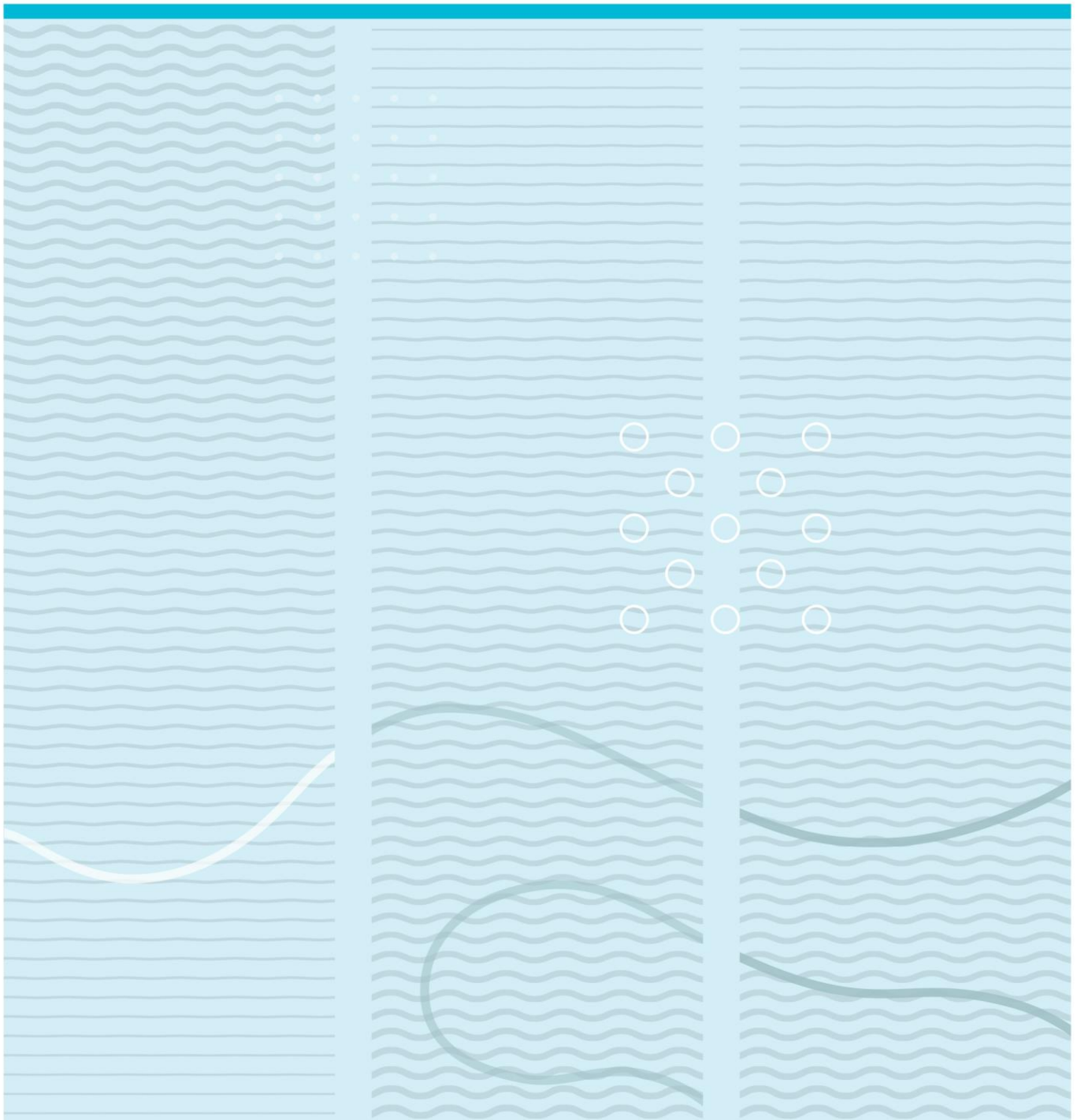


Andreas Røed & Jonas Dahl Torp

## Elverestaurering i Vallaråi, Seljord i Telemark

Effekter av elverestaurering på tetthet og vekst av brunørret (*Salmo trutta*)



Høgskolen i Sørøst-Norge  
Fakultet for Teknologi, Naturvitenskap og Maritime fag  
Institutt for Natur, Helse og Miljøvern  
Postboks 235  
3603-Kongsberg, Norge

<http://www.usn.no>

© 2017 Andreas Røed & Jonas Dahl Torp

Masteroppgaven tilsvarer 60 studiepoeng

## Sammendrag

Fysiske vassdragsinngrep kan redusere habitatets kompleksitet og resultere i tap av biologisk mangfold i elver. For å avbøte negative effekter av vassdragsinngrep kan elveøkosystemer restaureres. Elverestaurering brukes ofte for å øke den strukturelle kompleksiteten av elvehabitater, for derved å øke rekrutteringen av laksefisk (*Salmonidae*). Til tross for til dels omfattende tiltak, blir effekter av elverestaurering sjelden dokumentert gjennom gode overvåkningsprogrammer med tilstrekkelig varighet. Studiedesign som evner å skille mellom restaureringseffekter og naturlig bakgrunnsvariasjon brukes også sjelden. Bare i USA, Europa og Australia er over 90 % av elverestaureringsprosjekter kun overvåket gjennom visuell estimering. Det har derfor ikke blitt gjort mye som faktisk dokumenterer effekter av elverestaurering på laksefisk.

Vallaråi i Seljord, Telemark, er et sterkt modifisert elveleie (SMVF) på 1,2 km fra undervann Sundsbarm kraftverk til utløp i Seljordsvatnet. Elva er påvirket av fysiske reguleringsinngrep, samt effektkjøring som medfører betydelig variasjon i vannføringer og vanntemperaturer over døgnet og året nedstrøms Sundsbarm kraftverk. Den øvre halvdel av aktuell strekning i Vallaråi har blitt fysisk endret, som følge av kanaliseringsarbeid i forbindelse med kraftutbygging i 1969-1970, og senere ved omlegging og utbedring av E134 i 1985. I elva forekommer en lokal bestand av ørret (*Salmo trutta*) som bruker elva som leveområde. Ørret og storørret fra Seljordsvatnet bruker også Vallaråi som gyte- og oppvekstområde. Andre naturlige fiskearter i Vallaråi er bekkeniøye (*Lampetra planeri*) og trepigga stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) 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) i Vallaråi i årene 2008-2010. Stasjonene ble valgt etter habitattype og deres geografiske plassering langs elvebredden. Basert på resultatene fra undersøkelsene ble det senere utformet forslag til habitattiltak som ble gjennomført i 2012 og 2013. Et av tiltakene var et pilotprosjekt som besto av å etablere tre motstrøms kiler langs elvekanten, kombinert med lave grovsteinede buner. Disse ble konstruert for å skape gode habitater for ørret, og samtidig unngå stranding av fisk på grunn av effektkjøring. For å overvåke effekter av habitattiltakene i etterkant av restaureringen,

ble det i foreliggende prosjekt utført fiskebiologiske undersøkelser med elektrofiske og bestandsestimeringer fra 2014 til 2016 på åtte stasjoner.

Restaureringstiltak ble kun utført i den øvre kanaliserte delen av Vallaråi, og stasjonene på denne strekningen (stasjon 4, 5 og 6) var enten direkte- eller indirekte påvirket av tiltakene. Denne delen av elva fungerte derfor som behandlet strekning, mens den nedre 'naturlige' delen av elva (stasjon 1, 2 og 3) fungerte som kontrollstrekning, ettersom disse stasjonene var upåvirket av tiltakene (behandlet-kontroll design). Kilene i Vallaråi ligger på stasjon 5, 5b og 5c. Stasjon 5b og 5c ble etablert i sammenheng med restaureringen i 2012, og ble derfor kun avfisket i etterkant av restaureringen. Stasjon 5 ble derimot etablert og avfisket i sammenheng med undersøkelsene fra 2008-2010, og stasjonen fungerte derfor som en før- og etterkontroll for kilene. På stasjon 5, 5b og 5c fungerte også transekter i tilknytning kilene som behandling, og transekter utenfor som kontroll (behandlet-kontroll design).

Ørret er den dominerende arten i Vallaråi, og det ble fanget mer ørret i årene etter restaureringen (79 %), enn i årene før (73 %). Det forekommer også mye ørekyte i elva, men det ble fanget mindre ørekyte i årene etter restaureringen (15 %), enn i årene før (24 %). Både bekkeniøye og stingsild forekom før og etter restaureringen, men i lite antall. Det ble påvist store ulikheter i fisketettheter mellom stasjonene og årene på den undersøkte elvestrekningen. Dette skyldes i første rekke elvas varierende habitat mellom stasjonene og varierende rekruttering fra år til år. Ulike feltforhold (vannføring og vanntemperatur) kan også bidra til variasjon. Totalt har tettheter av ørret i Vallaråi variert fra 0-130 individer mellom stasjonene, med et gjennomsnitt på 50 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 18,3) mellom årene.

Fra før til etter restaurering av Vallaråi økte den totale tettheten av 0+ ørret på hele den undersøkte strekningen fra 21 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 31,4) til 31 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 34,9). For 1+ og eldre ørret økte den totale tettheten fra 20 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 12,6) til 29 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 21,9). Tettheter av ørret økte dog kun på den restaurerte strekningen i elva. Fra før til etter restaurering økte tetthet av 0+ ørret i den øvre delen av elva (restaurert strekning) fra 10 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 9,1) til 28 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 50,9). Tetthet av 1+ og eldre ørret økte fra 19 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 13,6) til 37 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 27,4). I den nedre delen av elva (kontrollstrekning) var gjennomsnittlig tetthet av sommergammel ørret (0+) og eldre ørretunger (>0+) den samme både før og etter restaurering. Restaureringstiltakene er derfor

sannsynligvis årsaken til høyere tetthet på den restaurerte strekningen. Når det gjelder lengder av ørret, ble det fanget større ørretrekutter (>1+) i årene etter restaurering, sammenlignet med årene før i både øvre- og nedre del av elva. Restaureringstiltak er derfor ikke alene den eneste årsaken til større lengder av eldre ørret. Det ble likevel fanget større ørret (>1+) på den restaurerte strekningen (124,3 mm  $\pm$ SD 19,8), sammenlignet med kontrollstrekningen (118,0 mm  $\pm$ SD 36,2), noe som videre indikerer at restaureringstiltakene hadde en effekt utover den naturlige bakgrunnsvariasjonen.

Undersøkelsene viser også en økning både i tetthet og størrelse til ørret som en følge av restaureringstiltak i form av kiler. På kontrollstasjon 5 økte tettheter av 1+ og eldre ørret fra 10 ind./100 m<sup>2</sup> ( $\pm$ SD 2,5) før restaurering, til 38 ind./100 m<sup>2</sup> ( $\pm$ SD 16,7) etter restaurering. Lengder av eldre ørretrekutter (>1+) var også større på stasjonen i årene etter restaurering (148,2 mm  $\pm$ SD 31,5), enn i årene før (109,9 mm  $\pm$ SD 1,7). I tilknytning kilene ble det også påvist at ørret var den dominerende arten (83 %), og at det var høyere tettheter (i to av tre kiler) og større ørret i kilene, enn på direkte tilstøtende strekninger der elvebredden ikke var restaurert. Disse resultatene indikerer at kilene favoriserer ørret framfor ørekyte, samt at kilene skaper gode oppholdsplasser for spesielt eldre ørretrekutter (>1+). Ettersom tetthet av ørret økte på den restaurerte strekningen i Vallaråi (spesielt i tilknytning kilene), er det rimelig å anta at habitattiltakene også reduserer strandingstap ved effektkjøring. Fiskebiologiske undersøkelser bør likevel fortsette for å dokumentere effekter av restaureringstiltakene over lengre tid, fordi det kan ta mer enn tre år å registrere varige effekter av habitatendringer på fiskepopulasjoner.

## Abstract

Physical interventions in rivers can reduce the complexity of the habitat and result in loss of biodiversity. However, riverine ecosystems can be restored to mitigate negative effects of such interventions. River restoration is often used to increase the structural complexity of river habitats, thereby increasing the recruitment of salmonids (*Salmonidae*). Despite comprehensive measures, effects of river restoration are rarely documented through well-designed monitoring programs of sufficient duration. Study designs that can distinguish between restoration effects and natural variability are rarely used as well. More than 90 % of river restoration projects in the United States, Europe and Australia are still not monitored beyond visual estimation. Therefore, there has been done little research documenting the actual effects of river restoration on salmonids.

Vallaråi in Seljord, Telemark, is a heavily modified river (HMWB) of 1.2 km from the outlet of Sundsbarm power plant to the outlet in Seljordsvatnet. The river is affected by physical hydropower regulation, as well as hydropeaking, which results in significant daily variations in streamflow and water temperatures downstream Sundsbarm power plant. The upper half of Vallaråi has been physically modified due to channeling work in conjunction with the construction of the hydropower plant in 1969-1970, and later with repair and improvement of E134 in 1985. There exists a local population of trout (*Salmo trutta*) that use Vallaråi as their habitat, in addition to lacustrine trout from Seljordsvatnet, which uses the river as spawning- and rearing area. Other native fish species in Vallaråi are brook lamprey (*Lampetra planeri*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). The invasive species European minnow (*Phoxinus phoxinus*) was probably introduced around the 1970s.

To investigate the consequences of the hydropower regulation, biological surveys (including electrofishing and population estimates at seven stations) were conducted in Vallaråi in 2008-2010. The stations were chosen based on habitat type and their geographical location along the riverbank. Based on the results of these studies, proposals for habitat measures were formulated and later conducted in 2012 and 2013. One of the restoration measures was a pilot project consisting of establishing three counter-current wedges along the riverside, combined with low coarse boulders. These were primarily designed to create good habitats for trout, while simultaneously avoiding stranding of fish because of hydropeaking. To monitor the

effects of habitat measures following the restoration, biological surveys were conducted with electrofishing and population estimates from 2014-2016 at eight stations.

Restoration measures were exclusively conducted in the upper-channeled part of Vallaråi, and the stations on this stretch (stations 4, 5 and 6) were either directly or indirectly affected by the restoration measures. This part of the river consequently served as treatment, while the lower 'natural' part of Vallaråi (stations 1, 2 and 3) served as control, as these stations were unaffected by the restoration measures (treatment-control design). The wedges in Vallaråi are located at stations 5, 5b and 5c. Stations 5b and 5c were established in conjunction with the restoration in 2012, and were therefore only sampled in the aftermath of the restoration. Station 5 was on the contrary established and sampled together with the surveys from 2008-2010, and therefore served as a before- and after control for the wedges. In addition, transects associated with the wedges served as treatment, while transects outside served as control (treatment-control design).

Trout is the dominant species in Vallaråi, and more trout were sampled in the years after the restoration (79 %) than in the years before (73 %). In addition, there are many minnows in the river. However, less minnows were sampled in the years after the restoration (15 %) compared to before (24 %). Both brook lamprey and stickleback occurred before and after the restoration, but in small numbers. There were large differences in fish densities between both stations and years. This is mainly due to the river's varying habitat conditions between stations, as well as varying recruitment from year to year. Different field conditions (streamflow and water temperatures) may also contribute to variation. In total, the density of trout in Vallaråi varied from 0-130 individuals between stations, with an average of 50 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 18,3) between the years.

From before until after the restoration of Vallaråi, the total density of YOY trout (0+) increased from 21 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 31,4) to 31 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 34,9). For 1+ and older trout, the total density increased from 20 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 12,6) to 29 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 21,9). However, densities did only increase in the restored part of the river. From before until after the restoration, density of YOY trout increased in the upper part of the river (treatment area) from 10 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 9,1) to 28 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 50,9). Density of 1+ and older trout increased from 19 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 13,6) to 37 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 27,4). In the lower part of the river

(control area) the average density of YOY trout (0+) and older recruits (>0+) was the same both before and after restoration. Restoration measures are therefore likely the cause of higher densities in the restored part of the river. In terms of lengths, bigger trout (>1+) were sampled in the years after the restoration, compared to previous years in both upper- and lower part of Vallaråi. Restoration measures are therefore probably not the sole cause of larger trout lengths. However, bigger trout were sampled in the treatment area (124,3 mm  $\pm$ SD 19,8), than in the control area (118,0 mm  $\pm$ SD 36,2), which further indicates that the restoration measures had an effect beyond the natural variability.

In addition, the surveys show an increase in both density and size of trout, because of restoration measures in the form of wedges. At control station 5, density of 1+ and older trout increased from 10 ind./100 m<sup>2</sup> ( $\pm$ SD 2,5) before restoration, to 38 ind./100 m<sup>2</sup> ( $\pm$ SD 16,7) after restoration. Lengths of older trout (>1+) were also larger at station 5 in the years after the restoration (148,2 mm  $\pm$ SD 31,5), compared to previous years (109,9 mm  $\pm$ SD 1,7). In connection to the wedges, it was also proven that trout was the dominant species (83 %), and that there were higher densities (in two out of three wedges) and larger trout in the wedges, than on directly adjacent stretches where the riverside was not restored. This indicates that the wedges favor trout before minnow, and that they create good rearing habitats for especially older recruits (>1+). It is reasonable to assume that the restoration measures reduce the frequency of stranding caused by hydropeaking, as densities of trout increased in the restored part of the river (especially in connection to the wedges). Nevertheless, biological surveys should continue in Vallaråi to document the effects of restoration measures over time, as it may take more than three years to register lasting effects of habitat changes in fish populations.



# Innhold

<b>1. Innledning</b> .....	12
<b>2. Material og metode</b> .....	19
2.1. Områdebeskrivelse .....	19
2.2. Hydrofysiske endringer .....	20
2.3. Restaureringstiltak .....	22
2.4. Fiskebiologiske undersøkelser .....	26
2.5. Behandling av data og statistiske analyser .....	31
<b>3. Resultater</b> .....	32
3.1. Artssammensetning .....	32
3.2. Lengdefordeling for ørret .....	33
3.3. Tettheter av ørret .....	34
3.4. Lengder av ørret .....	38
3.5. Tettheter og lengder av ørret på kontrollstasjon 5 .....	40
3.6. Tettheter og lengder innenfor og utenfor kilene .....	42
3.7. Lengdefordeling for ørekyte .....	45
3.8. Tettheter av ørekyte .....	45
3.9. Vannføringer og vanntemperaturer .....	47
<b>4. Diskusjon</b> .....	49
4.1. Effekter av restaureringstiltak .....	49
4.1.1. Motstrøms kiler med grovsteinede buner .....	50
4.1.2. Steinsetting i elva langs E134 .....	52
4.1.3. Senkning av grusøyr og elvekantareal .....	53
4.1.4. Den nedre 'naturlige' delen av Vallaråi .....	55
4.2. Begrensninger for tetthet og vekst av ørret .....	57
4.2.1. Reguleringseffekter (vanntemperatur) .....	57

4.2.2. Reguleringseffekter (effektkjøring) .....	59
4.2.3. Intra- og interspesifikk konkurranse .....	61
4.2.4. Forurensning .....	62
4.3. Sammenligning med andre elver i regionen .....	63
4.4. Potensielle feilkilder .....	65
4.5. Forslag til videre forvaltning/studier .....	66
<b>5. Konklusjon .....</b>	<b>70</b>
<b>6. Litteraturliste .....</b>	<b>71</b>
<b>7. Figurer og tabeller .....</b>	<b>81</b>
7.1. Figurer .....	81
7.2. Tabeller .....	82
<b>8. Vedlegg .....</b>	<b>83</b>
8.1. Vedlegg 1. Artssammensetning og årsklasser/lengdefordeling (ørret) fra 2008-2010 og 2014-2016 .....	83
8.2. Vedlegg 2. Gjennomsnittslengder for ørret og ørekyte .....	87
8.3. Vedlegg 3. Lengdefordeling for ørret (høsten/våren 2016) .....	91
8.4. Vedlegg 4. Tettheter av ørret og ørekyte .....	95
8.5. Vedlegg 5. Vannføring og vanntemperatur .....	100

# Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Institutt for natur-, helse- og miljøvern (INHM), Høgskolen i Sørøst-Norge (HSN), avdeling Bø. Oppgaven tilsvarer 60 studiepoeng og utgjør det siste året av mastergraden akvatisk økologi (ferskvannøkologi). Veileder under oppgaven var professor Jan Heggenes.

Den første dagen i felt var professor Jan Heggenes med på feltarbeidet og lærte oss metodikken bak elektrofiske, samt gjorde oss kjent med Vallaråi og de forskjellige elektrofiskestasjonene i elva. Professor Heggenes bisto også med råd og veiledning gjennom arbeidet med denne oppgaven, og vi ønsker derfor å rette en stor takk til han. Vi vil også takke Høgskolen i Sørøst-Norge, avdeling Bø for lån av det utstyret som var nødvendig for å utføre feltarbeidet. Feltarbeidet ble utført både på våren og høsten. På høsten fikk vi assistanse av masterstudent Huy Pham og vi ønsker å takke for hans bidrag.

Takk til Øystein Kildal ved Sundsbarm kraftverk (Skagerak Kraft AS) for tilsending av vannføringsdata fra Vallaråi. Vi ønsker også å takke Sundsbarm kraftverk for stans i driften av kraftverket under feltarbeidet, så elektrofisket kunne gjennomføres i elva.

Bilder uten kreditering er tatt av forfatterne.

Høgskolen i Sørøst-Norge  
Bø i Telemark 11.05.17  
Andreas Røed & Jonas Dahl Torp

# 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 (Beechie et al. 2010, Hendry et al. 2002, 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, transportveier, flomkontroll eller tømmerfløting (Beechie et al. 2010, Heggenes et al. 2011, Palm et al. 2010, Roni et al. 2002). Slike inngrep reduserer elvehabitatets kompleksitet. Dette har videre betydelig påvirkning på økologiske- og biologiske forhold i elver (Harby et al. 2004, Heggenes et al. 2012, Roni et al. 2002, Vehanen et al. 2010).

## Konsekvenser av vassdragsreguleringer for laksefisk (*Salmonidae*)

Til tross for at vannkraft anses som en ren og fornybar energikilde, har vannkraft også vesentlige negative miljøkonsekvenser. Dette inkluderer blant annet direkte fysiske inngrep som kanalisering eller utbygging av vannkraftsdammer, men også endret og som regel utjevnet vannføring og vanntemperatur over året (Eie 2013, Harby et al. 2004, Heggenes et al. 2016, Renöfält et al. 2010). Kraftverk kan også effektkjøres, noe som innebærer at kraftproduksjonen driftes for å møte kortsiktige variasjoner i etterspørselen til kraftmarkedet (Bakken et al. 2016). Slik stresses elveøkosystemene ytterligere, da dette medfører hyppige og hurtige korttidsvariasjoner i vannføringer og vanntemperaturer over døgnet (Bakken et al. 2016, Heggenes et al. 2011). I Norge er det mange regulerte elver som effektkjøres, og som også har blitt kanalisert i forbindelse med vannkraftproduksjon (Eie 2013, Harby et al. 2004).

Vannlevende organismer kan også oppleve negative effekter på grunn av de fysiske virkningene av effektkjøring i regulerte elver (Bakken et al. 2016). For laksefisk er ofte stranding et hovedproblem ved effektkjøring (Harby et al. 2004, Heggenes et al. 2011). Stranding innebærer at fisk blir liggende igjen på tørt land eller i hulrom i substratet ved rask reduksjon av vannføringen (Bakken et al. 2016, Eie 2013). Den yngste fisken er mest utsatt for stranding, da de ofte bruker de grunneste områdene av elva, og er fortsatt relativt dårlige svømmere (Bakken et al. 2016, Vehanen et al. 2000). I tillegg til stranding, kan også effektkjøring om sommeren medføre redusert vekst hos laksefisk, som følge av lavere vanntemperaturer enn naturlig (Bakken et al. 2016, Heggenes et al. 2011). På grunn av det store og fremdeles økende antallet

av fysiske vassdragsinngrep, men samtidig en økende kunnskap og fokus på skadelige konsekvenser for liv i vann, har det de siste tiårene forekommet en økning av restaureringsprosjekter for regulerte- og kanaliserte elvesystemer (Baldigo et al. 2010, Vehanen et al. 2010).

### Elverestaurering

I følge «The Society of Ecological Restoration» kan økologisk restaurering defineres som *«prosessen av å assistere restaureringen av et økosystem som har blitt degradert, skadet eller ødelagt»* (Ser 2004). Fra 1970-1980-tallet gikk elverestaurering hovedsakelig ut på å forbedre vannkvalitet gjennom å redusere vannforurensning som eutrofiering eller tilsig av giftige forbindelser. De siste tiårene har derimot restaurering av elveøkosystemer blitt mer rettet mot å forbedre hydrologiske- og morfologiske karakteristikk (Jähnig et al. 2011). Hensikten med dette 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 (Hamarsland et al. 2003, Roni et al. 2002, Sundermann et al. 2013). I dag er elverestaurering et sterkt akademisk fagfelt, og det brukes store ressurser og mye penger på ulike tiltak for å restaurere degraderte elveøkosystemer (Jähnig et al. 2011, Vehanen et al. 2010). Bare i USA brukes det mer enn 1 milliard dollar hvert år på elverestaurering (Bernhardt et al. 2005, Whiteway et al. 2010).

Et av de største elverestaureringsprosjektene noensinne var «The Elwha Ecosystem Restoration Project» i vassdraget Elwha i Washington, USA (Cubley & Brown 2016). Dette prosjektet besto hovedsakelig av å fjerne de to store vannkraftsdammene «Elwha» (33 m) og «Glines Canyon» (64 m), for å restaurere elva tilbake til sin naturlige tilstand, samt å gjøre større strekninger av elvehabitatet tilgjengelig for ti forskjellige anadrome fiskearter (Brenkman et al. 2011). Dette er et pågående restaureringsprosjekt, men selve fjerningen av dammene foregikk fra 2011-2014 (Brenkman et al. 2011, Cubley & Brown 2016).

EUs rammedirektiv for vann er den største pådriveren for det økende antallet av elverestaureringsprosjekter i både Europa og Norge (Haase et al. 2013, Hamarsland et al. 2003, Veileder 02:2013). 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. Gjennom Vannforskriften settes det

derfor miljømål. Disse går ut på at alle norske innsjøer og elver minst skal opprettholde eller oppnå god økologisk- og kjemisk tilstand. Det settes også miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) som for eksempel regulerte vassdrag, men disse har ofte tilpassede økologiske miljømål som tar hensyn til det fysiske inngrepet (Veileder 02:2013). Sterkt modifiserte vannforekomster beskyttes likevel mot ytterligere forringelse, og miljømålet tar sikte på tilstanden «godt økologisk potensial» (GØP). For å nå godt økologisk potensial må det gjennomføres avbøtende tiltak. De vanligste avbøtende tiltakene for å sikre levedyktige fiskebestander i regulerte vassdrag, er blant annet å pålegge miljøbasert vannføring, magasinrestriksjoner eller habitatforbedrende tiltak (Bakken et al. 2016, Sørensen et al. 2013).

### Biologiske effekter av elverestaurering

Den beste måten å kartlegge effekter av restaureringstiltak, er ved å undersøke den biologiske responsen på restaureringen (Roni et al. 2002, Vehanen et al. 2010). Effekter av elverestaurering evalueres derfor ofte ved å bruke fisk som indikatorer (Lorenz et al. 2013). Dette skyldes blant annet at fisk er lette å fange og artsbestemme, samt at de kan indikere habitatbegrensninger og påvirkninger i nedbørsfeltet. I tillegg til å være mobile, har fisk også ulike habitatpreferanser basert på fiskens livsstadier (Armstrong et al. 2003, Lorenz et al. 2013, Roni et al. 2002). Fisk er derfor ideelle indikatorarter når det gjelder å bestemme effekter av elverestaurering som tar sikte på å øke habitatets strukturelle kompleksitet (Lorenz et al. 2013). Ørret (*Salmo trutta*) er sterkt påvirket av habitatet den lever i, og kvaliteten på leveområdet kan regulere en ørretbestand (Milner et al. 2002). Dette skyldes av at habitatet direkte påvirker reproduksjon, vekst og overlevelse (Armstrong et al. 2003). De viktigste habitatfaktorene for ørret er vanddyb, vannhastighet og bunnsstrat (partikkelstørrelse og fordeling), da disse bestemmer mengden og kvaliteten på oppholdssteder, næring (bunndyr), skjul (predasjon) og gyteområder (Heggenes & Sageie 2011, Soulsby et al. 2009).

Noen elverestaureringsstudier har rapportert positive effekter på tetthet, vekst og produksjon av laksefisk (Lorenz et al. 2013, Palm et al. 2010, Solazzi et al. 2000), men det finnes flere studier som viser liten eller ingen respons på restaurering (Bernhardt & Palmer 2011, Haase et al. 2013, Palmer et al. 2010, Roni et al. 2006, Vehanen et al. 2010). Dette kan trolig skyldes variasjon i ulike miljøfaktorer som påvirker resultatene, men også mangelen på gode overvåkningsprogrammer. De krever tid, omfang og gode forsøksdesign. Selv om restaurering har definerte mål og det satses mye ressurser på slike tiltak, blir suksesser og nederlag

dessverre sjelden dokumentert gjennom gode overvåkningsprogrammer med tilstrekkelig varighet (Baldigo et al. 2010, Vehanen et al. 2010, Whiteway et al. 2010). Ved restaurering er det også viktig å kunne skille mellom effektene av habitattiltak og naturlig bakgrunnsvariasjon. En av de mest effektive midlene for å oppnå dette er gjennom et «Before-After-Control-Impact» design (BACI). BACI bruker kontrollstasjoner eller kontrollstrekninger i elver, og sammenligner disse med tiltaksstrekninger både før og etter, for å registrere eventuelle forskjeller i respons hos fisk mellom restaurert og ikke-restaurert habitat (Baldigo et al. 2010, Feld et al. 2011, Jähnig et al. 2011, Vehanen et al. 2010).

### Metoder innen elverestaurering

For å forstå og identifisere restaureringsbehovet for et elveøkosystem, må nedbørsfeltet først vurderes og undersøkes. Det er kritisk å ha kunnskap om både nedbørsfeltet og elva som skal restaureres (hydrologiske- og morfologiske karakteristikk), men også ulike arter og hvordan disse bruker de forskjellige delene av elva som leveområde (Roni et al. 2002). Restaureringstiltak skal helst forsterke de delene av habitatet som begrenser en fiskebestand (Rosenfeld & Hatfield 2006). Det er derfor viktig å lokalisere flaskehalsene i habitatet og fokusere på disse lokasjonene først (Armstrong et al. 2003, Hicks & Reeves 1994). Hvis ikke kan det være risiko for å manipulere habitat der det allerede er en vekst av individer i populasjonen (Armstrong et al. 2003). På grunn av at individuelle fiskebestander er tilpasset en rekke lokale miljøkondisjoner, bør også habitattiltak være arts- og stedsspesifikke (Heggenes et al. 2012, Roni et al. 2002). Dette reduserer risikoen for tiltak som ikke tar for seg begrensende faktorer i habitatet (Rosenfeld & Hatfield 2006).

En av de mest utbredte metodene innen elverestaurering er «in-stream» restaurering. Denne metoden er konkret tiltaksbasert, og går blant annet ut på å plassere fysiske strukturer som steinblokker eller «Large Woody Debris» (LWD) i elveløp. LWD inkluderer rester fra trær som for eksempel stubber, stokker eller trestammer (Hendry et al. 2002, Palm et al. 2010, Roni et al. 2002, Sundermann et al. 2013, White et al. 2011). Både steinblokker og LWD skal generere varierende vannhastigheter og dyp, og derved kompensere for tap av habitatkompleksitet som videre kan skape flere egnede oppholdsplasser for fisk. Steinblokker og LWD kan blant annet fungere i form av strømbrytere, terskler eller strømkonsentratorer (Heggenes et al. 2012, Hendry et al. 2002, Roni et al. 2002, White et al. 2011).

I Norge har «in-stream» restaurering blitt brukt mest i form av terskler for å avbøte uønskede effekter på biologiske forhold i regulerte vassdrag. Hensikten med terskler som tiltak er ofte å øke vanddekt areal og vannvolum ved lave vannføringer, for å unngå strandningstap av fisk, egg og bunndyr ved effektkjøring (Bakken et al. 2016). «In-stream» restaurering har også blitt brukt aktivt i Sverige og Finland siden 1970-tallet, gjennom replassering av steinblokker i kanaliserte elvesystemer (Palm et al. 2010, Vehanen et al. 2010). I USA har «in-stream» restaurering i form av LWD blitt brukt siden 1930-tallet (White et al. 2011). Til tross for til dels omfattende tiltak, er det mye usikkerhet rundt virkningen av «in-stream» restaurering (Beechie et al. 2010, Roni et al. 2002, Wohl et al. 2005). Det finnes dog en studie som indikerer at plassering av steinblokker i kanaliserte elveløp har potensialet til å øke rekrutteringen av sommergammel ørret (Palm et al. 2010). I USA, Colorado, ble det også påvist at installasjon av tømmerstokker i form av terskler i seks små fjellelver økte forekomsten av voksen ørret (White et al. 2011).

Flere studier hevder at teknikker innen «in-stream» restaurering er uforenelig med karakteristikken til et elveløp og at restaurering heller bør rettes mot naturlige prosesser og kritiske drivere i et økosystem (Beechie et al. 2010, Roni et al. 2002). Slik restaurering omtales ofte som prosessbasert- eller nedbørsfeltrestaurering, og tar sikte på å reetablere de fysiske, kjemiske og biologiske prosessene som skaper og bevarer elveøkosystemer (Beechie et al. 2010, Roni et al. 2002, Wohl et al. 2005). Ved prosessbasert- og nedbørsfeltrestaurering brukes ofte historiske prosesser som en retningslinje for å forstå landskapets potensial til å forme gode fiskehabitater (Roni et al. 2002). Denne mer helhetlige tilnærmingen er atskillig mer kunnskaps- og planleggingskrevende enn mer avgrensede «in-stream» teknikker (Wohl et al. 2005). Det finnes eksempler på at nedbørsfeltrestaurering i form av fjerning av migrasjonsbarrierer (f. eks vannkraftsdammer), samt gjeninnkobling av elveløp har økt tettheten av laksefisk (Brenkman et al. 2011, Neville et al. 2016).

#### *Fiskebiologiske undersøkelser- og elverestaurering i Vallaråi*

Vallaråi (Seljord kommune) er hovedtilløpet til Seljordsvatnet. Elva er en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF), og reguleres av Skagerak kraft AS via driften av Sundsbarm kraftverk som i hovedsak ble bygd i 1969-1970 (Heggenes et al. 2011). Da ble elva også kanalisert på en 0,5 km lang nedstrøms strekning, i forbindelse med byggingen av selve kraftverket. I tillegg ble en strekning på 0,3 km flyttet 5-6 m vestover i forbindelse med utbedring og omlegging av E134 i 1985 (Heggenes et al. 2012).



Driften av Sundsbarm kraftverk medfører utjevnet vannføring og vanntemperatur over året, men elva er også utsatt for effektkjøring over døgnet som skaper flere hyppige og hurtige endringer i vannføringen nedstrøms kraftverket (Heggenes et al. 2011). Dette øker trolig dødeligheten til ørret direkte, da effektkjøringsregimet medfører stranding av fisk (Eie 2013, Heggenes et al. 2012). Veksten til ørret er i tillegg redusert på grunn av kaldere vann under vekstsesongen forårsaket av reguleringen. I Vallaråi forekommer også den innførte arten ørekyte (*Phoxinus phoxinus*), som antakelig ble innført på 1970-tallet (Heggenes et al. 2011). Ørekyte reduserer trolig rekrutteringen av ørret, da artene konkurrerer om mat og plass (Gederaas et al. 2007, Tømmerås et al. 2003). Seljordsvatnet har i tillegg til 'vanlig ørret', også en betydelig bestand av storørret som bruker Vallaråi som gyte- og oppvekstområde. 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 drevet av et ønske om å bedre gyte- og oppvekstforholdene til (stor)ørret som bruker elva (Heggenes et al. 2011).

I regi av Høgskolen i Telemark (HiT) ble det derfor utført fiskebiologiske undersøkelser (bl.a. elektrofiske og bestandsestimeringer) 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 gjennom dykking (Heggenes et al. 2011). På grunnlag av undersøkelsene 2008-2010 ble det utarbeidet forslag til fysiske restaureringstiltak, som senere ble utført i 2012 og 2013. Dette inkluderte utlegging av stor stein, senkning av tørrlagte gyte- og oppvekstarealer, men også et pilotprosjekt som innebar å etablere tre motstrøms kiler med grovsteinede bunner i den øvre kanaliserte delen av elva (Heggenes et al. 2012, Kildal 2013). Hensikten med kilene var å skape habitater for større ørretrekrutter uten å skape lavere vannhastigheter som kunne favorisere ørekyte, samt å utforme tiltaket slik at stranding pga. effektkjøring ble forebygget. I etterkant av restaureringen er det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser (elektrofiske og bestandsestimeringer) årlig fra 2014-2016. Denne oppgaven er et resultat av disse undersøkelsene.

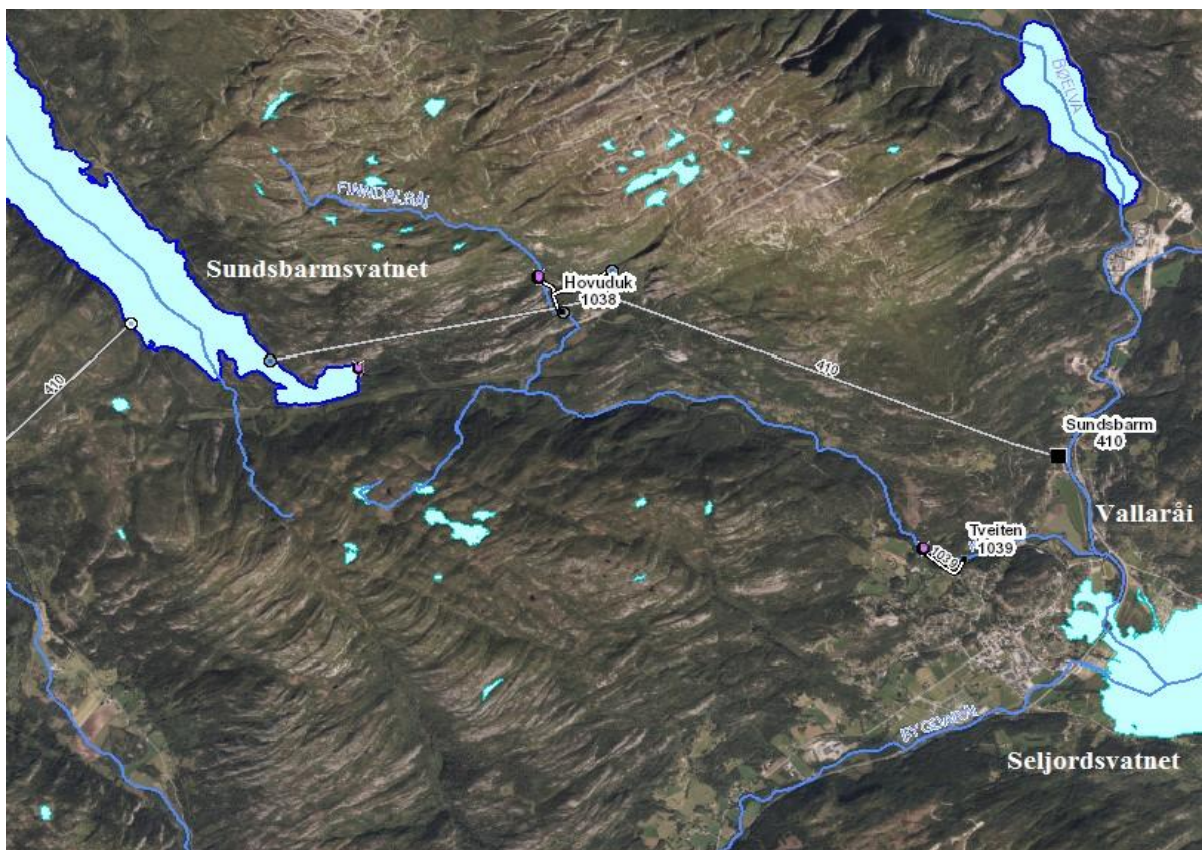
Effekter av elverestaurering dokumenteres sjelden, og bare i USA, Australia og Europa er over 90 % av elverestaureringsprosjekter kun overvåket gjennom visuell estimering (Louhi et al. 2011, Vehanen et al. 2010). De systematiske fiskebiologiske undersøkelsene fra før og etter

restaureringen av Vallaråi er dermed en sjelden mulighet til å kartlegge hvorvidt restaureringstiltakene har hatt noen effekt innenfor det aktuelle tidsrom. Formålet med dette prosjektet har derfor vært å følge opp habitattiltakene i Vallaråi, ved bruk av eksisterende- og nye fiskebiologiske undersøkelser, for å undersøke om tiltakene og spesielt kilene har hatt noen effekt på bestandstetthet og vekst til ørretrekrutter i elva.

## 2. Material og metode

### 2.1. Områdebeskrivelse

Vallaråi er en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF) som tilhører Skiensvassdraget og går under midtre Telemark vannområde og Vest-Viken vannregion (Vann-nett). Elva er den største tilløpselva i Seljordsvatnet (116 moh.) og har utspring fra Flatsjø i Flatdal. Vallaråi reguleres av Sundsbarm kraftverk som eies av Skagerak kraft AS (91,5 %) og Vest-Telemark kraftlag AS (Heggenes et al. 2011, Kraabøl 2016). Den årlige middelproduksjonen i Sundsbarm kraftverk er 439 GWh (data fra Skagerak Kraft AS). Kraftverket utnytter fallressursene i Flatdalsvassdraget (delnedbørfelt 171 km<sup>2</sup>), Morgedalsvassdraget og Dalaåi (delnedbørfelt 180 km<sup>2</sup>). Vannet samles i reguleringsmagasinet Sundsbarmsvatnet (574-612 moh., totalt nedbørfelt 415 km<sup>2</sup>) og utnyttes videre i Sundsbarm kraftverk (fallhøyde ca. 480 m, maksimal slukeevne 26 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, installasjon 103 MW) med undervann i Vallaråi ca. 1,2 km oppstrøms innløpet til Seljordsvatnet (Heggenes et al. 2011, Kraabøl 2016) (Fig. 2.1).

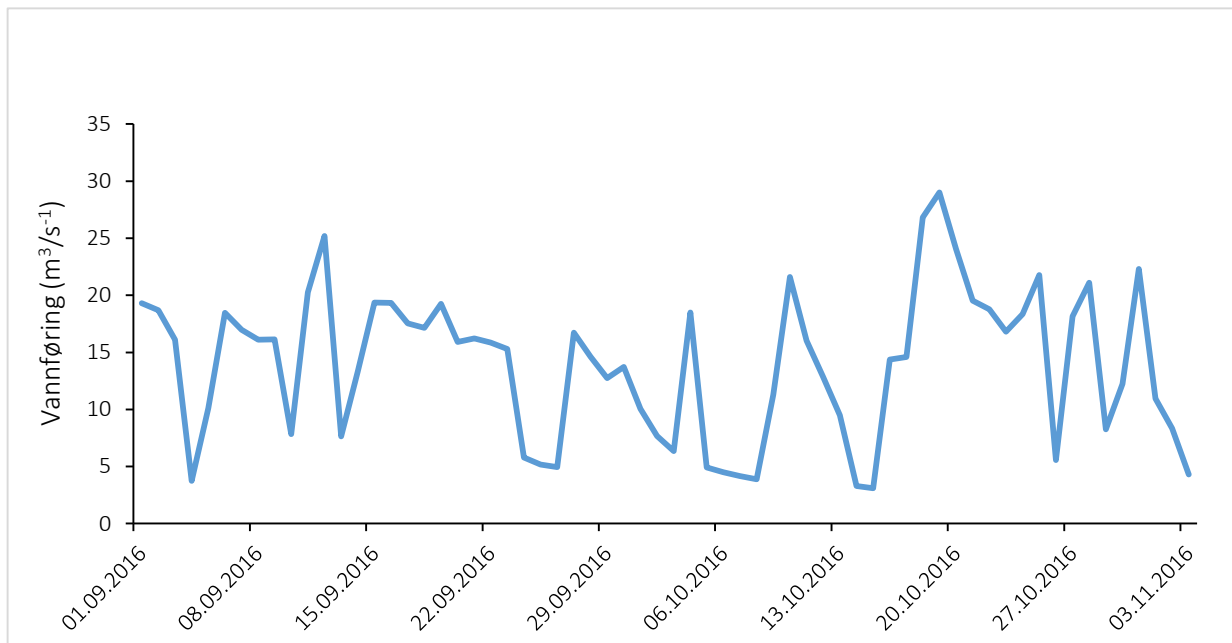


Figur 2.1. Vallaråi med utløp i Seljordsvatnet, og Sundsbarm kraftverk (■) ca. 1,2 km oppstrøms, som utnytter bunnvann fra hovedmagasinet i Sundsbarmsvatnet (NVE WMS).

## 2.2. Hydrofysiske endringer

I forbindelse med byggingen av Sundsbarm kraftverk ble elva kanalisert på en 0,5 km lang strekning nedstrøms kraftverket mellom 1969 – 1970 (godkjent av NVE). Dette resulterte i mindre strukturelt mangfold i forhold til leveområder for ørret, da det ble gjennomført graving, utjevning og plastring av elveleiet (Heggenes et al. 2012, Kraabøl 2016).

Før reguleringen av Vallaråi var den midlere årsvannføringen ca.  $12\text{--}13\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . I etterkant av reguleringen har årlig regulert middelvannføring økt til ca.  $15\text{--}18\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Flommer er i dag sjeldnere på grunn av reguleringen og lagringskapasiteten i magasinene som jevner ut vannføringen over året (Heggenes et al. 2012). På vinteren (november-april) er vannføringen normalt  $20\text{--}25\text{ m}^3\text{s}^{-1}$  og under sommerhalvåret kan det forekomme vannføringsvariasjoner mellom  $3$  og  $30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Dette er på grunn av at kraftverket benyttes til effektkjøring (Heggenes et al. 2011). Effektkjøringen gjør den daglige vannføringen svært varierende (Fig. 2.2) og medfører betydelige endringer i de økologiske forholdene nedstrøms kraftverket (Heggenes et al. 2012).



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

Effektkjøringsregimet har også endret temperaturforholdene i Vallaråi. Vanntemperaturer i elva er ofte relativt lave gjennom sommeren, dvs. vekstsesongen for ørret. Årsaken til dette er at vann til kraftverket tappes fra Sundsbarmsvatnet på kote 568 (Fig. 2.1). Vannet tappes fra

vannbunndyp som varierer mellom 7 m (ved LRV om vinteren) og 44 m (ved HRV om sommeren), dvs. bunnvann fra under sprangsjiktet. Slik blir vanntemperaturer lavere enn naturlig om sommeren (ca. 5-10 °C kaldere) og høyere enn naturlig om vinteren (trolig 1-3 °C varmere) (Heggenes et al. 2012, Kraabøl 2016, Vann-nett). Dette vil imidlertid også avhenge av restvannføringen. Når kraftverket ikke kjøres om sommeren, vil vanntemperaturene derimot variere mer over døgnet enn naturlig på grunn av mindre vannføring. Dette gir hurtigere oppvarming om dagen og raskere avkjøling om natten. Om vinteren kan det forekomme noe lavere vannføringer som resulterer til at deler av gyteområder blir tørrlagt (Heggenes et al. 2011).

Vallaråi har også blitt endret på i forbindelse med utbedring og omlegging av E134 i 1985 (Fig. 2.3). Da ble ca. 300 m av elveløpet (fra ca. 100 m nedstrøms bro til Sundsbarm kraftverk og videre ca. 200 m nedstrøms) flyttet 5-6 m vestover for å gi plass til vei og sykkelvei (Heggenes et al. 2011). I forbindelse med omleggingen ble også disse delene av elvas østside forbygd med bratte og grovsteinede elvekanter (Fig. 2.3). Dette gjelder også innløpsområdet mot Seljordsvatnet (Fig. 2.3). Det ble ikke gjennomført biologiske undersøkelser i verken forkant av reguleringen eller utbedringen av E134. Inngrepene har dog trolig hatt konsekvenser for Vallaråi som leveområde for ørret og sannsynligvis påvirket bestandsforholdene i elva (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).

## 2.3. Restaureringstiltak

For å forbedre oppvekstforholdene til ørret i Vallaråi har det blitt utarbeidet tiltaksplaner. Disse har i hovedsak lagt vekt på enkle fysiske «in-stream» tiltak (*Tab. 2.1*), og ble utarbeidet på grunnlag av fiskebiologiske undersøkelser som ble gjennomført i elva fra 2008-2010 (se Heggenes et al. 2012). Det var ikke ønskelig å skape stilleflytende og grunne partier, da dette favoriserer ørekyte som konkurrerer sterkest med ørret i slike habitater. Tiltak ble også utformet for å redusere hyppigheten av stranding, ettersom dette øker dødeligheten til ørret. For å øke veksthastigheten hos ørretrekrutter ble det også foreslått å heve vanntemperaturen under vekstsesongen, gjennom å heller tappe overflatevann fra Sundsbarmsvatnet (Heggenes et al 2012). Det ble også utarbeidet tiltaksplaner i 2002 og 2006, men disse planene ble utarbeidet på et mer mangelfullt biologisk grunnlag. Dette skyldes av at ingen av planene ble ledsaget av biologiske undersøkelser. Disse tiltaksplanene la også vekt på enkle tiltak som etablering av buner og steinrøyser, for å bedre oppvekstforholdene til ørret (Duus 2002, Kiland 2006).

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

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 vanddekket på lav vannstand.
Etablere steinsettinger ute i elva som er dekket av vann på lav vannstand.

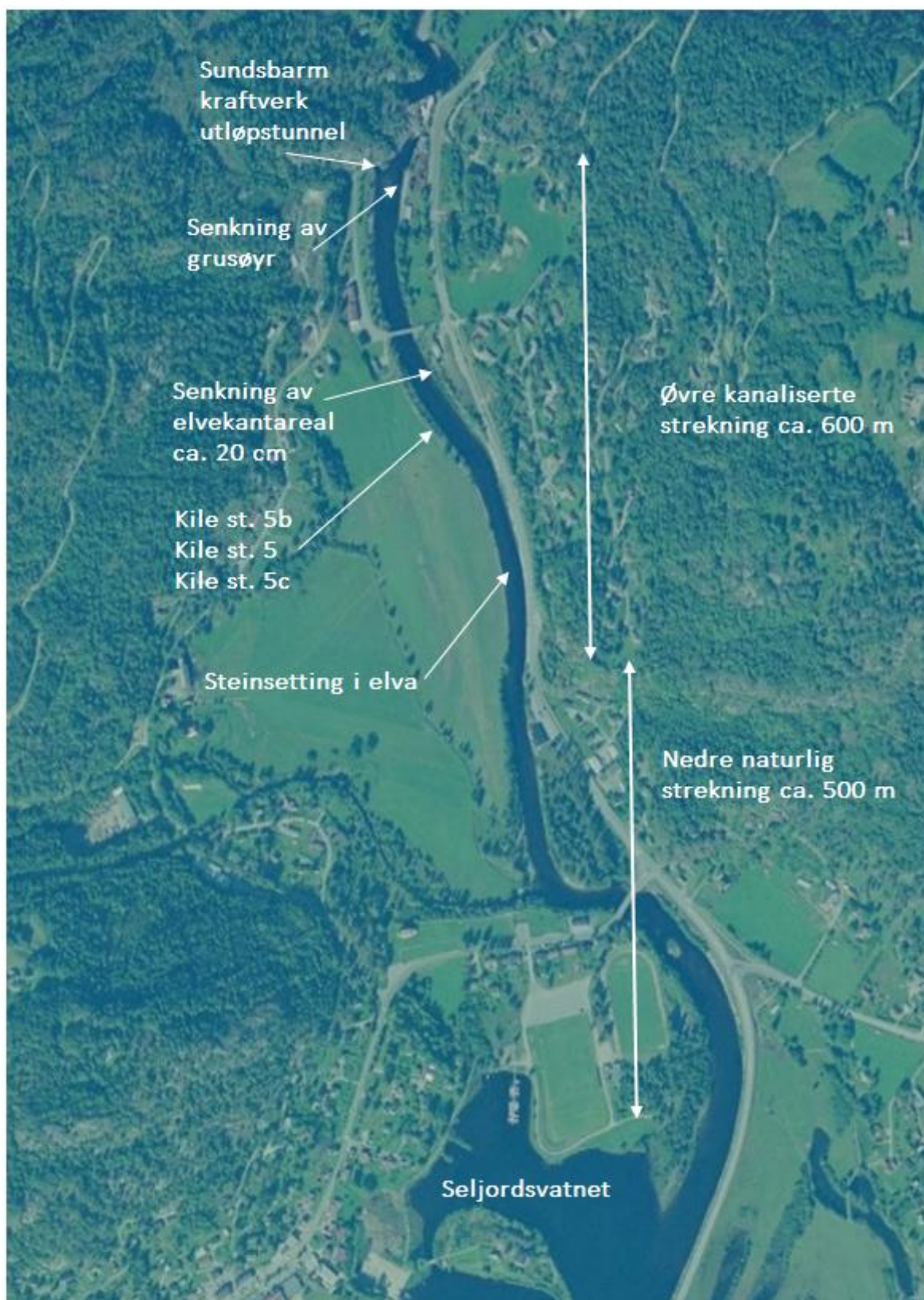
Det ble totalt utført fire typer fysiske tiltak i den øvre kanaliserte delen av Vallaråi mellom 2012 og 2013. Tiltakene ble gjennomført av regulanten. Dette inkluderte tiltak som senkning av grusøyren utenfor avløpstunnelen til kraftstasjonen (*Fig. 2.4, Fig. 2.5*) (anslagsvis 1100 m<sup>3</sup> fjernet), og senkning av elvekantareal nedstrøms bro til kraftverket med ca. 20 cm, for å unngå stranding av fisk ved effektkjøring (*Fig. 2.4, Fig. 2.5*). Det ble i tillegg plassert store steinblokker i elveløpet langs E134 (*Fig. 2.4, Fig. 2.5*). Steinene hadde en størrelse på ca. 1 m<sup>3</sup>, og ble plassert langs midten mot vestsiden av elvebredden. Steinsettingen måtte være lav, og ble derfor gravd

ned i substratet for å unngå at vesentlige deler tørrlegges på lav restvannføring (Heggenes et al. 2012, Kildal 2012).

Det siste tiltaket var noe utradisjonelt, og omfattet å etablere tre kiler langs elvekanten i det kanaliserte elveløpet, kombinert med lave, grovsteinede buner (Fig. 2.4, Fig. 2.5) (Heggenes et al. 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, Fig. 2.5) Alle kilene er lokalisert på den mest ensartede elvekantstrekningen som finnes på den aktuelle strekning i Vallaråi. Denne ca. 200 m lange strekningen er sammenhengende, og et resultat av de tidligere kanaliseringarbeidene i elva mellom 1969-1970 (Heggenes et al. 2012, Heggenes 2015 – datarapport).



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 (Kildal 2012, Kildal 2013).



Figur 2.5. Den undersøkte elvestrekningen av Vallaråi med alle habitattiltak som ble gjennomført mellom 2012 og 2013. Alle tiltakene ble utført i den øvre kanaliserte delen av elva (Heggenes et al. 2012, Kildal 2012, Kildal 2013).



Kilene ble designet for å øke tilgangen på sammenhengende, åpne, større dypområder for større ørretrekrutter. Det ble derfor også brukt grove steiner i kilene for å øke tilgangen på egnet skjul (Fig. 2.6). Et annet mål med kilene var å forbedre levetilstandene for ørret, men samtidig unngå å bedre forholdene for noen andre arter (særlig ørekyte). Kilene ble derfor konstruert med buner som styrer vannstrømmene inn i kilene. Hensikten med dette var å unngå å skape stille områder som kunne favorisere ørekyte, og samtidig skaper buner i seg selv økt strukturelt mangfold og flere mikrohabitater ute i elva (Heggenes et al. 2012) (Fig. 2.6). Kilene ble også designet 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» (Heggenes et al. 2012, Saltveit et al. 2001).



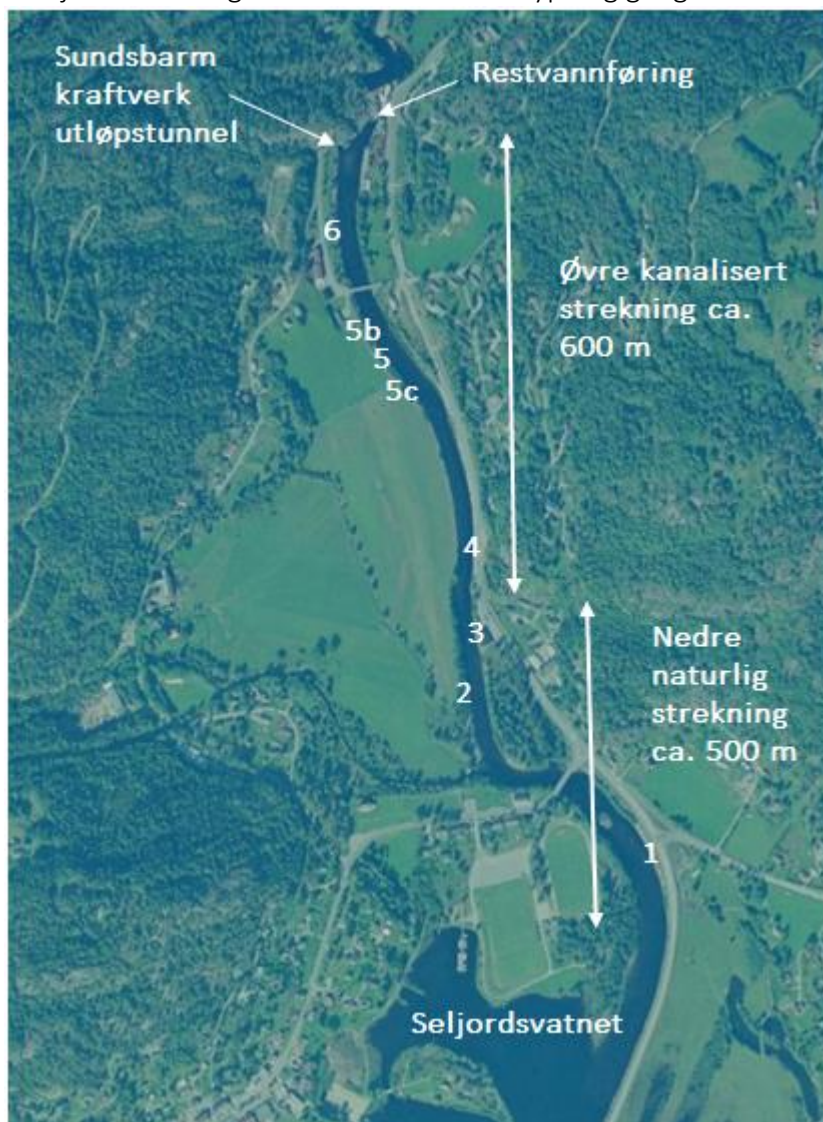
*Figur 2.6. Etablering av kile med grovsteinede buner på elektrofiskestasjon 5 i Vallaråi. Selve kilen er bygd av grove steiner, og bunene utenfor styrer vannstrømmene inn i kilen (Kildal 2013).*

Kilene er et pilotprosjekt, og det er ikke kjent om denne type tiltak er blitt tatt i bruk tidligere. Det har blitt foreslått å bygge ytterligere to kiler i Vallaråi, dersom de nåværende kilene skulle øke tetthet og vekst til ørret i elva (Heggenes et al. 2012). Habitattiltakene som er utført i Vallaråi går 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 et al. 2010, Roni et al. 2010).

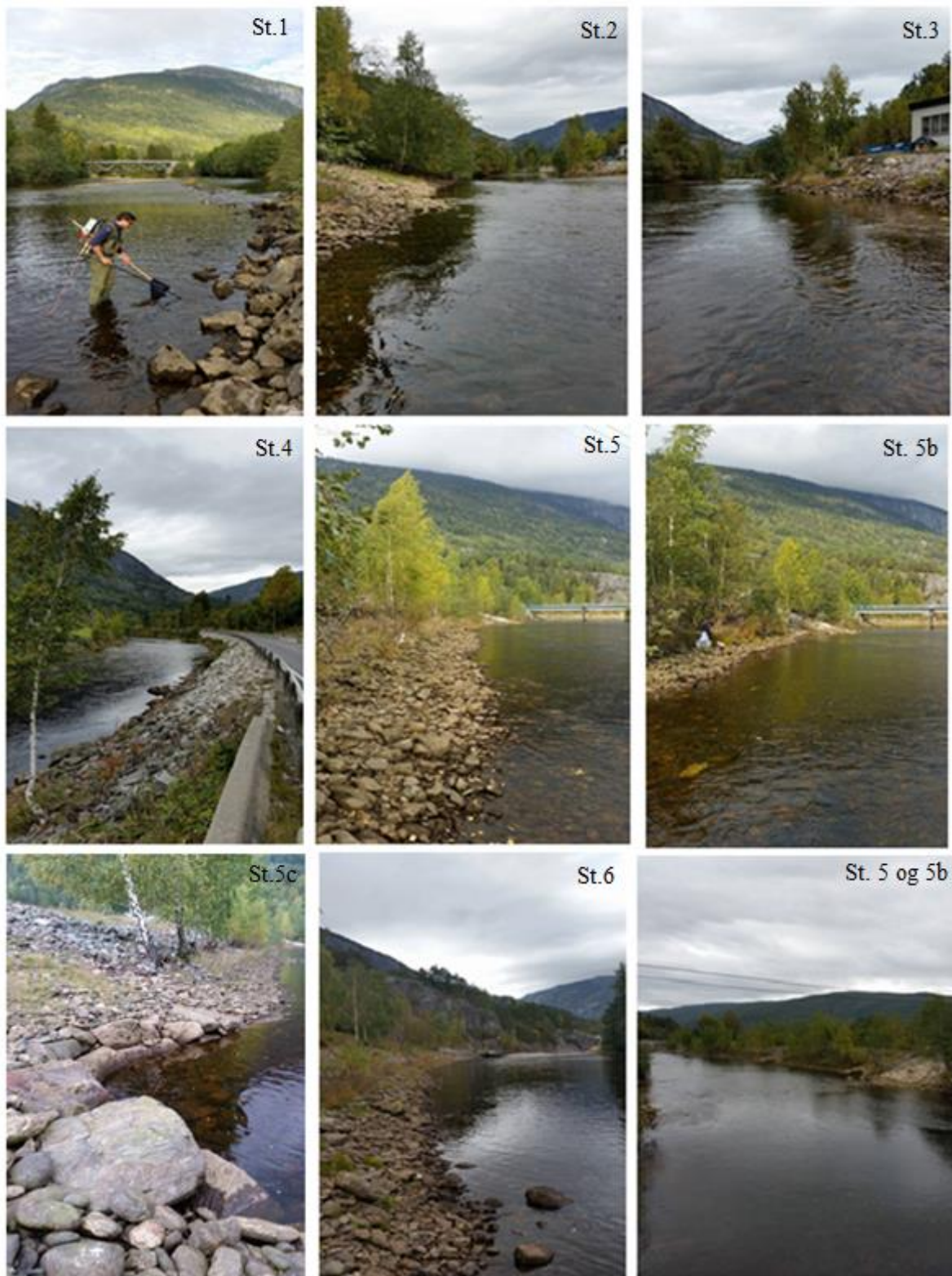
## 2.4. Fiskebiologiske undersøkelser

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 et al. 2011) og i 2014-2016 etter tiltak (denne oppgaven). Alt elektrofiske har foregått på høsten og på tilnærmet samme vannføringer (dvs. på restvannføringer når kraftverket ikke kjørte; ca. 3-6  $\text{m}^3/\text{s}^{-1}$ ).

Det nyeste elektrofisket ble gjennomført i 2016. Dette elektrofisket ble gjennomført på restvannføringer på ca. 5-6  $\text{m}^3/\text{s}^{-1}$ . Et elektrofiske ble utført først i løpet av vårsemesteret (7-9 juni 2016), og så i høstsemesteret (24-25 september 2016) på 8 forskjellige stasjoner (Fig. 2.7). Stasjonene er valgt ut i fra deres habitattype og geografiske avstand (Fig. 2.8) (Tab. 2.2).



Figur 2.7. Stasjoner og nummer til elektrofiskestasjoner i Vallaråi som ble avfisket våren og høsten 2016.



Figur 2.8. 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 2.2. Elv- og stasjonsbeskrivelser for elektrofisket i Vallaråi (se også Heggnes et al. 2011).

De fiskebiologiske undersøkelsene i Vallaråi ble gjennomført fra utløpet i Seljordsvatnet og ca. 1,1 km oppstrøms til undervann Sundsbarm kraftverk og Lakshøl. I forbindelse med reguleringen av elva ble øvre del av denne strekningen (600 m) kanalisert langs hele vestre bredd og langs E134 på østre bredd. Den nedre delen av elva på ca. 500 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 mosebegrøing 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.  $50 \times 2,5 \text{ m} + (\text{kile } 9 \text{ m}^2) = 134 \text{ m}^2$ . Kilen med buner ligger mot slutten av stasjonen (utgjør transekt 18-23;  $30 \text{ m}^2 + \text{kile } 9 \text{ m}^2 = 39 \text{ m}^2$ ). Resten av stasjonen ( $95 \text{ m}^2$ ) er preget av varierende strandsoner på grunn av varierende skrånende dyp. Substratet er steinete.

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

**Stasjon. 5c:** Avfisket areal ca.  $50 \times 2,5 \text{ m} + (\text{kile } 12 \text{ m}^2) = 137 \text{ m}^2$ . Den nedre delen av stasjonen er en bakevje. Kilen med buner ligger på starten av stasjonen (utgjør transekt 6-12;  $35 \text{ m}^2 + \text{kile } 12 \text{ m}^2 = 47 \text{ m}^2$ ). Resten av stasjonen ( $90 \text{ m}^2$ ) er preget av varierende strandsoner 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.

Alle stasjonene er tidligere undersøkt årlig i perioden 2008-2010, med unntak av stasjon 5b og 5c. Disse ble etablert i sammenheng med restaureringen i 2012 for å få ytterligere to nye kontroller på effekter av kile, og er derfor kun undersøkt i årene 2014-2016. I 2014 ble det bare avfisket på stasjon 3, 5, 5b og 6 på grunn av vanskelige feltforhold med usedvanlig høye flomvannføringer. I 2010 kunne heller ikke stasjon 3 avfiskes av samme grunn. En tidligere stasjon (st. 7) har blitt utelatt fra foreliggende undersøkelse, da stasjonen er betydelig fysisk endret etter flommen i 2014. Stasjon 7 ble kun avfisket fra 2008-2010 og data fra denne stasjonen har tidligere blitt brukt til å undersøke bestandstetthet og vekst hos ørret fra denne perioden (Heggenes et al. 2011), men er ikke tatt med her.

Alle elektrofiskestasjonene er 50 meter (25 transekter med 2 meters mellomrom) og ble avfisket med varierende bredde (2–5 meter) på grunn av ulike dybde- og strømforhold (*Tab. 2.2*). Ved samtlige stasjoner ble alle fangster relatert til transekter. Slik ble fangstene fra stasjon 5, 5b og 5c delt inn i innenfor- og utenfor kile. Transekter i tilknytning kilene fungerte som behandling, og transekter utenfor fungerte som kontroll (behandlet-kontroll design). På stasjon 5 er selve kilen 9 m<sup>2</sup>, og området i tilknytning kilen utgjør transekt 18-23 (30 m<sup>2</sup>). Avfisket område i tilknytning kilen utgjør derfor totalt 39 m<sup>2</sup>. Resten av stasjonen er 95 m<sup>2</sup> (transekt 1-17 og 24-25) (*Tab. 2.2*). På stasjon 5b er selve kilen 5 m<sup>2</sup>, men området i tilknytning kilen utgjør transekt 11-15 (25 m<sup>2</sup>). Avfisket område i tilknytning kilen utgjør derfor totalt 30 m<sup>2</sup>, mens resten av stasjonen er 100 m<sup>2</sup> (transekt 1-10 og 16-25) (*Tab. 2.2*). På stasjon 5c er selve kilen 12 m<sup>2</sup>, men området i tilknytning kilen utgjør transekt 6-12 (35 m<sup>2</sup>). Avfisket område i tilknytning kilen utgjør derfor totalt 47 m<sup>2</sup>, mens resten av stasjonen er 90 m<sup>2</sup> (transekt 1-5 og 13-25) (*Tab. 2.2*). Stasjon 5 fungerte i tillegg som en før- og etterkontroll for tiltak i form av kiler, 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) var enten direkte eller indirekte påvirket av restaureringstiltakene (behandlet strekning). I den nedre 'naturlige' delen av elva var stasjonene (st. 1, 2 og 3) upåvirket av tiltakene, og denne strekningen fungerte derfor som kontrollstrekning (behandlet-kontroll design). Tettheter og lengder av ørret ble også undersøkt i både øvre- og nedre del av Vallaråi fra årene før restaureringen, til årene etter (før- og etterkontroll). Studiedesignet har derfor på mange måter hatt flere likheter med et «Before-After-Control-Impact» design (Baldigo et al. 2010, Vehanen et al. 2010).

Art, størrelsesfordeling og tetthet av fisk ble estimert gjennom systematisk elektrofiske med elektrisk fiskeapparat (Norsk standard NS-EN 14011). Det elektriske fiskeapparatet er konstruert av ingeniør Paulsen, Trondheim, og leverer kondensatorpulser med spenning på ca. 1600 V og frekvens 80 Hz (Heggenes et al. 2011). Elektrofiske foregikk motstrøms, og hver stasjon ble avfisket med tre påfølgende gjentak med minimum 30 minutters mellomrom. Årsaken til tre omganger med elektrofiske pr. stasjon, er at tettheten beregnes ut fra nedgangen i fangst mellom hver omgang (Bohlin et al. 1989, Zippin 1958). Fisken som ble fanget ble oppbevart i en bøtte med vann. Den ble artsbestemt og målt (med nøyaktighet på 1 mm) på hver stasjon, før den ble gjenutsatt etter tre runder med elektrofiske (Fig. 2.9).



Figur 2.9. Ørretrekrutt som ble fanget og målt ved stasjon 1 i Vallaråi høsten 2016.

Utførelse av elektrofiske og måling av fisk ble gjennomført av samme person på hver stasjon for å eliminere mulige effekter av individuelle forskjeller i arbeidsteknikk. Elektrofiske mellom 2008-2010 og 2014-2015 ble utført av andre personer, men metodikken brukt i 2016 var den samme som tidligere (Zalewski & Cowx 1990). På hver stasjon ble også temperatur og konduktivitet målt med en konduktivitetmåler (WTW tetracon 325 conductivity meter). Ved stasjoner der merking av transektene var borte, ble stasjonene målt opp og merket på nytt. Arealet i kilene ble målt under feltarbeidet.

## 2.5. Behandling av data og statistiske analyser

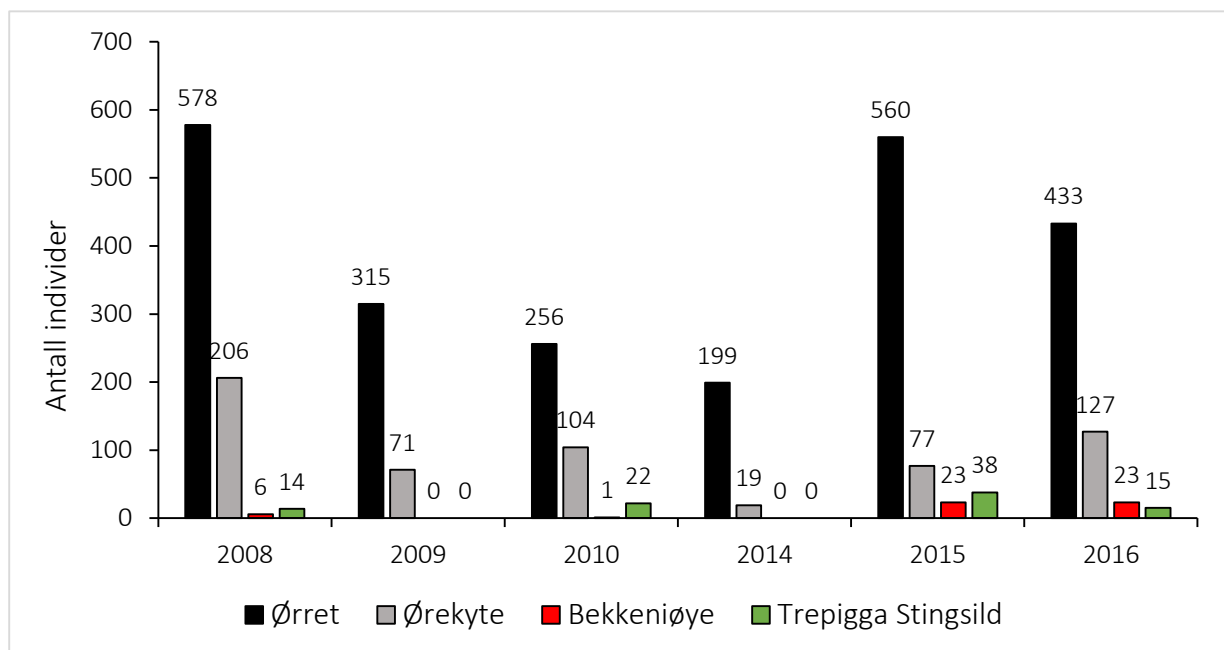
Alle rådata ble behandlet i Microsoft Office Excel 2016. Figurer og tabeller ble også laget i dette programmet, med unntak av *Fig. 2.1* og *Fig. 2.3*. *Figur 2.1* er laget i ArcMap og wms-tjenesten er hentet fra nve.no. *Figur 2.3* er hentet fra NVE atlas. For bestandsestimat med 95 % konfidensintervall og fangbarhet, ble programmet «Catch-effort models for exploited populations» i *Ecological Methodology* 2nd ed brukt (Krebs 2000). Dette programmet forventer verdier større enn 0. Fangsten ble derfor satt til 1 hvis det ikke ble fanget noe fisk i den siste runden med elektrofiske. Dersom det ble fanget mer fisk i de to siste omgangene med elektrofisket sammenlignet med den første, ble det estimerte antallet individer høyt og ikke representativt for bestanden. Det ble også lav fangbarhet og et sprikende konfidensintervall ved slike tilfeller. Dersom det ikke ble fanget fisk eller fangstene var for lave, ble bestanden ikke estimert (Zippin 1958). For å undersøke lengdefordelingen hos ørret, ble det brukt mer detaljerte analyser der fisken er inndelt i årsyngel (0+), ettåringer (1+) og eldre fisk (>1+). Aldersklassene ble bestemt av lengdefordelingen til den fangede fisken. I tetthetsberegningene ble ørret delt inn i aldersklassene sommergammel (0+) og eldre (>0+) (Borgstrøm & Hansen 1987).

Statistiske analyser ble gjennomført i både Microsoft Office Excel 2016 og R (The R Project for Statistical Computing) for å kvalitetssikre resultatene. Ved bruk av variansanalyse (ANOVA), Kruskal Wallis og regresjon ble signifikansnivå ( $\alpha$ ) satt til 0,05. Fangstene fra våren 2016 ble ikke inkludert i noen statistiske analyser, da de andre undersøkelsene ellers er gjennomført på høsten. Fangster fra våren 2016 er derfor ikke direkte sammenlignbare med fangstene fra de andre undersøkelsene. Fangster fra 2014 har også blitt utelatt fra alle statistiske analyser, ettersom fangstene fra dette året var ufullstendige. Ved testing av forskjeller i tettheter og lengder fra før til etter restaurering, samt forskjeller i øvre- og nedre del av elva, ble data fra stasjon 5b og 5c utelatt. Dette skyldes av at disse stasjonene ikke ble avfisket i perioden før restaureringen av Vallaråi. Data fra våren 2016 har hovedsakelig blitt utelatt fra figurer, men er inkludert i *Fig. 3.2*, *Fig. 3.6*, *Fig. 3.7*, *Fig. 3.16* og *Fig. 3.18*.

## 3. Resultater

### 3.1. Artssammensetning

I løpet av årene med fiskebiologiske undersøkelser har ørret dominert fangstene, men det har også blitt fanget mye ørekyte (Fig. 3.1). Totalt antall fanget ørret har variert med 199-578 individer mellom årene, med et gjennomsnitt på 390 individer ( $\pm$ SD 164,8). De årlige fangstene av ørekyte varierte med 19-206 individer mellom årene, med et gjennomsnitt på 101 individer ( $\pm$ SD 63,1). Det ble fanget mest ørret i 2015 (n= 560; 80 % av årets totalfangst), 2008 (n= 578; 72 % av årets totalfangst) og 2016 (n=433; 72 % av årets totalfangst). 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. 3.1). I forkant av restaureringen (2008-2010) ble det totalt fanget 1149 ørret (73 % av totalfangst) og 381 ørekyt (24 % av totalfangst). I etterkant av restaureringen (2014-2016) ble det totalt fanget 1192 ørret (79 % av totalfangst) og 223 ørekyt (15 % av totalfangst) (Fig. 3.1). Trepigga stingsild og bekkeniøye forekommer naturlig i Vallaråi, men fangstene av artene var lave. Før restaureringen ble det totalt fanget 7 bekkeniøyer (1 % av totalfangst) og 36 trepigga stingsild (2 % av totalfangst), mens det i etterkant av restaureringen ble totalt fanget 46 bekkeniøyer (3 % av totalfangst) og 53 trepigga stingsild (3 % av totalfangst) (Fig. 3.1).

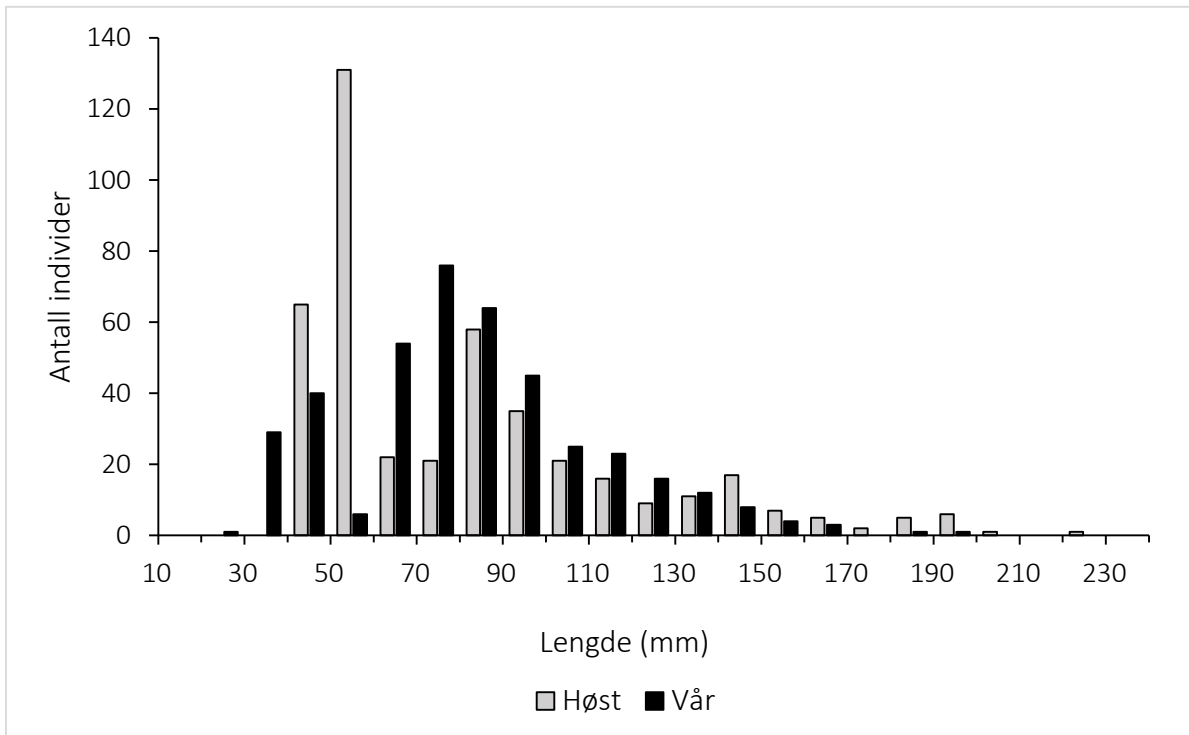


Figur 3.1. Artssammensetning av fangstene fra elektrofisket i Vallaråi mellom 2008-2010 og 2014-2016.



### 3.2. Lengdefordeling for ørret

Det ble kun fanget 2 ørret som var større enn 200 mm i 2016. Dette skyldes trolig av at ørretrekrutter som vokser opp i Vallaråi vandrer ut i Seljordsvatnet når de er av tilstrekkelig størrelse (trolig 150-200 mm) (Heggenes et al. 2011, Klemetsen et al. 2003). Våren 2016 ble det fanget mest ørret mellom 60-110 mm (1+), mens det ble fanget mest ørret mellom 40-60 mm (0+) på høsten. Lengdefordelingen til ørret gjenspeiler årsklassefordelingen (Fig. 3.2).

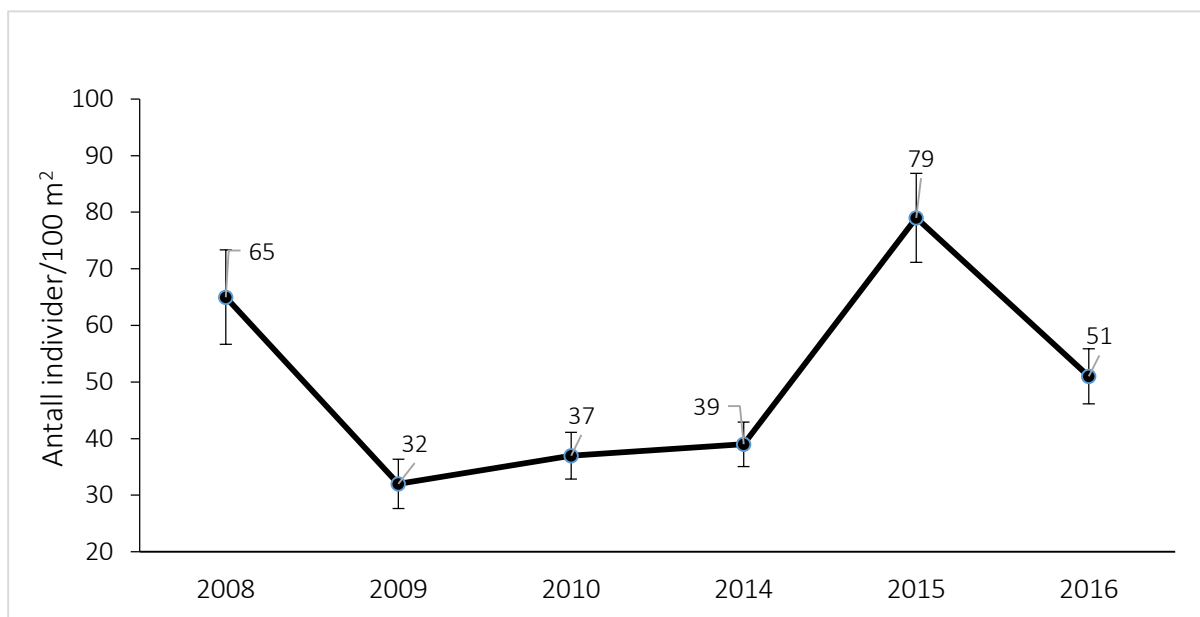


Figur 3.2. Lengdefordeling for fanget ørret ved elektrofiske på 8 stasjoner i Vallaråi høsten (grå) og våren (svart) 2016.

Lengde-frekvensfordelingen (Fig. 3.2) viser at for ørretrekrutter fanget på høsten tilsvarer mindre enn 60 mm sommergammel fisk (0+), ørret mellom 60–110 mm tilsvarer to-somrig (1+) og fisk større enn ca. 110 mm tilsvarer eldre ørret (>1+). Lengde-frekvensfordelingen for ørret fra 2015 (Vedlegg 1; Fig. 8.5) viser at ørret mindre enn 70 mm tilsvarer 0+, ørret mellom 70-120 mm tilsvarer 1+ og ørret større enn ca. 120 mm tilsvarer eldre ørret (>1+). For 2014 viser lengde-frekvensfordelingen at ørret mindre enn 60 mm tilsvarer 0+, ørret mellom 60-100 mm tilsvarer 1+ og fisk større enn ca. 100 mm tilsvarer eldre ørret (>1+) (Vedlegg 1; Fig. 8.4). Aldersklassene til ørret har altså variert mellom årene etter restaurering. Det var også variasjon i årene før (Vedlegg 1; Tab. 8.2). Dette er trolig et resultat av tidligere/senere avfisking i elva, samt ulike feltforhold og varierende vanntemperaturer over sommeren (Heggenes et al. 2011).

### 3.3. Tettheter av ørret

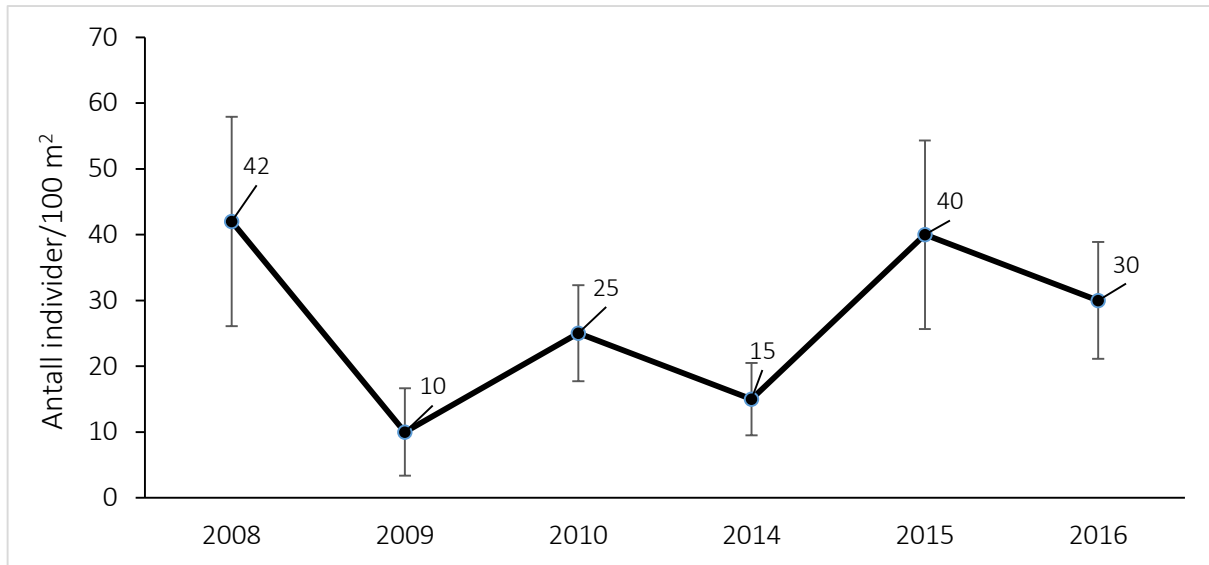
Tettheter av ørret har variert mye mellom år og stasjoner i Vallaråi (Vedlegg 4; Tab. 8.5). Total gjennomsnittlig bestandstetthet av ørret var høyest i 2015 (79 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 31,4) og lavest i 2009 (32 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 16,3) (Fig. 3.3). Det var også relativt høye tettheter av ørret i både 2008 (65 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 31,3) og 2016 (51 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 19,4) (Fig. 3.3). Fra før til etter restaurering har den gjennomsnittlige bestandstettheten til ørret økt (26 %), men det er likevel ikke påvist en signifikant trend i tetthet over tid ( $R^2 = 0,0301$ ,  $P = 0,3685$ ). Ved testing av forskjeller i bestandstetthet av ørret mellom årene, ble det følgelig heller ikke påvist en signifikant forskjell (enveis ANOVA;  $F = 2,3901$ ,  $P = 0,0790$ ).



Figur 3.3. Gjennomsnittlig bestandstetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget ørret fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi (2008-2010 og 2014-2016).

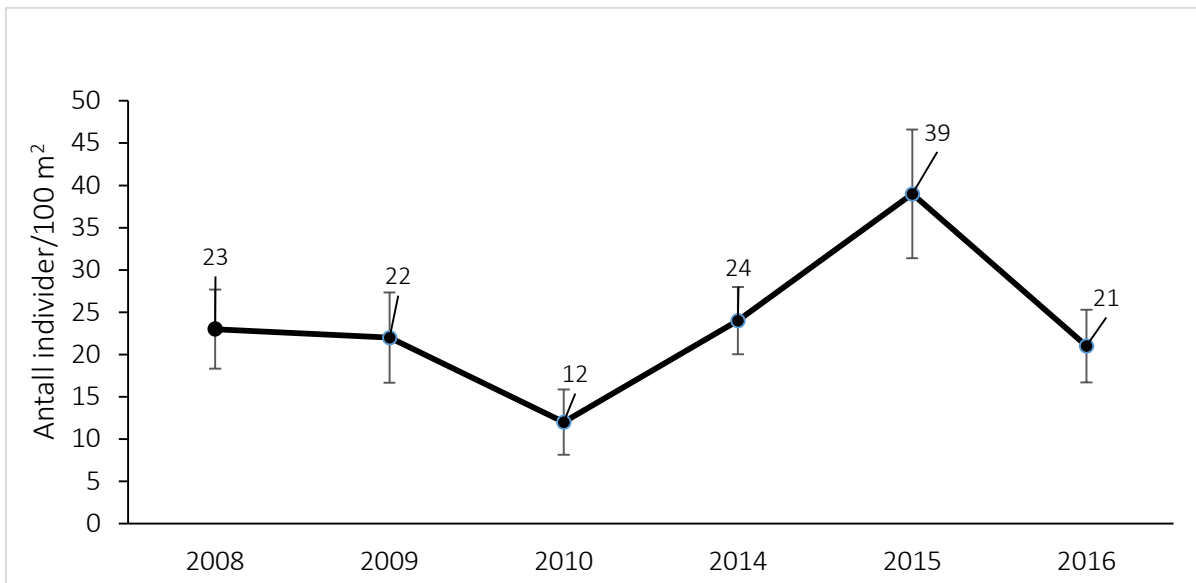
Det har også vært stor variasjon i tetthet for de ulike aldersklassene til ørret (Vedlegg 4; Tab. 8.5). Total gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret varierte fra 10-42 ind./100 m<sup>2</sup> (27 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 13,0) mellom årene (Fig. 3.4). Den høyeste tettheten av 0+ ørret var i 2008 (42 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 42,1), men det var også høye tettheter i 2015 (40 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 40,5) og i 2016 (30 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 25,1) (Fig. 3.4). Fra før til etter restaurering økte total gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret på den undersøkte elvestrekningen fra 21 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 31,4) til 31 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 34,9). Det var likevel ingen signifikant forskjell på tettheter av 0+ ørret fra før til etter restaurering (Kruskal-Wallis,  $P = 0,1828$ ). Regresjon indikerer heller ingen signifikant trend for

tettheter av 0+ ørret over tid ( $R^2=0,0022$ ,  $P=0,8447$ ), og det var følgelig ingen signifikant forskjell på tetthet av 0+ ørret mellom årene med undersøkelser (Kruskal-Wallis,  $P=0,2307$ ).



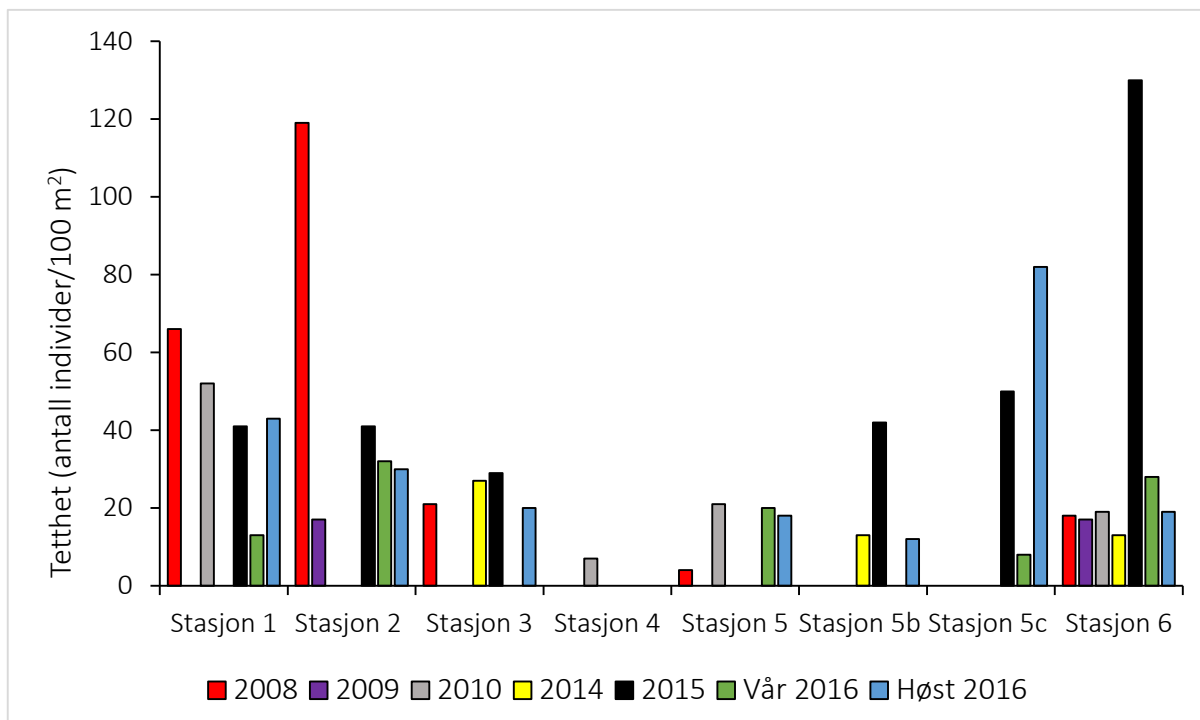
Figur 3.4. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget 0+ ørret fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi (2008-2010 og 2014-2016).

Total gjennomsnittlig tetthet av 1+ og eldre ørret varierte fra 12-39 ind./100 m<sup>2</sup> (23 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 8,7) mellom årene. Den høyeste tettheten av 1+ og eldre ørret var i 2015 (39 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 21,5), men det var også høye tettheter i 2016 (21 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 12,1) (Fig. 3.5). Fra før til etter restaurering økte total gjennomsnittlig tetthet av 1+ og eldre ørret på den undersøkte elvestrekningen fra 20 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 12,6) til 29 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 21,9). Det var likevel ingen signifikant forskjell på tettheter av 1+ og eldre ørret fra før til etter restaurering (Kruskal-Wallis,  $P=0,3352$ ). Regresjon indikerer heller ingen signifikant trend for tettheter av 1+ og eldre ørret over tid ( $R^2=0,0358$ ,  $P=0,3259$ ), og det var følgelig ingen signifikant forskjell på tettheter av 1+ og eldre ørret mellom årene med undersøkelser (enveis ANOVA,  $F=2,0631$ ,  $P=0,1173$ ).



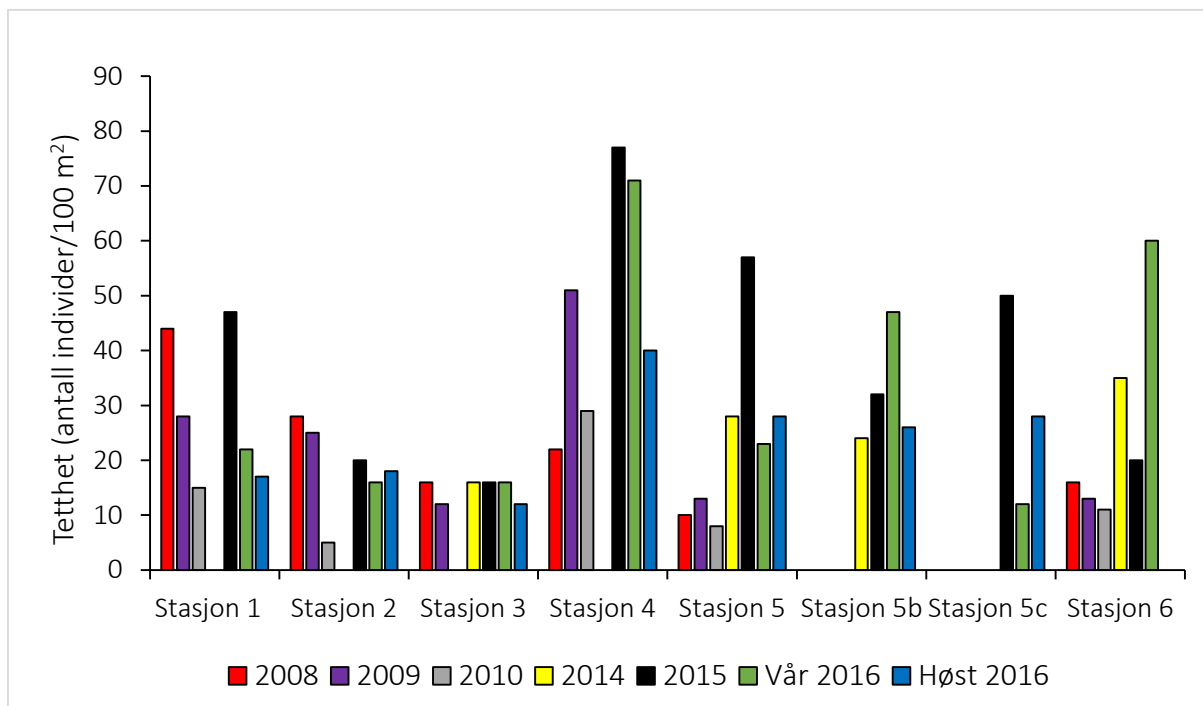
Figur 3.5. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget 1+ og eldre ørret fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi (2008-2010 og 2014-2016).

I løpet av årene med fiskebiologiske undersøkelser har tettheter av 0+ ørret variert mye, med 0-130 ind./100 m<sup>2</sup> (27 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 30,3) mellom stasjonene (Fig. 3.6). Tettheter av 0+ ørret var høyest i 2008 på stasjon 1 (66 ind./100 m<sup>2</sup>) og 2 (119 ind./100 m<sup>2</sup>), samt i 2015 på stasjon 6 (130 ind./100 m<sup>2</sup>) og høsten 2016 på stasjon 5c (82 ind./100 m<sup>2</sup>). Stasjon 4, 5 og 5b har hatt lavest tettheter av 0+ ørret mellom årene (Fig. 3.6). Det var en signifikant forskjell på tettheter av 0+ ørret mellom øvre og nedre del av Vallaråi (Kruskal-Wallis, P=0,0165). Mellom årene var gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret i den nedre 'naturlige' delen (st. 1, 2, 3) 34 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 31,5), mens gjennomsnittlig tetthet i den øvre delen (st. 4, 5, 6) var 17 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 32,5). Før restaurering var gjennomsnittlig tetthet av 0+ ørret i den nedre delen av elva 34 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 42,2), og i den øvre delen 10 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 9,1). I etterkant av restaureringen var gjennomsnittlig tetthet i den nedre delen fortsatt 34 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 9,1), men i den øvre delen hadde tettheter av 0+ ørret økt til 28 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 50,9) (Fig. 3.6).



Figur 3.6. Estimert tetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget 0+ ørret pr. stasjon fra 2008–2010 og 2014–2016 i Vallaråi.

Det har også vært variasjon i tettheter av 1+ og eldre ørret mellom stasjonene og årene (0-77 ind./100 m<sup>2</sup> med et gjennomsnitt på 24 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 16,1) (Fig. 3.7), selv om variasjonen er mye mindre enn for 0+ (Fig. 3.6). Det var ingen signifikant forskjell på tettheter av 1+ og eldre ørret mellom øvre og nedre del av Vallaråi (Kruskal-Wallis, P=0,8355). Mellom årene var gjennomsnittlig tetthet av 1+ og eldre ørret i den nedre 'naturlige' delen (st. 1, 2, 3) 21 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 11,9), mens gjennomsnittlig tetthet i den øvre delen (st. 4, 5, 6) var 26 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 21,3). Før restaurering var gjennomsnittlig tetthet av 1+ og eldre ørret i den nedre delen 21 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 12,2), og i den øvre delen 19 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 13,6). I etterkant av restaureringen var gjennomsnittlig tetthet i den nedre delen fortsatt 21 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 12,7), men i den øvre delen hadde tettheter av 1+ og eldre ørret økt til 37 ind./100 m<sup>2</sup> (±SD 27,4) (Fig. 3.7). Det var også relativt høye tettheter av 1+ og eldre ørret på stasjon 5b og 5c, men disse stasjonene har ingen resultater fra før restaureringen å relatere tettheter til. På stasjon 4 var det relativt høye tettheter av 1+ og eldre ørret i årene før restaureringen (34 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 15,1), men det var likevel høyere tettheter etter (58 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 26,2) (Fig. 3.7).



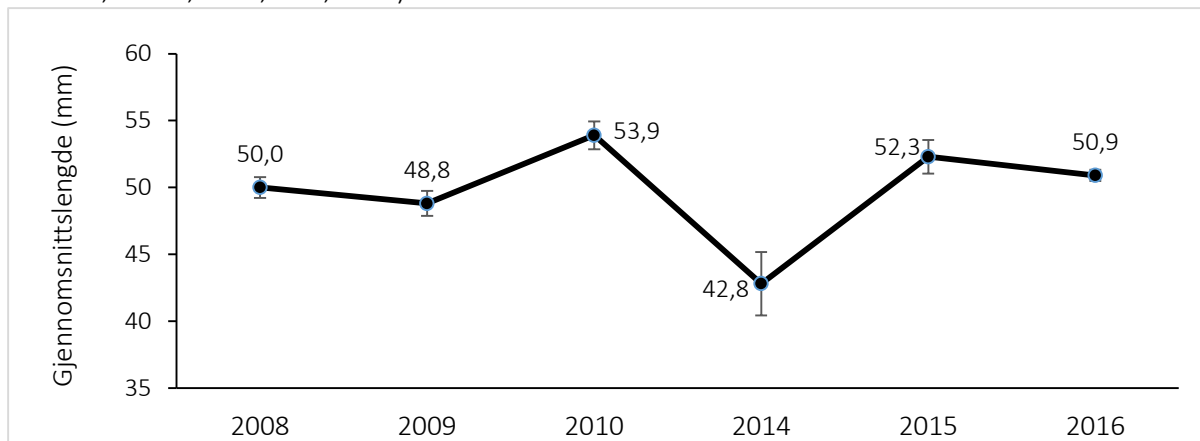
Figur 3.7. Estimert tetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget 1+ og eldre ørret pr. stasjon fra 2008-2010 og 2014-2016 i Vallaråi.

### 3.4. Lengder av ørret

I Vallaråi har det vært stor variasjon i forhold til lengder hos ulike aldersklasser av ørret mellom stasjoner og år, samt vår og høst (Vedlegg 2; Tab. 8.3). I 2016 var lengder av 0+, 1+ og eldre ørret som forventet større hos den fisken som ble fanget på høsten i forhold til våren (Vedlegg 2; Tab. 8.3).

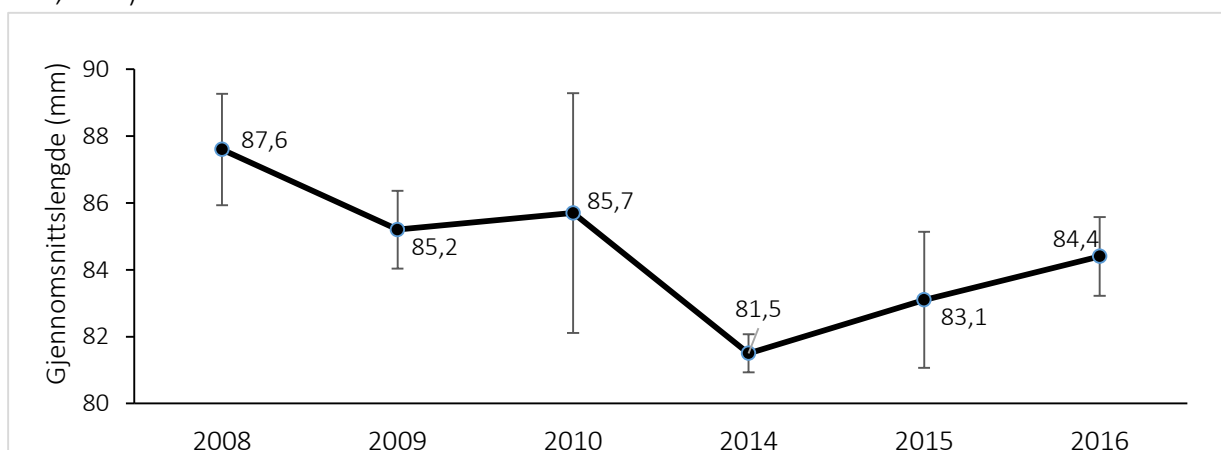
Mellom årene med undersøkelser varierte gjennomsnittslengder av 0+ ørret fra 42,8-53,9 mm (49,8 mm ±SD 3,8) (Fig. 3.8). Det var større lengder av 0+ ørret i den øvre delen av Vallaråi (51,2 mm ±SD 3,2) sammenlignet med den nedre 'naturlige' delen (47,3 mm ±SD 13,9), og ved testing på lengder av 0+ ørret mellom øvre- og nedre del av elva ble det påvist en signifikant forskjell (enveis ANOVA F= 7,428, P=0,0066). Det var ikke store forskjeller på størrelse av 0+ ørret i den øvre delen av elva fra årene før restaureringen (51,2 mm ±SD 3,5) til årene etter (51,1 mm ±SD 2,9), men i den nedre delen var det større lengder av 0+ ørret i årene etter restaurering (51,6 mm ±SD 1,6) sammenlignet med årene før (44,1 mm ±SD 18,1). Selv om regresjon er statistisk signifikant, er det ingen trend for lengder av 0+ ørret over tid ( $R^2=0,0674$ ,  $P<0,0001$ ). Det ble påvist en signifikant forskjell på lengder av 0+ ørret fra før til etter restaurering (enveis ANOVA

F=48,727,  $P<0,0001$ ), samt en signifikant forskjell mellom årene med undersøkelser (enveis ANOVA,  $F=65,6157$ ,  $P<0,0001$ ).



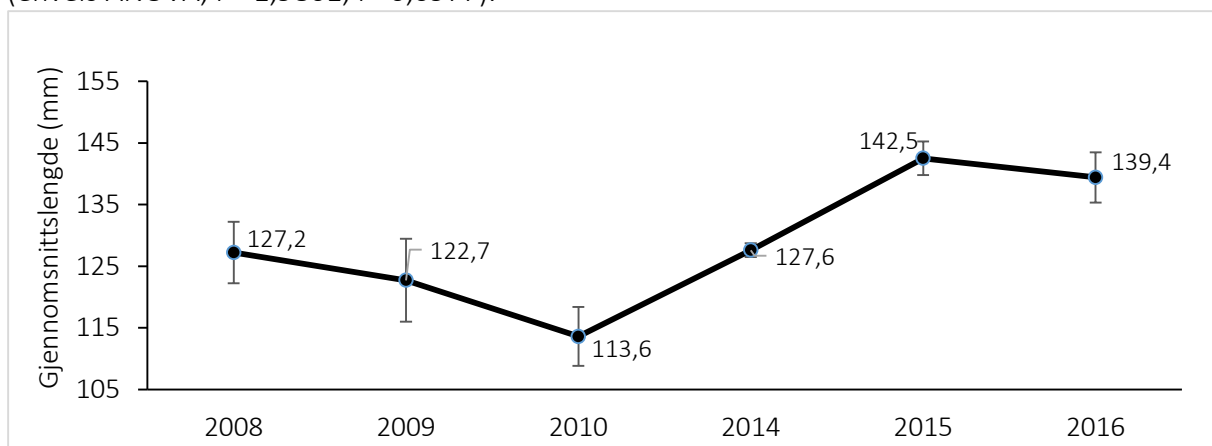
Figur 3.8. Gjennomsnittslengder for fanget 0+ ørret i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016.

Gjennomsnittslengder av 1+ ørret varierte fra 81,5-87,6 mm ( $84,6$  mm  $\pm$ SD 2,1) mellom årene (Fig. 3.9). Det var relativt lik størrelse på 1+ ørret i den øvre delen av Vallaråi ( $85,5$  mm  $\pm$ SD 5,9), sammenlignet med den nedre delen ( $85,3$  mm  $\pm$ SD 3,9), men det ble likevel påvist en signifikant forskjell på lengder av 1+ ørret mellom øvre og nedre del av elva (enveis ANOVA  $F=10,891$ ,  $P=0,0010$ ). Det ble fanget noe større 1+ ørret i den øvre delen av elva i årene etter restaureringen ( $87,5$  mm  $\pm$ SD 3,2), sammenlignet med årene før ( $84,1$  mm  $\pm$ SD 6,9), og i den nedre delen ble det fanget større 1+ ørret i årene før restaureringen ( $87,3$  mm  $\pm$ SD 3,9), sammenlignet med årene etter ( $82,7$  mm  $\pm$ SD 1,7). Regresjon indikerer ingen signifikant trend for lengder av 1+ ørret over tid ( $R^2=0,0002$ ,  $P=0,7228$ ), men det ble påvist en signifikant forskjell på lengder av 1+ ørret mellom årene (enveis ANOVA,  $F=5,0533$ ,  $P=0,0005$ ). Det var ingen signifikant forskjell på lengder av 1+ ørret fra før til etter restaurering (enveis ANOVA  $F=1,2543$ ,  $P=0,2632$ ).



Figur 3.9. Gjennomsnittslengder for fanget 1+ ørret i Vallaråi mellom 2008-2010 og 2014-2016.

Gjennomsnittslengder av eldre ørretrekutter (>1+) varierte fra 113,6-142,5 mm (128,8 mm  $\pm$ SD 10,7) mellom årene (Fig. 3.10). Det var større lengder av eldre ørretrekutter (>1+) i den øvre delen av Vallaråi (124,3 mm  $\pm$ SD 19,8) sammenlignet med den nedre delen (118,0 mm  $\pm$ SD 36,2), og ved testing på lengder av eldre ørretrekutter mellom øvre- og nedre del av elva ble det påvist en signifikant forskjell (enveis ANOVA  $F=20,379$ ,  $P<0,0001$ ). Lengder av eldre ørretrekutter i den øvre delen var også større i årene etter restaureringen (141,1 mm  $\pm$ SD 12,1) sammenlignet med årene før (121,8 mm  $\pm$ SD 17,4). I den nedre delen av elva var også lengder av eldre ørretrekutter større i årene etter restaureringen (135,9 mm  $\pm$ SD 5,6), enn i årene før (119,4 mm  $\pm$ SD 13,3). Selv om regresjon er statistisk signifikant, er det ingen trend for lengder av eldre ørretrekutter over tid ( $R^2=0,0230$ ,  $P=0,0225$ ). Det var en signifikant forskjell på lengder av eldre ørretrekutter fra før til etter restaurering (enveis ANOVA  $F=5,5666$ ,  $P=0,0189$ ), men det var ingen signifikant forskjell mellom årene med undersøkelser (enveis ANOVA,  $F=1,9801$ ,  $P=0,0977$ ).



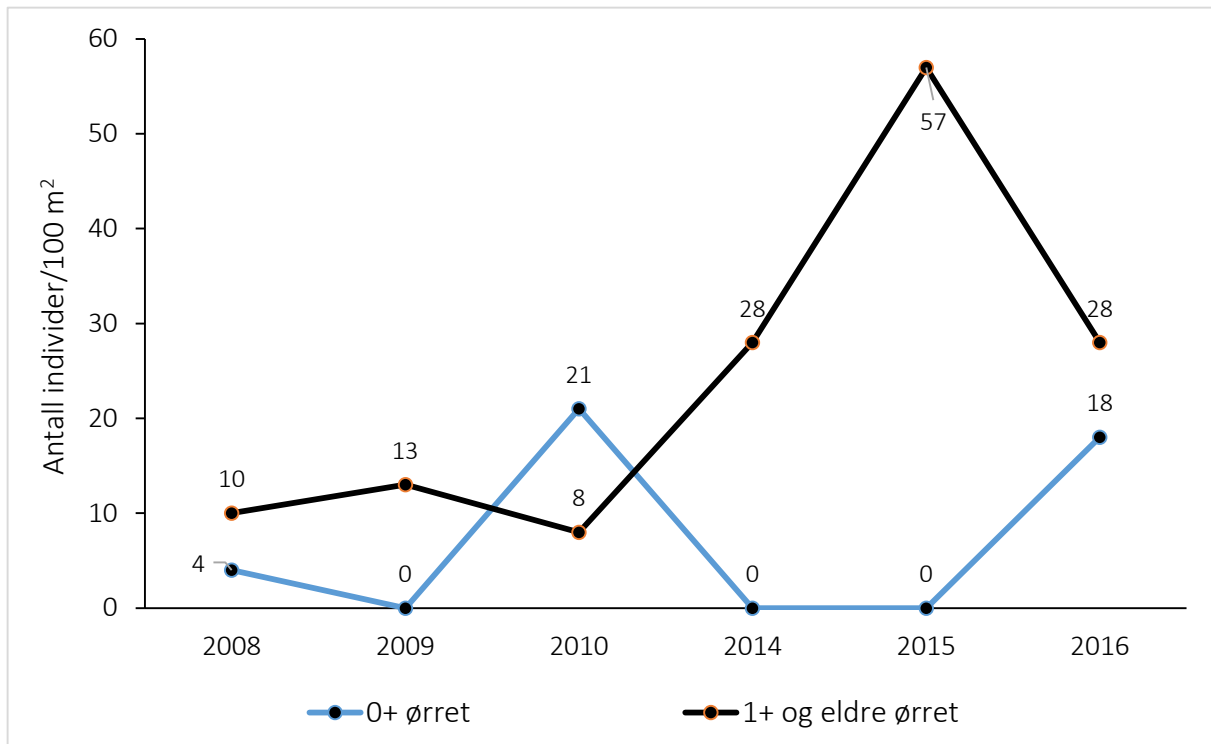
Figur 3.10. Gjennomsnittslengder for fanget eldre ørret (>1+) i Vallaråi mellom 2008-2010 og 2014-2016.

### 3.5. Tettheter og lengder av ørret på kontrollstasjon 5

Fra 2014-2016 har tettheter av 1+ og eldre ørret på stasjon 5, 5b og 5c variert med 24-57 ind./100 m<sup>2</sup> (34 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 12,3). På kontrollstasjon 5 varierte tettheter av 1+ og eldre ørret i forkant av restaureringen med 8-13 ind./100 m<sup>2</sup> (10 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 2,5), mens tettheter i etterkant av restaureringen varierte med 28-57 ind./100 m<sup>2</sup> (38 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 16,7) (Fig. 3.11). Den gjennomsnittlige tettheten av 1+ og eldre ørret har dermed mer enn doblet seg i etterkant av restaureringen på stasjon 5. Det var lave tettheter av 0+ ørret på stasjon 5 både i årene før og etter restaureringen (Fig. 3.11). Til tross for at  $R^2$  indikerer en positiv trend på

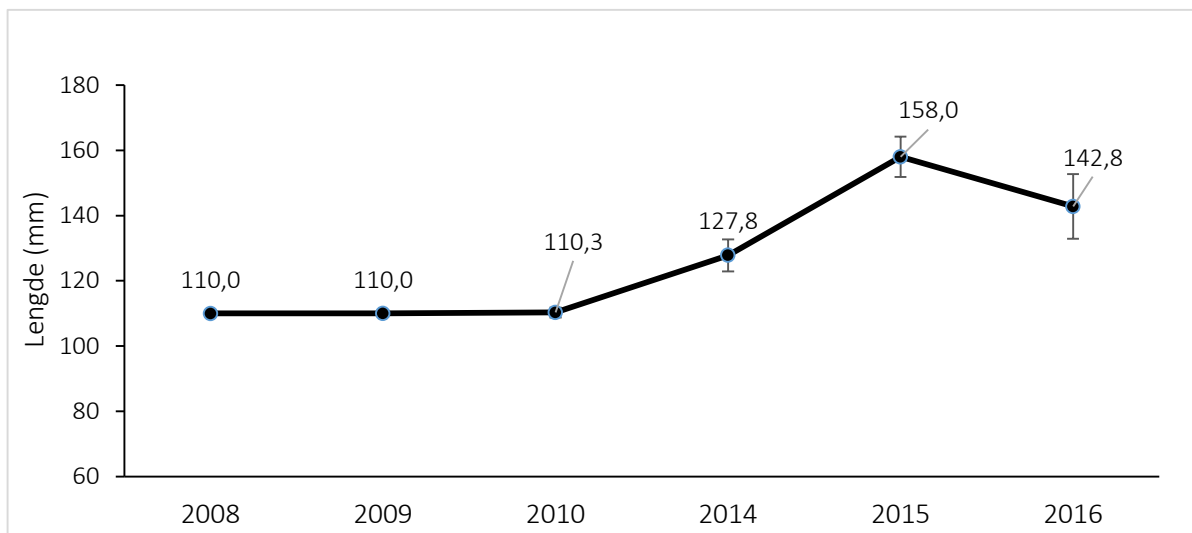


tettheter av 1+ og eldre ørret mellom årene på stasjonen, var regresjon ikke statistisk signifikant ( $R^2=0,6167$ ,  $P=0,1155$ ).



Figur 3.11. Tettheter av fanget 0+ ørret, samt 1+ og eldre ørret på kontrollstasjon 5 fra perioden 2008-2010 og 2014-2016 i Vallaråi.

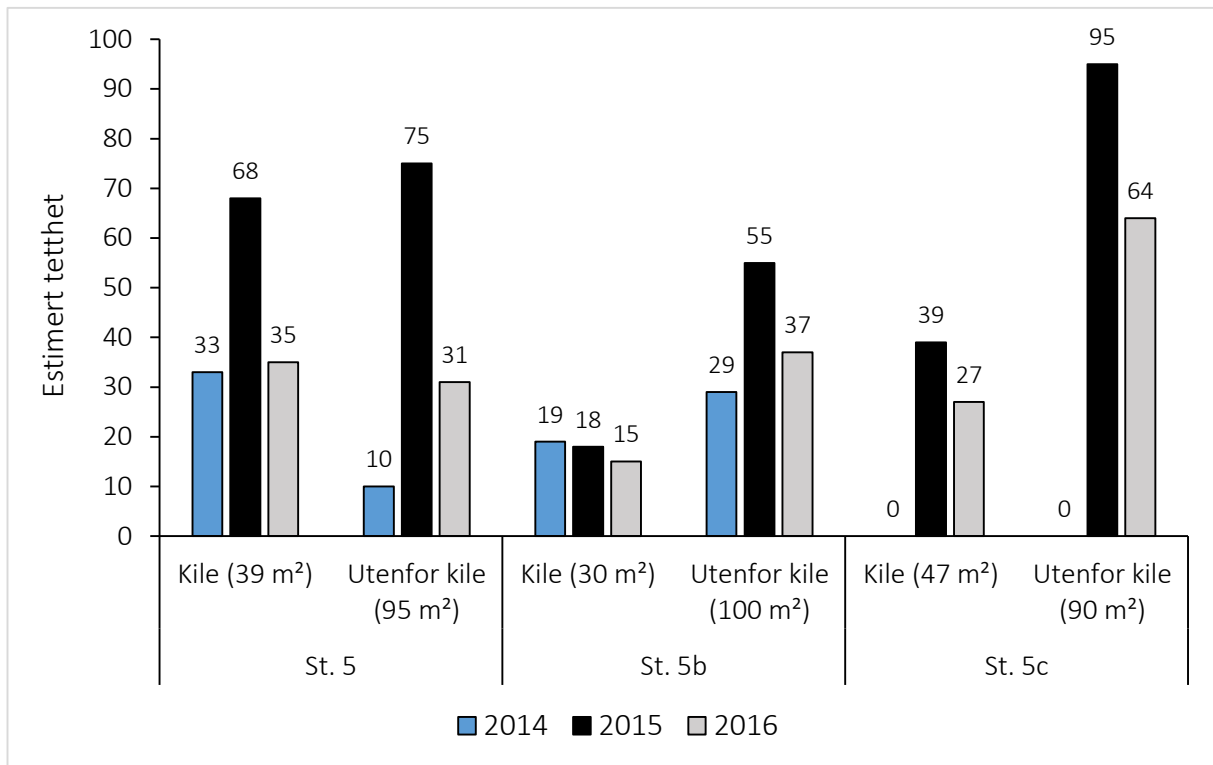
På stasjon 5 varierte gjennomsnittslengder av eldre ørretrekutter (>1+) med 110,0-158,0 mm (126,5 mm  $\pm$ SD 20,3) mellom årene (Fig. 3.12). Fra 2008-2010 var gjennomsnittslengden av eldre ørretrekutter 109,9 mm ( $\pm$ SD 1,6) på stasjonen. I årene etter restaureringen (2014-2016) var gjennomsnittslengden 148,2 mm ( $\pm$ SD 31,5). Det var spesielt høye gjennomsnittslengder for eldre ørretrekutter som ble fanget på stasjonen i 2015 (158,0 mm  $\pm$ SD 34,4) og i 2016 (142,8 mm  $\pm$ SD 31,2) (Fig. 3.12). Selv om regresjon er statistisk signifikant, er det ingen trend på lengder av eldre ørretrekutter på stasjon 5 over tid ( $R^2=0,1490$ ,  $P=0,0011$ ). Det var derimot en signifikant forskjell på lengder av eldre ørretrekutter (>1+) mellom årene på stasjonen (enveis ANOVA,  $F= 3,6201$ ,  $P= 0,0061$ ).



Figur 3.12. Gjennomsnittslengder av fanget eldre ørret (>1+) på kontrollstasjon 5 i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016.

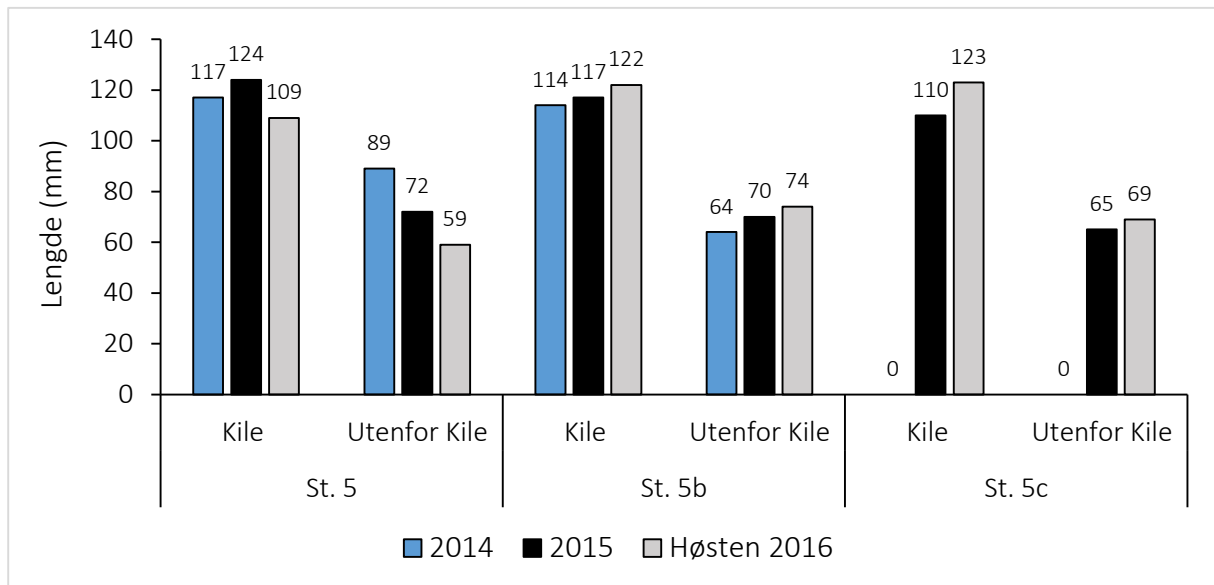
### 3.6. Tettheter og lengder innenfor og utenfor kilene

Tettheter av ørret varierte mye både innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c mellom 2014-2016 (Fig. 3.13). I tilknytning kilen på stasjon 5 varierte tettheter av ørret fra 33-68 ind./39 m<sup>2</sup> (45 ind./39 m<sup>2</sup> ±SD 19,6) mellom årene, og utenfor kilen varierte tettheter fra 10-75 ind./95 m<sup>2</sup> (39 ind./95 m<sup>2</sup> ±SD 33,2). På stasjon 5b varierte tettheter av ørret i tilknytning kilen fra 15-19 ind./30 m<sup>2</sup> (17 ind./30 m<sup>2</sup> ±SD 2,1) mellom årene. Utenfor kilen varierte tettheter fra 29-55 ind./100 m<sup>2</sup> (40 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 13,3) (Fig. 3.13). Stasjon 5c ble kun avfisket i 2015 og 2016. I tilknytning kilen på denne stasjonen varierte tettheter av ørret fra 27-39 ind./47 m<sup>2</sup> (33 ind./47 m<sup>2</sup> ±SD 8,5), mens tettheter utenfor kilen varierte fra 64-95 ind./90 m<sup>2</sup> (79 ind./90 m<sup>2</sup> ±SD 17,7) (Fig. 3.13). Sett i sammenheng med avfisket areal var gjennomsnittlig tetthet av ørret betydelig høyere i transektene tilknyttet kilene, enn i transektene utenfor på stasjon 5 og 5b. På stasjon 5c var gjennomsnittlig tetthet derimot høyere utenfor kilen sett i sammenheng med avfisket areal (Fig. 3.13). Ved testing av forskjeller på tetthet av ørret (pr./100 m<sup>2</sup>) innenfor og utenfor kilene, ble det ikke påvist en signifikant forskjell for 0+ og eldre ørretrekrutter (>0+) sammen (Kruskal-Wallis, P=0,3367), men ved testing på kun tettheter av 1+ og eldre ørret ble det påvist en signifikant forskjell (Kruskal-Wallis, P=0,0163).



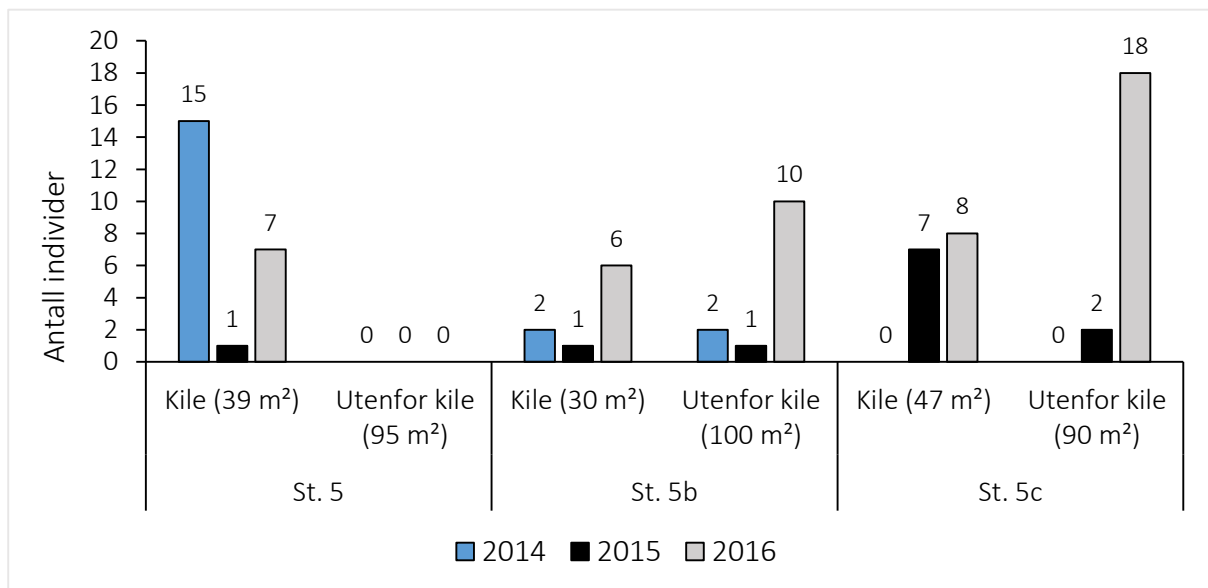
Figur 3.13. Estimert tetthet av ørret innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c i Vallaråi fra 2014-2016 (\* stasjon 5c ble ikke avfisket i 2014).

I tillegg til høye tettheter av ørret i tilknytning kilene, var det også signifikant forskjell på de faktiske 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 kilen på stasjon 5 varierte gjennomsnittslengder av ørret fra 109-124 mm ( $119 \text{ mm} \pm \text{SD } 43,3$ ), og utenfor kilen varierte gjennomsnittslengder fra 59-89 mm ( $68 \text{ mm} \pm \text{SD } 26,4$ ) (Fig. 3.14). I tilknytning kilen på stasjon 5b varierte gjennomsnittslengder av ørret fra 114-122 mm ( $117 \text{ mm} \pm \text{SD } 38,7$ ). Utenfor kilen varierte gjennomsnittslengder av ørret fra 64-74 mm ( $70 \text{ mm} \pm \text{SD } 26,8$ ) (Fig. 3.14). På stasjon 5c varierte gjennomsnittslengder av ørret i tilknytning kilen fra 110-123 mm ( $115 \text{ mm} \pm \text{SD } 51,0$ ), og utenfor kilen varierte gjennomsnittslengder fra 65-69 mm ( $67 \text{ mm} \pm \text{SD } 26,4$ ). Total gjennomsnittslengde av ørret var derfor størst i kilen på kontrollstasjon 5 ( $119 \text{ mm} \pm \text{SD } 43,3$ ) (Fig. 3.14).



Figur 3.14. Gjennomsnittslengder (mm) for fanget ørret innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c i Vallaråi fra 2014-2016 (\* stasjon 5c ble ikke avfisket i 2014).

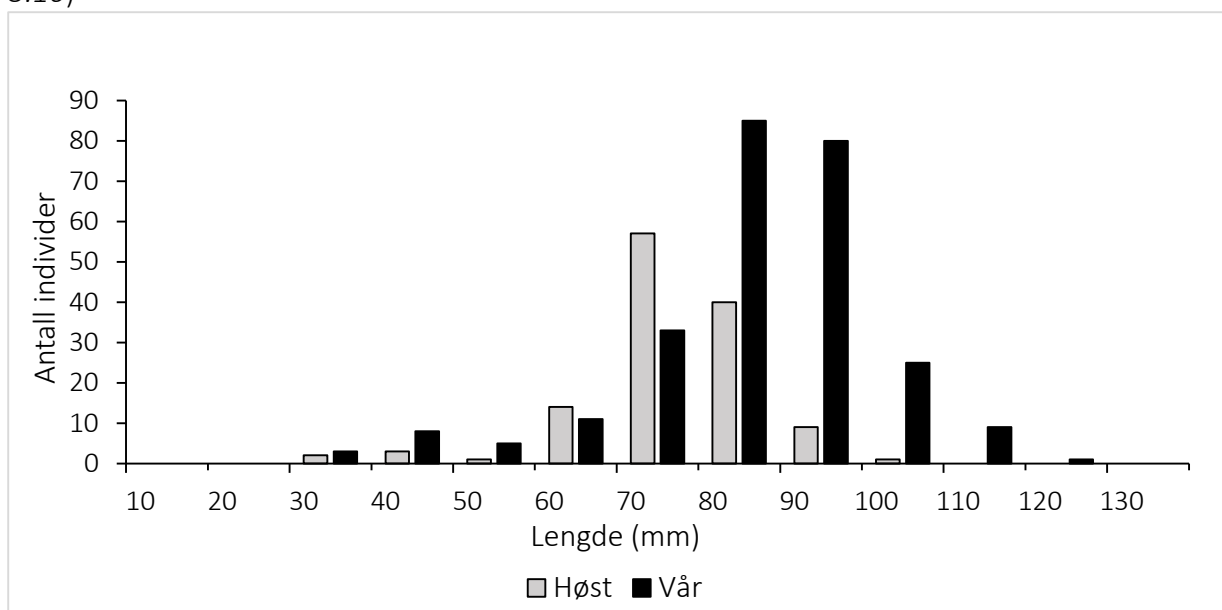
Ørret var den dominerende arten både innenfor kilene (83 %) og utenfor (87 %). Det ble også fanget ørekyte innenfor (17 %) og utenfor (13 %) kilene, men fangstene av ørekyte var likevel lave på stasjonene (Fig. 3.15). På grunn av de lave fangstene og til dels at det ved flere tilfeller ble fanget mer ørekyte i andre eller tredje omgang med elektrofisket, sammenlignet med første omgang, var det vanskelig å estimere tettheter av ørekyte innenfor og utenfor kilene. På stasjon 5 ble det kun fanget ørekyte i tilknytning kilen, mens det på stasjon 5b og 5c ble det fanget ørekyte både innenfor og utenfor. I 2015 ble det fanget minst ørekyte på stasjonene (Fig. 3.15).



Figur 3.15. Antall fanget ørekyte innenfor og utenfor kilene på stasjon 5, 5b og 5c i Vallaråi fra 2014-2016 (\* stasjon 5c ble ikke avfisket i 2014).

### 3.7. Lengdefordeling for ørekyte

Ørekyte ble fanget på alle stasjonene i 2016, og over våren og høsten varierte gjennomsnittslengder av ørekyte med 66,3-83,1 mm (76,2 mm  $\pm$ SD 4,4) mellom stasjonene (Vedlegg 2; Tab. 8.4). Mesteparten av ørekyte som ble fanget i 2016 (vår/høst) var mellom 70-100 mm (voksen fisk) og ble tatt på våren. Ørekyte blir sjelden større enn 100-110 mm (Fig. 3.16)



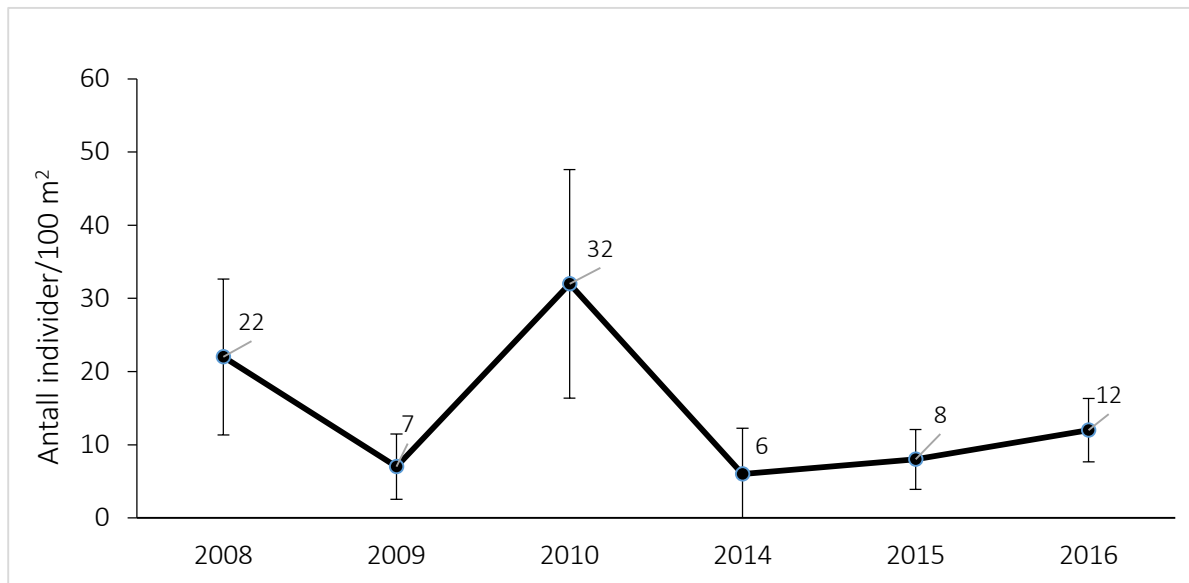
Figur 3.16. Lengdefordeling for fanget ørekyte ved elektrofiske på 8 stasjoner i Vallaråi høsten (grå) og våren (svart) 2016.

På grunn av at ørekyte ikke vokser seg stor, forekommer det ikke mye variasjon i lengder for ørekyte. I løpet av årene med undersøkelser har gjennomsnittslengder variert med 58,5-87,5 mm (73,1 mm  $\pm$ SD 5,4) mellom stasjonene (Vedlegg 2; Tab. 8.4).

### 3.8. Tettheter av ørekyte

Total gjennomsnittlig bestandstetthet av ørekyte var høyest i 2010 (32 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 38,2) og lavest i 2014 (6 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 12,5). Det var også lave tettheter av ørekyte i 2009 (7 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 11,8), 2015 (8 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 11,6) og høsten 2016 (12 ind./100 m<sup>2</sup>  $\pm$ SD 12,2) (Fig. 3.17). Regresjon indikerer ingen signifikant trend for tettheter av ørekyte over tid ( $R^2=0,0301$ ,  $P=0,5897$ ), og det var heller ingen signifikant forskjell på tettheter av ørekyte mellom årene med undersøkelser (Kruskal-Wallis,  $P=0,3841$ ). Tettheter av ørekyte har vært

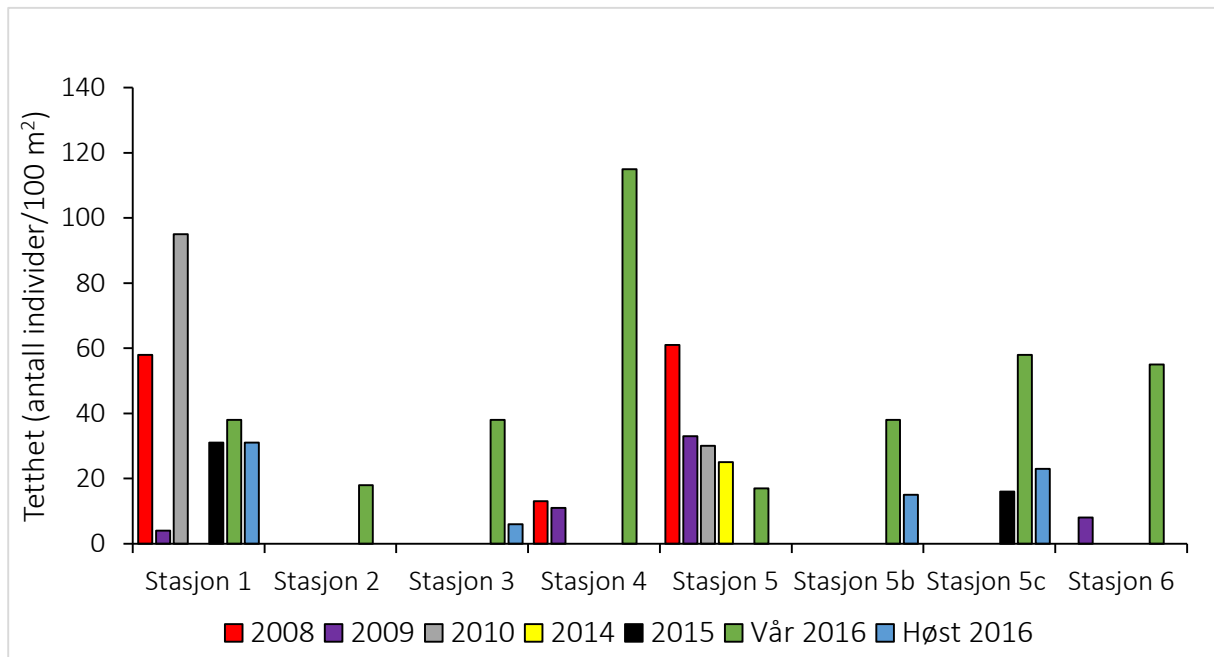
lavere i årene etter restaureringen, sammenlignet med årene før (Fig. 3.17), men ved testing ble det ble ikke påvist en signifikant forskjell (Kruskal-Wallis  $P=0,6433$ ).



Figur 3.17. Gjennomsnittlig bestandstetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget ørekyte fra hvert år med elektrofiske i Vallaråi (2008-2010 og 2014-2016).

Tettheter av ørekyte har variert både over årene og mellom stasjonene, men det har gjennomgående vært lave tettheter av arten (Vedlegg 4; Tab. 8.6). Det var spesielt høy tetthet av ørekyte på stasjon 4 våren 2016 (115 ind./100 m<sup>2</sup>), men ellers har det ikke blitt fanget mye ørekyte på denne stasjonen. Dette gjelder også på stasjon 2 og 3, ettersom det nærmest ikke har blitt fanget ørekyte på disse stasjonene utenom våren 2016 (Fig. 3.18). Tettheter fra våren 2016 var gjennomgående høye, men disse tetthetene er ikke direkte sammenlignbare med tettheter fra de andre årene.

Tettheter av ørekyte har gjennomgående vært høyest på stasjon 1, 4 og 5 (Fig. 3.18). Mellom 2008-2010 var det relativt høye tettheter av ørekyte på stasjon 5 (41 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 17,1), men i etterkant av restaureringen har det vært betydelig lavere tettheter på stasjonen (8 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 14,4). Høsten 2016 var det høyere tettheter av ørekyte på stasjon 5b (15 ind./100 m<sup>2</sup>) og 5c (23 ind./100 m<sup>2</sup>), enn hva det var i 2014 og 2015 (Fig. 3.18). 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<sup>2</sup> (Fig. 3.18).



Figur 3.18. Estimert tetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) av fanget ørekyte pr. stasjon fra 2008–2010 og 2014–2016.

### 3.9. Vannføringer og vanntemperaturer

Elektrofisket mellom årene ble gjennomført på nokså like vannføringer (Vedlegg 5; Tab. 8.7), dvs. i perioder da driften av Sundsbarm kraftverk var stanset og elven hadde restvannføring (ca. 3-6 m<sup>3</sup>/s<sup>-1</sup>) (Tab. 3.1). Vanntemperaturene som ble målt ved elektrofisket på restvannføring (Tab. 3.1) var derfor sannsynligvis noe høyere enn hva de ville ha vært når kraftverket effektkjøres. Dette er på grunn av at vannet som utnyttes i Sundsbarms kraftverk tappes på dypere vannlag i Sundsbarmsvatnet (Heggenes et al. 2012). Fra noen tidligere perioder mangler registrerte vanntemperaturer fra elektrofisket (Vedlegg 5; Tab. 8.7). Dette vanskeliggjør direkte sammenligning av vanntemperaturer over år. Mellom årene med undersøkelser varierte vannføringer i Vallaråi ved elektrofisket med 3-6 m<sup>3</sup>/s<sup>-1</sup> og vanntemperaturene med 3,0-17,3 °C (Vedlegg 5; Tab. 8.7). Ved elektrofisket på kontrollstasjon 5 har også vannføringen variert med 3-6 m<sup>3</sup>/s<sup>-1</sup> mellom årene, og det har blitt registrert vanntemperaturer mellom 4,7-16,1 °C på stasjonen (Vedlegg 5; Tab. 8.7).

Tabell 3.1. Vannføring ( $m^3/s^{-1}$ ), vanntemperatur ( $^{\circ}C$ ) og konduktivitet ( $mS/cm^{-1}$ ) på alle elektrofiskestasjonene i 2016 (våren og høsten), 2015 og 2014 (\* ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold) (-data mangler).

2016 (høst)	Vannføring ( $m^3/s^{-1}$ )	Vanntemperatur ( $^{\circ}C$ )	Konduktivitet ( $mS/cm^{-1}$ )
Stasjon 1	5-6	10,8	4,5
Stasjon 2	5-6	12,0	4,7
Stasjon 3	5-6	12,2	4,7
Stasjon 4	5-6	11,9	4,7
Stasjon 5	5-6	11,7	4,8
Stasjon 5b	5-6	12,4	4,8
Stasjon 5c	5-6	11,6	4,8
Stasjon 6	5-6	11,8	4,5
<b>2016 (vår)</b>			
Stasjon 1	5-6	14,9	3,5
Stasjon 2	5-6	14,3	3,4
Stasjon 3	5-6	17,3	2,6
Stasjon 4	5-6	15,2	2,5
Stasjon 5	5-6	16,1	2,3
Stasjon 5b	5-6	14,8	2,6
Stasjon 5c	5-6	16,1	3,4
Stasjon 6	5-6	14,4	11,3
<b>2015</b>			
Stasjon 1	3,0	-	-
Stasjon 2	3,0	5,3	13,5
Stasjon 3	3,0	-	-
Stasjon 4	3,0	-	-
Stasjon 5	3,0	4,7	13,1
Stasjon 5b	3,0	4,7	13,1
Stasjon 5c	3,0	4,7	13,1
Stasjon 6	3,0	4,7	13,1
<b>2014</b>			
Stasjon 1	*	*	*
Stasjon 2	*	*	*
Stasjon 3	lav	9,5	16,0
Stasjon 4	*	*	*
Stasjon 5	lav	12,2	18,1
Stasjon 5b	lav	12,2	18,1
Stasjon 5c	*	*	*
Stasjon 6	lav	11,1	16,0



## 4. Diskusjon

### 4.1. Effekter av restaureringstiltak

Tettheter og lengder av ørret økte på den restaurerte strekningen i Vallaråi. I den øvre delen av elva (restaurert strekning) var det høyere gjennomsnittlig tetthet av både 0+ ørret og eldre ørretrekutter (>0+) i årene etter restaurering, sammenlignet med årene før. I den nedre 'naturlige' delen av elva (kontrollstrekning) var derimot gjennomsnittlig tetthet av 0+ og eldre ørretrekutter (>0+) den samme både før og etter restaurering. Disse resultatene, samt at den eneste kjente endringen i elvehabitatet mellom årene med undersøkelser er restaureringstiltakene, indikerer at tiltakene er årsaken til høyere tetthet på den restaurerte strekningen. Restaureringstiltakene er i tillegg utformet i betraktning til stedsspesifikke karakteristikk (både hydrologiske og morfologiske), og har sannsynligvis kun effekt i tilknytning det området tiltakene er etablert (Heggenes et al. 2012, Jähnig et al. 2011). Dette er trolig årsaken til at tetthet kun økte i øvre del, og at det tilsynelatende ikke forekom noen smitteeffekter av restaureringstiltakene videre nedstrøms.

En annen indikasjon på at tiltakene hadde størst effekt i den øvre delen av elva, er at lengder av eldre ørretrekutter (>1+) var større i denne delen (124,3 mm  $\pm$ SD 19,8), sammenlignet med kontrollstrekningen (118,0 mm  $\pm$ SD 36,2). Dette kan også ha en sammenheng med at stasjonene i den øvre delen er noe dypere enn i den nedre (Heggenes et al. 2012), men det var i tillegg større ørretrekutter (>1+) i den øvre delen av elva i årene etter restaurering (141,1 mm  $\pm$ SD 12,1) sammenlignet med årene før (121,8 mm  $\pm$ SD 17,4). Det forekommer likevel trolig noe naturlig bakgrunnsvariasjon, ettersom det også var større ørretrekutter (>1+) i den nedre delen av elva i årene etter restaurering (135,9 mm  $\pm$ SD 5,6), sammenlignet med årene før (119,4 mm  $\pm$ SD 13,3). Restaureringstiltak er derfor sannsynligvis ikke alene 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 veksten av spesielt eldre ørretrekutter (>1+).

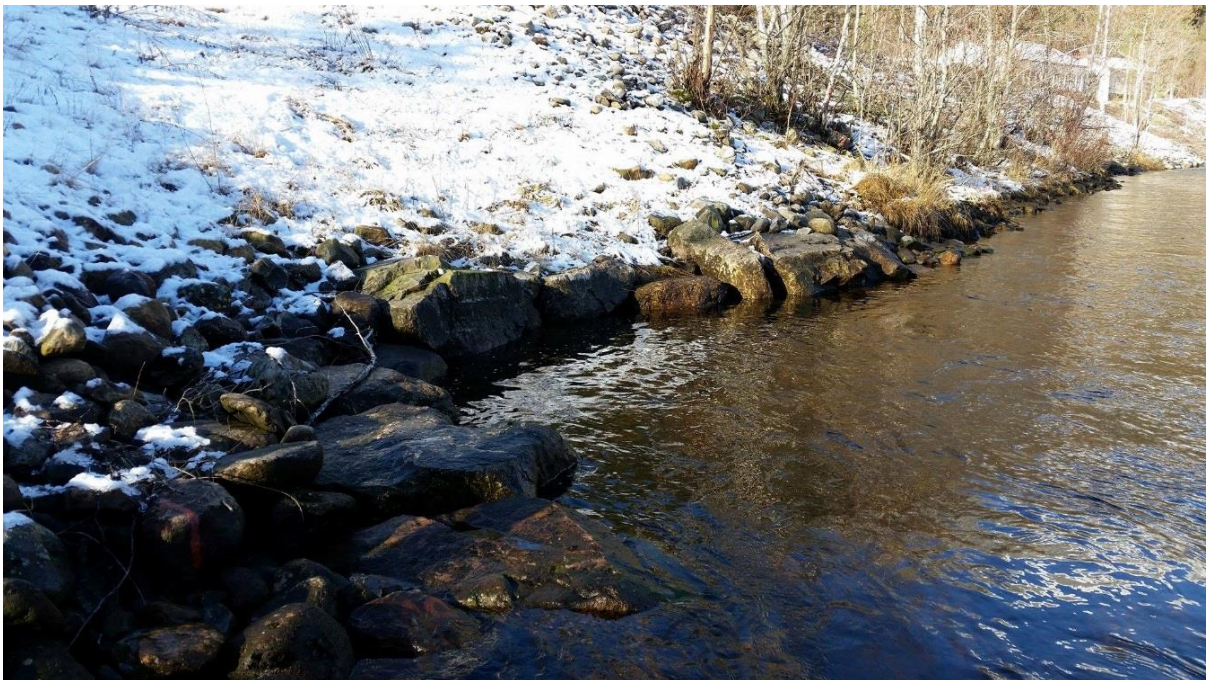
#### 4.1.1. Motstrøms kiler med grovsteinede buner

For at «in-stream» restaurering skal være effektivt, bør habitattiltak ta for seg begrensende faktorer i habitatet (Vehanen et al. 2010). Hensikten med kilene var derfor å øke den strukturelle kompleksiteten i elvehabitatet for derved å skape større volum av oppholdsplasser for eldre ørretrekrutter (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 1988, Heggenes et al. 2012). Skjul er en livsviktig habitatfaktor for ørret som kan bidra til å øke overlevelse, vekst og rekruttering (Armstrong et al. 2003, Soulsby et al. 2009). Før konstruksjonen av kilene ble det også gjennomført hydrodynamiske simuleringer for å forsikre at kilene skal ha strøm på lave restvannføringer (Heggenes et al. 2012). Dette ble gjennomført på grunn av at kilene er dype, og at slike fragmenterte dypområder etter hvert kan tørrlegges og fungere som «fiskefeller» ved effektkjøring (Heggenes et al. 2012, Saltveit et al. 2001). Kilene er derfor spesielt tilpasset forholdene og forutsetningene i Vallaråi med forventet effektkjøring, og vil ikke tørrlegges på lave restvannføringer eller ved raske vannstandssenkninger. Slik har kilene potensialet til å redusere hyppigheten av stranding og dermed også dødeligheten til ørret (Heggenes et al. 2012). 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 (Heggenes et al. 2012).

Ettersom kilene er et pilotprosjekt (Heggenes et al. 2012), finnes det ingen kjente studier som har tatt i bruk dette som habitattiltak tidligere, men 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 suksessfullt i noen restaureringsprosjekter, da dette har forsterket elvehabitatets kompleksitet og derved økt tettheten av laksefisk (Palm et al. 2010, Roni et al. 2006, White et al. 2011).

I etterkant av restaureringen ble det påvist høye tettheter av 1+ og eldre ørret på stasjon 5, 5b og 5c (34 ind./100 ±SD 12,3). På kontrollstasjon 5 (Fig. 4.1) hadde også den gjennomsnittlige tettheten av 1+ og eldre ørret mer enn doblet seg fra før restaurering (10 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 2,5) til etter (38 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 16,7). Dette skyldes mest sannsynlig av at kilene og bunene bryter

opp den ellers rettlinjede elvekanten og øker elvehabitatets kompleksitet. Dette skaper videre flere egnede oppholdsplasser for spesielt større ørretrekrutter (>0+), ettersom kilene er dype og består av grove steiner som øker tilgangen på skjul (Heggenes et al. 2012). Dette kan være årsaken til lavere tettheter av 0+ ørret på stasjon 5, både i årene før restaurering (8 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 11,1) og etter (6 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 10,4). En annen indikasjon på at kilene favoriserer større ørretrekrutter (>0+) framfor 0+ ørret, er at det ble fanget betydelig større ørret i transekter tilknyttet kilene, enn i transekter utenfor (se Fig. 3.14). Eldre ørretrekrutter (>1+) som ble fanget på stasjon 5, var i tillegg større i årene etter restaureringen (148,2 mm ±SD 31,5), sammenlignet med årene før (109,9 mm ±SD 1,6). Dette kan trolig skyldes av at større ørretrekrutter trives bedre i dypområder (Heggenes 2002, Kennedy & Strange 1982), mens mindre ørret (<70 mm) ofte okkuperer grunne og strømsvake habitater (Armstrong et al. 2003, Bardonnet & Heland 1994, Bohlin 1977, Heggenes et al. 1999, Maki-Petäys et al. 1997).



Figur 4.1. Kile på kontrollstasjon 5 (februar 2017). Her på noe høyere vannføring enn ved utførelse av elektrofisket fra 2014-2016.

Ørret var den dominerende arten både i transekter tilknyttet kilene (83 %) og i transekter utenfor (87 %). Ørekyte ble også fanget innenfor (17 %) og utenfor (13 %) kilene, men fangstene var relativt lave. På stasjon 5 var tettheter av ørekyte betydelig lavere i årene etter restaurering (8 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 14,4), sammenlignet med årene før (41 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 17,1). Dette er sannsynligvis et resultat av at kilene er dype, samt at bunene styrer vannstrømmene inn kilene (Heggenes et al. 2012). Ørekyte foretrekker stille og grunne områder (Taugbøl et al. 2002). I

tillegg vil antakelig den økende tettheten av ørret forsterke konkurransen om både mat og plass, noe som potensielt kan resultere i større konkurranse og dermed lavere tetthet av ørekyte (Jenkins et al. 1999). På stasjon 5 og 5b var det høyere tetthet av ørret i tilknytning kilene, enn på direkte tilstøtende strekninger der elvebredden ikke var restaurert. Det var derimot noe høyere tetthet på strekningen utenfor kilen på stasjon 5c (se Fig. 3.13). Ettersom tetthet og vekst av ørret har økt fra før til etter restaurering på stasjon 5, samt at det var høye tettheter både innenfor og utenfor de tre kilene, er det sannsynlig at kiler som habitattiltak reduserer strandingstapet ved effektkjøring (Heggenes et al. 2012).

#### 4.1.2. Steinsetting i elva langs E134

I sammenheng med restaureringen av Vallaråi ble det plassert store steinblokker (ca. 1 m<sup>3</sup>) i det kanaliserte elveløpet langs E134 i tilknytning elektrofiskestasjon 4 (Fig. 4.2). 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) (Heggenes et al. 2012). Plassering av steinblokker i elveløp er en av de mest utbredte og lengst brukte metodene for fysisk restaurering av kanaliserte elvehabitater (Palm et al. 2010, Whiteway et al. 2010). Effekter av steinsettinger fra andre restaureringsprosjekter har vært varierende (Vehanen et al. 2010, Whiteway et al. 2010), men det finnes eksempel på at steinsettinger i kanaliserte elveløp har økt rekrutteringen av sommergammel ørret (Palm et al. 2010).



Figur 4.2. 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. 4.2). Slike bratte og rette elvekanter gir følgelig mindre oppvekstarealer langs elvebredden (Heggenes et al. 2012). Dette, samt at stasjonen er brådyp, er trolig årsaken til at det nærmest ikke ble fanget 0+ ørret på stasjon 4 mellom årene med undersøkelser (Bardonnet & Heland 1994, Maki-Petäys et al. 1997) (se Vedlegg 4; Tab. 8.5). Det var derimot høye tettheter av 1+ og eldre ørret på stasjon 4 mellom årene (44 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 21,6). Dette kan trolig skyldes av at stasjonen er dyp med grovt substrat som genererer gode oppvekstområder for eldre ørretrekrutter (>0+) (Heggenes et al. 2012, Kennedy & Strange 1982). Dessuten vil den bratte elvekanten på denne strekningen antakelig resultere i mindre strandningstap ved effektkjøring, og dermed redusere dødeligheten til ørret. Ved utarbeiding av forslag til habitattiltak i Vallaråi (Heggenes et al. 2012), ble det lagt mye fokus på å beholde relativt bratte elvekanter, da langgrunne elvebredder kan forårsake større strandningstap ved raske vannstandssenkninger (Saltveit et al. 2001).

På stasjon 4 var det høyere tettheter av 1+ og eldre ørret i årene etter restaurering (58 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 26,2), sammenlignet med årene før (34 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 15,1). Dette indikerer at steinsetting som habitattiltak har skapt flere oppholdsplasser for eldre ørretrekrutter i tilknytning stasjonen. Det var i tillegg lave tettheter av ørekyte på stasjonen i både årene før restaureringen (8 ind./100 m<sup>2</sup> ± 7,0) og etter (0 ind./100 m<sup>2</sup> ± 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 (Heggenes et al. 2012, Jenkins et al. 1999).

#### 4.1.3. Senkning av grusøyr og elvekantareal

Ørret stiller strenge krav til valg av gyteplass, der vannhastighet, vanddyp og bunns substrat er de viktigste habitatkriteriene (Forseth & Harby 2013). Vannets hastighet og dybde har stor betydning for hvor gytegroppene lages, og bunns substratet omfatter oftest stein og grus med en kornfordeling mellom 8 og 64 mm (Armstrong et al. 2003, Bakken et al. 2016). Gyteplasser i Vallaråi ble registrert gjennom de fiskebiologiske undersøkelsene fra 2008-2010 (Heggenes et al. 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 (Heggenes et al. 2011) (Fig. 4.3). Utenfor avløpstunnelen lå det tidligere en grusøyr, men denne ble senket i sammenheng med

restaureringen i 2012 (Kildal 2012) (Fig. 4.3). Undersøkelsene fra 2008-2010 registrerte ikke gyting direkte på grusøyren, men det ble registrert gytegroper i tilknytning dette området (Heggenes et al. 2012).



*Figur 4.3. 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 (Heggenes et al. 2011). Her ble også deler av elvebunn senket med ca. 20 cm i sammenheng med restaureringen i 2012 (Kildal 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 et al. 2012). Senkning av elvebunn på gyte- og oppvekstplasser kan medføre risiko for å redusere kompleksiteten i substratet, samt øke permeabiliteten i elvebunn. Dette kan videre skape ustabilitet i grusen og føre til økt dødelighet på rogn og yngel i inkubasjons- og klekkeperioden (Kraabøl 2016). 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 finnes ingen elektrofiskestasjoner direkte på den senkede grusøyren eller det senkede elvekantarealet. Stasjon 6 ligger dog noe nedstrøms den senkede grusøyren (se Fig. 4.3), og fangstene fra denne stasjonen kan derfor indikere om dette habitattiltaket har hatt noen effekt på ørret. På stasjon 6 var tettheter av 0+ ørret betydelig større i årene etter restaureringen (54 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 65,9) enn i årene før (18 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 1,0). Dette skyldes av at tettheter av 0+ ørret normalt har vært 13-19 ind./100 m<sup>2</sup> mellom årene, men at det i 2015 ble estimert 130 ind./100 m<sup>2</sup> (Vedlegg 4; Tab. 8.5). Dette bestandsestimatet er ikke representativt for tettheten av 0+ ørret, da det ble fanget mer 0+ i andre omgang med elektrofisket, sammenlignet med første omgang. Dette har dermed resultert i et betydelig større bestandsestimat (Zippin 1958). Ettersom 0+ ørret er mer utsatt for stranding enn større ørretrekrutter (>0+), kan likevel senkningen av grusøyren ha resultert i mindre strandningstap av 0+ ørret ved effektkjøring, og slik økt overlevelsen og dermed også tettheten av denne aldersklassen (Heggenes et al. 2012, Vehanen et al. 2000).

På stasjon 6 var tettheter av 1+ og eldre ørret også større i årene etter restaureringen (18 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 17,5) enn i årene før (13 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 2,5). Det ble dog fanget lite 1+ og eldre ørret på stasjon 6 høsten 2016 (Vedlegg 4; Tab. 8.5). Våren 2016 var derimot tettheten av 1+ og eldre ørret høy på stasjonen (60 ind./100 m<sup>2</sup>), men fangstene fra dette fisket er ikke direkte sammenlignbart med de andre undersøkelsene. Det var lave tettheter av ørekyte på stasjon 6, både i årene før restaureringen (3 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 4,6) og etter (0 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 0,0) (Vedlegg 4, Tab. 8.6). 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 (Jenkins et al. 1999, Tømmerås et al. 2003).

#### 4.1.4. Den nedre 'naturlige' delen av Vallaråi

På grunn av at ørret var mest utsatt for strandning i tilknytning viktige gyteplasser og oppvekstområder i den øvre kanaliserte delen av Vallaråi, ble restaureringstiltak kun gjennomført på denne strekningen. Det ble vurdert å senke deler av elvebunn i den nedre 'naturlige' delen av elva, men dette ble aldri gjennomført. Årsaken til det var først og fremst at denne delen ikke på noen måte har blitt modifisert tidligere, samt at det gjennom undersøkelsene 2008-2010 ikke ble observert gyting på eller nær de arealene som var mest utsatt for tørrlegging (Heggenes et al. 2011, Heggenes et al. 2012).

Sommergammel ørret (0+) foretrekker vanddyb mindre enn ca. 20-30 cm og vannhastigheter mellom 0-50 cm/s<sup>-1</sup> (Armstrong et al. 2003, Bardonnnet & Heland 1994, Heggenes 1996). Ørekyte trives også best i grunne og strømsvake habitater (Taugbøl et al. 2002). Stasjon 1 er den grunneste av elektrofiskestasjonene i Vallaråi, og på lave vannføringer er det nesten ikke strøm på stasjonen (Heggenes et al. 2011). Ved elektrofisket ble det derfor fanget mye 0+ ørret og ørekyte på denne stasjonen, med unntak av i 2009 (Vedlegg 4; Tab. 8.5, Tab. 8.6). På stasjon 1 var det ikke store forskjeller i tettheter av 0+ ørret fra årene før restaurering (39 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 34,8) til årene etter (42 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 1,4). For 1+ og eldre ørret var det heller ikke store variasjoner i tettheter fra før restaurering (29 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 14,5) til etter (32 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 21,2) (Vedlegg 4; Tab. 8.5). Tettheter av ørekyte var derimot noe lavere på stasjon 1 i årene etter restaurering (31 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 0,0), enn i årene før (52 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 45,8) (Vedlegg 4; Tab. 8.6).

På stasjon 2 var det høyere tettheter av 0+ ørret (41 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 45,9) mellom årene, enn 1+ og eldre ørret (19 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 8,9). Dette er trolig et resultat av at stasjonen er betydelig preget av mosebegrøing som genererer lite hulrom og mindre skjul for større fisk (Heggenes et al. 2011). Ørret mindre enn 70 mm vil ofte bruke elvemose (*Fontinalis antipyretica*) som skjul (Heggenes 1988). Bunndyr bruker også moser som habitat, og moser påvirker derved tilgjengeligheten på mat for ørret. Akvatiske moser og makrofytter er derfor nøkkelarter i elveøkosystemer og kan påvirke fiskesamfunn både direkte og indirekte (Heggenes & Saltveit 2002, Louhi et al. 2011, Vehanen et al 2010). I 2008 ble det fanget mye 0+ ørret på stasjon 2 (119 ind./100 m<sup>2</sup>). Det var derfor høyere tettheter av 0+ ørret på stasjonen i årene før restaureringen (45 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 64,4) enn i årene etter (35 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 7,8). For 1+ og eldre ørret var det derimot ikke store forskjeller i tettheter fra før restaureringen (19 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 12,5) til etter (19 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 1,4) (Vedlegg 4; Tab. 8.5). Når det gjelder tettheter av ørekyte, ble det nærmest ikke fanget noe av denne arten på stasjonen, med unntak av våren 2016 (Vedlegg 4; Tab. 8.6).

Stasjon 3 er et relativt tregt blankstryk, der substratet hovedsakelig består av 50 % grus og grov sand. Dette gir lite hulrom i substratet, og derved mindre skjul for ørret (Heggenes et al. 2011). På denne stasjonen var tettheter av 0+ ørret større i etterkant av restaureringen (25 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 4,7), enn i årene før (10 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 14,8). Dette er trolig et resultat av at stasjon 3 ikke ble avfisket i 2010, samt at det ikke ble estimert noen tetthet av 0+ ørret på stasjonen i



2009, på grunn av at det ble fanget mer fisk i andre- og tredje omgang med elektrofisket, enn i første omgang (*Vedlegg 4; Tab. 8.5*). Det var ikke store forskjeller i tettheter av 1+ og eldre ørret fra årene før restaureringen (14 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 2,8) til etter (14 ind./100 m<sup>2</sup> ±SD 2,4), og det ble det nærmest ikke fanget ørekyte på stasjon 3 mellom årene med undersøkelser (*Vedlegg 4; Tab. 8.6*).

## 4.2. Begrensninger for tetthet og vekst av ørret

Habitat er en av de viktigste abiotiske miljøpåvirkningene for ørret, og derfor også en begrensende faktor når det gjelder tetthet og vekst. Dette skyldes av at habitatet har betydelig påvirkning på reproduksjon og overlevelse (Armstrong et al. 2003, Heggenes et al. 1993, Milner et al. 2002). De viktigste habitatfaktorene for ørret er vanddyp, vannhastighet og bunnsubstrat. Dette er på grunn av at disse habitatfaktorene bestemmer mengden og kvaliteten på oppholdssteder, næring, gyteområder og skjul (Heggenes & Sageie 2011, Soulsby et al. 2009). I Vallaråi har det vært store forskjeller i både fiskens størrelse- og tetthet mellom stasjonene og årene. Årsaken til disse forskjellene er først og fremst elvas varierende habitatforhold (Heggenes et al. 2011). Ørret har ulike habitatpreferanser basert på størrelsen og alderen til fisken, og dette forårsaker dermed forskjeller i lengder og tetthet av ørret mellom stasjonene (Lorenz et al. 2013). Forskjeller i størrelse og fisketetthet mellom årene kan også trolig ha skyldes ulike feltforhold (vanntemperatur og vannføring), intra- og interspesifikk konkurranse, når på året det ble avfisket og varierende rekruttering fra år til år (Bohlin 1977, Heggenes et al. 2011).

### 4.2.1. Reguleringseffekter (vanntemperatur)

Fisk er vekselvarme og kan derfor 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 (Armstrong et al. 2003, Heggenes et al. 1993). 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 (Elliott & Elliott 2010, Klemetsen et al. 2003). 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



Vanntemperaturene som ble målt i Vallaråi i løpet av årene med fiskebiologiske undersøkelser var trolig noe høyere enn det de normalt er. Årsaken til det er at driften av Sundsbarm kraftverk stanses under elektrofisket. På høsten 2016 var i tillegg lufttemperaturen i Norge 3,6 °C høyere enn hva som er normalt i september. Det ble også satt ny fylkesrekord i Telemark for høyeste lufttemperatur denne måneden, og dette vil trolig ha påvirket vanntemperaturene fra dette fisket (Kristiansen et al. 2016). Høsten 2016 varierte vanntemperaturer fra elektrofisket med 10,8-12,4 °C. Vanntemperaturer fra elektrofisket har totalt variert med 3,0-17,3 °C mellom årene med undersøkelser (Vedlegg 5; Tab. 8.7).

#### 4.2.2. Reguleringseffekter (effektkjøring)

Effektkjøring kan medføre stranding av fisk. Dette innebærer at fisk blir liggende igjen på tørt land eller blir fanget i sideløp, små pytter eller hulrom i substratet når vannføringen reduseres hurtig (Eie 2013, Harby et al. 2004). Stranding av fisk forekommer oftest 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 sjansene for at fisken blir fanget i hulrom i substratet ved rask reduksjon av vannføringen. Yngre fisk og spesielt 0+ ørret er mest utsatt for stranding (Vehanen et al. 2000). Dette skyldes av at sommergammel ørret (0+) oftest er knyttet til mer landnære områder enn eldre ørretunger (>0+) (Armstrong et al. 2003, Maki-Petäys et al. 2004). På grunn av deres kroppsstørrelse har de også lavere svømmekapasitet slik at det blir vanskeligere å følge vannets tilbaketrekning ved synkende vannføring (Bakken et al. 2016). Risikoen for stranding blir lavere for eldre ørretrekrutter når vannstanden synker langsommere enn 10-15 cm pr. time (Saltveit et al. 2001), men 0+ ørret kan fortsatt strande på senkningshastigheter under dette (Bakken et al. 2016).

Ørret vil ofte være mindre aktiv og søke mer skjul om vinteren. Dette skyldes av at det forekommer lavere vanntemperaturer på denne årstiden. Risikoen for stranding øker derfor spesielt på vinteren hos ungfisk som bruker elvekanthabitatet som leveområde (Bakken et al. 2016). 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. 2016).

Variierende vannføring forårsaket av effektkjøring vil ikke bare påvirke fisk som oppholder seg i den delen av habitatet som tørrlegges. Det kan også påvirke fisk som lever i permanent vanddekte områder. Dette skyldes av at fisk som lever i strandingsutsatte områder ofte svømmer vekk fra tørrleggingsområdet når vannstanden synker. Denne fisken må da finne en ny oppholdsplass blant de faste beboerne på de vanddekte områdene. Dette kan påvirke fiskens energiomsetning som følge av økt aktivitet og stress, og videre ha en effekt på fiskens overlevelse og vekst. I senere tid har det blitt foreslått at fisk kan tilvenne seg effektkjøringsregimer, og at de kan lære å unngå de grunne og strandingsutsatte områdene. Dette er dog ikke grundig undersøkt og mer forskning er nødvendig på dette feltet (Bakken et al. 2016).

I Vallaråi kan det forekomme vannføringsvariasjoner mellom  $3\text{-}30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$  under sommerhalvåret på grunn av effektkjøringsregimet til Sundsbarm kraftverk (Heggenes et al. 2011). Betydelig dødelighet hos ørret er sannsynligvis en konsekvens av dette (Fig. 4.5). Dette gjelder særlig når effektkjøring starter opp etter lengre perioder med stabil vannstand (Heggenes et al. 2011). Dødeligheten hos ung ørret er naturlig høy (80-90 %). Derfor vil enhver faktor som medfører ytterligere dødelighet være en negativ påvirkning på en ørretbestand (Palm et al. 2010).



*Figur 4.5. Variierende vannføring i Vallaråi ved start og stopp av Sundsbarm kraftverk. Bildet er fra før etableringen av de tre kilene (Heggenes et al. 2012).*

I kanaliserte elver kan også nedstrøms driv av yngel være en begrensning for rekrutteringen av laksefisk. Nedstrøms driv av yngel forårsakes av høy vannføring og sterke strømmer, og kan føre til økt dødelighet og populasjonstap hos ørret (Klemetsen et al. 2003, Palm et al. 2010). Det er to faktorer som påvirker hyppigheten av yngeldriv under vekst. En av disse er vannhastigheten (Palm et al. 2010). Ørretyngel er dårlige svømmere og vil bli fordrevet av vannhastigheter opp

til 0,15-0,19 m/s<sup>-1</sup> på vanntemperaturer mellom 6–14 °C (Heggenes & Traaen 1988). Den andre faktoren er kompleksiteten av elvebunn, da denne bestemmer tilgjengeligheten på oppholdsplasser og skjul uten sterke strømmen 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 et al. 2010).

#### 4.2.3. Intra- og interspesifikk konkurranse

En mulig årsak til variasjon i tettheter av ørret mellom årene, kan ifølge Bohlin (1977) være interkohort konkurranse. Dette går ut på at det forekommer konkurranse hos de ulike aldersklassene til ørret, der tettheter av 0+ og eldre ørret (>0+) er høyest annet hvert år. Det antas at disse svingningene i tetthetene regulerer overlevelsen av ung ørret og at denne mekanismen styrker de ulike aldersklassene. Det er også kjent at veksten til ørret kan bli redusert ved økende bestandstetthet av både ørret og andre arter som ørreten konkurrerer med (Jenkins et al. 1999). Dette skyldes av at høyere tetthet resulterer til større konkurranse om mat og plass (Gederaas et al. 2007, Heggenes et al. 2011, Tømmerås et al. 2003). Interspesifikk konkurranse med ørekyte og varierende tettheter av denne arten mellom årene, har derfor trolig forårsaket forskjeller i tettheter og vekst av ørret i Vallaråi (Gederaas et al. 2007, Tømmerås et al. 2003).

Den invaderende arten ørekyte er en karpfisk (*Cyprinidae*). Ørekyte lever hovedsakelig på grunt vann i elver og innsjøer og livnærer seg på insekter og bunndyr. Arten deler derfor oppholdssteder og føde med ørretrekrutter og konkurrerer med ørreten om mat og plass (Gederaas et al. 2007, Heggenes et al. 2011, Tømmerås et al. 2003). Eldre ørret kan spise ørekyte, men dette kompenserer i liten grad for den reduserte produksjonen av næringsdyr som ørekyte forårsaker (Saltveit & Brabrand 1991). 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 gjennomgående vært lave tettheter av ørekyte, med unntak av tettheter fra våren 2016 (*Vedlegg 4; Tab. 8.6*). Årsaken til at det ble fanget mye ørekyte denne våren, er trolig på grunn av at ørekyte gyter på våren og forsommeren, samt at ørekyte er en stimfisk som blir mer aktiv ved høyere vanntemperaturer (12-20 °C) (Holthe et al. 2002, Taugbøl et al. 2002). Våren 2016 var vanntemperaturer ved elektrofisket 14,3-17,3 °C (*Vedlegg 5; Tab. 8.7*).

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 (Heggenes et al. 2011). 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, Tømmerås et al. 2003).

Spredning av ørekyte blir vurdert som et stort miljøproblem, både ressursøkonomisk og når det gjelder bevaring av biologisk mangfold (Taugbøl et al. 2002). Det finnes dog flere tiltak for å redusere ørekytebestander eller hindre spredning av arten. Ved bruk av fysiske sperrer, bygges det en selektiv fiskesperre der ørekyte stoppes, men ørret klarer å passere. Ørekyte har lav hoppekapasitet (særlig ved vanntemperaturer  $<6$  °C) og vil derfor slite med å passere vandringshinder, stryk og terskler (Holthe et al. 2002, Taugbøl et al. 2002). Et annet tiltak som blant annet har blitt brukt i Ustedalsvassdraget er utfisking. Dette er ressurskrevende og må opprettholdes over lengre tid for å ha noen effekt. Størrelsen på vassdraget vil også være av betydning, da det er vanskeligere å fiske ut større vassdrag. Rotenon kan også brukes for å redusere ørekytebestander, men myndighetene har blitt mer restriktive i forhold til bruk av rotenon de siste tiårene (Taugbøl et al. 2002). I Vallaråi er trolig ørretens rekruttering og vekst negativt påvirket av ørekyte, men det er ørret som er den dominerende arten i elva (*Vedlegg 1; Tab. 8.1*). Hverken utfisking, vandringshinder eller bruk av rotenon har derfor vært nødvendig som tiltak i Vallaråi foreløpig. Fokuset har heller vært rettet mot å utarbeide habitattiltak som favoriserer ørret framfor ørekyte (Heggenes et al. 2012).

#### 4.2.4. Forurensning

Forurensning er ikke et betydelig problem i Vallaråi. Til tross for dette er elva under mild påvirkning av avrenning (salting) og utslipp fra E134, samt avrenning fra bebyggelse og jordbruk. Dette er i noen grad med på å øke mengden av næringsstoffer og organiske forbindelser i elva (Vann-nett). De grunnleggende vannkvalitetskravene for laksefisk er hovedsakelig oksygenrike vann med naturlig innhold av næringsstoffer og naturlig vanntemperaturforhold. I tillegg krever også laksefisk vann med god bufferkapasitet, da vann

med lav pH er skadelig for fisken. Ørret er særlig sensitive til forsurede vannforekomster. Andre grunnleggende vannkvalitetskrav er lav eller ingen forekomst av kjemiske forurensere, samt naturlige lave forekomster av silt og annet finkornet materiale (Hendry et al. 2002)

### 4.3. 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<sup>2</sup> ( $\pm$ SD 18,3) mellom årene (Vedlegg 4; Tab. 8.5). 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 (Heggenes 2015, Kraabøl et al. 2015). I Tinnelva forekommer i tillegg laks (*Salmo salar*) som er en betydelig predator på ungfisk (Heggenes 2015). Begge elvene er regulert, og under påvirkning av effektkjøring (Heggenes 2015, Kraabøl et al. 2015).

I de siste årene har det skjedd en dramatisk nedgang i bestandstettheten til ørret i Tinnelva. I perioden 2004-2007 varierte tettheter av ørret med 50–100 ind./100 m<sup>2</sup>, men i 2014 var tettheten 13 ind./100 m<sup>2</sup> (Tab. 4.1). Dette er den laveste registrerte tettheten av ørret i løpet av årene med undersøkelser i Tinnelva (Heggenes 2015). 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<sup>2</sup>), men relativt lave tettheter av 1+ og eldre ørret (10-14 ind./100 m<sup>2</sup>) (Tab. 4.1). Det ble i tillegg utført en migrasjonsanalyse for å bestemme graden av stedstilhørighet for ørret i Tokkeåi. Denne viste at 16 av 281 ørret som ble analysert (5,7 %) hadde signifikant større sannsynlighet for å være førstegenerasjons migranter, framfor å tilhøre den lokale bestanden. Til tross for at det forekommer ørekyte i Tokkeåi, var fangstene av denne arten lave mellom årene, og i 2013 ble det kun fanget ørret i elva. (Kraabøl et al. 2015).

I Bøelva og Heddøla finnes de fiskeartene som lever i Vallaråi, men det forekommer også laks, sik (*Coregonus lavaretus*), elveniøye (*Lampetra fluviatilis*), ål (*Anguilla anguilla*), abbor (*Perca fluviatilis*) og gjedde (*Esox lucius*) (Hvidsten 2010). Hverken Bøelva eller Heddøla er regulert, men deler av Heddøla regnes som sterkt modifisert (data fra Vann-nett). Elektrofisket i elvene ble gjennomført mellom 2009 og 2010 (Hvidsten 2010), samt på sommeren (juni) i 1992 (Solhøi 1992). Elektrofisket fra sommeren 1992 kan trolig ha ført til lavere fangst av sommergammel ørret, da 0+ ørret ikke er utvokst til fangbar størrelse før sensommeren/høsten (Heggenes et

al. 2011). Dette kommer også tydelig fram i fangstene fra Vallaråi våren 2016 (juni) sammenlignet med fangstene fra høsten 2016 (*Vedlegg 2; Tab. 8.3*). 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 (Hvidsten 2010, Solhøi 1992) (*Tab. 4.1*).

*Tabell 4.1. Estimert gjennomsnittlig bestandstetthet (antall individer/100 m<sup>2</sup>) 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
<b>Vallaråi</b> (Røed & Torp 2017) (Heggenes 2015 - datarapport) (Heggenes et al. 2011)	Vår/Høst 2016	8	12-30	21-28	40-51
	2014-2015	4-8	15-40	24-39	39-79
	2008-2010	6-7	10-42	12-23	32-65
<b>Tinnelva</b> (Heggenes 2015) (Heggenes 2015) (Heggenes 2015)	2014	7	*	*	13
	2008-2013	7	*	*	22-39
	2004-2007	7	*	*	50-100
<b>Tokkeåi</b> (Kraabøl et al. 2015)	2011-2013	8	30-40	10-14	10-40
<b>Bøelva</b> (Hvidsten 2010) (Solhøi 1992)	2010	4	18	2	20
	1992 (juni)	4	51	18	69
<b>Heddøla</b> (Hvidsten 2010) (Solhøi 1992)	2009	4	36	8	44
	1992 (juni)	4	6	3	9

De fiskebiologiske undersøkelsene i Vallaråi fra 2008-2010 (Heggenes et al. 2011), 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 (49,8 mm  $\pm$ SD 3,8) mellom årene (*Vedlegg 2; Tab. 8.3*). 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 (Heggenes 2015, Kraabøl et al. 2015). 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 (Heggenes et al. 2011, Kraabøl et al. 2015).

#### 4.4. 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<sup>3</sup>/s<sup>-1</sup> 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; Tab. 8.7*). Ved så lave vanntemperaturer vil ørret ofte være inaktive, 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). I 2016 ble elektrofisket utført av samme person på hver stasjon, men

elektrofisket fra de andre undersøkelsene ble utført av andre personer. Metodikken brukt var dog den samme mellom samtlige år med undersøkelser. 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 trolig resultert til for høye bestandsestimater som ikke representerer bestandens tetthet (Zippin 1958). Dette var blant annet tilfellet for 0+ ørret på stasjon 5c høsten 2016 (82 ind./100 m<sup>2</sup>), stasjon 3 i 2015 (29 ind./100 m<sup>2</sup>) og stasjon 6 i 2015 (130 ind./100 m<sup>2</sup>), samt for 1+ og eldre ørret på stasjon 4 (71 ind./100 m<sup>2</sup>) og stasjon 5b (47 ind./100 m<sup>2</sup>) våren 2016 (*Vedlegg 4; Tab. 8.5*).

Fangstene av både bekkeniøye og trepigga stingsild var lave i Vallaråi, men disse fangstene representerer trolig ikke bestandene. Dette er et resultat av at bekkeniøye ligger nedgravd i substratet store deler av livet sitt, samt at trepigga stingsild er liten (ofte < 50 mm). Artene fanges derfor ikke effektivt ved elektrofiske og fangstmetodikken underestimerer det totale antallet av fiskene (Heggenes et al. 2011). Det ble ikke gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Vallaråi i forkant av kraftutbyggingen og kanaliseringen i 1969-1970, eller i forkant av utbedringen av E134 i 1985. Tilstanden til ørretrekrutter (bestandstetthet og vekst) er derfor ikke kjent fra disse periodene (Heggenes et al. 2012).

#### **4.5. Forslag til videre forvaltning/studier**

Fangstene fra 2014 var ufullstendige på grunn av vanskelige feltforhold, og fangstene fra våren 2016 er ikke direkte sammenlignbare med de andre årene, da elektrofisket ellers ble utført på høsten. Det har derfor kun blitt utført to år med fullstendig elektrofiske i etterkant av restaureringen i Vallaråi. På grunnlag av dette bør det fortsettes med fiskebiologiske undersøkelser i elva, slik at effekten av restaureringstiltakene kan kartlegges over tid. Når det utføres restaurering av vassdrag bør det restaurerte habitatet helst overvåkes i tre år eller mer. Dette er på grunn av at overvåkning mindre enn tre år ofte er utilstrekkelig for å registrere varige effekter av habitatendringer på fiskepopulasjoner, som følge av mulig store naturlige variasjoner i bakgrunnsstøy (Roni et al. 2002, Vehanen et al. 2010, White et al. 2011). Ettersom kilene er et pilotprosjekt, burde spesielt disse overvåkes og følges opp minst et år til før det eventuelt etableres to nye (Heggenes et al. 2012).

Mellom 2008-2010 ble det kartlagt at den årlige gytebestanden av storørret varierte med 10-40 individer i Vallaråi. De fleste av disse observasjonene var ørret på 1-2 kg (75 %), men det ble også observert større fisk på 3-7 kg (Heggenes et al. 2011). Dersom denne bestanden skulle utgjøre en egen genetisk enhet, kan den årlige gytebestanden vurderes som kritisk lav med risiko for negative genetiske effekter. Til tross for at tettheter av ørretrekrutter har økt i den øvre restaurerte delen av Vallaråi, må nødvendigvis ikke disse tetthetene være representative for storørreten. Det kan være at ørret i Vallaråi og Seljordsvatnet består av flere genetiske enheter (Kraabøl 2016). Det bør derfor gjennomføres genetiske undersøkelser med fokus på mikrosatelitter hos både storørret og 'vanlig' ørret for å undersøke dette nærmere (Kraabøl 2016, Kraabøl et al. 2015). Mikrosatelitter er en type genetiske markører som kan brukes til å avdekke genetisk struktur hos levende organismer. De kan derfor brukes til å vurdere graden av isolasjon mellom populasjoner, samt slektskap mellom individer (Estoup et al. 1998, Kraabøl 2016). Det burde også gjennomføres et prøvefiske i Seljordsvatnet for å nærmere undersøke rekrutteringen av ørret i forhold til næringsgrunnlaget. Dersom det også gjennomføres diettundersøkelser av ørret i både Vallaråi og Seljordsvatnet, kan det videre avdekkes hva ørreten spiser, samt i hvor stor grad andre fiskearter inngår i ørretens diett. Mageprøver fra ørret er den beste metoden for å avdekke dette (Kraabøl 2016). Storørretens bruk av både Vallaråi for gyting- og Seljordsvatnet for vekst burde også undersøkes nærmere gjennom akustisk telemetri. Dette er en metode som kan brukes til å kartlegge habitatbruken hos enkeltindivider av fisk (Espinoza et al. 2011).

I effektkjørte elver kan både artsmangfold og tetthet av bunndyr bli kraftig redusert i områder som vekselvis blir tørrlagt og vanddekket. Det er også kjent at effektkjøring kan medføre katastrofedrift av bunndyr, der det meste av drivet forekommer de første 15 minuttene av effektkjøringen (Bakken et al. 2016). I Vallaråi har det ikke blitt utført omfattende bunndyrundersøkelser, og tilstanden til bunndyrfaunaen er derfor delvis ukjent. Av den grunn bør det gjennomføres omfattende bunndyrundersøkelser som kartlegger artsmangfoldet, samt hvordan effektkjøringsregimet påvirker bunndyrfaunaen. Den økologiske betydningen av bunndyrene for ørret og annen fisk i elva er i tillegg ukjent og bør derfor undersøkes nærmere (Kraabøl 2016).

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 et al. 2011). Ved utarbeiding av forslag til habitattiltak (Heggenes et al. 2012), ble det derfor foreslått å endre vanninntaket i Sundsbarmsvatnet, slik at det heller tappes overflatevann uavhengig av magasinets fyllingsgrad. Dette tiltaket ble aldri gjennomført, men det ble nok en gang foreslått å utrede mulighetene for dette tiltaket i 2016 (Kraabøl 2016). Sett i sammenheng med lengder av 0+ ørret fra før til etter restaurering (*Vedlegg 2; Tab. 8.3*), samt lengder av 0+ ørret i andre sammenlignbare elver i regionen (Heggenes 2015, Hvidsten 2010, Kraabøl et al. 2015), er det fortsatt redusert vekst av 0+ ørret i Vallaråi. Muligheter for å gjennomføre dette tiltaket bør derfor utredes nærmere, da tapping av overflatevann vil resultere til et mer tilnærmet naturlig temperaturregime i elva, som videre kan øke veksten av ørret (Heggenes et al. 2012, Kraabøl 2016).

Kilene ble designet for å øke tilgangen på oppholdsplasser for eldre ørretrekutter (>0+) (Heggenes et al. 2012). I tilknytning kilene var derfor effekter av restaureringstiltaket mer tydelige hos 1+ og eldre ørret, enn hos 0+ ørret. Ettersom det hovedsakelig er tetthet og vekst av 1+ og eldre ørret som har økt i Vallaråi, kan det i framtiden være nødvendig å utforme andre tiltak som favoriserer 0+ ørret. I følge Lorenz et al. (2013) vil habitattiltak som fokuserer på å skape grunne og strømsvake habitater danne gode gyte- og oppvekstplasser, samt øke forekomsten av sommergammel fisk. Dette vil dog trolig ikke være gunstig som habitattiltak i Vallaråi, ettersom dette har potensialet til å skape habitater som favoriserer ørekyte framfor ørret, samt at slike habitater har større risiko for å bli tørrlagt ved rask reduksjon av vannføringen (Heggenes et al. 2012). I Vallaråi kan det derimot være gunstig å konstruere terskler eller buner (strømkonsentratorer) i form av steinblokker, steinrøyser eller LWD (Heggenes et al. 2012). Disse kan øke mangfoldet av strømhastigheter og dyp, samt kompleksiteten i substratet, og derved øke volumet av oppholdsplasser for yngre ørretrekutter (Heggenes et al. 2012, Vehanen et al. 2010, White et al. 2011, Whiteway et al. 2010). Lokasjon, omfang og konsekvenser av slike tiltak må rimeligvis utredes nærmere dersom de skulle gjennomføres (Kraabøl 2016). Et annet alternativ kan være å innføre en pålagt miljøbasert vannføring som sikrer gode livsbetingelser for alle aldersklasser av ørret (ungfisk og gytefisk) (Bakken et al. 2016, Kraabøl 2016).

Kraabøl (2016) foreslår å bygge en fiskepassasje forbi Lakshølfossen (oppstrøms Lakshøl) og andre eventuelle vandringshinder opp til Flatsjø. Gjennom en slik passasje vil storørret og ørret av andre årsklasser få tilgang på ytterligere 3 km av Vallaråi. På denne strekningen skal det være

gode oppvekstplasser og bedre habitatkvaliteter enn i den regulerte strekningen av elva. Dersom et tiltak av denne størrelsen vurderes, må det først gjennomføres en nærmere undersøkelse av mulige gyte- og oppvekstplasser oppstrøms Lakshølfossen, samt en utredning av miljøgevinster og -ulemper ved å gjøre denne strekningen tilgjengelig for ørret (Kraabøl 2016).

## 5. Konklusjon

Studiedesignet i dette prosjektet inkluderte både før- og etterkontroller, samt behandlet-kontroll design. Dette gjorde det mulig å oppdage forskjeller i tetthet og vekst av ørretrekrutter fra før til etter restaurering, og mellom restaurert og ikke-restaurert habitat. Tettheter av 0+ ørret og eldre ørretrekrutter (>0+) økte på den restaurerte strekningen (øvre del) i Vallaråi. Det var ingen forskjeller i tetthet av verken 0+ eller eldre ørretrekrutter fra før til etter restaurering i den nedre 'naturlige' delen (kontrollstrekning) av elva. Dette indikerer at økt tetthet på den restaurerte strekningen sannsynligvis er en direkte effekt av restaureringstiltakene (Vehanen et al. 2010, White et al. 2011). Lengder av eldre ørret (>1+) økte derimot både på restaurert- og kontrollstrekning fra før til etter restaurering. Dette indikerer at det sannsynligvis forekommer noe naturlig bakgrunnsvariasjon, og at restaureringstiltakene ikke alene er den eneste årsaken til større lengder av ørret (Roni et al. 2002, Vehanen et al. 2010). Det ble likevel fanget større ørretrekrutter på den restaurerte strekningen, sammenlignet med kontrollstrekningen. Dette er sannsynligvis et resultat av restaureringstiltakene, samt at stasjonene i den øvre delen av elva er noe dypere enn i den nedre delen (Heggenes et al. 2011).

Undersøkelsene i Vallaråi viser spesielt en økning i tetthet og størrelse til ørret som en følge av restaureringstiltak i form av kiler. På kontrollstasjon 5 var det betydelig større tettheter og lengder av eldre ørretrekrutter (>0+) i årene etter restaurering, enn i årene før. I tilknytning kilene var også ørret den dominerende arten både innenfor (83 %) og utenfor (87 %), og det ble påvist høyere tettheter av ørret i to av kilene, enn på direkte tilstøtende strekninger der elvebredden ikke var restaurert. Det ble også påvist betydelig større ørret i transekter tilknyttet kilene, sammenlignet med transekter utenfor. Disse resultatene indikerer at kilene favoriserer ørret framfor ørekyte, og at de fungerer som gode oppholdsplasser for spesielt eldre ørretrekrutter (>0+). 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 (Heggenes et al. 2012). Ettersom tetthet av ørret har økt på den restaurerte strekningen i Vallaråi (spesielt i tilknytning kilene), reduserer habitattiltakene sannsynligvis også strandingstap ved effektkjøring. Fiskebiologiske undersøkelser bør likevel 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 (Roni et al. 2002, White et al. 2011).

## 6. Litteraturliste

- 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.
- Bakken, T.H., Forseth, T. & Harby, A. (red). (2016). Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. NINA Temahefte 62, 205 s.
- 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*, 139:2, 449-467.
- Bardonnet, A. & Heland, M. (1994). The influence of potential predators on the habitat preferenda of emerging brown trout. *J. Fish Biol.* 45 (Suppl. A), 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(3), 209-222.
- Bernhardt, E.S. & Palmer, M.A. (2011). Evaluating River Restoration. *Ecological Society of America*, s 925.
- Bernhardt, E. S., Palmer, M., Allan, J., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C. & Follstad-Shah, J. (2005). Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science (Washington)*, 308 (5722), 636-637.
- Borgstrøm R. & Hansen L. P. (1987). Fisk i Ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. *Landbruksforlaget, Oslo*, s 347.
- Bohlin, T. (1977). Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout (*Salmo trutta*). *Oikos*, 29 (1), 112-117.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggeberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173, 9-43.

- Brenkman, S. J., Duda, J. J., Torgersen, C. E., Welty, E., Pess, G. R., Peters, R. & Mchenry, M. L. (2011). 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.
- Cubley, E. S. & Brown, R. L. (2016). Restoration of hydrochory following dam removal on the Elwha river, Washington. *River Res. Applic.* 32, 1566-1575.
- Duus, P. (2002). Habitatregistrering og forslag til biotopforbedrende tiltak i Vallaråi, Seljord kommune. Masteroppgave ved Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, 61 s.
- Eie, J.A. (2013). Vannkraft og miljø – Resultater fra FoU-programmet Miljøbasert vannføring. *Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)*. 102 s.
- 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(8), 1793-1817.
- Espinoza, M., Farrugia, T. J., Webber, D. M., Smith, F. & Lowe, C. G. (2011). Testing a new acoustic telemetry technique to quantify long-term, fine scale movements of aquatic animals. *Fisheries research* 108, 364-371.
- Estoup, A., Rousset, F., Michalakis, Y., Cornuet, J. M., Adriamanga, M. & Guyomard, R. (1998). Com-parative analysis of microsatellite and allozyme markers: a case study investigating microgeo-graphic differentiation in brown trout (*Salmo trutta*). *Molecular Ecology* 7(3), 339-353.
- 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*, 44, 119-209.
- Forseth, T. & Harby, A. (red). (2013). Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 52, 90 s.



- Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vannforskriften). FOR-2006-12-15-1446. Klima- og miljødepartementet. ([www.lovdata.no](http://www.lovdata.no)) (25.10.16).
- Gederaas, L., Salvesen, I. & Viken, Å. (red.). (2007). Norsk svarteliste 2007 – Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. 2007 Norwegian Black List – Ecological Risk Analysis of Alien Species. *Artsdatabanken, Norway*, 152 s.
- 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 (1), 475-488.
- Hamarsland, A.T., Høseth, K.A. & L'Abèe-Lund, J.H. (2003). Program for miljøtiltak i vassdrag, Dokument nr 11. *Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)*, 33 s.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S. & Saltveit, S.J. (2004). Raske vannstandsendringer i elver – virkninger på fisk, bunndyr og begroinger. Teknisk rapport – *Sintef energiforskning AS*, 39 s.
- Heggenes, J., Alfredsen, K., Bustos, A.A. & Huusko, A. (2016). Be cool – Hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *University College of Southeast-Norway*. Publication series no. 1, 79 s.
- Heggenes, J. (2015). Kiler i elvebredden som habitat tiltak i Vallaråi, Telemark: Datarapport 2015. *Høgskolen i Sørøst-Norge*, 30 s.
- Heggenes, J. (2015). Undersøkelser av ungfisk til ørret og laks i Tinnelva ved Tinfos, Telemark, høst 2014. *Høgskolen i Telemark*. HiT-rapport Nr. 10, 21 s.
- Heggenes, J., Bergan, F., Lydersen, E. & Sageie, J. (2012). Rehabilitering av elvehabitat i Vallaråi, Seljord i Telemark: Forslag til tiltak. *Høgskolen i Telemark*, 71 s.
- Heggenes, J., Bergan, F. & Lydersen, E. (2011). Fiskebiologiske undersøkelser i forbindelse med pålegg om fysiske utbedringer i Vallaråi, Seljord i Telemark. *Høgskolen i Telemark*. HiT skrift nr 0/2011, 43 s.

- Heggenes, J. & Sageie, J. (2011). Habitat og fiskebiologiske undersøkelser i Skarelva, Sør-Skjomen, Narvik kommune. Naturhistorisk Museum, *Universitetet i Oslo*, Rapport nr. 5, 38 s. + vedlegg.
- Heggenes, J. (2002). Flexible Summer Habitat Selection by Wild, Allopatric Brown Trout in Lotic Environments. *Transactions of the American Fisheries Society*, 131:2, 287-298.
- Heggenes, J. & Saltveit, S. J. (2002). Effect of aquatic mosses on juvenile fish density and habitat use in the regulated River Suldalslågen, western Norway. *River Research and Applications*, 18 (3), 249-264.
- 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. (1996). Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regul. Rivers*. 12, 155-169.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindas, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. (1993). Homeostatic behavioral responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology*. 62, 295–308.
- Heggenes, J. (1988). Substrate Preferences of Brown Trout Fry (*Salmo trutta*) in Artificial Stream Channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 (10): 1801-1806.
- Heggenes, J. & Traaen, T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32, 717–727.
- Hendry, K., Cragg-Hine, D., O`Grady, M., Sambrook, H. & Stephen, A. (2002). Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. *Elsevier Science B.V. Fisheries Research* 62, 171-192.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. (1997). Endringer i utbredelse av ørekyte i Norge: årsaker og effekter. *NINA Fagrapport*, 16 s.

- Hicks, B.J. & Reeves, G.H. (1994). Restoration of stream habitat for fish using in-stream structures. In Restoration of Aquatic Habitats. Selected papers from the Second Day of the New Zealand Limnological Society 1993 Annual Conference. Edited by K.J. Collier. *Department of Conservation, Wellington, New Zealand*, 67-91.
- Holthe, E., Lund, E. & Finstad, B. (2002). Tiltak for å hindre spredning av ørekyt og for å sikre ørretungenes oppvekstområder. *NINA Oppdragsmelding 735*, 21 s.
- Hvidsten, N. A. (2010). Smolt- og ungfiskundersøkelser i Skiensvassdraget, smoltutvandring i Skotfoss og ungfisk i Bøelva, Heddøla, Tinnåa og Bliva – *NINA Rapport 556*, 31 s.
- Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E. & Haase, P. (2011). River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21(6), 2007-2015.
- Jenkins Jr, T. M., Diehl, S., Kratz, K. W. & Cooper, S. D. (1999). Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology*, 80 (3), 941-956.
- Jensen, A. J. & Johnsen, B. O. (1988). The effects of flow on the results of electrofishing in a large Norwegian salmon river. *Verhandlungen Internationale Vereinung für Limnology* (23), 1724-1729.
- Kennedy, G. J. A. & Strange, C. D. (1982). The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *Journal of Fish Biology*, 20 (5), 579-591.
- Kiland, H. (2006). Framlegg til tiltak i Vallaråi, Seljord kommune. Faun rapport 036-2006, Faun Naturforvaltning AS, Fyresdal, 19 s.
- Kildal, Ø. (2013). Miljøtiltak i Vallaråi – Sluttrapport for tiltak utført i fase 2. Sundsbarm Kraftverk.
- Kildal, Ø. (2012). Miljøtiltak i Vallaråi – Sluttrapport for tiltak utført i fase 1. Sundsbarm Kraftverk.

- Klemetsen, A., Amundsen, J.B., 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 ferskvannøkologisk undersøkelsesprogram i Vallaråi i Telemark. Faglige innspill til vilkårsrevisjon av Sundsbarm kraftverk. *NINA Rapport* 1233, 37 s + vedlegg.
- Kraabøl, M., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggenes, J., Johnsen, S. I., Pavels, H. & Saltveit, S. J. (2015). Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Tokkeåi. Sluttrapport for perioden 2010-2013 - *NINA Rapport* 1050, 99 s + vedlegg.
- Krebs, C.J. (2000). *Programs for Ecological Methodology*, 2<sup>nd</sup> edition.
- Kristiansen, S., Mamen, J. & Szewczyk-Bartnicka, H. (2016). Været i Norge – Klimatologisk månedsoversikt september 2016. *Meteorologisk institutt*. 17 s.
- 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., Mykrä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A. & Muotka, T. (2011). Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications*, 21(6), 1950-1961.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. (1997). Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 (3), 520-530.
- Milner, N.J., Elliott, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, J., Welton, J.S. & Ladle, M. (2002). The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fisheries Research* 62, 111-125.
- 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.

- Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), WMS Tjenester.  
<http://gis3.nve.no/kartkatalog/metadaha/wmstjenester.html> (05.12.16)
- Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), NVE Atlas.  
<http://atlas.nve.no/html5Viewer/?viewer=nveatlas> (07.12.16).
- Palm, D., Lepori, F. & Brännäs, 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, (Suppl. 1), 205-222.
- Renöfält, 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., 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*, 30:6, 1469-1484.
- Roni, P., Bennett, T., Morley, S., Pess, G. R., Hanson, K., Slyke, D. V. & Olmstead, P. (2006). Rehabilitation of bedrock stream channels: the effects of boulder weir placement on aquatic habitat and biota. *River Research and Applications*, 22 (9), 967-980.
- 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, 1-20.
- Rosenfeld, J.S. & Hatfield, T. (2006). Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63(3), 683-698.

- Saksgård, L. & Heggberget, T. G. (1990). Estimates of presmolt Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a large north Norwegian river. I: Cowx, I. G. (red.) *Developments in Electric Fishing*, s. 102-108. Oxford: Fishing News Books.
- Saltveit, S. J. & Brabrand, Å. (1991). Ørekyt – En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske* 130, 21 s.
- 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 by hydropeaking. *Regulated Rivers Research & Management*. 17, 609-622.
- Society for Ecological Rehabilitation International Science & Policy Working Group. (2004). The SER International Primer on Ecological Rehabilitation (online). Tilgjengelig på: <http://www.ser.org> (16.01.2017).
- Solazzi, M.F., Nickelson, T.E., Johnson, S.L. & Rodgers, J.D. (2000). Effects of increasing winter rearing habitat on abundance of salmonids in two coastal Oregon streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 906-914.
- Solhøi, H. (1992). Tettheten av laks og ørret i Bøelva og Heddøla. Rapport nr.12/92. *Fylkesmannen i Telemark*. 22 s.
- 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.
- Sundermann, A., Gerhardt, M., Kappes, H. & Haase, P. (2013). Stressor prioritization in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological Indicators* 27, 83-96.
- Sørensen, J., Brodtkorb, E., Haug, I., Fjellanger, J., Halleraker, J.H., Bjørnhaug, M., Langåker, R.M. & Selboe, O.K. (2013). Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. *Norges Vassdrags- og energidirektorat (NVE)*, Rapport nr. 49/2013, 316 s.

- Taugbøl, T., Hesthagen, T., Museth, J., Dervo, B. & Andersen, O. (2002). Effekter av ørekyteintroduksjoner og utfiskingstiltak: en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. *NINA Oppdragsmelding 753*, 31 s.
- Tømmerås, B.Å., Hofsvang, T., Jelmert, A., Sandlund, O.T., Sjørusen, H. & Sundheim, L. (2003). Introduserte arter: Med fokus på problemarter i Norge. *NINA Oppdragsmelding 772*, 58 s.
- Vann-nett, <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=016-2557-R>. Vannforekomst: 016-2557-R. (25.10.16).
- Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, 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.
- Vehanen, T., Bjerke, P. L., Heggenes, J., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. (2000). Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behavior by juvenile brown trout in artificial flumes. *Journal of fish biology* 56, 923-937.
- Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem for vann i henhold til Vannforskriften. 230 s.
- 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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 2057-2063.
- Whiteway, S.L., Pascale, M.B., Zimmermann, A., Venter, O. & Grant, J.W.A. (2010). Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 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 Resour. Res.* 41, 1-12.

- Zalewski, M. & Cowx, I. G. (1990). Factors affecting the efficiency of electric fishing. I: Cowx, I. G. & Lamarque, P. (red.) *Fishing with electricity. Applications in freshwater fisheries management*, s. 89-111. Oxford: Fishing News Books.
- Zippin, C. (1958). The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife management* 22, 82-90.



## 7. Figurer og tabeller

### 7.1. Figurer

Figur 2.1. Områdebeskrivelse (kart over Vallaråi, Seljordsvatnet og Sundsbarmsvatnet)

Figur 2.2. Vannføring ( $\text{m}^3/\text{s}^{-1}$ ) nedstrøms utløpet til Sundsbarm kraftverk (Vallaråi høsten 2016)

Figur 2.3. Områdebeskrivelse (omlegging og utbedring av E134)

Figur 2.4. Beskrivelse av habitattiltak som ble gjennomført i Vallaråi

Figur 2.5. Oversikt over hvor habitattiltak ble gjennomført i Vallaråi

Figur 2.6. Etablering av kile på kontrollstasjon 5

Figur 2.7. Oversikt over elektrofiskestasjoner (st. 1-6)

Figur 2.8. Bilde av elektrofiskestasjoner (st. 1-6)

Figur 2.9. Ørret fanget på elektrofiskestasjon 1 (høsten 2016)

Figur 3.1. Artssammensetning (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.2. Lengdefordeling for ørret (vår/høst 2016)

Figur 3.3. Gjennomsnittlig bestandstetthet av ørret (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.4. Gjennomsnittlige tettheter av 0+ ørret (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.5. Gjennomsnittlige tettheter av 1+ og eldre ørret (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.6. Tettheter av 0+ ørret pr. stasjon (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.7. Tettheter av 1+ og eldre ørret pr. stasjon (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.8. Gjennomsnittslengder av 0+ ørret (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.9. Gjennomsnittslengder av 1+ ørret (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.10. Gjennomsnittslengder av eldre ørretrekutter (>1+) (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.11. Tettheter av ørret på kontrollstasjon 5 (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.12. Gjennomsnittslengder av eldre ørretrekutter (>1+) på kontrollstasjon 5 (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.13. Tettheter av ørret innenfor og utenfor kilene (2014-2016)

Figur 3.14. Gjennomsnittslengder av ørret innenfor og utenfor kilene (2014-2016)

Figur 3.15. Antall fanget ørekyte innenfor og utenfor kilene (2014-2016)

Figur 3.16. Lengdefordeling for ørekyte (vår/høst 2016)

Figur 3.17. Bestandtetthet av ørekyte (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 3.18. Tettheter av ørekyte pr. stasjon (2008-2010 og 2014-2016)

Figur 4.1. Kile på kontrollstasjon 5 (februar 2017)

Figur 4.2. Steinblokker i elveløpet langs E134

Figur 4.3. Avløpstunnelen til Sundsbarm kraftverk i tilknytning elektrofiskestasjon 6

Figur 4.4. Vanntemperatur i Vallaråi (1-10 juli, 2010)

Figur 4.5. Effektkjøring (start og stopp av Sundsbarm kraftverk)

## 7.2. Tabeller

Tabell 2.1. Forslag til tiltak for å øke tetthet og vekst av ørret

Tabell 2.2. Elv- og stasjonsbeskrivelser

Tabell 3.1. Vannføring, vanntemperatur og konduktivitet på elektrofiskestasjoner (2014-2016)

Tabell 4.1. Sammenligning av Vallaråi med andre elver i regionen (tettheter av ørret i Vallaråi, Tokkeåi, Tinnelva, Bøelva og Heddøla)

## 8. Vedlegg

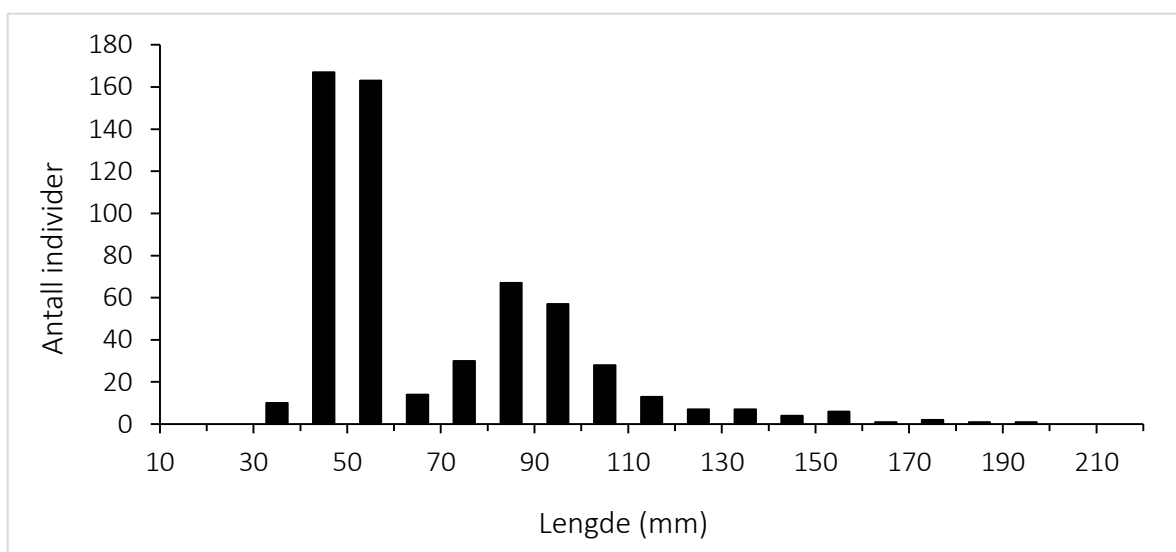
### 8.1. Vedlegg 1. Artssammensetning og årsklasser/lengdefordeling (ørret) fra 2008-2010 og 2014-2016

Tabell 8.1. Antall fangede arter i Vallaråi i perioden mellom 2008-2010 og 2014-2016.

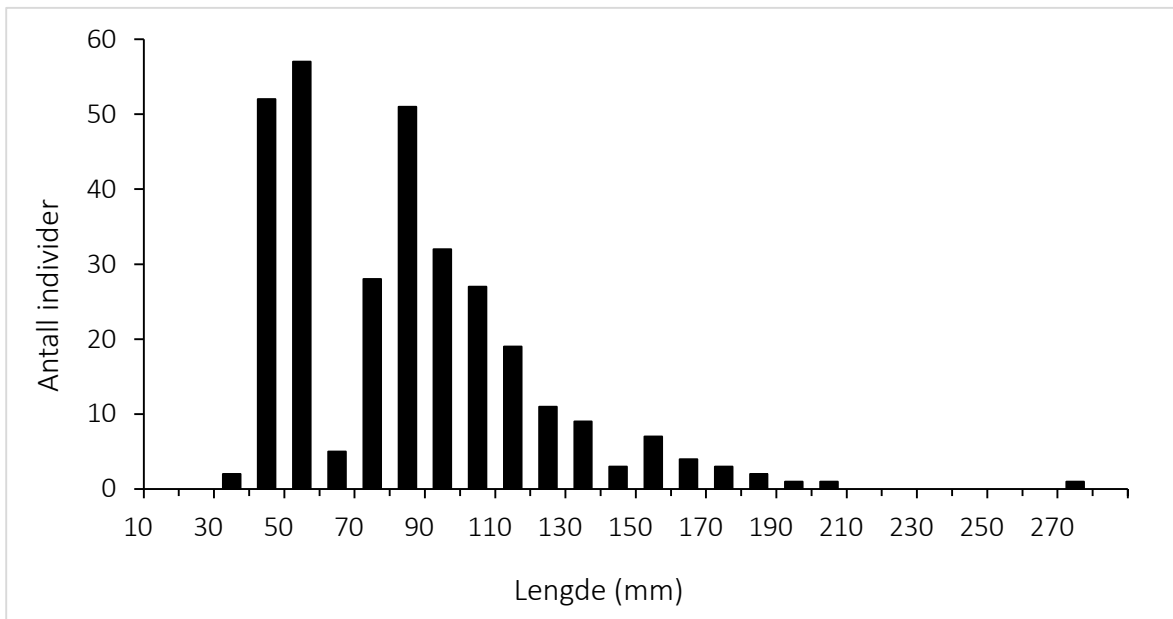
År	Ørret	Ørekyte	Bekkeniøye	Trepigga Stingsild
2008	578	206	6	14
2009	315	71	0	0
2010	256	104	1	22
2014	199	19	0	0
2015	560	77	23	38
Vår 2016	408	260	98	7
Høst 2016	433	127	23	15
<b>Total</b>	<b>2749</b>	<b>864</b>	<b>151</b>	<b>96</b>

Tabell 8.2. Forholdet mellom lengde (mm) og årsklasser hos fanget ørret i Vallaråi mellom 2008-2010 og 2014-2016.

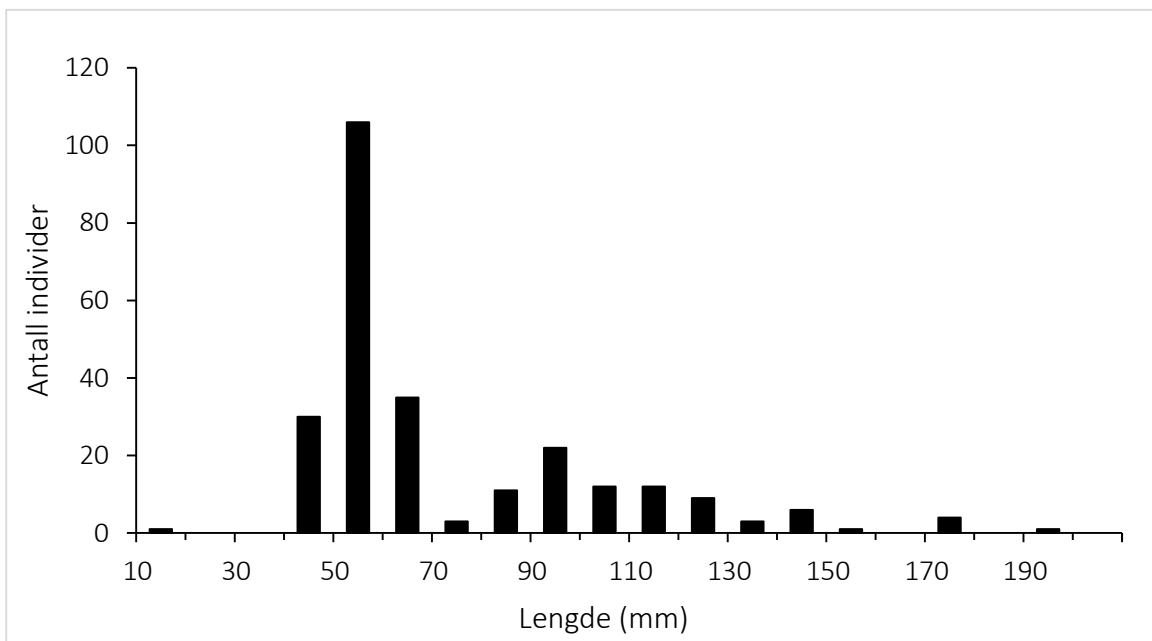
År	0+ (mm)	1+ (mm)	Eldre (mm)
2008	<60	60 - 110	>110
2009	<60	60 - 120	>120
2010	<70	70 - 120	>120
2014	<60	60 - 100	>100
2015	<70	70 - 120	>120
Vår 2016	<50	50 - 100	>100
Høst 2016	<60	60 - 110	>110



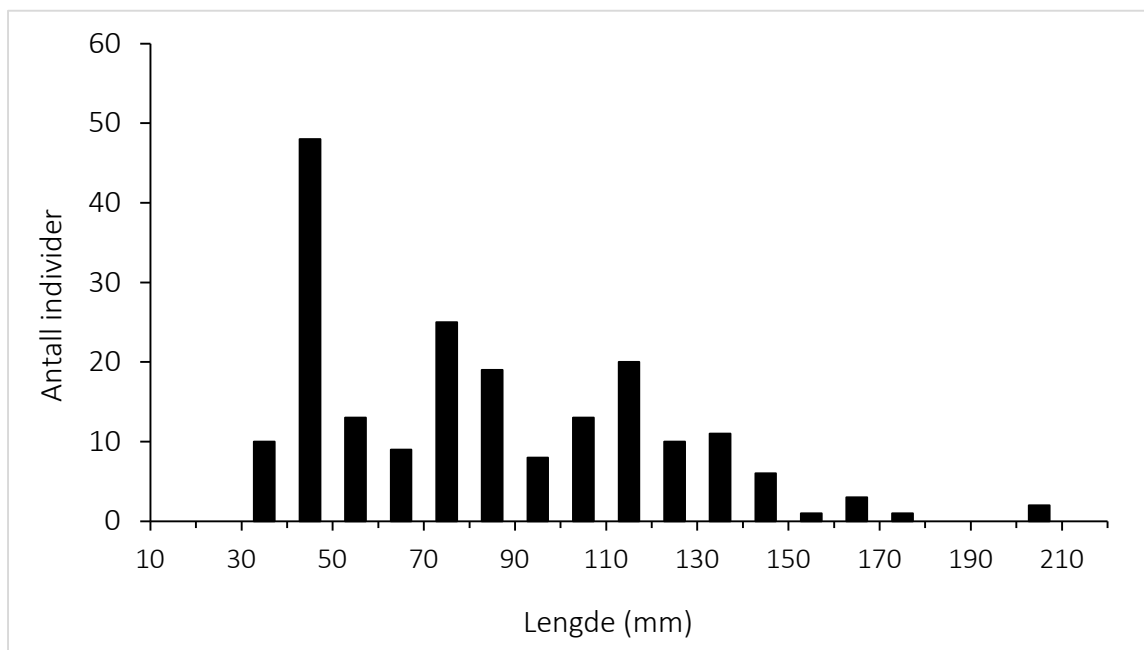
Figur 8.1. Lengdefordeling for fanget ørret på 7 stasjoner i Vallaråi (2008).



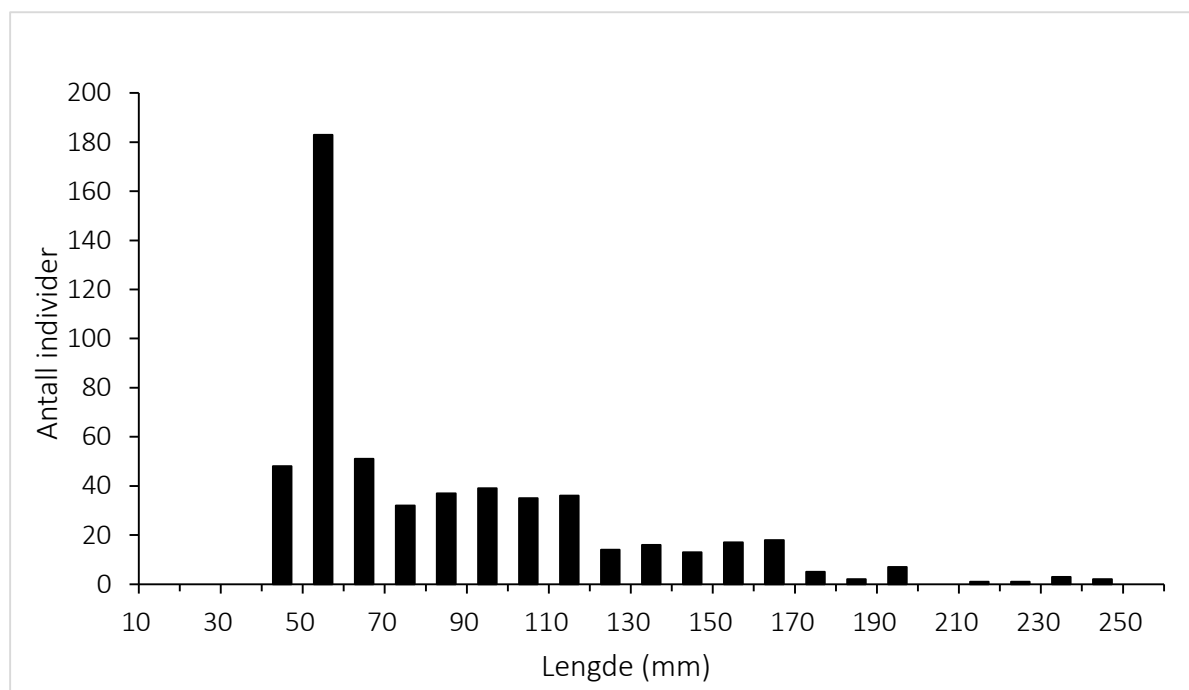
Figur 8.2. Lengdefordeling for fanget ørret på 7 stasjoner i Vallaråi (2009).



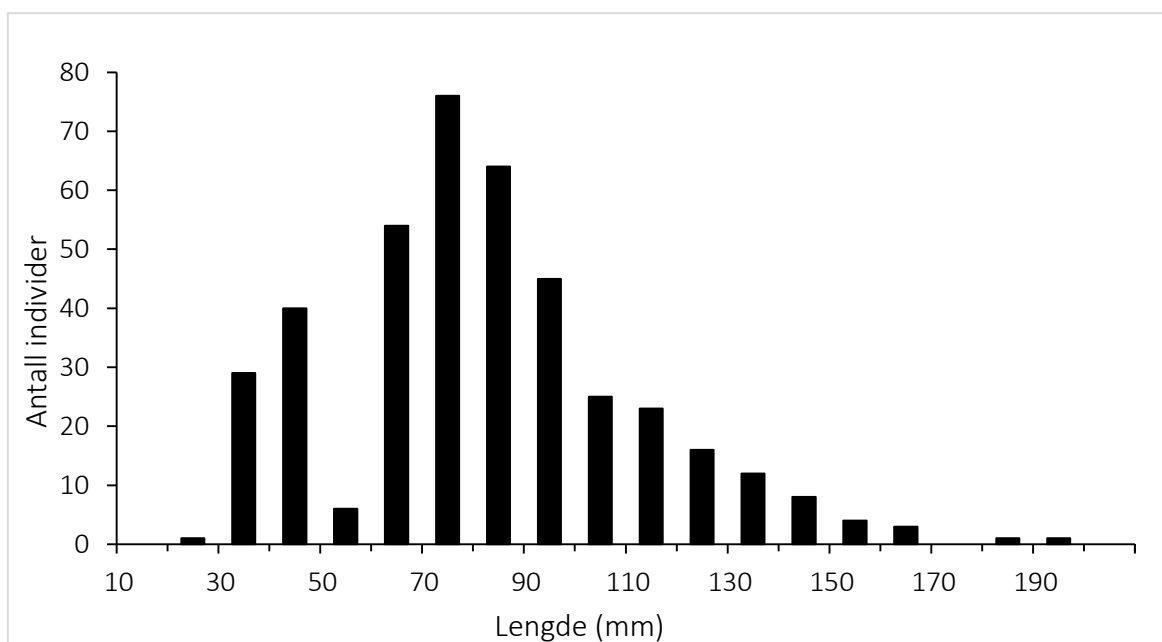
Figur 8.3. Lengdefordeling for fanget ørret på 6 stasjoner i Vallaråi (2010). Stasjon 3 ble ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold.



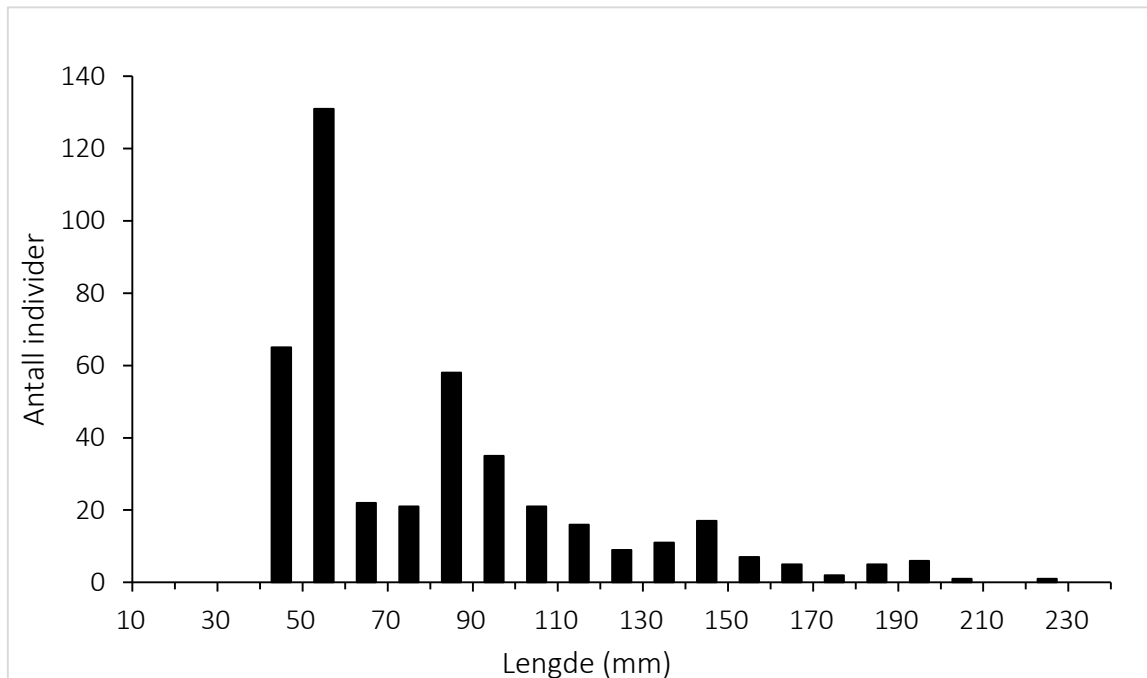
Figur 8.4. Lengdefordeling for fanget ørret på 4 stasjoner i Vallaråi (2014). Stasjon 1, 2, 4 og 5c ble ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold.



Figur 8.5. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner i Vallaråi (2015).



Figur 8.6. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner Vallaråi (våren 2016).



Figur 8.7. Lengdefordeling for fanget ørret på 8 stasjoner Vallaråi (høsten 2016).

## 8.2. Vedlegg 2. Gjennomsnittslengder for ørret og ørekyte

Tabell 8.3. Stasjon, antall (n), gjennomsnittslengde (L mm) og standardavvik ( $\pm$ SD) for sommergammel (0+), to-somrig (1+) og eldre ørret elektrofisket i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016. (\* ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold) (- data mangler).

Stasjon	0+			1+			Eldre		
	N	L mm	$\pm$ SD	N	L mm	$\pm$ SD	N	L mm	$\pm$ SD
<b>Høst 2016</b>									
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
<b>Vår 2016</b>									
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
<b>2015</b>									
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
<b>2014</b>									

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
<b>2010</b>									
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
<b>2009</b>									
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	-	-
<b>2008</b>									
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	-	-

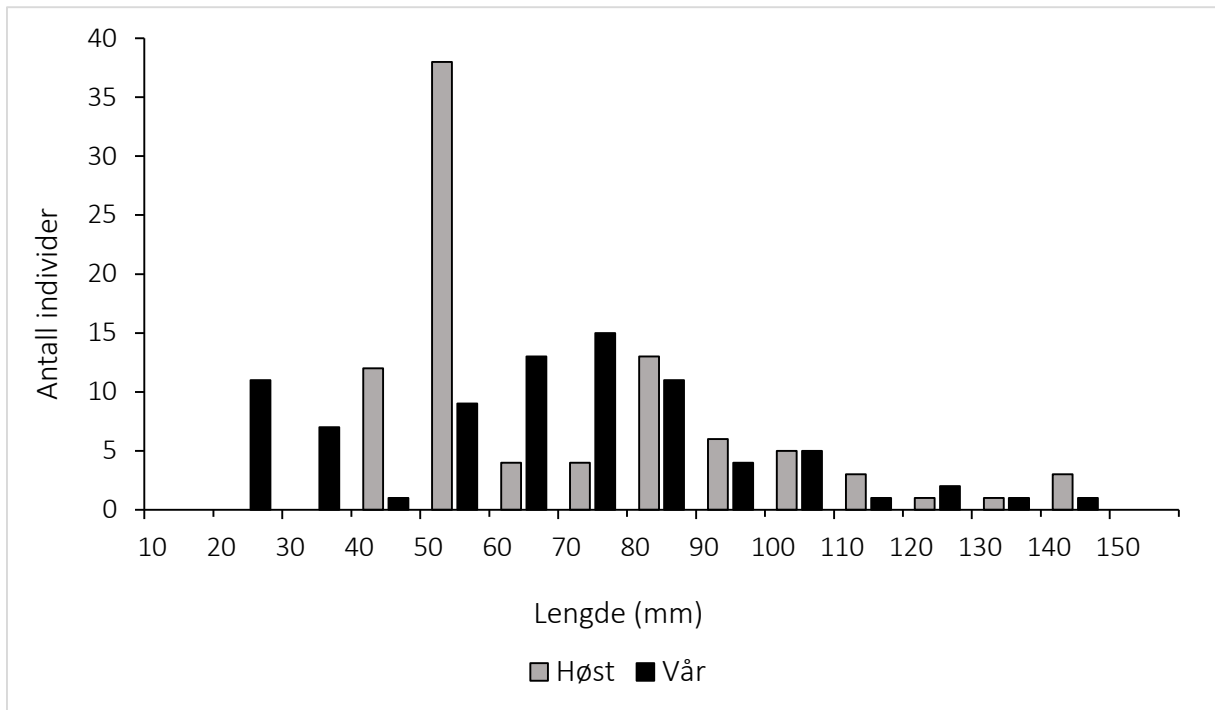


Tabell 8.4. Stasjon, antall (n), gjennomsnittslengde (L mm) og standardavvik ( $\pm$ SD) for ørekyte elektrofisket i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016. (\* ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold) (- data mangler).

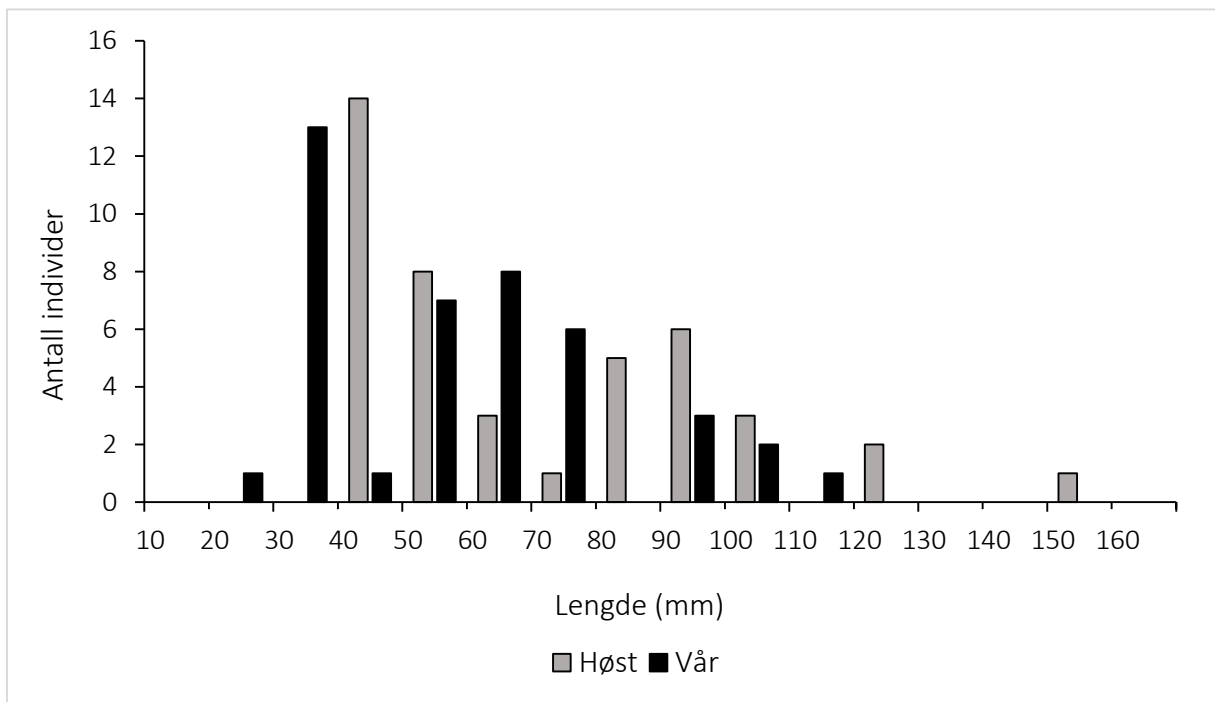
Stasjon	N	L mm	$\pm$ SD
<b>Høst 2016</b>			
1	60	76,4	12,6
2	1	83,0	-
3	6	72,5	3,8
4	6	80,8	6,1
5	7	72,7	12,4
5b	16	75,2	11,1
5c	26	75,0	7,1
6	5	78,8	8,0
<b>Vår 2016</b>			
1	53	79,1	16,3
2	20	66,3	15,9
3	47	72,1	10,9
4	22	83,1	18,1
5	14	77,6	6,2
5b	49	73,4	16,5
5c	16	78,5	10,8
6	39	75,2	13,1
<b>2015</b>			
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	-	-
<b>2014</b>			

1*	-	-	-
2*	-	-	-
3	0	-	-
4*	-	-	-
5	15	69	10,9
5b	4	69,5	10,7
5c*	-	-	-
6	0	-	-
<b>2010</b>			
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
<b>2009</b>			
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
<b>2008</b>			
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

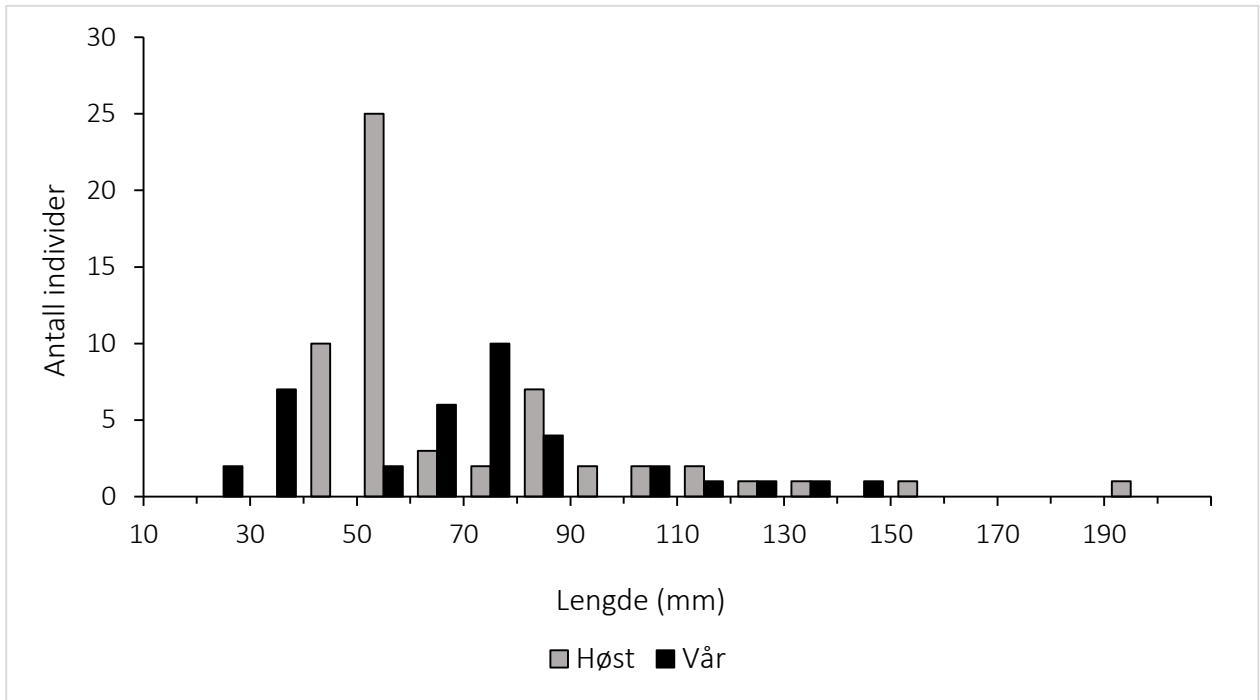
### 8.3. Vedlegg 3. Lengdefordeling for ørret (høsten/våren 2016)



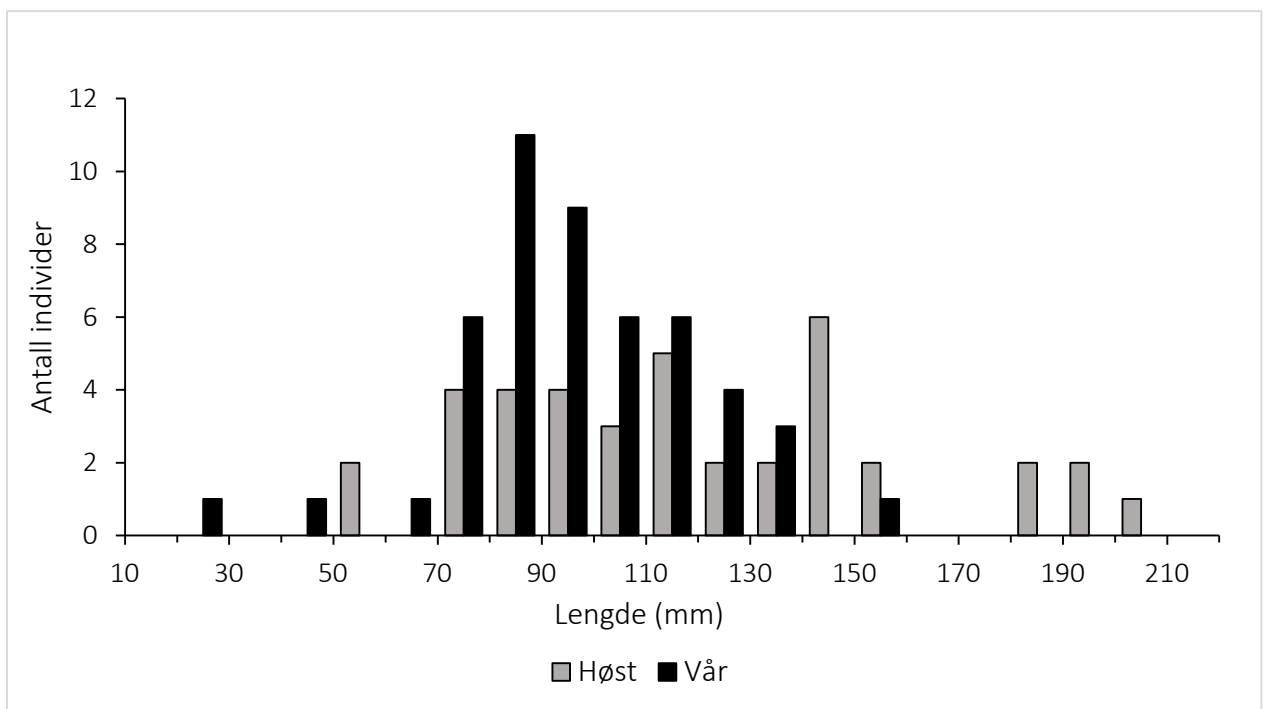
Figur 8.8. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 1 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



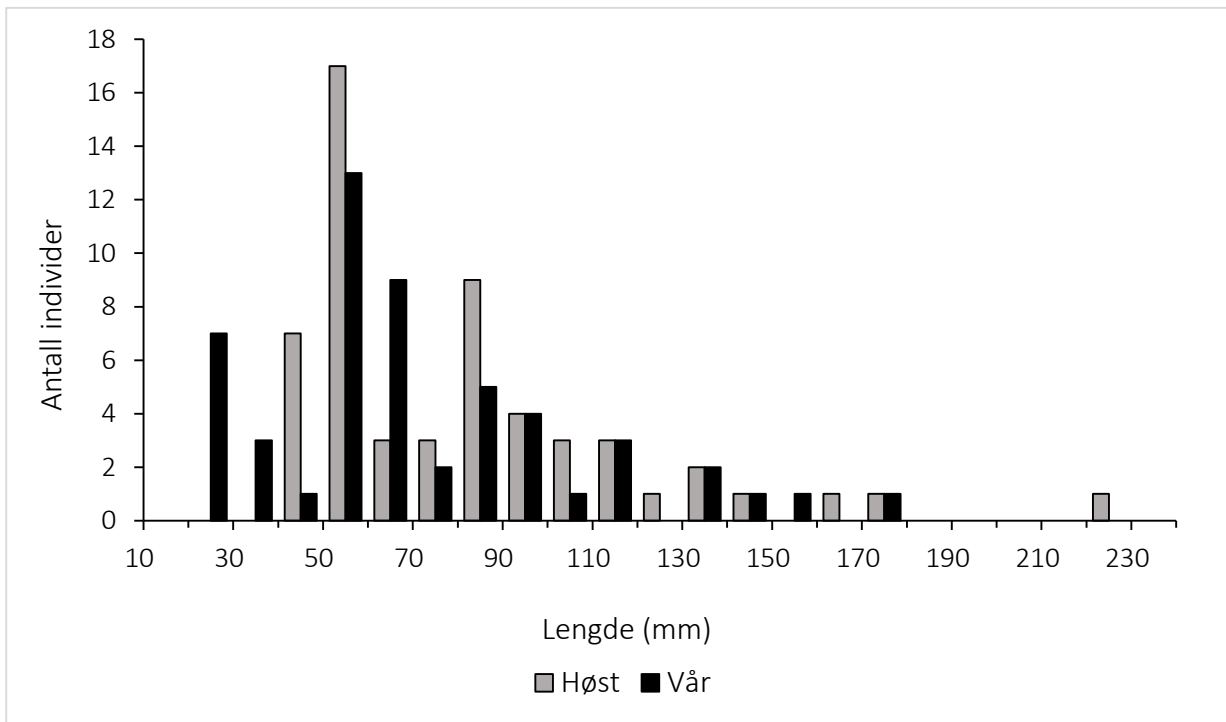
Figur 8.9. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 2 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



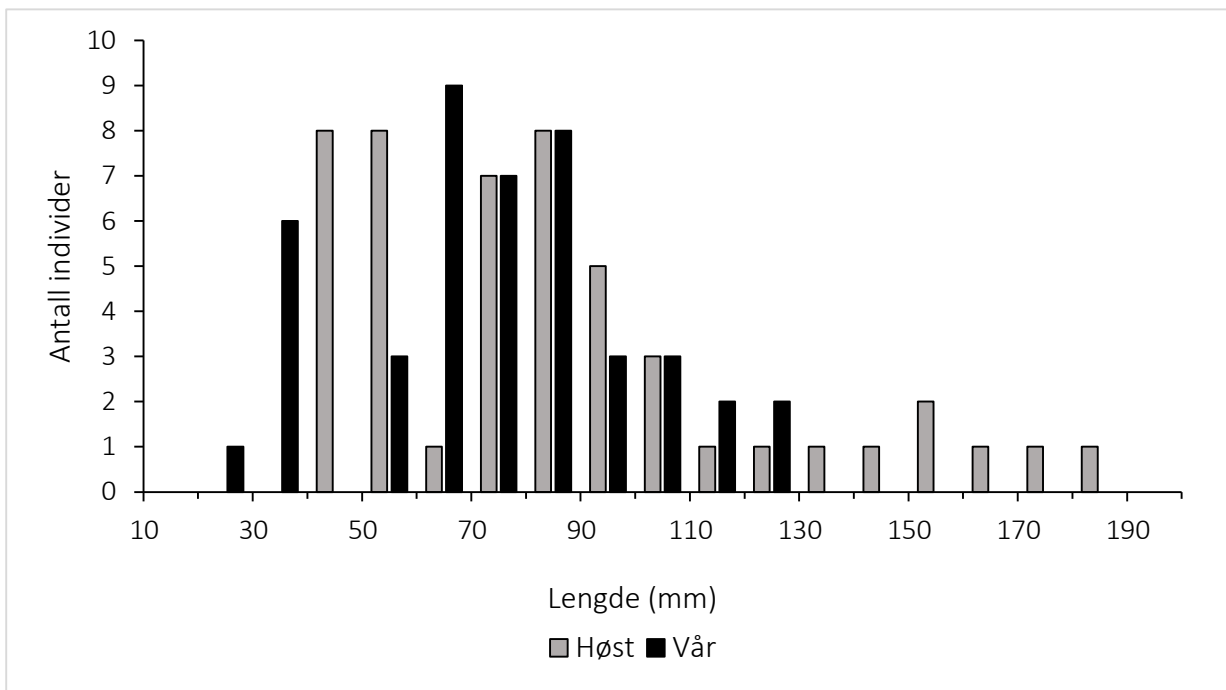
Figur 8.10. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 3 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



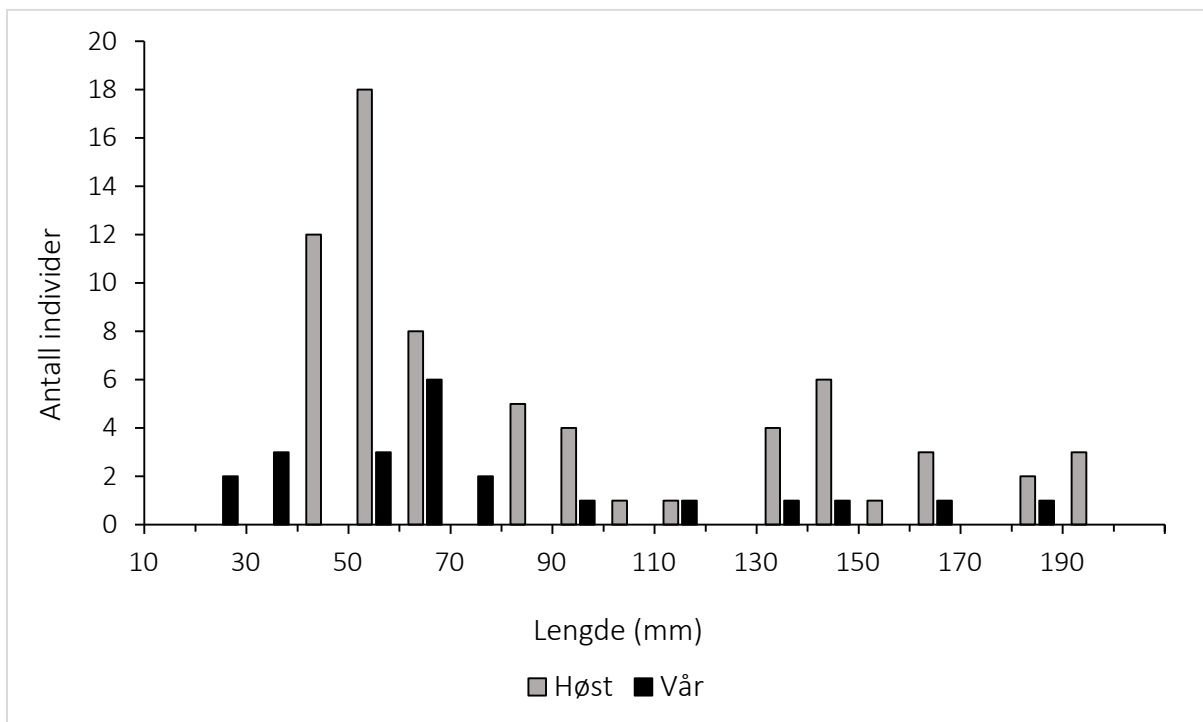
Figur 8.11. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 4 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016



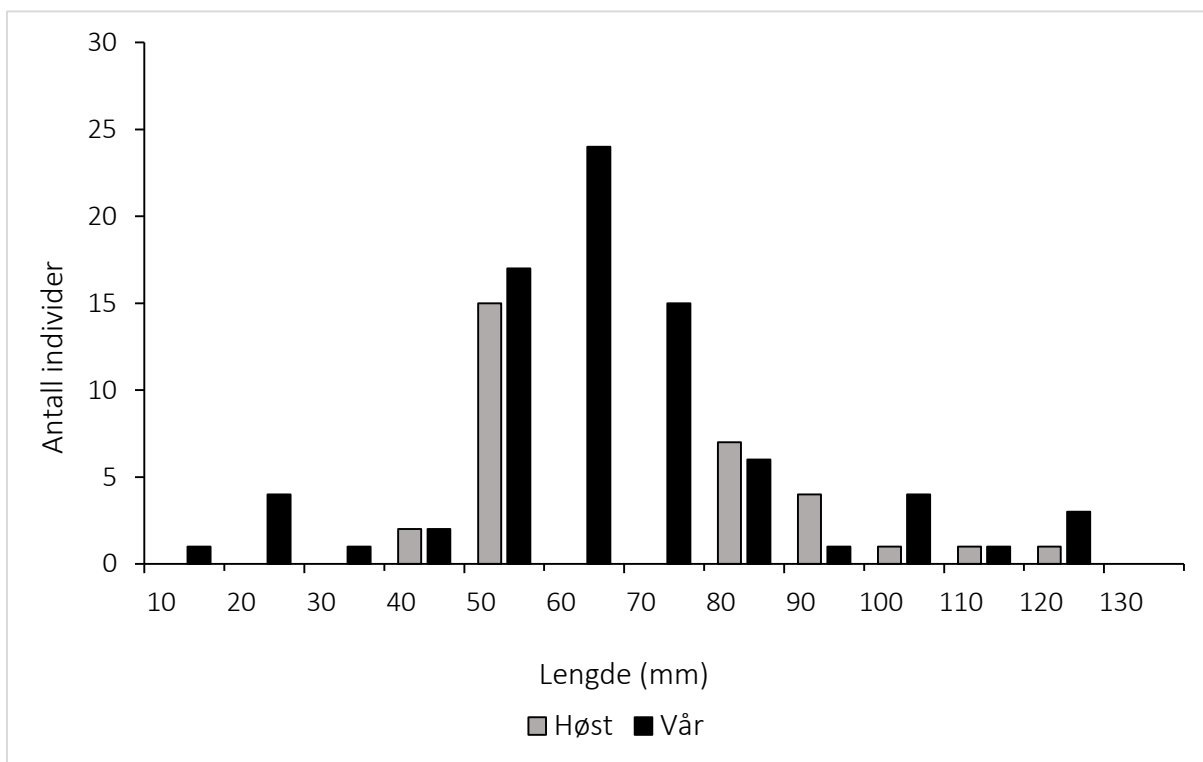
Figur 8.12. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 5 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



Figur 8.13. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 5b i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



Figur 8.14. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 5c i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.



Figur 8.15. Lengdefordeling for fanget ørret på stasjon 6 i Vallaråi, høsten (grå) og våren (svart) 2016.

## 8.4. Vedlegg 4. Tettheter av ørret og ørekyte

Tabell 8.5. Stasjon, alder, antall ørret fanget, totalt antall ørret estimert, konfidensintervall (95%), fangbarhet, areal avfisket og estimert tetthet av ørret pr. 100 m<sup>2</sup> 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	Alder	Antall fisket 1g + 2g + 3g	Antall estimert	Konfidens- intervall	Fangbarhet	Areal m <sup>2</sup>	Estimert tetthet pr. 100 m <sup>2</sup>
<b>Høst 2016</b>	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	-	-	-	100	-
	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	-	-	-	100	-
<b>Vår 2016</b>	Total		466			1176	40
1	0+	15+9+4	33	29 - 37	0,4523	250	13
	Eldre	38+13+3	56	53 - 58	0,6798	250	22
2	0+	9+8+5	40	19 - 60	0,2327	125	32
	Eldre	13+4+3	20	17 - 24	0,6139	125	16
3	0+	2+5+4	-	-	-	200	-
	Eldre	12+12+2	32	6 - 58	0,4166	200	16
4	0+	2+0+0	-	-	-	100	-
	Eldre	19+21+7	71	0 - 147	0,3064	100	71
5	0+	17+5+2	25	24 - 26	0,6879	125	20
	Eldre	20+6+3	29	28 - 32	0,6654	125	23
5b	0+	2+5+3	-	-	-	130	-
	Eldre	12+16+6	61	0 - 171	0,2364	130	47
5c	0+	4+2+2	11	5 - 16	0,3571	137	8
	Eldre	10+4+0	16	15 - 17	0,6346	137	12
6	0+	15+9+1	28	20 - 36	0,5646	100	28
	Eldre	26+20+4	60	32 - 87	0,4661	100	60
<b>2015</b>	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	-	-	-	100	-

	Eldre	31+15+14	77	47 - 107	0,3915	100	77
5	0+	6+5+8	-	-	-	134	-
	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
<b>2014</b>	<b>Total</b>		<b>218</b>			<b>564</b>	<b>39</b>
1*	0+	-	-	-	-	250	-
	Eldre	-	-	-	-	250	-
2*	0+	-	-	-	-	125	-
	Eldre	-	-	-	-	125	-
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+	-	-	-	-	100	-
	Eldre	-	-	-	-	100	-
5	0+	1+1+2	-	-	-	134	-
	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+	-	-	-	-	137	-
	Eldre	-	-	-	-	137	-
6	0+	6+3+2	13	12 - 15	0,4523	100	13
	Eldre	18+9+4	35	34 - 36	0,5158	100	35
<b>2010</b>	<b>Total</b>		<b>313</b>			<b>850</b>	<b>37</b>
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	-	-	-	125	-
	Eldre	4+1+1	6	5-8	0,6429	125	5
3*	0+	-	-	-	-	200	-
	Eldre	-	-	-	-	200	-
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
<b>2009</b>	<b>Total</b>		<b>336</b>			<b>1050</b>	<b>32</b>
1	0+	0+0+0	-	-	-	250	-
	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	-	-	-	200	-
	Eldre	13+4+5	24	14-35	0,5253	200	12
4	0+	1+0+0	-	-	-	100	-
	Eldre	33+12+4	51	50-52	0,6427	100	51
5	0+	4+6+3	-	-	-	125	-
	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
<b>2008</b>	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	-	-	-	100	-
	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 8.6. Stasjon, antall ørekyte fanget, totalt antall ørekyte estimert, konfidensintervall (95%), fangbarhet, areal avfisket og estimert tetthet av ørekyte pr. 100 m<sup>2</sup> 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
<b>Høst 2016</b>						
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	-
<b>Vår 2016</b>						
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
<b>2015</b>						
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	-
<b>2014</b>						

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	-
<b>2010</b>						
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	-
<b>2009</b>						
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	-
<b>2008</b>						
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	-

## 8.5. Vedlegg 5. Vannføring og vanntemperatur

Tabell 8.7. Vannføring ( $m^3/s^{-1}$ ) og vanntemperatur ( $^{\circ}C$ ) ved elektrofisket i Vallaråi fra 2008-2010 og 2014-2016. (\* ikke avfisket på grunn av vanskelige feltforhold) (- data mangler).

2016 (høst)	Vannføring ( $m^3/s^{-1}$ )	Vanntemperatur ( $^{\circ}C$ )
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
<b>2016 (vår)</b>		
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
<b>2015</b>		
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
<b>2014</b>		
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

<b>2010</b>		
Stasjon 1	3	-
Stasjon 2	3	3,0
Stasjon 3	*	*
Stasjon 4	3	-
Stasjon 5	3	-
Stasjon 6	3	-
Stasjon 7	3	3,0
<b>2009</b>		
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
<b>2008</b>		
Stasjon 1	-	8,0
Stasjon 2	-	8,0
Stasjon 3	-	8,0
Stasjon 4	-	-
Stasjon 5	-	-
Stasjon 6	-	9,0
Stasjon 7	-	-