunne vært tydeligere allerede nå. For eksempel viste Erkinaro et al. (2017) i sitt studie at tettheten av laks økte oppstrøms tiltak i flere kulvertbarrierer i løpet av de første 2-3 årene etter tiltak. I dette studiet ser vi samme trend i Valbekken som nevnt tidligere, men også i Hyllbekken (fra 3 yngel/100 m² før tiltak til 64 i 2020) allerede ett år etter tiltak (**Figur 8, Vedlegg 4**).

En mer overordnet økologisk forklaring på manglende respons oppstrøms kan være at effektene av tiltakene overstyres av abiotiske forhold på et større romlig plan. For eksempel viste Vehanen et al. (2010) at effekten av habitatforbedrende tiltak uteble som følge av påvirkning fra ekstrem tørke, noe som ble diskutert av Richenberg (2019). Tørkesommeren 2018 ser midlertidig ikke ut til å ha påvirket produksjon av 0+ de to senere årene ettersom tetthetene i 2019 var blant de høyeste i perioden 2015-2020 i mange bekker (**Figur 4**). I

tillegg kan det diskuteres hvordan avrenning fra jordbruk, infrastruktur og bebyggelse påvirker økosystemene på et mer fundamentalt plan. Resultatene fra undersøkelsene til både Hol (2018) og Edsar (2019) viste at bunndyrsamfunnet i flere Verdalsbekker var i dårlig økologisk tilstand, hvor bekker i nedre del av Verdalselva generelt var i dårligere forfatning en bekker lengere opp i systemet. Hol (2018) og Edsar (2019) mente dette kunne forklares med at bekkene som lå nærmere Verdal sentrum i større grad var påvirket av avrenning fra bebyggelse og landbruk. At fisken får bedre fysiske habitater og større tilgang på leveområder hjelper lite dersom problemet ligger i stor-skala-prosessene som eksempelvis bestemmer tilgang på byttedyr. Nyere analyser av restaureringsprosjekter i vassdrag påpeker behov for økt fokus på slike effekter på nedbørsfelt-skala (Griffith & McManus, 2020a; Oliveira et al., 2020), noe denne studien ikke har nok belegg for å undersøke nærmere.

En statistisk årsak til lav effekt oppstrøms kan være mangler i datagrunnlaget. Både for Stubbekken og Korsådalsbekken finnes det ikke tetthetsmålinger før tiltaket, og dataene fra 2017 er derfor benyttet som «før» (se kap. 2.2.4). I Semsbekken mangler det kvantitative analyser av tettheten på oversiden før tiltak. I de fleste bekkene er også «før»-registreringene kun basert på observasjoner fra ett år, noe som gjør at vi ikke vet om den registrerte tettheten representerer de faktiske forholdene som var i bekken før tiltak. Manglende og eventuelt feilaktige før-estimer kan derfor tenkes å påvirke den målte effekten av tiltak oppstrøms.

Som en oppsummering kan manglende respons fra tiltak skyldes både feilende tiltak, treghet i respons, abiotiske forhold og/eller manglende datagrunnlag. Dette påpeker viktigheten av å overvåke tiltak i bekkesystemer over lengre tid, ta hensyn til større prosesser i vassdraget, samt sørge for gjennomføring av tilstrekkelige før-undersøkelser som er reproducerbare etter tiltak.

4.2.2 Har fisken kommet tilbake etter kloakksanering? (H2.2)

I Kvisla har fisken kommet tilbake etter kloakksaneringen i 2018, noe som verifiserer H.2.2. Sist det ble observert fisk i bekken var i 2006 da Kristiansen og Rikstad (2007) estimerte tettheten i en stasjon i nedre del av bekken til 7 ørret/100m². Siden den gang har bekken vært fisketom (Hol, 2018; Richenberg, 2019). Fisk ble påvist ved kvalitativt fiske i nedre deler av bekken i 2019, men tetthetsfiske ble ikke utført før i 2020. I 2020 ble det funnet lave tettheter av yngel i stasjon 1, 3 og 4, samt ungfisk av ørret i alle stasjoner med unntak av stasjon 5 (Vedlegg 4, Figur 6 og 7). Stasjon 5 ligger på oversiden av en kulvert som mest sannsynlig

stopper all videre vandring. Dette kan indikere at det har vært gyting ovenfor tiltak allerede høsten 2019, ett år etter at kloakken ble sanert. Andelen fisk i alderen >0+ indikerer også at innvandrende ungfisk benytter seg av bekkeløpet.

Levevilkårene for laksefisk er ofte er dårlig i sterkt organisk belastede vannforekomster (Eklöv et al., 1999). Tilførsel av ubehandlet avløpsvann kan både tilføre ammonium (NH_4^+) i giftige konsentrasjoner og redusere tilgangen på oksygen via nedbrytningsprosesser. At fisken er tilbake i Kvisla kan derfor indikere at vannkvaliteten er blitt bedre (Anonym, 2018). For å måle omfanget av forurensning regnes midlertidig bunndyr eller vannplanter som bedre indikatorer enn fisk (Sandlund et al., 2013). Det vil derfor være fordelaktig å undersøke disse andre biologiske kvalitetselementene for å undersøke om vannkvaliteten faktisk har blitt bedre. Mye alger og moser i stasjon 2 kan skyldes punktutslipp, noe som burde følges opp.

4.2.3 Påvirker tiltakstype yngeltettheten? (H2.3)

Resultatene viste at yngeltettheten varierte med tiltakstype (**Figur 5**), noe som støtter H.2.3. Tettheten av yngel var størst ved habitatforbedrede tiltak og nest størst ved konnektivitetsforbedrende tiltak. Kloakksanering var den eneste tiltakstypen som hadde lavere predikert tetthet av yngel enn kontrollbekkene. I tolkning av dette resultatet må det tas hensyn til at to av tiltakstypene kun er representert av én bekk per kategori; Skjördalsbekken som *habitatforbedrende tiltak* og Kvisla som *kloakksanering*. Det finnes i tillegg kun to kontrollbekker, mens de resterende 10 bekkene kategoriseres under konnektivitetsfremmende tiltak. At tiltakstype stikker seg frem som en viktig faktor på yngeltetthet i analysene skyldes nok at tetthetene i Skjördalsbekken og Kvisla skiller seg vesentlig ut med svært høye og svært lave tettheter. Kvisla og Skjördalsbekken har ifølge resultatene svært ulik tetthet av yngel når det ikke korrigeres for effekten av tiltakstype (**Figur 16 t.v.**). Når tiltakstype er inkludert som fiksert effekt viser det seg at Kvisla og Skjördalsbekken har tilnærmet lik forventet tetthet av yngel (**Figur 16. t.h.**). Dette kan indikere at det habitatforbedrende tiltaket faktisk har hatt en bedre effekt i Skjördalsbekken enn kloakksaneringen i Kvisla. Det bør likevel bemerkes at det ikke er sikkert at effekten av tiltakstype hadde vært like tydelig dersom de to tiltakstypene var representert av flere bekker i studien. Det er heller ikke sikkert denne trenden er varig over lengere tid ettersom det er kort tid siden begge tiltak ble gjennomført (Griffith & McManus, 2020b).

Bekkene med konnektivitetsforbedrende tiltak hadde generelt høyere tettheter enn kontrollbekkene (**Figur 15**). I motsetning til Kvisla og Skjördalsbekken, varierte den justerte tettheten i de konnektivitetsforbedrende bekkene minimalt mellom de to modellene (**Figur 16**). Dette kan indikere at tiltakstype ikke har noen særlig effekt på de konnektivitetsforbedrende tiltakene sett over ett.

4.3 Påvirkes yngeltetthet av antall år etter tiltak?

4.3.1 Øker yngeltettheten med antall år etter tiltak? (H3.1)

Ingen av analysene viste at antall år etter tiltak hadde vesentlig effekt på yngeltettheten (**Figur 8 og 4**). Hypotesen om at yngeltettheten øker med antall år som er gått etter tiltak (H3.1) er dermed svekket. Årsakene til at antall år etter tiltak ikke er mulig å detektere skyldes mest sannsynlig manglende responser før og etter tiltak totalt sett, som diskutert i 4.2.1.

4.4 Evaluering av metoder og forslag til endringer

4.4.1 Usikkerhet knyttet til datainnsamling

I 2020 var fangbarheten i flere bekker lav, noe som har ført til usikre populasjonsestimater, og følgelig store konfidensintervaller som vist i figur 4. Det samme gjelder for dataene fra tidligere år (Siter alle her). Dette kan skyldes lite erfaring med elfiske hos feltarbeiderne og de flere frivillige som bidro til håving av fisk. Terrenget rundt- og forholdene i flere bekker gjorde også elfisket utfordrende. Store mengder nedfallstrær, bladverk, samt fint bunnsubstrat i gjorde det til tider utfordrende å oppdage og fange fisk. Enkelte tetthetsestimater kan dessuten være påvirket av usikkert arealestimat i bekken. I Valbekken stasjon 4 og Hyllbekken stasjon 2, ble stasjonslengde basert på GPS-koordinater og gjennomsnittlig bredde basert på bilder, da disse målingene ikke ble gjort i felt. I tillegg ble Follobekken 5, Kvisla 4, og Hyllbekken elfisket noe senere i sesongen (se kap. 2.2.1), noe som gjør at tettheten i bekkene ikke direkte kan sammenliknes med situasjonen i de andre bekkene tidligere på sommeren. I Stubbekken stasjon 2. er ikke habitatet særlig passende for sjørørret, og det bør derfor vurderes å flytte denne stasjonen lenger oppstrøms.

Registrering av miljøvariabler ble i 2020 kun gjennomført av tre personer, noe som kan ha redusert graden av usikkerhet sammenliknet med tidligere år. Systematiske feil mellom dataene fra 2015, 2017, 2018 og 2020 kan likevel ha forekommet da ingen av feltarbeiderne

var med på registreringer alle fire årene. Registreringer fra 2015, 2017 og 2018 er også gjennomført på forskjellige tider av året, noe som særlig bidrar til usikkerhet i målingene av vannføring og skygge fra vegetasjon (Richenberg, 2019).

Metode for måling av vannhastighet i 2020 varierte fra bruk av cm/sek metoden til måling av sek/m med stoppeklokke. Begge metoder ble benyttet i et par stasjoner, og disse viste seg å gi tilnærmet like resultater. Noe usikkerhet kan midlertidig ha oppstått i overgangen mellom disse metodene. Det bør også nevnes at vannhastighet kun ble målt i overflaten, noe som gjør at vannhastighet i dypere områder som kulper ikke plukkes opp i studiedesignet. Det kan være en fordel å også måle vannhastighet nærmere bunnen. Dette ettersom substratet endrer vannføringen slik at vannhastigheten på overflaten ikke nødvendigvis er representativ for forholdene der fisken oppholder seg. Helningsgrad kan også være et aktuelt mål for å fange opp potensialet for vannføring selv på lav eller fraværende vannstand.

4.4.2 Usikkerhet i analysene

Denne studien opererer kun med to kontrollbekker, hvorav Rossvollbekken har svært lav tetthet av 0+, mens Bjørk-/Sundbybekken har relativt høy (**Figur 6**). Skjördalsbekken, som er brukt som kontrollbekk av Richenberg (2019) tidligere, er fra 2020 å regne som tiltaksbekk. Årene før 2020 er derfor kategorisert som «før» og ikke kontroll. Det bør vurderes å finne en ny kontrollbekk slik at disse representerer referansesituasjonen i systemet noe bedre.

Noe usikkerhet i analysene av tiltakseffekter kan skyldes manglende og feilaktige før-data, som diskutert i Kap. 4.2.1. Dette gjør det vanskelig å bestemme hvordan tiltaket egentlig har påvirket fisketettheten oppstrøms. Som vist i dette studiet kan også skjevhet i utvalg av bekker i kategoriene for tiltakstype gi feil inntrykk av effekten av ulike tiltakstyper, som diskutert i Kap. 4.3. Tiltakene i Verdalsbekkene er svært forskjellige, og det bør av den grunn gjøres en vurdering av om man skal fortsette å analysere tiltakseffekter på bakgrunn av tiltakstyper, eller om tilfeldige effekter i bekkene overstyrer disse. For å minimere forskjellene mellom tiltakstyper kan det vurderes å endre hva som regnes som ulike tiltakstyper. Et forslag kan være å splitte de ulike konnektivitetsfremmende tiltakene i flere kategorier da disse er svært forskjellig fra hverandre. Eksempel på inndeling kan være: *terskler*, *kulvertbytte* og *fisketrapp*. En slik spesifisering av tiltakene vil kunne gjøre sammenlikning med andre studier lettere, og gjøre det enklere å oppdage forskjeller og eventuelle svakheter ved tiltakstypene.

For å kunne forstå miljøvariasjonenes påvirkning på yngeltettheten noe bedre, kan det ved fremtidige undersøkelser vurderes å inkludere variasjonen i bunnsubstratet som egne variabler i PCA-analysene. For eksempel kan substrat i størrelse 0-2 mm, 2-20 mm, 20-100 mm osv., representere individuelle variabler fremfor å være samlet under «substrat».

I flere av bekkene er det gjennomført flere tiltak over flere år som et resultat av adaptiv forvaltning. Dersom et tiltak åpenbart ikke har kunnet fungere for fisk, slik som de første anlagte kulpene i Hyllbekken, har nye tiltak blitt utført i etterkant. Stadige endringer og modifikasjoner av tiltak i bekkene gir vanskelige forhold for å utføre langtidsstudier med overvåkning av ett tiltak. Dette er tilfellet både i Kvellstadbekken, Follobekken, Hyllbekken, Brokskitbekken og Stubbekken. Til informasjon er det siden feltundersøkelsene i 2020 startet arbeid med å sanere kloakk i Brokskitbekken og Valbekken, og en kulvert i Brokskitbekken har fått terskler.

4.5 Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak

Erfaringer fra arbeidet med tiltakene i Verdal kan fungere som kilde til både kunnskap og inspirasjon til liknende prosjekter som startes i forbindelse med FNs tiår for naturrestaurering 2021-2030. Tetthetsmålinger fra før- og etterundersøkelser, informasjon om habitatkvaliteter og generelle erfaringer fra bekkene bør derfor bli vurdert lastet opp i databasen RiverWiki. På denne måten blir det lettere å følge opp tiltakene over tid, synliggjøre hvilke aktører som er inkludert i prosjektene i Verdal, og dele verdifulle erfaringer fra prosjektene med allmennheten.

Denne studiens svakheter i manglende kvantitative før-undersøkelser, samt variasjoner i studiedesignet, understreker viktigheten av god planlegging og gjennomføring av undersøkelser før iverksettelse av nye tiltak. Flere år med undersøkelser av tilstanden i bekkene både før og etter tiltak vil være nødvendig for å si om tiltakene har oppnådd ønsket effekt på yngeltettheten eller ikke. Til tross for behovet for lengre tidsserier, vil enkelte konkrete tiltak i studiebekkene være fordelaktige for å bedre imøtekomme ørretens krav til habitat og vandringsmuligheter:

- I **Stubbekken** er spranget opp forbi første terskel i kulverten høyt og vanskelig å passere. Satsekulp kan med fordel bli dypere, og spalten i terskelen lavere.
- I nedre del av **Skjördalsbekken** ble det observert flere gråhegrer langs bredden under elfisket. Etablering av kantvegetasjon vil her være fordelaktig for å hindre predasjon,

men også for å redusere avrenning og tilførsel av finmateriale fra de omkringliggende jordene.

- I **Semsbekken** antas fisketrappa å være vanskelig å passere på normal vannføring grunnet manglende satsekulp nedenfor trappa, samt fra trapp og opp til jernbanekulverten. Betongheller i underkant av trapp og underkant av jernbanekulvert bør fjernes. Selve trappa antas å selektere for små fisk da smal kulpebredde tilsier at stor fisk får problemer med oppvandring (Fjelstad et al. 2018).
- I **Follobekken** ser trappa ut til å være ustabil for flommer, da denne har rast ut flere ganger (Richenberg et.al, 2019) En mer permanent betong-trapp vil kunne være fordelaktig i det lange løp for å redusere antall inngrep.
- I **Eklobekken** er det fortsatt et problem at bekken ikke renner gjennom kulverten og at kulpene opp mot kulvert er tørrlagte ved lav- til normal vannføring. Kulvert bør bli vurdert senket. Mange av kulpene på nedsiden har sprang på rundt én meter, og bør følgelig endres. Spranghøyde på 0,5 m anses som maksimal høyde for voksen ørret og laks (Fjelstad et al. 2018), og for ungfisk er denne enda lavere.
- I **Kvisla** anbefales det å senke eller fjerne kulverten i enden av stasjon 4, heve vannspeilet og montere terskler for å lette oppgang. Stor andel moser og alger i stasjon 2 kan indikere utslipp av organisk materiale. Dette burde undersøkes nærmere.
- I **Kvellstadbekken** kan kulvert i stasjon 4 med fordel fjernes for å øke anadrom strekning ytterligere.
- I **Brokskitbekken** og **Valbekken** bør kloakk saneres. Dette er meldt ifra om til Verdal kommune.

Det bør etterstrebes å følge råd fra veiledere ved planlegging og gjennomføring av fremtidige tiltak for å sikre at designet stemmer overens med lokal vannføring og fiskens svømmeegenskaper. Hensyn til vandringsmulighetene for ungfisk bør også vektlegges i det videre arbeidet med tiltak i Verdalsbekkene. Dette ettersom ungfisken i Verdalsvassdraget i stor grad benytter seg av flere bekker i oppvekstfasen (Lund, 2020a). I følge Forty et al. (2016) kan tilrettelegging for vandring hos ungfisk hjelpe bestanden med å komme seg etter ekstreme hendelser som eks. forurensning, flom eller tørke (Forty et al., 2016). Tilrettelegging for vandring av fisk i alle aldre kan derfor på sin måte gjøre fiskebestanden i Verdalsbekkene mer motstandsdyktig mot slike ekstreme hendelser i fremtiden.

5. Konklusjon

Resultatene fra denne studien viser at eldre årsklasser hadde en positiv effekt på yngeltettheten, noe som svekker H1.1. Årsaken til dette kan være at bekkehabitaterne ikke var fullt utnyttet, eller at abiotiske faktorer virket overstyrerende på konkurranse mellom årsklassene. Miljøvariablene som i størst grad forklarer yngeltetthet både isolert i 2020 og i perioden 2015-2020 var de hydromorfologiske variablene, noe som støtter H1.2. I perioden 2015-2020 var vannhastighet den eneste variabelen med positiv effekt på yngelen. H1.3 er også støttet ettersom vektet skjul i substrat viste seg å ha positiv påvirkning på yngeltetthet i 2020.

Resultatene gir ikke støtte for at yngeltettheten har økt oppstrøms tiltakene i studiebekkene per oktober 2020 når alle bekkene ses samlet. Enkelte konnektivitetsfremmende tiltak, samt det habitatforbedrende tiltaket ser likevel ut til å ha hatt en positiv effekt på yngeltettheten. Fisken er også kommet tilbake der kloakken ble sanert, noe som støtter H2.2. Vi kan derfor ikke konkludere med at tiltakene ikke har hatt noen effekt. H.2.3 er støttet ettersom alle tiltakstypene var positivt korrelert med yngeltetthet, men pga. lite utvalg bekker per tiltakstype er ikke denne trenden nødvendigvis overførbar til andre studier. Det finnes ikke støtte for at yngeltettheten øker med antall år etter tiltak, og H3.1 er derfor ikke støttet.

Overvåkning over et lengre tidsrom vil være nødvendig for å med sikkerhet kunne fastslå effekten av tiltakene i Verdalen. I flere tilfeller vil modifikasjoner av tiltak være nødvendig og/eller fordelaktig for å bedre forholdene for yngelproduksjon i bekkene. Ved fremtidige tiltak vil det være nødvendig å sørge for tilstrekkelige før-undersøkelser, samt at tiltakenes utforming blir tilpasset lokale forhold og vandringsevnen til både ung og voksen sjøørret. Erfaringer fra prosjektene bør gjøres lett tilgjengelig for å dele kunnskap med allmennheten. På den måten kan man unngå å gjøre liknende feil i fremtiden.

Litteraturliste

- Allan, J. D., Castillo, M. M. & Capps, K. A. (2020). *Stream ecology: structure and function of running waters*: Springer Nature.
- Anonym. (1949). *Verdalsraset og Hærfossens gjennombrudd 1893*. Steinkjer: Steinkjer Trykkeri A.S
Tilgjengelig fra: http://www.verdal-historielag.no/pdf/verdalsraset_hefte49.pdf.
- Anonym. (2002). *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner*
Håndbok 22-2002: Direktoratet for naturforvaltning.
- Anonym. (2004). *St.prp nrk. 72 (2003-2004) Supplering av Verneplan for vassdrag*.
Energidepartement, D. k. O.-o.: Det kongelige Olje- og Energidepartement.
- Anonym. (2007). *St. prp Nr. 32 (2006-2007). Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. Miljøverndepartement, D. k.: Det Kongelige Miljøverndepartement.
- Anonym. (2018). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann*. I: vanndirektivet, D. (red.).
- Anonym. (2019). *Klassifisering av tilstanden til 430 norske sjørretbestander*: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.
- Anonym. (2021). *Akvakulturregisteret*: Fiskeridirektoratet. Tilgjengelig fra:
<https://portal.fiskeridir.no/portal/apps/webappviewer/index.html?id=87d862c458774397a8466b148e3dd147> (lest 27.06.2021).
- Armstrong, J. & Griffiths, S. W. (2001). Density-dependent refuge use among over-wintering wild Atlantic salmon juveniles. *Journal of Fish Biology*, 58 (6): 1524-1530.
- Armstrong, J., Kemp, P., Kennedy, G., Ladle, M. & Milner, N. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62 (2): 143-170.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effect Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67: 1-48. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Bergan, M. (2013). Sjørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjørreten? *VANN*, 2: 175-190.
- Bergan, M. A. & Solem, Ø. (2018). *Problemkartlegging, ungfiskovervåking og anslag på tapt areal og redusert produksjonevne i små sidevassdrag til Gaula*. NINA Rapport 1497, 1504-3312: Norsk institutt for naturforskning.
- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos*: 112-117.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing— theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173 (1): 9-43.
- Broadmeadow, S., Jones, J., Langford, T., Shaw, P. & Nisbet, T. (2011). The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. *River Research and Applications*, 27 (2): 226-237.

- Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P. & Capra, H. (2002). The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59 (1): 12-22.
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E., Cumberlidge, N., Darwall, W., Pollack, C., Richman, N., Soulsby, A.-M. & Bohm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and cross-taxon congruence.
- Edsar, L. (2019). *Spatial variation in benthic macroinvertebrate community structures in tributaries of Verdal river: Effects of biotic and abiotic environmental factors and restoration measures*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Eklöv, A. G., Greenberg, L., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. (1999). Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *Journal of Fish Biology*, 54 (1): 33-43.
- Elliott, J. (1989). The critical-period concept for juvenile survival and its relevance for population regulation in young sea trout, *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 35: 91-98.
- Elliott, J., Hurley, M. & Elliott, J. (1997). Variable effects of droughts on the density of a sea-trout *Salmo trutta* population over 30 years. *Journal of Applied Ecology*: 1229-1238.
- Elliott, J. & Elliott, J. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of fish biology*, 77 (8): 1793-1817.
- Erkinaro, J., Erkinaro, H. & Niemelä, E. (2017). Road culvert restoration expands the habitat connectivity and production area of juvenile Atlantic salmon in a large subarctic river system. *Fisheries Management and Ecology*, 24 (1): 73-81.
- Fjeldstad, H.-P., Pulg, U. & Forseth, T. (2018). Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk: kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis.
- FNs generalforsamling. (2019). *United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030)*. FN.
- Foote, K. J., Biron, P. M. & Grant, J. W. (2020). Impact of in-stream restoration structures on salmonid abundance and biomass: an updated meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77 (9): 1574-1591.
- Forseth, T. & Harby, A. (2013). *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag*: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Forskrift om fiske etter anadrome laksefisk i sjøen. (2021). *Forskrift om fiske etter anadrome laksefisk i sjøen av 01. juni 2021 nr.1748*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2021-03-15-797?q=forskrift%20om%20fisketider%20etter%20anadrome>.
- Forty, M., Spees, J. & Lucas, M. C. (2016). Not just for adults! Evaluating the performance of multiple fish passage designs at low-head barriers for the upstream movement of juvenile and adult trout *Salmo trutta*. *Ecological Engineering*, 94: 214-224.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. Third utg.: Sage.

- Griffith, M. B. & McManus, M. G. (2020a). Consideration of spatial and temporal scales in stream restorations and biotic monitoring to assess restoration outcomes: A literature review, part 1. *River Research and Applications*, 36 (8): 1385-1397.
- Griffith, M. B. & McManus, M. G. (2020b). Consideration of spatial and temporal scales in stream restorations and biotic monitoring to assess restoration outcomes: A literature review, part 2. *River Research and Applications*, 36 (8): 1398-1415.
- Haugland, Ø. & Hjelle, I. M. V. (2015). *Frie fiskeveger- Utbedring av vandringshinder for fisk*. Statens vegvesens rapporter: Statens vegvesen.
- Heggenes, J. (1996). Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12 (2-3): 155-169.
- Heggenes, J., Bagliniere, J. & Cunjak, R. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of freshwater fish*, 8 (1): 1-21.
- Heggenes, J. & Dokk, J. G. (2001). Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17 (6): 623-635.
- Hill, J. & Grossman, G. D. (1993). An energetic model of microhabitat use for rainbow trout and rosyside dace. *Ecology*, 74 (3): 685-698.
- Hol, E. (2018). *Tapt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjørretbekker*: Norwegian University of Life Sciences, Masteroppgave, Ås.
- Hol, E., Stensland, S., Haugen, T. & Bergan, M. (2019). Metode for beregning av tapt ungfiskproduksjon, og økologisk tilstandsklassifisering av sjørretbekker i henhold til vannforskriften VANN (03).
- Holthe, E., Bergan, M. A., Foldvik, A., Solem, Ø., Jensås, J. G. & Bremset, G. (2020). Helhetlig tiltaksplan for nedre del av Gaulavassdraget. *NINA Rapport 1763*.
- Holthe, E., Bergan, M. A., Hagen, D., Lykkja, O. & Solem, Ø. (2021). Restaurering av Leirbekken i Orklavassdraget. *NINA Rapport 1918*.
- Hurst, T. (2007). Causes and consequences of winter mortality in fishes. *Journal of Fish Biology*, 71 (2): 315-345.
- Jenkins, T. M. J., Diehl, S., Kratz, K. W. & Cooper, S. D. (1999). Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology*, 80 (3): 941-956.
- Johnsen, B. O. H., Nils A. ; Møkkelgjerd, Per I. (1990). *Lakseelver i Trondheimsfjorden*. Oppdragsmelding Trondheim: NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (1993). Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3 (4): 348-365.
- Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J. (1993). Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. *Journal of Fish Biology*, 43: 16.

- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories*. Habitat as a template for life histories, b. 33. Dordrecht: Springer Netherlands, Dordrecht.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L. (1997). Changes in proximate composition and estimates of energetic costs during upstream migration and spawning in Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*: 425-436.
- Kaspersson, R. & Höjesjö, J. (2009). Density-dependent growth rate in an age-structured population: a field study on stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 74 (10): 2196-2215.
- Kaspersson, R., Höjesjö, J. & Bohlin, T. (2012). Habitat exclusion and reduced growth: a field experiment on the effects of inter-cohort competition in young-of-the-year brown trout. *Oecologia*, 169 (3): 733-742.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological processes*, 25 (11): 1800-1821.
- Koksvik, J. I. H., Arne. (1981). Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979.
- Kondolf, G. M. & Micheli, E. R. (1995). Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19 (1): 1-15.
- Kristiansen, S. A. & Rikstad, A. (2007). *Sjøaurebekker i Verdalsvassdraget. Rapport fra undersøkelser av fisk og forurensning i 2005/2006*. Steinkjer: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen.
- Louhi, P., Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A. & Muotka, T. (2016). Long-term monitoring reveals the success of salmonid habitat restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73 (12): 1733-1741.
- Lucas, M. C. & Baras, E. (2001). *Migration of Freshwater Fishes*. Japan: Blackwell Science KK.
- Lund, S. D. (2020a). *Vandringsdynamikk og overlevelse hos ungfisk av sjøørret (Salmo trutta) i seks sidebekker til Verdalselva*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Lund, S. D. (2020b). *Vandringsdynamikk og overlevelse hos ungfisk av sjøørret (Salmo trutta) i seks sidebekker til Verdalselva*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. (1997). Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (3): 520-530.
- Mazerolle, M. J. (2020). *Model Selection and Multimodel Interference Based on (Q)AIC(c)*. 2.3-1 utg.
- Miljødirektoratet. (2007). Rinnelvas utløp i Trondheimsfjorden (Rinnleiret). I: *Miljødirektoratet*. Tilgjengelig fra: <http://elvedelta.miljodirektoratet.no/delta-332.htm>.
- Nordwall, F., Näslund, I. & Degerman, E. (2001). Intercohort competition effects on survival, movement, and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (11): 2298-2308.

- Oksanen, J. G., F.B., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., et al. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.
- Oliveira, P. C., van der Geest, H. G., Kraak, M. H., Westveer, J. J., Verdonshot, R. C. & Verdonshot, P. F. (2020). Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? *Journal of environmental management*, 264: 110417.
- Pedersen, E., Ustvett, T., Stensland, S. & Haugen, T. (2021). *Fiskeundersøkelser og evaluering av tiltak i 35 anadrome bekker i Verdal kommune, Trøndelag*. Ås: Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet Upublisert manuskript.
- Pulg, U., Barlaup, B., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Espedal, E. E., Lehmann, G. B., Wiers, T., Skår, B., et al. (2018). *Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker*. LFI-Rapport: NORCE.
- Pulg, U., Vollset, K. W. & Lennox, R. J. (2019). Linking habitat to density-dependent population regulation: How spawning gravel availability affects abundance of juvenile salmonids (*Salmo trutta* and *Salmo salar*) in small streams. *Hydrobiologia*, 841 (1): 13-29.
- Pulg, U., Skoglund, H., Postler, C., Stranzl, S. & Helle, T. (2020). *Tiltak til rensing av elvebunnen i Suldalslågen. Resultater av pilotprosjekt 2019*. LFI Rapport-nr. 380: NORCE.
- R Development Core Team. (2020). *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Tilgjengelig fra: <http://www.R-project.org>.
- Richenberg, H. M. (2019a). *Evaluering av fysiske tiltak og miljøeffekter på yngeltetthet hos sjørret (Salmo trutta) i Verdalsvassdragets sidebekker*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Richenberg, H. M. (2019b). *Evaluering av fysiske tiltak og miljøeffekter på yngeltetthet hos sjørret (Salmo trutta) i Verdalsvassdragets sidebekker*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Richenberg, H. M. & Stensland, S. (2019). *Fiskeundersøkelser i elleve sidebekker i Verdalsvassdraget i Verdal kommune, Trøndelag* Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet. Upublisert manuskript.
- Roni, P., Hanson, K. & Beechie, T. (2008). Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28 (3): 856-890.
- RStudio team. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. Boston, MA. Tilgjengelig fra: <http://www.rstudio.com/>.
- Sandlund, O. T., Bergan, M. A., Diserud, O. H., Fjeldstad, H., Gausen, D., Halleraker, J. H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I. P. H., T., Nøst, T., et al. (2013). *Vannforskriften og fisk – forslag til klassifiseringssystem*.
- Simonsen, L. (1997). *Biotioforbedrende tiltak i Sjørretbekker I: Fylkesmannen i Østfold*, M. (red.).
- Solem, Ø., Ulvan, E. M., Jensås, J. G., André, M., Bergan, R. S., Granmo, G. M., Hustad, J. & Rognes, T. (2020). *Ungfiskundersøkelser i Gaula og sidevassdraget Sokna. Årsrapport 2020*. NINA rapport 1949: Norsk institutt for naturforskning.

- Solem, Ø., Bergan, M. A., Ulvan, E. M., Berg, M., Holthe, E., Havn, T. B., Jensås, J. G., Krogdahl, R., Lykkja, O. & Bakkestuen, V. (2021). *Resultater fra feltundersøkelser og problemkartlegging av sidevassdrag til Orkla. Kunnskapsgrunnlag for beregning av tapt areal og tiltaksforslag for sjørretbekker i Orkla.* . NINA Rapport 1798: Norsk institutt for naturforskning.
- SSB. (2021). 07670: *Elvefiske. Fangst, etter elv/delvassdrag, fiskeslag og bruken av fangsten 1993 - 2020.* Statistikkbanken: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statbank/table/07670/> (lest 27.06.2020).
- Vanndirektivet, D. (2018). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann:* Direktoratgruppen for gjennomføringen av vannforskriften.
- Vannforskriften. (2019). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen* Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_2 (lest 20.04.2021).
- Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P., Mykrä, H. & Muotka, T. (2010). APPLIED ISSUES: Effects of habitat rehabilitation on brown trout (*Salmo trutta*) in boreal forest streams. *Freshwater Biology*, 55 (10): 2200-2214.
- Vøllestad, L. A. & Olsen, E. M. (2008). Non-additive effects of density-dependent and density-independent factors on brown trout vital rates. *Oikos*, 117 (11): 1752-1760.
- Vårhus, L. M. (2016). *Restaureringssuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisktetthet av laksefisk.* Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Wagenmakers, E.-J. & Farrell, S. (2004). AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic bulletin & review*, 11 (1): 192-196.
- Whiteway, S. L., Biron, P. M., Zimmermann, A., Venter, O. & Grant, J. W. (2010). Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67 (5): 831-841.
- Zippin, C. (1958). The Removal Method of Population Estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway