



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp

Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning

Evaluering av fysiske tiltak og miljøeffekter på yngeltetthet hos sjørret (*Salmo trutta*) i Verdalsvassdragets sidebekker

Evaluation of physical measures and environmental effects on juvenile sea run brown trout (*Salmo trutta*) density in tributaries of the Verdal watershed, Norway

Hanne Marie Richenberg

Master i Naturforvaltning

Forord

Med denne oppgaven fullfører jeg masterstudiet mitt i Naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er en del av prosjektet «Ny giv for sjørretbekkene i Verdal». Prosjektet er finansiert av Verdal kommunes sjørretfond, NMBU småforsknidler, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Statens Vegvesen og Miljødirektoratet, og jeg vil gjerne takke for at de har gjort prosjektet mulig økonomisk.

Jeg vil også takke hovedveilederen min Thrond O. Haugen, som har vært til stor hjelp både gjennom planlegging, feltarbeid, statistikk og i forbindelse med skriving av oppgaven. I tillegg vil jeg takke biveilederen min Stian Stensland som har organisert og vært med på feltarbeid, i skriveprosessen, bidratt med lokalkunnskap og er initiativtaker til prosjektet.

Under elfiske i august var det flere personer som hjalp til og førte til at perioden i felt ble vesentlig kortere. Dette var Merete Råbakk, Marianne Rønning, Rune Svane, Maja Fasting, Robin Musum, Oddrun Kvålen, Odin Granheim, Ørjan Granheim og John Olav Larsen. Takk for god hjelp! Og ikke minst takk til grunneierne som lar NMBU undersøke bekkene deres.

I tillegg vil jeg takke mine prosjektmedarbeidere Ragnar Joakim Nese, Louise Cathrine Esdar og Vilde Mürer. Takk for alle gode samtaler, avgjørende hjelp under feltarbeid og støtte i skriveperioden.

Jeg vil også takke kjæresten min, Magnus Austad, og faren min, Hans Richenberg, for gjennomlesning og kommentarer til oppgaven.

Til slutt vil jeg takke klassen min i naturforvaltning som i stor grad har bidratt til at årene på master i naturforvaltning har blitt to veldig gode år.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 14. mai 2019

Hanne Marie Richenberg

Sammendrag

Vandringshindre og forringelse av habitat oppstår ofte i forbindelse med utbygging av infrastruktur og aktivt jordbruk. Dette kan føre til uegnet habitat for sjøørreten (*Salmo trutta*), eller at muligheten til å fullføre livsløpet blir avskåret. Over tid har dette skjedd i Verdal i Trøndelag, som er lokasjon for denne studien. Det er mye menneskelig aktivitet i bekkeløpene, men flere steder er det gjort tiltak for å forbedre forholdene, inkludert raking av gytegrus, kloakksanering og utbedring av kulverteer. I denne studien ble 13 sidebekker i Verdalsvassdraget undersøkt med mål om å evaluere tiltakene, samt undersøke hvilke miljøfaktorer som i størst grad påvirker yngeltetthet av ørret. Elfiske er ble brukt i datainnsamlingen for å beregne tetthet og yngeltetthet av ørret. Miljødata i bekkene ble også registrert.

De abiotiske faktorene hydromorfologiske egenskaper og bunnsubstrat, i tillegg til den biotiske faktoren konkurranse fra $>0+$ -ørret, var miljøvariablene som forklarte mest av variasjonen i yngeltettheten. Skjul i bekkene i form av død ved og kulper, viste seg ikke å ha vesentlig effekt på yngeltetthetene, men kan være viktig for eldre årsklasser. Det viste seg også at $>0+$ -ørret har en positiv innvirkning på yngeltetthetene. Tetthetsuavhengige faktorer kan være forklaringen på dette, som fører til at abiotiske faktorer har større innvirkning på yngeltettheten enn konkurranse fra $>0+$ -ørret.

Det er for tidlig å si om tiltakene i studiebekkene har hatt effekt på yngeltetthetene. I mange av tiltaksbekkene var det kun ett år mellom tiltak og innsamling av data, og fisken må få tid til å kunne passere tiltaket og gyte på andre siden. Derfor kreves det undersøkelser også i fremtiden for å evaluere om de har fungert. Denne oppgaven bidrar til at framtidige evalueringer vil ha et godt utgangspunkt for å estimere effekter av tiltakene. I tillegg må man vektlegge hydromorfologiske egenskaper i bekken ved bekkerestaureringer. Det er viktig å oppfordre frivillige og lokale ressurser til å delta i denne prosessen for å følge med på utviklingen i vassdraget.

Abstract

Obstacles and habitat deterioration often occur in connection with the development of infrastructure and active agriculture. This can lead to an unsuitable habitat for the sea trout (*Salmo trutta*) and can occasionally lead to the possibility of the fish being cut off and not able to complete their lifecycle. Over time, this has happened in Verdal watershed in Trøndelag, which is the location for this study. There is a lot of human activity in the tributaries, but several steps have been taken to improve conditions, including raking of spawning gravel, sewage treatment and migratory measures. In this study, 13 tributaries in the Verdal watershed are investigated with the aim to evaluate the measures, as well as investigate which environmental factors that affect the juvenile density of the sea trout. Electrofishing was used in the data collection to calculate density and juvenile density. Environmental data in the streams was also collected.

The abiotic factors hydromorphological properties and bottom substrate, in addition to the biotic factor competition from $>0+$ trout, were the environmental variables that explained most of the variation in the breeding density. Hide from woody debris and pools, did not prove to have a significant effect on juvenile densities, but can be important for older year classes. It also turned out that $>0+$ trout had a positive effect on the juvenile densities. Density independent factors could be one explanation for this leading to abiotic factors having more impact on the density than competition from $>0+$ trout.

It is too soon to say whether the measures in this study have influenced the juvenile density of the sea trout in the tributaries. In many of the measures, there was only one year between the measures and the collection of data, and the fish must have time to be able to pass the measure and spawn on the other side. Therefore, investigations are also required in the future to evaluate whether the measures have worked. This thesis helps to make future evaluations a good starting point for estimating the effects of the measures. Furthermore, it is important to emphasize hydromorphological properties in stream restorations. In order to monitor and develop the river system, it is important to encourage volunteers and local resources to participate in this process.

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 Studiebekkene	6
2.1.3 Studiearter	7
2.2 Metoder	8
2.2.1 Habitatkartlegging i stasjonene	8
2.2.2 Elektrofiske	10
2.2.3 Begrunnelse for analysene	11
2.2.4 Statistiske analyser	12
3 Resultater	14
3.1 Fisk	14
3.1.1 Lengde- og årsklasseforedling for ørret	14
3.1.2 Tetthetsfordeling av ørret	16
3.1.3 Fisketetthet over tid	17
3.2 Miljøvariabler	18
3.2.1 Effekter på yngletetthet	21
4 Diskusjon	25
4.1 Miljøvariablenes effekt på yngletetthet	25
4.1.1 Biotiske faktorer: Konkurransen mellom årsklassene	25
4.1.2 Abiotiske faktorer: miljøvariablenes påvirkning på yngletetthetene	26
4.2 Tiltakenes påvirkning på yngletetthet	27
4.2.1 Nedstrøms og oppstrøms tiltakene	27
4.2.2 Tiltakstype og yngletettheter	28
4.3 Evaluering av tiltakene i tiltaksbekkene	28
4.3.1 Kloakksanering	28
4.3.2 Konnektivitetsfremmende tiltak	28
4.3.3 Raking av gytegrus	29

4.4 Evaluering av metoder	30
4.5 Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak	31
5 Konklusjon	33
6 Litteratur	34
Vedlegg	
Vedlegg 1: Om bekkene	
Vedlegg 2: GPS-koordinater	
Vedlegg 3: Habitatkarakteriseringer	
Vedlegg 4: Lengde- og årsklasseforedling for laks	
Vedlegg 5: Laksetetthet over tid	
Vedlegg 6: De 30 mest støttede AICc-modellene	

1 Introduksjon

Ferskvann dekker 0,1 % av jordas overflate, mens det regnes med at 10% av jordas arter er tilknyttet ferskvann (Balian et al., 2007). I tillegg til å være viktig for dyr, har ferskvannsforekomster alltid vært viktig for menneskene, blant annet som drikkevannskilde og matkilde (Maitland & Morgan, 1997). To av de vanligste inngrepene i ferskvannsforekomster i Norge og Europa er i dag menneskelig aktivitet i forbindelse med vannkraft og endring av bekke- og elveløp (Halleraker et al., 2016). I Oslo er over 70% av bekkene lagt i rør og lukket (Berntsen & Hågvær, 2010), og i Østfold har 150 mil bekker og grøfter blitt lukket siden 1960 for å optimalisere landbruket i fylket (Hauger, 1994). Slike inngrep og endringer kommer ofte i konflikt med livet i vannforekomstene.

En art som blir påvirket av dette er ørreten (*Salmo trutta*), som lever i innsjøer, elver og bekker langs hele Norskekysten og i innlandet. I tillegg bruker den anadrome formen av arten, sjøørreten, fjord- og kystområdene (Jonsson & Finstad, 1995). Bestandsstørrelsen til laksefisk før fangst i norske farvann har sunket flere steder siden 1990-tallet (Anonym, 2018b).

Sjøørreten vokser som regel opp i små bekker, før den vandrer ut til havet og kjønnsmodnes. Deretter returnerer den til bekken den vokste opp i. Der gyter den egg som deponeres noen cm ned i elvegrusen, som senere klekkes og vokser opp i bekken før den vandrer til saltvann igjen (Jonsson & Jonsson, 2011). Fordi sjøørreten er så avhengig av vandringer for å fullføre livsløpet sitt, er den ekstra sårbar for endringer og hindringer der den vokser opp i (Crisp, 1993). Ungfisk som ikke har smoltifisert enda blir i denne studien kalt >0+. Sjøørretyngelen, også kalt 0+, er territoriell og foretrekker et heterogent habitat av variert substrat og død ved for blant annet mindre visuell kontakt med annen yngel (Degerman et al., 2004; Heggenes et al., 1999). Fjerning av kantvegetasjon og annen erosjonsfremmende aktivitet i nedbørsfeltet er med på å homogenisere bekehabitatsene og dermed gi rom for lavere tettheter av sjøørretyngel (Crisp, 1993). For sjøørreten fører vandringshindre til at områder i bekken ikke blir tilgjengelige, som kan føre til mindre mat, gyteareal og oppvekstområder, noe som gir dårligere reproduksjon og overlevelse (Garbe et al., 2016). Derfor er det viktig å opprettholde habitatkonnektivet (muligheten for vandring) for fisk der dette er naturlig, for å hindre en nedgang i bestandene både i ferskvann og saltvann.

Mye kan bli gjort for å unngå negative påvirkninger fra menneskelige inngrep i elver og bekker. Det beste tiltaket for å ivareta fiskevandring er naturligvis å fjerne vandringshinderet. Der dette ikke er mulig, bør det installeres terskler i terrenget, fisketrapp eller omløp i bekker

og elver med fysiske barrierer (Pulg et al., 2018). Det har gjennom tiden blitt skrevet flere håndbøker og veiledere for hvordan både fisketrapper og kulverter under veier bør bygges (Haugland & Hjelle, 2015), men det er ikke alltid at det tas hensyn til anadrom fisk (Anonym, 2002) eller sjørretens økologi (Lake et al., 2007). Viktige miljøfaktorer for sjørreten under oppveksten i bekken er vannhastighet, substrat, vegetasjon, død ved og vannkvalitet (Jonsson et al., 2011). Aktuelle tiltak for å forbedre disse faktorene, for eksempel som følge av menneskelige habitatforringelse, kan være utlegging av gytegrus eller å etablere kantvegetasjon som hindrer avrenning og gir skygge i bekken for bedre leveforhold gjennom livsløpet for ørreten. Habitatets utforming og mulighet for vandring må derfor bli sett på i sin helhet i restaureringsprosesser, og ikke hver for seg (Lake et al., 2007).

Forurensning fra industri og landbruk, har blitt redusert med årene etter hvert som det har kommet strengere miljøkrav for vannkvalitet (Hendry et al., 2003). EUs vanndirektiv, som kom i år 2000, er implementert i norsk lov i Vannforskriften og trådte i kraft i januar 2007 (Vannforskriften, 2006). Vannforskriftens miljømål er at naturlige innsjøer og elver skal ha minst «god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021» (Anonym, 2018a). Ørret er ett av de biologiske elementene som er med på å bestemme økologisk tilstand i vannforekomster (Vannforskriften, 2006). Derfor er det relevant å undersøke utviklingen i sjørretbekker for å nå målet om god økologisk tilstand frem mot 2021. Norges bestand av laks (*Salmo salar*) blir kartlagt og undersøkt i større grad enn bestandene av sjørret, som gir et særlig kunnskapsbehov om arten (Anonym, 2018b). Det er en lineær sammenheng mellom antall sjørret som vandrer til havet og antall som returnerer til oppvekstbekken for å gyte (Jonsson & Jonsson, 2011), og det er derfor viktig å undersøke ørretbestandenes leve- og oppvekstområder i ferskvann for å få et helhetlig bilde av hvorfor bestandene synker i Norge (Bergan, 2013).

I Trøndelag har fangsten av sjørret gått ned med nesten 50% fra 1994, frem til Trondheimsfjorden ble fredet i 2008 (Anonym, 2006; Jonsson et al., 2009). Verdalsvassdraget munner ut i Trondheimsfjorden, og har status som «nasjonalt laksevassdrag» (Anonym, 2006). Derfor er det interessant å undersøke ørretbestanden i dette området, der det de siste årene har blitt gjort flere endringer i elveløpet og i bekkene. Endringer på grunn av jordbruket, som utretting og fjerning av kantvegetasjon, gjør mange bekker uegnet for sjørret. Andre endringer fremmer muligheten for vandring av sjørret, som for eksempel fjerning eller utbedring av kulverter, mens andre hindrer dette (Hol, 2018; Vårhus, 2016). Vårhus (2016) kunne rapportere om tapt gytehabitat, fragmentering og dårlig økologisk tilstand i flertallet av

Verdalselva sine sidebekker, og Hol (2018) konkluderte med at 80% av opprinnelig produksjon av laksefisk og 36% av tilgjengelig habitat er redusert i Verdalsvassdraget. Siden da har det blitt gjort flere tiltak i bekkene i Verdalselva, inkludert sanering av kloakk og raking av gytegrus. Utskiftning og utbedring av kulverter og vandringsvei opp til kulvert som konnektivitetsfremmende tiltak er også gjort. Disse er det nå viktig å undersøke for å se om har hatt ønsket effekt. I dag har sjøørreten i Verdal fått økt oppmerksomhet i kommunen (Verdal kommune, 2018), og siden 2015 har 35 av bekkene blitt undersøkt av masterstudenter fra NMBU. Dette arbeidet blir det jobbet videre på i denne masteroppgaven med fokus på spørsmålene og tilhørende hypoteser:

- S1: Hvilke abiotiske og biotiske miljøvariabler påvirker yngeltetthet hos ørret i studiebekkene i størst grad?
 - H1.1: Yngeltetthet blir påvirket negativt av >0+-ørret
 - H1.2: Hydromorfologiske egenskaper er variabelen som har mest å si for yngeltetthetene i studiebekkene, i likhet med Hol (2018)
 - H1.3: Skjul, i form av død ved og kulper, gir økt yngeltetthet.
- S2: Har tiltakene hatt vesentlig effekt på yngeltettheten av ørret i tiltaksbekkene?
 - H2.1: Yngeltettheten har økt oppstrøms tiltaket i tiltaksbekkene
 - H2.2: Tiltakstype påvirker yngeltetthetene i tiltaksbekkene
 - H2.3: Ørreten har kommet tilbake der kloakk er sanert.

Avslutningsvis vil jeg komme med forslag til hva kan man gjøre av videre tiltak og undersøkelser i studiebekkene og studieområdet, samt se på hvordan resultatene i denne studien kan bli brukt i forvaltningen.

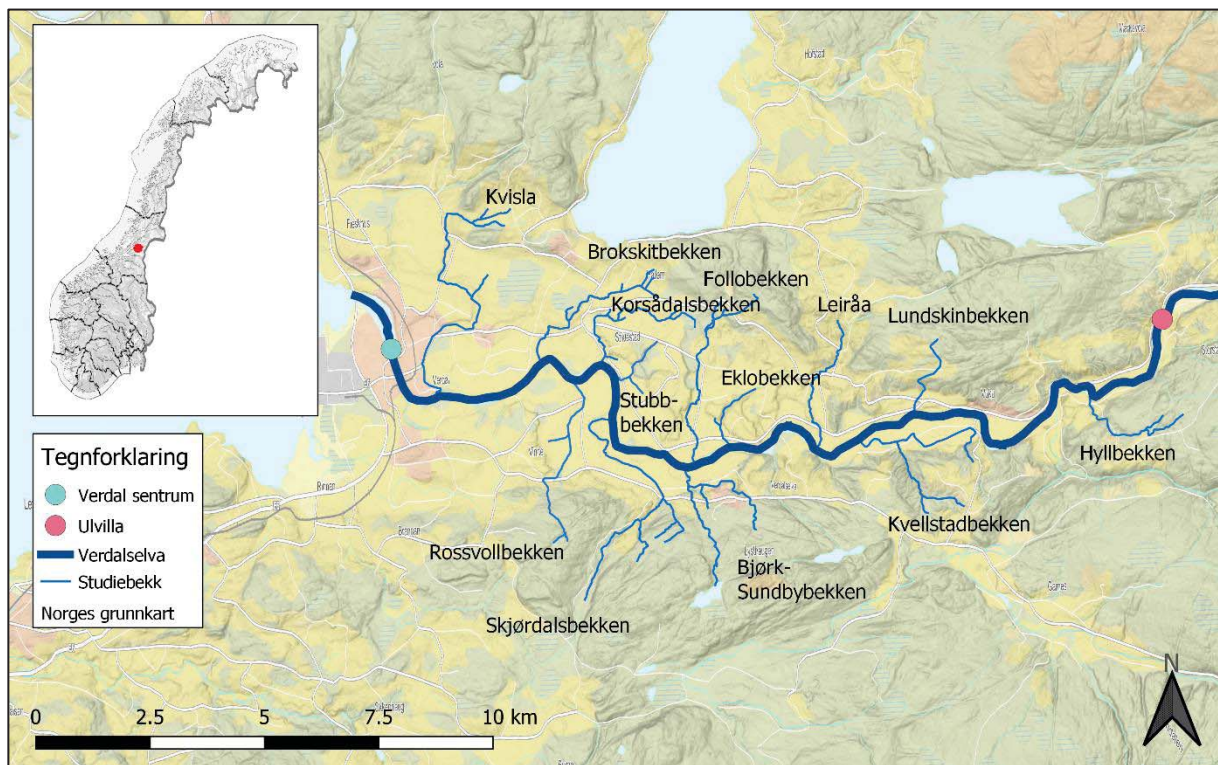
2 Materialer og metoder

2.1 Materialer

2.1.1 Studieområde

Studieområdet er i Verdalsvassdraget, Verdal kommune i Trøndelag. Verdalsvassdraget, som er et nasjonalt laksevassdrag (Anonym, 2006), renner ut i Trondheimsfjorden. Sistnevnte er en nasjonal laksefjord. Trondheimsfjorden har minimal oppdrettsaktivitet av laks. Dette minsker vesentlig dødeligheten fra lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) i vassdragene tilknyttet fjorden, men med en gang fisken vandrer ut fra fjorden blir den umiddelbart utsatt for oppdrettsanlegg og lakselus langsmed kysten utover mot Hitra (Bjørn et al., 2009).

Verdalselva er en del av Verdalsvassdraget. Vassdraget har et nedbørsfelt på 1371 km² og strekker seg fra 1139 høydemeter ned til utløpet i Trondheimsfjorden ved havnivå (Anonym, 2009). Vassdraget inneholder mye variert natur og landskap og går gjennom både fjell-, jordbruks- og ravinelandskap. Øst for Ulvilla blir elva kalt Helgåa. Vest for Ulvilla blir den kalt Verdalselva (Kristiansen & Rikstad, 2007) og det er der studiebekkene i denne oppgaven er lokalisert. Verdalselva renner langs Fylkesvei 757 og kjennetegnes av aktivt jordbruk. Alle studiebekkene har deler som renner gjennom jordbrukslandskap og bærer preg av å ha blitt kanalisert.



Figur 1: Oversikt over studieområde, med tilhørende studiebekker. Anadrom strekning er ikke representert i dette kartet (Statens kartverk, N50, WGS84).

Store deler av Verdalselva renner gjennom leirområder, og det har tidligere gått flere leirras i Verdal, der det største skjedde i 1893. For å hindre flere ras, ble derfor deler av Verdalselva kanalisert på slutten av 1800-tallet (Walberg, 1993). Det finpartiklede grunnsedimentet gjør at bekkene lettere graver seg ned i terrenget, særlig i jordbrukslandskapet, og blir til en ravinedal.

Verdalsvassdraget er lite påvirket av vannkraft bortsett fra et mindre kraftverk i et sidevassdrag i Ulvillå (Berger et al., 2007a) som i liten grad påvirker vannføringen (Kristiansen & Rikstad, 2007). Denne befinner seg oppstrøms for studiebekkene. I 2005 ble Verdalsvassdraget inkludert som et supplement til Verneplan for vassdrag, og ble fredet for fremtidig vannkraftutbygging (Anonym, 2004).

Det er siden 1980-tallet blitt gjennomført flere undersøkelser i vassdraget, som har inkludert undersøkelser av fiskeforekomst, bunndyrfauna og vannkvalitet (Bergan et al., 2007; Berger et al., 2007b; Haukland et al., 1986; Hol, 2018; Kristiansen & Rikstad, 2007; Lyngstad, 1992; Vårhus, 2016). Fra 1985 og frem til i dag har det blitt mindre forurensning i bekkene, som har ført til at flere av bekkene som tidligere var fisketomme i dag har fisk (Hol, 2018).

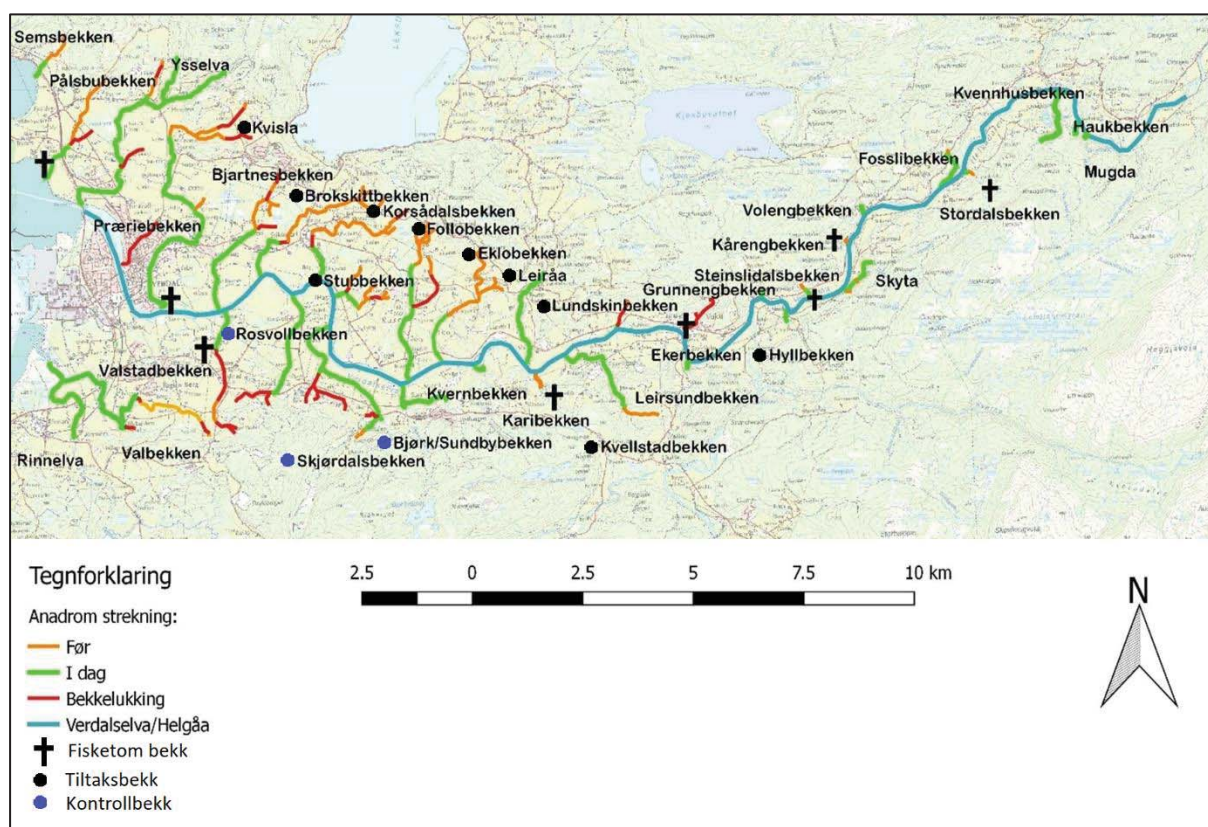
2.1.2 Studiebekkene

I denne studien er 13 bekker tilknyttet Verdalselva undersøkt, der det er blitt gjort tiltak i ti bekker. Disse blir heretter kalt tiltaksbekker. De resterende tre bekkene vil bli kalt kontrollbekker. Kontrollbekkene ble studert for å sammenligne utviklingen av fisketetthet i bekker hvor det ikke er behov for tiltak, med bekker hvor det er/har vært behov for tiltak. En fullstendig oversikt finnes i Tabell 1.

Tabell 1: Oversikt over tiltaksbekker, antall stasjoner og hvilke tiltak som er gjort og kontrollbekker knyttet til Verdalselva. Konnektivitetsfremmende tiltak er utskifting av kulvert og/eller terskler opp til kulvert er blitt utbedret. Tiltaksår er for når tiltaket ble gjort.

Bekk	Antall stasjoner	Status	Tiltakstype	Tiltaksår
Kvisla	4	Tiltaksbekk	Kloakksanering	2018
Brokskitbekken	3	Tiltaksbekk	Gytegrus raket	2017
Leiråa	2	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Eklobekken	2	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Stubbekken	2	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Follobekken	4	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Lundskinbekken	2	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Kvellstadbekken	5	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2015
Hyllbekken	1	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Korsåalsbekken	6	Tiltaksbekk	Konnektivitetsfremmende tiltak	2017
Bjørk-/Sundbybekken	5	Kontrollbekk		
Skjördalsbekken	6	Kontrollbekk		
Rossvollbekken	2	Kontrollbekk		

Konnektivitetsfremmende tiltak er der kulvert og/eller terskler opp til kulvert er blitt endret eller byttet ut mellom 2015 og 2017. Mer inngående beskrivelse og bilder av studiebekkene finnes i Vedlegg 1. Det var ingen bekker som hadde flere enn ett tiltak under denne perioden. Alle stasjoner befinner seg enten over eller under tiltaket, bortsett fra Follobekken stasjon 2, Brokskitbekken stasjon 4 og Kvellstadbekken stasjon 2, der tiltaket er gjort innad i stasjonene. Dette ble senere endret til «under stasjon» for Follobekken, «over stasjon» for Brokskitbekken og «over stasjon» i Kvellstadbekken i analysedelen, dette for å forenkle analysene (se også beskrivelse av statistikkanalysene). Figur 2 fra Hol (2018) viser kart over 35 bekker i Verdalsvassdraget, med anadrom strekning, tidligere anadrom strekning, bekkelukkinger og fisketomme bekker. Markører for denne studiens studiebekker er redigert inn i ettetid av forfatteren av denne oppgaven.



Figur 2: Redigert kart fra Hol (2018) med oversikt over anadrom strekning (grønne linjer), tidligere anadrom strekning (oransje linjer), bekkelukking (røde linjer) og fisketomme bekker (svart kors) i sidebekkene tilknyttet Verdalsvassdraget. Blå prikk foran bekkenavn er for kontrollbekk, svart prikk foran bekkenavn er for tiltaksbekk.

2.1.3 Studiearter

Laks og ørret, begge i laksefamilien (*Salmonidae*), sameksisterer i mange bekker i Verdalsvassdraget. De har ulike livsløp, og ulike preferanser til habitat gjennom livet (Armstrong et al., 2003; Maki-Petäys et al., 1997). Noen blir i bekken der den ble født hele livet (stasjonær fisk), mens andre velger å smoltifisere og vandre ut til saltvann (Crisp, 1993). Det er stor variasjon i tidspunkt for når laksen eller ørreten smoltifiserer og utvandringen til saltvann inntreffer, men det skjer vanligvis når fisken er ett til syv år gammel (Jonsson & Jonsson, 2011). Både laks og ørret returnerer til oppvekstbekken for å gyte på høsten etter ett eller flere år til sjøs (Jonsson, 1985; Thorpe et al., 1998). På gyteplassene til ørreten kreves det grus på rundt 2-3 cm i diameter, med noe størrelsesvariasjon etter størrelsen på fisken som skal gyte (Crisp, 1993). Det er viktig at gytegrusen ikke inneholder for mye finsediment, da dette vil hindre oksygentilførsel til eggene, noe som kan hindre utviklingen av embryoet (Jonsson & Jonsson, 2011). Fra eggene klekker er fisken utstyrt med en plommesekk den

lever på den første tiden i grusen. Når denne er fortært, svømmer fisken opp av grusen for å finne eksterne matkilder (Jonsson & Jonsson, 2011). I denne studien blir yngel, eller 0+, regnet som ørret i sitt første leveår, altså den minste årsklassen. Eldre årsklasser blir kalt >0+.

Yngelen er territoriell fra den klekkes og tetthetsavhengig konkurranse om ressurser og areal fører til at mange dør. Dette blir kalt «den kritiske perioden». Dette er tetthetsavhengig konkurranse, der mange bikker under i kampen om ressurser og areal i bekken (Hojesjo et al., 2016). Senere i livet kan dødeligheten både være tetthetsavhengig (Bohlin et al., 2002) og tetthetsuavhengig. Eksempler på tetthetsuavhengige faktorer er dybde i bekken, vannhastighet, temperatur og pH (Jonsson & Jonsson, 2011).

Tetthetene av ørret kan øke i de bekkene der det er god tilgang på territorier og skjul (Gibson, 1993), drivende evertebrater som matkilde, temperatur (Elliott et al., 1995), og skjul i form av større strukturer i bekken (Maki-Petäys et al., 1997). Høye tettheter kan gi mindre kroppsstørrelser, og omvendt på grunn av tetthetsavhengig konkurranse både innad- og mellom årsklasser (Richard et al., 2015). Yngelen foretrekker områder med finere bunnssubstrat, lavere vannhastighet, grunnere vann og mer vegetasjon enn større og eldre ørret (Maki-Petäys et al., 1997). I bekken kan man ofte finne ørretyngel i grunnere områder langs bekkekanten, mens større og eldre ørret oppholder seg på dypere vann og i kulper (Heggenes et al., 1999). Laksen finner man oftere på dypere vann og i områder med høyere vannhastighet enn det ørreten gjør (Heggenes et al., 1999). Derfor er ørreten mer avhengig av bekker enn det laksen er. Når det kommer til bunnssubstrat, preferer de mye av de samme størrelsene på steinene, med hovedvekt på steiner som har en diameter mellom 50-350 mm (Maki-Petäys et al., 1997).

2.2 Metoder

2.2.1 Habitatkartlegging i stasjonene

Det ble etablert mellom to og seks stasjoner i hver bekk, med stasjon 1 nærmest Verdalselva, og med økende stasjonsnummer innover i landskapet. Antall stasjoner var avhengig av anadrom strekning i bekken og ble gjort for å fange opp den relevante romlige variasjonen i studiebekkene. I noen bekker var det eksisterende stasjoner etter undersøkelser gjort fra tidligere masterundersøkelser (Hol, 2018; Vårhus, 2016). Der det ikke var stasjoner fra før, ble nye stasjoner valgt ut i felt. GPS-koordinater for start- og sluttpunkt ble registrert (se Vedlegg 2) og rød teip ble festet til vegetasjonen ved disse punktene for å lettere kunne se

hvor stasjonen startet og sluttet. Kriterier for stasjonene var at de skulle inneholde habitat som er egnet for laksefisk (varierte bunnsubstrat, kantvegetasjon, vannføring og -dybde, samt muligheter for skjul) der dette er mulig, og ha et overflateareal på omtrent 100m². Senere ble mer nøyaktig estimat av overflateareal og kvalitet på habitat i stasjonene målt og karakterisert. Det var viktig å ha en stasjon oppstrøms og nedstrøms tiltaket som skulle evalueres, for å fange opp endringer både over og under tiltak.

Ved habitatkarakterisering ble stasjonen målt i lengde fra start til slutt. Deretter ble stasjonene delt inn i fem tverrtransekter ved å dividere hele stasjonens lengde på fire. Det var alltid et tverrtransekt ved start og et ved slutten av stasjonen, samt tre tverrtransekter jevnt fordelt i mellom disse. Der ble habitatet registrert med fokus på disse variablene:

Tabell 2: Oversikt over ulike miljøvariabler registrert i hvert tverrtransekt i stasjonene i studiebekkene. Hver stasjon hadde fem tverrtransekter jevnt fordelt, inkludert et ved start og et ved slutt.

Miljøvariabel	Spesifikasjon
Lengde av stasjonen	I meter, hele stasjonen
Bredde på tverrtransektet	I meter
Dybde i tverrtransektet	Dybde ved 10%, 25%, 50%, 75%, og 90% av bredden
Vegetasjon over tverrtransektet	I %
Vegetasjon ved siden av bekken, og dekke over vannkanten i tverrtransektet	0%, 1-25%, 26-50%, 51-75%, 76-90% eller ≥91%
Mose- og algedekke i tverrtransektet	0%, 1-33%, 34-66% eller >66%
Vannhastighet i tverrtransektet	m/s, i overflaten
Bunnssubstrat i tverrtransektet	Prosentandel steiner på størrelse 0-2mm, 2mm, 20-20mm, 20-100mm, 100-250mm og ≥250 mm
Død ved i stasjonen	Ved og greiner >10cm i diameter i vannet
Kulper i stasjonen	Stillestående vann i stasjonen på >2m ²

For å forenkle analysene ble prosentene for miljøvariablene, der disse var oppgitt i intervallspenn, gjort om til gjennomsnittstall. Mose- og algedekke på 1-33% ble satt til 16%, 34-66% ble satt til 50% og >66% ble satt til 75%. Det samme gjelder for skygge over vann og bredde, der intervallet 1-25% satt til 12%, 26-50% til 33%, 51-75% ble 63%, 76-90% til 83% og >90% til 92 %. Habitatdata for alle stasjoner kan sees nærmere på i Vedlegg 3.

Habitatdataene ble brukt for å undersøke hva som påvirker tettheten av ungfisk av ørret i bekkene. Stasjonsarealet ble regnet ut slik: $\left(\frac{\Sigma(\text{bredden i tverrtransektene})}{5}\right) * \text{Stasjonens lengde}$.

Stasjonsarealet ble brukt til å beregne fisketetthet i bekken. I denne studien ble det fisket ved 41 stasjoner og hadde et samlet areal på 4311 m². 38 av disse ble habitatkarakterisert i mai/juni og i oktober/november 2018. De tre resterende stasjonene, Kvisla stasjon 1 og 2 og Skjødalsbekken stasjon 1 ble habitatkarakteriseringene fra henholdsvis Vårhus (2016) og Hol (2018) brukt. Stasjonene som ble karakterisert og fisket i 2018 forsøkte man å plassere slik at de overlapper med stasjonene etablert i 2015 og 2017. I denne studien er det flere stasjoner enn det var i 2015 og 2017 i alle bekkene, bortsett fra Lundskin-, Eklo- og Stubbekken. Dette ble gjort for å få bedre tetthetsestimater.

2.2.2 Elektrofiske

Elektrofiske, heretter kalt elfiske, ble gjennomført mellom 21. og 30. august 2018. Det ble benyttet to ulike elfiskeapparater under feltarbeidet. Elfiskeapparatet IG200/2C 10-100 Hz pulsed-DC fra Schneider Electric ble benyttet i Brokskitbekken stasjon 3 og 4, Lundskinbekken stasjon 1 og 2, Stubbekken stasjon 1 og 2, Skjødalsbekken stasjon 1, 2, 3 og 4, samt Leiråa stasjon 2. Elfiskeapparatet GeOmega FA-4, fra Terik Technology ble benyttet i de resterende stasjonene. Det ble antatt at de har like fangstegenskaper.

Elfiske ble gjort i samsvar med metoden fra Bohlin et al. (1989), og det ble benyttet pulserende direktestrøm på begge apparatene. Det var alltid minst to personer som var med og elfisket, der en fisket med elfiskeapparatet og den andre holdt vannbøtten til innsamling av fisk. Begge personer var utstyrt med en håv, som til enhver tid ble brukt under elfisket. Overfiske av stasjonen ble gjort tre ganger. Bøttene med fisk som ble samlet inn i hver runde ble plassert ved siden av bekken mellom rundene. Innsamlet fisk ble talt, målt og artsbestemt mellom rundene eller etter endt fiske. Det gikk minst 30 minutter mellom start på hver runde. I de stasjonene der det ble fanget få fisk første og/eller andre runde, ble ikke påfølgende runde(r) gjennomført. Etter endt fiske og registrering ble fisken sluppet ut jevnt fordelt innad i stasjonen. Det er viktig med god sikt i vannet når man elfisker, derfor ble stasjonene i bekkene fisket mens de var forholdsvis klare.

I Bjørkbekken stasjon 1, 2 og 3, Skjødalsbekken stasjon 3 og i Hyllbekken ble total lengde (TL) mål av fisken, mens i de resterende stasjonene ble gaffellengde (FL) målt, se Figur 3.



Figur 3: Lengde måles av en ørretparr. Lilla strek illustrerer gaffellengde (FL) og rød strek illustrerer total lengde (TL) (Foto: Ragnar Joakim Nese).

Gaffellengdene ble etter feltarbeidet omberegnet til total lengde ved hjelp av formelen

$$TL = 0,9364 + 0,9896 * FL$$

(pers. med. Thrond Haugen, data fra Gyrofriprojektet 15. februar 2019). Denne hadde en R^2 på 0,997.

2.2.3 Begrunnelse for analysene

Analysene som er gjennomført er gjort for å belyse økologiske prosesser som påvirker tettheten av ørret i studiebekkene, og samtidig undersøke hvordan disse påvirker hverandre. På grunn av dette må noen variabler forklares nærmere. I utgangspunktet kan tetthet av ørretyngel/0+ framstilles som et resultat av effekter av biotiske og abiotiske faktorer. I tillegg kan effekten av en behandling påvirke tettheten. For denne studien kan følgende konseptuelle formel framsettes:

- Tetthet av ørretyngel = Biotiske faktorer + abiotiske faktorer + behandling
 - o Biotiske faktorer: Tetthet av >0+ og forklarer konkurranse
 - o Abiotiske faktorer: PCA
- Behandling: Over/under= Over/under tiltak
 - Tiltakstype= Raking av gytegrus, konnektivitetsfremmende tiltak og kloakksanering

Med PCA menes at resultatene fra ordinasjonsanalyser legges inn som forklaringsvariabler i de statistiske modellene.

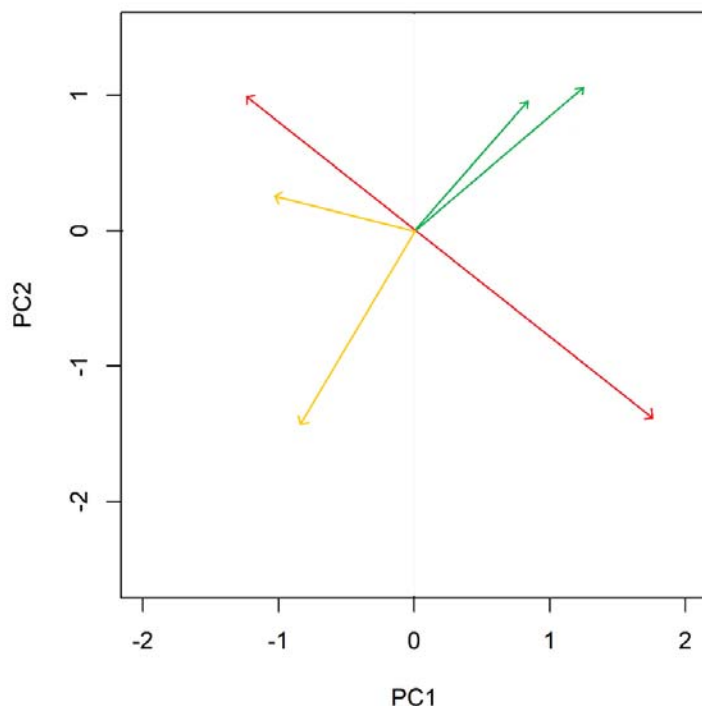
2.2.4 Statistiske analyser

Excel Office 365 ble brukt til å sortere rådataene, og behandlet videre i R versjon 3.5.1 (R Core Team, 2018) og RStudio versjon 1.1.456 (RStudio Team, 2016).

Lengde og antall ørret ble plottet i et histogram, og aldersskille mellom 0+ og >0+ ble satt basert på naturlig skille mellom ørretlengdene i bekkene. For tetthetsberegningene ble Zippins metode (Zippin, 1958) brukt. Alle tetthetene ble $\ln(X+1)$ -transformert for å unngå $\ln(0)$ i stasjoner der det ikke ble fanget fisk. Samlet tetthet for de respektive bekkene i 2018 ble funnet ved å ta gjennomsnittet av resultatene fra alle stasjonene, både 0+- og >0+-tetthet.

For å redusere kompleksiteten i miljødataene, som i stor grad består av korrelerte variabler, ble ordinasjonsanalyser gjennomført. Først ble alle variablene standardisert (snitt=0 og SD=1) og inkludert i en ubeskränket analyse. Resultatene fra denne ga største akselengde i Detrended Correspondence Analysis (DCA) på 1,6414. Dette er mindre enn terskelen på 3, og lineær modell, Principal component analysis (PCA), ble brukt videre i analysene (Lepš & Šmilauer, 2003). Miljøvariabler samlet inn av Vårhus (2016) og Hol (2018) ble brukt i analysene, i tillegg til egne data fra feltarbeid i 2018. Dataene fra disse tre årene representerer til sammen 68 stasjoner med miljøvariablene bredde, vannhastighet, alge- og mosedekke, skygge over vann og bredde, samt størrelsessammensetning på bunnsubstrat. Stasjonene fra 2017 og 2018 hadde fem tverrtransekter innad i stasjonen, mens det var tre tverrtransekter i stasjonene fra 2015. Data for død ved og antall kulper i stasjoner er registrert fra 2017 og 2018, men mangler fra 2015. Gjennomsnittstallene for mose- og algedekke på 16%, 50% og 75%, skygge over vann og bredde på 12%, 33%, 63%, 83% og 92% ble brukt i analysene. Pakkene *vegan* i r-biblioteket (Oksanen et al., 2019) og *ggfortify* (Tang et al., 2016) ble brukt til å behandle habitatdataene.

Det ble laget to biplot for å undersøke sammenhengen mellom miljøvariablene. Ved å lage et gjennomsnitt av verdier for tverrtransektene i stasjonen, ble materialet fra 2017 og 2018 brukt for å undersøke miljøvariablene stasjonsvis for å få med død ved og kulper i analysene. Det ble brukt gjennomsnittsverdier fra tverrtransektene i stasjonen, da tallene for død ved og kulper gjaldt for hele stasjonen, og ikke hvert tverrtransekt. Videre ble verdiene for hvert tverrtransekt sammenlignet fra 2015, 2017 og 2018. Retningene på pilene i biplottet indikerer om det er positiv, ingen eller negativ korrelasjon mellom variablene. Forklaring fremgår av Figur 4.



Figur 4: Illustrasjon av korrelasjon i et biplot. Piler som er vinkelrette er antatt å ha lav korrelasjon (gule piler). Piler som går i samme retning har positiv korrelasjon (grønne piler), piler som går i motsatte retninger har negativ korrelasjon (rød piler) og piler som står vinkelrett på hverandre har liten korrelasjon (gule piler). Jo lengre pilene er, jo større tyngde har variabelen (Smilauer & Leps, 2014). Illustrasjonen er laget av forfatteren av denne oppgaven.

Deretter ble gjennomsnittsverdiene for PC1 og PC2 i hver stasjon fra 2015, 2017 og 2018 regnet ut, og brukt videre i modellseleksjonen.

For å undersøke hva som påvirker yngeltettheten av ørret i studiebekkene, ble revidert versjon av Akaikes informasjonskriteriums (AICc) til modellseleksjon benyttet (Akaike, 1974; Burnham & Anderson, 2002). Pakken AICcmodavg i R-biblioteket (Mazerolle, 2019) ble brukt til modellseleksjon. I denne studien ble seks prediktorer kombinert: De kategoriske variablene «før og etter tiltak» (for de tiltakene som ble gjort mellom 2015 og 2017, ble elfiskedataene fra henholdsvis 2015 og 2017 brukt kategorisert som «før», avhengig om hvem som gjorde undersøkelser tidligere) og «over og under tiltak». Videre ble de kontinuerlige variablene «PC1» og «PC2» for de biotiske- og abiotiske faktorene brukt, samt «tetthet av >0+ ørret», i tillegg til den kategoriske uavhengige variabelen for bekk, år og analysestasjon. Analysestasjon er de stasjonene som overlapper hverandre fra enten 2015 og 2018 eller 2017 og 2018. Tetthet fra >0+-ørret ble brukt som biotisk variabel i alle modellene, da man kan forvente interspesifikk konkurranse mellom årsklassene (Bohlin, 1977). Disse ble kombinert i 187 ulike kandidatmodeller. Laksedataen ble ikke tatt med i analysene, da det ble fanget lite

laks i bekkene. For mer informasjon om laksens lengde-, alders- og tetthetsfordeling, se Vedlegg 4 og 5. Den modellen med lavest AICc-verdi regnes som kandidatmodellen med mest støtte i dataene (Burnham & Anderson, 2002). Modellene blir deretter rangert etter lavest $\Delta AICc$, der grensen går på en $\Delta AICc$ -verdi på under 2 for kandidatmodeller med betydelig støtte (Burnham & Anderson, 2002). I alle modellene ble år og stasjon nøstet under bekk lagt inn som additiv tilfeldig variabel for å få med tilfeldig effekt av at stasjonene er tilfeldig valgt ut i bekkene, og hvilket år. Derfor ble LME (Linear Mixed Effects Models) brukt i R ved hjelp av lme4-pakken (Bates et al., 2015) i R-biblioteket, da modellen inneholder både fikserte- og tilfeldige effekter. Deretter ble en ANOVA-test (variansanalyse) gjennomført ved hjelp av pakken car i R-biblioteket (Fox & Weisberg, 2011). der signifikansnivået ble satt til 0,05. Pakken r2glmm for lineære modeller (Jaeger, 2017) ble brukt for å finne R^2 for den mest egnede modellen. Til sist ble et konturplot utarbeidet med for å predikere tettheten av 0+-ørret basert på den nest-mest støttede modellen fra modellseleksjonen.

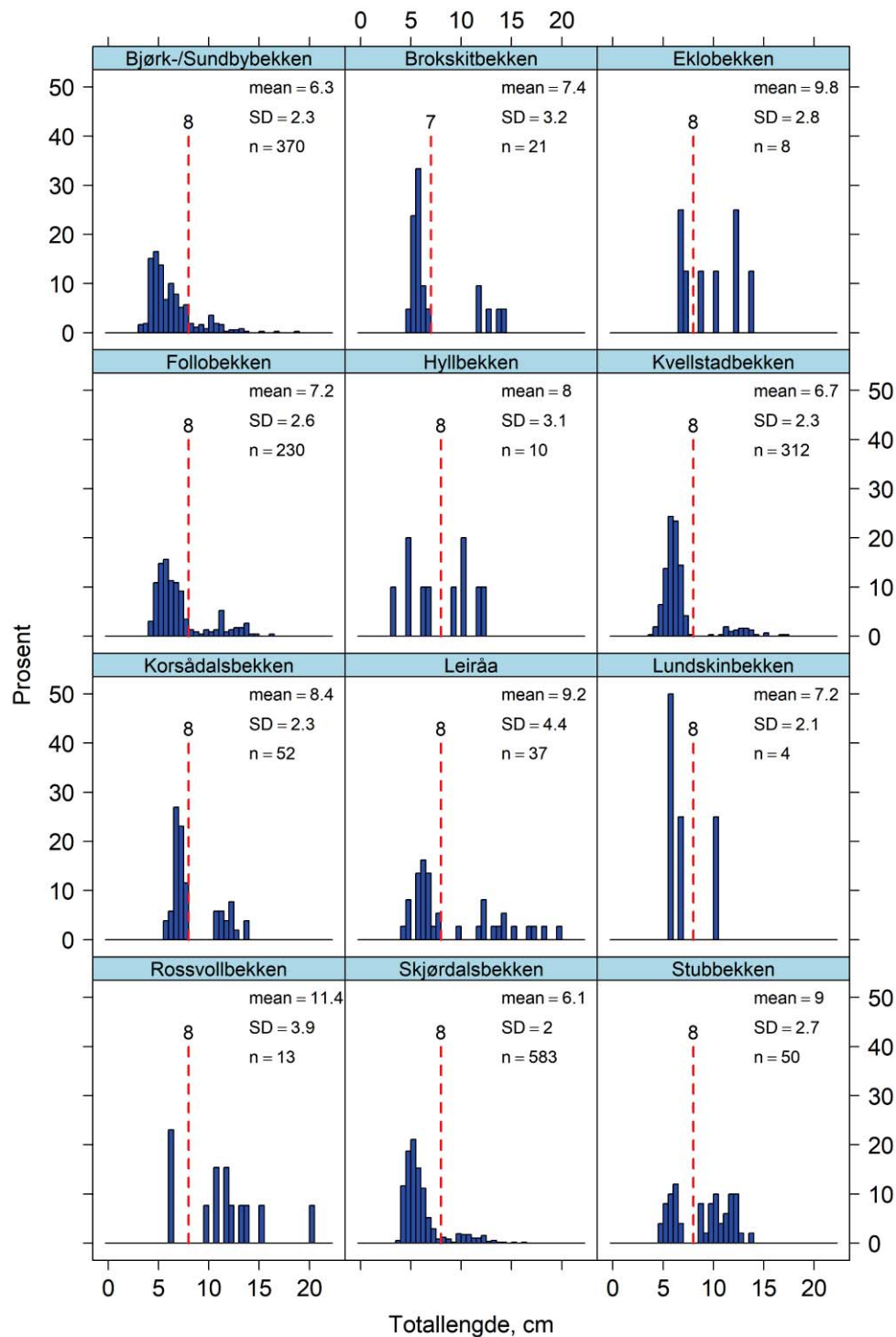
3 Resultater

3.1 Fisk

Det ble fanget 49 laks, 1691 ørret og 2 stingsild (Gasterosteidae) under elfisket. Det var laks i fem bekker og ørret i alle bekkene, bortsett fra i Kvisla. Der ble det fanget to stingsild i stasjon 1.

3.1.1 Lengde- og årsklasseforedling for ørret

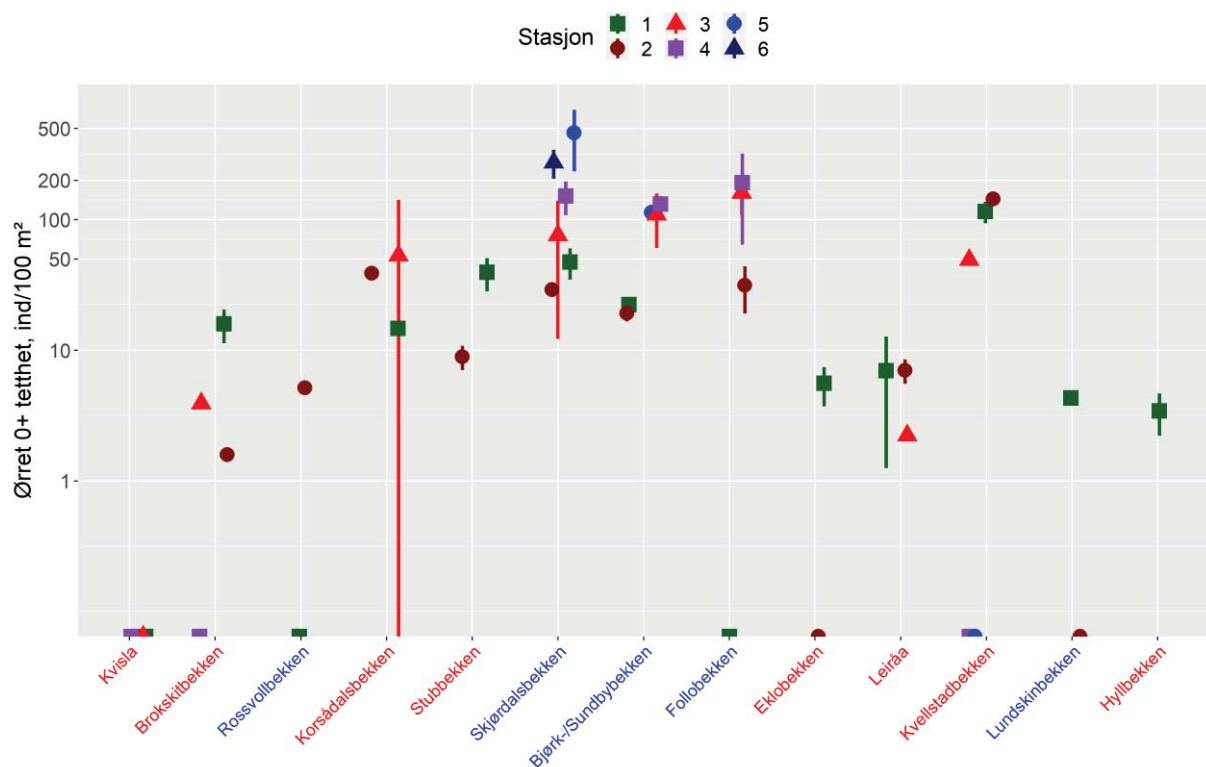
Figur 5 viser lengdefordeling og foreslått skille mellom 0+- og >0+ ørret i studiebekkene der det ble fanget ørret. Det er både 0+- og >0+-ørret til stede i disse bekkene, selv om 0+ dominerer i flere steder.



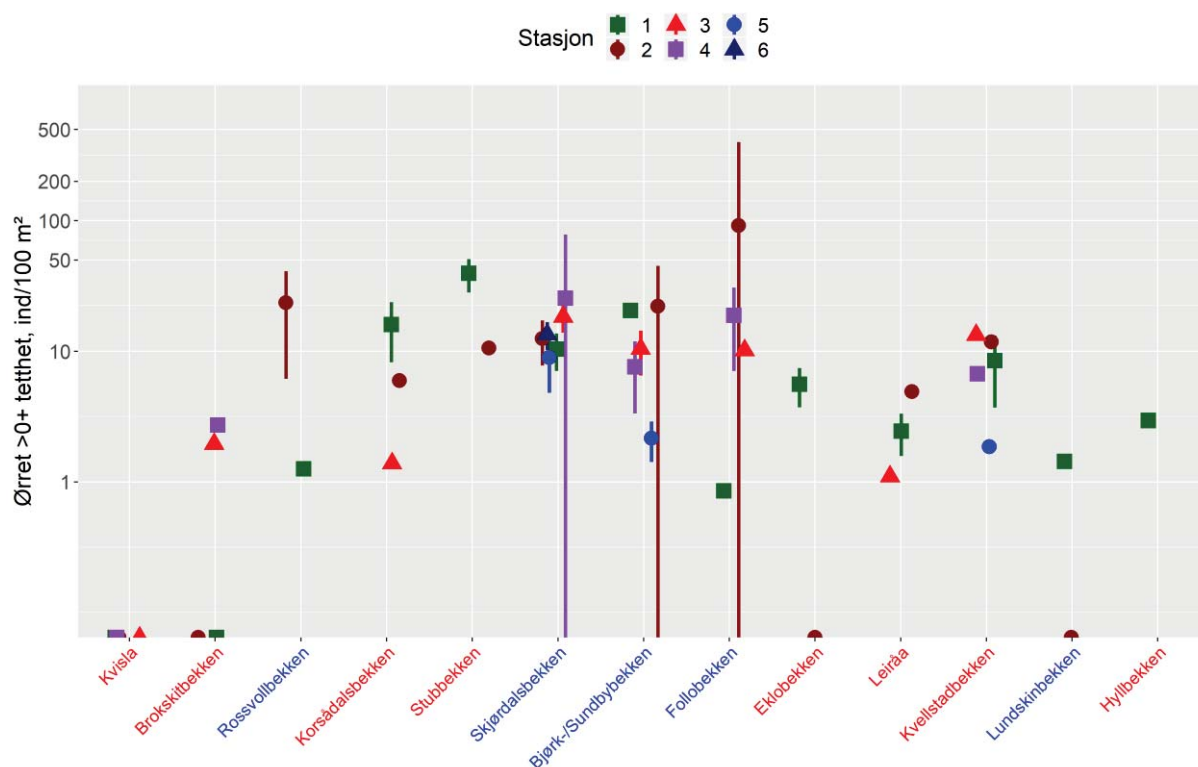
Figur 5: Histogram med prosentvis lengdefordeling i bekkene med foreslått skille for 0+- og >0+-ørret i bekkene som ble undersøkt i 2018. Rød, stiplet linje indikerer skillet mellom 0+ og >0+ for ørret. Tallet over den rødstiplede linjen forteller antall cm for dette skillet.

3.1.2 Tetthetsfordeling av ørret

Figur 6 og 7 illustrerer de ulike tetthetene for 0+- og >0+-ørret estimert for hver stasjon i alle studiebekkene. Det kan se ut som at de største tetthetene er i bekker som befinner seg i nærheten av hverandre, bortsett fra Kvellstadbekken. Variasjonen av 0+-tetthet av ørret er større mellom bekkene enn for variasjonen for >0+-tetthet av ørret. Det er ingen klar trend for at tettheten øker oppover i bekken for noen av årsklassene. Konfindensintervallene i de to figurene har stor variasjon.



Figur 6: Punktdiagram av log-skalert tetthet av 0+ ørret i studiebekkene i 2018, fra utover (f.v.) og oppstrøms. Rød farge på bekknavnet forteller at bekken ligger på nordsiden av Verdalselva. Blå farge indikerer at bekken ligger på sørsiden av Verdalselva. Vertikale linjer representerer 95 % konfidensintervall.



Figur 7: Punktdiagram av log-skalert tetthet av >0+ ørret i studiebekkene i 2018, fra utover (f.v.) og oppstrøms. Rød farge på bekkeavnet forteller at bekken ligger på nordsiden av Verdalselva. Blå farge indikerer at bekken ligger på sørsiden av Verdalselva. Vertikale linjer representerer 95 % konfidensintervall.

3.1.3 Fisketetthet over tid

Tabell 3 viser tetthetene av ørret fra 1985 til 2018. I og med at ikke alle årene er gjennomført med Zippins metode, er disse tallene kun indikasjoner på utviklingen i bekkene. Av tiltaksbekkene har tetthetsestimatene i fem av bekkene økt, fire har gått ned, mens en er fortsatt uforandret sammenlignet med Vårhus (2016) eller Hol (2018). For Leiråa har det vært et stort fall fra 2015 til 2018. Lundskibekken har også gått mye ned sammenlignet med 2015. Rossvollbekken har fått fisk igjen, som er første gang siden undersøkelsene i 1992, og Kvellstadbekken er på vei opp igjen, etter fallet fra 1992 til 2005. Follobekken har hatt en positiv utvikling sammenlignet med estimatene fra 2015.

Tabell 3: Oversikt over samlet tetthet av 0+- og >0+- ørret (ant. ørret/100m²) i studiebekkene fra 1985 til 2018. 0 betyr at bekken var fisketom, strek betyr at bekken ikke ble fisket og tetthetsestimert det aktuelle året. Tomme felt er i bekker det er usikker om ble fisket det respektive året. Tetthetsberegningene er gjort i samsvar med Zippins metode, bortsett fra i 1986 og 2005/2006, (se * og **).

Bekk	Type bekk	1985 ^{1*}	1992 ²	2005/2006 ^{3**}		2015 ⁴	2017 ⁵	2018 ⁶
Bjork- /Sundbybekken	Kontrollbekk	15,3 (1984: 23,9)	-	20,0		86,5	-	50,9
Brokskitbekken	Tiltaksbekk	0,0	144,0	36,0		18,5	-	6,5
Eklobekken	Tiltaksbekk	0,0	2,4	16,0		21,0	-	5,6
Follobekken	Tiltaksbekk	0,0	55,3	6,0	35,0	75,5	-	126,3
Hyllbekken	Tiltaksbekk	41,6	-	84,0		-	4,4	6,1
Leiråa	Tiltaksbekk	20,0	14,2	26,0		217	-	5,0
Lundskinbekken	Tiltaksbekk	2,0	-	5,0		-	49,6	2,9
Korsådalsbekken	Tiltaksbekk	19,3	40,4	10,0		-	26,3	33,9
Kvellstadbekken	Tiltaksbekk	32,4	120,5	13,0	15,0	20,5	29,9	73,9
Kvisla	Tiltaksbekk	-	-	7,0	8,0	0,0	-	0,0
Rossvollbekken	Kontrollbekk	0,00	1,3	0,0		0,0	-	13,3
Skjördalsbekken	Kontrollbekk	8,00 (1984: 33,4)	79,7	22,0		-	245,0	179,9
Stubbekken	Tiltaksbekk	0,00	Ingen tall	0,00		-	14,4	48,9

3.2 Miljøvariabler

PCA-analysene av miljøvariablene i stasjonene fra feltundersøkelsene i 2017 og 2018 viste at PC1 Og PC2 til sammen forklarte 50 % av variasjonen i miljøvariablene (Tabell 4). PC1 forklarte 35 % av variasjonen, mens PC2 forklarte 15 %. Forholdet mellom PC1 og PC2 er presentert i Figur 8. Vannhastighet og kulper er negativt korrelert: øker vannhastigheten, avtar antall kulper, og motsatt. Død ved, kulper, skygge og vann over bredde er positivt korrelert: I studiebekkene der man kan finne kulper, vil man også finne mye død ved og mer vegetasjon over vannet og bredden.

¹ (Haukland et al., 1986) *0+-ørret er ikke tatt med i tetthetsberegningen

² (Lyngstad, 1992)

³ (Kristiansen & Rikstad, 2007). **Fisket kun én runde, derfor opereres tettheten i hele tall

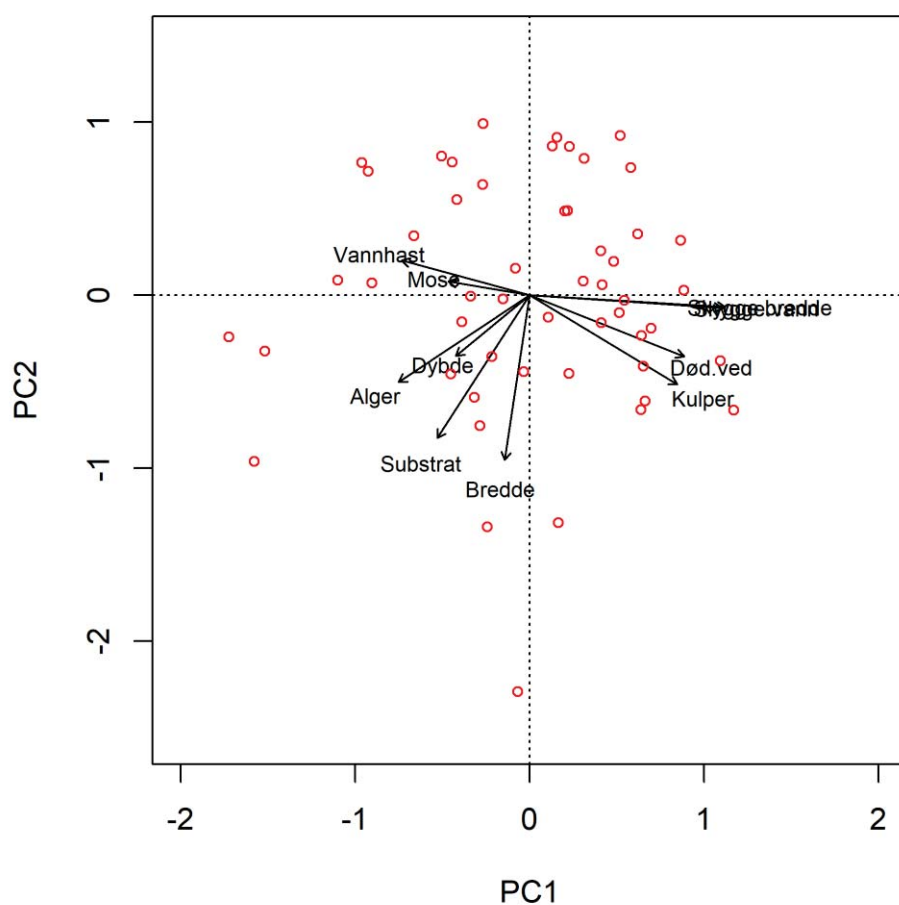
⁴ (Vårhus, 2016)

⁵ (Hol, 2018)

⁶ Resultater fra denne studien

Tabell 4: Oversikt over verdier for de ulike PCA-verdiene fra habitatundersøkelser fra 2017 og 2018. Det var PC1 og PC2 som ble benyttet i Figur 8.

Importance of components:										
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10
Eigenvalue	3,5414	1,4819	1,2608	1,0339	0,7674	0,6957	0,4884	0,37824	0,3255	0,0269
Proportion Explained	0,3541	0,1482	0,1261	0,1034	0,0767	0,0696	0,0488	0,03782	0,0326	0,0027
Cumulative Proportion	0,3541	0,5023	0,6284	0,7318	0,8085	0,8781	0,9269	0,9648	0,9973	1,0000

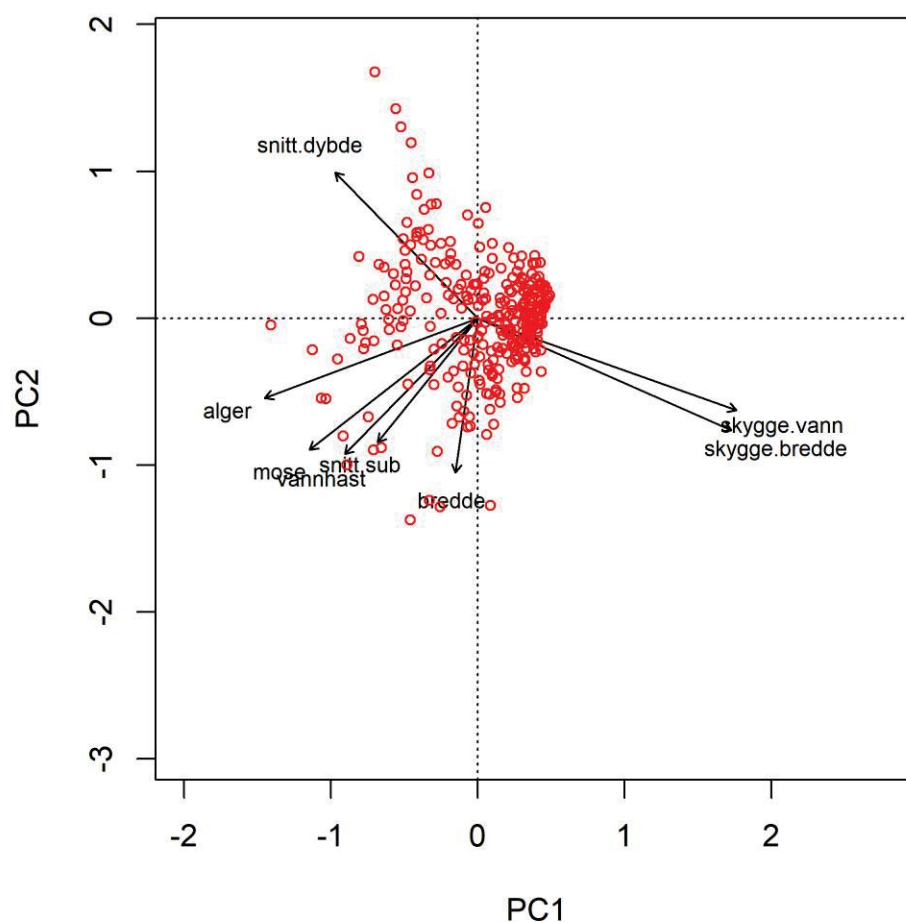


Figur 8: Biplot med oversikt over hvordan miljøvariablene stasjonsvis påvirker hverandre. Habitatparameterne som er tatt med er målt i 2017 og 2018. PC1 forklarerer 35% og PC2 forklarer 15 % av variasjonen, til sammen 50%, se Tabell 4.

I Figur 9 er miljøvariablene i tverrtransektene fra feltundersøkelsene fra 2015, 2017 og 2018. Der er dybde og skygge over vann og -bredde negativt korrelert. Der dybden øker, vil det bli mindre skygge over vann og bredde i studiebekkene. Mose, vannhastighet og substrat er positivt korrelerte. Dette betyr at ved økende størrelse på substrat øker vannhastigheten og mosedekke, som er noe ulik fra Figur 8. Av Figur 9 kan det tolkes som at PC1 representerer skygge over bredde og -vann, noe som er positivt korrelert med død ved og kulper i Figur 8. Den er allokton fra plussiden til autokton på minussiden. PC2 representerer det fysiske i bekkene, og er en hydromorfologisk akse med vannhastighet, substrat og bredde på bekken. Det er dataene fra Figur 9 som ble brukt videre i modellseleksjonen.

Tabell 5: Oversikt over verdier for de ulike PCA-verdiene fra habitatundersøkelser i 2015, 2017 og 2018. Det var PC1 og PC2 som ble benyttet i Figur 9.

Importance of components:								
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Eigenvalue	2,624	1,2815	0,9917	0,9362	0,8839	0,6196	0,5165	0,1462
Proportion	0,3280	0,1602	0,124	0,117	0,1105	0,0775	0,0646	0,0183
Explained								
Cumulative	0,3280	0,4882	0,6122	0,7292	0,8397	0,9172	0,9817	1,0000
Proportion								



Figur 9: Biplot med oversikt over hvordan miljøvariablene i tverrtransektene påvirker hverandre. Habitatvariablene som er tatt med er målt i 2015, 2017 og 2018. PC1 forklarer 33% og PC2 forklarer 16% av variasjonen, som til sammen utgjør 49%, se Tabell 5. Snitt.sub er gjennomsnittlig substrat i tverrtransektet mens snitt.dybde er gjennomsnittlig dybde i tverrtransektet.

3.2.1 Effekter på yngeltetthet

LME-modellen med mest AICc-støtte viste at yngeltetthetene av ørret var påvirket av PC2 og tetthet fra >0+ ørret som fikserte effekter, se Tabell 6 og 7. Denne modellen hadde en $R^2=0,25$. Samtlige av de 15 mest egnede modellene i Tabell 6 inneholder PC2 som fiksert effekt. Den nest mest egnede modellen (som oppnår ca. 1/3 AICcwt av toppmodellen) inneholdt «over.under», i tillegg til PC2 og tetthet av >0+-ørret. «Over.under» representerer forskjellen i tettheter oppstrøms eller nedstrøms tiltaket, uavhengig av type tiltak. Dette betyr at yngeltetthetene også kan bli påvirket av om den befinner seg opp- eller nedstrøms av tiltaket, men at dataene har tre ganger mer støtte for at over/under ikke påvirker 0+-tetthet.

Tabell 6: Oversikt over de 15 LME-modellene med mest AICc-støtte som modellerer hvilke variabler som forklarer tettheten av ørretyngel i sidebekkene i Verdal. PC1 og PC2 står for abiotiske faktorer registrert i felt, og er hentet fra både 2015 (Vårhus, 2016), 2017 (Hol, 2018) og 2018 (denne studien). Fisketettheter er også hentet fra 2015, 2017 og 2018. «Før.etter» er for før og etter tiltak og «Over.under» er for over og under tiltaket, Tiltakstype er for konnektivitetsfremmende tiltak, raking av gytegrus og kloakksanering. Konkurransen med $>0+$ er tatt med i alle modellene (« $\ln(N_{>0+}+1)$ »), da det er å forvente at det er konkurranse mellom årsklassene i alle bekkene der det finnes fisk. «+ (1|År) + (1|Bekk/Analysestasjon)» er 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	$\Delta AICc$	ModelLik	AICcWt	LL
PC2+ $\ln(N_{>0+}+1)$	6	254,0752	0,0000	1,0000	0,1750	-120,3491
Over.under+PC2+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	256,3735	2,2983	0,3169	0,0555	-117,6350
PC2* $\ln(N_{>0+}+1)$	7	256,4727	2,3975	0,3016	0,0528	-120,3030
Over.under+PC2*PC1+ $\ln(N_{>0+}+1)$	11	256,8371	2,7619	0,2513	0,0440	-115,0614
Før.etter+PC2+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	257,1332	3,0580	0,2168	0,0379	-118,0149
Over.under+PC2*PC1+Før.etter+ $\ln(N_{>0+}+1)$	12	257,1798	3,1046	0,2118	0,0371	-113,7535
Før.etter+PC2*PC1+ $\ln(N_{>0+}+1)$	11	257,1863	3,1111	0,2111	0,0369	-115,2360
Over.under+PC2*PC1* $\ln(N_{>0+}+1)$	14	257,2012	3,1260	0,2095	0,0367	-110,6383
Før.etter+PC2+Over.under+ $\ln(N_{>0+}+1)$	10	257,2277	3,1526	0,2067	0,0362	-116,6840
$\ln(N_{>0+}+1)$	6	257,8350	3,7598	0,1526	0,0267	-122,2290
PC1*PC2+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	257,8697	3,7945	0,1500	0,0262	-118,3831
Før.etter+ $\ln(N_{>0+}+1)$	8	258,0398	3,9646	0,1378	0,0241	-119,7996
Over.under+ $\ln(N_{>0+}+1)$	8	258,2013	4,1261	0,1271	0,0222	-119,8803
Tiltakstype+PC2*PC1+ $\ln(N_{>0+}+1)$	12	258,3048	4,2296	0,1207	0,0211	-114,3160
Over.under+Før.etter+ $\ln(N_{>0+}+1)$	9	258,9206	4,8454	0,0887	0,0155	-118,9086

Videre ble parameterestimatene undersøkt i Tabell 7. Denne viser at yngeltetthetene av ørret i studiebekkene er positivt korrelert med både PC2 og tetthet fra $>0+$ -ørret. Gitt at de andre faktorene er konstante, vil yngeltettheten av ørret øke med en faktor på 1,62 (på grunn av log-skala: $e^{0,4868}$) hvis $>0+$ -ørret øker med 1 $>0+$ -ørret/100m². Der øker yngeltetthetene med en faktor på 5,1.

Tabell 7: Parameterestimer for tetthet av ørret yngel fra den mest støttede modellen i tabell 5. Fikserte effekter er parametere målt i stasjonen og tilfeldige effekter er hvor stasjonen er plassert i bekkene og hvilket år de ble fisket. Estimat = stigningstallet til hver parameter, SE = Standardfeil, SD = standardavvik. PC2: Død ved og kulper. $\ln(N_{>0+}+1)$ er påvirkning av konkurranse fra $>0+$ -ørret med $0+$ -ørret.

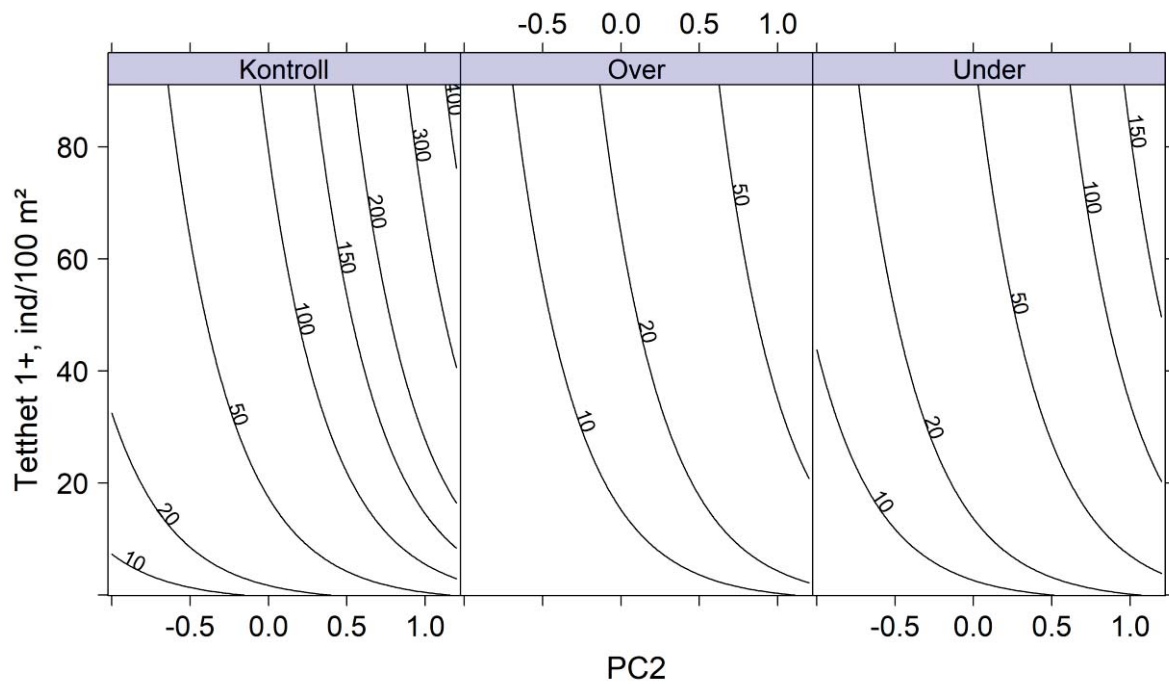
Parameter	Fikserte effekter		Tilfeldige effekter		
	Estimat	SE	Term	Varians	SD
Skjæringspunkt	1,6288	0,3868	Stasjon/Bekk	1,0756	1,0371
PC2	1,1192	0,5069	Bekk	0,7866	0,8869
$\ln(N_{>0+}+1)$	0,4868	0,1386	År	0,9106	0,9542

ANOVA-testen i Figur 8 viser at begge prediktorene er signifikante, da begge er under signifikansnivået på 0,05. Dette bekrefter at både PC2 og tetthet av $>0+$ -ørret har en positiv effekt på tettheten av yngeltetthetene av ørret i studiebekkene, jamfør parameterestimatene i Tabell 7.

Tabell 8: ANOVA-tabell over de fikserte effektene i den mest støttede modellen fra AICc (Tabell 5). ANOVA-testen er gjort på en modell som er REML-tilpasset. Begge prediktorene er signifikante, da signifikansnivået (p-verdien) er på $<0,05$.

ANOVA-tabell (Variansanalyse)					
Prediktor	F	Df	Df.res	p-verdi	
PC2	4,4898	1	47,21	0,039386	*
$\ln(N_{>0+}+1)$	11,2049	1	42,25	0,001722	**
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Figur 10 viser prediksjonen fra modellen med nest-mest AICc-støtte (sentrert som snitt av bekk, stasjon og årseffekter). Denne modellen ble gjort for å undersøke estimatene mellom over/under tiltak mot kontrollbekkene, som er en del av H1.1. Figur 10 viser at det er lavere yngeltetthet av ørret over tiltak enn under i tiltaksbekkene, og at kontrollbekkene er bekkene med høyest yngeltetthet. Tettheten i kontrollen er fem ganger så høy som tettheten over tiltakene og dobbelt så høy som under tiltakene.



Figur 10: Konturplot som viser prediktert tetthet av ørretyngel basert på den nest-mest støttede modellen fra Tabell 6. Kontroll står for kontrollbekkene, over er oppstrøms tiltak i tiltaksbekkene, og under er nedstrøms tiltak i tiltaksbekkene. Dette er for å kunne sammenligne yngeltetthetene av ørret i kontrollbekkene mot tiltaksbekkene.

4 Diskusjon

I denne studien har yngeltetthet av ørret og miljøvariabler i habitatet til studiebekkene blitt undersøkt. Det er stor variasjon på tettheter i bekkene, der 0+ørret dominerer i antall over >0+ flere steder. Dette vises også i modellanalysene, der >0+ørret er positivt assosiert med yngeltetthetene. Sett i det større bildet, varierer tettheten av ørret i bekkene i Verdalselva mye fra år til år. Det som har størst innvirkning på yngeltetthetene er hydrologiske egenskaper og substrat. Biotiske- og abiotiske faktorer har derfor en større påvirkning enn tiltakene i de ti tiltaksbekkene, som ikke har vist å ha vesentlig effekt enda. Tetthetene har heller ikke økt etter tiltakene per august 2018. Det har i mange bekker kun gått ett år mellom tiltaksår og datainnsamling, slik at det er for tidlig å si noe sikkert om suksess av tiltakene.

4.1 Miljøvariablenes effekt på yngeltetthet

4.1.1 Biotiske faktorer: Konkurransen mellom årsklassene

Det viser seg at flere av bekkene har et overtall av 0+ørret i forhold til >0+ørret. Ved høye tettheter av laksefisk har 0+ en tendens til å bruke grunnere områder, mens eldre fisk bruker dypere områder. Det er derfor 0+ som oftest dør ut i en periode med for eksempel tørke (Bohlin, 1977). Borgstrøm og Heggenes (1989) observerte at ørret med en kroppslengde på over 8 cm fra 1984 til 1986 smoltifiserte i april-mai da de var ett år gamle. Dette tror de skyldes lav- eller ingen vannføring på grunn av tørke om sommeren. Sommeren 2018 var veldig varm, og det var rekordtørt i hele Norge i midten av juli. (Skaland et al., 2019) Dette kan ha trigget utvandring av >0+ i studiebekkene. I august 2018 var det få >0+ ørret i forhold til 0+ørret i Bjørk-Sundbybekken, Skjördalsbekken, Follobekken og Kvellstadbekken, som alle er blant bekkene med høyest tettheter. Disse bekkene har et mindretall av individer med lengde på over 8 cm.

Det er i tillegg påvist at tetthet av >0+ørret har en positiv effekt på yngeltettheten, og H1.1 er svekket. Dette er noe overraskende, da det finnes lite litteratur som omhandler positiv korrelasjon mellom årsklassene. >0+ørret holder vanligvis tettheten av de yngre årsklassene nede (Nordwall et al., 2001). En mulig forklaring kan være at ressursene ikke er fullt utnyttet i bekkene der det er gode habitat for fisk. I gode habitater er det plass til flere individer, og bæreevnen blir høyere og konkurranse redusert. En annen mulig forklaring kan være at abiotiske faktorer er en minimumsfaktor før konkurransen mellom årsklassene rekker å få effekt.

4.1.2 Abiotiske faktorer: miljøvariablenes påvirkning på yngeltetthetene

Det fysiske i bekkene (hydromorfologiske egenskaper med vannhastighet, substrat og bredde på bekken – PC2) er miljøvariablene som har størst effekt på yngeltettheten av ørret i studiebekkene. PC2 er ledd i den mest støttede modellen fra modellseleksjonen, i tillegg til å være inkludert i 24 av de 30 mest egnede modellene (Vedlegg 6). Dette er forenlig med resultatene til Hol (2018), der vannhastighet var miljøvariabelen som forklarte mest av ulikhetene av 0+- og 1+-tettheter (Se H1.2). Mens vannhastighet var positivt assosiert med 0+-tettheter hos Hol (2018), er det negativt assosiert i denne studien. Cattaneo et al. (2002) fikk som resultat at sterk vannføring spiller negativt på yngeltetthet av ørret den perioden de kommer opp av grusen. Utenom dette var det ingen sammenheng. Dette kan være en forklaring på at lavere vannhastigheter spiller inn på yngeltetthetene i denne studien, da det på virker overlevelsen av yngelen i tidlig alder.

Smale bekkehabitat med bra dybde viser seg å gi høyere yngeltettheter i denne studien. Mange av studiebekkene er kanaliserte med smale bekkebredder, og har dårligere evne til å absorbere og bufre vann når det kommer mye nedbør (Lepori et al., 2005). På en annen side har smale bekker større andel kantareal og grunne områder egnet for 0+ (Lepori et al., 2005) og det kan være derfor dette ble utslagsgivende i denne studien. Smale bekkehabitat med bra dybde er også bra med tanke på tørkeperioder, da det vil ta lenger tid for disse områdene å tørke ut. I tillegg til at bredden i bekken er negativt korrelert med dybde, er den relativt positivt korrelert med vannhastigheter og størrelse på substratet, jamfør Figur 9.

Størrelsen på substratet spiller derfor ikke overraskende en rolle for yngeltetthetene, der minkende størrelse er assosiert med økt yngeltetthet. Dette er noe uventet, da ørret generelt ikke foretrekker fint bunnssubstrat (Heggenes et al., 1999). Pulg et al. (2013) fant at eggoverlevelse er veldig lav hvis det er over 15-20 % fínsediment i bunnssubstratet, og at overlevelsen av yngelen økte med størrelse på substratet. Resultatene for de hydromorfologiske egenskapene kombinert i denne studien, viser at det er en stor sjanse for at den varme sommeren 2018 påvirket fisken i bekkene mye. Trolig har yngelen måttet trekke til dypere områder i bekken, der det er lavere vannhastighet som gir finere bunnssubstrat hvis de grunne områdene tørket ut.

Skygge over bredde og vann, som er positivt korrelert med død ved og kulper (PC1), jamfør Figur 8, påvirker yngeltetthetene, men i mindre grad enn PC2. H1.3 har dermed ikke vesentlig støtte. Likevel finnes det litteratur på at død ved og kulper er positivt for ørrettetthet.

Degerman et al. (2004) fant at død ved korrelerte med tilstedeværelse av ørret og Lehane et al. (2002) fant at død ved korrelerte med størrelse på ørret. Lehane et al. (2002) fant i tillegg ut at død ved kunne være en begrensende faktor for arten, og var viktigere i større bekker enn i små. Dette kan være en forklaring på resultatet i denne studien, da død ved viser seg å være viktigere for større fisk i større bekker, men ikke for produksjon av yngel i små bekker. Pulg et al. (2013) mente at død ved kan føre til mer finsediment som igjen kan være negativt for klekking av egg i grusen. Dette kan være grunnen til at død ved og kulper ikke har vært utslagsgivende i denne studien. Når man ser resultatene fra Figur 9 er det områder med egenskaper som kan assosieres med kulper (lavere vannhastighet, fint substrat og økt dybde) som spiller positivt inn på yngeltetthetene. Det er dermed noe usikkert hvor mye død ved og kulper ville ha endt opp i Figur 9 hvis de var inkludert. Men med bakgrunn i Figur 8, påvirker ikke død ved og kulper yngeltetthetene i vesentlig grad.

4.2 Tiltakenes påvirkning på yngeltetthet

4.2.1 Nedstrøms og oppstrøms tiltakene

Resultatene viser liten støtte for at yngeltettheten har økt oppstrøms tiltakene (se H2.1). I lys av resultatene i Figur 10 viser det seg at tetthetene er omtrent 20% av kontrollbekkene og 50% av under-kontrollene i tiltaksbekkene. Uten tiltakene ville kanskje tetthetene ha vært enda lavere. Man kan derfor ikke si med sikkerhet at yngeltettheten ikke har økt oppstrøms tiltakene - enda.

Dette passer godt med Calles og Greenberg (2005) sin studie, der tettheten ovenfor tiltakene deres ikke økte som forventet. De mente at tetthetene sannsynligvis ville øke de neste årene når fisken i bekken har lært seg at den nye strekningen er åpen for gyting, og fisk som blir født i strekningen returnerer for å gyte. Vehanen et al. (2010) evaluerte to restaureringstiltak som viste seg å ha liten eller ingen effekt på 0+-tetthetene av ørret i bekkene. De trodde at sterk tørke etter at tiltakene ble gjort, kan ha forårsaket den lave tetthetsresponsen. Derfor kan regionale faktorer overstyre tiltak. Den varme sommeren etter at tiltakene i denne studien ble gjort kan ha ført til lavere vannstand og redusert vanndekt areal i bekkene. Dette kan ha vært en medvirkende faktor til den hittil lave responsen oppstrøms tiltakene. I bekken der kloakken ble sanert har ikke ørreten kommet tilbake.

4.2.2 Tiltakstype og yngeltettheter

Tiltakstype har heller ikke hatt stor innvirkning på yngeltettheten, da kandidatmodellen som inneholder «Tiltakstype» som variabel er den 14. mest støttede modellen i modellseleksjonen. Det finnes derfor lite støtte i dataene og H2.2 er svekket. Det er vanskelig å finne litteratur som omhandler evaluering av tiltakstype, da det ofte mangler evaluering av tiltak generelt, for eksempel gytegrus (Pander et al., 2015). I denne studien kan dette ha blitt resultatet på grunn av manglende effekter av tiltakene. Dette gjør det vanskelig å se på hvilke tiltak som fungerte best. H2.3 er heller ikke støttet. Mer om dette i 4.3.1 «Kloakksanering».

4.3 Evaluering av tiltakene i tiltaksbekkene

4.3.1 Kloakksanering

Tiltaksbekken Kvisla der kloakken ble sanert var fisketom i både 2015 (Vårhus, 2016) og 2018. Sist det var rapportert laksefisk der var fra undersøkelsene til Kristiansen og Rikstad (2007), da tettheten i en stasjon langt nede i bekken ble estimert til 7 ørret/100m² i 2005 og 8 ørret/100m² i 2006. Eklöv et al. (1999) fant at 0+-ørret var fraværende i bekker med lav konsentrasjon av oksygen og samtidig høy konsentrasjon av ammonium (NH₄⁺). Ammonium er sjeldent å se naturlig i bekker. Kilder til ammonium kan være kloakk og gjødsel, som reduserer oksygen i vannet, og området blir uegnet for laksefisk. I denne oppgaven er ikke vann- eller bunndyrprøver gjennomført. For at man skal kunne bekrefte eller avkrefte om bekken har blitt bedre etter at kloakken ble sanert, bør dette bli gjort. Per dags dato forteller fiskeindeksene at tiltaket ikke har fungert, men en må huske at det er kort tid mellom tiltak og datainnsamling. Det kan også være på grunn av for lang strekning gjennom Verdal sentrum som er uegnet for fisk på grunn at kanalisering, manglende kantvegetasjon og stor andel finsediment i bunnsubstratet. Det kan gjøre at fisk ikke blir oppmuntret til å svømme lenger opp i bekken. En terskel i samme område kan fungere som et vandringshinder ved lav vannføring, og det kan spekuleres i om dette har skylden for at ørreten ikke har returnert til bekken.

4.3.2 Konnektivitetsfremmende tiltak

En årsak til at konnektivitetsfremmende tiltak ikke har hatt ønsket effekt (enda) kan være på grunn av andre faktorer som holder bestanden nede. Lake et al. (2007) forteller at for å få ønsket effekt av restaureringsprosjekt med mål om å øke konnektivitet i habitatet, må man

også legge vekt på fiskens samspill med omgivelsene, altså økologien. Dette kan stemme godt med bekkene der det er gjort vandringsfremmende tiltak og for Kvisla i denne studien.

Kulverten i Leiråa fungerte før den ble skiftet ut, og den nye kulverten fungerer også godt.

Likevel har tettheten sunket drastisk, fra 217 ørret/100m² i 2015 til 5 ørret/100m² i 2018. For laks har tallet sunket fra 24 laks/100m² til 5,2 laks/100m² (se Vedlegg 5). Det har vist seg at et tiltak kan fungere i teorien, men andre faktorer kan hindre økning i yngeltettheten, for eksempel avrenning fra jordbruket. Dette er en faktor som kan påvirke yngelproduksjon negativt (Jonsson et al., 2011). Store deler av Leiråa renner gjennom jordbrukslandskap, noe som kan være årsak til det store fallet i tettheten, og ikke en dysfunksjonell kulvert. Det kan også her være at tiltaket ikke har rukket å ha effekt enda, mer om dette under 4.2.1

«Nedstrøms og oppstrøms tiltakene».

Det hjelper ikke å skifte ut til fiskevennlige kulvertrør dersom fisken ikke kommer seg opp dit. Det er ganske bratt nedenfor rørene i flere bekker, og byggingen av terskler bør gjøres med slitesterkt materialer, for eksempel betongringer, fordi vannmassene over tid ødelegger kulpene. Et eksempel på dette er Eklobekken, som er fisketom over Vukuvegen. Det kan også være derfor flere av tiltakene ikke har fungert. Les mer om forslag til tiltak i 4.5

«Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak».

4.3.3 Raking av gytegrus

Rakingen av gytegrusen i stasjon 4 i Brokskitbekken ser ikke ut til å ha hatt effekt, da fisketettheten i 2018 er den laveste som har vært målt i bekken siden 1992. Det ble heller ikke fanget yngel der, noe som indikerer at det ikke var gyting høsten 2017. Dette skjedde også med Pulg et al. (2013), der tre av syv bekker ikke hadde gyting det første året etter tiltak med raking- og utlegging av gytegrus. Alle områdene i den studien hadde gyting året etter.

Effekten av tiltakene hadde positiv effekt i 5-6 år, men varigheten var avhengig av lokale miljøforskjeller. De konkluderte med at lokale forhold i bekken, substrat og sedimentering av finmateriale spiller en stor rolle for om tiltaket med utlegging og raking av gytegrus skal ha ønsket effekt. Det er også observert at raking av gytegrus har mistet effekten etter bare ett år (Pander et al., 2015). Dette var i et område med mye finmateriale fra jordbruk i nærheten til bekkene. Dette er forenlig med Pulg et al. (2013) sin konklusjon, om at virkningen av tiltak er stedsavhengig. På bakgrunn av funnene er det sjans for at gyting kan skje i Brokskitbekken

høsten 2019, og i dag kan man ikke avkrefte at tiltaket har hatt effekt⁷. Hvis det likevel viser seg at det ikke har effekt, kan det være på grunn av lokale forhold i bekken. Området der gytegrusen ble raket er preget av fint bunnsstrat og sakte vannføring, som kan føre til sedimentering av finpartikler som tetter igjen grusen og svekker effekten.

4.4 Evaluering av metoder

De ulike resultatene fra fisketetthet i bekkene opp gjennom årene (Tabell 3) kan skyldes ulike metoder for beregning av tettheten av laks og ørret. Dette gjør det vanskeligere å sammenligne disse tetthetene med dagens resultater, men de kan likevel fungere som indikatorer på hvor mye laksefisk det har vært i bekkene tidligere. Svakheter med de gamle målingene er at de er få, gjerne på et egnet sted, og vi vet ikke hvor de er på grunn av ikke alle er tegnet inn på kart. Derfor kan estimatene være vanskelige å sammenligne. Derfor er det viktig med GPS-koordinater og flere stasjoner per bekk som er de samme hvert år. Enkelte år, som i 2018, kan være ekstreme klimatiske og bidra til de resultatene vi fant. Så man bør ha tidsserier før man for eksempel konkluderer fra ett år til ett annet at det har blitt «mye bedre» eller «mye verre» i bekken grunnet tiltak, eller andre forhold. Eksempelvis er stasjon 1 og 2 i Skjördalsbekken plassert i jordbrukslandskap med dårligere habitat enn lenger opp i bekken. Dette gjør at tettheten blir lavere for hele bekken når tettheten fra alle stasjonene blir slått sammen, sammenlignet med tettheten fra 2017, da stasjonene var plassert i områder med bedre habitat. Dette gjelder ikke for modellseleksjonen, der kun tettheten i overlappende stasjoner ble sammenlignet.

Lite erfaring med elfiske kan ha påvirket resultatene i denne studien og fangsten i noen bekker endte opp med å bli veldig jevne i antall under alle tre rundene med elfiske. Dette gjør at fangbarheten blir usikker, og kan gi et upresist estimat på total populasjonsstørrelse. Det er derfor konfidensintervallene i Figur 6 og 7 er forholdsvis store i Korsådsbekken, Skjördalsbekken, Bjørk-/Sundbybekken og Follobekken. Små fangster, som det har vært i noen bekker, gir også usikre tetthetsestimeringer.

Habitatkarakteriseringene, gjennomført av flere personer, kan føre til systematiske feil som kan ha påvirket resultatet i analysene av miljøvariablene. Habitatkartlegging kunne med fordel vært gjort samme omgang det ble elfisket. Det at de fleste habitatkarakteriseringene ble

⁷ Vinteren 2018 ble denne stasjonen i Brokskitbekken gravd opp i forbindelse med NVEs arbeid med å erosjonssikre bekken. Effekten av rakingen av gytegrusen vil derfor ikke kunne bli evaluert videre.

gjort i mai/juni og i oktober/november, mens elfiske ble gjort i slutten av august, kan ha ført til innsamling av miljødata som ikke var fullstendig representativ for tettheten under elfisket. Bestemmelse av blant annet vannhastighet og bredde avhenger av vannføring, som varierer gjennom året. Kantvegetasjon og bladdekke over bekken blir vanskeligere å kvantifisere når det er lite eller ingen blader på trærne under karakteriseringen. Dette kunne ha blitt bedre ved å habitatkarakterisere en stasjon både i mai og deretter i oktober/november for å undersøke hvor stor forskjell det ble på registreringene. Habitatkarakteriseringene, gjennomført av flere personer, kan føre til systematiske feil som har påvirket resultatet i analysene av miljøvariablene. Det ble forsøkt etter beste evne å kompensere for dette ved å estimere større andel vegetasjon enn det som ble observert i oktober, slik at dataene ble så representative som mulig.

4.5 Konsekvenser for forvaltningen og forslag til videre tiltak

For at Norge skal nå målet om «God økologisk tilstand» i ferskvannsføremønstre innen 2021, må flere vassdrag bli undersøkt. Forholdene i Verdalselva kan tenkes å være representativt for flere vassdrag i Norge, og det må bli gjort flere undersøkelser, tiltak og evalueringer for på best mulig måte å kunne nå målet. I Verdalselva er det viktig å fortsette undersøkelsene i studiebekkene fremover. Dette både for å kunne overvåke tiltakene som kan ta skade fra vær, vind og flom, men også som videre evaluering av tiltakene. Denne studien tar kun for seg 13 av de 35 tidligere undersøkte bekkene, og de resterende bekkene bør studeres. Det er viktig å inkludere de hydromorfologiske egenskapene i bekken når man skal gjøre tiltak. Det bør også jobbes for å opprettholde og etablere kantvegetasjon langs bekkene som kan forhindre erosjon. Kantvegetasjonen er også en viktig kilde til evertebrater som fisken spiser.

Kantvegetasjon kan i tillegg redusere avrenning fra vei og jordbruk til bekken. Det bør legges ut større steiner som kan føre til mer variert vannføring og heterogent habitat (Pulg et al., 2018).

I utgangspunktet bør tiltakene følges over noen år og evalueres før man eventuelt gjør nye. Spesifikt for Verdal det likevel noen ting som bør gjøres i spesielle bekker der man i felt kan se at tiltakene ikke fungerer som de skal:

- **Stubbekken:** Det trengs satskulper under kulverten under Vukuvegen.
- **Follobekken:** Kulpene opp til kulverten under Vukuvegen bør gjøres fastere, da det allerede var tegn til at de begynte å rase ut, ett år etter de ble satt opp.
- **Hyllbekken:** Installere en til to kulper til nederst i fisketrappen.

- **Eklobekken:** Kulpene opp til kulvert må endres, da de i dag ikke er funksjonelle ved lav- eller normal vannføring. Det er brukt mye stor stein til å danne kulper, som gjør at de ender opp langt fra hverandre. Dette bør bli forsøkt unngått. Hvordan dette skal gjøres bør bli undersøkt nærmere.
- **Leiråa:** Det bør etableres kantvegetasjon i forsøk på å forhindre avrenning fra jordbruk i bekken.
- **Kvellstadbekken:** Kulverten øverst i bekken bør åpnes for å øke anadrom strekning i bekken ytterligere.

Jonsson et.al. (2009) anbefaler at lokale aktører og interessegrupper tar en større rolle og får mer ansvar for forvaltningen av sjørreten lokalt. Denne oppgaven er en av så langt seks masteroppgaver i Verdalsprosjektet, og det er engasjement fra både ansatte og masterstudenter fra NMBU, skoleklasser fra Stiklestad barneskole, sportsfiskerlinja ved Grong videregående skole, Skogn Folkehøgskole, Verdal Jeger- og Fiskerforening, Verdal kommune, grunneiere og andre frivillige som i dag i større eller mindre grad tar del i arbeidet for å bedre forholdene i sidebekkene i Verdalsvassdraget. Lokale kunnskapspersoner er viktige i forvaltningen av sjørreten og dens oppvekstområder, da disse ofte sitter med historisk informasjon om hvordan vassdraget og fiskebestanden var tidligere (Bergan, 2013). Til tross for rapporter siden 80-tallet med kunnskap om den negative utviklingen, har det ikke blitt satt i gang tiltak før i senere tid. Derfor er forskning på hva som skal til for å få i gang tiltak, dugnadsarbeid og lokalt engasjement viktig.

5 Konklusjon

Noe overraskende viser det seg at yngeltetthetene av ørret var positivt korrelert med $>0+$ -ørret, og H1.1 ble ikke støttet. Dette kan være fordi abiotiske faktorer er minimumsfaktor for konkurranse mellom årsklassene rekker å få effekt, eller arealene ikke er fullt utnyttet i bekkene der det er gode habitat for fisk. De abiotiske- og biotiske faktorene som hadde størst innvirkning på yngeltettheten, der hydromorfologiske egenskaper og bunnsubstrat er miljøvariablene som viste seg å ha størst effekt på yngeltetthetene. H1.2 er derfor støttet. Det er usikkert hvor stor effekt skjul fra død ved og kulper hadde på yngeltetthetene, men spiller trolig en større rolle for tettheten av $>0+$ -ørret, og H1.3 har ikke bred støtte i dataene. Derimot ble det Yngeltettheten har ikke økt oppstrøms tiltakene, og det finnes per 2018 ingen støtte for at de har hatt effekt, uavhengig av tiltakstype. Verken H2.1 eller H2.2 støttet. Ørreten hadde heller ikke kommet tilbake der kloakken var sanert, og H2.3 er ikke støttet. På grunn av forholdsvis kort tid siden tiltakene ble gjort, oppfordres det til videre undersøkelser i Verdalsvassdraget for å evaluere tiltakene og miljøforholdene over tid, bortsett fra å rette på mangler ved tiltakene man åpenbart kan se ikke fungerer. Mine funn viser at tiltakene ikke fungerer, eller så langt ikke har hatt noen effekt. Nettopp derfor er det så viktig at man overvåker tiltakene slik at man faktisk kan se om det er noen effekt, og unngår samme feil i andre bekker. Fordi de biotiske- og abiotiske faktorer påvirker $0+$ -tetthetene i større grad enn tiltakene, er det viktig å inkludere hydromorfologiske egenskaper i bekken når man skal gjøre tiltak.

6 Litteratur

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19 (6): 716-723.
- Anonym. (2002). *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner*. DN Håndbok 22-2002. Direktoratet for naturforvaltning. 56 s.
- Anonym. (2004). *St.prp. nr. 75 (2003-2004) - Supplering av Verneplan for vassdrag*: Olje- og Energidepartementet.
<https://www.regjeringen.no/contentassets/c4ff6620056d4b8a9b071d10601ebd72/no/pdfs/stp200320040075000dddpdfs.pdf>. (Sist lest 30. april 2019).
- Anonym. (2006). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*: St.prp.nr.32 (2006-2007). Miljøverndepartementet.
https://www.regjeringen.no/contentassets/0cd46706c4544870a2579212d980726e/no/pdfs/stp200620070032000dddpdfs.pdf?fbclid=IwAR1XRRluoy-BHNQE8eOF3aQgFxtk99C6I-WY2c-BxsmHluFrItTfx4_2SHE. (Sist lest 2. mai 2019).
- Anonym. (2009). *127/1 Verdalsvassdraget*. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Sist oppdatert: 14. juni 2018. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/verneplan-for-vassdrag/nord-trondelag/127-1-verdalsvassdraget/> (Sist lest 18. desember 2018).
- Anonym. (2018a). *Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Veileder 02:2018. Trondheim: Direktorsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. 220 s.
- Anonym. (2018b). *Status for norske laksebestander i 2018*. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 11. 122 s.
- 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.
- Balian, E. V., Segers, H., Martens, K. & Lévêque, C. (2007). The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. I: Springer forlag *Freshwater animal diversity assessment*, s. 627-637.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1-48.
- Bergan, M. A., Berger, H. M. & Paulsen, L. I. (2007). *Bunndyr, vannkvalitet og fisk i bekker i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag 2007*. Berger feltBIO. Rapport Nr. 5 - 2007. 38 s.
- Bergan, M. A. (2013). Sjørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjørreten? *Vann*, 48 (2): 175-190.

- Berger, H. M., Bergan, M. A., Berggård, O. K. & Lehn, L. O. (2007a). *Yngel og ungfisk av laks og ørret i Verdalselva, Nord-Trøndelag*. Berger feltBIOStjørdal, Rapport nr. 4 2007. 33 s.
- Berger, H. M., Lehn, L. O., Skjørstad, M. B. & Julien, K. (2007b). *Bonitering og egnethet for fiske i Verdalselva i Nord-Trøndelag*. Berger feltBIORapport nr. 8. 52 s.
- Berntsen, B. & Hågvær, S. (2010). *Norsk natur - Farvel?:* Unipub AS. 280 s.
- Bjørn, P. A., Finstad, B., Nilsen, R., Uglem, I., Asplin, L., Skaala, Ø., Boxaspen, K. K. & Øverland, T. (2009). *Nasjonal lakselusovervåkning 2008 på ville bestander av laks, sjørret og sjørøye langs Norskekysten samt i forbindelse med evaluering av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*NINA Rapport 447. 52 s.
- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos*: 112-117.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmyssen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Bohlin, T., Sundström, L. F., Johnsson, J. I., Höjesjö, J. & Pettersson, J. (2002). Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. *Journal of Animal Ecology*, 71 (4): 683-692.
- Borgström, R. & Heggenes, J. (1989). Smoltification of sea trout (*Salmo trutta*) at short length as an adaptation to extremely low summer stream flow. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 35: 375-384.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel interference: a practical information-theoretic approach*, 2. utgave. New York: Springer forlag. 515 s.
- Calles, E. & Greenberg, L. (2005). Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the river Emån. *River Research and Applications*, 21 (9): 951-960.
- Crisp, D. T. (1993). The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwater forum*, 3(3) (3): 176-202.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. (2004). Large woody debris and brown trout in small forest streams: towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins*: 233-239.
- 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. M., Hurley, M. A. & Fryer, R. J. (1995). A New, Improved Growth Model for Brown Trout, *Salmo trutta*. *Functional Ecology*, 9 (2): 290-298.

- Fox, J. & Weisberg, S. (2011). *An R Companion to Applied Regression, Second Edition*: Sage publications. 472 s.
- Garbe, J., Beevers, L. & Pender, G. (2016). The interaction of low flow conditions and spawning brown trout (*Salmo trutta*) habitat availability. *Ecological Engineering*, 88: 53-63.
- Gibson, R. (1993). The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in fish biology and fisheries*, 3: 39-73.
- Halleraker, J. H., van de Bund, W., Bussetini, M., Goslo, R., Döbbelt-Grüne S., Hensman, J., Kling, J., Koller-Kreimel, V. & Pollard, P. (2016). *Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies - Part 1: Impacted by water storage*. JRC Technical Reports. European Union. 100 s.
- Hauger, T. (1994). *Mange bekker små*: Landbruksforlaget. 71 s.
- Haugland, Ø. & Hjelle, I. M. V. (2015). *Frie fiskeveger - utbedring av vandringshinder for fisk*. Statens Vegvesens rapport nr. 459. 73 s.
- Haukland, J.-H., Andreassen, S.-A. & Rikstad, A. (1986). *Fisk og forurensning i sidebekkene i Verdalselva*. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen, Steinkjer, Rapport nr. 2. 70 s.
- 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.
- Hendry, K., Cragg-Hine, D., O'Grady, M., Sambrook, H. & Stephen, A. (2003). Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Fisheries Research*, 62 (2): 171-192.
- Hojesjo, J., Kaspersson, R. & Armstrong, J. D. (2016). Size-related habitat use in juvenile Atlantic salmon: the importance of intercohort competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73 (8): 1182-1189.
- Hol, E. (2018). *Tapt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjørretbekker*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 91 s.
- Jaeger, B. (2017). *Computes R Squared for Mixed (Multilevel) Models*, version 0.1.2.
- Jonsson, B. (1985). Life History Patterns of Freshwater Resident and Sea-Run Migrant Brown Trout in Norway. *Transaction of the American Fisheries Society*, 114: 182-194.
- Jonsson, B., Sægrov, H., Finstad, B., Karlsne, L. R., Kambestad, A., Langåker, R. & Gausen, D. (2009). *Bestandsutvikling hos sjørret og forslag til forvaltningstiltak*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, DN Notat 1-2009. 28 s.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories*. Fish & Fisheries Series: Springer forlag. 649 s.

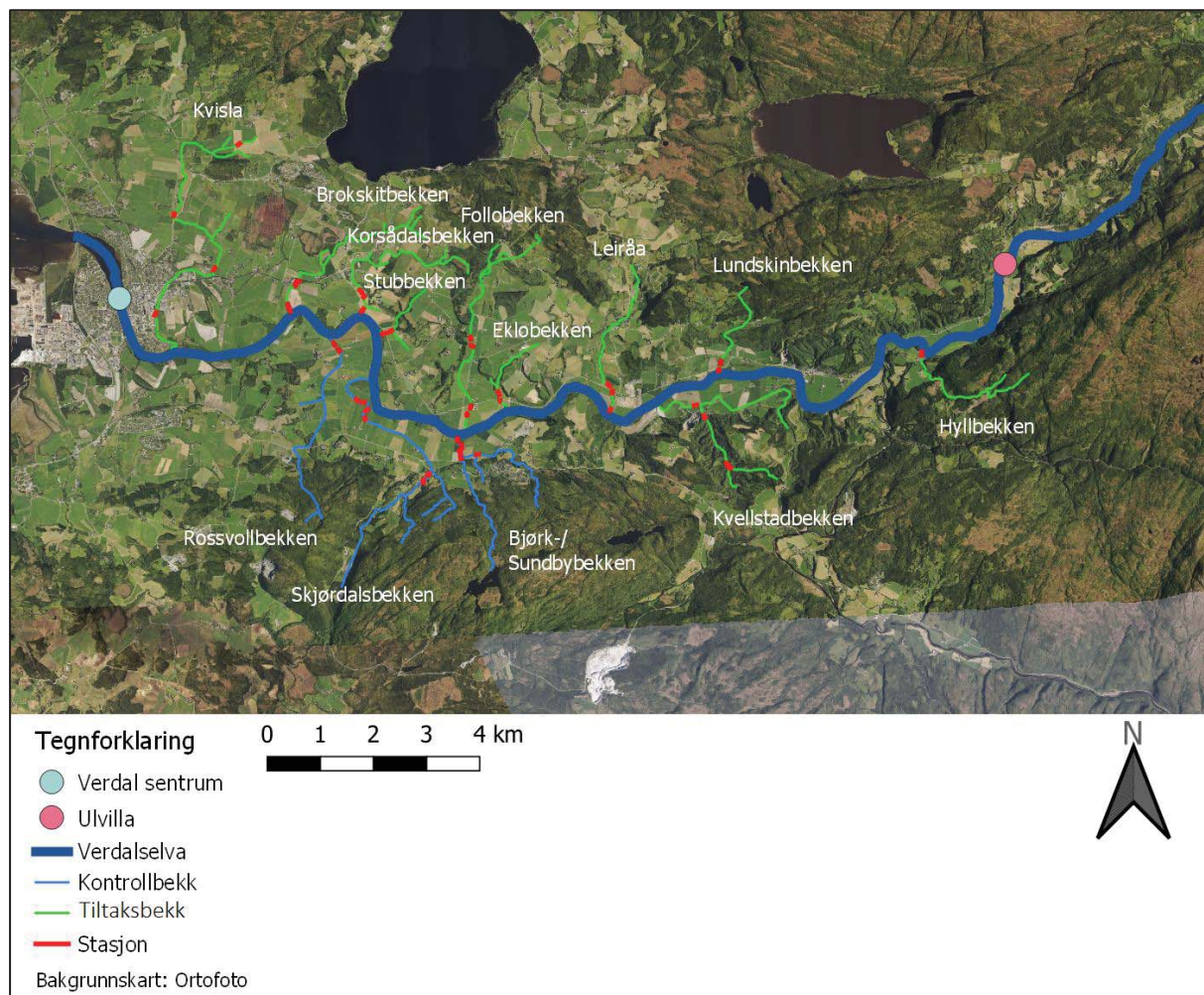
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Ugedal, O. (2011). Production of juvenile salmonids in small Norwegian streams is affected by agricultural land use. *Freshwater Biology*, 56 (12): 2529-2542.
- Jonsson, N. & Finstad, B. (1995). *Sjøøret: økologi, fysiologi og atferd*. NINA Norsk institutt for naturforskning. 32 s.
- Kristiansen, S. A. & Rikstad, A. (2007). *Sjøaurebekker i Verdalsvassdraget. Rapport fra undersøkelser av fisk og forurensning i 2005/2006*. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen, Steinkjer. 50 s.
- Lake, P., Bond, N. & Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater biology*, 52 (4): 597-615.
- Lehane, B. M., Giller, P. S., O'halloran, J., Smith, C. & Murphy, J. (2002). Experimental provision of large woody debris in streams as a trout management technique. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 12 (3): 289-311.
- Lepori, F., Palm, D. & Malmqvist, B. (2005). Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 228-238.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*: Cambridge university press. 269 s.
- Lyngstad, K. R. (1992). *Ungfiskeregistrering i sidebekker til Verdal*. Verdal: Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. 26 s.
- Maitland, P. S. & Morgan, N. C. (1997). *Conservation Management of Freshwater Habitats : Lakes, rivers and wetlands*. Conservation biology series. London: Chapman & Hall. 233 s.
- Maki-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. (2019). AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.2-1.
- 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., Guillaume, F. B., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., S., G. L., Solymos, P., et al. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-4.
- Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. (2015). A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River research and applications*, 31 (2): 239-255.

- Pulg, U., Barlaup, B. T., Sternecker, K., Trepl, L. & Unfer, G. (2013). Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, 29 (2): 172-182.
- Pulg, U., barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olsen, E. E., Lehmann, B. G., Wiers, T., Skår, B., et al. (2018). *Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforberedende tiltak i elver og bekker*. Uni Research Miljø LFI rapport 296, Bergen. Uni Research. 195 s.
- R Core Team. (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Tilgjengelig fra: <https://www.R-project.org/>.
- Richard, A., Cattaneo, F. & Rubin, J. F. (2015). Biotic and abiotic regulation of a low-density stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta* L.) population: effects on juvenile survival and growth. *Ecology of Freshwater Fish*, 24 (1): 1-14.
- RStudio Team. (2016). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio. Inc., Boston, MA. Tilgjengelig fra: <http://www.rstudio.com>.
- Skaland, R. G., Colleuille, H., Andersen, A. S. H., Mamen, J., Grinde, L., Tajet, H. T. T., Lundstad, E., Sidselrud, L. F., Tunheim, K., Hanssen-Bauer, I., et al. (2019). *Tørkesommeren 2018*. Meteorologisk institutt. METinfo, Oslo.
- Tang, Y., Horikoshi, M. & Li, W. (2016). ggfortify: Unified Interface to Visualize Statistical Result of Popular R Packages. *The R Journal*, 8 (2): 478-489.
- Thorpe, J. E., Mangel, M., Metcalfe, N. B. & Huntingford, F. A. (1998). Modelling the proximate basis of salmonid life-history variation, with application to Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Ecology*, 12: 581-599.
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen: Klima- og miljødepartementet*. FOR-2006-12-15-1446. Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>. (Sist lest
- 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.
- Verdal kommune. (2018). *Kommunestyret 29.10.2018*. Sist oppdatert 31. oktober 2018. Tilgjengelig fra: <https://www.verdal.kommune.no/Politikk/Kommunestyret-2015-2019/20181029/#09418> (Sist lest 27. mars 2019).
- Vårhus, L. M. (2016). *Restaureringssykses av sidebekker i Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisketthet av laksefisk*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. 67 s.
- Walberg, Ø. (1993). *Verdalsboka. Ras i Verdal: Verdal Bygdeboknemda*. 789 s.
- Zippin, C. (1958). The Removal Method of Population Estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82-90.

Vedlegg

Vedlegg 1: Om bekkene

Alle i bildene er tatt av forfatteren, hvis ikke annet er oppgitt. Kartene er utarbeidet i QGIS med bakgrunnskart fra Kartverket.no. Mer utfyllende informasjon om bekkene kan finnes i Vårhus (2016) og Hol (2018). Anadrom strekning er hentet fra Hol (2018).



Kart med oversikt over hvordan tiltak- og kontrollbekker i Verdalselva er plassert geografisk i forhold til hverandre, med tilhørende stasjoner. Grønn strek = tiltaksbekk, lys blå strek = kontrollbekker, mørk blå strek = Verdalselva, rød strek = stasjon.

1. Kvisla**Anadrom strekning: 5580 m.****Bilde**

Foto: Stian Stensland.

Om bekken

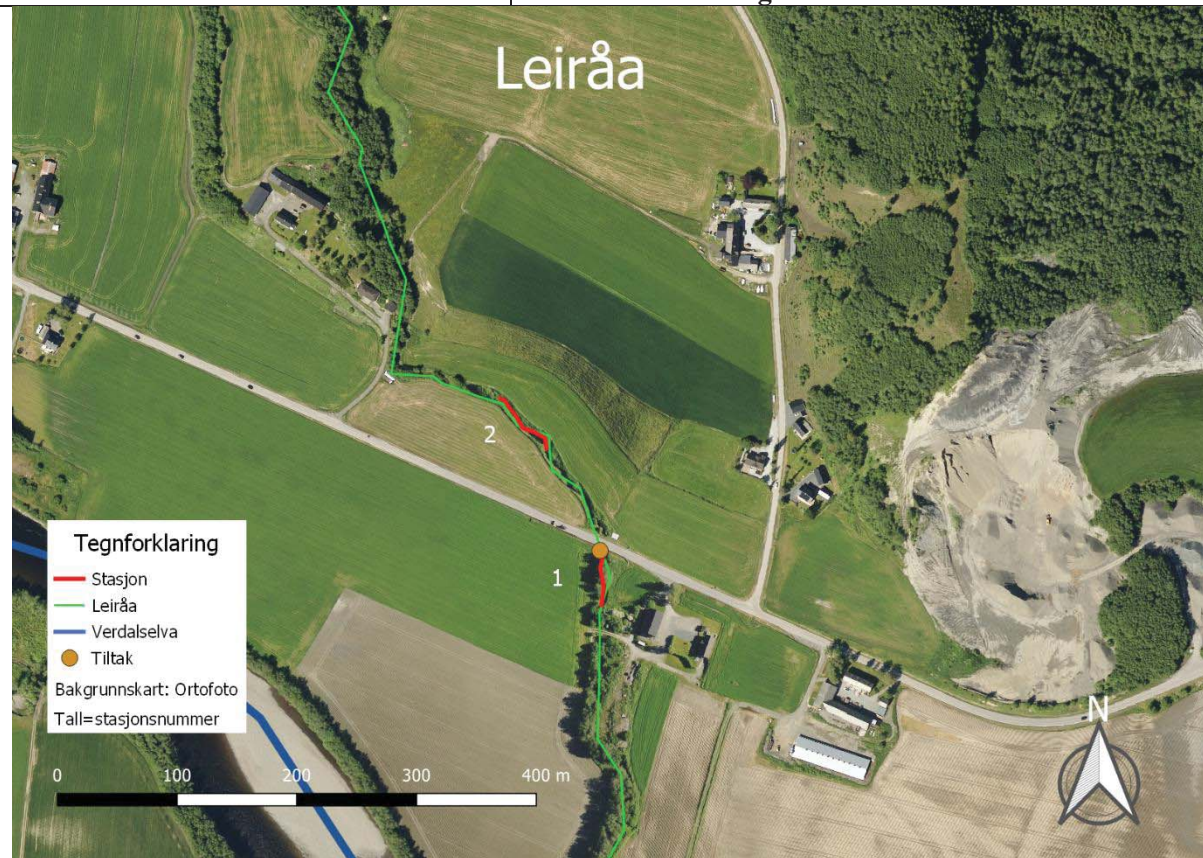
Bekken renner først gjennom Verdal sentrum, og det er denne delen som heter Kvisla. Der er bekken kanalisert, med begrenset kantvegetasjon og lav vannhastighet. En terskel på denne strekningen kan under lav vannføring fungere som vandringshinder. Tidligere kloakkutslipp har ført til at denne bekken er fisketom. Lenger opp blir bekken kalt Liabekken, Holtebekken, Minsåsbekken og Landstadbekken øverst. I 2018 ble kloakken sanert, men det ble ikke oppdaget laksefisk i bekken samme år. Kvisla er i dag tilsynelatende tom for laksefisk, men det ble fanget to stingsild bekken i Verdal sentrum under elfisket.

Tiltak

Kloakksanering i 2018 ved Verdal videregående skole.

2. Leiråa

Anadrom strekning: 2410 m.



Bilde



Om bekken

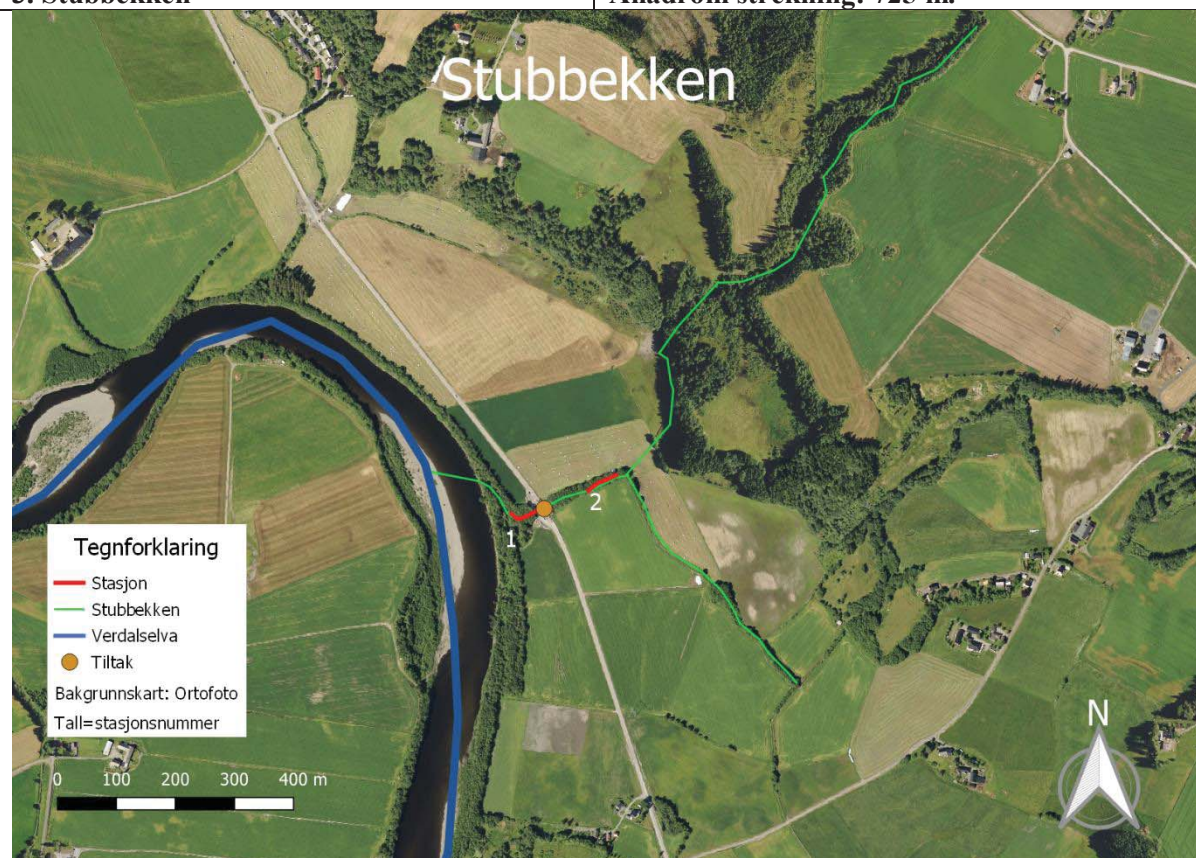
Kulvert under Vukuvegen er laget romslig med grus i bunnen, og det er å forvente at denne fungerer hele året, såfremt det er vann i bekken. Bekken har områder med godt bunnssubstrat, men det er også sandbunn flere steder i bekken. Nedenfor kulvert er det mye kantvegetasjon, med kulper og død ved. Overfor kulverten går bekken gjennom jordbrukslandskap og er preget av kanalisering med sakteflytende vann, finpartiklet bunnssubstrat og lite kantvegetasjon. Leiråa har tidligere blitt klassifisert som dårlig økologisk tilstand (Kristiansen & Rikstad, 2007).

Tiltak

Fisketrapp og kulvert byttet i 2017 under Vukuvegen.

3. Stubbekken

Anadrom strekning: 725 m.



Bilde



Tiltak

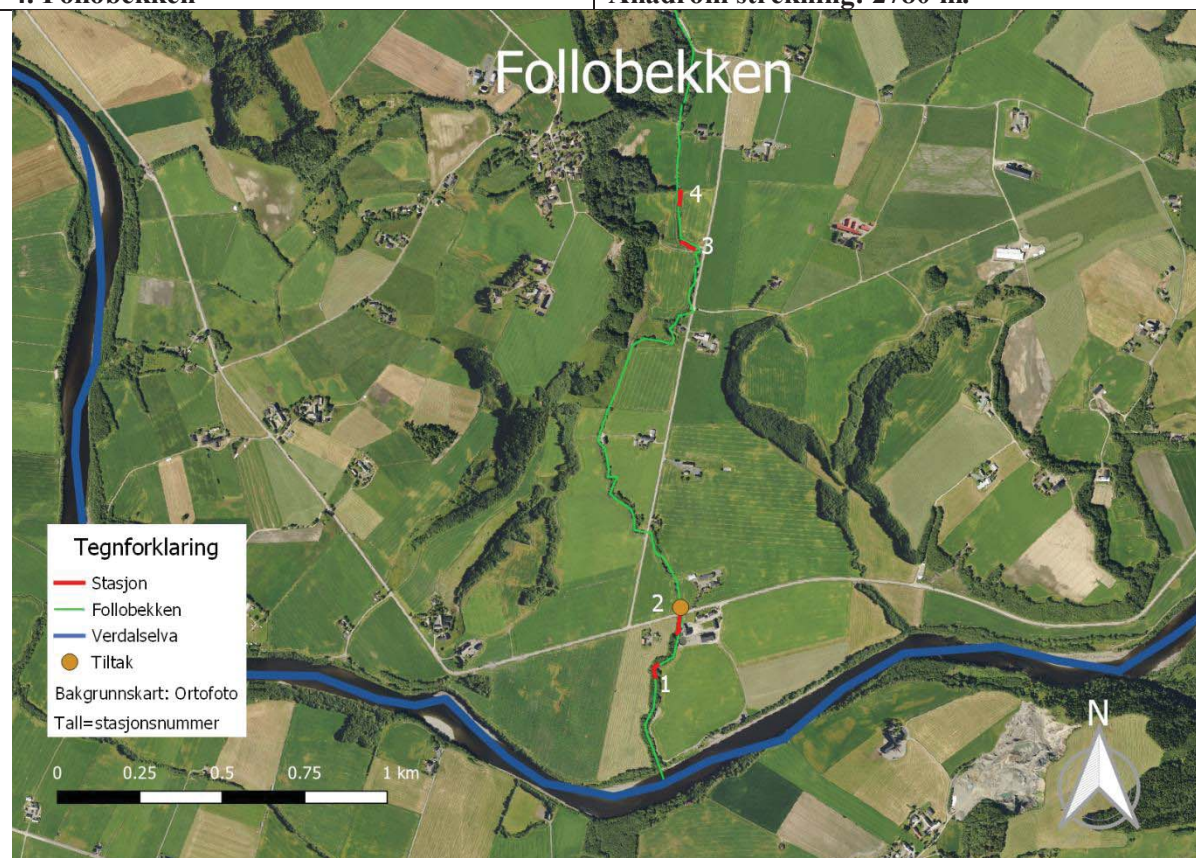
Om bekken

Kulvert under Vukuvegen ble skiftet i 2017, og har i dag innebygde terskler som fremmer fiskevandring. Kulverten kan være problematisk ved lav vannføring på grunn av høy avstand opp til kulverten. Det ble funnet yngel på nedersiden av kulverten i 2018, men ikke på oversiden. Dette kan indikere uteblitt gyting på andre siden av kulvert høsten 2017. Der er bekken preget av stilleflytende partier med lite gytehabitat grunnet mye silt og leire som tetter igjen grusen. Bekken var fisketom i 2006 (Kristiansen & Rikstad, 2007).

Kulvert under Vukuveien skiftet 2017.

4. Follobekken

Anadrom strekning: 2780 m.



Bilde



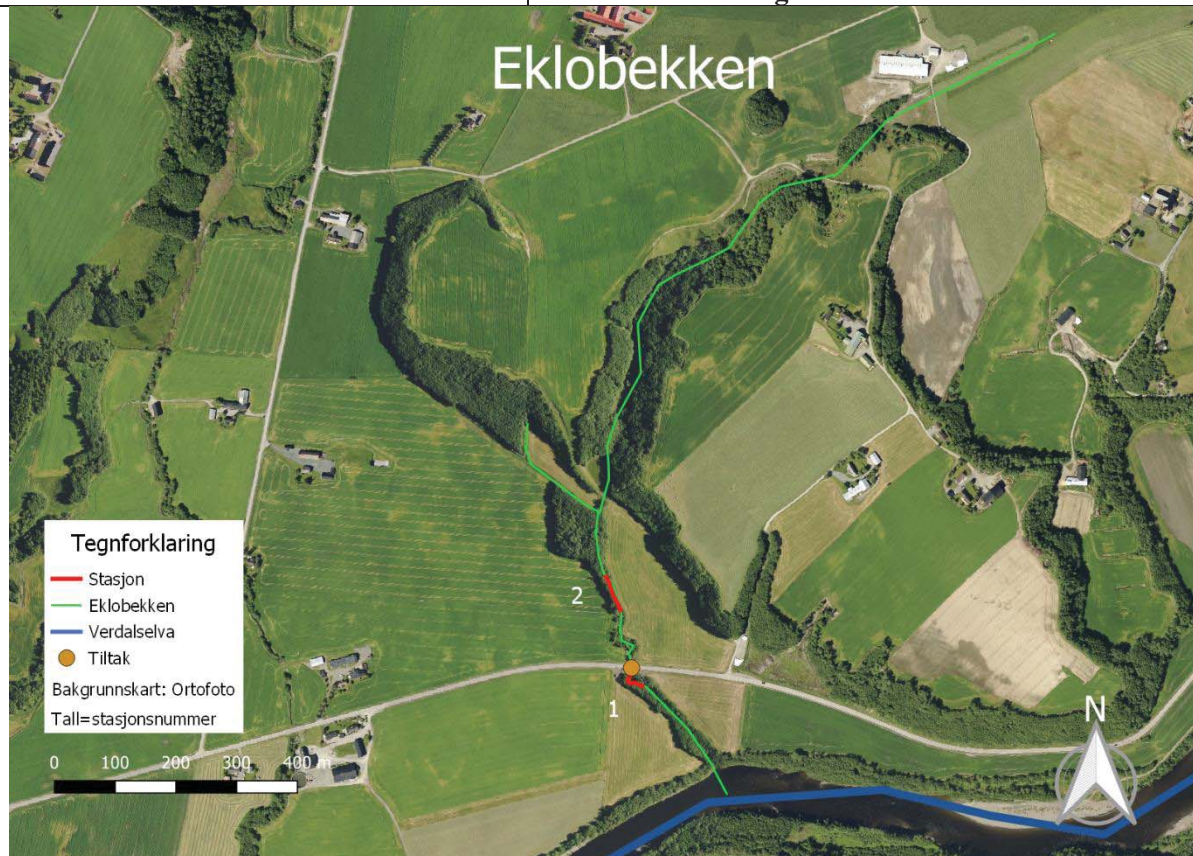
Foto: Ragnar Joakim Nese

Om bekken

I stasjon 1 har trær falt over bekken på grunn av erosjon, og lager gode skjulesteder for fisk. Mye søppel har blitt dumpet i nedre delen av bekken. Kulvert under Fylkesveg ble byttet i 2013/2014 (Haugland & Hjelle, 2015). I 2017 måtte tersklene under kulverten utbedres, som i dag ser ut til å fungere godt i perioder med normal vannføring. Det er gode kulper under hvert platå som gir gode muligheter for fisken å ta sats, men det kreves vedlikehold for å sikre at tersklene ikke raser ut. Stasjon 3 og 4 ligger et par km ovenfor Vukuvegen. Der renner bekken gjennom jordbrukslandskap og har gravd seg ned i terrenget. Det er godt bunnsubstrat for gyting, og kulper vel egnet som skjul for fisken, samt god kantvegetasjon.

Tiltak

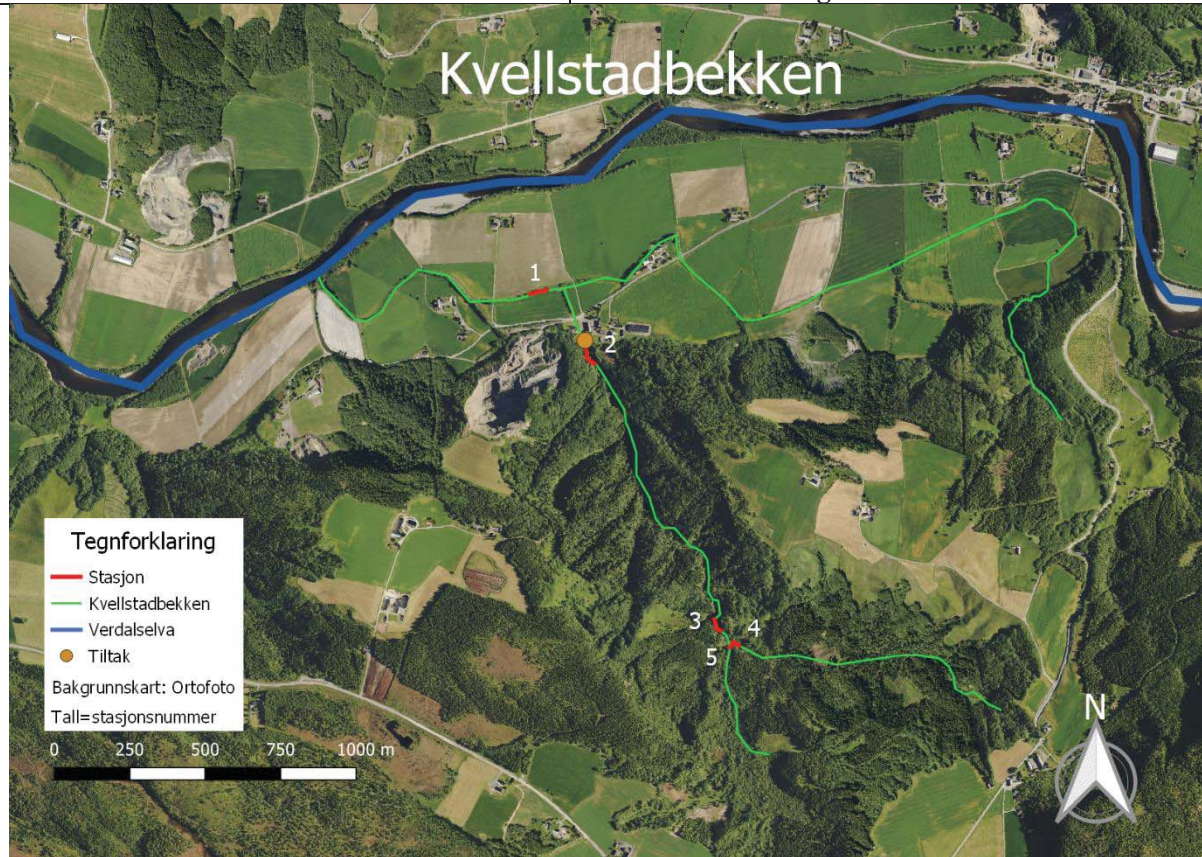
Trapp/terskler opp til kulvert under Vukuvegen utbedret i 2017.

5. Eklobekken**Anadrom strekning: 1180m****Bilde****Om bekken**

Dette er en bekk med godt egnet bunnsubstrat, vegetasjon og kulper. Ovenfor kulverten er bekken fisketom. Dette er mest sannsynlig grunnet vanskelig passasje i kulverten og tersklene som fører opp til denne. Det er anlagt to rør under fylkesvegen. Det ene røret er godt tilpasset vandring av fiske med terskler hele veien gjennom. Det andre røret har funksjon for å ta unna store mengder vann under flom. Begge rørene er vannførende, også ved lav vannstand. Dette gjør at bekkeløpet blir delt i to vannstrømmer. Dette kunne vært utbedret ved å heve røret beregnet for flom, slik at vannet bare renner i røret som er tilpasset fiskevandring til vanlig. Det er også vanskelig for fisken å komme seg opp til kulvert, da tersklene blir delvis tørrlagt i tørre perioder. Overfor kulvert går bekken gjennom jordbrukslandskap, og er preget av kanalisering.

Tiltak:

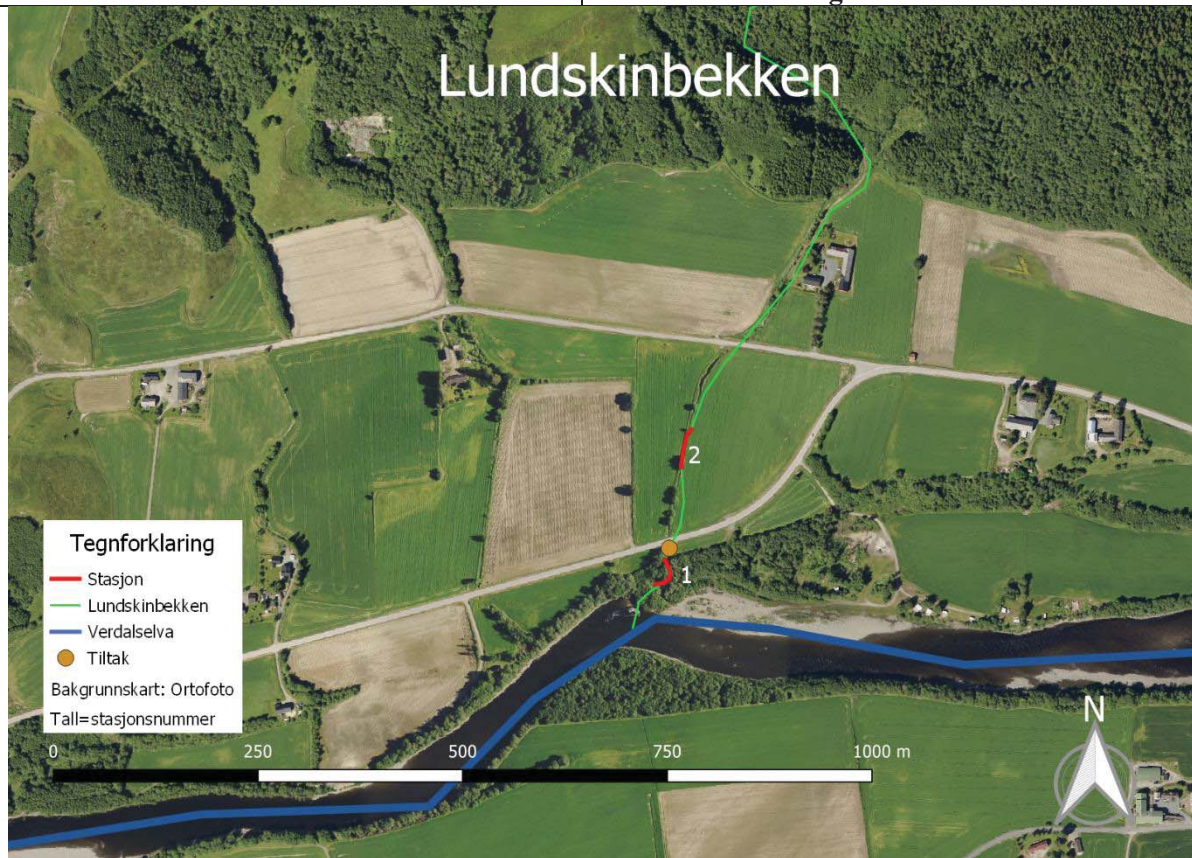
Tiltak: Ny kulvert under Vukuvegen.' I 2017.

6. Kvellstadbekken**Anadrom strekning: 2270m****Bilde****Om bekken**

Nedenfor Bollgardssletta renner bekken gjennom jordbrukslandskap preget av finsedimenter og manglene kantvegetasjon. Terskler opp til kulvert og kulverten ble skiftet i 2016 og ser i dag ut til å fungere godt. Kulvert under traktorvei som ble fjernet i 2016 (bildet) ser bra ut. Her renner bekken gjennom mye skog og har godt bunnssubstrat og kulper. Det mangler fortsatt etablert kantvegetasjon. Bekken ender i en kulvert under traktorvei i enden av stasjon 4. Før denne, går bekken gjennom et rør til i enden av stasjon 3, der har den delvis har funnet vei rundt. Dette gjør det mulig for større fisk å komme seg forbi hinderet. Det ble ikke funnet yngel ovenfor denne passasjen. Bekken er veldig produktiv til og med stasjon 3.

Tiltak

Kulvert under traktorvei fjernet i 2016.

7. Lundskinbekken**Anadrom strekning: 75m.****Bilde****Om bekken**

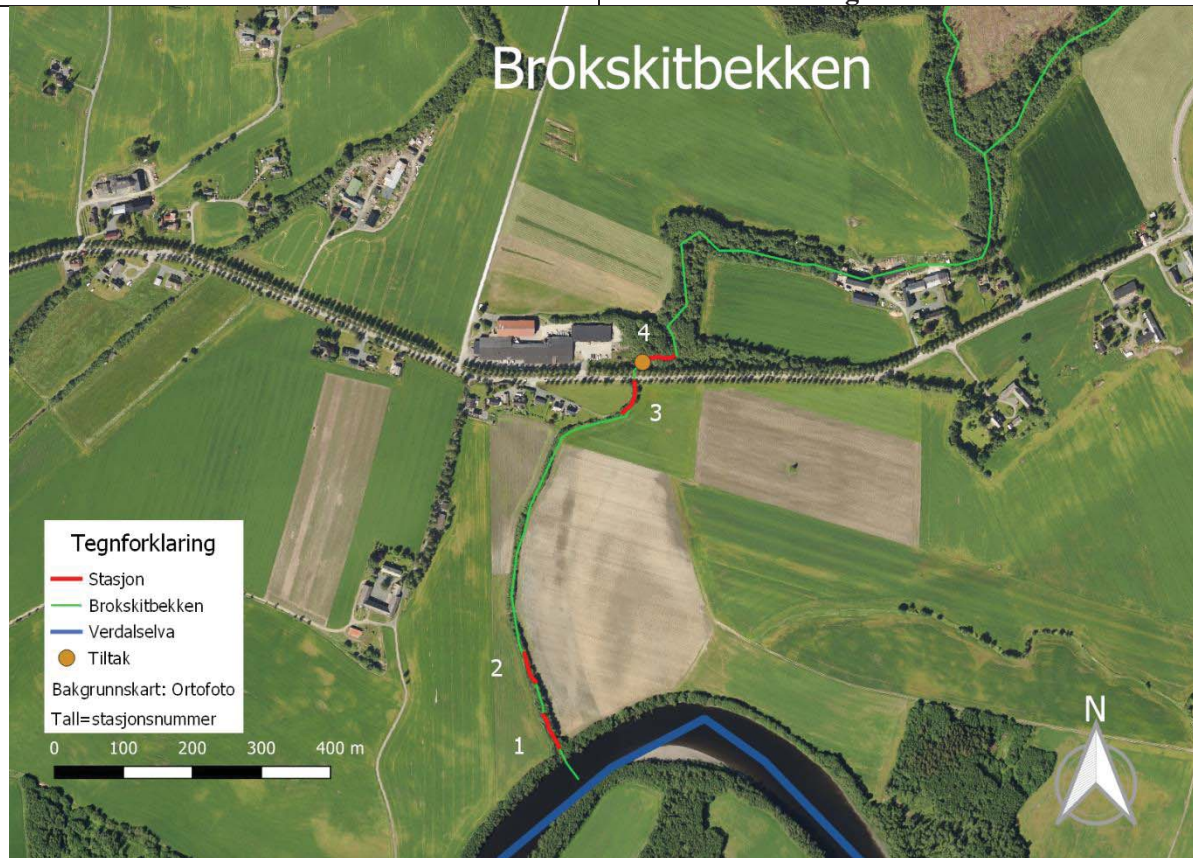
Det ble ikke fanget fisk oppstrøms kulverten. Tersklene som fører opp er for høye, og fisken klarer ikke å komme opp ved normal- eller lav vannføring. På andre siden av kuverten, i stasjon 2, går bekken gjennom jordbrukslandskap med mangelfull kantvegetasjon og mye fínsediment.

Tiltak

Tiltak: Kulvert under Vukuvegen skiftet 2017.

8. Brokskitbekken

Anadrom strekning: 1215m.



Bilde



Om bekken

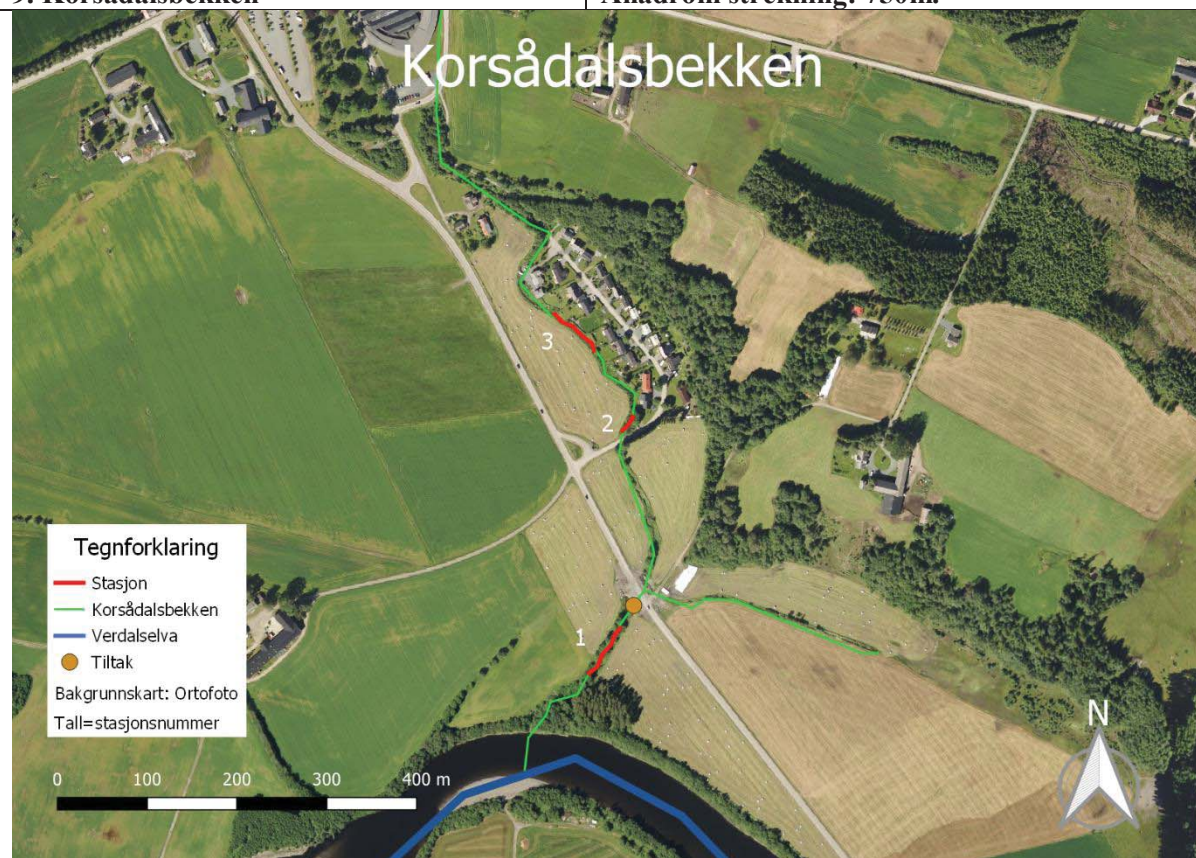
Det er godt habitat for laksefisk ved utløpet til Verdalselva i starten av stasjon 1. Lenger opp, gjennom stasjon 2, er det mye sand og grus, men med gode kulper som skjulested for fisk. Det var også i disse kulpene det ble fisket flest fisk under elfisket. Bekken går gjennom jordbruksareal opp til Vukuvegen, og har gravd seg ned i terrenget. Stasjon 3, nedenfor kulvert under Vukuvegen, har bedre habitat for fisk, med bedre bunnsubstrat og mer kantvegetasjon. Kulverten ser ut til å fungere greit ved normal vannflring. I stasjon 4 ble gytegrus raket høsten 2017, men det er mye finsedimenter i denne stasjonen som kan tette igjen grusen. Bekken ender i bekkelukking ca. 100 m ovenfor stasjon 4.

Tiltak

Utfordring: Raking av gytegrus høsten 2017.

9. Korsådalsbekken

Anadrom strekning: 750m.



Bilde

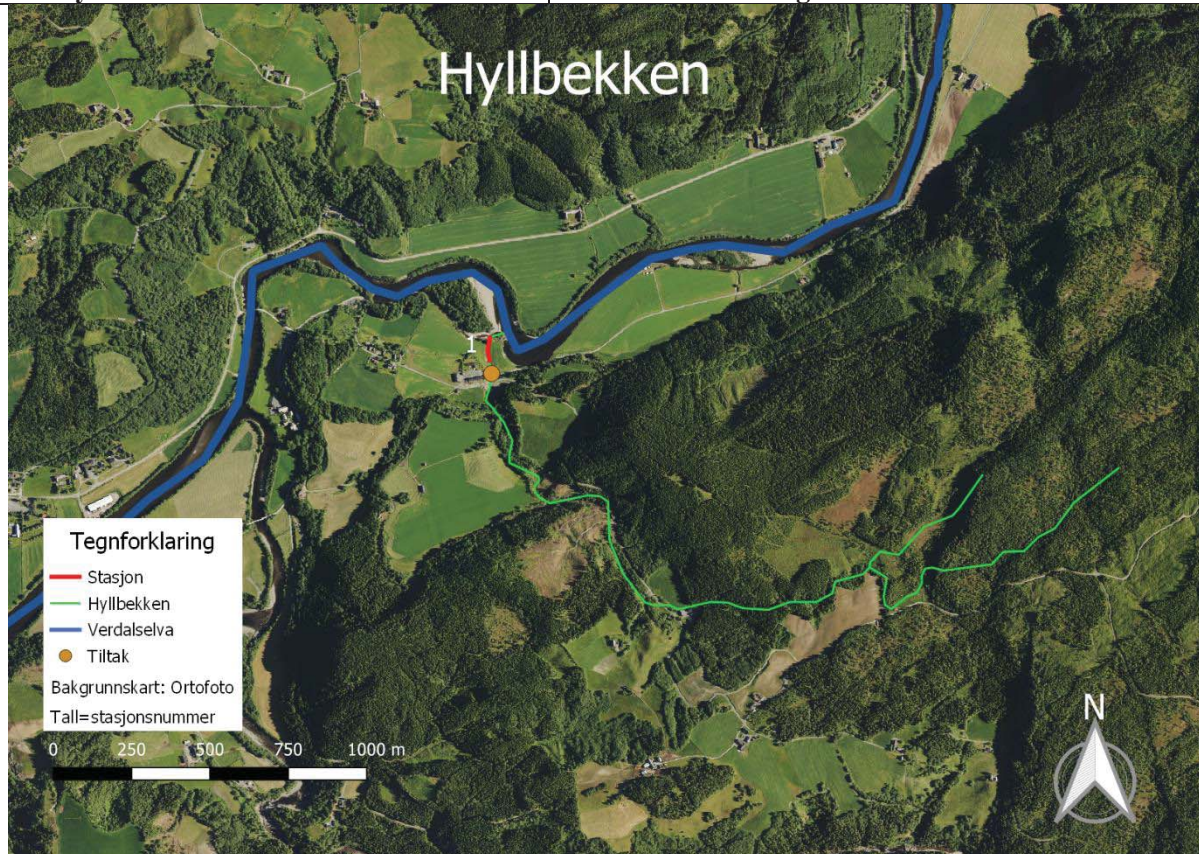


Om bekken

Ovenfor kulvert og frem til stasjon 2 går bekken gjennom jordbrukslandskap. Nedenfor kulverten har bekken gravd seg ned i landskapet. I- og nedenfor stasjon 1 er det partier som er velegnet for fisk, med skjulesteder, død ved og grus, men det er også områder med sakteflytende vann og sandbunn. Kulverten ser ut til å fungere bra, men skulle gjerne hatt en bedre satsgrop. Fra stasjon 2 og 3 renner bekken gjennom et nabolag, der den på den ene siden grenser til jordekanten, mens den grenser til hager på den andre siden. Ovenfor kulvert mangler det kantvegetasjon, før den ender i rør ved Stiklestad kulturhus.

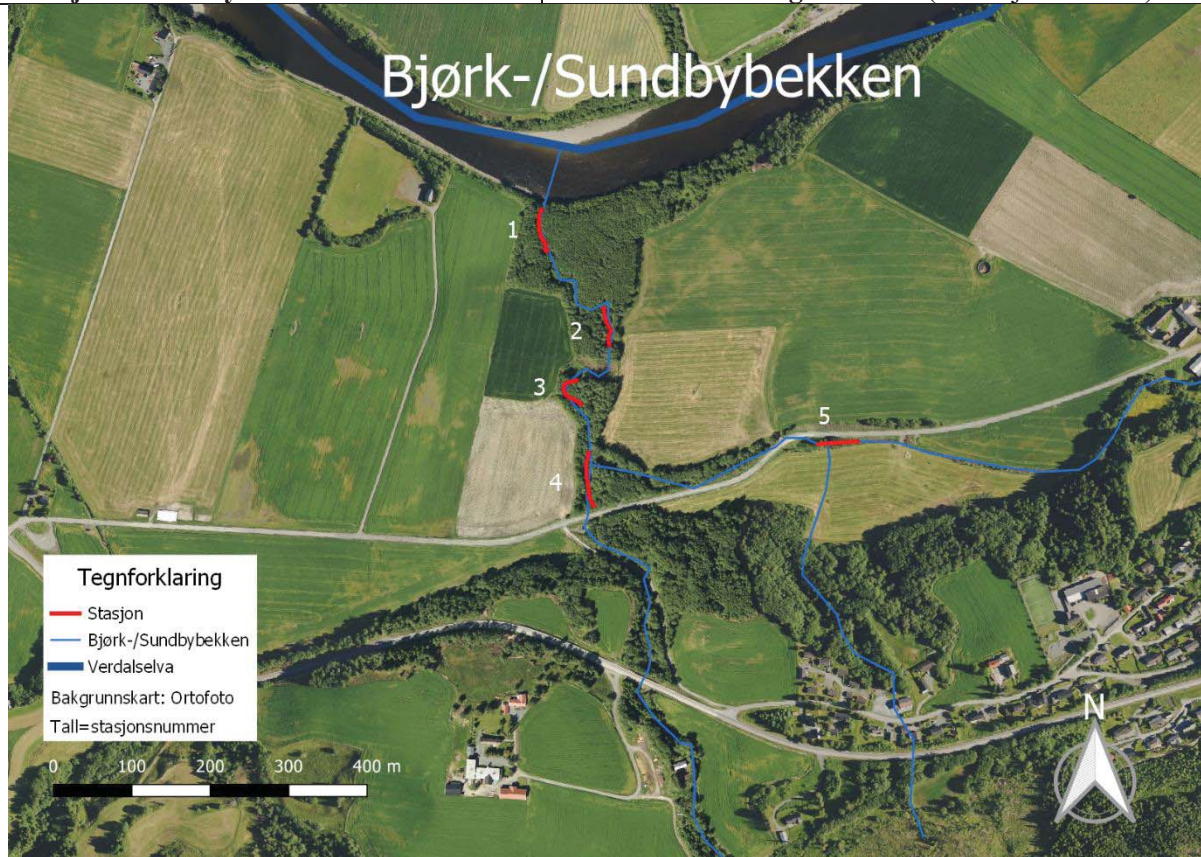
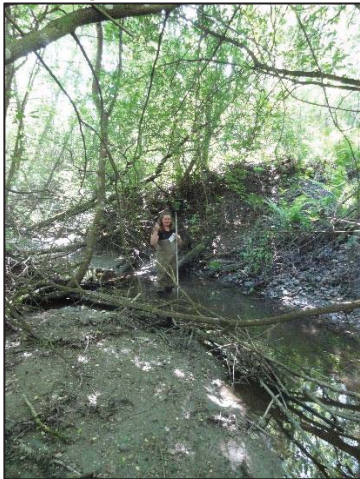
Tiltak

Ny kulvert under Vukuvegen 2017.

10. Hyllbekken**Anadrom strekning: 240m.****Bilde****Tiltak****Om bekken**

Fra der bekken møter Verdalselva, og opp til kulvert (tiltak på kartet) går bekken gjennom jordbrukslandskap. Substratet er godt og varert, men det mangler kantvegetasjon og har minimalt med død ved og kulper. Laksetrappen har gode kulper, men mangler satsgrop for å ta seg opp i selve trappen. Dette fører til at svært få fisk klarer å forsere kulverten. Ovenfor kulvert fortsetter bekken gjennom jordbrukslandskap, og ender i et naturlig vandringshinder like ovenfor kulverten.

Tiltak: Større kulvert og fisketrapp bygget i 2017

11. Bjørk-/Sundbybekken**Anadrom strekning: 1850 m. (Kun Bjørkbekken)****Bilde***Foto: Ragnar Joakim Nese***Om bekken**

Bekken går gjennom landbrukslandskap, men med et bredt belte med kantvegetasjon. Fra elva og oppover har bekken dannet en ravinedal, med mye veltede trær fra kantvegetasjonen i bekken. Dette er en dynamisk bekk som endrer seg mye gjennom året på grunn av ravinedalen som endrer morfologi etter nedbørsmengde. Bekken har store deler med godt habitat, inkludert kantvegetasjon, bunnsubstrat, kulper og skjul for fisk, men det er også mye finsediment. Bekken ender i et naturlig vandringshinder 100 m ovenfor kulvert forbi stasjon 4. Stasjon 1 til 4 ligger i Bjørkbekken, mens stasjon 5 ligger i delen som kalles Sundbybekken.

Kontrollbekk

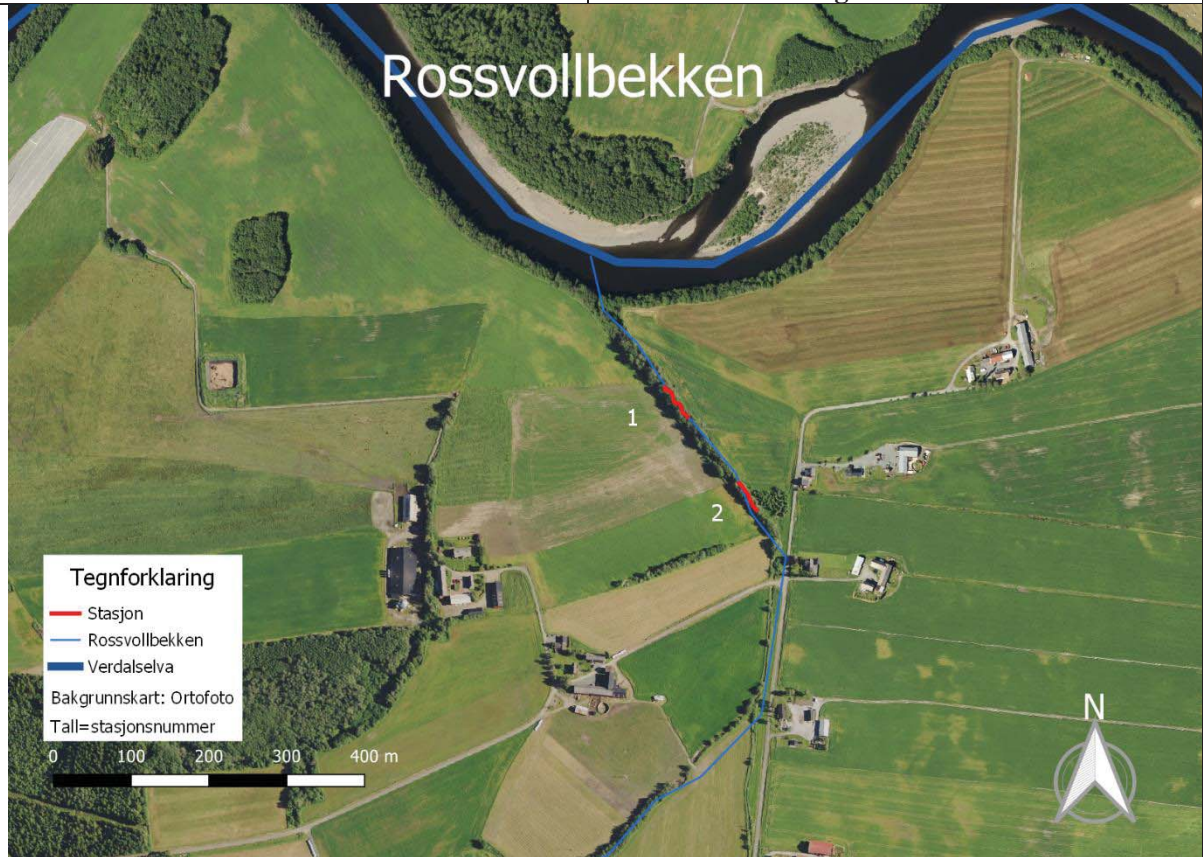
12. Rossvollbekken**Anadrom strekning: 2350 m.**

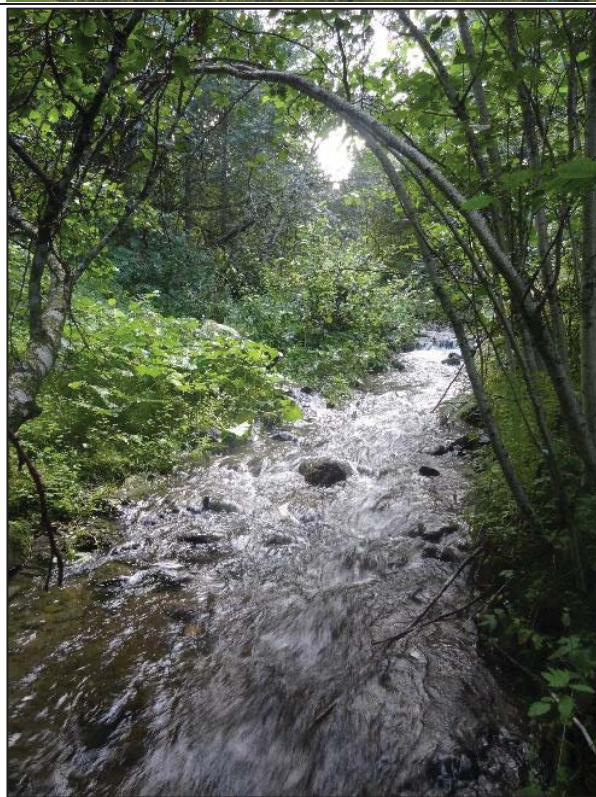
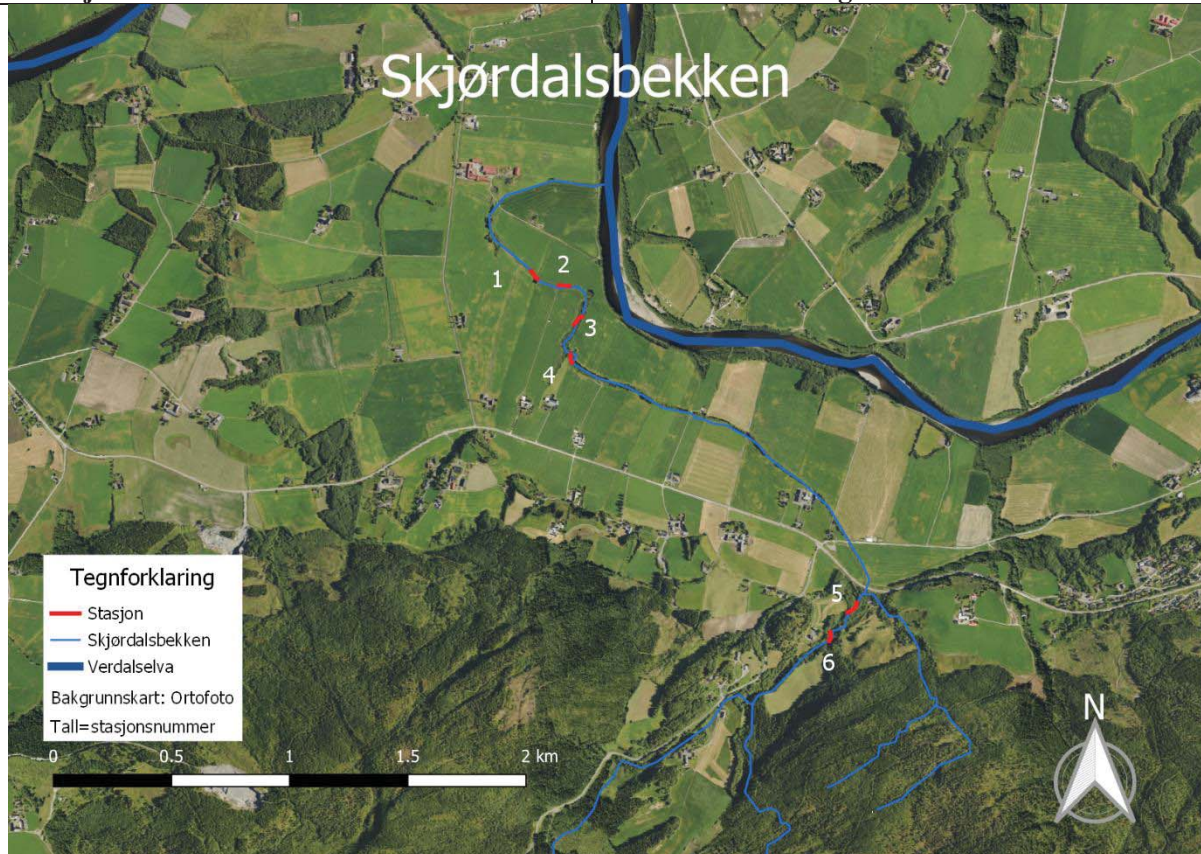
Foto: Ragnar Joakim Nese

Bekken renner gjennom en ravinedal. Ved utløpet er det mye nedfall fra kantvegetasjon som gir godt skjul for fisk. Bunnen er preget av leire, med lite substrat egnet for gyting.

Kontrollbekk

13. Skjördalsbekken

Anadrom strekning: 3870 m.



Første del av bekken renner gjennom jordbrukslandskap og er bærer preg av å være kanalisert. Det er finkornet bunnsstrat og minimalt med kantvegetasjon. Det er der stasjon 1 og 2 er plassert. Stasjon 3 og 4 renner gjennom en ravinedal, før bekken renner gjennom jordsbrukslandskap opp til stasjon 5 og 6. De to siste stasjonene renner gjennom godt egnet habitat, som øker gjennomsnittlig tetthet i bekkene.

Kontrollbekk

Vedlegg 2: GPS-koordinater

Oversikt over GPS-koordinater til de ulike stasjonene i sidebekkene til Verdalselva. Koordinatene er gitt i UTM32.

Bekk	Stasjon	Start		Slutt	
		x	y	x	y
Bjork-/Sundbybekken	1	628257	7073655	628264	7073604
	2	628339	7073526	628344	7073483
	3	628301	7073437	628305	7073409
	4	628320	7073345	628329	7073282
	5	628610	7073356	628659	7073360
Brokskitbekken	1	625113	7076052	625091	7076098
	2	625079	7076146	625063	7076187
	3	625206	7076536	625228	7076588
	4	625233	7076608	625280	7076616
Eklobekken	1	629086	7074358	629062	7074374
	2	629047	7074483	629023	7074537
Follobekken	1	628436	7074095	628443	7074130
	2	628502	7074227	628512	7074275
	3	628551	7075393	628517	7075412
	4	628501	7075530	628504	7075570
Hyllbekken	1	637004	7075291	637003	7075218
Korsådalsbekken	1	626455	7076048	626489	7076098
	2	626492	7076319	626504	7076333
	3	626460	7076407	626416	7076448
Kvellstadbekken	1	632714	7074276	632768	7074289
	2	632899	7074092	632928	7074046
	3	633325	7073198	633345	7073160
	4	633387	7073122	633406	7073111
	5	633387	7073123	633377	7073106
Kvisla	1	622554	7075985	622576	7076020
	2	623649	7076844	623680	7076870
	3	622917	7077847	622926	7077888
	4	623657	7076833	624160	7079210
Leiråa	1	631126	7074181	631145	7074219
	2	631173	7074518	631175	7074558
	3	631128	7074648	631090	7074690
Lundskinbekken	1	633178	7074928	633189	7074958
	2	633209	7075071	633221	7075116
Rossvollbekken	1	625916	7075459	625945	7075422
	2	626012	7075337	626027	7075298
Skjördalsbekken	1	626351	7074402	626376	7074370
	2	626468	7074343	626510	7074340
	3	626565	7074209	626532	7074176
	4	626514	7074048	626522	7074015
	5	627727	7073000	627697	7072955

	6	627617	7072875	627611	7072836
Stubbekken	1	626847	7075627	626891	7075633
	2	626977	7075666	627024	7075692

Vedlegg 3: Habitatkarakteriseringer

Oversikt over habitatkarakteriseringer for alle stasjoner til studiebekkene. Korsåalsbekken stasjon 1 er fra Hol (2018). Kvisla stasjon 1 og 2 er fra Vårhus (2016). Resterende stasjon er habitatkarakterisert i 2018. St. = stasjon, Tr. = tverrransekt, Vv=Vannhastighet. [m/s]. Gj.sn. dybde tr. = gjennomsnittdybde i tverrransekt. Habitatkarakteriseringene er inkludert i oppgaven for å gjøre dataene tilgjengelige for studenter og andre interesserte senere i prosjektet.

					Dybde [cm] ved...								Substat [%]										
Bekk	St.	Tr.	Bredde [m]	Lengde [m]	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Vv [m/s]	Alger [%]	Mose [%]	skygge vann [%]	skygge bredde [%]	0-2 mm	2-20 mm	20-100 mm	100-250 mm	>250 mm	Gj. sn. Sub. [mm]	Gj.sn. dybde tr. [m]	Død ved	Kulper
Korsåalsbekken*	1	1	2,3	65	5	10	15	10	5	0,15	0	0	100	92	45	35	10	0	0	10,3	0,09	26	4
Korsåalsbekken*	1	2	1,3	65	10	15	10	5	5	0,5	16	0	95	92	0	10	10	40	40	327,1	0,09	26	4
Korsåalsbekken*	1	3	1,8	65	15	20	25	20	15	0,4	0	0	85	92	60	0	0	0	40	250,6	0,19	26	4
Korsåalsbekken*	1	4	1,9	65	5	10	10	15	10	0,4	0	0	100	92	15	10	15	30	30	250,3	0,1	26	4
Korsåalsbekken*	1	5	2,3	65	20	25	20	15	10	0,15	0	0	100	92	100	0	0	0	0	1	0,18	26	4
Korsåalsbekken	2	1	1,5	20	3	2	7	3	4	0,15	50	0	90	83	0	0	40	40	20	219	0,038	1	1
Korsåalsbekken	2	2	1,1	20	3	9	10	8	5	0,1	16	0	100	92	5	0	30	35	30	266,8	0,07	1	1
Korsåalsbekken	2	3	1,6	20	7	10	7	8	2	0,33	16	0	100	92	0	0	30	10	60	410,5	0,068	1	1
Korsåalsbekken	2	4	2	20	10	10	20	15	10	0,05	0	0	100	92	90	10	0	0	0	2	0,13	1	1
Korsåalsbekken	2	5	2,2	20	15	25	20	20	10	0,05	0	0	90	92	100	0	0	0	0	1	0,18	1	1
Korsåalsbekken	3	1	0,9	82	5	5	7	2	5	0,3	16	0	35	33	0	5	80	10	5	97,3	0,048	0	1
Korsåalsbekken	3	2	1,3	82	5	10	10	25	5	0,1	0	0	50	33	50	0	35	0	15	115,3	0,11	0	1
Korsåalsbekken	3	3	1	82	5	10	5	5	5	0,2	16	0	0	12	10	0	10	10	70	461,1	0,06	0	1
Korsåalsbekken	3	4	1,3	82	5	8	10	10	5	0,3	16	0	0	0	30	5	55	10	0	51,4	0,076	0	1
Korsåalsbekken	3	5	4,3	82	8	8	12	15	10	0,07	50	0	0	12	5	30	50	5	10	104,6	0,106	0	1
Follobekken	1	1	2,4	47,6	3	3	2	5	5	0,4	16	0	90	92	10	30	50	0	10	95,9	0,036	29	3
Follobekken	1	2	2,8	47,6	10	15	15	5	1	0,3	0	0	90	63	50	10	20	10	10	93,6	0,092	29	3
Follobekken	1	3	3,1	47,6	5	2	0	3	5	0,8	0	0	90	92	30	10	55	5	0	43,2	0,03	29	3

*Habitatdata er hentet fra Hol (2018).

Follobekken	1	4	2,6	47,6	15	20	20	20	10	0,15	0	0	90	92	100	0	0	0	0	1	0,17	29	3	
Follobekken	1	5	1,4	47,6	2	10	15	10	5	0,25	0	0	75	83	80	10	10	0	0	7,9	0,084	29	3	
Follobekken	2	1	2,6	50	3	5	10	5	5	0,5	50	0	0	0	0	0	10	50	10	30	236,1	0,056	1	1
Follobekken	2	2	2	50	5	5	15	10	5	0,5	50	0	0	12	10	10	20	10	50	343,2	0,08	1	1	
Follobekken	2	3	2	50	10	5	10	10	5	0,5	50	0	20	12	10	10	40	30	10	140,2	0,08	1	1	
Follobekken	2	4	2,6	50	5	5	10	10	3	0,3	50	0	30	12	10	10	40	30	10	140,2	0,066	1	1	
Follobekken	2	5	2,7	50	30	55	40	20	10	0,3	16	0	0	0	0	10	30	30	30	259,1	0,31	1	1	
Follobekken	3	1	1,7	37,8	10	10	10	10	10	0,5	16	0	50	63	10	60	25	5	0	30,5	0,1	14	1	
Follobekken	3	2	1,5	37,8	10	10	10	7	5	0,6	0	0	100	92	5	35	60	0	0	39,9	0,084	14	1	
Follobekken	3	3	2,5	37,8	5	5	5	10	10	0,5	0	0	100	92	15	70	15	0	0	16,9	0,07	14	1	
Follobekken	3	4	2,7	37,8	10	20	30	20	10	0,25	0	0	75	83	30	30	20	20	0	50,6	0,18	14	1	
Follobekken	3	5	2,4	37,8	5	3	5	15	8	0,5	0	16	100	92	20	40	40	0	0	28,6	0,072	14	1	
Follobekken	4	1	3,2	43	2	1	5	3	7	0,5	16	0	40	83	5	40	50	5	0	43,2	0,036	19	3	
Follobekken	4	2	2,8	43	5	7	10	10	5	0,25	0	16	95	63	10	50	40	0	0	29,6	0,074	19	3	
Follobekken	4	3	2,2	43	5	0	25	20	15	0,25	0	0	90	63	90	10	0	0	0	2	0,13	19	3	
Follobekken	4	4	2,2	43	5	3	15	25	20	0,15	16	0	90	63	20	20	40	0	20	151,4	0,136	19	3	
Follobekken	4	5	3,4	43	8	5	5	10	5	0,15	16	16	75	63	5	20	25	40	10	149,8	0,066	19	3	
Brokskitbekken	1	1	1,4	58	5	15	15	15	5	0,25	16	0	95	92	10	0	10	20	60	416,1	0,11	8	4	
Brokskitbekken	1	2	1,6	58	2	2	5	5	2	0,5	16	0	100	92	5	40	50	5	0	43,2	0,032	8	4	
Brokskitbekken	1	3	1,5	58	15	15	15	10	5	0,1	0	0	75	83	25	10	35	30	0	74,9	0,12	8	4	
Brokskitbekken	1	4	2,1	58	10	15	10	20	15	0,07	0	0	100	92	85	10	5	0	0	4,95	0,14	8	4	
Brokskitbekken	1	5	1,8	58	1	1	3	1	3	0,5	16	0	95	92	5	50	40	5	0	38,3	0,018	8	4	
Brokskitbekken	2	1	1,1	47,1	5	10	15	10	10	0,1	0	0	100	92	30	40	20	0	10	79,2	0,1	4	2	
Brokskitbekken	2	2	1,1	47,1	2	2	5	5	2	0,3	0	0	95	92	10	30	30	25	5	96,4	0,032	4	2	
Brokskitbekken	2	3	1,8	47,1	15	20	20	5	5	0,1	0	0	95	92	90	0	10	0	0	6,9	0,13	4	2	
Brokskitbekken	2	4	1	47,1	3	5	5	5	2	0,25	0	0	100	92	90	5	5	0	0	4,45	0,04	4	2	
Brokskitbekken	2	5	1,7	47,1	15	20	20	30	15	0,2	0	0	80	83	95	5	5	0	0	1,5	0,2	4	2	
Brokskitbekken	3	1	1,3	50	5	5	2	7	2	0,2	0	0	100	92	45	40	10	5	0	19,6	0,042	3	4	
Brokskitbekken	3	2	2,7	50	2	2	2	2	5	0,4	16	0	100	83	5	5	20	40	30	270,1	0,026	3	4	
Brokskitbekken	3	3	1,4	50	5	10	10	5	5	0,25	0	0	95	83	70	0	0	10	20	143,2	0,07	3	4	

Brokskitbekken	3	4	2,3	50	1	0	3	5	2	0,3	0	0	0	100	92	30	10	20	30	10	128,4	0,022	3	4
Brokskitbekken	3	5	2,54	50	1	5	10	10	10	0,2	0	0	0	10	63	35	5	5	20	5	73,45	0,072	3	4
Brokskitbekken	4	1	2,1	50	1	5	10	5	2	0,25	0	0	0	95	92	50	40	10	0	0	10,9	0,046	10	7
Brokskitbekken	4	2	1,6	50	5	3	15	3	5	0,25	0	0	0	85	63	70	20	10	0	0	8,9	0,062	10	7
Brokskitbekken	4	3	2,4	50	5	0	0	1	5	0,5	16	0	0	85	83	30	20	50	0	0	32,5	0,022	10	7
Brokskitbekken	4	4	3,1	50	10	2	2	25	10	0,05	0	0	0	75	63	50	20	5	0	25	161,6	0,098	10	7
Brokskitbekken	4	5	1,8	50	10	20	20	15	10	0,12	0	0	0	95	92	50	20	0	0	30	190,2	0,15	10	7
Rossvollbekken	1	1	1,65	54	5	5	5	1	1	0,3	0	0	0	100	92	20	20	30	30	0	72,9	0,034	12	6
Rossvollbekken	1	2	1,3	54	1	2	5	5	1	0,3	0	0	0	100	92	10	10	40	40	0	95,2	0,028	12	6
Rossvollbekken	1	3	1,7	54	5	5	5	5	10	0,2	0	0	0	100	92	95	5	0	0	0	1,5	0,06	12	6
Rossvollbekken	1	4	1,3	54	7	2	0	10	5	0,3	0	0	0	100	92	10	20	20	30	20	191,8	0,048	12	6
Rossvollbekken	1	5	1,4	54	30	25	20	15	5	0,05	0	0	0	100	92	50	45	0	5	0	14,2	0,19	12	6
Rossvollbekken	2	1	2,1	32,7	1	1	5	2	3	0,3	0	0	0	95	92	15	10	40	30	5	109	0,024	4	3
Rossvollbekken	2	2	1,5	32,7	5	5	3	8	10	0,16	0	0	0	100	92	5	5	35	50	5	140,4	0,062	4	3
Rossvollbekken	2	3	1,7	32,7	10	10	10	20	10	0,1	0	0	0	85	83	5	5	10	20	60	416,6	0,12	4	3
Rossvollbekken	2	4	1,65	32,7	30	40	40	35	20	0,01	0	0	0	95	92	70	0	0	20	10	98,2	0,33	4	3
Rossvollbekken	2	5	2,2	32,7	20	20	30	20	15	0,01	0	0	0	100	92	90	0	5	5	0	12,65	0,21	4	3
Skjødalsbekken	1	1	2,4	41	18	21	22	24	13	0,8	0	0	0	40	0	30	30	40	0	0	27,6	0,196	0	0
Skjødalsbekken	1	2	2,9	41	15	11	13	10	8	0,5	0	0	0	80	0	15	40	45	0	0	31,6	0,114	0	0
Skjødalsbekken	1	3	2,6	41	18	25	20	12	12	0,5	0	0	0	100	0	40	30	30	0	0	21,7	0,174	0	0
Skjødalsbekken	1	4	1,9	41	13	20	22	30	13	0,6	0	0	0	0	0	20	40	40	0	0	28,6	0,196	0	0
Skjødalsbekken	1	5	1,5	41	32	33	32	30	21	0,35	0	0	0	0	33	40	20	40	0	0	26,6	0,296	0	0
Skjødalsbekken	2	1	2,1	40	11	15	21	13	9	0,5	16	0	0	0	0	10	10	20	10	50	343,2	0,138	3	1
Skjødalsbekken	2	2	2,2	40	17	14	20	27	8	0,5	16	0	0	0	0	20	30	50	0	0	33,5	0,172	3	1
Skjødalsbekken	2	3	2,9	40	15	30	29	34	25	0,35	16	0	0	0	0	60	20	20	0	0	14,8	0,266	3	1
Skjødalsbekken	2	4	2,2	40	22	25	21	21	20	0,7	0	0	0	0	0	30	20	50	0	0	32,5	0,218	3	1
Skjødalsbekken	2	5	2	40	30	28	29	18	5	0,25	0	0	0	60	62	60	10	30	0	0	19,7	0,22	3	1
Skjødalsbekken	3	1	1,9	60	5	10	10	7	5	0,2	0	0	0	100	92	50	50	0	0	0	6	0,074	17	9
Skjødalsbekken	3	2	2,2	60	5	5	7	10	10	0,3	0	0	0	100	92	50	50	0	0	0	6	0,074	17	9
Skjødalsbekken	3	3	2,7	60	5	5	7	15	10	0,1	0	0	0	100	92	10	10	80	0	0	49,2	0,084	17	9

Skjældalsbekken	3	4	1,25	60	2	5	5	4	3	0,25	0	0	100	92	10	20	70	0	0	44,3	0,038	17	9
Skjældalsbekken	3	5	4	60	10	25	30	15	10	0,4	0	0	100	92	40	30	20	10	0	33,2	0,18	17	9
Skjældalsbekken	4	1	1,8	50	15	20	20	15	5	0,2	0	0	50	33	30	30	10	0	30	197,1	0,15	15	4
Skjældalsbekken	4	2	3	50	3	4	5	4	3	0,3	0	0	100	83	10	10	80	0	0	49,2	0,038	15	4
Skjældalsbekken	4	3	1,5	50	10	10	15	10	5	0,3	0	0	90	83	10	10	40	40	0	95,2	0,1	15	4
Skjældalsbekken	4	4	2,4	50	5	5	10	15	5	0,3	0	0	100	83	10	10	80	0	0	49,2	0,08	15	4
Skjældalsbekken	4	5	2,1	50	10	15	20	15	10	0,1	0	0	90	83	20	30	30	20	0	56,5	0,14	15	4
Skjældalsbekken	5	1	1,6	50	3	5	7	5	4	0,4	16	0	90	83	0	10	70	20	0	78,1	0,048	9	4
Skjældalsbekken	5	2	2,5	50	8	3	7	3	2	0,4	16	0	95	92	10	10	80	10	0	66,7	0,046	9	4
Skjældalsbekken	5	3	1,4	50	15	20	15	5	2	0,2	16	0	100	92	20	10	50	20	0	66,3	0,114	9	4
Skjældalsbekken	5	4	1,7	50	5	15	20	15	10	0,1	16	0	100	92	30	10	50	10	0	48,9	0,13	9	4
Skjældalsbekken	5	5	1,3	50	5	15	30	20	10	0,2	0	0	90	92	20	10	10	10	0	24,8	0,16	9	4
Skjældalsbekken	6	1	1,2	57	10	15	15	10	5	0,3	16	0	100	92	0	10	20	60	10	180,6	0,11	12	2
Skjældalsbekken	6	2	1,2	57	15	15	15	10	5	0,15	0	0	70	92	15	15	20	20	30	236,3	0,12	12	2
Skjældalsbekken	6	3	1,6	57	5	10	0	10	5	0,3	0	0	0	0	15	15	30	30	10	134,8	0,06	12	2
Skjældalsbekken	6	4	3,5	57	10	15	15	10	10	0,3	0	0	75	63	10	10	25	25	30	247,5	0,12	12	2
Skjældalsbekken	6	5	2,6	57	5	7	15	10	5	0,3	16	0	85	92	10	10	20	30	30	253,2	0,084	12	2
Bjørk- /Sundbybekken	1	1	0,9	53,5	10	15	15	15	1	0,25	0	0	100	92	0	5	0	45	50	391,8	0,112	12	5
Bjørk- /Sundbybekken	1	2	1,9	53,5	5	5	5	5	2	0,12	16	0	100	92	5	5	50	40	0	100,6	0,044	12	5
Bjørk- /Sundbybekken	1	3	4,35	53,5	10	2	0	0	10	0,25	16	0	95	92	30	25	30	10	5	69,8	0,044	12	5
Bjørk- /Sundbybekken	1	4	0,9	53,5	5	5	5	3	1	0,33	0	0	95	92	0	50	20	20	0	52,5	0,038	12	5
Bjørk- /Sundbybekken	1	5	2,5	53,5	10	20	30	30	15	0,01	0	0	100	92	10	80	5	5	0	20,65	0,21	12	5
Bjørk- /Sundbybekken	2	1	1,4	61	5	10	15	15	10	0,1	16	0	100	92	10	30	60	0	0	39,4	0,11	28	10
Bjørk- /Sundbybekken	2	2	2,3	61	25	25	30	12	5	0,01	0	0	100	92	50	10	40	0	0	25,6	0,194	28	10
Bjørk- /Sundbybekken	2	3	2,5	61	5	1	2	1	3	0,25	16	0	75	63	10	60	30	0	0	24,7	0,024	28	10
Bjørk- /Sundbybekken	2	4	2,05	61	2	15	25	12	2	0,01	16	0	75	83	10	20	45	5	0	38,05	0,112	28	10

Bjørk- /Sundbybekken	2	5	1,35	61	2	5	5	5	1	0,3	16	0	95	92	5	35	40	20	0	62,9	0,036	28	10
Bjørk- /Sundbybekken	3	1	1	49,1	18	18	15	10	5	0,3	0	0	75	83	5	45	40	10	0	46,5	0,132	15	6
Bjørk- /Sundbybekken	3	2	1,6	49,1	10	8	5	5	1	0,25	0	0	95	92	0	35	60	5	0	48,6	0,058	15	6
Bjørk- /Sundbybekken	3	3	1,55	49,1	1	2	5	8	5	0,2	0	0	100	92	35	15	45	5	0	37,75	0,042	15	6
Bjørk- /Sundbybekken	3	4	3,05	49,1	2	2	5	10	2	0,15	0	0	95	83	20	60	15	5	0	24,55	0,042	15	6
Bjørk- /Sundbybekken	3	5	3,9	49,1	2	0	0	5	5	0,25	0	0	100	92	15	45	40	0	0	29,1	0,024	15	6
Bjørk- /Sundbybekken	4	1	2,9	63	8	2	1	1	2	0,25	0	0	100	92	5	25	60	10	0	56,3	0,028	13	4
Bjørk- /Sundbybekken	4	2	1,3	63	1	3	5	5	2	0,12	0	0	100	92	10	30	50	10	0	50,9	0,032	13	4
Bjørk- /Sundbybekken	4	3	1,55	63	3	2	5	5	1	0,15	0	0	75	33	20	15	55	10	0	52,6	0,032	13	4
Bjørk- /Sundbybekken	4	4	2,75	63	2	1	3	5	3	0,1	0	0	20	83	5	40	35	10	0	43,0	0,028	13	4
Bjørk- /Sundbybekken	4	5	1,45	63	5	8	8	5	5	0,25	0	0	75	83	5	35	55	5	0	45,7	0,062	13	4
Bjørk- /Sundbybekken	1	1	2,3	53	4	5	6	7	10	0,6	0	0	100	92	0	20	50	30	0	84,7	0,064	2	1
Bjørk- /Sundbybekken	1	2	2,2	53	1	5	4	12	15	0,35	0	0	100	92	0	95	5	0	0	13,5	0,074	2	1
Bjørk- /Sundbybekken	1	3	1,25	53	1	13	18	21	2	0,55	0	0	85	83	5	70	10	5	10	85	0,11	2	1
Bjørk- /Sundbybekken	1	4	1,85	53	8	5	9	6	5	0,7	0	0	95	83	5	30	40	25	0	71,1	0,066	2	1
Bjørk- /Sundbybekken	1	5	1,95	53	1	2	5	9	10	0,5	0	0	100	83	5	80	15	0	0	17,9	0,054	2	1
Leiråa	1	1	3,05	50	2	10	18	15	5	0,6	16	0	100	83	0	10	40	30	10	140,1	0,1	7	4
Leiråa	1	2	7,95	50	12	15	2	2	4	0,4	16	0	90	83	0	10	30	40	10	151,6	0,07	7	4
Leiråa	1	3	4	50	10	12	13	13	6	0,3	16	0	80	83	0	10	25	50	15	197,35	0,108	7	4
Leiråa	1	4	4,85	50	5	25	15	15	10	0,3	16	0	100	83	5	5	25	50	20	228,1	0,14	7	4
Leiråa	1	5	4,1	50	6	19	12	12	5	0,5	16	0	100	83	0	5	15	50	30	284,6	0,108	7	4
Leiråa	2	1	1,8	49	34	35	39	47	42	0,45	0	0	95	92	34	35	39	47	42	372,3	0,394	7	5

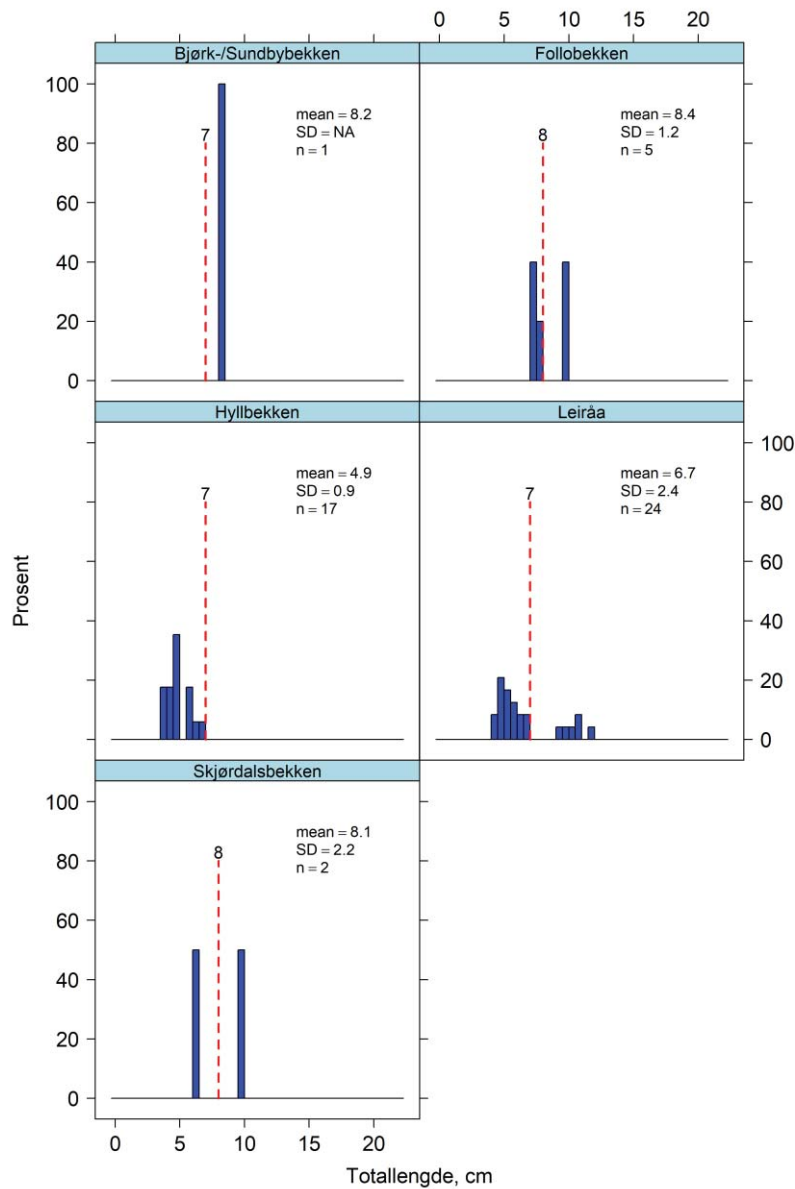
Leiråa	2	2	2,5	49	16	15	31	19	21	0,3	0	0	0	50	33	16	15	31	19	21	184,9	0,204	7	5
Leiråa	2	3	3,8	49	3	5	12	12	6	0,55	0	0	0	100	92	3	5	12	12	6	66,3	0,076	7	5
Leiråa	2	4	3,8	49	40	35	58	44	35	0,15	0	0	0	100	92	40	35	58	44	35	334,8	0,424	7	5
Leiråa	2	5	2,9	49	6	10	16	16	11	0,6	0	0	0	0	0	6	10	16	16	11	107,5	0,118	7	5
Leiråa	3	1	1,9	64	2	10	19	42	40	0,4	0	0	0	5	12	10	10	50	20	10	128,7	0,226	3	4
Leiråa	3	2	3,85	64	12	19	22	12	10	0,15	0	0	0	100	83	35	20	40	5	0	35,3	0,15	3	4
Leiråa	3	3	2,25	64	40	45	44	42	19	0,15	0	0	0	0	33	5	5	70	20	0	77,6	0,38	3	4
Leiråa	3	4	2,9	64	21	42	51	43	33	0,1	0	0	0	0	0	35	10	65	0	0	40,45	0,38	3	4
Leiråa	3	5	3,3	64	18	13	18	15	9	0,8	0	0	0	70	83	25	25	50	0	0	33	0,146	3	4
Kvellstadbekken	1	1	2,1	60	10	11	13	5	2	0,6	16	0	0	60	63	15	60	25	0	0	21,75	0,082	0	0
Kvellstadbekken	1	2	2,15	60	10	10	11	5	1	0,65	16	0	0	70	63	10	55	30	0	5	55,4	0,074	0	0
Kvellstadbekken	1	3	1,4	60	14	15	16	11	10	0,4	0	0	0	20	12	5	20	25	50	0	104,8	0,132	0	0
Kvellstadbekken	1	4	1,95	60	9	14	15	13	12	0,5	0	0	0	80	63	10	20	70	0	0	44,3	0,126	0	0
Kvellstadbekken	1	5	1,8	60	3	14	15	14	12	0,5	16	0	0	70	83	10	20	70	0	0	44,3	0,116	0	0
Kvellstadbekken	2	1	2,1	62	11	15	17	13	4	0,4	0	0	0	100	92	20	35	40	5	0	36,8	0,12	2	2
Kvellstadbekken	2	2	2,4	62	3	12	13	2	5	0,5	0	0	0	100	92	5	20	45	20	10	126,6	0,07	2	2
Kvellstadbekken	2	3	2	62	2	13	19	13	9	0,5	0	0	0	40	33	5	40	30	20	5	88,7	0,112	2	2
Kvellstadbekken	2	4	1,3	62	15	20	28	3	25	0,4	0	0	0	0	0	10	20	65	5	0	50,0	0,182	2	2
Kvellstadbekken	2	5	2,1	62	5	19	15	9	6	0,5	0	0	0	0	0	0	15	60	20	5	103,9	0,108	2	2
Kvellstadbekken	3	1	2,25	42,5	26	30	34	10	3	0,65	16	50	16	65	33	20	25	45	5	5	70,0	0,206	3	2
Kvellstadbekken	3	2	2,05	42,5	10	20	30	25	19	0,6	16	16	16	95	83	30	25	30	5	10	92,3	0,208	3	2
Kvellstadbekken	3	3	1,1	42,5	2	10	20	22	25	0,6	0	16	0	25	63	5	30	20	40	5	116,6	0,158	3	2
Kvellstadbekken	3	4	1,15	42,5	19	18	15	14	4	0,5	0	16	0	30	33	5	20	60	5	0	47	0,14	3	2
Kvellstadbekken	3	5	1,6	42,5	12	9	13	15	10	0,7	0	0	0	20	12	5	15	80	0	0	49,7	0,118	3	2
Kvellstadbekken	4	1	1,1	27,5	8	5	9	9	2	0,65	0	0	0	100	83	20	60	10	10	0	30,3	0,066	12	2
Kvellstadbekken	4	2	1,2	27,5	5	5	10	15	10	0,5	0	0	0	95	83	20	50	20	10	0	35,2	0,09	12	2
Kvellstadbekken	4	3	2,15	27,5	6	3	9	9	5	0,4	0	0	0	100	92	60	60	20	0	0	19,2	0,064	12	2
Kvellstadbekken	4	4	1,55	27,5	6	9	10	14	11	0,4	0	16	0	100	92	5	20	45	10	5	78	0,1	12	2
Kvellstadbekken	4	5	2,1	27,5	15	5	6	10	10	0,15	16	0	0	45	63	95	0	0	0	0	0,6	0,092	12	2
Kvellstadbekken	5	1	1,9	28	5	10	14	7	5	0,6	16	16	16	40	63	10	40	15	35	0	74,8	0,082	4	1

Kvellstadbekken	5	2	2,1	28	3	9	14	10	6	0,5	16	16	30	12	5	20	40	30	5	110	0,084	4	1
Kvellstadbekken	5	3	1,6	28	6	10	5	6	6	0,55	0	0	100	83	0	25	45	30	0	82,3	0,066	4	1
Kvellstadbekken	5	4	1,45	28	8	15	11	5	1	0,8	0	0	80	33	0	40	50	10	0	51,9	0,08	4	1
Kvellstadbekken	5	5	2,6	28	5	12	6	2	3	0,5	0	0	95	83	15	60	25	0	0	21,8	0,056	4	1
Kvisla**	1	1	4	50		30	40	30		0,5	75	16	10	33	90	5	5	0	0	4,5	0,33		
Kvisla**	1	2	1	50		60	70	60		1	75	16	40	0	30	10	15	15	30	224,2	0,38		
Kvisla**	1	3	4	50		30	60	60		0,5	50	16	20	0	15	40	15	10	20	156,1	0,50		
Kvisla**	2	1	1,5	50		30	30	30		0,5	50	16	40	50	10	40	30	10	10	102,5	0,322		
Kvisla**	2	2	1,2	50		40	50	40		0,2	50	16	20	30	30	50	20	0	0	17,8	0,20		
Kvisla**	2	3	1	50		20	20	30		1	50	16	20	30	0	5	15	40	40	329,6	0,23		
Kvisla	3	1	1,55	47,5	10	14	15	14	9	0,4	16	0	100	92	5	35	15	45	5	122,9	0,124	2	4
Kvisla	3	2	1,05	47,5	20	41	49	48	35	0,1	0	0	65	63	80	5	0	5	10	72,6	0,386	2	4
Kvisla	3	3	2,5	47,5	36	70	81	88	30	0,1	0	0	25	12	50	30	0	0	20	128,8	0,61	2	4
Kvisla	3	4	1,4	47,5	5	10	20	15	5	0,5	16	0	100	92	20	60	20	0	0	18,8	0,11	2	4
Kvisla	3	5	3	47,5	12	10	15	12	5	0,6	16	16	95	92	5	15	0	0	80	501,7	0,108	2	4
Kvisla	4	1	3,5	41	1	15	18	18	12	0,5	16	16	100	63	90	0	0	0	10	63,4	0,128	18	8
Kvisla	4	2	1,4	41	8	13	18	10	8	0,8	0	0	100	63	50	50	0	0	0	6	0,114	18	8
Kvisla	4	3	1,9	41	10	30	20	8	2	0,5	0	0	100	92	80	20	0	0	0	3	0,14	18	8
Kvisla	4	4	3,7	41	5	10	23	40	10	0,5	16	0	90	83	35	5	0	0	60	375,9	0,176	18	8
Kvisla	4	5	2,5	41	28	15	17	20	15	0,7	16	16	100	92	5	5	0	0	90	563,1	0,19	18	8
Eklobekken	1	1	2,5	39	6	11	11	9	5	0,6	0	0	90	83	6	11	11	9	5	54,9	0,084	3	5
Eklobekken	1	2	1,65	39	8	15	2	4	4	0,9	16	16	95	83	8	15	2	4	4	34,9	0,066	3	5
Eklobekken	1	3	1,65	39	4	15	33	25	16	0,2	16	0	60	83	4	15	33	25	16	165,2	0,186	3	5
Eklobekken	1	4	1,9	39	4	7	8	6	5	0,35	16	16	80	63	4	7	8	6	5	47,4	0,06	3	5
Eklobekken	1	5	2,65	39	1	29	15	10	5	0,1	0	16	60	63	1	29	15	10	5	60,6	0,12	3	5
Eklobekken	2	1	1,45	65	4	7	22	18	9	0,5	0	0	30	12	50	30	20	0	0	15,8	0,12	7	8
Eklobekken	2	2	1,75	65	24	31	29	24	12	0,05	0	0	100	92	40	50	10	0	0	11,9	0,24	7	8
Eklobekken	2	3	4,1	65	12	15	20	17	2	0,45	0	0	100	92	35	40	25	0	0	19,8	0,132	7	8
Eklobekken	2	4	1,85	65	11	9	11	11	10	0,25	0	0	100	92	20	10	70	0	0	43,3	0,104	7	8

** Habitatkarakteriseringen er hentet fra råmaterialet til Vårhus (2016).

Eklobekken	2	5	1,8	65	5	6	9	10	8	0,5	0	0	100	83	15	15	67	3	0	47,3	0,076	7	8
Stubbekken	1	1	1,05	48	14	20	15	9	2	0,5	0	0	100	92	30	10	60	0	0	37,4	0,12	8	2
Stubbekken	1	2	1,5	48	5	9	2	7	6	0,3	0	0	100	92	30	10	60	0	0	37,4	0,058	8	2
Stubbekken	1	3	1,5	48	10	13	15	12	13	0,3	0	0	95	92	90	10	0	0	0	2	0,126	8	2
Stubbekken	1	4	1,25	48	1	5	6	10	8	0,6	0	0	85	83	10	30	60	0	0	39,4	0,06	8	2
Stubbekken	1	5	1,2	48	1	3	4	9	6	0,9	0	0	45	33	0	0	10	60	30	298,5	0,046	8	2
Stubbekken	2	1	2,1	62	3	5	8	10	5	0,3	0	0	100	92	20	60	20	0	0	18,8	0,062	8	2
Stubbekken	2	2	2,1	62	5	4	10	9	5	0,5	0	0	90	92	20	60	20	0	0	18,8	0,066	8	2
Stubbekken	2	3	1,15	62	22	21	19	18	5	0,2	0	0	90	92	100	0	0	0	0	1	0,17	8	2
Stubbekken	2	4	1,75	62	3	4	5	6	10	0,1	0	0	100	92	90	10	0	0	0	2	0,056	8	2
Stubbekken	2	5	2,1	62	3	4	5	22	25	0,2	0	0	100	92	90	10	0	0	0	2	0,118	8	2
Lundskibekken	1	1	1,1	35	8	6	15	13	7	0,4	1	0	90	63	5	5	20	40	10	145,1	0,098	5	2
Lundskibekken	1	2	1,45	35	9	12	21	11	9	0,3	1	0	50	63	5	20	30	20	5	86,5	0,124	5	2
Lundskibekken	1	3	2,4	35	9	25	15	8	2	0,5	0	0	60	33	5	15	30	10	40	287,2	0,118	5	2
Lundskibekken	1	4	2,3	35	2	1	8	7	10	0,4	1	16	60	33	10	15	30	10	35	256	0,056	5	2
Lundskibekken	1	5	2,7	35	8	30	35	28	19	0,35	1	0	70	63	5	20	40	20	5	92,5	0,24	5	2
Lundskibekken	2	1	1,2	47	6	7	9	10	10	0,5	16	0	100	83	3	7	40	50	0	112,3	0,084	2	2
Lundskibekken	2	2	1,3	47	8	12	5	5	3	0,3	0	0	100	83	5	20	50	20	5	98,5	0,066	2	2
Lundskibekken	2	3	0,9	47	25	28	22	20	20	0,25	0	0	0	0	25	70	5	0	0	10,6	0,23	2	2
Lundskibekken	2	4	0,9	47	10	10	8	7	2	0,4	0	0	0	0	10	10	20	60	0	118,2	0,074	2	2
Lundskibekken	2	5	1,1	47	10	16	24	24	32	0,5	0	0	90	83	30	30	40	0	0	27,6	0,212	2	2
Hyllbekken	1	1	4,85	79	12	9	0	4	8	0,5	50	16	0	12	5	25	40	20	10	124,3	0,066	0	1
Hyllbekken	1	2	1,3	79	8	9	9	11	0	0,35	16	16	70	33	0	15	35	40	10	155,2	0,074	0	1
Hyllbekken	1	3	2,1	79	9	15	6	6	2	0,2	50	16	0	0	5	10	30	50	5	137,9	0,076	0	1
Hyllbekken	1	4	1,3	79	7	16	19	19	4	0,8	16	16	0	0	10	10	15	50	5	129,0	0,13	0	1
Hyllbekken	1	5	1,25	79	4	8	3	5	2	0,7	50	16	0	0	0	10	20	20	50	360,6	0,044	0	1

Vedlegg 4: Lengde- og årsklasseforedling for laks



Histogram med oversikt over lengdefordeling i laksebestandene i bekkene som er undersøkt i 2018. Rød, stiplet linje indikerer skillet mellom 0+ og >0+ for laks. Tallet over den rødestiplede linjen forteller antall cm for dette skillet.

Vedlegg 5: Laksetetthet over tid

Oversikt over tetthet av både 0+- og >0+ laks (ant. laks/100m²) i studiebekkene fra 1985 til 2018. Bekken det ikke har blitt fanget laks i fra 1985 og frem til i dag er ikke tatt med. 0 betyr at bekken var fisketom, strek betyr at bekken ikke ble fisket og tetthetsestimert det aktuelle året. Tomme felt er i bekker det er usikker om ble fisket det respektive året, eller ikke. Tetthetsberegningene er gjort i samsvar med Zippins metode, bortsett fra i 1986 og 2005/2006 (se * og **).

Bekk	1985 ^{8*}	1992 ⁹	2005/2006 ^{10**}	2015 ¹¹	2017 ¹²	2018 ¹³
Bjørk- /Sundbybekken	3,5 (1984: 1,4)	-	4,0	44,0	-	0,89
Brokskitbekken	0,0	0,0	0,0	1,0	-	0
Eklobekken	0,0	0,0	0,0	1,0	-	0
Follobekken	0,0	7,4	0,0	20,0	-	4,2
Hyllbekken	1,4	-	12,0	-	0,0	11,6
Leiråa	31,0	3,9	15,0	24,0	-	5,2
Kvellstadbekken	9,7	73,9	33,0 2,0	0,0	0,0	0,0
Skjördalsbekken	0,7	0,0	4,0	-	4,0,	3,3

⁸ (Haukland et al., 1986) *0+-ørret er ikke tatt med i tetthetsberegningen

⁹ (Lyngstad, 1992)

¹⁰ (Kristiansen & Rikstad, 2007). **Hadde kun én runde, derfor opereres tettheten i hele tall

¹¹ (Vårhus, 2016)

¹² (Hol, 2018)

¹³ Resultater fra studien

Vedlegg 6: De 30 mest støttede AICc-modellene

Oversikt over de 30 mest støttede modellene i AICc. «+ (1|År) + (1|Bekk/Analysestasjon)» er en additiv tilfeldig variabel i alle modellene. K = antall parametere i modellen, ModellLik = Model Likelihood, AICcWt = vekt av AICc og LL = Log Likelihood.

Fiksert modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	ModellLik	AICcWt	LL
PC2+log(density.lt.nullplus+1)	6	254,0752	0,0000	1,0000	0,1750	-120,3491
Over.under+PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	9	256,3735	2,2983	0,3169	0,0555	-117,6350
PC2*log(density.lt.nullplus+1)	7	256,4727	2,3975	0,3016	0,0528	-120,3030
Over.under+PC2*PC1+ log(density.lt.nullplus+1)	11	256,8371	2,7619	0,2513	0,0440	-115,0614
Før.etter+PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	9	257,1332	3,0580	0,2168	0,0379	-118,0149
Over.under+PC2*PC1+Før.etter+ log(density.lt.nullplus+1)	12	257,1798	3,1046	0,2118	0,0371	-113,7535
Før.etter+PC2*PC1+ log(density.lt.nullplus+1)	11	257,1863	3,1111	0,2111	0,0369	-115,2360
Over.under+PC2*PC1* log(density.lt.nullplus+1)	14	257,2012	3,1260	0,2095	0,0367	-110,6383
Før.etter+PC2+Over.under+ log(density.lt.nullplus+1)	10	257,2277	3,1526	0,2067	0,0362	-116,6840
log(density.lt.nullplus+1)	6	257,8350	3,7598	0,1526	0,0267	-122,2290
PC1*PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	9	257,8697	3,7945	0,1500	0,0262	-118,3831
Før.etter+ log(density.lt.nullplus+1)	8	258,0398	3,9646	0,1378	0,0241	-119,7996
Over.under+ log(density.lt.nullplus+1)	8	258,2013	4,1261	0,1271	0,0222	-119,8803
Tiltakstype+PC2*PC1+ log(density.lt.nullplus+1)	12	258,3048	4,2296	0,1207	0,0211	-114,3160
Over.under+Før.etter+ log(density.lt.nullplus+1)	9	258,9206	4,8454	0,0887	0,0155	-118,9086
Tiltakstype+PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	10	259,0406	4,9655	0,0835	0,0146	-117,5905
Tiltakstype+ log(density.lt.nullplus+1)	9	259,0601	4,9849	0,0827	0,0145	-118,9783
PC1+PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	8	259,0975	5,0223	0,0812	0,0142	-120,3284
Over.under+PC2+PC1+ log(density.lt.nullplus+1)	10	259,1097	5,0345	0,0807	0,0141	-117,6250
Over.under+PC2* log(density.lt.nullplus+1)	10	259,1296	5,0544	0,0799	0,0140	-117,6350
Over.under+PC2*PC1+ Tiltakstype+ log(density.lt.nullplus+1)	13	259,3827	5,3075	0,0704	0,0123	-113,3210
Over.under* log(density.lt.nullplus+1)	10	259,5090	5,4338	0,0661	0,0116	-117,8247
Før.etter+PC2* log(density.lt.nullplus+1)	10	259,7830	5,7078	0,0576	0,0101	-117,9617
Tiltakstype+Over.under+ PC2+log(density.lt.nullplus+1)	11	259,7951	5,7199	0,0573	0,0100	-116,5404
Før.etter+PC2*PC1+ Tiltakstype+ log(density.lt.nullplus+1)	13	259,8434	5,7682	0,0559	0,0098	-113,5513

Før.etter+PC2+PC1+ log(density.lt.nullplus+1)	10	259,8520	5,7768	0,0557	0,0097	-117,9962
Før.etter*PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	11	259,8606	5,7854	0,0554	0,0097	-116,5732
Over.under+PC2+PC1+ Før.etter+ log(density.lt.nullplus+1)	11	260,0484	5,9732	0,0505	0,0088	-116,6671
Før.etter*PC2+ Over.under+ log(density.lt.nullplus+1)	12	260,0866	6,0114	0,0495	0,0087	-115,2069
Over.under*PC2+ log(density.lt.nullplus+1)	11	260,1133	6,0381	0,0488	0,0085	-116,6995



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway