



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Effekt av oppstraums kantsone, mesohabitat og lokalt habitat på yngeltettleik og -vekst hos sjøaure (*Salmo trutta*) i 10 sidebekkar til verdalselva

Effect of Upstream Riparian Zone, Mesohabitat and
Local Habitat on Juvenile Density and Growth of
Brown Trout (*Salmo trutta*) in 10 Tributaries of The
Verdalselva River

Forord

Denne masteroppgåva markerer slutten på mine seks år som student ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet (NMBU). Masteroppgåva mi er ein del av eit prosjekt som har gått føre seg sidan 2015, i regi av NMBU. Eg vil takke Vannforeningen for stipend knytt til feltarbeidet i samband med denne masteroppgåva.

Eg ynskjer å rette ei stor takk til min hovudvegleiar Thrond Oddvar Haugen for uvurderleg hjelp i arbeidet gjennom heile prosessen frå start til slutt. Særleg vil eg takke for hjelp med utforming av prosjektet, god opplæring i felt, programmering og for eit utal tørre vitsar og kaffikoppar som har piffa opp stemninga i tider og utider. Eg vil også takke bivegleiar Stian Stensland for god lokalkunnskap i Verdal, og for gjennomlesing. Eg vil også takke Anne-Guro Bekken for gjennomlesing av oppgåva.

Mange har bidratt til feltarbeidet og eg vil særleg takke mine medstudentar Sindre Rødland, Alessandra Uggerud og Frida Isaksen Swensen for godt samarbeid og hyggeleg selskap i 27 døgn i felt. Takk til lokalbefolkninga i Verdal, og studentar frå Nord Universitet som har vist engasjement rundt prosjektet, og bidratt med dugnadsarbeid i bekkane. Ei stor takk må også rettast til professor Michel Pfeiffer som hjelppte oss frivillig i feltarbeidet over ein lengre periode, samt vart vår private motivator og kokk som passa på at vi fekk i oss skikkeleg middag mellom slaga.

Til slutt vil eg rette ei stor takk kollektivet mitt, på Hunkattloftet, det siste året som har gjort det til ei glede å kome heim frå lesesalen, og verkeleg har hjelpt til å halde motivasjonen oppe gjennom arbeidet. Eg må også takke min kjære badeklubb som har gitt ein god start på dagen på fredagsmorgonane, med bad og morgonkaffi på brygga i Drøbak. Det har markert at det snart er helg, og gitt litt av helgekjensla, til tross for at ikkje alle helgar byr på fri i masterperioden.



Ingeborg Aasebø
Ås, Mai 2025

Samandrag

Kantvegetasjon spelar ei avgjerande rolle for både akvatiske og terrestriske økosystem og samspelet mellom desse. Intakt kantvegetasjon bidreg med viktige økosystemtenester som å stabilisere vassstemperatur, kontrollere flaum og redusere erosjon, filtrere avrenning og tilby næring og skjul for både akvatiske og terrestriske organismar. Tapet av slike soner, særleg som følge av menneskeleg aktivitet, truar naturmangfaldet og fører til kaskadeeffektar i vassdraga. Sjøauren som er avhengig av gode vilkår i bekkane truast av både habitatendringar og klimaendringar. Det lokale miljøet som aureyngelen lev i og dei drivande evertebratane som dei lev av er i stor grad påverka av oppstraums habitat i bekken og oppstraums kantsonetilhøve. I denne studien vert derfor den kombinerte effekten av lokale og oppstraums habitat- og kantsonetilhøve på både yngeltettleik og -storleik studert.

Denne studien undersøker korleis kantsonetilstand og andre habitatforhold påverkar tettleik samt lengde av aureyngel (0+). Både oppstraums og lokale kvalitetselement for habitat er inkludert. I tillegg er effekt av tettleik av einpluss ein del av analysane. Studien kombinerer yngeltettleiksdata frå elektrofiske, kartlegging av habitat samt mesohabitatstruktur og registrering av kantvegetasjon.

Resultata syner at både lokale og oppstraums habitatelement påverkar tettleik og lengde av 0+. Tettleiken var høgst i grunne, smale bekkar med stor substratstorleik, lite kulpar og med god tilgang på skjul og vegetasjon. For 0+-lengde var det interaksjonen mellom kantvegetasjon og del rennande vatn 100 meter oppstraums som utgjorde dei viktigaste effektane av oppstraumshabitat. Aukande mengde kantvegetasjon og stor del rennande vatn hadde positiv innverknad på lengde av 0+, men ved total mangel på kulpar vart effekten av intakt kantsone redusert.

Desse funna gir verdifull innsikt i korleis ulike habitatfaktorar verkar saman og påverkar tidlege livsstadier hos aure. Resultata understrekar behovet for heilskapleg forvaltning av kantsoner, der både lokale og oppstraums forhold blir tekne omsyn til. Bevaring og restaurering av kantvegetasjon, i tillegg til andre tiltak kan vere avgjerande for å oppretthalde livskraftige aurebestandar i eit klima og landskap i endring.

Abstract

Riparian vegetation plays a crucial role in both aquatic and terrestrial ecosystems, as well as in the interaction between them. Intact riparian zones provide key ecosystem services such as stabilizing water temperature, controlling floods, reducing erosion, filtering runoff, and supplying food and shelter for both aquatic and terrestrial organisms. The loss of these zones, particularly due to human activity, threatens biodiversity and causes cascading effects in river ecosystems. The brown trout, which depends on suitable stream habitats, is threatened by both habitat degradation and climate change. Since both local habitat in which brown trout juveniles live and their feeding on mostly drifting invertebrates are largely determined by upstream conditions, this study explores the combination of local and upstream conditions on their growth and densities.

This study investigates how riparian vegetation and other habitat conditions affect the density and length of juvenile brown trout (0+). Both upstream and local habitat quality elements are included, and the impact of the density of one-year-old trout (1+) is also analysed. The study combines electrofishing-derived juvenile density estimates with habitat and mesohabitat mapping, and riparian zone assessments.

The results show that both local and upstream habitat elements affect 0+ density and length. Density was highest in shallow, narrow streams with large substrate size, few pools, and good access to cover and vegetation. For 0+ length, the interaction between riparian vegetation and the proportion of running water 100 meters upstream proved to be the most important upstream factor. Increasing riparian vegetation and a higher proportion of running water positively influenced length, but this effect was reduced where pools were entirely absent.

These findings provide valuable insight into how different habitat factors interact to influence early life stages in sea trout. The results highlight the need for integrated riparian management that considers both local and upstream conditions. Preserving and restoring riparian vegetation—alongside efforts to ensure structural habitat diversity—may be crucial for maintaining healthy sea trout populations in a changing climate and landscape.

Innholdsliste

Forord	I
Samandrag	II
Abstract	III
Innholdsliste	IV
1 Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Mål og hypotesar for studien	4
2 Materiale og metode	5
2.1 Studieområde	5
2.1.1 Verdalsvassdraget	6
2.1.2 Dei undersøkte sidebekkane	7
2.2 Studieart	7
2.3 Kantvegetasjon	10
2.4 Metode	13
2.4.1 Elektrofiske	13
2.4.2 Kantvegetasjonsregistreringar	15
2.4.3 Kartlegging av mesohabitat	16
2.4.4 Habitatregistreringar i elfiskesonene	19
2.5 Analytisk metode	22
2.5.1 Behandling av rådata	22
2.5.2 Dataanalyse og statistikk	23
2.5.3 Bruk av kunstig intelligens	25
3 Resultat	26
3.1 Habitatpåverknad	26
3.2 Tettleiksfordeling av 0+ aure	29
3.3 Lengde- og årsklassefordeling av aure	33
4 Diskusjon	37
4.1 Kva betyding har oppstraums habitatvariablar for tettleik og lengde av 0+?	37
4.2 Kva betyding har lokale habitatforhold for tettleik og lengde av 0+?	41
4.3 Påverkar intra- eller interkohortkonkurranse tettleik og lengde av 0+?	44
4.4 Metodediskusjon	46
4.4.1 Usikkerheit knytt til datainnsamling	46
4.4.2 Usikkerheit knytt til analysar	48

5	<i>Konklusjon</i>	49
5.1	Konsekvensar for forvaltning	50
5.2	Forslag til andre analysar og vidare arbeid	51
	<i>Litteraturliste</i>	52
	<i>Vedlegg</i>	65

Vedlegg 1: Skildring av bekkar i Verdalsvassdraget
Vedlegg 2: GPS-koordinat for stasjonane
Vedlegg 3: Rådata el-fiske 2024
Vedlegg 4: Lengdegrensar for årsklassar per stasjon
Vedlegg 5: Kantvegetasjonsregistreringar
Vedlegg 6: Habitatregistreringar
Vedlegg 7: Fullstendig AIC-tabell for auretettleik
Vedlegg 8: Fullstendig AIC-tabell for lengde på yngel
Vedlegg 9: Metode for behandling av oppstraums-data

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Menneskeleg aktivitet fører i dag til alvorleg svekking av både akvatisk og terrestrisk miljø (Bongaarts, 2019), og kantsoner som knyter desse miljøa saman er ein av økosystemtypene som står under aller høgst press (Riis et al., 2020). Ei kantson er ei vegetasjonssone i overgangen mellom land og vatn (Mattilsynet, 2023). Kantvegetasjon har ei evne til å tilby ei stor mengde økosystemtenester i forhold til kor liten del av landskapet den utgjer (Riis et al., 2020). Likevel er det anslått at om lag 80% av naturlege kantvegetasjonshabitat i Europa har forsvunne dei siste 200 åra (Naiman et al., 1993).

Intakt kantvegetasjon, ofte med skog eller tre, langs vassdrag har mange og viktige funksjonar både som økosystem, erosjonsvern, flaumbuffer, vandringskorridorar og som reinsesystem for vatn. Dei tilfører viktig næring til levande organismar i elvane, og syter for skugge som hjelper til med å stabilisere vasstemperaturen (NIBIO, 2020). Økosystemtenester er ei klassifisering av funksjonar i naturen som kjem menneske til gode enten direkte eller indirekte. Det er eit omgrep som brukast aktivt for å kvantifisere verdien av natur og kunne lenke denne til menneske. Det nyttast særleg i politiske slutningar for at slutningstakarar skal kunne argumentere for å ha tatt gode val for menneska (Danley & Widmark, 2016; Haines-Young, 2012).

Ein stor del av mattilgangen i elvesystem har opphav i dei nærliggande terrestriske økosystema (Gregory et al., 1991), og kjem i form av nedfall av lauv og insekt frå kantvegetasjonen til vatnet. Mange insekt har livsstadier både i vatn og på land, noko som gjer at dei trivast godt i kantsoner der dei har tilgang på dei ressursane dei treng i dei ulike livsstadia (NVE, 2025). Desse insekta utgjer ein stor del av dietten til fisk i vassdraget. I små bekkar kan store delar av næringstilgangen til fisk komme frå tilførsel av alloktont materiale frå kantsonene (Baxter et al., 2005). Kor stor del av dietten til fisk som kjem frå kantsonene er dog heilt avhengig av kor mykje insekt desse tilfører. Ved mangel på drivande insekt frå kantvegetasjon må fisken skifte over på andre næringskjelder, noko som vil påverke heile det trofiske systemet i bekken (Nakano et al., 1999a; Nakano et al., 1999b). Fjerning av kantvegetasjon kan få kaskadeeffektar for heile det akvatiske miljøet.

I norske vassdrag har sjøauren (*Salmo trutta*) dei siste åra hatt ein alvorleg tilbakegang. Han er mellom anna sterkt påverka av regulering av vassdrag, forureiningar frå landbruk, lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) frå oppdrettsanlegg, vandringshinder som følgje av samferdsle og andre arealinngrep (Hesthagen T, 2021; Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2022). Fordi sjøauren er ein anadrom laksefisk, som har delar av livssyklusen sin i ferskvatn og delar i saltvatn vert han utsett for påverknad både i sjø og i elvar (Ugedal et al., 2014). Dette fører til ei stor total belastning, og mange aurebestandar har dårleg eller svært dårleg tilstand (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023).

Fordi auren klekker og lever som yngel i små bekkar, blir han påverka dersom dei fysiske forholda i desse bekkane endrast. Korleis vatnet bevegar seg gjennom vassdraget er ein viktig regulerande faktor for dei fysiske forholda, og bestemmer mellom anna storleiken på botnsubstrat (Saltveit & Heggenes, 2000). I parti med høg vasshastigheit og vassføring får ein store grove steinar, og høg innblanding av oksygen. Den høge vasshastigheita gjer det vanskeleg for fine partiklar å sedimentere (Saltveit & Heggenes, 2000), og slike område kan vere ein fordel der det er mykje finmateriale i jordsmonnet, typisk i landbrukspåverka område (Hol, 2018). I stryka er det energikrevjande for fisken både å opphalde seg, og å vandre, men variert substrat med innslag av store steinar eller død ved kan gi bakevjer som byr på viktige kvileplassar for auren (Armstrong et al., 2003).

Somme plasser er det vesentleg langsamare straum, der vatnet tilnærma står stille. Her oppstår det kulpar som er djupe med finkorna botnsubstrat (Saltveit & Heggenes, 2000). I kulpar finnast det ofte innslag av død ved, eller andre strukturar som byr på godt skjul der fisk kan gøyme seg for konkurrentar og predatorar, overvintre, eller opphalde seg ved låge vasstandar i elva (Armstrong et al., 2003; Jonsson & Jonsson, 2011). Vasshastigheita går ikkje direkte frå høg til låg, men må via eit mellomstadie som utgjer overgangssoner mellom stryk og kulpar. Desse områda kallast brekk. Brekk er slake hellingar med høgare vasshastigheit enn i kulpar, men der det ikkje er like energikrevjande å opphalde seg som i stryk. Det er rekna som gode gytehabitat på grunn av passande substratstorleik, fortrinnsvis om lag 10% av eiga kroppslengd (Jowett, 1993), og god oksygentilførsel i grusen (Crisp, 1993; Jowett, 1993).

Menneskeskapte klimaendringar er ein av dei største trugslane mot sjøaurebestandar slik det er i dag (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2023). Aukande temperaturar som følgje av eit

varmare klima gir høgare fordamping i vassdraga, og kan dermed forstyrre akvatiske økosystem (Wade, 2006; Woodward et al., 2010). Vasstemperatur er saman med næringstilgang noko av det som påverkar vekst hos fisk i rennande vatn i størst grad (Elliott, 1975). Når temperaturen i vatnet vert høgare, stig også metabolismen hjå auren (Archer et al., 2020; Farrell, 2009). Det vil seie at den biologiske aktiviteten aukar, og fisken får eit større behov for næring. Sjøaure toler temperaturar på kring 0-25 °C, men vekst førekjem stort sett kun mellom 5-23 °C (Elliott & Hurley, 1995; Forseth et al., 2009; Jonsson et al., 2001). Når vasstemperaturen aukar opplever laksefisk i mange vassdrag temperaturstress (Jackson et al., 2021). Ved temperaturar utanfor dei kritiske grensene, eller ved brå endringar innan det område han eigentleg kan tåle, vil auren døyd (Elliott, 1994). Skugge frå kantvegetasjon stabiliserer og senkar temperaturen i vassdrag, og ved å ivareta eksisterande, eller reetablere manglande, kantvegetasjon kan ein minimere risikoen for temperaturrelatert stress, eller død (Dugdale et al., 2018). Skugge vil også redusere primærproduksjon i vatnet, noko som har ein positiv effekt på fisken sin tilgang til løyst oksygen (Riis et al., 2020).

I vassressurslova §11 om kantvegetasjon er det spesifisert at ein skal oppretthalde eit avgrensa naturleg vegetasjonsbelte samt funksjonane som levestad for plantar og dyr og å motverke avrenning (*Vannressursloven – vrl*, 2000). Det finnst ingen definisjon for kva eit naturleg vegetasjonsbelte er i lovteksten. I NVE sin vegleiar om kantvegetasjon vert det definert som vegetasjon som ville ha vokse i kantsona utan menneskeleg inngripen, og som består av ulike grasartar, urter, busker og tre (NVE, 2025). I denne studien er dette definisjonen eg held meg til.

Verdalselva i Trøndelag er ei elv med stor diversitet. Ho strekk seg frå høg fjellsområder med naturleg fjellandskap, gjennom mange gradientar, til låglandet der ho er sterkt påverka av landbruk og urban infrastruktur (Berger et al., 2007). Sidan 2015 har det vorte skriva 14 masteroppgåver i området, og i 2025 skal det ferdigstillast fire nye masteroppgåver basert på dette elvesystemet, inkludert denne. Det har tidlegare vore gjennomført undersøkingar i forbindelse med tiltak som har gitt god kunnskap om området, inkludert tidsseriar med fiskedata. Fangbarheitstal frå tidlegare år vert nytta inn i denne studien

1.2 Mål og hypotesar for studien

I denne studien skal eg undersøke effektar av oppstraums kantvegetasjon, mesohabitat og lokale habitatforhold basert på responsvariablane yngeltettleik og lengde på yngel. Kantvegetasjon må sjåast i samanheng med lokale habitatforhold, både i vatnet og på land. Målet er å evaluere den unge sjøauren sin vekst og tettleik som ein respons på det lokale habitatet samt kantvegetasjonen oppstraums. Etter å ha korrigert for interaksjonseffektar og lokale miljøtilhøve forventar eg at oppstraums kantvegetasjonstilhøve påverkar både lengde og tettleik av 0+. Forventinga er at det er høgare tettleik og større fisk i område med intakt kantvegetasjon oppstraums. Det er også forventa at nærvær av 1+ fører til lågare tettleik av 0+ som følgje av tettleiksavhengig konkurranse. Følgjande spørsmål (S) og hypotesar (H) er utforma for å undersøke om dette er tilfelle.

S1: Kva betyding har oppstraums habitatvariablar på tettleik og lengde av aureyngel?

H1.1: Oppstraums kantvegetasjon er viktig for tettleik og lengde av 0+

H1.2: Andre aspekt enn kantsone er viktig for tettleik og lengde av 0+

H1.3: Oppstraums kvalitetselement for habitat er ikkje viktige

S2: Kva betyding har lokale habitatforhold for tettleik og lengde av 0+?

H2.1: Lokal kantvegetasjon er viktig for tettleiken og lengde av 0+

H2.2: Andre lokale habitatforhold enn kantsone er viktig for tettleik og lengde av 0+

H2.3: Lokale forhold er ikkje viktig for tettleik og lengde av 0+

S3: Påverkar intra- eller interkohortkonkurranse tettleik og lengde av 0+?

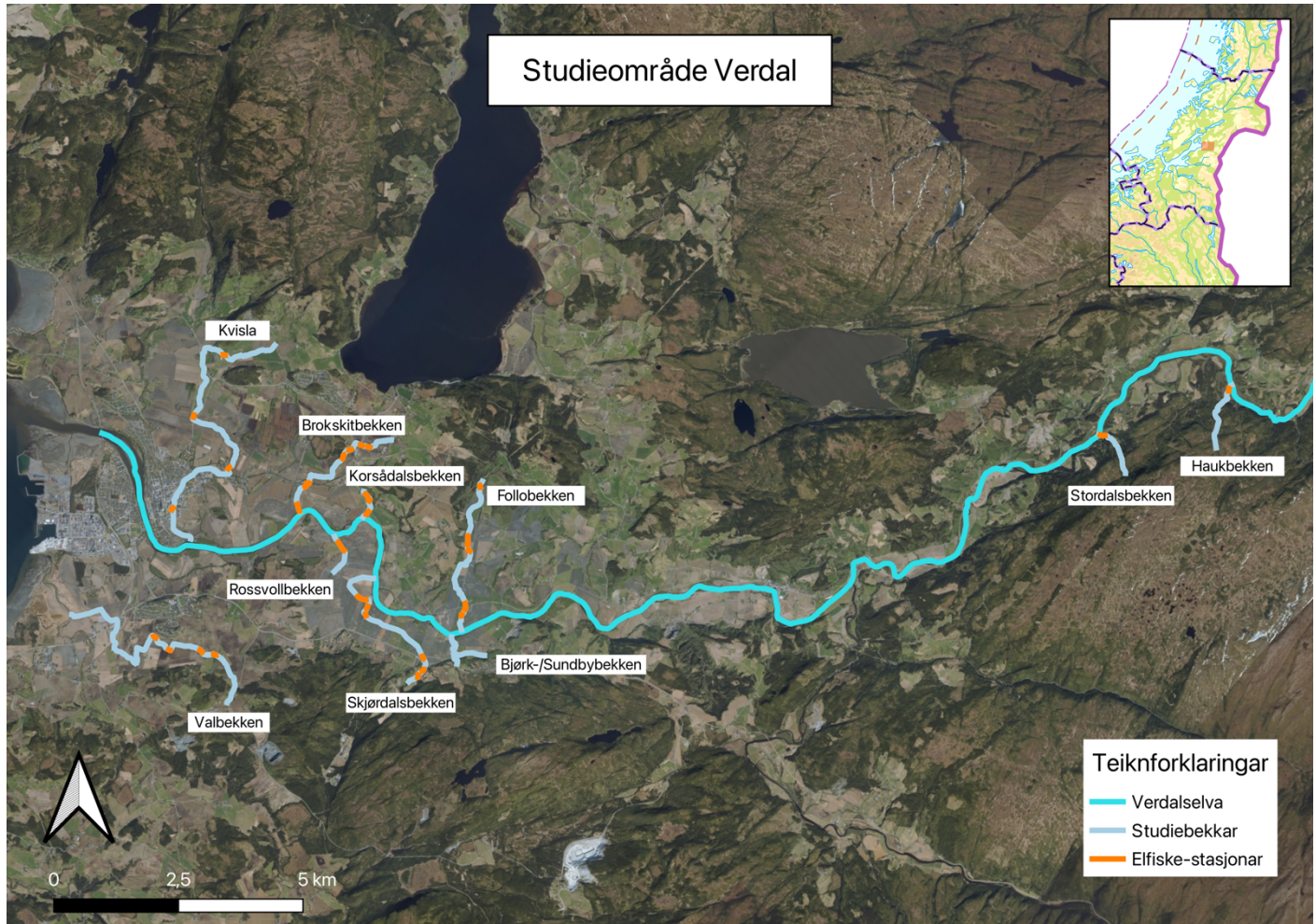
H3.1: Tettleik av 1+ regulerer både tettleik og lengde av 0+

H3.2: Tettleik av 1+ påverkar verken tettleik eller lengde av 0+

H3.3: Tettleik av 0+ påverkar vekst av 0+ meir enn tettleiken av 1+

2 Materiale og metode

2.1 Studieområde



Figur 1: Oversiktskart over dei 10 sidebekkane til Verdalselva som legg grunnlaget for analysane. Koordinat for elfiske-stasjonar ligg i Vedlegg 2: GPS-koordinat for stasjonane.

2.1.1 Verdalsvassdraget

Verdalsvassdraget (Figur 1) ligg nord i Trøndelag, i kommunane Verdal, Steinkjær og Snåsa, og har kjelder i kringliggande fjell mot grensa til Sverige. Vassdraget består av to hovudgreiner som samlar seg til ei i dei nedste, om lag 20, kilometerane av vassdraget. Den søraustlege greina har opphav i Innsvatnet og heiter Inna. Den nordaustlege greina kjem frå Veresvatnet og heiter Helgåa (Harby et al., 2024). Vassdraget strekkjer seg frå høgfjellet, gjennom ravinar, bustad- og landbruksområde, og meir urbane område i Verdal sentrum før det har utløp i Trondheimsfjorden ved Verdalsøra. Totalt fall i vassdraget er på 1139 høgdemeter og nedbørsfeltet dekkjer eit stort areal (NVE, 2009).

Verdalsvassdraget er eit verna vassdrag. Bakgrunnen for vernet ligg i at det er eit vassdrag med mange gradientar. Dei øvste delane er prega av viddeliknande landskap i fjellet, og på vegen ned mot låglandet renn ho gjennom eit ravinelandskap med fleire fossefall. I låglandet flatar ho ut og dannar eit erosjonslandskap i leiravsetningane etter mellom anna Verdalsraset i 1893. Langs denne delen av vassdraget er det mykje landbruksaktivitet, og frå Vuku ned til utløpet var 38% av nedbørsfeltet, per 2006, dyrka mark (Berger et al., 2007). Dei store variasjonane gjer vassdraget spesielt, og gir det høg biologisk diversitet som er verdt å ta vare på. Dette gjer Verdalsvassdraget til eit godt referansevassdrag (NVE, 2009). Den første delen av vassdraget vart difor verna i 1986, og vidare vart vernet utvida i 2007 (Innst. S. nr. 183 (2006-2007)).

I Noreg er det 52 vassdrag som er registrert som nasjonale laksevassdrag, 29 nasjonale laksefjordar utnemnt av Stortinget (Innst. S. nr. 183 (2006-2007); St.prp. nr. 32 (2006-2007)). Verdalselva er eitt av dei 52 nasjonale laksevassdraga, og munnar ut i Trondheimsfjorden som er ein av dei nemnte nasjonale laksefjordane. Desse klassifiseringane inneberer at ein skal eliminere faktorar som kan truge laksen, og dersom dette ikkje er mogleg skal ein gjennomføre tiltak for å motverke effekten av desse. Målet med dei utnemnde nasjonale laksevassdraga og -fjordane er å gi særleg vern til om lag 50 av dei viktigaste laksebestandane i landet (Miljødirektoratet, 2021). Ettersom aure er ein laksefisk som har mange av dei same habitatkrava som laksen, vil slike tiltak også vere positive for auren som finnast her.

2.1.2 Dei undersøkte sidebekkane

I denne studien har eg teke føre meg 10 bekkar i Verdalsområdet. Dei bekkane som er undersøkt er Brokskitbekken, Rossvollbekken, Korsådalsbekken, Kvisla, Bjørkbekken, Sundbybekken, Skjördalsbekken, Follobekken, Stordalsbekken, Haukbekken, og Valbekken. 9 av dei 10 bekkane har utløp i Verdalselva. Valbekken har utløp i Rinnelva altså direkte ut i Trondheimsfjorden, rett sør for utløpet til Verdalselva. Skildring av dei enkelte bekkane ligg i Vedlegg 1: Skildring av bekkar i Verdalsvassdraget, og koordinat til el-fiske stasjonane ligg i Vedlegg 2: GPS-koordinat for stasjonane.

2.2 Studieart

Aure (*Salmo trutta*) er ein anadrom laksefisk. Dette betyr at han klekker i ferskvatn og lev dei første stadia av livet der, først som yngel og parr før han smoltifiserer og vandrar ut i havet for å livnære seg på marine ressursar (Jonsson & Jonsson, 2011). I havet er det god næringstilgang, slik at auren kan auke raskt i storleik. Dei individa som vandrar ut i sjøen kallar vi sjøaure, men somme kan bli att i bekkene som stasjonære individ (Jonsson & Finstad, 1995). Utvandringa til havet er ei tilpassing for å auke næringsopptak og vekst (Gross et al., 1988). Sjøauren gyter i rennande vatn og kan nytte seg av alt frå særsmå bekkar til større elvar for å finne gode gyteplassar (Jonsson, 2000). Kor lenge han blir i havet før han startar gytevandringa si varierer (Jonsson, 2000). Auren er stadeigen, og vandrar i dei fleste tilfelle tilbake til den elva han sjølv er oppvaksen for å gyte (Jonsson & Jonsson, 2002).

Auren gyter typisk på plassar der det er grunt, med ein hastigheit på vatnet som gjer at ein får god tilførsel av oksygen til egga som vert lagt i grusen (Jonsson & Jonsson, 2011). Turbulens i vatnet gjer at ein får auka innblanding av oksygen i vatnet (Shen et al., 2023), noko som kan vere positivt for både fisk og botndyr (Allan et al., 2021). I område med mykje finmateriale i vatnet, kan dette sedimentere i holromma mellom grusen og tette desse. Då misser auren viktig skjul, og eventuelle egg som ligg i grusen kan kvelast på grunn av oksygenmangel (O'Connor & Andrew, 1998). Når yngelen klekker har han ein plommeseikk som sørger for all næringa den treng så lenge han ligg i grusen (Jonsson & Jonsson, 2002). Når han har brukt opp nær all næringa i plommeseikken svømmer han ut i dei frie vassmassane for å livnære seg på eksterne ressursar (Elliott, 1989; Klemetsen et al., 2003). Som liten yngel held han seg stort sett i nærleiken av der

han vart klekt, og kan nytte gytegrusen som skjulestad. Etter kvart som han blir større, krevjast det grovare sediment for å finne store nok holrom til å skjule seg i. Auren kan opphalde seg i områder med fint sediment slik som silt, sand og grus, men føretrekk områder med større stein i botnen ettersom dette byr på betre skjul (Jonsson & Jonsson, 2002; Pulg et al., 2019). Små yngel (<7 cm) gøymer seg ofte i mose i elva dersom dette er tilgjengeleg (Bohlin, 1977; Heggenes, 1988).

Når yngel forlét gytegrusen søker han etter område med låg vasshastigheit, men som ikkje er lenger frå gytegropa enn om lag ein til fem meter (Armstrong & Nislow, 2006; Heland et al., 1995; Jonsson & Jonsson, 2011). Når næringa i plommesekken er brukt opp søker han mot djupare vatn og beveger seg lenger vekk frå gytegropa (Baran et al., 1997; Bremset & Berg, 1997; Maki-Petäys et al., 1997). Etter kvart som yngelen vert større tåler han høgare vasshastigheiter. I små bekkar opptreng yngel på under sju cm i grunne brekk, med ein vasshastigheit på mellom 10 og 70 cm/s, medan større fisk (parr) kan opphalde seg i område med vasshastigheiter over ein meter per sekund (Heggenes & Saltveit, 1990; Heggenes et al., 1999). Dei ulike habitatpreferansane gjennom livsstadia gjer at variasjon i habitat er ein viktig faktor for auren si overleving (Pulg et al., 2019).

Auren er både botndyr og drivande organismar. Dei er opportunistiske predatorar, og kan gjere seg nytte av alle akvatiske evertebratar, alt etter kva som er tilgjengeleg, både i drivet og på botnen (Waters, 1972). Til å begynne med livnærer han seg i hovudsak av dei små botndyra, særleg fjærmygglarvar (Saltveit & Heggenes, 2000). Etter kvart går han over på større byttedyr, deriblant meir terrestriske insekt (Jonsson & Jonsson, 2011). Særleg om sommaren er terrestriske insekt viktig føde for auren ettersom tilbodet av botndyr vert mindre (Hunt & Krokhin, 1975). For laksefisk har storleik, farge og bevegelse mykje å bety når det kjem til val av bytte, og store ungfisk føretrekk store byttedyr då små næringsdyr betyr at laksefisk må bruke meir energi ved fødeopptak (Allen, 1941; Elliott, 1967; Saltveit & Heggenes, 2000).

Ungfisk oppheld seg stort sett i områder med låg straum og grunt vatn nær gyteplassen. Aureyngel er aggressiv, forsvarar territorium og dannar hierarki i sterk konkurranse om ressursar (Klemetsen et al., 2003). Når Auren har skaffa seg eit territorium vert anskaffing av næring meir effektiv (Jonsson & Jonsson, 2011). Auren føretrekk områder som består av varierende fysiske miljø med komplekse strukturar, noko som gir gode skjulmoglegheiter. Godt skjul gir vern mot

predatorar og aggressive konkurrentar. I følge Elliott (1994) og Kallberg (1958) blir fisken mindre aggressiv så lenge han er visuelt åtskilt frå konkurrentane sine. I tillegg treng han mindre areal i komplekse strukturar enn han ville gjort i homogene strukturar fordi han også blir mindre territoriell ved visuell åtskilling (Kallberg, 1958). Ein unngår også at dei dominerande individa får monopol på matressursane (Jonsson & Jonsson, 2011).

Intraspesifikk konkurranse, altså konkurranse mellom individ av same art, førekjem når det er knappheit på ressursar. I dei fleste tilfelle gjeld dette mat eller plass. Slik konkurranse er vanskeleg å unngå ettersom individ av same art som regel har same nisje. Det blir dei best tilpassa individ som vinn konkurransen, og slik er denne konkurransen med på å drive fram evolusjonære endringar i ein populasjon (Ward et al., 2006). Konkurranse mellom kohortar av same art, altså intrakohortkonkurranse, har ein viktig regulerande effekt på sjøaurebestandar i små bekkar. Slik konkurranse påverkar både vekst, habitatbruk og overleving hos dei ulike årsklassane. Ved høg tettleik av 1+, får 0+ ofte redusert vekst og overleving. Dette som følgje av at dei vert undertrykt av 1+ i ressurskonkurranse og på grunn av territorial åtferd (Nordwall et al., 2001).

2.3 Kantvegetasjon

Ei naturleg kantsone kan bestå av mange ulike samansetningar av gras, urter, busker og større tre. Desse har ofte ulike krav til både næring, vasstilgang og lysforhold. Ei variert kantsone med fleire sjikt byr på habitat som passar ulike artar av både insekt, pattedyr og fuglar. Slik kan stor variasjon i plantar gi opphav til eit variert og rikt dyreliv i kantsonene (NVE, 2025).

Kantvegetasjon påverkar mange av faktorane som er avgjerande for fisk, både når det kjem til habitat, vekst og overleving. Det er difor naturleg å anta at tilstanden til kantvegetasjonen vil påverke auren (Sievers et al., 2017).

Overhengande kantvegetasjon kan vere viktig når det kjem til habitatval for aure og laks (Heggenes & Traaen, 1988). Slik vegetasjon gir gode skjulmoglegheiter for yngel som ynskjer å unngå predatorar. I tillegg legg habitat med overhengande kantvegetasjon til rette for mindre risikofylt åtferd i samband med å skaffe seg næring, noko som gir auka overleving og utbreiing. Fråvær av overhengande kantvegetasjon gjer også at fisken utsettast for eit konstant stress (Pickering & Pottinger, 1987). Auren vert difor trekt mot elvestrekker der det er overhengande kantvegetasjon (Heggenes et al., 1999).

Variasjonar i vassstemperatur i form av Maks- og minimumstemperatur, sesongvariasjonar, døgnvariasjonar og ekstreme hendingar vil vere av betydning for fisken sin økologi (Broadmeadow et al. 2011). Laksefisk er generelt temperatursensitive, og aure er ein av dei som vert kraftigast påverka av temperaturendringar. Høge temperaturar gir auka metabolisme, noko som gir eit større behov for inntak av næring, og påverkar veksten til auren (Archer et al., 2020). I tillegg til direkte effektar på fisken vil temperatur kunne påverke veksten til evertebratar som utgjer ei særskild viktig matkjelde for auren (Broadmeadow et al. 2011).

Avrenning av næringsstoff og partiklar til ferskvatn endrar den kjemiske samansetninga i vatnet, og dermed også føresetnadane for kva organismar som trivast der. Mange bekkar, særleg i landbruksområde vert påverka av avrenning av næringsstoff. I dei fleste ferskvassresipientar er det fosfor som er avgrensande for algeoppblomstring (Syversen & Borch, 2005). Fosfor bind seg til partiklar, og kantsonene si evne til å binde partiklar er difor avgjerande for kor mykje fosfor som endar opp i bekken (Blankenberg et al., 2017). Ei buffersonene med tre og fleirsjikt vegetasjon har større kapasitet til å fange opp partiklar og betre reinseeffekt, enn til dømes heterogene soner med grasvegetasjon (Young-Mathews et al., 2010).

Kantvegetasjon er ikkje berre viktig for fisken sin del, men bidreg også som ein artsrik biotop for fugl, småkryp og ulike planteartar. Høg luftfuktigheit, næringsrik jord og god tilgang til vatn gjer at mange planteartar trivast der, i tillegg kan tettleiken av fugl i slike biotopar kome opp mot det du finn i tropiske regnskogar (NIBIO, 2020). I eit landskap som stadig er meir prega av menneskeleg innverknad er det ofte mangel på skog og vegetasjon i bustadområde og andre meir urbane område. Her kan kantsonene fungere som viktige vandringskorridorar for mellom anna vilt, slik at dyr kan flytte seg på tvers mellom leveområda dei nyttar (NVE, 2025).

Røtene til tre i kantsoner utgjer eit nettverk som armerer jordpartiklar og anna materiale. Dette gjer at ein får mindre erosjon enn i områder med til dømes gras eller manglande vegetasjon, der ein ikkje har ein struktur som held jordpartiklane på plass. Tre i kantsonene forhindrar på denne måten at elvane grev seg for langt inn i kantsonene. Ved høg erosjon risikerer ein skade på infrastruktur og bygningar, tap av landbruksjord og redusert vasskvalitet (Blankenberg et al., 2017). Tilførsel av fine partiklar som sedimenterer kan tette holromma i grusen slik at egg i gytegroper ikkje får tilgang på oksygen, og kan døy i tillegg til at viktige skjulhabitat forsvinn (Pulg et al., 2019). Det er difor viktig å unngå for mykje erosjon i elvar med gytande fisk.

Ettersom klimaendringane fører til auka mengde og hyppigheit på kraftig nedbør vil ein også vere meir utsett for flaum i og langs elvar. I slike tilfelle vil kantvegetasjon ha ein flaumdempende effekt fordi han forseinkar avrenninga til vassdraget, slik at ein får fordelt vassmengdene som vert tilført vassdraget over ein lenger tidsperiode (NVE, 2025). Tre i kantsona kan også dempe flaum ved intersepsjon, altså at trekronene tek opp regnvatn som seinare fordampar igjen, eller ved at dei djupe røtene gjer det mogleg for vatnet å trenge lenger ned i jordsmonnet. I områder med skog som næraste økosystem til elvar diskuterast det også om store mengder organisk materiale på bakken kan ha ein svampliknande effekt som tek opp vatn ved store nedbørmengder (Blankenberg et al., 2017; European Environment Agency, 2015)

Tre som veltar, eller kvistar som knekk kan bli til død ved anten på land eller i vasstraumen, og fungere som gode skjulplassar for fisk samtidig som det gir gode vekstmoglegheiter for organiske organismar som syter for næring i økosystemet (NVE, 2025). For at det skal ende opp død ved i eit system er ein avhengig av at det er tre til stades som kan tilføre dette, altså ein form for intakt kantvegetasjon. Ein svensk studie har sett på samanhengane mellom large woody debris (LWD), heretter kalla død ved, og tettleiken av aure. I følge denne aukar tettleiken av aure

i områder med mykje død ved, og støttar samstundes opp under at det er komplekse interaksjonar mellom det terrestriske og det akvatiske miljøet. I områda med død ved var storleiken på 0+ mindre enn i områder utan død ved. Forfattarane av studien peikar på tettleiksavhengig konkurranse som ei mogleg forklaring på auka tettleik og mindre 0+ i områder med mykje død ved (Degerman et al., 2004).

Kantvegetasjon spelar ei stor rolle i kor mykje lysinnstråling som når bekken, noko som kan påverke både temperatur, biokjemiske prosessar og føresetnadane for autokton produksjon, altså primærproduksjon i vassmassane (Broadmeadow et al., 2011; Knight & Bottorff, 1984). Primærproduksjonen påverkar samansetninga og tettleiken av botndyr som igjen utgjer viktig næring for fisk (Kiffney et al., 2004). På grunn av dette kan regulering av lysinnslepp frå kantvegetasjon også vere viktig for næringstilgangen til fisk.

2.4 Metode

2.4.1 Elektrofiske

For å samle tettleiksdata for auren i bekken vart elektrofiske nytta. Elektrofiske (heretter el-fiske) er ein godt etablert metode for å undersøke tettleik av fisk i vassdrag (Bohlin et al., 1989). Det er antatt at metodikken er skikka til å fange opp endringar i bestandstettleik over tid, og metoden brukast difor i overvaking av bestandar med anadrom laksefisk (Forseth & Forsgren, 2009). Ved el-fiske nyttar ein eit el-fiskeapparat som består av ein katodewire, ein anodering, eit batteri og ein omformar. Omformaren gjer straumen til likestraum med ulik spenning, noko som gjer at ein kan stille inn apparatet på ulike frekvensar basert på kor stor fisk ein skal fiske etter (Bohlin et al., 1989). Ein dannar eit elektrisk felt i vatnet mellom anoden og katoden. Fisken som finn seg innanfor dette feltet vil bli påverka av straumen, der den ytst i feltet vil få muskeltreningar og det er tilfeldig om fisken svømmer inn eller ut av feltet. Litt lenger inn i feltet vil fisken trekkast viljelaust mot anoden og etter kvart gå i narkose (Forseth & Forsgren, 2009). Dette gjer at ein kan håve opp fisken og legge han i ei bøtte med vatn. Deretter kan ein måle lengde på fisken, merke han, og gjennomføre andre eventuelle undersøkingar før ein set han tilbake i bekken.

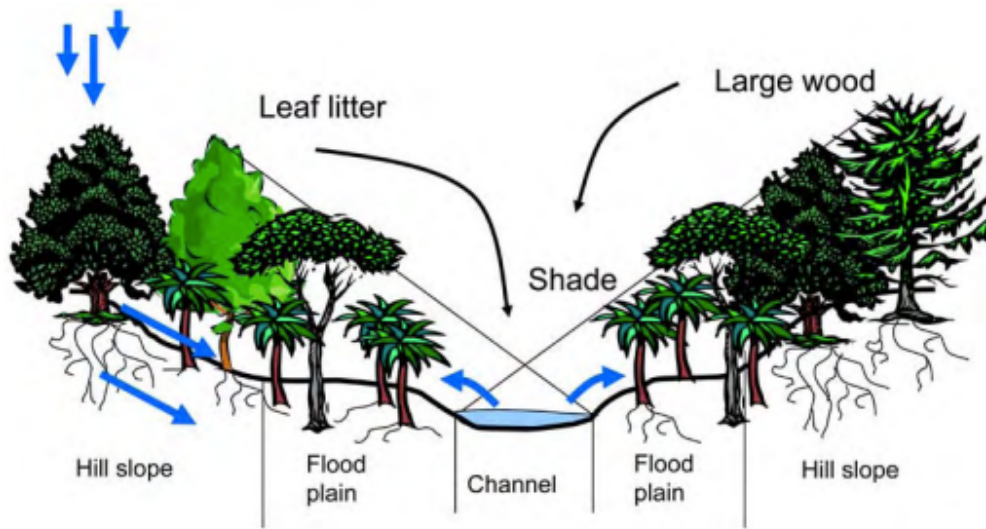
Ved el-fiske gjekk vi to personar saman der den eine har el-fikseapparatet, og den andre hadde hâv og bøtte. Vi bevegde oss systematisk gjennom stasjonen der vi ga straum med ein avstand på om lag 2 meter mellom kvart punkt. Vi ga straum i nokre sekund og dersom det dukka opp fisk fanga vi denne med håven og la han i ei bøtte. Då vi hadde bevegde oss gjennom heile stasjonen målte vi fisken si totallengd (Figur 2).



Figur 2: Måling av totallengd av ein aure som er fanga ved el-fiske. Den raude streken syner kvar målinga er teke.

Vi har i stor grad nytta oss av allereie eksisterande el-fiskestasjonar med kjende fangbarheitstal. Dette gjer at vi kan el-fiske dei enkelte stasjonane ein gong. Deretter kan eg nytte meg av fangbarheitstalet til den enkelte stasjon for å gjere tettleiksberekningar. Vi har også etablert nokre nye stasjonar i felt. Der har vi nytta oss av metodikken med 3 gonger overfiske ettersom vi ikkje har kjende fangbarheitstal frå før.

2.4.2 Kantvegetasjonsregistreringar



Figur 3: Figuren er henta frå Harding si metodeskildring for registrering av kantvegetasjon, og syner korleis kantvegetasjon påverkar habitat i bekk. Blå piler indikerer korleis vatn flytter seg mellom dei ulike sonene og svarte piler indikerer kva ressursar kantvegetasjonen gir til vasstraumen (Harding, 2009). Channel=vasstraum, Flood plain=flaumsone og Hill slope= elvekant. Figuren syner også korleis trekronene kastar skugge over vasstraumen.

For å lenke oppstraums kantvegetasjon opp mot tettleiks- og lengdedata er kantsonene langs heile bekken registrert frå utløp til om lag 100 meter over øvste elfiske-stasjon. Kantvegetasjon er kartlagt ved bruk av Harding (2009) sin metode, der vegetasjonssamansetning, breidde på kantsone, overflateskugge, del overhengande ved-aktig vegetasjon (busker og tre), og del overhengande ikkje-vedaktig vegetasjon (gras og urter) er blitt kartlagt (Tabell 1). Eit tverrtransekt av elva og kantsonene startar ved elvekanalen. Det første område på land, opp dit vatnet vil gå ved ein flaum kallar vi flaumsone, og ovanfor dette kjem elvekanten (Figur 3). Kantsonene delt opp i soner etter dei naturlege overgangane i terrenget. Alle registreringar er basert på visuelle observasjonar og vurdering. For kvar nye sone vart det registrert eit koordinat i applikasjonen Norgeskart Friluftsliv (versjon 1.8.20) (Ture Apps As, 2020). I tillegg vart det fylt ut eit google-skjema. Begge vart namngitt etter bekk og nummerert i stigande rekkefølge oppstraums. For å enkelt kunne kople saman informasjon frå skjema til punkt på kartet fekk dei same namn.

Tabell 1: Oversikt over dei 5 ulike kategoriane med scoringar som er nytta i registrering av kantvegetasjon langs heile bekken (Frå utløp opp til 100 m over øvste stasjon)

Scorar	Vegetasjons-samansetning (dominerande)	Breidde på kantsone	Overflateskugge	Del overhengande tre	Del overhengande ikkje-vedaktig vegetasjon
Score 1	Lite/ingen vegetasjon	< 1m	< 10% skugge	< 10% av seksjonslengd	< 10% av seksjonslengd
Score 2	Ikkje-treaktig vegetasjon	1-5 m	10-25% skugge	10-25% av seksjonslengd	10-25% av seksjonslengd
Score 3	Tre < 2m	5-15 m	25-50% skugge	25-50% av seksjonslengd	25-50% av seksjonslengd
Score 4	Tre 2-10m	15-30 m	50-80% skugge	50-80% av seksjonslengd	50-80% av seksjonslengd
Score 5	Tre >10m	>30 m	>80% skugge	>80% av seksjonslengd	>80% av seksjonslengd

2.4.3 Kartlegging av mesohabitat

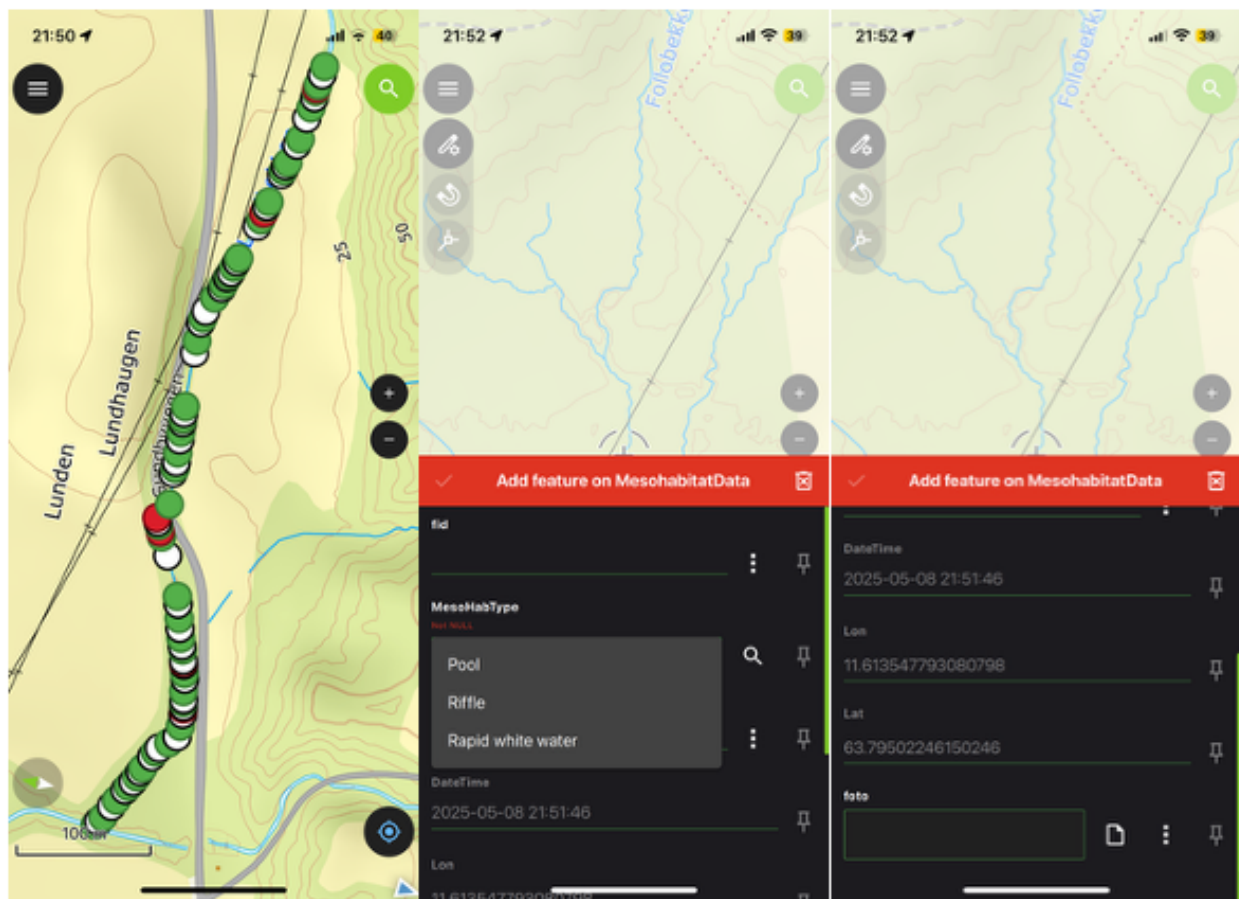
I kartlegging av mesohabitat har vi delt elvane opp i tre ulike kategoriar av mesohabitatstrukturar; stryk, brekk og kulp. Stryk definerast som grunt til moderat djupt vatn, med rask flyt og sterke straumar der overflata brytast av vatn som går kvitt. Brekk er grunt vatn med moderat til høg hastigheit og blanda straumar. Overflata er krusa, men bryt ikkje. Kulpar er djupner der vassoverflata er blank på grunn av låg vasshastigheit. Desse finnast stort sett der bekken vert djupare eller breiare (Figur 4) (Harding, 2009).



Figur 4: Bilete med dømer på registrerte mesohabitat a) kulp som er oppdelt av velta dødt tre. Vatnet er tilnærma stillestående med, og i botnen er det fint sediment. b)Brek. Det er mest tydeleg på midten av den avbilda strekninga. I bakkant er det stryk, og etter dei store steinane går det over til brekk der overflata er synleg krusa utan at ho bryt. c) Stryk der vatnet har så høg hastigheit at det går kvitt på overflata. Mot høgre i biletet går det over mot brekk.

Registreringane er gjennomført ved å gå frå utløpet av bekken opp til om lag 100 meter oppstraums øvste El-fiskestasjon i den respektive bekken. Undervegs har vi gjort visuelle vurderingar av mesohabitat etter kriteria for dei enkelte kategoriane.

Observasjonane vart registrert ved bruk av mobiltelefon samt QGIS sin feltapplikasjon, QField (versjon 3.4.6 -Ebo (7f93dav3.4.6)) (Kupach et al., 2023). I QField hadde vi eit skjema som var bygd i QGIS på førehand, der vi registrerte eit nytt GPS-punkt for kvar overgang til ny sone (Figur 5). For kvart registrerte punkt fylte vi inn bekk samt type mesohabitat i den gjeldande sona. Punktet får ein automatisk ID, og ein har moglegheit til å legge inn bilete. Dette har blitt gjort somme plassar for å vise tydelege dømer på dei ulike sonene, eller i tilfelle der det har vore usikkerheit om kva for ein habitattype som skal registrerast. Dette er gjort for å kunne undersøke i etterkant og bekrefte at ein har registrert riktig, eventuelt ha moglegheit til å korrigere klassifiseringa dersom det tydeleg er registrert feil.



Figur 5: Døme på korleis georeferansar av kulp, brekk og stryk er lagt inn i QField-applikasjonen. Bilete til venstre syner korleis punkta legg seg i kartet etter dei er lagt inn. Kvite punkt = startpunkt for kulp, Grøne punkt = startpunkt for brekk, og raude punkt = startpunkt for stryk. Alle soner følgjer bekken kontinuerleg til eit nytt punkt markerer starten på neste sone. Bilete i midten og til høgre syner korleis ein legg til nye punkt. Fid leggst til automatisk, ein vel MesoHabitType: Pool (kulp), Riffle (brekk) eller Rapid white water (stryk) frå nedtrekksmenyen. Bak nedtrekksmenyen ligg eit felt som heiter location, der ein fyller inn namn på bekken. Resten av felta fyllast ut automatisk. Til slutt kan ein valfritt legge til bilete for punktet.

2.4.4 Habitatregistreringar i elfiskesonene

For å kunne knytte habitattype opp mot andre registreringar vart det registrert habitat i fem tverrtransekt i kvar el-fiskestasjon. Totalt er det registrert habitat i 53 stasjonar, totalt 265 transekt, fordelt på 13 bekkar. Registreringane er gjort etter Harding (2009) samt Forseth og Harby (2013) sine metodar. Metodisk har vi gjort det likt som i tidlegare masteroppgåver i det same systemet i Verdal (Berntsen, 2022; Esdar, 2019; Njaa, 2022; Pedersen, 2021; Richenberg, 2019; Ustvett, 2021). Transekta vart jamt fordelt over den totale lengda til stasjonen frå nedst (0%), på 25%, 50%, 75% og i øvste ende (100%). For å få eit totalbilde av habitatforholda vart det gjort observasjonar både i vasstraumen og i kantsonene. Det vart registrert breidde på bekken, vassdjupne, samansetning av botnsubstrat, holrom til skjul, vegetasjonsskugge over vasstraumen, flaumsona og elvekanten samt dekningsgrad av mose og påvekstalgar på botnsubstrat. I tillegg vart kulpar og død ved registrert på stasjonsnivå (Tabell 2).

Djupne vart målt på fem punkt i breidda ved bruk av tommestokk. Substratsamansetning vart vurdert visuelt som ei prosentvis fordeling av massar i fem storleikskategoriar. Mosedekke og påvekstalgar vart vurdert visuelt og ved å kjenne på botnsubstratet, særleg for å oppdage påvekstalgar er det viktig å kjenne på overflata på større steinar då dei ofte er vanskelege å sjå. Desse vart registrert som prosentvis nærvær i fire ulike kategoriar.

Vegetasjonsskugge over vasstraum, i flaumsone og på elvekant vart vurdert visuelt som kor stor prosentdel som er dekkja av busker og tre. Skugge frå gras og høge urter er ikkje teke med i berekninga.

Til slutt vart død ved og kulpar registrert for heile stasjonen samla sett. Ein kulp må vere over 2 m² med stillestående vatn, og død ved teljast som store kvistvasar eller stokkar med diameter over 10 centimeter og lengde over ein meter. Alle habitatregistreringar vert lagt inn i eit Google Forms skjema fortløpande slik at observasjonar kan hentast direkte til Microsoft Excel 365 i etterkant.

Holrom til skjul vart registrert etter metode frå Forseth og Harby (2013). Holrom vart målt ved hjelp av ein PVC-slange med diameter på 13 mm, og markeringar på 2, 5 og 10 cm på slangen. Slik kunne telte vi holrom i tre ulike storleikskategoriar; Små (2-5 cm), medium (5-10 cm) og store holrom(>10 cm). I tillegg nytta vi eit kvadrat på 1m² som vi plasserte ein tilfeldig stad i tverrtransektet. For å oppnå reell tilfeldigheit delte vi transektet inn i 5 soner, på same måte som

ved djupnemålingane og nytta ein tilfeldig nummer generator på telefonen til å avgjere kva for ei av sonene kvadratet vart plassert i. Vi plasserte kvadratet slik at tverrtransektet traff midt i ruta. Holrom vart målt ved at ein prøvde å stikke slangen inn i dei holromma ein kunne finne, for så å notere kor mange rom av kvar storleik ein fann innanfor kvadratet. Det er viktig å «tenke som ein fisk», altså ikkje bruke makt for å få plass til slangen, eller telle same holrom 2 gonger sjølv om der er inngang frå fleire kantar Alle habitatmålingar ligg i Vedlegg 5: Kantvegetasjonsregistreringar.

Tabell 2: Oversikt over korleis dei ulike habitatparameterane er målt i felt, samt kva utstyr ein treng til dei ulike registreringane.

Miljøvariabel	Metode	Utstyr
Stasjonslengde	Måler total stasjonslengde i meter	Måleband
Breidde	Måler breidde på alle tverrtransekt	Måleband
Djupne	Måler djupne på 10 %, 25 %, 50 %, 75 % og 90 % av breidda	Tommestokk
Substratsamansetning	Prosent substrat med diameter 0-2, 2-10, 10-20, 20-100, 100-250 og >250 (mm)	Ingen (visuell vurdering)
Holrom	Tal holrom i storleikskategoriane 2-5 , 5-10 og >10 (cm)	Rektangel på 1 m ² og slange med diameter 13 mm
Vegetasjonsskugge over vatn	Prosentvis skugge	Ingen (visuell vurdering)
Vegetasjonsdekke flaumsone	Skugge over flaumsone i kategoriane 1-25%, 26-50%, 51-75%, 76-90% og >90%	Ingen (visuell vurdering)
Vegetasjonsdekke elvekant	Skugge over elvekant i kategoriane 1-25%, 26-50%, 51-75%, 76-90% og >90%	Ingen (visuell vurdering)
Mosedekke botn	Dekke i transekt i kategoriane 0%, 1-33%, 34-66% og >66%	Ingen (visuell vurdering)
Påvekstalgar botn	Dekke i transekt i kategoriane 0%, 1-33%, 34-66% og >66%	Ingen (visuell vurdering)
Kulpar i stasjon	Tal kulpar beståande av over 2m ² stilleståande vatn	Ingen (visuell vurdering)
Død ved i stasjon	Store kvistvasar eller greiner over 1 m og 10 cm i diameter	Ingen (visuell vurdering)

2.5 Analytisk metode

2.5.1 Behandling av rådata

Habitatdata

Rådata har vorte behandla i Microsoft Excel 365 (versjon 16.92). For habitatkartlegging er alle skjemasvar eksportert til Excel-fil for å så å ha vorte behandla. Alle data er sett over og openberre tastefeil og liknande korrigerert. I tillegg er det blitt rekna ut snittsubstrat ved bruk av formel etter Wentworth-skalaen (Wentworth, 1922):

$$\text{Snittsub.} = \text{sub}0 - 2\text{mm}/100 * 1 + \text{sub}2 - 20\text{mm}/100 * 11 + \text{sub}20 - 100\text{mm}/100 * 60 \\ + \text{sub}100 - 250\text{mm}/100 * 175 + \text{sub} > 250\text{mm}/100 * 625$$

Vekta skjul er berekna ut frå tal holrom i dei tre storleikskategoriane etter formel frå handbok for miljødesign i regulerde vassdrag (Forseth & Harby, 2013):

$$\text{vekta skjul} = 1 * \text{holrom } 0 - 5\text{cm} + 2 * \text{holrom } 5 - 10\text{cm} + 3 * \text{holrom } > 10\text{cm}.$$

For å enklare kunne nytte data for vegetasjon, mose og påvekstalg er prosentintervalla gjort om til ordinale data. For vegetasjonsdekke som er oppgitt i 5 prosentvise kategoriar er 1-25% blitt 12, 26-50% er 38, 51-75% er 63, 76-90% er 83 og >90% er 95. Mosedekke og påvekstalg er delt inn i tre kategoriar, og her er 1-33% blitt 17, 34-66% blitt 50 og >66 blitt 83. For alle kategoriar er 0% lik 0. For desse variablane er det også berekna snitt-tal for alle transekt innan kvar stasjon.

El-fiskedata

All data frå el-fiske vart notert på vassfast papir i felt, og vart i etterkant lagt inn manuelt i Microsoft Excel 365 (versjon 16.92). Feil som er oppdaga undervegs er blitt korrigerert. Vidare er sortering og oppteljing gjort i Rstudio (versjon 2024.12.0.+467).

I alle stasjonar med data frå tidlegare år har det kun vore gjennomført ein gongs overfiske. For å kunne berekne tettleikar har vi nytta alle tilgjengelege fangbarheitstal frå åra 2015-2024, og funne gjennomsnittlege fangbarheitstal for kvar enkelt stasjon og aldersgruppe (0+ og 1+). Denne er nytta for å estimere tettleikar basert på el-fiskefangsten i 2024. For dei nyetablerte stasjonane har det vore gjennomført 3 gonger overfiske. For desse er Zippin-metoden nytta for å berekne tettleikar (Bohlin et al., 1989).

Mesohabitatdata

Data for mesohabitat er samla inn ved hjelp av QField (Kupach et al., 2023), som er eit QGIS tilleggsprogram for feltarbeid. Data er direkte importert til QGIS (Sherman et al., 2025) ved hjelp av skylagring.

Kantvegetasjonsdata

Data frå registrering i google forms er blitt eksportert til excel. I tillegg har georeferansar frå norgeskart Friluftsliv (Ture Apps As, 2020) blitt importert til QGIS (Sherman et al., 2025). Data er blitt gjennomgått og det har blitt gjort endringar i nummereringar med feil. I nokre få tilfelle manglar det skjema, truleg grunna nettverksfeil ved innsending i felt. I desse tilfella har vi nytta ortofoto saman med koordinatane til sona som manglar data til å studere kantvegetasjon. Eg har nytta nyaste bilete tilgjengeleg, og lagt inn ei ny registrering av sona ut frå det vi ser som sannsynleg at har vore registrert i utgangspunktet.

2.5.2 Dataanalyse og statistikk

Modellering av tettleiks- og lengdedata

For modellering av tettleiksdata er el-fiskedata, lokale habitatdata, kantvegetasjonsdata og mesohabitatdata nytta. For modellering av lengdedata er årsklassefordeling også nytta. Metode for inndeling i årsklassar er beskrive under kapittel Behandling av rådata.

Den generelle modellstrukturen for tettleiksanalysar er:

$$[0+] = [1+] + \text{lokalhabitat} + \text{oppstraumseffekt}$$

der $[0+]$ er tettleik av $0+$. Den generelle modellstrukturen for lengde- og årklasseanalysar er:

$$L_{0+} = [1+] + \text{lokalhabitat} + \text{oppstraumseffekt}$$

Der L_{0+} er lengda av $0+$.

For å modellere eventuelle tettleiksinteraksjonar mellom $0+$ og $1+$, er tettleik av $1+$ ($[1+]$) inkludert i alle modellar. Deretter er det lagt til maksimalt 2 variablar for lokalhabitat og 2 variablar for oppstraumseffektar. Dette for å ikkje få alt for komplekse modellar. Ved bruk av to

variablar for oppstraumseffektar er den same avstanden frå startpunkt nytta for begge variablane innan ein modell.

Etter å ha bygd opp om lag 30 ulike modellstrukturar for kvar av modellane som skulle lagast nytta eg pakken AICcmodavg (Mazerolle, 2023) til å gjennomføre modellseleksjon. Verdier som er teke med frå desse analysane er K, AICc, ΔAIC , AICcWt og LL. Forklaring på desse følgjer under (Burnham & Anderson, 2004):

K: Talet estimerte parameterar for modellen

AICc: Informasjonskriteriet som er berekna for kvar modell. AICc er ein versjon av AIC som er korrigert for små utval.

ΔAIC : Skilnaden mellom AIC-verdien til ein gitt modell og den lågaste AIC-verdien i modellsettet. Lågare verdi = betre modell.

AICcWt: Akaike-vekt, også kalla modellen sin sannsynlegheit. Dnne syner kor stor støtte (bevismengde) det er for at ein gitt modell er den mest «parsimonske» (best balanse mellom enkelheit og datatilpassing) blant alle kandidatmodellar.

LL: Log-likelihood for kvar modell, dersom c.hat=1 (ingen overdispersjon) og parameterane er estimert ved maksimum likelihood. Brukast som grunnlag i AIC-berekninga.

For å kome fram til den nytta modellen for tettleik vart det først gjennomført modellseleksjon basert på oppbygde modellar før det vart gjort modelltilpassing der faktorar som kompliserte modellen utan å ha signifikant betyding vart fjerna.

Ordinasjonsanalyse av lokalhabitatdata

For å redusere kompleksiteten av dei registrerte og korrelerte lokalhabitatdata, og få uavhengige komponentar som kan nyttast inn i dei vidare analysane vart det gjennomført ei prinsipalkomponentanalyse (PCA). Dette forenkler også oppbygginga av modellar. Pakken Vegan i Rstudio (Oksanen et al., 2025) vart nytta til å gjennomføre analysen. Gjennom å nytte scoringane på prinsipalakasane (PC1 til PC3 om dei til saman fangar opp >60 % av variasjonen) frå PCA-analysen fekk eg nye ikkje-korrelerte variablar som kunne nyttast som lokalhabitatvariablar.

Analysar av oppstraums kantvegetasjon

For å kunne analysere korleis oppstraums kantvegetasjon påverkar fisken i elfiske-stasjonane har eg nytta kantvegetasjonsdata og mesohabitatdata som er samla inn frå utløp og kontinuerleg oppover dei ulike bekkane. For å kunne nytte kantvegetasjonsdata til analysar har kvar sone fått ei total scoring som er summen av tala for dei ulike kategoriane som er registrert. Ettersom kvar av dei fem kategoriane har klassifiseringar frå 1-5 er maksimal score for kantvegetasjon 25. Dess høgare talet er, dess meir intakt reknast kantvegetasjonen for å vere. I tillegg har det vorte nytta høgdedata frå høydedata.no (Kartverket, 2018) for å kunne estimere høgdegradientar i bekkane. Vidare metode for behandling av data er utvikla av Thrond Oddvar Haugen. Beskriving av metoden følger i Vedlegg 9: Metode for behandling.

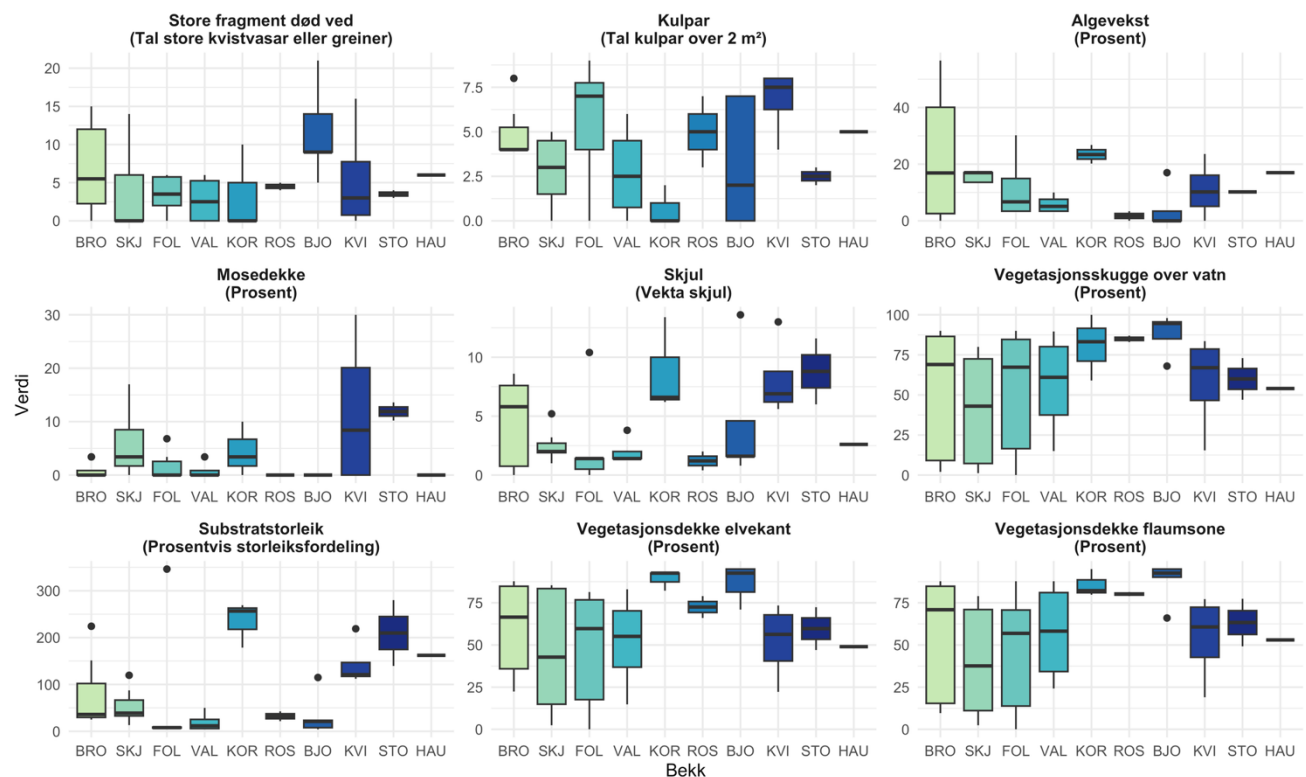
2.5.3 Bruk av kunstig intelligens

Eg har nytta kunstig intelligens (KI) i form av ChatGPT i enkelte delar av studien. Dette har vore gjort i tråd med NMBU sine retningslinjer (NMBU, 2025). Eg har til dels nytta det til å finne kjelder, eller undersøke om ei kjelde eg har funne inneheld det eg er ute etter. Eg har kun nytta materiale direkte frå kjeldene. Materiale som er brukt inn i studien er såleis ikkje KI-generert, men henta frå originalkjeldene. Eg har også brukt KI som støtte til å forstå den statistiske betydinga av analysar og til noko avsluttande språkvask.

3 Resultat

3.1 Habitatpåverknad

Lokalhabitat vart målt på stasjonsnivå, og resultata syner at det var stor variasjon i lokalhabitata som tilbydast i dei ulike bekkane. Broskitbekken, Skjördalsbekken, Follobekken, Valbekken og Kvisla er dei lengste bekkane, med flest stasjonar. I desse bekkane er det større variasjon i dei målte variablane enn resterande bekkar som er kortare og har færre stasjonar (Figur 6). Rådata av habitatregistreringane følgjer i Vedlegg 6: Habitatregistreringar.



Figur 6: Boksplott av dei målte habitatvariablane i dei 10 undersøkte bekkane i Verdal i 2024. Verdiane er avhengig av kva som er målt (nemningar står i parentes i tittelen). Boksane dekkjer 25-75-prosentilen og den tjukke streken i midten av boksane er medianen. Øvre whisker går til den største verdien som er innanfor 75-prosentilen + $1,5 \cdot \text{interkvartilbreidde}$. Interkvartilbreidda er det same som spennet i dei midtre 50% av data. Nedre whisker går til den minste verdien som framleis er innanfor 25-prosentilen - $1,5 \cdot \text{interkvartilbreidde}$. Punkta er uteliggjarar, som utgjer verdier ein ikkje skal forvente dersom normalfordelt.

Frå PCA-analysen fann eg at PC1, PC2, og PC3 forklarte høvesvis 35 %, 22 % og 13 % av variasjonen i data. Til saman forklarar dei 70 % av variasjonen (Tabell 3).

Tabell 3: Oversikt over eigenverdiar og forklart variasjon av dei enkelte PC-aksane- basert på ikkje-beskranka PCA for stasjonsvise habitatvariablar (vist i Figur 6).

Viktigheit av komponentar						
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Eigenverdi	3.88	2.36	1.41	1.04	0.78	0.59
Forklart del	0.35	0.22	0.13	0.09	0.07	0.05
Kumulativ forklart del	0.35	0.57	0.70	0.79	0.86	0.91
	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	
Eigenverdi	0.39	0.31	0.19	0.04	0.02	
Forklart del	0.04	0.03	0.02	0.00	0.00	
Kumulativ forklart del	0.95	0.98	0.99	1.00	1.00	

Miljøvariablane som vekta mest på dei tre PCA-komponentane kunne oppsummerast til kantvegetasjon, fysiske variablar som skjul og substrat, og rammevilkåra for stasjonen. Skugge over vassflate, vegetasjonsdekke i flaumsone og elvekant samt død ved var alle parameterar som vekta tungt i PC1 (Tabell 4). Desse hang tett saman, og ga ein akse som i stor grad beskreiv kantvegetasjon. I PC2 var det substrat, skjul, mosedekke og algar som vekta tyngst, med ei klar overvekt på substrat og skjul (Tabell 4). Dette er alle fysiske faktorar som påverka fisken direkte. Denne aksen beskreiv i stor grad botnforhold. Til slutt var det dei fysiske rammevilkåra som gjorde utslag i PC3 (Tabell 4). Dette gjaldt breidde, djup og kulpar, som alle har ein direkte samband med vasshastigheit i bekken. Ved analysar av habitatval er det viktig å ta i betraktning at fysiske faktorar aldri opptreir åleine. Faktorar som til dømes djupne og vasshastigheit heng saman, og når ein legg til biotiske faktorar vert biletet enda meir komplisert.

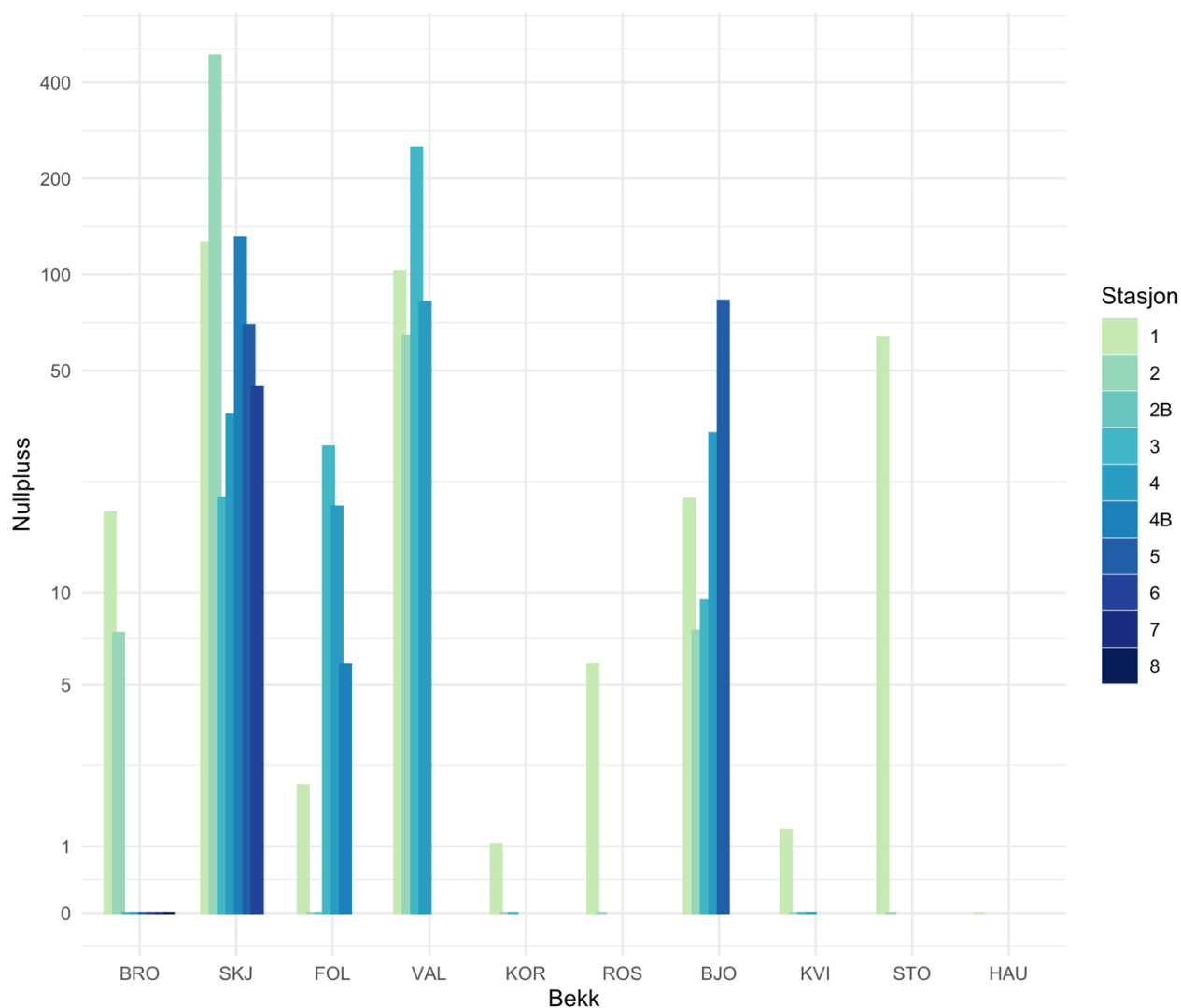
Etter kvart som fisk vert eldre aukar kompleksiteten i oppførsel (Ayllón et al., 2009), og tolkingane ytterlegare.

Tabell 4: Oversikt over PC-skåringane hjå habitatvariablane som inngjekk i PCA-analysa i Tabell 4. Korleis dei ulike miljøvariablane er registrert i felt er beskrive i Tabell 2. Dei scoringane som er utheva er dei som vektar tyngst i kvar enkelt PCA-komponent.

Miljøvariabel	PC1	PC2	PC3
Bredde	-0,59	-0,14	0,84
Djup	0,67	0,26	0,66
Substrat	-0,19	-1,19	-0,08
Skjul	-0,21	-1,17	0,33
Skugge over vassflate	-1,32	0,12	-0,13
Vegetasjonsdekke flaumsone	-1,33	0,11	-0,21
Vegetasjonsdekke elvekant	-1,33	-0,13	-0,17
Mosedekke	-0,23	-0,71	0,47
Algar	0,63	-0,90	0,04
Kulpar	0,11	0,52	0,87
Død ved	-0,93	0,27	0,63

3.2 Tettleiksfordeling av 0+ aure

Totalt vart det fanga 1011 individ av aure under elfisket, derav var 659 individ 0+. Det vart fanga aure i alle bekkar, og den einaste stasjonen som var fisketom var Haukbekken stasjon 2. I 16 av 42 stasjonar vart det ikkje funne 0+ i det heile. Skjördalsbekken stasjon 2 var den stasjonen som hadde høgast 0+-tettleik med 485 fisk/100 m² (Figur 7). All rådata følgjer i Vedlegg 3: Rådata elfiske 2024.



Figur 7: Tettleikar av 0+ per 100m² i dei enkelte stasjonane i kvar bekk. I Brokskitbekken (BRO) er det åtte stasjonar, stasjon 1-8. Det vart ikkje funne nullpluss i stasjon 3-8 i 2024. I Skjördalsbekken (SKJ) er det sju stasjonar, stasjon 1-6 og ein stasjon 4B. Skjördalsbekken er den bekken med høgast yngeltettleik ved elfiske i 2024. I Follobekken (FOL) er det sju stasjonar, stasjon 1-5, ein stasjon 2B og ein 4B. Valbekken (VAL) har fire stasjonar, stasjon 1-4. Korsådalsbekken (KOR) har tre stasjonar, stasjon 1-3. I Rossvollbekken (ROS) er det to stasjonar, stasjon 1-2. I Bjørkbekken-/Sundbybekken (BJO) er det fem stasjonar der stasjon 1-4 ligg i Bjørkbekken og stasjon 5 ligg i Sundbybekken. Kvisla (KVI) har fire stasjonar, stasjon 1-4. Stordalsbekken (STO) har 2 stasjonar, stasjon 1-2, der stasjon 2 er fisketom. Haukbekken (HAU) har ein stasjon, stasjon 1. I alle bekkar er stasjon 1 nærast utløp, og stasjonsnummer stig oppstrøms.

Kandidatmodellen som fekk mest støtte i data (Tabell 5) indikerer at å inkludere tettleik av einpluss, del rennande vatn 50 meter oppstraums og miljøvariablane PC2 og PC3, samt interaksjonen mellom desse mest effektivt forklarte variasjonen i 0+-tettleik. Den utvalde modellen fekk 41% av den relative støtta i data, og vart nytta i vidare analyse. Modellen forklarte 33 % av variasjonen i 0+-tettleik.

Tabell 5: Modellseleksjonstabell som syner dei 10 tettleiks-modellane som har mest AICc-støtte i data. Desse forklarar kva for variablar som påverkar 0+-tettleiken i studiebekkane i Verdalsvassdraget i størst grad. EinPluss er tettleiken av 1+ på $\ln(x+1)$ skala, KantScore er den samla kantsonescoren oppstraums, RVatn er del rennande vatn. Tala bak KantScore og RVatn indikerer kor mange meter oppstraums variabelen gjeld for. PC1, PC2, og PC3 er miljøvariablar beskrive nærare i Tabell 4.

Modellstruktur	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	LL
EinPluss + PC3 + PC2 + RVatn50 + PC3:PC2	9	164,14	0,00	0,41	-70,07
EinPluss+PC2+KantScore50*RVatn50	7	166,58	2,44	0,12	-74,54
EinPluss+PC3	4	167,87	3,72	0,06	-79,36
EinPluss+PC2+KantScore50+RVatn50	6	168,35	4,20	0,05	-76,90
EinPluss+PC3+KantScore50*RVatn50	7	168,39	4,25	0,05	-75,45
EinPluss+PC2+KantScore100*RVatn100	7	168,65	4,51	0,04	-75,58
EinPluss+PC2	4	169,14	5,00	0,03	-80,00
EinPluss*VektaSkjul	5	169,30	5,16	0,03	-78,77
EinPluss+PC2+KantScore200*RVatn200	7	169,50	5,35	0,03	-76,00
EinPluss+PC2+gradient50*RVatn50	7	169,64	5,49	0,03	-76,07

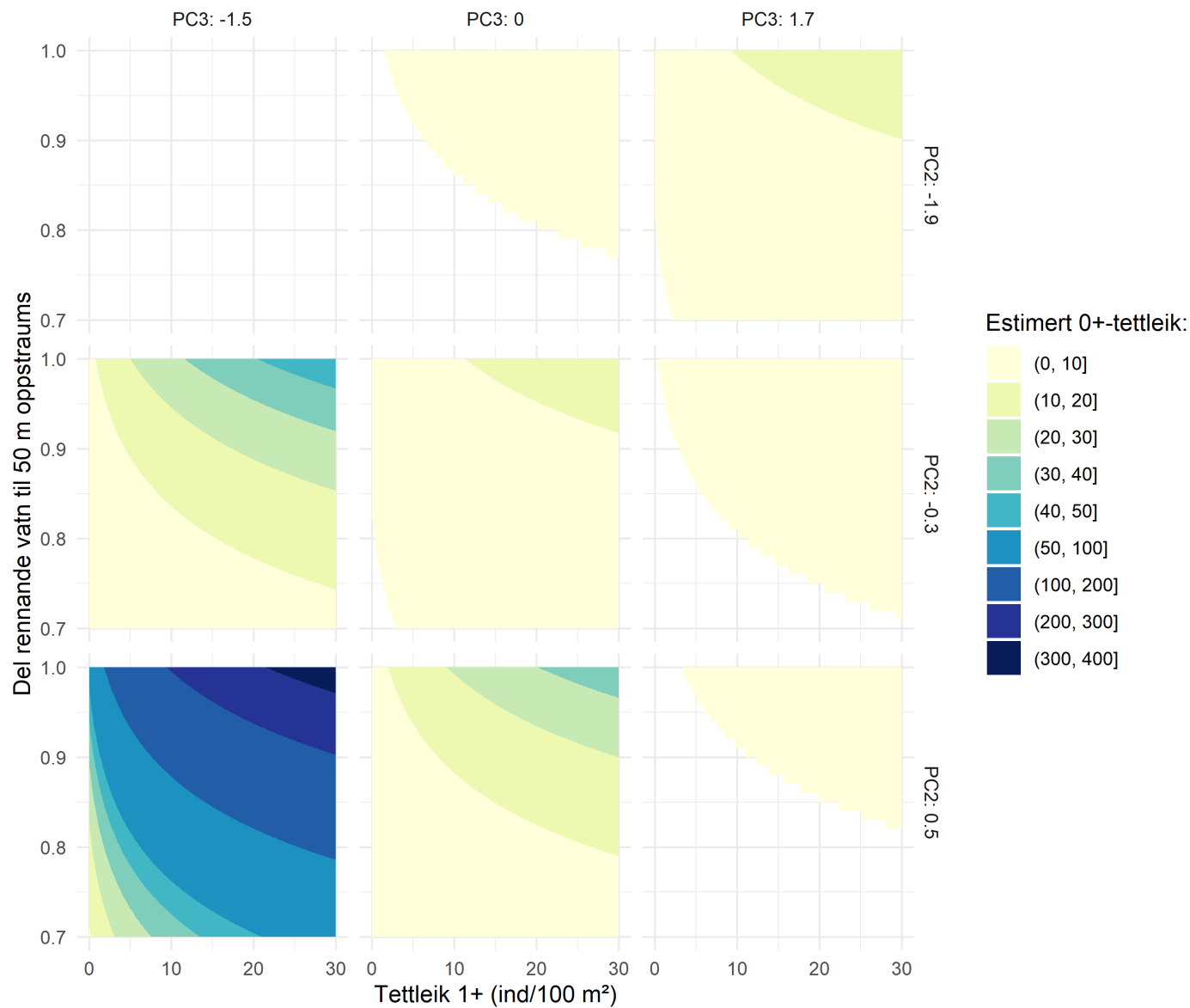
Den utvalde modellen hadde ein signifikant positiv effekt av både tettleik av 1+ og del rennande vatn dei neste 50 meterane oppstraums (Tabell 6). Det var også ein signifikant interaksjon mellom PC2 og PC3 (Tabell 6). Om ein ser nærare på PCA-resultata i Tabell 4, tyder denne PC2*PC3 interaksjonen på at effekten frå dei PC2-relaterte variablane substrat og botnforhold på 0+-tettleiken må sjåast i samanheng med dei PC3-relaterte variablane kulpar og utforminga på bekken. Fullstendig AIC-tabell for alle modellane følgjer i Vedlegg 7: Fullstendig AIC-tabell for auretettleik.

Tabell 6: Parameterestimat og effekttest av 0+tettleiksmodellen med mest støtte i data (Tabell 5)

Parameterestimat			Effekttest (ANOVA)			
Element	Estimat	Standardfeil	Df	SS	F	p-verdi
Skjeringspunkt	-4,69	2,477				
EinPluss	0,59	0,231	1	14,193	5,4016	0,026
PC3	-1,02	0,358	1	18,262	6,9501	0,012
PC2	0,77	0,359	1	9,101	3,4636	0,071
RVatn50	5,98	2,659	1	13,947	5,3079	0,027
PC3:PC2	-0,97	0,466	1	11,366	4,3255	0,044

Modellprediksjonane for den utvalde modellen syner dei høgste estimerte 0+-tettleikar for låge PC3-verdiar og høge PC2-verdiar (Figur 8). Altså er det høgst tettleik i smale, grunne elvar med få kulpar og lite holrom, fint sediment og lite mose og algar.

Dess større del rennande vatn til 50 meter oppstraums, dess høgare tettleik av 0+ estimerer den utvalde modellen. Det som er rekna som rennande vatn er alt som ikkje er kulpar, og ein kan dermed også seie at ein mindre del kulpar oppstraums gir høgare estimert tettleik av 0+. Når både PC2- og PC3-verdiane var låge var det ingen 0+ (Figur 8).



Figur 8: Prediksjonsplott av den mest støtta modellen for tettleik av 0+ basert på analyse av fiskedata, habitatdata i elfiskestasjonar, mesohabitatdata og kantvegetasjonsdata (Tabell 5). Konturlinjene syner predikert tettleik av 0+ (ind/100 m²) påverka av tettleik av 1+ (ind/100 m²), del rennande dei neste 50 meterane oppstraums, PC2. og PC3..

3.3 Lengde- og årsklassefordeling av aure

Fiskelengdene varierte noko, både mellom bekkar og stasjonar. Det vart difor sett øvre lengdegrensar for både 0+ og 1+ for kvar enkelt stasjon (Vedlegg 4: Lengdegrensar for årsklasser per stasjon). I Bjørk-/Sundbybekken, Skjørdalsbekken, Stordalsbekken og Valbekken var det klar overvekt av 0+ i forhold til 1+ i bekken. I Brokskitbekken og Follobekken var det ei ganske jamn fordeling mellom 0+ og 1+, medan Haukbekken, Korsådalsbekken, Kvisla og Rossvollbekken har overvekt av 1+ i forhold til 0+. Totalt sett er det lite 0+ i bekkane med unntak av Bjørk-/Sundby-, Skjørdals-, og Valbekken. Dess lenger mot høgre stolpane er forskyvd, dess større er fisken i bekken (Figur 9).



Figur 9: Fiskelengder per bekk, stolpane syner tal individ innan kvar lengd per stasjon. Lengdegrensene for dei ulike årsklassane per stasjon per bekk ligg i Vedlegg 4: Lengdegrensar for årsklassar per stasjon.

Modellen med mest støtte i data inkluderte ungfisktetleik (0+ og 1+), interaksjonen mellom PC1 og PC2, og interaksjonen mellom gjennomsnittleg kantvegetasjonsscore og del rennande vatn 100 meter oppstraums som prediktorar for å forklare variasjonen i lengde hos aureyngel i studiebekkane. Modellen som inkluderer desse variablane har 48% av den relative støtta i data og forklarte 21 % av variasjonen i lengdedata.

Tabell 7: Modellseleksjonstabell som syner dei 10 lengde-modellane som har mest AICc-støtte i data. Desse forklarar kva for variablar som påverkar lengde hos 0+ i studiebekkane i Verdalsvassdraget i størst grad. «Ungfisk» inkluderer tetleik av 0+ og 1+. PC1, PC2, og PC3 er miljøvariablar beskrive nærare i Tabell 4. KantScore skildrar den gjennomsnittlege kantsonesummen, RVatn skildrar del rennande vatn, og talet som følgjer desse skildringane indikerer kor mange meter oppstraums denne parameteren gjeld for.

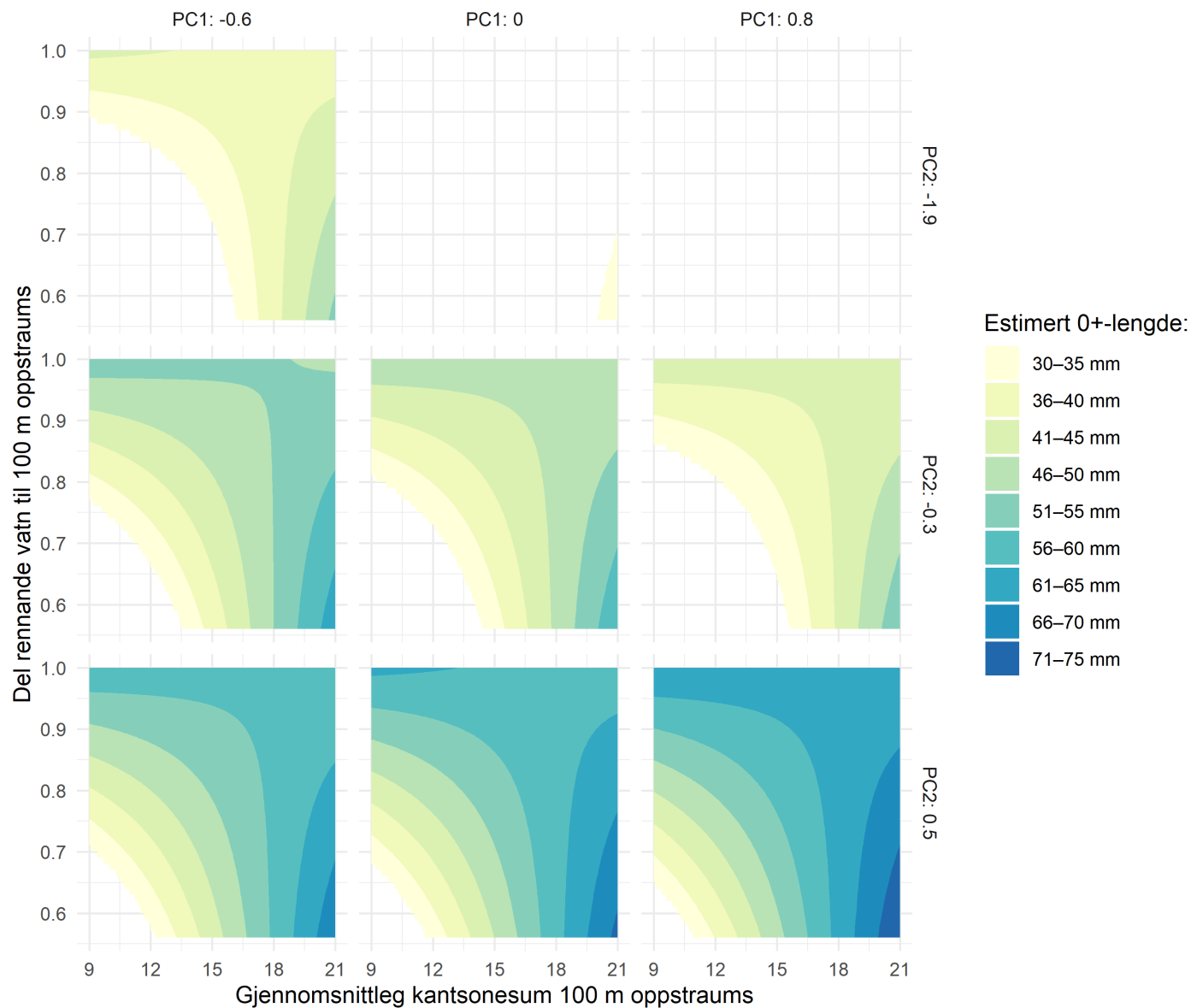
Modellstruktur	K	AICc	ΔAICc	AICcWt	LL
Ungfisk + PC1 * PC2 + KantScore100 * RVatn100	9	4752,53	0,00	0,48	-2367,13
NullPluss+PC1*PC2+ KantScore100*RVatn100	9	4753,13	0,60	0,35	-2367,43
NullPluss+PC1*PC2+ KantScore50*RVatn50	9	4754,66	2,13	0,16	-2368,19
NullPluss+PC1*PC2+KantScore100	7	4762,41	9,87	0,00	-2374,12
ungfisk+PC2+KantScore100*RVatn100	7	4766,68	14,15	0,00	-2376,25
NullPluss+PC1+PC2+ KantScore100*RVatn100	8	4767,96	15,43	0,00	-2375,87
ungfisk+PC2+KantScore50*RVatn50	7	4768,55	16,01	0,00	-2377,19
NullPluss+PC2+KantScore50*RVatn50	7	4770,14	17,61	0,00	-2377,98
NullPluss+PC2+PC1+ KantScore50*RVatn50	8	4771,26	18,73	0,00	-2377,52
NullPluss+PC2*PC3+ KantScore50*RVatn50	9	4771,59	19,06	0,00	-2376,66

Utvalde modell har signifikant positiv effekt av 1+-tettleik på storleiken til 0+. Det var signifikante interaksjonar mellom PC1 og PC2 og mellom KantScore100 og RVatn100 (Tabell 7). Fullstendig AIC-tabell for alle modellane følgjer i Vedlegg 8: Fullstendig AIC-tabell for lengde på yngel.

Tabell 8: Parameterestimater og tilhøyrande effekttest for lengdemodellen med mest støtte i data (Tabell 7).

Parameterestimater			Effekttest (ANOVA)			
Element	Parameterestimat	Standardfeil	DF	SS	F	p-verdi
Skjeringspunkt	-136,60	58,49				
Ungfisk	0,015	0,005	1	161	1.8048	0,18
PC1	-2,58	0,87	1	955	10.6989	<0,002
PC2	15,33	1,84	1	7100	79.5184	<0,0001
KantScore100	10,38	3,39	1	2046	22.9204	<0,0001
RVatn100	192,90	57,85	1	2133	23.8884	<0,0001
PC1:PC2	13,35	3,24	1	2452	27.4639	<0,0001
KantScore100: RVatn100	-10,68	3,37	1	899	10.0743	<0,002

Den utvalde lengdemodellen estimerte at når der er låge PC2 -verdiar blir aureyngelen små (Figur 10). Det er eit unnatak for når PC1-verdiane også er låge. Då vart yngelen lenger. Ein høg totalscore for kantvegetasjonen dei neste 100 meterane oppstraums ser ut til å gi gjennomgåande god vekst for 0+. Yngelen tenderer også til å bli større dess mindre kulpar det er oppstraums. Også her er det eit unntak, og det er når kantsonesummen blir veldig høg. Altså gjer interaksjonseffekten mellom KantScore100 og RVatn100 at den estimerte lengda til 0+ er avhengig av kor mykje kulpar du har 100 meter oppstraums, som igjen er avhengig av kantsonekvaliteten i den same strekka.



Figur 10: Prediksjonar av den mest støtta modellen for lengda av 0+ basert på analyse av fiskedata, habitatdata i elfiskestasjonar, mesohabitatdata og kantvegetasjonsdata (Tabell 5). Konturlinjene syner predikert lengde av 0+ i millimeter, påverka av gjennomsnittleg kantsonesum og del rennande vatn dei neste 100 meterane oppstraums, PC1 og PC2.

4 Diskusjon

Fordi storleik hjå 0+ ofte er tett kopla til overleving, vil mange av effektane som påverkar tettleik av 0+ vere samanfallande med dei som påverkar lengde hjå 0+. Resultata viser at både lokale og oppstraums habitatforhold påverkar tettleik og lengde hos aureyngel (0+), men på ulike måtar. Høg tettleik vart registrert i smale, grunne bekkar med variert substrat og god tilgang på skjul, mose og algar. Lengde vart påverka av del rennande vatn og kantvegetasjon 100 meter oppstraums. På ein lokal skala ga opne habitat og moderat straum dei beste vilkåra for lang 0+. Det vart ikkje funne teikn til tettleiksavhengig konkurranse mellom aldersgrupper eller innan same kohort, men heller ein positiv effekt av auka tettleik for både lengde og tettleik av 0+.

4.1 Kva betydning har oppstraums habitatvariablar for tettleik og lengde av 0+?

Studien fann ein interaksjonseffekt mellom den gjennomsnittlege kantvegetasjonsscoren og del rennande vatn dei neste 100 meterane oppstraums. Det innebar at når begge variablane har høge verdiar vart den samla effekten på lengde av 0+ lågare enn om ein hadde sett på dei enkelte effektane kvar for seg. Modellprediksjonen (Figur 10) synte at ein stor del rennande vatn og høg kantvegetasjonsscore for 100 m oppstraums generelt gir auka tettleik av 0+. Likevel, ved maksimal kantvegetasjonsscoren vert effekten av denne redusert dersom delen rennande vatn er stor dei neste 100 meterane oppstraums.

Ei mogleg forklaring ligg i samansetninga og strukturen i kantsona. Store tre som heng over vasstraumen tilfører ofte død ved, og stammar, eller røter som går ned i vatnet kan danne formasjonar der ein får rolegare evjer sjølv om vasshastigheita elles er høg. Slike strukturar gir rolegare vatn i elles strie parti, noko som kan tilby gunstige leveområde for yngel. Slike parti er det mange av i Verdal, og dette kan vere ei forklaring på at maksimal tilgang på kantvegetasjon, og moderat høg vasstraum gir god vekst hos yngel. Aureyngel i elvar lever hovudsakleg av drivande næring, og tek typisk standplass i område med låge straumar, i umiddelbar nærleik til sterkare straumar, som fører med seg mykje driv. Aureyngel nyttar seg av slike soner for å stå i rolege straumar nær område med høgare vassføring med større næringstilførsel. Dette gir moglegheit for å spare energi kombinert med god næringstilgang. Tilgang på slike habitat kan

stimulere til auka jaktaktivitet, og utnytting av dette kan gi optimalt energiutbytte for god vekst (Fausch, 1984; Grant & Kramer, 1990; Jenkins Jr, 1969; Saltveit & Heggenes, 2000).

Ei mogleg forklaring på den positive korrelasjonen i tettleik mellom 1+ og 0+, samtidig som dei oppnår god vekst, kan vere at dei heller enn å konkurrere utfyller kvarandre sine nisjar. Sjølv om det i litteraturen er vist at eldre individ, som 1+ i større grad nyttar seg av terrestriske insekt (Elliott, 1967; Jonsson & Jonsson, 2011; Sánchez-Hernández & Cobo, 2016), kan tilførsel av organisk materiale frå kantvegetasjon også vere viktig for 0+. Slik tilførsel legg til rette for høgare primærproduksjon, som igjen som gir høgare produksjon av akvatiske evertebratar som er viktig næring for 0+ (Hynes, 1963; Minshall, 1967; Mulholland et al., 1984; Saltveit & Heggenes, 2000). Alloktont materiale, som lauv vert konsumert av planterestetande botndyr, mellom anna steinfluger (*Plecoptera*) og vårfluger (*Trichoptera*) (Bärlocher & Kendrick, 1973; Bärlocher & Kendrick, 1975; Saltveit & Heggenes, 2000), som er ein viktig del av dietten til auren (Jonsson & Jonsson, 2011). 1+ kan nytte seg av god tilførsel av terrestre evertebratar, medan 0+ nyttegjer seg av dei akvatiske evertebratane, og på denne måten kan dei sameksistere med god vekst for begge årsklassar.

Dersom kantsona produserer tilstrekkeleg tilførsel av insekt og anna næring, kan rennande vatn effektivt transportere denne føda nedstraums, der ho vert tilgjengeleg for auren.

Modellprediksjonen (Figur 10) for lengde hos 0+ syner at dei mest optimale vekstforholda for 0+ er der det er moderat høg vasshastigheit kombinert med høg kantvegetasjonsscore. Dette samsvarar med litteraturen, og gir støtte til hypotese 1.1 som seier at oppstraumseffektar av kantvegetasjon påverkar vekst positivt.

Ein stor part rennande vatn, indikerer få kulpar og dermed auka gjennomsnittleg vasshastigheit. Ved moderat høg straum kan dette vere gunstig for fødetilgang, og oksygentilførsel som påverkar metabolismen og kan auke appetitten hos fisken (Nudds et al., 2020). Turbulens, forårsaka av høg vassstraum, gir auka oksygeninnblanding, som saman med tilstrekkeleg næringstilgang kan fremje vekst. Intakt kantvegetasjon kan stå for ein stor del av næringa til fisken i eit vassdrag (Baxter et al., 2005), noko som støttast av ein japansk studie på regnbogaure (*Oncorhynchus mykiss*) som fann at 77% av føden kom frå tilgrensande kantsoner. Gjennom forsøk ved miljømanipulasjon fjerna Nakano et al. (1999a) tilgangen på terrestriske insekt, og fann at fisken vart tvinga over på mindre optimale næringskjelder (Nakano et al.,

1999a; Nakano et al., 1999b). Dei optimale kjeldene til næring gir eit betre utbytte i form av vekst, og dette syner viktigheita av intakte kantsoner.

Likevel, dersom straumen blir for sterk, vil tilgjengeleg habitat for 0+ reduserast. Ved total mangel på kulpar aukar vasshastigheita ytterlegare, noko som gjer opphaldet energikrevjande, særleg for yngre fisk som ikkje er tilpassa slike forhold (Heggenes & Saltveit, 1990; Heggenes et al., 1999). Auren må bruke meir energi for å skaffe seg mat, noko som igjen aukar behovet for næring. Dersom energiforbruket overstig energioptaket, kan det føre til redusert vekst. Sjølv om hellinga påverkar vasshastigheita var denne ikkje inkludert i den utvalde modellen og vurderast difor til å vere av mindre sjølvstendig betydning.

Høge vasshastigheiter kan også gjere det vanskelegare for auren å nytte seg av næringa som er tilgjengeleg. Sterk straum reduserer sjansen for både å oppdage, identifisere og fange bytte då insekt forsvinn raskt med vasstraumen, og turbulens svekker den visuelle jakta (Fornaroli et al., 2016). Eit kortare tidsvindaue for å fange byttet stiller også høgare krav til presisjon.

Ein total mangel på kulpar reduserer vekst av nullpluss til tross for gode kantsonetilhøve som gir god næringstilgang. Sjølv om 0+ ikkje er avhengige av kulpar i like stor grad som eldre fisk, kan desse strukturane vere heilt avgjerande ved ekstreme hendingar som tørke og flaum. Desse kan utgjere viktige refugiar, når vasstanden minkar og resterande tilgjengeleg habitat blir redusert. Ved tørke kan både 0+ og 1+ hope seg opp i kulpar, der dei i større grad må konkurrere om dei attverande næringsressursane (Armstrong et al., 2003; Elso & Giller, 2001; Jonsson & Jonsson, 2002). Effekten av denne konkurransen kan forsterkast av at vatnet blir varma opp slik at metabolisme og næringsbehov aukar hos fisken (Audzijonyte et al., 2022; Donadi et al., 2023), og aukar både inter- og intrakohortkonkurransen ytterlegare. Dette kan potensielt gi redusert både vekst og overleving.

Ekstreme hendingar kan på denne måten verke inn på bestandsstrukturen i ein aurebestand (Cattaneo et al., 2002; Elliott et al., 1997), og tørke kan påverke årsklassane på ulike måtar. Slik kan tettleiksforholdet mellom årsklassane påverkast, men kva årsklasse som blir hardast råka av ei tørke kan variere ut frå grad og karakter av tørkeperioden (Elliott et al., 1997). Også ved flaum kan effekten av kulpar som refugiar slå inn. Flaum kan føre til så høge vasshastigheiter at auren i bekken vert skylt ut av systemet (Cattaneo et al., 2002). I slike tilfelle kan kulpar halde ein lågare

vasshastigheit enn dei opne vassmassane, og vere opphaldsstad for 0+ som elles ville blitt skylt ut.

Samla sett peiker resultata på at oppstraums habitatforhold, særleg kantvegetasjon og del rennande vatn dei neste 100 meterane, har ein signifikant innverknad på både tettleik og lengde av 0+. Dette gir støtte til hypotese 1.1. og 1.2.. Hypotese 1.3 som hevda at oppstraums effektar ikkje har noko å bety vert med dette avkrefta, då oppstraums kvalitetselement for habitat ser ut til å ha stor betyding for vekstvilkåra til aureyngel i små bekkar.

4.2 Kva betyding har lokale habitatforhold for tettleik og lengde av 0+?

I studiebekkane var det høgst tettleik av 0+ i bekkar som var smale og grunne, hadde få kulpar, stor substratstorleik og god tilgang på skjul mose og algar. I breiare og djupare bekkar, der kulpar var meir vanlege hadde desse faktorane mindre innverknad. Prediksjonsmodellen viste ein negativ interaksjon mellom PC2 og PC3 (Figur 8). Dette betyr i praksis at samanhengen mellom PC2 og tettleik av 0+ er avhengig av nivået til PC3. Denne effekten svekkast når PC3 er høg. Dette viser at den positive effekten av substrat, skjul, mose og algar vert svekka når bekken er breiare og djupare med ein større part kulpar. Låg PC3 og høg PC2 predikerte den høgste tettleiken av 0+. Høg totalscore for kantvegetasjon var i utgangspunktet var venta å ha positiv effekt på både lengde og vekst av 0+, men modellen for lengde viser ein motsett effekt av dette.

Variert substrat med grunt vatn i bevegelse, brekk, og gode skjulmoglegheiter er kjent som gunstige gytehabitat for aure (Crisp, 1993; Jonsson & Jonsson, 2011; Jowett, 1993). Det er forventet at 0+ i starten held seg nær gyteområde der dei vart klekt (Armstrong & Nislow, 2006; Heland et al., 1995; Jonsson & Jonsson, 2011). Mose er særleg viktig for dei yngste individa som ofte nyttar denne som skjul (Bohlin, 1977; Heggenes, 1988). Meir tilgjengeleg mose kan med dette by på fleire tilgjengelege skjulplassar enn det som er registrert. Mose og algar utgjør også eit viktig produksjonsgrunnlag for påvekstetarar som døgnfluger (*Ephemeroptera*), fjærmygg (*Chironomidae*), sniglar (*Gastropoda*) og enkelte artar av vår- og steinfluger (*Plecoptera*) som alle er sentrale næringskjelder for 0+ (Bärlocher & Kendrick, 1973; Bärlocher & Kendrick, 1975; Saltveit & Heggenes, 2000). Auka tilgjengelegheit på slike evertebratar kan gi betre vekst og overleving, som igjen fører til høgare tettleik. Litteraturen støttar funna som seier at låg PC3, og høg PC2 (Tabell 4) representerer strukturar som er eigna som både gyte- og oppveksthabitat.

Prediksjonen for den utvalde lengdemodellen (Figur 10) estimerte at det er ein positiv interaksjon mellom PC1 og PC2 (Tabell 8). Høg verdi på begge aksane indikerer ein forsterka effekt. PC1 representerer hovudsakleg vegetasjonsdekke, skugge og død ved, medan PC2, som nemnt, omfattar substrat, skjul, mose og algar (Tabell 4). Desse lastar negativt, og høge verdier betyr dermed at ein har opne habitat med lite kantvegetasjon og død ved, samt smått sediment og lite mose og algar. Resultata synte at 0+ var lengst i desse områda, noko som er litt uventa og står i kontrast til mønsteret for høg tettleik.

Ei mogleg forklaring på denne motsetnaden kan vere at lite vegetasjon aukar lysinnstrålinga, noko som stimulerer primærproduksjonen i elva (Kiffney et al., 2004). Dette gir betre vilkår for vekst hos akvatiske evertebratar, og ettersom desse utgjer ein av dei viktigaste matkjeldene for 0+ vil veksten av aure kunne auke som ein kaskadeeffekt av den høge lysinnstrålinga (Elliott, 1994; Johnson & McKenna Jr, 2015; Skoglund & Barlaup, 2006). Tidlegare studiar har rapportert om liknande funn (Fjeldstad, 2024; McCormick & Harrison, 2011; O'grady, 1993; Riley et al., 2009).

Ei alternativ forklaring er knytt til åtferda til stasjonær aure i kulpar. Djupe kulpar med lite kantvegetasjon og fint sediment kan bli dominert av stasjonære individ som driv vekk konkurrentar ved aggressiv åtferd, og dermed får monopol på næringstilgangen. Desse individa er som regel hannar, og er kjent for å vere meir aggressive og territorielle enn andre fisk (Greenberg & Giller, 2001). Giller og Greenberg (2015) fann at slike individ et meir terrestriske evertebratar enn fisk som oppheld seg på brekk. Kulpar tilbyr lågare vasshastigheit og godt skjul for predatorar, noko som reduserer energibehovet for opphald (Greenberg & Giller, 2001). Terrestriske insekt gir i tillegg meir energi per eining føde, noko som kan forsterke effekten på vekst (Elliott, 1967; Jonsson & Jonsson, 2011; Sánchez-Hernández & Cobo, 2016).

Kulpar spelar òg ei viktig rolle som refugiar ved ekstreme hendingar. Dette ikkje berre oppstraums, men òg lokalt, på akkurat same måte (delkapittel 4.1). Både Njaa (2022), Pedersen (2021) og Richenberg (2019) har i sine studiar omtalt dette som ein mogleg påverknad ved slike hendingar i studiesystemet i Verdal. Dei har drøfta effekten av tørkesommaren 2018 og ein våt sommar i 2020. Data frå 2018 synte nokre av dei effektane ein ville forvente av dette, men resultata frå 2020 synte ikkje dei effektane som var venta basert på denne teorien (Njaa, 2022; Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Det må takast i betraktning at data som er nytta i desse studiane kun gir eit augeblikksbilete av situasjonen, på haustparten, og det er vanskeleg å seie noko konkret om kva hendingar som har påverka auren i bekken både tidlegare i sesongen og frå førre runde med elfiske.

Resultata i denne studien viser at lokale habitatforhold har innverknad på både tettleik og lengde av 0+, men at habitata påverkar dei to variablane på ulike måtar. Tettleik ser ut til å bli påverka positivt av skjul, substrat og vegetasjon, medan vekst i større grad er knytt til opne habitat med god lysinnstråling og tilgang på kulpar. Resultata gir sterk støtte til hypotese 2.2., som hevdar at

andre lokale habitatforhold enn kantsone er viktig for både tettleik og vekst. Samtidig vert hypotese 2.3, som hevdar at lokale forhold ikkje spelar nokon rolle, forkasta. Det uventa resultatet knytt til effekten av kantvegetasjon og vekst har likevel støtte i litteratur som koplar lysinnstråling og primærproduksjon til vekst. Effekten kan altså forklarast med andre mekanismar enn det som var venta, men likefullt betyr dette at hypotese 2.1, om at lokal kantvegetasjon har betyding for 0^+ , vert styrka.

4.3 Påverkar intra- eller interkohortkonkurranse tettleik og lengde av 0+?

Resultata frå denne studien viser at det er ein signifikant positiv samanheng mellom tettleiken av 1+ og tettleiken av 0+ (Tabell 5). Dette samsvarar med tidlegare funn frå dei same bekkane i Verdal (Berntsen, 2022; Njaa, 2022; Pedersen, 2021), og indikerer at det ikkje førekjem tettleiksavhengig konkurranse i systemet, men at 0+ og 1+ er samlokaliserte i habitatet. Tidlegare studiar har peika på at 1+ kan utkonkurrere 0+ i konkurransen om skjul og næring, og dermed påverke både tettleik og vekst hos yngelen negativt (Elliott, 1994; Jenkins et al., 1999; Nordwall et al., 2001). Resultata i denne og føregåande studiar viser altså det motsette.

Ei mogleg forklaring på dette er tidlegare diskutert av både Njaa (2022) og Pedersen (2021). Resultata kan tyde på at bestanden ikkje nyttar heile det tilgjengelege habitatet, og at bereevna til økosystemet ikkje er nådd. Bereevna er den maksimale bestanden eit økosystem kan oppretthalde over tid, og er avhengig av forholdet mellom ressursar og dei som brukar desse i systemet (Del Monte-Luna et al., 2004). Dersom bereevna ikkje er nådd, er det truleg ikkje dei dynamiske biotiske faktorane som styrer konkurranseforholdet mellom 0+ og 1+.

På same måte som i tidlegare studiar frå området (Berntsen, 2022; Njaa, 2022; Pedersen, 2021), svekker denne studien hypotesen om at interkohortkonkurranse er ei sentral reguleringsmekanisme i desse bekkane.

Aure har eit avgrensa rørslemønster i dei tidlege livsstadia (Armstrong & Nislow, 2006; Heland et al., 1995; Jonsson & Jonsson, 2011). Det er difor sannsynleg at ulike habitattypar er plassert i nærleiken av kvarandre, innan dei same elfiske-stasjonane for å dekke dei ulike behova til auren. Ettersom desse stasjonane ofte strekkjer seg over om lag 50 meter av vasstraumen er det stort sannsyn for at det er mange mesohabitatstrukturar innan stasjonen som ikkje kjem til uttrykk i elfiske-data. Dersom forholda på stasjonsnivå legg til rette for at aure kan leve der, og ein ikkje har nådd systemet si bereevne for 0+, kan dette truleg forklare noko av grunnen til den positive korrelasjonen mellom 0+ tettleik og 1+ tettleik.

Ein måte å teste om det førekjem tettleiksavhengig konkurranse innan ein stasjon er å dele inn elfiske på ein finare skala enn stasjonsnivå. Dette vart gjort av Njaa (2022), i seks av dei same

studiebekkane som eg har nytta, i 2021. Det vart heller ikkje då funne støtte for at høg tettleik av 1+ regulerer tettleiken av 0+.

Det er understreka at tettleiksdata i denne studien er basert på målingar frå månadsskiftet august-september, og representerer difor kun eit augeblikksbilete av situasjonen. Når yngelen kjem ut av grusen, skal han begynne å livnære seg av eksterne ressursar. Dette er ein kritisk periode, der yngelen vil døy om han ikkje får tilgang på mat når næringa i plommesekken er brukt opp (Elliott, 1989). Ettersom yngelen har begrensa symjekapasitet er avstanden han kan flytte seg for å få tak i næring svært avgrensa, i tillegg til at det er begrensa kva bytte han kan nytte seg av. I denne kritiske perioden er både tettleiksbetinga konkurranse og dødelegheita høg (Elliott, 1989). Resultata i denne studien baserer seg på dei individa som har overlevd denne kritiske perioden, og alle andre tettleiksbegrensande faktorar og hendingar som har funne stad i tidsrommet mellom klekking og måletidspunkt. Dette kan forklare kvifor verken tettleik eller vekst ser ut til å bli påverka av tettleiksbegrensande konkurranse i denne studien.

Samla sett syner resultata at verken intra- eller interkohortkonkurranse har innverknad på tettleik, eller vekst i dette systemet. Hypotese 3.1 om at tettleiken av 1+ regulerer både tettleik og lengde av 0+ får dermed ingen støtte. Derimot styrkast hypotese 3.2 om at tettleiken av 1+ ikkje påverkar verken lengde eller tettleik av 0+. Det er heller ikkje funne støtte for hypotese 3.3 om at tettleiken av 0+ har større innverknad på lengde av 0+, enn tettleiken av 1+ har.

4.4 Metodediskusjon

4.4.1 Usikkerheit knytt til datainnsamling

Data eg har nytta er samla inn i periodane 26. august til 8. september, og 4.-6. november. Elfiske, kantvegetasjonsregistreringar, og habitatregistreringar i elfiskestasjonar er gjort i august/september medan mesohabitatregistreringar der forholda i vasstraumen er vurdert er gjort i november. Både vêr og årstid vil truleg påverke både kantvegetasjon og vassføring. Ettersom kantvegetasjonsforholda er det vi rekna med kom til å endre seg mest, vart det prioritert å registrere desse på same tid som el-fiske vart gjennomført. Grunnen til at ikkje alle registreringane vart gjennomført på same tid var begrensa tid i felt, og nokre av oss måtte difor reise tilbake ved eit seinare høve. Nokon av vurderingane frå analysane tar føre seg potensialet vasstraumen har til å frakte nedfall frå kantvegetasjon til det område av bekken fisken oppheld seg i. Ettersom korrelasjonar mellom tilstand på kantvegetasjon og del rennande vatn er inkludert i analysane kan det førekomme misforhold mellom dei to variablane på grunn av forskjell i registreringstidspunkt. For å unngå dette burde alle variablar vore vurdert til same tid.

Det var vesentleg høgare vassføring i november (Figur 11) då registreringar av mesohabitat i vasstraumen vart gjennomført, samanlikna med i september då fisketettleikane vart målt. Den høge vassføringa kan ha innverknad på korleis ein oppfattar dei ulike habitata, ettersom registreringane er basert på visuelle kriterium. Enkelte stader kan resultata difor vere påverka av dette. I tillegg vart registreringane av mesohabitat gjennomført av tre personar. Registreringane er gjort på bakgrunn av visuelle observasjonar, og dette inneberer at ulike personar kan gjere ulike vurderingar for, til dømes, kvar ein definerer overgangen frå stryk til brekk. I dei første to bekkane gjorde vi registreringane saman for å opparbeide oss ei mest mogleg felles forståing for kvar vi sette grensene mellom dei ulike mesohabitattypene. Dette for at resultatet skal samsvare best mogleg uavhengig av kven som har gjort registreringane.



Figur 11: Biletet illustrerer den høge vassføringa som var under registrering av mesohabitat i november. Då el-fiske var gjennomført i august var sidebekken som kjem inn øvst i bilete tørrlagt, og dette reknast som normalt for denne sidebekken.

Ein gjennomgåande usikkerheit knytt til innsamling av data til studien er at det er mange personar inkludert i feltarbeidet. På tross av at ein har forsøkt å ha mest mogleg felles opplæring og gjennomgangar på korleis arbeidet skal utførast kan individuell oppfatting variere.

4.4.2 Usikkerheit knytt til analysar

Mine analysar baserer seg på eit augeblikksbilete av situasjonen. Ettersom el-fisket er utført i månadsskiftet august-september ser vi kun resultatet av alle hendingar som har skjedd frå yngelen klekte og over sommaren. Hadde vi hatt eit meir kontinuerleg bilete av korleis, særleg tettleikar, utviklar seg gjennom sommaren ville det truleg vore enklare å kunne kople dette opp mot enkelthendingar.

Eg har kun nytta data frå 2024 i analysane. Sjølv om det finnast data på el-fiske og lokalhabitat frå tidlegare år har vi ikkje fullstendige datasett med registreringar av oppstraums mesohabitat og kantvegetasjon for alle åra med elfiske-data. Ettersom hovudføremålet med denne studien er å undersøke kva for oppstraums effektar som gjer seg gjeldande var det naturleg å nytte seg av det datasettet som er fullstendig for alle variablar.

5 Konklusjon

Basert på dei samla resultata frå analysane og diskusjonen vert det klart at særleg oppstraums habitatforhold har stor betyding for både tettleik og lengd av 0+. Hypotese 1.1. og 1.2 vert styrka då både del rennande vatn og kvaliteten på kantsonene oppstraums har synt seg å påverke fiskesamfunnet nedstraums på ein positiv måte. Hypotese 1.3 som hevda at oppstraums kvalitetselement for habitat ikkje har betyding for tettleik eller lengde, vart dermed forkasta.

Når det gjeld lokale habitatforhold, synte resultata eit meir komplekst bilete. Hypotese 2.1. som hevdar at lokal kantvegetasjon har innverknad på tettleik og lengde av 0+, fekk delvis støtte, men modellprediksjonane viste òg at opne habitat med lite kantvegetasjon kunne vere fordelaktige for vekst. Hypotese 2.2 som peikar på at andre lokale habitatforhold enn kantvegetasjon er viktige vart styrka då kombinasjonen av faktorar som skjul, substratstruktur, mose og algar viser seg å vere viktige for både tettleiken og lengde av 0+.

For hypotesane som gjaldt tettleiksavhengig konkurranse viste resultata ingen støtte for at verken inter- eller intrakohortkonkurranse regulerer lengde eller tettleik av 0+, noko som er i tråd med tidlegare resultat i det same systemet. Hypotese 3.1 og 3.3 vart svekkja då resultata ikkje viser at verken lengde eller tettleik av 0+ vert påverka av tettleik av 1+ eller 0+. Hypotese 3.2. som seier at tettleiken av 1+ ikkje påverkar tettleik eller lengde av 0+ vart styrka. Det understrekast at tettleiksmålingane er gjort på hausten, etter klekking på våren, og at effektar av tettleiksavhengig konkurranse tidlegare på året ikkje kan utelukkast.

Samla sett gir studien sterk støtte til at oppstraums habitatkvalitet spelar ei sentral rolle for utviklinga til aureyngel medan det lokale habitatet og yngeltettleik har meir komplekse effektar. Sjølv om fleire hypotesar er styrka av resultata, vert det også tydeleg kor dynamisk og samansett økosystemet er. Vidare forskning er nødvendig for å kunne forstå effektane fullstendig. Likevel er viktigheita av oppstraumseffektar eit argument for at kantsoner er viktige for å begrense verknadar av klimaendringar og for å begrense vidare påverknad av menneskeleg aktivitet.

5.1 Konsekvensar for forvaltning

Funna i denne studien gjer det tydeleg at intakt kantvegetasjon påverkar det akvatiske i miljøet, og sjøauren som lever der. Innleiingsvis vart det nemnt at intakte kantsoner tilbyr mange økosystemtenester, som kjem oss menneske til nytte anten direkte eller indirekte (Danley & Widmark, 2016; Haines-Young, 2012). Sjølv kantsonene er viktige for både økosystem og menneske er dette ein naturtype som står under høgt press (Riis et al., 2020). Økosystemtenester blir stadig meir innlemma i politiske mål, og er eit effektivt verktøy for å belyse slutningar som takast kring bruk og forvaltning av naturressursar. Dessutan er det eit viktig verktøy for slutningstakarar som enklare kan knyte naturverdiane opp mot menneske og økonomiske verdiar, og gjere det enklare å samanlikne det med andre tiltak i politiske prioriteringar.

Å ta vare på slike økosystem er i tråd med FN sine berekraftsmål, særleg mål 6 om reint vatn, mål 14 om livet i havet og mål 15 om livet på land, men også fleire av dei andre (FN, 2015). Både naturpanelet og FN sitt miljøprogram peikar på viktigheita av vern og restaurering av natur som avgjerande tiltak for å stoppe tap av naturmangfald og å møte klima- og naturkrisa (Baste, 2021; IPBES, 2019). Med dette er vern av kantsoner godt forankra i internasjonale målsettingar.

I Noreg er det fleire lover som regulerer omsynet til kantsoner. Vassressurslova §11 pålegg at det skal oppretthaldast eit naturleg vegetasjonsbelte langs vatn for å motverke avrenning og bevare leveområde for plantar og dyr (*Vannressursloven – vrl*, 2000). Naturmangfaldlova gir grunnlag for å ta vare på biologisk mangfald og økologiske prosessar, og legg vekt på føre-var-prinsippet, og samla belastning (*Naturmangfoldloven – nml*, 2009). I tillegg stiller vassforskrifta krav til miljømål for elver og bekkar som følgjer av EU sitt vassdirektiv, der kantsoner inngår som ein del av økologisk tilstand (*EUs vanndirektiv*, 2000; *Vannforskriften*, 2006). Per i dag settast det kun krav til ei 2 meters breidde på kantsoner i tilknytning til landbruk for å vere berettiga til produksjonstilskot etter Forskrift om produksjonstilskudd og avløsertilskudd i jordbruket (2014). Ei 3 meters kantsone er rekna å vere nok til å fungere som eit grunnleggande filter, og for at den skal kunne reknast som ei økologisk funksjonell kantsone ut frå Lind et al. (2019) sin studie. Kantsoner som oppfyller minstekravet for å få produksjonstilskot er altså ikkje nok til å kvalifisere som grunnleggande filter, og det kan diskutast om desse krava burde vore høgare for å ivareta funksjonen til kantsonene.

Sjølvs om krava ikkje er så høge finst det fleire insentiv og ordningar for å støtte opp under arbeidet med å bevare og restaurere kantsoner. Gjennom Regionalt miljøprogram (RMP) kan bønder søke tilskot for å etablere og halde ved like kantsoner langs vassdrag (Landbruksdirektoratet, 2025), eller ein kan søke om tilskot til spesielle miljøtiltak i landbruket (SMIL) for å plante kantvegetasjon med formål om å til dømes beskytte landbruksområde og å betre klima for plantar og dyr (*Forskrift om spesielle miljøtiltak i jordbruket*, 2004).

Slike ordningar er eit steg på vegen for å ta vare på, eller reetablere kantsoner, men det krevjast ei heilskapleg og tverrfagleg forvaltning for å ta vare på dei funksjonar og verdier som kantsonene gir. Særleg med tanke på å møte dei miljømåla som er sett både globalt og nasjonalt, i ei tid med klimaendringar og stadige trugslar mot naturen.

5.2 Forslag til andre analysar og vidare arbeid

I arbeidet med denne studien har det vore gjennomført undersøkingar knytt til lengde og tettleik av aure sett i samanheng med oppstraums kantsoneeffektar. Kantvegetasjon og andre kvalitetselement for oppstraums habitat er antatt å ha fleire effektar utover det som er undersøkt her. Det er venta auka temperaturar i åra som kjem som følgje av global oppvarming, og det er antatt at bevaring av kantvegetasjon vil spele ei viktig rolle i å halde temperaturen på eit leveleg nivå for fisken. Undersøkingar kring effekten kantvegetasjon har på temperatur i bekken, og korleis dette påverkar auren kunne difor vore nyttig. Dette kunne til dømes vore gjort ved å logge temperatur i bekkane og knyte det opp mot overleving og vekst hos auren. I tillegg kunne det blitt undersøkt kva type kantvegetasjon som regulerer temperatur best, noko som kunne vore nyttig kunnskap i bevaring og reetablering av kantsoner.

I denne studien vart kantvegetasjon for heile den undersøkte strekninga av bekken registrert i felt. Dette er ei oppgåve som krevjar tid, mange kilometer gange, og der det ikkje er mogleg å ettergå dei registrerte resultata. Det kunne vore føremålstenleg å undersøke om det lar seg gjere å digitalisere denne prosessen for å gjere det til eit meir effektivt verktøy, som kan nyttast i meir utstrekt grad i vidare forskning og i forvaltinga. Om ein hadde gjennomført dei same registreringane som er gjort i felt via elektroniske kjelder som til dømes Norge i Bilder, for så å nytte innsamla data verifisering, kunne ein fått eit svar på om dette er ein metode som kan nyttast i framtidige prosjekt og forvaltning.

Litteraturliste

- Allan, J. D., Castillo, M. M. & Capps, K. A. (2021). *Stream ecology: structure and function of running waters*: Springer Nature.
- Allen, K. R. (1941). Studies on the biology of the early stages of the salmon (*Salmo salar*). *The Journal of Animal Ecology*: 47-76.
- Archer, L. C., Hutton, S. A., Harman, L., Poole, W. R., Gargan, P., McGinnity, P. & Reed, T. E. (2020). Metabolic traits in brown trout (*Salmo trutta*) vary in response to food restriction and intrinsic factors. *Conservation Physiology*, 8 (1): coaa096.
- Armstrong, J. & Nislow, K. (2006). Critical habitat during the transition from maternal provisioning in freshwater fish, with emphasis on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Zoology*, 269 (4): 403-413.
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M. & Milner, N. J. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, 62 (2): 143-170. doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00160-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00160-1).
- Audzijonyte, A., Jakubavičiūtė, E., Lindmark, M. & Richards, S. A. (2022). Mechanistic temperature-size rule explanation should reconcile physiological and mortality responses to temperature. *The Biological Bulletin*, 243 (2): 220-238.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. & Elvira, B. (2009). Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River Research and Applications*, 25 (8): 1051-1065.
- Baran, P., Delacoste, M. & Lascaux, J. (1997). Variability of mesohabitat used by brown trout populations in the French Central Pyrenees. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126 (5): 747-757.
- Baste, I. A. (2021). Making peace with nature: a scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity and pollution emergencies.
- Baxter, C. V., Fausch, K. D. & Carl Saunders, W. (2005). Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater biology*, 50 (2): 201-220.

- Berger, H. M., Lehn, L. O., Bergan, M. A., Skjøstad, M. B. & Julien, K. (2007). *Bonitering og egnethet for fiske i Verdalselva i Nord-Trøndelag*: Berger feltBIO rapport.
- Berntsen, E. B. (2022). *Effekten av restaureringstiltak og miljø på yngeltettheten av sjørret (Salmo trutta) i 15 sidebekker til Verdalselva*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Blankenberg, A.-G. B., Skarbøvik, E. & Kværnø, S. (2017). *Effekt av buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester*: NIBIO.
- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos*: 112-117.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing—theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Bongaarts, J. (2019). *IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, 0098-7921. New York: New York: Wiley Subscription Services, Inc.
- Bremset, G. & Berg, O. K. (1997). Density, size-at-age, and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (12): 2827-2836.
- Broadmeadow, S. B., Jones, J. G., Langford, T. E. L., Shaw, P. J. & Nisbet, T. R. (2011). influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. *River Res. Applic*, 27 (2): 226-237. doi: 10.1002/rra.1354.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33 (2): 261-304.
- Bärlocher, F. & Kendrick, B. (1973). Fungi and food preferences of *Gammarus pseudolimnaeus*. *Arch. Hydrobiol*, 72 (4): 501-516.

- Bärlocher, F. & Kendrick, B. (1975). Assimilation efficiency of *Gammarus pseudolimnaeus* (Amphipoda) feeding on fungal mycelium or autumn-shed leaves. *Oikos*: 55-59.
- Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P. & Capra, H. (2002). The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59 (1): 12-22.
- Crisp, D. T. (1993). *The environmental requirements of salmon and trout in fresh water*. Freshwater forum.
- Danley, B. & Widmark, C. (2016). Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecological Economics*, 126: 132-138.
- 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.
- Del Monte-Luna, P., Brook, B. W., Zetina-Rejón, M. J. & Cruz-Escalona, V. H. (2004). The carrying capacity of ecosystems. *Global ecology and biogeography*, 13 (6): 485-495.
- Donadi, S., Näslund, J., Sandin, L., Sers, B., Vasemägi, A. & Degerman, E. (2023). Contrasting long-term trends in juvenile abundance of a widespread cold-water salmonid along a latitudinal gradient: effects of climate, stream size and migration strategy. *Ecography*, 2023 (5): e06522.
- Dugdale, S. J., Malcolm, I. A., Kantola, K. & Hannah, D. M. (2018). Stream temperature under contrasting riparian forest cover: Understanding thermal dynamics and heat exchange processes. *Sci Total Environ*, 610-611: 1375-1389. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.198.
- Elliott, J. (1967). Invertebrate drift in a Dartmoor stream. *Arch. Hydrobiol*, 63 (2): 202-237.
- Elliott, J. (1975). The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *The Journal of Animal Ecology*: 805-821.
- Elliott, J. (1989). The critical-period concept for juvenile survival and its relevance for population regulation in young sea trout, *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 35: 91-98.

- Elliott, J. & Hurley, M. (1995). The functional relationship between body size and growth rate in fish. *Functional Ecology*: 625-627.
- Elliott, J., Hurley, M. & Elliott, J. (1997). Variable effects of droughts on the density of a sea-trout *Salmo trutta* population over 30 years. *Journal of Applied Ecology*: 1229-1238.
- Elliott, J. M. (1994). *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford series in ecology and evolution. Oxford: Oxford University Press.
- Elso, J. & Giller, P. (2001). Physical characteristics influencing the utilization of pools by brown trout in an afforested catchment in Southern Ireland. *Journal of Fish Biology*, 58 (1): 201-221.
- Esdar, L. C. R. (2019). *Spatial variation in benthic macroinvertebrate community structures in tributaries of Verdal river: effects of biotic and abiotic environmental factors and restoration measures*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Europaparlaments- og rådsdirektiv 2000/60/EF av 23. oktober 2000 om fastsettelse av rammer for fellesskapstiltak for vannpolitikk [Vanndirektivet]. (2000). av 23. oktober 2000 om fastsettelse av en ramme for fellesskapstiltak på området vannpolitikk.
- European Environment Agency. (2015). *Water-retention potential of Europe's forests - A European overview to support natural water-retention measures*. EEA Technical report No 13/2015. Tilgjengelig fra: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/water-retention-potential-of-forests> (lest 22.04.2025).
- Farrell, A. (2009). Environment, antecedents and climate change: lessons from the study of temperature physiology and river migration of salmonids. *Journal of Experimental Biology*, 212 (23): 3771-3780.
- Fausch, K. D. (1984). Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian journal of zoology*, 62 (3): 441-451.
- Fjeldstad, O. E. O. (2024). *The effects of riparian vegetation on density, survival, and in-stream movement patterns of juvenile brown trout (Salmo trutta) in tributaries to the river Gausa, Norway*: Norwegian University of Life Sciences.

- FN. (2015). *FNs bærekraftsmål*. Tilgjengelig fra: <https://fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal> (lest 14.05.25).
- Fornaroli, R., Cabrini, R., Sartori, L., Marazzi, F., Canobbio, S. & Mezzanotte, V. (2016). Optimal flow for brown trout: Habitat–prey optimization. *Science of the Total Environment*, 566: 1568-1578.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (2009). *El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer*: Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Larsson, S., Jensen, A. J., Jonsson, B., Näslund, I. & Berglund, I. (2009). Thermal growth performance of juvenile brown trout *Salmo trutta*: no support for thermal adaptation hypotheses. *Journal of Fish Biology*, 74 (1): 133-149.
- Forseth, T. & Harby, A. (2013). *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag*: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Forskrift om produksjonstilskudd og avløsertilskudd i jordbruket. (2014). *Forskrift om produksjonstilskudd og avløsertilskudd i jordbruket*: Landbruks- og matdepartementet.
- Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. (2006). I 2006 hefte 15 (Vedlegg): Energidepartementet.
- Forskrift om tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbruket*. (2004). I 2004 hefte 4: Landbruks- og matdepartementet.
- Giller, P. & Greenberg, L. (2015). The relationship between individual habitat use and diet in brown trout. *Freshwater Biology*, 60 (2): 256-266.
- Grant, J. W. & Kramer, D. L. (1990). Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (9): 1724-1737.
- Greenberg, L. A. & Giller, P. S. (2001). Individual variation in habitat use and growth of male and female brown trout. *Ecography*, 24 (2): 212-224.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41 (8): 540-551. doi: 10.2307/1311607.

- Gross, M. R., Coleman, R. M. & McDowall, R. M. (1988). Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science*, 239 (4845): 1291-1293.
- Haines-Young, R. P., M. (2012). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Tilgjengelig fra: https://chrisbroughtonartist.co.uk/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf (lest 05.05.2025).
- Harby, A., Davidsen, J. G., Finstad, A. G., Sundt, H. & Øien, D.-I. (2024). *Kunnskapsgrunnlag for vurdering av vannkraft i vernede vassdrag – Verdalsvassdraget som pilot*: SINTEF Energi AS.
- Harding, J. S. (2009). *Stream Habitat Assessment Protocols for wadeable rivers and streams in New Zealand*: University of Canterbury, School of Biological Sciences.
- Heggenes, J. (1988). Substrate preferences of Brown Trout Fry (*Salmo trutta*) in artificial stream channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 (10): 1801-1806.
- Heggenes, J. & Traaen, T. (1988). Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of four salmonid species. *Holarctic ecology*, 11 (3): 194-201.
- Heggenes, J. & Saltveit, S. (1990). Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *Journal of fish biology*, 36 (5): 707-720.
- Heggenes, J., Baglinière, J. L. & Cunjak, R. A. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of freshwater fish*, 8 (1): 1-21. doi: 10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x.
- Heland, M., Gaudin, P. & Bardonnnet, A. (1995). First behavioural adjustments in relation to habitat use after emergence in running water salmonids. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture (France)*, 68 (337).
- Hesthagen T, W. R., Bjelland O, Byrkjedal I, Fiske P, Lynghammar A, Nedreaas K og Straube N. (2021). Fisker: Vurdering av ørret *Salmo trutta* for Norge. Rødlista for arter 2021. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/15990> (lest 11.03.25).

- Hol, E. (2018). *Tappt areal og redusert produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjørreretbekker*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Hunt, R. L. & Krokhin, E. (1975). Food relations and behavior of salmonid fishes. I: *Coupling of land and water systems*, s. 137-156: Springer.
- Hynes, H. (1963). Imported organic matter and secondary productivity in streams. *Proc. 16th Int. Congr. Zool*, 4: 324-329.
- Innst. S. nr. 183 (2006-2007). *Vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefforder*. Oslo: Energi- og miljøkomiteen. Tilgjengelig fra: <https://www.stortinget.no/no/Saker-og-publikasjoner/Saker/Sak/?p=35435> (lest 13.05.25).
- IPBES, B. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*: IPBES Bonn, Germany.
- Jackson, F. L., Hannah, D. M., Ouellet, V. & Malcolm, I. A. (2021). A deterministic river temperature model to prioritize management of riparian woodlands to reduce summer maximum river temperatures. *Hydrological processes*, 35 (8): n/a. doi: 10.1002/hyp.14314.
- Jenkins Jr, T. M. (1969). Social structure, position choice and micro-distribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams. *Animal behaviour monographs*, 2: 55-123.
- Jenkins, T. M., Diehl, S., Kratz, K. W. & Cooper, S. D. (1999). Effects of Population Density on Individual Growth of Brown Trout in Streams. *Ecology*, 80 (3): 941-956. doi: 10.2307/177029.
- Johnson, J. H. & McKenna Jr, J. E. (2015). Diel resource partitioning among juvenile Atlantic salmon, brown trout, and rainbow trout during summer. *North American Journal of Fisheries Management*, 35 (3): 586-597.
- Jonsson, B. (2000). Sjøaure. I: Borgstrøm, R. H., Lars Petter (red.) *Fisk i ferskvann : Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, s. 50-59. Oslo: Landbruksforlaget.

- Jonsson, B., Forseth, T., Jensen, A. J. & Næsje, T. F. (2001). Thermal Performance of Juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. *Functional ecology*, 15 (6): 701-711. doi: 10.1046/j.0269-8463.2001.00572.x.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2002). *Ørretens vandring i vassdrag : betydningen av vannføring og temperatur*. NINA oppdragsmelding (trykt utg.), b. 728. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories*. 1 utg. Fish & Fisheries Series, b. 33. Dordrecht: Dordrecht: Springer Nature.
- Jonsson, N. & Finstad, B. (1995). *Sjøørret: økologi, fysiologi og atferd.*, NINA Fagrapport 06: 1-32.
- Jowett, I. G. (1993). A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 27 (2): 241-248.
- Kallberg, H. (1958). Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 39: 55-98.
- Kartverket. (2018). *Høydedata - laser*: Kartverket. Tilgjengelig fra: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/> (lest 11.05.25).
- Kiffney, P. M., Richardson, J. S. & Bull, J. P. (2004). Establishing light as a causal mechanism structuring stream communities in response to experimental manipulation of riparian buffer width. *Journal of the North American Benthological Society*, 23 (3): 542-555.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M. & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, 12 (1): 1-59.
- Knight, A. W. & Bottorff, R. L. (1984). THE IMPORTANCE OF RIPARIAN VEGETATION TO STREAM ECOSYSTEMS¹. *California riparian systems: ecology, conservation, and productive management*: 160-167.

- Kupach, T., Gryniuk, O. & Demianenko, S. (2023). *Software for Field Research: Qfield* (Versjon 3.40.3-Bratislava). Programvare: European Association of Geoscientists & Engineers (lest 11.05.25).
- Landbruksdirektoratet. (2025). *Instruks for regionale miljøtilskudd 2023-2027*.
- Lind, L., Hasselquist, E. M. & Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of environmental management*, 249: 109391.
- Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)*. (2009). Klima- og miljødepartementet.
- Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven)*. (2000). Energidepartementet.
- 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.
- Mattilsynet. (2023). *Kantsoner*. Tilgjengelig fra: <https://www.mattilsynet.no/planter-og-dyrking/plantevernmidler/veileder-til-forskrift-om-plantevernmidler/bruk-av-plantevernmidler/kantsoner> (lest 13.05.25).
- Mazerolle, M. J. (2023). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 2.3.3. Tilgjengelig fra: <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- McCormick, D. & Harrison, S. (2011). Direct and indirect effects of riparian canopy on juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in south-west Ireland. *Fisheries Management and Ecology*, 18 (6): 444-455.
- Miljødirektoratet. (2021). *Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/ferskvann/laks/nasjonale-laksevassdrag-og-laksefjorder/>.
- Mninch, G. W. (1967). Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology*, 48 (1): 139-149.

- Mulholland, P., Elwood, J., Newbold, J., Webster, J., Ferren, L. & Perkins, R. (1984). Phosphorus uptake by decomposing leaf detritus: Effect of microbial biomass and activity: With 1 figure and 2 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 22 (3): 1899-1905.
- Naiman, R. J., Decamps, H. & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3 (2): 209-212.
- Nakano, S., Kawaguchi, Y., Taniguchi, Y., Miyasaka, H., Shibata, Y., Urabe, H. & Kuhara, N. (1999a). Selective foraging on terrestrial invertebrates by rainbow trout in a forested headwater stream in northern Japan. *Ecological Research*, 14: 351-360.
- Nakano, S., Miyasaka, H. & Kuhara, N. (1999b). Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology*, 80 (7): 2435-2441.
- NIBIO. (2020). *Veileder for miljø- og klimatiltak i landbruket*: Norsk institutt for bioøkonomi. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/miljo/tiltaksveileder-for-landbruket/vannmiljotiltak/kantsoner> (lest 03.05.2024).
- Njaa, T. L. (2022). *Mesohabitat- og interkohorteffektar sine påverknadar på tettleik av sjøaure (Salmo trutta) i seks sidebekkar til Verdalselva*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- NMBU. (2025). *Retningslinjer for bruk av kunstig intelligens (KI) ved NMBU*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/retningslinjer-bruk-av-kunstig-intelligens-ki-ved-nmbu> (lest 11.05.25).
- 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. doi: 10.1139/f01-170.
- Nudds, R. L., Ozolina, K., Fenkes, M., Wearing, O. H. & Shiels, H. A. (2020). Extreme temperature combined with hypoxia, affects swimming performance in brown trout (*Salmo trutta*). *Conservation Physiology*, 8 (1): coz108.
- NVE. (2009). *127/I Verdalsvassdraget*: Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vassdragsforvaltning/verneplan-for-vassdrag/trondelag/127-1-verdalsvassdraget/> (lest 11.03.25).

- NVE. (2025). *Skjøtsel av kantvegetasjon langs vassdrag*. Tilgjengelig fra: <https://veiledere.nve.no/skjotsel-av-kantvegetasjon-langs-vassdrag/> (lest 08.04.2025).
- O'Connor, W. & Andrew, T. (1998). The effects of siltation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., embryos in the River Bush. *Fisheries Management and Ecology*, 5 (5): 393-401.
- O'grady, M. (1993). Initial observations on the effects of varying levels of deciduous bankside vegetation on salmonid stocks in Irish waters. *Aquaculture Research*, 24 (4): 563-573.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... & Wagner, H. (2025). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-10. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pedersen, E. (2021). *Evaluering av fysiske miljøtiltak og miljøeffekter på yngeltetthet av sjørret (Salmo trutta) i 13 bekker i Verdal kommune*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Pickering, A. & Pottinger, T. (1987). Crowding causes prolonged leucopenia in salmonid fish, despite interrenal acclimation. *Journal of Fish Biology*, 30 (6): 701-712.
- Pulg, U., Vollset, K. W. & Lennox, R. J. (2019). Linking habitat to density-dependent population regulation: How spawning gravel availability affects abundance of juvenile salmonids (*Salmo trutta* and *Salmo salar*) in small streams. *Hydrobiologia*, 841 (1): 13-29.
- Richenberg, H. M. (2019). *Evaluering av fysiske tiltak og miljøeffekter på yngeltetthet hos sjørret (Salmo trutta) i Verdalsvassdragets sidebekker*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C. & Pettit, N. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70 (6): 501-514.
- Riley, W. D., Pawson, M., Quayle, V. & Ives, M. (2009). The effects of stream canopy management on macroinvertebrate communities and juvenile salmonid production in a chalk stream. *Fisheries Management and Ecology*, 16 (2): 100-111.
- Saltveit, S. J. & Heggenes, J. (2000). Fisk i rennende vann - Miljø og produksjonsforhold. I: Borgstrøm, R. H., Lars Petter (red.) *Fisk i ferskvann : Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, s. 21-37. Oslo: Landbruksforlaget.

- Sánchez-Hernández, J. & Cobo, F. (2016). Ontogenetic shifts in terrestrial reliance of stream-dwelling brown trout. *Journal of Limnology*, 75 (2).
- Shen, X., Li, S., Sun, S., Qing, D., Li, D., Wang, K., Gao, W. & Cao, L. (2023). The mechanism of dissolved oxygen mixing and atmospheric reoxygenation at the confluence with different flow ratios and junction angles. *Journal of Hydrology*, 626: 130191.
- Sherman, G. E., Halasz, S., Hugentobler, M., Sutton, T. & Antipov, D. (2025). *QGIS* (Versjon 3.34.12-Prizren). Programvare (lest 11.05.25).
- Sievers, M., Hale, R. & Morrongiello, J. R. (2017). Do trout respond to riparian change? A meta-analysis with implications for restoration and management. *Freshwater Biology*, 62 (3): 445-457. doi: 10.1111/fwb.12888.
- Skoglund, H. & Barlaup, B. (2006). Feeding pattern and diet of first feeding brown trout fry under natural conditions. *Journal of Fish Biology*, 68 (2): 507-521.
- St.prp. nr. 32 (2006-2007). *Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefforder*. Oslo: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/0cd46706c4544870a2579212d980726e/no/pdfs/stp200620070032000dddpdfs.pdf> (lest 13.05.25).
- Syversen, N. & Borch, H. (2005). Retention of soil particle fractions and phosphorus in cold-climate buffer zones. *Ecological engineering*, 25 (4): 382-394. doi: 10.1016/j.ecoleng.2005.06.005.
- Ture Apps As. (2020). *Norgeskart Friluftsliv*. Programvare. Tilgjengelig fra: <https://apps.apple.com/no/app/norgeskart-friluftsliv/id1350671128?l=nb>.
- Ugedal, O., Kroglund, F., Barlaup, B. & Lamberg, A. (2014). Smolt-en kunnskapsoppsummering. *Miljødirektoratet M136-2014*.
- Ustvett, T. H. (2021). *En evaluering av ung sjørretts (Salmo trutta) vandringsdynamikk og overlevelse i seks sidebekker til Verdalsvassdraget ved hjelp av PIT-telemetri*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2022). *Klassifisering av tilstanden til sjørret i 1279 vassdrag*: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning.

- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2023). *Trusselvurdering for sjøørret*: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Wade, A. (2006). Monitoring and modelling the impacts of global change on European freshwater ecosystems.
- Ward, A. J. W., Webster, M. M. & Hart, P. J. B. (2006). Intraspecific food competition in fishes. *Fish and fisheries (Oxford, England)*, 7 (4): 231-261. doi: 10.1111/j.1467-2979.2006.00224.x.
- Waters, T. F. (1972). The drift of stream insects. *Annual review of entomology*, 17 (1): 253-272.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30 (5): 377-392.
- Woodward, G., Perkins, D. M. & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365 (1549): 2093-2106.
- Young-Mathews, A., Culman, S. W., Sánchez-Moreno, S., Toby O'Geen, A., Ferris, H., Hollander, A. D. & Jackson, L. E. (2010). Plant-soil biodiversity relationships and nutrient retention in agricultural riparian zones of the Sacramento Valley, California. *Agroforestry systems*, 80 (1): 41-60. doi: 10.1007/s10457-010-9332-9.

Vedlegg 1: Beskrivelse av bekkar i Verdalsvassdraget

Kart er laga i QGIS av undertekna. Anadrom strekning og delar av skildringane for dei enkelte bekkane er henta frå Pedersen (2021), med unntak av for Haukbekken og Stordalsbekken då desse ikkje er inkludert i dei tidlegare masteroppgåvene. Her er informasjon henta frå Tala for anadrom strekning er basert på tilgjengeleg anadrom strekning per 2020. Skildringar av kantvegetasjon er basert på eigne registreringar per 2024.

Bjørk-/Sundbybekken

Anadrom strekning:
1850 m
(omfattar ikkje Sundbybekken)



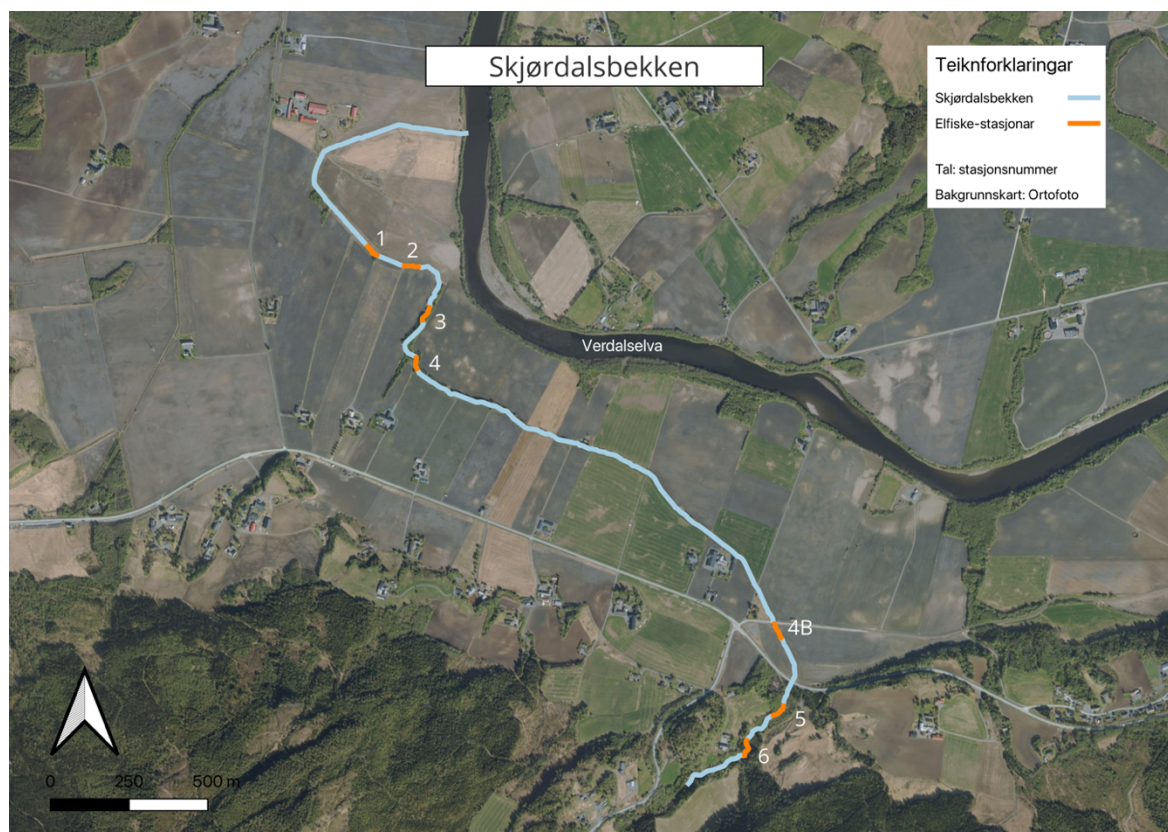
Skildring

Bjørkbekken er 7,8 kilometer lang og strekker seg frå Bjørkvatnet ved Kvinnfjellet og ned med utløp i Verdalselva. Vi har kun undersøkt dei nedste delane av bekken ettersom anadrom strekning sluttar ved ei naturleg vandringsbarriere om lag 100 meter ovanfor kulvert forbi stasjon 4. I tillegg har vi sett på Sundbybekken, som er ein sidebekk til Bjørkbekken. Bekken ligg i eit jordbrukslandskap der storparten av den strekninga vi har undersøkt har skogsdominert kantvegetasjon. Begge bekkane er noko påverka av avrenning frå kringliggande jordbruk.

Stasjon 1-4 ligg i Bjørkbekken, medan stasjon 5 ligg Sundbybekken.

Skjødalsbekken

Anadrom strekning:
3870m



Skildring

Skjødalsbekken ligg rett nedanfor Bjørkbekken, og renn nokolunde parallelt med den.

Skjødalsbekken er i all hovudsak omringa av landbruksområde. Dei nedre delane av bekken er sterkt prega av landbruk der både bekken og kantsonene er smale.

Kantvegetasjonen består i all hovudsak av grasaktig vegetasjon. Dette gjeld for stasjon 1 til stasjon 4B. Den invasive arten kjempespringfrø er godt etablert i dei nedste delane av bekken, ved stasjon 1 og 2 og heile vegen ned til utløpet. Stasjon 5 og 6 ligg noko høgare i terrenget omringa av skog. Her er bekken også breiare og pregast av grovare substrat enn dei nedre stasjonane.

Rossvollbekken

Anadrom strekning:
2350 m



Skildring

Rossvollbekken er ein forholdsvis kort bekk med sine 1,8 kilometer. Bekken renner i ein djup ravinedal og er prega av kulpar, død ved og mykje finmateriale i substratet (Pedersen, 2021). Kantvegetasjonen består av høge tre i eit smalt belte for heile strekninga der det er stasjonar. Lenger opp i bekken er det lite kantvegetasjon, for det meste gras og små busker.

Valbekken

Anadrom strekning:
5273 m



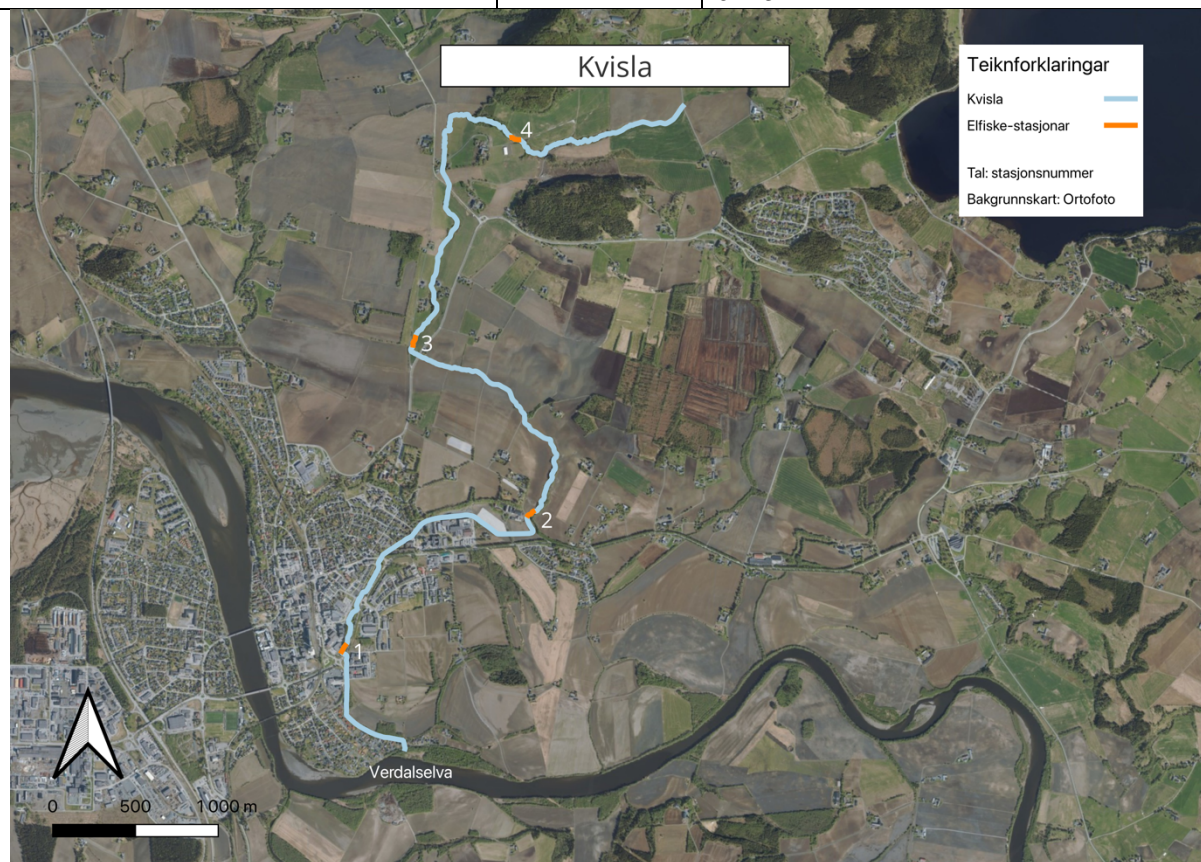
Skildring

Valbekken er i stor grad påverka av fysiske endringar i form av kanalisering og kulvertar. Han renn gjennom område som er sterkt prega av landbruk og busetnad. Det er lite kantvegetasjon langs bekken. I stor grad er det smale belte dominert av gras og urter.

Det vart i 2019 gjennomført tiltak i bekken i form av oppsetting av tersklar i ein 30 meter lang kulvert og i 5 minder kulvertar. Etter tiltaka har det vore observert auka mengde fisk i stasjonane ovanfor tiltak.

Kvisla

Anadrom strekning:
6225 m



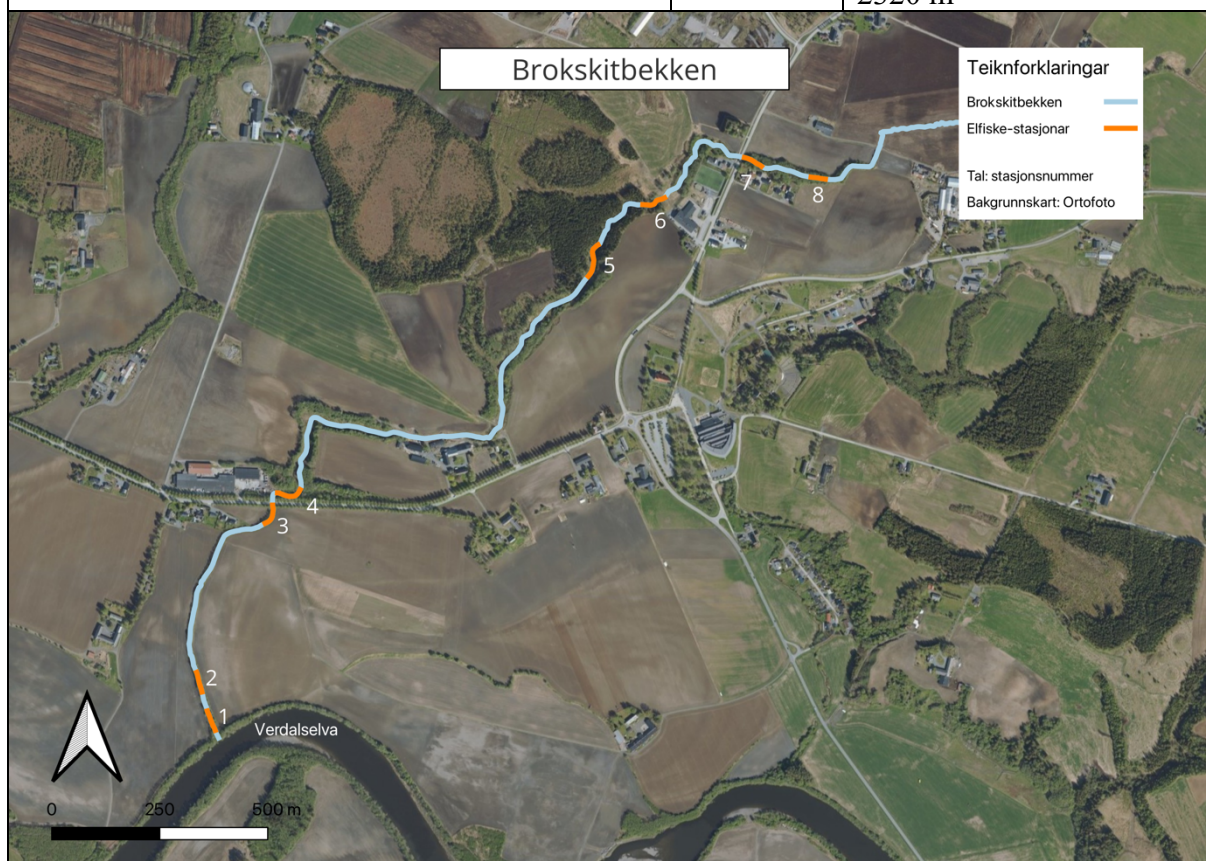
Skildring

Kvisla er ein lang bekk som går gjennom store delar av Verdal sentrum og dei nedre delane av bekken er prega av urban utvikling då han renn gjennom eit park der elva er kanalisert og kantvegetasjon er fjerna. Her er vasshastigheita låg. Delar av bekken vart kanalisert før 1950. Lenger opp går Kvisla gjennom eit landbruksområde der avrenning frå landbruket gjer seg gjeldande. Her er det også områder med stor erosjonsrisiko. Generelt ber bekken preg av inngrep og menneskeleg kvalitet, og han er klassifisert med svært dårleg økologisk tilstand.

Ettersom Kvisla er ein lang bekk som passerer mange ulike landskapstypar på vegen mot utløpet er det ikkje uventa at også kantvegetasjonen er varierende i både omfang og tilstand. I sentrumsområdet er det særleg lite vegetasjon. Lenger oppstraums, i landbruksområde er det forholdsvis smale soner med busker og tre. På eit punkt er det likevel breiare kantsone med store tre som dominerer.

Brokskitbekken

Anadrom strekning:
2320 m



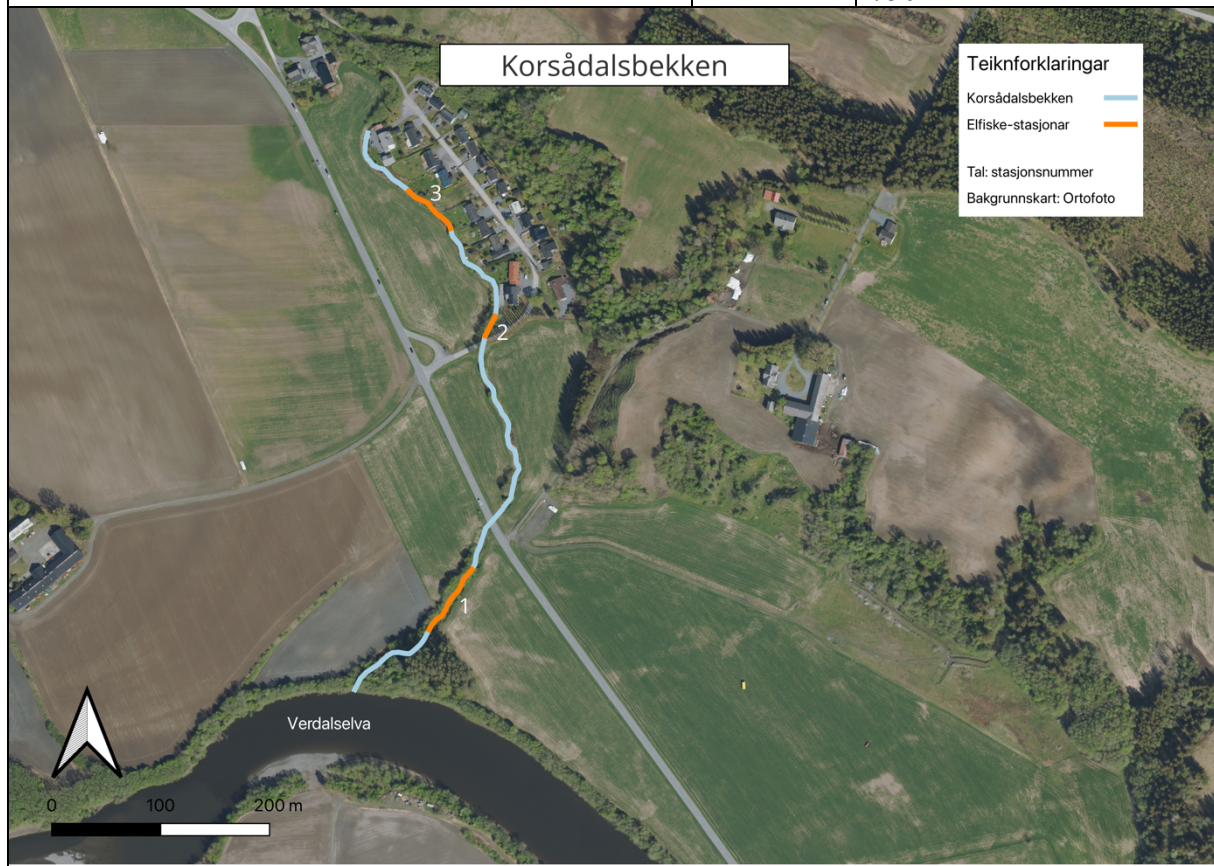
Skildring

Brokskitbekken strekk seg frå Verdalselva, gjennom landbruksområde, industriområde, skuleområde og under vegar, totalt 5,3 kilometer. Han er sterkt prega av fysiske endringar på grunn av jordbrukstiltak, og infrastruktur noko som har endra dei tilgjengelege habitata. Frå 2018 til 2020 har det vore gjennomført tiltak i bekken. Frå teglverket ved Stiklestad allé opp til den første garden som ligg oppstraums. Her har det vorte fjerna ein kulvert som fungerte som vandringsbarriere for auren, og det er gjennomført habitatforbetrande tiltak.

Kantvegetasjonen langs bekken varierer. I dei nedste delane går bekken mellom jorder med eit smalt belte av høge tre. Når ein kjem opp til Stiklestad allé går kantevegetasjonen over til mindre kantvegetasjon generelt, og ein kantvegetasjon dominert av gras og urter. Her dominerer kjempespringfrø på delar av strekninga. Opp mot Stiklestad skule. Ved stasjon 5 og 6 er det i utgangspunktet grasaktig vegetasjon, men i 2024 har kyr beita heilt inn til bekken. Ovanfor skulen ved stasjon 7 og 8 er det eit belte med skog langs bekken.

Korsådalsbekken

Anadrom strekning:
750 m

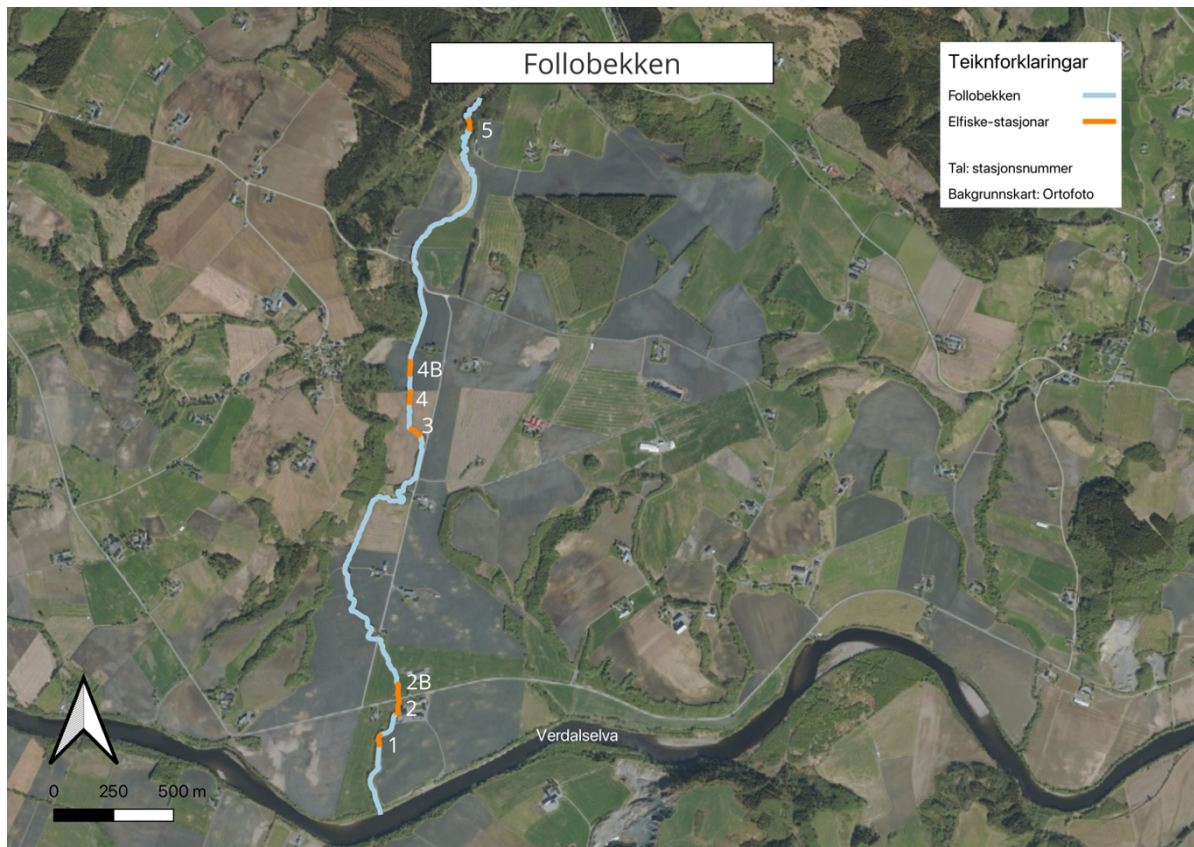


Skildring

Korsådalsbekken går frå Verdalselva opp til Vukuvegen i ein ravinedal der første del er omgitt av skog før bekken går langs med kanten av eit jorde. På den andre sida av bekken ligg det ei rekkje med hagar i eit bustadfelt. Her berer kantvegetasjonen preg av hageplanting, og er sterkt modifisert. Lenger opp ligg han i rør, noko som er ei stor utfordring for livet i bekken (Njaa, 2022).

Follobekken

Anadrom strekning:
2780 m

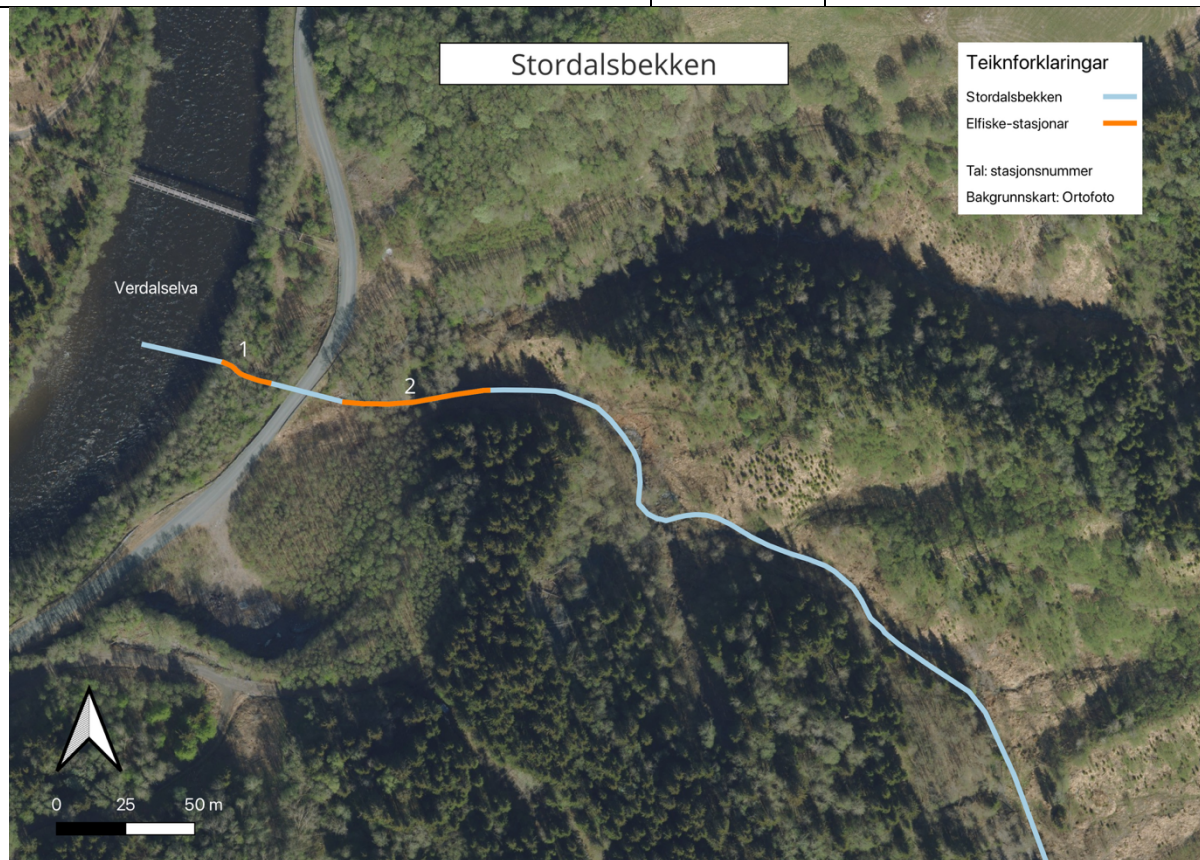


Skildring

Follobekken er i dårleg økologisk tilstand med middels grad av avrenning frå kringliggande landbruk. Det har også vore episodar med utslepp av silopressesaft, men dette problemet er utbetra, og har truleg ikkje effekt lenger. Rett ovanfor stasjon 2 er det ein veg som kryssar bekken, og i her er det laga ein kulvert som er eit vandringshinder for fisk.

Stordalsbekken

Anadrom strekning:
200 m



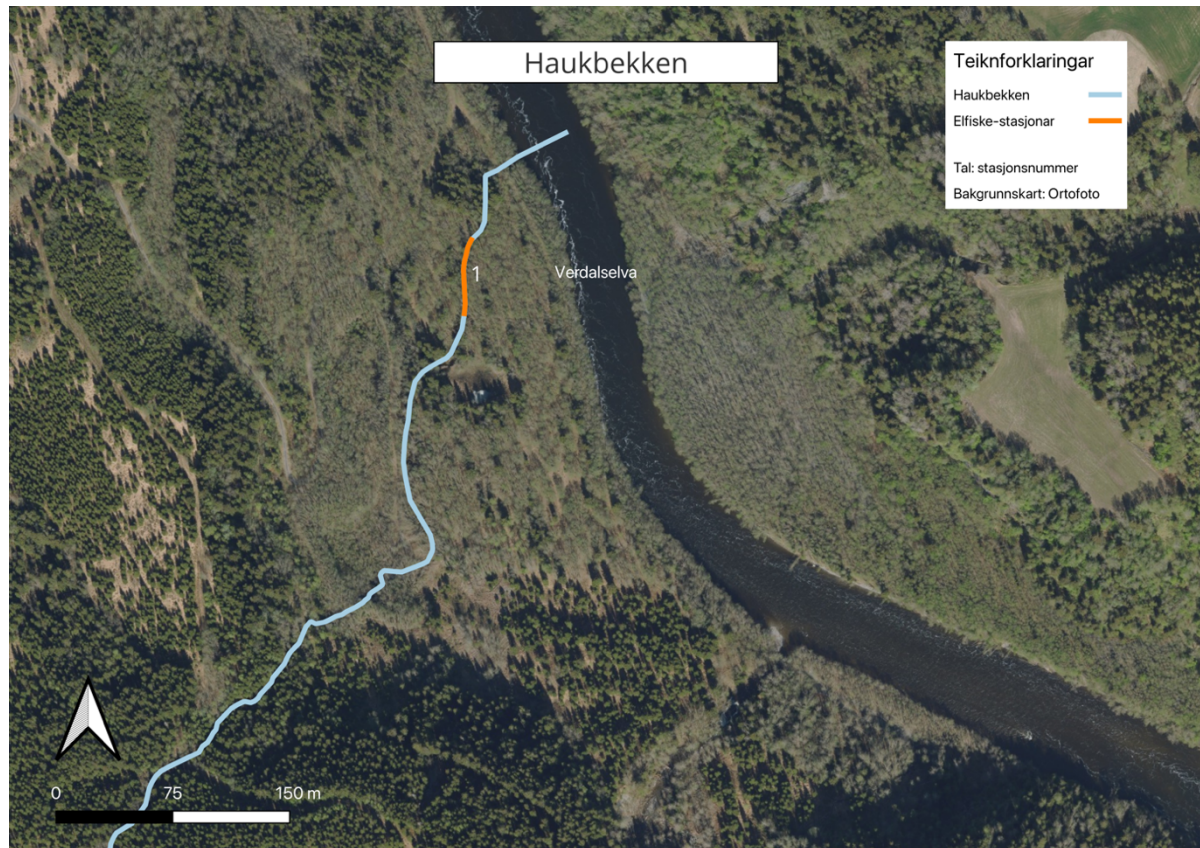
Skildring

I Stordalsbekken har det tidlegare ikkje vore etablert el-fiskestasjonar, dog etablerte vi to stykk under feltarbeidet. Allereie om lag 20 meter opp i bekken frå utløpet til Verdalselva møter fisken ei vandringsbarriere. Dette er ein kulvert som går under Rødsvegen, og denne er plassert høgt i terrenget, noko som gjer den umogleg å passere for fisk. Denne har no vorte inkludert fordi det arbeidast med ei vurdering på om det skal gjerast tiltak med den problematiske kulverten. Her er det ikkje gjort vurderingar for den økologiske tilstanden.

Kantvegetasjonen består i stor grad av spreidde høge tre, og grasaktig vegetasjon. Den anadrome strekninga er kort på grunn av ei naturleg vandringsbarriere om lag 200 meter opp i bekken.

Haukbekken

Anadrom strekning:
320 m



Skildring

Haukbekken er den bekken som ligg lengst opp i dalen av dei bekkane vi har undersøkt. Bekken ligg i lauvskog der den einaste menneskelege påverknaden er ei flaumforbygging ved utløp. Denne kan ha gjort oppvandring vanskeleg, særleg ved låg vassføring.

Den anadrome strekninga er kort ettersom ei naturleg vandringsbarriere i form av ein foss finn stad om lag 320 meter ovanfor utløpet (målt ved bruk av måleverktøy i QGIS)

Vedlegg 2: GPS-koordinat for stasjonane

Bekk	Stasjon	Up/Low	X	Y
Kvisla	1	Lower	11.4874658230903	63.7898406382644
Kvisla	1	Upper	11.4878927479973	63.7901618366356
Kvisla	2	Lower	11.5102953777205	63.7972021904172
Kvisla	2	Upper	11.5108951495321	63.7974025533405
Kvisla	3	Lower	11.4962212081339	63.806397427476
Kvisla	3	Upper	11.4964720534352	63.806805821891
Brokskitbekken	1	Lower	11.539272821148	63.7895983505961
Brokskitbekken	1	Upper	11.5388999786228	63.7900000065565
Brokskitbekken	2	Lower	11.5386497500193	63.7903936064467
Brokskitbekken	2	Upper	11.5383999980986	63.7907999753952
Brokskitbekken	3	Lower	11.5416139048583	63.7938908459188
Brokskitbekken	3	Upper	11.5419649203445	63.7942674258863
Brokskitbekken	4	Lower	11.5422000841596	63.7945214084894
Brokskitbekken	4	Upper	11.5432604429464	63.7945883152812
Brokskitbekken	6	Lower	11.5593572156821	63.8004953344032
Brokskitbekken	6	Upper	11.5603770129383	63.8006369769573
Brokskitbekken	5	Upper	11.5572514308192	63.7996610306274
Brokskitbekken	5	Lower	11.5567936369319	63.7990112072939
Brokskitbekken	8	Lower	11.5672566647127	63.8010646914279
Brokskitbekken	8	Upper	11.5679277075105	63.8010234568503
Brokskitbekken	7	Lower	11.5641282938926	63.8014706913556
Brokskitbekken	7	Upper	11.5649274955609	63.8012898514811
Korsådalbekken	1	Lower	11.5664999932051	63.7889999616891
Korsådalbekken	1	Upper	11.5672999620438	63.7895000260323
Korsådalbekken	2	Lower	11.567546314741	63.7914175712843
Korsådalbekken	2	Upper	11.5677299372429	63.7915777336275
Korsådalbekken	3	Lower	11.5668999776244	63.7923000007868
Korsådalbekken	3	Upper	11.5661232403518	63.7926076165866
Follobekken	1	Lower	11.6050709990738	63.7707981698199
Follobekken	1	Upper	11.6051409539376	63.7711209277674
Follobekken	2	Lower	11.6065988507829	63.7719722748301
Follobekken	2	Upper	11.6067304744852	63.7724615509215
Follobekken	2B	Lower	11.6067092321336	63.7725297143023
Follobekken	2B	Upper	11.6066618843736	63.7730483394106
Follobekken	3	Lower	11.6084625763299	63.7823890918023
Follobekken	3	Upper	11.6077957737588	63.7825968934412
Follobekken	4	Lower	11.6076345851383	63.7835986830726
Follobekken	4	Upper	11.6077616032393	63.783992281937
Follobekken	4B	Lower	11.6076483560469	63.784663174079

Follobekken	4B	Upper	11.607728428933	63.7851180710277
Follobekken	5	Lower	11.6127360600948	63.7938303869532
Follobekken	5	Upper	11.6126743166607	63.7941590383535
Stordalsbekken	2	Upper	11.8663980238284	63.8031384952253
Stordalsbekken	1	Upper	11.8647889674052	63.8031627466931
Stordalsbekken	1	Lower	11.8644611374036	63.8032281076795
Stordalsbekken	2	Lower	11.8653464833711	63.8031000208809
Haukbekken	1	Upper	11.9166331938547	63.8111049825941
Haukbekken	1	Lower	11.9167252403307	63.8115286693402
Bjørk- /Sundbybekken	1	Lower	11.6010650340468	63.7669439893216
Bjørk- /Sundbybekken	1	Upper	11.6011349423596	63.7664959830103
Bjørk- /Sundbybekken	2	Lower	11.602603	63.765863
Bjørk- /Sundbybekken	2	Upper	11.6026148249765	63.7654005390084
Bjørk- /Sundbybekken	3	Lower	11.6018078870996	63.7649972489522
Bjørk- /Sundbybekken	3	Upper	11.6018959429323	63.7646973301442
Bjørk- /Sundbybekken	4	Lower	11.6020092606842	63.7641269970265
Bjørk- /Sundbybekken	4	Upper	11.6019886902643	63.7636006850008
Bjørk- /Sundbybekken	5	Lower	11.6079938093482	63.7641246039961
Bjørk- /Sundbybekken	5	Upper	11.6089941813494	63.7641482152201
Skjördalsbekken	1	Lower	11.5630489678359	63.7742800132238
Skjördalsbekken	1	Upper	11.5636283768448	63.7740275510598
Skjördalsbekken	2	Lower	11.5654008428083	63.7737262635811
Skjördalsbekken	2	Upper	11.5663019038399	63.7737057288121
Skjördalsbekken	3	Lower	11.5670280691044	63.7725380638648
Skjördalsbekken	3	Upper	11.5665706981975	63.772189447238
Skjördalsbekken	4	Lower	11.5661660879096	63.7711096589784
Skjördalsbekken	4	Upper	11.5662115742472	63.7708027514487
Skjördalsbekken	4B	Lower	11.5892268125896	63.76353033668
Skjördalsbekken	4B	Upper	11.589648	63.763142
Skjördalsbekken	5	Lower	11.5898099653197	63.761199549438
Skjördalsbekken	5	Upper	11.5891656908863	63.7609308019597
Skjördalsbekken	6	Lower	11.5874293926556	63.760214883939
Skjördalsbekken	6	Upper	11.5873187259678	63.7597911212916
Rossvollbekken	1	Lower	11.5550804722679	63.7839873361074
Rossvollbekken	1	Upper	11.5556725518887	63.7835908396185
Rossvollbekken	2	Lower	11.5569415551177	63.7827786749421

Rossvollbekken	2	Upper	11.5573896978645	63.7825287318461
Valbekken	2	Lower	11.4861978769653	63.7647430086553
Valbekken	2	Upper	11.4867846134098	63.7646277178878
Valbekken	3	Upper	11.4997164946871	63.764299640557
Valbekken	3	Lower	11.498920685362	63.7646809800674
Valbekken	4	Lower	11.5044812773611	63.7639507066921
Valbekken	4	Upper	11.5053150193995	63.7637523671912
Kvisla	4	Lower	11.5083143327567	63.8176069899331
Kvisla	4	Upper	11.5091358320663	63.8174842288721
Valbekken	1	Upper	11.4809750003401	63.7668463729747
Valbekken	1	Lower	11.4800643298869	63.7670987281896

Vedlegg 3: Rådata elfiske 2024

Bekk	Stasjon	Runde	Alder	Tal fisk
Bjørkbekken	1	1	0+	13
Bjørkbekken	1	1	1+	8
Bjørkbekken	2	1	0+	6
Bjørkbekken	2	1	1+	9
Bjørkbekken	3	1	0+	6
Bjørkbekken	3	1	1+	3
Bjørkbekken	4	1	0+	23
Bjørkbekken	4	1	1+	6
Brokskitbekken	1	1	>1+	1
Brokskitbekken	1	1	0+	8
Brokskitbekken	1	1	1+	18
Brokskitbekken	2	1	0+	5
Brokskitbekken	2	1	1+	10
Brokskitbekken	3	1	1+	15
Brokskitbekken	4	1	1+	19
Brokskitbekken	5	1	>1+	1
Brokskitbekken	5	1	1+	6
Brokskitbekken	6	1	>1+	1
Brokskitbekken	6	1	1+	8
Brokskitbekken	8	1	>1+	1
Follobekken	1	1	0+	1
Follobekken	1	1	1+	17
Follobekken	2	1	1+	9
Follobekken	3	1	0+	12
Follobekken	4	1	0+	8
Follobekken	4	1	1+	2
Follobekken	2B	1	>1+	2
Follobekken	2B	2	>1+	1
Follobekken	2B	1	1+	3
Follobekken	2B	2	1+	1
Follobekken	2B	3	1+	2
Follobekken	4B	1	>1+	3
Follobekken	4B	2	>1+	1
Follobekken	4B	1	0+	3
Follobekken	4B	2	0+	1
Follobekken	4B	1	1+	8
Follobekken	4B	2	1+	2
Haukbekken	1	1	>1+	1
Haukbekken	1	2	>1+	1
Haukbekken	1	1	1+	5
Haukbekken	1	2	1+	4
Haukbekken	1	3	1+	3
Korsådalsbekken	1	1	>1+	6
Korsådalsbekken	1	1	0+	1
Korsådalsbekken	1	1	1+	11
Korsådalsbekken	2	1	1+	1
Korsådalsbekken	3	1	>1+	2
Korsådalsbekken	3	1	1+	6
Kvisla	1	1	0+	1

Kvisla	1	1	1+	1
Kvisla	2	1	>1+	2
Kvisla	3	1	>1+	2
Kvisla	4	1	>1+	3
Kvisla	4	1	1+	1
Rossvollbekken	1	1	0+	7
Rossvollbekken	1	1	1+	14
Rossvollbekken	2	1	>1+	1
Rossvollbekken	2	1	1+	11
Skjördalsbekken	1	1	>1+	1
Skjördalsbekken	1	1	0+	43
Skjördalsbekken	1	1	1+	9
Skjördalsbekken	2	1	>1+	1
Skjördalsbekken	2	1	0+	99
Skjördalsbekken	2	1	1+	15
Skjördalsbekken	3	1	0+	12
Skjördalsbekken	3	1	1+	29
Skjördalsbekken	4	1	0+	16
Skjördalsbekken	4	1	1+	12
Skjördalsbekken	5	1	0+	28
Skjördalsbekken	5	1	1+	5
Skjördalsbekken	6	1	>1+	1
Skjördalsbekken	6	1	0+	31
Skjördalsbekken	6	1	1+	4
Skjördalsbekken	4B	1	>1+	1
Skjördalsbekken	4B	1	0+	51
Skjördalsbekken	4B	2	0+	32
Skjördalsbekken	4B	3	0+	23
Skjördalsbekken	4B	1	1+	14
Skjördalsbekken	4B	2	1+	3
Skjördalsbekken	4B	3	1+	2
Stordalsbekken	1	1	0+	5
Stordalsbekken	1	2	0+	6
Stordalsbekken	1	3	0+	1
Stordalsbekken	1	1	1+	1
Stordalsbekken	1	3	1+	1
Stordalsbekken	2	1	>1+	0
Stordalsbekken	2	1	0+	0
Stordalsbekken	2	1	1+	0
Sundbybekken	6	1	0+	34
Sundbybekken	6	1	1+	4
Valbekken	1	1	0+	48
Valbekken	1	1	1+	8
Valbekken	2	1	0+	13
Valbekken	3	1	0+	51
Valbekken	3	2	0+	35
Valbekken	3	1	1+	2
Valbekken	4	1	>1+	1
Valbekken	4	1	0+	36
Valbekken	4	1	1+	6

Vedlegg 4: Lengdegrenser for årsklassar per stasjon

Bekk	Stasjon	Øvre grense 0+ (mm)	Øvre grense 1+ (mm)
Skjördalsbekken	1	75	140
	2	75	140
	3	75	140
	4	75	140
	4B	80	155
	5	75	140
	6	75	140
Follobekken	1	75	135
	2	90	145
	2B	100	150
	3	80	150
	4	80	150
	4B	85	145
Valbekken	1	90	150
	2	90	150
	3	90	150
	4	90	150
Stordalsbekken	1	76	107
Rossvollbekken	1	80	160
	2	80	162
Kvisla	1	80	150
	2	80	150
	3	80	150
	4	80	150
Korsådalsbekken	1	80	150
	2	80	150
	3	80	150
Haukbekken	1	80	150
Brokskitbekken	1	80	150
	2	90	155
	3	90	160
	4	80	150
	5	80	155
	6	80	160
	8	80	150

Bjørk- /Sundbybekken	1	63	124
	2	60	120
	3	60	131
	4	66	155
	5	80	150

Vedlegg 5: Kantvegetasjonsregistreringar

Seksjons ID	Vegetasjons-samansetning (dominerande)	Breidde på kantsone	Overflateskugge	Del overhengande tre	Del overhengande ikkje-vedaktig vegetasjon	X	Y	Snittscore
Follo1	Score 3: Tre <2 m	Score 1: <1 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.605131	63.768288	2.00
Follo2	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.605173	63.768381	4.33
Follo3 (Kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.60682	63.772365	2.33
Follo4	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.606681	63.772608	3.00
Follo5	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.60649	63.773052	3.33
SKJ1	Score 3: Tre <2 m	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.568981	63.777527	2.67
SKJ2	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.5684707	63.7775248	2.67
SKJ3	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.568205	63.777583	3.00
SKJ4	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.56419	63.777687	3.00
SKJ5	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.559944	63.775956	3.67
SKJ6	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.560267	63.775676	2.67
SKJ7	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.562463	63.774665	4.00
SKJ8	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.563667	63.774053	2.00
SKJ9	Score 3: Tre <2 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.566912	63.773724	3.00
SKJ10	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.567632	63.773303	4.33
SKJ11	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.573335	63.769097	4.00
SKJ12	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.575298	63.768779	4.33
SKJ13a	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.5772856	63.7685257	2.67
SKJ13b	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.577602	63.768501	4.33

SKJ14a	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.57841842 40699	63.76843328 14262	3.67
SKJ14b	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.582639	63.76697	4.00
SKJ15	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.586018	63.76578	2.00
SKJ16	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.5867414	63.7655147	3.67
SKJ17	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.587781	63.764845	2.33
SKJ18	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.587913	63.764707	3.67
SKJ19	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.588041	63.764595	2.33
SKJ20	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.588151	63.764531	4.00
SKJ21	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.58865	63.764051	4.00
SKJ22	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.5889237	63.7638151	2.33
SKJ23	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.589144	63.763623	2.33
SKJ24	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.589224	63.763534	2.33
SKJ25	Score 3: Tre <2 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.5897659	63.7630266	3.00
SKJ26 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.590407	63.761932	2.33
SKJ27	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.590286	63.761834	5.00
SKJ28 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.590098	63.761649	2.33
SKJ29	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.590085	63.761627	4.67
SKJ30	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.588167	63.760558	2.67
SKJ31	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.5876792	63.7603467	4.67
SKJ32	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.586893	63.759729	4.67
Follo6 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.606535	63.773375	2.33
Follo7	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.606409	63.773474	3.67

Follo8	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.605653	63.774121	3.33
Follo9 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.60499	63.774734	2.33
Follo10	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.604856	63.774746	3.67
Follo11	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.60237	63.776939	3.00
Follo12	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.602386	63.777111	3.67
Follo13	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.60215	63.777271	2.00
Follo14 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.602152	63.777366	2.33
Follo15	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.602179	63.777449	2.67
Follo16	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.602227	63.777515	4.00
Follo17	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.608107	63.780786	3.67
Follo18 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.608595	63.782317	2.33
Follo19	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.608461	63.782388	3.67
Follo20	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.60771	63.784438	3.00
Follo21 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.607919	63.785561	2.33
Follo22	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.607967	63.785626	4.67
Follo23 (Kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.608053	63.788656	2.33
Follo24	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.608198	63.788748	4.00
Follo25	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.608008	63.789069	3.67
Follo26 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.609507	63.790154	2.33
Follo27	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.609641	63.790207	3.67
Follo28	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.61058	63.790412	2.67
Follo29	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.611175	63.790472	3.67

Follo30	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.611503	63.790579	3.00
Follo31 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.612758	63.792319	2.33
Follo32	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.612626	63.792339	3.33
Follo33	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.612364	63.79278	4.00
Follo34	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.612508	63.793514	5.00
Kors1	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.56513	63.788509	4.33
Kors2	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.566468	63.788976	3.67
Kors3	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.5674339	63.7896854	3.00
Kors4 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.567482	63.789767	2.33
Kors5	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.567876	63.789992	2.67
Kors6	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.567989	63.790066	3.67
Kors7	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.5681232	63.7903689	3.00
Kors8	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.567732	63.79088	3.67
Kors9	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.567681	63.79098	2.67
Kors10 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.567477	63.79128	2.33
Kors11	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.567544	63.791421	3.67
Kors12	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.56775	63.791616	2.67
Kors13	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.567375	63.791976	3.33
Kors14	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.566678	63.79241	3.33
Kors15	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.56624	63.792562	2.67
Kors16	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.56603	63.79262	3.67
Kors17	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.565819	63.792713	2.67

Kors18	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.56542	63.793144	3.33
Kors19	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.565771	63.793534	4.33
ROS1	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.55346	63.785002	4.33
ROS2	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.556962	63.782753	4.67
ROS3	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.557499	63.782462	4.00
ROS4 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.557751	63.781717	2.33
ROS5	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.557727	63.781626	3.33
Brok1	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.539399	63.78945	4.00
Brok2 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.538069	63.791286	2.33
Brok3	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.538048	63.791375	3.67
Brok4	Score 4: Tre 2-10 m	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.539775	63.793655	3.33
Brok5	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.5416149	63.7938906	3.67
Brok6 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.541956	63.794248	2.33
Brok7	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.541972	63.794407	3.00
Brok8	Score 4: Tre 2-10 m	Score 4: 15-30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.544293	63.796012	3.33
Brok9	Score 4: Tre 2-10 m	Score 4: 15-30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.545201	63.795904	3.33
Brok10	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.547398	63.795745	2.00
Brok11 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.548243	63.795703	2.33
Brok12	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.550381	63.795655	1.67
Brok13 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.550842	63.795646	2.33
Brok14	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.551126	63.795677	2.33
Brok15 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.552473	63.795864	2.33

Brok16	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.552625	63.79596	1.33
Brok17	Score 4: Tre 2-10 m	Score 4: 15-30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.552625	63.795999	3.33
Brok18	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.552739	63.796804	3.00
Brok19	Score 4: Tre 2-10 m	Score 4: 15-30 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.5551762	63.7984291	3.67
Brok20	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.555731	63.798526	2.00
Brok21a	Score 4: Tre 2-10 m	Score 5: >30 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.55671	63.798961	4.00
Brok21b	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.557137	63.799622	2.33
Brok22	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.560004	63.800575	2.67
Brok23	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.560873	63.800828	3.67
Brok24	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.56112	63.800979	3.33
Brok25	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.561369	63.801294	4.00
Brok26	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.562685	63.801732	2.67
Brok27 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.563698	63.80151	2.33
Brok28	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.564137	63.801469	4.33
Brok29	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.570009	63.801291	3.67
Brok30 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.570446	63.801658	2.33
Brok31	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.574848	63.802267	3.00
Bjork1	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.601055	63.766992	5.00
Bjork2	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.601809	63.765977	4.67
Bjork3	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 4: 15-30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.602592	63.765317	3.33
Bjork4	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.601761	63.764971	4.33
Bjork5 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.6019915	63.763508	2.33

Bjork6	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.602136	63.76339	4.00
Bjork7 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.603432	63.762716	2.33
SUN1	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.602042	63.764146	4.67
SUN2	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.603598	63.763731	4.00
SUN3 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.606771	63.764177	2.33
SUN5	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.609899	63.764134	3.67
SUN5	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.609899	63.764134	2.67
SUN6 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.610019	63.764122	2.33
SUN7	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.61018	63.764094	2.67
SUN8	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.610462	63.764044	3.67
STO1	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.864481	63.803224	5.00
STO2 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.864784	63.803163	2.33
STO3	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 5: >30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.865333	63.803122	3.00
STO4	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.865508	63.803096	4.67
STO5	Score 4: Tre 2-10 m	Score 5: >30 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.8660174	63.8031137	3.67
Val1	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.470928	63.763164	2.00
Val2 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.472543	63.762332	2.33
Val3	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.472817	63.762341	2.67
Val4	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.475026	63.76481	3.67
Val5	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.475949	63.764653	3.00
Val6	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.476909	63.765104	3.67
Val7	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.477888	63.765987	3.00

Val8	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.478334	63.766367	3.33
Val9	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.479076	63.767091	4.33
Val10	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.480562	63.767008	3.33
Val11	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.480968	63.76685	1.67
Val12 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.481279	63.766766	2.33
Val13	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.481563	63.766432	2.33
Val14	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.481737	63.766015	2.67
Val15	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.481984	63.765942	3.33
Val16	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.482813	63.765838	2.67
Val17 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.483172	63.765828	2.33
Val18	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.483312	63.765819	3.00
Val19	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.483422	63.765802	3.00
Val20	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.48431	63.76562	2.33
Val21 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.486756	63.764631	2.33
Val22	Score 3: Tre <2 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.486898	63.764618	3.00
Val23 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.4903204	63.765602	2.33
Val24	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.490503	63.765587	2.33
Val25 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.494349	63.765386	2.33
Val26	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.494553	63.765383	2.33
Val27	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.495374	63.765353	3.67
Val28	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.49819	63.764886	2.00
Val29 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.499714	63.764301	2.33

Val30	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.499874	63.764244	3.33
Val31	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.502063	63.763795	4.00
Val32	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.503646	63.76388	3.67
Val33 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.504053	63.763949	2.33
Val34	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.504236	63.763951	4.00
Val35 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.507331	63.76319	2.33
KVI1	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.529143	63.819384	2.67
KVI2	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.522821	63.818269	3.67
KVI3	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.521316	63.817903	4.33
KVI4 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.514487	63.817333	2.33
KVI5	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.514326	63.817315	4.33
KVI6 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.509614	63.81735	2.33
KVI7	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.509482	63.817414	5.00
KVI8	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.503152	63.818654	3.33
KVI9	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.500647	63.817983	3.67
KVI10 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500001	63.816504	2.33
KVI11	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500014	63.8164	3.67
KVI12	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.500003	63.815578	2.67
KVI13	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500516	63.815141	3.67
KVI14 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500631	63.814982	2.33
KVI15	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500572	63.814835	3.67
KVI16	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.500446	63.814508	2.33

KVI17	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500293	63.81416	4.00
KVI18	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.500422	63.813664	4.33
KVI19	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.500507	63.812146	3.33
KVI20	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.49922	63.811033	2.33
KVI21	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.49919	63.810764	3.67
KVI22	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.498941	63.810226	3.00
KVI23	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.498691	63.809953	3.67
KVI24	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.498764	63.8089968	4.33
KVI25	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.498673	63.808024	4.33
KVI26	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.497696	63.807548	4.33
KVI27	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.496361	63.806638	2.67
KVI28	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.496205	63.806431	3.67
KVI29 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.496726	63.80588	2.33
KVI30	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.497096	63.805794	3.67
KVI31	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.5034498	63.8049691	3.33
KVI32	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.504155	63.804945	2.33
KVI33	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.504955	63.804645	2.33
KVI34	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.505123	63.804575	3.33
KVI35	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.505523	63.804409	2.00
KVI36	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.506011	63.804279	3.00
KVI37	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.508119	63.803809	3.67
KVI38a (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.509895	63.802456	2.33

KVI38b	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.509892	63.802391	4.00
KVI39	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.510786	63.801783	3.67
KVI40	Score 5: Tre >10 m	Score 3: 5-15 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.511317	63.801656	4.33
KVI41	Score 4: Tre 2-10 m	Score 3: 5-15 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.511875	63.801497	3.33
KVI42	Score 5: Tre >10 m	Score 4: 15-30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.513774	63.800391	4.33
KVI43 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.5103162	63.7971903	2.33
KVI44	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.510142	63.79711	4.00
KVI45	Score 3: Tre <2 m	Score 3: 5-15 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.510485	63.796687	3.00
KVI46a	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.510727	63.796515	4.00
KVI46b	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.510421	63.796227	2.00
KVI47 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.508173	63.796197	2.33
KVI48	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.50802	63.796194	2.00
KVI50	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.503412	63.797176	2.00
KVI49 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.5035437	63.7971607	2.33
KVI51 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.499676	63.797081	2.33
KVI52a	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.499545	63.797068	3.33
KVI52b	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.4967013	63.7964335	2.00
KVI53 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.4924903	63.7950691	2.33
KVI54	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.492252	63.794855	1.67
KVI55 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.49194	63.794563	2.33
KVI56	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.491986	63.794508	1.67
KVI57 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.490299	63.793058	2.33

KVI58	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 1: <10 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.490202	63.793068	2.00
KVI59 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.489623	63.792711	2.33
KVI60	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 3: 5-15 m	Score 1: <10 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.489516	63.7926	2.00
HAUK1	Score 5: Tre >10 m	Score 5: >30 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	11.917307	63.812001	4.67
KVI61 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.487794	63.789708	2.33
KVI62	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 4: 50-80 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.487971	63.789658	3.33
KVI63 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.488066	63.789364	2.33
KVI64	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 3: 25-50 % av seksjonslengd	11.488056	63.789337	3.00
KVI65	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 2: 10-25 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.488027	63.788994	2.00
KVI66 (kulvert)	Score 1: Lite/ingen vegetasjon	Score 1: <1 m	Score 5: >80 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.488078	63.7884	2.33
KVI67	Score 5: Tre >10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.488086	63.788333	4.00
KVI68a	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 3: 25-50 % skugge	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	Score 4: 50-80 % av seksjonslengd	11.488003	63.786512	3.00
KVI68b	Score 2: ikkje-vedaktig vegetasjon	Score 2: 1-5 m	Score 2: 10-25 % skugge	Score 1: <10 % av seksjonslengd	Score 5: >80 % av seksjonslengd	11.488993	63.785999	2.00
KVI69	Score 4: Tre 2-10 m	Score 2: 1-5 m	Score 5: >80 % skugge	Score 5: >80 % av seksjonslengd	Score 1: <10 % av seksjonslengd	11.489403	63.785863	3.67

Vedlegg 6: Habitatregistreringar

Bekk	Stasjon	Lengde	Transekt	Bredde (m)	Substrat 0-2 mm	Substrat 2-20 mm	Substrat 20-100 mm	Substrat 100-250 mm	Substrat>250 mm	SnittSubstrat	Holrom 0-5 cm	Holrom 5-10 cm	Hulrom >10 cm	vekta skjul	Skugge vatn	Vegetasjon flaumsone	Vegetasjon elvekant	Mosedekke botn	Paavekstalgar botn	Kulpar	Død ved
Follobekken	2	50	1	2.4	10	10	10	35	35	287.2	4	1	0	6	80	1-25%	>90%	0	1-33%	0	6
			2	3.05	5	5	15	35	40	320.85	9	1	0	11	70	>90%	76-90%	0	34-66%		
			3	4.04	2	10	30	35	23	224.12	7	4	2	21	98	>90%	>90%	0	1-33%		
			4	2.87	1	0	4	15	80	528.66	1	3	2	13	45	26-50%	26-50%	1-33%	34-66%		
			5	2.65	2	10	20	15	53	370.62	1	0	0	1	65	0	>90%	1-33%	1-33%		
Follobekken	1	38.1	1	3.04	25	30	45	0	0	30.55	1	3	0	7	50	76-90%	51-75%	0	1-33%	8	6
			2	3.56	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	80	51-75%	26-50%	0	0		
			3	2.7	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	40	26-50%	26-50%	0	0		
			4	1.64	90	10	0	0	0	2	0	0	0	0	60	76-90%	>90%	0	0		
			5	3.18	95	5	0	0	0	1.5	0	0	0	0	85	>90%	76-90%	0	0		
Follobekken	2B	59	1	0.9	97	3	0	0	0	1.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
			2	1.87	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			3	1.5	60	40	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			4	1.58	45	30	25	0	0	18.75	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			5	2.6	70	5	25	0	0	16.25	0	0	0	0	5	0	0	0	1-33%		
Follobekken	3	39.2	1	1.5	40	40	20	0	0	16.8	0	0	0	0	90	76-90%	76-90%	0	0	3	2
			2	2.6	20	80	0	0	0	9	0	0	0	0	95	>90%	>90%	0	0		
			3	3	60	40	0	0	0	5	1	0	0	1	70	76-90%	76-90%	0	0		
			4	3.5	95	5	0	0	0	1.5	0	0	0	0	100	>90%	76-90%	0	0		
			5	1.7	5	90	5	0	0	12.95	0	0	0	0	95	76-90%	51-75%	1-33%	1-33%		
Follobekken	4	44.4	1	1.8	3	97	0	0	0	10.7	0	0	0	0	75	26-50%	26-50%	0	34-66%	7	5
			2	2.2	60	40	0	0	0	5	0	0	0	0	100	>90%	76-90%	0	0		
			3	2.54	50	50	0	0	0	6	0	0	0	0	100	26-50%	26-50%	0	0		
			4	2.4	10	90	0	0	0	10	1	0	0	1	100	>90%	76-90%	0	0		
			5	2.1	95	5	0	0	0	1.5	0	3	0	6	70	51-75%	26-50%	0	0		

Follobekken	4B	53.7	1	1.55	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1-25%	0	0	7	2
			2	1.3	98	2	0	0	0	1.2	0	0	1	3	0	0	0	0	0		
			3	1.55	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1-25%	0	0	0		
			4	1.3	100	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1-25%	0	0		
			5	1.44	5	55	40	0	0	30.1	3	0	0	3	0	0	0	0	>66%		
Korsådsals-bekken	3	50	1	1.35	20	10	20	30	20	190.8	3	0	0	3	70	>90%	>90%	0	1-33%	0	0
			2	1.5	5	5	30	25	35	281.1	3	1	0	5	60	>90%	>90%	0	1-33%		
			3	1.06	2	3	10	15	70	470.1	7	5	1	20	30	51-75%	76-90%	34-66%	1-33%		
			4	1.26	20	25	40	0	15	120.7	2	0	0	2	45	51-75%	>90%	0	34-66%		
			5	1.65	30	5	25	10	30	220.85	1	0	0	1	90	>90%	>90%	0	0		
Korsådsals-bekken	1	65	1	2.38	5	5	25	15	50	354.35	3	1	1	8	70	76-90%	>90%	0	34-66%	2	10
			2	1.81	5	25	40	30	0	79.3	4	0	0	4	80	51-75%	51-75%	0	1-33%		
			3	2.62	90	0	10	0	0	6.9	2	0	0	2	70	51-75%	51-75%	0	0		
			4	2.43	0	5	5	30	60	431.05	2	7	1	19	98	>90%	>90%	1-33%	34-66%		
			5	3.45	40	30	30	0	0	21.7	0	0	0	0	98	>90%	>90%	0	0		
Korsådsals-bekken	2	15	1	2.79	5	5	30	20	40	303.6	9	2	0	13	100	>90%	76-90%	0	34-66%	0	0
			2	1.96	0	5	20	25	50	368.8	5	3	2	17	100	>90%	>90%	0	1-33%		
			3	2.38	0	5	25	30	40	318.05	11	4	0	19	100	>90%	>90%	0	1-33%		
			4	2.95	40	5	15	10	30	214.95	5	3	0	11	100	>90%	>90%	0	34-66%		
			5	3.22	20	10	5	60	5	140.55	7	0	0	7	100	>90%	>90%	0	0		
Skjødals-bekken	1	42	1	2.62	40	40	5	15	0	34.05	3	1	0	5	20	51-75%	51-75%	0	1-33%	1	0
			2	2.33	25	65	10	0	0	13.4	0	0	0	0	15	1-25%	1-25%	0	1-33%		
			3	2.34	20	40	15	25		57.35	0	0	0	0	0	0	1-25%	0	1-33%		
			4	2.21	25	70	5	0	0	10.95	0	0	0	0	2	1-25%	1-25%	0	1-33%		
			5	2.17	30	40	20	10	0	34.2	3	1	0	5	15	1-25%	26-50%	0	1-33%		
Skjødals-bekken	2	24.4	1	2.03	20	40	30	10	0	40.1	3	0	0	3	1	0	0	0	1-33%	0	0
			2	2.33	40	50	10	0	0	11.9	0	0	0	0	0	0	0	0	1-33%		
			3	2.01	20	20	50	10	0	49.9	3	0	0	3	0	0	0	0	1-33%		
			4	2.22	20	30	40	10	0	45	2	1	0	4	5	1-25%	1-25%	0	1-33%		
			5	2.45	30	45	15	10	0	31.75	1	1	1	6	0	0	0	0	1-33%		

Skjødals-bekken	3	44.7	1	3.97	40	25	35	0	0	24.15	0	0	2	6	80	76-90%	76-90%	0	1-33%	5	14
			2	3.49	55	40	5	0	0	7.95	0	0	0	0	85	76-90%	>90%	0	1-33%		
			3	4.03	30	45	25	0	0	20.25	1	0	1	4	40	51-75%	76-90%	1-33%	1-33%		
			4	4.38	60	35	5	0	0	7.45	0	0	0	0	75	51-75%	76-90%	0	1-33%		
			5	3.24	70	25	5	0	0	6.45	0	0	0	0	60	51-75%	76-90%	0	0		
Skjødals-bekken	4	42	1	3.53	25	60	15	0	0	15.85	0	0	0	0	85	51-75%	51-75%	1-33%	1-33%	5	4
			2	3.68	10	60	5	25	0	53.45	2	1	2	10	40	51-75%	51-75%	1-33%	1-33%		
			3	3.55	20	35	45	0	0	31.05	0	0	0	0	5	1-25%	1-25%	1-33%	1-33%		
			4	2.85	60	15	5	20	0	40.25	0	0	0	0	60	26-50%	26-50%	1-33%	1-33%		
			5	2.02	30	35	10	25	0	53.9	1	0	0	1	25	1-25%	26-50%	1-33%	1-33%		
Skjødals-bekken	4B	47	1	1.93	45	55	0	0	0	6.5	0	0	0	0	0	0	0	0	1-33%	2	0
			2	3.79	20	45	35	0	0	26.15	0	0	0	0	20	1-25%	1-25%	0	1-33%		
			3	2.41	10	10	15	20	45	326.45	0	1	0	2	0	0	0	1-33%	1-33%		
			4	2.4	10	40	50	0	0	34.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			5	1.71	45	15	25	15	0	43.35	0	0	1	3	0	0	0	0	1-33%		
Skjødals-bekken	5	47.7	1	2.47	15	20	65	0	0	41.35	0	0	0	0	85	76-90%	76-90%	1-33%	1-33%	3	0
			2	2.61	20	30	50	0	0	33.5	1	0	0	1	85	76-90%	>90%	0	1-33%		
			3	2.58	25	20	55	0	0	35.45	1	0	0	1	70	76-90%	76-90%	0	0		
			4	1.59	15	20	60	5	0	47.1	4	0	0	4	85	76-90%	51-75%	1-33%	1-33%		
			5	2.74	5	15	60	20	0	72.7	1	1	0	3	75	51-75%	76-90%	0	1-33%		
Skjødals-bekken	6	54	1	3.05	15	25	40	20	0	61.9	4	0	0	4	90	51-75%	>90%	0	1-33%	4	8
			2	2.44	30	30	30	0	5	52.85	1	0	0	1	70	51-75%	76-90%	1-33%	1-33%		
			3	2.36	30	10	20	40	0	83.4	2	0	0	2	75	76-90%	76-90%	0	1-33%		
			4	4.46	25	20	15	15	25	193.95	3	1	1	8	70	51-75%	76-90%	1-33%	1-33%		
			5	2.54	10	15	15	40	20	205.75	1	2	2	11	80	76-90%	76-90%	1-33%	1-33%		
Brokskit-bekken	7	50	1	1.7	0	20	60	10	10	118.2	0	0	0	0	100	>90%	>90%	0	0	4	15
			2	2.4	10	40	50	0	0	34.5	0	0	0	0	90	>90%	>90%	0	0		
			3	2.5	10	20	65	5	0	50.05	0	0	0	0	80	76-90%	76-90%	0	0		
			4	2.2	30	50	20	0	0	17.8	0	0	0	0	80	76-90%	76-90%	0	0		
			5	2	20	20	30	0	30	207.9	0	0	0	0	90	76-90%	76-90%	0	0		

Brokskit-bekken	8	48	1	2	10	25	65	0	0	41.85	0	0	0	0	90	76-90%	76-90%	0	0	4	12
			2	2.6	70	15	15	0	0	11.35	0	0	0	0	90	>90%	>90%	0	0		
			3	2.2	5	40	45	5	5	71.45	0	0	0	0	90	>90%	>90%	0	0		
			4	2.4	50	10	30	10	0	37.1	0	0	0	0	90	76-90%	76-90%	0	0		
			5	1.4	10	30	60	0	0	39.4	0	0	0	0	90	76-90%	76-90%	0	0		
Brokskit-bekken	1	46	1	2.92	20	5	60	5	10	108	0	0	0	0	95	>90%	>90%	0	1-33%	4	12
			2	2.26	5	20	40	10	25	200	1	2	1	8	60	76-90%	76-90%	0	34-66%		
			3	2.27	0	40	60	0	0	40.4	0	2	3	13	95	76-90%	51-75%	0	0		
			4	1.67	5	25	60	10	0	56.3	2	0	0	2	50	51-75%	76-90%	0	1-33%		
			5	1.84	5	10	20	15	50	351.9	2	3	1	11	80	>90%	>90%	0	1-33%		
Brokskit-bekken	5	79	1	1.5	0	10	50	20	20	191.1	3	3	0	9	10	26-50%	51-75%	0	34-66%	4	0
			2	1.4	10	10	35	35	10	145.95	2	1	1	7	0	1-25%	26-50%	0	1-33%		
			3	2.5	40	40	0	10	10	84.8	0	0	1	3	10	1-25%	26-50%	0	1-33%		
			4	2.4	0	20	10	50	20	220.7	2	2	0	6	0	1-25%	1-25%	0	1-33%		
			5	2.3	0	0	10	20	70	478.5	0	3	2	12	0	1-25%	26-50%	0	>66%		
Brokskit-bekken	2	44	1	2.33	35	40	5	20	0	42.75	0	0	0	0	75	51-75%	51-75%	0	1-33%	6	5
			2	2.51	65	15	20	0	0	14.3	0	0	0	0	60	51-75%	51-75%	0	1-33%		
			3	2.4	35	50	15	0	0	14.85	0	0	0	0	70	51-75%	51-75%	0	1-33%		
			4	2.55	45	35	20	0	0	16.3	0	0	0	0	50	26-50%	51-75%	0	1-33%		
			5	1.76	15	20	60	5	0	47.1	3	1	0	5	55	51-75%	51-75%	1-33%	0		
Brokskit-bekken	3	44.6	1	2.2	15	15	70	0	0	43.8	1	2	0	5	95	>90%	51-75%	0	0	5	3
			2	1.85	5	90	5	0	0	12.95	0	3	1	9	60	51-75%	26-50%	0	0		
			3	1.39	5	65	30	0	0	25.2	1	1	0	3	90	76-90%	76-90%	0	0		
			4	4.7	60	0	40	0	0	24.6	0	1	1	5	95	>90%	76-90%	0	1-33%		
			5	1.91	20	60	20	0	0	18.8	2	0	0	2	90	76-90%	76-90%	0	0		
Brokskit-bekken	4	68	1	3.07	5	75	20	0	0	20.3	1	4	3	18	0	1-25%	1-25%	0	>66%	8	0
			2	3.38	3	77	20	0	0	20.5	3	2	0	7	0	0	1-25%	0	>66%		
			3	2.34	0	70	30	0	0	25.7	3	2	0	7	0	1-25%	26-50%	0	1-33%		
			4	1.57	0	10	90	0	0	55.1	2	1	0	4	0	1-25%	26-50%	0	1-33%		
			5	2.48	15	40	45	0	0	31.55	4	0	1	7	10	1-25%	1-25%	0	>66%		

Brokskit-bekken	6	40	1	2.74	5	5	90	0	0	54.6	0	5	1	13	5	1-25%	26-50%	0	34-66%	4	6
			2	1.93	20	70	10	0	0	13.9	1	1	2	9	0	0	1-25%	1-33%	>66%		
			3	2.23	40	55	5	0	0	9.45	2	1	1	7	0	0	26-50%	0	>66%		
			4	1.77	3	47	50	0	0	35.2	2	2	0	6	9	0	0	0	1-33%		
			5	2.49	5	25	70	0	0	44.8	0	3	0	6	40	26-50%	51-75%	0	1-33%		
Rossvoll-bekken	1	44	1	2.53	10	20	45	20	5	95.55	4	1	0	6	90	76-90%	76-90%	0	0	3	5
			2	2.97	85	15	0	0	0	2.5	0	0	0	0	70	76-90%	51-75%	0	0		
			3	2.92	45	40	15	0	0	13.85	0	0	0	0	90	51-75%	76-90%	0	0		
			4	2.18	45	45	10	0	0	11.4	0	0	0	0	80	76-90%	76-90%	0	0		
			5	2.97	20	30	40	0	10	90	4	0	0	4	85	76-90%	76-90%	0	0		
Rossvoll-bekken	2	35	1	2.26	15	45	30	10	0	40.6	0	0	0	0	75	51-75%	26-50%	0	0	7	4
			2	2.06	75	10	10	5	0	16.6	0	0	0	0	95	76-90%	51-75%	0	0		
			3	2.1	90	10	0	0	0	2	0	0	0	0	80	76-90%	51-75%	0	0		
			4	2.36	85	10	5	0	0	4.95	1	0	0	1	95	>90%	76-90%	0	0		
			5	2.06	30	20	40	10	0	44	1	0	0	1	90	76-90%	76-90%	0	1-33%		
Bjørk-/Sundbybekk	1	50	1	3.66	45	15	10	20	10	105.6	0	1	0	2	95	>90%	>90%	0	1-33%	0	9
			2	3.03	35	5	40	5	15	127.4	1	0	0	1	85	>90%	>90%	0	1-33%		
			3	3.19	15	25	30	25	5	95.9	3	0	0	3	98	>90%	>90%	0	1-33%		
			4	3.38	60	15	20	5	0	23	0	0	0	0	95	>90%	>90%	0	1-33%		
			5	1.93	5	20	40	5	30	222.5	2	0	0	2	100	>90%	>90%	0	1-33%		
Bjørk-/Sundbybekke	3	49	1	4.17	40	40	20	0	0	16.8	1	7	4	27	95	>90%	>90%	0	0	2	14
			2	2.7	60	15	25	0	0	17.25	2	3	8	32	100	>90%	>90%	0	0		
			3	1.96	5	25	70	0	0	44.8	1	0	0	1	100	>90%	>90%	0	0		
			4	5.6	60	15	25	0	0	17.25	2	1	0	4	100	>90%	>90%	0	0		
			5	5.24	60	30	10	0	0	9.9	0	2	0	4	95	>90%	>90%	0	0		
Bjørk-/Sundbybekke	2	42	1	3.98	80	15	5	0	0	5.45	5	0	1	8	85	76-90%	76-90%	0	0	7	21
			2	4.35	15	15	60	10	0	55.3	1	0	2	7	50	26-50%	51-75%	0	0		
			3	4.22	35	35	25	5	0	27.95	0	4	0	8	50	51-75%	51-75%	0	0		
			4	3.48	35	45	20	0	0	17.3	0	0	0	0	75	51-75%	76-90%	0	0		
			5	3.29	20	75	5	0	0	11.45	0	0	0	0	80	76-90%	51-75%	0	0		

Bjørk-/ Sundbybekke	4	60	1	2.58	20	80	0	0	0	9	0	0	1	3	90	>90%	>90%	0	0	0	9
			2	5.04	30	70	0	0	0	8	0	0	0	0	90	>90%	>90%	0	0		
			3	3.24	85	15	0	0	0	2.5	0	0	0	0	95	>90%	76-90%	0	0		
			4	1.8	5	75	10	0	0	14.3	1	2	0	5	60	76-90%	>90%	0	1-33%		
			5	3.52	60	40	0	0	0	5	0	0	0	0	90	>90%	>90%	0	0		
Bjørk-/ Sundbybekke	5	45	1	2.19	50	50	0	0	0	6	1	0	0	1	80	76-90%	51-75%	0	0	7	5
			2	1.63	85	10	5	0	0	4.95	3	0	0	3	100	>90%	>90%	0	0		
			3	1.65	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	100	>90%	76-90%	0	0		
			4	1.95	97	3	0	0	0	1.3	0	0	0	0	98	>90%	76-90%	0	0		
			5	1.94	30	70	0	0	0	8	0	0	0	0	100	76-90%	76-90%	0	0		
Kvisla	1	42	1	3.01	30	30	20	20	0	50.6	3	1	1	8	0	0	1-25%	0	1-33%	4	0
			2	2.12	20	30	40	0	10	90	2	1	0	4	0	0	1-25%	0	34-66%		
			3	3.27	10	30	20	40	0	85.4	0	0	0	0	2	1-25%	1-25%	0	1-33%		
			4	2.48	5	10	25	25	35	278.65	4	10	0	24	75	76-90%	51-75%	0	1-33%		
			5	3.29	25	15	45	15	0	55.15	1	0	0	1	0	0	1-25%	0	1-33%		
Kvisla	2	39	1	3.52	35	15	5	20	25	196.25	1	0	0	1	95	>90%	76-90%	0	1-33%	8	5
			2	3.13	30	5	20	30	15	159.1	4	8	3	29	90	51-75%	51-75%	0	1-33%		
			3	3.17	10	10	40	30	10	140.2	2	3	0	8	20	51-75%	51-75%	>66%	0		
			4	4.65	5	5	20	25	45	337.6	2	3	2	14	90	26-50%	51-75%	34-66%	1-33%		
			5	1.61	10	5	20	35	30	261.4	3	2	2	13	90	>90%	>90%	1-33%	1-33%		
Kvisla	3	50	1	1.83	90	0	0	0	10	63.4	0	0	0	0	10	1-25%	1-25%	0	0	7	1
			2	2.02	90	5	5	0	0	4.45	0	0	0	0	15	1-25%	1-25%	0	0		
			3	1.15	45	15	25	0	20	142.1	2	6	0	14	85	76-90%	76-90%	0	1-33%		
			4	3.18	50	10	5	20	15	133.35	0	2	1	7	95	76-90%	51-75%	0	0		
			5	1.46	20	10	25	10	35	252.55	2	1	1	7	80	51-75%	51-75%	0	1-33%		
Kvisla	4	55.5	1	2.7	50	5	5	10	30	209.05	0	1	1	5	95	>90%	76-90%	0	0	8	16
			2	2.8	90	0	10	0	0	6.9	0	0	0	0	75	51-75%	51-75%	0	0		
			3	1.9	40	20	20	0	20	139.6	0	0	0	0	95	>90%	76-90%	1-33%	0		
			4	2.1	10	20	40	10	20	168.8	4	0	0	4	98	>90%	26-50%	1-33%	0		
			5	2.48	5	15	45	35	0	89.95	7	8	0	23	55	26-50%	51-75%	34-66%	0		

Valbekken	1	55	1	1.68	70	10	20	0	0	13.8	1	0	0	1	80	76-90%	51-75%	0	0	6	6
			2	2.08	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	40	26-50%	26-50%	0	0		
			3	1.83	95	5	0	0	0	1.5	0	0	0	0	100	>90%	76-90%	0	0		
			4	2.14	60	40	0	0	0	5	7	4	1	18	85	>90%	76-90%	0	1-33%		
			5	2.96	100	0	0	0	0	1	0	0	0	0	80	76-90%	51-75%	0	0		
Valbekken	2	29	1	1.41	97	3	0	0	0	1.3	0	0	0	0	0	0	1-25%	0	0	0	0
			2	1.54	94	6	0	0	0	1.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			3	1.62	85	15	0	0	0	2.5	0	0	0	0	0	0	1-25%	0	0		
			4	2.2	35	5	5	25	30	235.15	1	1	1	6	5	26-50%	1-25%	1-33%	34-66%		
			5	2.17	10	90	0	0	0	10	1	0	0	1	70	76-90%	26-50%	0	0		
Valbekken	3	50	1	1.62	30	60	10	0	0	12.9	1	0	0	1	10	1-25%	1-25%	0	0	1	0
			2	0.91	3	7	90	0	0	54.8	2	1	0	4	60	51-75%	51-75%	0	1-33%		
			3	1.62	50	50	0	0	0	6	0	0	0	0	70	26-50%	51-75%	0	0		
			4	1.4	60	40	0	0	0	5	0	0	0	0	70	51-75%	76-90%	0	0		
			5	0.94	40	60	0	0	0	7	2	0	0	2	15	1-25%	0	0	1-33%		
Valbekken	4	41	1	2.36	70	30	0	0	0	4	0	0	0	0	98	>90%	76-90%	0	0	4	5
			2	1.22	85	15	0	0	0	2.5	0	0	0	0	100	76-90%	76-90%	0	0		
			3	1.85	10	90	0	0	0	10	0	0	0	0	85	76-90%	76-90%	0	0		
			4	1.59	40	60	0	0	0	7	0	0	0	0	70	76-90%	76-90%	0	0		
			5	1.96	30	70	0	0	0	8	0	2	1	7	95	>90%	76-90%	0	1-33%		
Stordals-bekken	1	13.7	1	2.05	10	15	20	20	35	267.5	2	1	2	10	75	76-90%	76-90%	1-33%	0	3	3
			52	1.55	15	10	30	10	35	255.5	1	1	1	6	70	51-75%	>90%	1-33%	0		
			3	2.19	10	10	15	25	40	303.95	4	1	5	21	75	76-90%	51-75%	1-33%	1-33%		
			4	1.1	10	5	5	25	55	391.15	1	0	4	13	55	51-75%	26-50%	1-33%	1-33%		
			5	1.8	15	10	35	20	20	182.25	2	3	0	8	90	>90%	76-90%	0	1-33%		
Stordals-bekken	2	50	1	1.78	5	10	65	20	0	75.15	3	1	0	5	75	51-75%	26-50%	0	1-33%	2	4
			2	2.27	5	25	30	25	15	158.3	0	1	1	5	80	>90%	76-90%	1-33%	1-33%		
			3	1	5	10	40	10	35	261.4	5	1	0	7	40	26-50%	26-50%	1-33%	1-33%		
			4	2.51	15	30	45	10	0	47.95	0	0	0	0	20	1-25%	26-50%	0	0		
			5	1.39	25	30	15	10	20	155.05	3	2	2	13	20	26-50%	26-50%	1-33%	0		

Hauk- bekken	1	60	1	3.58	5	30	25	30	10	133.35	3	0	0	3	20	26-50%	1-25%	0	1-33%	5	6
			2	2.48	5	15	25	20	35	270.45	2	0	0	2	80	51-75%	76-90%	0	1-33%		
			3	4.21	5	45	20	20	10	114.5	3	1	0	5	65	51-75%	51-75%	0	1-33%		
			4	3.24	20	25	30	10	15	132.2	0	0	0	0	45	26-50%	26-50%	0	1-33%		
			5	3.41	10	15	35	25	15	160.25	1	1	0	3	60	51-75%	51-75%	0	1-33%		

Vedlegg 7: Fullstendig AIC-tabell for auretettleik

Fiksert modellstruktur	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	LL
EinPluss + PC3 + PC2 + RVatn50 + PC3:PC2	9	164.14	0.00	0.41	-70.07
EinPluss+PC2+KantScore50*RVatn50	7	166.58	2.44	0.12	-74.54
EinPluss+PC3	4	167.87	3.72	0.06	-79.36
EinPluss+PC2+KantScore50+RVatn50	6	168.35	4.20	0.05	-76.90
EinPluss+PC3+KantScore50*RVatn50	7	168.39	4.25	0.05	-75.45
EinPluss+PC2+KantScore100*RVatn100	7	168.65	4.51	0.04	-75.58
EinPluss+PC2	4	169.14	5.00	0.03	-80.00
EinPluss*VektaSkjul	5	169.30	5.16	0.03	-78.77
EinPluss+PC2+KantScore200*RVatn200	7	169.50	5.35	0.03	-76.00
EinPluss+PC3+KantScore100	5	170.21	6.06	0.02	-79.22
EinPluss	3	170.87	6.73	0.01	-82.10
PC1+PC2	4	171.08	6.94	0.01	-80.97
EinPluss+PC1+PC3+ KantScore50*RVatn50	8	171.38	7.24	0.01	-75.37
EinPluss+PC1+PC2	5	171.57	7.43	0.01	-79.90
EinPluss*PC2	5	171.63	7.48	0.01	-79.93
EinPluss+PC1*PC2+ KantScore50*RVatn50	9	172.04	7.90	0.01	-74.02
EinPluss+PC1	4	173.23	9.08	0.00	-82.04
EinPluss+PC1*PC2+ KantScore100*RVatn100	9	174.21	10.06	0.00	-75.10
EinPluss+PC1+KantScore50	5	174.39	10.25	0.00	-81.31
EinPluss+PC1*PC2+ KantScore200*RVatn200	9	174.75	10.61	0.00	-75.38
EinPluss+PC1*PC2+KantScore50	7	174.79	10.65	0.00	-78.64

EinPluss+PC1+KantScore50*RVatn50	7	175.02	10.87	0.00	-78.76
EinPluss+PC1+KantScore100*RVatn100	7	175.35	11.21	0.00	-78.93
EinPluss+PC1+KantScore100	5	175.58	11.44	0.00	-81.91
EinPluss+PC1*KantScore50	6	175.67	11.52	0.00	-80.56
EinPluss*PC1	5	175.81	11.66	0.00	-82.02
EinPluss+PC1+KantScore200*RVatn200	7	176.09	11.95	0.00	-79.30
EinPluss*PC1*PC2	9	181.34	17.19	0.00	-78.67

Vedlegg 8: Fullstendig AIC-tabell for lengde på yngel

Modellnamn	K	AICc	$\Delta AICc$	AICcWt	LL
Ungfisk + PC1 * PC2 + KantScore100 * RVatn100	9	4752.53	0.00	0.48	-2367.13
NullPluss+PC1*PC2+ KantScore100*RVatn100	9	4753.13	0.60	0.35	-2367.43
NullPluss+PC1*PC2+ KantScore50*RVatn50	9	4754.66	2.13	0.16	-2368.19
NullPluss+PC1*PC2+KantScore100	7	4762.41	9.87	0.00	-2374.12
ungfisk+PC2+KantScore100*RVatn100	7	4766.68	14.15	0.00	-2376.25
NullPluss+PC1+PC2+ KantScore100*RVatn100	8	4767.96	15.43	0.00	-2375.87
ungfisk+PC2+KantScore50*RVatn50	7	4768.55	16.01	0.00	-2377.19
NullPluss+PC2+KantScore50*RVatn50	7	4770.14	17.61	0.00	-2377.98
NullPluss+PC2+PC1+ KantScore50*RVatn50	8	4771.26	18.73	0.00	-2377.52
NullPluss+PC2*PC3+ KantScore50*RVatn50	9	4771.59	19.06	0.00	-2376.66
NullPluss+PC3+KantScore100*gradient100	7	4788.90	36.37	0.00	-2387.36
NullPluss+PC1*PC3+ KantScore100*RVatn100	9	4810.15	57.62	0.00	-2395.94
NullPluss+PC2+KantScore50	5	4811.75	59.22	0.00	-2400.83
NullPluss+PC1+PC3+ KantScore100*RVatn100	8	4813.44	60.90	0.00	-2398.60
NullPluss+PC1+ KantScore100*RVatn100	7	4815.25	62.72	0.00	-2400.54
NullPluss+PC1*PC3+ KantScore50*RVatn50	9	4815.65	63.12	0.00	-2398.68
ungfisk+PC1+KantScore50*RVatn50	7	4815.98	63.45	0.00	-2400.90
NullPluss+PC1+KantScore50*RVatn50	7	4818.05	65.52	0.00	-2401.94

lm_NullPluss+PC1+PC3+ KantScore50*RVatn50	8	4819.30	66.77	0.00	-2401.54
NullPluss+PC3+KantScore50*RVatn50	7	4822.46	69.93	0.00	-2404.14
NullPluss+PC1+KantScore100	5	4839.54	87.00	0.00	-2414.72
NullPluss+PC2+gradient50*RVatn50	7	4858.74	106.21	0.00	-2422.28
NullPluss+PC1*PC2+ KantScore200*RVatn200	9	4866.00	113.47	0.00	-2423.86
NullPluss+PC2*PC3+ gradient100*RVatn100	9	4891.19	138.65	0.00	-2436.45
NullPluss+PC1+ KantScore200*RVatn200	7	4917.63	165.10	0.00	-2451.73
NullPluss+PC2+ KantScore200*RVatn200	7	4918.40	165.87	0.00	-2452.12
ungfisk+PC3+gradient100*RVatn100	7	4920.16	167.63	0.00	-2453.00
NullPluss+PC3+RVatn200	5	4932.18	179.64	0.00	-2461.04
NullPluss+PC1+KantScore200	5	4960.49	207.96	0.00	-2475.20

Vedlegg 9: Metode for behandling av oppstraums-data

Routines for transforming field data on riparian zone variables, mesohabitats and elevation to 1-meter resolution spatial data frame along tributary lines in R – also including estimation of upstream attributes

Background

In this document I will describe how to proceed from registering tributary (meso)habitat and riparian zone data using cell phone apps to construct points with one meter resolution along the tributaries where all one-meter points will have attributes consisting of all measured variables and elevation along with multiple upstream variables extending from 50 meters to 200 meters. This one-meter resolution data will be formatted as a spatial data frame that can be easily merged into other spatial data frames, such as for instance benthic invertebrate sampling points and fish-density sampling locations, simply by using the `sf::st_nearest_feature()` in R.

Registration of data

Data on mesohabitats and riparian zone attributes get registered as georeferenced waypoints using either google forms (riparian zone variables, **Figure 1**) or Qfield-forms (mesohabitats, **Figure 2**). When using google forms a GPS or cell phone GPS-app must be used simultaneously to register waypoints with matching point ID as the google form does not have a built-in georeferencing system.

The registration routine is the same when using both apps. All registrations start at the tributary mouth and when entering a new mesohabitat (either pool, riffle or rapid) area or a new riparian zone type (defined as in Harding et al. (2009)) a waypoint is marked in the app with choice of mesohabitat type and/or the five riparian variable scores (i.e., Dominating vegetation composition, Riparian zone width, Surface canopy shading, Fraction overhanging trees, Fraction of non-woody overhanging vegetation, -each scored between 1 and 5).

Riparian Conditions Form (Harding 2009)

Riparian condition assessment according a score system ranging from one to five, based on the methods of Harding (2009)

throndh@gmail.com Bytt konto

Ikke delt

* indikerer at spørsmålet er obligatorisk

Section ID

Section ID

Vegetation composition (dominating) *

☐ Score 1: Little/no vegetation

☐ Score 2: Non-woody vegetation

☐ Score 3: Trees (<2 m)

☐ Score 4: Trees (2-10 m)

☐ Score 5: Trees (> 10 m)

Riparian buffer width *

☐ Score 1: <1 m

☐ Score 2: 1-5 m

☐ Score 3: 5-15 m

☐ Score 4: 15-30 m

☐ Score 5: >30 m

Surface shadows *

☐ Score 1: <10 % shading

☐ Score 2: 10-25 % shading

☐ Score 3: 25-50 % shading

☐ Score 4: 50-80 % shading

☐ Score 5: >80 % shading

Fraction of overhanging trees *

☐ Score 1: <10 % of section length

☐ Score 2: 10-25 % of section length

☐ Score 3: 25-50 % of section length

☐ Score 4: 50-80 % of section length

☐ Score 5: >80 % of section length

Fraction of non-woody overhanging vegetation *

☐ Score 1: <10 % of section length

☐ Score 2: 10-25 % of section length

Figure 1. Screen dump of the first part of the google form application used for registering five riparian zone variables. The data gets stored in web-cloud instantly and by entering a section ID (three-letter tributary abbreviation and running number) corresponding to same waypoint ID in the Norgeskart Friluftsliv app (<https://ture.no/>), matching riparian zone attributes can be joined with spatial coordinates later.

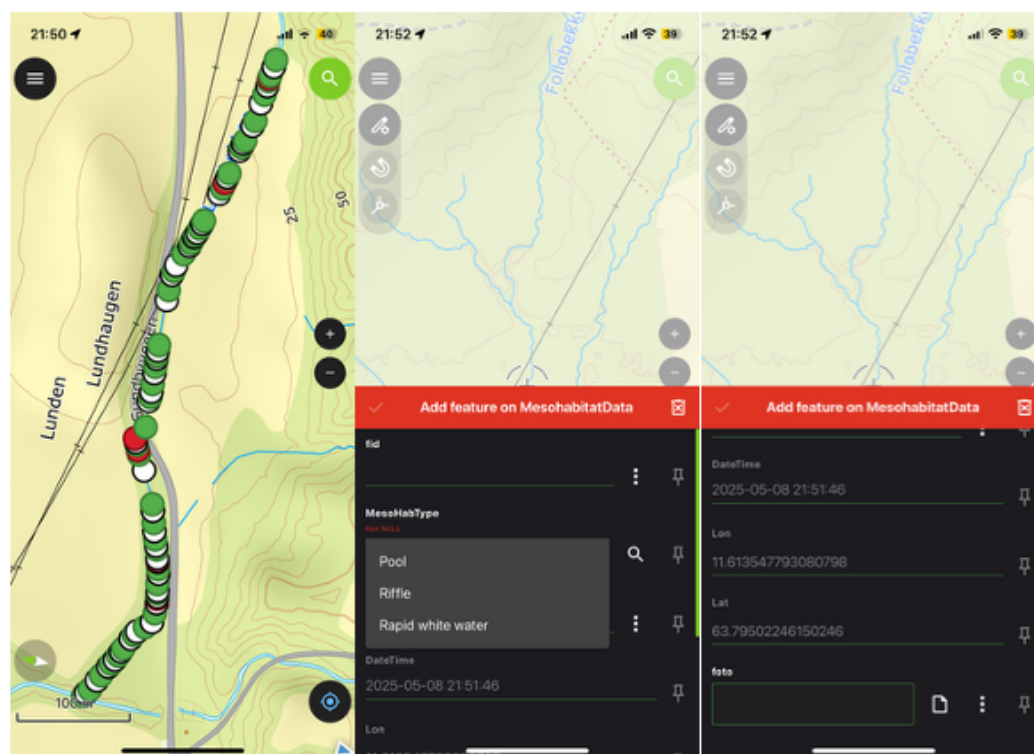


Figure 2. Screen dump of Qfield-app in operation for registering mesohabitats. Figure was provided by Ingeborg Aasebø.

An example of data entries of riparian zone variable scores for the Korsådsbekken tributary are shown in **Figure 3** and for mesohabitat assignments in **Figure 4** (left panel).

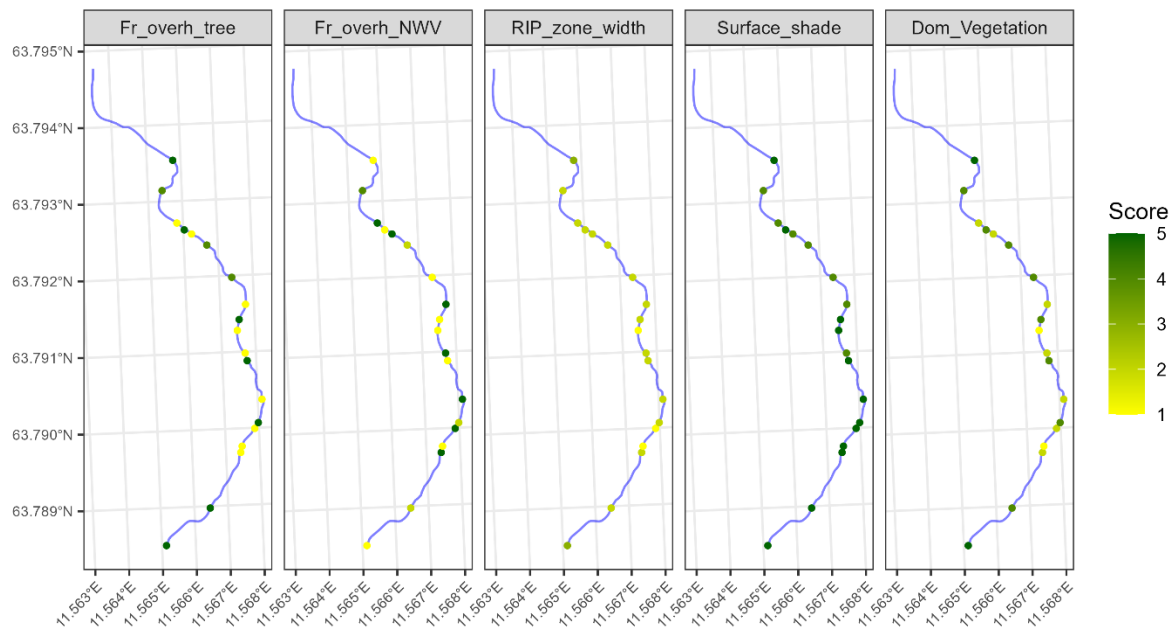


Figure 3. Raw data of riparian zone variable scores in Korsådsbekken during fall 2024, based on inputs using the google form app.

Steps from raw data to construction of upstream habitat data

After downloading data and reading them into QGIS and R (using `sf::st_read()`), we must undertake a couple of steps to get to desired spatial data frame with one-meter resolution points.

1. Align assignment points to tributary line
2. Use assignment points to split the tributary line into habitat-specific segments
3. Establish one-meter resolution sampling points (1mSP) along the entire tributary line
4. Sample (meso)habitat values and riparian zone variables along with elevation data (from elevation raster) using the 1mSP
5. For each 1mSP, sample upstream aggregated data that now are available from 4. with different spatial extents (here we use 50, 100 and 200 m upstream) and format as spatial data frame.

Step 1. Align points to tributary line shape

Due to inaccuracy due to poor satellite reception and/or failure in placing the waypoint correctly on the app map, some points are not perfectly aligned to the tributary line shape objects. As can be seen from the mid panel in **Figure 4** some of the sample points in the close-up are not perfectly aligned to the tributary line shape. By using the R procedure

`sf::st_nearest_points()` new points were aligned to the tributary line as shown in the right panel in **Figure 4**.

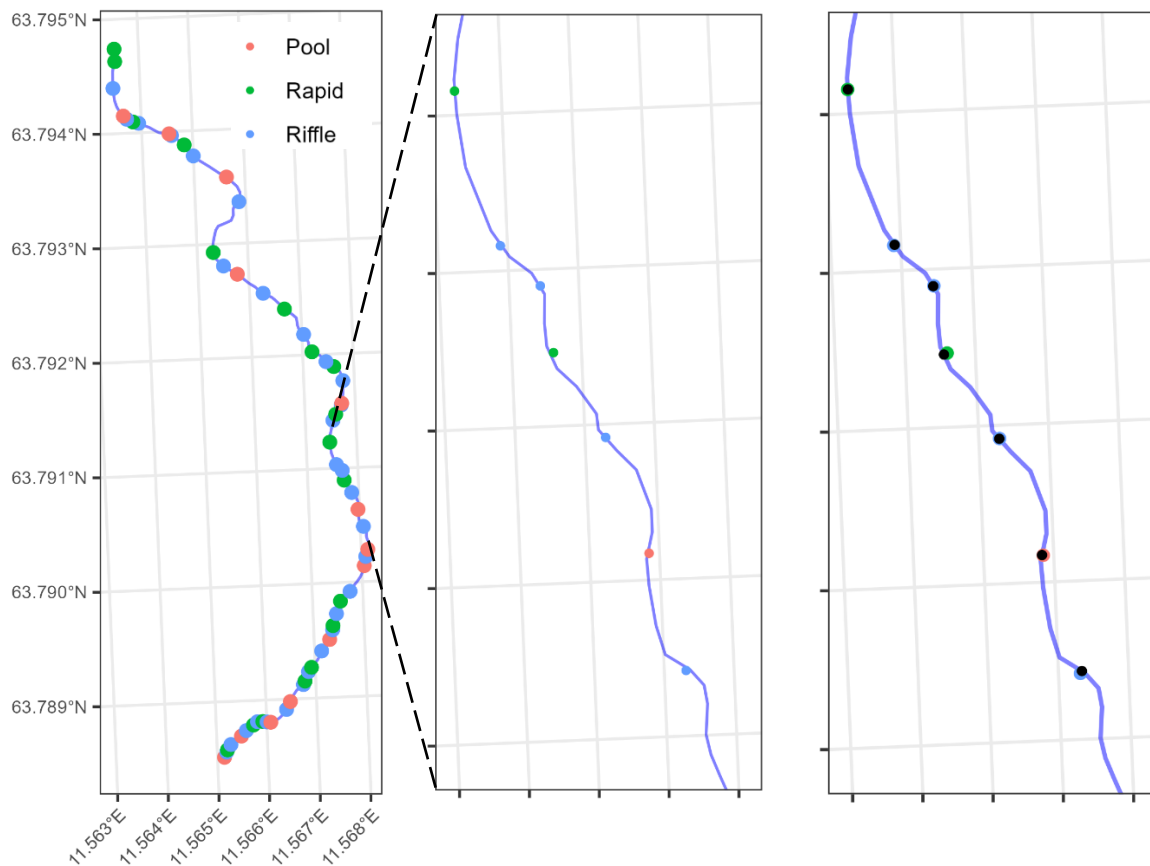


Figure 4. Example of mesohabitat assignment points for Korsådsbekken and how the stream alignment procedure works. Left panel: Raw assignment data; Mid panel: example section where some points are off the stream line; Right panel: aligned points (black) and original points (corresponding to those in the mid panel).

Step 2. Split tributary line into habitat-specific line segments

Using the new aligned habitat assignment points from Step 1, we split the tributary line into habitat-specific line segments where each assignment point constituted the down-stream starting point for each segment and this segment continued along the tributary line to the intersection point of the next habitat assignment point. This was accomplished by using the R procedure `lwgeom::st_split()`. The code for Step 1 and 2 is available in **Figure 5** and the resulting data are plotted in mid panel in **Figure 6**.


```
#align points to stream
nrstMH_KOR = st_nearest_points(KOR_meso, KOR)
on_line_all_MH_KOR = st_cast(nrstMH_KOR, "POINT", do_split=T)
on_line_all_MH_KOR = on_line_all_MH_KOR[seq(2,length(on_line_all_MH_KOR),2),]

#split into habitat segments
buf_all_MH_KOR <- st_combine(st_buffer(on_line_all_MH_KOR,0.01))
parts_all_MH_KOR = st_collection_extract(lwgeom::st_split(KOR$geometry, buf_all_MH_KOR),"LINESTRING")
parts_all_select_MH_KOR=parts_all_MH_KOR[seq(3,length(parts_all_MH_KOR),2),]
parts_all_select_MH_DF_KOR=st_sf(data.frame(mesohab=KOR_meso$MesoHabTyp, geom=parts_all_select_MH_KOR))
online_all_MH_DF_KOR=st_sf(data.frame(mesohab=KOR_meso$MesoHabTyp, geom=on_line_all_MH_KOR))
```

Figure 5. R code for points-to-stream-line alignment and for splitting into habitat line segments KOR_meso= point shape file with mesohabitat data from Korsådsbekken, KOR = line shape file for Korsådsbekken.

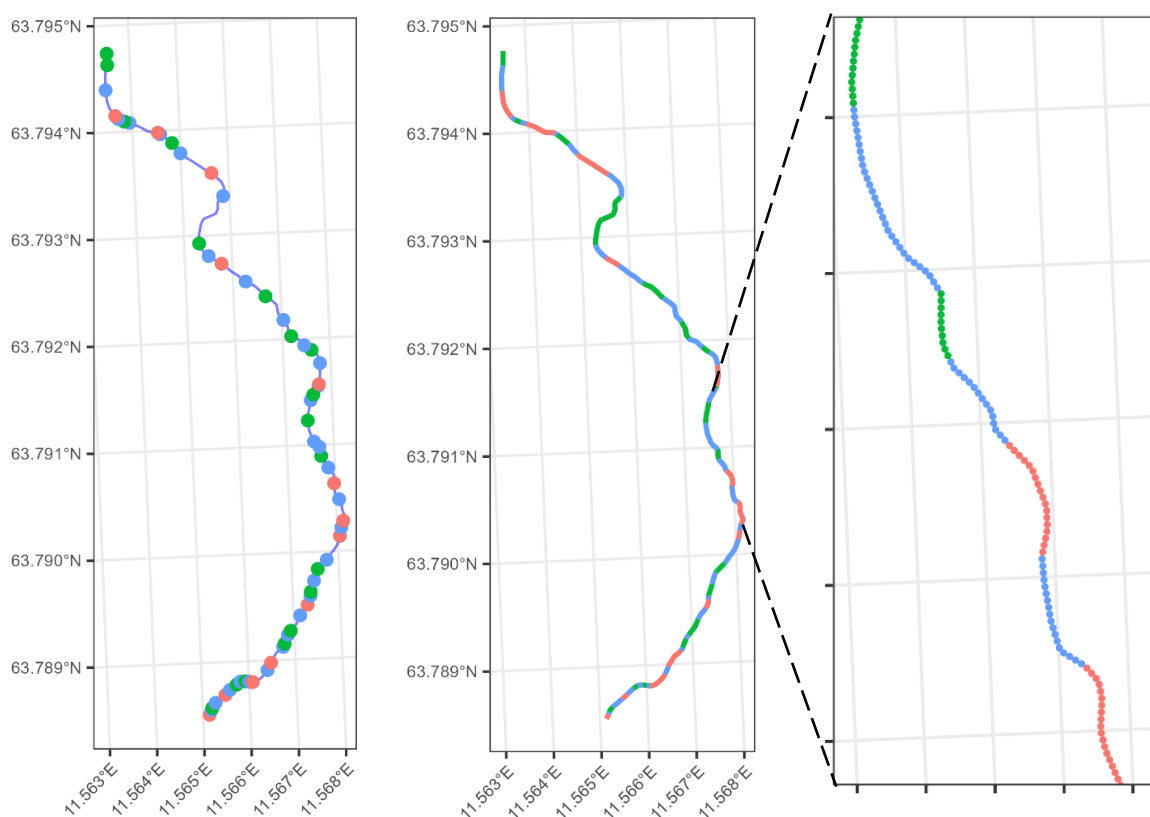


Figure 6. From raw mesohabitat point assignments (left) to mesohabitat sections (mid) to 1-m resolution mesohabitat points (right).

Step 3. Establish one-meter sampling points along the tributary line

By using the R procedure `sf::st_line_sample()` sample points with 1-meter regular resolution (1mSP) was established along the entire tributary lines. We also made an attribute to each of these 1mSP with information on distance to tributary mouth (**Figure 7**). Having these distances at hand will make it easy to attain upstream data for later steps.

```
#define sampling points (1 m resolution)
samp_KOR=st_line_sample(KOR,density = units::set_units(1, 1/m))
samp_KOR_sf <- st_sf(as.data.frame(samp_KOR),geometry = samp_KOR) %>%
  st_cast("POINT")
|
samp_KOR_sf$distMouth=1:dim(samp_KOR_sf)[1]
```

Figure 7. R code for establishing 1mSP along tributary line for Korsådalbekken and for assigning an attribute with distance to tributary mouth

Step 4. Sample (meso)habitat values and riparian zone variables along with elevation data (from elevation raster) using the 1mSPs

To sample (meso)habitat values and other line-segment attribute values such as riparian zone variables by using the 1mSPs, the segmented lines from Step 2 had to be rasterized. This was done by developing a rasterization procedure (**Figure 8**). By sampling along these resulting rasterized lines using the 1mSPs (**Figure 9**), the 1mSPs gained multiple attributes including mesohabitat type (see **Figure 6**, right panel) and five riparian zone variables. Finally, after also sampling from a spatial raster with elevation data each 1mSP got an elevation value as well (**Figure 10** and **Figure 11**). The sampled elevation data were derived from lidar scanings and were not cleaned for noise such as road crossings and potentially overhanging obstacles such as large trees. To get more reliable stream elevation profiles, we fit generalized additive models (GAM, using the gam library) that fit smoothed profiles. From the fitted gam models, we could estimate smoothed elevation data (**Figure 11**, right panel). These estimated values were used in further analyses – and for estimating tributary upstream gradients.

At this stage we have created tributary-specific spatial data frames for 1mSP with 10 attributes that represent measured or estimated attribute values each specific 1mSP (see **Figure 12** for an example). The next step is to estimate or sample upstream attributes at various spatial extensions (here, 50, 100 and 200 m upstream).

```
#prosedure for rasterizing a line
rasterizeLine <- function(sfLine, rast, value){
  # rasterize roads to template
  tmplt <- stars::st_as_stars(sf::st_bbox(rast), nx = raster::ncol(rast),
                             ny = raster::nrow(rast), values = value)

  rastLine <- stars::st_rasterize(sfLine,
                                template = tmplt,
                                options = "ALL_TOUCHED=TRUE") %>%
    as("Raster")

  return(rastLine)
}
```

Figure 8. R code for rasterizing a (segmented) line.

```
#sampling meso and RIP-zone-scores
r_RZ_KOR <- raster::raster(parts_all_select_RZ_DF_KOR, resolution=2)
parts_all_select_rast_RZ_KOR <- rasterizeLine(parts_all_select_RZ_DF_KOR, r_RZ_KOR, NA)
r_MH_KOR <- raster::raster(parts_all_select_MH_DF_KOR, resolution=2)
parts_all_select_rast_MH_KOR <- rasterizeLine(parts_all_select_MH_DF_KOR, r_MH_KOR, NA)

KOR_RIPscore = as.data.frame(unlist(raster::extract(parts_all_select_rast_RZ_KOR, samp_KOR_sf)))
samp_KOR_sf=cbind(samp_KOR_sf,KOR_RIPscore)
samp_KOR_sf$mesohab = raster::extract(parts_all_select_rast_MH_KOR, samp_KOR_sf)
samp_KOR_sf$mesohab = as.factor(samp_KOR_sf$mesohab)
```

Figure 9. R code for rasterizing Korsådsbekken tributary line segments of mesohabitat assignments and riparian zone variables and then sample from these line rasters with the 1mSPs (here samp_KOR_sf).

```
#extract altitude values along stream line
alti_values = raster::extract(altitudeDataKOR, samp_KOR_sf)
samp_KOR_sf$altitude=alti_values$KOR_elevation2
altmod=gam(altitude~s(distMouth),data=samp_KOR_sf)
samp_KOR_sf$estAlt=predict(altmod)
```

Figure 10. R code for sampling elevation data from a spatial raster file (downloaded from <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>) for the surrounding area of Korsådsbekken using the 1mSPs.

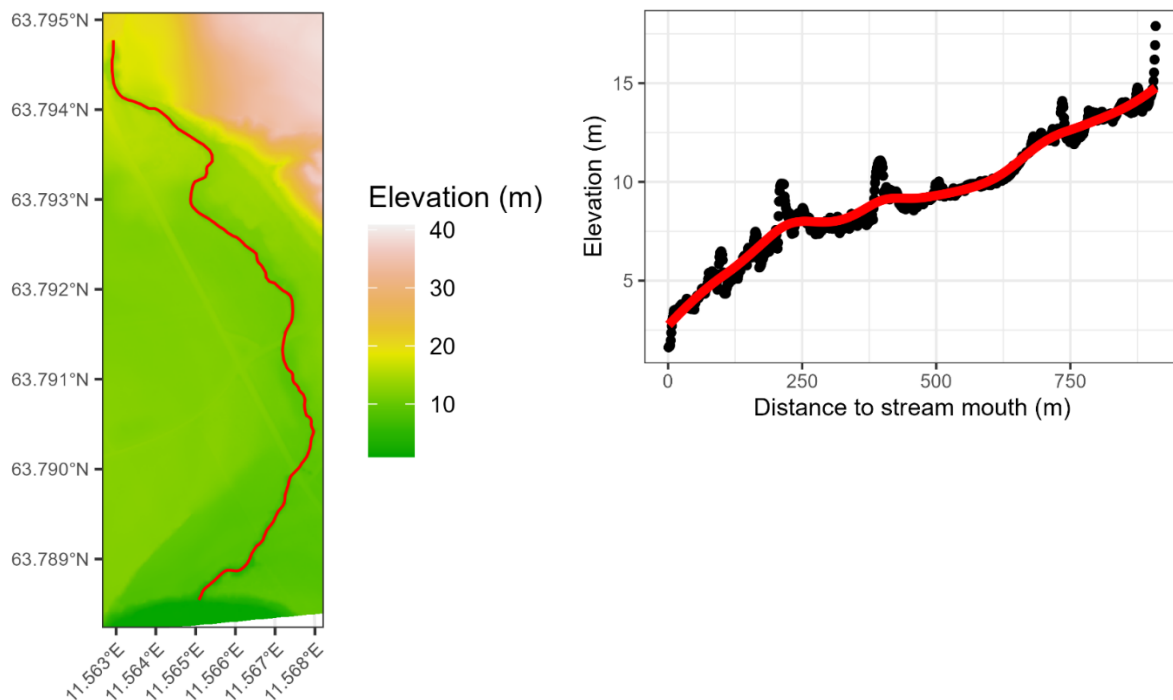


Figure 11. From raster maps of lidar-derived elevation data (left) to 1-m resolution elevation data (black points) sampled from the raster to GAM-model of elevation profile (red line). Example is for Korsådsbekken. Elevation rasters were downloaded from <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>

	distMouth	altitude	estAlt	RIP_score	Veg_score	RIP_B_score	Surf_sh_score	Frac_O_score	Frac_L_score	geometry	mesohab
1	1	1.623582	2.759648	NA	NA	NA	NA	NA	NA	POINT (626386.9 7075986)	NA
2	2	1.676373	2.787948	19	5	3	5	5	1	POINT (626387.4 7075987)	NA
3	3	1.676041	2.816248	19	5	3	5	5	1	POINT (626387.9 7075988)	NA
4	4	1.732061	2.844544	19	5	3	5	5	1	POINT (626388.4 7075988)	Pool
5	5	1.980321	2.872831	19	5	3	5	5	1	POINT (626388.8 7075989)	Pool
6	6	2.363703	2.901106	19	5	3	5	5	1	POINT (626389.3 7075990)	Pool
7	7	2.709256	2.929365	19	5	3	5	5	1	POINT (626389.7 7075991)	Pool
8	8	3.008160	2.957603	19	5	3	5	5	1	POINT (626390.1 7075992)	Pool
9	9	3.145636	2.985815	19	5	3	5	5	1	POINT (626390.4 7075993)	Riffle
10	10	3.327319	3.013996	19	5	3	5	5	1	POINT (626390.8 7075994)	Riffle
11	11	3.496157	3.042139	19	5	3	5	5	1	POINT (626391.1 7075995)	Rapid
12	12	3.455339	3.070239	19	5	3	5	5	1	POINT (626391.4 7075996)	Rapid
13	13	3.528415	3.098291	19	5	3	5	5	1	POINT (626392 7075997)	Rapid
14	14	3.504770	3.126289	19	5	3	5	5	1	POINT (626392.7 7075997)	Rapid
15	15	3.387937	3.154229	19	5	3	5	5	1	POINT (626393.3 7075998)	Riffle

Figure 12. The spatial data frame for 1mSPs in Korsådalsbekken showing all local attributes for each 1mSP.

Step 5. Add upstream aggregated data attributes to the 1mSP spatial data frame with different spatial extents

Because we already have the 1mSP spatial data frames, upstream aggregated data can be accessed from them directly by just sampling at (to estimate tributary gradient) or between (to estimate aggregated metrics such as mean scores of the riparian zone variables or fraction of running water from the mesohabitat data (i.e., number of 1mSPs with either “riffle” or “rapid” mesohabitat values divided by the spatial extent (100, if 100 m upstream))). An example of how the fraction of running water over a 100 m upstream segment from the 380 m 1mSP in Korsådalsbekken is shown in **Figure 13**. These upstream estimation procedures were performed in a two-level for-loop developed for running through a pooled 1mSP spatial data frame for all tributaries (`samp_all_tribs_sf`). The first level ran across tributaries and the second loop ran through all rows (i.e., 1mSPs) within each stream (**Figure 14**). The resulting spatial data frame, `samp_all_tribs_upstream_sf` (Table 1), holds both local attributes pertinent to each 1mSP and all upstream attributes – and this spatial data frame was used to merge into other biological and physical data (fish densities, benthic invertebrates, drift samples, sediment redox values) to explore effects from local and upstream habitat effects on these metrics.

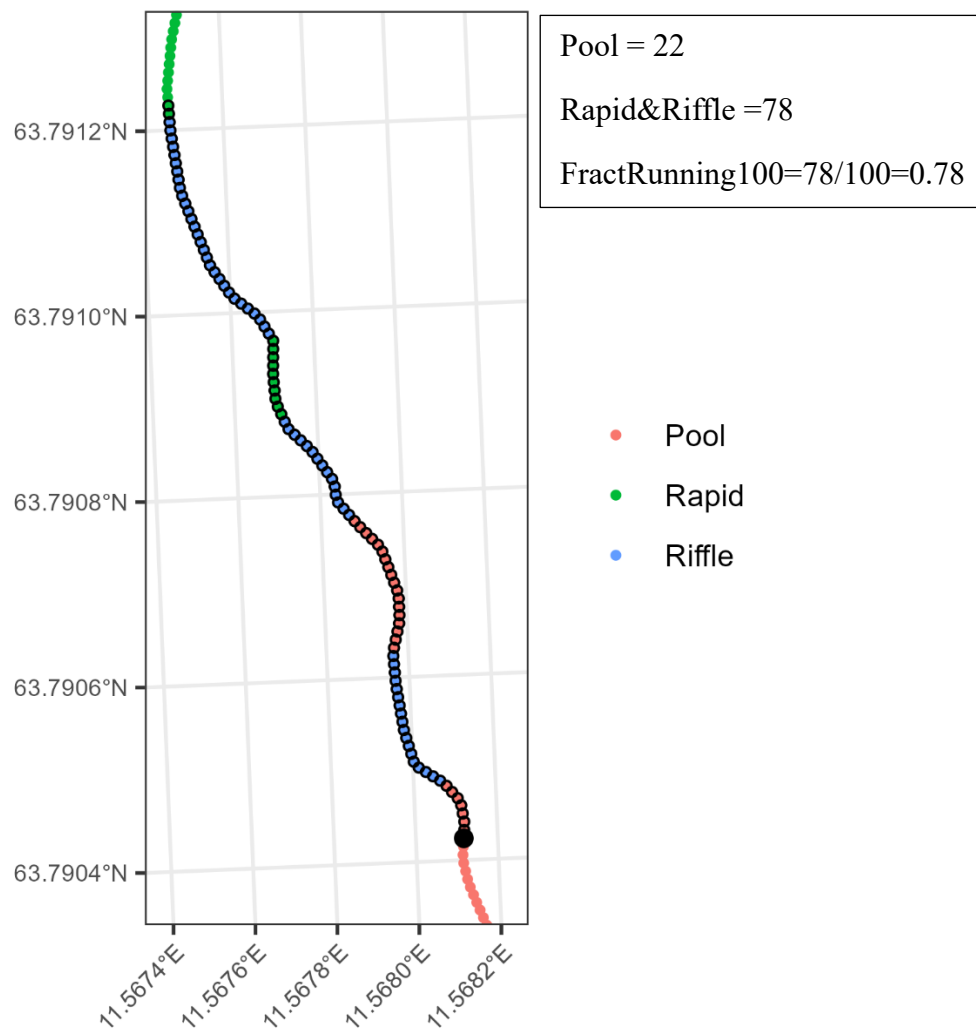


Figure 13. Estimation procedure for mesohabitat composition 100 m upstream (black-circled symbols) the 380 m 1mSP upstream tributary outlet in Korsådalsbekken (filled black point). Estimation of fraction of running water for the 100 m upstream is shown in the upper-right frame.

```

32 for(i in 1:nlevels(samp_all_tribs_sf$Tributary)) #tributary subsetting
33 {
34   Trib_i_SampData=subset(samp_all_tribs_sf,Tributary==levels(samp_all_tribs_sf$Tributary)[i])
35   for(j in 1:dim(Trib_i_SampData)[1]) #upstream estimation at 1-m level within stream
36   {
37     Trib_i_SampData$alt100[j]=Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]+99,]$estAlt
38     Trib_i_SampData$avgRIPscore100[j]=mean(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+99),]$RIP_score,na.rm=T)
39     Trib_i_SampData$alt50[j]=Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]+49,]$estAlt
40     Trib_i_SampData$avgRIPscore50[j]=mean(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+49),]$RIP_score,na.rm=T)
41     Trib_i_SampData$alt200[j]=Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]+199,]$estAlt
42     Trib_i_SampData$avgRIPscore200[j]=mean(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+199),]$RIP_score,na.rm=T)
43     Trib_i_SampData$fractRunning100[j]=as.numeric(1-table(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+99),]$mesohab)[1]/100)
44     Trib_i_SampData$fractRunning50[j]=as.numeric(1-table(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+49),]$mesohab)[1]/100)
45     Trib_i_SampData$fractRunning200[j]=as.numeric(1-table(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+199),]$mesohab)[1]/100)
46     Trib_i_SampData$avgRIP_widthSc50[j]=mean(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+49),]$RIP_B_score,na.rm=T)
47     Trib_i_SampData$avgRIP_widthSc100[j]=mean(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+99),]$RIP_B_score,na.rm=T)
48     Trib_i_SampData$avgRIP_widthSc200[j]=mean(Trib_i_SampData[Trib_i_SampData$distMouth[j]:(Trib_i_SampData$distMouth[j]+199),]$RIP_B_score,na.rm=T)
49 }
50 if(i==1) samp_all_tribs_upstream_sf=Trib_i_SampData else samp_all_tribs_upstream_sf=rbind(samp_all_tribs_upstream_sf,Trib_i_SampData)
51 print(paste("Done estimating ",levels(samp_all_tribs_sf$Tributary)[i],". ",nlevels(samp_all_tribs_sf$Tributary)-i," left.",sep=""))
52 }
53
54 #estimating stream gradients
55 samp_all_tribs_upstream_sf$gradient50=aspace::atan_d((samp_all_tribs_upstream_sf$alt50-samp_all_tribs_upstream_sf$estAlt)/50)
56 samp_all_tribs_upstream_sf$gradient100=aspace::atan_d((samp_all_tribs_upstream_sf$alt100-samp_all_tribs_upstream_sf$estAlt)/100)
57 samp_all_tribs_upstream_sf$gradient200=aspace::atan_d((samp_all_tribs_upstream_sf$alt200-samp_all_tribs_upstream_sf$estAlt)/200)

```

Figure 14. Loop for estimating the upstream attribute values for mesohabitat, riparian zone variables and stream slope (gradient50 aso).

Table 1. Extract of the attribute table resulting from the entire upstream sampling procedure where each line represents a 1-m resolution point and each column represents point-specific mesohabitat, elevation or riparian zone variable at the given point (columns left to the Tributary column) or 50, 100 or 200 meter upstream. For instance, avgRIPscore50 = the average total riparian zone variable score for the next 50 meters upstream the point in question and fractRunning100 = fraction of the next 100 1-m points with either riffle or rapid mesohabitat (i.e., not pool). The extract is from the 4-35 m upstream the tributary mouth reach in Bjørkbekken (BJO).

x	y	distMouth	altitude	estAlt	mesohab	RIP_score	Veg_score	RIP_B_score	Surf_sh_sco	Frac_O_sco	Frac_L_sco	Tributary	alt100	avgRIPscore100	alt50	avgRIPscore50	alt200	avgRIPscore200	fractRunning100	fractRunning50	fractRunning200	gradient50	gradient100	gradient200
628255	7073661	4	5.64	6.45	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.88	20	7.43	20	9.18	19.19	0.98	1	0.98	1.12	0.82	0.78
628255	7073660	5	5.96	6.48	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.89	20	7.45	20	9.20	19.175	0.98	1	0.98	1.11	0.81	0.78
628255	7073659	6	6.21	6.50	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	7.89	20	7.46	20	9.21	19.16	0.98	1	0.98	1.10	0.80	0.78
628255	7073658	7	6.19	6.52	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	7.90	20	7.48	20	9.23	19.145	0.98	1	0.98	1.10	0.79	0.78
628255	7073657	8	6.26	6.55	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.91	20	7.49	20	9.25	19.13	0.98	1	0.98	1.09	0.78	0.77
628254	7073656	9	6.54	6.57	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.92	20	7.51	20	9.26	19.115	0.98	1	0.98	1.08	0.77	0.77
628254	7073655	10	6.90	6.59	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.92	20	7.52	20	9.28	19.1	0.98	1	0.98	1.07	0.76	0.77
628254	7073654	11	7.29	6.61	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.93	20	7.54	20	9.30	19.085	0.98	1	0.98	1.06	0.76	0.77
628254	7073653	12	7.47	6.64	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.94	20	7.55	20	9.31	19.07	0.98	1	0.98	1.05	0.75	0.77
628253	7073652	13	7.79	6.66	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.95	20	7.56	20	9.33	19.055	0.98	1	0.98	1.04	0.74	0.77
628253	7073651	14	8.14	6.68	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	7.96	20	7.57	20	9.35	19.04	0.98	1	0.98	1.02	0.73	0.76
628253	7073650	15	8.38	6.70	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	7.96	20	7.59	20	9.37	19.025	0.98	1	0.98	1.01	0.72	0.76
628253	7073649	16	8.32	6.72	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	7.97	20	7.60	20	9.38	19.01	0.98	1	0.98	1.00	0.72	0.76
628253	7073648	17	7.92	6.75	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	7.98	20	7.61	20	9.40	18.995	0.98	1	0.98	0.99	0.71	0.76
628253	7073647	18	7.47	6.77	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	7.99	20	7.62	20	9.42	18.98	0.98	1	0.98	0.98	0.70	0.76
628253	7073646	19	6.98	6.79	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.00	20	7.63	20	9.43	18.965	0.98	1	0.98	0.96	0.69	0.76
628253	7073645	20	6.72	6.81	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.00	20	7.64	20	9.45	18.95	0.98	1	0.98	0.95	0.69	0.76
628253	7073644	21	6.78	6.83	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.01	20	7.65	20	9.47	18.935	0.98	1	0.98	0.94	0.68	0.76
628253	7073643	22	6.78	6.85	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.02	20	7.66	20	9.48	18.92	0.98	1	0.98	0.93	0.67	0.75
628253	7073642	23	6.73	6.87	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.03	20	7.67	20	9.50	18.905	0.98	1	0.98	0.91	0.66	0.75
628253	7073641	24	6.60	6.89	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.04	20	7.68	20	9.51	18.89	0.98	1	0.98	0.90	0.66	0.75
628253	7073640	25	6.54	6.91	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	8.05	20	7.68	20	9.53	18.875	0.98	0.99	0.98	0.89	0.65	0.75
628253	7073639	26	6.55	6.93	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	8.06	20	7.69	20	9.55	18.86	0.98	0.98	0.98	0.87	0.65	0.75
628253	7073638	27	6.53	6.95	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.07	20	7.70	20	9.56	18.845	0.98	0.98	0.98	0.86	0.64	0.75
628253	7073637	28	6.47	6.97	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.08	20	7.71	20	9.58	18.83	0.98	0.98	0.98	0.84	0.63	0.75
628253	7073636	29	6.55	6.99	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.09	20	7.71	20	9.60	18.815	0.98	0.98	0.98	0.83	0.63	0.75
628253	7073635	30	6.54	7.01	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.10	20	7.72	20	9.61	18.8	0.98	0.98	0.98	0.81	0.62	0.74
628253	7073634	31	6.56	7.03	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	8.11	20	7.73	20	9.63	18.785	0.98	0.98	0.98	0.80	0.62	0.74
628253	7073633	32	6.56	7.05	Rapid	20	5	4	5	5	1	BJO	8.12	20	7.74	20	9.64	18.77	0.98	0.98	0.98	0.79	0.61	0.74
628253	7073632	33	6.58	7.07	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.13	20	7.74	20	9.66	18.755	0.98	0.98	0.98	0.77	0.61	0.74
628253	7073631	34	7.03	7.09	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.14	20	7.75	20	9.67	18.74	0.98	0.98	0.98	0.76	0.60	0.74
628254	7073630	35	7.08	7.11	Riffle	20	5	4	5	5	1	BJO	8.15	20	7.76	20	9.69	18.725	0.98	0.98	0.98	0.74	0.60	0.74

References

Harding, J., Clapcott, J., Quinn, J., Hayes, J., Joy, M., Storey, R., Greig, H., Hay, J., James, T., Beech, M., Ozane, R., Meredith, A., & Boothroyd, I. (2009). *Stream Habitat Assessment Protocols for wadeable rivers and streams of New Zealand*.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway