

Noregs miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgåve 2022 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Mesohabitat- og interkohorteffektar sine påverknadar på tettleik av sjøaure (*Salmo trutta*) i seks sidebekkar til Verdalselva

Effects of Mesohabitat Use and Intercohort
Competition on the Density of Sea Run Brown Trout
(*Salmo trutta*) in Six Tributaries of the Verdal River

Trygve Leigland Njaa

Master i Naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgåva set punktum for ei toårig utanning ved Norges miljø- og biovitenskaplege universitet, og er vidareføring av fullført bachelor ved Norges teknisk- naturvitskaplege universitet. Oppgåva er ein del av prosjektet "Ny giv for sjøørretbekkene i Verdal", eit prosjekt som så langt har produsert ni masteroppgåver sidan første oppgåve vart levert i 2016. Verdal kommune, NMBU, NVE, Statsforvaltaren i Trøndelag, Trøndelag Fylkeskommune, Bane Nor og Miljødirektoratet har bidrege med stønad til prosjektet. Vannforeningen har bidrege med økonomisk stønad øymerka denne masteroppgåva, noko eg er takksam for.

Denne oppgåva hadde ikkje blitt ferdigstilt utan mine rettleiarar ved NMBU. Eg retter ein stor takk til hovudrettleiar Thrond O. Haugen, som har lagt ned mange timar i planlegging, gjennomlesing, statistiske analysar og hjelp i skriveprosessen. Thrond må også få skryt for støtte i avgjersla på at oppgåva vert skriven på mitt føretrakne skriftspråk nynorsk. Digital rettleiing gjorde det mogeleg å ha eit nomaidisk heimkontor, slik at oppgåva kunne skrivast i Oslo, Trysil, Istanbul og Hardanger. Takk til birettleiar Stian Stensland, som kjentmann i Verdal, initiativtakar til prosjektet og organisator har kome med innspel på oppgåva og organisert slik at feltperiodar og skiving har vore fornøyelege opplevingar. Stian og Thrond har auka både interessa og kunnskapen min om sjøauren i vassdraga våre.

Oppgåva er skriven parallellt med masterstudentane Erland Båtnes Berntsen og Hannah Hoberg, som bidro i datainnsamlinga og til at periodane på Austnes Camping vart ei triveleg oppleving. Takk til Louise Chavarie og Linda Eikaas Lemmens ved NMBU for hjelp med datainnsamling og innspel på metodebruk. Takk til Arvid Pleym Husan og Anne-Gudrun Klæth Lyngsmo som bidro frivillig i bekkane. Takk til Terje Jünge for oppbevaring av utstyr på Verdalsbruket, og Ola Lerfald for oppvervaring av utstyr på Austnes og tilrettelegging på Austnes Camping. Takk til Nord Universitet på Steinkjer for lån av utstyr og hjelp av studentar, og takk til alle grunneigarar som er engasjerte i prosjektet og lar oss tråkke rundt i bekkane og bakhagane deira. Takk til Mikkel Bjerkvoll for gode diskusjonar rundt oppgåva og verdifulle innspel undervegs i skriveprosessen.

Til slutt vil eg retta ein takk til min barndomsven Nils Mo, som overtydde meg til å gå ei naturfagleg retning for fem år sidan, noko som har blitt ei av dei viktigare beslutningane så langt i livet.

Alle foto er tatt av undertekna. Engelske faguttrykk er oversatt der det finst jamngode nynorske oversetjingar, men noko engelsk vart diverre naudsynt i enkelte presiseringar.

Trondheim, 15. mai 2022

Trygve Leigland Njaa

Samandrag

Det siste århundret har sjøauren (*Salmo trutta*) opplevd ein vesentleg populasjonsnedgang i Trøndelag og sørover langs norskekysten. Menneskeleg påverknad i bekkar har forringa eller øydelagt mykje habitat. Meir kunnskap om habitatbruken til sjøauren er difor naudsynt for å ta betre forvaltningsavgjersler. I denne studien vart seks bekkar i Verdalsvassdraget i Trøndelag undersøkt. Noko uvisse har vore knytta til effektane av interkohortkonkurranse og abiotiske faktorar på sjøaurettettleiken i desse bekkane. Denne studien undersøker effektane ved å sjå på mesohabitatet på ein finare skala enn tidlegare undersøkingar.

Variasjonen i mesohabitatet vart beskriven gjennom kulp, brekk, stryk og død ved etter ein modifisert MESOHABsim-modell. Tettleikstal for yngel (0+) og ungfisk (1+) vart innhenta ved elfiske. 29 stasjonar vart elfiska ved å dele kvar stasjon inn i 10 mindre segment, slik at den romlege koplinga mellom fisken og mesohabitatet vart nærare enn på stasjonsnivå. For kvart segment vart tettleikstal for 0+ og 1+ estimert, antall død ved notert, og prosentvis dekke av kulp, brekk og stryk vart estimert. Fire miljøvariablar vart samla inn og knytta opp til mesohabitatstrukturane kulp, brekk og stryk.

Tettleiken av 0+ vart mest effektivt forklart av ein zero inflated GLMM-modell med tettleik av 1+, brekkdekninga i bekken og kulpdekninga som forklaringsvariablar. Tettleik av 1+ og brekkdekninga var einaste variablane som hadde ei positiv innverknad på 0+. Denne positive innverknaden av 1+ på 0+ vart forklart gjennom lite 1+ i bekken, krevjande miljøtilhøve eller at bekkane var langt unna bæreevna. Positiv effekt frå brekket vart knytta opp mot at brekket er eit gytehabitat og har god næringstilgong. Tettleik av 1+ var mest effektivt forklart av diversiteten i mesohabitatet, der diversitet i fordelinga av kulp og brekk påverka tettleik positivt. Ei noko positiv effekt av kulp var knytta til at kulpene gir stor romleg variasjon for territoriell 1+. Mengda død ved forklarte ikkje tettleikar av verken 0+ eller 1+. VGAM-analysar knytta miljøvariablane djupn, vekta skjul, substratstorleik og vassnøggleik opp mot mesohabitatstrukturar og fann at brekk kunne knyttast til vassnøggleik rundt 0,2 m/s og stryk ved vassnøggleik mot 1 m/s. Vassnøggleik har i tidlegare undersøkingar vore positivt korrelert med yngeltettleik, ein samanheng VGAM-analysane fann at ikkje samsvarte med årets resultat. Studien fann at effekten av kulp var noko svakare enn forventa og fann ikkje prov for interkohortkonkurranse i bekkane. Resultata viser at etablering av kulp og brekk bør prioriterast i framtidige restaureringsprosjekt.

Abstract

Trøndelag and the coastal areas south of the region have seen a reduction of sea run brown trout (*Salmo trutta*) populations in the last hundred years. Human alteration of small streams has led to reduction in habitat quality and loss of habitat. More knowledge about the sea trout habitat use is needed to make better management decisions. Six tributaries to the Verdal river in Trøndelag were studied. More knowledge is needed to fully understand the effects of intercohort competition and abiotic factors on the trout populations in the streams.

This study aims to explain these effects by increasing the spatial resolution of the mesohabitat-fish density relationship. The variation within mesohabitats was described through three mesohabitat structures, namely pool, glide and riffles, by modifying an already existing MESOHABsim-model. Density numbers for yearlings (0+) and older fish (1+) were collected using electrofishing. 29 stations were electrofished by dividing each station into 10 smaller segments, with the aims of a better understanding of the spatial distribution of fish in the habitat. Density numbers for 0+ and 1+ were estimated in every segment, as well as number of dead woody debris and percentage coverage of each of the three mesohabitat structures. Four abiotic environmental variables were collected and linked to the three mesohabitat structures.

The density of 0+ was most efficiently explained by a zero-inflated GLMM-model, with density of 1+, percentage cover of run habitat and percentage cover of pool habitat as explanatory variables. Density of 1+ and run-habitat had a positive effect on densities of 0+. The positive effect from 1+ on 0+ could be explained by: low 1+ density, harsh environmental conditions or by the carrying capacity of the stream. The positive effect of glide-habitat on 0+ was related to spawning gravel and glides providing sufficient nutrients. The 1+ density was best explained by the diversity in the mesohabitat and the percentage cover of riffle in the stream, where a more diverse habitat was positively correlated with 1+-density. The somewhat positive effect of pool on 1+-densities was related to pools providing large spatial variation, essential for the territorial 1+. Including dead woody debris in the models did not contribute to further explaining density numbers, for either 0+ or 1+. VGAM-analyzes linked the four environmental variables: depth, water velocity, substrate size and hiding spots, to mesohabitat structures. The analyzes found glide habitats linked to water velocities around 0.2 m/s and riffles to water velocities towards 1 m/s. Previous studies have found a positive correlation between water velocity and 0+-density, a correlation the VGAM-analyzes failed to find in this year's results. The study found the effect of pools to be not as important as expected, and found no proof for intercohort competition in the streams. The results shows that establishing pools and glides should be prioritized in future restauration projects.

Innhald

Forord	ii
Samandrag	iv
Abstract	v
1 Introduksjon	1
1.1 Sårbare vassdrag	1
1.2 Sjøauren i bekken	1
1.3 Betinging av tilstand i vassdrag	2
1.4 Tettleikstyrande faktorar i ein bekk	2
1.5 Prosjektet i Verdal	3
2 Material og metode	4
2.1 Studieområdet	4
2.1.1 Verdalsvassdraget og landskapet rundt	4
2.1.2 Bekkane	5
2.2 Studieart	6
2.3 Metodar	8
2.3.1 Elektrofiske	8
2.3.2 Mesohabitatklassifisering	11
2.3.3 Statistiske analysar	12
2.3.4 Begrunning for analysar	14
3 Resultat	15
3.1 Mesohabitatfordeling i bekkane	15
3.1.1 Klassifisering av habitat	15
3.1.2 Fordeling av mesohabitatet i stasjonane	15
3.2 Total fangst	16
3.3 Fangst av 0+	16
3.3.1 Abiotiske og biotiske påverknader på 0+ (S1)	17
3.4 Fangst av 1+	20
3.4.1 Abiotiske påverknadar på 1+ (S2)	21
3.5 Samanheng mellom miljøvariablar og mesohabitatstruktur	24
4 Diskusjon	25
4.1 Korleis påverker abiotiske og biotiske faktorar nullpluss? (S1)	25
4.1.1 Kva innverknad har brekket på tettleiken av 0+? (H1.1)	25
4.1.2 Korleis påverker einpluss 0+? (H1.2)	26
4.1.3 Andre tettleikstyrande faktorar	27
4.2 Abiotiske og biotiske faktorar som påverker 1+ (S2)	28
4.2.1 Kulpdekning sin påverknad på 1+ (H2.1)	28
4.2.2 Diversitet si påverknad på 1+ (H2.2)	30

4.2.3	Påverknad frå død ved (H2.3)	30
4.3	Samanheng mellom miljøvariablar og mesohabitatstrukturar	31
4.4	Faktorar som skaper uvisse i studien	31
4.4.1	Uvisse i datainnsamling	31
4.4.2	Uvisse i databehandlinga	32
4.5	Praktisk bruk av resultata i forvaltninga	33
4.6	Forslag til vidare undersøkingar i Verdal	34
5	Konklusjon	35
	Litteraturliste	37
	Vedlegg	45
	Vedlegg 1 - Beskriving av bekkane	45
	Bjørk/Sundbybekken	45
	Brokskitbekken	46
	Follobekken	47
	Korsådalsbekken	48
	Rossvollbekken	49
	Skjördalsbekken	50
	Vedlegg 2 - Stasjonskoordinatar	51
	Vedlegg 3 - Tettleik i bøtter	52
	Vedlegg 4 - Mesohabitatregisteringar	61
	Vedlegg 5 - Storleiksgrenser	70

1 Introduksjon

1.1 Sårbare vassdrag

Tap av biodiversitet er eit aukande problem. Naturen og dei økosystemtenestene den leverer kan vera tapt for alltid dersom det ikkje vert tatt snarleg grep (Balvanera et al., 2019). Nordmenn har i fleire århundre påverka vassdrag gjennom kanalisering av bekkar, erosjonssikring av elver og kraftverkbygging. Inngrepa har gjort vassdraga homogene og har endra mange av dei hydrologiske prosessane (Hamarsland, Hoseth & L'Abée-Lund, 2003; Pulg et al., 2018). Mange artar er avhengig av variasjon i vassdraga, og særleg mange fiskeartar er følsame ved endringar i hydrologi (Pulg et al., 2018). FN ønsker å bøta på skadane frå dei menneskelege inngrepa i naturen, og erklærte 2021 som tiåret for naturrestaurering (FNs Generalforsamling, 2019). I Noreg kom det i 2022 ein nasjonal strategi for restaurering av vassdrag. Strategien har mellom anna som mål å restaurera 15% av forringa vassdrag i perioden 2021-2030 og restaurera vassdrag raskaræ enn dei forringast i 2030. Klima- og miljødepartementet har også gitt beskjed om at denne strategien skal følgast opp med ein handlingsplan, noko som gir håp for vassdraga i Noreg (Anonym, 2022b). I tillegg til planane har eit omfattande lovverk vore på plass i fleire år for å sikre vassdraga og fisken i dei. Laks- og innlandsfiskelova kom allereie i 1993, og saman med den sektorovergripande naturmangfaldlova er lovane med på å sikra berekraftig bruk og vern av dei anadrome fiskeressursane (Laks- og innlandsfiskelova, 1993; Naturmangfaldlova, 2009). For å sikra berekraftig bruk, både no og i framtida, er det naudsynt å kjenne til tilstanden i vassdraga og fange opp endringar. Vassforskrifta kom på plass i 2006 med føremål å kartlegga vassførekomststar og klassifisera førekomstane etter økologisk og kjemisk tilstand. Noreg implementerte også EUs vassdirektiv i 2008 som eit vidare steg for å sikra vassdraga. Biologiske indikatorar som fisk, bunndyr, planter og algar kan nyttast til å fastslå den økologiske tilstanden i vassdraga (Vannforskriften, 2006). Sjøaure (*Salmo trutta*) vert ofte nytta som ein indikator på økologisk tilstand i små bekkar (Anonym, 2018; Bergan, 2013; E. Pedersen et al., 2021).

1.2 Sjøauren i bekken

I Noreg finst det tre anadrome laksefiskar: sjøaure, laks (*Salmo salar*) og sjørøye (*Salvelinus alpinus*). Laks og sjøaure høyrer begge til same slekt (*Salmo*), og har ganske lik livssyklus og utsjånad. Dei skil seg frå einanar med mellom anna noko ulik habitatpreferanse (B. Jonsson & Jonsson, 2011). Begge er viktige sportsfiskar i Noreg, men sjøauren vert ofte referert til som "lillebror" når den vert samanlikna med laksen (N. Jonsson & Finstad, 1995). Rundt midten av 1800-talet kom dei første britiske lordane til Noreg for å fiska laks. Nokon av dei første turistane her til lands var lordane, og dei opna opp for det vi i dag kjenner som sportsfiske (Vasaasen, 2000). I Trøndelag utvikla Gaula seg til å bli ein stor sportsfiskedestinasjon, grunna kort reiseavstand frå Trondheim. Sidan den tid har fleire elver i Trøndelag utvikla seg til destinasjonar for sportsfiskarar frå inn og utland, for både fiske etter sjøaure og laks (Kirkemo, 1987). Dei siste åra har likevel sjøauren opplevd ein populasjonsnedgang, særleg i Trøndelag og områda sørover langs norskekysten (Bergan, 2013; Bergan & Nøst, 2017; Hol et al., 2019; Solem et al., 2021). Med sin anadrome livssyklus er sjøauren og laksen utsatt for påverknadar både i saltvatn og i ferskvatn. Lakselus er den sterkaste påvirkningsfaktoren, med påverknad frå landbruk, vasskraft og samferdsel på høvesvis andre, tredje og fjerdeplass. Med lakselus som ei påverknad frå saltvatn, står endringar i korleis vatnet straumer, hydromorfologien, att og skapar utfordringar for sjøauren i ferskvatn (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, 2022). Særleg i førre århundre skjedde det store endringar i hydromorfologien i vassdraga. Etter andre verdskrigen ønska Noreg å bli meir sjølvsynte, noko som leia til støtteordningar for effektivisering av landbruket, og eit landbruk som skaut fart (Bergan & Nøst, 2017). Det vart mogleg å søke om stønad til det vi i dag ser på som miljøforringande inngrep, som fjerning av kantskog, kanalisering og røyrlegging av bekkar. Som ein konsekvens av dette vart både tilgjengeleg sjøaurehabitat og kvaliteten på dette sterkt redusert

(Bergan & Nøst, 2017; Hauger, 1994). Dei små og uanselige bekkane merka denne påverknaden sterkt. Dei siste åra har likevel aukande miljøfokus endra noko av den miljøforringande praksisen. I dag er det mogleg å søka om tilskot til restaurering av bekkar gjennom “Spesielle miljøtiltak i landbruket” (SMIL), og dersom tiltaka vert gjort riktig kan det bidra til å retta opp i gamle synder (Forskrift om spesielle tiltak i jordbruket, 2004).

1.3 Betring av tilstand i vassdrag

Habitattiltak kan iverksetjast dersom det viser seg at eit vassdrag har dårleg økologisk tilstand. Dårleg tilstand kan stamme frå entan dårlege kjemiske eller hydrologiske tilhøve. Dei siste åra har det blitt gjort store framsteg for å heva vasskvaliteten i vassdraga, men viktigheita av hydromorfologien har ikkje fått like mykje merksemd (Bergan & Nøst, 2017; Pulg et al., 2018). Den manglande merksemda er ei utfordring, då hydromorfologien spelar inn på alle livsstadia til sjøauren (Pulg et al., 2018). Døme på enkle hydromorfologiske tiltak kan vera å legge ut gytegrus, skru opp tersklar eller legge ut død ved. Slike tiltak er midlertidige, noko som gjer at dei krev oppfølging og vedlikehald (Pulg et al., 2018). Dei siste åra har difor fysisk forbetring av vassmiljø dreia seg vekk frå enkle tiltak og over mot fullskala restaurering av vassdrag der det er mogleg. Fullskala restaurering skal leggja til rette for naturlege prosessar som flom, massetransport og utvikling av kantvegetasjon (Andersen, 2005; Nilsson, 2007; Pulg et al., 2018). Fordelen med restaurering er at tiltaket vil vera vedlikehaldsfritt, og at naturen igjen vil styra prosessane i vassdraget (Pulg et al., 2018).

Restaurering er ein kompleks prosess der naturforvaltarar og entrepenørar samarbeider for å skape eit naturtypisk preg på eit vassdrag. Saman søker dei å utforme vassdraget etter naturlege ideal, og prøver å ta høgde for opprinneleg hydrologi, geologi og morfologi i området (M. Palmer et al., 2005; Pulg et al., 2018). Ei utfordring med restaurering er at det kan vera kostbart, og fordelane som økosystemtenestene leverer (m.a. flaumsikring eller auka fisketettleik) kan vera vanskeleg å kvantifisere i kroner og øre (Pulg, Stranzl et al., 2020). Kostnadseffektivitet i restaureringa og ei forståing for kva faktorar som påverkar om restaureringa er suksessfull eller ei er difor noko både politikarar, grunneigarar, oppdragsgivarar og entrepenørar er tent med (M. Palmer et al., 2005). Ei betre forståing for koreis habitatet påverkar fisketettleik gjer det mogleg å få ei forståing for om eit vassdrag har tilstrekkeleg gyte- og oppvekshabitat til å oppretthalde ein levedyktig populasjon av sjøaure (Rosenfeld, 2003).

1.4 Tettleikstyrande faktorar i ein bekk

Kva som styrer fisketettleik i bekkane i Verdal er enno ikkje fullt forstått (E. Pedersen, 2021). Biotiske og abiotiske faktorar påverkar kor mykje yngel som kjem seg gjennom den første sumaren, og kor mange som overlever vinteren og blir til eldre fisk (B. Jonsson & Jonsson, 2011). Det har også vore knytta ein del uvisse til korleis kulpar påverkar fisketettleik i Verdal, og då særleg tettleik av eldre fisk (E. Pedersen, 2021). Tidlegare undersøkingar har ikkje klart å svare på dette, då undersøkingar av samanhengen mellom mesohabitatstruktur og fisketettleik ikkje har vore gjennomført. I Verdal har både abiotiske og biotiske faktorar blitt undersøkt sidan 2015 ved å sjå på fleire miljøvariablar i bekken. Tidlegare masteroppgåver har kopla saman data på fisketettleik mot miljøvariablar på stasjonsnivå. Variablar som tidlegare har vore undersøkt er mellom anna bekkebreidd, vassnøggleik, djupn, mengd død ved og substratsamansetning (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Tidlegare undersøkingar har forklart tettleik av sjøaure i bekkane gjennom slike abiotiske faktorar og konkurranse mellom ulike aldersklassar.

I bekken kan tettleiksdriven konkurranse oppstå mellom ulike årsklassar i konkurranse om habitat og næring. Eldre fisk med stor kroppsstorleik kan utkonkurrere yngel, og slik slår interkohortkonkurranse inn i bekken (Bohlin, 1977; Jenkins Jr et al., 1999; Nordwall et al., 2001). Utfordringa er at tidlegare undersøkingar i Verdal ikkje har funne at denne tettleiksdrivne konkurransen er tilstades i studiebekkane (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Dette kan

skyldast svakheitar i studiedesignet, ved at undersøkinar på stor skala (“stasjonsnivå”, med areal på $\pm 100 \text{ m}^2$), ikkje klarar å fanga opp eventuell klumpvis fordeling av ulike årsklassar i fleire mindre mesohabitat. Denne oppgåva tek fatt i denne utfordringa, og undersøker fisketettleik på ein endå finare skala enn stasjonsnivå, med intensjon om å betre forstå interkohortkonkurranse og andre faktorar som kan styre sjøaurettettleik i bekken.

MESOHABsim er ein mykje nytta metode for å kopla mesohabitat og fisketettleik (Parasiewicz, 2001). Metoden koplar mesohabitatstruktur mot fleire modellar for å sjå kva mesohabitat som vert nytta hyppigast av fisk og dyr. Modellane gjer det mogleg å sei noko om habitatkvaliteten i eit vassdrag, og legge fram forslag til eventuelle restaureringstiltak (Parasiewicz, 2001). Mesohabitatstruktur som t.d. kulp, brekk, bakevje, kvitstryk og stryk kan beskrivast gjennom miljøvariablar som substratstorleik, vassnøggleik og korleis vassoverflata oppfører seg, og kan alle identifiserast gjennom MESOHABsim-metodikken (Jowett, 1993; Parasiewicz, 2001).

Mellom ulike mesohabitat vil det vere variasjon i oksygentilgong, skjul og næring. Faktorane spelar alle inn på livslauget til sjøauren (B. Jonsson & Jonsson, 2011; Jowett, 1993). Kulp, brekk og stryk er tre mesohabitatstrukturar som kan spegle dei abiotiske tilhøva i eit vassdrag, og er strukturar som kan ha ei innverknad på tettleiken av sjøauren i ein bekk (Bremset & Berg, 1997, 1999; Jowett, 1993; Pulg et al., 2018). Kulpar er viktige refugier ved låg vasstand og viktige habitat for større fisk som har vokse ut av oppvekstområda. Kulpar kan òg verka som skjul for predatorar eller for fisk som overvintrar i bekken (Armstrong et al., 2003; B. Jonsson & Jonsson, 2011). Djupe kulpar har eit stort volum i forhold til overflateareal. Denne forskjellen gjer at det er rom for meir mikrohabitat og skul enn i andre mesohabitatstrukturar (Bremset & Berg, 1997; Elso & Giller, 2001). Ein bekk må ikkje berre ha rom for eldre fisk, men også nok gyteareal. Ideellt gytehabitat har blitt beskrive som i overgangen frå kulp til stryk, det som ofte vert kalla brekk (B. Jonsson & Jonsson, 2011). På brekket er det låg helling, større oksygentilførsel og eit grovare substrat enn i kulp (Jowett, 1993). Gyteegropene vert ofte etablert på brekket i det grove substratet, der vasstraumen gjer at det vert god oksygentilførsel (D.T. Crisp, 1993; B. Jonsson & Jonsson, 2011). Difor er det også mykje yngel på brekket rett etter klekking (B. Jonsson & Jonsson, 2011). Brekk og kulpar spelar båe to inn på livssyklusen til sjøauren, men kva betyning stryk har er ikkje like klart. Opphald i stryka er energikrevande for sjøauren (Cattanéo et al., 2002; B. Jonsson & Jonsson, 2011). Strykparti med stor straum og lang helling kan difor verka som vandringshinder for mindre fisk (D.T. Crisp, 1993). I parti med høg vassnøggleik er sjøauren difor avhengig kvileplassar i form av irregularitet i bekken, som store steinar eller død ved (Armstrong et al., 2003). Likevel, stryk kan påverke positivt i bekkar med mykje leire og jordbruksland, der bekkane vera utsett for nedslamming. Høg vassnøggleik kan der vera med på å blottlegga gytegrus og spyla ut finmateriale (Hol, 2018). Død ved er ein anna struktur som finst i mesohabitatet. Død ved skapar romleg variasjon og bryt opp vasstraumen i bekken. Dette er særleg viktig for eldre fisk som gjerne konkurrerar om skjulplassar og hevdar territorium (Heggenes et al., 1999). Mengda død ved i vassdraget kan vera med på å styra tettleiken av sjøaure, og er difor ofte inkludert i undersøkingar (Degerman et al., 2004; E. Pedersen, 2021; Pulg et al., 2018; Richenberg, 2019). Med fleire restaureringsprosjekt på trappene er forståing for korleis mesohabitatet og død ved påverkar fisketettleik viktig for å kunne ta riktige forvaltningsavgjersler i framtida (Anonym, 2022b).

1.5 Prosjektet i Verdal

Sidan 2015 har det blitt skriva ni masteroppgåver ved NMBU på sjøauren og bekkesystemet i Verdal (Esdar, 2019; Hol, 2018; Lund, 2020; Mürer, 2019; Nese, 2019; E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019; Ustvett, 2021; Vårhus, 2016). I løpet av desse åra har det blitt henta inn mykje data gjennom elfiske, PIT-merking, bunndyrregistreringar og målingar av miljøvariablar. Årets studie driv nybrottsarbeid i Verdalsbekkane ved å sjå fisketettleik og habitatbruk på ein finare skala enn tidlegare. Måling av miljøvariablar og korleis dei er knytta til fisketettleik har blitt undersøkt på stasjonsnivå av Vårhus (2016), Hol (2018), Richenberg (2019) og E. Pedersen (2021), og denne oppgåva bygger vidare på mange av funna frå desse oppgåvene. Undersøkingane til E. Pedersen (2021), med samanhengen mellom miljøvariablar og

fisketettleik, vert gjort i parallell masteroppgåve som vert ferdigstilt i 2022 av Berntsen (2022).

Data oppgåva er basert på vart samla over ein tovekers feltperiode i august/september 2021. Gjennom analysar av mesohabitat og fisketettleik vert følgjande spørsmål (S) og hypoteser (H) gått i djupna på:

S1: Kva abiotiske og biotiske faktorar påverker tettleik av 0+ i bekken?

H1.1: Brekk vil ha størst tettleik av nullpluss.

H1.2: Tettleik av 1+ vil ha negativ innverknad på 0+.

S2: Kva abiotiske og biotiske faktorar påverker tettleik av 1+ i bekken?

H2.1: Kulpar vil ha størst tettleik av 1+.

H2.2: Eit diverst mesohabitat vil påverke 1+-tettleik positivt.

H2.3: Mengda død i bekken vil påverke tettleik av 1+ positivt.

2 Material og metode

2.1 Studieområdet

2.1.1 Verdalsvassdraget og landskapet rundt

Denne studien tar føre seg tettleiksstyrande faktorar for to aldersklassar sjøaure i seks bekkar i Verdalsvassdraget i Trøndelag fylke. Verdalselva er største elva i vassdraget, og er ei av fleire store elver som drenerer i Trondheimsfjorden. Vassdraget har eit nedbørsfelt på om lag 1470 km² (Berger, Lehn, Bergan, Skjøstad & Julien, 2007). Frå start på 1100 moh. øvst i Skjækerfjella beveger Verdalselva seg gjennom opne fjellområder og ravinelandskap på veg mot fjorden (St.prp.nr.75. (2003-2004), 2004). Mellom Veressjøen og tettstaden Vuku vert elva kalla Helgåa. Tidlegare stoppa anadrom strekning ved Granfossen eit par mil oppstraums Vuku. I 1990 vart det opna fisketrapp i Granfossen, som auka anadrom strekning med yttarlege 20 km. Total anadrom strekning i hovudelva (inkludert dei største sideelvene) er i dag på rundt 52 km (Berger et al., 2007). Mellom Vuku og Verdal sentrum er elva sterkt påverka av jordbruk. Ved tettstaden Vuku møtes Helgåa og sideelva Inna, og elva skiftar namn til Verdalselva. Dei seks studiebekkane ligg på eit strekke på om lag 20 km mellom Vuku og Verdal sentrum.

Verdalsvassdraget er lite påverka av vasskraftutbygging. Unntaket er i Helgåa, der sideelva Ulvillelva ligg med eit lite kraftverk. Dette kraftverket har likevel liten innverknad på vassføringa i hovudvassdraget. Verdalsvassdraget vart varig freda i 2005 gjennom Verneplan for vassdrag (St.prp.nr.32. (2006-2007), 2007; St.prp.nr.75. (2003-2004), 2004). Verdalselva har òg sidan 2007 hatt status som nasjonalt laksevassdrag, som gjer vassdraget beskytta mot nye tiltak og aktivitetar som kan skade bestanden av laksefisk. Totalt er det 52 nasjonale laksevassdrag i Noreg. Ordninga er meint å verne om bestandar med høg produksjon, bestandar med storlaks eller bestandar med genetisk sær eigenheit. Verdalselva har nemleg storlaks, og den auka anadrome strekninga i 1990 med fisketrappa i Granfossen telte positivt i vurderinga då vassdraget fekk status som nasjonalt laksevassdrag (St.prp.nr.32. (2006-2007), 2007). Storleiken på vassdraget og liten påverknad frå vasskraft trakk også i retning freding i 2005 (St.prp.nr.32. (2006-2007), 2007; St.prp.nr.75. (2003-2004), 2004). Trondheimsfjorden inngår i vernet som nasjonal laksefjord. I fjorden er det

ingen oppdrettsanlegg, men ved munninga av fjorden er tettleiken av anlegg høg (St.prp.nr.32. (2006-2007), 2007). Bestemmingane med vern og freding er med på å sikre vassdraget mot inngrep og ytterlegare forverring av tilhøva. Trass i lite kraftutbygging er Verdalselva sterkt påverka av anna menneskeleg aktivitet, mykje som følge av rashistorikken i området. I 1893 gjekk det største leirraset i Noreg, i moderne tid, i Verdal. Raset starta i ein bekk eit par hundre meter frå studiebekken Follobekken, og tok med seg om lag 55 millionar kubikkmeter med masse. Dei nedre delane av Verdalselva og områda rundt vart overfløymnd med vatn og leire. Årsaka til raset skyldast mellom anna erosjon frå Verdalselva på leiremassane som låg bakom elvebreidda (Janbu, 1965; Walberg, 1993a). Som følge av denne rashistoria har elva blitt erosjonssikra, og er nok ei av dei mest forbygde elvene i landet. Elvebreidda har blitt plastra med stein, noko som har endra erosjonsprosessane. Dette har leia til at elva gradvis har gravd seg nedover i grunnen. I dag ligg elveløpet fleire meter djupare enn før plastringa. Erosjonsprosessane i bekkane er ikkje like kraftige som i hovudelva, noko som har leia til at det mange stader er eit sprang frå hovudelva og opp i bekkane (Walberg, 1993b). Denne høgdeforskjellen kan vera noko som allereie, eller på sikt, vanskeleggjer vandring for fisk (figur 1) (E. Pedersen et al., 2021).

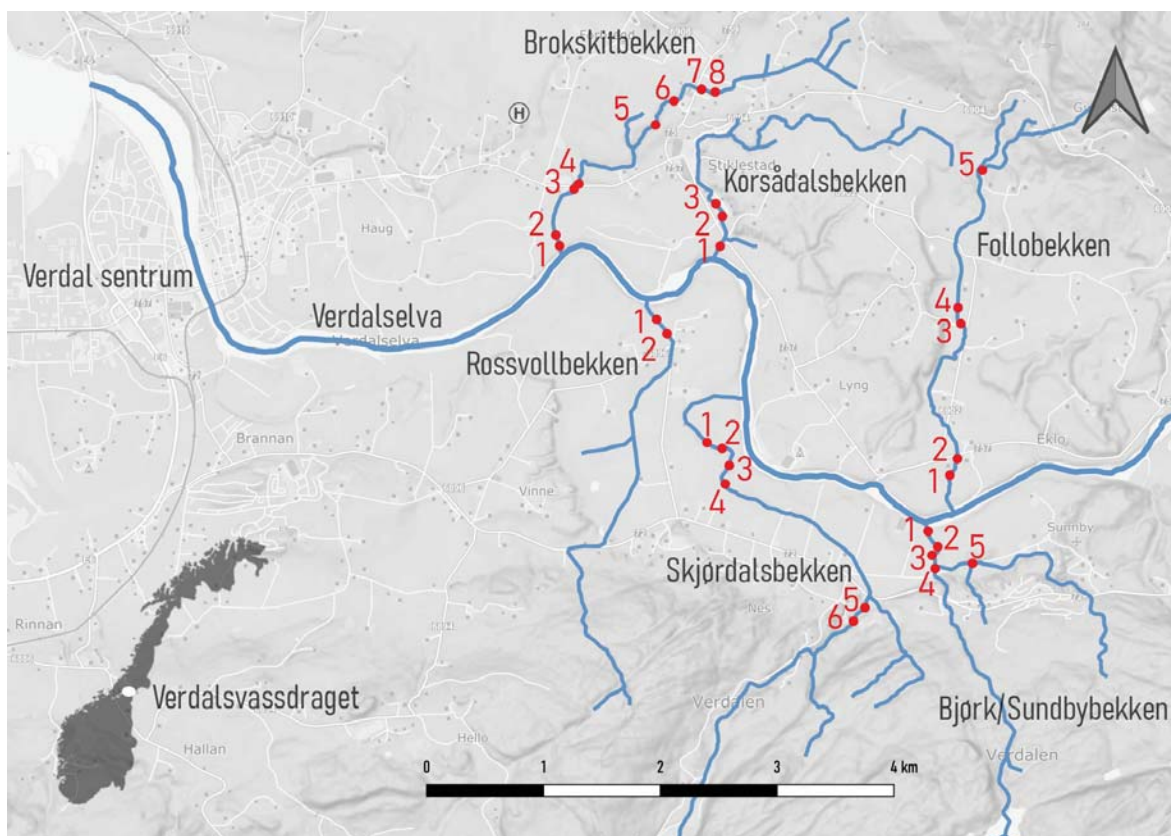


Figur 1: Utløpet til Broskitbekken i Verdalselva. Ein kombinasjon av låg vassføring, ingen naturleg “lågvasrenne” og mykje grov stein kan skapa utfordringar for migrerande fisk.

Dei undersøkte bekkane går gjennom områder som vart heilt eller delvis påverka av Verdalrsaset (figur 2). NVE sikra og gravde ut delar av desse bekkane i samband med sikringa av hovudelva. Dette gjer at ikkje alle bekkane følger tidlegare løp (Walberg, 1993b). Hovudfokuset den gong var ikkje på naturtypisk utforming av bekkane, men å få drenert vekk vatn frå landskapet. Denne haldninga reflekterast også i namnet til forløparen til NVE, Kanalvesenet, som utførte sikringsarbeidet (Faugli, 2012).

2.1.2 Bekkane

Alle seks bekkane har utløp i Verdalselva. Broskitbekken, Korsådalsbekken og Follobekken renn ut på nordsida av elva medan Rossvollbekken, Bjørk/Sundbybekken og Skjördalsbekken har utløp på sørsida (figur 2). Berre kortare strekke av bekkane vert undersøkt, og dei undersøkte delane vert kalla stasjonar, med to eller fleire stasjonar i kvar bekk. Antall stasjonar varierer ut frå lengda på anadrom strekning i bekkene. Stasjonar nytta i studien er dei same som er nytta ved tidlegare undersøkingar, seinast ved E. Pedersen (2021) og Ustvett (2021). Kvar stasjon hadde eit



Figur 2: Dei seks studiebekkane i Verdalsvassdraget. Flytretning er frå høgre mot Verdal sentrum og utløp i fjorden (Statens kartverk, Norges grunnkart gråtone, WGS84).

overflateareal på om lag 100 m², men framkomelegheit og habitatet innad i stasjonen gjorde at arealet varierte noko. Ved etablering av stasjonane vart det forsøkt å leggja stasjonane parvis i bekken. Litt oppstraums utløpet til bekken vart stasjon 1 etablert, medan stasjon 2 vart etablert om lag 100 m oppstraums stasjon 1. Stasjon 3 og 4 vart anlagt i dei øvre delane av anadrom strekning, og med minst 100 m mellom stasjon 2 og 3 (figur 2). Kvar stasjon vart etablert innafør områder i bekken der tilhøva tilsa at det kunne vera årsyngel av sjøaure.

Konnektivitetsfremjande tiltak har blitt gjennomført i nokre av bekkane. Gummitersklar (New Zeland Flexi Baffles) har blitt skrudd opp i kulvertar og har brutt opp vasstraumen, som kan ha mogleggjort vandring for sjøauren (Anonym, 2022c). Andre stader, som i Korsådalbekken, er det betongrøyr med innebygde tersklar. I Brokskitbekken har det vore eit omfattande restaureringsarbeid i regi av NVE. Ny bekkestrekning opna våren 2020 (Haugum, 2020). Nyrestaturete Brokskitbekken har flest stasjonar (8), slik at det er mogleg å fange opp rekoloniseringa av ny anadrom strekning i åra etter 2020. Meir informasjon om kvar bekk er i tabell 1 og Vedlegg 1, medan stasjonskoordinatar ligg i Vedlegg 2.

2.2 Studieart

I bekkane er det fleire fiskeartar, mellom anna trepigga stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ål (*Anguilla anguilla*). Det er likevel laksefamilien, med sjøaure og laks, som er den mest utbreidde fiskearten i bekkane. Som anadrome fiskeartar vandrar sjøauren og laksen ut i saltvatn på næringsvandring som ein del av livssyklusen (B. Jonsson & Jonsson,

Tabell 1: Data på studiebekkane i Verdal (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019)

Bekk	Stasjonar	Anadrom strekning	Tiltak
Brokskitbekken	8	3,5 km	Fullskala restaurering
Korsådsbekken	3	0,7 km	Konnektivitetsfremjande
Follobekken	5	2,8 km	Konnektivitetsfremjande
Bjørk/Sundbybekken	5	1,8 km	Ingen (Kontroll)
Skjördalsbekken	6	3,9 km	Habitatforbetringar/erosjonssikring (Kontroll)
Rossvollbekken	2	2,4 km	Ingen (Kontroll)

2011). Begge artane gyter i rennande vatn, og oppveksten foregår i bekkane eller elvene før livslauget differensierast (Armstrong et al., 2003; B. Jonsson & Jonsson, 2009, 2011). Sjøauren og laksen skil seg i habitatbruk med mellom anna kor djupt vatn dei nyttar, vassnøggleik og tilgang på skjul. Sjøauren held seg på grunnare vatn (5-30 cm) i sitt første leveår, og er meir avhengig av overhengande skjul enn laksen. Sjøauren vil likevel også nytta djupare vatn etter kvart som den veks til (B. Jonsson & Jonsson, 2011). Mange av bekkane i Verdalsvassdraget er grunne (sjeldan djupare enn 1 m) og har også meir skjul enn elva dersom skjul:overflate-ratio vert samanlikna (Hol, 2018; Ustveit, 2021). Faktorar som dette påverkar slik at sjøauren den fiskearten med høgast tettleik i bekkane.

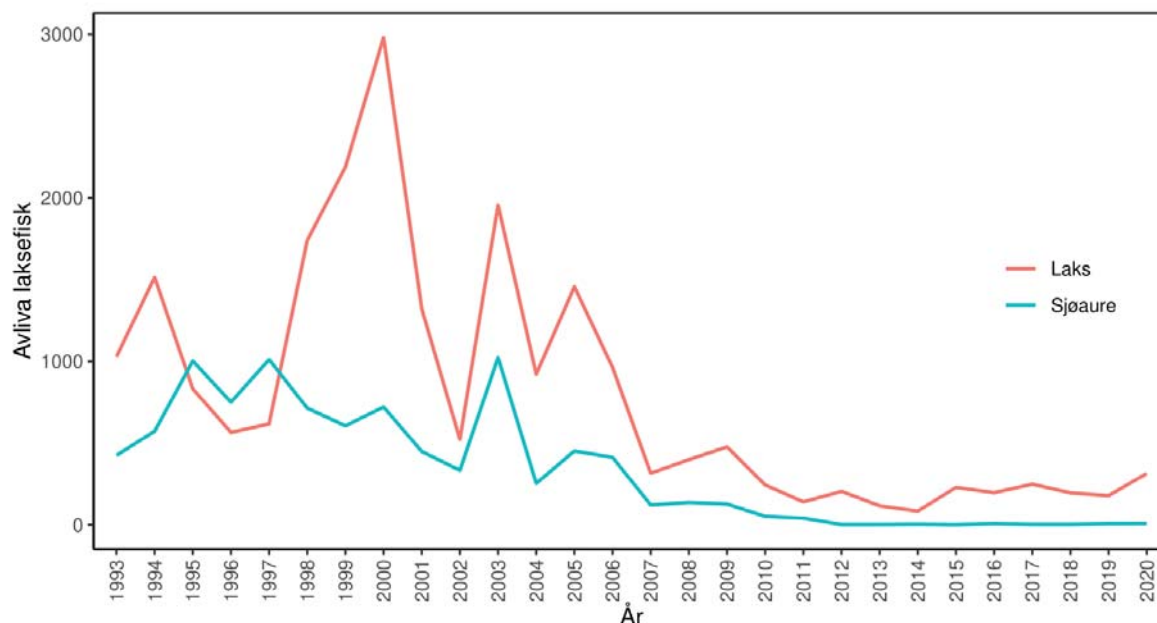
Om hausten går sjøauren opp i mindre elver og bekkar for å gyte (Armstrong et al., 2003; D.T. Crisp, 1993). Hofisken trekk mot godt gytesubstrat, som ligg i dei oksygenrike delane av bekken. Der lagar ho auren gytegrøper i botnsubstratet og legg egga sine. Ved å slå med halefinna oppstraums gytegrøpa dekkjer ho auren til egga med ein haug grus. Der ligg egga gjennom vinteren til dei klekker på vårparten. Når egga klekker byrjar aureyngelen å tære på plommesekken (B. Jonsson & Jonsson, 2011). Når næringa i plommesekken er konsumert, startar yngelen raskt med eige næringssøk, og beveger seg ut av grusen (D. Crisp, 1996; Klemetsen et al., 2003). I denne perioden aukar den naturlege dødelgheita, og næringskonkurransen er høg (B. Jonsson & Jonsson, 2011). I tida etter klekking held yngelen seg nær gytegrøpa, som gjer at yngelen ofte får ei klumpvis fordeling i bekken. Utover sommaren vert sjøauren meir territoriell, og veks seg raskt ut av området rundt gytegrøpa. Denne aggresiviteten gjer at eldre fisk vert meir avhengig av skjul, og habitatpreferansane endrar seg. Auka konkurranse leier til at nokre individ vert utkonkurrert. (Klemetsen et al., 2003).

I denne studien vert årsyngel av sjøaure kalla nullpluss (0+). Årsyngelen føretrekk grunnare vatn enn eldre fisk og vassnøggleikar på under 0,25 m/s og er fisk som har sin første vekstsesong i bekken. Ungfisk (parr) vert kalla einpluss (1+), og er sjøaure som har hatt ein vinter i bekken og er inne i sin andre vekstsesong (D. Crisp, 1996). Større fisk som har vandra ut eller er klar for utvandring (>1+) føretrekk eit heterogent habitat med rik tilgang til skjul og djupe kulpar (Armstrong et al., 2003).

Smoltifisering er prosessen som gjer sjøauren klar for overgangen frå ferskvatn til saltvatn. Smoltifisering skjer på vårparten etter auren har blitt rundt 15 cm lang (B. Jonsson & Jonsson, 2009, 2011). Då går parren gjennom ei stor morfologisk og fysiologisk endring, slik at den skal takle overgangen frå ferskvatn til saltvatn. Parr vert til smolt, og går frå å vera brunaktig i skjela til å få eit markant sølvskjær (D. Crisp, 1996). Ikkje all parr går gjennom ei smoltifisering, og dei som ikkje gjer, vert ståande i bekken som stasjonær aure (D. Crisp, 1996; B. Jonsson & Jonsson, 2011). Det som vert kalla sjøaure og bekkeaure er difor to økotypar av same art. Sjøauren byrjar på næringsvandring og vandrar ut i fjorden. Individa held seg ofte i fjordsystema gjennom heile næringssøket. Opphaldet i fjordane skil sjøauren frå laksen, som gjerne vandrar lengre ut mot havet på næringssøk (B. Jonsson & Jonsson, 2009). Etter 1-4 år i fjordane vandrar sjøauren tilbake til bekken for å gyte. Dei fleste tilbringer likevel vinten nær eller i bekkar og elver, sjølv om

auren ikkje skal gyte. I bekken skjer gytinga over ein periode på eit par veker om hausten, før sjøauren anten vandrar ut att i fjorden, vert ståande hovudelva eller blir i eit tilknytta vatn (B. Jonsson & Jonsson, 2009, 2011).

I Noreg har sjøauren hatt ein vesentleg populasjonsnedgang sidan årtusenskiftet. Dette har leia til at Trondheimsfjorden og vassdraga rundt sidan 2008 har hatt forbod mot fiske etter sjøaure i perioden mars til april (B. Jonsson et al., 2009). Frå mai 2021 har dette forbudet blitt utvida til også å gjelde i mai måned (Forskrift om fiske etter anadrome laksefisk i sjøen, 2021). Resultata av nedgangen og den strenge reguleringane viser att i fangststatistikken på avliva laks og sjøaure frå Verdalsvassdraget (figur 3) (Statistisk Sentralbyrå, 2021).



Figur 3: Fangststatistikk for laks og sjøaure i Verdalsvassdraget i perioden 1993 - 2020. Merk at fang og slepp ikkje er inkludert i figuren, ein metode som har blitt meir utbreidd siste åra. (Statistisk Sentralbyrå, 2021)

2.3 Metodar

2.3.1 Elektrofiske

Elektrofiske er ein mykje nytta metode i studiar av anadrom laksefisk. Elfiske gjer det mogleg å fange individ til merking, men også å gjennomføra bestand,- og tettleiksestimat (Forseth & Forsgren, 2009). I august/september 2021 vart elfiske gjennomført i 29 stasjonar i 6 bekkar. Før start av elfisket vart stasjonslengda målt med måleband langs breidda av bekken. Stasjonen vart så delt i 10 like lange segment, og ei bøtte vart plassert ut ved slutten av kvart segment (figur 4). Kvar bøtte vart fylt med nokre liter vatn og nummerert med tal.

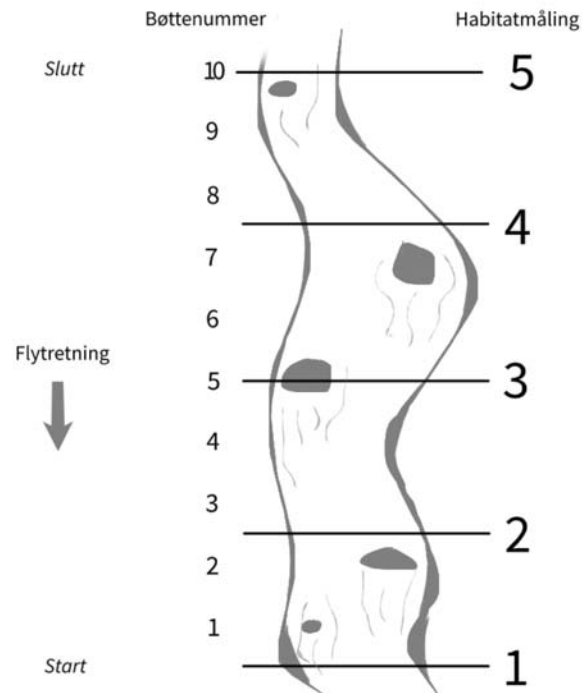
To berbare elfiskeapparat vart nytta til å gjennomføra elfiske i bekkane. Apparata nyttar likestraum, og genererer eit elektrisk felt mellom ein anode og ein katode. På alle stasjonane vart det nytta anten TERIK FA-4 eller GeOmega FA-4 35-70 Hz elfiskeapparat, baa to frå Terik Technology. Desse er antatt å ha lik fangbarheit, gitt at straumfeltet ligg innafør 1-1,5 A, og vart difor nytta om einannan i bekkane. Kvar stasjon vart elfiska av minimum to personar som fiska seg motstraums i bekken (primærfiskar og håvar). Dette vart gjort av tryggleikshensyn og for å sikra høgast mogleg fangbarheit. Primærfiskaren hadde elfiskeapparat og håv, medan håvaren gjekk med håv og bøtte. Primærfiskaren starta ved start av stasjonen, og ga punktvis straum i 3-5 sekund gjennom anoden før han beveigde seg punktvis og

systematisk oppover i stasjonen. Apparata var innstilt på “liten fisk” og sendte ut straum på om lag 1,0 A. Dette leia til at fisk som bevega seg mot anoderingen vart lamma dersom fisken kom nærare enn 0,5 m. Håvaren fiska opp fisk i ei plastbøtte fram til passering av bøtte 1. Ved passering av bøtte 1 vart fisk fanga så langt i bøttesegmentet (frå stasjonsstart til bøtte 1) overført frå håvar si bøtte til bøtte nummer 1. Elfisket haldt fram, og fisk fanga mellom bøtte 1 og 2 vart lagt i bøtte 2. Dette vart repetert til endes av stasjonen.

Etter første overfiske var gjennomført vart kvar stasjon filma frå start til slutt. Mobilkamera vart nytta, og det vart filma i liggande format, utan vidvinkel eller andre linsejusteringar. Ved starten av stasjonen vart det filma oppover i bekken, før det vart filma nedover i bekken. Filmaren bevegde seg oppover i bekken fram til bøtte 1 og gjentok rørsle slik at habitatet både oppstraums og nedstraums bøtta kom med. Dette vart repetert ved kvar bøtte, heilt til bøtte nummer 10. Ved kvar bøtte vart det forsøkt å få med flest mogleg bøtter i biletet og heile breidda på bekken. Etter gjennomført filming vart dei 10 nummererte bøttene samla inn.

Fanga fisk vart tatt opp frå dei nummererte bøttene og målt. Målinga av fisk inkluderte notering av gaffellengd, art, rundenummer og bøttenummer. Gaffellengd vart målt i kløfta på halen til fisken (figur 5). Kvar stasjon vart så fiska 2 gongar til for å få eit tettleiksestimat og tal på fangbarheit etter metodikken Zippin (1958) og Bohlin et al. (1989). I tettleiksfiske var det 30 minuttar pause mellom kvar overfiskingsrunde. Når sjøauren får straum vert den “immun” nokre minutt før den reagerer på straum att. Difor vart det lagt til eit opphald mellom kvar runde, slik at fangbarheita skulle halde seg så lik som mogleg frå runde til runde. Dersom det ikkje vart fanga fisk i runde 1, eller at det vart fanga veldig få fisk (<2), vart ikkje runde 2 gjennomført. Etter kvar runde vart lengda på fisken målt. Etter tre overfiskingsrundar vart fisken satt tilbake i bekken.

Måling av miljøvariablar vart gjennomført fem stader i stasjonane. Desse målingane vart gjort ved starten av stasjonen, 1/4 inn, halvvegs i stasjonen, 3/4 gjennom stasjonen og ved slutten av stasjonen (figur 4). Denne oppgåva har inkludert desse miljøvariablane for å sjå korleis desse er knytta opp mot kulp, brekk og stryk, og med det gjera det mogleg å samanlikna med tidlegare resultat (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Fire miljøvariablar vart nytta i denne oppgåva. Vassnøggleik, substratdiameter, vekta skjul og djupn er alle variablar som kan knyttast til mesohabitatet. **Substratstorleik** er ein gjennomsnittsverdi på storleiken på substratet. Denne verdien er rekna ut frå prosentvis fordeling av substratet i eit tverrtransektet i bekken. Substratet vart delt i fem kategoriar, med intervall frå 0-2 mm, 2-20 mm, 20-100 mm, 100-250 mm og >250 mm. **Djupna** vart målt fem stader i tverrtransektet, på høvesvis 10%, 25%, 50%, 75% og 90% av bekkebreidda. Djupna er gitt som ein gjennomsnittsverdi av dei fem målingane i tverrtransektet. **Skjul** er eit tal på antal hulrom innafor ei 0,25 m² ramme (50 cm · 50 cm) lagt ned på tilfeldig stad i tverrtransektet i bekken. Tre ulike kategoriar for hulrom vart nytta, etter ein metode frå Forseth og Harby (2013) med PVC-slange på 13 mm. Lengda på hulroma (K) vart ulikt vekta, og minste storleik hadde hulrom med lengd: 2-5 cm (K1), mellomste storleik lengd: 5-10 cm (K2) og største storleik med lengd: >10 cm (K3). Ut frå antal hulrom vart det rekna ut eit tal på vekta skjul i transektet med formelen: $K1 + K2 \cdot 2 + K3 \cdot 3$. Ut frå denne formelen vart det difor mogleg å fastslå om det var lite skjul (<5), middels skjul (5-10) eller mykje skjul (>10) i transektet. **Vassnøggleik** vart målt rett under overflata (Global water flow probe, modell FP111) i kvart tverrtransekt og er gitt i m/s. (Anonym, 2022a).



Figur 4: Illustrering av b ttevis innsamling av fisk. Habitatmålingar er kopla saman med næraste bøtte oppstraums (måling 1,2,4), eller bøtta rett ovanfor (måling 3 og 5). Start på stasjonen ved habitatm ling 1 og slutt ved måling 5/bøtte 10.



Figur 5: Lengdemåling av sjøaure i felt. Gaffellengd (FL) vist med raud strek. Totallengd (TL) vist med blå strek. Begge m la vart notert i millimeter.

2.3.2 Mesohabitatklassifisering

Tre mesohabitatstrukturar vart undersøkt: kulp, brekk og stryk. Utvalet er basert på MESOHABsim-metodikken til Parasiewicz (2001) og tilpassa og forenkla til denne oppgåva, liknandes det som er gjennomført i Jowett (1993). Video av kvar stasjon vart analysert ved å klassifisera mesohabitatet i kvar av dei 10 bøtteseegmenta i stasjonen. Dette vart gjort ved å avgjere kor mykje av arealet mellom to bøtter som var dekkja av brekk, kulp og stryk basert på korleis **vassoverflata** oppførte seg. Det er altså berre vassoverflata som er nytta for identifisering av mesohabitatstrukturar, og ikkje djupn eller vassnøggleik. Innbyrdes fordelinga av desse tre mesohabitata vart gitt i ein prosentvis fordeling (i 10% intervallar). Antall død ved (tjukkare enn 10 cm og lengre enn 1 m eller kvistvaser) vart notert. Kriterium for korleis mesohabitata vart klassifisert er gitt i tabell 2. Døme på korleis klassifisering av vassoverflata kan gjerast er gitt i figur 6.

For å få eit tal på repeterbarhet og målefeil i mesohabitatanalysane vart 12 videoklipp frå bekkane analysert tre gongar. Videoklippa inneholdt berre eit bøttesegment, og prosentvis fordeling av kulp, brekk og stryk og antall død ved i arealet mellom bøttene vart estimert. To identiske klipp vart ikkje analysert etter kvarandre, slik at det var minst to timar mellom kvar analyse. Slik vart det på best mogleg måte sikra at klassifiseringa av mesohabitatet ikkje vart spegla av forrige klassifisering. Ein variasjonskoeffisient (standardavvik/snitt) vart rekna ut for kvar av mesohabitata kulp, brekk og stryk.

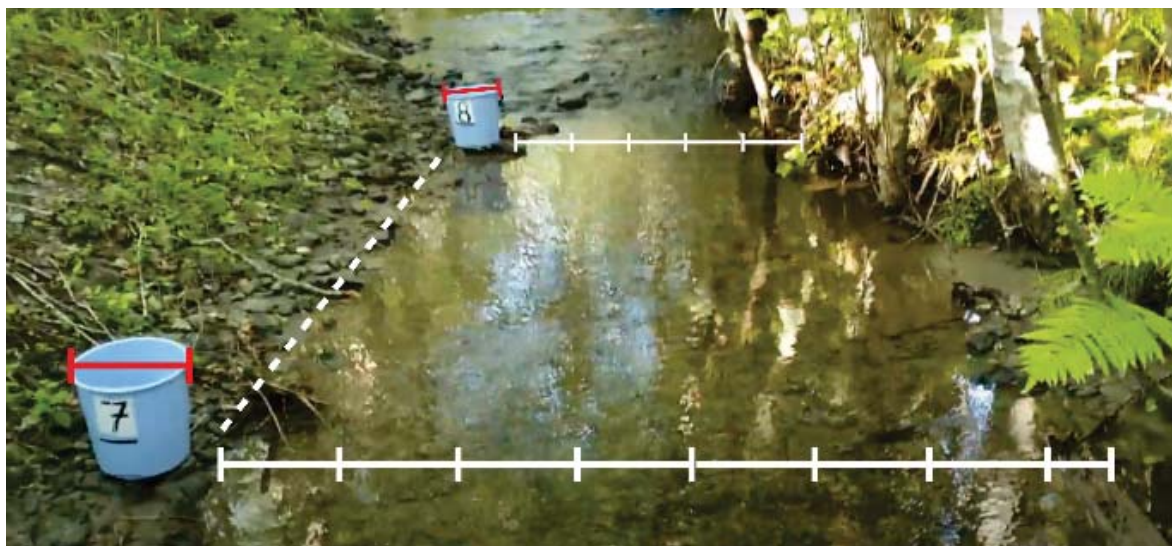
Tabell 2: Kriterier for kategorisering av mesohabitat, tilpassa frå metodikken til Parasiewicz (2001)

Struktur	Vassoverflate	Turbulens	Engelsk oversetjing
Kulp	I ro, blank overflate	Ingen turbulens	“pool”
Brekk	Vatn i rørsle	Lite/ingen bølger eller turbulens	Nærare det ein kallar “glide”
Stryk	Vatn i rørsle	Bølger og/eller turbulens.	Samansetning av “run” og “riffle”



Figur 6: Klassifisering av mesohabitatstrukturar frå video av bekk. Bøtte 8 har 50 % stryk (raud polygon) og 50 % brekk (blå polygon) utan død ved.

Breidda på bekken vart estimert frå video ved å samanlikne bekkebreidda med diameteren på plastbøttene i bekken. Bekkebreidda vart målt på video (i cm), og delt på diameter på bøtta (i cm) målt på video. Ved å gonge opp forholdstallet med diameteren til bøtta (27 cm) vart det mogleg å estimera beikkebreidda (figur 7). Lengd på kvar stasjon vart målt med måleband. Med 10 bøtter på kvar stasjon var avstand mellom kvar bøtte satt til 1/10 av stasjonslengda.



Figur 7: Utrekning av areal i bøttesegment. Breidda på ei bøtte er 27 cm, og denne breidda kan nyttast i eit forholdstal med bekkebreidda. Breidda på bøtte 7 går 7.5 gongar på tvers av bekken, noko som gir ei estimert breidd på 2 m. Avstand mellom bøtter er estimert til å vera 1/10 av stasjonslengda.

2.3.3 Statistiske analysar

Sortering av rådata vart gjort i Microsoft Excel 2019. Data vart vidare behandla i R-versjon 4.1.2. Databehandling og framstilling av resultat vart gjennomført ved å nytte ulike R-pakkar (tabell 3).

Tabell 3: R-pakkar nytta i statistiske analysar av datamaterialet. Nær kronologisk sortert etter når i prosessen dei vart nytta.

Namn	Beskriving	Kjelde
“tidyverse”	Databehandling	(Wickham et al., 2019)
“reshape2”	Databehandling	(Wickham, 2007)
“vegan”	Databehandling	(Oksanen et al., 2020)
“GLMMadaptive”	Modellbygging	(Rizopoulos, 2022)
“MuMIn”	Modellseleksjon	(Barton, 2020)
“ggplot2”	Grafisk framstilling	(Wickham, 2016)
“lattice”	Grafisk framstilling	(Sarkar, 2008)
“fields”	Grafisk framstilling	(Nychka, Furrer, Paige & Sain, 2021)
“metR”	Grafisk framstilling	(Campitelli, 2021)
“VGAM”	Databehandling	(Yee, 2020)

Under elfisket vart gaffellengd (FL) målt, medan i analyser vart totallengd (TL) nytta. Omgjering frå gaffellengd til totallengd vart estimert ved: $TL_{estimat} = FL \cdot 1.0642 - 0.9713$. Formelen er basert på målingar av gaffellengd og totallengd på same fisk og tilpassa ein linær regresjonsmodell etter tidlegare arbeid av mellom anna E. Pedersen (2021). Gaffellengd vart målt for fisk som skulle bedøvast i samband med eit pågåande merkeprosjekt. Vanleg praksis er å måle totallengd på fisk som ikkje vert bedøvd, men under elfiske i 2021 vart gaffellengd målt også på ubedøva fisk. Tidlegare studiar har nytta totallengd, og difor vart gaffellengder omgjort til totallengd for å lettare kunne samanlikna resultat (E. Pedersen, 2021).

Storleiksgrenser på 0+, 1+ og >1+ er basert på tettleiksfiskedata frå Berntsen (2022), og desse er i vedlegg 5. Arealet i eit bøttesegment vart rekna ut frå videoråmateriale. Ved bømte (n) hadde bekken breidd n_b og hadde avstanden (h) frå bømte ($n-I$). Breidda av bekken ved start av stasjonen tilsvarer difor teoretiske bømte 0. Arealet (a) av bøttesegment (n) vart rekna ut ved å nytte formelen: $n_a = \frac{(n_b + ((n-1)_b)) \times h}{2}$. Då fleire av bøttene hadde null fisk vart tettleikane $\ln(x+1)$ transformert. Slik vart det mogleg å analysere tettleikar mot variasjon i mesohabitatet. Tettleik av 0+ vart skalert opp til tettleik per 100 m² for å få tal som kan samanliknast både mot stasjon og økologisk tilstand, både i og utanfor bekkar i Verdal.

Modellseleksjon vert nytta for å finne ein eller fleire kandidatmodellar som mest effektivt kan forklara variasjonene i ein responsvariabel (Akaike, 1998; Hurvich & Tsai, 1989). I denne oppgåva nyttast 0+ og 1+ som responsvariablar gjennom to ulike modellseleksjonar. Datasettet nytta i denne studien har både habitatfaktorar, interaksjonar mellom desse og data på fisketettleik. Mesohabitatstrukturane kulp, brekk og stryk, shannon diversitetsindeks og død ved vart lagt til ein modell for å forklara responsvariablane. Sjølv modellseleksjonen vart gjort ved å nytta AICc. Desto lågare AICc-verdi modellen har, jo betre er modellen. Den beste modellen er ein modell der presisjonen er høg, gitt antall parametere den er bygd rundt. Seleksjonen bygger rundt prinsippet om Ockham's barberkniv, og i valet mellom to modellar som er like presise vil den enklaste modellen vera føretrekk i AICc (Burnham & Anderson, 2004).

Både tilfeldige og fikserte effektar vart undersøkte. Innafor ein stasjon var nokre enskilte segment tomme for fisk, som gjorde at det vart ei overvekt av nullverdiar (zero-inflated) i datasettet. Dette gjorde at data ikkje var poisson fordelt, som ofte er forventet i slike type teljedata (Coxe et al., 2009; Kleiber et al., 2008). Mange nullverdiar kan gjera det vanskeleg å få eit tolkbart resultat for desse overskuggar segment der det er fisk. For å ta høgde for slike nullverdiar vart pakka GLMMadaptive nytta, og modellane vart køyrd som blanda modellar (mixed model), family=zi.poisson, zi.fixed = ~ mesohabitatvariabel. Ein "zi-modell" modellerer faktorar som kan påverka at ein får null-observasjonar som ein sannsynsprosess. Observerasjon av "ikkje-null-verdiar" er poisson fordelt, derav namnet Zero Inflated Poisson (ZIP). Ved å inkludere ein zip-modell i modellstrukturen vart det tatt høgde for sannsynet det var å *ikkje* observera nullverdiar (Rizopoulos, 2022). ZIP utgjer altså to delmodellar, der den eine delmodellen modellerer tettleik som ein poisson prosess med log link (som ein Generalized Linear Model), medan den andre delmodellen modellerer overskotet av nullverdiar som ein binomisk prosess med logit link (Kleiber et al., 2008).

Tilfeldige effektar vart lagt til modellen som ein faktor BekkStasjon, som er ei samanstilling av tilfeldige effektar frå både bekk og stasjon. Dette ga eit tal på tilfeldig variasjon, men på meir grovskala enn dersom Bekk og Stasjon hadde vore lagt inn kvar for seg i ein nesta struktur. I praksis ga dette eit tal på variasjon mellom stasjonar, men ikkje mellom bekkar. Fem faktorar vart nytta i ein blanda modell, der Shannon Wiener diversitetsindeks er avhengig av fordelinga til kulp, brekk og stryk. Forkortingane nytta i resultata er gitt under:

- Kulp - Kulpdekning i bøttesegment i prosent
- Brekk - Brekkdekning i bøttesegment i prosent
- Stryk - Strykdekning i bøttesegment i prosent
- død.ved - Død ved i bøttesegment

- shannon - Shannon Wiener diversitetsindeks i bøttesegment

Shannon Wiener diversitetsindeks er estimert ved:

$$\sum (n_1/N) \cdot \ln(n_1/N) \quad (1)$$

der n_1 er dekninga av eit av mesohabitata, gitt som ein fraksjon av arealet som vert dekkja (mellom 0 og 1) i eit bøttesegment, N er totalt tilgjengeleg mesohabitat i segmentet (alltid 1). Summen av $(n_1/N) \cdot \ln(n_1/N)$ for kulp, brekk og stryk i bøttesegmentet gir diversiteten innafor gitt segment.

Måling av miljøvariablar i tverrtransekta vart knytta opp til næraste bøttesegment oppstraums (figur 4) for å sjå på koplinga mellom habitatmålingar og mesohabitatet. Det var ikkje forventa at samanhengen mellom mesohabitatet og habitatmålingane kom til å vera linær, og difor vart r-pakka "VGAM" nytta. VGAM gjorde det mogleg å finna prosentvis sannsyn for fordeling av ulike mesohabitatstrukturar ved ulike verdier av miljøvariablar. Vassnøggleik, djupn, vekta skjul og substratdiameter vart modellert kvar for seg gjennom VGAM. Ein culmulative funksjon vart nytta for å tilpassa dei diskrete variablane (som substratstorleik) og kontinuerlege variablane (som vassnøggleik) til diskrete kategoriar (kulp, brekk eller stryk) (Yee, 2020). Nominallogistiske modellar vart tilpassa slik at fraksjonsvis fordeling av dei tre mesohabitata vart modellert som funksjon av habitatmålingane (vekta skjul, vassnøggleik, djupn og substrat).

Tettleik i bøttesegment av 0+ og 1+ er skalert opp til individ/100 m² og korrigerert for fangbarheit i modellar etter Zippin (1958), dette gjeld både for modellar og illustrasjon av fangst. Data på fangbarheit i stasjonane er henta frå Berntsen (2022).

2.3.4 Begrunning for analysar

Fleire studiar har vist at tettleik av 1+ kan regulera tettleik av 0+, då eldre individ kan utkonkurrera yngre i kamp om dei same ressursane (Armstrong et al., 2003; Bohlin, 1977; Cattaneo et al., 2002). Dette gjer at tettleik av 0+ i stasjonane er modellert som ein funksjon av 1+. I bekkesystemet i Verdal er det likevel ein mistanke om at dei tettleiksavhengige effektane som har blitt avdekka til no ikkje viser heile biletet (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Difor er hydromorfologiske faktorar som kulp, brekk og stryk inkludert i modellane, med håp om at dette kan vera med på å avdekka habitatbruk på mindre skala, og betre forstå interaksjonane mellom kohortar. Kulp, brekk og stryk er nytta som eit mål på variasjonen i hydrologi i stasjonane. Død ved er også nytta i modellane, som eit mål på skjuleplassar og irregulaitet i bekken. Shannon Wiener diversitetsindeks nyttast som eit mål på den innbyrdes fordelinga av kulp, brekk og stryk i eit segment. 100 % dekning av t.d. kulp i eit segment gir ein shannon-verdi på 0, medan ei fordeling på 33% av kulp, brekk og stryk, vil gi høgast diversitet på om lag 1,1 (Oksanen et al., 2020). Ved dela stasjonen inn i 10 bøttesegment var målet å auka oppløysinga, og skape ein nærare romleg kopling mellom 1+ og 0+. I ein stasjon på 100 m² er det stor romleg variasjon, og på finare skala (10-20 m²) vert det mogleg å sjå om 1+ og 0+ faktisk nyttar same habitat eller ei.

Måling av miljøvariablar i bekkane har tidlegare gitt noko uklåre resultat. I Hol (2018) var vassnøggleik positivt korrelert med tettleik for null- og einpluss, i Richenberg (2019) var vassnøggleik negativt korrelert medan i E. Pedersen (2021) var vassnøggleik positivt korrelert med tettleik 0+. Hensikten med å kople saman mesohabitatstrukturane kulp, brekk og stryk med habitatmålingar i VGAM - analysane gjer at det går an å trekke linjer frå mesohabitatstrukturane i årets målingar til habitatmålingane og resultatata frå tidlegare år (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). I tidlegare oppgåver har det blitt hevda at kulpdekninga er låg i bekkane, som ei mogleg forklaring for låg tettleik av 1+

(Hol, 2018; E. Pedersen, 2021). Med H2.1 som predikerer at kulpår spiller positivt inn på tettelek av 1+ vert den reelle kulpdekninga undersøkt.

3 Resultat

3.1 Mesohabitatfordeling i bekkane

3.1.1 Klassifisering av habitat

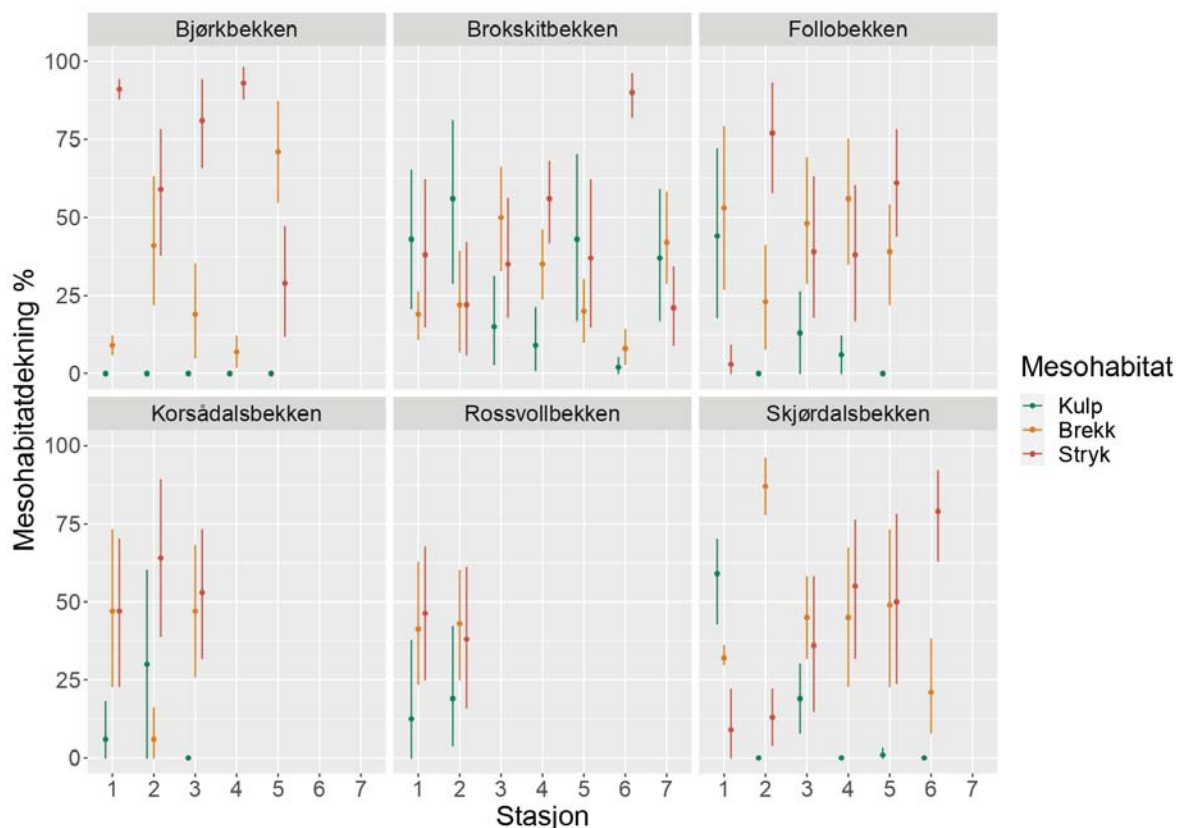
Mesohabitatet i 278 bøtteseegment vart klassifisert gjennom videoanalysar. To bøtteseegment i Rossvollbekken hadde for dårleg videokvalitet, slik at det ikkje lot seg gjera å klassifisera mesohabitatet. Brokskitbekken stasjon 8 var fisketom etter eit overfiske og vart ikkje filma då det vart antatt at fisk ikkje hadde tatt seg opp til denne stasjonen. Denne avgjersla støtta seg på at ingen fisk vart funne i stasjon 7 og at stasjonen først var tilgjengeleg for oppvandrande fisk etter restaurering i 2020. Test av repeterbarhet i mesohabitatanalysane viste størst variasjon i klassifisering av død ved (CV = 20%). Stryk hadde minst variasjon (CV = 6,8%). Variasjonskoeffesienten (CV) er basert på klassifisering av n=12 videoar, med 3 gjennomføringar (tabell 4, Vedlegg 5).

Tabell 4: Variasjon i klassifisering av mesohabitat. Gjennomsnitt/standardavvik er gitt i prosentpoeng for kulp, brekk og stryk, då det vil samsvare med måleining som er nytta. Merk at dette ikkje gjeld for død ved, der gjennomsnitt og standardavvik vert målt i absolutt antal død ved “einingar”.

Mesohabitatstruktur	Gjennomsnitt	CV	Standardavvik
Kulp	25(%)	11%	2,7 (%)
Brekk	43(%)	10%	4,3 (%)
Stryk	28(%)	6,8%	1,9 (%)
Død ved	2,3	20%	0,46

3.1.2 Fordeling av mesohabitatet i stasjonane

Det var stor variasjon i kulpdekning mellom stasjonar. Bjørk/Sundbybekken hadde dårlegast kulpdekning med 0% kulpdekning. Kulpdekninga var høgast i Brokskitbekken, med fire stasjonar med over 25% kulpdekning. I Follo- og Skjördalsbekken hadde nederste stasjon kulpdekning på over 40%, medan øvrige stasjonar i dei to bekkane hadde kulpdekning på under 25% (figur 8). 18 av 28 stasjonar hadde brekkdekning på over 25%, medan heile 23 av 28 stasjonar hadde strykdekning på over 25%.



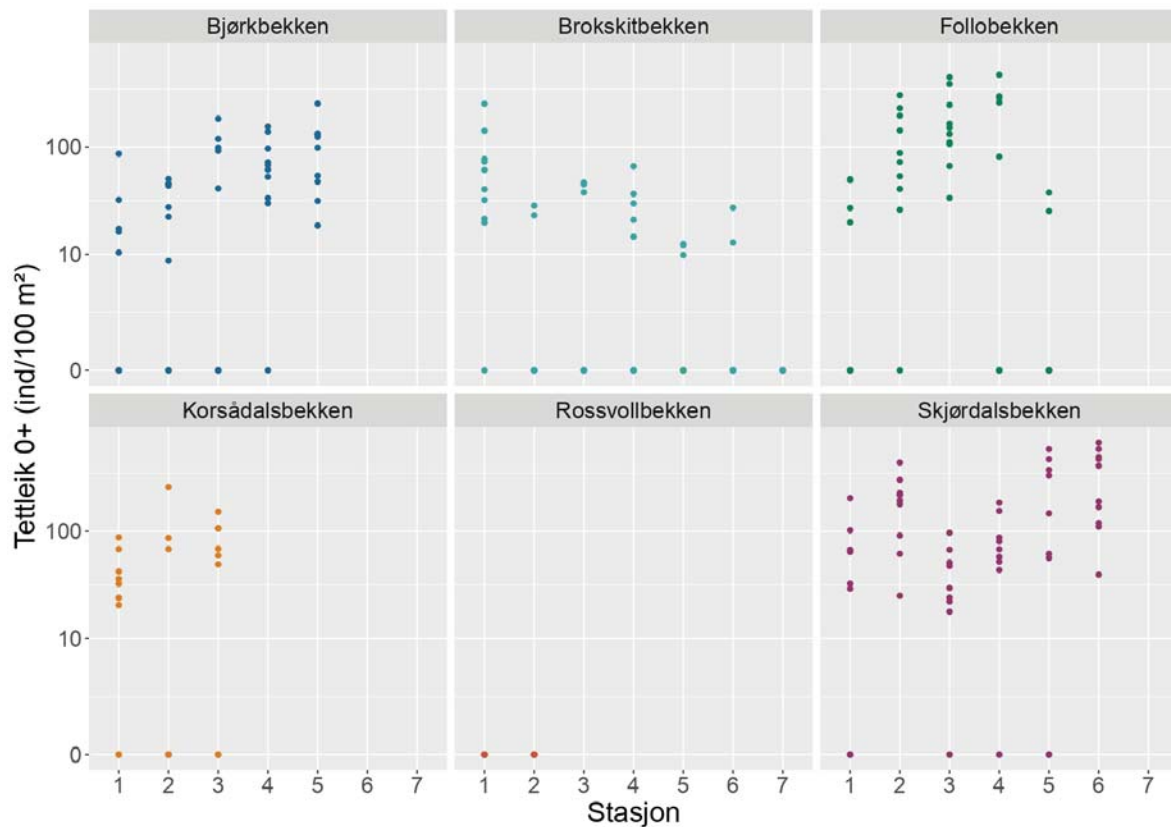
Figur 8: Mesohabitatdekning på stasjonsnivå. Punkt viser gjennomsnitt for 10 bøttesegment. Vertikale linjer viser 95% konfidensintervall. Merk at konfidensintervall er bootstrappa og ikkje henta frå modell.

3.2 Total fangst

Det vart fanga 744 sjøaure i løpet av første overfiskerunde i bekkane. Av 280 bøtter var 102 fisketomme. Både 0+ og 1+ var til stades i alle bekkane, med unntak av i Rossvollbekken, der det berre vart fanga ein sjøaure (1+) i kvar av dei to stasjonane. Storleiksgrenser for å skilja sjøaure i ulike aldersklassar (0+ og 1+) frå einannan er i vedlegg 5.

3.3 Fangst av 0+

622 0+ vart fanga i første overfiskerunde i bekkane. Høgaste tettheit i eit bøttesegment var øvst i Skjördalsbekken stasjon 6 (630 individ/100 m²). Alle stasjonane, med unntak av Skjördalsbekken stasjon 2 & 6 og Follobekken stasjon 3, hadde tomme bøttesegment innafor ein stasjon (figur 9, Vedlegg 3).



Figur 9: Tettleik av nullpluss på bøttenivå, korrigert for fangbarheit. Eit punkt er eit bøtteseiment i ein stasjon. Merk at nokre punkt kan ligge oppå einannan, og at tettleikar på y-aksen er log-transformert.

3.3.1 Abiotiske og biotiske påverknader på 0+ (S1)

Ein blanda modell med 6 fridomsgrader hadde mest AICc-støtte i dataene, og viste at variasjonen i 0+-tettleik var mest effektivt forklart av variablane brekk og påverknad frå 1+. Inkludering av ein zero-inflated effekt med kulp var med på å forklare yttarlege variasjon. Dei tre neste modellane med mest støtte i AICc hadde alle brekk og tettleik av 1+ som fiksert del av modellen. Modellane skilde seg frå kvarandre med ulike zero-inflated effektar (tabell 5). Nest mest støtta modell hadde òg mykje AICc-støtte i dataene ($\Delta \text{AICc} = 0.95$), og nytta brekk og 1+ som ein zero inflated effekt. Den mest støtta og nest mest støtta modellen vart undersøkt vidare.

Tabell 5: Dei 4 modellane med mest støtte i AICc. Modellane viser variablar som best forklarar tettleiken av 0+ fanga i bekkane i 2021. Alle modellane vart køyrd som ein blanda modell, $\text{family} = \text{zi.poisson}$. Kulp, brekk og stryk vart kvadratrottransformert på forma $\text{asin}(\sqrt{\text{Brek}/100})$. (1+) er tettleik av 1+ i bekkane ($(\text{indiv}/100\text{m}^2)$, $\log(x+1)$ transformert. df = fridomsgrader i modellen. zifixed = zero-inflated effektar i modellen. Tilfeldige effektar vart lagt til som ein funksjon av $\text{Bekk} \cdot \text{Stasjon}$.

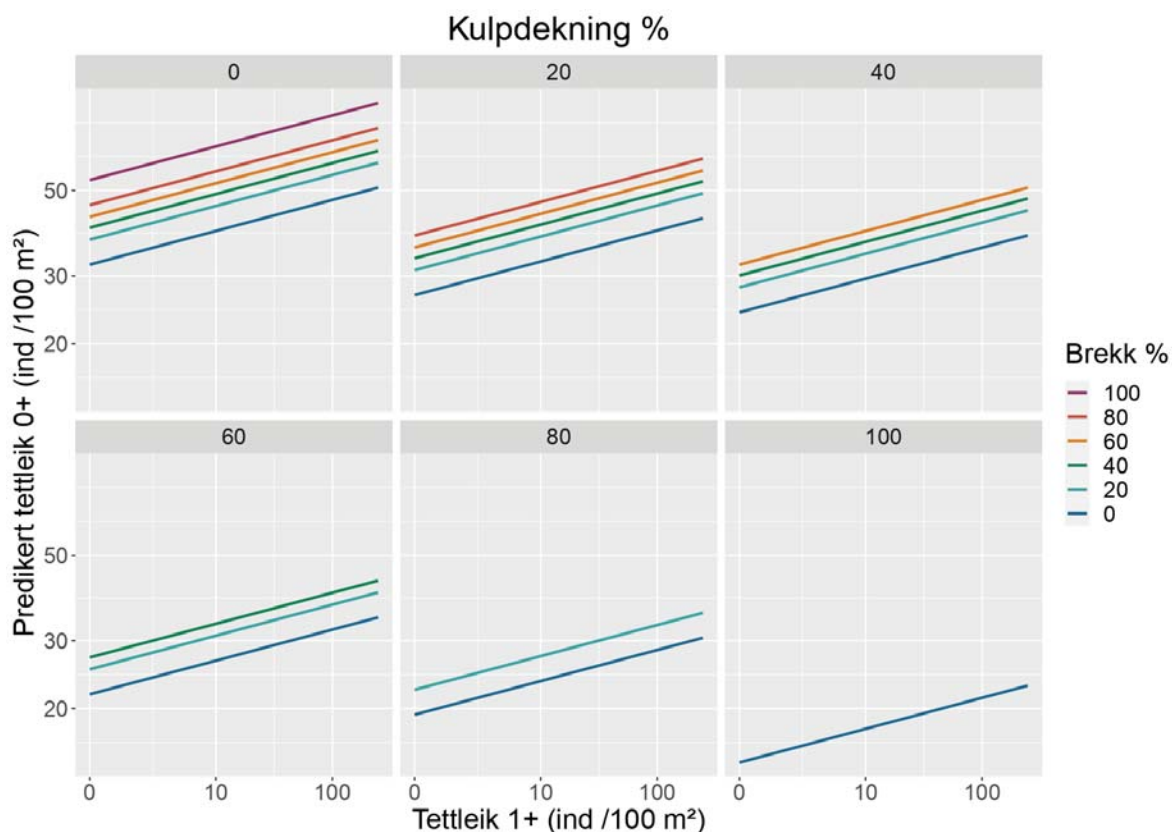
Fiksert modellstruktur	zifixed	df	AICc	Δ AICc
Brek + (1+)	Kulp	6	7523,3	0
Brek + (1+)	Brek + (1+)	7	7524,2	0,95
Brek + (1+)	Brek	6	7528,4	5,10
Brek + (1+)	Stryk	6	7534,1	10,79

Vidare undersøking av mest støtta modell frå tabell 5 viste at brekk og 1+ påverka tettleiken av 0+ positivt. Effekten av brekk på 0+ var sterkare enn effekten av 1+ på 0+. Ved å inkludera ein zero-inflated modell med kulp gjekk predikerte tettleikar av 0+ frå poisson-delmodellen ned. Alle variablane er statistisk signifikante (p -verdi $< 0,05$). Tilfeldige effektar ($\text{Bekk} \cdot \text{Stasjon}$) ga eit standardavvik på 0,8 (tabell 6, sjå også figur 11). Nest mest støtta modell hadde same fikserte effektar som mest støtta modell, men zero-part koeffisientar viste at både brekk og 1+ påverka 0+-tettleik positivt. Nest mest støtta modell viser med det ingen trendar som ikkje mest støtta modell allereie viser. Difor er ikkje parameterestimata til nest mest støtta modell inkludert, og berre mest støtta modell vert nytta vidare.

Tabell 6: Samandrag av parametereffektar ut frå den mest støtta modellen frå tabell 5, gitt på ein $\ln$ -skala. Tilfeldige effektar er variasjon mellom $\text{Bekk} \cdot \text{Stasjon}$ (slått saman til ein faktor). Merk at fikserte effektar er på $\log$ -skala, medan zero-part koeffisientar er gitt på ein $\logit$ -skala.

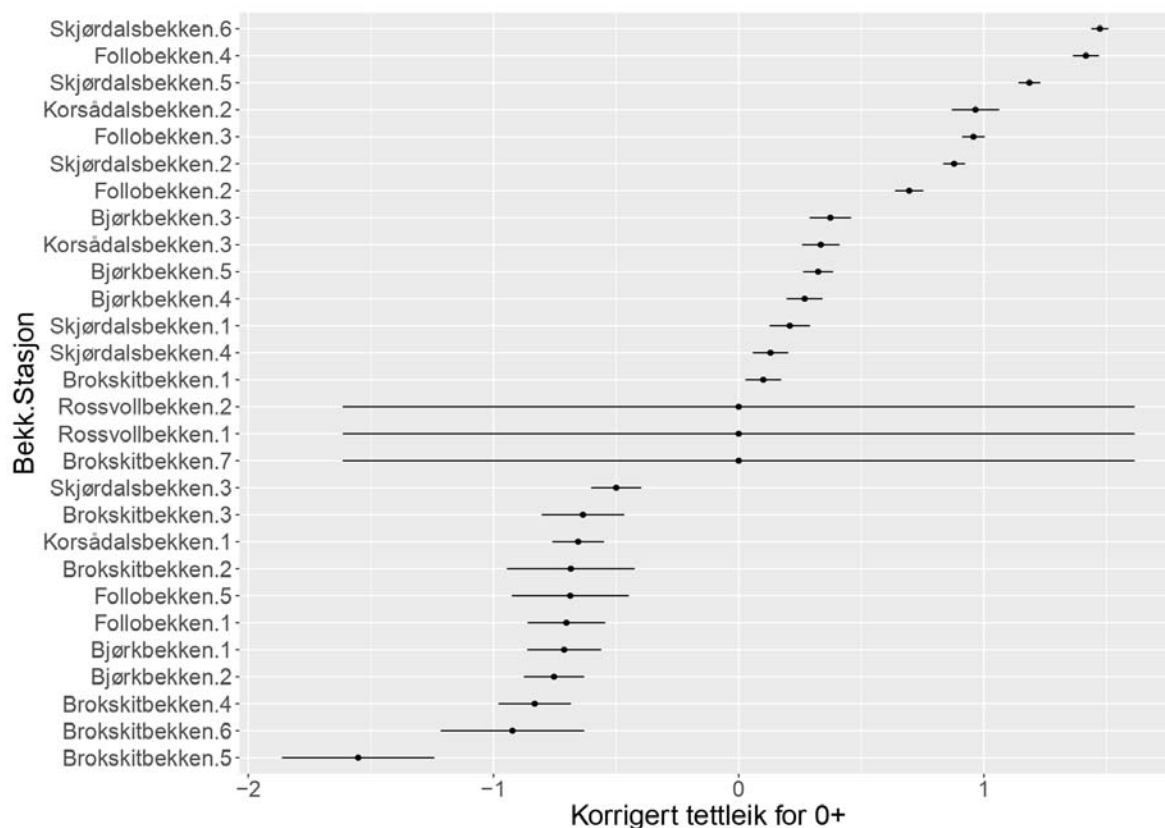
Tilfeldige effektar co.var. matrix				
Std.dev=		0,824		
Fikserte effektar av teljedata				
	<i>Estimat</i>	<i>Std.error</i>	<i>z-verdi</i>	<i>p-verdi</i>
Skjæringspunkt	3,95	0,17	23,74	< 0, 05
Brek	0,32	0,02	16,34	< 0, 05
1+	0,08	0,005	16,11	< 0, 05
Zero-part koeffisientar				
	<i>Estimat</i>	<i>Std.error</i>	<i>z-verdi</i>	<i>p-verdi</i>
Skjæringspunkt	-0,49	0,14	-3.52	< 0, 05
Kulp	0,91	0,28	3,23	< 0, 05

Prediksjonsplot av mest støtta modell viser at tettleik 0+ auka med aukande brekkdekning. Positivt stigningstal på linjene i plottet viser at predikerte tettleikar av 0+ auka med aukande tettleik av 1+. Predikerte tettleikar av 0+ auker med aukande brekkdekning, og minker med aukande kulpdekning (figur 10).



Figur 10: Predikert tettleik av nullpluss ut frå faktorane kulp og brekk og den kontnuerlege variabelen tettleik 1+. Konfidensintervall er ikkje inkludert i figuren då det øydelegg lesbarheita. Kvart panel viser ulike gradar av kulpdekning (i 20%-intervallar), og kvar farga linje viser ei grad av brekkdekning (i 20%-intervallar). Stigningstalet på farga linjer viser ein positiv respons hjå 0+ når tettleiken av 1+ stig. Merk at tettleik 1+ og predikert tettleik 0+ er gitt på log-skala.

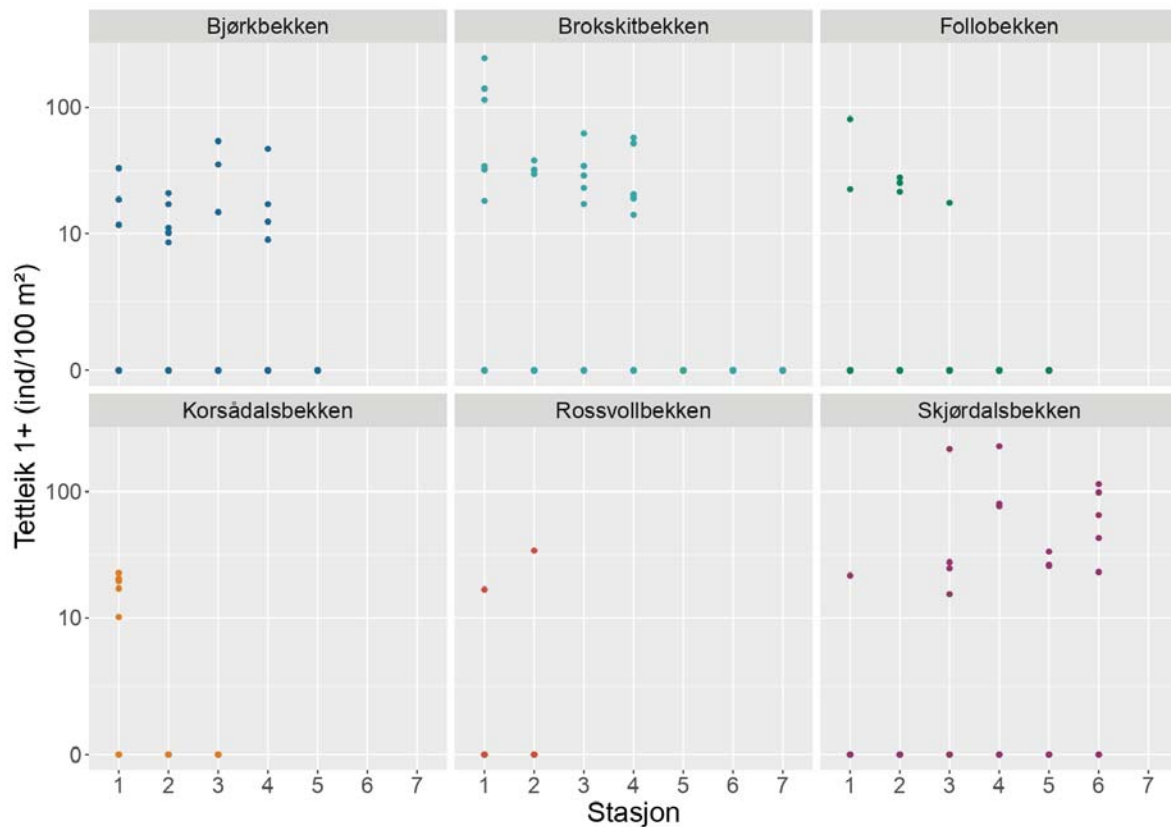
Tilfeldige effektar frå mest støtta og nest mest støtta modell var like, då dei har same fikserte effektar. Tre stasjonar ligg på skjæringspunktet, som viser til den fikserte delen av modellen. Rossvollbekken stasjon 1 & 2 og Brokskitbekken stasjon 7 har alle store standardavvik, som også er stasjonar der det ikkje vart funne 0+. Resterande stasjonar har små konfidensintervall og ligg entan klart over eller under null. 11 stasjonar ligg klart under gjennomsnittleg 0+-tettleik når det er korrigert for fikserte effektar, medan 14 stasjonar ligg over (figur 11).



Figur 11: Tittleik av 0+ korrigert for tilfeldige effektar på stasjonsnivå (Bekk · Stasjon). Plottet er basert på mest støtta modell frå tabell 5. 0 på x-akse viser til den fikserte delen av modellen, og avvik frå null viser tilfeldige effektar, der bekkar med positivt tal har større predikert tittleik av nullpluss enn gjennomsnittet. Horisontale linjer er 95% konfidensintervall.

3.4 Fangst av 1+

Det vart fanga 122 1+ i første overfiskerunde i bekkane. I 10 stasjonar vart det ikkje fanga 1+ i det heile. Høgaste tittleikar i eit bøtteseiment var i Brokskitbekken stasjon 1 der tittleikane var 126 ind/100 m² (figur 12).



Figur 12: Tettleik av 1+ på bøttenivå. Eit punkt er eit bøttesegment i ein stasjon. Merk at nokre punkt ligg oppå ein annan, og at tettleikar på y-aksen er log-transformert.

3.4.1 Abiotiske påverknadar på 1+ (S2)

Ein blanda modell med 5 fridomsgrader hadde mest AICc-støtte i dataene. Modellen viste at mest variasjon i tettleik av 1+ kunne forklarast gjennom strykdekninga i bekken. Inkludering av ein zero-inflated effekt som tok med diversitet var med på å forklare yttarlege variasjon. Alle variablane er statistisk signifikante (p-verdi $<0,05$). Dei fire neste modellane med mest AICc-støtte i dataene nytta stryk som forklaringsvariabel. Den nest mest støtta modellen ($\Delta \text{AICc} = 3,14$) nytta shannon diversitetsindeks og stryk som zero-inflated effektar (tabell 7). Modellen med mest støtte i dataene vart undersøkt vidare.

Tabell 7: Dei 5 modellane med mest AICc-støtte i dataene. Desse modellane viser faktorar som best forklarar tettleiken av 1+ fanga i bekkane i 2021. Alle modellane vart køyrd som ein blanda modell, family = zi.poisson. Kulp, brekk og stryk vart kvadratrottransformert på forma $\text{asin}(\sqrt{\text{Brek}/100})$. df = fridomsgrader i modellen. Shannon er shannon diversitetsindeks. Random effektar vart lagt til som ein funksjon av Bekk · Stasjon. zifixed = zero inflated effektar i modellen

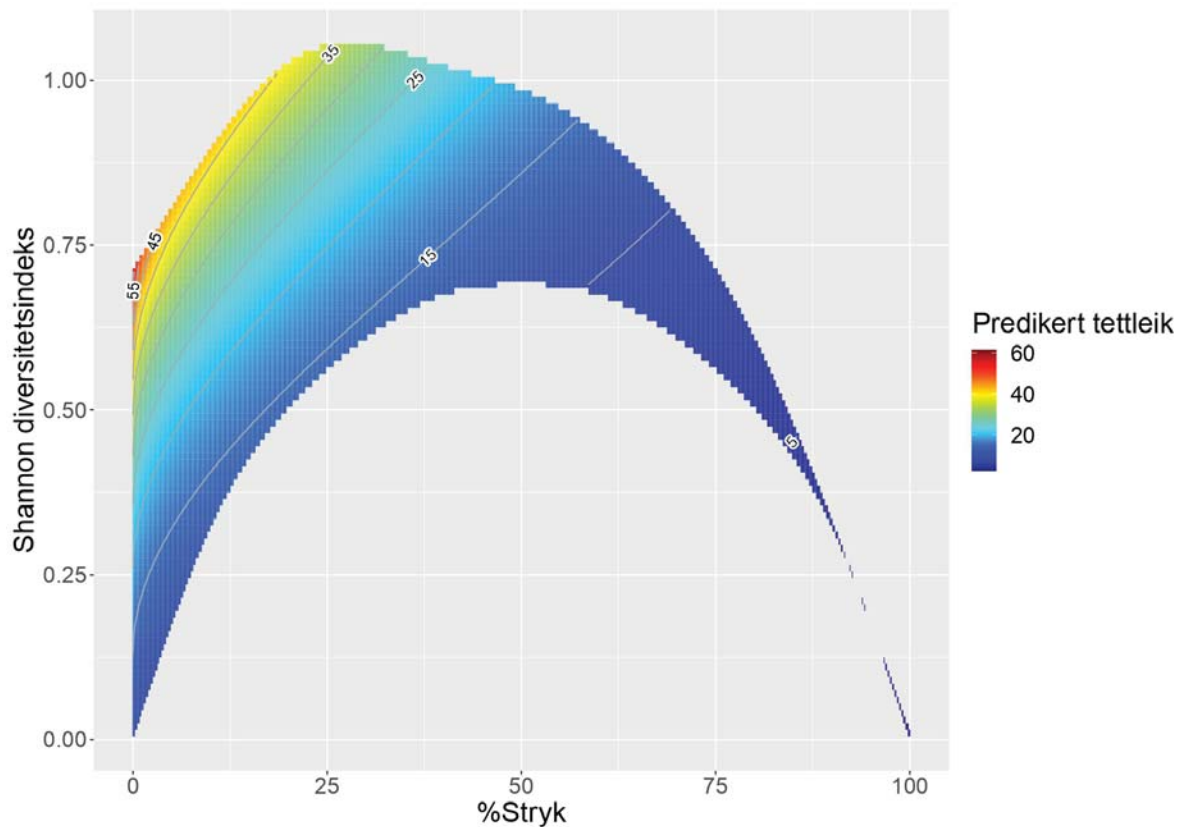
Fiksert modellstruktur	zifixed	df	AICc	Δ AICc
Stryk	Shannon	5	1695,6	0,00
Stryk	Shannon + Stryk	6	1698,7	3,14
Stryk	Shannon + Brekk	6	1698,8	3,28
Stryk	Brek	5	1699,9	4,31
Stryk	Kulp	5	1700,4	4,87

Prediksjonane frå den blanda modellen med stryk som fiksert effekt og shannon diversitetsindeks som zero-inflated effekt viste ein negativ korrelasjon mellom stryk og tettleik av 1+. Den zero-inflated modellen med diversitet ga ein positiv effekt på 1+-tettleik. Både to var signifikante (p -verdi $< 0,05$). Tilfeldige effektar (Bekk · Stasjon) ga eit standardavvik på 2,09 (tabell 8, sjå også figur 14).

Tabell 8: Parameterestimat for den mest støtta modellen frå tabell 7. Tilfeldige effektar er variasjon mellom Bekk · Stasjon (slått saman til ein faktor). Merk at fikserte effektar er på log-skala, medan zero-part koeffisientar er gitt på ein logit-skala.

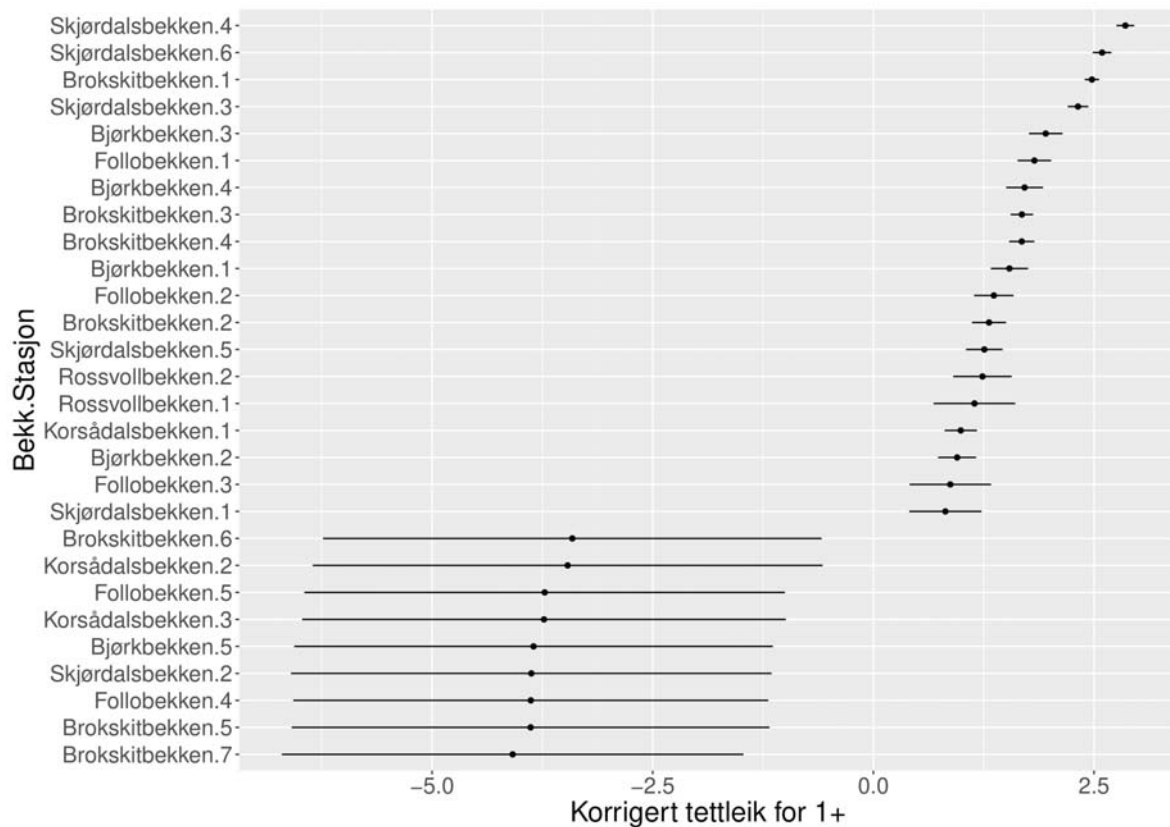
Tilfeldige effektar co.var. matrix				
Std.dev =		2,90		
Fikserte effektar av teljedata				
	<i>Estimat</i>	<i>Std.error</i>	<i>z-verdi</i>	<i>p-verdi</i>
Skjæringspunkt	2,32	0,67	3,44	$p < 0,05$
Stryk	-0,65	0,05	-12,63	$p < 0,05$.
Zero-part koeffisientar				
	<i>Estimat</i>	<i>Std.error</i>	<i>z-verdi</i>	<i>p-verdi</i>
Skjæringspunkt	1.15	0,29	4,01	$p < 0,05$.
Shannon	-1,09	0,49	-2,21	0,027

Prediksjonsplottet viser korleis stryk og diversitet påverker tettleik av 1+. Høgaste predikerte tettleikar er når strykandelen er lågast mogleg og diversitet (av brekk og kulp) er høgast mogleg (figur 13).



Figur 13: Predikert tettleik av 1+ ut frå diversitet i mesohabitatet og prosentvis strykdekning. Prosentandel stryk er direkte knytta til diversiteten, og difor er det ein nær kvadratisk samanheng med det farga feltet. Varmare fargar viser til høgare predikerte tettleikar av 1+. Merk at predikert tettleik av 1+ er på linær skala og viser ind./100 m².

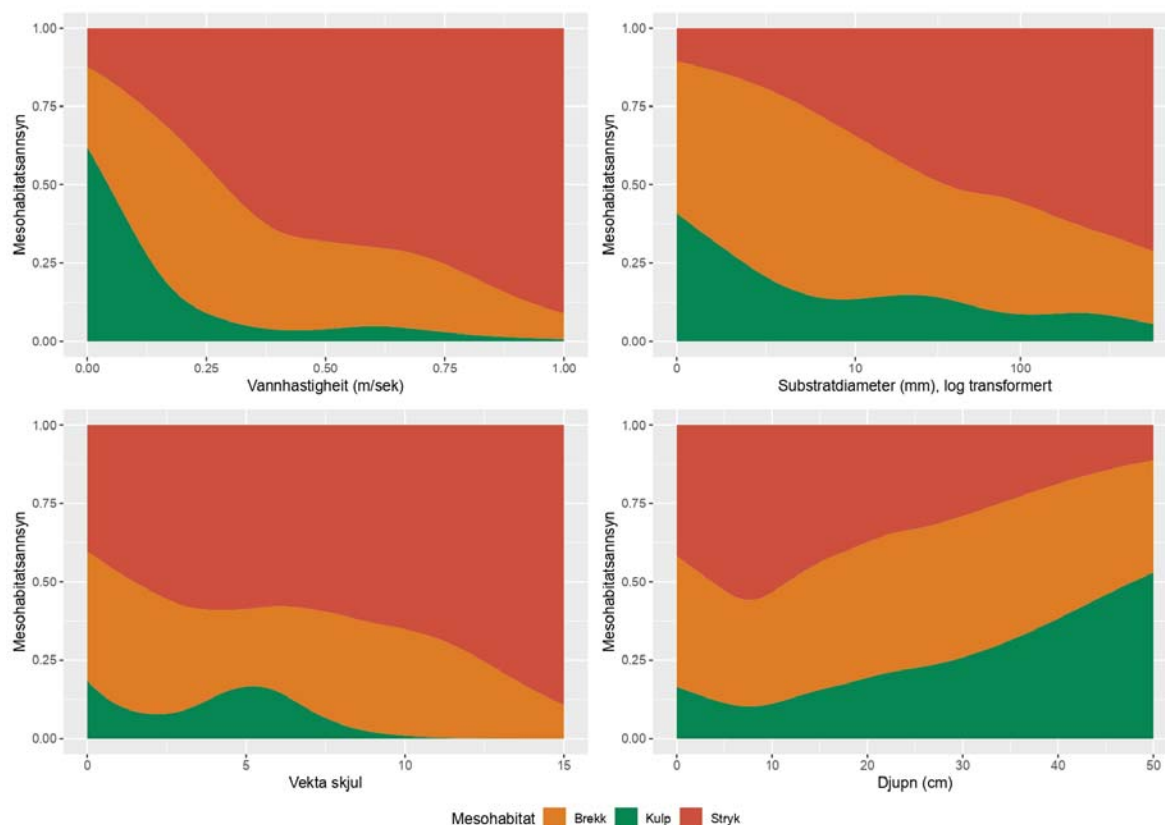
Når tilfeldige effektar vart plotta mot Bekk · Stasjon var det tydeleg forskjell i bekkane som hadde tettleikar som ligg under gjennomsnittet og bekkane som ligg over. Ni stasjonar ligg under gjennomsnittet og har store konfidensintervall. 19 stasjonar ligg klart over og har mindre konfidensintervall. Alle stasjonar under gjennomsnittet er også stasjonar som ikkje hadde fangst av 1+ (figur 12).



Figur 14: Tilfeldige effektar i mest støtta modell for 1+. Fikserte effektar er satt til null, og bekkar med negative verdiar har lågare tettleik enn gjennomsnittet. Horisontale linjer viser 95% konfidensintervall.

3.5 Samanheng mellom miljøvariablar og mesohabitatstruktur

VGAM - analysane viste korleis miljøvariablar kunne nyttast til å identifisera mesohabitatstruktur. Kulp kunne best identifiserast ved låge vassnøggleikar (nær 0 m/s), og djupn på 50 cm. Dette er variablar som begge gir eit sannsyn på >50% for at habitat med slike verdiar er kulp. Substratdiameter og vekta skjul verka som dårlege variablar for klassifisering av kulp, med sannsyn for kulphabitat langt under 50% for alle verdiar av substratdiameter og vekta skjul. Vassnøggleik rundt 0,2 m/s og substratdiameter på <10 mm ga eit sannsyn på over 50% at mesohabitat med slike verdiar ville vera brekk. Brekk kan ha stor variasjon i både vekta skjul og djupn, som gjorde dei to miljøvariablane mindre egna til klassifisering. Frå vassnøggleikar frå 0,3 m/s var stryk det dominerande mesohabitatet (>50% sannsyn), med sannsyn opp mot 90% når vassnøggleik nådde 1 m/s. Vassnøggleik er difor ein god indikator på om eit mesohabitat er stryk eller ei. Substratdiameter på over 100 mm og vekta skjul på over 5 ga eit sannsyn for stryk på 50%. Djupn verka også som ein god indikator på strykhabitat, der djup rett under 10 cm vil gi over 50% sannsyn for stryk.



Figur 15: VGAM-prediksjonsplot som viser sannsynet for kulp, brekk og stryk ved ulike verdier av vassnøggleik, substratdiameter, vekta skjul og djupn. Merk at substratdiameter er gitt på log-skala og i millimeter, medan djupn er gitt i cm på linær skala.

4 Diskusjon

Denne studien har undersøkt korleis abiotiske og biotiske faktorar påverkar tettleiken av 0+ og 1+ i seks bekkar i Verdalvassdraget. Tettleiken av 0+ vart best forklart av dei abiotiske faktorane brekk og kulp, medan ein biotisk interaksjon frå 1+ bidrog til å forklare yttarlege variasjon. Berre brekk og tettleik av 1+ hadde positiv effekt på 0+. Tettleiken av 1+ vart best forklart av strykdekninga i bekken og diversiteten i mesohabitatet elles. For 1+ var det berre diversitet som var positivt korrelert med yngeltettleik. Inkludering av død ved i analysane bidrog ikkje til å forklara meir av observerte tettleikar, verken for 0+ eller 1+. Det var stor variasjon i sjøauretttleik mellom bekkar, mellom stasjonar i same bekk og mellom bøttesegment i same stasjon. Fleire tomme bøttesegment innafor stasjonar med ellers høg tettleik viser at det er stor heterogenitet i kvar fisken står på stasjonsnivå. Resultata viser også ei klar overvekt av 0+ i bekkane, med tettleikar av 0+ 5x så høg som tettleiken av 1+.

4.1 Korleis påverkar abiotiske og biotiske faktorar nullpluss? (S1)

4.1.1 Kva innverknad har brekket på tettleiken av 0+? (H1.1)

H1.1 predikerte at brekk ville ha størst tettleik av nullpluss. Resultata støttar opp om desse prediksjonane, og viste at jo bedre brekkdekning det er i eit bøttesegment, desto høgare vil tettleiken av nullpluss vera. Mesohabitatanalysane

avdekka også at brekkhabitat var tilstades i alle stasjonane, og 18 av 29 stasjonar hadde brekkdekning over 25% (figur 8). Resultat med positiv påverknad av brekk på 0+ bygger vidare på eksisterande kunnskap om habitatbruken til 0+. Det er nemleg fleire mekanismar tilstades som påverker om yngelen føretrekk brekket. For det første kan resultata vera knytta til at det er i grusen på brekket at egga klekker og yngelen byrjer livet. Det kan også forklare kvifor 0+ opptrer klumpvis i dette habitatet (D.T. Crisp, 1993; B. Jonsson & Jonsson, 2011). Ikkje berre byrjer 0+ livet sitt på brekket i grusen, men yngelen vert også verande der dei første månadane etter klekking (B. Jonsson & Jonsson, 2011). 0+ søker heile tida etter mikrohøve der vassnøggleika vil vera ei avveining mellom energikostnaden med å stå i straumen, skjul og mengda invertebrater som flyt forbi (Heggenes et al., 1999). Til dømes fann Hesthagen (1988) at 2 måndar gamle 0+ ikkje klarte å opphalde seg i habitat der gjennomsnittleg vassnøggleik var over 0,5 m/s over lengre tid. Individstorleiken til 0+ har også vist seg å styra kvar sjøauren står i bekken, der mindre fisk står på grunnare vatn enn større fisk (Armstrong et al., 2003; Heggenes et al., 1999). VGAM-analysane viste at brekk var grunnare enn kulpar og hadde vassnøggleik som var i mellomstadiet mellom kulp og stryk, noko som støtter funna til Heggenes et al. (1999). 0+ sitt bruk av brekket støttast også av ein mesohabitat - fisketettleik studie på aure gjennomført av Baran et al. (1997). Dei fann at ungfisk hadde ein preferanse for mesohabitat med habitatkarakteristikkar som liknar det som vert omtala som brekk i denne oppgåva (omtala som run/glide i Baran et al. (1997)). Resultata frå studien til Baran et al. vart også knytta opp mot at brekket er ein gyteplass, og den gode næringstilgangen gjorde at ungfisken vart verande. Resultata frå studien til (Baran et al., 1997) fann også at stryk og stor vassnøggleik ikkje var positivt korrelert med tettleik av verken 0+ og 1+, der høg energikostnad i stryk, som beskrive i Heggenes et al. (1999), truleg er ein medverkande faktor til denne samanhengen.

4.1.2 Korleis påverker einpluss 0+? (H1.2)

H1.2 predikerte at 1+ ville ha ei negativ innverknad på 0+. Det var ei forventning at resultata kom til å gi ny innsikt i interkohortkonkurranse mellom 0+ og 1+. Avdekking av ein positiv interaksjon mellom 1+ og 0+ gjer at dette ikkje er tilfellet, og at H1.2 vert forkasta. Resultata motseier difor påstandar lagt fram av både Jenkins Jr et al. (1999), Nordwall et al. (2001) og Bohlin (1977), der det vart lagt fram prov for mekanismar der 1+ utkonkurrerer 0+ i konkurranse om skjul og næring. Dei finskala mesohabitatundersøkingane i årets studiedesign undersøkte om ein slik mekanisme med interkohortkonkurranse faktisk var tilstades i Verdalen, noko som ikkje vart funne. Årets resultat føyer seg difor inn i rekka med resultat frå tidlegare år som viser at det ikkje er prov for interkohortkonkurranse i studiebekkane (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019).

Ein positiv effekt av 1+ på 0+ er ikkje så vanleg, og det er lite litteratur som beskriv akkurat eit slikt funn. Den positive effekten 1+ har på 0+ kan likevel forsøkast å forklarast gjennom eit par ulike mekanismar som kan vera tilstades i bekkesystemet: Bekkane har ikkje har nådd bæreevna, krevjande miljøtilhøve eller intrakohortmekanismar hjå 1+. For det første er det mogleg at nokre av stasjonane ligg langt unna teoretisk bæreevne i stasjonen, og at det kan forklare kvifor interkohortkonkurransen ikkje slår inn. Det første dømet på dette er frå nyrestaurert del av Brokskitbekken (stasjon 4 & 5), der det er mange gyteplassar (gode abiotiske tilhøve), men tettleikane av 0+ er låge (<10 ind/100 m²). Næringstilgangen verker god (gode biotiske tilhøve), med hurtigveksande 0+ som blir over 90 mm allereie første sommaren (storleiksgrenser på 95 mm, sjå Vedlegg 5). Dette kan peike i retning at vandringshindringar med få oppvandra gytefisk er skyld i låge tettleikar, og at dei abiotiske tilhøva i stasjonen (t.d skjul eller gyteplassar) ikkje er dei begrensande faktorane. Eit døme nummer to støttar opp om antakingane gjort frå Brokskitbekken. På andre enden av skalaen er det nemleg stasjonar der yngeltettleikane er sær høge, og utnyttinga av tilgjengeleg areal truleg er nærare bæreevna til bekken. Stasjonane øvst i Skjördalsbekken er eit døme på kva yngeltettleikar som er mogleg når gytearealet vert godt nytta, der 0+-tettleikar er oppe i 150 individ/100 m² på stasjonsnivå, og over 400 individ/100 m² i enkelte bøttesegment. Merk at her må det tas atterhald om at tettleikar ofte aukar lengre oppstraums i ein bekk

(Richenberg, 2019). Tala viser likevelkva som faktisk er mogleg i ein stasjon der dei abiotiske tilhøva (gytehabitat og oppvekstområder) er godt utnytta (figur 9). I stasjonar med slike tettleikar vil biotiske interaksjonar gjera seg gjeldande, og næringskonkurranse frå både 0+ og 1+ kan gjera at individ vert utkonkurrert (Vøllestad & Olsen, 2008). Dette viser att i storleiksgrensene (70 mm), som kan indikere at yngelen i stasjonen veks saktare, og konkurranse om næring er større enn i t.d. Brokskitbekken (95 mm). Dersom fleire av bekkane har tilhøve som liknar på dei i Brokskitbekken, så kan det peike i retning at stasjonane ligg langt unna den abiotiske bæreevna, som kan bidra til å forklare kvifor interkohortkonkurranse mellom 0+/1+ er fråverande. Eit langt sprang frå hovudelva og opp i bekkane, bratte og lange kulvertar, manglande satsakulpar og manglande kantskog kan vera faktorar som bidreg til lite oppvandrande gytefisk.

Den andre mekanismen som kan bidra til å forklare den observerte 0+/1+ relasjonen er miljøtilhøva i bekken. Det har nemleg vist seg at krevjande miljøtilhøve (som tørke eller flom) kan gjera at interkohortkonkurranse vert mindre framtreddande. Vøllestad og Olsen (2008) fann at bekkar med høgt miljømessige stress kunne ha mekanismar der 1+ hadde positiv innverknad på 0+, noko som kan bidra til å yttarleg forklara mekanismane i Verdalsbekkane. Elliott, Hurley og Elliott (1997) fann mellom anna at 1+ vart meir påverka av tørke enn 0+. Færre 1+ tilstades i bekken gjorde at den negative påverknaden frå 1+ på 0+ vart mindre.

Ei siste forklaringa på fråvær av interkohortkonkurranse er intrakohortkonkurranse hos 1+. Dersom 1+ ikkje dør i bekken grunna miljømessig stress kan den vandra ut i hovudelva som følge av konkurranse om ressursar og habitat (Lund, 2020; E. Pedersen, 2021). Vinterstid gjer nemleg isdekke i bekkane og nedbør i form av tørr snø at tilgjengeleg habitat vert mindre for sjøauren som står att i bekken (Heggenes et al., 1999). Sjøauren søker mot nedsenka vegetasjon og store steinar, og om det ikkje er tilgjengeleg, mot djupe kulpar (Elliott, 1986; Heggenes et al., 1999; Maki-Petäys et al., 1997). Mangel på slike habitat i studiebekkane kan vera med på å forklare dei låge tettleikane av 1+. Det har blitt hevda at bekkane i Verdal er grunne, har få store kulpar, og mange stader er det lite eller ingen død ved (Hol, 2018). Lite tilgjengeleg habitat og konkurranse om dette kan difor ha leia til tettleiksavhengig utvandring til Verdalselva, ein mekanisme Lund (2020) påpeika. Året etter fann også Ustvett (2021) indikasjonar på tettleiksavhengig utvandring, likevel eit noko svakare resultat enn Lund (2020).

Stor forskjell i tettleik mellom 1+ og 0+ og noko uklåre interkohortmekanismar er ikkje noko nytt i studiebekkane (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Frå 2018 har dei store kohortforskjellane vore forsøkt forklart av interkohortkonkurranse frå år til år. Ein varm sumar i 2018 leia truleg til høg døddlegheit av eldre fisk og utvandring av 1+, noko som reduserte eventuell interkohortkonkurranse for 0+. Dette leia til ein sterk 2018-kohort av 0+ (Richenberg, 2019). I 2019 vart denne sterke 2018-årsklassen til 1+ og kan ha undertrykka 2019-0+. Dette kan ha gjort at i 2020 vart det ein sterk årsklasse med 0+ og noko mindre 1+ (E. Pedersen, 2021; Ustvett, 2021). I 2021 ville det difor vera forventa at fjorårets sterke 0+ var blitt til ein sterk årsklasse med 1+, men resultata viser at det ikkje var tilfellet i bekkane. Juli 2020 var særst våt, og kan ha vaska ut yngel frå bekkane (Cattanéo et al., 2002). Juli 2021 var særst tørr, som kan ha leia til liknandes mekanismar som i 2018 med utvandring eller død av 1+ som sto att i bekken (Richenberg, 2019). E. Pedersen (2021) bemerka at det eigentleg har vore lite 1+ i bekkane i heile perioden 2018-2020. Desse funna peiker i retning av det ikkje er interkohortmekanismar som styrer tettleiken i bekkane, men kanskje heller dei abiotiske tilhøva. Dårlege abiotiske tilhøve, som manglande overvintringshabitat, er ein påverknad som vert vidare diskutert i kapittel 4.2.1.

4.1.3 Andre tettleikstyrande faktorar

Det kom fram yttarlege forklaringar på yngeltettleik enn prediksjonane gjort i H1.1 og H1.2. Kulpdekning kjem mellom anna fram som ein negativ påverknad på tettleik av 0+. Desse resultata motseier med det undersøkingar gjort av Elso og Giller (2001), som viste ei positiv samanheng mellom kulp og nullpluss. Bremset og Berg (1997) viste at 0+ kunne nytte kulpar, men gjerne holdt seg nær bunnssubstratet. I eit eksperimentelt design gjennomført av Bohlin (1977)

vart nullpluss satt ut i eit kunstig kulp-brekk-system. Der nytta 0+ både kulp og brekk når berre 0+ var tilstades. Eit skifte i habitatpreferanse skjedde når 1+ vart introdusert i systemet. Ved introduksjon av 1+ vart 0+ utkonkurrert frå kulphabitatet og nytta berre brekket. Då resultata ikkje viser prov for interkohortkonkurranse i studiebekkane, kunne det vore forventa at 0+ nytta kulpar dersom studien til Bohlin (1977) vart lagt til grunn. Sidan det ikkje er tilfellet er resultata noko overraskande.

VGAM-analysane kan moglegens bidra til å gjere greie for kvifor kulpar påverker 0+-tettleik negativt. Analysane viste at kulpane i vassdraget hadde lite vekta skjul og låg substratdiameter. I Verdal er mange av bekkane påverka av utvasking av finsediment, og dette sedimentet slammer igjen ned det grove substratet i kulpane. Dette kan ha gjort at skjulmoglegheiter har blitt dårlegare. Med sin posisjon nær botnen er 0+ avhengig av grovt susbtrat, og mykje finsubstrat fjernar med dei ein av hovudgrunnane til at 0+ kunne ha nytta kulpane (Bremset & Berg, 1999; Elso & Giller, 2001).

Andre biotiske interaksjonar kan også spele inn på tettleik av fisk i bekkane, utan at desse er er tatt høgde for i analysane. Predasjon frå mink (*Neovison vison*), oter (*Lutra lutra*) eller gråhegre (*Ardea cinerea*), er artar som kan gjera eit stort innhogg i aurepopulasjonar (Conallin et al., 2012; Heggenes & Borgstrøm, 1988; Jacobsen, 2005). Heggenes og Borgstrøm (1988) fann at mink kan ha ein stor påverknad på auretettleikar, særleg ved låg vassføring, når det er lite skjul i bekken. I Verdal har det vore observert spor og bitemerker på fisk tidlegare, noko Nese (2019) og Lund (2020) har peika på som ein påverknadsfaktor på dødlegheta i bekken. Fleire bitemerker på halefinner vart observert i 2021. Det vart også observert gråhegre i studieområdet under elfiske i 2021 og 2022, ein art som også kan utøve eit stort predasjonspress på større sjøaure (100-200 mm) (Conallin et al., 2012; E. Pedersen, 2021).

4.2 Abiotiske og biotiske faktorar som påverker 1+ (S2)

Resultata viste at diversitet påverker tettleiken av nullpluss positivt, så lenge denne diversiteten berre besto av kulp og brekk. Dette avkreftar H2.1, men gjer at H2.2 vert delvis støtta, då både kulp og brekk har ein positiv påverknad på tettleik av 1+. Likevel, høgare diversitet hadde vore oppnådd dersom stryk var med, så det er eit heller svakt funn. Inkludering av modellar med død ved forklarte ikkje meir av variasjonen, noko som svekkar H2.3. Ingen av hypotesene får med det full støtte. Høgaste tettleikar er predikert når strykdekninga er låg og brekk/kulp - diversiteten er høg.

4.2.1 Kulpdekning sin påverknad på 1+ (H2.1)

H2.1 predikerte at kulpar ville ha størst tettleik av 1+, basert på den romleg variasjon og skjulmoglegheiter i kulpen (Armstrong et al., 2003; B. Jonsson & Jonsson, 2011). Resultata viste at kulpdekninga aleine ikkje påverka tettleiken av 1+ positivt, men saman med brekk vart dei predikerte tettleikane av 1+ høgast mogleg. Desse resultata avkreftar difor hypotesa. Denne studien gir likevel innsikt i viktigheita av variasjon og kvifor kulp og brekk er habitat som er gunstig å ha i ein stasjon.

Det er fleire grunnar til at kulp påverker 1+ positivt, men finst også nokre mekanismar som kan forklare kvifor 100% kulpdekning ikkje er det ideelle for 1+. I positiv retning trekk den romlege variasjonen i kulpane, noko som er viktig når fisken veks til og blir territoriell. Meir plass i både breidde og djupn gjer at større fisk kan vera visuelt isolert frå einannan (Bohlin, 1977; Bremset & Berg, 1997; Elso & Giller, 2001; Heggenes et al., 1999). Kulpane verker også som refugier i tilfeller ved ekstremhendingar som tørke (Armstrong et al., 2003; Elso & Giller, 2001; B. Jonsson & Jonsson, 2011). E. Pedersen (2021) bemerka at mangel på slike overvintringsstader kan vera ein flaskehals for overleving gjennom første vinteren. I overgangen haust/vinter flyttar parr seg frå grunne områder (< 20 cm) som står i fare for å frysa igjen, til djupare områder (Heggenes et al., 1999). I eit studie av Elso og Giller (2001) var sumartettleikane av 1+ høgast i kulpar som låg i skugge av vegetasjon. Kulpdekninga i bekkane i Verdal har endra seg

i seinare tid, med bygging av fleire djupe kulpar i Brokskitbekken. I Brokskitbekken er det også lagt ut store steinar og gyttegrus, som kan verke som skjulestader og standplassar for eldre fisk (Ustvett, 2021). Eldre fisk føretrekk djupare vatn enn ungfisken, og nyttar gjerne dei habitatstrukturane som nemnd over (B. Jonsson & Jonsson, 2011). Slik kan restaureringa av Brokskitbekken ha leia til fleire overvintringsplassar for 1+ (Heggenes et al., 1999; Maki-Petäys et al., 1997; E. Pedersen, 2021). Den største fisken fanga under elfiske i august 2021 var på om lag 26 cm og vart fanga i ein av dei djupe kulpane i nyrestaurert del av Brokskitbekken. Fangsten kan vera eit positivt teikn på kva fiskestorleikar som er mogleg i ein bekk med nok djupe kulpar.

Det kan likevel vera grunnar til at 1+ ikkje nyttar kulpar. Som nemnd tidlegare kan finsedimentet i kulpane gjera at det manglar skjulestadar for eldre fisk, og at botnen får ei homogen overflate (Bremset & Berg, 1997; Elso & Giller, 2001). Finsubstrat og mangel på død ved kan gjera at det ikkje vert visuell isolering frå konkurrentar, som kan gjera at 1+ ikkje nyttar kulpane likevel (Heggenes et al., 1999). I tillegg manglar nokre kulpar i nyrestaurert del av Brokskitbekken skugge frå lauvverk, då kantvegetasjonen ikkje har vekse seg høg nok. Ved å leggja undersøkingane til Elso og Giller (2001) og Bremset og Berg (1997) til grunn kan det spekulast i at desse kulpane, til tross for god djupn, vert mindre nytta grunna stor solinnstråling og/eller for stor mengd finsediment.

Tidlegare oppgåver har kommentert at det er låg kulpdekning i bekkesystemet (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021). Kva låg kulpdekning er i tal eller prosent har likevel ikkje kome fram. Kulpdekninga har både tidlegare og no blitt lagt fram som ein mogleg forklaring på låg 1+ tettleik som følge av færre overvintringsplassar (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021). Resultata viser at det faktisk er stor variasjon i kulpdekninga mellom stasjonane og mellom bekkane. Om lag 75 % av stasjonane i bekkane har kulpdekning som er lågare enn 25% (figur 8). Bjørkbekken manglar heilt kulpdekning, medan Brokskitbekken har heile fire stasjonar med kulpdekning over 25%. I Brokskitbekken var etablering av kulpar fokus under restaureringsprosessen, men berre stasjon 4 & 5 ligg i det restaurerte området. Områda mellom stasjon 4 og 5 i Brokskitbekken har fått mange fleire kulpar, som har auka kulpdekninga monaleg. Over halvparten (4/7) av stasjonane med over 25% kulpdekning ligg i Brokskitbekken, noko som vitnar om ei låg kulpdekning i resten av bekkane. Basert på desse resultata er det støtte i påstandane at det er låg kulpdekning i *stasjonane*, utan at kva som er “optimal kulpdekning” vert vidare diskutert.

Resultata viser at kulpdekninga er låg i stasjonane, men det er ikkje sikkert kulpdekninga er låg i *bekken* sett under eit. Stasjonane er nemleg ikkje vald ut tilfeldig ut frå heile bekkelengda, men valgt på grunnlag av om det kan vera gunstige tilhøve for yngre årsklassar i stasjonen (hovudsakleg 0+) (E. Pedersen, 2021). Denne ikkje-tilfeldige utvelginga kan ha gjort at resultata viser ei overvekt av mesohabitatstrukturar som høver bra for yngel og mindre fisk. Habitat med mykje kulpar, som litteraturen peiker på som positivt for 1+ og >1+, kan med det verta underrepresentert i stasjonsutvalet (Bohlin, 1977; Bremset & Berg, 1997; Elso & Giller, 2001). Dette kan igjen vera med på å forklare noko av den antatt låge kulpdekninga, og gjer at alle resultata for einpluss bør sjåast i lys av denne noko forutintatte stasjonsutvelginga. Metodebruk på innsamling av fisk kan også peike på kvifor kulp aleine ikkje er positivt korrelert med tettleik av 1+. Elfiskeapparat har mindre effekt på djupare vatn enn 1 m (Bohlin et al., 1989). Det gjer at elektrofiske etter 1+ ikkje nødvendigvis er beste metode i store, djupe kulpar.

Elfiske og mesohabitatundersøkingar gjennomført i bekkane er eit augeblikksbilete på tilhøva i bekkene, og seier lite om habitatbruk andre delar av året. Maki-Petäys et al. (1997) undersøkte sesongmessig variasjon i habitatbruk, og fann at alle allersklassane nytta grunnare vatn vinterstid, som mykje skyldast at det var mindre vassføring og tilgjengleg habitat. Det var likevel ein forskjell mellom 0+ og 1+, der 1+ nytta djupare vatn og områder med låg vassnøggleik. I ei undersøking på kulpbruk fann Elso og Giller (2001) at 1+ sjåure føretrekte opne, store kulpar vinterstid, til forskjell for kulpar med meir skugge på sommaren. Sjøauren har også døgnvariasjon i kvar den oppheld seg, Roussel og Bardonnnet (1997) viste at 1+ nytta både kulp og brekk på dagtid sommar/haust, men at det skjedde eit skift slik at 1+ nesten utelukkande nytta kulpar nattestid. Slike funn viser at betydninga av kulpar kan vera meir omfattande enn

det som går an å avdekke ved eit enkelt overfiske på dagtid i august. Eit merkeprosjekt med PIT-tagging og seinare scanning med bærbar PIT-antenne haust/vinter kan gi auka innsikt i desse mekanismene. Notering av mesohabitat der funn vert detektert kan gjera det mogleg å avdekke meir av sesongmessig variasjon i habitatbruk til eldre aure i Verdalsvassdaget.

4.2.2 Diversitet si påverknad på 1+ (H2.2)

H2.2 predikerte at eit diverst habitat ville påverke tettleik av 1+ positivt. Resultata peiker også i retning av at eit diverst habitat spelar positivt inn på tettleik av 1+. Det må likevel tas høgde for at høg diversitet betyr at det er ei jamn fordeling av to mesohabitat som *ikkje* er stryk. 50/50 fordeling av brekk og kulp vil difor gi størst tettleik av einpluss. Dette gjer at hypotesa får noko støtte, men at det er eit noko svakt funn.

Kulp-delen av diversiteten vart diskutert i kapittel 4.2.1. Brekk spelar også positivt inn på 1+-tettleik. For det første kan både næring- og oksygentilgongen vera betre på brekket enn i kulpne, som gjer det eit gunstig habitat for næringssøk (Brown & Brussock, 1991; Heggenes et al., 1999). Brekket vil også ha lågare vassnøgggleik enn stryk, som vil vere gunstig i eit energikostnadsperspektiv (Cattaneo et al., 2002; Heggenes et al., 1999). Ut frå VGAM-analysane går det an å trekke linjer mellom miljøvariablane i stryka og habitatpreferansane til 1+ for å betre forstå kvifor stryk påverkar 1+-tettleik negativt. Habitatpreferanser i parantes (for 1+) er henta frå Heggenes et al. (1999). VGAM-analysane viste at: Trass i at stryk har høveleg substratdiameter (> 64 mm) og stor andel vekta skjul som kan spele positivt inn for 1+, trekk likevel høg vassnøgggleik (over 0,8 m/s) og grunt vatn (< 20 cm) ned (figur 15) (Heggenes et al., 1999).

Diversitet i mesohabitatet der brekk og kulp er saman bidreg difor med tilstrekkelege skjulmoglegheiter og standplassar i kulpar og god næringstilgong på brekket, som kan forklare kvifor ein diversitetssamanheng kjem fram frå resultata. Funna i studiebekkane vert støtta av eit liknandes mesohabitat - tettleikstudie av Baran et al. (1997), som viste at 1+ nytta eit habitat med større variasjon enn 0+. Til forskjell frå 0+ nytta eldre fisk både kulpar og brekk, og på lik linje med resultata, i liten grad strykhabitat. Det er likevel ein mekanisme som kunne ha leia til at stryk ville spelt positivt inn på fisketettleik, nemleg at stryk og høg vassnøgggleik kunne spylt reint finsediment frå kulpar. Slik ville ikkje kulpar blitt nedslamma og hatt meir skjul, ei problemstilling tidlegare tatt opp av Hol (2018).

4.2.3 Påverknad frå død ved (H2.3)

H2.3 predikerte at død ved ville påverke tettleik av 1+ positivt. Inkludering av død ved i dei mest støtta modellane bidrog ikkje til å yttarleg forklare 1+-tettleik, noko som svekkar prediksjonane gjort i H2.3. Det er likevel noko overraskande, då død ved og kvistvaser har vist seg å bidra til variasjon i mikrohabitatet i bekken, både med variasjon i temperatur, vassnøgggleik og skugge (Heggenes et al., 1999; B. Jonsson & Jonsson, 2011; Maki-Petäys et al., 1997). Utlegg av død ved er eit vanleg restaureringstiltak i vassdrag, og det har vist seg at sjøaurettettleik kan auke i vassdrag som får tilført død ved (Degerman et al., 2004; Heggenes et al., 1999; Pulg et al., 2018). Likevel, at det er svake funn frå effekten av død ved på fisketettleik er ikkje noko nytt i bekkesystemet. Richenberg (2019) fann at død ved ikkje påverka yngeltettleik i betydeleg grad, eit resultat også E. Pedersen (2021) fann to år seinare. Død ved kan ha større betydning for eldre fisk enn yngre fisk, då skjulplassar er viktig i konkurranse mellom 1+ (Heggenes et al., 1999). Det må også merkast at tidlegare undersøkingar i bekkesystemet har fokusert mest på habitatpreferansar for 0+, som gjer at det ikkje er like mykje data på habitatpreferansane til 1+ i bekkesystemet (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019).

At resultata viser uklar samanheng mellom død ved og sjøaurettettleik kan også skyldast at det finst andre skjulmoglegheiter i bekkane som studiedesignet ikkje fangar opp. Skjul i bekken er undersøkt i form av substratstorleik og

tilgjengelege hulrom i transektet, enten mellom steinar eller død ved. Likevel vil fleire strukturar enn substrat og død ved bidra til å skape skjulmoglegheiter. Ein viktig faktor er overhengande bekkebreidd, ein struktur som ikkje vart inkludert i datainnsamlinga. Ei bekkebreidd full av røter og skugge kan bidra til skjul i ein bekk med elles låg mengd død ved eller låg substratstorleik (Boussu, 1954; Hesthagen, 1988; Myers & Resh, 2000). Dette er ein miljøfaktor det kan vera verdifullt å undersøka i Verdal, då mange av bekkane går i djupe ravedalar, der erosjonsprosessane er med på å skape overhengande bekkebreidd. Framtidige undersøkingar kan difor inkludere eit tal på prosentvis overhengande bekkebreidd i ein stasjon.

4.3 Samanheng mellom miljøvariablar og mesohabitatstruktur

VGAM-analysane viste ein 50% sjanse for brekkhabitat ved vassnøggleik rundt 0,2 m/s, og denne prosentandelen avtok etter kvart som vassnøggleika auka. Hovudfunna frå modellseleksjonen var at brekket hadde ei positiv påverknad på 0+-tettleik, og eit diverst habitat påverka 1+-tettleik positivt. Det er difor interessant å sjå desse funna opp mot tidlegare resultat knytta til miljøvariablar. Habitatmålingar har tidlegare blitt gjennomført i Verdal (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019), og fleire andre studiar har nytta habitatmålingar for å forklare sjøauretttleik (D.T. Crisp, 1993; Gosselin et al., 2012; Greenberg et al., 1996; B. Jonsson & Jonsson, 2011; Maki-Petäys et al., 1997). I Verdal har det mellom anna blitt nytta djupn, breidd og vassnøggleik for å forklare yngeltettleik (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). I perioden 2015-2020 var vassnøggleik miljøvariablen som kom fram som ein positiv påverknad på 0+-tettleik i Verdal (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021). Det er fleire grunnar til kvifor fisk har preferansar for ulike vassnøggleikar, substratstorleik eller mengd skjul, nemleg at desse faktorane har ein direkt påverknad på fisk med tanke på energikostnad, næringstilgang eller skjul (Bremset & Berg, 1999). Ei samanlikning av VGAM-analysane og resultata til E. Pedersen (2021) viser at funna ikkje samsvarer. Brekk er knytta til låg vassnøggleik (0,2 m/s) og høge tettleikar av 0+, noko som ikkje samsvarer med at vassnøggleik burde vore positivt korrelert med yngeltettleik dersom funna til E. Pedersen (2021) var gjeldande i år. Denne observasjonen styrkast yttarleg av at VGAM-analysane viser at høge vassnøggleikar er knytta opp til stryk, ein mesohabitatstruktur som gjennom resultata ikkje er positivt korrelert med 0+-tettleik i det heile. Med støtte i VGAM-analysane går det difor an å sei at habitatpreferansar frå tidlegare år ikkje samsvarer med mesohabitatpreferansane frå årets undersøking (Hol, 2018; E. Pedersen, 2021).

Resultat frå tidlegare undersøkingar av miljøvariablar gir verdifull kunnskap om dei einskilde miljøvariablane, men skal tal på t.d. vassnøggleik, substratstorleik og djupn nyttast i bekkane, så må det knyttast til konkrete mesohabitat. Til dømes vert gjerne utlegg av gytegrus/substratstorleik på 1-10 cm gjennomført for å auka 0+-tettleik, men eit slik tiltak hjelper lite dersom grusen plasserast i eit område med lite oksygen eller ein stad der grusen kan bli nedslamma (Pulg et al., 2018). Vassnøggleik og djupn endrar seg gjennom sesongen og viser difor viktigheita av å sjå på heile mesohabitatet i ein restaureringsprosess, og ikkje låse seg fast i tal frå miljøvariablar aleine (Jowett, 1993). VGAM-analysane gjorde det mogleg å bygge ei bru mellom tidlegare undersøkingar og årets resultat. Ved å sjå ein bekk som ein samansetning av morfologiske strukturar som kulpar, brekk og stryk, heller enn djupn, substratstorleik, mosedekke, algedekke, vassnøggleik og breidde, vert det mogleg å ta betre avgjersler i forvaltning og restaurering.

4.4 Faktorar som skaper uvisse i studien

4.4.1 Uvisse i datainnsamling

Det er nokre viktige faktorar som kan ha påverka funna i studien. For det første kan miljømessige tilhøve i tida før datainnsamlinga ha påverka fangbarheita. I perioden før tettleiksfiske 2021 var nemleg vasstanden høg i fleire av bekkane. Under feltperioden i august-september låg gjennomsnittleg vassføring i Grunnfoss (i Helgås, oppstraums Vuku og bekkane) på under 50 m³, men det var ein dag der vassføringa var oppe i 350 m³ (NVE, 2022). Det vart

tilstrebe å ikkje fiske dagen etter kraftig regnskyll. Bufring frå myrer og skog i landskapet kan likevel ha leia til ein forseinka effekt, som kan ha gjort at grumsete vatn og stor vassnøggleik påverka fangbarheita, sjølv to dagar etter regnskyll (Forseth & Forsgren, 2009).

For det andre vil det vera noko uvisse knytta til handtering av elfiskeapparat. Tettleiksfisket vart gjennomført av fleire studentar, som med forskjellig handtering av apparat og elfiskemåte kan ha påverka fangbarheita. Bruk av frivillege var naudsynt for å klare å gjennomføre datainnsamlinga i løpet av ein høveleg lengde på ein feltperiode. Dei frivillege si erfaring med håving har truleg også påverka fangbarheita, då det tek tid å bygge opp erfaring nok til å forutsjå kvar bedøvd fisk vil drifte vekk til. Gjennom feltperioden var det utfordringar med elfiskeapparat og anode-stenger. Det er uklart korleis dette har påverka fangbarheita, men det kan ha vore dårleg effekt nokre bøttesegment. Enkelte bekkesegment var krevande å ta seg fram i, med store kvistvaser og nedfallstrær, noko som truleg også gjorde at fangbarheita gjekk ned.

Den tredje faktoren som tilfører noko uvisse til studien er metodebruk. Denne masteroppgåva er den første i Verdal som ser på finskala mesohabitatbruk. Metodebruken i bekkesystemet medførte bruk av eit titals bøtter i kvar stasjon. Under plassering av bøtter i stasjonen før elfiske vart igangsatt var det forsøkt å ikkje gå i bekken. Terrenget gjorde det vanskeleg nokon stader, slik at den som plasserte ut bøtter tidvis måtte gå i bekken. Dette har truleg leia til noko fisk har blitt skremd ut av stasjonen, ut av eit bøttesegment eller frå eit mesohabitat til eit anna. Denne problemstillinga var særleg ei utfordring i kulpar, der fisk vart observert symjande vekk frå fiskaren. Kulpar som strakk seg over fleire bøttesegment kan difor ha fått uforholdsmessig stor fangst av fisk i siste bøttesegment. Dette belyser også utfordringa med kva skala mesohabitatet bør undersøkast på. Undersøking av habitat og fisketettleik på stasjonsnivå (100 m²) kan bli for grovt, som kan gjera at klumpvis fordeling i mindre habitat (som i kulpar eller brekk) vert oversett. På andre sida kan undersøkingar på liten skala med bøttesegment (10-20 m²) bli på ein for fin skala, då eit segment berre dekker ein del av eit større mesohabitat (fisk svømmer vekk i lange kulpar). Denne utfordringa er noko framtidige studiar bør vera bevisst på.

4.4.2 Uvisse i databehandlinga

Korleis innsamla data vart behandla kan ha dratt resultata i ulike retningar. Mesteparten av uvisse er knytta til mesohabitatet og korleis dette har blitt fastslått. Alle samanhengane mellom fisk og habitat er basert på kvaliteten av videoopptaka, opptak med varierende biletkvalitet. Dette gjorde det krevjande for forfattaren å vurdere død ved, brekk, stryk og kulp ut frå opptak. Test av repeterbarheit i videoanalysar viste at data henta inn på stryk hadde litan variasjon mellom målingar (6,8 %), og vart det sikraste målet. Brekk og kulp hadde litt større variasjon, henholdsvis 10% og 11% mellom målingar, og død ved har heile 20% variasjon mellom målingar. For 0+ betyr dette at den reelle effekten av brekk og kulp truleg er nær det prediksjonane viser, med berre 10-11% uvisse. Med lågast variasjonskoeffesient vert den negative påverknaden stryk har på tettleik av 1+ det sikraste funnet, med berre 6,8% uvisse. Framtidige studiar bør likevel tilstrebe å klassifisere mesohabitatet i felt for å unngå klassifisering ut frå dårlege videoklipp. Død ved har heile 20% variasjon mellom målingar, som kan ha gjort at noko av den reelle effekten av død ved i bekken faktisk ikkje har blitt fanga opp. Likevel, død ved har ei heller kome fram som ein viktig forklaringsvariabel i tidlegare studiar, som gjer at den høge variasjonen truleg ikkje spelar inn på det endelege resultatet (E. Pedersen, 2021; Richenberg, 2019). Det må nemnast at metoden på klassifisering av kulp, brekk og stryk vart tilpassa korleis vatnet straumar på overflata, slik at klassifisering vart mogleg å gjera over video. Dette kan gjera at klassifiseringskriteria skil seg frå anna litteratur på området, då særleg på korleis brekk vert klassifisert. Til dømes er tredelinga på habitatstruktur henta frå Jowett (1993), men forskjellen er at Jowett nyttar “runs” istadenfor “glide” og det vi kallar brekk. Beskrivinga av brekk er difor nærare det som t.d. er beskrive som brekk/gytehabitat i Pulg et al. (2018) og glide i MESOHABsim-modellen til Parasiewicz (2001). Ved samanlikning av resultat frå denne studien er det difor viktig merka seg korleis

brekk/glide/run er definert i andre studiar, og korleis dei andre mesohabitata er fastslått (t.d. gjennom korleis vatnet straumer på vassoverflata, djupna eller vassnøggleik).

Det vil også vera noko uvisse knytta til VGAM-analysane som koplar saman habitatmålingar og mesohabitatstrukturane. Bøttesegmenta, ti i talet, vart kopla opp mot fem habitatmålingar i tverrtransekt. Denne koplinga vil vera noko upresis, då habitatmålingane ikkje låg rett på eit bøttesegment, men vart kopla opp mot næraste bøtte oppstraums. Det er også ein forskjell i at mesohabitatet i bøttesegmenta vart analysert som ein polygonstruktur som strekk seg frå ei bøtte til ei anna. Kulp, brekk og stryfordelinga vart prosentbasert på dette todimensjonale arealet. Derimot er habitatmålingane basert på ei eindimensjonal linje på tvers av bekken. Denne koplinga av mesohabitat - habitatmålingar gjer at VGAM-analysane bør nyttast til å sjå dei store linjene, men kan vera noko upresis på finare skala. Det vil også vera noko uvisse knytta til tettleikstala nytta i denne studien, då ind./100m² er basert på arealestimeringa av kvart enkelt bøttesegment. Breidda vart estimert ved å nytte den kjende breidda på bøtta som einaste faste haldepunkt, noko som kan gjera at faktisk breidd kan vera noko upresis. Det vart ikkje gjort ein test på repeterbarheita på breiddeestimeringa slik som for mesohabitatklassifiseringa, som gjer at det ikkje er eit tal på denne uvisse. Lengda på eit bøttesegment vart satt til 1/10 av stasjonslengda, noko som fordrar at bøttene faktisk vart satt med 1/10 av stasjonslengda avstand frå kvarandre. Terreng og framkomelegheit påverka dette, som gjer arealestimeringa noko uvisse. Tala kan likevel gi indikasjonar på om den økologiske tilstanden i stasjonen er god (>53 ind./100 m²) eller ei (Anonym, 2018). Ved framtidige studiar der bøttesegment vert nytta kan det vera verdifullt å måle opp bekkebreidd og lengd på kvart enkelt bøttesegment i felt for å auka presisjonen.

Fisketettleik og habitat må sjåast på som eit augeblikksbilete, som diskutert tidlegare i sesongmessig variasjon i habitatbruk for 1+. Resultata må sjåast i lys av hendingar i tida før undersøkingane, noko som vil påverke alderssamansetninga og tettleikstala i bekkane (E. Pedersen, 2021). Resultata viser korleis habitateffektane påverka tettleik etter sommaren 2021, og framtidige undersøkingar bør vera bevisst på at flom, tørke eller andre ekstremhendingar vil påverke resultat frå modellar eller andre fysiske målingar i bekken.

4.5 Praktisk bruk av resultata i forvaltninga

Resultata gir ei klarare forståing for kva abiotiske og biotiske faktorar som påverker fisketettleikar. I lys av FNs lansering av sin klimarapport i februar 2022 kjem viktigheita av slik kunnskap endå tydlegare fram. Meir ekstremvær og flom er spådd, og flomvern og overvasshandtering er viktige verktøy for å forhindre skadar (Parmesan et al., 2022). Samtidig vert det satt store mål på heimebane for restaurering av vassdrag dei neste åra (Anonym, 2022b). Riktig restaruering og bruk av mesohabitatstrukturar er difor naudsynt for å skapa ein vinn-vinn situasjon for både naturmangfaldet og klimatilpassing.

Opning av bekkar og sikring av frie vassvegar er viktige titak som kan ta unna store vassmengder, men samtidig sikra levekår for artar som sjøaure (Pulg et al., 2018; Sivertsen et al., 2021). I ein open bekk er det stor naturleg variasjon, og resultata frå denne studien viser at variasjon framleis er eit nøkkelord i restaurering og vidare forståing av samanhengen mellom mesohabitat og fisketettleik. Høg brekkdekning påverkar 0+ positivt, og både brekk og kulp vil vera positivt for 1+. Det er viktig at kulpar med standplassar for større fisk er tiltades, men også at brekkhabitatet er tilstrekkeleg for å sikre nok gyteareal. Nøkkelen i restaurering vert difor å tenke heilheitleg og legge til rette for både 0+, 1+ og >1+. Ei undersøking av Pulg et al. (2019) viste korleis dette kan gjerast i praksis. Pulg et al. fann at dersom 20-40% av bekkearealet var gytegrus ville det maksimere tettleikar av alle aldersklassar. Dersom arealet var under 20% gytegrus ville tettleiksavhengige faktorar leia til høg dødlegheit hos 0+ og vidare leia til få eldre fisk neste år. Ved større enn 40% dekke av gytegrus auka dødlegheita til 1+ i konkurranse om skjul og som følge av predasjon (Pulg et al., 2019). Variasjon med både kulpar og brekk vil bidra til ulike vassnøggleikar. Variasjon i vassnøggleik kan bidra til at finsubstrat vert liggande i kulpene, og kan difor bidra til at brekkparti med gytehabitat ikkje vert

nedslamma (M.L. Pedersen et al., 2014). Finsubstrat i kulpar er ikkje nødvendigvis positivt for 1+, så i bekkar med mykje utvasking av t.d. leirjord kan mengda finsubstratet bli ei utfordring uansett kvar det legg seg (Bremset & Berg, 1997).

Restaureringsprosessar bør føregå etter naturlege førebilete, og ta høgde for variablar som gradient, sedimenttransport og vassføring (Pulg et al., 2018). Denne studien kastar yttarleg lys over viktigheita av fordelinga av mesohabitatet i ein bekk, og kan peika på kva strukturar som bør prioriterast dersom det er mogleg i ei restaurering. Dersom eit røyr skal fjernast og har ein bratt gradient, kan opning av bekken i same leie som røytret tidlegare låg leia til ein stor strykandel. Funna i denne studien viser at stor andel stryk ikkje spelar positivt inn på verken tettleik av 0+ eller 1+. Einaste moglege positive effekten som kom fram i diskusjonen kan vera utspyling av finsediment (Hol, 2018). Ein bratt gradient bør difor kompensast ved å leggja bekken i svingar eller etablere kvileplassar i form av kulpar.

Likevel, det er viktig å hugsa at ein bekk ikkje berre eit habitat for sjøaure, men også for fuglar, bunndyr, insekt, pattedyr og planter. Noregs nasjonalfugl, fossekalen (*Cinclus cinclus*), hekkar under fossar og stryk, og er avhengig av ein viss gradient og vassføring i bekken for at slike habitatstrukturar skal vera tilstades (Walseng & Jerstad, 2009). Mange artar moser og lav er også avhengig av vasssprut frå fossar, som skapar eit fuktig mikroklima (Hassel & Holien, 2007). Døma viser at restaurering ikkje berre handlar om sjøaure. I ein prosess vert det difor å ha ei heilheitleg forståing for vassdraget og kva som er ønska slutttilstand. Restaureringar er nemleg ikkje alltid like suksessfulle. Ein studie av M.A. Palmer et al. (2010) evaluerte 18 studiar med 78 restaureringsprosessar. Berre 3 av 18 studiar kunne skilte med auka bunndyrdiversitet i restaurerte strekningar. På meir lokal skala i Verdal fann E. Pedersen (2021) at det ikkje var bevis for at yngeltettleik hadde auka oppstraums tiltak. Ingen auke i yngeltettleiken kan skyldast at tiltaka ikkje fungerte eller at undersøkinga vart gjennomført for kort tid etter tiltak (E. Pedersen, 2021). Internasjonalt har det lenge vore ei trend at gjennomførte restaureringsprosjekt ikkje alltid samvarer med best tilgjengeleg kunnskap innafor restaureringsøkologi. Dei siste åra har difor forskarar byrja å legge fram forslag til restaureringstiltak og forsøker å byggja bru mellom ferskvassøkologi og restaureringsprosessar (Wohl, Lane & Wilcox, 2015).

For å knytta saman ferskvassbiologi og restaurering har fleire tiltakshandbøker og manualar blitt utvikla siste åra (Anonym, 2002; Degerman & Näslund, 2021; Haugland & Vågnes Hjelle, 2015; Pulg et al., 2018; Pulg, Velle & Skoglund, 2020). Desse publikasjonane gir gode råd for korleis best mogleg resultat kan oppnås gjennom ulike tiltakstypar. Rett anvending av tilgjengelege verktøy gjer at fleire vassførekomster kan få auka økologisk tilstand, og at vi også i Noreg bidreg til suksessfull naturrestaurering. Undersøkingane av habitat og fisketettleik i Verdalselva fyller på den biologiske kunnskapen om sjøaure og habitatval, og vil gi viktige erfaringar som forhåpentlegvis kan nyttast andre stader. For å undersøka om restaurering av elver og bekkar har noko føre seg krever det at undersøkingar vert gjennomført både *før*, *etter* og *lenge etter* tiltak. Slik vert det mogleg å setje tal på om tiltaka har hatt effekt. Etterundersøkingar er ofte repetative og kanskje ikkje like spanande for forskarar, som heller kan ønska å utvikla nye metodar, gjennomføra prosjekt som får større økonomisk stønad, eller prosjekt som har større publisitet (Wohl et al., 2015). Det er stor iver rundt å få tiltak på plass, men kontinuerleg overvåking i ettertid får ikkje alltid like mykje merksemd (Degerman & Näslund, 2021; M.L. Pedersen et al., 2014). Undersøkingar som set tal på om resultatata har hatt nokon effekt er difor med på å rettferdiggjera pengebruken i eit prosjekt. Kontinuiteten til NMBU i Verdal og tidsserien med data har difor stor verdi.

4.6 Forslag til vidare undersøkingar i Verdal

Siste elfiskerunde vart gjennomført i Verdal i september 2021, og sidan den tid har det vore to periodar med flom i vassdraget. I slutten av desember 2021 var det målt vassføring på over 750 m³/s ved målestasjonen i Grunnfoss i Helgås. Til samanlikning var vassføringa på om lag 50 m³/s under undersøkingane i september. Vassføringa i desember er nær vassføringa som svarer til ein 50-årsflom. I midten av januar 2022 var det igjen flom i Verdal, med ei vassføring

i Helgås på over 500 m²/s, noko som tilsvarer ein 5-årsflom (NVE, 2022). Det er uvisse knytta til korleis dette har påverka sjøauren i bekken, men flommane kan ha skylt ut fisk og påverka alderssamansetninga i bekkane (Cattanéo et al., 2002). I tillegg kan gytegrus blitt vaska ut og det kan ha skjedd endringar i mesohabitatet (Vøllestad & Olsen, 2008). Den verkelege effekten av desse flommane vil bli avdekket ved nytt tettleiksfiske i 2022, og kan illustrere korleis ekstremhendingar påverkar tettleik av alle aldersklassar sjøaure.

Med bakgrunn i utfordringar tatt opp gjennom diskusjonen er det fleire problemstillingar som kan belyst gjennom framtidige undersøkingar i vassdraget:

- **Korleis verker interkohortkonkurranse i vassdraget.** Det er framleis ei positiv effekt av 1+ på 0+, og ei (endå) betre kopling mellom mesohabitat og fisk kan moglegens gi fleire svar. Kanskje ligg den optimale oppløysinga i mesohabitat-undersøking mellom stasjons- (100 m²) og bøttenivå (10-20 m²) ein stad? Klassifisering av mesohabitatet bør gjerast i felt.
- **Korleis nyttar sjøauren ulike habitat gjennom året?** Undersøking av sesongmessig variasjon i habitatbruk er interessant. Samankopling av data på mesohabitat og data frå PIT-tagging + bærbar/stasjonære antenner kan gjera at nye effektar står fram, og moglegens forklare vinterdødelgheita betre.
- **Korleis har kulpdekninga i nyrestaurert del av Brokskitbekken påverka 1+ og >1+?** Ved ei slik undersøking kan det bli naudsynt å ta ut nye stasjonar og vurdere om elfiskemetodikken nytta i andre stasjonar vil vere den mest effektive i store, djupe kulpar.

5 Konklusjon

Det viktigaste funnet frå studien er at brekkdekninga i bekken hadde ei positiv effekt på 0+-tettleik, som støtter prediksjonane gjort i H1.1. Dette funnet har mykje støtte i litteraturen, særleg det at brekk ofte er gytehabitat, der yngelen byrjar livet sitt, men også at brekket har god næringstilgang når yngelen veks til. Resultata viser også at 1+ påverka 0+-tettleikar positivt, noko som svekkar H1.2. Tidlegare undersøkingar har også funne denne samanhengen i Verdal, sjølv om ein negativ interaksjon har vore rapportert frå fleire andre bekkssystem. Årets studiedesign var på ein finare skala enn tidlegare undersøkingar, og det var difor noko overraskande at det ikkje kom fram prov for interkohortkonkurranse i bekkane. Eit habitat som ikkje er fullt utnytta av 0+ og miljømessige tilhøve/utvandring kan vera med på å forklara desse mekanismene.

For 1+ hadde diversitet i mesohabitatet ein positiv effekt på tettleikstal, så lenge denne diversiteten ikkje inkluderte stryk. Positiv effekt frå diversitet kunne forklarast gjennom eit samspel av god næringstilgang på brekket og stor nok romleg variasjon i kulpar. Det gjorde at H2.2 berre fekk delvis støtte. Det var eit noko overraskande funn, då det var forventa at kulp hadde størst tettleik av 1+. Kulphabitat aleine hadde ikkje størst tettleik av 1+, som gjorde at H2.1 vart forkasta. Død ved, ein faktor som H2.3 predikerte at ville påverka tettleikar, forklarte ikkje tettleikane betre enn andre mesohabitatstrukturar, som gjorde at hypotesa vart forkasta. Stryk hadde ein negativ effekt på tettleik av 1+. Denne negative effekten vart knytta til høg vassnøggleik og grunt vatn, som gjer at energikostanden med opphald i mesohabitatet vert høg.

Undersøking av kulpdekninga i stasjonane avdekket at 75% av stasjonane hadde kulpdekning på under 25%. Dette gjorde at det for første gong er støtte i påstanden om at det er dårleg kulpdekning i bekkane, ein påstand nytta for å forklara låg 1+-tettleik. Det er likevel uvisse knytta til korleis stasjonar har blitt tatt ut, noko som kan påverka både kulpdekninga i bekken, men truleg også tettleiksresponsen til 1+. Gjennomførte VGAM-analysar fann ikkje samsvar mellom resultat frå mesohabitatstrukturar og tidlegare undersøkingar av miljøvariablar. Med brekk som positiv effekt

på 0+ og stryk som negativ effekt på 0+ går resultata mot funna frå 2015-2020, der høgare vassnøggleik var positivt korrelert med yngeltettleik.

Betre romleg koplingsnivå mellom mesohabitat og fisketettleik i framtidige undersøkingar kan gjera at samanhen- gar i bekkesystemet kjem tydelegare fram. Studien viser viktigheita av å vite kva mesohabitatstruktur som påverker tettleiken av 0+ og 1+, både i forskning og forvaltning. Variasjon i mesohabitatet, med nok gytehabitat (20-40%) for yngel og nok kulpar for eldre fisk, står igjen som nøkkelpunkt. Med den ambisøse strategien Klima- og miljøde- partementet har lagt fram, med restaurering av vassdrag raskare enn dei forringast innan 2030, er det viktig at den økologiske kunnskapen frå bekkane kjem ut og vert anvendt i framtidige prosjekt.

Litteraturliste

- Akaike, H. (1998). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. I *Selected Papers of Hirotugu Akaike* (s. 199–213). Springer.
- Andersen, J.M. (2005). *Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003*. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 531. (Tilgjengeleg frå: <https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/5624306/FR531.pdf>. Lest: 14.05.22)
- Anonym. (2002). *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002*. Direktoratet for naturforvaltning. (Tilgjengeleg frå: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/publikasjoner-fra-dirnat/dn-handboker/slipp-fisken-fram/>. Lest 14.05.22)
- Anonym. (2018). *Veileder 02:2018 klassifisering av miljøtilstand i vann*. Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. (Tilgjengeleg frå: <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>. Lest: 14.05.22)
- Anonym. (2022a). Global Water Flow Probe - FP111, FP211, FP311, Digital water velocity meter. (Tilgjengeleg frå: <https://www.xylem-analytics.com.au/productsdetail.php?Global-Water-Flow-Probe—FP111-FP211-FP311-68>. Lest 05.04.22)
- Anonym. (2022b). *Mer livskraftige vassdrag*. Miljødirektoratet. (Tilgjengeleg frå: shorturl.at/puwz2. Lest: 12.05.22)
- Anonym. (2022c). Specifiers guide – Flexi Baffle. (Tilgjengeleg frå: <https://www.ats-environmental.com/specifiers-guide-flexi-baffle-in-round-culvert>. Lest 12.05.22)
- Armstrong, J., Kemp, P., Kennedy, G., Ladle, M. & Milner, N. (2003). Habitat requirements of atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62(2), 143–170.
- Balvanera, P., Pfaff, A., Viña, A., García Frapolli, E., Merino, L., Minang, P., ... Sidorovich, A. (2019). Status and trends - drivers of change [Book Section]. I E.S. Brondízio, J. Settele, S. Díaz & H. Ngo (red.), *Global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services* (kap. 2.1). Bonn, Germany: IPBES.
- Baran, P., Delacoste, M. & Lascaux, J.M. (1997). Variability of Mesohabitat Used by Brown Trout Populations in the French Central Pyrenees. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126(5), 747-757.
- Barton, K. (2020). Mumin: Multi-model inference [programvarehåndbok]. (R package version 1.43.17, Tilgjengeleg frå: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. Lest 12.05.22)
- Bergan, M.A. (2013). Sjøørret i trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjøørreten? (Norsk vannforening, VANN 02, 2013)
- Bergan, M.A. & Nøst, T.H. (2017). *Tapt areal og produksjonsevne for sjøørretbekker i Trondheim kommune*. NINA rapport 1354. 43 s. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2446250>. Lest: 14.05.22)
- 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 8 – 2007. (Tilgjengeleg frå: http://www.feltbio.no/rapporter/Verdalselva_bonitering_2007.pdf. Lest 14.05.22)
- Berntsen, E.B. (2022). *Effekten av restaureringstiltak og miljø på yngeltettheten av sjøørret (salmo trutta) i 15 sidebekker til verdalselva*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå:

<http://hdl.handle.net/11250/2612485>. Lest: 12.05.22)

- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *salmo trutta*. *Oikos*, 29(1), 112–117. (Tilgjengeleg frå: <http://www.jstor.org/stable/3543300>. Lest 12.05.22)
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T., Rasmussen, G. & Saltveit, S. (1989). Electrofishing—theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173, 9–43. doi: 10.1007/BF00008596
- Boussu, M.F. (1954). Relationship between trout populations and cover on a small stream. *The Journal of Wildlife Management*, 18(2), 229–239. (Tilgjengeleg frå: <http://www.jstor.org/stable/3797719>. Lest 12.05.22)
- 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, 2827–2836. doi: 10.1139/cjfas-54-12-2827
- Bremset, G. & Berg, O.K. (1999, 12). Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling atlantic trout and brown trout. *Animal behaviour*, 58, 1047–1059. doi: 10.1006/anbe.1999.1218
- Brown, A. & Brussock, P. (1991, AUG 8). Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *HYDRO-BIOLOGIA*, 220(2), 99–108. doi: 10.1007/BF00006542
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), 261–304.
- Campitelli, E. (2021). *metr: Tools for easier analysis of meteorological fields [programvarehåndbok]*. (R package version 0.12.0) doi: 10.5281/zenodo.2593516
- Cattanéo, 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. doi: 10.1139/f01-186
- Conallin, J., Jyde, M., Filrup, K. & Pedersen, S. (2012). Diel foraging and shelter use of large juvenile brown trout (*salmo trutta*) under food satiation. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*(404), 05. doi: 10.1051/kmae/2011083
- Coxe, S., West, S.G. & Aiken, L.S. (2009). The analysis of count data: A gentle introduction to poisson regression and its alternatives. *Journal of Personality Assessment*, 91(2), 121–136. doi: 10.1080/00223890802634175
- Crisp, D. (1996). Environmental requirements of common riverine european salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia*, 323(3), 201–221.
- Crisp, D.T. (1993). The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. I *Freshwater forum* (vol. 3, s. 176–202).
- Degerman, E. & Näslund, I. (2021). *Fysisk restaurering av akvatiska miljöer*. Havs- och vattenmyndigheten, 2473–19. (Tilgjengeleg frå: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/projektwebbplatser/grip-on-life-ip/rapporter-grip-on-life/2021.03-fysisk-restaurering-av-akvatiska-miljoer-2.0.pdf>. Lest 14.05.22)
- 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.
- Elliott, J.M. (1986). Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *salmo trutta* in a lake district stream. *Journal of Animal Ecology*, 55(3), 907–922. (Tilgjengeleg frå: <http://www.jstor.org/stable/4424>, Lest 10.05.22)

- Elliott, J.M., Hurley, M.A. & Elliott, J.A. (1997). Variable effects of droughts on the density of a sea-trout *salmo trutta* population over 30 years. *Journal of Applied Ecology*, 34(5), 1229–1238. (Tilgjengeleg frå: <http://www.jstor.org/stable/2405234>. Lest 12.05.22)
- Elso, J.I. & Giller, P.S. (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. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00508.x>
- 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*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2608467>. Lest: 12.05.22)
- Faugli, P. (2012). *Vann-og energiforvaltning-glimt fra NVEs historie*. NVE. 2012. (Tilgjengeleg frå: https://publikasjoner.nve.no/rapport/2012/rapport2012_26.pdf. Lest: 14.05.22)
- FNs Generalforsamling. (2019). 73/284 United Nations Decade on Nature Restoration (2021-2030). Sameinte Nasjonar (FN). (Tilgjengeleg frå: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31813/ERDStrat.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Lest: 14.05.22)
- Forseth, T. & Forsgren, E. (2009). *El-fiskemetodikk-gamle problemer og nye utfordringer*. NINA Rapport 488. 74 s. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2393936>. Lest: 14.05.22)
- Forseth, T. & Harby, A. (2013). *Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag*. NINA Temahefte 52. 1-90 s. (Tilgjengeleg frå: <https://hdl.handle.net/11250/2722688>. Lest: 14.05.22)
- Forskrift om fiske etter anadrome laksefisk i sjøen. (2021). *Forskrift om fiske etter anadrome laksefisk i sjøen av 15. mars 2021 nr. 797*. (Tilgjengeleg frå: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2021-03-15-797>. Lest: 10.04.22)
- Forskrift om spesielle tiltak i jordbruket. (2004). *Forskrift om spesielle tiltak i jordbruket av 02. april 2004 nr.448*. (Tilgjengeleg frå: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-02-04-448?q=spesielle%20miljøtiltak%20i%20jordbruket>. Lest 12.05.22)
- Gosselin, M.-P., Maddock, I. & Petts, G. (2012). Mesohabitat use by brown trout (*Salmo trutta*) in a small groundwater-dominated stream. *River Research and Applications*, 28(3), 390–401.
- Greenberg, L., Svendsen, P. & Harby, A. (1996). Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(2-3), 287–303.
- Hamarsland, A.T., Hoseth, K.A. & L'Abée-Lund, J.H. (2003). *Program for miljøtiltak i vassdrag*. Norges vassdrags- og energidirektorat. (Tilgjengeleg frå: https://publikasjoner.nve.no/dokument/2003/dokument2003_11.pdf. Lest: 14.05.22)
- Hassel, K. & Holien, H. (2007). *Biologisk kartlegging av fossesprutsoner i kommunene Høylandet, Stjørdal og Verdal i Nord-Trøndelag*. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk serie 2007-2, note= Tilgjengeleg frå: https://www.ntnu.no/c/document_library/get_file?uuid=47c27261-e8c7-48f7-9431-4c516a92e9e4&groupId=10476. Lest: 14.05.22.
- Hauger, T. (1994). *Mange bekker små*. Landbruksforlaget.
- Haugland, Ø. & Vågenes Hjelle, I.M. (2015). *Frie fiskeveger: Utbedring av vandringshinder for fisk*. Statens vegvesen, rapport nr. 459. (Tilgjengeleg frå: <https://hdl.handle.net/11250/2670483>. Lest 14.05.22)

- Haugum, A. (2020). *Årsrapport for sikrings- og miljøtiltak 2019*. NVE, rapport nr.15/2020. (Tilgjengeleg frå: https://publikasjoner.nve.no/rapport/2020/rapport2020_15.pdf. Lest: 14.05.22)
- 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: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x>
- Heggenes, J. & Borgstrøm, R. (1988). Effect of mink, *Mustela vison schreber*, predation on cohorts of juvenile atlantic salmon, *salmo salar* L., and brown trout, *s. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology*, 33(6), 885-894. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05536.x>
- Hesthagen, T. (1988). Movements of brown trout, *salmo trutta*, and juvenile atlantic salmon, *salmo salar*, in a coastal stream in northern norway. *Journal of Fish Biology*, 32(5), 639-653. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05404.x>
- Hol, E. (2018). *Tapt areal og redusert produksjonsevne i verdalsvassdragets sjøørretbekker*. Masteroppgåve, Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2565784>. Lest: 12.05.22)
- Hol, E., Stensland, S. & Haugen, M.A., Thron O. og Bergan. (2019). Metode for beregning av tapt ungfiskproduksjon, og økologisk tilstandsklassifisering av sjøørretbekker i henhold til vannforskriften. *Vann 03 2019*.
- Hurvich, C.M. & Tsai, C.-L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika*, 76(2), 297-307.
- Jacobsen, L. (2005). Otter (*Lutra lutra*) predation on stocked brown trout (*Salmo trutta*) in two Danish lowland rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(1), 59-68. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2004.00076.x>
- Janbu, N. (1965). Verdalsraset i 1893-Hva skjedde egentlig? (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2483826>. Lest: 12.05.22)
- Jenkins Jr, 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.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2009). Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *salmo trutta* in the river imsa, norway. *Journal of Fish Biology*, 74(3), 621-638.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2011). *Ecology of atlantic salmon and brown trout: habitat as a template for life histories* (vol. 33). Springer Science & Business Media.
- Jonsson, B., Sægrov, H., Finstad, B., Karlsen, L., Kambestad, A., Langåker, R. & Gausen, D. (2009). *Be-standsutvikling hos sjøørret og forslag til forvaltningstiltak*. Direktoratet for Naturforvaltning, notat 2009-1. (Tilgjengeleg frå: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/dirnat2/attachment/344/dn-notat1-2009.pdf>. Lest: 14.05.22)
- Jonsson, N. & Finstad, B. (1995). *Sjøørret: økologi, fysiologi og atferd*. NINA Fagrapport 06: 1-32. (Tilgjengeleg frå: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/fagrapport/006.pdf>. Lest: 14.05.22)
- 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.
- Kirkemo, O. (1987). *Laks og laksefiske i norge*. Oslo: Mortensen.
- Kleiber, C., Zeileis, A. & Jackman, S. (2008). Regression models for count data in r. *Journal of statistical software*, 27(8).

- 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.
- Laks- og innlandsfiskelova . (1993). *Lov om laksefisk og innlandsfisk mv. (lakse- og innlandsfiskloven)*. (Tilgjengeleg frå: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1992-05-15-47>. Lest: 12.05.22)
- Lund, S.D. (2020). *Vandringsdynamikk og overlevelse hos ungfisk av sjøørret (Salmo trutta) i seks sidebekker til Verdalselva*. Masteroppgåve, Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås.
- 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. doi: 10.1139/f96-311
- Mürer, V. (2019). *Forvaltningsansvar for bevaring og restaurering av kantvegetasjon langs vassdrag: med fokus på sjøørretbekker i verdal kommune*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2609762>. Lest: 12.05.22)
- Myers, M.J. & Resh, V.H. (2000). Undercut Banks: A Habitat for More Than Just Trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(2), 594–597.
- Naturmangfaldlova. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold (Naturmangfoldloven)*. (Tilgjengeleg frå: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>. Lest: 10.05.22)
- Nese, R.J. (2019). *Growth, survival and migration of juvenile brown trout (salmo trutta) in six tributaries to river verdalselva: connectivity and source sink dynamics*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2612485>. Lest: 12.05.22)
- Nilsson, C. (2007). *Årerställning av älvar som använts för flottning: en vägledning för restaurering*. Naturvårdsverket, RAPPORT 5649. (Tilgjengeleg frå: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:152097/FULLTEXT01.pdf>. Lest: 14.05.22)
- 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
- NVE. (2022). Grunnfoss vannføring.
(Tilgjengeleg frå: <https://sildre.nve.no/station/127.6.0?127.6.0>. Lest: 12.05.22)
- Nychka, D., Furrer, R., Paige, J. & Sain, S. (2021). *fields: Tools for spatial data [programvarehåndbok]*. Boulder, CO, USA. (R package version 13.3)
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2020). *vegan: Community ecology package [programvarehåndbok]*. (R package version 2.5-7)
- Palmer, M., Bernhardt, E., Allan, J.D., Lake, P., Alexander, G., Brooks, S., ... Sudduth, E. (2005). Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 208-217. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x>
- Palmer, M.A., Menninger, H.L. & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55(s1), 205-222. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>

- Parasiewicz, P. (2001). MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries*, 26(9), 6-13. doi: [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2001\)026<0006:M>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026<0006:M>2.0.CO;2)
- Parmesan, C., Morecroft, M., Trisurat, Y., Adrian, R., Anshari, G., Arneth, A., ... Talukdarr, G. (2022). Chapter 2: Terrestrial and freshwater ecosystems and their services [Book Section]. I *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability* (kap. 2.1). IPCC.
- Pedersen, E. (2021). *Evaluering av fysiske miljøtiltak og miljøeffekter på yngeltetthet av sjøørret (Salmo trutta) i 13 bekker i Verdal kommune*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <https://hdl.handle.net/11250/2832027>. Lest: 12.05.22)
- Pedersen, E., Ustvett, T., Stensland, S. & Haugen, T.O. (2021). *Fiskeundersøkelser og evaluering av tiltak i 35 anadrome bekker i Verdal kommune, Trøndelag*. Upublisert manuskript.
- Pedersen, M.L., Kristensen, K.K. & Friberg, N. (2014, 09). Re-meandering of lowland streams: Will disobeying the laws of geomorphology have ecological consequences? *PLOS ONE*, 9(9), 1-10. doi: 10.1371/journal.pone.0108558
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., ... others (2018). *Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker*. NORCE LFI, LFI-rapport nr: 296. (Tilgjengeleg frå: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1051/m1051.pdf>. Lest: 14.05.22)
- Pulg, U., Stranzl, S.F., Espedal, E.O., Gabrielsen, S.E., Postler, C., Ugedal, O., ... Alfredsen, K. (2020). *Effektivitet og kost-nytte forhold av fysiske miljøtiltak i vassdrag*. NORCE LFI, LFI-rapport nr: 360. (Tilgjengeleg frå: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1635/m1635.pdf>. Lest: 14.05.22)
- Pulg, U., Velle, G. & Skoglund, H. (2020). *Utredningsmetoder og tiltak til bedring og restaurering av fysisk vannmiljø. En veileder for kraftregulerte elver*. NORCE LFI, LFI rapport nr: 366. (Tilgjengeleg frå: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1559/m1559.pdf>. Lest: 14.05.22)
- 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 sjøørret (Salmo trutta) i Verdalsvassdragets sidebekker*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <http://hdl.handle.net/11250/2609278>. Lest: 12.05.22)
- Rizopoulos, D. (2022). *Glmadaptive: Generalized linear mixed models using adaptive gaussian quadrature* [programvarehåndbok]. (R package version 0.8-5, Tilgjengeleg frå: <https://CRAN.R-project.org/package=GLMMadaptive>. Lest 12.05.22)
- Rosenfeld, J. (2003). Assessing the habitat requirements of stream fishes: an overview and evaluation of different approaches. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(5), 953–968.
- Roussel, J.-M. & Bardonnnet, A. (1997). Diel and seasonal patterns of habitat use by fish in a natural salmonid brook: an approach to the functional role of the riffle-pool sequence. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*(346), 573–588.
- Sarkar, D. (2008). *Lattice: Multivariate data visualization with r* [programvarehåndbok]. New York: Springer. (Tilgjengeleg frå: <http://lmdvr.r-forge.r-project.org>. Lest 05.04.22)

- Sivertsen, E., Bruaset, S., Bø, L.A., Johannessen, B.G., Klausen, R., Nøst, T., ... Time, B. (2021). *Bekkeåpning som klimatilpasningstiltak. en overordnet og flerfaglig anvisning*. Klima 2050 Report No 25. (Tilgjengeleg frå: ISBN: 978-82-536-1706-0. Lest 14.05.22)
- Solem, , Holthe, E., Bakkestuen, V., Bergan, M., Ulvan, B., E.M., M., ... Lykkja, O. (2021). *Tapt areal og redusert produksjonspotensial i sidevassdrag til Orkla. Sluttrapport for undersøkelser i perioden 2017-2019. nina rapport 1797*. NINA Rapport 1797. (Tilgjengeleg frå: <https://hdl.handle.net/11250/2834863>. Lest: 14.05.22)
- Statistisk Sentralbyrå. (2021). *08991: Elvefiske. fangst, etter bruk, elv, statistikkvariabel og år*. (Tilgjengeleg frå: <https://www.ssb.no/statbank/table/08991/>. Lest: 12.05.22)
- St.prp.nr.32. (2006-2007). (2007). *St.prp.nr.32. (2006-2007), Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder*. Miljøverndepartementet.
- St.prp.nr.75. (2003-2004). (2004). *St.prp.nr.75. (2003-2004) Supplering av Verneplan for vassdrag*. Olje- og energidepartementet.
- Ustvett, T.H. (2021). *En evaluering av ung sjøørrets (Salmo trutta) vandringsdynamikk og overlevelse i seks sidebekker til Verdalsvassdraget ved hjelp av PIT-telemetri*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <https://hdl.handle.net/11250/2983494> Lest: 12.05.22)
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. (Tilgjengeleg frå: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>. Lest: 12.05.22)
- Vårhus, L.M. (2016). *Restaureringssuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisketthet av laksefisk*. Masteroppgåve. Noregs miljø- og biovitenskaplege universitet, Ås. (Tilgjengeleg frå: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2403170>. Lest 12.05.22)
- Vasaasen, B.I. (2000). *Lordly sport of fishing : det britiske sportsfisket som historisk fenomen i norge ca. 1860-1914 : med utgangspunkt i Stjørdalen, Aurland og Sand*. Hovudoppgåve. Universitetet i Oslo.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. (2022). *Klassifisering av tilstanden til sjøørret i 1279 vassdrag. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9, 170 s*. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9, 170 s. (Tilgjengeleg frå: <https://hdl.handle.net/11250/2988348>. Lest: 14.05.22)
- Vøllestad, L.A. & Olsen, E.M. (2008). Non-additive effects of density-dependent and density-independent factors on brown trout vital rates. *Oikos*, 117(11), 1752-1760. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16872.x>
- Walberg, O. (1993a). *Verdalsboka : en bygdebok om Verdal : Ras i verdal* (vol. A). Verdal kommune, Bygdeboknemnda.
- Walberg, O. (1993b). *Verdalsboka : en bygdebok om Verdal : Ras i verdal* (vol. B). Verdal kommune, Bygdeboknemnda.
- Walseng, B. & Jerstad, K. (2009). *Vannføring og hekking hos fossefall*. NINA Rapport 453. 26 s. (Tilgjengeleg frå: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/453.pdf>. Lest: 14.05.22)
- Wickham, H. (2007). Reshaping data with the reshape package. *Journal of Statistical Software*, 21(12), 1–20. (Tilgjengeleg frå: <http://www.jstatsoft.org/v21/i12/>)
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis [programvarehåndbok]*. Springer-Verlag New York. (Tilgjengeleg frå: <https://ggplot2.tidyverse.org>. Lest 12.05.22)

- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L.D., François, R., . . . Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse (vol. 4) (programvarehåndbok nr. 43). doi: 10.21105/joss.01686
- Wohl, E., Lane, S.N. & Wilcox, A.C. (2015). The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8), 5974-5997. doi: <https://doi.org/10.1002/2014WR016874>
- Yee, T.W. (2020). The VGAM package for negative binomial regression (vol. 61) [programvarehåndbok]. doi: <https://doi.org/10.1111/anzs.12283>
- Zipin, C. (1958). The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22(1), 82–90.

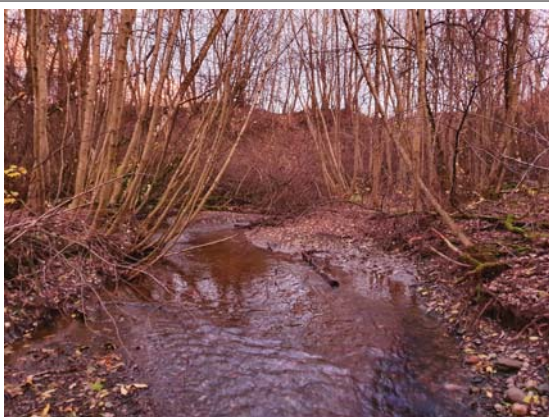
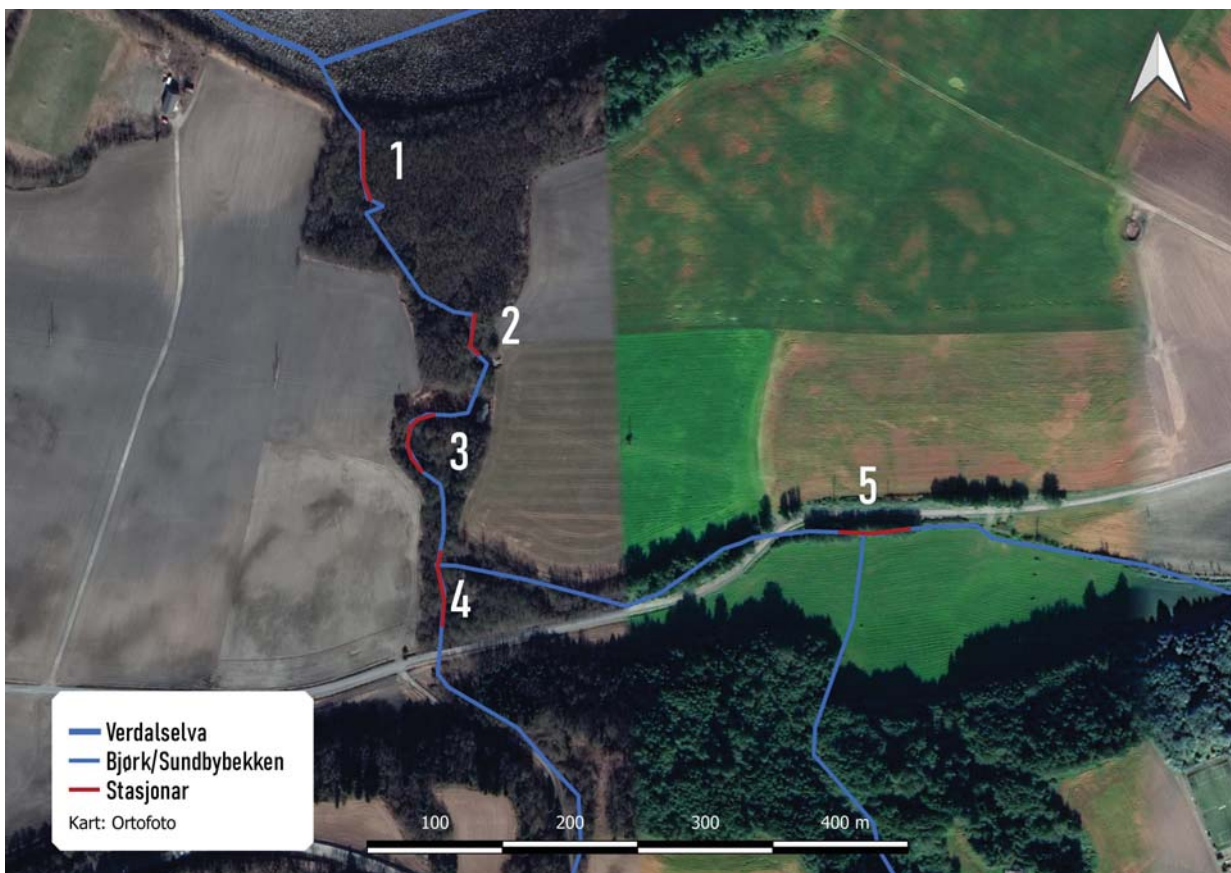
Vedlegg

Vedlegg 1 - Beskriving av bekkane

Anadrom strekning er henta frå Hol (2018). **Fanga fisk** = antall fisk fanga i bøtteseiment (første overfiskerunde). **Estimert tettleik** er gjennomsnittleg tettleik på stasjonsnivå korrigert for fangbarheit (etter 3 overfiskerundar) og gitt på ind./100 m². For oversiktskart over alle bekkane, sjå figur 2 i kapittel 2.

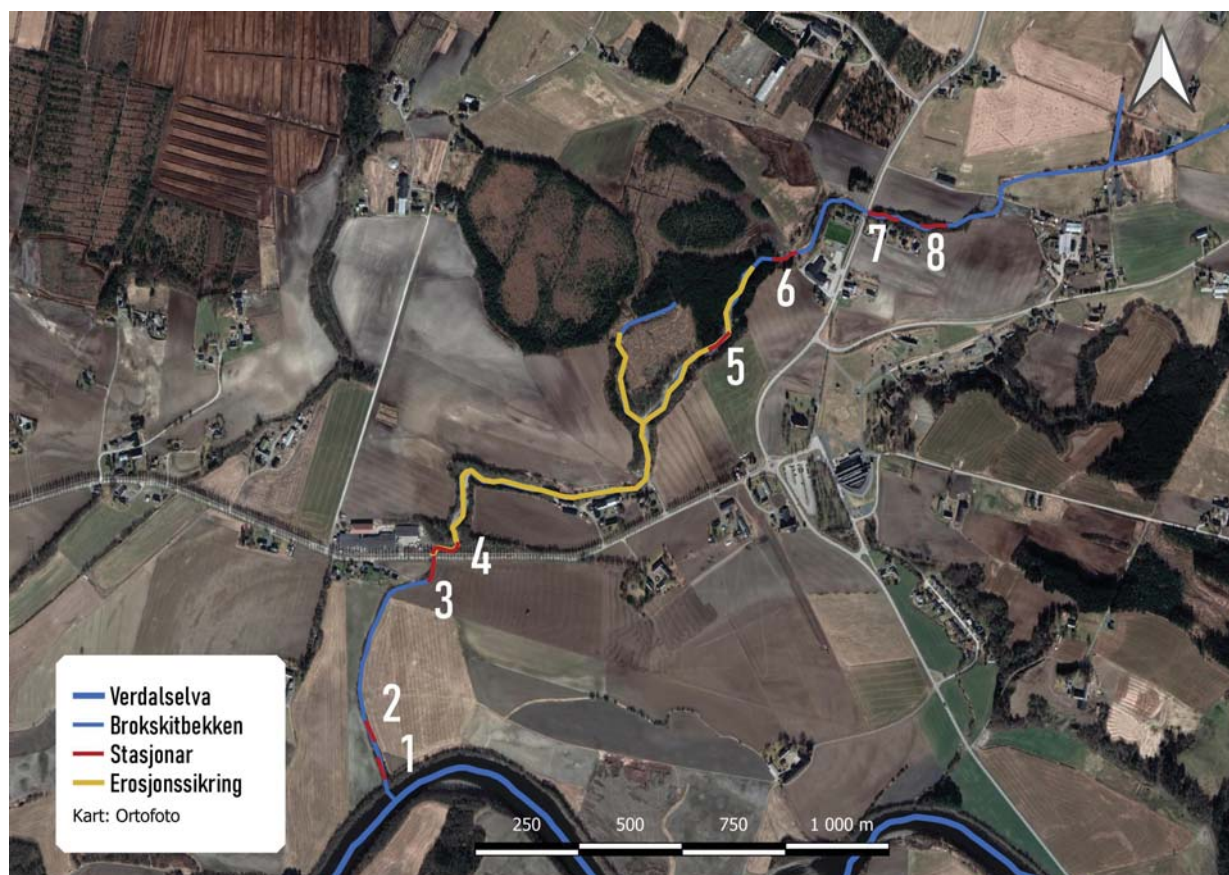
Bjørk/Sundbybekken

Stasjonar: 5	Anadrom strekning: 1.8 km	Fanga fisk: 179	Estimert tettleik: 51,3 ind./100 m ²
--------------	---------------------------	-----------------	---



Bjørk/Sundbybekken ligg på sørsida av Verdalselva. Anadrom strekning stoppar i naturleg vandringshinder om lag 10 meter ovanfor Sundbyvegen, som ligg ovanfor stasjon 4. Bekken renn gjennom eit jordbrukslandskap, men har god kantvegetasjon. Bekken renn i ein ravnedal, med unntak av stasjon 5 i samløpet med Sundbybekken. I stasjon 5 er kantsonen noko mindre og det er kortare avstand til driven jord. Bekken har mykje død ved, fleire brekkparti og eit heterogent habitat med gode oppveksttilhøve for fisk. Det er få kulpar i bekkene. Bilete er frå stasjon 3.

Stasjonar: 8 | Anadrom strekning: 3.5 km | Fanga fisk: 95 | Estimert tettleik: 24 ind./100 m²



Brokskitbekken ligg på nordsida av Verdalselva og renn gjennom Stiklestad skule (mellom stasjon 5 og 7). Frå utløpet og opp til Stiklestad allé går elva gjennom ein ravinedal med mykje finsubstrat og død ved. Ravinedalen har eit smalt vegetasjonsbelte som skil bekken frå jordbrukslandskapet. Frå Stiklestad allé og 1.2 km oppstrøms er bekken rassikra og bekkeleiet er restaurert av NVE. Før opning gjekk bekken gjennom ein kulvert ved Stiklestad allé 290, som har stoppa oppvandrande fisk sidan 1972. I mai 2020 opna det restaurerte strekket, og det vart mogleg for fisk å vandre opp mot skulen. Den restaurerte delen er dominert av grovt substrat, med fleire styrkparti og djupare kulpar. I august 2021 var kantvegetasjon på veg tilbake, og mykje or hadde etablert seg langs breidda. Hausten 2021 vart det funne fleire årsyngel mellom Stiklestad skule og kulvert under Leksdalsvegen. Stasjon 7 og 8 var fisketomme i august 2021. I november 2021 vart det fanga 7 fisk (102-130 mm) i stasjon 7 og funne 9 fisk (87 - 120 mm) i stasjon 8. Bilete er frå nyrestaurert del mellom stasjon 5 og 6.

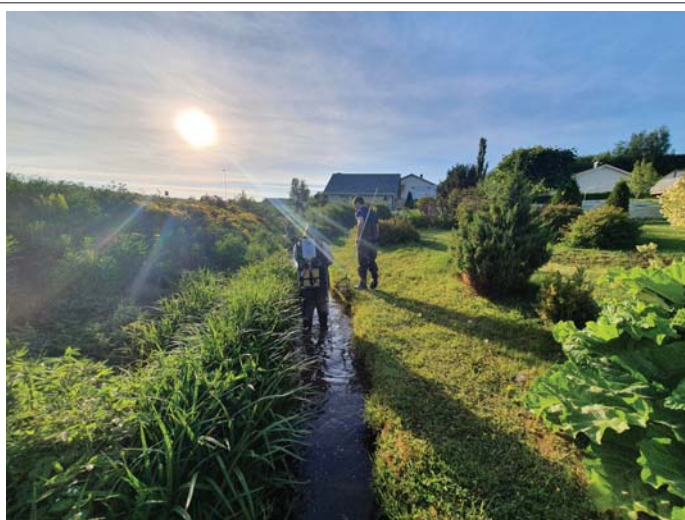
Stasjonar: 5 | Anadrom strekning: 2.8 km | Fanga fisk: 113 | Estimert tettheit: 56 ind./100 m²



Follobekken ligg på nordsida av Verdalselva. Nedafor Vukuvegen går bekken gjennom eit jordbrukslandskap, og elva ligg i ein djup ravinedal. Kantsonen er smal, og det er ein del søppel i bekke-skråninga. Bekken er prega av mykje finsubstrat, og mykje død ved. Stasjon 3 og 4 ligg i eit smalt orreskogsbelte, og det er gode gytetilhøve, men manglar djupe kulpar. Mellom stasjon 4 og 5 renn bekken gjennom eit ope jordbrukslandskap utan kantvegetasjon, lite vasstrøyming og med lite skjulmoglegheiter. Denne eksponerte strekninga kan verka som ei vandringsbarriere. Stasjon 5 vart etablert i 2020 og ligg i eit skogsområde med grovare substrat og meir død ved enn i stasjon 3 og 4. Bilete viser orreskogen i stasjon 4.

Korsådalsbekken

Stasjonar: 3	Anadrom strekning: 0.7 km	Fanga fisk: 50	Estimert tettleik: 34 ind./100 m ²
--------------	---------------------------	----------------	---



Korsådalsbekken ligg på nordsida av Verdalselva og renn gjennom Stiklestad Nasjonale Kultursenter. Anadrom strekning stoppar i lang kulvert under kultursenteret. Etter kulverten og inne på museumsområdet er det fleire problematiske passeringar som gjer at det er full stopp. Nederste stasjon går gjennom ein ravinedal med mykje finsubstrat og død ved. I kulvert under Vukuvegen er det betongtersklar. I stasjon 3 grensar bekken til jordbruksland på sørsida, og private hagar på nordsida. Bekken er her sterkt kanalisert. I stasjon 2 og 3 er det mykje finsubstrat og lite eller ingen død ved. Bilete viser sterkt kanalisert parti i stasjon 3.

Rossvollbekken

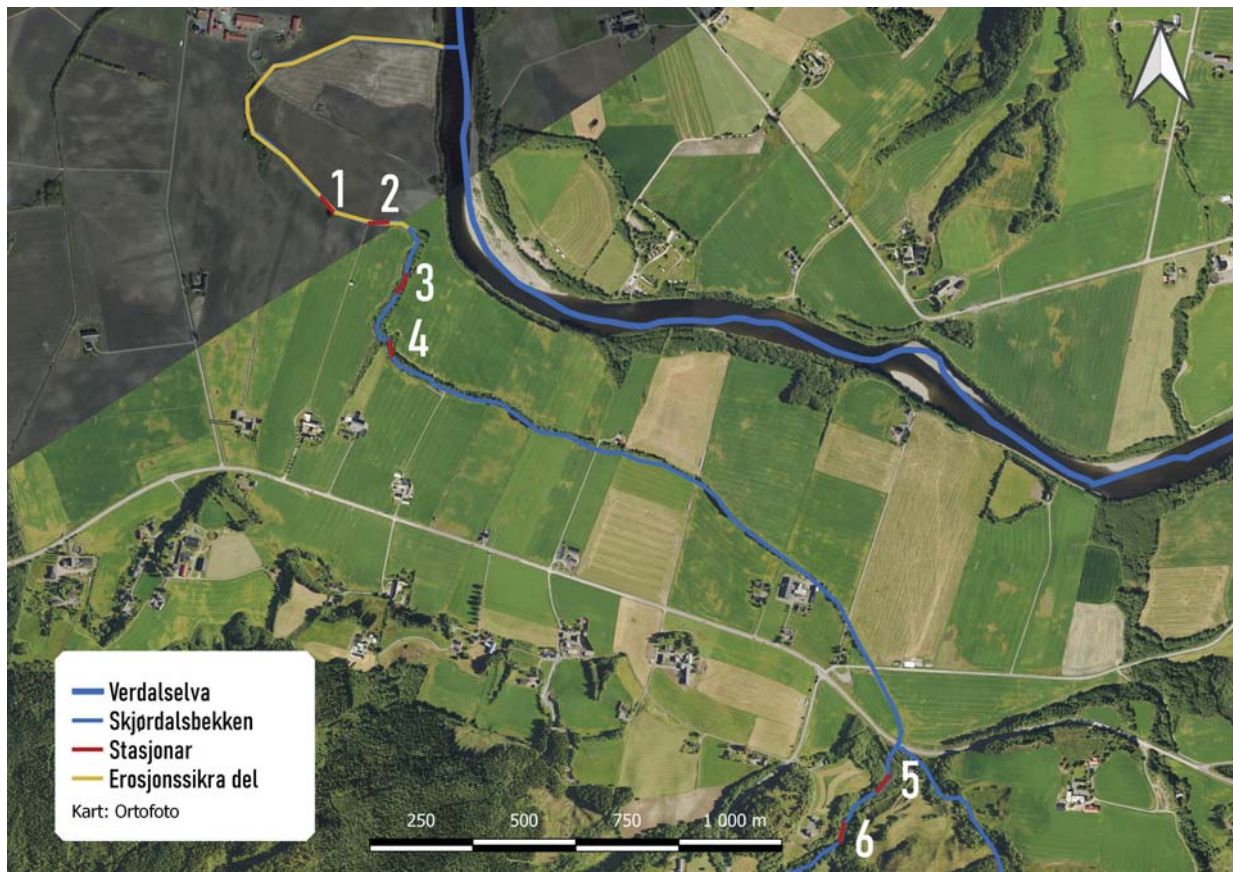
Stasjonar: 2 | Anadrom strekning: 2.4 km | Fanga fisk: 2 | Estimert tettleik: $2/100\text{ m}^2$



Rossvollbekken renn ut på sørsida av Verdalselva. Bekken har lite fall siste kilometrane før samløp med Verdalselva, noko som leier til låg vassnøggleik. I strekket mellom stasjon 1 og 2 går bekken i ein djup ravinedal. Bekken har mykje død ved og finsubstrat. Bekken har mykje leire, og det vert fort dårleg sikt ved mykje vatn. Finsubstratet og leirepåverknaden gjer at potensiell gytegrus vert nedslamma. Dei dårlege fysiske tilhøva reflekterast også i fangststatistikken, som viser særst låge fisketettleikar dei siste par åra. Bilete viser parti frå stasjon 1.

Skjördalsbekken

Stasjonar: 6	Anadrom strekning: 3.9 km	Fanga fisk: 332	Tettleik fisk: 168 ind./100 m ²
--------------	---------------------------	-----------------	--



Skjördalsbekken renn ut ved Verdalselvas sørlege breidd. I stasjon 1 og 2 er bekken sterkt kanalisert og erosjonssikra gjennom eit jordbruksområde, der planta kjempespringfrø er dominerande langs elvebreidda. Langs breidda manglar det kantvegetasjon og substratet er prega av finsediment med lite skjul. Eit par store steinar er plassert i bekken ved stasjon 1 for å skape variasjon. Til tross for at bekkestrekket er relativt homogent vert det likevel funne relativt store tettleikar med fisk her. I stasjon 3 og 4 går bekken i ein ravinedal, med rikelege mengder skjul, død ved, gytegrus og god kulpdekning. Over Jamtlandsvegen går bekken inn i den skogkledde Skjördalen. I stasjon 5 renn bekken breidt, og med lite skjul, men godt med gytegrus. Stasjon 6 er prega av stryk og grovare substrat med høgare vassnøggleik. Dei to øvste stasjonane har nokre av dei høgaste tettleikane av alle bekkane i studieområdet. Bilete er frå erosjonssikra parti ved stasjon 2.

Vedlegg 2 - Stasjonskoordinatar

UTM32 - format. **X** = Austleg **Y** = Nordleg

		Start (nedst)		Slutt (øvest)	
Bekk	Stasjon	X	Y	X	Y
Bjørk/Sundbybekken	1	628257	7073655	628264	7073604
Bjørk/Sundbybekken	2	628339	7073526	628344	7073483
Bjørk/Sundbybekken	3	628301	7073437	628305	7073409
Bjørk/Sundbybekken	4	628320	7073345	628329	7073282
Bjørk/Sundbybekken	5	628610	7073356	628659	7073360
Brokskitbekken	1	625113	7076052	625091	7076098
Brokskitbekken	2	625079	7076146	625063	7076187
Brokskitbekken	3	625206	7076536	625228	7076588
Brokskitbekken	4	625233	7076608	625280	7076616
Brokskitbekken	5	625934	7077177	625952	7077218
Brokskitbekken	6	626066	7077310	626105	7077332
Brokskitbekken	7	626281	7077427	626324	7077410
Brokskitbekken	8	626421	7077392	626458	7077388
Follobekken	1	628436	7074095	628443	7074130
Follobekken	2	628502	7074227	628512	7074275
Follobekken	3	628551	7075393	628517	7075412
Follobekken	4	628501	7075530	628504	7075570
Follobekken	5	628698	7076667	628708	7076077
Korsådalbekken	1	626455	7076048	626489	7076098
Korsådalbekken	2	626492	7076319	626504	7076333
Korsådalbekken	3	626460	7076407	626416	7076448
Rossvollbekken	1	625916	7075459	625945	7075422
Rossvollbekken	2	626012	7075337	626027	7075298
Skjördalsbekken	1	626351	7074402	626376	7074370
Skjördalsbekken	2	626468	7074343	626510	7074340
Skjördalsbekken	3	626565	7074209	626532	7074176
Skjördalsbekken	4	626514	7074048	626522	7074015
Skjördalsbekken	5	627727	7073000	627697	7072955
Skjördalsbekken	6	627617	7072875	627611	7072836

Vedlegg 3 - Tettleik i bøtter

Tettleiksdata frå elfiske august-september 2021. **Nullpluss** = Antall 0+ fanga i gitt bøtteseegment (1 overfiskerunde). **Einpluss** = Antall 1+ fanga i gitt bøtteseegmentet (1 overfiskerunde). **Catchab0** = Fangbarheit på 0+ i gitt stasjon. **Catchab1** = Fangbarheit på 1+ i gitt stasjon. **Tettl1** = Tettleik 1+ per 100 m², korrigert for fangbarheit. **Tettl0** = Tettleik 0+ per 100 m², korrigert for fangbarheit.

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Bjørkbekken	1	5	0	0	0,41	0,38	0	0
Bjørkbekken	1	3	1	3	0,41	0,38	33,74	10,42
Bjørkbekken	1	4	3	1	0,41	0,38	11,84	32,92
Bjørkbekken	1	9	1	0	0,41	0,38	0	16,54
Bjørkbekken	1	10	5	0	0,41	0,38	0	86,86
Bjørkbekken	1	2	0	0	0,41	0,38	0	0
Bjørkbekken	1	7	0	0	0,41	0,38	0	0
Bjørkbekken	1	1	0	0	0,41	0,38	0	0
Bjørkbekken	1	6	0	1	0,41	0,38	19,06	0
Bjørkbekken	1	8	1	1	0,41	0,38	19,06	17,67
Bjørkbekken	2	10	0	2	0,51	0,52	21,37	0
Bjørkbekken	2	3	2	0	0,51	0,52	0	28,11
Bjørkbekken	2	9	5	1	0,51	0,52	10,06	51,26
Bjørkbekken	2	2	4	0	0,51	0,52	0	46,48
Bjørkbekken	2	7	5	2	0,51	0,52	17,44	44,46
Bjørkbekken	2	8	0	1	0,51	0,52	10,30	0
Bjørkbekken	2	1	2	0	0,51	0,52	0	22,93
Bjørkbekken	2	5	1	1	0,51	0,52	8,46	8,63
Bjørkbekken	2	6	0	0	0,51	0,52	0	0
Bjørkbekken	2	4	4	1	0,51	0,52	11,25	45,87
Bjørkbekken	3	5	2	0	0,14	0,46	0	92,50
Bjørkbekken	3	3	2	1	0,14	0,46	15,04	98,84
Bjørkbekken	3	4	1	0	0,14	0,46	0	41,95
Bjørkbekken	3	9	0	0	0,14	0,46	0	0
Bjørkbekken	3	10	0	0	0,14	0,46	0	0
Bjørkbekken	3	2	0	0	0,14	0,46	0	0
Bjørkbekken	3	7	0	0	0,14	0,46	0	0
Bjørkbekken	3	1	2	2	0,14	0,46	36,00	118,28
Bjørkbekken	3	6	3	3	0,14	0,46	54,90	180,38
Bjørkbekken	3	8	0	0	0,14	0,46	0	0
Bjørkbekken	4	10	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbekken	4	3	0	0	0,51	0,49	0	0

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Bjørkbecken	4	9	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	2	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	7	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	8	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	1	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	5	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	6	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	4	4	0	0	0,51	0,49	0	0
Bjørkbecken	5	5	5	0	0,6	1	0	132,28
Bjørkbecken	5	3	3	0	0,6	1	0	48,31
Bjørkbecken	5	4	1	0	0,6	1	0	18,99
Bjørkbecken	5	9	9	0	0,6	1	0	246,91
Bjørkbecken	5	10	2	0	0,6	1	0	54,87
Bjørkbecken	5	2	6	0	0,6	1	0	98,77
Bjørkbecken	5	7	5	0	0,6	1	0	132,28
Bjørkbecken	5	1	8	0	0,6	1	0	128,82
Bjørkbecken	5	6	5	0	0,6	1	0	123,46
Bjørkbecken	5	8	1	0	0,6	1	0	32,21
Brokskitbekken	1	10	2	2	0,45	0,53	34,98	41,20
Brokskitbekken	1	3	4	0	0,45	0,53	0	73,73
Brokskitbekken	1	9	1	1	0,45	0,53	18,59	21,89
Brokskitbekken	1	2	1	0	0,45	0,53	0	20,21
Brokskitbekken	1	7	2	1	0,45	0,53	33,04	77,83
Brokskitbekken	1	8	0	5	0,45	0,53	139,39	0
Brokskitbekken	1	1	1	0	0,45	0,53	0	32,83
Brokskitbekken	1	5	2	0	0,45	0,53	0	61,81
Brokskitbekken	1	6	4	8	0,45	0,53	237,89	140,09
Brokskitbekken	1	4	11	6	0,45	0,53	113,89	245,91
Brokskitbekken	2	5	0	1	0,65	0,47	32,74	0
Brokskitbekken	2	3	1	0	0,65	0,47	0	23,68
Brokskitbekken	2	4	0	0	0,65	0,47	0	0
Brokskitbekken	2	9	0	1	0,65	0,47	38,88	0
Brokskitbekken	2	10	0	0	0,65	0,47	0	0
Brokskitbekken	2	2	0	0	0,65	0,47	0	0
Brokskitbekken	2	7	0	0	0,65	0,47	0	0

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Brokskitbekken	2	1	1	0	0,65	0,47	0	29,02
Brokskitbekken	2	6	0	1	0,65	0,47	30,35	0
Brokskitbekken	2	8	0	0	0,65	0,47	0	0
Brokskitbekken	3	10	0	0	0,36	0,47	0	0
Brokskitbekken	3	3	1	1	0,36	0,47	35,02	45,72
Brokskitbekken	3	9	0	1	0,36	0,47	17,51	0
Brokskitbekken	3	2	1	0	0,36	0,47	0	47,48
Brokskitbekken	3	7	0	1	0,36	0,47	29,55	0
Brokskitbekken	3	8	0	1	0,36	0,47	23,64	0
Brokskitbekken	3	1	0	0	0,36	0,47	0	0
Brokskitbekken	3	5	0	1	0,36	0,47	35,02	0
Brokskitbekken	3	6	0	2	0,36	0,47	63,04	0
Brokskitbekken	3	4	1	1	0,36	0,47	29,55	38,58
Brokskitbekken	4	5	0	0	0,48	0,51	0	0
Brokskitbekken	4	3	0	3	0,48	0,51	58,36	0
Brokskitbekken	4	4	2	3	0,48	0,51	52,71	37,34
Brokskitbekken	4	9	0	1	0,48	0,51	19,45	0
Brokskitbekken	4	10	1	0	0,48	0,51	0	14,84
Brokskitbekken	4	2	1	1	0,48	0,51	20,17	21,43
Brokskitbekken	4	7	0	0	0,48	0,51	0	0
Brokskitbekken	4	1	0	0	0,48	0,51	0	0
Brokskitbekken	4	6	2	1	0,48	0,51	14,33	30,46
Brokskitbekken	4	8	3	1	0,48	0,51	20,95	66,77
Brokskitbekken	5	10	1	0	1	1	0	9,85
Brokskitbekken	5	3	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	5	9	1	0	1	1	0	12,24
Brokskitbekken	5	2	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	5	7	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	5	8	1	0	1	1	0	12,63
Brokskitbekken	5	1	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	5	5	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	5	6	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	5	4	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	3	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	4	0	0	1	1	0	0

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Brokskitbekken	6	5	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	6	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	7	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	8	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	9	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	10	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	6	2	1	0	1	1	0	13,07
Brokskitbekken	6	1	2	0	1	1	0	27,78
Brokskitbekken	7	9	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	7	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	8	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	1	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	10	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	2	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	3	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	4	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	5	0	0	1	1	0	0
Brokskitbekken	7	6	0	0	1	1	0	0
Follobekken	1	9	0	0	0,62	0,57	0	0
Follobekken	1	10	0	0	0,62	0,57	0	0
Follobekken	1	2	0	1	0,62	0,57	23,04	0
Follobekken	1	3	0	0	0,62	0,57	0	0
Follobekken	1	1	1	0	0,62	0,57	0	20,32
Follobekken	1	5	2	0	0,62	0,57	0	51,06
Follobekken	1	6	1	0	0,62	0,57	0	27,66
Follobekken	1	7	0	0	0,62	0,57	0	0
Follobekken	1	4	2	3	0,62	0,57	81,22	49,78
Follobekken	1	8	0	0	0,62	0,57	0	0
Follobekken	2	10	1	0	0,63	0,78	0	41,50
Follobekken	2	2	7	1	0,63	0,78	25,90	224,47
Follobekken	2	3	3	0	0,63	0,78	0	88,18
Follobekken	2	1	6	0	0,63	0,78	0	192,40
Follobekken	2	5	7	0	0,63	0,78	0	141,09
Follobekken	2	6	6	0	0,63	0,78	0	72,98
Follobekken	2	7	2	0	0,63	0,78	0	26,62

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Follobekken	2	4	10	0	0,63	0,78	0	293,94
Follobekken	2	9	0	1	0,63	0,78	28,49	0
Follobekken	2	8	2	1	0,63	0,78	21,92	54,27
Follobekken	3	5	4	0	0,36	1	0	162,44
Follobekken	3	6	4	0	0,36	1	0	131,34
Follobekken	3	4	2	0	0,36	1	0	110,23
Follobekken	3	1	1	0	0,36	1	0	67,10
Follobekken	3	10	7	0	0,36	1	0	240,05
Follobekken	3	2	8	0	0,36	1	0	425,71
Follobekken	3	3	2	0	0,36	1	0	106,43
Follobekken	3	8	3	1	0,36	1	17,92	149,34
Follobekken	3	9	6	0	0,36	1	0	370,37
Follobekken	3	7	1	0	0,36	1	0	34,29
Follobekken	4	9	3	0	0,2	0,82	0	277,78
Follobekken	4	7	5	0	0,2	0,82	0	448,03
Follobekken	4	8	0	0	0,2	0,82	0	0
Follobekken	4	1	0	0	0,2	0,82	0	0
Follobekken	4	10	3	0	0,2	0,82	0	252,53
Follobekken	4	2	0	0	0,2	0,82	0	0
Follobekken	4	3	0	0	0,2	0,82	0	0
Follobekken	4	4	0	0	0,2	0,82	0	0
Follobekken	4	5	1	0	0,2	0,82	0	81,70
Follobekken	4	6	3	0	0,2	0,82	0	287,36
Follobekken	5	9	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	10	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	2	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	3	1	0	0,57	1	0	38,41
Follobekken	5	1	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	5	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	6	1	0	0,57	1	0	25,90
Follobekken	5	7	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	4	0	0	0,57	1	0	0
Follobekken	5	8	0	0	0,57	1	0	0
Korsådalbekken	1	10	0	0	0,72	0,76	0	0
Korsådalbekken	1	2	3	2	0,72	0,76	20,89	33,07

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Korsådalbekken	1	3	0	0	0,72	0,76	0	0
Korsådalbekken	1	1	2	2	0,72	0,76	19,89	21,00
Korsådalbekken	1	5	2	1	0,72	0,76	17,40	36,74
Korsådalbekken	1	6	1	0	0,72	0,76	0	24,50
Korsådalbekken	1	7	1	1	0,72	0,76	23,21	24,50
Korsådalbekken	1	4	4	1	0,72	0,76	20,89	88,18
Korsådalbekken	1	9	4	1	0,72	0,76	10,19	43,02
Korsådalbekken	1	8	5	0	0,72	0,76	0	68,89
Korsådalbekken	2	5	1	0	0,6	1	0	87,04
Korsådalbekken	2	6	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	2	4	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	2	1	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	2	10	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	2	2	3	0	0,6	1	0	250,25
Korsådalbekken	2	3	1	0	0,6	1	0	69,03
Korsådalbekken	2	8	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	2	9	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	2	7	0	0	0,6	1	0	0
Korsådalbekken	3	9	0	0	0,44	0,89	0	0
Korsådalbekken	3	7	3	0	0,44	0,89	0	150,31
Korsådalbekken	3	8	2	0	0,44	0,89	0	106,10
Korsådalbekken	3	1	1	0	0,44	0,89	0	69,38
Korsådalbekken	3	10	1	0	0,44	0,89	0	60,13
Korsådalbekken	3	2	2	0	0,44	0,89	0	106,10
Korsådalbekken	3	3	2	0	0,44	0,89	0	106,10
Korsådalbekken	3	4	1	0	0,44	0,89	0	50,10
Korsådalbekken	3	5	0	0	0,44	0,89	0	0
Korsådalbekken	3	6	0	0	0,44	0,89	0	0
Rossvollbekken	1	1	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	10	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	2	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	3	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	4	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	5	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	6	0	0	1	1	0	0

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Rossvollbekken	1	7	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	1	8	0	1	1	1	17,09	0
Rossvollbekken	1	9	0	0	1	1	0	0
Rossvollbekken	2	1	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	10	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	2	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	3	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	4	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	5	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	6	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	7	0	0	1	0,57	0	0
Rossvollbekken	2	8	0	1	1	0,57	34,93	0
Rossvollbekken	2	9	0	0	1	0,57	0	0
Skjördalsbekken	1	1	0	0	0,38	0,57	0	0
Skjördalsbekken	1	10	2	0	0,38	0,57	0	64,98
Skjördalsbekken	1	2	0	0	0,38	0,57	0	0
Skjördalsbekken	1	3	1	0	0,38	0,57	0	33,23
Skjördalsbekken	1	4	6	0	0,38	0,57	0	199,36
Skjördalsbekken	1	5	3	0	0,38	0,57	0	102,00
Skjördalsbekken	1	6	2	1	0,38	0,57	22,15	66,45
Skjördalsbekken	1	7	2	0	0,38	0,57	0	68,00
Skjördalsbekken	1	8	1	0	0,38	0,57	0	29,84
Skjördalsbekken	1	9	0	0	0,38	0,57	0	0
Skjördalsbekken	2	1	8	0	0,28	1	0	189,64
Skjördalsbekken	2	10	10	0	0,28	1	0	290,93
Skjördalsbekken	2	2	1	0	0,28	1	0	25,60
Skjördalsbekken	2	3	14	0	0,28	1	0	416,77
Skjördalsbekken	2	4	8	0	0,28	1	0	213,35
Skjördalsbekken	2	5	4	0	0,28	1	0	91,43
Skjördalsbekken	2	6	9	0	0,28	1	0	221,55
Skjördalsbekken	2	7	9	0	0,28	1	0	213,35
Skjördalsbekken	2	8	7	0	0,28	1	0	175,70
Skjördalsbekken	2	9	2	0	0,28	1	0	62,44
Skjördalsbekken	3	1	0	0	0,34	0,35	0	0
Skjördalsbekken	3	10	1	0	0,34	0,35	0	30,26

Held fram på neste side

Tabell 10 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Skjördalsbekken	3	2	2	1	0,34	0,35	25,20	51,87
Skjördalsbekken	3	3	3	0	0,34	0,35	0	68,08
Skjördalsbekken	3	4	3	1	0,34	0,35	15,68	48,41
Skjördalsbekken	3	5	0	2	0,34	0,35	28,22	0
Skjördalsbekken	3	6	1	0	0,34	0,35	0	18,16
Skjördalsbekken	3	7	4	9	0,34	0,35	211,64	96,83
Skjördalsbekken	3	8	1	0	0,34	0,35	0	22,69
Skjördalsbekken	3	9	1	0	0,34	0,35	0	24,62
Skjördalsbekken	4	1	3	1	0,38	0,25	77,46	152,89
Skjördalsbekken	4	10	0	0	0,38	0,25	0	0
Skjördalsbekken	4	2	2	0	0,38	0,25	0	68,80
Skjördalsbekken	4	3	2	2	0,38	0,25	80,44	52,92
Skjördalsbekken	4	4	2	5	0,38	0,25	222,50	58,55
Skjördalsbekken	4	5	0	0	0,38	0,25	0	0
Skjördalsbekken	4	6	3	0	0,38	0,25	0	87,83
Skjördalsbekken	4	7	5	0	0,38	0,25	0	181,05
Skjördalsbekken	4	8	3	0	0,38	0,25	0	80,94
Skjördalsbekken	4	9	2	0	0,38	0,25	0	44,39
Skjördalsbekken	5	1	4	0	0,36	0,47	0	145,07
Skjördalsbekken	5	10	16	1	0,36	0,47	26,36	550,53
Skjördalsbekken	5	2	8	1	0,36	0,47	34,26	357,85
Skjördalsbekken	5	3	0	0	0,36	0,47	0	0
Skjördalsbekken	5	4	0	0	0,36	0,47	0	0
Skjördalsbekken	5	5	15	0	0,36	0,47	0	447,31
Skjördalsbekken	5	6	2	0	0,36	0,47	0	62,41
Skjördalsbekken	5	7	2	0	0,36	0,47	0	57,10
Skjördalsbekken	5	8	9	1	0,36	0,47	27,05	317,82
Skjördalsbekken	5	9	0	0	0,36	0,47	0	0,00
Skjördalsbekken	6	1	6	0	0,56	0,47	0	186,01
Skjördalsbekken	6	10	4	2	0,56	0,47	98,50	165,34
Skjördalsbekken	6	2	14	3	0,56	0,47	114,39	448,03
Skjördalsbekken	6	3	11	0	0,56	0,47	0	389,74
Skjördalsbekken	6	4	21	0	0,56	0,47	0	631,31
Skjördalsbekken	6	5	17	2	0,56	0,47	65,67	468,47
Skjördalsbekken	6	6	6	1	0,56	0,47	23,64	119,05

Held fram på neste side

Tabell 10 – *Framhald frå førre side*

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Nullpluss	Einpluss	Catchab0	Catchab1	Tettl1	Tettl0
Skjördalsbekken	6	7	3	0	0,56	0,47	0	40,22
Skjördalsbekken	6	8	7	0	0,56	0,47	0	110,23
Skjördalsbekken	6	9	15	1	0,56	0,47	43,78	551,15

Vedlegg 4 - Mesohabitatregistreringar

Breidd= Snitt av bekkebreidd ved bømte n og bømte n-1. **St.lengd** = lengd på heile stasjonen i meter. **Areal** = Arealet av git bømtesegment i m². **Kulp, Brekk, Stryk** = Prosentvis fordeling innad i gitt bømtesegment. **Død ved**= Antall einingar død ved i gitt bømtesegment. **Shannon**= Shannon diversitetsindeks. Høg verdi = meir diversitet.

Bekk	Stasjon	Bømtenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Bjørkbekken	1	5	3,42	52	17,784	0	10	90	3	0,33
Bjørkbekken	1	3	4,5	52	23,4	0	20	80	1	0,50
Bjørkbekken	1	4	4,275	52	22,23	0	10	90	3	0,33
Bjørkbekken	1	9	2,835	52	14,742	0	10	90	0	0,33
Bjørkbekken	1	10	2,7	52	14,04	0	10	90	3	0,33
Bjørkbekken	1	2	3,825	52	19,89	0	10	90	1	0,33
Bjørkbekken	1	7	2,205	52	11,466	0	0	100	1	0
Bjørkbekken	1	1	2,475	52	12,87	0	0	100	0	0
Bjørkbekken	1	6	2,655	52	13,806	0	10	90	3	0,33
Bjørkbekken	1	8	2,655	52	13,806	0	10	90	3	0,33
Bjørkbekken	2	10	3,6	50	18	0	10	90	2	0,33
Bjørkbekken	2	3	2,79	50	13,95	0	90	10	2	0,33
Bjørkbekken	2	9	3,825	50	19,125	0	50	50	6	0,69
Bjørkbekken	2	2	3,375	50	16,875	0	100	0	1	0
Bjørkbekken	2	7	4,41	50	22,05	0	20	80	6	0,50
Bjørkbekken	2	8	3,735	50	18,675	0	10	90	4	0,33
Bjørkbekken	2	1	3,42	50	17,1	0	0	100	1	0
Bjørkbekken	2	5	4,545	50	22,725	0	50	50	8	0,69
Bjørkbekken	2	6	4,95	50	24,75	0	30	70	7	0,61
Bjørkbekken	2	4	3,42	50	17,1	0	50	50	4	0,69
Bjørkbekken	3	5	3,51	44	15,444	0	70	30	1	0,61
Bjørkbekken	3	3	3,285	44	14,454	0	20	80	4	0,50
Bjørkbekken	3	4	3,87	44	17,028	0	0	100	3	0
Bjørkbekken	3	9	3,375	44	14,85	0	0	100	0	0
Bjørkbekken	3	10	2,88	44	12,672	0	50	50	2	0,69
Bjørkbekken	3	2	3,195	44	14,058	0	0	100	5	0
Bjørkbekken	3	7	2,7	44	11,88	0	0	100	1	0
Bjørkbekken	3	1	2,745	44	12,078	0	30	70	3	0,61
Bjørkbekken	3	6	2,7	44	11,88	0	20	80	3	0,50
Bjørkbekken	3	8	2,925	44	12,87	0	0	100	0	0
Bjørkbekken	4	10	2,565	50	12,825	0	0	100	2	0
Bjørkbekken	4	3	2,925	50	14,625	0	0	100	1	0

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Bjørkbekken	4	9	2,52	50	12,6	0	10	90	2	0,33
Bjørkbekken	4	2	2,565	50	12,825	0	0	100	2	0
Bjørkbekken	4	7	2,7	50	13,5	0	10	90	2	0,33
Bjørkbekken	4	8	2,34	50	11,7	0	0	100	2	0
Bjørkbekken	4	1	2,565	50	12,825	0	10	90	3	0,33
Bjørkbekken	4	5	4,59	50	22,95	0	0	100	0	0
Bjørkbekken	4	6	4,59	50	22,95	0	20	80	0	0,50
Bjørkbekken	4	4	3,24	50	16,2	0	20	80	1	0,50
Bjørkbekken	5	5	1,26	50	6,3	0	60	40	1	0,67
Bjørkbekken	5	3	2,07	50	10,35	0	100	0	0	0
Bjørkbekken	5	4	1,755	50	8,775	0	100	0	0	0
Bjørkbekken	5	9	1,215	50	6,075	0	80	20	2	0,50
Bjørkbekken	5	10	1,215	50	6,075	0	10	90	0	0,33
Bjørkbekken	5	2	2,025	50	10,125	0	50	50	0	0,69
Bjørkbekken	5	7	1,26	50	6,3	0	80	20	1	0,50
Bjørkbekken	5	1	2,07	50	10,35	0	100	0	2	0
Bjørkbekken	5	6	1,35	50	6,75	0	50	50	0	0,69
Bjørkbekken	5	8	1,035	50	5,175	0	80	20	0	0,50
Brokskitbekken	1	10	2,295	47	10,7865	20	10	70	4	0,80
Brokskitbekken	1	3	2,565	47	12,0555	70	30	0	1	0,61
Brokskitbekken	1	9	2,16	47	10,152	50	30	20	3	1,03
Brokskitbekken	1	2	2,34	47	10,998	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	1	7	1,215	47	5,7105	80	20	0	3	0,50
Brokskitbekken	1	8	1,44	47	6,768	60	30	10	5	0,90
Brokskitbekken	1	1	1,44	47	6,768	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	1	5	1,53	47	7,191	10	10	80	0	0,64
Brokskitbekken	1	6	1,35	47	6,345	100	0	0	2	0
Brokskitbekken	1	4	2,115	47	9,9405	40	40	20	5	1,05
Brokskitbekken	2	5	1,71	38	6,498	100	0	0	2	0
Brokskitbekken	2	3	1,71	38	6,498	100	0	0	0	0
Brokskitbekken	2	4	1,71	38	6,498	100	0	0	0	0
Brokskitbekken	2	9	1,44	38	5,472	0	80	20	2	0,50
Brokskitbekken	2	10	1,35	38	5,13	50	30	20	1	1,03
Brokskitbekken	2	2	1,575	38	5,985	70	10	20	2	0,80
Brokskitbekken	2	7	1,935	38	7,353	40	60	0	0	0,67

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Brokskitbekken	2	1	1,395	38	5,301	0	10	90	4	0,33
Brokskitbekken	2	6	1,845	38	7,011	100	0	0	1	0
Brokskitbekken	2	8	2,16	38	8,208	0	30	70	0	0,61
Brokskitbekken	3	10	2,475	50	12,375	70	30	0	0	0,61
Brokskitbekken	3	3	1,215	50	6,075	20	50	30	0	1,03
Brokskitbekken	3	9	2,43	50	12,15	0	50	50	0	0,69
Brokskitbekken	3	2	1,17	50	5,85	30	40	30	4	1,09
Brokskitbekken	3	7	1,44	50	7,2	0	20	80	1	0,50
Brokskitbekken	3	8	1,8	50	9	0	0	100	2	0
Brokskitbekken	3	1	1,575	50	7,875	30	70	0	2	0,61
Brokskitbekken	3	5	1,215	50	6,075	0	90	10	1	0,33
Brokskitbekken	3	6	1,35	50	6,75	0	70	30	1	0,61
Brokskitbekken	3	4	1,44	50	7,2	0	80	20	0	0,50
Brokskitbekken	4	5	1,53	80	12,24	0	50	50	0	0,69
Brokskitbekken	4	3	1,26	80	10,08	60	20	20	0	0,95
Brokskitbekken	4	4	1,395	80	11,16	20	30	50	0	1,03
Brokskitbekken	4	9	1,26	80	10,08	10	20	70	0	0,80
Brokskitbekken	4	10	1,755	80	14,04	0	70	30	0	0,61
Brokskitbekken	4	2	1,215	80	9,72	0	20	80	0	0,50
Brokskitbekken	4	7	1,53	80	12,24	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	4	1	1,17	80	9,36	0	50	50	0	0,69
Brokskitbekken	4	6	1,71	80	13,68	0	30	70	0	0,61
Brokskitbekken	4	8	1,17	80	9,36	0	50	50	0	0,69
Brokskitbekken	5	10	1,845	55	10,1475	0	0	100	0	0
Brokskitbekken	5	3	1,98	55	10,89	80	20	0	0	0,50
Brokskitbekken	5	9	1,485	55	8,1675	0	40	60	0	0,67
Brokskitbekken	5	2	2,655	55	14,6025	100	0	0	1	0
Brokskitbekken	5	7	1,935	55	10,6425	70	30	0	0	0,61
Brokskitbekken	5	8	1,44	55	7,92	0	40	60	0	0,67
Brokskitbekken	5	1	2,025	55	11,1375	90	10	0	0	0,33
Brokskitbekken	5	5	1,665	55	9,1575	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	5	6	1,845	55	10,1475	90	10	0	0	0,33
Brokskitbekken	5	4	1,575	55	8,6625	0	40	60	0	0,67
Brokskitbekken	6	3	0,945	50	4,725	10	30	60	0	0,90
Brokskitbekken	6	4	0,63	50	3,15	10	10	80	0	0,64

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Brokskitbekken	6	5	1,035	50	5,175	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	6	6	0,99	50	4,95	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	6	7	0,945	50	4,725	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	6	8	1,17	50	5,85	0	0	100	0	0
Brokskitbekken	6	9	1,17	50	5,85	0	0	100	0	0
Brokskitbekken	6	10	0,99	50	4,95	0	0	100	0	0
Brokskitbekken	6	2	1,53	50	7,65	0	10	90	0	0,33
Brokskitbekken	6	1	1,44	50	7,2	0	0	100	0	0
Brokskitbekken	7	9	1,62	50	8,1	0	60	40	3	0,67
Brokskitbekken	7	7	1,305	50	6,525	90	10	0	2	0,33
Brokskitbekken	7	8	1,17	50	5,85	0	50	50	5	0,69
Brokskitbekken	7	1	1,26	50	6,3	0	90	10	0	0,33
Brokskitbekken	7	10	1,89	50	9,45	40	60	0	7	0,67
Brokskitbekken	7	2	1,26	50	6,3	80	20	0	0	0,50
Brokskitbekken	7	3	1,35	50	6,75	50	30	20	5	1,03
Brokskitbekken	7	4	1,35	50	6,75	20	50	30	4	1,03
Brokskitbekken	7	5	0,99	50	4,95	10	40	50	2	0,94
Brokskitbekken	7	6	1,035	50	5,175	80	10	10	2	0,64
Follobekken	1	9	1,215	36	4,374	90	10	0	5	0,33
Follobekken	1	10	1,26	36	4,536	0	100	0	2	0
Follobekken	1	2	2,115	36	7,614	100	0	0	1	0
Follobekken	1	3	2,025	36	7,29	100	0	0	2	0
Follobekken	1	1	2,205	36	7,938	100	0	0	3	0
Follobekken	1	5	1,755	36	6,318	50	50	0	10	0,69
Follobekken	1	6	1,62	36	5,832	0	100	0	3	0
Follobekken	1	7	1,395	36	5,022	0	100	0	0	0
Follobekken	1	4	1,8	36	6,48	0	70	30	5	0,61
Follobekken	1	8	1,44	36	5,184	0	100	0	2	0
Follobekken	2	10	0,765	50	3,825	0	0	100	0	0
Follobekken	2	2	0,99	50	4,95	0	80	20	0	0,50
Follobekken	2	3	1,08	50	5,4	0	0	100	1	0
Follobekken	2	1	0,99	50	4,95	0	0	100	0	0
Follobekken	2	5	1,575	50	7,875	0	10	90	0	0,33
Follobekken	2	6	2,61	50	13,05	0	20	80	0	0,50
Follobekken	2	7	2,385	50	11,925	0	20	80	0	0,50

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Follobekken	2	4	1,08	50	5,4	0	0	100	0	0
Follobekken	2	9	0,9	50	4,5	0	50	50	0	0,69
Follobekken	2	8	1,17	50	5,85	0	50	50	0	0,69
Follobekken	3	5	1,71	40	6,84	0	80	20	1	0,50
Follobekken	3	6	2,115	40	8,46	0	40	60	0	0,67
Follobekken	3	4	1,26	40	5,04	0	10	90	0	0,33
Follobekken	3	1	1,035	40	4,14	0	0	100	1	0
Follobekken	3	10	2,025	40	8,1	30	40	30	5	1,09
Follobekken	3	2	1,305	40	5,22	0	100	0	0	0
Follobekken	3	3	1,305	40	5,22	0	30	70	0	0,61
Follobekken	3	8	1,395	40	5,58	50	30	20	1	1,03
Follobekken	3	9	1,125	40	4,5	0	100	0	4	0
Follobekken	3	7	2,025	40	8,1	50	50	0	0	0,69
Follobekken	4	9	1,35	40	5,4	0	10	90	2	0,33
Follobekken	4	7	1,395	40	5,58	0	100	0	3	0
Follobekken	4	8	1,395	40	5,58	0	70	30	3	0,61
Follobekken	4	1	1,71	40	6,84	0	60	40	7	0,67
Follobekken	4	10	1,485	40	5,94	0	20	80	0	0,50
Follobekken	4	2	2,34	40	9,36	0	70	30	4	0,61
Follobekken	4	3	2,385	40	9,54	30	70	0	4	0,61
Follobekken	4	4	1,755	40	7,02	0	100	0	5	0
Follobekken	4	5	1,53	40	6,12	30	50	20	10	1,03
Follobekken	4	6	1,305	40	5,22	0	10	90	5	0,33
Follobekken	5	9	1,53	35	5,355	0	50	50	5	0,69
Follobekken	5	10	1,17	35	4,095	0	70	30	2	0,61
Follobekken	5	2	1,485	35	5,1975	0	0	100	2	0
Follobekken	5	3	1,305	35	4,5675	0	20	80	0	0,50
Follobekken	5	1	1,485	35	5,1975	0	40	60	3	0,67
Follobekken	5	5	0,99	35	3,465	0	0	100	3	0
Follobekken	5	6	1,935	35	6,7725	0	70	30	5	0,61
Follobekken	5	7	2,07	35	7,245	0	20	80	3	0,50
Follobekken	5	4	1,08	35	3,78	0	80	20	3	0,50
Follobekken	5	8	1,485	35	5,1975	0	40	60	1	0,67
Korsådalbekken	1	10	2,295	70	16,065	0	60	40	8	0,67
Korsådalbekken	1	2	1,8	70	12,6	60	10	30	4	0,90

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Korsådalsbekken	1	3	1,215	70	8,505	0	10	90	0	0,33
Korsådalsbekken	1	1	1,89	70	13,23	0	100	0	2	0
Korsådalsbekken	1	5	1,08	70	7,56	0	0	100	2	0
Korsådalsbekken	1	6	0,81	70	5,67	0	0	100	0	0
Korsådalsbekken	1	7	0,81	70	5,67	0	20	80	3	0,50
Korsådalsbekken	1	4	0,9	70	6,3	0	70	30	0	0,61
Korsådalsbekken	1	9	1,845	70	12,915	0	100	0	2	0
Korsådalsbekken	1	8	1,44	70	10,08	0	100	0	3	0
Korsådalsbekken	2	5	1,035	18,5	1,91475	0	0	100	0	0
Korsådalsbekken	2	6	0,945	18,5	1,74825	0	0	100	0	0
Korsådalsbekken	2	4	1,35	18,5	2,4975	0	10	90	0	0,33
Korsådalsbekken	2	1	0,72	18,5	1,332	0	0	100	0	0
Korsådalsbekken	2	10	2,07	18,5	3,8295	100	0	0	0	0
Korsådalsbekken	2	2	1,08	18,5	1,998	0	0	100	0	0
Korsådalsbekken	2	3	1,305	18,5	2,41425	0	0	100	0	0
Korsådalsbekken	2	8	1,935	18,5	3,57975	100	0	0	0	0
Korsådalsbekken	2	9	2,025	18,5	3,74625	100	0	0	0	0
Korsådalsbekken	2	7	1,53	18,5	2,8305	0	50	50	0	0,69
Korsådalsbekken	3	9	0,63	56	3,528	0	100	0	0	0
Korsådalsbekken	3	7	0,81	56	4,536	0	20	80	0	0,50
Korsådalsbekken	3	8	0,765	56	4,284	0	80	20	0	0,50
Korsådalsbekken	3	1	0,585	56	3,276	0	50	50	0	0,69
Korsådalsbekken	3	10	0,675	56	3,78	0	100	0	0	0
Korsådalsbekken	3	2	0,765	56	4,284	0	50	50	0	0,69
Korsådalsbekken	3	3	0,765	56	4,284	0	10	90	0	0,33
Korsådalsbekken	3	4	0,81	56	4,536	0	10	90	0	0,33
Korsådalsbekken	3	5	0,9	56	5,04	0	30	70	0	0,61
Korsådalsbekken	3	6	0,81	56	4,536	0	20	80	0	0,50
Rossvollbekken	1	1	1,755	52	9,126	0	100	0	1	0
Rossvollbekken	1	10	1,935	52	10,062	0	30	70	2	0,61
Rossvollbekken	1	2	1,755	52	9,126	0	10	90	2	0,33
Rossvollbekken	1	3	1,8	52	9,36					NA
Rossvollbekken	1	4	1,71	52	8,892	100	0	0	4	0
Rossvollbekken	1	5	1,305	52	6,786	0	50	50	0	0,69
Rossvollbekken	1	6	1,17	52	6,084					NA

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Rossvollbekken	1	7	0,99	52	5,148	0	60	40	3	0,67
Rossvollbekken	1	8	1,125	52	5,85	0	40	60	0	0,67
Rossvollbekken	1	9	1,665	52	8,658	0	40	60	4	0,67
Rossvollbekken	2	1	1,845	31	5,7195	0	10	90	0	0,33
Rossvollbekken	2	10	1,575	31	4,8825	0	30	70	1	0,61
Rossvollbekken	2	2	1,89	31	5,859	0	10	90	0	0,33
Rossvollbekken	2	3	1,935	31	5,9985	0	50	50	0	0,69
Rossvollbekken	2	4	2,025	31	6,2775	0	50	50	0	0,69
Rossvollbekken	2	5	2,025	31	6,2775	0	70	30	1	0,61
Rossvollbekken	2	6	1,935	31	5,9985	0	100	0	2	0
Rossvollbekken	2	7	1,755	31	5,4405	40	60	0	2	0,67
Rossvollbekken	2	8	1,62	31	5,022	50	50	0	0	0,69
Rossvollbekken	2	9	1,44	31	4,464	100	0	0	2	0
Skjördalsbekken	1	1	1,89	40	7,56	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	10	2,025	40	8,1	10	50	40	0	0,94
Skjördalsbekken	1	2	1,845	40	7,38	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	3	1,98	40	7,92	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	4	1,98	40	7,92	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	5	1,935	40	7,74	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	6	1,98	40	7,92	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	7	1,935	40	7,74	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	8	2,205	40	8,82	70	30	0	0	0,61
Skjördalsbekken	1	9	2,34	40	9,36	20	30	50	0	1,03
Skjördalsbekken	2	1	2,43	62	15,066	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	2	10	1,98	62	12,276	0	60	40	0	0,67
Skjördalsbekken	2	2	2,25	62	13,95	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	2	3	1,935	62	11,997	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	2	4	2,16	62	13,392	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	2	5	2,52	62	15,624	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	2	6	2,34	62	14,508	0	70	30	0	0,61
Skjördalsbekken	2	7	2,43	62	15,066	0	80	20	0	0,50
Skjördalsbekken	2	8	2,295	62	14,229	0	70	30	0	0,61
Skjördalsbekken	2	9	1,845	62	11,439	0	90	10	0	0,33
Skjördalsbekken	3	1	2,115	45	9,5175	0	10	90	3	0,33
Skjördalsbekken	3	10	2,16	45	9,72	30	70	0	3	0,61

Held fram på neste side

Tabell 11 – Framhald frå førre side

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Skjördalsbekken	3	2	2,52	45	11,34	0	20	80	5	0,50
Skjördalsbekken	3	3	2,88	45	12,96	0	30	70	1	0,61
Skjördalsbekken	3	4	4,05	45	18,225	0	30	70	3	0,61
Skjördalsbekken	3	5	4,5	45	20,25	20	60	20	3	0,95
Skjördalsbekken	3	6	3,6	45	16,2	20	80	0	3	0,50
Skjördalsbekken	3	7	2,7	45	12,15	50	50	0	10	0,69
Skjördalsbekken	3	8	2,88	45	12,96	30	40	30	10	1,09
Skjördalsbekken	3	9	2,655	45	11,9475	40	60	0	2	0,67
Skjördalsbekken	4	1	1,215	42,5	5,16375	0	0	100	0	0
Skjördalsbekken	4	10	2,7	42,5	11,475	0	60	40	0	0,67
Skjördalsbekken	4	2	1,8	42,5	7,65	0	10	90	1	0,33
Skjördalsbekken	4	3	2,34	42,5	9,945	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	4	4	2,115	42,5	8,98875	0	90	10	1	0,33
Skjördalsbekken	4	5	2,205	42,5	9,37125	0	10	90	1	0,33
Skjördalsbekken	4	6	2,115	42,5	8,98875	0	10	90	0	0,33
Skjördalsbekken	4	7	1,71	42,5	7,2675	0	30	70	1	0,61
Skjördalsbekken	4	8	2,295	42,5	9,75375	0	50	50	0	0,69
Skjördalsbekken	4	9	2,79	42,5	11,8575	0	90	10	0	0,33
Skjördalsbekken	5	1	1,665	46	7,659	0	70	30	1	0,61
Skjördalsbekken	5	10	1,755	46	8,073	0	100	0	0	0
Skjördalsbekken	5	2	1,35	46	6,21	0	30	70	3	0,61
Skjördalsbekken	5	3	1,71	46	7,866	0	0	100	0	0
Skjördalsbekken	5	4	2,25	46	10,35	0	0	100	0	0
Skjördalsbekken	5	5	2,025	46	9,315	10	90	0	0	0,33
Skjördalsbekken	5	6	1,935	46	8,901	0	20	80	0	0,50
Skjördalsbekken	5	7	2,115	46	9,729	0	80	20	2	0,50
Skjördalsbekken	5	8	1,71	46	7,866	0	100	0	1	0
Skjördalsbekken	5	9	1,8	46	8,28	0	0	100	0	0
Skjördalsbekken	6	1	1,44	40	5,76	0	0	100	0	0
Skjördalsbekken	6	10	1,08	40	4,32	0	10	90	4	0,33
Skjördalsbekken	6	2	1,395	40	5,58	0	70	30	1	0,61
Skjördalsbekken	6	3	1,26	40	5,04	0	0	100	2	0
Skjördalsbekken	6	4	1,485	40	5,94	0	10	90	0	0,33
Skjördalsbekken	6	5	1,62	40	6,48	0	20	80	0	0,50
Skjördalsbekken	6	6	2,25	40	9	0	0	100	3	0

Held fram på neste side

Tabell 11 – *Framhald frå førre side*

Bekk	Stasjon	Bøttenummer	Breidd	St.lengd	Areal	Kulp	Brekk	Stryk	Død ved	Shannon
Skjördalsbekken	6	7	3,33	40	13,32	0	0	100	1	0
Skjördalsbekken	6	8	2,835	40	11,34	0	50	50	0	0,69
Skjördalsbekken	6	9	1,215	40	4,86	0	50	50	1	0,69

Vedlegg 5 - Storleiksgrenser

Skiljegrenser for 0+, 1+ og >1+. Lengd gitt i totallengd på fisk. Brokskitbekken stasjon 7 og 8 manglar storleiksgrenser, då det ikkje vart fanga fisk der. Storleiksgrenser er gitt ved:

$$0+ < \text{Grenseverdi } 0+ \leq 1+ < \text{Grenseverdi } 1+ \leq >1+$$

Bekk	Stasjon	Grenseverdi 0+ (mm)	Grenseverdi 1+ (mm)
Bjørkbekken	1	60	130
Bjørkbekken	2	65	110
Bjørkbekken	3	70	115
Bjørkbekken	4	70	120
Bjørkbekken	5	80	110
Brokskitbekken	1	85	135
Brokskitbekken	2	70	130
Brokskitbekken	3	85	125
Brokskitbekken	4	95	150
Brokskitbekken	5	95	0
Brokskitbekken	6	97	0
Korsådalbekken	1	100	137
Korsådalbekken	2	85	100
Korsådalbekken	3	85	0
Follobekken	1	70	130
Follobekken	2	80	125
Follobekken	3	80	110
Follobekken	4	85	130
Follobekken	5	70	0
Rossvollbekken	1	0	115
Rossvollbekken	2	0	135
Skjördalsbekken	1	80	150
Skjördalsbekken	2	80	150
Skjördalsbekken	3	75	125
Skjördalsbekken	4	75	125
Skjördalsbekken	5	70	125
Skjördalsbekken	6	70	125



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway