Universitetet i Sørøst-Norge
—
Skriftserien Nr 8
2018

Effekt av elvebreddskiler på tetthet og størrelse til ørret i Vallaråi, Seljord i Telemark

Jan Heggenes
Andreas Røed
Jonas Dahl Torp

Jan Heggenes, Andreas Røed og Jonas Dahl Torp

Effekt av elvebreddskiler på tetthet og størrelse til ørret i Vallaråi, Seljord i Telemark

© 2018 Forfatterne
Universitetet i Sørøst-Norge
Bø, 2018

Skriftserien fra Universitetet i Sørøst-Norge nr. 8

ISSN: 2535-5325 (Online)
ISBN: 978-82-7206-489-0 (Online)

Utgivelser i publiseres som Creative Commons* og kan kopieres fritt og videreformidles til andre interesserte uten avgift. Navn på utgiver og forfatter(e) angis korrekt. http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.no

Sammendrag

Habitatforbedrende tiltak brukes i økende grad for å avbøte negative effekter av vassdragsreguleringer. Slike tiltak sikter ofte på å øke strukturell kompleksitet i elvehabitater, for derved å øke tetthet (og ev. størrelse) av laksefisk. Til tross for til dels omfattende bruk av habitatforbedrende tiltak, er faktiske effekter på fisk sjeldent dokumentert, i rom og over lang nok tid. Undersøkelsesdesign som evner å skille mellom restaureringseffekter og naturlig bakgrunnsvariasjon er krevende. Vallaråi i Seljord, Telemark, er et sterkt modifisert elveleie (SMVF) på 1,4 km fra undervann Sundsbarm kraftverk nedstrøms til innløp i Seljordsvatnet. Øvre del av elva (0,7 km) nedstrøms kraftverket er svært ensartet pga. kanalisering i forbindelse med reguleringen (1969-1970), og effektkjøring av kraftverket i senere år medfører betydelig variasjon i vannføringer og vanntemperaturer over døgnet og året. Elveleiet på nedre halvdel er i hovedsak som før regulering. Omlegging og utbedring av E134 (1985), har imidlertid medført at deler av østlig elvebredd (ca. 300 m på øvre resp. nedre del) består av skuddstein. Ørret og storørret fra Seljordsvatnet bruker Vallaråi som viktig gyte- og oppvekstområde. Elva har også en lokal bestand av ørret. Andre naturlige fiskearter er bekkeniøye og trepigga stingsild. Ørekyte er innført, sannsynligvis på 1970-tallet.

For å undersøke konsekvenser av reguleringsinngrepene ble det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser (bl.a. elektrofiske og bestandsestimeringer på syv stasjoner, hver 50 m lang, areal 150-250 m^2) i Vallaråi i årene 2008-2010. Stasjonene ble valgt (stratifisert) etter habitattype og geografiske plassering langs elva. Basert på resultatene fra denne undersøkelsene ble det senere utformet forslag til habitatforbedrende tiltak som ble gjennomført i 2012. Hovedtiltaket er et pilotprosjekt hvor det er bygd tre motstrøms kiler langs og inn i den vestlige elvebredden på kanalisert strekning. En lav, grovsteinet bune ute i elva leder vannstrømmen inn i hver kile. Elvebreddskilene er konstruert som brådype for å unngå at fisk strander, og samtidig skape gode habitater for større ørret rekrutter (større dyp, grovere substrat), og derved øke tetthet av særlig større rekrutter. For å undersøke effekter av disse kilene, ble foreliggende prosjekt gjennomført med elektrofiske og bestandsestimeringer fra 2014 til 2017 på de samme stasjoner som ved tidligere undersøkelse, samt to nye stasjoner.

Kilene ble bygd i den øvre, kanaliserte delen av Vallaråi, og stasjonene på denne strekningen (stasjon 4, 5 og 6) var enten direkte (stasjon 5) eller potensielt indirekte (pga. relativt kort avstand til tiltak, st.

4 og 6) berørt av tiltakene. Den nedre 'naturlige' delen av elva var uberørt (stasjon 1, 2 og 3) og fungerte som kontrollstrekning. Alle tre elvebreddskiler ble bygd på del av kanalisert strekning som er svært ensartet (ca. 225 m). Én kile ble lagt på stasjon 5 som fungerte som behandlet stasjon. To kiler til ble etablert på samme habitat på samme strekning, én kile 40 m oppstrøms (ny stasjon 5b), og én kile 85 m nedstrøms (ny stasjon 5c). Kilene er hver ca. 10 m lange, slik at på stasjon 5, 5b og 5c fungerte også stasjonens del direkte oppstrøms resp. nedstrøms kilene som intern kontroll ettersom habitatet er så ensartet (BACI; før-etter kontroll-behandlet design, med replikater i rom og tid).

Ørret er den dominerende arten i Vallaråi, og det ble fanget mer ørret i de tre årene etter tiltak (81 %), enn i de tre årene før (73 %) på de samme stasjoner. Det er også betydelig med ørekyte i elva, men det ble fanget mindre ørekyte i årene etter restaureringen (13 %), enn i årene før (24 %). Både bekkeniøye og stingsild forekom før og etter restaureringen, men i lite antall. Det var betydelig variasjon i fisketettheter mellom stasjonene og mellom år, og uavhengig av tiltak. Dette skyldes i første rekke elvas varierende habitat mellom stasjonene, sammen med varierende rekruttering fra år til år. Ulike feltforhold (vannføring og vanntemperatur) kan også bidra til variasjon, selv om det ble planlagt elektrofisket på samme tid og vannføring hvert år. Totalt varierte tettheter av ørret i Vallaråi fra 0-150 individer mellom stasjoner og år, med et totalt årlig gjennomsnitt (over alle stasjoner) på 37 ørret/100 m^2 (±SD 28,9).

Fra før til etter restaurering økte den årlige totale tettheten av 0+ ørret (mindre enn 7 cm) på hele den undersøkte strekningen fra 25 ind./100 m^2 (±SD 28,7) til 29 ind./100 m^2 (±SD 27,5). For 1+ og eldre ørret økte den totale tettheten fra 19 ind./100 m^2 (±SD 12,8) til 28 ind./100 m^2 (±SD 18,9). Tettheter av ørret økte særlig på den restaurerte, øvre strekningen i elva, og særlig for eldre, større rekrutter. Fra før til etter restaurering økte tetthet av 0+ ørret i den øvre delen av elva (behandlet strekning) fra 18 ind./100 m^2 (±SD 14,8) til 30 ind./100 m^2 (±SD 34,3). Tetthet av 1+ og eldre ørret på øvre del økte fra 17 ind./100 m^2 (±SD 13,4) til 35 ind./100 m^2 (±SD 18,0). På den nedre delen av elva (kontroll strekning) var det mindre forskjeller eller en nedgang, med gjennomsnittlig tetthet av sommergammel ørret (0+) og eldre ørretunger (>0+) før restaurering 36 ±SD40,5 resp. 22±SD12,7 ind./100 m^2 , og etter restaurering 29 ±SD9,5 resp. 15,1±SD14,4 ind./100 m^2. Videre ble det på øvre og nedre del av elva fanget flere større ørretrekrutter (>1+) i årene etter restaurering, sammenlignet med årene før. Restaureringstiltak er derfor ikke alene den eneste årsaken til flere større ørret rekrutter. Det ble likevel fanget klart flere større ørret (>1+) på den restaurerte strekningen,

sammenlignet med kontrollstrekningen, noe som indikerer at habitattiltakene hadde en effekt utover den naturlige bakgrunns variasjonen. Undersøkelsene viser i tillegg en særlig stor økning både i tetthet og størrelse til ørret som en direkte følge av tiltak i form av kiler. På kontrollstasjon 5 økte tettheter av 1+ og eldre ørret fra 7 ind./100 m^2 (±SD 6,6) før restaurering, til 31 ind./100 m^2 (±SD 19,1) etter restaurering. Eldre ørretrekrutter (>1+) var også større på hele stasjonen samlet i årene etter restaurering (118,3 mm ±SD 37,4), sammenlignet med årene før (80,9 mm ±SD 11,8). Det var høyere tettheter og større ørret i to av tre kiler, sammenlignet med direkte tilstøtende strekninger der elvebredden ikke var restaurert.

Disse resultatene indikerer at kilene favoriserer ørret og skaper gode oppholdsplasser for spesielt eldre ørretrekrutter (>1+). Ettersom tetthet av ørret økte på den restaurerte strekningen i Vallaråi (spesielt i tilknytning kilene), kan det antyde at habitattiltakene også øker rekrutteringen, sannsynligvis via redusert strandingstap ved effektkjøring i tillegg til bedre habitat. Fiskebiologiske undersøkelser bør fortsette for å dokumentere effekter av restaureringstiltakene over lengre tid, fordi det kan ta mer enn fem-seks år å registrere varige effekter av habitatendringer på fiskepopulasjoner, særlig i systemer med mye naturlig bakgrunnsvariasjon.

Abstract

Habitat improvement measures are increasingly used to mitigate negative effects of hydropower developments. Such measures often aim to increase structural complexity in river habitats, and thereby increase the density (and possibly size) of salmonid fish. Despite the in places rather extensive use of habitat improvement measures, the actual effects on fish are rarely documented, in space and across sufficiently long time. To establish study designs which are capable of distinguishing between restoration effects and natural background variation is challenging. The 1,4 km long Vallaråi R. in Seljord, Telemark, south-central Norway, is a heavily modified river (SMVF) from the outlet from the Sundsbarm hydropower station and downstream to Seljordsvatn Lake. The upper part of the river (0.7 km) downstream of the power plant outlet is very uniform because of channelization in connection with the original river regulation (1969-1970). Hydropeaking power plant operations generate substantial variation in downstream water flows and water temperatures on a daily and annual basis. The river bed in the lower river (0.7 km) is near the pre-regulation condition. However, work on the alongside highway E134 (1985) resulted in part of the eastern river bank (approximately 300 m, from the upper to the lower river) consisting of rip-rap. Brown trout, including large piscivorous specimens, from Seljordsvatn L. use Vallaråi R. as important spawning and recruitment grounds. The river also has a local population of brown trout. Other naturally occurring species are European Brook lamprey and Three-spined stickleback. The European minnow is introduced, probably in the 1970 's.

To investigate the consequences of hydropower related disturbance annual fish surveys (e.g. electrofishing and population abundance estimates at seven stations, each 50 m long, areas 150-250 m^2) were implemented in the Vallaråi R. 2008-2010. Stations were selected (stratified) according to habitat type and geographic location along the river. Based on the results from this survey, habitat improvements were designed and proposed. These were carried out in 2012, mainly a pilot project with a new improvement structure design; three upstream wedges were constructed along and into the western river bank on the upstream uniform, channelized reach. A low, boulder stream deflector directs water flow into each wedge. The river bank wedges are designed with near-vertical walls providing depths so as to avoid fish stranding and simultaneously creating suitable habitats for larger trout recruits (greater depths, more coarse substrate), and thereby increase the density of larger recruits in particular. To document the effects of these wedges, the

present project replicated electrofishing and population estimates, providing corresponding post-improvement data from 2014 to 2017, on the same stations as in the previous 2008-2010 survey, as well as for two new stations.

The wedges were built in the upper, uniform, channelized part of the Vallaråi such that the stations on this reach (stations 4, 5 and 6) were either directly (station 5) or indirectly (short distance; st. 4 and 6) affected by the habitat improvements. There were no improvements in the lower 'natural' river (station 1, 2 and 3) which served as controls. The three wedges target a very uniform, short reach (about 225 m). One wedge was built in the middle of station 5 which served as treated station. Two additional wedges were established in the same habitat at the same reach, one wedge 40 m upstream (new station 5b), and one wedge 85 m downstream (new station 5c). Each wedge is about 10 m long, such that at station 5, 5b and 5c the within-station reaches immediately upstream resp. downstream the wedge served as an additional internal station control, since the habitat is so uniform (BACI; before-after control-treated design, with replication in space and time).

Brown trout is the dominant fish species in Vallaråi R., and with a slight increase in the three years after restoration (81%), compared to the three years before (73%), at the same stations. There is also a significant number of minnows in the river, but fewer in the years after the restoration (13%), compared to the years before (24%). Brook lamprey and stickleback were few both before and after restoration. Variation in fish densities between the stations and between years was substantial, and regardless of the measures. Among-station variation is primarily because of the different habitats across stations, along with varying recruitment from year to year. Varying field conditions (water flow and water temperature) may also contribute to the variation, although electrofishing was scheduled at the same time and water flow each year. In total, densities of brown trout varied from 0-150 individuals among stations and years, with total annual mean at 37 trout/100 m^2 (± SD 28.9).

From before to after the restoration, annual total density of 0 + trout (less than 7 cm) increased slightly from 25 ind./100 m^2 (± SD 28.7) to 29 ind./100 m^2 (± SD 29.5). For 1+ and older trout total density increased from 19 ind./100 m^2 (± SD 12.8) to 28 ind./100 m^2 (±SD 18.9). Densities of trout increased especially in the restored, upper reach of the river, and in particular for older, larger recruits. From before to after the restoration, upper river density of 0+ trout increased from 18 ind./100 m^2 (±SD 14.8) to 30 ind./100 m^2 (±SD 34.3). The density of 1 + and older trout increased from 17 ind./100 m^2 (±SD 134) to 35 ind./100 m^2 (±SD 18.0). In the lower river ('control' section) a

minor difference or a decline was documented, with average densities of summer old (0 +) and older trout recruits (> 0+) before restoration at 36 ±SD 40.5 resp. 22 ±SD 12.7 ind./100 m^2 , and after restoration 29 ±SD 9 .5 resp. 15.1 ±SD 13.4 ind./100 m^2. Substantially larger 1+ or older trout were caught both in the upper and lower part of the river in the years after restoration, as compared to the years before. Habita improvement is therefore not the only factor causing larger trout recruits after restoration. However, the documented increase in recruit length was much larger in the restored reach, compared to the downstream control reach, indicating a major effect of the habitat measures beyond the natural background variation. Furthermore, the investigations document a particularly conspicuous increase in older trout recruit densities and lengths directly associated with the wedges. On the control station 5, densities of 1+ and older trout increased from 7 ind./100 m^2 (±SD 6.6) before restoration, to 31 ind./100 m^2 (±SD 19.1) after restoration. Older trout recruits (> 1+) were also overall much larger at the station in the years after restoration (118.3 mm ±SD 37.4), compared to the years before (80.9 mm ±SD 11.8). More and larger trout were documented for two of three wedges, when compared with directly adjacent reaches not restored, but within the same station.

These results indicate that riverbank wedges favours brown trout recruits and create suitable habitat for especially older trout recruits (> 1+). Since densities of brown trout increased in the restored reach of the Vallaråi , and in particular in direct association with the wedges, it suggests that these habitat measures also increase recruitment, probably via reduced stranding loss by hydropeaking and improved recruitment habitat. Biological surveys should continue to document the effects of these restoration measures across a longer time series, because it may, in the face of substantial background variation, take more than six to eight years to document the lasting effects of habitat alterations on fish populations.

Innholdsfortegnelse

1. Innledning 2
1.1. Biologiske effekter av elverestaurering 3
1.2. «In-stream» elverestaurering 4
1.3. Vallaråi: Undersøkelser og tiltak 6
2. Områdebeskrivelse 8
2.1. Hydrofysiske endringer 9
2.2. Restaureringstiltak 12
3. Metoder 18
3.1. Fiskebiologiske undersøkelser 18
3.2. Behandling av data og statistiske analyser 24
4. Resultater 25
4.1. Antall fanget og artssammensetning 25
4.2. Lengdefordeling for ørret 26
4.3. Variasjon i lengdefordeling for ørret mellom år 27
4.4. Variasjon i lengdefordeling for ørret mellom stasjoner 31
4.5. Tettheter av ørret 33
4.6. Spesielt om stasjon 5 med kiler (inkl. 5b og 5c): lengder og tettheter i og utenfor kiler 38
4.7. Tettheter og lengder innenfor og utenfor kilene 40
4.8. Ørekyte 43
4.9. Vannføringer og vanntemperaturer 46
5. Diskusjon 47
5.1. Effekter av restaureringstiltak 47
5.2. Motstrøms kiler med grovsteinede buner 48
5.3. Steinsetting i elva langs E134 50
5.4. Senkning av grusøyr og elvekantareal 51
5.5. Begrensninger for tetthet og vekst av ørret 53
5.6. Vanntemperatur 54
5.7. Effektkjøring 55
5.8. Konkurranse 57
5.9. Tettheter av ørret: Sammenligning med andre elver i regionen 58

5.10. Potensielle feilkilder 60
5.11. Videre forvaltning og studier 61
6. Konklusjoner 63
7. Vedlegg 64
Vedlegg 1. 64
Artssammensetning (Tab. 1) og årsklasser/lengdefordeling for ørret (Tab. 2) fra 2008-2010 og 2014-2016 64
Vedlegg 2. 69
Gjennomsnittslengder (mm) for 0+, 1+ og eldre ørret (Tab. 1) og ørekyte (Tab. 2) 2008-2010 og 2014-2017. 69
Vedlegg 3. 74
Vekst over sommeren: Lengdefordeling for ørret våren og høsten 2016 74
Vedlegg 4. 78
Beregnede tettheter av 0+ og eldre og ørret 78
Vedlegg 5. 83
Vannføringer og vanntemperaturer over undersøkelsesårene 83
8. Referanser 85

Forord

Feltarbeidet som ligger til grunn for denne rapporten, ble hovedsakelig gjennomført i to treårs-perioder. I 2008-2010 ble undersøkelsene gjort som en vanlig konsekvensanalyse etter pålegg fra forvaltningsmyndigheten, og er tidligere gjort rede for i egen rapport (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Som en følge av de første undersøkelsene, ble det gjennomført habitatforbedrende tiltak for ørret. Her ble det forsøkt en ny type tiltak, elvebreddskiler, designet spesielt for å søke å avbøte de negative strandingseffektene som er vanlige i effektkjørte vassdrag. For å dokumentere eventuelle effekter av disse nye tiltakene, ble det på USN sitt initiativ, men med regulanten som delvis 'sponsor', igangsatt et nytt tre-års oppfølgingsprosjekt i 2014-2017 (ett år lot undersøkelsene seg ikke gjennomføre og prosjektet ble forlenget). Denne rapporten dokumenterer dette siste arbeidet, og sammenligner med resultatene fra det første prosjektet. En vesentlig del av dette arbeidet ble gjort i forbindelse med mastergradsavhandlingen til Andreas og Jonas.

Takk til Øystein Kildal ved Sundsbarm kraftverk/Skagerak Kraft AS for mye relevant informasjon og praktisk hjelp, og Skagerak Kraft AS for finansiell støtte. Vi ønsker særlig å takke Sundsbarm kraftverk for stans/tilpassing i driften av kraftverket under feltarbeidet, slik at vi kunne gjennomføre elektrofisket på en hensiktsmessig måte.

Bilder uten kreditering er tatt av forfatterne.

1. Innledning

I det siste århundret har verdens elver blitt sterkt påvirket av fysiske vassdragsinngrep. Elveøkosystemer utsettes for stadig økende stress på grunn av menneskelig etterspørsel- og bruk av land og vann (e.g. Hendry *et al.* 2003; Beechie *et al.* 2010; Louhi *et al.* 2011). Mange vassdragsinngrep har for eksempel omfattet å kanalisere og/eller renske og mudre elveløp for blant annet å tilrettelegge for kraftutbygging, eller også transportveier, flomkontroll, tømmerfløting (e.g. Palm *et al.* 2007; Roni, Hanson & Beechie 2008; Louhi *et al.* 2011). Slike inngrep reduserer elvehabitatets kompleksitet. Dette har videre betydelig påvirkning på økologiske- og biologiske forhold i elver.

Vannkraft anses gjerne som en ren og fornybar energikilde, men vannkraft har også vesentlige negative miljøkonsekvenser. Dette inkluderer blant annet direkte fysiske inngrep som kanalisering eller utbygging av vannkraftsdammer, men også endret, og ofte utjevnet, midlere vannføring og vanntemperatur nedstrøms kraftverk (e.g. Renofalt, Jansson & Nilsson 2010; Eie 2013; Heggenes *et al.* 2017b). Kraftverk kan også effektkjøres, noe som innebærer at kraftproduksjonen driftes for å møte kortsiktige variasjoner i etterspørselen til kraftmarkedet. Slik stresses elveøkosystemene ytterligere, da dette medfører hyppige og hurtige korttidsvariasjoner i vannføringer og vanntemperaturer over døgnet (e.g. Murchie *et al.* 2008; Young, Cech & Thompson 2011; Bakken *et al.* 2016a). I Norge er det mange regulerte elver som effektkjøres, og som også har blitt kanalisert i forbindelse med vannkraftproduksjon (Eie 2013; Bakken *et al.* 2016a).

For laksefisk er ofte stranding et hovedproblem ved effektkjøring. Stranding innebærer at fisk blir liggende igjen på tørt land eller i hulrom i substratet ved rask reduksjon av vannføringen (Saltveit *et al.* 2001; Irvine *et al.* 2009; Nagrodski *et al.* 2012; Schmutz *et al.* 2015). Den yngste fisken er mest utsatt for stranding, da de ofte bruker de grunneste områdene av elva, og er fortsatt relativt dårlige svømmere. I tillegg til stranding, kan også reguleringer, inkludert effektkjøring, om sommeren medføre redusert vekst hos laksefisk, som følge av lavere vanntemperaturer enn naturlig (Flodmark, Vollestad & Forseth 2004; Elliott & Elliott 2010; Bakken *et al.* 2016a).

På grunn av det store antallet av fysiske vassdragsinngrep, men samtidig en økende kunnskap og fokus på skadelige konsekvenser for liv i vann, har det de siste tiårene vært en økning i avbøtende tiltak og restaureringsprosjekter i regulerte- og kanaliserte elvesystemer, til tross for at dokumentasjon av effektene er en utfordring (Roni, Hanson & Beechie 2008; Baldigo *et al.* 2010;

Palmer, Menninger & Bernhardt 2010; Vehanen *et al.* 2010). Målet er ofte å restaurere habitatet tilbake til en antatt naturtilstand, samt å øke produksjonen og overlevelsen av fisk (ofte laksefisk) ved å forsterke elvehabitatets kompleksitet, og det brukes internasjonalt store ressurser og penger på ulike tiltak (Whiteway *et al.* 2010; Bernhardt & Palmer 2011; Jähnig *et al.* 2011; Sundermann *et al.* 2013).

I Europa og Norge er EUs rammedirektiv for vann den største pådriveren for det økende antallet av elverestaureringsprosjekter (Hamarsland, Hoseth & L'Abbee-Lund 2003; Haase *et al.* 2013). I Norge brukes Vannforskriften (2006) som gjennomfører EUs rammedirektiv for vann i norsk rett. Formålet med Vannforskriften er å sikre en økosystembasert og bærekraftig vannforvaltning i landet. Det settes derfor miljømål om alle norske innsjøer og elver minst skal opprettholde eller oppnå god økologisk- og kjemisk tilstand/potensial (Veileder 02:2013). Vanlige avbøtende tiltakene for å sikre levedyktige fiskebestander i regulerte vassdrag, er blant annet miljøbasert vannføring og magasinmanøvrering, eller habitatforbedrende tiltak (Sørensen 2013; Bakken *et al.* 2016a).

1.1. Biologiske effekter av elverestaurering

Vanligvis evalueres og kvantifiseres effekter av restaureringstiltak ved å undersøke biologiske responser (Roni, Hanson & Beechie 2008; Vehanen *et al.* 2010). Typisk brukes fisk som indikatorer (Lorenz *et al.* 2013), bl.a. fordi fisk er lettere å fange, artsbestemme, måle og veie, og derved beregne antall, tetthet og ev. biomasse. Slike variable kan også indikere habitatbegrensninger og påvirkninger i nedbørsfeltet. I tillegg til å være mobile, har fisk også ulike habitatpreferanser, avhengig av fiskens livsstadier, for eksempel hos ørret (*Salmo trutta*) og laks (*Salmo salar*) (Heggenes, Bagliniere & Cunjak 1999; Armstrong *et al.* 2003). Fisk er derfor ideelle indikatorarter for å bestemme effekter av habitat tiltak som tar sikte på å øke habitatets strukturelle kompleksitet (Lorenz *et al.* 2013). Ørret er selektiv i bruk av habitat, og kvaliteten på leveområdet kan regulere en ørretbestand (Milner *et al.* 2003; Birnie-Gauvin *et al.* 2017), fordi habitatet direkte påvirker reproduksjon, vekst og overlevelse. De viktigste habitatfaktorene for ørret er vanndyp, vannhastighet og bunnsubstrat (partikkelstørrelse og fordeling),ettersom disse bestemmer mengden og kvaliteten på oppholdssteder, tilgang til næring (bunndyr), skjul (predasjon) og gyteområder (Chapman 1966; Heggenes, Bagliniere & Cunjak 1999; Louhi, Maki-Petays & Erkinaro 2008).

Effektene av elverestaureringstiltak er svært varierende. Antagelig et flertall av studier og nyere oversiktsartikler har rapportert positive effekter på tetthet, vekst og produksjon av laksefisk (Solazzi *et al.* 2000; Palm, Lepori & Brannas 2010; Lorenz *et al.* 2013; Kail *et al.* 2015; Friberg *et al.* 2016), mens andre viser liten eller ingen respons på restaurering (Roni *et al.* 2006; Palmer, Menninger & Bernhardt 2010; Vehanen *et al.* 2010; Bernhardt & Palmer 2011; Haase *et al.* 2013). Slike ulike resultater skyldes trolig variasjon i ulike før-tilstander, f.eks. type meso-habitater og type negativ påvirkning, og ulike miljøfaktorer som påvirker resultatene før og etter tiltak, kanskje særlig knyttet til stor-skala forhold i ulike nedbørfelt (vannføringer, temperatur) eller antrpopogene påvirkninger. Det kan også skyldes ulike effekter av ulike typer tiltak, tre vanlige typer er elvebreddsvegetasjon/buffer, «in-stream» habitat tiltak, og fjerning av terskler og små dammer (e.g. Feld *et al.* 2011; Friberg *et al.* 2016), hvor særlig de to siste typene tiltak synes å være vellykket i et flertall av undersøkelser (Kail *et al.* 2015; Friberg *et al.* 2016) Men uavhengig av disse konkrete forhold, er det også en mangel på gode overvåkningsprogrammer og tilfredsstillende metodisk design (e.g. Bernhardt *et al.* 2005). Slike evaluerende undersøkelser krever tid, omfang og god forsøksdesign. Selv om habitat tiltak og restaurering har definerte mål, og det satses mye ressurser på slike tiltak, blir suksesser og nederlag dessverre sjelden dokumentert gjennom godt planlagte overvåkningsprogrammer med tilstrekkelig varighet (Baldigo *et al.* 2010; Vehanen *et al.* 2010; Whiteway *et al.* 2010). Det er særlig viktig å bruke en forsøksdesign som muliggjør skille mellom effektene av habitattiltak og naturlig bakgrunnsvariasjon, som notorisk kan være stor for laksefisk. Den mest effektive forsøksdesign i så måte er trolig et «Before-After-Control-Impact» design (BACI). BACI bruker kontrollstasjoner eller kontrollstrekninger i elver både i rom og tid, og sammenligner disse med tiltaksstrekninger, for å registrere eventuelle forskjeller i respons hos fisk mellom restaurert og ikke-restaurert habitat (Baldigo & Warren 2008; Vehanen *et al.* 2010; Feld *et al.* 2011; Jähnig *et al.* 2011).

1.2. «In-stream» elverestaurering

Elverestaurering kan ha ulikt innhold og omfang, men krever alltid data og kunnskap om nedbørfelt (hydrologi, morfologi), og økosystem, i.e. ulike arter og hvordan de bruker de forskjellige delene av elva som leveområde (Roni *et al.* 2002). Konkrete habitat tiltak skal helst forbedre de delene av habitatet som begrenser en fiskebestand (e.g. Rosenfeld & Hatfield 2006). Det er derfor viktig å

lokalisere flaskehalsene i habitatet og primært fokusere på disse. Ettersom individuelle fiskebestander kan være tilpasset lokale miljøforhold, bør også habitattiltak være arts- og stedsspesifikke (Rosenfeld & Hatfield 2006; Roni, Hanson & Beechie 2008; Heggenes *et al.* 2012). Resultatet av slike analyser er at «in-stream» restaurering er en av de mest utbredte metodene innen elverestaurering (Feld *et al.* 2011; Kail *et al.* 2015; Friberg *et al.* 2016). Slik restaurering er konkret tiltaksbasert og kompenserer tapt habitat kompleksitet, for eksempel ved plassering av fysiske strukturer som steinblokker eller «Large Woody Debris» (LWD) i elveløp (Hendry *et al.* 2003; Palm, Lepori & Brannas 2010; White *et al.* 2011; Sundermann *et al.* 2013). Både steinblokker og LWD skal skape varierende vannhastigheter og dyp, og derved substratvariasjon, og skal skape flere egnede oppholdsplasser for fisk. Steinblokker og LWD kan også bygges sammen til blant annet å fungere som strømbrytere, terskler eller strømkonsentratorer.

I Norge har «in-stream» restaurering blitt brukt mest i form av terskler i regulerte vassdrag med sterkt redusert vannføring (Bakken *et al.* 2016a). Dette øker vanndekt areal og vannvolum, og kan også redusere strandningstap av fisk, egg og bunndyr ved effektkjøring. «In-stream» restaurering har også blitt brukt aktivt i Sverige og Finland siden 1970-tallet, særlig gjennom replassering av steinblokker i kanaliserte elvesystemer (Palm *et al.* 2007; Vehanen *et al.* 2010). I USA har «in-stream» restaurering i form av LWD blitt brukt siden 1930-tallet (e.g. White *et al.* 2011). Til tross for til dels omfattende tiltak, er det mye usikkerhet rundt virkningen av «in-stream» restaurering (Wohl *et al.* 2005; Roni, Hanson & Beechie 2008; Beechie *et al.* 2010), selv om noen studier viser positiv respons på rekruttering av laksefisk (Palm, Lepori & Brannas 2010; White *et al.* 2011).

Det kan i noen grad innvendes at typer av «in-stream» restaurering kan være uforenelig med karakteristikken til et elveløp over tid, og at restaurering heller bør rettes mot naturlige fysiske, kjemiske og biologiske prosesser (i den grad de fortsatt er naturlige) og kritiske drivere i et økosystem (e.g. Beechie *et al.* 2010). Dette omtales gjerne som prosessbasert- eller nedbørsfeltrestaurering, og bruker ofte historiske prosessdata for å forstå landskapets potensial til å forme gode bl.a. fiskehabitater (Roni *et al.* 2002). En slik mer helhetlig tilnærming er atskillig mer kunnskaps- og planleggingskrevende enn de mer avgrensede «in-stream» teknikker (Wohl *et al.* 2005). Dessuten er deler av disse prosessene varig endret (iallfall i et menneskelig tidsperspektiv), typisk pga. vedvarende reguleringsinngrep. Det finnes eksempler på at slik såkalt nedbørsfeltrestaurering har økt tettheten av laksefisk, men da igjen i form av endring av enkelttiltak som fjerning av migrasjonsbarrierer (f. eks

terskler, vannkraftsdammer), eller gjeninnkobling av elveløp (Feld *et al.* 2011; Brenkman *et al.* 2012; East *et al.* 2015; Neville, Dauwalter & Peacock 2016).

1.3. Vallaråi: Undersøkelser og tiltak

Vallaråi (Seljord kommune, Telemark) er hovedtilløpet til Seljordsvatnet. Elva er en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), som reguleres av Skagerak Energi AS via driften av Sundsbarm kraftverk, i hovedsak bygd i 1969-1970 (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Selve elveleiet ble da fysisk endret ved kanalisering på en 0,7 km lang strekning nedstrøms kraftverket, mens elveleiet lenger nedstrøms ca. 0,7 km til innløp Seljordsvatn, ikke ble endret fysisk. Senere (1985) ble en strekning på ca. 0,3 km midtveis i elva flyttet 5-6 m vestover i forbindelse med utbedring og omlegging av E134 (Heggenes *et al.* 2012). Da ble også de nederste ca. 0,4 km av østre elvebredd forbygd med skuddstein.

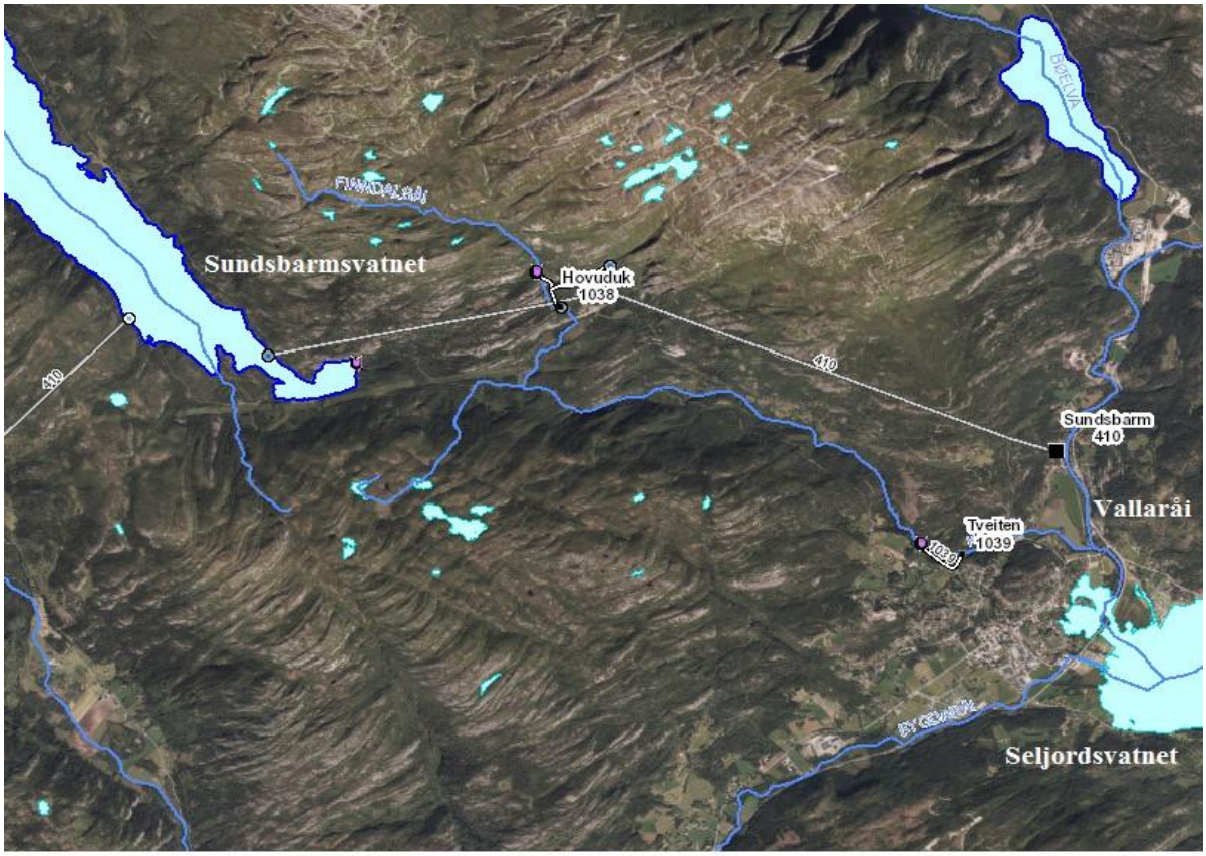
Selve driften av Sundsbarm kraftverk medfører et endret hydraulisk regime i elva med utjevnet vannføring og vanntemperatur over året, i tillegg til effektkjøring som resulterer i flere hyppige og hurtige endringer både i vannføring og temperatur over døgnet nedstrøms kraftverket (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Dette øker trolig dødeligheten til ørret direkte pga. stranding (Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003; Irvine *et al.* 2009; Nagrodski *et al.* 2012). Veksten til ørret er sannsynligvis også redusert på grunn av kaldere vann under vekstsesongen forårsaket av reguleringen (Elliott 2009; Elliott & Elliott 2010; Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). I Vallaråi forekommer også den innførte arten ørekyte (*Phoxinus phoxinus*), som antakelig ble innført på 1970-tallet (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Ørekyte reduserer trolig rekrutteringen av ørret, da artene konkurrerer om mat og plass, selv om den gjerne foretrekker noe varmere vann og lavere vannhastigheter (Museth *et al.* 2007; Museth, Borgstrom & Brittain 2010). Seljordsvatnet har i tillegg til 'vanlig ørret', også en betydelig bestand av storørret som bruker Vallaråi som gyte- og oppvekstområde (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). På grunn av bekymring og tilsynelatende tilbakegang av storørretbestanden, kom Fylkesmannen i Telemark og Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) med pålegg om fiskebiologiske undersøkelser og fysiske tiltak i Vallaråi. Dette var primært motivert av et ønske om å bedre gyte- og oppvekstforholdene til (stor)ørret som bruker elva.

Fiskebiologiske undersøkelser (bl.a. elektrofiske og bestandsestimeringer) ble gjennomført i Vallaråi fra 2008-2010 for å undersøke vekst og bestandstetthet til fiskearter i elva. Antallet storørret og deres valg av gyteområder ble også registrert vha. dykking (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). På grunnlag av disse undersøkelsene, ble det utarbeidet forslag til fysiske restaureringstiltak, som ble utført i 2012 og 2013 (Heggenes *et al.* 2012). Dette inkluderte «in-stream» tiltak i form av utlegging av stor stein og senkning av tørrlagte gyte- og oppvekstarealer, men mest et særlig pilotprosjekt som innebar å etablere tre motstrøms kiler med grovsteinede buner i den øvre kanaliserte delen av elva (Heggenes *et al.* 2012; Kildal 2012; Kildal 2013). Hensikten med kilene var å øke rekrutteringen av ørret ved å skape habitater særlig for større ørretrekrutter uten å skape lavere vannhastigheter som kunne favorisere ørekyte, og samtidig utforme tiltaket slik at stranding pga. effektkjøring ble forebygget. For å undersøke effekter av disse pilot habitattiltakene, er det i etterkant av restaureringen gjennomført fiskebiologiske undersøkelser (elektrofiske og bestandsestimeringer) 2014-2017. Denne rapporten dokumenterer resultatene av disse undersøkelsene.

Effekter av elverestaurering dokumenteres dessverre sjelden. I USA, Australia og Europa er over 90 % av elverestaureringsprosjekter kun overvåket gjennom visuell estimering (Vehanen *et al.* 2010; Louhi *et al.* 2011). De systematiske fiskebiologiske undersøkelsene fra før og etter restaureringen av Vallaråi er en sjelden mulighet til å undersøke hvorvidt restaureringstiltakene har hatt noen effekt på rekruttering av ørret (tetthet, størrelse, artsammensetning) innenfor det aktuelle tidsrom, via et godt designet (BACI) prosjekt.

2. Områdebeskrivelse

Vallaråi er en sterkt modifisert vannforekomst (016-2557-R, Vallaråi nedre) som tilhører Skiensvassdraget og går under midtre Telemark vannområde og Vest-Viken vannregion (https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/016-2557-R). Elva er den største tilløpselva i Seljordsvatnet (016-11-2-L; 116 moh., areal 14,51 km2, oppstrøms areal 724,64 km^2) og har utspring fra Flatsjø i Flatdal (016-24-L; 160 moh., middeldyp 16,2 m, areal 0,69 km^2, oppstrøms areal 420,24 km^2). Vallaråi reguleres av Sundsbarm kraftverk som eies av Skagerak Kraft AS (91,5 %) og Vest-Telemark kraftlag AS. Undervann Sundbarm kraftverk renner ut i Vallaråi ca. 1,2 km oppstrøms innløpet til Seljordsvatnet (Fig. 2.1) Årlig middelproduksjon er 439 GWh (data fra Skagerak Kraft AS). Kraftverket utnytter fallressursene i Flatdalsvassdraget (delnedbørfelt 171 km^2, 016-693-R Åmotsdalsåi og 0-16-690-R Flatdøla), Morgedalsvassdraget (0-16-1632-R) og Dalaåi (0-16-2906-R; totalt delnedbørfelt 180 km^2). Vannet samles i reguleringsmagasinet Sundsbarmsvatnet (574-612 moh., totalt nedbørfelt 415 km^2) og utnyttes videre i Sundsbarm kraftverk (fallhøyde ca. 480 m, maksimal slukeevne 26 m^3s^{-1}, installasjon 103 MW) (Fig. 2.1).

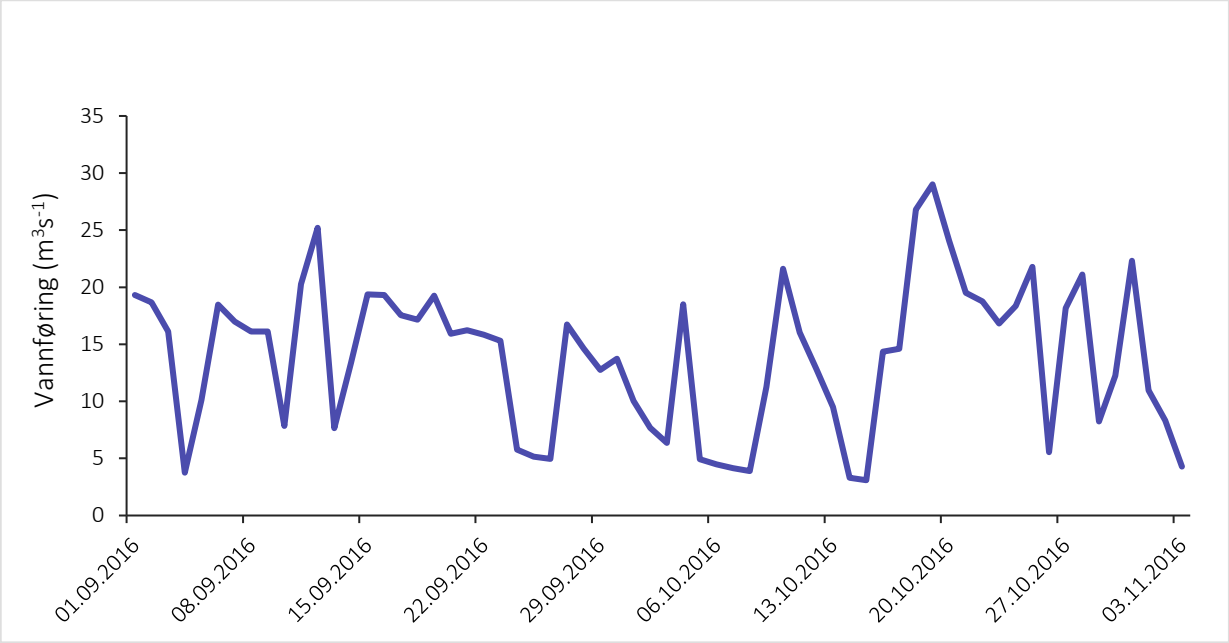


Figur 2.1. Vallaråi med utløp i Seljordsvatnet, og Sundsbarm kraftverk (■) ca. 1,4 km oppstrøms, som utnytter bunnvann fra hovedmagasinet i Sundsbarmsvatnet (NVE WMS).

2.1. Hydrofysiske endringer

I forbindelse med byggingen av Sundsbarm kraftverk ble elva kanalisert 1969 – 1970 på en 0,7 km lang strekning nedstrøms undervann kraftverket (godkjent av NVE). Kanaliseringen skulle øke vanngjennomstrømmingen og medførte graving, utjevning og senkning av bunnen og plastring av elvesidene med stedegne masser. Dette resulterte dermed også i redusert strukturelt mangfold mht. leveområder for ørret (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011; Heggenes *et al.* 2012).

Før reguleringen av Vallaråi var midlere årsvannføring ca. 16-17 m^3s^{-1}. I etterkant av reguleringen har årlig regulert middelvannføring økt til ca. 19-20 m^3s^{-1}. Flommer er i dag sjeldnere på grunn av reguleringen med lagringskapasitet i magasinene som jevner ut vannføringen over året (Heggenes *et al.* 2012). Nær halve nedbørfeltet er regulert. På vinteren (november-april) er vannføringen normalt 20-25 m^3s^{-1} når kraftverket går, mens i sommerhalvåret kan det forekomme vannføringsvariasjoner mellom 3 og 30 m^3s^{-1} eller mer, avhengig av restvannføring og kjøring av kraftverket. Start og stopp av kraftverket kan gi opp til 25 m^3s^{-1}. Årlig normalvannføring fra restfeltet er 7,7 m^3s^{-1}. Sundsbarm kraftverk benyttes i stor grad til effektkjøring, noe som medfører kunstige fluktuasjoner i vannføringen. Kraftverket er planlagt og bygget som et effektverk tilpasset behovene i sentralnettet. Vannføringen over døgnet kan bli svært varierende, oftest fra restvannføring om natta til full kraftproduksjon pluss restvannføring om dagen (Fig. 2.2).



Figur 2.2. Daglig vannføring (m^3s^{-1}) nedstrøms utløpet til Sundsbarm kraftverk i Vallaråi i perioden 01.09.16– 03.11.16 (Data fra Øystein Kildal, Skagerak Kraft AS).

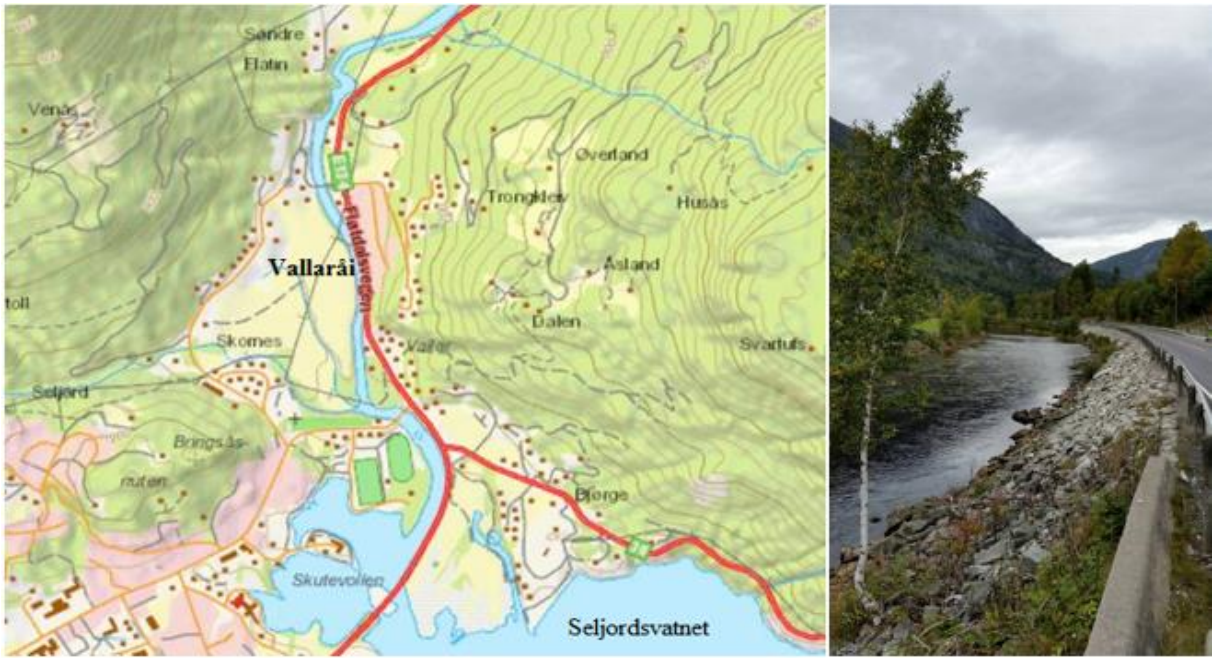
Dette medfører nødvendigvis også betydelige variasjoner i de økologiske forholdene nedstrøms kraftverket (Heggenes *et al.* 2012; Kraabøl 2016). I tillegg til vannføringen, endrer reguleringen og effektkjøringsregimet også temperaturforholdene i Vallaråi. Vanntemperaturer i elva er ofte lavere enn naturlig gjennom sommeren, noe som fører til redusert tilvekst for ørret. Årsaken til kaldere vann i Vallaråi, er at vann til kraftverket tappes fra reguleringsmagasinet Sundsbarmsvatnet på kote 568

(*Fig. 2.1*). Ettersom magasinet er regulert 38 m (574-612 moh.), tappes vannet fra vanndyp som varierer fra ca. 7 m (ved LRV om vinteren) til 44 m (ved HRV om sommeren), dvs. i hovedsak bunnvann fra under sprangsjiktet. Fordi vann har høyest tetthet ved 4°C, er bunnvannet i Sundsbarmmagasinet mye kaldere enn overflatevannet om sommeren (ca. 5-10 ˚C kaldere). Om vinteren vil det derimot være varmere (trolig 1-3 ˚C varmere; dessverre mangler temperaturdata fra før regulering) (Webb *et al.* 2008; Heggenes, Bergan & Lydersen 2011; Austin *et al.* 2015; Heggenes *et al.* 2017b). Graden av temperaturendring avhenger imidlertid også av restvannføringen. Når kraftverket kjøres om sommeren blir vannet kaldere enn naturlig. Men når kraftverket står, vil vanntemperaturene variere mer over døgnet enn naturlig, på grunn av mindre vannføring enn naturlig. Mindre vann i et naturlig bredt elveleie blir mer utsatt for solinnstråling om dagen og varmeutstråling om natta. Dette gir hurtigere og mer oppvarming om dagen og raskere avkjøling om natta.

Spesielt lave vannføringer om høsten og vinteren kan også resulterer i at deler av gyteområder blir tørrlagt (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011).

Deler av Vallaråi ble også fysisk endret i forbindelse med utbedring og omlegging av E134 i 1985 (Fig. 2.3). Da ble ca. 300 m av elveløpet (fra ca. 200 m nedstrøms bro til Sundsbarm kraftverk og videre ca. 300 m nedstrøms) flyttet 5-6 m vestover for å gi plass til vei og ny sykkelvei. I forbindelse med omleggingen ble disse delene av elvas østside forbygd med bratte og grovsteinede elvekanter (Fig. 2.3). Dette gjelder også innløpsområdet mot Seljordsvatnet (Fig. 2.3), hvor ny trasee for E134 går langs innløpets østside fra nedstrøms Vallar bru.

Det ble dessverre ikke gjennomført biologiske undersøkelser verken i forkant av Sundsbarm reguleringen omkring 1970 eller utbedringen av E134 i 1985. Inngrepene har hatt konsekvenser for Vallaråi som leveområde for ørret og sannsynligvis påvirket bestandsforholdene i elva, men det finnes dessverre ikke før-data å sammenligne dagens tilstand med (Heggenes *et al.* 2012).



Figur 2.3. Vallaråi og Seljordsvatnet med E134 angitt som rød linje (til venstre) (NVE Atlas). *Plastring av elvebredden i forbindelse med utbedring og omlegging av E134 (til høyre).*

2.2. Restaureringstiltak

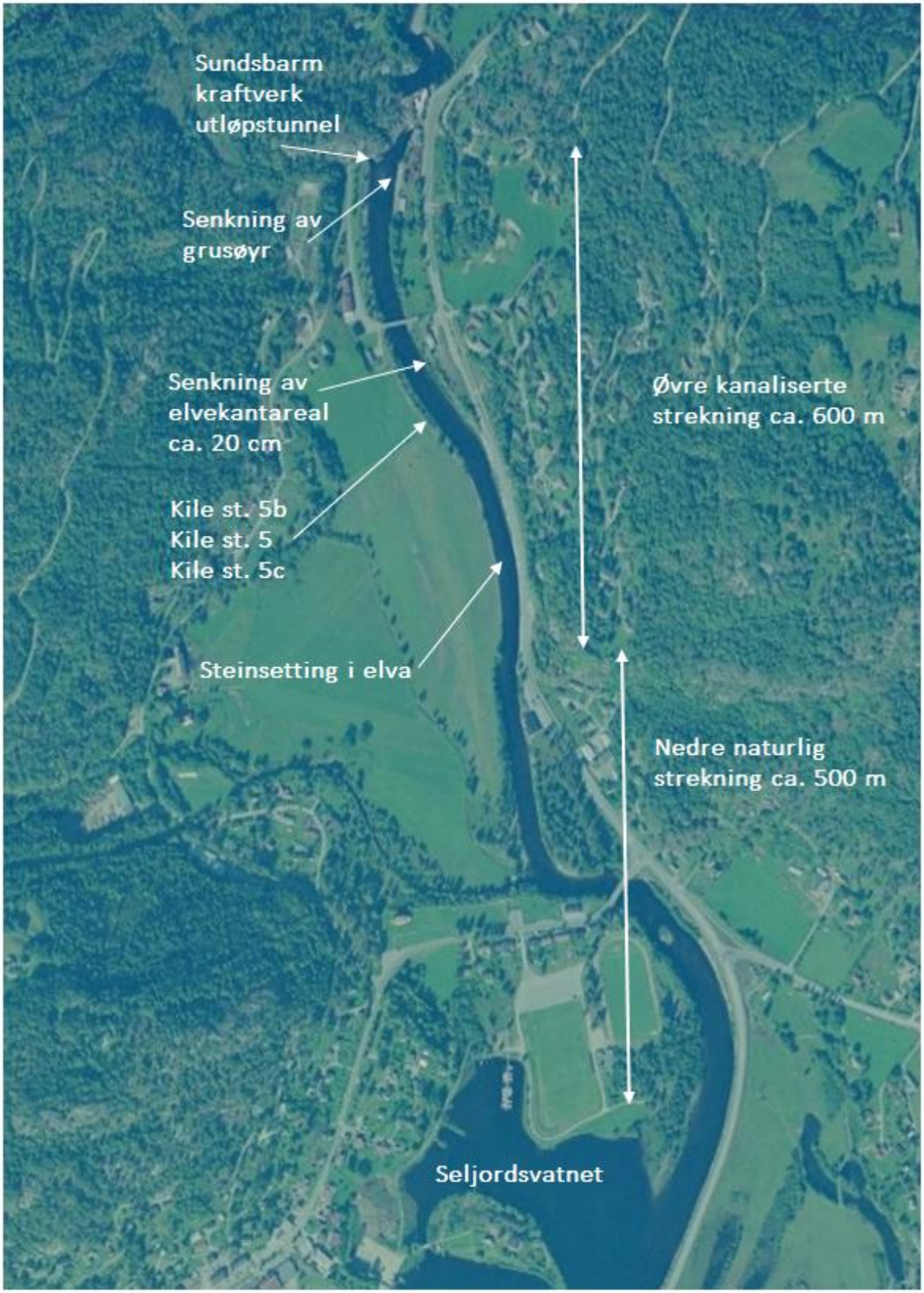
Mandat for tiltaksplan med sikte på å forbedre oppvekstforholdene for ørret i Vallaråi (Heggenes *et al.* 2012), var i hovedsak å foreslå fysiske «in-stream» tiltak (Tab. 2.1), og ble utarbeidet på grunnlag av fiskebiologiske undersøkelser gjennomført i elva 2008-2010 (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Det var ikke ønskelig å skape stilleflytende og grunne partier, ettersom det favoriserer ørekyte som konkurrerer sterkest med ørret i slike habitater (Garner *et al.* 1998; Museth *et al.* 2007; Museth, Borgstrom & Brittain 2010). Tiltak ble også utformet for å redusere hyppigheten av stranding pga. effektkjøring. Raske reduksjoner i vannføring øker dødeligheten til ørret (e.g. Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003). For å øke veksthastigheten hos ørretrekrutter ble det også foreslått å heve vanntemperaturen under vekstsesongen, gjennom å heller tappe overflatevann fra Sundsbarmsvatnet (Tab. 2.1). Det ble også utarbeidet tiltaksplaner i 2002 og 2006 (Duus 2002; Kiland 2006), men på et mer mangelfullt biologisk grunnlag. Disse tiltaksplanene la også vekt på enkle tiltak som etablering av buner og steinrøyser, for å bedre oppvekstforholdene til ørret.

Tabell 2.1. Forslag til tiltak for å øke tetthet og vekst av ørret i Vallaråi (fra Heggenes et al. 2012).

Tapping av overflatevann fra Sundsbarmmagasinet
Senkning av bunnivået ved aktuelle gyteområder for å unngå tørrlegging ved lave vannføringer.
Beholde bratte elvekanter over minste normalvannstand slik at de ikke fungerer som fiskefeller.
Gjøre elvekantene mindre rettlinjede og med grovt substrat som gir skjul.
Forsiktig senkning av bunnivå på oppvekstområder som kan tørrlegges på lave vannføringer.
Etablere motstrøms kiler inn i elvekanter sammen med lave grovsteinede buner som er vanndekket på lav vannstand.
Etablere steinsettinger ute i elva som er dekket av vann på lav vannstand.

I 2012/2013 gjennomførte regulanten fire typer fysiske tiltak i den øvre kanaliserte delen av Vallaråi: 1) senkning av grusøyren utenfor avløpstunnelen til kraftstasjonen (Fig. 2.4, 2.5) (anslagsvis 1100 m^3 fjernet), 2) senkning av elvekantareal nedstrøms bro til kraftverket med ca. 20 cm, for å unngå stranding av fisk ved effektkjøring (Fig. 2.4, 2.5), 3) utplassering av store steinblokker i elveløpet langs E134 (Fig. 2.4, 2.5; steinstørrelse ca. 1 m^3, plassert langs midten og mot vestsiden av elvebredden, steiner nedsenket i substratet til nivå som unngår vesentlig tørrlegging på lav restvannføring). Det fjerde tiltaket var et pilotprosjekt med en ny type tiltak spesielt utformet for å søke å redusere negative effekter av effektkjøring. Tre kiler ble etablert langs vestre elvekant i det kanaliserte elveløpet, og kilene var kombinert med lave, grovsteinede buner (Fig. 2.4, 2.5) (Heggenes *et al.* 2012; Kildal 2012; Kildal 2013). Den ene kilen ble etablert i tilknytning til en eksisterende elektrofiskestasjon (st. 5) slik at den kunne fungere som en før- og etterkontroll for tiltak. I tillegg ble det etablert en kile oppstrøms (st. 5b) og en kile nedstrøms (st. 5c) denne (Fig. 2.4, 2.5) Alle kilene er lagt til den mest ensartede elvekantstrekningen som finnes på den aktuelle strekning i Vallaråi. Denne ca. 225 m lange strekningen er sammenhengende, og et resultat av de tidligere kanaliseringsarbeidene i elva 1969-1970 (over).

Figur 2.4. Øverst til venstre; senkning av grusøyren utenfor avløpstunnelen til kraftstasjonen, øverst til høyre; senkning av elvekantareal nedstrøms bro til kraftverket med ca. 20 cm, nederst til venstre; steinsetting i elva langs E134, nederst til høyre; etablering av kile ved stasjon 5 (fra Kildal 2012; Kildal 2013).



Figur 2.5. Den undersøkte elvestrekningen av Vallaråi som viser plassering av alle habitattiltak som ble gjennomført mellom 2012 og 2013. Alle tiltakene ble utført i den øvre kanaliserte delen av elva (etter Kildal 2012; Kildal 2013).

Figur 2.5b. Detaljutsnitt av nytt ortofoto som viser de etablerte kilenen (fra Norge i bilder).

Kilene ble designet spesielt for å øke tilgangen på sammenhengende, åpne, større dypområder for større ørretrekrutter. Det ble derfor også brukt grove steiner i bunn og vegger i kilene for å gi større rekrutter mer egnet skjul (Fig. 2.6). Kilene ble også designet speseilt for å unngå stranding av fisk ved effektkjøring. De ble derfor konstruert slik at de ikke skal tørrlegges ved raske vannstandssenkninger, da slike fragmenterte dypområder som etter hvert tørrlegges, kan fungere som «fiskefeller» (Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003; Heggenes *et al.* 2012).

Et tredje mål med kilene var å forbedre leveforholdene for ørret, uten samtidig å bedre forholdene for noen andre konkurrerende arter, særlig ørekyte. Kilene ble derfor konstruert med buner som styrer vannstrømmene inn i kilene. Hensikten er å unngå å skape stille områder som kunne favorisere ørekyte. Samtidig skaper også buner i seg selv økt strukturelt mangfold og flere mikrohabitater for ørret ute i elva (Fig. 2.6).

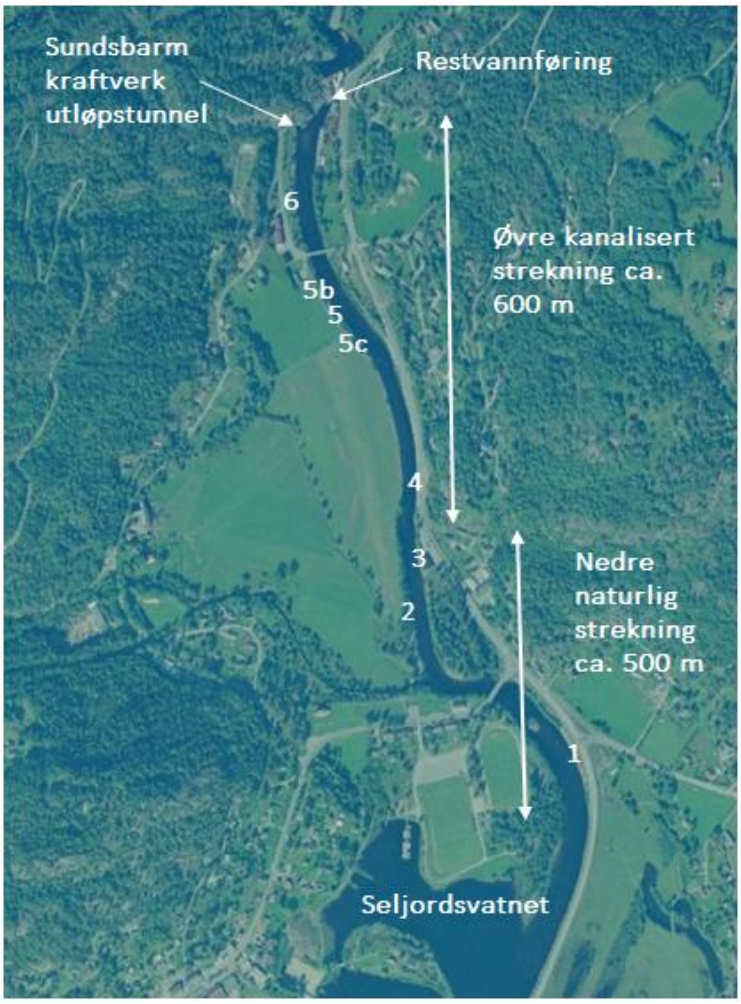
Figur 2.6. Etablering av kile med grovsteinede buner på elektrofiskestasjon 5 i Vallaråi. Selve kilen er bygd av grove steiner, og bunene utenfor styrer vannstrømmene inn i kilen (Kildal 2012; Kildal 2013).

Kilene er et pilotprosjekt, og det er ikke kjent at denne type tiltak er blitt tatt i bruk tidligere. Det var derfor av særlig interesse å dokumentere mulige effekter av disse bunene, slik denne rapporten gjør. Habitattiltakene som er utført i Vallaråi går generelt under teknikker innen «in-stream» restaurering. Dette er fordi tiltakene hovedsakelig omfatter å senke deler av elvehabitatet, samt konstruere/plassere ulike fysiske strukturer (kiler og steinblokker) i elva og langs elvebredden (Palm, Lepori & Brannas 2010; Roni *et al.* 2010) (http://www.therrc.co.uk/manual-river-restoration-techniques).

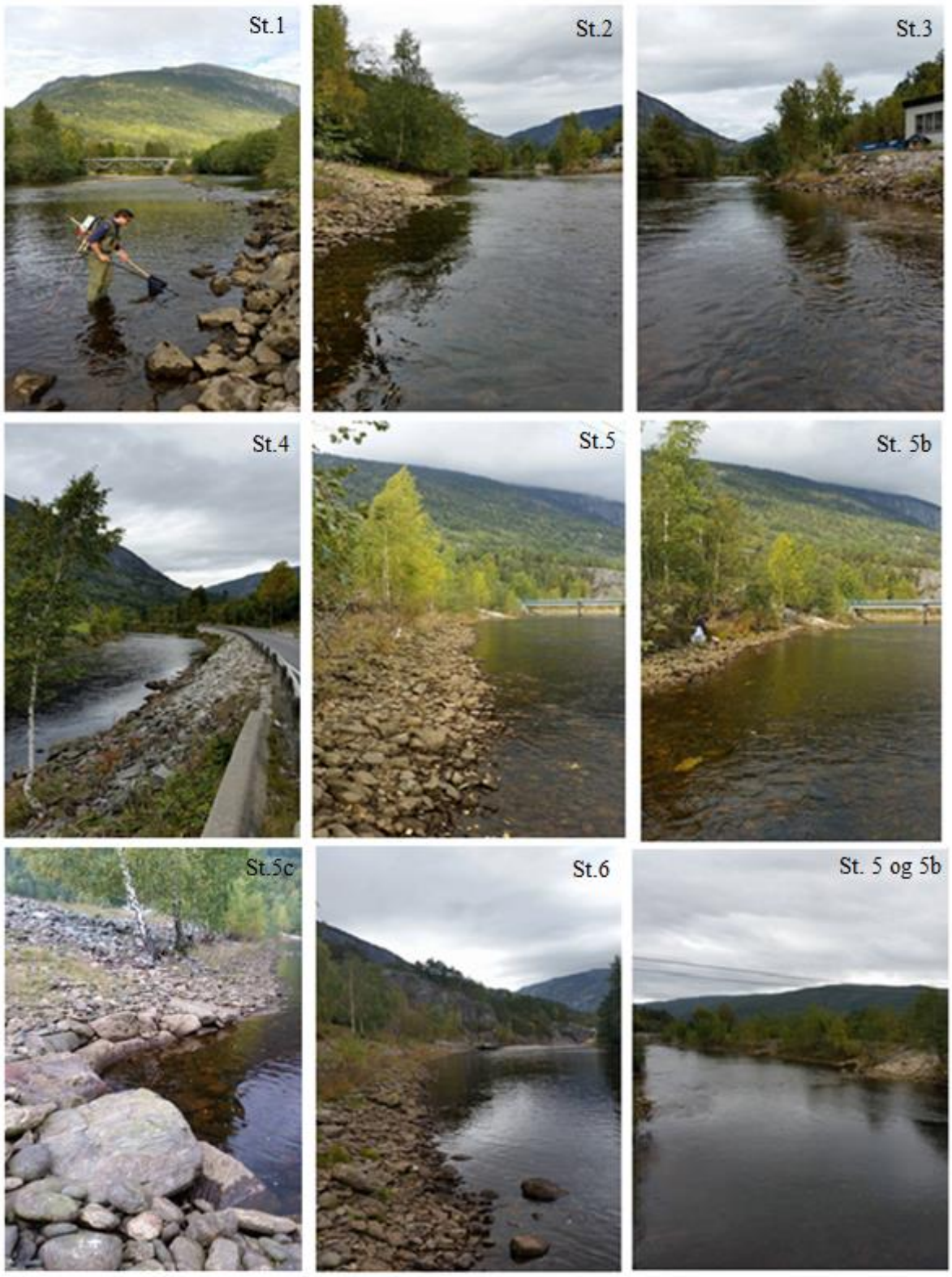
3. Metoder

3.1. Fiskebiologiske undersøkelser

For å undersøke bestandstetthet og vekst til ørretrekrutter i Vallaråi, har det blitt utført elektrofiske i vassdraget i to treårs perioder, 2008-2010 før tiltak (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011) og i 2014-2017 etter tiltak (denne rapporten). Alt elektrofiske er gjennomført på høsten og på tilnærmet samme vannføringer (dvs. på restvannføringer uten drift av kraftverket; ca. 3-6 m^3/s^{-1}). I perioden 2008-2010 ble elektrofisket gjennomført på 7 forskjellige stasjoner (Fig. 3.1) valgt ut i fra deres habitattype og geografisk avstand (Tab. 3.1). Stasjon 7, på østre bredd oppstrøms utløpstunnel fra kraftverket (Fig. 3.1), endret imidlertid dramatisk habitat under storflom i 2014. St. 7 kunne derfor ikke fungere som før-etter referanse, og ble derfor utelatt fra etterundersøkelsene 2014-2017. Imidlertid ble det lagt inn to nye stasjoner med hver sin kile (Fig. 3.1, 3.2; st. 5b og st. 5c) som pseudoreplikater av st. 5.



Figur 3.1. Stasjoner og nummer til elektrofiskestasjoner i Vallaråi som ble avfisket 2008-2010 og 2014-2017.



Figur 3.2. Elektrofiskestasjoner i Vallaråi med henvisning til stasjonsnummer. Bildet nederst til høyre viser kilene ved stasjon 5b og 5, mens stasjon 5c kan skimtes nedstrøms.

Tabell 3.1. Elv- og stasjonsbeskrivelser for elektrofisket i Vallaråi (se også Heggenes, Bergan & Lydersen 2011).

De fiskebiologiske undersøkelsene i Vallaråi ble gjennomført fra utløpet i Seljordsvatnet og ca. 1,4 km oppstrøms til undervann Sundsbarm kraftverk og Lakshøl. I forbindelse med reguleringen av elva ble øvre del av denne strekningen (700 m) kanalisert langs hele vestre bredd og langs E134 på østre bredd. Den nedre delen av elva på ca. 700 m har naturlig forløp i elveleiet, men elvebreddene er påvirket av menneskelig aktivitet. Elvas strøm- og dybdeforhold varierer gjennom elvestrekningen og vannføringen er særlig påvirket av kjøringen til kraftverket.

Vallaråi kan hovedsakelig deles inn i 6 delstrekninger basert på de ulike habitatforholdene som finnes i elva; 1: et stort og dypt hull øverst på den undersøkte elvestrekningen (Lakshøl), 2: et raskt flytende blankstryk fra undervann Sundsbarm kraftverk til møtet med E134, 3: et tregt blankstryk ned til et (semi)naturlig blankstryk (ved bilverkstedet), 4: et grunnere og raskere småstryk, 5: et stort hull ved veibru, 6: et langt blankstryk som renner ut i Seljordsvatnet.

Stasjon. 1: Avfisket areal ca. 50×5m. Sakte blankstryk med bratt elvekant av skuddstein ned mot grunn og flat bunn. Effektivt elektrofiske på grunn av lyst, grunt vann og nesten ikke strøm på lav vannføring.

Stasjon. 2: Avfisket areal ca. 50×2,5m. Jevnt og relativt raskt stryk på ca. 20-40 cm dyp, med 10-30 cm steinsubstrat og betydelig mosebegroing som gir mindre skjul for større fisk.

Stasjon. 3: Avfisket areal ca. 50×4m. Uniform og relativt tregt blankstryk med 0,5-30 cm substrat og enkelte større steinblokker. Substratet består av ca. 50% grus og grov sand, noe som gir lite hulrom i substratet. Stasjonen er jevnt dyp (30-40 cm). Strandsonen domineres av rullestein.

Stasjon. 4: Avfisket areal ca. 50×2m. Stasjonen er en skuddsteinsfylling langs E134. På grunn av dette er strandsonen lite utsatt under varierende vannføringer. Bunnen er flat med innskudd av rullestein og mellomliggende finere materiale. Stasjonen har en jevn blankstrøm, men er brådyp. Elektrofiske er derfor vanskelig.

Stasjon. 5: Avfisket areal ca. 50×2,5m + (kile 9 m^2) = 134 m^2. Kilen med buner ligger mot slutten av stasjonen (utgjør transekt 18-23; 30 m^2 + kile 9 m^2 = 39 m^2). Resten av stasjonen (95 m^2) er preget av varierende strandsone på grunn av varierende skrånende dyp. Substratet er steinete.

Stasjon. 5b: Avfisket areal ca. 50×2,5m + (kile 5 m^2) = 130 m^2. Kilen med buner ligger ca. midt på stasjonen (utgjør transekt 11-15; 25 m^2 + kile 5 m^2 = 30 m^2). Resten av stasjonen (100 m^2) er preget av varierende strandsone på grunn av varierende skrånende dyp. Substratet er steinete.

Stasjon. 5c: Avfisket areal ca. 50×2,5m + (kile 12 m^2) = 137 m^2. Den nedre delen av stasjonen er en bakevje. Kilen med buner ligger på starten av stasjonen (utgjør transekt 6-12; 35 m^2 + kile 12 m^2 = 47 m^2). Resten av stasjonen (90 m^2) er preget av varierende strandsone på grunn av varierende skrånende dyp. Substratet er steinete.

Stasjon. 6: Avfisket areal ca. 50×2m. Stasjonen har jevn rullesteinkant ned mot elvebunnen på ca. 50 cm dyp. Jevnt blankstryk med stedvis brutt overflate. Grunn og rolig strøm ved den innerste 0,5–1 m og hard strøm utover. 2-20 cm steinsubstrat.

På grunn av vanskelige feltforhold med usedvanlig høye flomvannføringer i 2014, var det lave vannføringer lenge nok til at kun stasjon 3, 5, 5b og 6 kunne elektrofiskes. I 2010 kunne heller ikke stasjon 3 avfiskes av samme grunn. Stasjon 7 ble avfisket fra 2008 til 2010 og data brukt til å undersøke bestandstetthet og vekst hos ørret fra denne perioden (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011), men st. 7 er utelatt i denne rapporten.

Alle elektrofiskestasjonene er 50 meter lange og merket i felt med 25 transekter med 2 meters mellomrom. Stasjonene ble avfisket med varierende bredde per stasjon (2–5 meter) avhengig av ulike dybde- og strømforhold, men bredden var lik innen hver stasjon (Tab. 3.1). Innenfor hver stasjon ble all fanget fisk posisjonsbestemt til nærmeste transekt. Slik kunne fangstene fra stasjon 5, 5b og 5c også deles inn i hhv. innenfor- og utenfor kile. Transekter i tilknytning kilene reflekterte behandling/tiltak, og transekter utenfor fungerte som kontroll (før-etter behandlet-kontroll design). På stasjon 5 er selve kilen 9 m^2, og området i tilknytning til kilen utgjør transekt 18-23 (30 m^2). Avfisket område i tilknytning til kilen utgjør derfor totalt 39 m^2. Resten av stasjonen er 95 m^2 (transekt 1-17 og 24-25) (Tab. 3.1). På stasjon 5b er selve kilen 5 m^2, mens området i tilknytning til kilen utgjør transekt 11-15 (25 m^2). Avfisket område i tilknytning til kilen utgjør derfor totalt 30 m^2, mens resten av stasjonen er 100 m^2 (transekt 1-10 og 16-25) (Tab. 3.1). På stasjon 5c er selve kilen 12 m^2, mens området i tilknytning til kilen utgjør transekt 6-12 (35 m^2). Avfisket område i tilknytning til kilen utgjør derfor totalt 47 m^2, mens resten av stasjonen er 90 m^2 (transekt 1-5 og 13-25) (Tab. 3.1). Stasjon 5 fungerte i tillegg direkte som en før- og etterkontroll for tiltak i form av kile, da denne stasjonen også ble avfisket i undersøkelsene fra 2008-2010 (før restaureringen).

Stasjonene i den øvre kanaliserte delen av Vallaråi (st. 4, 5 og 6; Fig. 3.1, 3.2) var enten direkte eller indirekte påvirket av restaureringstiltakene (behandlet strekning). I den nedre delen av elva var stasjonene (st. 1, 2 og 3) ikke direkte påvirket av tiltakene pga. større avstand, og denne strekningen fungerte derfor som kontrollstrekning (behandlet-kontroll design).

Tettheter og lengder av fisk ble også undersøkt i både øvre- og nedre del av Vallaråi i årene før restaureringen, og i årene etter (før- og etterkontroll). Studiedesignet følger derfor et «Before-After-Control-Impact» design (Baldigo et al. 2010, Vehanen et al. 2010).

Art, lengde (mm) og posisjon ble registret for hvert fiskeindivid fanget ved systematisk elektrofiske med elektrisk fiskeapparat (Fig. 3.3), og tre gjentak for å kunne beregne tettheter (Norsk standard NS-EN 14011). Det elektriske fiskeapparatet er konstruert av Geomega (ing. Paulsen), Trondheim, og leverer kondensatorpulser med spenning på ca. 1600 V og frekvens 80 Hz. Elektrofiske foregikk motstrøms, og hver stasjon ble avfisket med minimum 30 minutters mellomrom mellom hvert av tre påfølgende gjentak. Fisketetthet beregnes ut fra nedgangen i fangst mellom hver omgang (Zippin 1958; Bohlin *et al.* 1989).

Figur 3.3. Ørretrekrutt som ble fanget og målt ved stasjon 1 i Vallaråi høsten 2016.

Elektrofisket og måling av fisk ble gjennomført av samme person på hver stasjon for å eliminere mulige effekter av individuelle forskjeller i arbeidsteknikk (Zalewski & Cowx 1990). På hver stasjon ble også temperatur og konduktivitet målt med en konduktivitetsmåler (WTW tetracon 325 conductivity meter; http://www.globalw.com/downloads/WQ/TetraCon_325.pdf).

3.2. Behandling av data og statistiske analyser

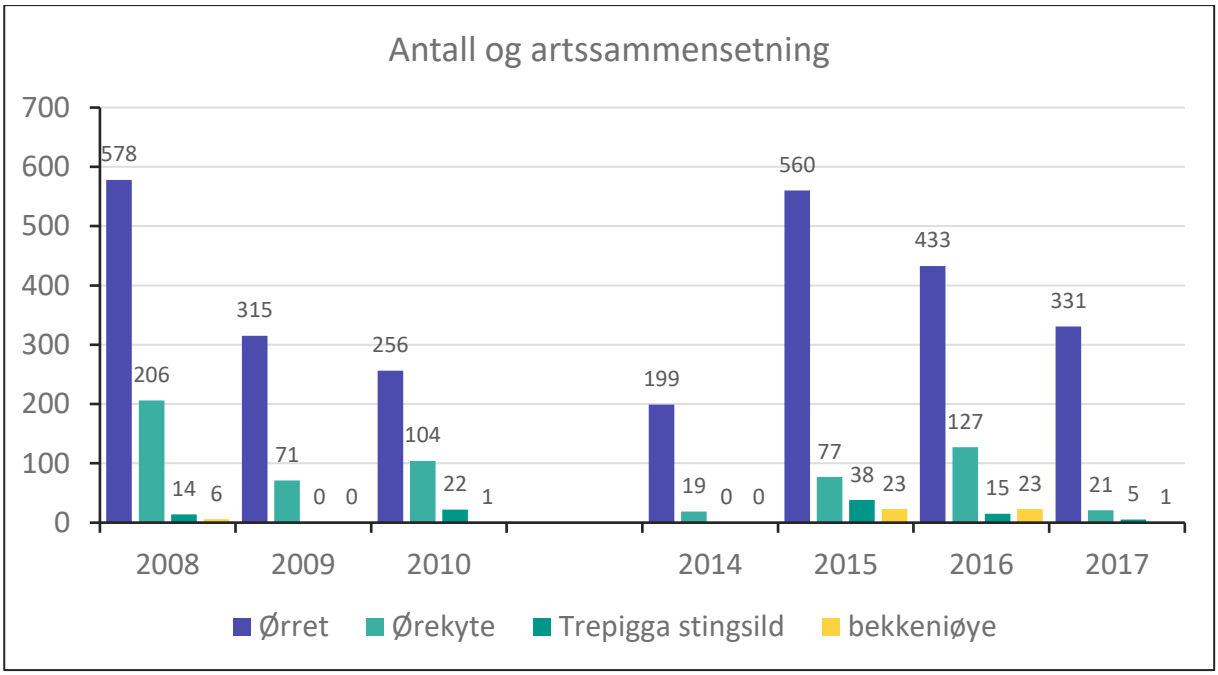
Alle rådata ble behandlet i Microsoft Office Excel 2016. Figurer og tabeller ble også laget i dette programmet, men Fig. 2.1 og Fig. 2.3 er laget i ArcMap v.10 (ESRI 2011) og wms-tjenesten er hentet fra https://www.nve.no/. For bestandsestimater med 95 % konfidensintervall og fangbarhet, ble programmet «Catch-effort models for exploited populations» i Ecological Methodology 2nd ed brukt (Krebs 1999; Krebs 2011). Dette programmet forventer fangst verdier større enn 0. Fangsten ble derfor satt til 1 hvis det ikke ble fanget noe fisk i den siste runden med elektrofiske, noe som eventuelt kun medfører minimale avvik i estimatene. For å undersøke lengdefrekvens- og aldersfordelingen hos ørret, ble det brukt mer detaljerte analyser der fisken er inndelt i årsyngel (0+), ettåringer (1+) og eldre fisk (>1+) basert på normalfordelte lengde'modes' til den fangede fisken. I tetthetsberegningene ble ørret delt inn i aldersklassene sommergammel (0+) og eldre (>0+).

Statistiske analyser, variansanalyse (ANOVA), Kruskal Wallis og lineær regresjon, ble gjennomført i Microsoft Office Excel 2016 Dataanalyse og i R v. 3.2 (R Core Team 2014), alle med signifikansnivå α = 0,05. Ettersom vi hadde en før-etter-kontroll-behandling design med tidsperiode (før-etter) og behandling (kontroll-kile) som 'fixed' faktorer og ørret tetthet som responsvariabel, benyttet vi primært ANOVA til å analysere data for mulige endringer i størrelser (uttrykt som lengde (mm)) og tetthet (antall per 100 m^2) av ørret som en følge av konstruksjon av kiler. Fangster fra 2014 er utelatt fra alle statistiske analyser, ettersom fangstene fra dette året var ufullstendige. Ved testing av forskjeller i lengder og tettheter fra før til etter restaurering, samt forskjeller i øvre- og nedre del av elva, ble data fra stasjon 5b og 5c samt st 7 utelatt, slik at samplingen ble lik (st. 1-6) og tallene før og etter dermed direkte sammenlignbare. Data fra våren 2016 har hovedsakelig blitt utelatt fra alle analyser, figurer og tabeller, men er inkludert for illustrasjonsformål mht vekst over sesongen (jfr. Vedlegg 1-2).

4. Resultater

4.1. Antall fanget og artssammensetning

I løpet av årene med fiskebiologiske undersøkelser har ørret dominert fangstene, men det har også blitt fanget mye ørekyte. Dette er de to dominerende artene (Fig. 4.1). Trepigget stingsild er relativt fåtallig. Antall bekkeniøye er også få, men svært varierende pga. artens særegne biologi. Totalt antall fanget ørret har variert mellom år fra 199 til 578 individer (Vedlegg 1-2), med et gjennomsnitt på 381,7 individer (±SD 146,7). Imidlertid ble det i 2008-2010 elektrofisket på 7 stasjoner (gjennomsnittlig antall ørret/år = 383 ±SD 171,4) og i 2015-17 på 8 stasjoner (gjennomsnittlig antall ørret/år 441,3 ±SD 114,7), slik at forskjellen per stasjon etter habitattiltak (441,3/8 = 55,2 ørret), enn før tiltak (383/7 = 54,7 ørret) var ubetydelig. Stasjon 1-6 ble avfisket på samme måte i alle år slik at data er direkte sammenlignbare. Her var ingen forskjell i gjennomsnittlig antall ørret/år før og etter tiltak (2008-2010: 328 ±SD 163,7; 2015-2017: 335 ±SD 71,0; Vedlegg 1-2). Med hensyn til artssammensetning ble det relativt sett fanget mest ørret i 2017 (331 ørret av 358 fisk; 92% av totalfangst), dernest i 2015 (560 av 698; 80 % av totalfangst), og i 2008 (578 av 804; 72 % av totalfangst) og 2016 (433 av 598; 72 % av totalfangst) (Fig. 4.1). De årlige fangstene av ørekyte, den nest mest valige arten, var betydelig mindre og mer variable, fra 19 til 206 individer mellom årene, med et gjennomsnitt på 83,9 individer (±SD 65,0) (Fig. 4.1). Det året det ble fanget mest ørekyte var i 2008 (n=206; 25 % av årets totalfangst), men det ble også fanget mye ørekyte i 2016 (n=127; 21 % av årets totalfangst) (Fig. 4.1). Før restaureringen ble det totalt fanget 7 bekkeniøyer (1 % av totalfangst) og 36 trepigga stingsild (2 % av totalfangst), mens det i 2015-2017 etter restaureringen ble fanget 47 bekkeniøyer (3 % av totalfangst) og 58 trepigga stingsild (3 % av totalfangst) (Fig. 4.1).

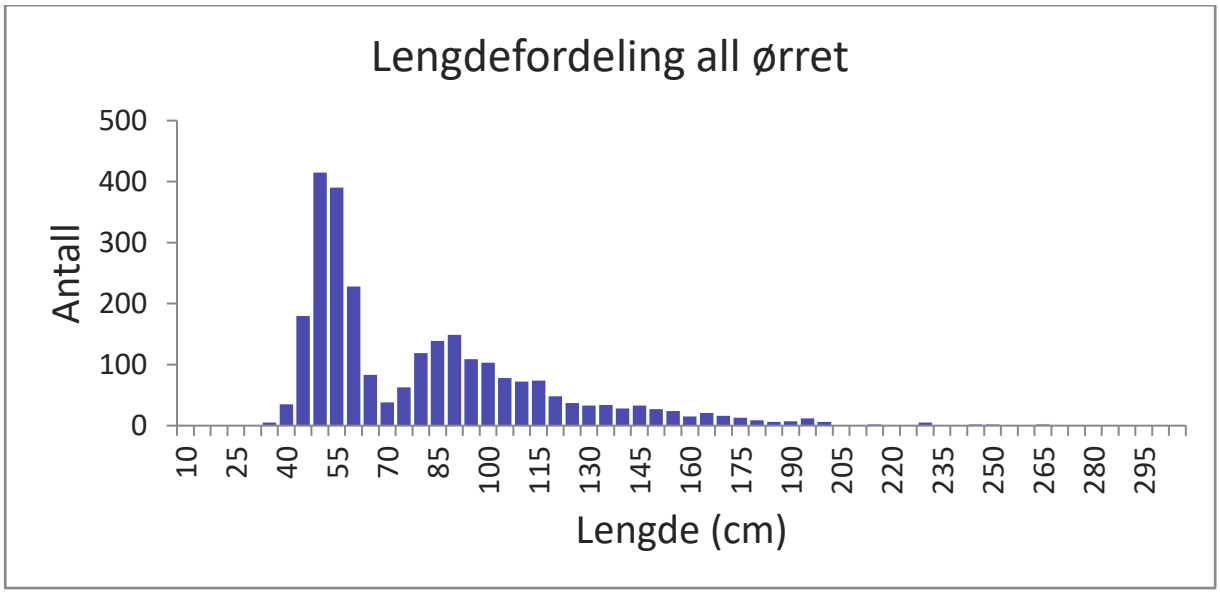


Figur 4.1. Artssammensetning av fangstene fra elektrofisket i Vallaråi 2008-2010 og 2014-2017. I 2014 ble kun 4 stasjoner (3, 5, 5b, 6) avfisket.

4.2. Lengdefordeling for ørret

Samlet sett viser lengdefordelingen til ørret i Vallaråi (n=2673) svært få individer større enn 200 mm (n=24; 0,9%) (Fig. 4.2). Dette skyldes trolig av at ørretrekrutter som vokser opp i Vallaråi vandrer ut i Seljordsvatnet når de er av tilstrekkelig størrelse (typisk trolig 150-200 mm) (Klemetsen *et al.* 2003; Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). I noen grad skyldes det også at det er elvekantene nær land som avfiskes ved elektrofiske.

Ungfisk på 40-150 mm dominerer i fangstene (2515 individer; 94%). Lengdefordelingen til ørret gjenspeiler årsklassefordelingen for de yngste årsklassene (Fig. 4.2). Den første lengdefrekvens toppen som tilsvarer årets sommergamle yngel (0+), viser at 0+ ørretrekrutter fanget på høsten er 40-69 mm lange. Ørret mellom 70–110 mm tilsvarer to-somrig (1+) og fisk større enn ca. 110 mm tilsvarer eldre ørret (>1+). Her kan ikke lengde-frekvens fordelingen skille flere årsklasser som overlapper i størrelse. Denne inndelingen er lagt til grunn i de videre analysene.



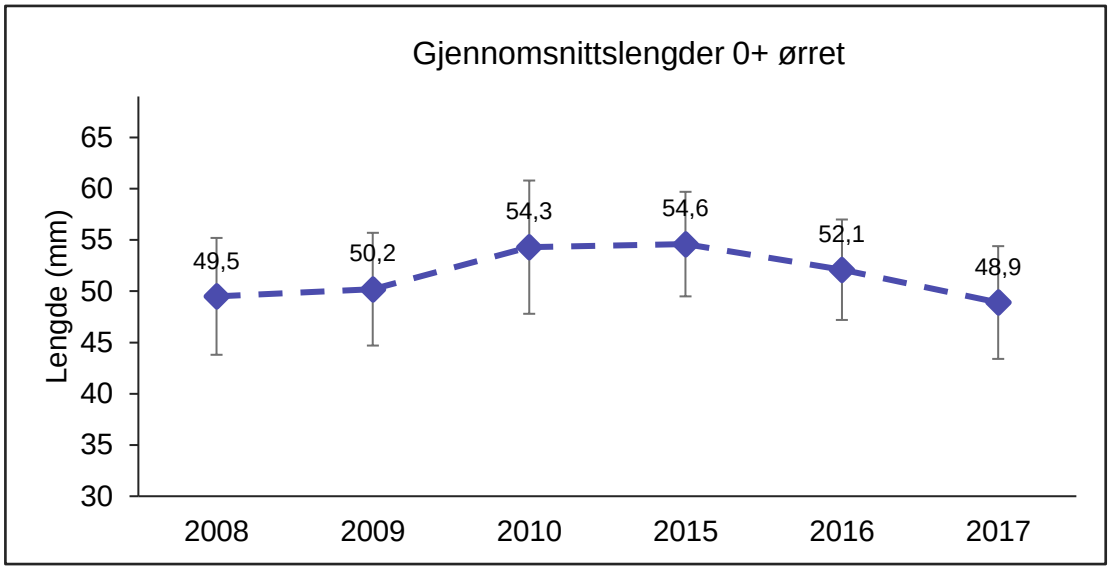
Figur 4.2. Lengdefordeling for fanget ørret ved elektrofiske på alle stasjoner i Vallaråi høsten 2008-2010 og 2014-2017 (n=2673).

Lengde-frekvensfordelingen for ørret varierer noe mellom år, både før og etter habitat tiltak (Vedlegg 1), noe som sannsynligvis gjenspeiler årlige variasjoner i vekstforhold, særlig knyttet til varierende vanntemperaturer over sommeren (Vedlegg 6). Det kan også skyldes metode, e.g. at elektrofisket i elva var bestemt av vannføringer, og derfor ikke skjedde til akkurat samme tid hvert år (og dermed ulike lange vekstsesonger) (Elliott & Elliott 2010; Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Forskjellene mellom år var imidlertid uansett relativt små, i forhold til det samme overordnede mønsteret gjennom alle år (over, Fig. 4.2). Det var skillet mellom 0+ og eldre fisk som kunne variere noen få millimeter mellom år (Vedlegg 1). I Vallaråi var det således noen forskjeller i lengder hos ulike aldersklasser av ørret mellom år, men mye mer utpreget var forskjellene mellom stasjoner. Dette gjenspeiler ulike vekstforhold over tid (år), sannsynligvis pga. ulike temperaturforhold, og men særlig i rom (stasjoner), pga. ulike habitat forhold.

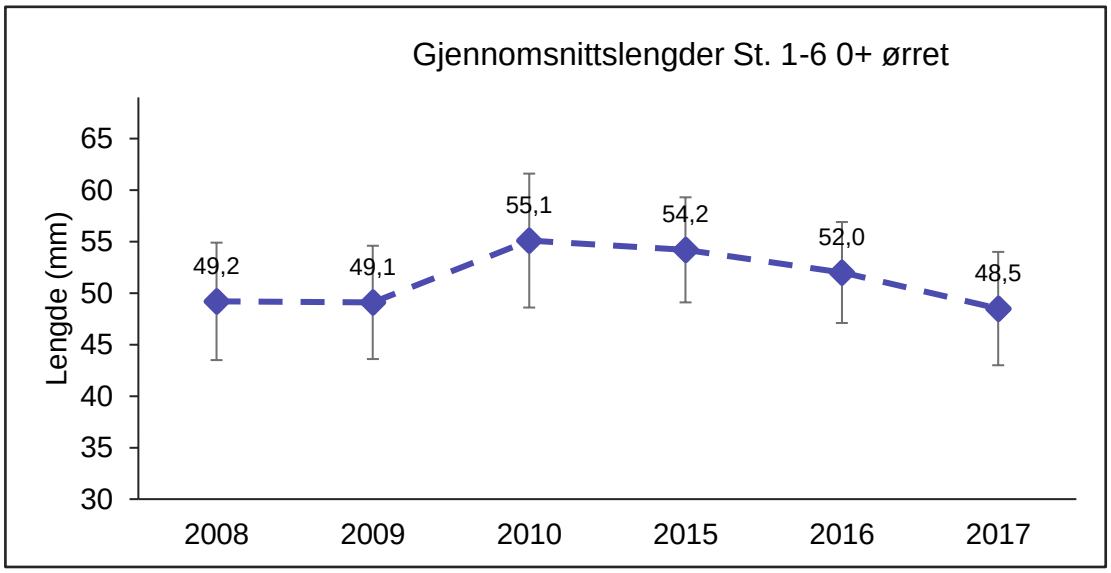
4.3. Variasjon i lengdefordeling for ørret mellom år

Over tid, mellom årene med undersøkelser, varierte gjennomsnittslengder av 0+ ørret fra 48,9 mm ±SD5,5 i 2017 til 54,6 mm ±SD5,1 i 2015, og med et totalt gjennomsnitt på 51,7 mm ±SD 6,0 (Fig. 4.3a). Denne variasjonen mellom år var liten, men signifikant (enveis ANOVA, $F=43,73$, $P<0,0001$).

Det var derimot ingen trend over tid i denne variasjonen (lineær regresjon; F=0,0287, P=0,8722). Resultatene og manglende trend over tid var det samme om bare data fra st. 1-6 ble lagt til grunn (Fig. 4.3b).

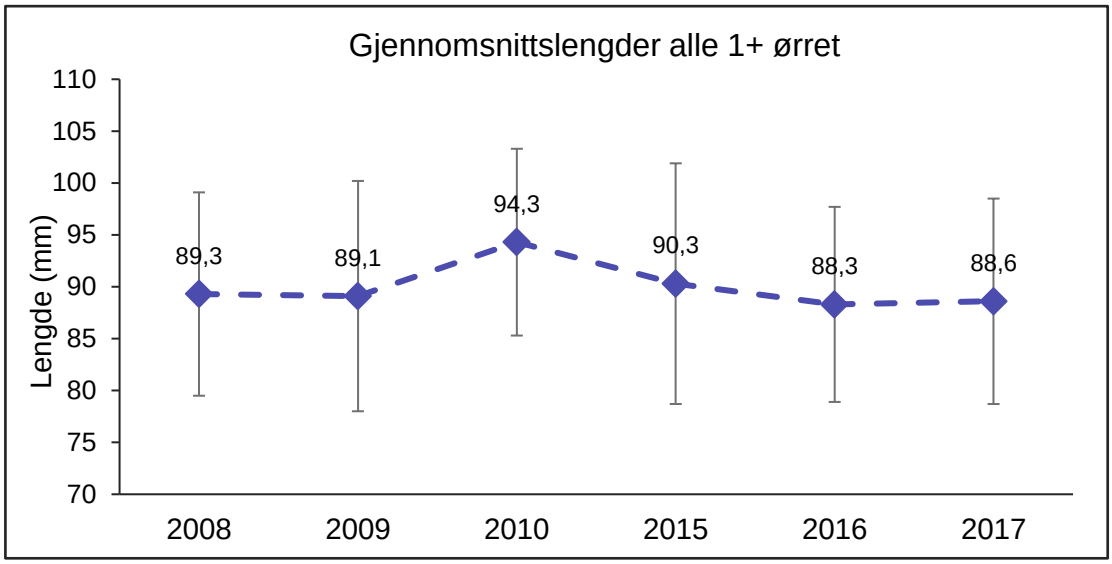


Figur 4.3a. Gjennomsnittslengder for fanget 0+ ørret i Vallaråi fra 2008-2010 og 2015-2017. Error bars viser SD.

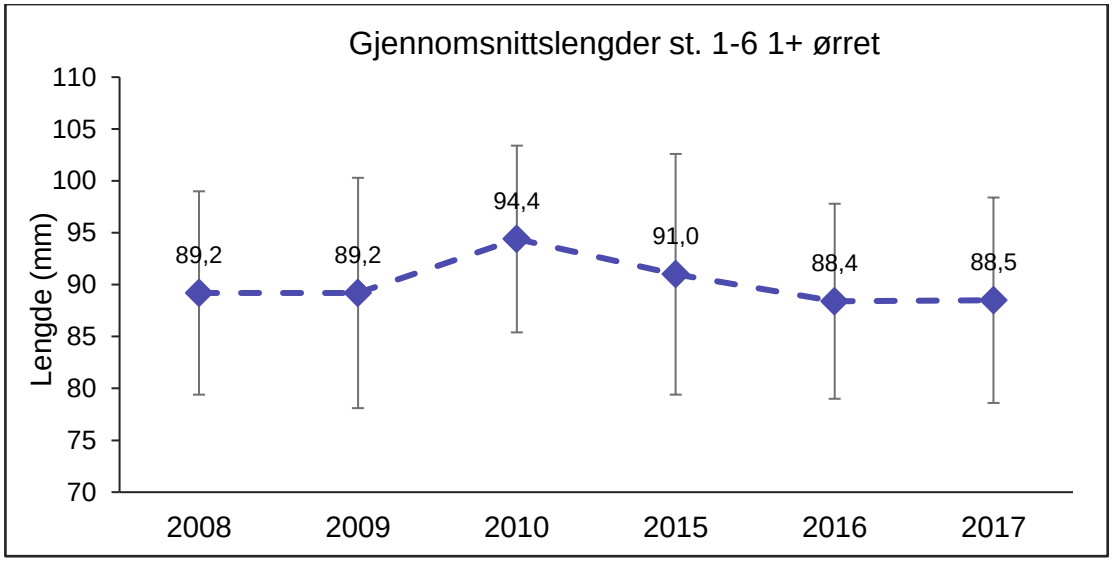


Figur 4.3b. Gjennomsnittslengder for fanget 0+ ørret på stasjon 1-6 i Vallaråi fra 2008-2010 og 2015-2017. Error bars viser SD.

Gjennomsnittslengder til 1+ ørret varierte fra 88,3 mm ±SD9,4 i 2016 til 94,3 mm ±SD9,0 i 2010, og med et totalt gjennomsnitt på 98,5 mm ±SD 10,4 (Fig. 4.4a). Det var heller ingen trend i lengde på 1+ ørret over år (lineær regresjon; F=0,8641, P=0,3529). Forskjeller i lengder på 1+ ørret mellom år i Vallaråi var beskjedne, om enn signifikante (enveis ANOVA, F=3,005, P=0,0108; Fig. 3.4a). Resultatene og manglende trend over tid var nær identiske om bare data fra st. 1-6 ble lagt til grunn (Fig. 4.4b).

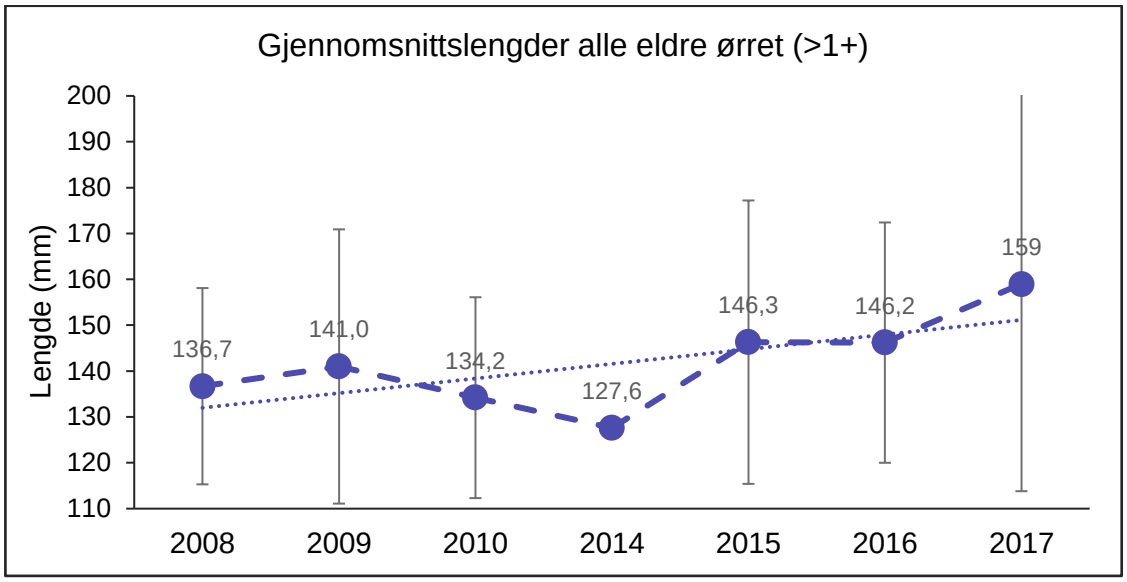


Figur 4.4a. Gjennomsnittslengder for fanget 1+ ørret i Vallaråi fra 2008-2010 og 2015-2017. Error bars viser SD.

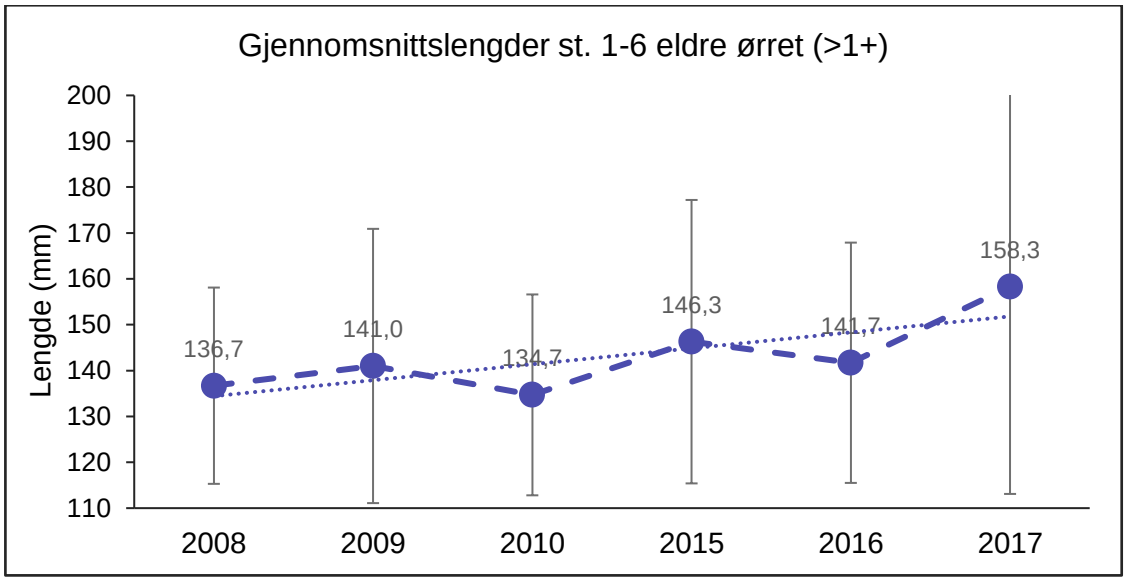


Figur 4.4b. Gjennomsnittslengder for fanget 1+ ørret på stasjon 1-6 i Vallaråi fra 2008-2010 og 2015-2017. Error bars viser SD.

Gjennomsnittslengder av eldre ørretrekrutter (>1+) varierte fra fra 134,2 mm ±SD 21,9 i 2010 til 159,0 mm ±SD 45,2 i 2017, og med et totalt gjennomsnitt på 145,9 mm ±SD 32,3 (Fig. 4.5a). Det var klart signifikante forskjeller i lengde på ørret >1+ mellom år (enveis ANOVA, F=4,354, P=0,0007), og med en klar trend mot størrre fisk etter restaurering (lineær regresjon, F=14,59, P=0,0001, Adj R^2=0,0322). Igjen var resultatene nær identiske om bare data fra st. 1-6 ble lagt til grunn (Fig. 4.5b).



Figur 4.5a. Gjennomsnittslengder for fanget ørret større enn 1+ i Vallaråi fra 2008-2010 og 2015-2017. Error bars viser SD, prikket linje viser trend over tid som lineær regresjon (y=-3542,853+ 1,832L; Adj R^2=0,0322).



Figur 4.5b. Gjennomsnittslengder for fanget ørret større enn 1+ på stasjon 1-6 i Vallaråi fra 2008-2010 og 2015-2017. Error bars viser SD, prikket linje viser trend over tid som lineær regresjon (y=-3542,853+ 1,832L; Adj R^2=0,0322).

4.4. Variasjon i lengdefordeling for ørret mellom stasjoner

Både for hele ørret materialet og for hver årsklasse var det forskjell i lengder mellom stasjoner, knyttet til de ulike habitat forholdene (enveis ANOVA, F=10,38, P<0,0001). Særlig mye større rekrutter ble fanget på den grovsteinete st. 4 (Fig. 3.8, Tab. 3.2, Tab. 4.1).

Tabell 4.1. Gjennomsnittslengder for ørret fanget på de ulike stasjonene i Vallaråi 2008-2017.

Stasjon	Gjennomsnittslengde (mm)	SD	N
1	73.1	27.5	1132
2	62.8	22.7	341
3	71.9	27.7	267
4	114.0	45.2	308
5	80.6	34.6	413
5b	89.1	40.8	171
5c	82.4	41.7	213
6	72.9	28.8	203
7	58.7	17.2	178

I stor grad pga. større ørret fanget på st. 4, ble det fanget i gjennomsnitt større ørretrekrutter på øvre enn på nedre del (85,1 mm±SD40,4; n=1486 resp. 70,9 mm±SD27,0; n=1740; enveis ANOVA, F=141,3, P<0,0001), og større ørretrekrutter etter restaurering enn før (82,1 mm±SD38,7; n=1653 resp. 72,6 mm±SD28,7; n=1573; enveis ANOVA, F=62,53, P<0,0001). Det var også et samspill mellom stasjon og før-etter restaurering (multiveis ANOVA; stasjon*før-etter, F=7,5579, P<0,0001). Det store antallet observasjoner gjør at selv relativt beskjedne forskjeller i lengder (effekt størrelse) blir klart signifikante. Disse forskjellene viskes i noen grad ut når data splittes opp på ulike årsklasser.

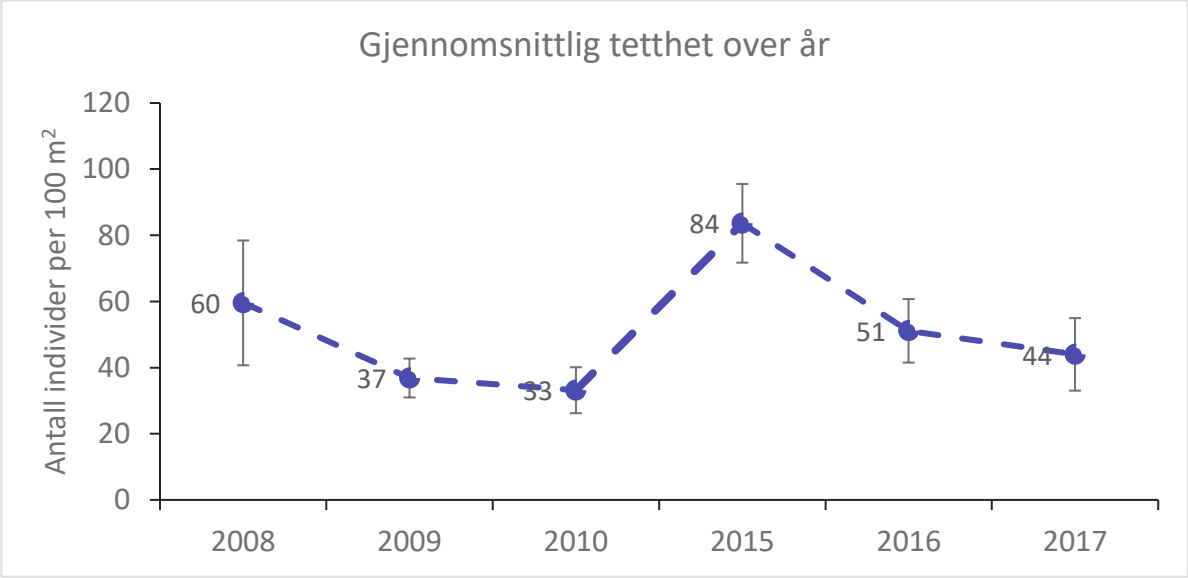
Det var for alle data samlet, større lengder på 0+ ørret i den øvre delen av Vallaråi (st. 4-6/7; 52,4 mm ±SD 5,9; n=511) sammenlignet med den nedre 'naturlige' delen (st. 1-3; 51,2 mm ±SD 6; n=767; t-test, t=3,5813, P=0,0012). Forskjellen var liten, men motsatt av forventet, ettersom vann kan oppvarmes noe fra undervann Sundsbarm kraftverk og ned til innløp Seljordsvatn. I den øvre delen av elva var 0+ ørret noe mindre i årene før restaureringen (51,5 mm ±SD 6,2; n=215) sammenlignet med årene etter (53,2 mm ±SD 5,5; n=296; t-tst, t=3,2362, P=0,0013). Også i den nedre delen var det større lengder på 0+ ørret i årene etter restaurering (52 mm ±SD 5,6; n=340) sammenlignet med årene før (50,6 mm ±SD 6,3; n=427; t-test, t=3,2317, P=0,0013).

Det var ingen forskjeller i på øvre eller nedre del av elva for størrelse på fanget 1+ ørret. For alle data samlet, var det lik størrelse på 1+ ørret i den øvre delen av Vallaråi (89,7 mm ±SD 10,3; n=377), sammenlignet med den nedre delen (89,1 mm ±SD 10,4; t-test, t=1,0513, P=0,2935). I den øvre delen (st. 4-6/7) var størrelsen på fanget 1+ ørret i årene før restaureringen (90,7 mm ±SD 10,7; n=129), omtrent den samme som i årene etter (89,8 mm ±SD 10,2; n=224, t-test, t=0,8002, P=0,4241). Også lengden på 1+ ørret fanget i den nedre delen av elva i årene etter restaureringen (88,3 mm ±SD 10,6; n=182), var den samme som årene før (89,5 mm ±SD 10,2; n=248; t-test, t=1,1663, P=0,2441).

Ørret eldre enn 1+ viste derimot betydelige forskjeller i lengde på øvre og nedre del. For alle data samlet var eldre ørretrekrutter (>1+) betydelig større, og flere, i den øvre delen av Vallaråi (150,8 mm ±SD 34,5; n=301) sammenlignet med den nedre delen (132,4 mm ±SD 19,7; n=111; t-test, t=5,2997, P<0,0001), både før og etter restaurering. Imidlertid førte mye variasjon i lengder, sammen med det relativt beskjedne antallet større fisk fanget og ulike antall stasjoner når alle data ble analysert samlet, til at når data ble splittet opp på øvre og nedre del, og før og etter restaurering, var det ikke signifikante forskjeller før og etter restaurering, på (øvre del før: 155,2 mm ±SD 32,0; n=65; etter: 149,7 mm ±SD 35,2; n=235; t-test, t=1,1139, P=0,2662; nedre del før: 134,8 mm ±SD 18,5; n=64; etter: 129,0 mm ±SD 20,9; n=47; t-test, t=1,5707, P=0,1192).

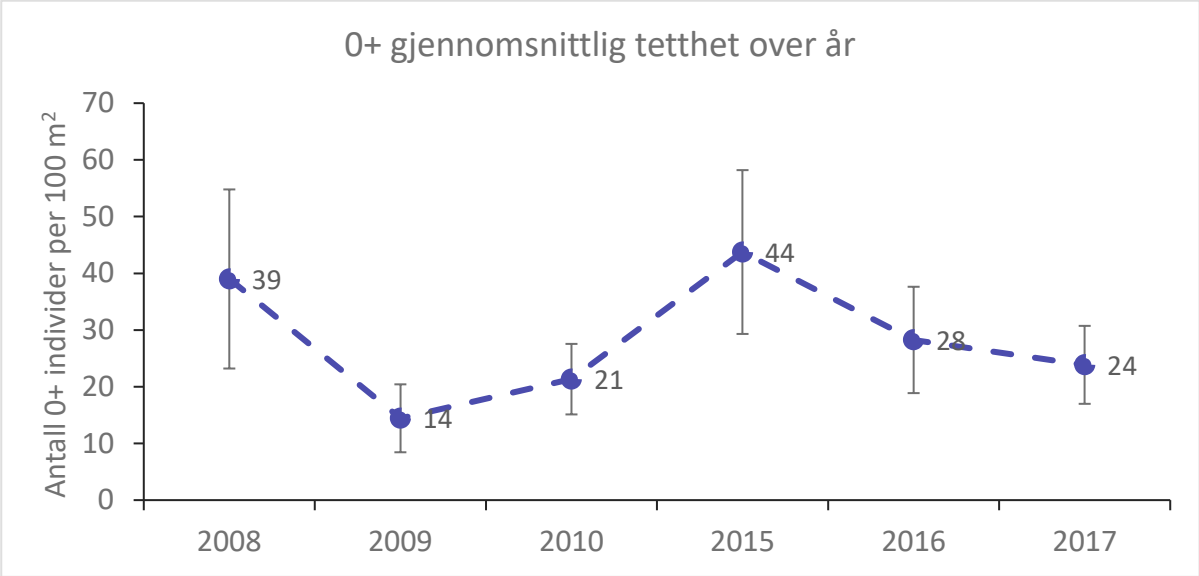
4.5. Tettheter av ørret

Totale tettheter av ørret varierer mye mellom år og stasjoner i Vallaråi (Fig. 4.6, Vedlegg 4). Total gjennomsnittlig bestandstetthet av ørret var høyest i 2015 (84 ind./100 m^2 ±SD 32) og lavest i 2010 (33 ind./100 m^2 ±SD 18) (Fig. 4.6). Det var også relativt høye tettheter av ørret i både 2008 (60 ind./100 m^2 ±SD 50) og 2016 (51 ind./100 m^2 ±SD 25) (Fig. 4.6). Fra før til etter restaurering har den gjennomsnittlige bestandstettheten til ørret økt betydelig (fra 43 til 60 ørret per 100m^2; Fig. 4.6, Vedlegg 4), men iboende stor bakgrunnsvariasjon i tettheter gjør at det likevel ennå ikke er påvist en signifikant trend i tetthet over tid (lineær regresjon, F=0,37, P=0,5748).



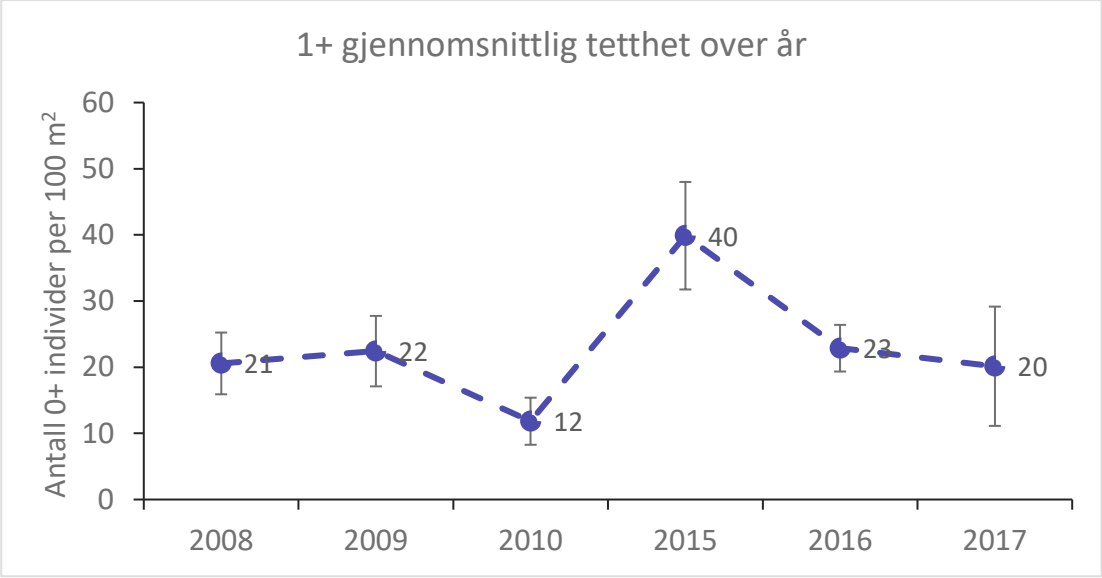
Figur 4.6. Gjennomsnittlig total bestandstetthet (antall individer/100 m^2) av fanget ørret fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi 2008-2010 og 2015-2017. Error bars er SE for estimater per stasjon per år.

Det følger at det også har vært stor variasjon i tetthet over tid for de ulike aldersklassene til ørret (Vedlegg 4). Total gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret varierte fra 14 til 44 individer/100 m^2 mellom årene (Fig. 4.7). Den høyeste tettheten av 0+ ørret var i 2015 (44 individer/100 m^2 ±SD 38), men det var også høye tettheter i 2008 (39 individer/100 m^2 ±SD 42). De høye standardavvikene (over, Vedlegg 4) og standard feil (Fig. 4.6) viser at det også er store variasjoner mellom stasjonene, minst like stor som variasjonen over tid. Fra før til etter restaurering økte total gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret på den undersøkte elvestrekningen fra 74 til 96 0+ individer/100 m^2. Den store variasjonen gjør at det likevel (ennå) ikke er en signifikant trend mot økning i tettheter av 0+ ørret over tid, fra før til etter restaurering (lineær regresjon, F=0,11, P=0,7528).



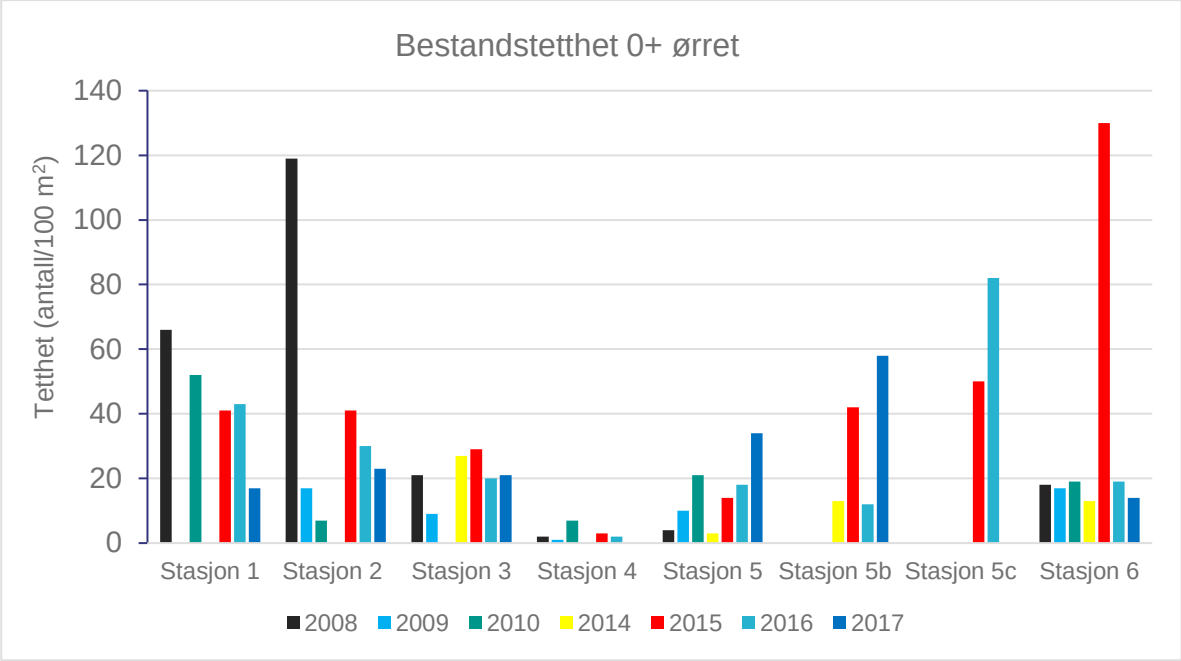
Figur 4.7. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer/100 m^2) av fanget 0+ ørret fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi 2008-2010 og 2015-2017. Error bars er SE for estimater per stasjon per år.

Total gjennomsnittlig tetthet av 1+ og eldre ørret varierer også mye over tid, fra 12 til 40 individer/100 m^2 mellom årene, men variasjonen er likevel betydelig mindre enn for 0+, jfr. SE i Fig. 4.7 og 4.8, og SD i Vedlegg 4. Det var særlig høye tettheter av 1+ og eldre ørret i 2015 (40 individer/100 m^2 ±SD 14), mens de andre årene varierer betydelig mindre, fra 12 i 2010 (±SD 10) til 23 i 2016 (±SD 9) (Fig. 4.7). Fra før til etter restaurering økte total gjennomsnittlig tetthet av 1+ og eldre ørret på den undersøkte elvestrekningen fra 14 individer/100 m^2 til nesten 28 individer/100 m^2 (Vedlegg 4). Lineær regresjon indikerte imidlertid (ennå) ingen signifikant trend for tettheter av 1+ og eldre ørret over tid (F=1,83, P=0,2475).



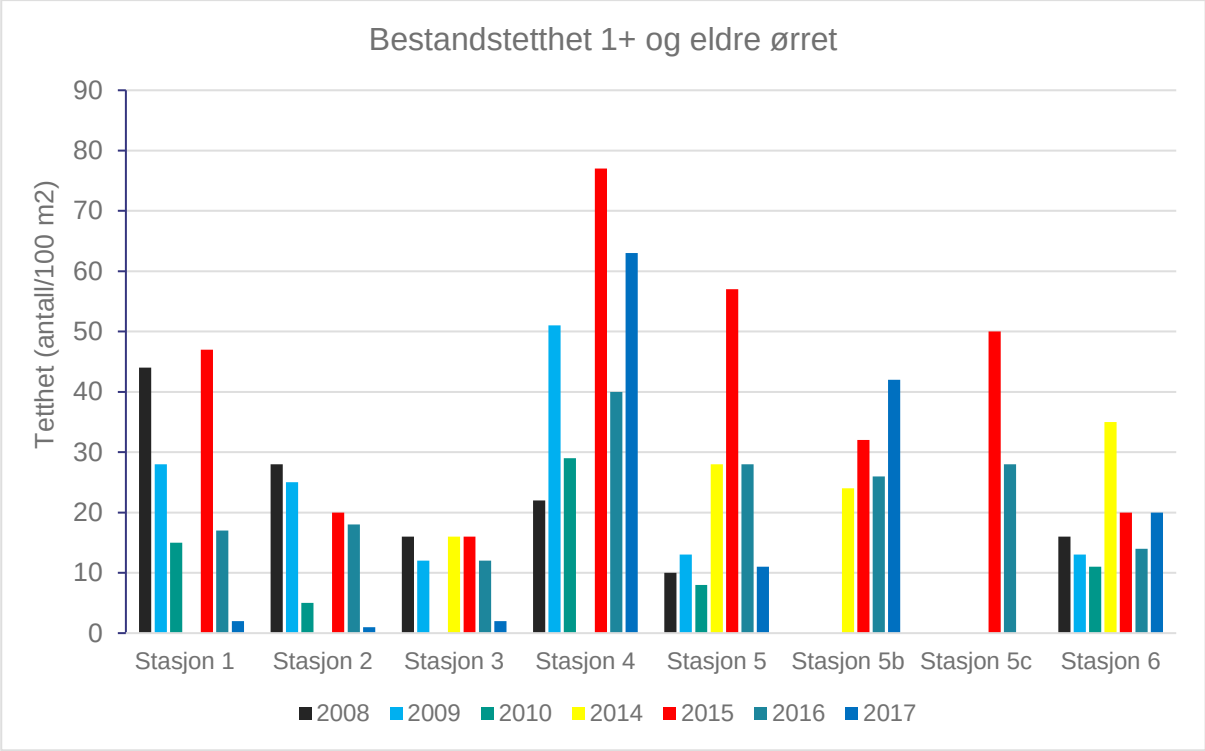
Figur 4.8. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer/100 m²) av fanget 1+ og eldre ørret fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi 2008-2010 og 2015-2017. Error bars er SE for estimater per stasjon per år.

I løpet av årene med fiskebiologiske undersøkelser har tettheter særlig av 0+ ørret variert mye, ikke bare i tid, men ennå mer mellom stasjonene, fra 0 til 130 individer/100 m² (totalt gjennomsnitt per stasjon: 28 individer/100 m² ±SD 28) (Fig. 4.9, Vedlegg 4). Tettheter av 0+ ørret var i 2008 høy på stasjon 1 (66 ind./100 m²) og 2 (119 ind./100 m²), men særlig høyt i 2015 på stasjon 6 (130 ind./100 m²), og høyt i 2016 på stasjon 5c (82 ind./100 m²). Stasjon 4, 5 og 5b har hatt lavest tettheter av 0+ ørret mellom årene (Fig. 4.9). Den store variasjonen i tetthet mellom stasjoner (Fig. 4.9) gjorde at det ikke var signifikant forskjell på tettheter av 0+ ørret mellom øvre og nedre del av Vallaråi for hele materialet samlet (enveis ANOVA, F=0,834, P=0,366), selv om det synes å være noe lavere tettheter på øvre del (Fig. 4.9, Vedlegg 4; 25±SD28 mot 32±SD27 0+/100m²). Over årene før restaurering var gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret i den nedre delen av elva (st. 1, 2, 3) 36 ind./100 m² (±SD 40), og i den øvre delen 18 ind./100 m² (±SD 15). I etterkant av restaureringen var gjennomsnittlig tetthet i den nedre delen noe lavere med 29 ind./100 m² (±SD 10), mens i den øvre delen hadde tettheter av 0+ ørret økt til 30 ind./100 m² (±SD 34) (Fig. 4.9). Den store variasjonen gjør igjen at disse forskjellene ikke er signifikante (enveis ANOVA, F<1,338, P>0,257). Disse data er for hele materialet samlet. Det gjorde liten forskjell mht. resultatene for tetthet om vi kun tok med de stasjoner (St 1-6) som ble fisket i alle år. De analyseresultatene er derfor ikke tatt med her.



Figur 4.9. Estimert tetthet (antall individer/100 m²) av fanget 0+ ørret pr. stasjon fra 2008–2010 og 2014–2017 i Vallaråi.

Det har også vært variasjon i tettheter av 1+ og eldre ørret mellom stasjonene (enveis ANOVA, F=3,6, P=0,0033; 0-77 ind./100 m², totalt gjennomsnitt 24 ind./100 m² ±SD17) (Fig. 4.10), selv om variasjonen er mye mindre enn for 0+ (Fig. 4.9). Tettheter av 1+ og eldre ørret var gjennomgående høyest på St. 4 (2015: maks. 77 ind./100 m²) og 5 (inkl. 5b og 5c; 2015: maks. 57 ind./100 m²) (Fig. 4.10). Til tross for den store variasjonen i tetthet mellom stasjoner var det likevel nær signifikant høyere tettheter av større ørretrekrutter (1+ og eldre) på øvre sammenlignet med nedre del av Vallaråi for hele materialet samlet (enveis ANOVA, F=3,563, P=0,0655), med tettheter øvre del på 27 ind./100 m² ±SD18 sammenlignet med 18 ±SD13 på nedre del (Fig. 4.10). Restaurering hadde en klar effekt på dette. I den nedre delen av elva var det ingen forskjell i tettheter før og etter restaurering (enveis ANOVA, F=1,143, P=0,301; før: 22 ind./100 m² (±SD12), etter: 15 ind./100 m² (±SD13)). På øvre del var det derimot en signifikant økning i tettheter av eldre rekrutter etter restaurering, fra 17 ind./100 m² (±SD13) til 35 ind./100 m² (±SD18) (Fig. 4.10, Vedlegg 4). Disse data er fortsatt for hele materialet samlet. Men igjen gjorde det liten forskjell mht. resultatene for tetthet om vi kun tok med de stasjoner (St 1-6), og de analyseresultatene er derfor ikke tatt med her.

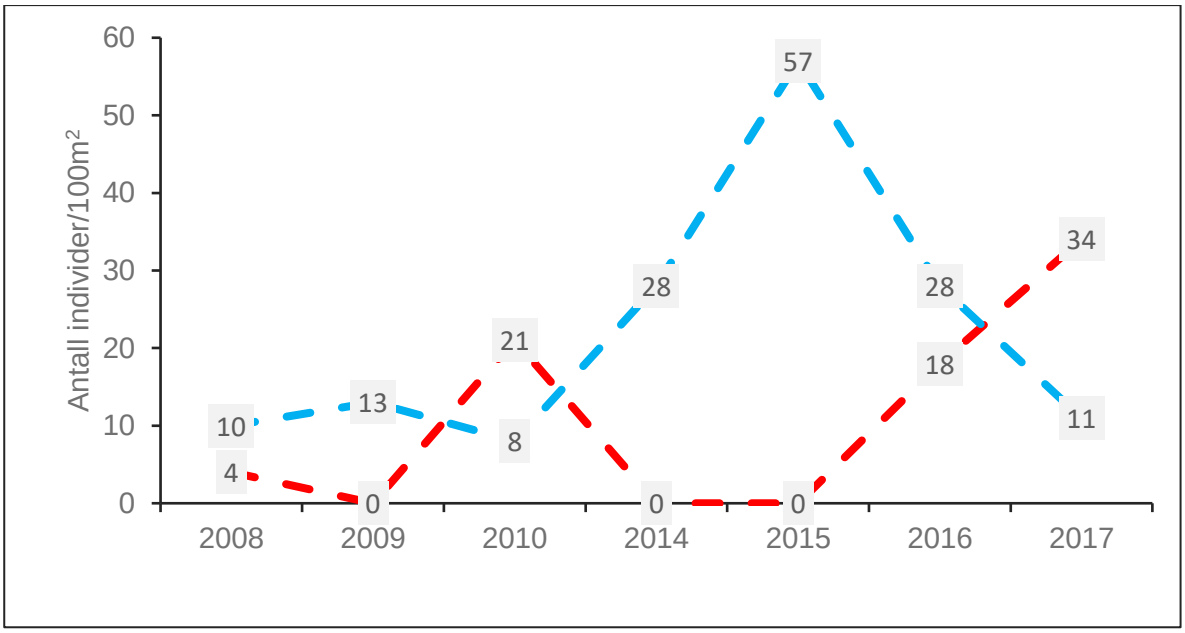


Figur 4.10. Estimert tetthet (antall individer/100 m^2) av fanget 1+ og eldre ørret pr. stasjon fra 2008-2010 og 2014-2017 i Vallaråi.

4.6. Spesielt om stasjon 5 med kiler (inkl. 5b og 5c): lengder og tettheter i og utenfor kiler

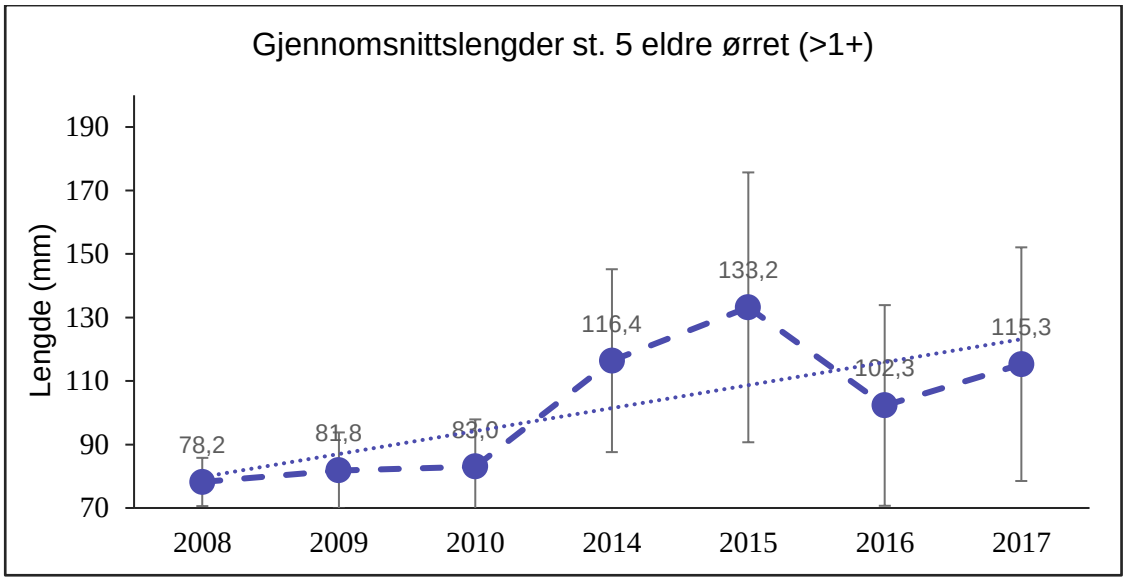
Det er velkjent at bestandstettheter for ørret kan varierer mye over tid. Dette kan gjøre at bakgrunnsvariasjon i en BACI design over tid, maskerer eventuelle effekter av tiltak. Derfor la vi i vår design særlig vekt på å få kontroll-tiltak også i rom, og dermed nøytralisere effekter av bestandsvariasjoner over tid. Ettersom stasjon 5 i utgangspunktet var en svært uniform, kanalisert strekning, og at tiltaket i form av en kile utgjorde ca. 1/3 av hele stasjonens lengde og areal (transekt 18-23, areal 39 av 134m^2, se Metode), fungerte den resterende 2/3 av stasjonen som en kontroll i rom. Stasjonene 5b og 5c ble nyetablert rundt kile 2 og 3 for å ha tre replikater i rom.

På kontrollstasjon 5 varierte tettheter av 1+ og eldre ørret i forkant av restaureringen lite, med 8-13 ind./100 m^2 (gjennomsnitt 10 ind./100 m^2 ±SD3). Tettheter i etterkant av restaureringen var derimot langt høyere, og varierte med 11-57 ind./100 m^2 (gjennomsnitt 31 ind./100 m^2 ±SD19) (Fig. 4.11). Den gjennomsnittlige tettheten av 1+ og eldre ørret har dermed omtrent tre-doblet seg i etterkant av restaureringen på stasjon 5. Men igjen fører den store variasjonen til at det ikke er en signifikant trend over tid (lineær regresjon, F=1,6026, P=0,2613). Det var lave tettheter av 0+ ørret på stasjon 5 både i årene før og etter restaureringen (Fig. 4.11; hhv. 8 ind./100 m^2 ±SD11 og 13 ind./100 m^2 ±SD16). For 2014-2017 var tettheter av 1+ og eldre ørret på stasjon 5b og 5c i samme størrelsesorden som på stasjon 5, og varierte med 24-50 ind./100 m^2 (gjennomsnitt 34 ind./100 m^2 ±SD 10), men med flere 0+ 12-82 ind./100m^2 (gjennomsnitt 43 ind./100m^2 SD47).



Figur 4.11. Tettheter av fanget 0+ ørret (rød), samt 1+ og eldre ørret (blå) på kontrollstasjon 5 fra perioden 2008-2010 og 2014-2016 i Vallaråi.

På stasjon 5 varierte gjennomsnittslengder av eldre ørretrekrutter (>1+) fra 78,2 til 138,2 mm mellom årene (Fig. 4.12; enveis ANOVA, F=23,02, P<0,0001). For 2008-2010 varierte gjennomsnittslengden til eldre ørretrekrutter beskjedent, fra 78,2 til 83,0 mm (Fig. 4.12). I årene etter restaureringen (2014-2017) var gjennomsnittslengden mer varierende, men alltid betydelig lengre enn før restaurering (102,3 til 138,2 mm). Denne trenden mot økning i lengder på eldre ørretrekrutter etter restaurering, var også klart signifikant og sterk (Fig. 4.12; lineær regresjon, F=11,6252, P=0,0191, adj. R^2=0,64). Det var også en klart signifikant forskjell på lengder av eldre ørretrekrutter (>1+) mellom årene på stasjonen (enveis ANOVA, F=103,6 P<0,0001), knyttet til før-etter restaurering (hhv. 80,9 mm±SD11,8 og 118,3 mm±SD37,4).

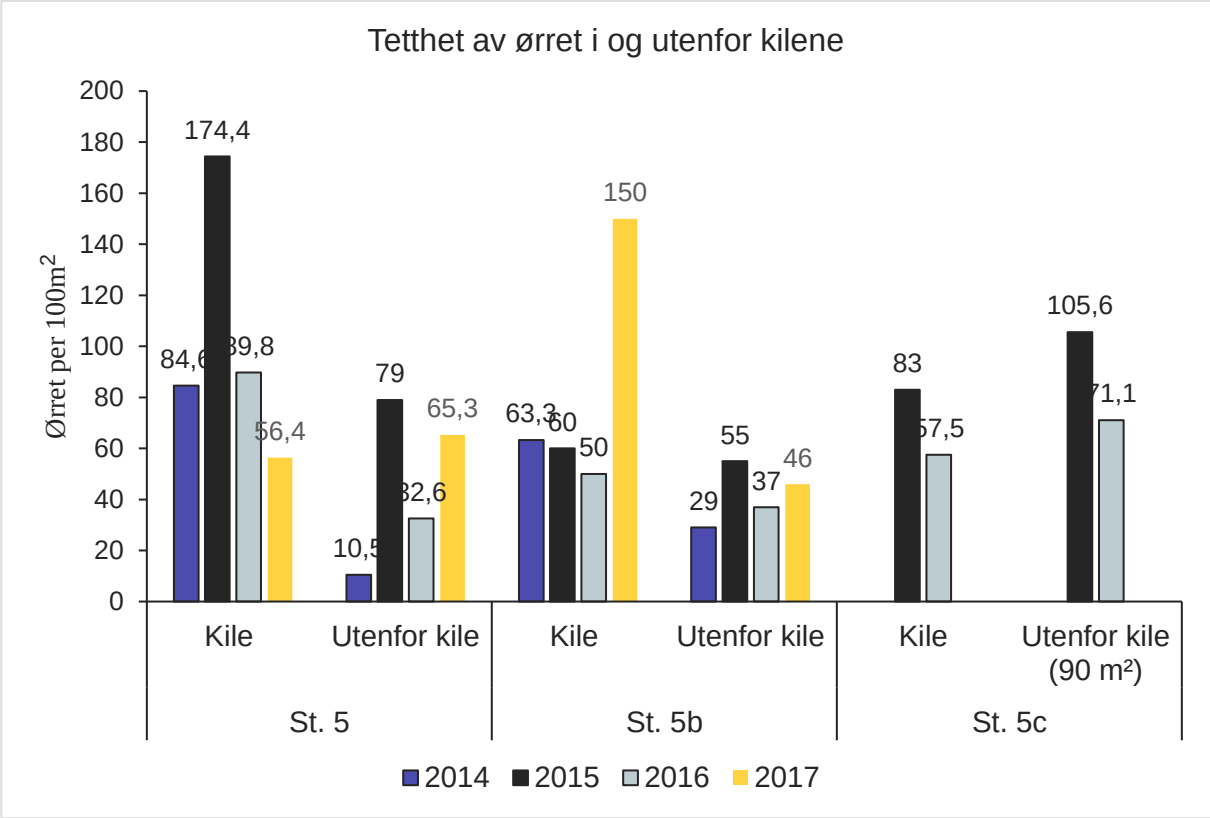


Figur 4.12. Gjennomsnittslengder av fanget eldre ørret (>1+) på kontrollstasjon 5 i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2017. Error bars viser SD, prikket linje viser trend over tid som lineær regresjon.

4.7. Tettheter og lengder innenfor og utenfor kilene

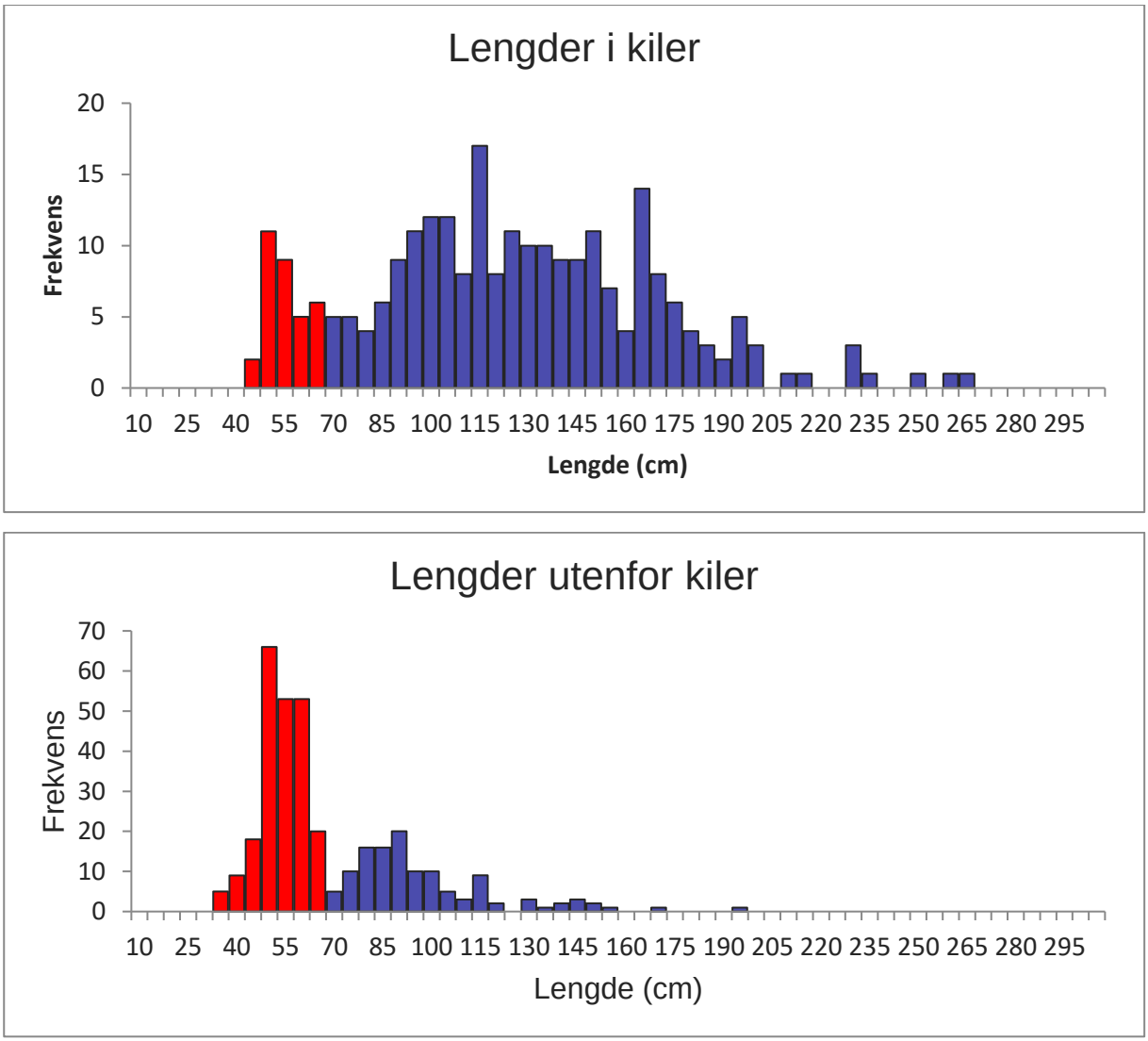
Tettheter og lengder av ørret varierte også mye innenfor sammenlignet med utenfor kilene innen kontroll-stasjonene 5, 5b og 5c samlet i årene etter restaurering (2014-2016) (Fig. 4.13). Det var større tettheter av større ørret i kilene. I tilknytning til kilen på stasjon 5 varierte estimerte totalt antall ørret i kilen (39 m^2) fra 22 til 68 ind./39 m^2 (gjennomsnitt 39,5 ind./39 m^2 ±SD 19,8) tilsvarende tettheter (per 100 m^2) fra 56,4 til 104,4 ind./100 m^2 (gjennomsnitt 101,3 ind./100 m^2 ±SD 50,9; Fig. 4.13). Dette var betydelig høyere enn antall og tettheter på samme stasjon, men utenfor kilen (Fig. 4.13; estimert antall ørret over år 10-75 ind./95 m^2 (gjennomsnitt 44,5 ind./95 m^2 ±SD 29,5) tilsvarende tettheter 10,5-79 ind./100m^2 (gjennomsnitt 46,9 ind./100 m^2 ±SD 31,1). På stasjon 5b var resultatene tilsvarende (Fig. 4.13). Estimert totalt antall ørret i tilknytning til kilen var 19-45 ind./30 m^2 (gjennomsnitt 24,3 ind./30 m^2 ±SD 13,9) tilsvarende tettheter på 50-150 ind./100 m^2 (gjennomsnitt 80,8 ind./100 m^2 ±SD 46,5) mellom årene. Utenfor kilen varierte antall og tetthet av ørret 29-55 ind./100 m^2 (41,8 ind./100 m^2 ±SD 11,2) (Fig. 4.13). Stasjon 5c ble bare avfisket i 2 år (2015-16), og disse viste liten forskjell. I tilknytning til kilen på denne stasjonen var estimert antall ørret hhv. 39 og 37 ind./47 m^2, tilsvarende tetthet på 83 og 58 ind./100 m^2. Utenfor kilen var antall og tettheter av ørret 95 og 64 ind./90m^2 resp. 106 og 71 ind./100 m^2 (Fig. 3.13). Til tross for den store

bakgrunnsvariasjonen i tettheter over tid, var den større tettheten i kiler signifikant (enveis ANOVA, F=4,4421, P=0,0493, n=10).



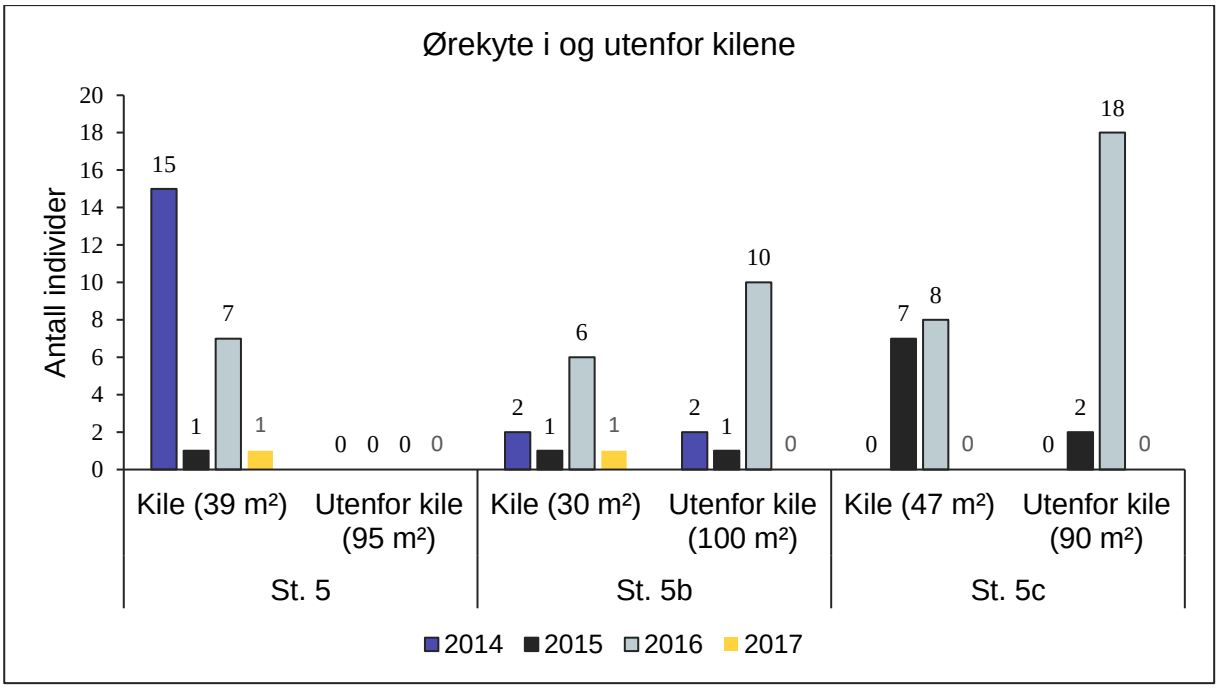
Figur 4.13. Estimert tetthet av ørret (per 100m^2) innenfor og utenfor kilene på stasjonene 5, 5b og 5c i Vallaråi fra 2014-2017. Stasjon 5c ble ikke avfisket i 2014 og var ødelagt av inngrep i 2017.

Det var derfor høyere tettheter av ørret i tilknytning til kilene. Den mest markerte forskjellen var likevel i ørretens størrelse/årsklasser (Fig. 4.14). I tilknytning til kilene ble det nesten bare fanget større/eldre ørret (≥ 70 mm), mens 0+ ørret (< 70 mm) var den dominerende årsklassen på den delen av stasjonen som var utenfor kilen, dvs. relativt uniform elvebredd dominert av mindre substrat (se Metode). Det var klart signifikant forskjell på lengdene av ørret som ble fanget innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c (enveis ANOVA, F=89,112, P<0,0001). I tilknytning til kilene på stasjon 5, 5b og 5c var gjennomsnittslengden til fanget ørret 121,9 mm ±SD 44,8 (n = 255), og varierte fra 42 til 261 mm, dvs. var klart dominert av 1+ og særlig eldre og større ørret etter tiltak (Fig. 4.14 øverst). Utenfor kilene var gjennomsnittslengden til fanget ørret 67,1 mm ±SD 25,2 (n = 344), og varierte fra 32 til 191 mm (Fig. 4.14 nederst). Kilene hadde derfor to klare effekter for ørret: tettheten av ørret var større i kilene, og den enkelte ørret var i gjennomsnitt mye lengre/eldre i kilene.



Figur 4.14. Estimert tetthet av ørret (per 100m^2) innenfor (øverst, n = 255) og utenfor (nederst; n = 344) kilene på stasjonene 5, 5b og 5c i Vallaråi fra 2014-2017. Stajon 5c ble ikke avfisket i 2014 og var ødelagt av inngrep i 2017. 0+ lengder markert i rødt.

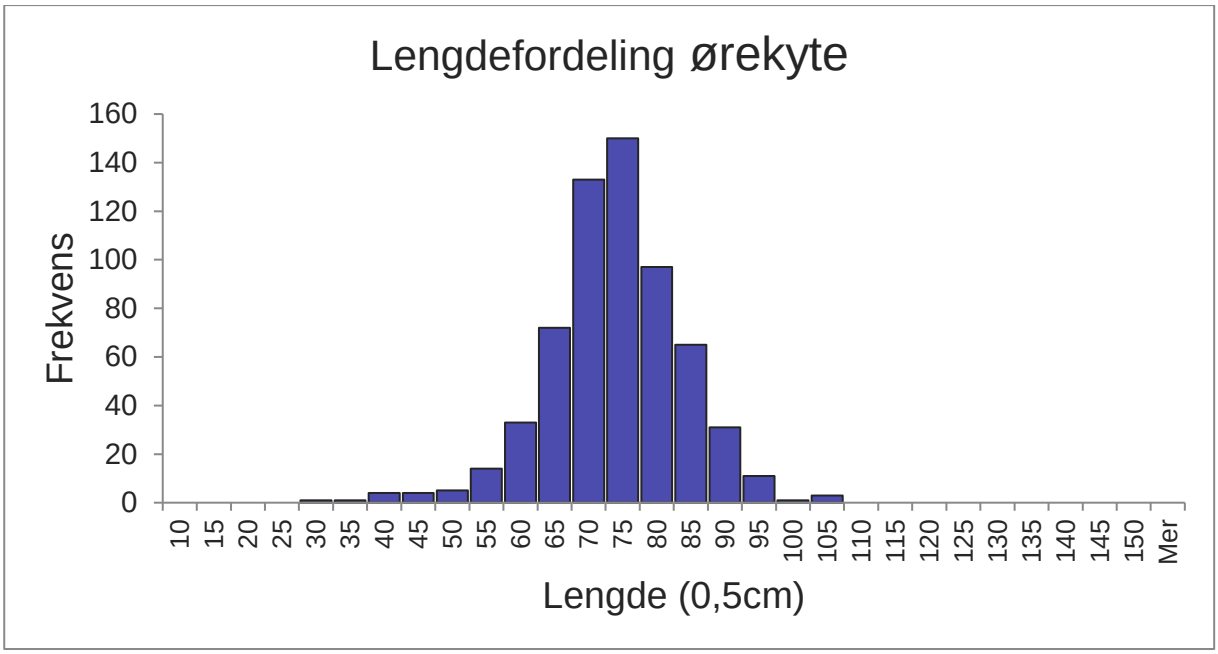
Ørret var den klart dominerende arten både innenfor kilene (83 %) og utenfor (89 %). Det ble også fanget ørekyte innenfor (17 %) og utenfor (12 %) kilene, mens andre arter var sjeldne (Fig. 4.15). På grunn av de lave fangstene kunne ikke tettheter av ørekyte estimeres innenfor og utenfor kilene.



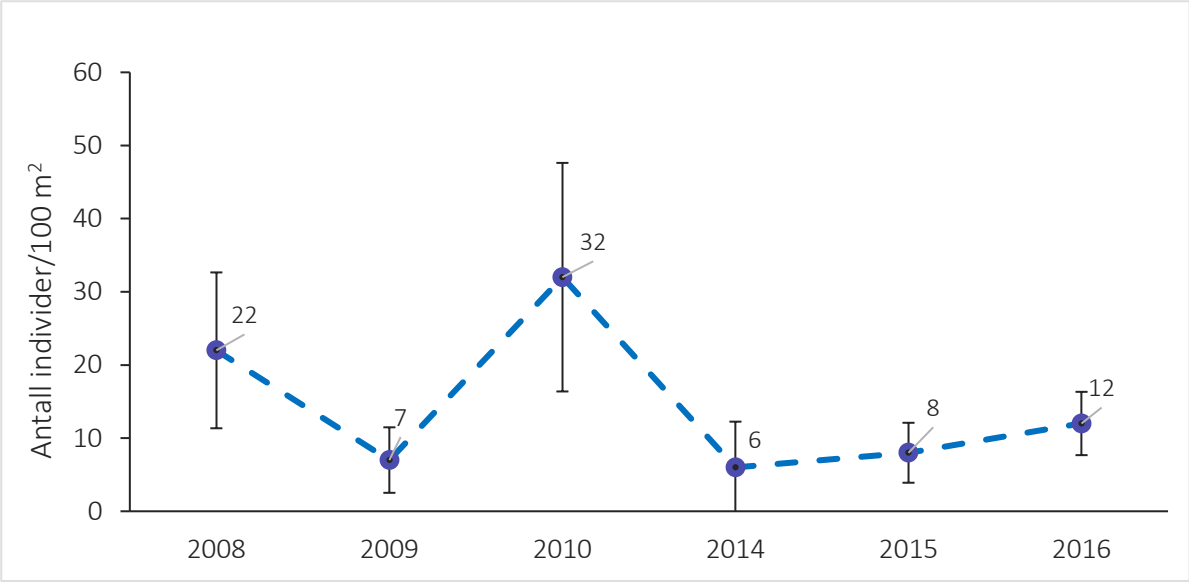
Figur 4.15. Antall fanget ørekyte innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c i Vallaråi fra 2014-2017 (stasjon 5c kunne ikke avfiskes i 2014 og 2017).*

4.8. Ørekyte

Ørekyte ble fanget på alle stasjoner, men var fåtallig (Fig. 4.1). Lengdefordelingen (Fig. 4.16, Vedlegg 2) viser en dominans av ørekyte i størrelses orden 60-90 mm (gjennomsnittslengde 71,8 mm ±SD 9,9, min. 30, maks. 105). Ørekyte blir sjelden større enn 100-110 mm (Fig. 4.16), og det er derfor gjennomgående mindre variasjon i lengder for ørekyte enn for ørret. Det var da også gjennomgående små forskjeller mellom lengder av ørekyte på de forskjellige stasjonene (gjennomsnittslengder varierte fra 70,4 mm ±SD8,4, n = 168 på stasjon 5 til 76,3 mm ±SD7,6, n = 52), selv om de var signifikante (enveis ANOVA, F=2,954, P=0,003). I løpet av årene med undersøkelser var variasjonen i lengder omtrent like stor eller litt større (enveis ANOVA, F=9,721, P<0,0001), med årlige gjennomsnittslengder som varierte fra 68,6 ±SD8,2 (n=206) i 2008 til 76,0 ±SD10,7 i 2016 (n=127) (Vedlegg 2).



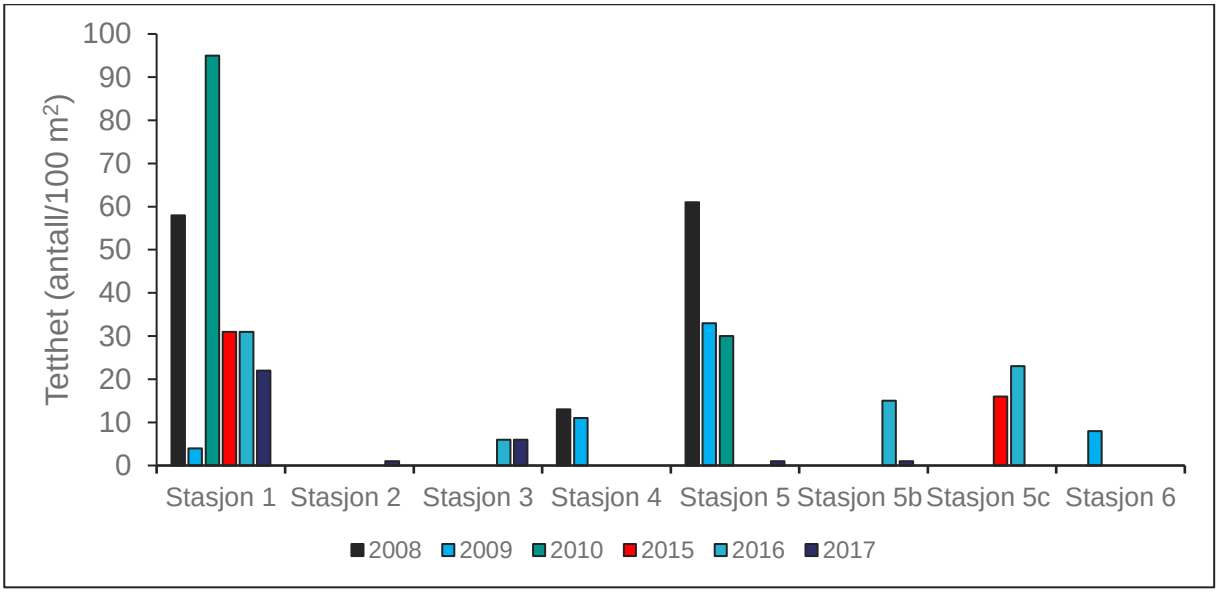
Figur 4.16. Lengdefordeling for fanget ørekyte ved elektrofiske på 8 stasjoner i Vallaråi høsten 2016.



Figur 4.17. Gjennomsnittlig bestandstetthet (antall individer/100 m² over stasjoner) av fanget ørekyte fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi (2008-2010 og 2014-2016). I 2017 ble det kun fanget én. Error bars viser SD.

Total gjennomsnittlig bestandstetthet av ørekyte varierte derimot mye, og var høyest i 2010 (32 ind./100 m^2 ±SD 38,2) og lavest i 2017 (~ 1 ind./100 m^2, for få individer fanget til at estimat var mulig; Lineær regresjon indikerte ingen signifikant trend for tettheter av ørekyte over tid, selv om tettheter av ørekyte synes lavere i årene etter restaureringen (Fig. 4.17).

Tettheter av ørekyte har variert både over årene og mellom stasjonene, men det har gjennomgående vært lave tettheter av arten (Fig. 4.18, Vedlegg 4). Tettheter av ørekyte har gjennomgående vært høyest på stasjon 1, 4 og 5 (Fig. 4.18). Mellom 2008-2010 var det relativt høye tettheter av ørekyte på stasjon 5 (41 ind./100 m^2 ±SD 17,1), men i etterkant av restaureringen har det vært betydelig lavere tettheter på stasjonen (8 ind./100 m^2 ±SD 14,4). Høsten 2016 var det høyere tettheter av ørekyte på stasjon 5b (15 ind./100 m^2) og 5c (23 ind./100 m^2), enn i 2014, 2015 og 2017 (Fig. 4.18). I 2014 ble riktignok ikke stasjon 5c avfisket, men på stasjon 5b ble det kun fanget 4 ørekyt. I 2015 ble det fanget 2 ørekyt på stasjon 5b (*Vedlegg 4; Tab. 8.6*) og på stasjon 5c var tettheten av ørekyte 16 ind./100 m^2 (Fig. 4.18).



Figur 4.18. Estimerte tettheter (antall individer/100 m^2) av fanget ørekyte pr. stasjon fra 2008–2010 og 2015–2017.

4.9. Vannføringer og vanntemperaturer

Elektrofisket over årene ble gjennomført på nokså like vannføringer (Vedlegg 5), dvs. i perioder da driften av Sundsbarm kraftverk var stanset og elven hadde restvannføring (ca. 3-6 m^3/s^{-1}). Elektrofisket ble således konsekvent gjennomført når restvannføringen tillot det, og kraftverket ikke ble kjørt. Når på høsten elektrofisket ble gjennomført, og ved hvilke vanntemperaturer, måtte derfor nødvendigvis varierer mellom år, avhengig av restvannføringer. Vanntemperaturene som ble målt ved elektrofisket på restvannføring (Vedlegg 5) var sannsynligvis noe høyere enn hva de ville ha vært når kraftverket effektkjøres. Vannet som utnyttes i Sundbarms kraftverk tappes på dypere og dermed kaldere vannlag i Sundsbarmsvatnet. Men sent på høsten (november-desember) vil det likevel neppe være noen vesentlig forskjell. Fra noen enkelte tidligere perioder mangler registrerte vanntemperaturer fra elektrofisket (Vedlegg 5). Over årene med undersøkelser varierte vanntemperaturene mellom 3,0 og 17,3 ˚C, men lå i hovedsak omkring 10°C (Vedlegg 5). Ved elektrofisket på kontrollstasjon 5 har også vannføringen variert med 3-6 m^3/s^{-1} mellom årene, og det har blitt registrert vanntemperaturer mellom 4,7-16,1 ˚C på stasjonen (Vedlegg 5).

5. Diskusjon

5.1. Effekter av restaureringstiltak

Tettheter og lengder av ørret økte på den restaurerte strekningen i Vallaråi. I den nedre 'naturlige' delen av elva (kontrollstrekning) var gjennomsnittlig tetthet av 0+ og eldre ørretrekrutter (1+ og eldre) omtrent den samme både før og etter restaurering. I den øvre delen av elva (restaurert strekning) var det derimot høyere gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret og eldre ørretrekrutter (>0+) i årene etter restaurering, sammenlignet med årene før. Stor bakgrunnsvariasjon i tettheter over tid, gjorde likevel at disse forskjellene ikke er statistisk signifikante. Slik stor bakgrunnsvariasjon vil maskere selv relativt sterke effekter av restaureringstiltak med mindre det etableres lange tidsserier med etterundersøkelser. I vår forsøksdesign etablerte vi imidlertid også kontrollstrekninger i rom. De etablerte kilene viste seg her å ha signifikant høyere tettheter av ørret, og det var særlig fremterdende at det var stor overvekt av større rekrutter (1+ og eldre) i kilene. Disse resultatene, sett i lys av at den eneste kjente endringen i elvehabitatet over årene med undersøkelser er restaureringstiltakene, indikerer at tiltakene i form av kiler, førte til høyere tettheter og størrelser på ørret rekruttene på undersøkte strekninger i Vallaråi. Disse effektene er nært knyttet til selve tiltaket (Jahnig *et al.* 2010; Heggenes *et al.* 2012; Friberg *et al.* 2016). Restaureringstiltakene er utformet for å ta hensyn til stedsspesifikke karakteristikker (både hydrologiske og morfologiske), og synes å ha synlig sterk effekt i tilknytning det området tiltakene er etablert.

Den andre indikasjonen på at tiltakene hadde størst effekt i den øvre delen av elva og nær tiltakene, er at lengder av eldre ørretrekrutter (>2+) økte etter restaureringstiltakene. Også før tiltak var det større rekrutter i øvre del, sammenlignet med nedre del (kontrollstrekningen), noe som i stor grad hadde sammenheng med at stasjonene i den øvre delen, særlig stasjon 4, er noe dypere enn i den nedre, og derfor hadde større rekrutter (Heggenes 2002; Heggenes *et al.* 2012), men det var i tillegg større, eldre ørretrekrutter i den øvre delen av elva i årene etter restaurering, sammenlignet med årene før. På stedet sammenligninger mht. lengder på ørret i tilknytning til, utenfor kilene, bekreftet klart dette mønsteret med flere større/eldre ørretrekrutter knyttet til tiltakene. Det forekommer likevel trolig noe naturlig bakgrunnsvariasjon, ettersom det også var større ørretrekrutter (>1+) i den nedre delen av elva i årene etter restaurering sammenlignet med årene før. Restaureringstiltak er derfor ikke nødvendigvis den eneste årsaken til større lengder av ørret (Vehanen *et al.* 2010).

Av de fire fysiske habitattiltakene som ble gjennomført i Vallaråi, var restaureringseffekter på tetthet og lengder av ørret mest tydelige i tilknytning kontrollstasjon 5, og innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c. Resultatene fra disse stasjonene indikerer at kiler med buner økte tettheten og størrelsen av spesielt eldre ørretrekrutter (>1+).

5.2. Motstrøms kiler med grovsteinede buner

For at «in-stream» restaurering skal være effektivt, bør habitattiltak ta for seg begrensende faktorer i habitatet (Roni *et al.* 2002; Vehanen *et al.* 2010). Hensikten med kilene var derfor å øke den strukturelle kompleksiteten i elvehabitatet, og skape mer strandnært gunstig habitat, dvs. større dyp og volum av oppholdsplasser, for eldre ørretrekrutter, uten at dette medførte mer stranding av fisk under effektkjøring (Heggenes *et al.* 2012). Ved konstruksjonen av kilene ble det derfor brukt grove steiner (>20 cm diameter) som skaper refugier mellom steinene med mer skjul mot konkurrenter og varierende strømhastigheter (Bohlin 1977; Heggenes, Bagliniere & Cunjak 1999). Skjul er en livsviktig habitatfaktor for ørret som kan bidra til å øke overlevelse, vekst og rekruttering (Chapman 1966; Armstrong *et al.* 2003; Soulsby *et al.* 2009). Før konstruksjonen av kilene ble det også gjennomført hydrodynamiske oppmålinger og simuleringer for å sikre at kilene skal være vanndekket og ha sammenhengende vannstrøm også på lave restvannføringer (Heggenes *et al.* 2012). Ved effektkjøring vil strandnære dypere 'lommer' som etter hvert kan tørrlegges når vannføringen raskt reduseres, fungere som «fiskefeller» (Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003). Kilene er derfor spesielt tilpasset forholdene og forutsetningene i Vallaråi med forventet effektkjøring, og blir ikke tørrlagt selv på de laveste restvannføringer eller ved raske vannstandssenkninger. Slik var kilene forutsatt å ha potensiale til å redusere hyppigheten av stranding og dermed også dødeligheten til ørret. Kilene ble i tillegg konstruert med buner som styrer vannstrømmene inn i kilene. Hensikten med dette var å unngå å skape grunne, strømsvake habitater som favoriserer ørekyte framfor ørret. Bunene i seg selv øker i tillegg habitatkompleksiteten og skaper flere mikrohabitater ute i elva. Selv om det synes å være en svak økning også av ørekyte i kilene, synes de primært å fungere positivt for større ørret.

Ettersom kilene (Fig. 5.1) er et pilotprosjekt, finnes det ingen kjente studier som har tatt i bruk dette som habitattiltak tidligere. Det finnes likevel tiltak som kan sammenlignes. Å skape dypområder eller strømkonsentratorer ved bruk av steinblokker eller LWD, har blant annet vist seg å være positivt i

noen restaureringsprosjekter, da dette har forsterket elvehabitatets kompleksitet og derved økt tettheten av laksefisk (Roni *et al.* 2006; Palm, Lepori & Brannas 2010; White *et al.* 2011; se review i: Friberg *et al.* 2016).

I etterkant av restaureringen ble det påvist særlig høye tettheter av 1+ og eldre ørret på stasjon 5 og 5b. På kontrollstasjon 5 hadde tettheten av 1+ og eldre ørret mer enn doblet seg fra før restaurering. Dette skyldes mest sannsynlig av at kilene og bunene bryter opp den ellers rettlinjede og grunne elvekanten, og øker elvehabitatets kompleksitet og tilgang på dypere refugier. Dette skaper flere egnede oppholdsplasser for spesielt større ørretrekrutter, ettersom kilene er dype og består av grove steiner som øker tilgangen på skjul (Heggenes 1996; Heggenes, Bagliniere & Cunjak 1999; Armstrong *et al.* 2003). Resultatene viser da også at det ble fanget betydelig større ørret i transekter tilknyttet kilene, enn i transekter utenfor.

Figur 5.1. Kile på kontrollstasjon 5 (februar 2017). Her på noe høyere vannføring enn ved utførelse av elektrofisket fra 2014-2017.

5.3. Steinsetting i elva langs E134

I sammenheng med restaureringen av Vallaråi ble det plassert store steinblokker (ca. 1 m^3) på vestsiden i det kanaliserte elveløpet langs E134, på motsatt side litt nedstrøms elektrofiskestasjon 4 (Fig. 5.2). Steinblokkene ble gravd ned i substratet (ca. 2/3 i substratet) på en mer dyp, ensartet og stilleflytende del av elva (Heggenes *et al.* 2012; Kildal 2012). Hensikten med steinsettingen var å skape flere oppholdsplasser for ørret med mer skjul, gjennom å øke habitatets kompleksitet i et ellers ensartet delhabitat (både hydraulisk og mht. substratet). Plassering av steinblokker i elveløp er en av de mest utbredte og lengst brukte metodene for fysisk restaurering av kanaliserte elvehabitater (Palm, Lepori & Brannas 2010; Palmer, Menninger & Bernhardt 2010). Effekter av steinsettinger fra andre restaureringsprosjekter har vært varierende (Vehanen *et al.* 2010; Whiteway *et al.* 2010; Friberg *et al.* 2016), men det er dokumentert at steinsettinger i kanaliserte elveløp har økt rekrutteringen av sommergammel ørret (Palm, Lepori & Brannas 2010).

Figur 5.2. Steinsetting i Vallaråi langs E134 i tilknytning elektrofiskestasjon 4. Denne strekningen ble forbygd med bratte, rette og grovsteinede elvekanter i 1985 (Kildal 2012).

I sammenheng med utbedringen av E134 i 1985 ble denne strekningen av Vallaråi forbygd med bratte, rette og grovsteinede elvekanter (Fig. 5.2). Slike bratte og rette elvekanter gir mindre oppvekstarealer langs elvebredden, men gir større tilgang til skjul mellom steiner og direkte tilgang til dypere områder. Grov stein og brådyp er trolig årsaken til at det nærmest ikke ble fanget 0+ ørret på stasjon 4 mellom årene med undersøkelser (Bardonnet & Heland 1994; Maki-Petays, Vehanen & Muotka 2000). Det var derimot høye tettheter av 1+ og særlig eldre ørret på stasjon 4 over årene,

noe som skyldes av at stasjonen er dyp med grovt substrat som genererer gode oppvekstområder for eldre ørretrekrutter. Den bratte elvekanten på denne strekningen resulterer antakelig også i mindre strandningstap ved effektkjøring. Ved utarbeiding av forslag til habitattiltak i Vallaråi, ble det lagt mye fokus på å beholde relativt bratte elvekanter (Heggenes *et al.* 2012), ettersom langgrunne elvebredder kan forårsake større strandningstap ved raske vannstandssenkninger (Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003).

På stasjon 4 var det høyere tettheter av 1+ og eldre ørret i årene etter restaurering sammenlignet med årene før. Dette kan indikerer at steinsetting som habitattiltak har skapt flere oppholdsplasser for eldre ørretrekrutter i tilknytning stasjonen, men det forblir spekulasjon inntil videre. Det var i tillegg lave tettheter av ørekyte på stasjonen i både årene før restaureringen (8 ind./100 m^2 ± 7,0) og etter (0 ind./100 m^2 ± 0,0), noe som trolig er et resultat av at stasjonen er dyp, samt at det store antallet av eldre ørretrekrutter trolig medfører større konkurranse om plass og mat.

5.4. Senkning av grusøyr og elvekantareal

Ørret stiller strenge krav til valg av gyteplass, der vannhastighet, vanndyp og bunnsubstrat er de viktigste habitatkriteriene (Louhi, Maki-Petays & Erkinaro 2008; Wollebaek, Thue & Heggenes 2008; Soulsby *et al.* 2009; Forseth & Harby 2014). Vannets hastighet og dybde har stor betydning for hvor gytegropene lages, og bunnsubstratet omfatter oftest stein og grus med en kornfordeling mellom 8 og 64 mm. Gyteplasser i Vallaråi ble registrert gjennom de fiskebiologiske undersøkelsene 2008-2010 (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Disse undersøkelsene registrerte at det viktigste gyteområdet med størst gyteaktivitet ligger oppstrøms broen til Sundsbarm kraftverk (langs den østlige elvebredden), ikke langt fra avløpstunnelen til kraftverket (Fig. 5.3). Utenfor avløpstunnelen lå det tidligere en grusøyr, men denne ble senket i sammenheng med restaureringen i 2012 (Kildal 2012)

og igjen i 2018 (Fig. 5.3). Undersøkelsene fra 2008-2010 registrerte ikke gyting direkte på grusøyren, men det ble registrert gytegroper i tilknytning dette området (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011).

Figur 5.3. Avløpstunnelen til Sundsbarm kraftverk kan skimtes ved enden av den vestlige elvebredden (venstre side). Det viktigste gyteområdet ble påvist langs den østlige elvebredden (høyre side). Noe utenfor avløpstunnelen til kraftverket lå det tidligere en grusøyr, men denne ble senket i sammenheng med restaureringen. Den vestlige elvebredden (venstre side) utgjør deler av elektrofiskestasjon 6.

Det ble også påvist gyteplasser av varierende omfang noe nedstrøms broen til Sundsbarm kraftverk (ca. 100 m nedstrøms) langs den østlige elvebredden. Her ble også deler av elvebunn senket med ca. 20 cm i sammenheng med restaureringen i 2012. Både senkningen av grusøyren og elvekantarealet ble utført for å unngå tørrlegging av områdene på lave restvannføringer, da områdene ligger i tilknytning viktige gyte- og oppvekstplasser (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Senkning av elvebunn på gyte- og oppvekstplasser kan medføre risiko for å redusere kompleksiteten i substratet, samt øke permeabiliteten i elvebunn. Det kan også i en periode skape ustabilitet i grusen, og derved føre til økt dødelighet på rogn og yngel i inkubasjons- og klekkeperioden. Det ble derfor gjennomført grundige undersøkelser i forkant av restaureringen i Vallaråi. I aktuelle områder der det ikke var forsvarlig å senke elvebunn ble ikke tiltak gjennomført (Heggenes *et al.* 2012).

Det er ikke lenger elektrofiskestasjoner direkte på den senkede grusøyren eller det senkede elvekantarealet. Stasjon 7 lå tidligere her, men ble oppgitt pga. store fysiske endringer (naturlig flom, deretter graving). Men stasjon 6 ligger direkte nedstrøms den senkede grusøyren (se Fig. 5.3), og fangstene fra denne stasjonen kan derfor indikere om dette habitattiltaket har hatt effekt på ørret. På stasjon 6 var tettheter av 0+ ørret betydelig større i årene etter restaureringen enn i årene før. Tettheter av 0+ ørret har normalt vært 13-19 ind./100 m^2 over årene, men i 2015 ble den estimert 130 ind./100 m^2 (Vedlegg 4). Dette bestandsestimatet indikerer mye 0+, men er oppblåst fordi det ble fanget mer 0+ i andre omgang med elektrofisket, sammenlignet med første omgang. Dette har resultert i et betydelig større og mer usikkert bestandsestimat (Zippin 1958). Likevel kan det spekuleres i om senkningen av grusøyren har resultert i mindre strandingstap og mer gyte- og oppvekstareal for 0+ ørret, og slik økt overlevelsen og dermed også tettheten av denne aldersklassen. Om dette vedvarer, gjenstår å se. I 2016 og 2017 er 0+ tettheter igjen 'normale', men tettheter av 1+ og eldre er større enn før restaureringstiltakene.

Det var lave tettheter av ørekyte på stasjon 6, både i årene før og etter restaureringen. Dette er trolig på grunn av at stasjonen er relativt dyp og strømsterk, samt at det forekommer mye ørret på denne stasjonen som øker konkurransen om mat og plass.

5.5. Begrensninger for tetthet og vekst av ørret

Habitat påvirker reproduksjon og overlevelse hos ørret (Heggenes, Bagliniere & Cunjak 1999; Armstrong *et al.* 2003; Milner *et al.* 2003). Viktige habitatfaktorer for ørret er vanndyp, vannhastighet og bunnsubstrat som direkte bestemmer mengde og kvalitet på oppholdssteder, gyteområder og skjul, og indirekte også næring. I Vallaråi har det vært store forskjeller i både fiskens størrelse- og tetthet mellom stasjonene og årene. Årsaken til disse forskjellene, iallfall mellom stasjonene, er først og fremst elvas varierende habitatforhold (Heggenes, Bergan & Lydersen 2011). Ørret har også i noen grad ulikt habitatvalg avhengig av størrelse/alder til fisken, dvs endrer habitatvalg etter hvert som den vokser. Slike 'ontogenetiske endringer' forårsaker dermed forskjeller i lengder og tetthet av ørret mellom stasjonene (Heggenes 2002; Lorenz *et al.* 2013). Forskjeller i størrelse og fisketetthet mellom årene kan imidlertid også skyldes ulike feltforhold (vanntemperatur og vannføring), sammen med

varierende rekruttering og intra- og interspesifikk konkurranse, og når på høsten det ble avfisket (Bohlin 1977; Bohlin *et al.* 1989; Forseth & Forsgren 2011).

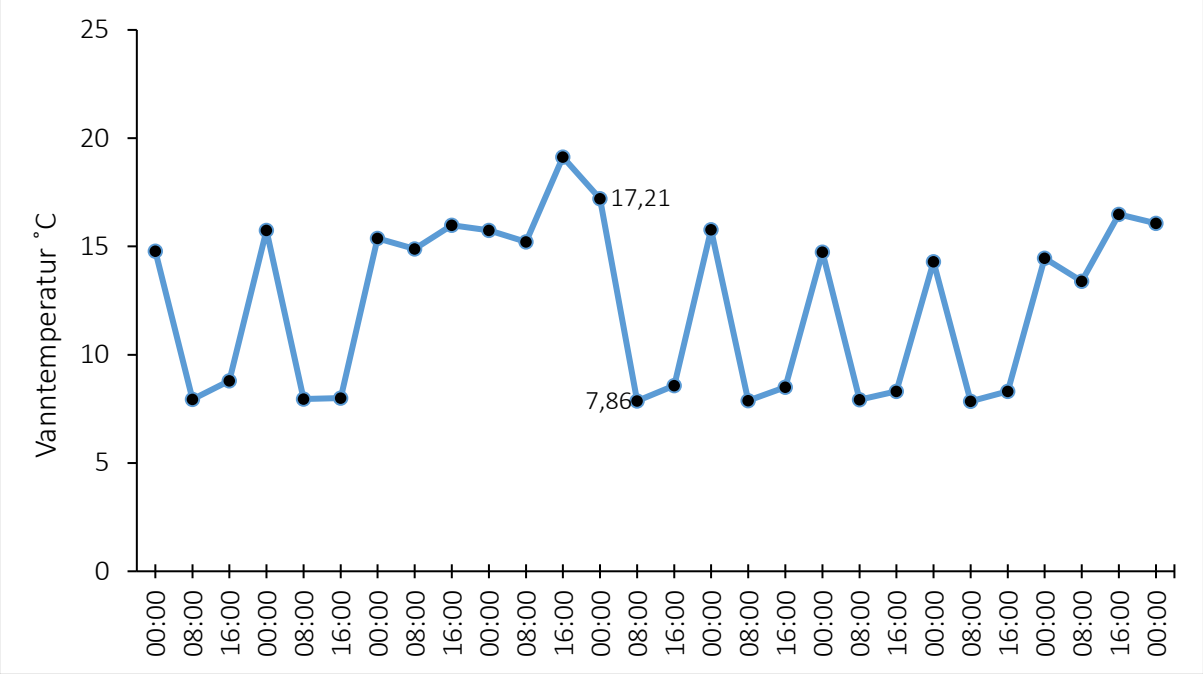
5.6. Vanntemperatur

Fisk er vekselvarme og kan registrere vanntemperaturendringer mindre enn 0,5 ˚C (Elliott & Elliott 2010). Vanntemperatur er derfor en av de viktigste miljøpåvirkningene for laksefisk, både når det kommer til produksjon, vekst og overlevelse. Det er særlig egg- og yngelstadiene som er sårbare hos ørret i forhold til vanntemperaturendringer. Yngre fisk (0+) vil også være mer følsom enn større fisk på grunn av mindre kroppsmasse. Raske vanntemperaturendringer vil derfor være en større årsak til stress hos yngre individer (Klemetsen *et al.* 2003; Elliott & Elliott 2010; Heggenes *et al.* 2017a). Den optimale veksttemperaturen for ørretrekrutter er ca. 13-14 ˚C, og ørret vil ikke vokse i vann som er kaldere ca. 3 ˚C. I tillegg vil lave vanntemperaturer føre til redusert aggressivitet hos ørret. Dette kan videre påvirke både intra- og interspesifikk konkurranse og dermed ha en indirekte effekt på tettheten. Høyere vanntemperaturer på ca. 20-25 ˚C kan derimot være dødelig for ørret.

Vanntemperaturforholdene i Vallaråi er sterkt påvirket av reguleringen. Vann som brukes til kjøringen av Sundsbarm kraftverk tas fra bunnsjiktet (hypolimnion) i Sundsbarmsvatnet, og temperaturen på dette vannet ligger antagelig på 3-5 ˚C vesentlige deler av året. På sommeren kan derfor vanntemperaturer nedstrøms kraftverket være betydelig lavere (5–10 ˚C) enn naturlig. Redusert vekst hos ørret under vekstsesongen er en konsekvens av dette (Klemetsen *et al.* 2003; Elliott 2009; Elliott & Elliott 2010). På vinteren vil vanntemperaturer i elva være 2-4 ˚C høyere enn naturlig. Dette resulterer til reduksjon av isdannelse, samt raskere eggutvikling og sannsynligvis senere gytetidspunkt for ørret, men ingen økt vekst.

Vanntemperaturer i Vallaråi varierer også mye over døgnet på grunn av effektkjøringen, i tillegg til i gjennomsnitt over vekstsesongen lavere temperaturer. Effekten av slike svingninger (i tillegg til endret gjennomsnittstemperatur), er mindre kjent og synes usikker (Spigarelli, Thommes & Prepejchal 1982; Flodmark, Vollestad & Forseth 2004; Hansen & Rahel 2015). I juli 2010 svingte

vanntemperaturen nedstrøms kraftverket med 10 ˚C innenfor åtte timer (Fig. 5.4). Dette gjenspeiler kjøringsregimet til kraftverket.



Figur 5.4. Svingninger i vanntemperaturen nedstrøms Sundsbarm kraftverk mellom 1-10 juli 2010 i Vallaråi. Den 5. juli svingte vanntemperaturen i elva fra 17-7˚C på 8 timer (Data fra Jan Heggenes).

5.7. Effektkjøring

Effektkjøring kan generelt medføre stranding av fisk. Fisk blir liggende igjen på tørt land eller blir fanget i sideløp, små pytter eller hulrom i substratet når vannføringen reduseres hurtig (Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003; Nagrodski *et al.* 2012). Stranding av fisk øker når vannføringen reduseres raskt (>10 cm pr. time), ved lave vanntemperaturer og på dagtid. Ved lave vanntemperaturer vil fisken være mindre aktiv og derfor søke mer skjul. Dette øker sannsynligheten for at fisken blir fanget i hulrom i substratet under rask reduksjon av vannføringen. Yngre fisk og spesielt 0+ ørret er mest utsatt for stranding (Vehanen *et al.* 2000) ettersom de er mer knyttet til mer landnære områder enn eldre ørretunger. På grunn av deres kroppsstørrelse har de også lavere svømmekapasitet, slik at det blir vanskeligere å følge vannets tilbaketrekning ved synkende vannføring. Risikoen for stranding blir lavere for eldre ørretrekrutter når vannstanden synker langsommere enn 10-15 cm pr. time, men 0+ ørret kan fortsatt strande på senkningshastigheter under dette (Bakken *et al.* 2016b).

Ørret vil ofte være mindre aktiv og søke mer skjul om vinteren ved lavere vanntemperaturer (Heggenes *et al.* 2017b). Risikoen for stranding øker derfor spesielt på vinteren hos ungfisk som bruker elvekanthabitatet som leveområde (Bakken *et al.* 2016a). Ved lav vanntemperatur om vinteren er ørret også hovedsakelig nattaktiv, og holder seg i skjul om dagen. På vinteren vil også lav vintervannføring kunne redusere overlevelsen av både egg og fisk gjennom økt isdannelse som reduserer og fragmenterer det tilgjengelige habitatet. Høyere vintervannføring vil derimot generere større tilgang på habitat, som videre kan resultere til større overlevelse av laksefisk (Heggenes *et al.* 2017b).

Varierende vannføring ved effektkjøring kan også påvirke fisk som lever i permanent vanndekte områder. Fisk som lever i strandingsutsatte områder svømmer vekk fra tørrleggingsområdet når vannstanden synker, og må finne en ny oppholdsplass blant de mer faste beboerne på de vanndekte områdene. Dette kan kan føre til økt aktivitet og stress, og videre ha en effekt på fiskens overlevelse og vekst. Det har blitt spekulert i om fisk kan tilvenne seg effektkjøringsregimer, og lære å unngå de grunne og strandningsutsatte områdene. Dette er ikke grundig undersøkt og krever mer forskning (Nagrodski *et al.* 2012; Bakken *et al.* 2016a).

Betydelig dødelighet hos ørret kan særlig gjelde når effektkjøring starter opp etter lengre perioder med stabil vannstand.

I

Figur 5.5. Varierende vannføring i Vallaråi ved start og stopp av Sundsbarm kraftverk. Bildet er fra før etableringen av de tre kilene, Fra (Heggenes et al. 2012).

I kanaliserte effektkjørte elver kan også nedstrøms driv av yngel redusere rekrutteringen av laksefisk. Nedstrøms driv av yngel forårsakes av høy vannføring og sterk strøm, og kan føre til økt dødelighet hos ørret (Elliott 1994; Klemetsen *et al.* 2003; Palm, Lepori & Brannas 2010). Særlig to faktorer påvirker hyppigheten av yngeldriv under vekst. En er vannhastigheten (Palm, Lepori & Brannas 2010). Ørretyngel er ikke fullt utviklede svømmere og kan bli fordrevet av vannhastigheter opp til 0,15-0,19 m/s^{-1} på vanntemperaturer mellom 6–14 ˚C (Heggenes & Traaen 1988). Den andre faktoren er kompleksiteten og topografien av elvebunn, ettersom den bestemmer tilgjengeligheten på oppholdsplasser og strømskjul for yngelen. I kanaliserte elver der vannhastigheten er over tålegrensen for yngel, men fortsatt passende for gyting hos større individer, er ofte dødeligheten av yngel som følge av driv betydelig (Palm, Lepori & Brannas 2010)(Palm et al. 2010).

5.8. Konkurranse

En mulig årsak til variasjon i tettheter av ørret mellom årene, slik vi ser i Vallaråi, kan i tillegg til ytre faktorer som vannføring og temperatur, ifølge f.eks. Bohlin (1977) også være interkohort konkurranse. Det kan være konkurranse om plass og næring hos de ulike aldersklassene til ørret. For eksempel kan tettheter av 0+ og eldre ørret (>0+) være høyest annet hvert år. Det antas at disse svingningene i tetthet regulerer overlevelsen av ung ørret, og at slike mekanismer påvirker de ulike aldersklassene. Det er også kjent av veksten til ørret kan bli redusert ved økende bestandstetthet av både ørret og andre arter som ørreten konkurrerer med (Jenkins *et al.* 1999). Høyere tetthet resulterer til større konkurranse om mat og plass (Chapman 1966; Elliott 1994).

Interspesifikk konkurranse med ørekyte og varierende tettheter av denne arten mellom årene, har trolig forårsaket forskjeller i tettheter og vekst av ørret i Vallaråi. Den invaderende arten ørekyte er en karpefisk (*Cyprinidae*). Arten deler i stor grad oppholdssteder og føde med ørretrekrutter og konkurrerer med ørreten om mat og plass (Museth *et al.* 2007; Museth, Borgstrom & Brittain 2010). Eldre ørret kan spise ørekyte, men dette kompenserer i liten grad for den reduserte produksjonen av næringsdyr som ørekyte forårsaker. Det er relativt utbredt at ørretførende elver med forekomst av ørekyte opplever redusert vekst og rekruttering av ørret (Taugbøl *et al.* 2002). I Vallaråi har det vært varierende, men gjennomgående lave tettheter av ørekyte. Ørekyte er en stimfisk som blir mer aktiv

ved høyere vanntemperaturer (12-20 ˚C) (Taugbøl *et al.* 2002; Museth *et al.* 2007). Elektrofiske kan derfor ikke alltid være like velegnet til å gjenspeile tettheter av ørekyte.

I løpet av 1970- og 1980-tallet skjedde en dramatisk spredning av ørekyte i Telemark. I Seljordsvatnet ble det først observert ørekyte på 1980-tallet. Det var også under denne perioden at det først ble påvist ørekyte i Sundsbarmsvatnet (Hesthagen & Sandlund 1997). Det er usikkert nøyaktig når eller hvordan ørekyte invaderte Vallaråi, men det skjedde sannsynligvis i etterkant av reguleringen. Den vanligste spredningsveien for ørekyte historisk sett, har vært at arten har blitt brukt som levende agn i fritidsfiske og via overføringstunneler i forbindelse med vannkraftutbygging (Taugbøl *et al.* 2002).

5.9. Tettheter av ørret: Sammenligning med andre elver i regionen

I Vallaråi har tettheter av ørret variert fra 0-130 individer mellom stasjonene, med et gjennomsnitt på 50 ind./100 m^2 (±SD 18,3) mellom årene (*Vedlegg 4*). I andre sammenlignbare elver i regionen (middels-store kalkfattige elver med TOC 2-5 mg/L) har det og forekommet variasjon i bestandstetthet av ørret (data fra vann-nett). Både Tinnelva og Tokkeåi er typiske ørretelver, hvor det også forekommer ørekyte (Kraabøl *et al.* 2015; Heggenes 2018). I Tinnelva forekommer i tillegg laks (*Salmo salar*) som kan være en betydelig konkurrent og predator på ungfisk. Begge elvene er regulert, og under påvirkning av effektkjøring.

I de siste årene har det skjedd en nedgang i bestandstettheten til ørret i Tinnelva. I perioden 2004-2007 varierte tettheter av ørret med 50–100 ind./100 m^2, men i de senere årene er den betydelig lavere. I 2014 var tettheten 13 ind./100 m^2 (Tab. 5.1). Dette er den laveste registrerte tettheten av ørret i løpet av årene med undersøkelser i Tinnelva. I Tokkeåi ble det gjennomført ungfiskundersøkelser fra 2011-2013. I løpet av denne perioden var det høye tettheter av 0+ ørret (30-40 ind./100 m^2), men relativt lave tettheter av 1+ og eldre ørret (10-14 ind./100 m^2) (Tab. 5.1). Oppfølgende undersøkelser de to siste år, synes å vise en svak økning (Saltveit, Brabrand & Pavels 2018). I Bøelva og Heddøla finnes de fiskeartene som lever i Vallaråi, men det forekommer også laks og gjedde (*Esox lucius*) (Hvidsten 2010). Både Bøelva og Heddøla er også regulert, og deler av Heddøla regnes som sterkt modifisert (data fra Vann-nett). Elektrofisket i elvene ble gjennomført 2009 og 2010 (Hvidsten 2010), samt på sommeren (juni) i 1992 (Solhoi 1992). Elektrofisket fra sommeren

1992 kan trolig ha ført til lavere fangst av sommergammel ørret, da 0+ ørret først er utvokst til full fangbar størrelse før sensommeren/høsten. Bestandstettheten til ørret var til tross for dette høyere i Bøelva i 1992, enn i 2010. I Heddøla var det høyere tetthet av ørret i 2009, enn det var i 1992 (*Tab. 5.1*).

Tabell 5.1. Estimert gjennomsnittlig bestandstetthet (antall individer/100 m^2) av sommergammel (0+) og eldre ørret (>0+) i Vallaråi, Tinnelva, Tokkeåi, Bøelva og Heddøla (data mangler).*

Elv (Referanse)	År	Avfiskede stasjoner	0+ ørret	1+ og eldre ørret	Total tetthet ørret
Vallaråi					
(Røed & Torp 2017)	Vår/Høst 2016	8	12-30	21-28	40-51
(Heggenes 2015 - datarapport)	2014-2015	4-8	15-40	24-39	39-79
(Heggenes et al. 2011)	2008-2010	6-7	10-42	12-23	32-65
Tinnelva					
(Heggenes 2015)	2014	7	*	*	13
(Heggenes 2015)	2008-2013	7	*	*	22-39
(Heggenes 2015)	2004-2007	7	*	*	50-100
Tokkeåi					
(Kraabøl et al. 2015)	2011-2013	8	30-40	10-14	10-40
Bøelva					
(Hvidsten 2010)	2010	4	18	2	20
(Solhøi 1992)	1992 (juni)	4	51	18	69
Heddøla					
(Hvidsten 2010)	2009	4	36	8	44
(Solhøi 1992)	1992 (juni)	4	6	3	9

De fiskebiologiske undersøkelsene i Vallaråi fra 2008-2010, samt foreliggende undersøkelse, indikerer at det er langsommere vekst på 0+ ørret i Vallaråi, enn i andre sammenlignbare elver i regionen. I Vallaråi har gjennomsnittslengder av 0+ ørret variert fra 42,8-53,9 mm over årene (Vedlegg 2). Både i Bøelva og Heddøla var veksten til 0+ ørret større, med gjennomsnittslengder på 60-65 mm i Bøelva og 55-59 mm i Heddøla (Hvidsten 2010). Gjennomsnittslengder av 0+ ørret i Tokkeåi (51,5-59,3 mm) og Tinnelva (49,0-56,0 mm) var også større enn i Vallaråi. Den naturlige variasjonen i tettheter og lengder mellom år og stasjoner, samt utvalget av stasjoner, gjør direkte sammenligning av Vallaråi med andre elver usikker. Varierende vannføring, vanndekt areal og vanntemperatur i de forskjellige elvene, samt effektkjøringsregimet i Vallaråi, vanskeliggjør sammenligning ytterligere, da det ikke er noen normal sommervannføring og relatere tettheter til.

5.10. Potensielle feilkilder

Det er mange faktorer som potensielt kan ha påvirket fangstene av fisk i Vallaråi. Høy eller lav vannføring ved elektrofiske kan føre til over- eller underestimering av en ørretbestand. Ved høyere vannføring øker vanndekkets areal og dette gir fisken større arealer å oppholde seg på. En konsekvens av dette er lavere estimert bestandstetthet pr. arealenhet (Saksgård & Heggberget 1990). Ved lavere vannføring vil derimot den estimerte bestandstettheten være høyere på grunn av mindre oppholdsarealer for fisken (Jensen & Johnsen 1988). Dette er ofte typisk på minstevannføring i regulerte vassdrag (Kraabøl et al. 2015). I Vallaråi ble elektrofisket utført på tilnærmet samme vannføringer (restvannføring; 3-6 m^3/s^{-1} mellom årene), så variasjoner i vannføringer vil trolig ikke ha ført til store forskjeller i estimert tetthet.

Ettersom ørret er sensitive til vanntemperaturendringer har dette trolig påvirket fangstene i Vallaråi (Armstrong et al. 2003, Elliott & Elliott 2010). I 2010 og i 2015 ble det registrert vanntemperaturer under 5 ˚C ved noen stasjoner (*Vedlegg 5*). Ved så lave vanntemperaturer vil ørret ofte være mindre aktive, og laksefisk har også en tendens til å flytte seg fra stryk til kulper og gå dypere i substratet ved vanntemperaturer under 6-8 ˚C (Heggenes et al. 2016). Dette kan potensielt resultere til lavere fangbarhet ved elektrofiske, ettersom elektrofiske gjennomføres på grunnere vann langs elvekanten (Zalewski & Cowx 1990). Større fisk vil også ofte bli underrepresentert ved elektrofiske, da denne vanligvis står på dypere vann ute i elva (Bakken et al. 2016).

Utførelse av elektrofiske bør gjennomføres av de samme personene eller av personer med lik dyktighet, da små forskjeller i utførelse eller metodikk fører til systematisk feil i fangstprosessen (Zalewski & Cowx 1990). De samme personer har gjort arbeidet i denne undersøkelsen. I følge Bohlin et al. (1989) gir fangster på mindre enn 25 fisk ved første elektrofiskeomgang usikre bestandsestimater. Flere bestandsestimater fra Vallaråi er derfor usikre, ettersom dette var tilfelle ved noen stasjoner. Det ble også ved noen tilfeller fanget mer fisk i andre- eller tredje omgang med elektrofisket, sammenlignet med den første omgangen. Dette har resultert i for høye bestandsestimater (Zippin 1958, *Vedlegg 4*).

5.11. Videre forvaltning og studier

Det har nå blitt utført tre år med fullstendig elektrofiske i etterkant av restaureringen i Vallaråi, det samme antall sesonger som for forundersøkelsen. Et kjent problem er den naturlige bakgrunnsvariasjonen i tettheter som kan maskere selv vesentlige positive effekter av tiltak. Den eneste måten å møte det på, er å fortsette undersøkelsene i elva, slik at effekten av restaureringstiltakene dokumenteres bedre. Ettersom kilene er et pilotprosjekt, burde spesielt disse overvåkes og følges opp videre, og spesielt hvis det etableres flere nye.

Ettersom vi la opp en omfattende BACI design, kan vi likevel dokumentere en økning av både tetthet og størrelse på ørret i tilknytning til de etablerte kilene. Det kan være tre grunner til det, og som krever videre oppfølging for å avklares. 1). Økningen kan skyldes faktisk økt produksjon pga. bedre habitat og overlevelse. Men den samlede effekten av et såpass begrenset tiltak er såpass liten i forhold til Vallaråi sin totale produksjon, at den betydelige bakgrunnsvariasjonen vi har observert, vil kunne maskere en slik effekt. Dokumentasjon vil kreve flere år, og gjerne også større innsats med etablering av flere kiler. 2). Økningen kan også skyldes en 'magnet-effekt', dvs at større rekrutter har vandret inn fra tilliggende områder. Vi fant imidlertid ingen markert nedgang i antall ørret i tilliggende områder. 3). Økningen kan for det tredje også skyldes at flere ørret blir lengre på elv fordi de har fått bedre habitat. Dette vi kreve undersøkelser nokså like punkt 1 over.

I undersøkelsene 2008-2010 ble det fastslått at veksten til ørret i Vallaråi er redusert på grunn av lave sommertemperaturer som forårsakes av effektkjøringsregimet til Sundsbarm kraftverk (Heggenes,

Bergan & Lydersen 2011). Ved utarbeiding av forslag til habitattiltak ble det derfor foreslått å endre vanninntaket i Sundsbarmsvatnet, slik at det heller tappes overflatevann uavhengig av magasinets fyllingsgrad (Heggenes *et al.* 2012). Dette tiltaket er ikke gjennomført, men bør utredes nærmere. Tapping av overflatevann vil resultere til et mer tilnærmet naturlig temperaturregime i elva, som kan øke veksten til ørret.

6. Konklusjoner

Studiedesignet i dette prosjektet inkluderte både før- og etterkontroller med gjentak i tid og rom, samt behandlet-kontroll design med gjentak i tid og rom. Dette gjorde det mulig å finne forskjeller i tetthet og vekst av ørretrekrutter fra før til etter restaurering, og mellom restaurert og ikke-restaurert habitat, primært i kilene. Gjennomsnittlige tettheter av 0+ ørret og eldre ørretrekrutter (>0+) økte på den restaurerte strekningen (øvre del) i Vallaråi, mens det ikke var slike i den nedre 'naturlige' delen (kontrollstrekning) av elva. Dette indikerer at økt tetthet på den restaurerte strekningen sannsynligvis er en effekt av restaureringstiltakene. Stor bakgrunnsvariasjon i tid, maskerte imidlertid også sannsynligvis effekter av tiltak. Denne bakgrunnsvariasjonen førte til at det som kan se ut som positive effekter av tiltakene, ikke er signifikante. Det trengs derfor lengre tidsserier. De mer spissede undersøkelsene ved direkte sammenligning mellom tiltak, i form av etablerte kiler, og tilliggende urørte kontrollområder, viste klar økning i tetthet av ørret i kilene, og i enda sterkere grad en økning i størrelsen på ørretrekruttene.

Dette er trolig på grunn av at kilene er dype og at de består av grove steiner som fungerer som egnet skjul for større ørretrekrutter. De reduserer sannsynligvis også strandingstap ved effektkjøring.

Å dokumentere eventuelle tiltak av restaureringstiltak med før og etterundersøkelser, slik som er gjort her, blir dessverre sjeldent gjort. Her har vi dokumentert positive effekter av kiler på tetthet og størrelse av ørretrekrutter. Fiskebiologiske undersøkelser kan med fordel fortsette for å dokumentere effekter av restaureringstiltakene over lengre tid, da det kan ta mer enn tre år å registrere varige effekter av habitatendringer på fiskepopulasjoner, og flere år med undersøkelser er nødvendig for å overvinne den maskerende effekten av naturlig bakgrunnsvariasjon.

7. Vedlegg

Vedlegg 1.

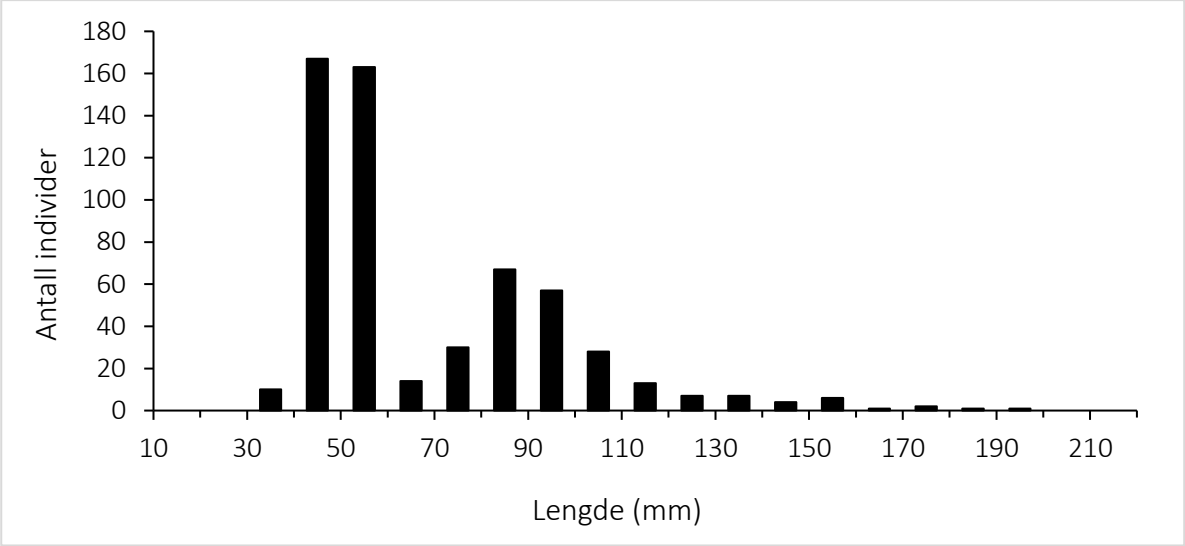
Artssammensetning (Tab. 1) og årsklasser/lengdefordeling for ørret (Tab. 2) fra 2008-2010 og 2014-2016

Tabell 1. Antall fangede arter i Vallaråi i perioden mellom 2008-2010 og 2014-2016.

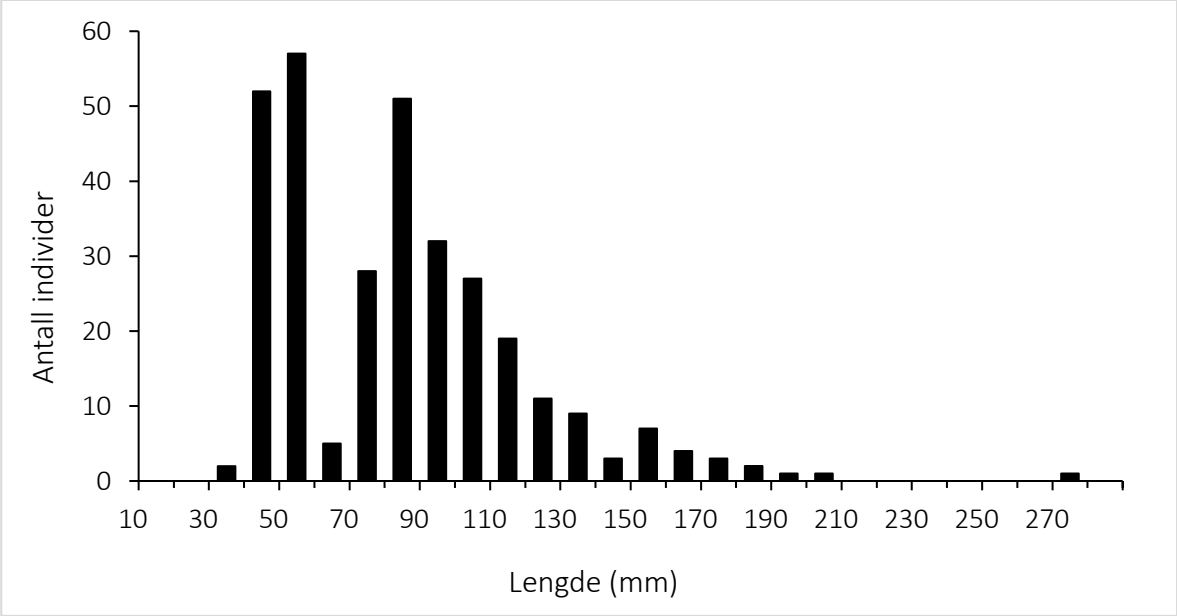
År	Ørret	Ørekyte	Bekkeniøye	Trepigga Stingsild
2008	578	206	6	14
2009	315	71	0	0
2010	256	104	1	22
2014	199	19	0	0
2015	560	77	23	38
Vår 2016	408	260	98	7
Høst 2016	433	127	23	15
2017	331	21	1	5
Total	3080	885	152	101

Tabell 2. Forholdet mellom lengde (mm) og årsklasser hos fanget ørret i Vallaråi mellom 2008-2010 og 2014-2016.

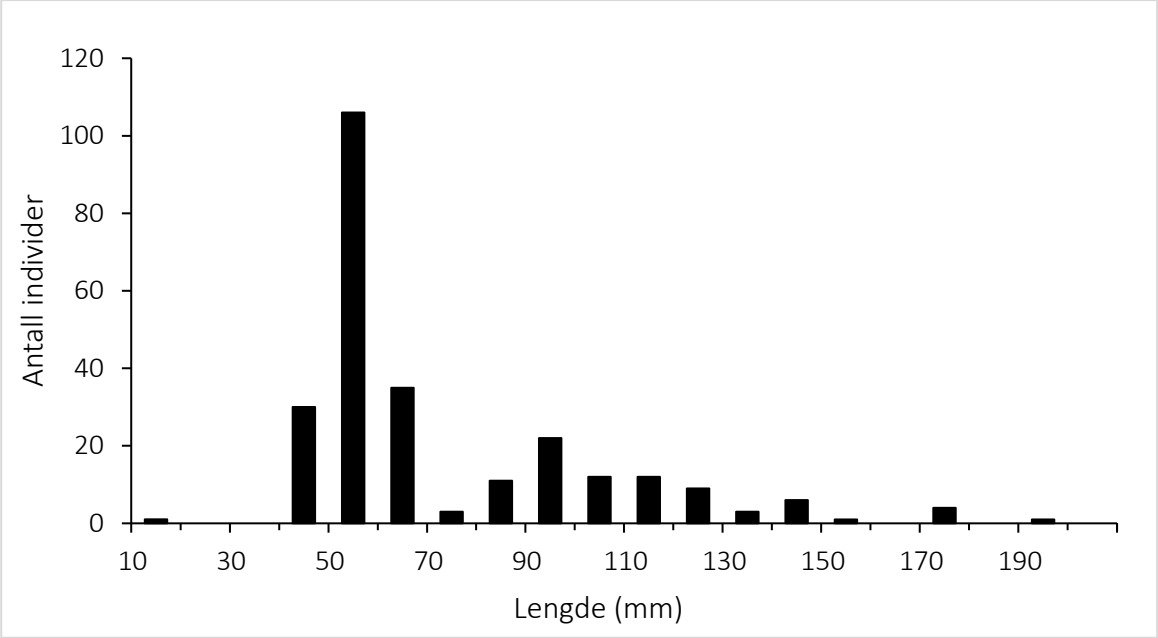
År	0+ (mm)	1+ (mm)	Eldre (mm)
2008	<60	60 - 110	>110
2009	<60	60 - 120	>120
2010	<70	70 - 120	>120
2014	<60	60 – 100	>100
2015	<70	70 - 120	>120
Vår 2016	<50	50 - 100	>100
Høst 2016	<60	60 - 110	>110
2017	<70	70 - 110	>115



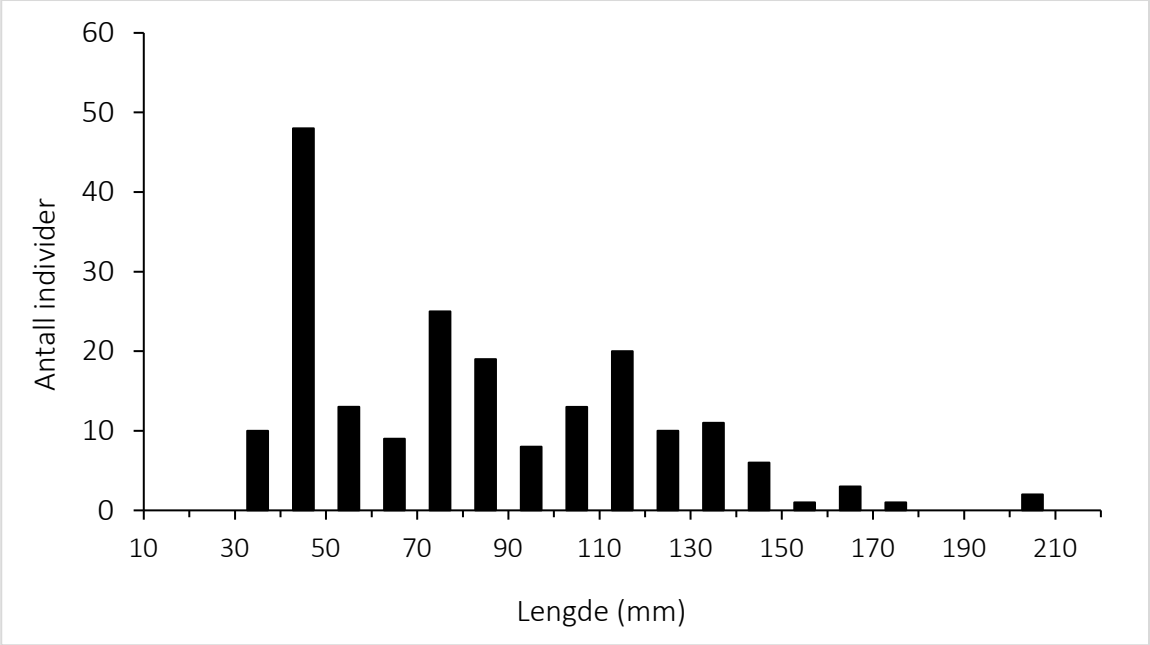
Figur 1. Lengdefordeling for fanget ørret på 7 stasjoner i Vallaråi i 2008.



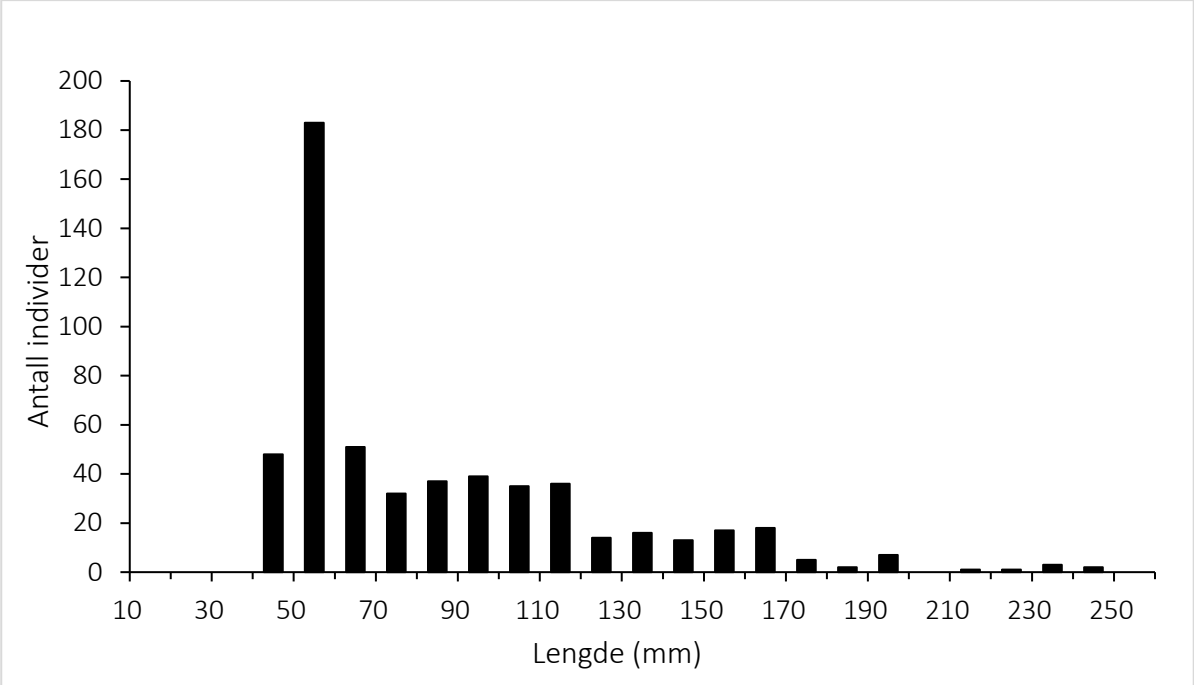
Figur 2. Lengdefordeling for fanget ørret på 7 stasjoner i Vallaråi i 2009.



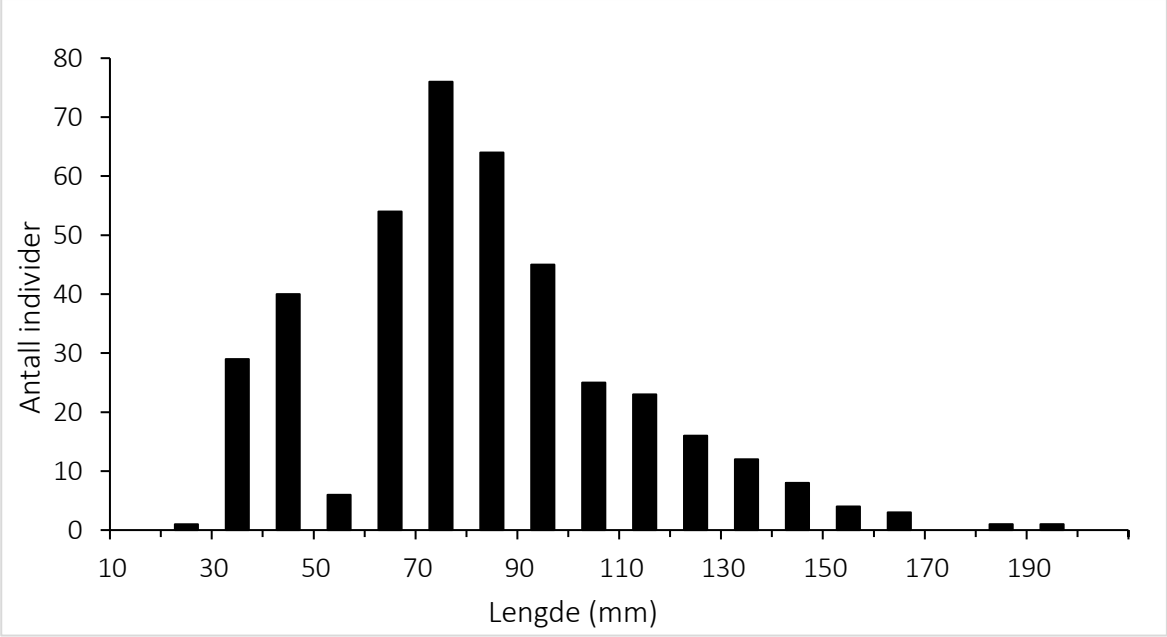
Figur 3. Lengdefordeling for fanget ørret på 6 stasjoner i Vallaråi i 2010. Stasjon 3 ble ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold.



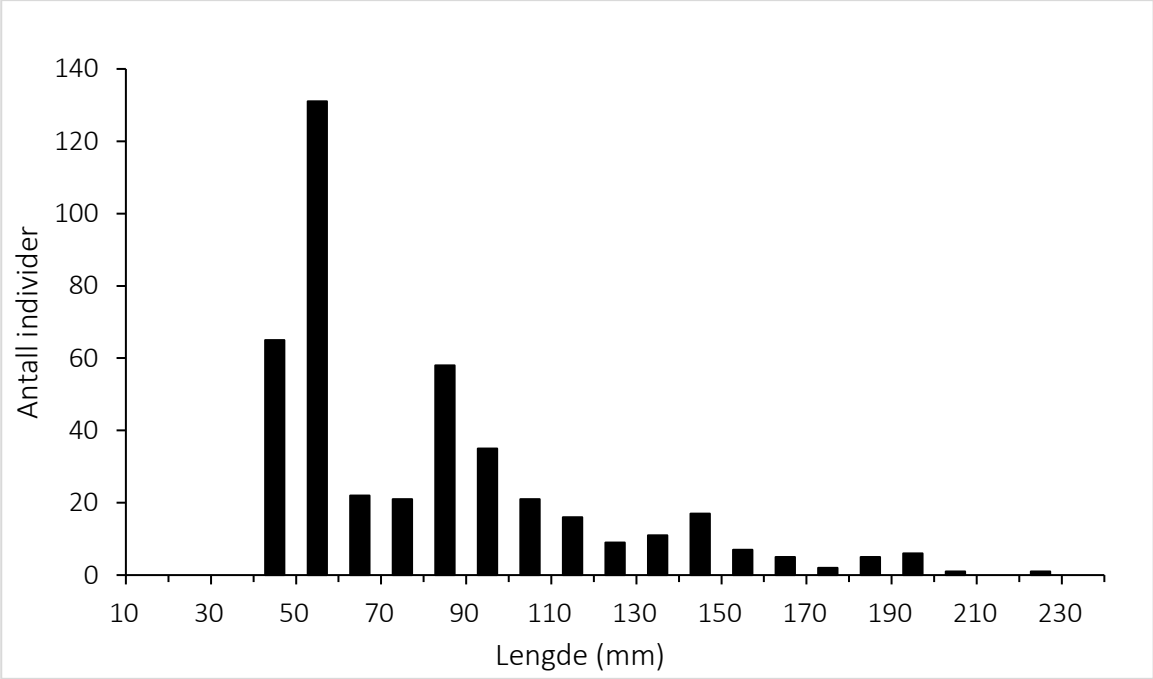
Figur 4. Lengdefordeling for fanget ørret på 4 stasjoner i Vallaråi i 2014. Stasjon 1, 2, 4 og 5c ble ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold.



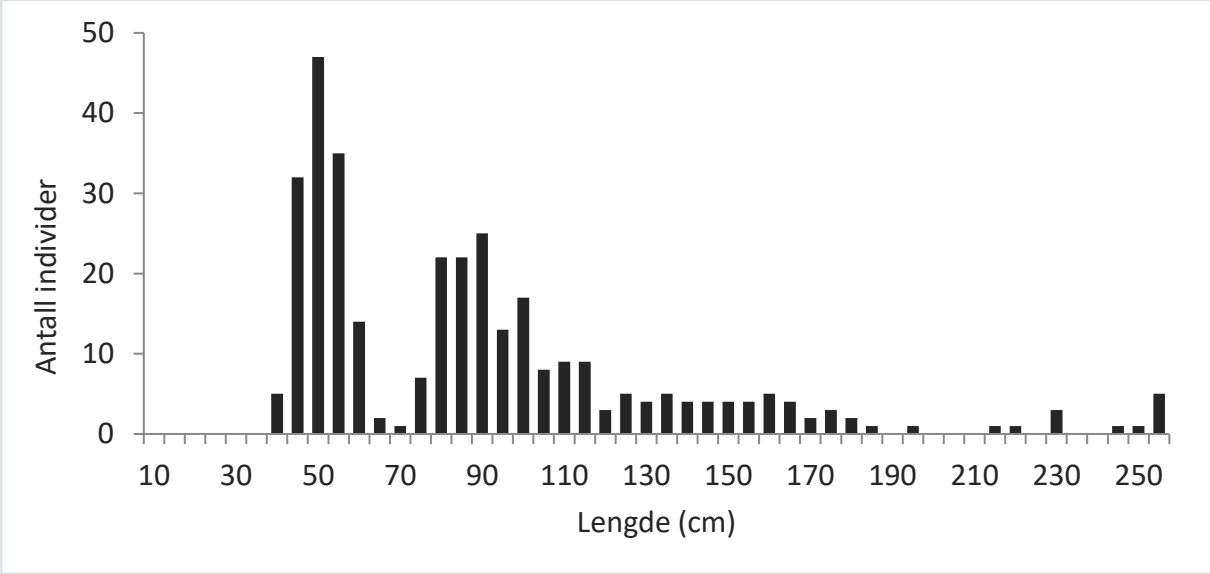
Figur 5. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner i Vallaråi i 2015.



Figur 6. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner Vallaråi våren 2016.



Figur 7. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner Vallaråi høsten 2016.



Figur 8. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner Vallaråi høsten 2017.

Vedlegg 2.

Gjennomsnittslengder (mm) for 0+, 1+ og eldre ørret (Tab. 1) og ørekyte (Tab. 2) 2008-2010 og 2014-2017.

Tabell 1. Stasjon, totalt antall fanget (N), gjennomsnittslengde (L (mm)) og standardavvik (±SD) for sommergammel (0+), to-somrig (1+) og eldre ørret elektrofisket i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2017. (: ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold; - : ingen fisk fanget).*

Stasjon	0+			1+			Eldre		
2017	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD
1	36	50,1	5,9	31	90,3	10,2	6	140,3	11,3
2	21	44,9	3,4	15	85,1	9,0	1	114,0	-
3	20	47,3	4,3	14	85,4	11,2	3	131,3	19,9
4	0	-	-	8	94,0	10,4	29	175,6	53,4
5	36	48,2	4,2	16	89,8	8,5	14	147,4	31,4
5b	16	52,0	6,8	23	89,1	9,1	16	161,4	44,3
5c	*	-	-		-	-		-	-
6	7	56,3	3,0	16	86,8	10,1	3	120,0	11,5
Høst 2016	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD
1	50	51,6	3,4	32	84,8	13,0	8	130,4	15,4
2	22	49,9	3,7	18	84,8	13,1	3	131,0	19,0
3	35	51,2	4,2	16	81,0	12,6	6	138,3	30,0
4	2	50,0	0,0	15	88,0	8,7	22	146,6	29,3
5	24	50,5	4,2	22	84,3	12,8	10	142,8	31,2
5b	16	50,4	4,3	24	85,4	11,0	9	149,2	23,1
5c	30	50,6	3,4	18	78,3	16,5	20	155,9	23,9
6	17	52,7	3,5	12	88,3	6,6	2	121,0	2,8
Vår 2016	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD
1	28	36,3	13,2	49	78,1	13,2	5	127,8	11,1
2	22	38,7	11,5	19	75,0	14,1	1	118,0	-
3	11	34,7	9,9	23	76,3	13,7	3	130,0	10,0
4	2	33,5	12,0	33	87,7	10,3	14	123,6	10,6
5	24	42,5	13,3	21	76,9	13,2	8	135,0	22,6
5b	10	36,5	10,9	30	78,8	12,7	4	118,2	7,4

5c	8	39,0	14,0	9	69,7	10,3	5	146,6	25,9
6	25	46,9	14,1	50	72,3	11,8	4	121,0	5,8
2015	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1	59	54,5	3,3	47	81,3	15,7	8	145,1	26,9
2	38	50,6	3,8	20	81,5	15,4	4	138,0	17,3
3	27	51,6	4,3	19	82,9	14,1	9	132,7	17,6
4	3	46,6	4,5	27	93,3	9,3	33	140,4	31,3
5	19	55,1	2,9	25	85,4	17,4	31	158,0	34,4
5b	18	54,7	3,7	15	81,5	14,3	13	140,7	28,8
5c	41	53,0	3,9	31	72,8	14,3	28	147,7	29,9
6	26	51,9	3,1	10	85,9	17,8	9	137,7	38,0
2014	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	41	46,7	4,2	22	81,0	13,0	9	124,5	10,4
4 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	4	37,5	5,2	7	81,0	12,4	28	127,8	24,2
5b	15	40,2	6,1	16	80,8	14,0	15	129,9	24,1
5c *	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	11	47,0	4,3	22	83,2	11,2	9	128,3	15,3
2010	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1	102	55,5	5,1	20	89,6	7,4	15	122,3	17,3
2	8	54,0	5,0	5	89,4	4,9	1	100,0	-
3*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	7	51,4	6,7	4	87,0	4,1	24	132,0	26,1
5	10	57,3	6,2	1	68,0	-	6	110,3	16,7
6	14	55,0	3,6	2	89,5	2,1	4	111,5	21,1
7	29	50,5	5,6	1	91,0	-	2	105,5	14,9
2009	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1	0	-	-	38	82,8	9,3	30	117,7	10,1
2	17	45,2	4,7	10	82,5	5,1	4	108,5	1,3
3	15	50,8	4,0	22	89,1	8,3	0	-	-
4	1	47,0	-	7	82,3	6,6	42	141,3	37,2
5	14	49,5	4,9	13	89,2	9,5	2	110,0	1,4
6	10	49,0	4,6	15	83,8	8,8	4	135,8	15,8
7	56	51,1	4,4	15	86,7	10,7	0	-	-

2008	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD	N	L (mm)	±SD
1	131	48,3	6,6	89	89,1	9,5	19	141,9	26,7
2	111	49,1	4,4	26	83,1	7,2	7	119,3	10,6
3	40	50,1	4,3	24	92,7	10,4	8	126,1	12,2
4	2	48,0	8,5	15	90,9	11,1	7	140,1	15,3
5	4	49,3	2,8	11	80,9	6,4	1	110,0	-
6	12	54,0	5,7	10	85,7	9,2	2	125,5	23,3
7	52	51,0	5,0	9	90,6	8,3	0	-	-

Tabell 2. Stasjon, totalt antall fanget (N), gjennomsnittslengde (L (mm)) og standardavvik (±SD) for ørekyte elektrofisket i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2017. (: ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold; - : fisk ikke fanget).*

Stasjon			
2017	N	L (mm)	±SD
1	18	73,9	13,3
2	1	62	-
3	-	-	-
4	-	-	-
5	1	72	-
5b	1	78	-
5c	*	-	-
6	-	-	-
2016	N	L (mm)	±SD
1	60	76,4	12,6
2	1	83	-
3	6	72,5	3,8
4	6	80,8	6,1
5	7	72,7	12,4
5b	16	75,2	11,1
5c	26	75,0	7,1
6	5	78,8	8,0

2015	N	L (mm)	±SD
1	57	71,2	12,0
2	0	-	-
3	1	76,0	-
4	7	73,8	11,8
5	1	67,0	-
5b	2	87,5	4,9
5c	9	65,1	12,9
6	0	-	-
2014	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1*	-	-	-
2*	-	-	-
3	0	-	-
4*	-	-	-
5	15	69	10,9
5b	4	69,5	10,7
5c*	-	-	-
6	0	-	-
2010	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1	44	72,3	8,8
2	0	-	-
3*	-	-	-
4	19	77,3	7,3
5	36	74,8	7,9
6	3	74,7	0,6
7	2	77,5	12,0
2009	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1	11	68,7	4,8
2	2	58,5	21,9
3	0	-	-
4	9	74,7	4,5
5	38	70,5	5,3

6	7	73,7	13,9
7	4	76,3	5,9
2008	**N**	**L (mm)**	**±SD**
1	118	68,3	8,3
2	0	-	-
3	1	70,0	-
4	11	75,0	7,3
5	70	68,1	8,0
6	6	69,2	7,3
7	6	69,2	7,3

Mellom stasjoner:

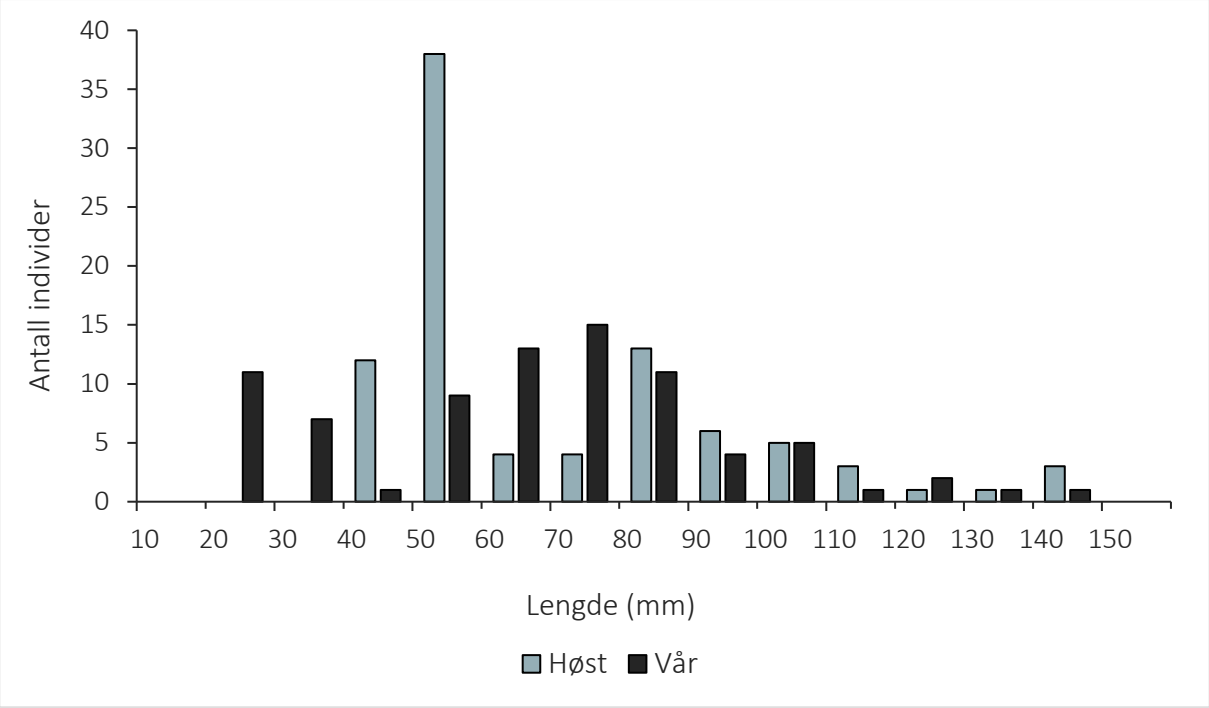
Stasjon	mean	sd	data:n
1	71.34416	10.670596	308
2	65.50000	17.291616	4
3	72.62500	3.583195	8
4	76.28846	7.549410	52
5	70.36905	8.270545	168
5b	75.82609	10.965451	23
5c	72.45714	9.792983	35
6	75.60000	10.349603	15
7	72.91667	7.890827	12

Mellom år:

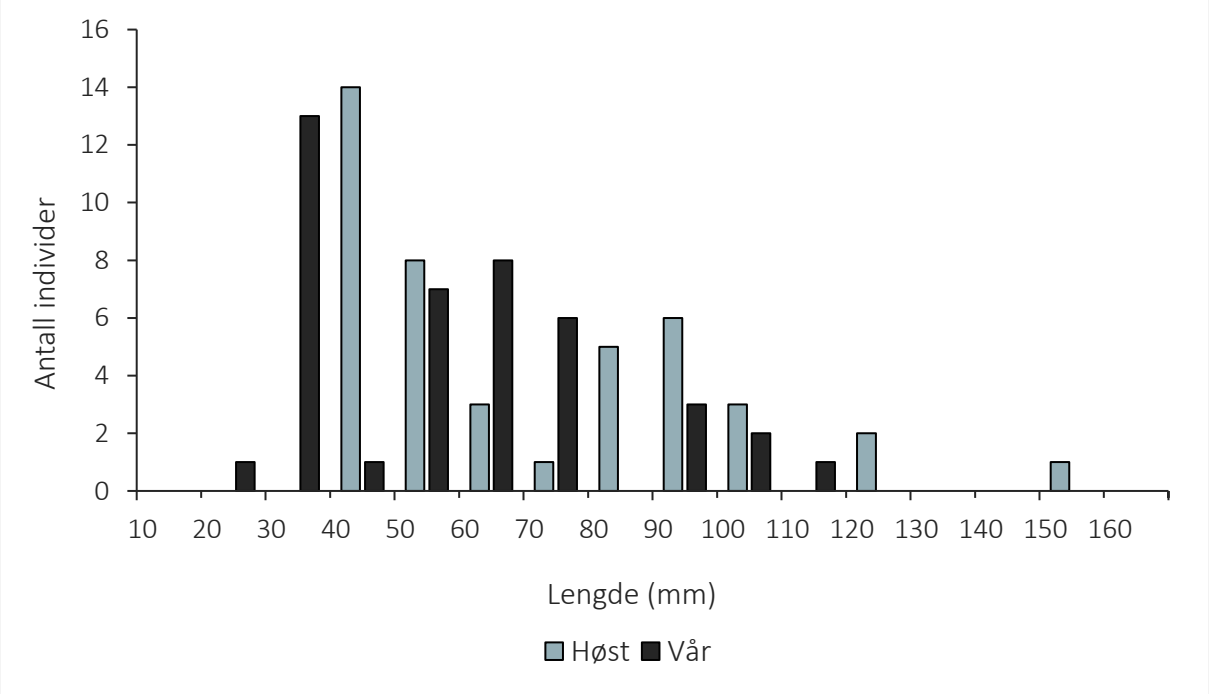
År	mean	sd	data:n
2008	68.63107	8.191596	206
2009	71.02817	7.392992	71
2010	74.24038	8.236192	104
2014	69.15789	10.621065	19
2015	71.16883	12.162715	77
2016	76.03150	10.675545	127
2017	73.47619	12.596107	21

Vedlegg 3.

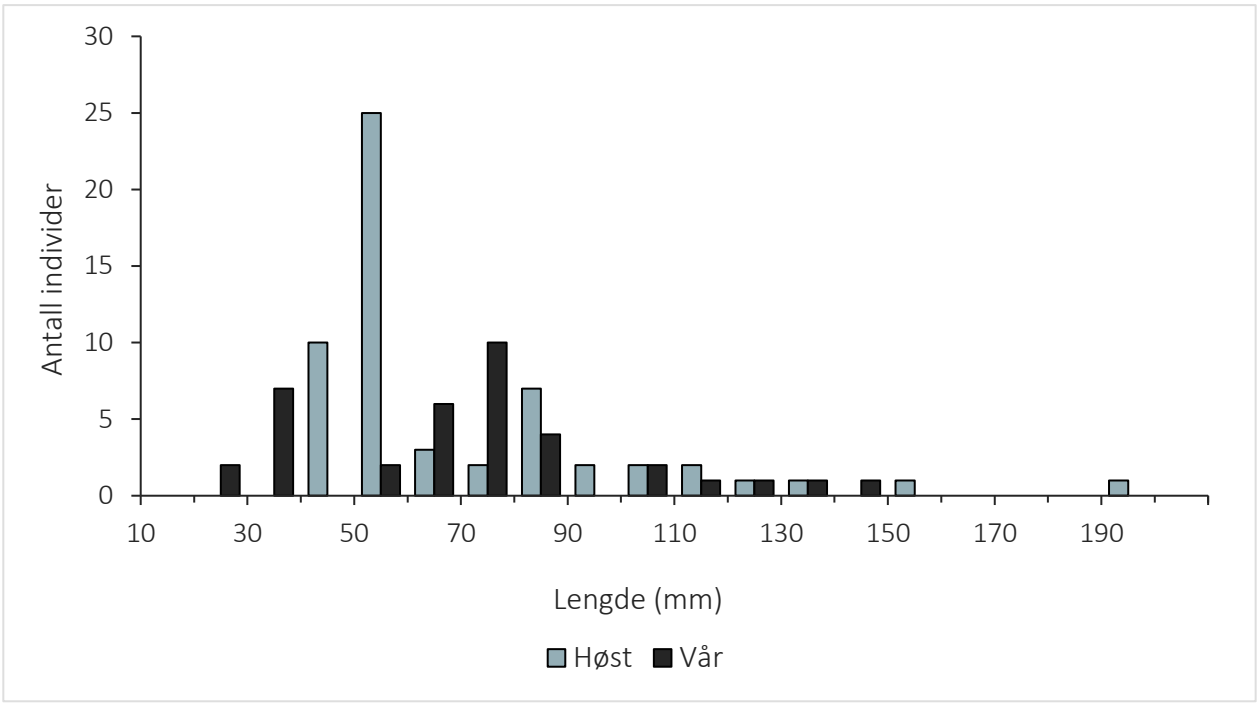
Vekst over sommeren: Lengdefordeling for ørret våren og høsten 2016



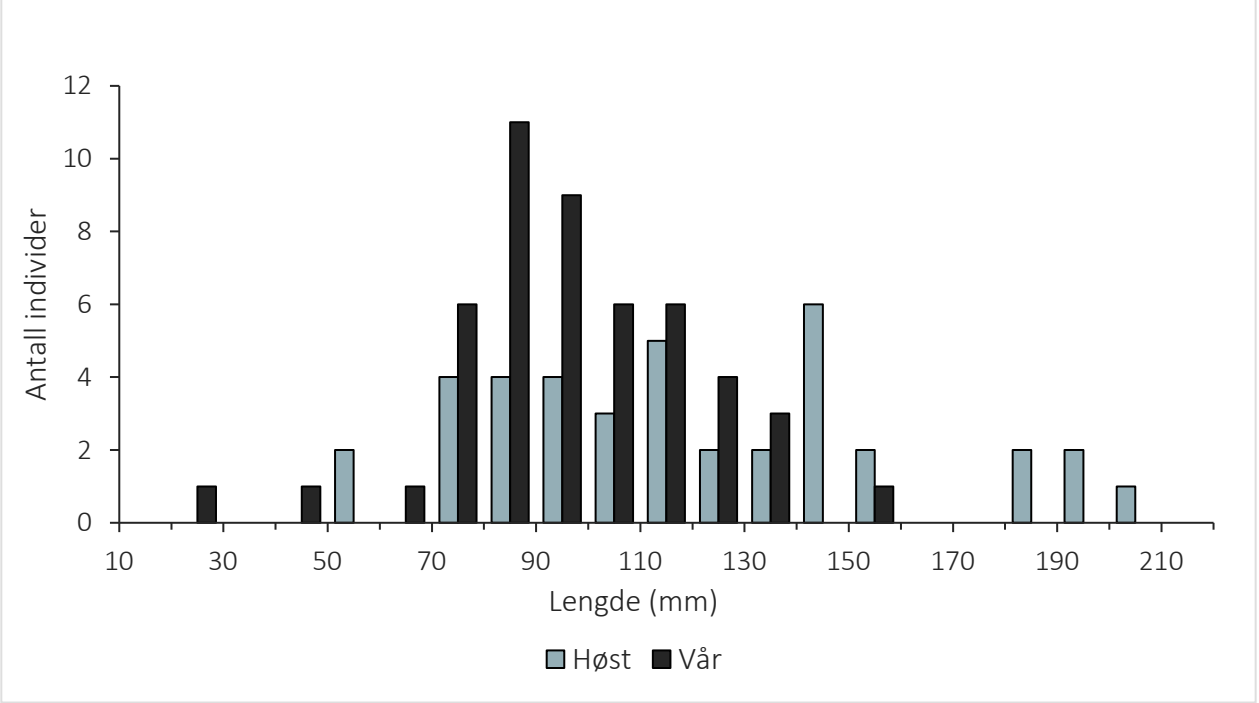
Figur 1. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 1 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



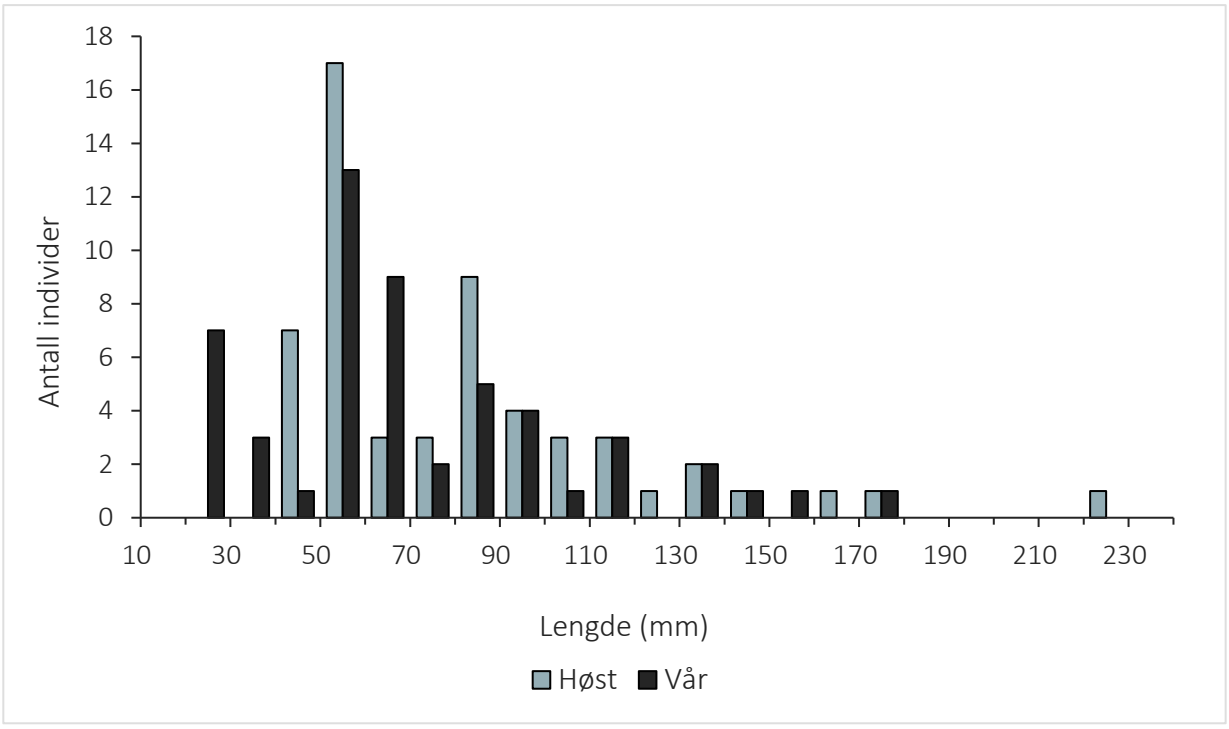
Figur 2. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 2 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



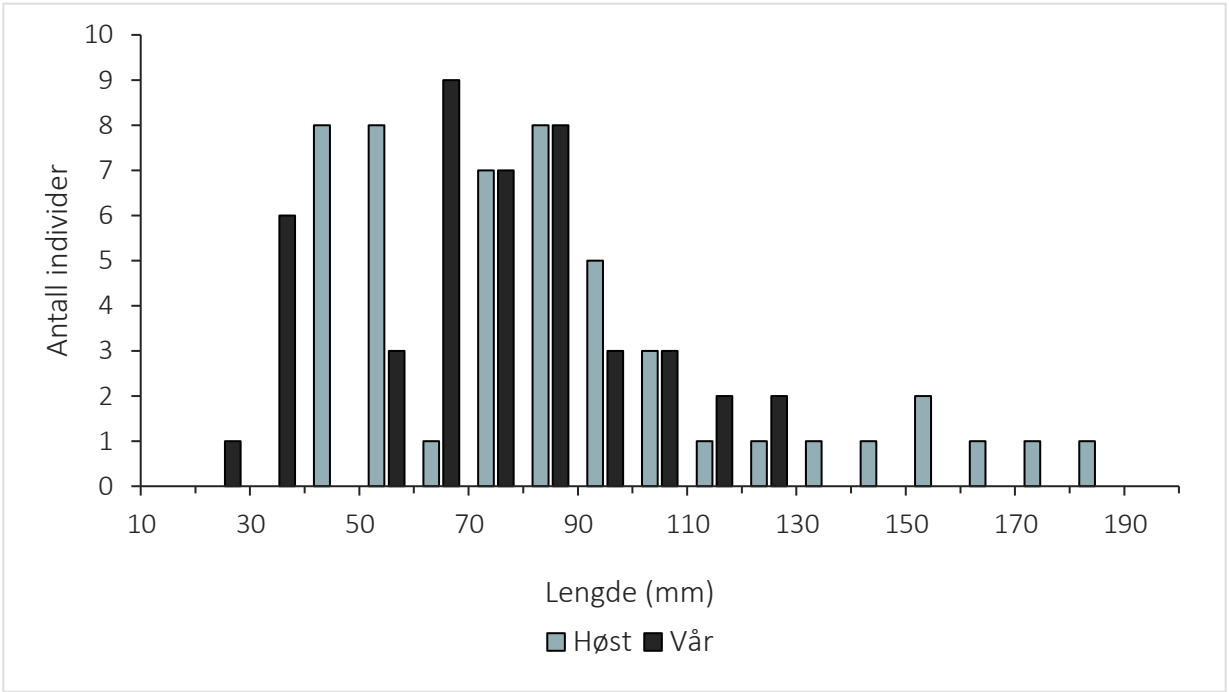
Figur 3. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 3 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



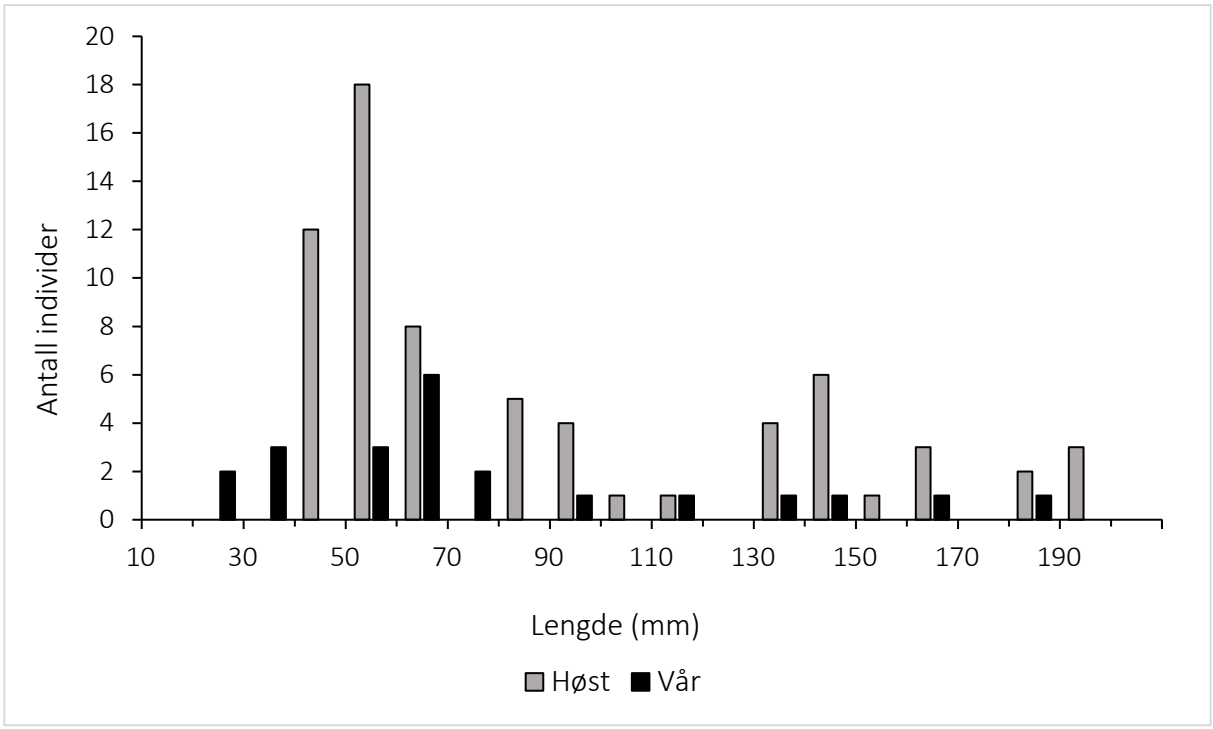
Figur 4. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 4 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016



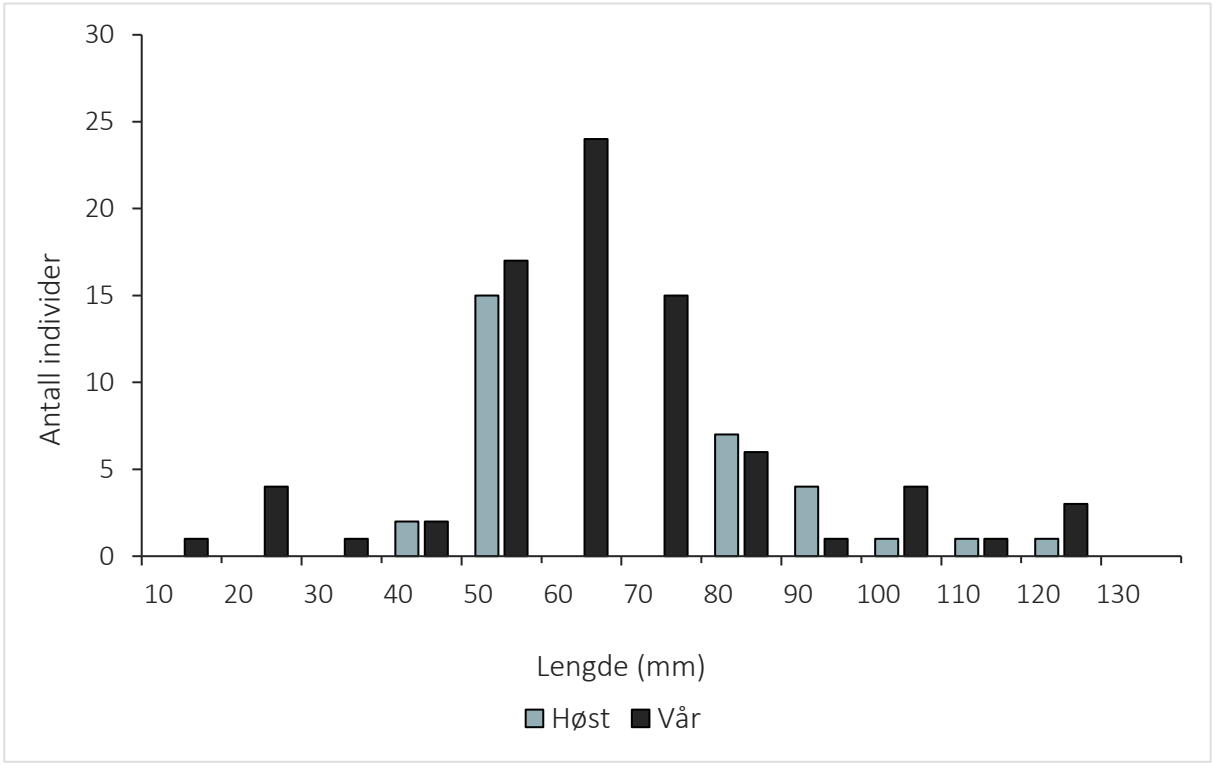
Figur 5. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 5 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



Figur 6. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 5b i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



Figur 7. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 5c i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



Figur 8. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 6 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.

Vedlegg 4.

Beregnede tettheter av 0+ og eldre og ørret

*Tabell 1. År, stasjon, aldersgruppe, antall ørret fanget per avfisking, totalt antall ørret estimert, 95% konfidensintervall (CI), fangbarhet, areal avfisket og estimert tetthet av ørret pr. 100 m^2 etter tre runder med elektrofiske på stasjoner i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016. * : ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold; -na : ingen fisk fanget, estimat ikke mulig, tetthet med fete typer: estimat ikke gyldig, antall fanget fisk benyttet som absolutt minimumsestimat..*

Stasjon	Alder	Antall fisket 1g + 2g + 3g	Antall estimert	Konfidens-intervall	Fangbarhet	Areal m^2	Estimert tetthet pr. 100 m^2
2017	Total		384			1009	38
1	0+	20+10+6	42	39 - 45	0,4714	250	17
	Eldre	4-1-1	6	5 - 8	0,6429	250	2
2	0+	10+7+4	29	25 - 33	0,3493	125	23
	Eldre	1-0-0	1	-	-	125	**1**
3	0+	9+6+6	41	13 - 70	0,2105	200	21
	Eldre	1-1-1	3	-	-	200	**2**
4	0+	-	-	-	-	60	0
	Eldre	14-7-7	38	19 - 57	0,3571	60	63
5	0+	19+10+7	45	38 - 51	0,4717	134	34
	Eldre	12-2-1	15	14 - 16	0,8023	134	11
5b	0+	6+3+6	75	0 - 789	0,0714	130	58
	Eldre	5-8-4	55	0 - 299	0,1163	130	42
5c	0+	*	-na	-	-	137	-na
	Eldre	*	-na	-	-	137	-na
6	0+	3+2+2	14	4 - 23	0,2105	100	14
	Eldre	1-2-1	20	0 - 211	0,0714	100	20
2016	Total		597			1176	51
1	0+	18+21+11	108	0 – 281	0,1876	250	43
	Eldre	25+10+5	43	41 – 45	0,5769	250	17
2	0+	10+5+7	38	0 – 94	0,2428	125	30
	Eldre	18+3+0	22	21 – 23	0,8178	125	18
3	0+	20+10+5	40	40 - 40	0,5000	200	20
	Eldre	12+4+5	24	13-119	0,4903	200	12
4	0+	2+0+0	2	-	-	100	**2**
	Eldre	23+9+5	40	37 - 43	0,5716	100	40
5	0+	17+3+4	24	18 - 29	0,7091	134	18
	Eldre	16+15+1	38	12 - 64	0,4792	134	28
5b	0+	12+3+1	16	16 - 17	0,7380	130	12
	Eldre	23+6+4	34	29 - 28	0,6785	130	26
5c	0+	10+12+8	112	0 - 418	0,0098	137	82
	Eldre	26+8+4	39	37 - 42	0,6582	137	28
6	0+	10+6+1	19	14 - 24	0,5459	100	19
	Eldre	10+0+4	14	-	-	100	**14**
2015	Total		924			1176	79

1	0+	27+16+17	103	24 - 182	0,2508	250	41
	Eldre	23+16+16	118	31 - 205	0,1882	250	47
2	0+	18+14+6	51	32 - 70	0,3678	125	41
	Eldre	17+5+2	25	24 - 26	0,6879	125	20
3	0+	8+14+5	57	0 - 231	0,1935	200	29
	Eldre	16+6+6	32	20 - 43	0,4896	200	16
4	0+	2+0+1	3	-	-	100	3
	Eldre	31+15+14	77	47 - 107	0,3915	100	77
5	0+	6+5+8	19	-	-	134	14
	Eldre	27+18+11	77	72 - 81	0,3538	134	57
5b	0+	7+6+5	55	0 - 157	0,1390	130	42
	Eldre	13+9+6	41	40 - 42	0,3174	130	32
5c	0+	18+13+10	69	64 - 74	0,2592	137	50
	Eldre	33+17+9	69	68 - 69	0,4806	137	50
6	0+	8+11+7	130	0 - 818	0,0714	100	130
	Eldre	12+4+3	20	17 - 24	0,5864	100	20
2014	Total		218			564	39
1*	0+	*	-na	-	-	250	-na
	Eldre	*	-na	-	-	250	-na
2*	0+	*	-na	-	-	125	-na
	Eldre	*	-na	-	-	125	-na
3	0+	21+11+9	53	39 - 67	0,3883	200	27
	Eldre	24+4+4	31	26 - 36	0,7558	200	16
4*	0+	*	-na	-	-	100	-na
	Eldre	*	-na	-	-	100	-na
5	0+	1+1+2	4	-	-	134	3
	Eldre	22+10+3	38	35 - 41	0,5858	134	28
5b	0+	9+4+2	17	16 - 17	0,5413	130	13
	Eldre	25+4+2	31	29 - 33	0,8097	130	24
5c*	0+	*	-na	-	-	137	-na
	Eldre	*	-na	-	-	137	-na
6	0+	6+3+2	13	12 - 15	0,4523	100	13
	Eldre	18+9+4	35	34 - 36	0,5158	100	35
2010	Total		313			850	37
1	0+	51+33+17	129	113-145	0,4003	250	52
	Eldre	25+7+5	38	33-43	0,6502	250	15
2	0+	2+3+3	8	-	-	125	7
	Eldre	4+1+1	6	5-8	0,6429	125	5
3*	0+	*	-na	-	-	200	-na
	Eldre	*	-na	-	-	200	-na
4	0+	5+1+1	7	6-8	0,7097	100	7
	Eldre	22+5+2	29	28-30	0,7504	100	29
5	0+	4+3+3	26	5-47	0,1487	125	21
	Eldre	4+3+0	10	6-14	0,4189	125	8
6	0+	7+3+4	19	3-36	0,3481	100	19
	Eldre	6+3+0	11	10-12	0,5477	100	11
7	0+	17+8+4	33	32-33	0,5215	150	22
	Eldre	2+1+0	5	3-8	0,3571	150	3
2009	Total		336			1050	32
1	0+	0+0+0	0	-	-	250	0
	Eldre	42+12+13	71	50-92	0,5921	250	28
2	0+	8+5+3	21	18-25	0,3837	125	17
	Eldre	7+4+5	31	0-74	0,2097	125	25
3	0+	3+7+5	15	-	-	200	9

	Eldre	13+4+5	24	14-35	0,5253	200	12
4	0+	1+0+0	1	-	-	100	1
	Eldre	33+12+4	51	50-52	0,6427	100	51
5	0+	4+6+3	13	-	-	125	10
	Eldre	9+3+3	16	11-21	0,5385	125	13
6	0+	10+5+0	17	15-20	0,5857	100	17
	Eldre	11+1+2	13	11-16	0,8168	100	13
7	0+	29+18+9	70	62-77	0,4212	150	47
	Eldre	7+5+3	22	19-25	0,3303	150	15
2008	Total		683			1050	65
1	0+	63+48+18	166	103-230	0,3969	250	66
	Eldre	77+21+10	110	103-117	0,6954	250	44
2	0+	56+31+25	149	112-187	0,3671	125	119
	Eldre	21+7+5	35	29-40	0,5934	125	28
3	0+	27+7+6	41	33-48	0,6520	200	21
	Eldre	27+3+2	32	30-34	0,8553	200	16
4	0+	0+2+0	2	-	-	100	2
	Eldre	18+2+2	22	19-24	0,8351	100	22
5	0+	2+1+1	5	3-8	0,3571	125	4
	Eldre	8+3+0	13	11-14	0,6340	125	10
6	0+	5+3+3	18	7-29	0,2653	100	18
	Eldre	7+4+2	16	12-27	0,4516	100	16
7	0+	26+17+8	64	54-75	0,4129	150	43
	Eldre	7+3+0	12	9-18	0,5949	150	8

Tabell 2. Stasjon, antall ørekyte fanget, totalt antall ørekyte estimert, konfidensintervall (95%), fangbarhet, areal avfisket og estimert tetthet av ørekyte pr. 100 m^2 etter tre runder med elektrofiske på 8 stasjoner i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016. (ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold) (- data mangler).*

Stasjon	Antall fisket 1g + 2g + 3g	Antall estimert	Konfidens-intervall	Fangbarhet	Areal m2	Estimert tetthet pr. 100 m2
Høst 2016						
1	29+24+7	77	37 - 116	0,4067	250	31
2	1+0+0	-	-	-	125	-
3	2+3+1	11	0 - 34	0,2368	200	6
4	2+4+0	-	-	-	100	-
5	4+2+1	-	-	-	134	-
5b	8+6+2	20	12 - 28	0,4189	130	15
5c	13+10+3	32	19 - 46	0,4248	137	23
6	4+1+0	-	-	-	100	-
Vår 2016						
1	24+11+18	96	0 - 280	0,2315	250	38

2	11+4+5	23	10 - 36	0,4502	125	18
3	21+15+11	75	73 - 77	0,2783	200	38
4	8+7+7	115	3 - 226	0,0680	100	115
5	6+5+3	23	14 -31	0,2692	134	17
5b	32+9+8	50	39 - 61	0,6206	130	38
5c	4+8+4	80	0 - 842	0,0714	137	58
6	18+14+7	55	36 - 73	0,3380	100	55
2015						
1	28+17+12	77	69 - 85	0,3592	250	31
2	0+0+0	-	-	-	125	-
3	0+1+0	-	-	-	200	-
4	4+2+1	-	-	-	100	-
5	1+0+0	-	-	-	134	-
5b	1+0+1	-	-	-	130	-
5c	3+4+2	22	0 - 75	0,1621	137	16
6	0+0+0	-	-	-	100	-
2014						
1*	-	-	-	-	250	-
2*	-	-	-	-	125	-
3	0+0+0	-	-	-	200	-
4*	-				100	-
5	6+5+4	33	30 - 36	0,1813	134	25
5b	3+0+1	-	-	-	130	-
5c*	-	-	-	-	137	-
6	0+0+0	-	-	-	100	-
2010						
1	15+16+13	238	0-724	0,0659	250	95
2	0+0+0	-	-	-	125	-
3*	-	-	-	-	200	-
4	6+6+7	-	-	-	100	-
5	24+9+3	38	37-39	0,6340	125	30
6	1+1+1	-	-	-	100	-
7	0+2+0	-	-	-	150	-

2009						
1	7+1+3	11	4-17	0,6316	250	4
2	1+1+0	-	-	-	125	-
3	0+0+0	-	-	-	200	-
4	6+3+0	11	10-12	0,5476	100	11
5	23+8+7	41	31-52	0,5463	125	33
6	3+2+1	8	7-9	0,3947	100	8
7	3+0+1	-	-	-	150	-
2008						
1	32+35+21	146	141-150	0,4242	250	58
2	0+0+0	-	-	-	125	-
3	1+0+0	-	-	-	200	-
4	6+3+2	13	12-15	0,4524	100	13
5	43+18+9	76	73-79	0,5618	125	61
6	0+0+0	-	-	-	100	-
7	1+3+2	-	-	-	150	-

Vedlegg 5.

Vannføringer og vanntemperaturer over undersøkelsesårene

Tabell 1. Vannføring (m^3/s^{-1}) og vanntemperatur (˚C) ved elektrofisket i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016. (: ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold; - : data mangler).*

2017	Vannføring (m^3/s^{-1})	Vanntemperatur (˚C)
Stasjon 1	4	7
Stasjon 2	4	4
Stasjon 3	4	7
Stasjon 4	4	7
Stasjon 5	4	7
Stasjon 5b	4	4
Stasjon 5c	4	*
Stasjon 6	4	4
2016 høst	Vannføring (m^3/s^{-1})	Vanntemperatur (˚C)
Stasjon 1	5-6	10,8
Stasjon 2	5-6	12,0
Stasjon 3	5-6	12,2
Stasjon 4	5-6	11,9
Stasjon 5	5-6	11,7
Stasjon 5b	5-6	12,4
Stasjon 5c	5-6	11,6
Stasjon 6	5-6	11,8
2016 vår		
Stasjon 1	5-6	14,9
Stasjon 2	5-6	14,3
Stasjon 3	5-6	17,3
Stasjon 4	5-6	15,2
Stasjon 5	5-6	16,1
Stasjon 5b	5-6	14,8
Stasjon 5c	5-6	16,1
Stasjon 6	5-6	14,4
2015		
Stasjon 1	3	-
Stasjon 2	3	5,3
Stasjon 3	3	-

Stasjon 4	3	-
Stasjon 5	3	4,7
Stasjon 5b	3	4,7
Stasjon 5c	3	4,7
Stasjon 6	3	4,7
2014		
Stasjon 1	*	*
Stasjon 2	*	*
Stasjon 3	lav	9,5
Stasjon 4	*	*
Stasjon 5	lav	12,2
Stasjon 5b	lav	12,2
Stasjon 5c	*	*
Stasjon 6	lav	11,1
2010		
Stasjon 1	3	-
Stasjon 2	3	3,0
Stasjon 3	*	*
Stasjon 4	3	-
Stasjon 5	3	-
Stasjon 6	3	-
Stasjon 7	3	3,0
2009		
Stasjon 1	6	9,0
Stasjon 2	6	9,0
Stasjon 3	6	9,0
Stasjon 4	6	9,0
Stasjon 5	6	9,0
Stasjon 6	6	9,0
Stasjon 7	6	9,0
2008		
Stasjon 1	-	8,0
Stasjon 2	-	8,0
Stasjon 3	-	8,0
Stasjon 4	-	-
Stasjon 5	-	-
Stasjon 6	-	9,0
Stasjon 7	-	-

8. Referanser

Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. (2003) Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research,* **62,** 143-170.

Austin, H., Bradley, D., Steward-Rousson, I. & Milner, N. (2015) Literature review of the influence of large impoundments on downstream temperature, water quality and ecology, with reference to the Water framework Directive. *APEM Scientific Report*, pp. 84. Scottish Environmental Protection Agency, Stirling, Scotland.

Bakken, T.H., Forseth, T., Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Berg, O.K., Casas-Mulet, R., Charmasson, J., Greimel, F. & Halley, D. (2016a) Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. *NINA Temahefte* (ed. N.i.f.n. NINA), pp. 205. NINA, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

Bakken, T.H., Forseth, T., Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Berg, O.K., Casas-Mulet, R., Charmasson, J., Greimel, F. & Halley, D. (2016b) Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri.

Baldigo, B.P., Ernst, A.G., Warren, D.R. & Miller, S.J. (2010) Variable Responses of Fish Assemblages, Habitat, and Stability to Natural-Channel-Design Restoration in Catskill Mountain Streams. *Transactions of the American Fisheries Society,* **139,** 449-467.

Baldigo, B.P. & Warren, D.R. (2008) Detecting the response of fish assemblages to stream restoration: Effects of different sampling designs. *North American Journal of Fisheries Management,* **28,** 919-934.

Bardonnet, A. & Heland, M. (1994) The influence of potential predators on the habitat preferenda of emerging brown trout. *Journal of Fish Biology,* **45,** 131-142.

Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., Roni, P. & Pollock, M.M. (2010) Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *Bioscience,* **60,** 209-222.

Bernhardt, E.S. & Palmer, M.A. (2011) Evaluating River Restoration. *Ecological Applications,* **21,** 1925-1925.

Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C. & Follstad-Shah, J. (2005) Synthesizing US river restoration efforts. American Association for the Advancement of Science.

Birnie-Gauvin, K., Larsen, M.H., Nielsen, J. & Aarestrup, K. (2017) 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *Journal of Environmental Management,* **204,** 467-471.

Bohlin, T. (1977) Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout Salmo Trutta. *Oikos,* **29,** 112-117.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. (1989) Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia,* **173,** 9-43.

Brenkman, S., Duda, J.J., Torgersen, C.E., Welty, E., Pess, G., Peters, R. & McHenry, M. (2012) A riverscape perspective of Pacific salmonids and aquatic habitats prior to large-scale dam removal in the Elwha River, Washington, USA. *Fisheries Management and Ecology,* **19,** 36-53.

Chapman, D.W. (1966) Food and space as regulators of salmonid populations in streams. *American Naturalist,* **100,** 345-357.

Duus, P. (2002) Habitatregistrering og forslag til biotopforbedrende tiltak i Vallaråi, Seljord kommune. Master, Norges landbrukshøgskole.

East, A.E., Pess, G.R., Bountry, J.A., Magirl, C.S., Ritchie, A.C., Logan, J.B., Randle, T.J., Mastin, M.C., Minear, J.T. & Duda, J.J. (2015) Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: River channel and floodplain geomorphic change. *Geomorphology,* **228,** 765-786.

Eie, J.A. (2013) *Vannkraft og miljø – Resultater fra FoU-programmet Miljøbasert vannføring*. Norges Vassdrags og Energidirektorat, Oslo.

Elliott, J.M. (1994) Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press, Oxford.

Elliott, J.M. (2009) Validation and implications of a growth model for brown trout, Salmo trutta, using long-term data from a small stream in north-west England. *Freshwater Biology,* **54,** 2263-2275.

Elliott, J.M. & Elliott, J.A. (2010) Temperature requirements of Atlantic salmon Salmo salar, brown trout Salmo trutta and Arctic charr Salvelinus alpinus: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology,* **77,** 1793-1817.

ESRI (2011) ArcGIS Desktop: Release 10. . Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.

Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M.L. & Pletterbauer, F. (2011) From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in ecological research*, pp. 119-209. Elsevier.

Flodmark, L.E.W., Vollestad, L.A. & Forseth, T. (2004) Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *Journal of Fish Biology,* **65,** 460-470.

Forseth, T. & Forsgren, E. (2011) El-fiskemetodikk Gamle problemer og nye utfordringer. *NINA rapport* (ed. N.i.f.n. NINA), pp. 78. NINA, Norsk institutt for naturforskning, NINA Trondheim.

Forseth, T. & Harby, A. (2014) Handbook for environmental design in regulated salmon rivers. . *NINA Special Report.*, pp. 90. Norwegian Institute of Nature Research. , Trondheim.

Friberg, N., Angelopoulos, N.V., Buijse, A.D., Cowx, I.G., Kail, J., Moe, T.F., Moir, H., O'Hare, M.T., Verdonschot, P.F.M. & Wolter, C. (2016) Chapter Eleven - Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. *Advances in Ecological Research* (eds A.J. Dumbrell, R.L. Kordas & G. Woodward), pp. 535-611. Academic Press.

Garner, P., Clough, S., Griffiths, S., Deans, D. & Ibbotson, A. (1998) Use of shallow marginal habitat by Phoxinus phoxinus: a trade-off between temperature and food? *Journal of Fish Biology,* **52,** 600-609.

Haase, P., Hering, D., Jähnig, S., Lorenz, A. & Sundermann, A. (2013) The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia,* **704,** 475-488.

Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. (2003) Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (Salmo trutta) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications,* **19,** 589-603.

Hamarsland, A.T., Hoseth, K.A. & L'Abbee-Lund, J.H. (2003) Program for miljøtiltak i vassdrag. *NVE Dokument* (ed. N.N.V.o. Energidirektorat), pp. 34. NVE Norges Vassdrages og Energidirektorat, Oslo.

Hansen, E.S. & Rahel, F.J. (2015) Fish Energy Use among Fluctuating and Constant Thermal Regimes Simulating Winter Conditions in Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society,* **144,** 990-997.

Heggenes, J. (1996) Habitat selection by brown trout (Salmo trutta) and young Atlantic salmon (S-salar) in streams: Static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers-Research & Management,* **12,** 155-169.

Heggenes, J. (2002) Flexible summer habitat selection by wild, allopatric brown trout in lotic environments. *Transactions of the American Fisheries Society,* **131,** 287-298.

Heggenes, J. (2018) Undersøkelser av ungfisk til ørret og laks i Tinnelva ved Tinfos, Telemark, Høst 2017. *HSN Skrift* (ed. H.i.S. Norge), pp. 24. Høgskolen i Sørøst Norge, Bø i Telemark.

Heggenes, J., Alfredsen, K., Brittain, J.E., Bustos, A.A., Huusko, A. & Stickler, M. (2017a) Stay cool: Temperature changes and biological responses in hydropower-regulated northern stream systems. *NSN Skrift* (ed. U.C.o.S. Norway), pp. 95. University College of Southeast Norway, Bø i Telemark.

Heggenes, J., Alfredsen, K., Bustos, A.A., Huusko, A. & Stickler, M. (2017b) Be cool: A review of hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *Environmental Biology of Fishes*, 1-21.

Heggenes, J., Bagliniere, 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,** 1-21.

Heggenes, J., Bergan, F. & Lydersen, E. (2011) Fiskebiologiske undersøkelser i forbindelse med pålegg om fysiske utbedringer i Vallaråi, Seljord i Telemark. *HiT skrift*, pp. 52. Telemark University College, Porsgrunn, Norway.

Heggenes, J., Bergan, F., Lydersen, E. & Sageie, J. (2012) Rehabilitering av elvehabitat i Vallaråi, Seljord i Telemark: Forslag til tiltak. *HiT skrift*, pp. 63. Telemark University College, Porsgrunn, Norway.

Heggenes, J. & Traaen, T. (1988) Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of 4 salmonid species. *Holarctic Ecology,* **11,** 194-201.

Hendry, K., Cragg-Hine, D., O'Grady, M., Sambrook, H. & Stephen, A. (2003) Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Fisheries Research,* **62,** 171-192.

Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. (1997) *Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter*. Norsk institutt for naturforskning.

Hvidsten, N.A. (2010) Smolt og unfiskundersøkelser I Skiensvassdraget – Smoltutvandring i Skotfoss og ungfisk i Bøelva, Heddøla, Tinnåa og Bliva. *NINA rapport*, pp. 31. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.

Irvine, R.L., Oussoren, T., Baxter, J.S. & Schmidt, D.C. (2009) The effects of flow reduction rates on fish stranding in British Columbia, Canada. *River Research and Applications,* **25,** 405-415.

Jahnig, S.C., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A.W., Ofenbock, T., Verdonschot, P.F.M. & Hering, D. (2010) A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology,* **47,** 671-680.

Jenkins, T.M., Diehl, S., Kratz, K.W. & Cooper, S.D. (1999) Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology,* **80,** 941-956.

Jähnig, S., Lorenz, A., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E. & Haase, P. (2011) River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications,* **21,** 2007-2015.

Kail, J., Brabec, K., Poppe, M. & Januschke, K. (2015) The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. *Ecological Indicators,* **58,** 311-321.

Kiland, H. (2006) Framlegg til tiltak i Vallaråi, Seljord kommune. *Faun rapport 036-2006* (ed. F.N. AS), pp. 19. Faun Naturforvaltning AS, Faun Naturforvaltning AS, Fyresdal.

Kildal, Ø. (2012) Kildal, Ø. (2013). Miljøtiltak i Vallaråi – Sluttrapport for tiltak utført i fase 1. Sundsbarm Kraftverk. . *2012* (ed. S.E. AS), pp. 11. Skagerak Energi AS, Skien.

Kildal, Ø. (2013) Miljøtiltak i Vallaråi – Sluttrapport for tiltak utført i fase 2. Sundsbarm Kraftverk. *Skagerak Energi AS* (ed. S.E. AS), pp. 11. Skagerak Energi AS, Skien.

Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & 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,** 1-59.

Kraabøl, M. (2016) Kunnskapsstatus og forslag til ferskvannsøkologisk undersøkelsesprogram i Vallaråi i Telemark. Faglige innspill til vilkårsrevisjon av Sundsbarm kraftverk. *NINA rapport* (ed. N.I.f. Naturforskning), pp. 52. Norsk Institutt for Naturforskning, Norsk Institutt for Naturforskning, Lillehammer.

Kraabøl, M., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggenes, J., Johnsen, S.I., Pavels, H. & Saltveit, S.J. (2015) Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandaksdeltaet - Sluttrapport for perioden 2010-2013. *NINA rapport* (ed. N.i.f. naturforskning). Norsk institutt for naturforskning, NINA, Lillehammer.

Krebs, C. (2011) Progarms for Ecological Methodology, 2nd ed. *Ecological Methodology V. 7.2*. Exeter Software.

Krebs, C.J. (1999) *Ecological methodology. Second edition*. Benjamin/Cummings.

Lorenz, A.W., Stoll, S., Sundermann, A. & Haase, P. (2013) Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures? *Ecological Engineering,* **61, Part A,** 174-181.

Louhi, P., Maki-Petays, A. & Erkinaro, J. (2008) Spawning habitat of atlantic salmon and brown trout: General criteria and intragravel factors. *River Research and Applications,* **24,** 330-339.

Louhi, P., Mykra, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Maki-Petays, A. & Muotka, T. (2011) Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications,* **21,** 1950-1961.

Maki-Petays, A., Vehanen, T. & Muotka, T. (2000) Microhabitat use by age-0 brown trout and grayling: Seasonal responses to streambed restoration under different flows. *Transactions of the American Fisheries Society,* **129,** 771-781.

Milner, N.J., Elliott, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S. & Ladle, M. (2003) The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research,* **62,** 111-125.

Murchie, K., Hair, K., Pullen, C., Redpath, T., Stephens, H. & Cooke, S. (2008) Fish response to modified flow regimes in regulated rivers: research methods, effects and opportunities. *River Research and Applications,* **24,** 197-217.

Museth, J., Borgstrom, R. & Brittain, J.E. (2010) Diet overlap between introduced European minnow (Phoxinus phoxinus) and young brown trout (Salmo trutta) in the lake, vre Heimdalsvatn: a result of abundant resources or forced niche overlap? *Hydrobiologia,* **642,** 93-100.

Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O.T., Thorstad, E.B. & Ugedal, O. (2007) The history of the minnow Phoxinus phoxinus (L.) in Norway: from harmless species to pest. *Journal of Fish Biology,* **71,** 184-195.

Nagrodski, A., Raby, G.D., Hasler, C.T., Taylor, M.K. & Cooke, S.J. (2012) Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. *Journal of Environmental Management,* **103,** 133-141.

Neville, H., Dauwalter, D. & Peacock, M. (2016) Monitoring demographic and genetic responses of a threatened inland trout to habitat reconnection. *Transactions of the American Fisheries Society,* **145,** 610-626.

Palm, D., Brannas, E., Lepori, F., Nilsson, K. & Stridsman, S. (2007) The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (Salmo trutta) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **64,** 509-515.

Palm, D., Lepori, F. & Brannas, E. (2010) Influence of habitat restoration on post-emergence displacement of brown trout (Salmo Trutta L.): a case study in a Northern Swedish stream. *River Research and Applications,* **26,** 742-750.

Palmer, M.A., Menninger, H.L. & Bernhardt, E. (2010) River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology,* **55,** 205-222.

R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014 URL https://www.R-project.org/.

Renofalt, B.M., Jansson, R. & Nilsson, C. (2010) Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology,* **55,** 49-67.

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & Pess, G.R. (2002) A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management,* **22,** 1-20.

Roni, P., Bennett, T., Morley, S., Pess, G.R., Hanson, K., Van Slyke, D. & Olmstead, P. (2006) Rehabilitation of bedrock stream channels: The effects of boulder weir placement on aquatic habitat and biota. *River Research and Applications,* **22,** 967-980.

Roni, P., Hanson, K. & Beechie, T. (2008) Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management,* **28,** 856-890.

Roni, P., Pess, G., Beechie, T. & Morley, S. (2010) Estimating Changes in Coho Salmon and Steelhead Abundance from Watershed Restoration: How Much Restoration Is Needed to Measurably Increase Smolt Production? *North American Journal of Fisheries Management,* **30,** 1469-1484.

Rosenfeld, J.S. & Hatfield, T. (2006) Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **63,** 683-698.

Saltveit, S.J., Brabrand, A. & Pavels, H. (2018) Overvåkning av fiskebestandene i Tokkeåi i Telemark. Resultater fra undersøkelsene i 2016 og 2017. *Notat* (ed. N.M.U.i. Oslo), pp. 12. Naturhistorisk Museum Universitetet i Oslo, Naturhistorisk Museum Universitetet i Oslo, Oslo.

Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. (2001) Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused byhydropeaking. *Regulated Rivers-Research & Management,* **17,** 609-622.

Schmutz, S., Bakken, T., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G. & Zeiringer, B. (2015) Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Research and Applications,* **31,** 919-930.

Solazzi, M., Nickelson, T., Johnson, S. & Rodgers, J. (2000) Effects of increasing winter rearing habitat on abundance of salmonids in two coastal Oregon streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **57,** 906-914.

Solhoi, H. (1992) Tettheter av laks og ørret I Bøelva og Heddøla. *Rapport Fylkesmannen i Telemark*, pp. 22. Fylkesmannen i Telemark, Skien.

Soulsby, C., Malcolm, I.A., Tetzlaff, D. & Youngson, A.F. (2009) Seasonal and inter-annual variability in hyporheic water quality revealed by continuous monitoring in a salmon spawning stream. *River Research and Applications,* **25,** 1304-1319.

Spigarelli, S., Thommes, M. & Prepejchal, W. (1982) Feeding, growth, and fat deposition by brown trout in constant and fluctuating temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society,* **111,** 199-209.

Sundermann, A., Gerhardt, M., Kappes, H. & Haase, P. (2013) Stressor prioritisation in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological Indicators,* **27,** 83-96.

Sørensen, J. (2013) Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. *NVE Rapport* (ed. N.V.o. Energidirektorat), pp. 316. Norges Vassdrags og Energidirektorat, Oslo.

Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. (2002) Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak–en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. *NINA Oppdragsmelding,* **753,** 1-31.

Vehanen, T., Bjerke, P.L., Heggenes, J., Huusko, A. & Maki-Petays, A. (2000) Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behaviour by juvenile brown trout in artificial flumes. *Journal of Fish Biology,* **56,** 923-937.

Vehanen, T., Huusko, A., Maki-Petays, A., Louhi, P., Mykra, H. & Muotka, T. (2010) Effects of habitat rehabilitation on brown trout (Salmo trutta) in boreal forest streams. *Freshwater Biology,* **55,** 2200-2214.

Webb, B.W., Hannah, D.M., Moore, R.D., Brown, L.E. & Nobilis, F. (2008) Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes,* **22,** 902-918.

White, S.L., Gowan, C., Fausch, K.D., Harris, J.G. & Saunders, W.C. (2011) Response of trout populations in five Colorado streams two decades after habitat manipulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **68,** 2057-2063.

Whiteway, S.L., Biron, P.M., Zimmermann, A., Venter, O. & Grant, J.W.A. (2010) Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **67,** 831-841.

Wohl, E., Angermeier, P.L., Bledsoe, B., Kondolf, G.M., MacDonnell, L., Merritt, D.M., Palmer, M.A., Poff, N.L. & Tarboton, D. (2005) River restoration. *Water Resources Research,* **41**.

Wollebaek, J., Thue, R. & Heggenes, J. (2008) Redd site microhabitat utilization and quantitative models for wild large brown trout in three contrasting boreal rivers. *North American Journal of Fisheries Management,* **28,** 1249-1258.

Young, P.S., Cech, J.J. & Thompson, L.C. (2011) Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries,* **21,** 713-731.

Zalewski, M. & Cowx, I. (1990) Factors affecting the efficiency of electric fishing. *Fishing with electricity: applications in freshwater fisheries management. Fishing News Books, Oxford, UK*, 89-111.

Zippin, C. (1958) The removal method for population estimation. *Journal of Wildlife Management,* **22,** 82-90.

Skriftserien nr. 8
2018

—

Effekt av elvebreddskiler på tetthet og størrelse til ørret i Vallaråi, Seljord i Telemark

—

Jan Heggenes
Andreas Røed
Jonas Dahl Torp

—

ISBN 978-82-7206-489-0
ISSN 2535-5325

usn.no