

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning,
Jan Grimsrud Davidsen, Øystein Nordeide Kielland og
Aslak Darre Sjursen

Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990–2018, sluttrapport

**NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2020-5**



Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning,
Jan Grimsrud Davidsen, Øystein Nordeide Kielland og
Aslak Darre Sjursen

**Ferskvannsbiologiske undersøkelser i
Stjørdalselva og Forra 1990–2018,
sluttrapport**

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Rapport botanisk serie og Rapport zoologisk serie. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Rapportserien benyttes ved endelig rapportering fra prosjekter eller utredninger, der det også forutsettes en mer grundig faglig bearbeidelse.

Tidligere utgivelser: <http://www.ntnu.no/web/museum/publikasjoner>

Referanse

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Davidsen, J.G., Kielland, Ø.N. & Sjursen, A.D. 2020. Ferskvanns-biologiske undersøkelser i Stjørdalselva og Forra 1990-2018, sluttrapport – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-5: 1-149.

Trondheim, april 2021

Utgiver

NTNU Vitenskapsmuseet
Institutt for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur

Hans K. Stenøien (instituttleder)

Kvalitetssikret av

Anders G. Finstad

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Elfiske i Forra. Foto: Jo Vegar Arnekleiv

www.ntnu.no/museum

ISBN 978-82-8322-230-2
ISSN 1894-0056

Utvidet sammendrag

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Davidsen, J.G., Kielland, Ø.N. & Sjørnsen, A.D. 2020. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva og Forra 1990-2018, sluttrapport – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-5: 1-149.

I forbindelse med utbyggingen av Kraftverkene i Meråker som ble satt i drift i 1994, er det siden 1990 foretatt årlige konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva. Resultatene av undersøkelsene på bunndyr og ungfisk for årene 1990-2011 ble oppsummert i en fagrapport i 2014, mens denne rapporten supplerer med data på bunndyr og ungfisk i den siste påleggsperioden (2012-2016), foruten gytegropregistreringer fra 2012-2018. Dataene er satt inn i tidligere datasett for hele undersøkelsesperioden (1990-2016), og analysert på nytt. I tillegg presenteres hovedresultatene fra tidligere undersøkelser på smolt og energetikk. Målsettingen med undersøkelsen har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Kraftverkene i Meråker. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer og å foreslå mulige kompensasjonstiltak. Rapporten bør ses i sammenheng med rapporten «Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune» (Arnekleiv mfl. 2020).

Reguleringen har medført en utjevnnet vannføring over året der vintervannføringen etter utbygging har økt vesentlig, flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet og sommervannføringen er redusert. En fast minstevannføring i Stjørdalselva på 9,5 m³/s (fra Funnasamløpet i Meråker) gjør at de laveste vannføringene (laveste ukemiddel) har økt betraktelig etter reguleringen i 1994. En analyse av vannføringsendringene nedstrøms samløp Sona i perioden før regulering (1963-1993) og etter regulering (1994-2005) viser i store trekk de samme endringer som i Meråker, og at endringene i vannføring er betydelige også på dette punktet, ca. 32 km nedstrøms Nustadfoss og etter at uregulerte Sona er inkludert. Driften av kraftverkene har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur på våren og sommeren. Utvasking av strandsonen i magasinene har gitt endret vannkvalitet i Stjørdalselva med økt innhold av humus i årene etter regulering.

Endringer i artssammensetningen av bunndyr og en økning i tetthet av mange bunndyrarter i øvre del av elva ble dokumentert helt fram til 2016, mens det var en topp i tettheten av bunndyr de tre første årene etter regulering (1995-1997). Endringer i bunndyrsammensetningen hovedsakelig øverst i elva kan forklares ut fra regulerings effekter. På grunnlag av utvikling i artssammensetning og tetthetsverdier kan endringer i bunndyrsammensetningen i øvre del av elva deles i tre hovedgrupper: 1. Markert økning i tetthet de første årene etter regulering, deretter en nedgang. 2. Økning i tetthet de fleste årene etter regulering. 3. Markert økning i tetthet seint i undersøkelsesperioden (etter 2005). I 2012-2016 ble det registrert lave individtall av bunndyr i prøver nært land øverst i elva, mens faunaen innen transekter lagt utover i elva var mer jevnt fordelt i nedre del og i Forra. Forskjellene i bunnfaunan mellom øvre og nedre del kan forklares dels med vannføringsendringer knyttet til kraftverksdrift.

I undersøkelsesperioden 2012-2016 har tetthetene av laksunger variert mye mellom år og stasjoner, i likhet med tidligere år. Tettheten av laksunger var lavest i 2012 i alle tre sonene og i Forra. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger >0+ i 2012-2016 var 47,3/100 m² i sone 1, 42,1/100 m² i Forra, 20,3/100 m² i sone 2 og 28,0/100 m² i sone 3 (øverst).

En mer inngående analyse av variasjonen i ungfisktetthetene over tid viser at det er en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger $\geq 1+$ i sone 3 (Renå-Nustadfoss) for perioden 1994-2016 (22 år). I sone 1 (Trøyte-samløp Forra) var det en signifikant økning i tettheten i samme tidsperiode, mens det i sone 2 (samløp Forra-Renå) og i Forra ikke var noen signifikant endring (for Forra i en kortere tidsperiode 2002-2016 pga. manglende data), mens en tilsvarende analyse for perioden 2002-2013 viste signifikant økning også i Forra. En sammenligning av gjennomsnittstetthetene i sone 3 for perioden 1990-1994 (før regulering) med perioden 2012-2016, viser en redusert tetthet av laksunger ($\geq 1+$) fra 39,6/100 m² til 28,0/100 m² (29,4 % reduksjon). Tilsvarende sammenligning av gjennomsnittstettheter før/etter i sone 2 viser en reduksjon på 21 %, mens i sone 1 og i Forra viser sammenligningen en økning i tetthetene på henholdsvis 70,1 % og 54,8 %.

En analyse av tettheten av årsyngel viste ingen signifikant endring i sone 3 for perioden 1994-2016, og tetthetene av årsyngel har de fleste årene vært høyere i øvre del enn nedre del av elva. Rekrutteringssvikt er derfor ikke forklaringen på reduksjonen i tettheten av eldre laksunger i øvre del av elva. Årsaksammenhengene til en slik utvikling kan være sammensatte. Men siden endringene synes å være størst øverst i elva er det sannsynlig at flere sekundæreffekter av reguleringsene i 1994 kan være medvirkende, bl.a. substratendringer med dårligere skjulkapasitet. Dette er i overensstemmelse med resultatet av analysen av flaskehals for lakseproduksjonen utført etter metoder i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag».

Basert på skjulmålinger i tre transekter på hver elfiskestasjon (9 enkeltmålinger pr. stasjon) i 2015, ble det beregnet vektet skjul for hver elfiskestasjon. Av de totalt 28 stasjonene i Stjørdalselva hadde 16 stasjoner lite vektet skjul, 7 stasjoner hadde middels skjul, og 5 stasjoner hadde mye skjul. Det var en signifikant sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av eldre laksunger i 2015, mens det ikke var noen sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av årsyngel laks.

I totalmaterialet av ungfisk av laks var den gjennomsnittlige fordelingen mellom aldersgruppene for alle år (1990-2016) på 59 % årsyngel (0+), 28 % 1+, 11 % 2+ og 2,5 % 3+. Det var imidlertid store variasjoner mellom år, eksempelvis varierte andelen 0+ laks mellom 49 % og 74 %. Aldersfordelingen til ørret viste at andelen 0+ varierte fra 63 % til 88 % mellom år. Den gjennomsnittlige fordelingen mellom aldersgruppene for alle år var 78 % årsyngel (0+), 14 % 1+, 5 % 2+ og 3 % >2+.

For vekstmateriale av ungfisk av laks og ørret innsamlet hovedsakelig i oktober hvert år i perioden 1990-2016, var gjennomsnittslengden til årsyngel av laks $41,1 \pm 0,6$ mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i, N = 7243), mens gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger var henholdsvis 65,3 mm (N= 3660) og 90,8 mm (N=1537). Årsyngelen i Forra hadde omtrent samme gjennomsnittslengde som i Stjørdalselva, ettåringene var litt større, mens toåringene var litt mindre enn i Stjørdalselva. I siste undersøkelsesperiode (2010-2016) var gjennomsnittslengdene til årsyngelen litt mindre enn for totalmaterialet ($40,1 \pm 0,12$ mm, N= 3842), mens det var liten forskjell mellom lengdene for 1+ og 2+ i forhold til gjennomsnittet for totalmaterialet.

Det var betydelig variasjon i laksungenes vekst fra år til år og innen ulike deler (soner) av elva. For materialet 1990-2006 var det en signifikant reduksjon i lengde fra sone 3 til sone 2 til sone 1 for alle aldersgrupper (alle sammenligninger $p < 0,001$), unntatt for forskjellen mellom 2+ mellom sone 1 og 2 ($p = 0,082$). Men for materialet fra 2010-2016 var gjennomsnittslengden til årsyngelen og 1+ av laks ikke signifikant forskjellig mellom sonene (alle tester $p > 0,05$). Forskjellen i vekst mellom sonene ble større i perioden etter regulering, fra 1995 til 2006-2007, mens forskjellene har vært mindre i årene etter 2006, med unntak for 2+.

Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periodene etter (2001-2008 og 2009-2016) enn før reguleringen (1990-1994), men gjennomsnittslengdene var mindre i perioden 2009- 2016 sammenlignet med 2001-2008.

Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2006. Variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur for årsyngel og ettåringene, mens tetthet av ungfisk og vannføring hadde størst betydning for variasjonen i vekst til toåringene. Vannføringsvariasjoner har betydning for tilgjengeligheten av næring, og sannsynligvis har temperaturendringer som dels skyldes kraftutbyggingen, dels en generell klimaendring sammen med økt tilgang på næringsdyr, bidratt til den observerte økningen i laksungenes aldersspesifikke lengde i periodene etter regulering.

Ut ifra de registrerte temperaturene fra Nustadfoss og Øverkil (sone 3 og 2) i 1990-93 og 2012-2016, viser resultatene av modellert vekst at veksten (i form av gjennomsnittsvekst) er bedre for alle aldersgruppene i siste periode (2012-2016) i forhold til første periode (1990-1993).

Gytegroper ble registrert i slutten av oktober eller begynnelsen av november (antatt hovedgytetidspunkt for laks) hvert år i 2006-2018. Observasjoner ble utført av båtlag og ved vading i elva på strekningen Nustadfoss – Forrasamløpet og registrert med GPS. Antallet registrerte groper har variert mye mellom år, med bunnår i 2007 (104 groper) og i 2017 (196 groper), mens det i 2013 og 2014 ble registrert henholdsvis 629 og 621 groper. Selv uten optimale observasjonsforhold i 2018, ble det registrert 1127 groper. Flest gytegroper pr. km elv ble i alle år registrert øverst i elva, mellom Nustadfoss og Renå. Observasjonene viser at noen av de samme gyteområdene brukes omtrent årvisst og utgjør særlig viktige gytearealer.

I hele undersøkelsesperioden 1990-2016 har det i perioder vært gjennomført spesifikke undersøkelser av faktorer som kan påvirke lakseproduksjonen, som vannkvalitet, drivfauna og laksungenes ernæring, ungfiskens fysiologiske kondisjon (energetikk) gjennom året, smoltutvandring, smoltens egenskaper og estimering av smoltproduksjonen. Undersøkelsene er tidligere rapportert og publisert og her gis bare en kort oppsummering av hovedkonklusjonene:

Innholdet av humus økte i vannmassene i elva i årene etter regulering. Det ble registrert et betydelig driv av zooplankton fra magasinene i øvre del av elva etter regulering, og drivet ble spesielt utnyttet som næring av årsyngel og 1+ laks, foruten av driftspisende bunndyr.

Til undersøkelse av innholdet av fett, protein og totalt energiinnhold i laksunger, ble ungfisk samlet inn i Stjørdalselva i Meråker og ved Hegra, totalt 20 innsamlingstidspunkter i 1996-1999 (N=2346 laks). For totalmaterialet var innholdet av de ulike elementene 79,4 % vann, 15,6 % protein, 2,4 % fett og 2,8 % aske.

Laveste verdier for spesifikt energiinnhold ble funnet i vinterperioden oktober – april med gjennomsnittsverdier rundt $4,3 \text{ kJ g}^{-1}$. Fra et bunnivå i april/mai økte energiinnholdet svært raskt til en topp i juni. Overraskende sank energiinnholdet allerede fra juli/august og utover høsten. Totalinnholdet av fett og proteiner var forskjellig for fisk fanget i Meråker og Hegra. Mens laksungene lagret mest energi på stasjonen i Meråker, så var imidlertid også energitapet størst hos laksungene øverst i elva. Energiinnholdet hos årsyngelen før vinter-sesongen var 31 % lavere i Meråker enn Hegra, og denne forskjellen var signifikant. Det skjedde sannsynligvis en energirelatert dødelighet hos ungfisken om vinteren, og med sannsynlig høyere dødelighet i Meråker enn Hegra.

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er undersøkt hver vår fra 1991 til 2005 ved at smolt ble fanget i feller ved Sona bru og undersøkt med hensyn på alder, lengde, vekt, kjønn, kjønnsmodning og mageinnhold. Smoltproduksjonen ble estimert ut fra en merke-gjenfangstmetode. Laksesmolt dominerte over ørretsmolt, og utgjorde 93,3 % av all fanget smolt. Laksens gjennomsnittlige smoltalder (1991-2005) var 3,8 år (variasjon 2-7 år), med signifikant lavere smoltalder (3,5 år) i perioden 2001-2005 ($p < 0,001$). Både lengde og kondisjonsfaktor var signifikant større i perioden etter utbygging enn før utbygging for laks, men ikke for ørretsmolten som var yngre enn laksesmolt. Median utvandringssdato for 50 % av molten (totalmaterialet) var 21. mai, og det var ingen forskjell på median utvandringssdato før/etter regulering.

Det var en signifikant positiv korrelasjon mellom økning i vannføring og økning i antall smolt som gikk ut (laks/ørret). Stabil og liten vannføring ($25\text{--}30 \text{ m}^3/\text{s}$ ved smoltfella) over mange dager ga stopp i smoltutvandringa. Det ble utviklet en smoltmodell hvor smoltutvandring ble modellert mot regulert og uregulert vannføring og temperatur. En analyse av middelvannføringen i smoltutvandringssperioden viser at vannføringen er lavere i alle år med regulering enn uten regulering. Vannføring under smoltutvandring kan være en hydrologisk flaskehals i år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringssperioden. Beregna smoltproduksjon var i gjennomsnitt $3,4$ laksesmolt pr. 100 m^2 pr. år. Det var ingen signifikant endring i smoltproduksjonen i perioden 1992-2005, men en positiv trend. En redusert smoltalder i perioden kan ha motvirket den negative trenden i ungfisktettheten. En analyse av sammenhengen mellom smoltestimatene og omgivelsesvariabler viste at årsklassestyrke uttrykt som tettheten av ett-åringer (1+) var den eneste variabelen som signifikant bidro til å forklare variasjonen i smoltestimatet, og modellen forklarte bare 32 % av variasjonen.

Fangststatistikk og skjellanalyser viste at laksefangstene i 2009-2012 var gode og lå i gjennomsnitt på 8,5 tonn eller 1636 laks pr. år. I 2013 var fangstene betydelig dårligere; 3,6 tonn eller 853 avlivet laks. Gjenutsetting av fanget laks har vært økende de siste årene. Sjøørret har vært fredet for fiske i elv siden 2010. Utviklingen i antallet smålaks, mellomlaks og storlaks i fangstene de siste 10 - 15 årene viser en sterk tilbakegang av smålaks (fisk under 3 kg), mens fangstene av storlaks og mellomlaks viser en økning fra 2005-2012. Oppdrettslaks utgjorde bare 0,4-1,4 % av analyserte skjellprøver i perioden 2007-2010. Andelen utsatt, fettfinneklipt laks i skjellprøvematerialet i 2007-2010 varierte fra 4,4 % (2007) til 8,9 % (2009). Rapporterte gjenfangster av utsatt, merket laks i fangstene har i årene 1997-2012 variert mellom 1,3 % og 8,6 %. Gjennomsnittlig smoltlengde og smoltalder basert på skjellanalyser i 2009 og 2010 var henholdsvis 12,9 - 12,5 cm og 3,3 år. Skjellanalysene viser videre at gjennomsnittsvekta og gjennomsnittslengden til to- og tresjøvinter laks er betydelig redusert i perioden 2005-2010.

Når det gjelder effekter av byggingen av kraftverkene i Meråker på fiskeproduksjonen, konkluderer vi med at reguleringen i 1994 med stor sannsynlighet har forårsaket en reduksjon i skjulkapasiteten med totalt lavere ungfisk- og smoltproduksjon i Stjørdalselva i sone 3 (Meråker kommune), mens fiskeproduksjonen ellers i Stjørdalselva er mindre påvirket av reguleringen. Økningen i ungfisktettheter i sone 1 mener vi i mindre grad skyldes reguleringen, men en økning i eggdeponeringen (økt rekruttering). Økningen i ungfisktetthetene oppveier reduksjonene i øvre del, og for elva som helhet er det sannsynlig at smoltproduksjonen er lite endret.

For å kompensere for redusert ungfiskproduksjon tilrår vi å gjennomføre ulike tiltak for å øke skjulkapasiteten og oppveksthabitatet både i øvre del av elva og videre nedover til Forrasamløpet. Tiltakene er beskrevet i denne rapporten og i «Miljødesignrapporten».

Nøkkelord: bunndyr – energetikk – laks – skjellanalyser – smolt- – gytegrepkartlegging – ungfisk – vassdragregulering – ørret

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning, Jan Grimsrud Davidsen, Øystein Nordeide Kielland & Aslak D. Sjørnsen, NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Extended summary

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Davidsen, J.G., Kielland, Ø.N. & Sjursen, A.D. 2020. Studies on freshwater biology in the river Stjørdalselva and river Forra in 1990-2018. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-5: 1-149.

Since 1990 freshwater biological investigations have been undertaken in River Stjørdalselva in connection with the construction of the Meråker hydro power plants, which were put into service in 1994. The results of the investigations on benthic invertebrates and juvenile fish for the period 1990-2011 were summed up in a professional report in 2014, while the present report supplies data on benthic invertebrates and juvenile fish in the latest investigation period (2012-2016) in addition to redd mapping for the period 2012-2018. The data is compiled with dataset for the whole investigation period (1990-2016), and reanalyzed. In addition, main results from earlier investigations on smolt and energetics are presented. The aim of this investigation is to document the state of the freshwater biology with main focus on the salmon stock and alterations of the salmon stock following the construction of the hydro power plants in Meråker. Additionally, we have been aiming to identify the causes of the possible change and suggest compensatory measures. This report should be put in context with the report «Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune» (Arnekleiv et al. 2020).

In River Stjørdalselva the hydropower regulation has caused a more even river flow throughout the year, were the winter flow has increased significantly, the size and number of flood peaks reduced, and summer flow reduced. A fixed minimum flow of 9.5 m³/s in River Stjørdalselva (from the inflow of River Funna and further downstream) has caused the lowest flows to increase substantially after the regulation in 1994.

An analysis of the alterations of the water flow of River Stjørdalselva downstream of the inflow of River Sona in the period before the regulation (1963-1993) and after the regulation (1994-2005), showed mainly the same pattern as in Meråker. Additionally, the alterations in water flow were substantially also at this location, approximately 32 km downstream of Nustafoss, after inclusion of the unregulated River Sona. The operation of the power plants has caused increased water temperature in the autumn and winter and decreased temperature in the spring and summer. The degradation of the littoral zone of the regulated lakes has altered the water quality of River Stjørdalselva by increasing the humus content in the years after the regulation.

Alterations of the taxa composition of the benthic invertebrates in River Stjørdalselva and an increase in density of many species in the upper part of the river were documented until 2016, while a peak in densities was registered in the three first years after the regulation (1995-1997). The changes of the taxa composition mainly in the upper part of the river can be explained by the effects of the regulation. On the basis of the development in taxa composition and benthic densities the alterations of the invertebrate benthic community of the upper part of the river can be divided into three main categories: 1. Marked increase in densities the first years after the regulation, followed by a decrease. 2. Increase in densities most of the years after the regulation. 3. Marked increase in densities late in the investigation period (after 2005).

In 2012-2016 low abundance of benthic invertebrates was recorded close to the shore compared to further ashore in the upper part of the river, while abundances along transects from the shore to further ashore were more evenly distributed in the lower part of the river and in River Forra. The differences in abundance in the upper and lower part of River Stjørdalselva can partly be explained by changes in water flow caused by the operation of the power plants.

In the period 2012-2016 the densities of juvenile salmon varied substantially between years and stations, as seen in previous years. Densities of juvenile salmon were lowest in 2012 in all three zones and in River Forra. Average densities of juvenile salmon > young of the year (YOY) in 2012-2016 were 47.3 individuals/100m² in zone 1, 42.1 ind./100m² in River Forra, 20.3 ind./100m² in zone 2 and 28.0 ind./100m² in zone 3 (uppermost zone).

A more comprehensive analysis of the variation in fish densities shows a significant reduction of densities of juvenile salmon > YOY in zone 3 (Renå-Nustafoss) for the period 1994-2016 (22 years). In zone 1 (Trøyte – Forra) there was a significant increase in the same period, while in zone 2 (Forra-Renå) and in River Forra there were no significant change (for River Forra for a shorter period, 2002-2016 because of few data), while in a corresponding analysis for the period 2002-2013 the increase was also significant for River Forra.

A comparison of average juvenile salmon densities > YOY in zone 3 between the period 1990-1994 (before regulation) with the period 2012-2016, shows a reduction from 39.6 ind./100m² to 28.0 ind./100m² (approximately 29 % reduction). Corresponding comparison of average densities before/after in zone 2 shows a

reduction of 21%, while in zone 1 and in River Forra there was an increase in densities of 70 and 55%, respectively.

An analysis of the densities of salmon YOY showed no significant change in zone 3 for the period 1994-2016, and the densities for the YOY in most of the years were higher in the upper compared to the lower part of the river. Recruitment failure is consequently not the explanation of the documented reduction in densities of older juvenile salmon in the upper part of the river. The causes of such a development may be complex. However, since the alterations seem to be largest in the uppermost part of the river, it is likely that this could be due to several secondary effects of the regulation in 1994, i.e. substrate changes, and lower shelter availability. This is in line with the result of the analysis of bottle necks for salmon production by the use of methods in "Handbook of environmental design in regulated salmon water courses".

Based on shelter measurements in three transects on each station with electro-fishing (nine single measurements on each station) in 2015, weighed shelter was estimated for each station. Of the total of 28 stations in River Stjørdalselva, 16 stations had little shelter, 7 stations had medium shelter and 5 stations had high shelter. It was found a significant positive correlation between shelter and the densities of older juvenile salmon (> YOY), while there were no correlation between shelter and the densities of salmon YOY.

In the total material of juvenile fish the average difference among age groups of salmon for all years (1990-2016) were 9% YOY (0+), 28% 1+, 11% 2+ and 2.5% 3+. However, there were major variations among years, i.e. the fraction of salmon 0+ varied between 49% and 74% among years. The age group distribution for trout showed that the fraction of 0+ varied from 63 to 88% among years. The average distribution among age groups for all years were 78% 0+, 14% 1+ and 5% 2+ and 3% >2+.

For the growth material of juvenile fish, collected mainly in October each year in the period 1990-2016, the average length of salmon YOY were 41.1 ± 0.6 mm (average $\pm 95\%$ c.i., $N=7243$), while average length of one and two year old juvenile salmon was 65.3mm ($N=3660$) and 90.8mm ($N=1537$), respectively. The YOY of River Forra had approximately the same length as in River Stjørdalselva, with the one year old slightly longer, while the two-year old slightly shorter than in River Stjørdalselva. In the last period of investigations (2010-2016) the length of the YOY slightly shorter than for the total material (40.1 ± 0.12 mm, $N=3842$), while the difference between the lengths of the 1+ and 2+ compared to the average of the total material were minor.

The growth of juvenile salmon varied to a high extent from year to year, as well as within different parts (zones) of the river. For the period 1990-2006 there was a significant reduction in body length from zone 3 to zone 2 to zone 1 for all age groups (all comparisons $p < 0.001$), except for the difference between 2+ of zone 1 and zone 2 ($p = 0.082$). But for the period 2010-2016 the average length for the salmon YOY and 1+ was not significantly different between the zones (all tests, $p > 0.05$). The difference in growth between the zones was larger in the period after the regulation, from 1995 to 2006-2007, while the differences were smaller in the years after 2006, except for 2+.

The juvenile salmon, all age groups, were significantly longer in the periods after the regulation (2001-2008 and 2009-2016) than before the regulation (1990-1994), but average lengths were smaller in the period 2009-2016. Compared to 2001-2008. All age classes of juvenile salmon had significantly larger body length in the periods after (2001-2008 and 2009-2016) compared to before the regulation (1990-1994), but the average body lengths were smaller in the period 2009-2016 than in 2001-2008.

The importance of several environmental variables for the growth rate of the age groups of juvenile salmon were analysed for the material from 1990 to 2006. The variation in water flow had the greatest significant importance for the growth followed by the average water flow and temperature for YOY and 1+, while juvenile fish densities and water flow were most important for the variation in growth of the 2+. Water flow variation is important for the availability of nutrition, and probably has alterations of the water temperature has the temperature have, which partly is due to the regulation and partly due to climate change, together with increased access to benthic invertebrates for food, contributed to the observed increase of the age specific length of the juvenile salmon in the periods after regulation.

Based on temperature data from Nustafoss and Øverkil (zone 3 and 2, respectively) in 1990-1993 and 2012-2016, the results of a modelled growth show that the mean growth is better for all age categories in the last period (2012-2016) compared to the first period (1990-1993).

Redds were registered at the end of October or at the start of November (presumed main spawning time for salmon) yearly from 2006 to 2018. The registrations were conducted by the use of boats and by walking in the river in the stretch from Nustafoss to the inflow with River Forra and plotted with GPS. The number of registered redds have largely varied among years, with the lowest number in 2007 (104 redds) and in 2017 (196 redds), while in 2013 and 2014 the number of redds were 629 and 621, respectively. Even without

optimal observation conditions in 2018, 1127 redds were recorded. Most redds pr. km river were registered in the upper part of the river, between Nustafoss and Renå. The observations show that some of the spawning grounds are used nearly every year and thus constitute very important spawning areas.

In whole of the investigation period (1990-2016) it has periodically been conducted specific investigations of factors that may influence on the salmon production, ie. water quality, drift fauna and nutrition of juvenile salmon, physiological condition (energetics) throughout the year, smolt migration, smolt traits and smolt estimate. The investigations are published and here only a short summary of the main conclusions is given:

The content of humus increased in the river in the years after the regulation. It was registered a significant drift of zooplankton from the regulated lakes in the upper part of the river after regulation, and the drift was especially utilized as food for salmon YOY and 1+, in addition to drift feeding benthic invertebrates.

In an investigation of the content of fat, protein and total energy content in salmon, juvenile fish were collected in River Stjørdalselva in Meråker and Hegra at 20 collection sites in 1996-1999 (N=2346 salmon). For the total material the content of the various elements were 79.4% water, 15.5% protein, 2.4% fat and 2.8% ashes. Lowest value for the specific energy content was found for the winter period October-April with average values around 4.3 KJ g⁻¹. From a bottom level in April/May the energy content increased very rapidly to a peak in June. Surprisingly, the energy content decreased already from July/August and throughout the autumn. Total content of fat and protein were different for fish caught in Meråker and Hegra. While the juvenile salmon stored most energy in Meråker, the energy loss were also largest there. The energy content of the YOY before the winter season was 31% lower in Meråker than in Hegra, and this difference was significant. An energy related mortality of juvenile salmon probably occurred in winter, and with probably higher mortality in Meråker than in Hegra.

The smolt migration in River Stjørdalselva was mapped every spring from 1991 to 2005 by use of traps at Sona bridge and age, body length, weight, sex, maturity, and stomach content were registered. The smolt production was estimated by a mark-recapture method. Salmon smolt dominated over trout smolt and constituted 93.3% of all caught smolt. The average smolt age of the salmon (1991-2005) was 3.8 years (variation 2-7 years) with a significant lower smolt age (3.5 years) in the period 2001-2005 (p<0.001). Both body length and condition factor were significantly larger in the period after the regulation for salmon, but not for trout smolt which were younger than the salmon smolt. Median migration date for 50% of the smolt (total material) were 21st of May, and there was no difference in median migration date before/after the regulation.

There was a significantly positive correlation between water flow and number of smolts caught in the traps (salmon/trout). Stable and low water flow (25-30 m³/s at the trap) over many days resulted in stop of the smolt migration. It was developed a smolt model where the smolt migration was modelled against regulated and unregulated water flow and water temperature. An analysis of the middle water flow in the smolt migration period showed that the water flow was lower in all years with regulation than the years without regulation. Water flow during the smolt migration might be a hydrologic bottle neck in years with moderate to little water flow in the smolt migration period. Estimated smolt production were on average 3.4 salmon smolt pr 100 m² pr. year. There was no significant difference in smolt production before compared to after the regulation, or over time (1992-2005). The connection between the smolt estimates and other variables showed that age class strength of 1+ was the sole variable that significantly explained the variations in the smolt estimates, and the model only explained 32% of the variations.

Data of salmon catches and scale analysis showed that the salmon catches in the period 2009-2012 were good and was on average 8.5 tons or 1636 salmon pr. year. In 2013 the catches were considerably lower; 3.6 tons or 853 killed salmon. Release of caught salmon has been increasing in the latest years. Catch of sea trout in rivers as been banned since 2010. The number of small sized salmon, medium sized salmon, and larger sized salmon shows a strong reduction of smaller sized salmon (< 3kg), while catches of medium and large sized salmon has increased from 2005-2012. Farmed salmon constituted only 0.4-1.4% of analysed scales from the period 2007-2010. The fraction of stocked salmon with the adipose cut off in the scale material from 2007-2010 varied from 4.4% (2007) to 8.9% (2009). Re-caught of stocked marked salmon has for the years 1997-2012 varied between 1.3% and 8.6%. Average smolt length and smolt age based on scale analyses in 2009 and 2010 were 12.9 – 12.5 cm and 3.3 years, respectively. The scale analyses show that the average weight and average body length of two and three sea winter salmon is considerably reduced in the period 2005-2010.

Regarding the effects of the hydropower regulation on fish production we conclude that the regulation in 1994 probably have caused a decline in fish habitat quality and a reduction in smolt production in River Stjørdalselva in Meråker municipality. In other areas of the river fish production is less influenced by the regulation.

To compensate to the loss of fish production, we recomend measures to increase the shelter availability both in the upper part and further downstream to the inflow of River Forra. The measures are described both in this report and in the “Environmental design report”.

Key words: hydropower regulations – macroinvertebrates – Atlantic salmon – brown trout – juveniles – fish energetics – smolt - scale analysis – spawning redds

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning, Jan Grimsrud Davidsen, Øystein Nordeide Kielland & Aslak D. Sjursen, Norwegian University of Science and Technolgy, University Museum, NO-7491 Trondheim

Innhold

Utvidet sammendrag	3
Extended summary	6
Innhold	10
Forord	12
1 Innledning	13
2 Stjørdalsvassdraget.....	15
2.1 Områdebeskrivelse	15
2.2 Vassdragsreguleringer	16
2.3 Vannføring og manøvreringsreglement	17
2.4 Hydrologiske endringer	18
2.4.1 Vannføringsendringer	18
2.4.2 Raske vannstandsvariasjoner	19
2.5 Vanntemperatur og isforhold.....	20
2.6 Gjennomførte kompensasjonstiltak	20
2.6.1 Forbislippingsventil	20
2.6.2 Habitattiltak i sideelver.....	20
2.6.3 Utsetting av fisk.....	21
3 Bunndyr	22
3.1 Innledning.....	22
3.2 Metoder	22
3.2.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)	22
3.2.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)	23
3.2.3 Artsbestemming	24
3.3 Resultater	25
3.3.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)	25
3.3.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)	29
3.4 Diskusjon.....	42
3.5 Oppsummering og konklusjon	46
4 Tetthet av ungfisk og skjultilgang	47
4.1 Innledning.....	47
4.2 Metode	47
4.2.1 El-fiskemetodikk.....	47
4.2.2 Skjulmålinger	48
4.3 Resultater	50
4.3.1 Tetthetsanalyser	50
4.3.2 Skjulmålinger og ungfisktettheter	57
4.4 Diskusjon.....	58
4.5 Oppsummering og konklusjon	61
5 Aldersfordeling og vekst hos ungfisk.....	62
5.1 Innledning.....	62
5.2 Metoder	63
5.3 Resultater	64
5.3.1 Aldersfordeling	64
5.3.2 Observert vekst og vekst i ulike soner.....	66
5.3.3 Vekst i ulike tidsrom 1990-2016	69

5.3.4	Variasjon i vekst i forhold til miljøvariabler	70
5.3.5	Virkninger av endret temperatur på klekketidspunkt og swim-up for laks.....	71
5.4	Diskusjon.....	71
5.5	Oppsummering og konklusjon	73
6	Gytegropregistrering og fordeling av gytefisk 2006-2018.....	74
6.1	Innledning.....	74
6.2	Metode	74
6.3	Resultater og diskusjon.....	75
7	Oppsummering av tidligere undersøkelser	90
7.1	Vannkjemi, begroing og påvirkning av tungmetaller.....	90
7.1.1	Vannkvalitet og begroing	90
7.1.2	Påvirkning av gruveavrenning	91
7.2	Drivfauna og ernæring hos ungfisk.....	92
7.3	Energetikk hos ungfisk.....	93
7.3.1	Innledning	93
7.3.2	Oppsummering av resultatene	94
7.3.3	Diskusjon	97
7.3.4	Konklusjon	98
7.4	Smoltundersøkelser	98
7.4.1	Smoltutvandring og overlevelse	99
7.4.2	Smoltparametre	101
7.4.3	Smoltproduksjon	102
7.4.4	Diskusjon smolt.....	106
7.4.5	Oppsummering og konklusjon	109
7.5	Fangststatistikk og skjellanalyser.....	111
7.5.1	Fangststatistikk	111
7.5.2	Skjellanalyser – livshistorieparametre	113
7.5.3	Status om laksebestanden i forhold til forvaltningsformål	116
8	Andre påvirkningsfaktorer for fiskeproduksjonen i Stjørdalselva.....	117
8.1	Kanalisering, forbygning og grusgraving	117
8.2	Endret dynamikk i erosjon/sedimentasjon	118
8.3	Gruveforurensning og vannkvalitet	119
9	Samlet vurdering av effekter av kraftutbyggingen i Meråker på produksjonen av laks og sjørørret	121
9.1	Positive effekter.....	121
9.2	Negative effekter	122
9.3	Vurdering.....	122
10	Forslag til tiltak.....	125
10.1	Øvre del av elva i Meråker kommune	125
10.2	Midtre og nedre del av elva fra kommunegrense Meråker til Mælen bru.....	126
10.3	Vedlikehold av habitattiltak	127
11	Referanser	128
	Vedlegg (vedleggsnummereringen følger kapittelnumrene).....	136

Forord

Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) fikk ved kongelig resolusjon 14. juli 1989 tillatelse til regulering av øvre del av Stjørdalsvassdraget og bygging av Kraftverkene i Meråker. Kraftverkene ble satt i drift våren 1994. Fra 1990 har Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), NTNU Vitenskapsmuseet, gjennomført årlige konsesjonsbetingede fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget. Andre typer undersøkelser har i perioder vært knytta opp mot de konsesjonsbetinga undersøkelsene og er utført i samarbeid med andre forskere og institusjoner som NINA, NIVA, NTNU Institutt for biologi og SINTEF.

I 2007-2009 ble ikke pålegget om undersøkelser videreført, men fiskebiologiske undersøkelser ble likevel gjennomført på et minimumsnivå som sikret data til langtidsseriene på bunndyr, ungfisk og voksen fisk (bl.a. gytegrepregistreringer). I 2009–2011 ble undersøkelsene på ungfisk og bunndyr videreført med midler fra NTE, mens gytegreptregistreringene ble bekostet av Fylkesmannen. Etter en avgjørelse i Miljøverndepartementet ble deler av de fiskebiologiske undersøkelsene videreført i perioden 2012–2016. NTNU Vitenskapsmuseet fikk i oppdrag av NTE Energi AS å sammenstille og rapportere resultater fra undersøkelsene på bunndyr og ungfisk i påleggsperioden 2012-2016, samt gi en sluttrapport for alle undersøkelsene i perioden 1990-2016. Et konsortium bestående av NTNU Vitenskapsmuseet, NINA og Sweco Norge AS har gjennomført undersøkelser etter «miljødesignhåndboka» i øvre del av vassdraget og utarbeidet egen rapport med tiltaksplan for denne delen av Stjørdalselva. Rapporten om «Miljødesign» og denne sluttrapporten må ses i sammenheng.

Denne sluttrapporten gir en oppdatering av data innsamlet i perioden 2012-2016 og en samlet analyse av bunndyrdata, ungfiskdata og resultater fra tidligere publiserte undersøkelser fra hele undersøkelsesperioden 1990-2016. Undersøkelser på voksen laks og sjørørret (fangststatistikk, analyse av skjellprøver og gytegrepregistreringer) er ikke med i de pålagte undersøkelsene fra 2012. Gytegrepundersøkelser er heller ikke med i pålegget, men vi rapporterer imidlertid resultatene fra gytegrepundersøkelsene for perioden 2012–2018 i denne rapporten siden disse undersøkelsene er bekostet av NTE Energi og Fylkesmannen.

Mange personer og institusjoner har i ulik grad vært engasjert i prosjektet i perioden 2012-2016 og skal ha stor takk for innsatsen. Foruten forfatterne har Karstein Hårsaker, Hans Mack Berger og Anette G. Davidsen deltatt i feltarbeidet. Rune Lilleløyken og Mari Berger Skjøstad ved Stjørdalsvassdragets Klekkeri BA har vært lokale kontaktpersoner og deltatt i gjennomføring av gytegreptakseringene som seinere er behandlet i ArcGis av Marc Daverdin. André Frainer, Universitetet i Tromsø, har bidratt med analyse av deler av bunndyrmaterialet. Flere grunneiere og Stjørdal og Meråker Jeger og Fiskeforening har bidratt med innsamling av skjellprøver av voksen laks og sjørørret i 2009-2010, og Gunnel Østborg, NINA, har analysert disse. Jan Ivar Koksvik har bidratt med oppsummering av fangststatistikken 2009-2012. Det rettes en takk til alle for viktige bidrag til rapporten. Rapporten er utarbeidet av forfatterne med Jo Vegar Arnekleiv som fagansvarlig for gjennomføring og rapportering av prosjektet. Vi ønsker med dette å takke Bjørn Høgaas, NTE, og Anton Rikstad, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag for et godt samarbeid. Undersøkelsen er gjennomført med økonomiske midler fra NTE Energi AS og bidrag fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag (gytegreptelling).

Trondheim, april 2021

Jo Vegar Arnekleiv
prosjektleder

1 Innledning

Formålet med de konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget har vært å dokumentere ferskvannsbiologiske forhold med hovedvekt på laksebestanden og endringer i bestandene etter byggingen av Kraftverkene i Meråker. Videre har det vært en målsetting å finne årsaken til eventuelle endringer, virkninger av kraftutbyggingen på ferskvannsfauaen og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

Endringer i det fysiske miljøet, som vannføring, temperatur og erosjon/sedimentasjon, kan påvirke en rekke økologiske forhold som i sin tur kan påvirke habitat og produksjonsforholdene for fisk og bunndyr. I tillegg kan biologiske faktorer som næringstilgang, vekst og konkurranse også påvirke fiskeproduksjon og bunndyrs sammensetning. Studier som har som mål å forstå slike økologiske sammenhenger, inklusiv endringer over tid og årsakssammenhenger mellom ulike ledd krever både lange tidsserier, kontrollerbare forsøk og tverrfaglighet.

I Stjørdalselva ble ferskvannsbiologiske forundersøkelser til kraftutbyggingsplanene gjennomført i perioden 1984-1986, mens årlige undersøkelser ble utført i perioden 1990-2016, og gytegrepundersøkelser til 2018. Det er foretatt årlige registreringer av tetthet av laks- og ørretunger, alderssammensetning og vekst hos ungfisk, kvalitativ og kvantitativ sammensetning av bunndyr, ernæring hos laksunger, utvandring av smolt og estimering av smoltproduksjon. Årlige studier av voksen fisk har innbefattet livshistorie (smoltalder, sjøalder, vekst og kjønnsfordeling), fangster av voksen laks og sjøørret, andel oppdrettslaks og laks fra kultivering i fangstene og gytegreptellinger. I perioden 1996-2000 ble undersøkelsene utvidet til studier av fysiologisk kondisjon (innhold av fett og proteiner) hos ungfisk gjennom året og relatert til kraftverksdrift, og det har i andre perioder vært utført delundersøkelser på vannkvalitet og begroing, drivfauna og ernæring samt undersøkelser av laksens klekketidspunkt og varighet av plommesekkstadiet relatert til temperaturendringer som skyldes kraftutbyggingen. I tilknytning til langtidundersøkelsene har det vært gjennomført flere masteroppgaver i ferskvannsekologi ved NTNU, bl.a. om sjøtoleranse og vandringsatferd hos villaks og laks med kultiveringsbakgrunn og på bunndyr. Resultater av disse undersøkelsene er beskrevet i en rekke rapporter og publikasjoner (bl.a. Arnekleiv 1985, 1986, Arnekleiv mfl. 1995, 2000, 2002, 2006a, b, 2009, 2014, Hembre mfl. 2001, Urke 2001, Bergan & Nystad 2003, Øiangen 2004, Berg mfl. 2006). I 2006 ble det gjennomført en egen kartfesting av fysisk fiskehabitat, fiskbarhet og gytegreper (bonitering) i Stjørdalselva (Berger mfl. 2007). I tillegg ble data fra Stjørdalselva benytta som ett av ni eksempelvassdrag i vurderingen av sammenhengen mellom gytebestand og rekruttering i norske laksebestander (Hindar mfl. 2007), og smoltdataene er benytta i en større studie på effekter av klimaendringer på smoltvandring (Otero mfl. 2014).

Gytebestandsmål er et viktig biologisk referansepunkt for forvaltning av laksestammene. Resultatene av de mangeårige konsesjonsbetinga undersøkelser ble oppsummert i tre rapporter fra NTNU Vitenskapsmuseet i 2007, 2009 og 2014 (Arnekleiv mfl. 2007a, b, Arnekleiv mfl. 2009, Arnekleiv mfl. 2014). I rapportene er det dokumentert endringer i fysiske og ferskvannsbiologiske forhold som kan knyttes til direkte eller indirekte effekter av kraftutbygginga, og det gis data som viser utvikling over tid (1990-2013) for en rekke biologiske forhold; næringsgrunnlag (bunndyr), vekst hos ungfisk, tetthet av ungfisk, laksungenes energiinnhold, smoltdata, utvandring og produksjonsberegninger av smolt og data om voksen laks og sjøørret. Stjørdalselva er ei av de viktige mellom- og storlakselvene i Trondheimsfjorden og fikk i 2003 status som nasjonalt laksevassdrag. Stjørdalselva er antatt å ha en stor og god laksebestand (Anon. 2013), mens sjøørreten har gått sterkt tilbake i likhet med situasjonen i mange midt-norske vassdrag.

Som del av påleggsundersøkelsene ble det i perioden 2012 – 2018 gjennomført en undersøkelse etter metoder beskrevet i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Undersøkelsen ble gjennomført av et konsortium bestående av NTNU Vitenskapsmuseet, NINA og Sweco Norge AS, og sammenstiller målinger og data av fysiske forhold (vannføringer og vanndekt areal, substrat, hulromsmålinger, vanntemperatur) med biologiske data (mengde og fordeling av gytegreper, bestandsdata for laks, inkludert vekst) og endringer i disse i forhold til uregulert tilstand. Dette gir en samlet oversikt over ulike påvirkningsfaktorer, hydrologiske flaskehalser

og bestandsflaskehalser for laksebestanden, og munner i en tiltaksplan for øvre del av Stjørdalselva (Arnekleiv mfl. 2020). Rapporten må ses i sammenheng med denne sluttrapporten som gir en samlet oversikt over resultatene fra de mange undersøkelsene i hele perioden 1990-2018 for hele elva.

Herværende sluttrapport gir resultater av undersøkelsene på bunndyr og ungfisk for siste påleggsperiode (2012-2016) samt resultater av gytegroppregistreringer i perioden 2006-2018. Fra og med 2010 ble stasjonsnettet for ungfiskundersøkelsene utvidet, og et justert pålegg om fiskebiologiske undersøkelser i 2012-2016 har gitt noen endringer i metodene for bunndyr- og ungfiskundersøkelsen. Men alle data fra tidligere års undersøkelser for hele perioden 1990-2016 og vurderes sammen med resultatene fra alle undersøkelsene (ungfisk, smolt, voksen fisk), også inkludert hovedresultatene fra «Miljødesignundersøkelsen» for å gi en samlet vurdering av kraftutbyggingens påvirkning på laks- og ørretebestanden i hele Stjørdalselva.

2 Stjørdalsvassdraget

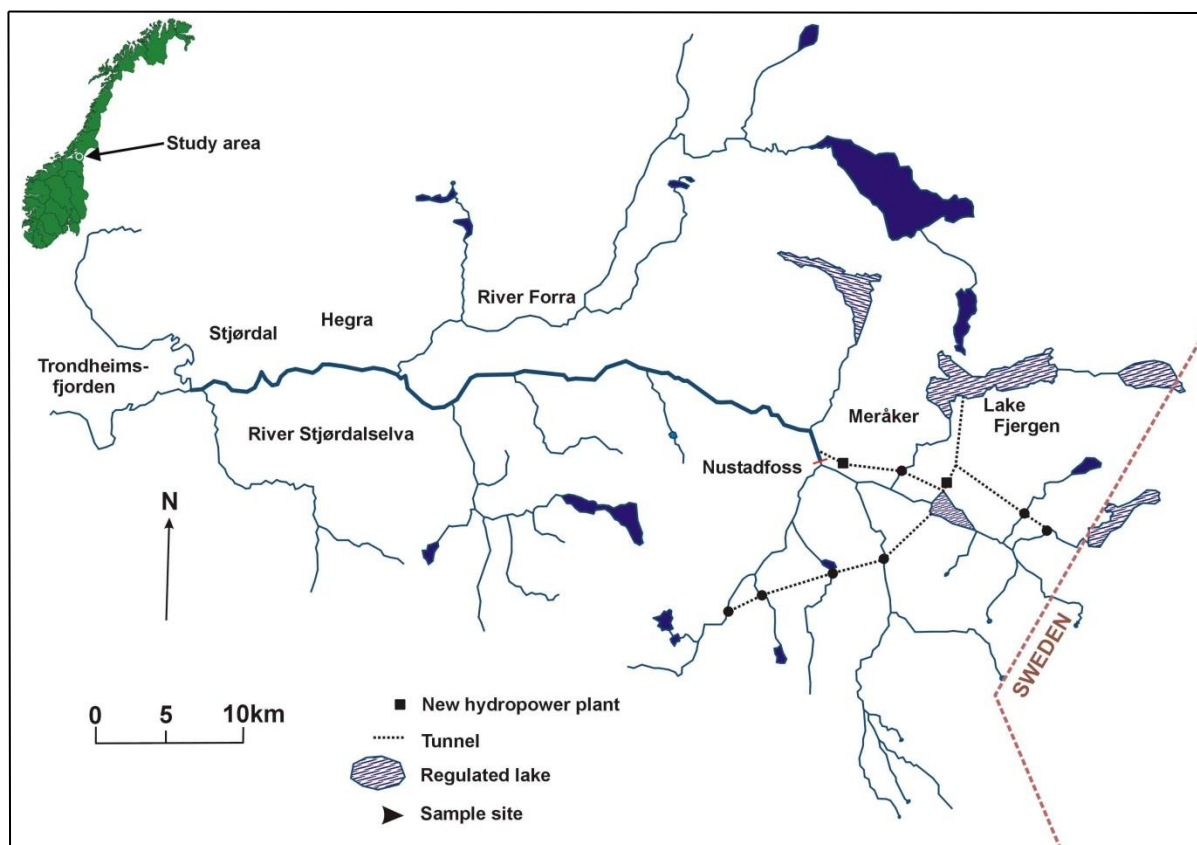
2.1 Områdebeskrivelse

Stjørdalsvassdraget (figur 1), som ligger i Trøndelag i kommunene Stjørdal og Meråker, har et nedbørfelt på 2130 km² inkludert Forra på 612 km². Hovedvassdragets lengde fra svenskegrensa til Trondheimsfjorden er ca. 70 km. Stjørdalselva fra Nustadfoss i Meråker til utløpet i fjorden (50 km) er naturlig laks- og sjøørretførende og har et nokså jevnt fordelt fall på ca. 100 m. I tillegg har de største sideelvene, Forra og Sona oppgang av laks og sjøørret. Storfossen i Forra og Sonfossen i Sona danner oppgangshindre i disse elvene etter henholdsvis ca. 13 km og 6 km fra samløp med Stjørdalselva (figur 1). Av mindre sideelver har Leksa, Gråelva (Hegra), Mølska, Gudåa og Funna oppgang av noe laks og sjøørret.

I Stjørdalselva består elvebunnen mest av grus og stein. Fra Nustadfoss til Gudå, og fra Hegra til utløp i sjøen, flyter elva rolig, omkranset av løvskog og jorder i et flatt kulturlandskap. På strekningen mellom Gudå og Flornes er dalen trang, elva er smalere og har større vannhastighet i et elveleie preget av stor stein og blokk. Elva veksler ellers mellom slake strykpartier og roligere kulper. Elva er jevnt over 0,5 til 1,5 meter dyp på strykstrekningene utenom hølene.

Laks (*Salmo salar*) er den dominerende fiskearten på den anadrome strekningen og laksen kan uten problemer vandre fra sjøen til Meråker hvor Nustadfossen stopper videre oppvandring. Ørret (*Salmo trutta*) forekommer både som stasjonær elvefisk (brunørret) og anadrom form (sjøørret). Ørreten utgjør om lag 10 % av både ungfiskettheter og oppfiska kvantum voksne fisk i Stjørdalselva (Arnekleiv mfl.1995). Foruten ørret og laks er det registrert elvenioye (*Lampetra fluviatilis*), havnioye (*Petromyzon marinus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) i Stjørdalselva opp til Forra. Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og ål (*Anguilla anguilla*) er registrert i hele elva opp til Meråker.

En nærmere beskrivelse av vassdragets topografi, geologi, klima og en mer detaljert vassdragsbeskrivelse finnes i Arnekleiv og Koksвик (1980) og Arnekleiv (1985). Stjørdalsvassdraget er videre grundig beskrevet i Verneplan for vassdrag III (NOU 41-45,1983). Sidevassdragene Forra og Sona ble vernet mot kraftutbygging gjennom verneplan III i 1986, og Stjørdalsvassdraget er valgt ut som ett av flere nasjonale laksevassdrag (NOU 1999:9). Det er laget egen driftsplan for Stjørdalsvassdraget (Mjøen 1999).



Figur 2.1. Kartskisse av Stjørdalsvassdraget med angitte vassdragsreguleringer for kraftverkene i Meråker.

2.2 Vassdragsreguleringer

Figur 2.1 viser de gjennomførte utbyggingsplanene for Kraftverkene i Meråker m.v., som ble satt i drift i 1994. Det ble gitt fornyet tillatelse til eksisterende regulering av Hallsjøen, Skurdalssjøen og Funnsjøen med henholdsvis 7,2, 6,5 og 11,5 meter. Videre er reguleringen av Fjergen økt fra 7,6 meter til 16 meter. Denne reguleringsøkningen fordeler seg med 2,8 meter senkning og 5,6 meter ny oppdemming. I tillegg er det etablert et nytt inntaksmagasin i Tevla med 8,5 meter regulering.

Feltene på nordsida av Tevla; Skurdalssjøen, Skurdalsåa, Storbekken, Storkjerringåa og Litlekjerringåa, er overført til tilløpstunnellen til Tevla pumpekraftverk. Overføringene fra sørsida av Tevla består av Torsbjørka, Fossvatna og Dalåa som er overført til magasin Tevla.

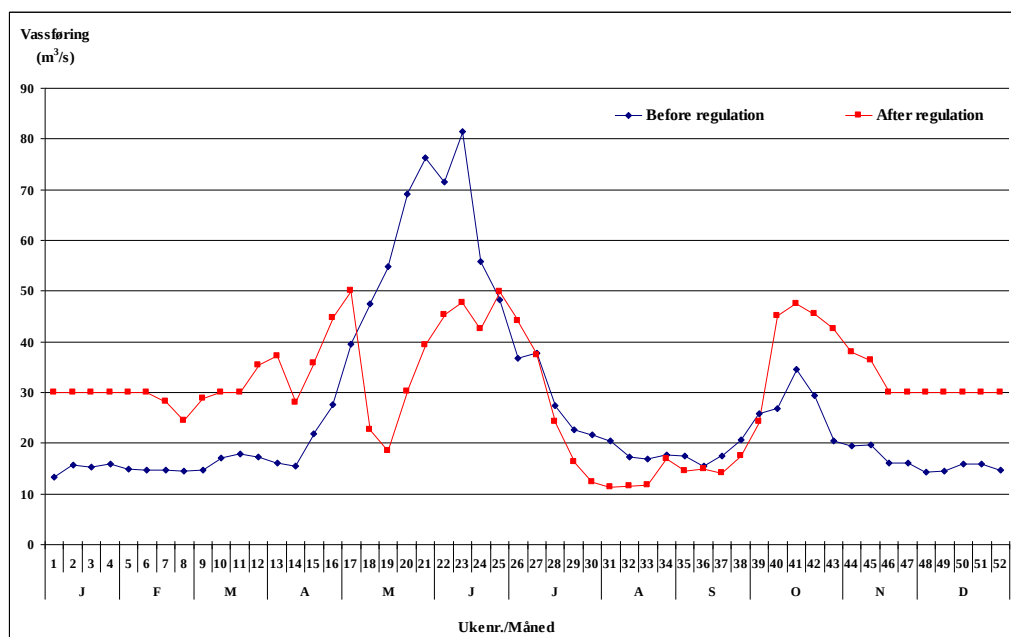
Magasin Fjergen er hovedmagasin med reguleringsgrenser mellom LRV 498,0 og HRV 514,0. Magasin Tevla er inntaksmagasin både for Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk og kraftverkene har en samlet netto produksjon på 590 GWh. Meråker kraftverk har to turbiner; en med maksimal slukeevne 25 m³/s og en med slukeevne 11 m³/s. Videre er kraftverket utstyrt med en forbislippingsventil som skal sikre en minstevannføring i Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna på 9,5 m³/s ved eventuelt utfall. Kraftverkene Kopperå I og II, Turifoss og Nustadfoss er nedlagt og erstattet av de to nye kraftverkene Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk. Funna kraftverk, som utnytter fallet i Funna fra Funnsjøen består, og ble opprustet i 2006-2008 til en årsproduksjon på 68 GWh, og med slukeevne 6,5 m³/s. De nye kraftverkene er tilknyttet eksisterende 132 KV-ledning fra Kopperå til Stjørdal via Funna kraftverk. Meråker kraftverk og Tevla pumpekraftverk ble tatt i bruk våren 1994.

2.3 Vannføring og manøvreringsreglement

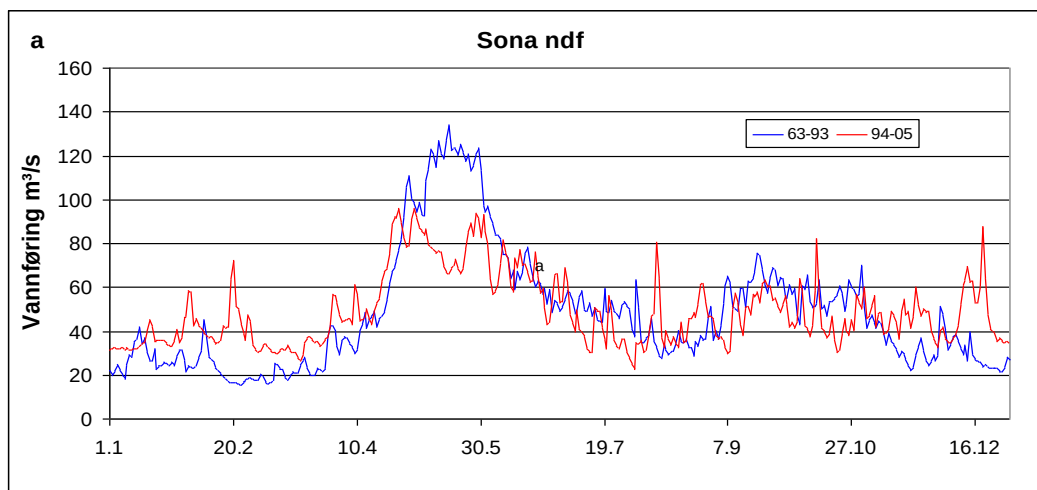
Vannføringsforholdene i Stjørdalselva er godt dokumentert ved målestasjoner ved Hegra, samløp Funna (etter 1994), i Dalåa (Trøafoss) og i Forra (Høggås bru), men en samlet framstilling av hydrologi i vassdraget før og etter siste utbygging ble først gjennomført i 2016-2018 i forbindelse med gjennomføringen av prosjektet «Miljødesign i Stjørdalsvassdraget» av Sweco Norge AS, Norsk institutt for naturforskning og NTNU Vitenskapsmuseet i fellesskap (Arnekleiv mfl. 2020, jf. Avsnitt 2.4).

Simulerte vannføringer før/etter utbygging basert på ukemidler viser i grove trekk at vintervannføringen etter utbygging er økt vesentlig, at flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet og at sommervannføringen er redusert (figur 2.2). Nedstrøms samløp Sona har NVE beregnet vannføring (døgnmiddel) basert på målte verdier ved bl.a. Nustadfoss og Hegra i perioden før regulering (1963-1993) og etter regulering (1994-2005). Disse viser i store trekk de samme endringer som simulerte verdier, og at endringene i vannføring er betydelige også på dette punktet, ca. 32 km nedstrøms Nustadfoss og etter at uregulerte Sona er inkludert (figur 2.3). En fast minstevannføring i Stjørdalselva på 9,5 m³/s gjør at de laveste vannføringene (laveste ukemiddel) har økt betraktelig etter reguleringen i 1994.

Etter utbyggingen har det vært et midlertidig manøvreringsreglement for vassdraget i perioden 1994 – 2009. Endelig manøvreringsreglement ble fastsatt av Olje- og energidepartementet (OED) i 2010: *I Stjørdalselva nedstrøms samløp Funna skal vannføringen aldri gå under 9,5 m³/s (minstevannføring). Vintervannføringen kan være inntil 40 m³/s under forutsetning at vannføringen ikke blir økt mens det er is i elva. Minstevannføring i sideelvene ovafor Nustadfoss er fastsatt slik: Tevla 0,2 m³/s hele året, Torsbjørka 0,1 m³/s hele året, Dalåa 0,5 m³/s (vinter), 0,8 m³/s (sommer). Videre sier manøvreringsreglementet at alle endringer i vannføringen skal skje ved myke overganger. Spesiell forsiktighet må utvises ved reduksjon av vannføringen for at fisk i elveprofilens ytterkant skal få tid til å trekke inn mot sentrum. I samråd med fiskeinteressene kan det innenfor reglementet avtales slipping av lokkeflommer etter behov. Videre i reglementet er det bestemt at tapping fra Fjergenmagasinet til kraftproduksjon i Tevla pumpekraftverk og Meråker kraftverk skal innstilles fra 1. mai eller seinest fra vårflorens begynnelse etter denne dato. Tappingen kan igjen starte når vannstanden i Fjergen er kommet opp til kote 512 eller seinest fra 1. august.*



Figur 2.2 Vannføring (simulerte) før/etter utbygging ved samløp Funna basert på 50-prosentil verdier (Data fra NTE).



Figur 2.3. Vannføring (døgnmiddelverdier) i Stjørdalselva nedstrøms samløp Sona i en periode før (1963-1993) og etter (1994-2005) regulering (data fra NVE).

2.4 Hydrologiske endringer

For å kunne vurdere hydrologiske endringer etter reguleringen og effekten som reguleringene har på fiskebestanden, ble dagens vannføringsregime sammenliknet med vannføringsregimet slik det var i uregulert tilstand i et eget prosjekt, «miljødesignprosjektet». Det ble benyttet oppskalerte data fra målestasjonen Høggås bru, som ligger i sidevassdraget Forra som data for uregulerte forhold, og sammenliknet med oppskalerte data fra målestasjon Funnasamløpet 1994-2016. Feltkarakteristikkene til hovedvassdraget og til Forra er sammenlignbare og dette gir et likt avrenningsmønster. Den gjennomførte hydrologiske analysen er presentert i egen rapport (Arnekleiv mfl. 2020) og gjelder for Stjørdalselva i Meråker kommune. Vi vil anta at analysen også i stor grad vil gjelde for Stjørdalselva videre nedover mot Sona, siden det er få større sidevassdrag på strekningen. Det er imidlertid ikke gjennomført en tilsvarende analyse med måledata fra f.eks. Øverkil og Hegra, og som gjelder for nedre del av Stjørdalselva. Her gis et sammendrag av de viktigste hydrologiske endringene beskrevet for Stjørdalselva i Meråker, og som har betydning for vurdering av effektene av reguleringen på fiskebestandene i Stjørdalselva.

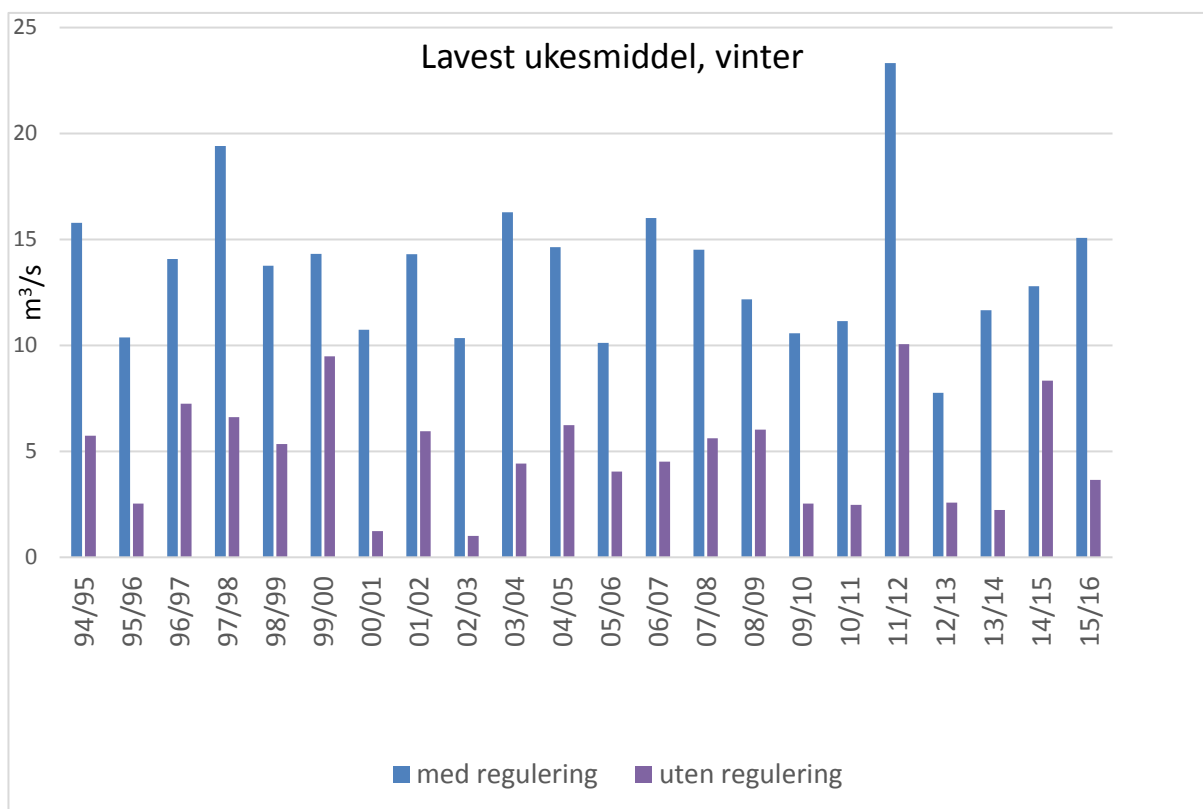
For mer detaljer om endringer i vannføring og temperatur henvises det til «Miljødesign-rapporten» (Arnekleiv mfl. 2020).

2.4.1 Vannføringsendringer

Hvor ofte ulike vannføringer opptrer i dagens situasjon er sammenliknet med slik det ville ha vært uten regulering (se f.eks. figur 2.4 for laveste ukemiddel på vinteren). Det er en klar konklusjon at reguleringen medfører at det går lengre mellom episoder med høye vannføringer og spesielt opptrer vannføringer større enn 34 m³/s sjeldnere nå enn før regulering. Flomtoppene er redusert i størrelse og hyppighet. Det samme gjelder også episoder med svært lave vannføringer; disse opptrer langt sjeldnere etter regulering enn det som var situasjonen før regulering hvor vannføringer lavere enn ca. 10 m³/s opptrådte i ca. 10 % av tiden i uregulert tilstand. At svært lave vannføringer nærmest er opphørt etter regulering skyldes i hovedsak minste vannføringskravet som er 9,5 m³/s ved samløp Funna.

Dersom gytingen på høsten skjer på høy vannføring, samtidig som at vannføringen i perioden mellom gyting og swim-up er svært lav, kan dette medføre innfrysing eller tørrelegging av rogn. Forholdet mellom vannføringen i perioden fra 15. oktober til 15. november (gytetiden) er derfor sammenliknet med laveste ukemiddel i vintersesong både med og uten regulering. Samlet sett

viser resultatene her at reguleringen har medført redusert differanse mellom midlere ukesmiddel i gytetyden og laveste ukesmiddel i påfølgende vinter.



Figur 2.4. Laveste ukesmiddel vinter i perioden 1994/95 til 2015/16 for situasjonen med og uten regulering.

2.4.2 Raske vannstandsvariasjoner

I «Miljødesignrapporten» er det gjort en analyse av hvor ofte raske vannstandsendringer skjer etter regulering av Stjørdalselva (jf. Arnekleiv mfl. 2002). I hele perioden 1994-2019 har det i snitt vært 5-6 timesintervaller årlig hvor reduksjonen i vannstand har skjedd raskere enn 10 cm pr time. Etter nærmere analyse, hvor disse episodene ble sammenholdt med data fra driften av kraftverket, viste imidlertid at raske vannstandsdropp primært skjedde under flomforhold når vannføringen var på retur. Det er ikke gjort noen tilsvarende analyse for episoder hvor vannstandsdroppet har vært mer moderat, men det må antas at enkelte av episodene ved moderate vannføringer forklares med kjøringen av kraftverket. Med de rutinene som nå gjelder for driften av kraftverket, hvor vannstandsdroppet skal ligge innenfor 3 cm/time, er det ingen grunn til å tro at stranding av fisk er et problem i Stjørdalselva.

Det er også uheldig for yngel og næringsdyr når økning i vannføring skjer unaturlig raskt, noe som kan føre til utspyling av næringsdyr og yngel. Det har vært i overkant av 20 timesintervaller pr år hvor vannstandsstigningen har gått raskere enn 10 cm/time. Det er ikke gjort noen selvstendig analyse av hvor mange av hendelsene som skyldes kraftverksdrifta og hvor mye som kan forklares med kraftig økt avrenning i feltet. Det er imidlertid et kunnskapshull som trenger mer inngående analyser for å få mer kunnskap om effekten av raske økninger i vannføring/vannstand og om det kan forklares med drifta i kraftverket, konstruksjoner som overløpstørskler, eller om det skyldes naturlig rask respons i elva etter nedbør/smelting.

2.5 Vanntemperatur og isforhold

Hydrologisk avdeling ved NVE har opprettet en rekke målepunkter for vanntemperatur i Stjørdalsvassdraget, og temperatur- og isforholdene er godt beskrevet både før og etter reguleringen (Asvall 1995, 2000a, b, 2001). Driften av Meråker kraftverk har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur om våren og sommeren. I middel er reduksjonen i vanntemperaturen størst i mai-juni, med omtrent 2 °C kaldere vann etter utbyggingen, og økningen er størst i september med rundt 1,5 °C varmere vann etter utbygging øverst i elva. Virkningene avtar nedover elva. Om vinteren er vanntemperaturen blitt høyere, i middel 0,5 °C i øvre del av elva. Når det er kaldt i lufta avkjøles vannet raskt, men ved mildvær tar det lengre tid, og den høyere vintertemperaturen er merkbar lenger nedover elva (Asvall 2001). Størrelsen på temperaturendringene særlig sommer og høst er bestemt av de meteorologiske forholdene (normal nedkjøling) og driften av kraftverket. Endringene er størst øverst i elva, fra Meråker og nedover til Øverkil. Det er gjennomført en nærmere analyse av vanntemperaturen i øvre del av elva og temperaturens innsvirkning på laksens eggutvikling og vekst i «Miljødesignrapporten (Arnekleiv mfl. 2020).

Temperaturdata fra Nustadfoss og Øverkil for periodene 1990-93 og 2012-16 tyder på en økning av temperaturen i fiskens vekstsesong (mellom 15. mai og 01. oktober) på henholdsvis 0,9 og 0,8 grader, men med en reduksjon i gjennomsnittlig dagmiddel i de varmeste månedene. Gjennomsnitttemperaturen gjennom vekstsesongen er nå 11,2 °C. Økningen i gjennomsnittlig i dagmiddeltemperaturer fører til økning i antall døgngreder gjennom vekstsesongen, men også til en utvidelse av vekstsesongen på høsten (se kapittel 5.3.4 *Variasjon i vekst i forhold til miljøvariabler* for modellering av vekst i forhold til temperatur og dato).

På grunn av en jevnt høyere vintervannføring og høyere vanntemperatur om vinteren etter siste regulering, er Stjørdalselva mer isfri på vinterstid nedstrøms Nustadfoss og er stort sett åpen ned til Gudå. Også nedstrøms Gudå er det vanlig at elva går åpen uten isproduksjon ned til Meådal, på kalde dager bare ned til Renå. Herfra og ned til Flornes, og videre nedover til Forra dannes det mer bunnis og sarr enn før regulering i middels til streng kulde (Asvall 2001, Boe 2001, Carl A. Boe pers. medd.).

2.6 Gjennomførte kompensasjonstiltak

2.6.1 Forbislippingsventil

Avløpet fra Meråker kraftverk munner i foten av Nustadfossen, helt øverst på anadrom strekning. For å hindre at elva skulle bli tørr ved eventuelt utfall i kraftverket, og samtidig sikre minste vannføringskravet på 9,5 m³/s nedstrøms samløp Funna, er Meråker kraftverk utstyrt med en forbislippingsventil med slukeevne 8 m³/s. Ventilen åpner umiddelbart når betingelsen er til stede, og er fullt åpen etter 50 sekunder, slik at bortfalt vannføring erstattes umiddelbart.

2.6.2 Habitattiltak i sideelver

I forbindelse med reguleringen fikk en rekke sideelver og bekker i Meråker til dels sterkt redusert vannføring. For å opprettholde en biologisk produksjon, og dels av estetiske hensyn, ble det laget planer og gjennomført en rekke fysiske habitattiltak i tråd med konsesjonsbestemmelsene. Det ble utarbeidet to «Terskel- og tiltaksplaner» (Anon. 1994, 2005) og tiltak ble gjennomført i tilløpselvene Torsbjørka, Dalåa, Tevla, Skurdalsåa og Kopperåa. Disse tiltakene skulle bl.a. sikre lokale bestander av innlandsfisk, vesentlig ørret, men i Dalåa og Torsbjørka ble tiltakene også innrettet mot produksjon av utsatte laksunger, og med tanke på å evaluere effekten av ulike typer habitattiltak. Resultatene av disse arbeidene er publisert i en rekke rapporter (Arnekleiv & Rønning 2013, 2005, Arnekleiv mfl. 2002, Harby & Bakken 1996) og artikler (Alfredsen mfl. 2006, Arnekleiv mfl. 2006b, Linnansaari mfl. 2005, 2009, Harby & Arnekleiv 1994). Vi henviser til disse og går ikke nærmere inn på resultatene av disse undersøkelsene i denne rapporten.

2.6.3 Utsetting av fisk

Allerede under utarbeidelse av kraftverksplanene ble det bestemt å bygge et klekkeri for laks i Meråker og fortsette kultiveringsarbeidet av laks med utsetting av ensomrig laks av Stjørdalselv stamme i sideelver i Meråker. Dette ble gjort som et kompenserende tiltak for antatte skadevirkninger av kraftutbyggingen, og daværende Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk ga utbygger et pålegg om årlige utsettinger av 80 000 ensomrig laks av Stjørdalselv stamme. Fisken er blitt satt ut vesentlig i Dalåa, men også med kontingenter i Tevla, Torsbjørka og ovafor anadrom strekning i Forra (jf. Arnekleiv & Rønning 2018). I «Miljødesignrapporten» (Arnekleiv mfl. 2020) er det gitt en oversikt over utsettingene og en evaluering av utsettingene. Spesielt med bakgrunn i sannsynlige negative genetiske påvirkninger på laksebestanden av utsettingene, er det anbefalt at utsettingene opphører. Vi viser til Arnekleiv mfl. (2020) for ytterligere informasjon om tilslaget av utsettingene og evalueringen.

3 Bunndyr

3.1 Innledning

Bunndyr utgjør en viktig komponent i elveøkosystemet gjennom omsetning av organisk materiale og ved at de selv er næring for ulike organismer. De utviser stor variasjon i tilpasninger til rennende vann og utnytter et vidt spekter av habitater. I forbindelse med regulering av elver vil vannføringen endres og påvirke en rekke faktorer som igjen kan modifisere bunndyrenes habitater og påvirke næringstilbudet til fisk. Konsekvensen av ulike typer vassdragsreguleringer og vannføringsendringer på økologiske forhold i vassdrag har vært tema i flere forskningsprogrammer og er oppsummert i bl.a. Saltveit (2006) og Bakken mfl. (2016).

En redusert vannføring vil på sikt gi økt begroing, og gjennom fravær av spyleflommer, redusere porøsiteten i substratet. Dette vil føre til endringer i bunndyrsamfunnet (Raddum mfl.2006). Under slike forhold er det påvist en økning i tetthet av bunndyr og en forskyvning i artssammensetningen mot arter med liten kroppsstørrelse som for eksempel fjærmygg og steinfluer innen slekta *Amphinemura* (Raddum mfl.1991, Arnekleiv mfl.2002). Selv om bunndyr med små former øker i tetthet trenger ikke den totale biomassen av bunndyr å øke dersom tettheten av store former reduseres gjennom tiltetting av hulrom i bunnsubstratet. Ved en redusert vannføring kan dessuten store produksjonsarealer gå tapt. Det er også funnet en økning i andel algespisere (Arnekleiv mfl.1997) og strømsvake arter (Arnekleiv mfl.2002). Raddum & Fjellheim (2005) avdekket en fremskynding i klekketidspunkt på 1-2 måneder for arten *Baetis rhodani* pga. temperaturøkning i en elv der vannføringa var redusert.

Økt vannføring kan forårsake en reduksjon i biomassen av bunndyr (Raddum 1978), men det finnes også tilfeller der det ikke er påvist reguleringseffekter (Arnekleiv 1994). Raske fluktuasjoner i vannføring som følge av effektkjøring har vist seg å ha svært negative følger for bunndyrsamfunnet i de periodevis tørrlagte områdene (Hvidsten & Koksvik 1983, Harby mfl. 2004, Kjærstad mfl. 2018). Utjevnet vannføring kan medføre mange av de samme effektene som ved en redusert vannføring, og utvasking av næringsstoffer fra oppdemte arealer sammen med lengre isfrie perioder i elvene nedstrøms kraftverksutløp kan gi en økning i tetthet og biomasse av små bunndyr, som bl.a. beskrevet fra Alta (Koksvik & Reinertsen 2008), hvor effekten varte i 17 år. I Stjørdalselva har den utjevnete vannføringa gitt en tetthetsøkning særlig av mindre former, trolig som følge av tiltetting av hulrom i substratet, utvasking av næringsstoffer fra magasinene og økt begroing etter reguleringa i 1994 og fram til 2013 (Arnekleiv mfl. 2009, 2014).

I denne rapporten presenterer vi resultater fra bunndyrundersøkelser i perioden 2012-2016, og analyserer utviklingen i bunndyrsamfunnet i hele tidsperioden 1991-2016.

3.2 Metoder

3.2.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)

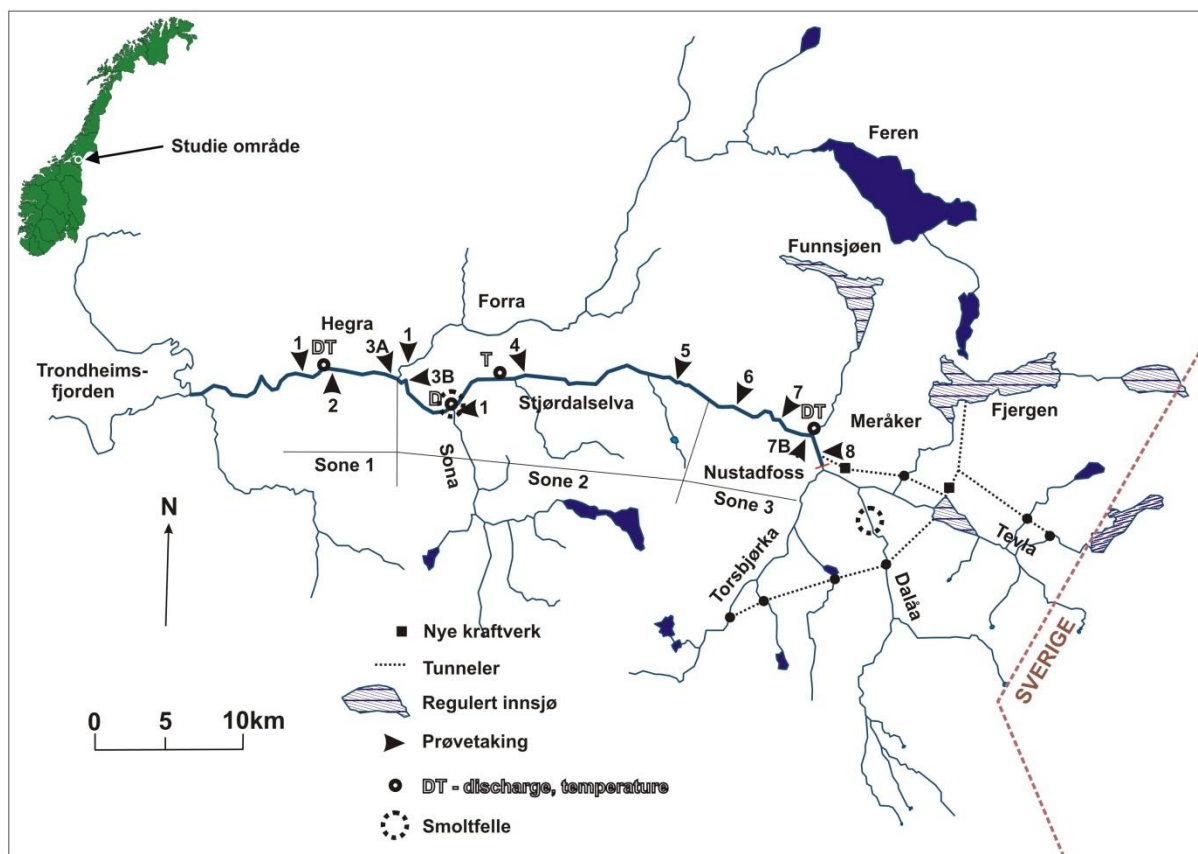
Kvantitative prøver ble tatt med en modifisert Surbersampler som dekket et areal på 0,148 m² og hadde en håvpose med maskevidde på 0,5 mm. Ved hver innsamlingsrunde ble det tatt fem parallelle prøver på hver stasjon. Innsamling ble foretatt på stasjon 6, ved Gudå, og stasjon 8 like nedstrøms Nustadfoss i perioden 1991- 2012. I de aller fleste årene er det tatt prøver på våren (april/mai) og høsten (oktober/november) og i enkelte år er det også tatt prøver i løpet av sommeren. Prøveseriene for vår og høst er nær komplett for perioden 1990-2012, men mangler noen prøver fra 1992 og 1995. Prøvene ble helfiksert i etanol i felt og gjennomgått under lupe på laboratorium. Resultatene fra den kvantitative bunndyrserien (1990-2012) i Stjørdalselva i Meråker er rapportert i 2014 (Arnekleiv mfl. 2014), hvor det også er diskutert endringer i faunasammensetning som kan skyldes reguleringen. I denne rapporten presenteres derfor bare hovedfunnene fra de kvantitative prøvene, men funnene diskuteres også opp mot resultatene fra de kvalitative prøvene.

3.2.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)

De kvalitative prøvene ble samlet inn etter norsk standard (NS-ISO 7828) ved hjelp av en håv med ramme på 25 x 25 cm og en påmontert håvpose med maskevidde på 0,5 mm. I perioden 1991-1998 ble det tatt prøver på stasjon 1-8 med 1-2 parallelle prøver pr. stasjon, samt på en stasjon i Forra (se figur 3.1). Det ble også tatt sparkeprøver (R1) i de fleste av årene etter 1998, i perioden 1999-2011. For å illustrere endringer *innen* og *mellom* soner i undersøkelsesperioden har vi benyttet oss av en undergruppe av datasettet med de mest tallrike artene/slektene i totalmaterialet. Deretter har vi brukt disse dataene for å se på fordelingen av disse varierer i tid og rom.

I pålegget til videre oppfølging av bunndyrundersøkelsene i 2012 – 2016 bortfaller de kvantitative prøvene (Surberprøver) og metodikken er endret for de kvalitative prøvene. Dette er begrunnet i et ønske fra Miljødirektoratet om å fokusere på eventuelle endringer i bunnfaunaen i øvre del av elva med referanse i prøver fra nedre del av elva. Ved å ta prøver i transekter av elva (eksempelvis 2-12 m fra land) vil en også kunne fange opp forskjeller i fordeling av bunndyr som kan skyldes raske endringer i vannføring. I årene 2012-2016 er det derfor tatt sparkeprøver på stasjonene øverst i vassdraget (st. 6, 7 og 8) og nederst (st 1, 2, 3B), + i den uregulerte sideelva Forra (st. 1). Det ble brukt en langskaftet håv med åpning på 25 x 25 cm og maskevidde på 0,5 mm. Håven ble holdt vertikalt med den nedre rammen mot bunnen, mens substratet oppstrøms håven ble sparket opp slik at bunndyr (og annet materiale) ble ført inn i håven med vannstrømmen. Hver R1-prøve ble tatt ved å bevege seg oppstrøms i elva og i en lengde på ca. 5 m. For sammenligning med R1-prøver tatt før 2012, der en prøve ble tatt ved land og en lengre ut i elva, ble prøver tatt 2m og 10m fra land, av de 6 prøvene i transektet benyttet.

For hver stasjon er det tatt seks prøver i et tverrsnitt utover elva med 2 m mellomrom mellom hver prøve (ett transekt). Hver prøve ble helfiksert i 96% etanol i felt. På lab ble det opprettet en delprøve, hvor 10% av prøven ble analysert ved at samtlige bunndyr ble bestemt til lavest mulig taksonomisk nivå, telt opp og antallet multiplisert med 10 for å få et anslag av totalantall i prøven. Deretter ble de resterende 90% av individene fra prøven gjennomgått under lupe og alle individer av arter/grupper som ikke ble oppfanget i delprøven ble bestemt og telt opp.



Figur 3.1. Kartskisse av Stjørdalsvassdraget hvor lokaliteter for prøvetaking av bunndyrprøver er angitt og nummerert fra 1-8.

3.2.3 Artsbestemming

Døgnfluer - **Ephemeroptera**, steinfluer - **Plecoptera** og vårflyer - **Trichoptera** (EPT) ble bestemt til lavest mulig taxon (art eller slekt). Likeledes ble biller (Coleoptera), mudderfluer (Megaloptera), teger (Heteroptera) og snegler (Gastropoda) bestemt til art eller slekt, mens øvrige grupper ble bestemt til familie, orden eller klasse. Flere personer har opp gjennom årene vært involvert i artsbestemming og materialet har i noen grad blitt bestemt til ulikt taksonomisk nivå. Dette har medført at vi i noen tilfeller har slått sammen to arter og presentert dem som for eksempel *Baetis muticus/niger* eller slått sammen flere arter og presentert dem på slektsnivå. Bilde 1- 3 viser et utvalg bunndyr.



Bilde 1-3. Vårflyelarve (venstre), steinfluelarve under klekking til voksent insekt (midten), og døgnfluelarve. Foto: Jo Vegar Arnekleiv©

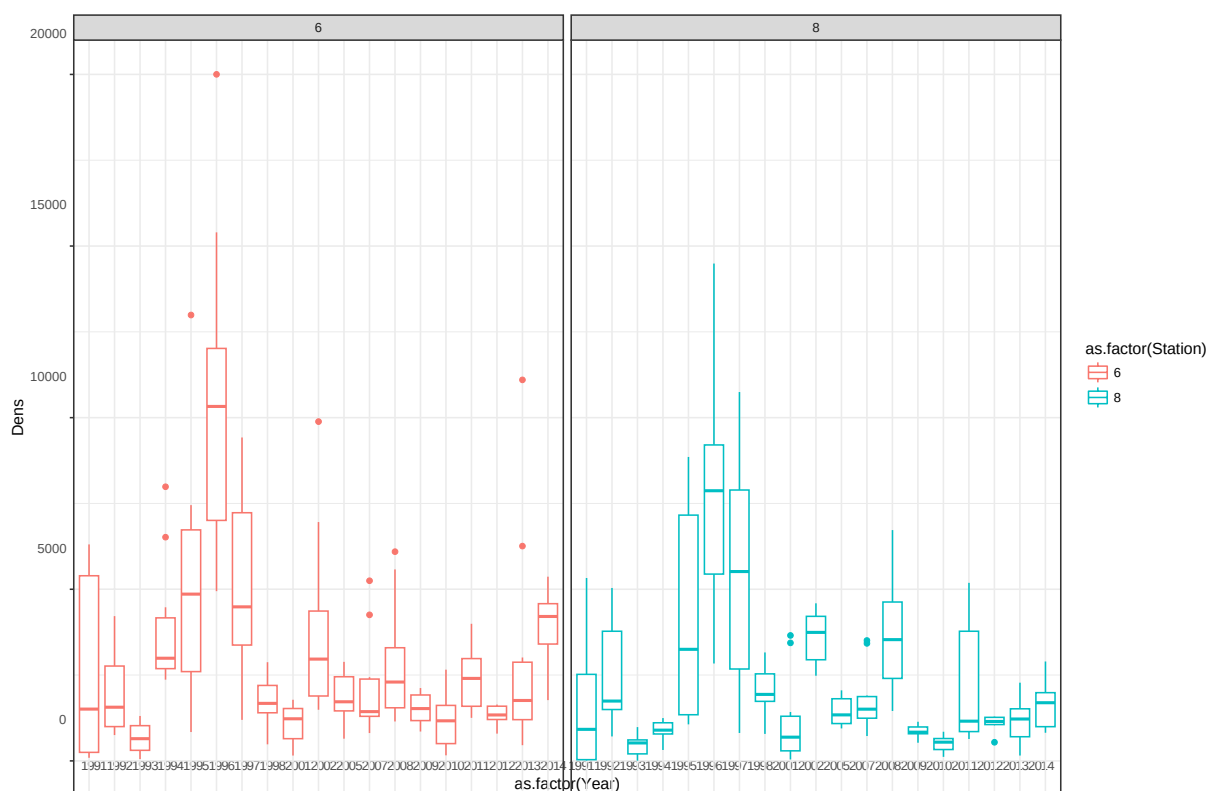
3.3 Resultater

3.3.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)

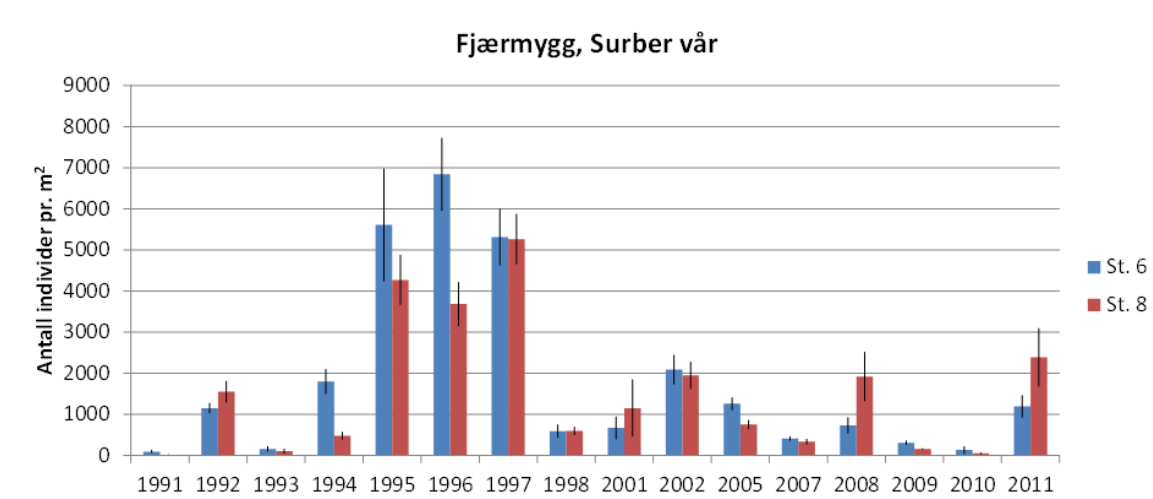
Resultatet av analysen av tettheten av bunndyr på stasjon 6, som ligger ca 3,5km nedstrøms kraftverksutløpet ved Nustadfoss og st. 8, som ligger ca 350m nedstrøms kraftverksutløpet, for hele perioden 1991-2012 er vist i figur 3.2. Analysen er basert på 5 prøver pr. stasjon vår og høst hvert år, med unntak av 1992 og 1995 hvor det ikke ble tatt høstprøver. Av figur 3.1 går det klart fram at de høyeste tetthetsverdiene ble registrert i de første tre årene etter reguleringa i 1994 på begge stasjonene (figur 3.2). Variasjonen i tetthet mellom år var ganske lik mellom de to stasjonene. I hele perioden ble det registrert lavest bunndyrtetthet i 1993, og høyest tetthet i 1996.

Bunnfaunaen vil variere gjennom året avhengig av artssammensetning, livssyklus m.m, og det er for grupper og arter framstilt resultater for vårprøver og høstprøver. Flere bunndyrgrupper som for eksempel fjærmygg (figur 3.3), døgnfluer (figur 3.4) og steinfluer hadde også de høyeste tetthetsverdiene de første årene etter regulering både vår og høst. Det samme gjaldt døgnfluearten *Baetis rhodani* (figur 3.5), steinflueslektene *Leuctra* (figur 3.6) og *Amphinemura*. samt vårfluearten *Rhyacophila nubila* og vårflueslekta *Apatania* (vedlegg 3.1).

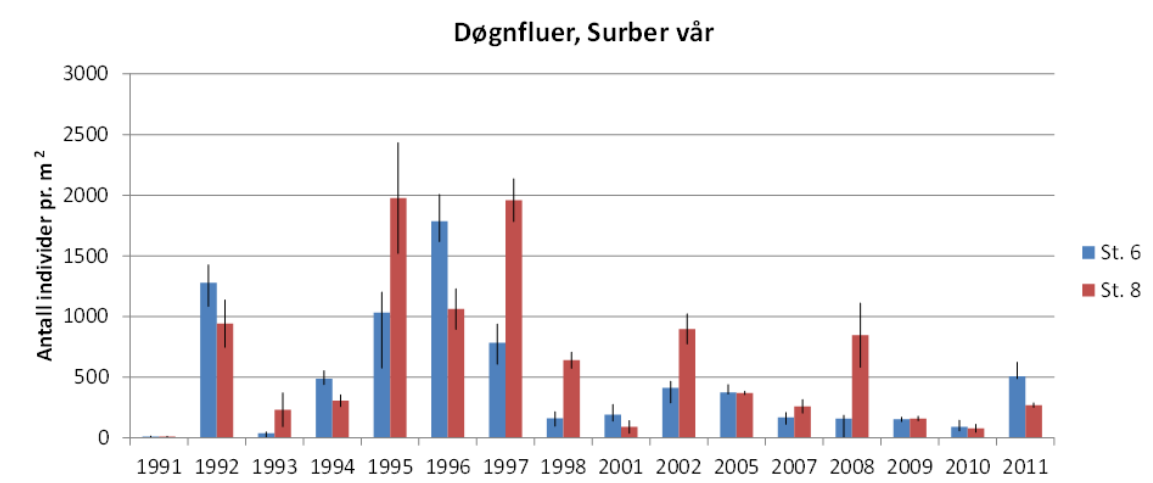
En del taksa hadde de høyeste tetthetene i de fleste årene etter regulering, for eksempel vårfluer (figur 3.7), fåbørstemark (figur 3.8), døgnflueartene *Heptagenia dalecarlica*/sp. (figur 3.9) og *Baetis muticus/niger* (figur 3.10). Noen få taksa hadde en markert økning i tetthet, fra og med eller etter 2005, relativt seint i undersøkelsesperioden. Dette gjaldt for eksempel vårfluefamilien Glossosomatidae og vårfluearten *Hydropsyche nevae*/sp. (henholdsvis figur 3.11 og 3.12), samt klobiller.



Figur 3.2 Boksplott som viser den totale tettheten av bunndyr (N/m²) hvert år i perioden 1991- 2012 på stasjon 6 (venstre panel, rød) og stasjon 8 (høyre panel, grønn) basert på Surberprøver tatt vår og høst hvert år. I boks-plottet er medianverdien angitt med vannrett strek, mens 50 % av måleverdiene ligger innenfor boksen. Loddrette linjer angir 5 % og 95 % intervall for målte verdier. Ekstremverdier er angitt med sirkel.



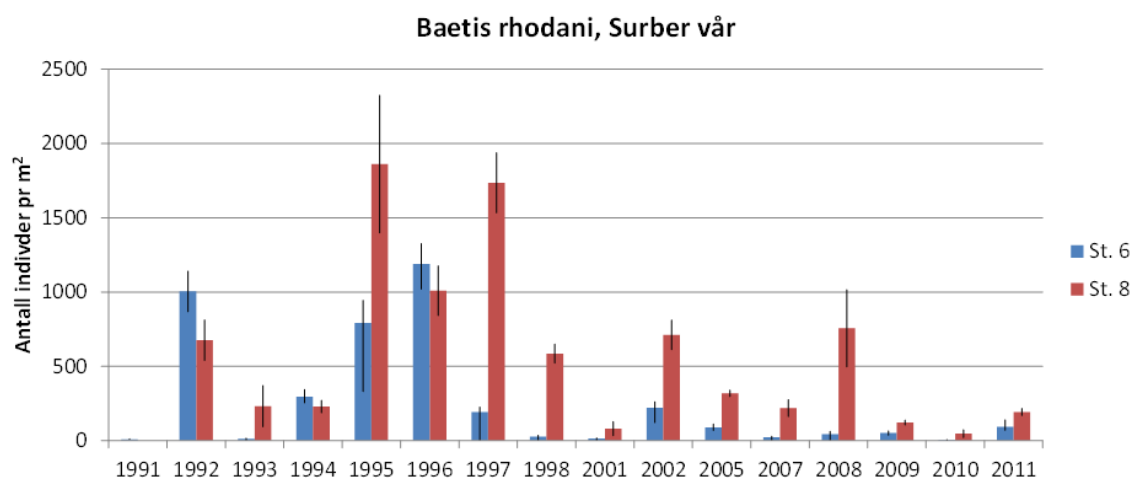
Figur 3.3. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av fjærmygg (totalmaterialet) pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver, vår).



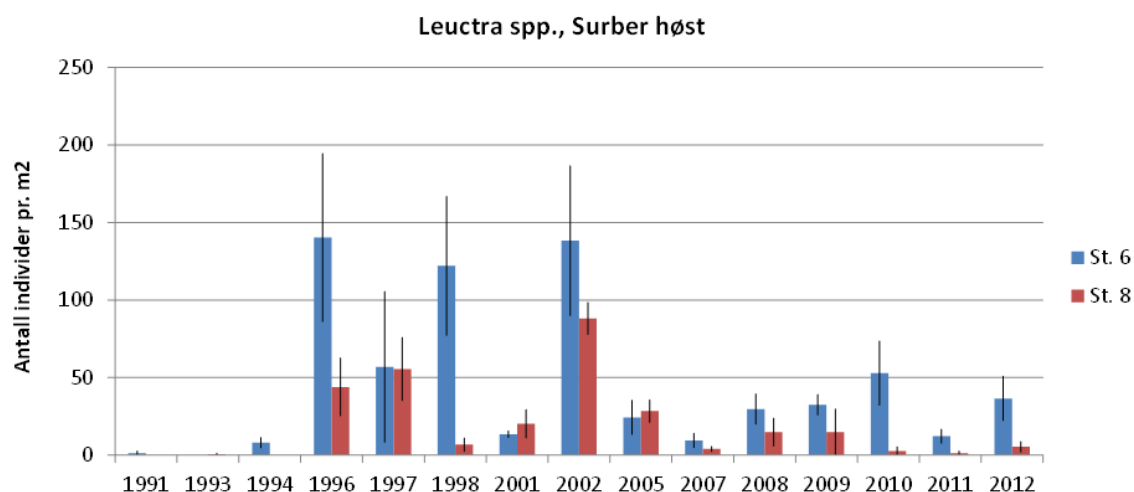
Figur 3.4 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av døgnfluer pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver, vår).

Få arter/grupper viste en reduksjon i mengde etter regulering, men døgnfluearten *Ameletus inopinatus* hadde reduserte tettheter etter 2001 sammenlignet med før regulering.

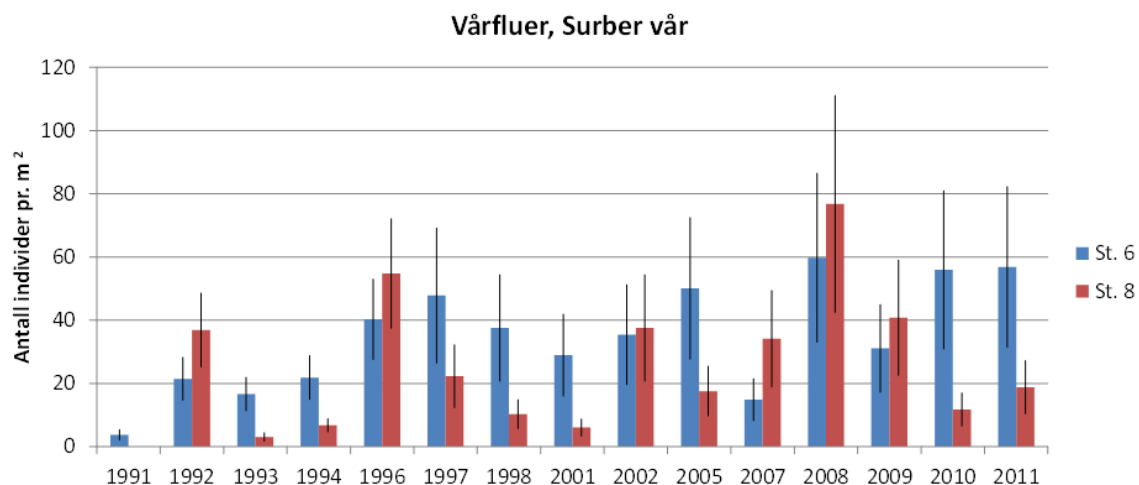
En komplett liste over samtlige taksa fra Surberprøver er gitt i Arnekleiv mfl. (2014).



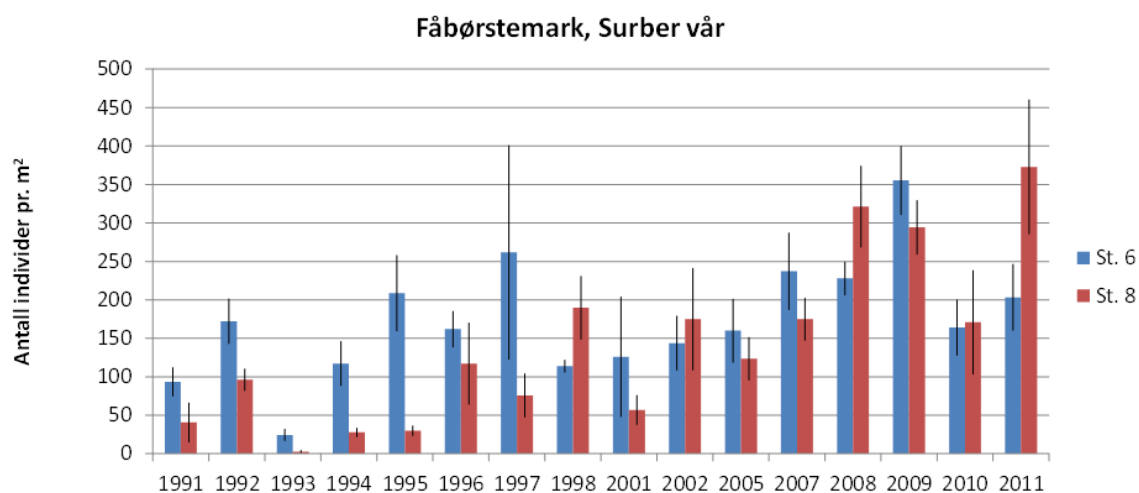
Figur 3.5 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av døgnflua *Baetis rhodani* pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



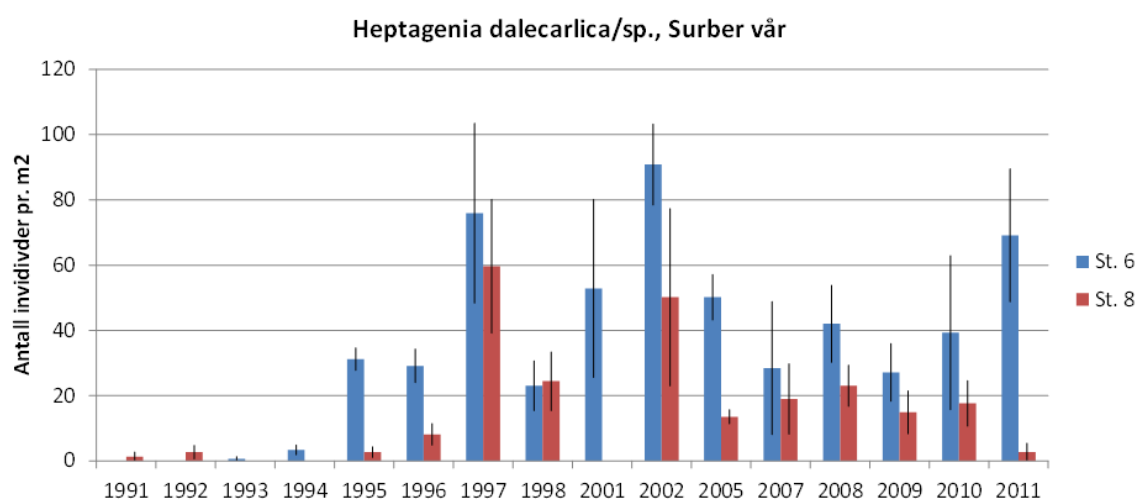
Figur 3.6 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av steinflueslekta *Leuctra* pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver høst).



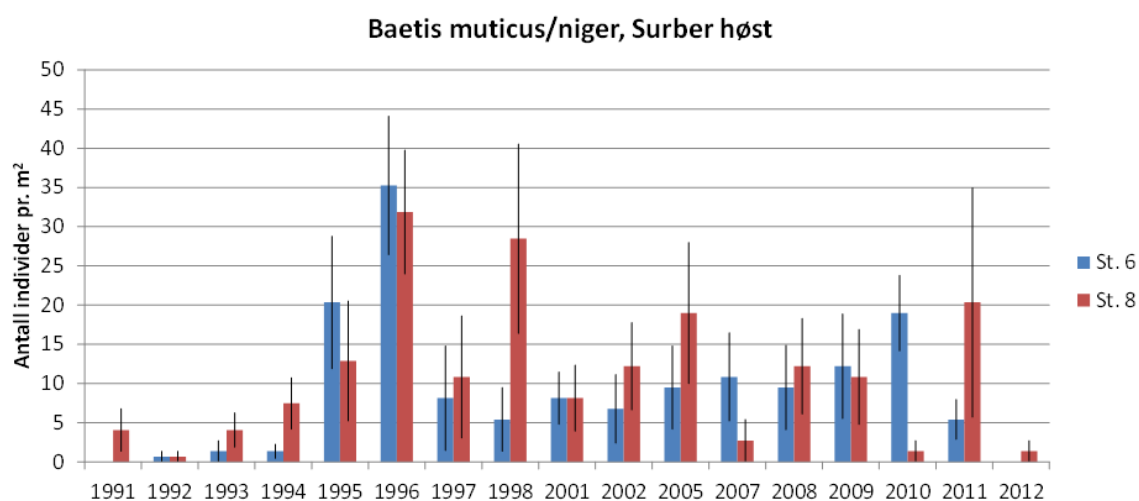
Figur 3.7 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av vårfluer pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



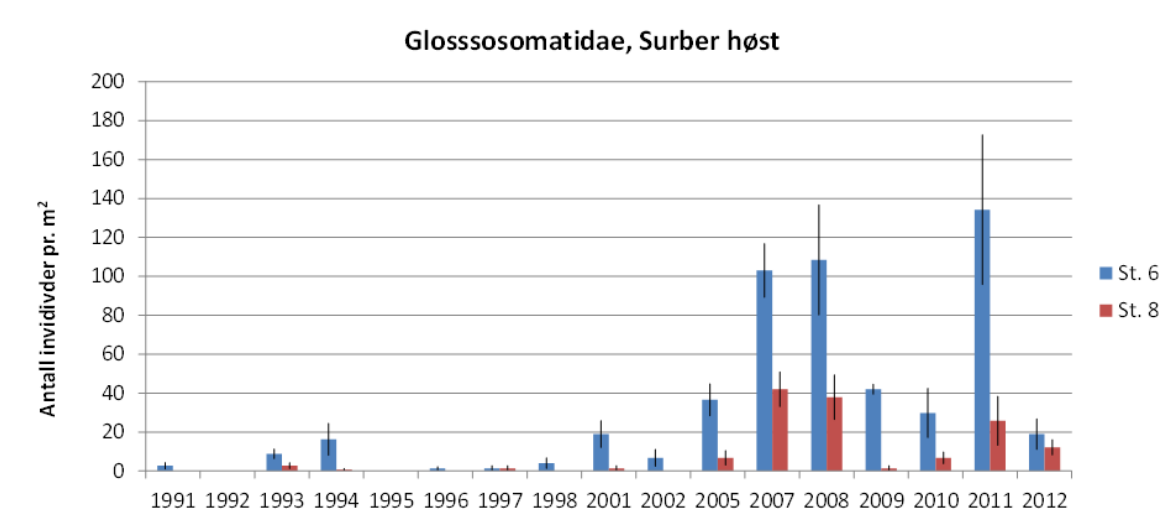
Figur 3.8. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av fåbørstemark pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



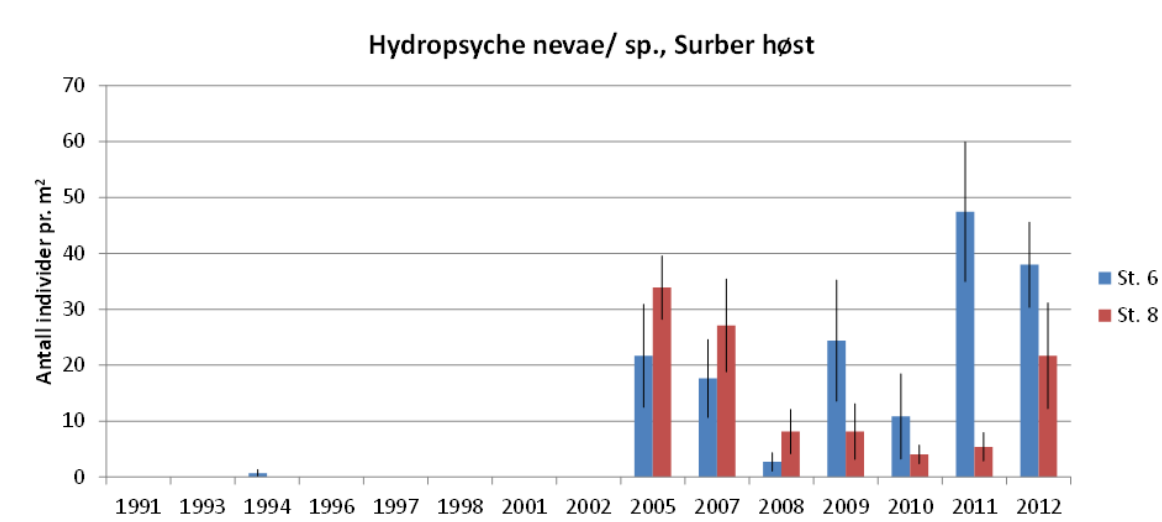
Figur 3.9. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av døgnflua *Heptagenia dalecarlica/sp.* pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



Figur 3.10. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av døgnflua *Baetis muticus/niger* pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver høst).



Figur 3.11. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av vårfluefamilien Glossosomatidae pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver høst).

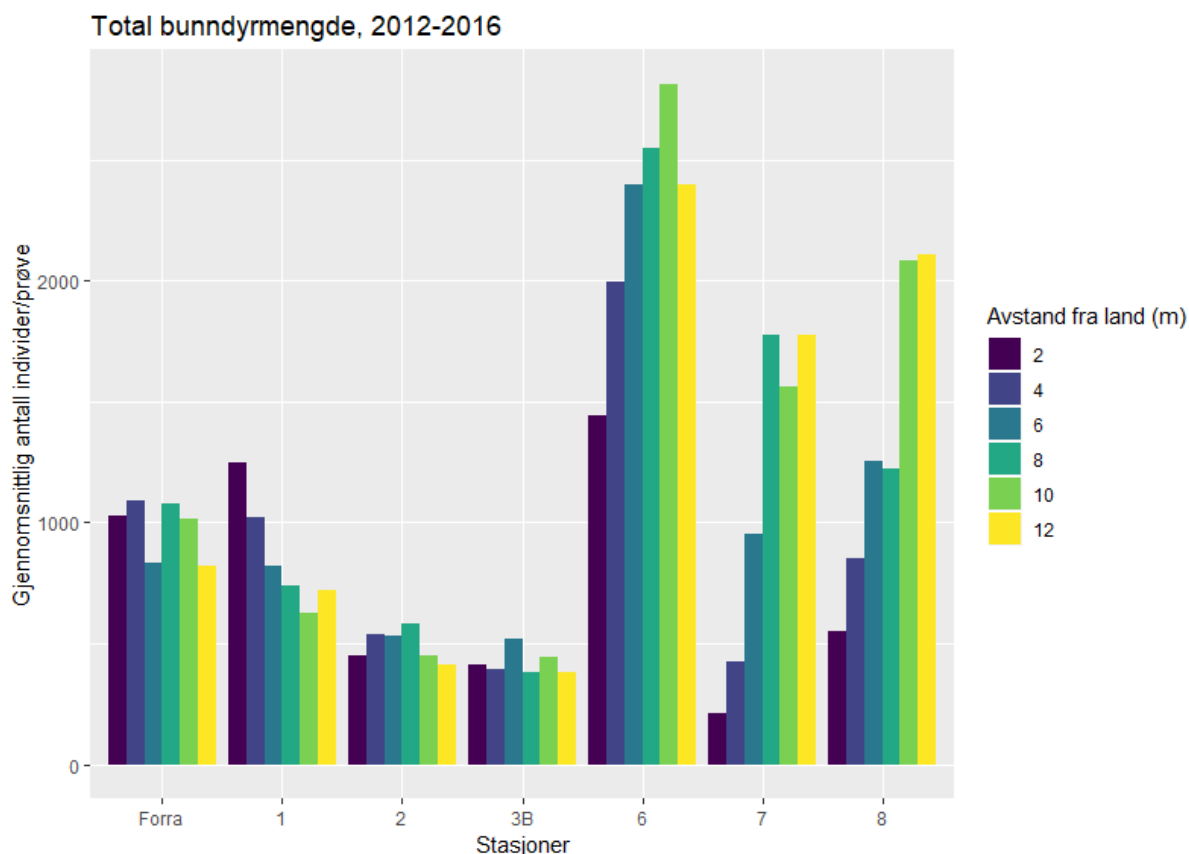


Figur 3.12. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm se$) av vårflua *Hydropsyche nevae/sp.* pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver høst).

3.3.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)

Sparkeprøver tatt i transekter i perioden 2012-2016 viste at det i nedre del av elva (st. 1-3B) og i Forra generelt var relativt små forskjeller i gjennomsnittlig tetthet (totalmaterialet) mellom enkeltprøvene tatt 2-12 m fra land, mens det i øvre del (st. 6-8) var lavere gjennomsnittlig tetthet nært land i forhold til lengre ut i elva (figur 3.13). Generelt var gjennomsnittlig tetthet pr. prøve større for stasjonene i øvre del av elva enn i nedre del med Forra. Bare unntaksvis ble det registrert lave individantall på de øvre stasjonene, som på stasjon 7 i oktober 2012 (jf. Vedlegg 3.3).

Faunaen vil variere gjennom året avhengig av bl.a. artssammensetning, livssyklus m.m. Vi tok prøver i alle år (2012-2016) i april og oktober. Gjennomsnittlig antall individer pr. prøve i transektene i henholdsvis april og oktober gjennom hele prøveperioden (2010-2016) er vist i figur 3.14.



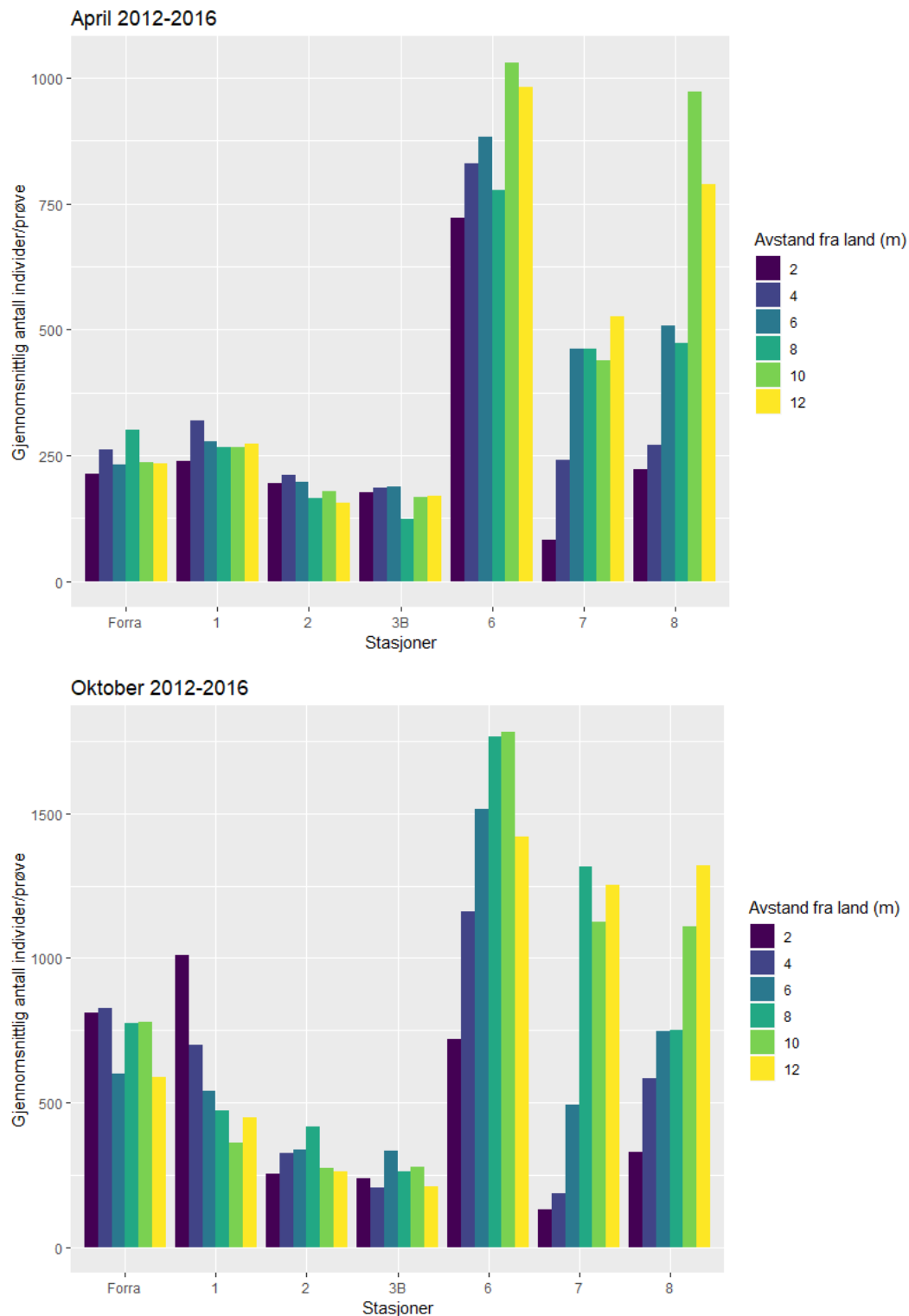
Figur 3.13. Gjennomsnittlig antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra (totalmaterialet) i perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3B ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).

For aprilprøvene (totalmaterialet 2012-2016) var gjennomsnittlig antall individer pr. prøve relativt jevnt utover i transektet (2-12 m) i Forra og nedre del av Stjørdalselva (st. 1-3B), mens i øvre del (st.6-8) var antallet lavest på prøvene nærmest land (figur 3.14, øverst).

For oktoberprøvene var fordelingen av bunndyr utover transektet mye lik aprilprøvene, men med gjennomgående høyere gjennomsnittsantall (figur 3.14, nederst).

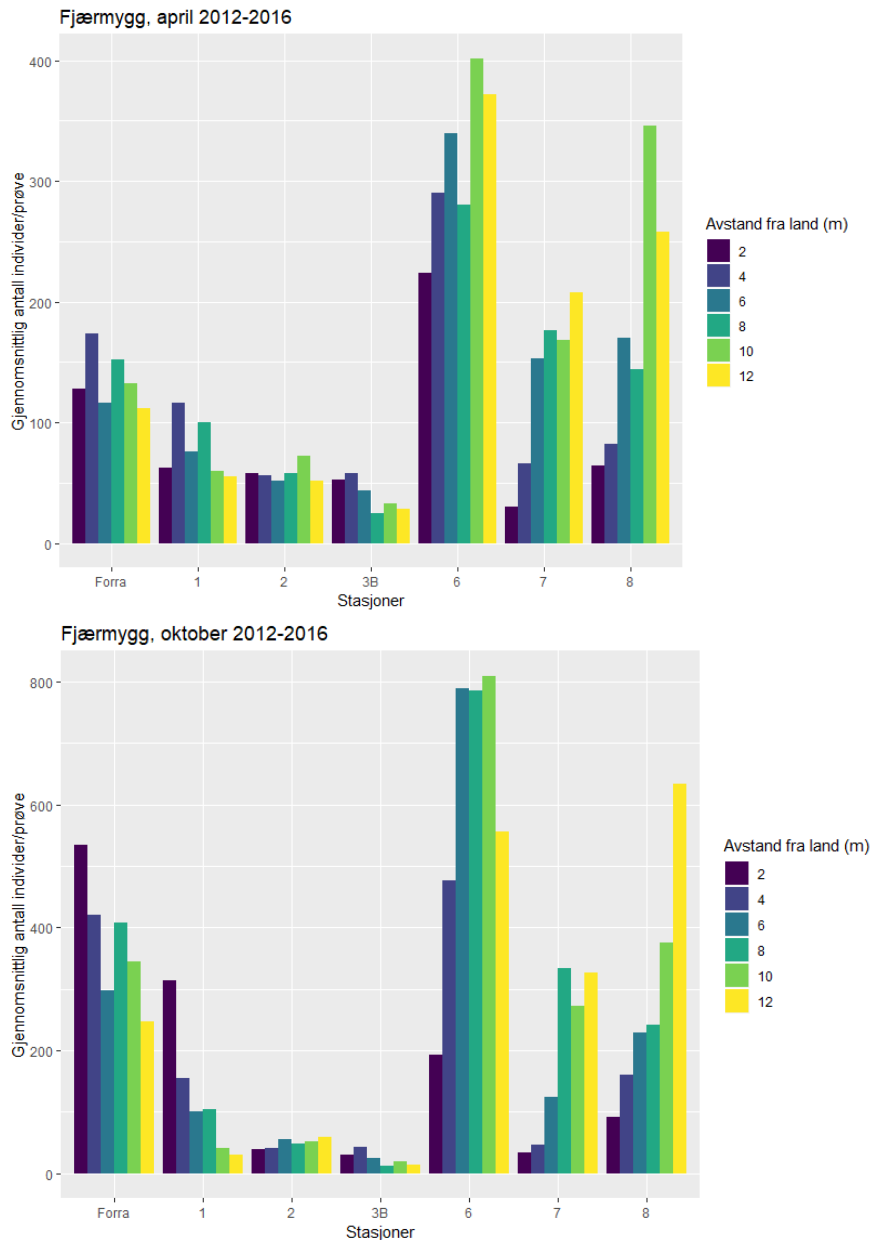
Når en ser på resultatene de enkelte årene er det større variasjoner, men også innen hvert år er det i store trekk samme tendens med at fordelingen av bunndyr utover i elvesenga (2-12 m) var jevnere i nedre del av elva og med tendens til økning i antall utover i transektet i øvre del av elva (jf. Vedlegg 3.3). Det ble også registrert unntak fra dette mønsteret, som i oktober 2012 og oktober 2014, da prøver tatt nær land på stasjonene 2 og 3B nederst i elva hadde mye lavere individantall enn prøver tatt lengre ut i elva (jf. Vedlegg 3.3).

Forskjellene i antall individer på prøvene tatt nær bredden sammenlignet med prøver tatt lengre ut i elva var imidlertid generelt størst på stasjon 7 og 8, som ligger øverst i Stjørdalselva (vedlegg 3.3). Dette mønsteret gikk igjen hos de fleste grupper som for eksempel fjærmygg, døgnfluer, steinfluer og vårflyer (henholdsvis figur 3.15, 3.16, 3.17 og 3.18), døgnflueslekta *Ephemerella*, (figur 3.21) og arter som døgnfluen *Baetis rhodani*, (figur 3.19), steinfluearten *Amphinemura borealis* (figur 3.22) og vårflyearten *Hydropsyche nevae* (3.23). Døgnfluearten *Baetis muticus* avvek noe



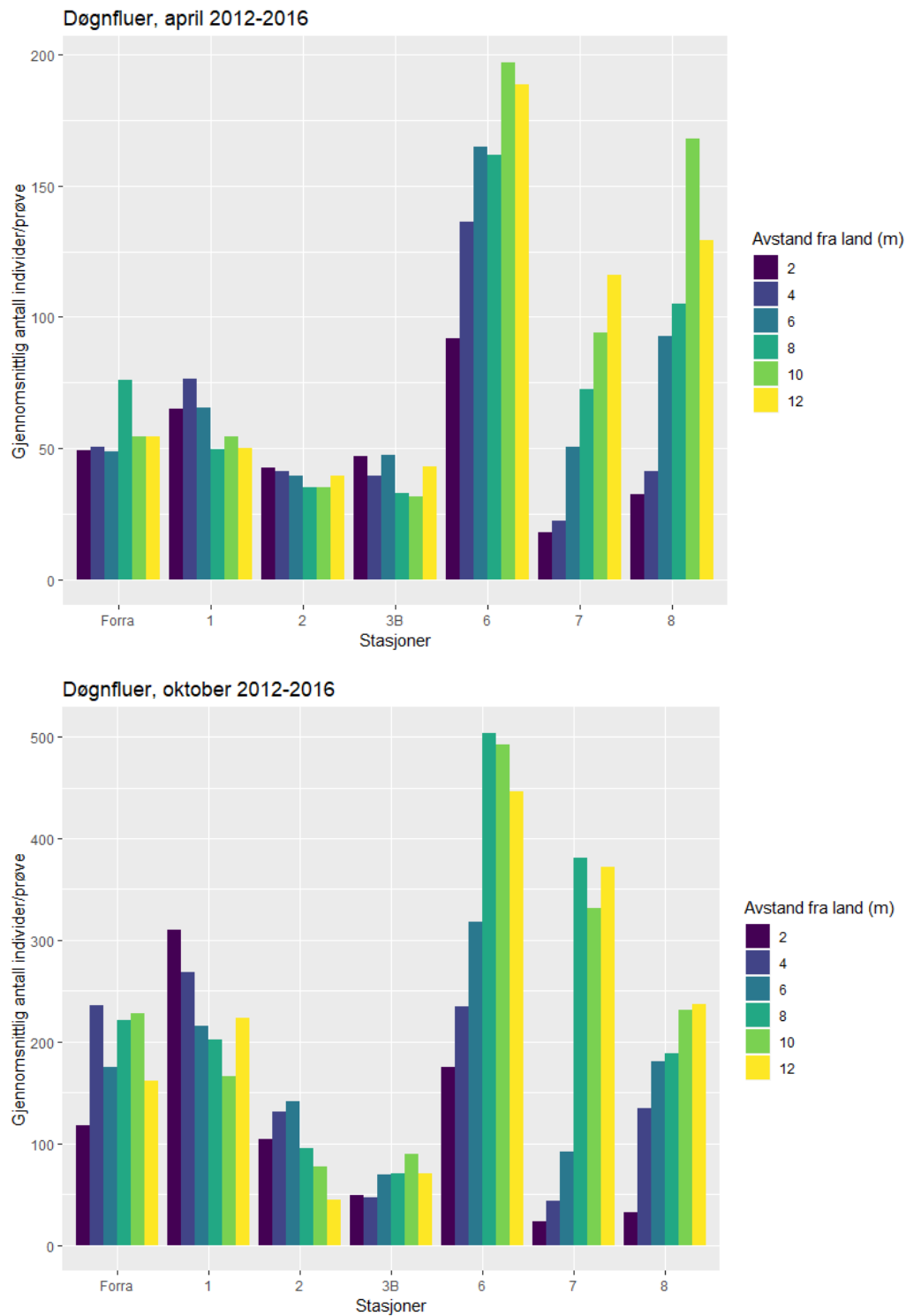
Figur 3.14. Gjennomsnittlig antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra for totalmaterialet i perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).

fra dette mønsteret der det tidvis og stedvis var høye antall nært land også på de øvre stasjonene, st. 6-8 (figur 3.20). *B. muticus* var også en av få taksa som hadde høyere antall i nedre del av elva, sammenlignet med øvre del.

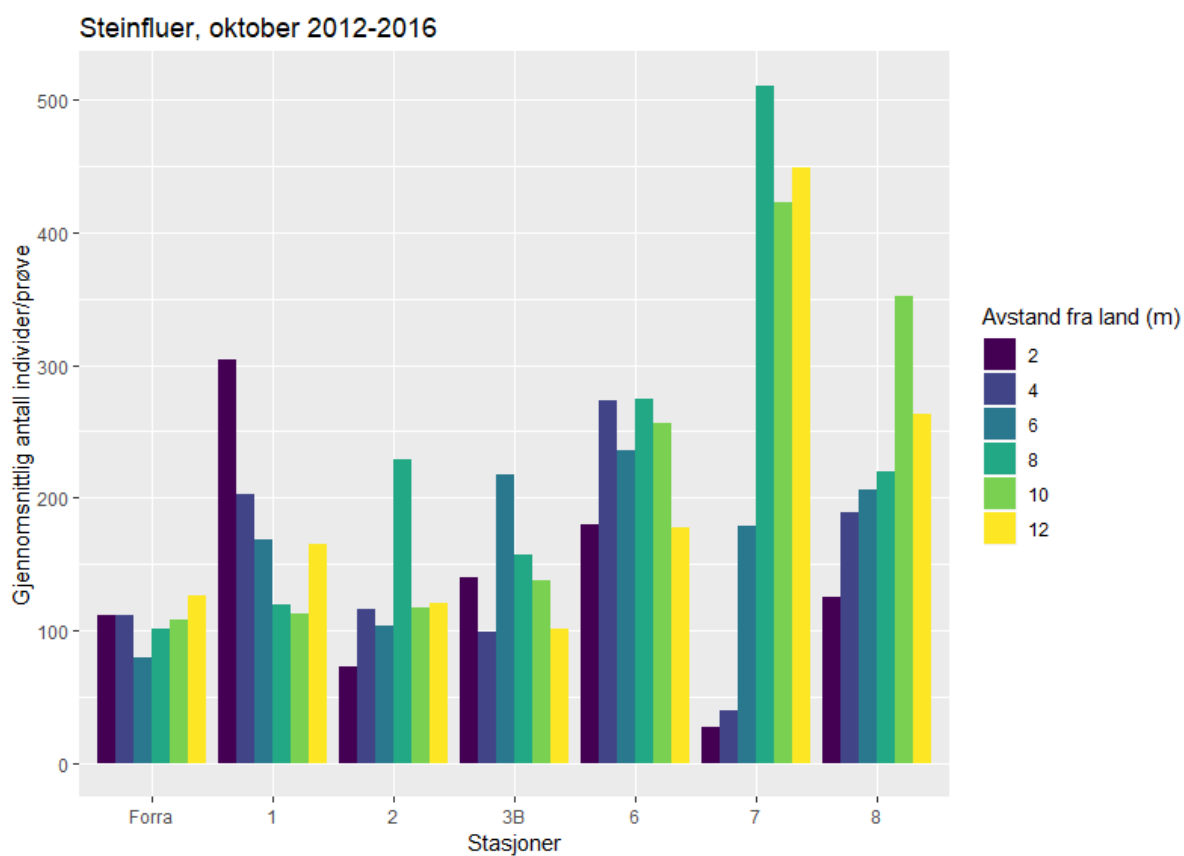
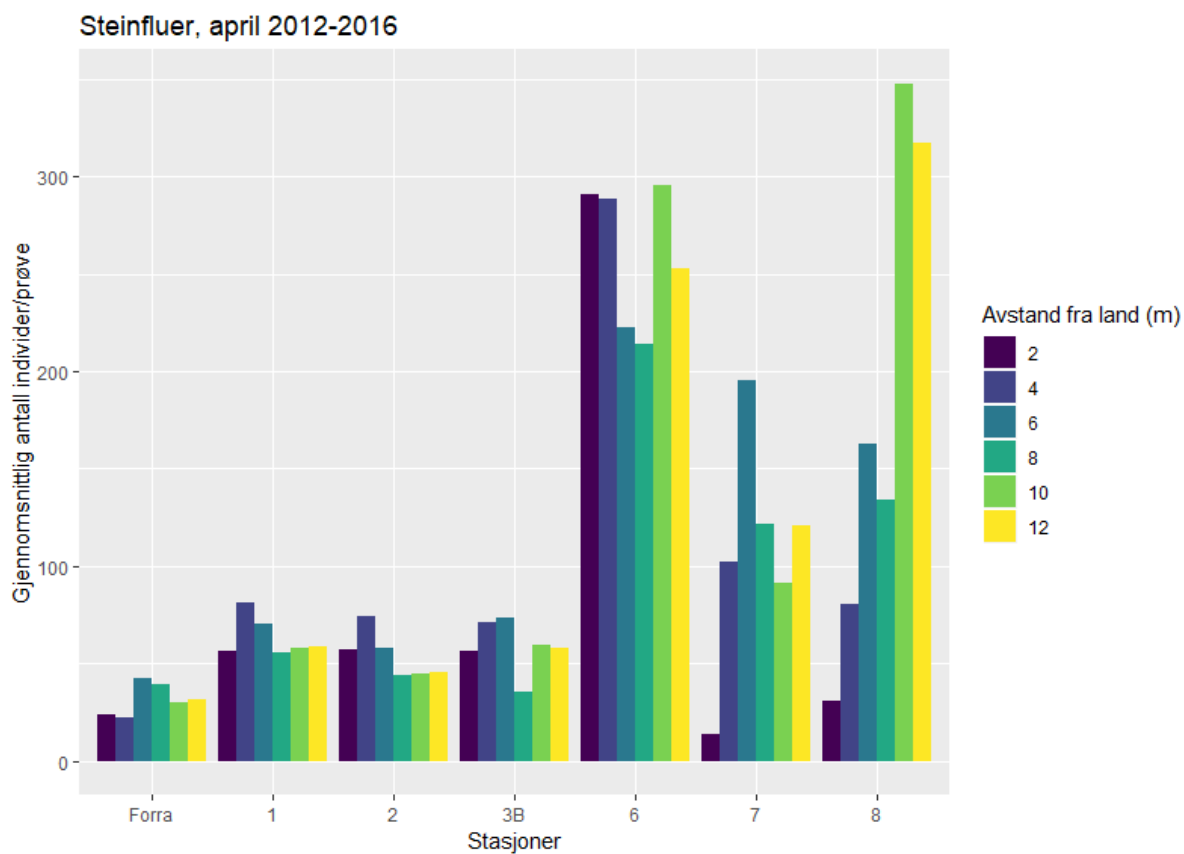


Figur 3.15. Gjennomsnittlig antall individer av fjærmugg pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).

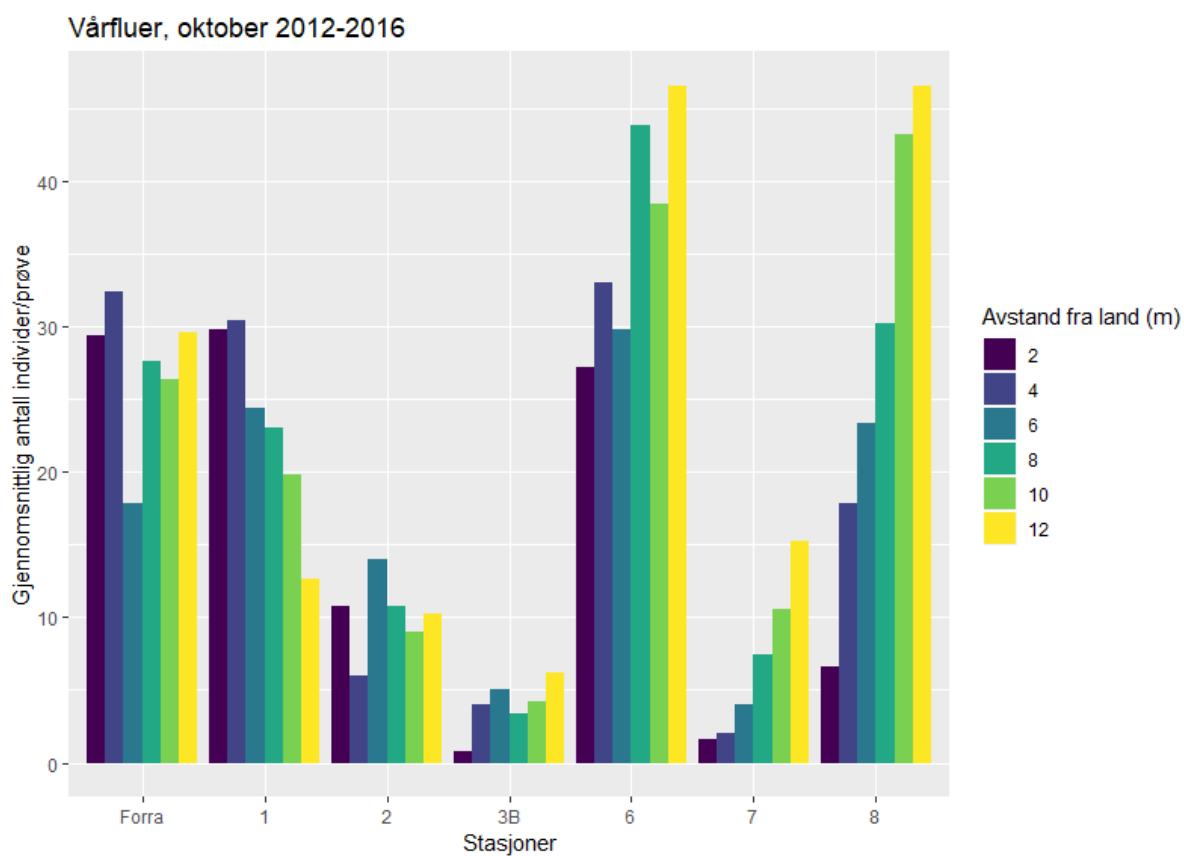
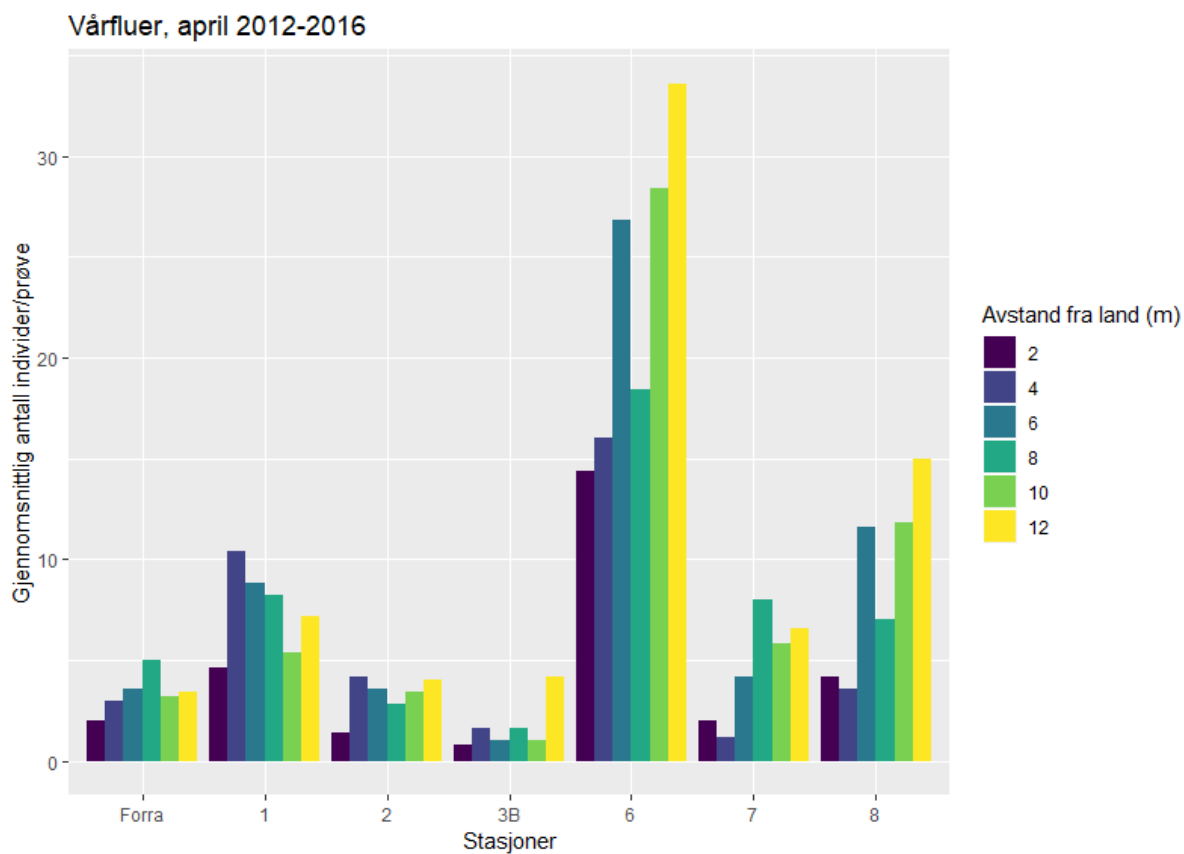
Når det gjelder enkeltår var bunnfanaen i oktober 2013 på st. 8 (øverst i elva) på de to innerste prøvene i transektet, dvs. to og fire meter fra land, fullstendig dominert av fåbørstemark, som utgjorde henholdsvis 85 og 71% av de totale bunndyrmengdene. Øvrige arter og grupper opptrådte kun sporadisk i disse områdene. Også på stasjon 7 var fåbørstemark dominerende taksa på den samme innsamlingsdatoen på transektene to og fire meter fra land og utgjorde henholdsvis 68 og 58 % av bunnfanaen. Innen de øvrige stasjoner og tidsperioder var det mindre forskjeller i bunndyrgruppens dominansforhold mellom de ulike prøvene innen transektene.



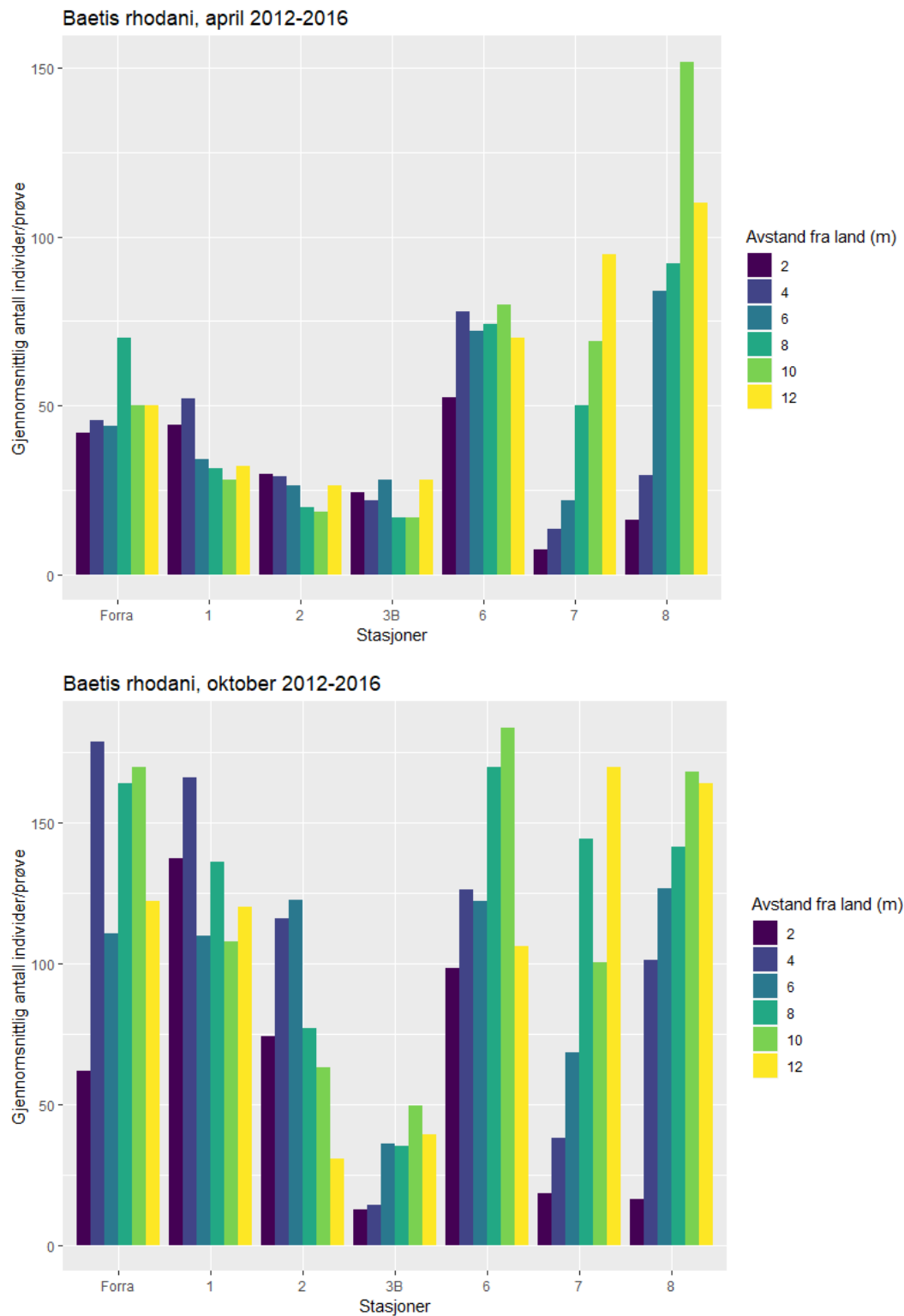
Figur 3.16. Gjennomsnittlig antall individer av døgnfluer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



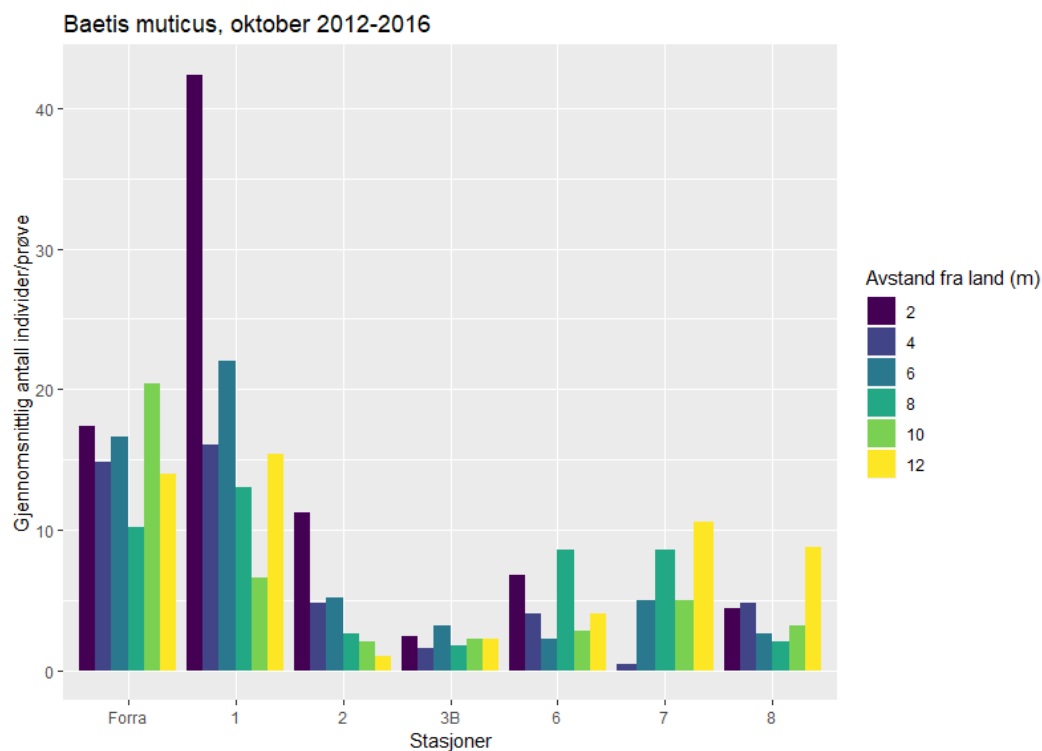
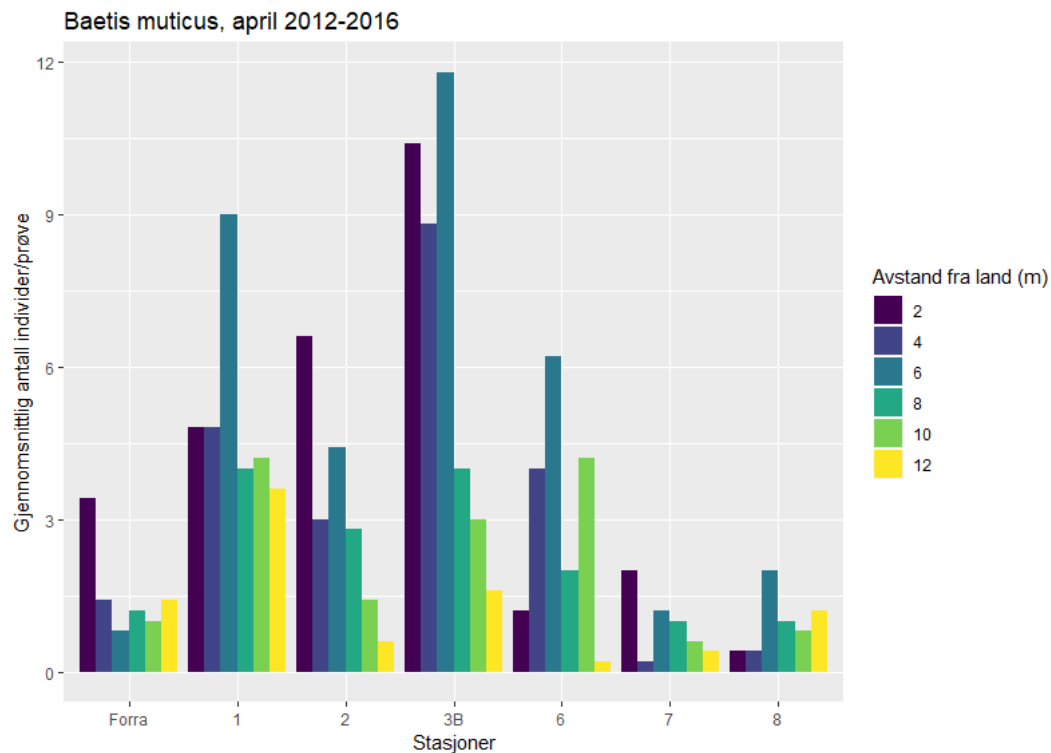
Figur 3.17. Gjennomsnittlig antall individer av steinfluer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



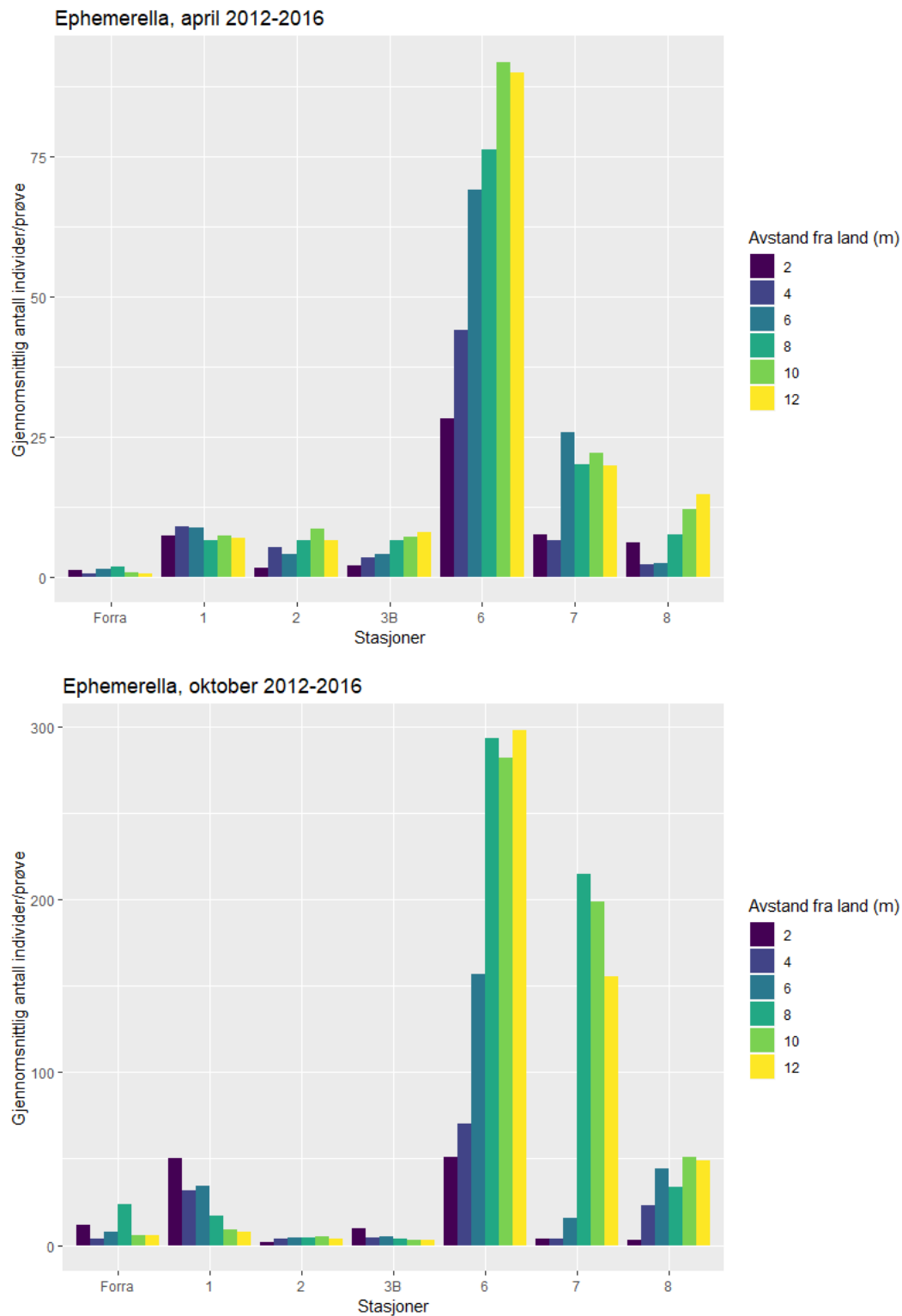
Figur 3.18. Gjennomsnittlig antall individer av vårfluer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



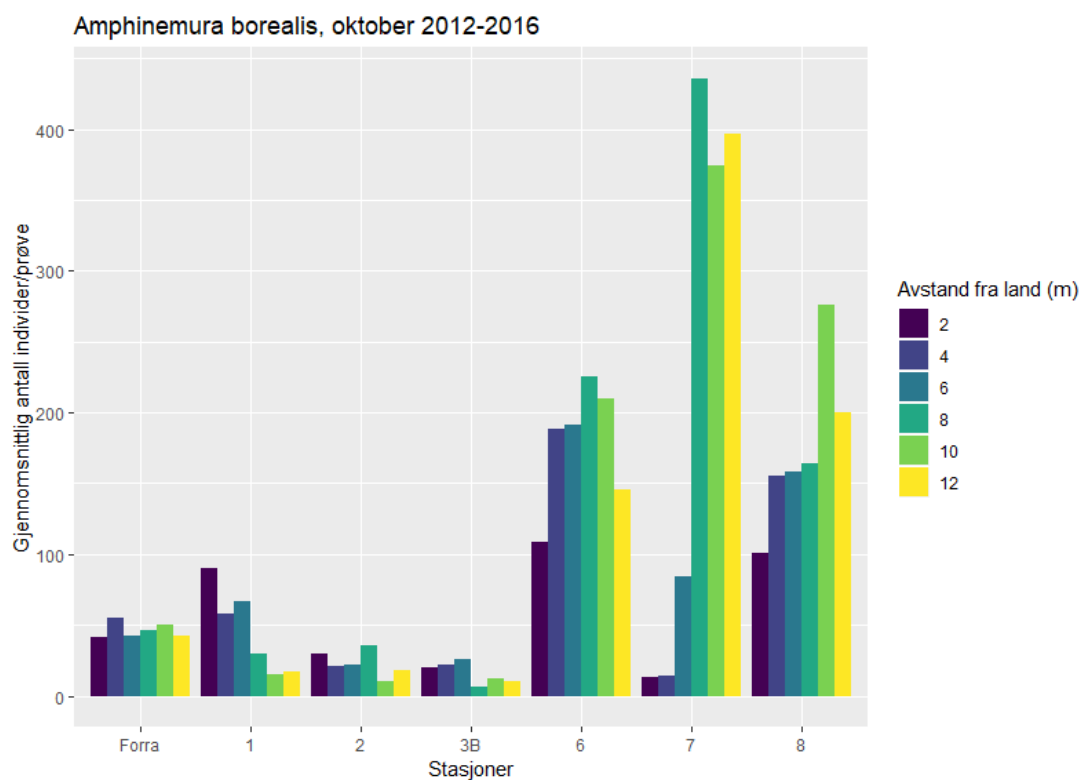
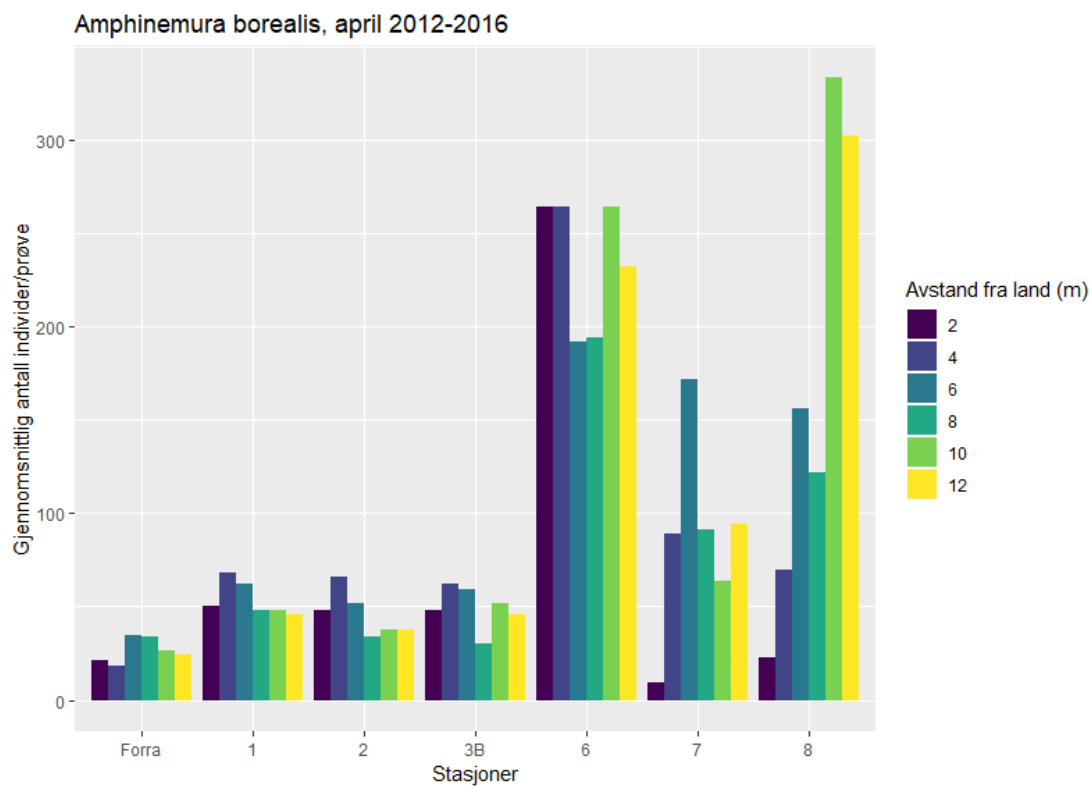
Figur 3.19. Gjennomsnittlig antall individer av døgnfluearten *Baetis rhodani* pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



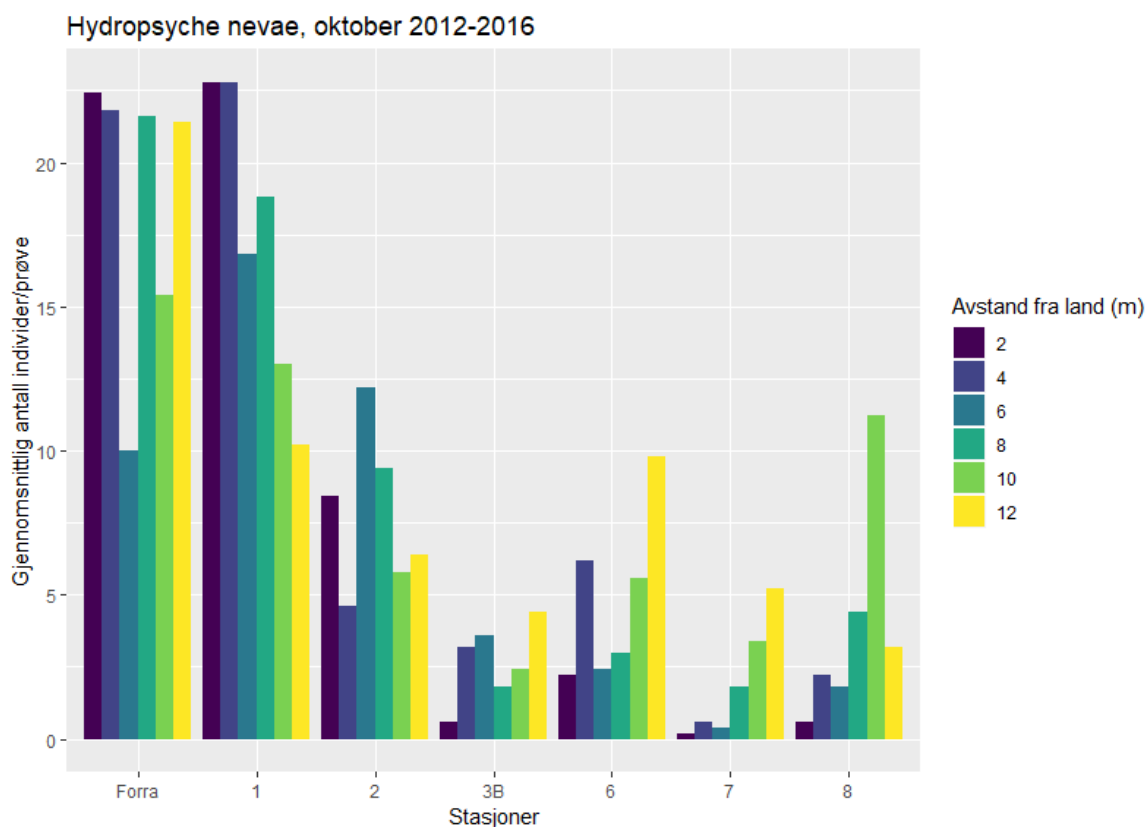
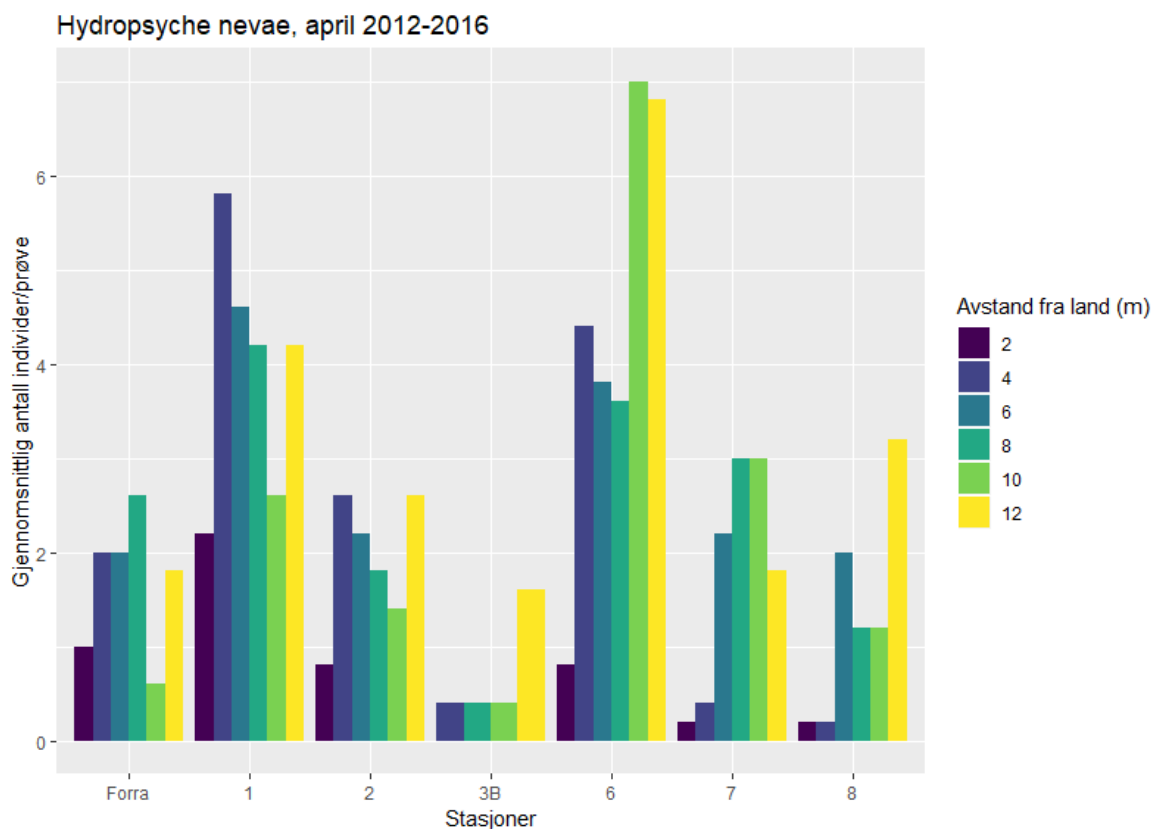
Figur 3.20. Gjennomsnittlig antall individer av døgnfluearten *Bætis muticus* pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



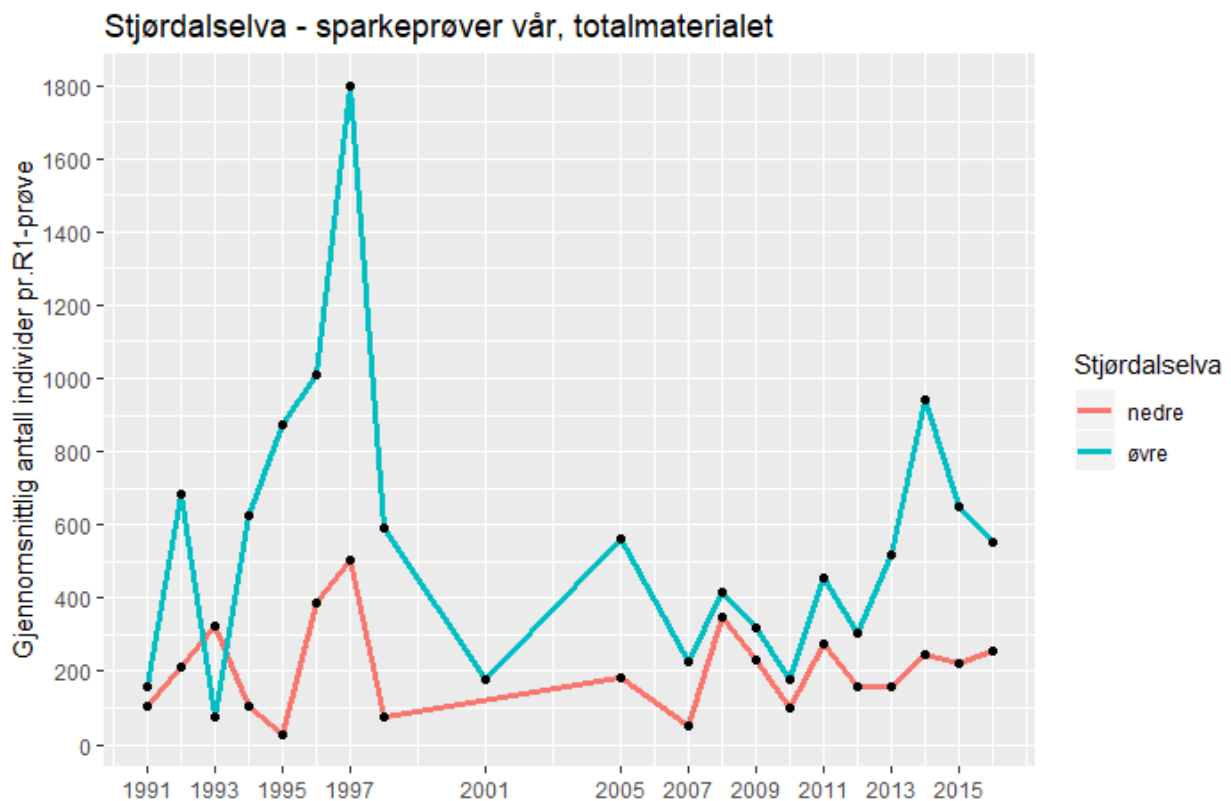
Figur 3.21. Gjennomsnittlig antall individer av døgnflueslekta *Ephemerella* (*E. aurivillii* + *E. mucronata*) pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



Figur 3.22. Gjennomsnittlig antall individer av steinfluearten *Amphinemura borealis* pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).

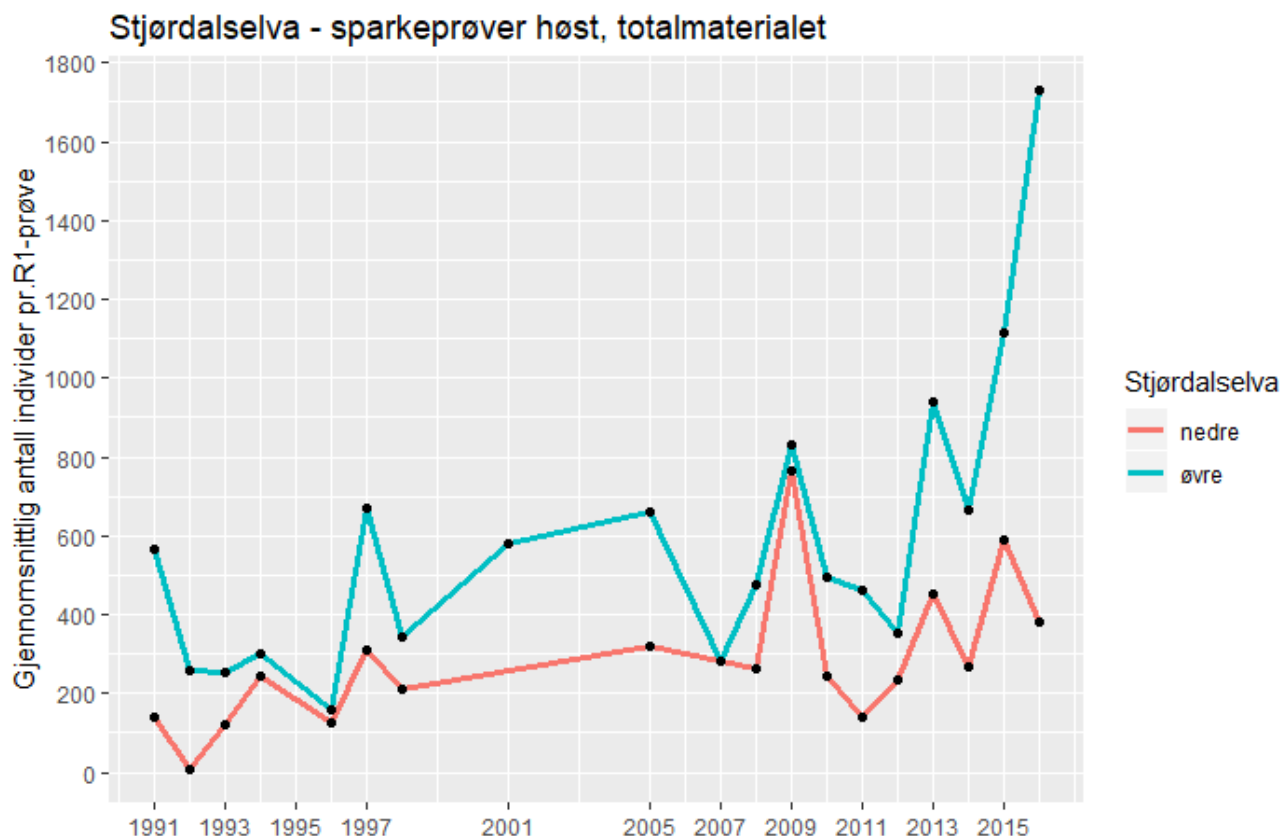


Figur 3.23. Gjennomsnittlig antall individer av vårfluearten *Hydropsyche nevae* pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april (øverst) og oktober (nederst) perioden 2012-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



Figur 3.24. Gjennomsnittlig antall individer bunndyr pr. prøve og år fordelt på øvre (st. 1, 2 og 3B) og nedre (St. 6, 7 og 8) del av elva fra sparkeprøver tatt i mai/juni i perioden 1991-2016. Svarte prikker indikerer årene som er prøvetatt.

Dersom vi sammenstiller sparkeprøver tatt i transekter og sparkeprøver tatt i tidligere år var det i vårprøvene i perioden 1991-2016 ingen klare trender over tid, bortsett fra en markant topp i antall individer i 1995-1997 i øvre del av elva (figur 3.24). I høstprøvene var det en svak positiv trend i antall individer både i øvre og nedre del av elva, med de høyeste verdiene i øvre del i 2015 og 2016 (figur 3.25).



Figur 3.25. Gjennomsnittlig antall individer bunndyr pr. prøve og år fordelt på øvre (st. 1, 2 og 3B) og nedre (St. 6, 7 og 8) del av elva fra sparkeprøver tatt i oktober/november i perioden 1991-2016. Svarte prikker indikerer årene som er prøvetatt.

3.4 Diskusjon

De kvantitative prøvene (Surberprøver), spesielt vårprøvene, viste at den samlede tettheten av bunndyr øverst i elva på strekningen Gudå-Meråker sentrum, var mye høyere i de første årene etter regulering, dvs. i perioden 1995-1997, sammenlignet med øvrige år. Dette støttes delvis av semikvantitative vårprøver (sparkeprøver) tatt i samme tidsperiode, der stasjonene øverst i elva hadde høyest individantall i 1997. Antall individer var imidlertid svært høye også høsten 2016 i øvre del. Årsaken til dette er imidlertid ukjent. I områdene nederst i elva mellom utløpet av Forra og Hegra ble det også registrert en tetthetsøkning i vårprøver i perioden 1996-97, men ikke i samme grad som øverst i elva. Grupper og arter som hadde en markert tetthetsøkning øverst i elva de først årene etter regulering og deretter en nedgang inkluderte bl.a. fjærmygg, døgnfluearten *Baetis rhodani*, steinflueslektene *Leuctra* og *Amphinemura* og vårfluearten *Rhyacophila nubila* og vårflueslekta *Apatania*.

Den siste reguleringa i Stjørdalselva i 1994 har medført en mer utjevnert vannføring med redusert sommervannføring, økt vintervannføring og reduksjon av flomtoppene (Arnekleiv mfl. 2007a, 2014). En reduksjon i størrelse og frekvens av flommer vil som regel medføre at partikler i vannet sedimenteres i større grad enn tidligere (Fergus 1997, Bogen & Bønsnes 2004). Utvasking av organisk og uorganisk materiale i reguleringsmagasinene i Stjørdalsvassdraget har forårsaket signifikant høyere fargetall i elva de første årene etter regulering (1995-96 og 1998-99), sammenlignet med årene før regulering (Arnekleiv mfl. 2000). I Stjørdalselva har det derfor trolig skjedd en økt sedimentering av finpartikulært materiale, både som følge av en mer utjevnert vannføring og på grunn av økt tilførsel av partikler fra utvasking av reguleringsmagasinene (jf. Arnekleiv mfl. 2020).

Konsekvensen av dette er et mer stabilt bunnssubstrat, ofte med økende begroing av moser og alger, som vil bidra til at ytterligere flere partikler tilbakeholdes fra vannmassene og sedimenteres. En slik utvikling har vært registrert i flere regulerte elver (Carter & Jonson 1997, Bogen mfl. 2004). I Stjørdalselva er det kun gjort registreringer av begroing i enkelte år, men data fra Reinertsen (1998), samt egne observasjoner tyder på økt alge- og mosebegroing etter regulering.

Undersøkelser gjennomført etter «Miljødesignkonseptet» (Arnekleiv mfl. 2020) viser at skjultilgangen i øvre del av elva er betydelig lavere enn forventet ut fra substratsammensetningen. Dette kan tyde på at det har skjedd en sedimentasjon (tiltetting) av substratet. En del bunndyrarter lever av organiske partikler og det er nettopp representanter fra disse gruppene som har økt mest i tetthet i de første årene etter regulering. En «demningseffekt» med økt bunndyrtetthet er godt kjent fra reguleringsmagasiner de første årene etter oppdemming (Økland 1995). Demningseffekten er imidlertid lite dokumentert fra elver som får tilført vann fra reguleringsmagasiner, men i Orkla ble en midlertidig økning i fosforverdier de første årene etter regulering satt i sammenheng med utvasking av næringssalter fra Innerdalsmagasinet og Nerskogmagasinet (Hvidsten mfl.2004). I Litjvasselva i Vefsnvassdraget ble det i et gjødslingsforsøk der kunstgjødsel ble tilført vannet påvist en sterk økning i tetthet av bunndyr etter tilførsel av gjødsel, opp til 10-20 ganger høyere, sammenlignet med årene før gjødsling (Johnsen mfl.1991). Fjærmygg, døgnfluer og steinfluer hadde sterkest tetthetsøkning.

Sannsynligvis har også økt tilførsel av næringsstoffer fra magasinene gitt økt begroing av fastsittende kiselalger. Enkelte bunndyr som lever av å skrape kiselalger fra steinoverflater, som vårflua *Apatania*, har økt etter reguleringen. Tettheten hos rovformer som for eksempel vårflua *Rhyacophila nubila*, har til en viss grad svingt i takt med byttedyrtettheten (totalmaterialet). Hos noen bunndyrarter og -grupper har tetthetsøkningen de første årene etter regulering også vedvart i de fleste årene etter reguleringa. Dette gjelder for eksempel døgnfluene *Heptagenia dalecarlica*/sp. og *Baetis muticus/niger*, samt vårflua *Polycentropus flavomaculatus*. De nevnte bunndyrene samler næring henholdsvis ved å skrape på steinoverflater, spise partikulært organisk materiale og filtrere næring fra vannmassene i fangstnett.

En tredje gruppe bunndyr hadde en tetthetsøkning relativt seint i undersøkelsesperioden, fra og med eller etter 2005. Eksempel på slike bunndyr var vårfluene Glossosomatidae og *Hydropsyche nevae*/sp., samt klobiller. Disse bunndyrene samler næringen ved å henholdsvis skrape steinoverflater, filtrere smådyr fra vannmassene og samle organisk materiale på bunnen. Den utjevnete vannføringa og økte tilførselen av organisk materiale vil favorisere alle de tre ulike måtene å skaffe seg næring på.

Etter reguleringa har Stjørdalselva fått økt tilførsel av zooplankton som produseres i magasinene og tilføres elva via overføringstunneller og gjennom Meråker kraftverk (Arnekleiv mfl.2000). Zooplankton utgjør en viktig del av næringen til bunndyr som filtrerer vannmassene. Det er derfor ikke overraskende at nettspinnende arter som utnytter slik næring har økt i tetthet i årene etter regulering.

De første årene etter reguleringa var bunndyrsamfunnet dominert av arter og grupper som utnyttet partikulært organisk materiale som samles fra elvebunnen. Seint i undersøkelsesperioden (fra og med 2005) har tettheten hos de fleste av disse bunndyrene blitt redusert. Dette tyder på at utvasking og tilførselen av organisk materiale fra reguleringsmagasinene er i ferd med å avta.

Noe overraskende ble det ikke registrert større reduksjoner i tettheten av arter eller grupper etter regulering, med unntak av døgnfluearten *Ameletus inopinatus*. I noen andre regulerte vassdrag med økt vintervannføring og økt vintertemperatur, eksempelvis i Aurland og Surna, ble det registrert lavere tetthet og biomasse av bunndyr nedstrøms kraftverksutløpet (Raddum 1978, Saltveit mfl.1994). I Surna kan denne utviklingen imidlertid også skyldes sterkt fluktuerende vannføring på grunn av kraftverksdriften, mens driften i Meråker har vært jevnere.

Det er tidligere rapportert at faunasammensetningen i de øvre deler har forskjøvet seg (Arnekleiv mfl.2009). Tallrike grupper og arter som fjærmygg og steinflua *Amphinemura borealis* har hatt en tydelig økning i tetthet i den øvre delen av elva etter regulering, mens dette i mindre grad har skjedd

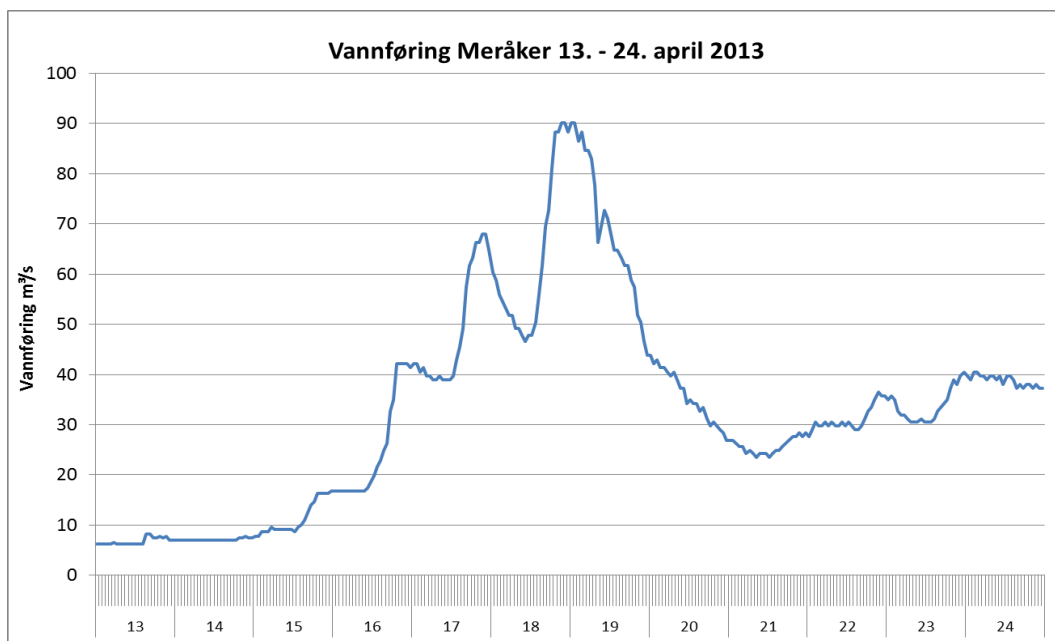
i elvas nedre del. Sparkeprøver som er tatt i transekter øverst og nederst i elva 2012 -2016 bekrefter at denne situasjonen har vedvart.

Sparkeprøver tatt i transekter fra grunne til dype områder viste at stasjonene i nedre del av elva generelt hadde like høye eller høyere antall individer nær land i forhold til lengre ut i elva. Dette samsvarer med flere undersøkelser i uregulerte vassdrag eller elver med naturlig tilsig som har vist at bunnfaunaen fordeler seg ofte relativt jevnt utover elvesenga, og ofte med en noe høyere tetthet nært land (Saltveit & Bremnes 2004, Johnsen mfl. 2008, Arnekleiv & Kjærstad 2013). Nedre del av elva vil være mindre påvirket av regulerings effekter som variabel vannstand, enn områder i øvre del som nær kraftverksutløpet. Generelt var da også antallet individer i områdene nærmest land vesentlig lavere enn lengre ut i elva på de øverste stasjonene, spesielt på stasjon 7 og 8, som ligger nærmest utløpet av kraftverket.

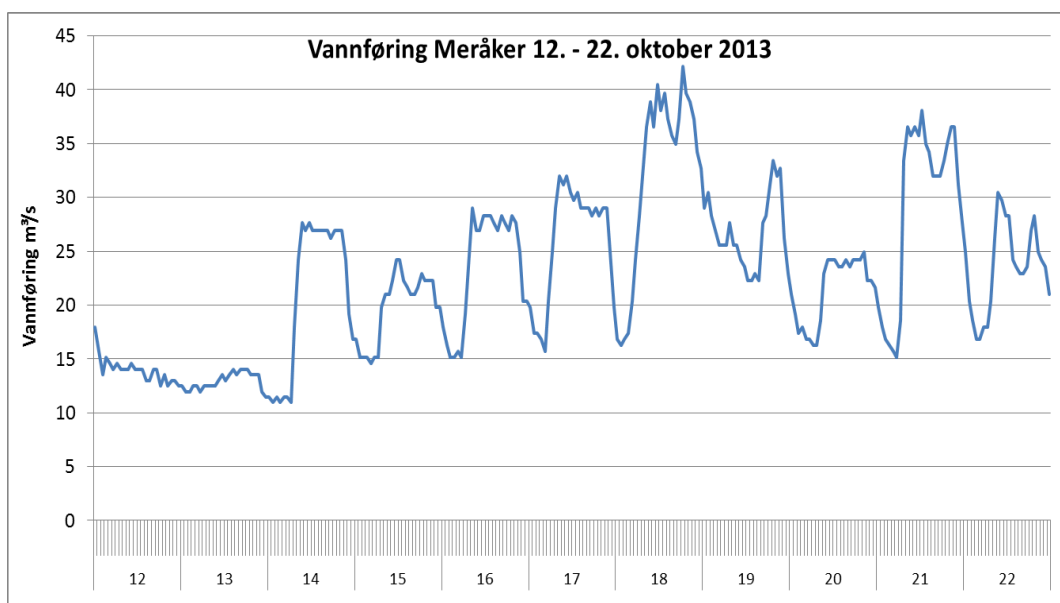
I enkelte perioder, som i oktober 2012 og oktober 2014 hadde imidlertid stasjoner langt ned i elva (st. 2 og 3B) svært lave individantall i på de grunneste områdene i forhold til lengre ut i elva. Disse stasjonene, samt stasjon 7 i øvre del ligger på grusører med slak helningsgradient, og det skal derfor små vannstands endringer til for at områdene blir tørrlagt eller vanndekket. Årsaken til de lave tetthetene i områdene nærmest land på disse stasjonene skyldes mest trolig tørrlegging over en lengre periode. De nevnte stasjonene skiller seg også ut ved at de tidvis, som for eksempel i oktober 2012, hadde vesentlig lavere tetthet over hele transektet enn de øvrige stasjonene, Det som også karakteriserer disse stasjonene er at substratet er fint og løst og at det har sparsomt med vannvegetasjon/organisk materiale. Dette gjelder i alle fall stasjon 2 og 3B, samt de grunneste delene av stasjon 7. Lite eller sparsomt med organisk materiale er, sammen med tørrlegging den mest sannsynlige forklaringen på de lave mengdene bunndyr.

I 2013, både i april og oktober, hadde prøvene tatt nærmest land på stasjon 7 og 8 øverst i elva vesentlig lavere tetthet enn de ytterste prøvene i transektene. På de øvrige stasjonene lengre ned i elva, samt i Forra var tetthetene i prøvene innen transektene relativt jevne.

Lav tetthet i områdene nærmest land, sammenlignet med lengre ut i elva er en situasjon som kan oppstå når vannstanden varierer som følge av kraftverksdrift og spesielt i såkalte effektkjørte elver. I slike elver vil vannstanden fluktuere raskt i forbindelse med start- og stoppkjøring av kraftverk og områdene nærmest land utsettes for vekselvis tørrlegging og vanndekking. Dette er dokumentert i f.eks. Nidelva (Arnekleiv mfl. 1994, Harby mfl.2004), Surna (Johnsen mfl.2008), Lundesokna (Herland 2012) og Bævera (Arnekleiv & Kjærstad 2013). Kraftverkene i Stjørdalselva skal ikke være effektkjørt, så det var derfor overraskende at tetthetene nærmest land var så vidt lave sammenlignet med lengre ut i elva i øvre del. I perioden 7.-10. april 2013 var det en situasjon hvor vannføringen øverst i Stjørdalselva var under minstevannføring (ca. 5,5 m³/s iflg. NVE), noe som kan ha ført til en del dødelighet på bunndyr nært land. Det var imidlertid en økning i vannføring i dagene etter (fra 15.04), og bunnfaunaen skulle hatt tid til å rekolonisere elvebreddene på de 9 dagene etter vannføringsøkning fram til prøvetaking. Prøvene ble tatt 23. april, 4-5 dager etter vannførings-toppen (figur 3.26). I oktober 2013 var det også en betydelig lavere tetthet av bunndyr på de tre innerste mot de tre ytterste prøvene på stasjon 7 og 8 og dels stasjon 6, mens det var jevnere tetthet mellom prøvene i transektene på de andre stasjonene nederst i elva. Vannføringsdata fra oktober viser at det har vært større vannføringsvariasjoner i dagene før prøvetaking (figur 3.27). Den 14.10 økte vannføringa hurtig fra 11 m³/s kl. 06.00 til 27,6 m³/s kl 09.00, og holdt seg på 26-27 m³/s ut dagen etterfulgt av en nedkjøring fra kl. 16 og utover kvelden og natta før ny vannføringsøkning neste morgen. Tilsvarende regulering ble gjennomført i perioden 14.-20. oktober (figur 3.27). En analyse av variasjonen i vannføring i øvre del av Stjørdalselva viste at det skjer mange raske variasjoner i vannstanden (Arnekleiv mfl. 2020). Etter 1994 har det vært 70 timesintervaller hvor reduksjonen i vannstand har forekommet raskere enn 15 cm pr.time, men nærmere analyse viste at dette skjedde ved høye vannføringer, og skulle ikke påvirke bunndyrene. Det er konkludert med at stranding av fisk og bunndyr ikke er et problem med den kraftverksdriften en har i dag. Det har imidlertid også vært mange raske vannføringsøkninger og i tillegg vil det være mange situasjoner der vannføringa reguleres langsomt opp eller ned i forbindelse med driften av kraftverkene, og som medfører variasjon i vanndekke/tørrlegging av elvesenga nærmest land. Dette vil påvirke bunndyrene som lever i disse områdene, og raske økninger i vannføring kan gi en utspylingseffekt på bunnfaunaen.



Figur 3.26. Vannføring (m^3/s , timeverdier) ved målestasjon Meråker i perioden 13.-24.april 2013 (Data fra NVE/NTE).



Figur 3.27. Vannføring (m^3/s , timeverdier) ved målestasjon Meråker i perioden 12.-22.oktober 2013 (Data fra NVE/NTE).

Undersøkelser i flere elver med døgnregulering/hydropeaking (Bakken mfl. 2016) viser at bare få dager med døgnregulering gir negative effekter på bunndyrmengder og biomangfold i de delene som utsettes for vekselvis vanndekke og tørrlegging (Arnekleiv & Kjærstad 2013, Herland 2012). Våre data viser at den sparsomme faunaen på de to innerste prøvene i transektene i oktober 2013 var fullstendig dominert av fåbørstemark på stasjon 7 og 8. Denne bunndyrgruppa lever nedgravd i substratet og er derfor tolerant- for tørrlegging, og en lignende faunasammensetning finner vi nærmest land nedenfor kraftverksutløpene i døgnregulerte elver som Nidelva, Lundesokna og Bævra (Arnekleiv mfl. 1994, Arnekleiv & Kjærstad 2013, Kjærstad mfl. 2018). I flere av de andre

årene hvor en ikke har funnet spesifikke hurtige vannføringsvariasjoner før prøvetaking er det imidlertid også registrert lignende forskjell i fordeling av bunndyr i transektene (jf. vedlegg 3.4). Sannsynligvis vil lange perioder med stabil lav vannføring også påvirke substratet slik at det sedimenterer finstoff i grunnområdene nær vannlinja (jf. Arnekleiv mfl. 2020). Dette vil også påvirke bunndyrene ved at habitatet endres med tiltetting av hulrommene.

3.5 Oppsummering og konklusjon

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene viser at det har skjedd endringer i artssammensetning og mengdeforhold etter reguleringa som er tydeligst i den øvre del av elva. På grunnlag av utvikling i artssammensetning og tetthetsverdier basert på Surberprøver kan endringer i bunndyrsammensetningen i øvre del av elva deles i tre hovedgrupper:

1. Markert økning i tetthet de første årene etter regulering, deretter en nedgang. Dette gjaldt f.eks. fjærmygg, døgnfluen *Baetis rhodani*, steinflueslektene *Leuctra* og *Amphinemura* og vårflueslekta *Apatania*.
2. Økning i tetthet de fleste årene etter regulering. Dette gjaldt f.eks. døgnfluene *Heptagenia dalecarlica*/sp. og *Baetis muticus/niger* og vårflua *Polycentropus flavomaculatus*.
3. Markert økning i tetthet relativt seint i undersøkelsesperioden, fra og med eller etter 2005. Dette gjaldt f.eks. vårfluene Glossosomatidae og *Hydropsyche nevae*/sp. og klobiller.

Redusert tetthet ble dokumentert for døgnfluearten *Ameletus inopinatus*.

Årsakene til tetthetsøkningene (Surberprøver) antas å være økt sedimentering av organisk materiale (næringspartikler) på grunn av endret vannføringsregime med mer utjevnet vannføring og mindre flomtopper etter reguleringa. I tillegg har elva blitt tilført næringsstoffer og dødt organisk materiale som følge av utvasking i reguleringsmagasinene. Zooplankton som produseres i magasinene har også blitt tilført elva og er utnyttet som næring av enkelte bunndyr. Reguleringseffekten med økt næringstilførsel og økning i tetthet hos mange arter de første årene etter reguleringa har seinere avtatt. Imidlertid hadde fortsatt en del arter høye tetthetsverdier i 2012-2016 og artssammensetningen var endret i forhold til før regulering. Vi tolker disse resultatene som langtidsvirkninger av reguleringa.

Totalmaterialet i transektprøvene tatt i 2012-2016 viste at områdene nærmest land på stasjonene øverst i elva hadde mye lavere tetthet enn områdene lengre ut i elva. Dette var ikke tilfelle på stasjonene nederst i elva eller i Forra. Det er sannsynlig at vannføringsvariasjoner knyttet til kraftverksdriften kan være en av årsakene. En tydelig økning i tetthetene utover transektene i oktober 2013 i øvre del kan ha sammenheng med døgnregulering som skjedde i tiden før prøvetakingen. Selv om Meråker kraftverk ikke kjøres med døgnregulering, kan likevel variasjoner i vannføring som skjer over lengre tid grunnet reguleringa i sterkere grad påvirke habitatet nært land i øvre del enn lenger ned i elva.

4 Tetthet av ungfisk og skjultilgang

4.1 Innledning

I forbindelse med utarbeidelsen av gytebestandsmål for Stjørdalselva ble det benyttet data fra både fangststatistikk, informasjon om gytefisk, ungfisk, smolt og kunnskap om laksens livshistorie i vassdraget. Det ble utviklet en modell mellom gytebestand (stock, S) og rekruttering (ungfisk, smolt, R), og i den best tilpassede S/R-modellen ga tettheten av 1+ laksunger det beste uttrykket for rekrutteringen (Hindar mfl. 2007). El-fiske har fått en bred anvendelse for å skaffe informasjon om ungfiskbestanden i lakseelver, og i dag brukes tetthetsestimater basert på elfiske rutinemessig i bestandsovervåking av ungfisk av anadrome laksefisk. Ungfiskbestandene påvirkes av både fysisk-kjemiske og biologiske faktorer. Av fysisk-kjemiske faktorer er for eksempel vannføring og vannhastighet, vanntemperatur, vannkemi og substrat (skjulmuligheter). Biologiske faktorer som antall gytefisk og fekunditet, mattilgang, intraspesifikk konkurranse, predasjon og parasitter/patogener påvirker ungfiskbestandene. Det er antatt at noen av faktorene virker tetthetsavhengig og er derfor med på å regulere bestanden. Eksempelvis synes dødeligheten hos årsyngel å være tetthetsavhengig slik at overlevelsen reduseres ved økende gytebestand (Elliot 2001, Einum mfl. 2008). Det er antatt at andre faktorer virker tetthetsuavhengig og derfor ikke virker direkte regulerende på bestanden. Eksempelvis kan klima/temperaturforhold i havet påvirke laksebestanden på en ikke-tetthetsavhengig måte.

Spredningen av gyteområder betyr mye for fiskeproduksjonen fordi yngelen har liten evne til å spre seg, og stor konsentrasjon av gytegrøper bare på få plasser i elva kan gi en høy tetthetsavhengig dødelighet. Etter som laksungene vokser øker mobiliteten, men også behovet for skjul og gode standplasser for å kunne redusere energiforbruket og unngå predasjon. Derfor er ikke bare mengde skjul, men også fordelingen av skjul viktig for overlevelsen og bæreevnen for laks og ørret i et vassdrag. Mengde og fordelingen av slike fysiske faktorer som gytearealer og skjul kan utgjøre habitatflaskehalser for fiskeproduksjonen (jf. Forseth & Harby 2013).

Flere faktorer kan også påvirke resultatene av el-fiske, eksempelvis vannføring og temperatur. Det er de seinere årene gjennomført evalueringer av el-fiskemetodikken, både praktisk gjennomføring, analyser av data (effekter av miljøforhold, fangbarhet) og forutsetninger og statistiske beregninger (jf. Sweka mfl. 2006, Forseth & Forsgren 2008). Dette har resultert i nye metodiske tilnærminger i forhold til oppskalering av data og kombinasjon av en og flere overfiskinger ved tetthetsestimering.

Resultater fra ungfiskundersøkelsene er rapportert i mange omganger, seinest for perioden 2009-2013 (Arnekleiv mfl. 2014). Dataene er nå analysert på nytt i forhold til hele undersøkelsesperioden 1990-2016, men det er også henvist til tidligere resultater.

4.2 Metode

4.2.1 El-fiskemetodikk

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 2016, siste del av perioden (2009-2016) med undersøkelse bare på høstparten (september – oktober) hvert år. For sammenligning mellom år er data fra høstparten benyttet. På til sammen ni faste stasjoner i Stjørdalselva og tre faste stasjoner i Forra ble det hvert år foretatt el-fiske (elfiskeapparat FA IV, ing. Paulsen) der et oppmålt areal på hver stasjon ble fisket tre gjentatte ganger (utfangstmetoden) etter standard prosedyre (Bohlin mfl.1989). Avfisket areal (2009-2016) på hver prøveflate varierte fra 73-224 m². Antall fisk pr. runde ble standardisert til antall pr 100 m².

Fra 1993 ble det satt ut ensomrige laksunger årlig ovafor lakseførende strekning. All denne fisken ble fettfinneklippet. Fettfinneklippet fisk ble påvist i svært lavt antall på de faste elfiskestasjonene og er holdt utenfor i tetthetsberegningene.

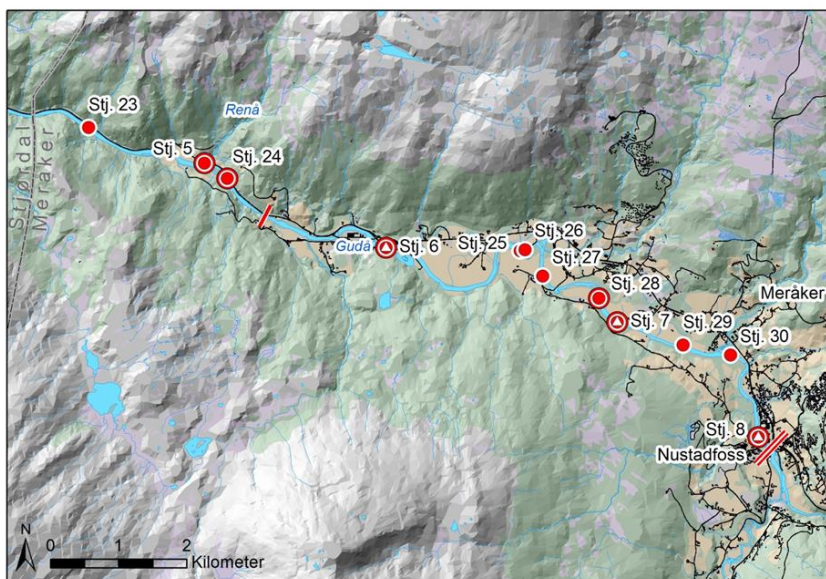
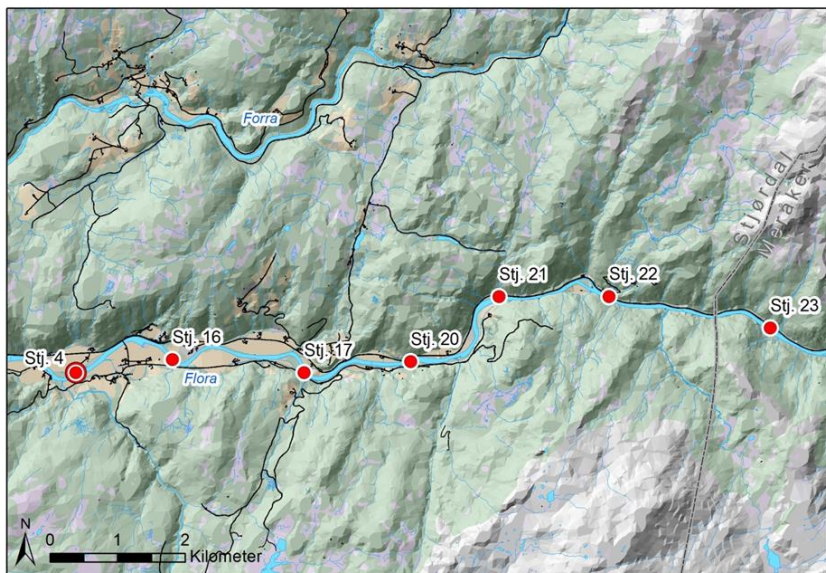
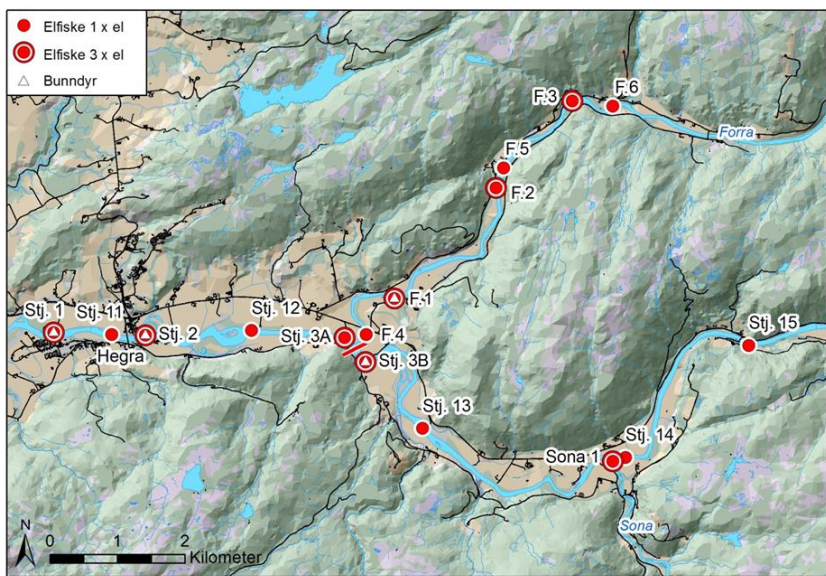
Med bakgrunn i nyere kunnskap om el-fiskemetodikk (Forseth & Forsgren 2008) ble stasjonsnettet for ungfiskundersøkelser i Stjørdalsvassdraget utvidet til totalt 28 stasjoner i Stjørdalselva og 6 stasjoner i Forra fra 2010 (figur 4.1). Dette vil gi mer kunnskap om den romlige variasjonen i fiske-tettheter innen elva. Spesielt for 0+ som vanligvis beveger seg korte strekninger fra gytegroppen første sommeren vil tettere stasjonsnett kunne gi en bedre oversikt over romlig fordeling av rekrut-tering, men også for eldre ungfisk vil flere stasjoner kunne gi en bedre representativitet av tetthet-ene som vi vet varierer mye mellom stasjoner. Av alle 34 stasjonene ble totalt 14 stasjoner over-fisket tre omganger som tidligere, og 20 stasjoner ble overfisket en omgang. All fisk ble artsbestemt og lengde ble målt fra snute til enden av halefinnen naturlig utstrakt. På stasjonene som ble fisket tre omganger ble all fisk fiksert for nærmere analyse av bl.a. alder, mens for stasjoner hvor det ble fisket en omgang ble fisken sluppet tilbake i lokaliteten etter artsbestemming og lengdemåling. For å unngå store utslag av variasjon fra faktorer som har innvirkning på el-fiskemetoden/fangbarhet (vannføring, temperatur, årstid), ble el-fisket gjennomført på lav og stabil/synkende vannføring til noenlunde samme tidspunkt (sept./okt.) hvert år.

På stasjonene som ble elfisket tre omganger (utfangstmetoden) ble tettheten per 100 m² estimert ved Zippins metode (Zippin 1958). Ved for liten fangst eller når antallet av fisk i andre eller tredje fiskerunde oversteg antallet fisket i runden før kan ikke Zippins metode benyttes. I slike tilfeller ble fangbarheten satt til 50%, hvilket betyr at det antas at halvparten av tilgjengelig fisk ble fanget i hver runde. Antall fisk på stasjonen ble da utregnet etter følgende formel: $n = (F1 + F2 + F3) / 0.875$, der F1, F2 og F3 er antall fisk fanget ved de tre fiskerundene. På de stasjonene som ble fisket en omgang ble tettheten beregnet ved å benytte gjennomsnittet av den beregnede fangsteffektiviteten på de lokalitetene der utfangstmetoden ble benyttet. Det er i beregningene skilt mellom årsyngel (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) for laks og ørret.

Utviklingen i tettheten av ungfisk (0+ og eldre) er undersøkt separat for hver enkelt stasjon, men på grunn av lave fisketettheter på enkelte stasjoner har vi også slått sammen materialet for tre og tre stasjoner i Stjørdalselva og beregnet egentlige fiskemengder for tre ulike soner (jf. figur 3.1. s. 17): Sone 1: St. 1 – 3A, Sone 2: St. 3B – 5, Sone 3: St. 6 – 8. For å ta høyde for en potensiell ukjent sammenheng mellom årene brukte vi en modell av typen “Generalized estimation equation” (GEE) med en poisson-fordeling av data. Denne modellen ble brukt til å teste om tettheten pr 100 m² over den undersøkte 27-års perioden (1990-2016) varierte signifikant over tid. Testen ble utført med pakken “geepack” (Halekoh mfl. 2006) i programmet R (versjon 2.12, Ihaka and Gentleman 1996). Stasjon 3A og 3B ble ikke overfisket i 1993 og vi har derfor valgt å analysere utviklingen i tetthetene i perioden 1994-2016 i Stjørdalselva for de ni faste stasjonene. I Forra ble det kun fisket én stasjon mellom 1990 og 2000, derfor er analysen av eventuelle endringer i tetthet over tid basert på data fra tre stasjoner i perioden 2001-2016. Der analysen viser en signifikant økning eller reduksjon i tetthetene over hele perioden har vi valgt å sammenligne gjennomsnittstetthetene de fem årene før regulering med de fem siste årene av undersøkelsesperioden for å si noe om størrelsen i økning eller reduksjon av tetthetene.

4.2.2 Skjulmålinger

For lakseparr er det vist at tilgang på skjul i form av hulrom i substratet eller skjul under røtter og vegetasjon, er viktig for å unngå predasjon og å ha gode standplasser for å hente næring og få hvile (reducere energibruken). Det er også vist at det er sammenheng mellom tilgang på egnet skjul og mengden ungfisk. Ikke bare mengden skjul, men også den romlige fordelingen av skjul i forhold til gyteområdene har betydning for lakseproduksjonen. En kombinasjon av data om sub-stratsammensetning (jf. Berger mfl. 2007) og skjulmålinger gir en god mulighet for å vurdere egnetheten av leveområder for fisk av ulik størrelse (Finstad mfl. 2007; 2009). Eksempelvis vil områder med grovt substrat (dominerende) som er fortettet med finsubstrat (sub-dominerende) gi færre hulrom og være mindre egnet som oppvekstområde for ungfisk, enn lignende områder uten innslag av finstoff. Tilgang til skjul ved bruk av hulrom mellom steiner er viktig for vekst og over-levelse da laksunger tilbringer mye av oppveksten mellom steiner i substratet. Det er foretatt en nærmere analyse av fordelingen av skjul og substrat i øvre del av elva i «Miljødesignprosjektet» (Arnekleiv mfl. 2020).



Figur 4.1. Beliggenheten til el-fiskestasjonene i Stjørdalelva og Forra. Norge digitalt ©

I 2015 ble det målt skjul på alle 28 elfiskestasjonene i Stjørdalselva etter en metode beskrevet av Finstad mfl. (2007). Antall og størrelse på skjul kvantifiseres ved å måle hvor mange ganger en 13 mm tykk plastslange kan føres inn i hulrom mellom steiner innenfor en kvadratisk stålramme på 0,25 m². Størrelsen på hulrommene blir bestemt ut fra hvor langt ned mellom steinene plastslangen kan føres og deles opp i tre skjulkategorier; S1: 2-5 cm, S2: 5-10 cm, og S3: > 10 cm. Tre skjulmålinger gjøres i transekt, hvorav én måling så langt ut i elva som mulig, én måling ved bredden og én mellom de førstnevnte. Stålramma blir tilfeldig kastet ut innenfor undersøkelsesområdet og det beregnes et gjennomsnittlig antall skjul for hver kategori i hvert transekt. Verdiene blir deretter summert for å gi en verdi for «vektet skjul» ($S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$). Hulromskapasiteten for vektet skjul klassifiseres på en skala fra 1 til 3, hhv. lite (< 5), middels (5 – 10) og mye skjul (>10).

På hver elfiskestasjon ble det målt skjul i tre transekter; ett nederst på stasjonen, ett midt på, og ett øverst på stasjonen, totalt tre målinger pr. transekt og 9 målinger pr. stasjon. Totalt ble det tatt målinger i 102 transekter (306 enkeltmålinger).

4.3 Resultater

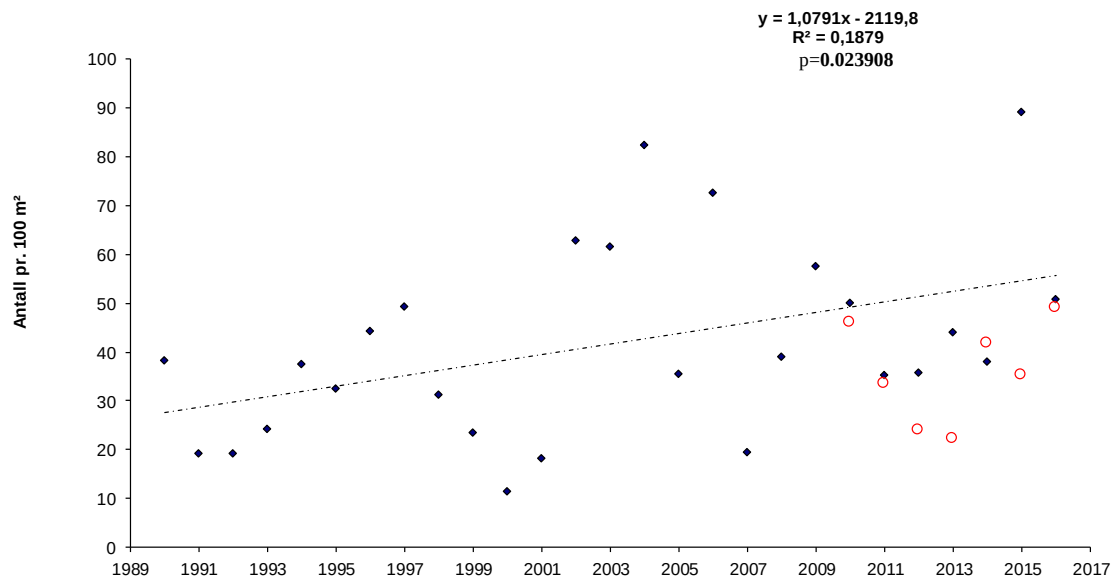
4.3.1 Tetthetsanalyser

Resultatene av tetthetsberegningene for laks på de ulike sonene i Stjørdalselva samt i Forra er vist i figur 4.2 og vedleggstabell 4.5 mens tetthetene av årsyngel laks er vist i figur 4.3 og 4.4. Data for tetthetene av laks 0+ og laks >0+ på de enkelte stasjonene er gitt i vedleggstabellene 4.1-4.2, og for Forra i vedleggstabell 4.9. Tetthetene av laksunger (> 0+) har variert mye mellom og innen år, soner og stasjoner. Tettheten av laksunger i 2010-2016 varierte også mellom år og soner, og var generelt middels høye i 2013 og 2015, og betydelig lavere i 2011 og 2012. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger >0+ i 2010-2016 var 46,0/100 m² i sone 1, 41,8/100 m² i Forra, 20,2/100 m² i sone 2 og 29,5/100 m² i sone 3 (øverst). Når en inkluderer tetthetene på de ekstra stasjonene i estimatene for 2010-2016 (røde sirkler i figur 4.2) så varierte avviket mellom estimatene med og uten ekstra stasjoner mye mellom år, særlig i sone 2 og i Forra. Når de ekstra stasjonene ble inkludert så gikk gjennomsnittstetthetene (2010-2016) ned 21,5 % i sone 1 og 66,5 % ned i Forra, mens den økte 54,5 % i sone 2, og 15,3 % i sone 3 (figur 4.2, vedleggstabell 4.6). Sammenligningen er imidlertid beheftet med usikkerhet siden de fleste ekstra stasjonene ble fisket bare en omgang og estimatet ble basert på antatt fangbarhet.

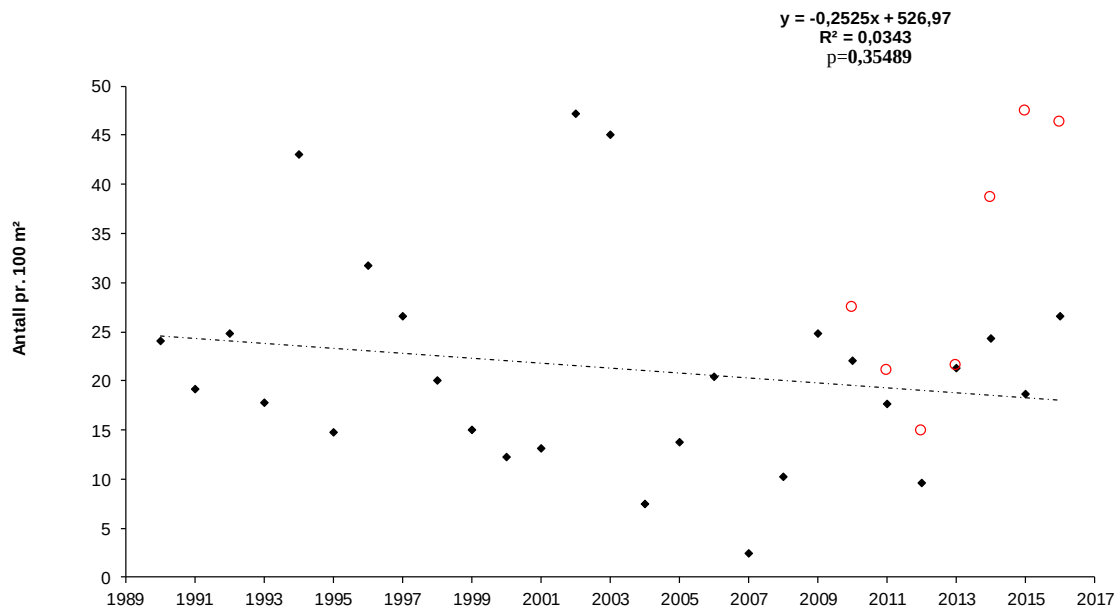
Utviklingstrenden (trendlinjene) indikerer at det både nederst i Stjørdalselva (sone 1) og i Forra har skjedd en økning i ungfisktetthetene i undersøkelsesperioden 1990-2016, men endringen er ikke signifikant ut fra enkle lineære regresjonsanalyser. Tilsvarende analyse i sone 2 og 3 indikerer en reduksjon i tetthetene (figur 4.2). Tilsvarende analyser utført på tidsserien 1990-2008 ga de samme tendensene, men da med en signifikant økning i tetthetene i sone 1 og Forra (Arnekleiv mfl. 2009).

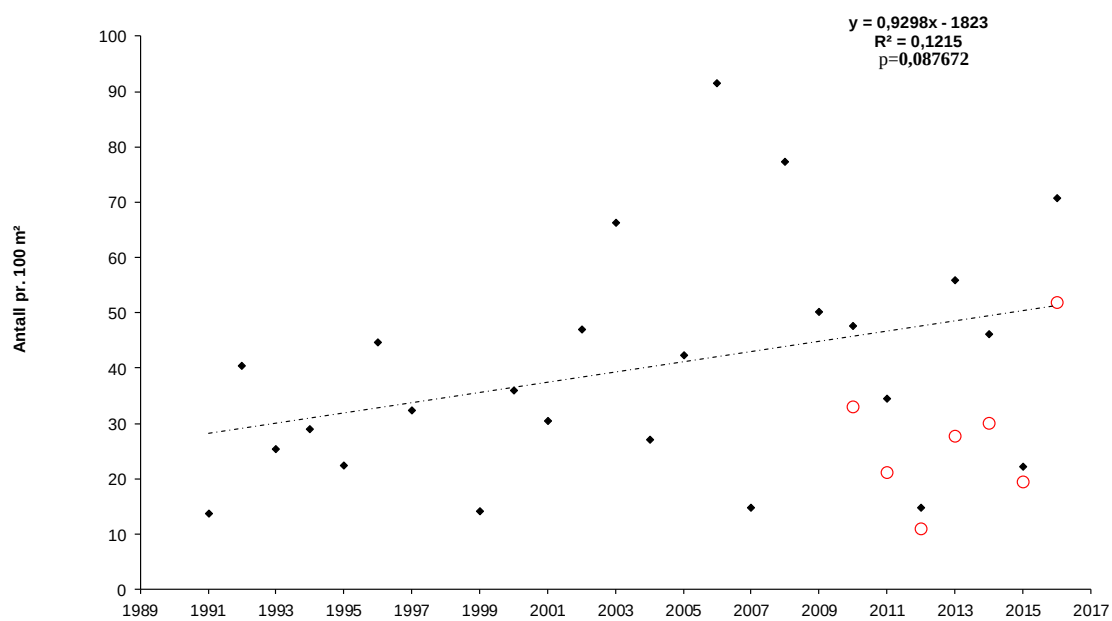
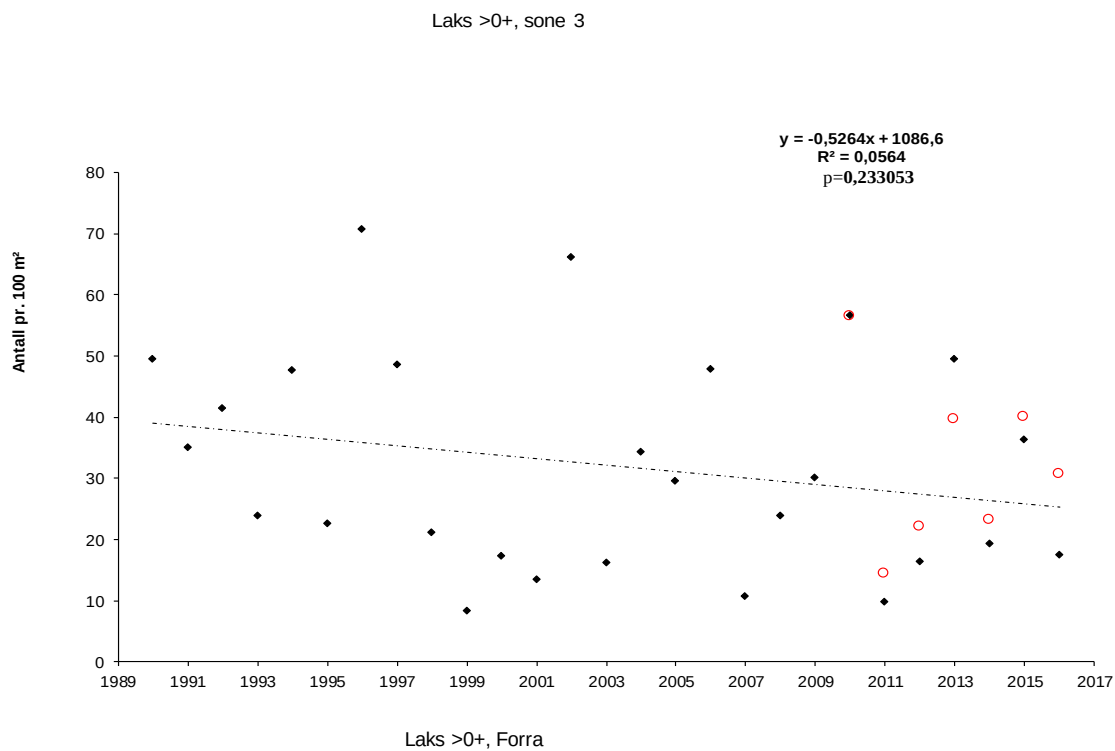
For årsyngel av laks varierte tetthetene svært mye både mellom sonene og mellom årene (figur 4.3, 4.4). Fram til 1999 var det svært lave tettheter av lakseyngel i sone 1 (nederst i elva). I årene 2000–2006 var tetthetene av lakseyngel god i alle sonene, og tetthetene har de fleste årene vært høyest i sone 3, men i 2011, 2015 og 2016 var tetthetene av årsyngel på de faste stasjonene lavest i sone 3 (figur 4.3). På det utvidete stasjonsnettet i 2010-2016 har tetthetene variert svært mye mellom stasjoner (4 – 109 0+/100 m²) og år (figur 4.4), men det var ingen signifikant forskjell i tetthetene av årsyngel laks mellom sonene i ulike år (ANOVA, $p > 0,05$), bortsett fra i 2011 (ANOVA, $F = 4,022$, $p = 0,031$) og 2016 hvor tetthetene i sone 3 var signifikant lavere enn i sone 2 og 1 ($p = 0,030$ og $p = 0,011$). De høyeste tetthetene av årsyngel ble registrert på stasjoner øverst i elva i de fleste årene (2010–2016) utenom 2015 og 2016 på det utvidete stasjonsnettet (figur 4.4).

Laks >0+, sone 1

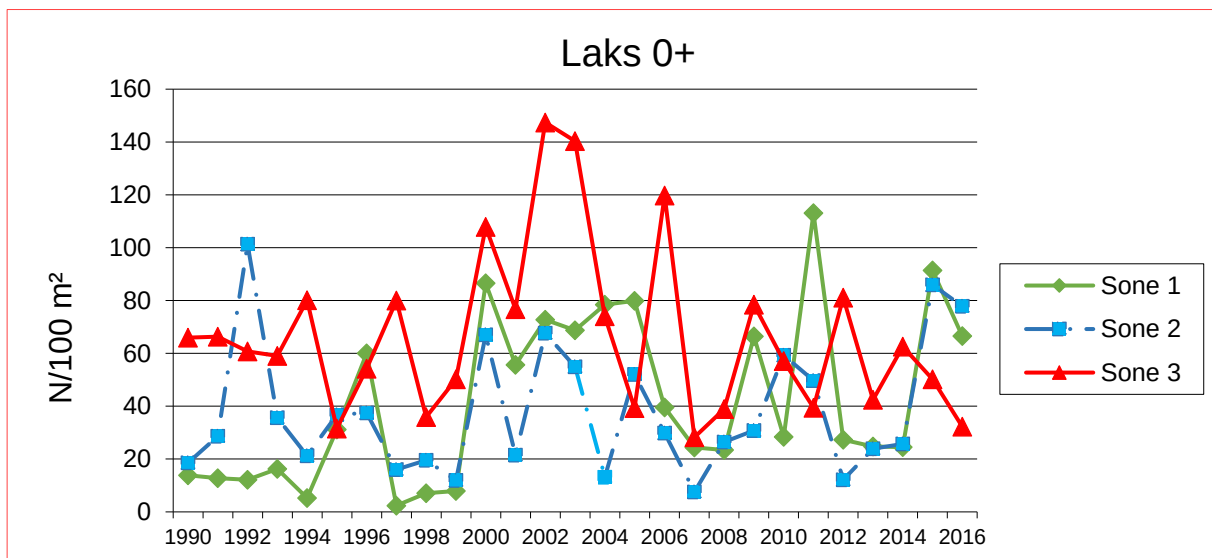


Laks >0+, sone 2

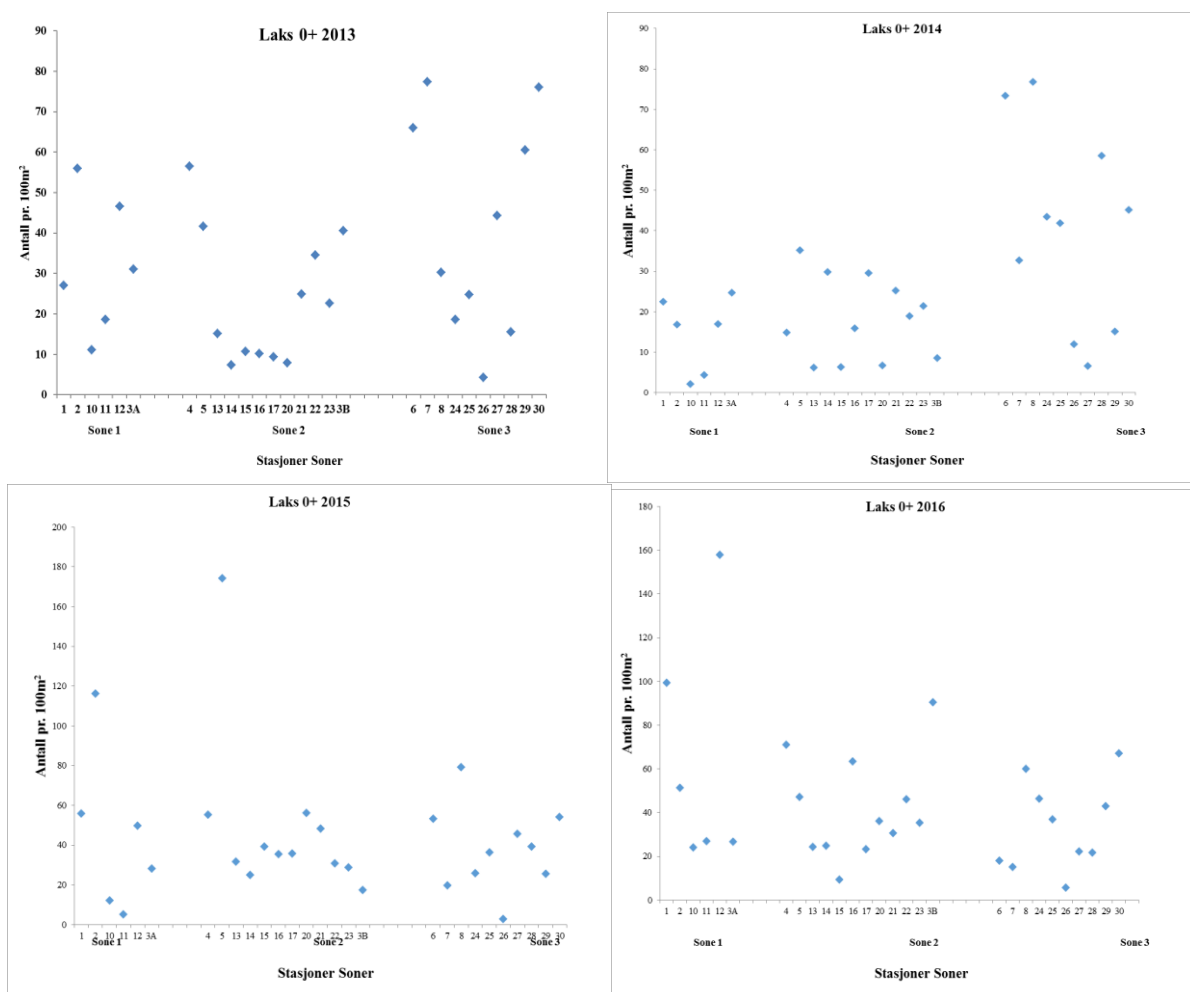




Figur 4.2. Beregna tettheter pr. 100 m² av laksunger eldre enn 0+ i forhold til år for de ulike sonene i Stjørdalselva og i Forra i perioden 1990-2016. Det er angitt trendlinje og p-verdi for regresjonsanalysen. Røde sirkler viser tettheter når alle stasjoner f.om 2010 er inkludert i estimatet.



Figur 4.3. Beregna tettheter pr. 100 m² av laksyngel (0+) i forhold til år for de ulike sonene i Stjørdalselva og i Forra i perioden 1990-2016.



Figur 4.4. Beregna tettheter (N/100 m²) av årsyngel av laks på alle stasjoner i Stjørdalselva for årene 2013-2016. Merk: Ulike verdier på y-aksen.

For å teste for signifikant variasjon i tettheten pr. 100 m² av årsyngel (0+) og laks $\geq 1+$ i den undersøkte perioden 1994-2016 ble "Generalized estimation equation" (GEE) brukt på datasettet for de faste stasjonene (utfangstmetoden). Tetthetene på de enkelte stasjonene er vist i vedleggstabellene 4.1-4.4, mens resultatet av testene for laks er oppsummert i tabell 4.1. For årsyngel var det en signifikant økning av tetthetene i sone 1 og 2, men ingen endring i tetthetene i sone 3 i perioden 1994-2016. I Forra var det heller ingen endring i tettheten i en kortere undersøkelsesperiode 2002-2016, men endringen (økningen) i 0+ var nær signifikant ($p=0,051$). For lakseparr ($\geq 1+$) var det en signifikant økning i tettheten i sone 1, ingen signifikant endring i tettheten i sone 2 og i Forra, men i sone 3 var det en signifikant reduksjon i tetthetene i perioden 1994-2016 (tabell 4.1).

Tettheten av toårige og treårige laksunger har i mange av årene vært lavere på stasjonene øverst i elva sammenlignet med sone 1 og 2. Figur 4.5 viser andelen eldre laksunger ($\geq 2+$) i forhold til totaltettheten av laksunger ($> 0+$) i de tre sonene i ulike år. De fleste årene etter har andelen eldre laksunger vært betydelig lavere i sone 3 enn de andre delene av elva. En lineær regresjonsanalyse viser en signifikant nedgang i andelen eldre laksunger i undersøkelsesperioden i sone 3, men ikke i de andre sonene. Dette kan tyde på at dødeligheten og/eller utvandringen av eldre laksunger har vært høyere på stasjonene i Meråker enn i resten av elva. Dette understøttes av at tetthetene av laks $\geq 2+$ i siste periode (2010-2016) var signifikant lavere i sone 3 enn i sone 1 (Oneway Anova, $F=5,390$, $p=0,011$). I perioden før regulering (1990-1994) var det imidlertid ikke forskjell i tettheten av $\geq 2+$ mellom øvre og nedre del av elva (Arnekleiv mfl. 2007b).

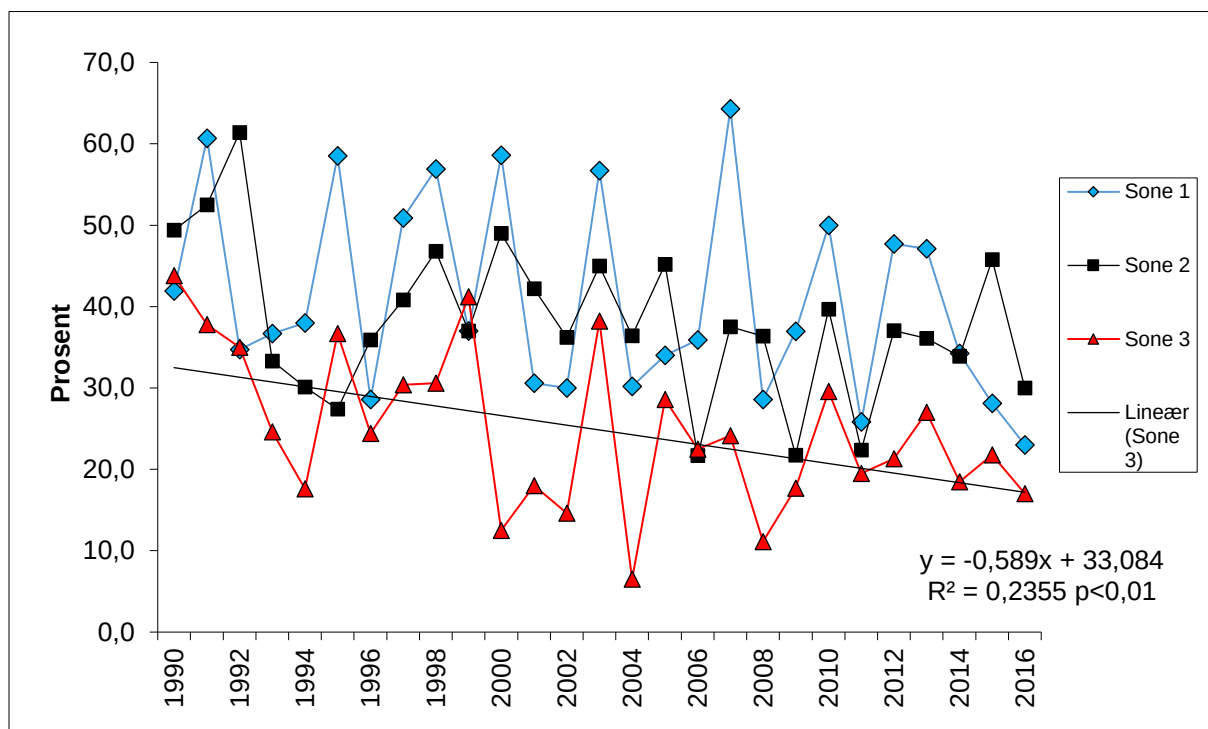
Tabell 4.1 Resultater av testing av variasjon i tettheter av laksunger på faste stasjoner i Stjørdalselva i ulike soner (sone 1-3) for perioden 1994-2016 og for Forra i perioden 2002-2016 ved bruk av "Generalized estimation equation" (GEE)

Alder	Sone	Endringer i tetthet (N/100m ²)	p-verdi
0+	1	Signifikant økning i tetthet	$p < 0,001$
	2	Signifikant økning i tetthet	$p < 0,001$
	3	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,49$
	Forra	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,051$
$\geq 1+$	1	Signifikant økning i tetthet	$p < 0,001$
	2	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,15$
	3	Signifikant reduksjon i tetthet	$p < 0,001$
	Forra	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,26$

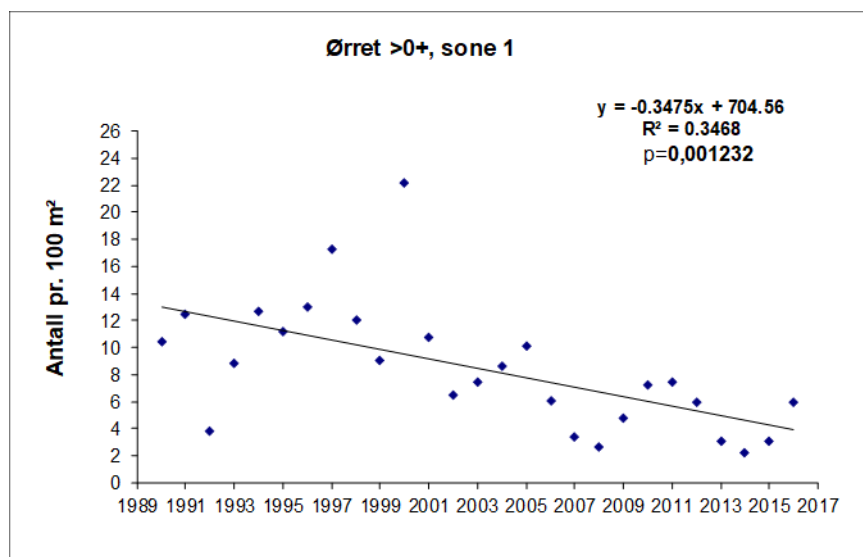
Tabell 4.2. Resultater av testing av variasjon i tettheter av laksunger på faste stasjoner i Stjørdalselva i to perioder; 1990–2001 og 2002-2016. Testen er utført ved bruk av "Generalized estimation equation" (GEE)

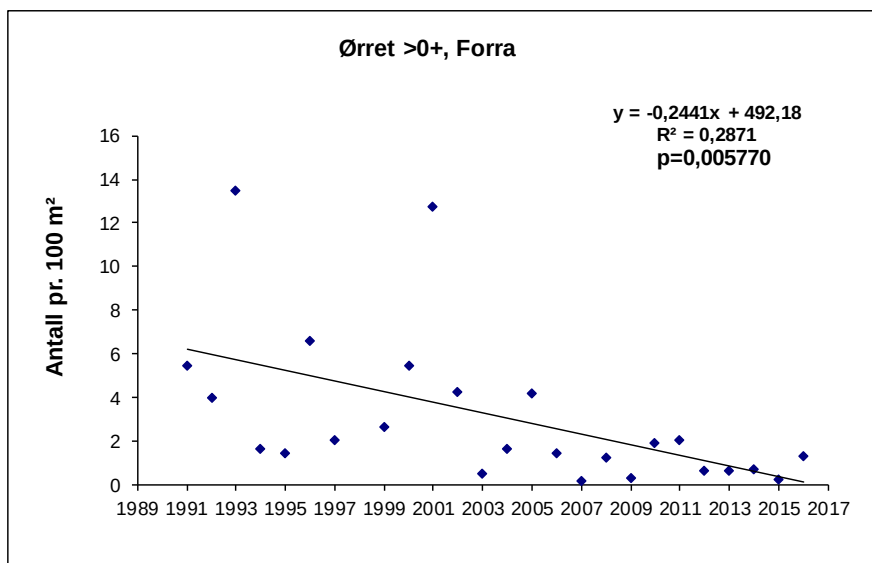
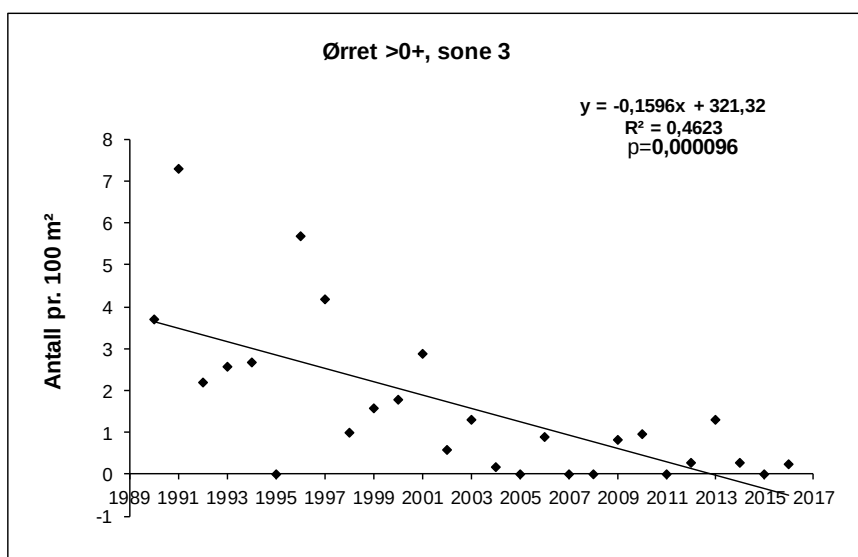
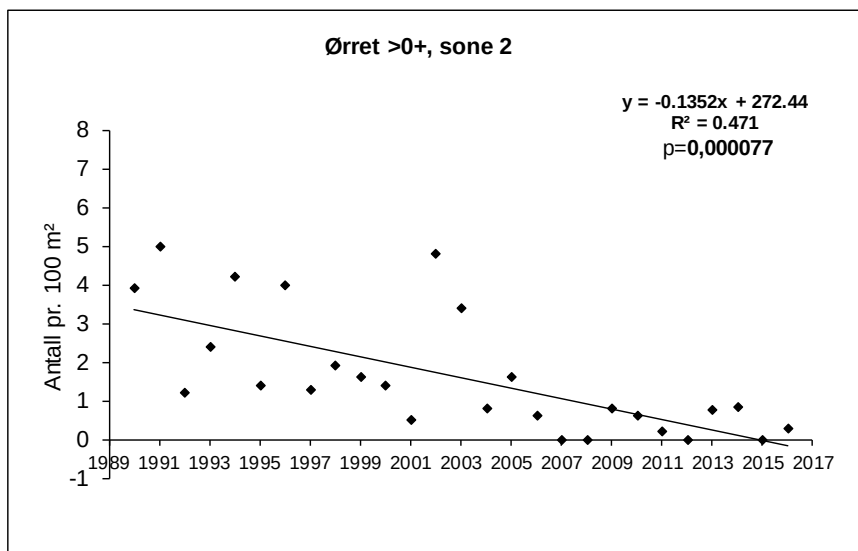
Alder	Periode	Endring i tetthet (N/100 m ²)	p-verdi
0+	1990-2001	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,87$
	2002-2016	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,29$
$\geq 1+$	1990-2001	Signifikant reduksjon i tetthet	$p = 0,014$
	2002-2016	Ingen signifikant endring i tetthet	$p = 0,06$

Ørret ($> 0+$) utgjorde i gjennomsnitt bare 5-15 % av de totale ungfisktetthetene i Stjørdalselva. Ørret ble særlig fanget på stasjoner med elveforbygging av grov stein, eksempelvis stasjonene 2, 3A og 26 (jf. fig 4.1). I perioden 2010–2016 var tetthetene av ørretunger svært lave og varierte mellom 0–7,5 ind./100 m² (figur 4.6). Størst tetthet av ørret $>0+$ var i sone 1 (gj.sn. 5,1 ind./100 m²) sammenlignet med sone 2 (0,4 ind./100 m²), sone 3 (0,45 ind./100 m²) og Forra (1,1 ind./100 m²). Regresjonsanalysene viser signifikant reduksjon i tetthet over tid i alle sonene og i Forra.



Figur 4.5. Prosentandel eldre laksunger (≥ 2+) i forhold til totaltettheten av laksunger (> 0+) i de tre sonene i ulike år. Beregninger basert på observert tetthet av hver aldersgruppe pr. stasjon etter tre omganger elfiske (faste ni stasjoner).



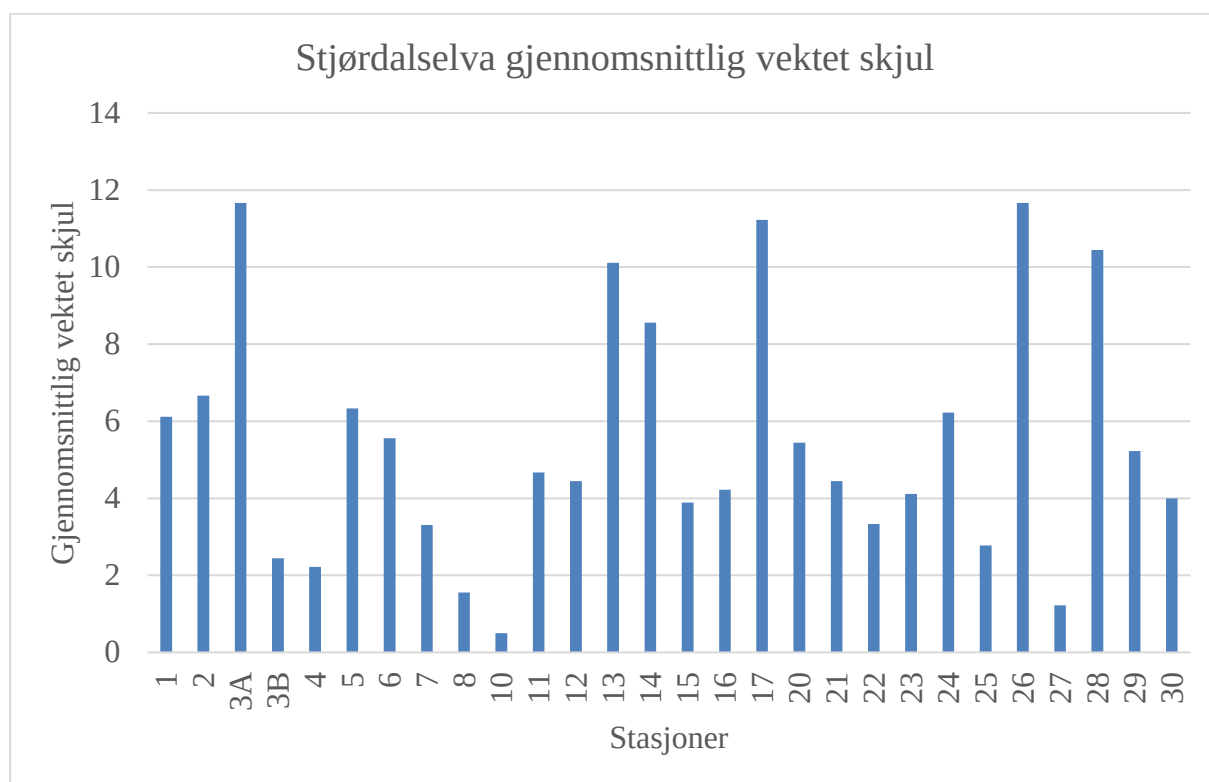


Figur 4.6. Beregna tettheter pr. 100 m² av ørretunger eldre enn 0+ i forhold til år i sone 1-3 i Stjørdalselva og i Forra 1990-2016. Signifikant endring er vist med heltrukket linje.

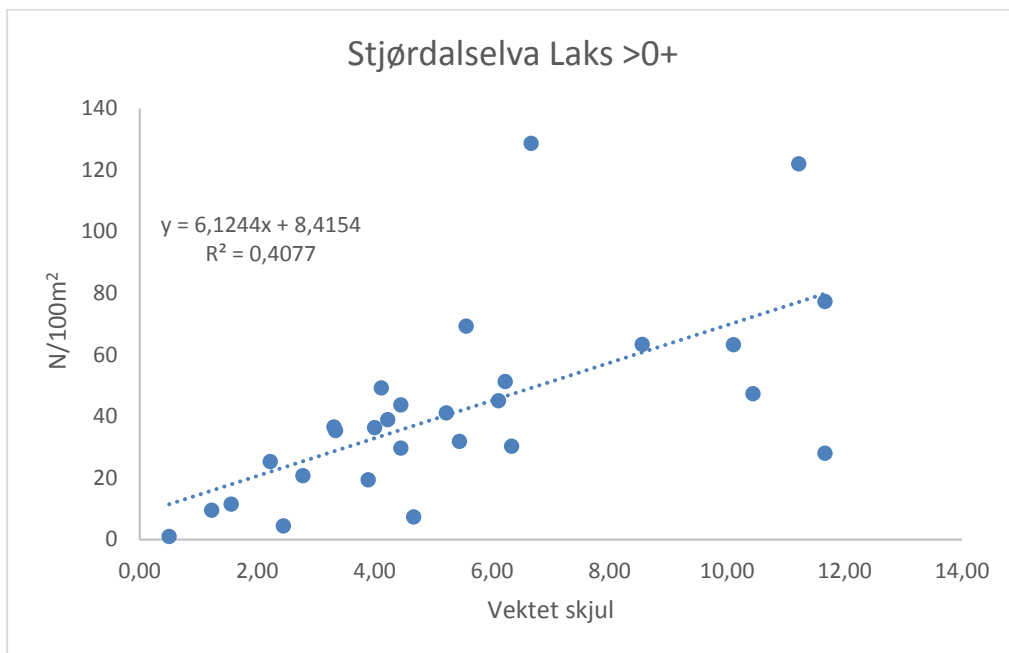
4.3.2 Skjulumålinger og ungfisktettheter

Basert på skjulumålinger i tre transekter på hver elfiskestasjon (9 enkeltmålinger pr. stasjon), ble det beregnet vektet skjul for hver elfiskestasjon (figur 4.7). Hulromskapasiteten for vektet skjul klassifiseres på en skala fra 1 til 3, hhv. lite (< 5), middels (5 – 10) og mye skjul (>10). Av de totalt 28 stasjonene i Stjørdalselva hadde 16 stasjoner lite vektet skjul, 7 stasjoner hadde middels skjul, og 5 stasjoner hadde mye skjul (figur 4.7). På de 6 elfiskestasjonene i Forra hadde én stasjon lite skjul og fem stasjoner middels skjul.

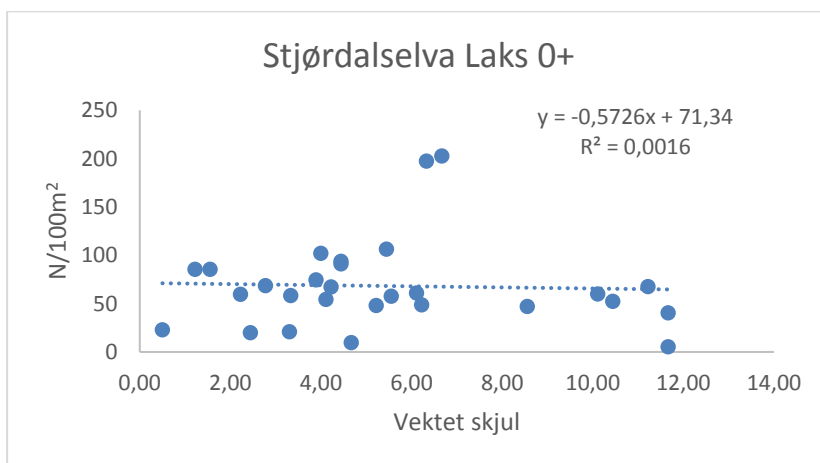
Skjulumålingene ble gjennomført i 2015, og vi har derfor benyttet de beregna tetthetene fra elfisket i 2015 til å undersøke om det var noen sammenheng mellom de registrerte tetthetene av laksunger (>0+ og 0+) og vektet skjul (figur 4.8 og 4.9). Det var en signifikant positiv sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av eldre laksunger (ANOVA, $F=17,89$, $p=0,0003$, figur 4.8), mens det ikke var noen sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av årsyngel laks (figur 4.9). Det betyr at skjulumålinger vil gi en god indikasjon på hva som er gode oppveksthabitater for laksunger (>0+) i Stjørdalselva.



Figur 4.7 Gjennomsnittlig vektet skjul på de totalt 28 elfiskestasjonene i Stjørdalselva. Stasjon 1, 2, 3A, 10, 11 og 12 ligger i sone 1. Stasjon 3B, 4, 5, 13, 14, 15, 16, 17, 20, 21, 22, 23 og 24 ligger i sone 2, mens stasjon 6, 7, 8, 25, 26, 27, 28, 29 og 30 ligger i sone 3.



Figur 4.8 Sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av laksunger (>0+) på elfiskestasjonene i Stjørdalselva i 2015.



Figur 4.9 Sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av årsyngel av laks (0+) på elfiskestasjonene i Stjørdalselva i 2015.

4.4 Diskusjon

Med bakgrunn i nyere kunnskap om elfiskemetodikk (Forseth & Forsgren 2008) ble stasjonsnettet for ungfiskundersøkelser i Stjørdalsvassdraget utvidet til totalt 28 stasjoner i Stjørdalselva og 6 stasjoner i Forra fra 2010. Dette har gitt mer kunnskap om den romlige variasjonen i fisketettheter innen elva. Særlig i vurdering av reproduksjon og produksjonspotensial er det viktig å vite romlig fordeling av årsyngel siden årsyngelen normalt ikke beveger seg langt bort fra gytegrøpa første sommeren. Stasjonsnettet ble utvidet for også å få med et større utvalg av habitater i ungfiskundersøkelsen. Det er derfor ikke overraskende at dette medførte større variasjon i tetthetsestimaterne mellom stasjonene, men også for gjennomsnittstetthetene mellom sonene. Siden de fleste ekstra stasjonene ble fisket bare en omgang og estimatet ble basert på antatt fangbarhet, er sammenligningen av tettheter med og uten nye stasjoner beheftet med usikkerhet. Resultatene viser størst endring i gjennomsnittstetthetene i sone 4, Forra, og lavest i sone 3, øverst i Stjørdalselva. Det er imidlertid metodisk og statistisk problematisk å koble tetthetsdata fra de nye stasjonene til

dataene fra langtidsserien på faste stasjoner i en analyse av endringer i tetthet over en lengre tidsperiode (1994-2016).

Fangbarheten til ungfisken vil variere avhengig av miljøforholdene under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin mfl.1989). De viktigste faktorene er vannføring, endring (spesielt økning) i vannføring i dagene før innsamling foruten temperatur og turbiditet. For å unngå store utslag av variasjon i disse faktorene på tetthetsestimatene kan en foreta en beregning av faktorenes innvirkning og justere estimatene etter for eksempel en fast vannføring. En annen måte er å minimalisere faktorenes innvirkning på tetthetsestimatet ved å utføre innsamlingen under så like betingelser som mulig. Vi har valgt denne tilnærmingen og har elfisket på lav vannføring til noenlunde samme tid hvert år for at vanddekket areal, substrat og vannhastighet på stasjonene skulle være mest mulig direkte sammenlignbart (jf. Arnekleiv mfl.1995, 2000). Ugunstig høy og varierende vannføring i 2007 kan likevel ha påvirket resultatet av tetthetsberegningen dette ene året. I hvert av årene 2010–2016 har vannføringen vært lav eller synkende under elfisket som har vært gjennomført under gode forhold. Flere evalueringer bekrefter imidlertid at metoden underestimerer bestandsstørrelsen, spesielt dersom effektiviteten i første runde er lav eller totalantallet fisk er lavt (Forseth & Forsgren 2008).

I undersøkelsesperioden 2012-2016 har tetthetene av laksunger variert mye mellom år og stasjoner, i likhet med tidligere år. Tettheten av laksunger var lavest i 2012 i alle tre sonene og i Forra. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger >0+ i 2012-2016 var 47,3/100 m² i sone 1, 42,1/100 m² i Forra, 20,3/100 m² i sone 2 og 28,0/100 m² i sone 3 (øverst).

Utviklingstrenden i tettheter av laksunger i hele undersøkelsesperioden 1990-2016 var positiv nederst i elva (sone 1) og i Forra, mens trenden var negativ videre oppover Stjørdalselva (sone 2 og 3). Det var ingen signifikant forskjell i laksetetthetene mellom sonene (inkl. Forra) i perioden 1990-1994 (totalmateriale, alle tester $p > 0,05$), mens det var signifikant større tettheter i Forra og sone 1 enn i sone 2 og 3 i perioden 2001-2008 ($p < 0,005$; Arnekleiv mfl. 2009). En mer inngående analyse av variasjonen i ungfisktetthetene over tid (GEE) viser at det er en signifikant reduksjon i tettheten av eldre laksunger >0+ i sone 3 for perioden 1994-2016 (22 år). I sone 1 var det en signifikant økning i tettheten i samme tidsperiode mens det i Forra ikke var noen signifikant endring i tettheten, men da i en kortere tidsperiode (2002-2016, - ikke tilgjengelig data fra Forra til analyse av hele perioden 1994-2016). Det ble i 2014 gjennomført en tilsvarende analyse (GEE) på tetthetene i tidsperioden 1994-2013, og også den analysen viste en reduksjon i tettheten i sone 3 og i sone 2, og ingen endring i tettheten i sone 1 (Arnekleiv mfl. 2014).

Fra 2010 til 2016 ble stasjonsnettet utvidet til totalt 28 stasjoner i Stjørdalselva og 6 stasjoner i Forra. Dette kan ha gitt en mer representativ fordeling av undersøkte oppveksthabitater, men med større variasjon i undersøkte habitater øker også variasjonen i tetthetsestimatene. Når en inkluderer tetthetene på de ekstra stasjonene i estimatene for 2010-2016 så var endringene i tetthetene minst i sone 3 i forhold til de andre sonene, inkludert Forra som hadde størst endring (figur 4.2, vedleggstabell 4.6).

Sammenligner vi gjennomsnittsetthetene i sone 3 for perioden 1990-1994 (før regulering) med perioden 2012-2016 (dvs. uten de ekstra stasjonene fra 2010-2016), er det en redusert tetthet av laksunger fra 39,6/100 m² til 28/100 m² (ca. 29 % reduksjon). Tilsvarende sammenligning av gjennomsnittstettheter før/etter i sone 2 viser en reduksjon på 21 %, mens i sone 1 og i Forra viser sammenligningen en økning i tetthetene på henholdsvis 70 % og 55 % (vedleggstabell 4.7). Totalt var økningen i tetthet i sone 1 på 19,5 ungfisk per 100 m², mens reduksjonen i sone 2 og 3 var på henholdsvis 5,4 og 11,7 ungfisk per 100 m², til sammen 17,1 ungfisk per 100 m².

Sammenligner vi gjennomsnittstetthetene før regulering (1990 -1994, 5 år) med tetthetene for hele undersøkelsesperioden etter regulering (1995-2016, 21 år), er reduksjonen etter regulering på 23 % i sone 3, 21 % i sone 2 og en økning på 58 % og 56 % i henholdsvis sone 1 og Forra (vedleggstabell 4.8).

Årsakene til reduksjonen i tettheter av laksunger i øvre og midtre, men ikke nedre del av elva kan være sammensatt. Mengden gytefisk og antall deponerte egg vil variere i fordeling innen elva og

mellom år. Imidlertid viste registreringen av gytegrøper hvert år i perioden 2006-2016 at det var både størst antall og størst tetthet pr. km elv i øvre del av elva (jf. kap. 6.). En analyse av tettheten av årsyngel viste ingen signifikant endring i sone 3 for perioden 1994-2016, og tetthetene av årsyngel har de fleste årene vært høyere i øvre del enn nedre del av elva. Også analysen av tetthetene av årsyngel på det utvidete stasjonsnettet i 2010-2016 viser stor variasjon i tetthet mellom stasjoner, men ingen signifikant forskjell i tettheten av årsyngel mellom år i sone 3. Det er derfor ikke mangel på rekrutter som er årsak til at tetthetene av laksunger ($>0+$) viser en reduksjon over tid i øvre del av elva, sammenlignet med nedre del av Stjørdalselva og Forra. Årsaken til økningen i tettheten av laksunger i sone 1 og en økt, men ikke signifikant trend i Forra er trolig også sammensatt. Trolig kan denne økningen tilskrives variasjoner i lakseinnsiget og eggdeponering siden GEE-analysen viste en signifikant økning i tettheten av årsyngel i sone 1 i perioden 1994-2016. Siden tettheten av eldre laksunger viser en økt trend også i uregulerte Forra (og en signifikant økning i perioden 1994-2013) er det lite sannsynlig at reguleringen i Meråker har noen vesentlig påvirkning på tetthetsutviklingen i sone 1. Den sterke reduksjonen i ungfiskbestanden av ørret i undersøkelsesperioden har sannsynlig også gitt en større konkurransefordel for laks nederst i elva, siden ørretbestanden har vært størst her.

Utviklingen i tettheten av laksunger i øvre (sone 3) og i nedre (sone 1) del av Stjørdalselva er mye lik utviklingen i tetthetene av laksunger i Altaelva etter reguleringen. I Altaelva ble tettheten av ungfisk i øvre del (Sautso) redusert nær 80 % de fem første årene etter regulering. Tettheten tok seg noe opp seinere, men var fortsatt lavere enn før regulering 18 år etter. Tetthetene i nedre del av Altaelva viste derimot en økning i årene etter regulering, tilsvarende utvikling som vi har dokumentert i Stjørdalselva (Ugedal mfl. 2008). Ugedal mfl. (2008) setter nedgangen av ungfisktetthetene i Sautso i sammenheng med ulike negative faktorer av kraftutbyggingen for overlevelsen til laksunger på den øvre strekningen i Altaelva. Tidvis raske vannstandsvariasjoner som følge av kraftverksdriften og økt vintertemperatur med manglende isdekke (økt vinterdødelighet) er faktorer som spesielt ble framhevet.

Også når en ser på sammensetningen av årsklassene i Stjørdalselva var det en lavere andel eldre laksunger i sone 3 enn resten av elva i mange enkeltår, og med en signifikant negativ utvikling i denne andelen med årene. Tettheten av årsyngel har imidlertid vært høyest i sone 3 de fleste år (jf. figur 4.3). Til tross for en noe høyere andel eldre laksunger ($\geq 2+$) i sone 3 i 2010 og 2013 sammenlignet med tidligere år, er det fortsatt en negativ utvikling for hele perioden. Også tetthetene av $\geq 2+$ laksunger i sone 3 var signifikant lavere enn i sone 1 og Forra i siste periode 2010-2016, også når en inkluderer data fra utvidet stasjonsnett. En lavere smoltalder kan ha medført lavere andel av de eldste årsklassene (4- og 5-åringer), men ser vi på tetthetene av 1+ laksunger isolert, så har det også vært en reduksjon på 12-15 % i tetthet av denne aldersgruppen (1990-94 sammenlignet med 2012-2016). Vekstforskjellene mellom sonene kan ikke alene forklare reduksjonen i tetthet av laksunger i øvre del av elva. Temperaturene har for hele undersøkelsesperioden også økt i nedre del av elva og i Forra (jf. Arnekleiv mfl. 2020), noe som skyldes klimaendringene. Samlet sett tyder dette derfor på at det må ha skjedd en større dødelighet og/eller utvandring av laksunger i sone 3 sammenlignet med de andre områdene i Stjørdalselva og Forra. Også i Altaelva ble det registrert at andelen eldre parr ble redusert i øvre del, noe som ble tolket som en økt mortalitet hos eldre laksunger på denne strekningen (Ugedal mfl. 2008).

Årsaksammenhengene til ulik utvikling i tetthetene av laksunger i ulike deler av Stjørdalselva kan være sammensatte. Men siden endringene i både tetthet og alderssammensetning synes å være størst øverst i elva er det sannsynlig at flere sekundæreffekter av reguleringene i 1994 kan være medvirkende. Av aktuelle faktorer som kan ha bidratt til redusert tetthet av lakseparr øverst i elva påpeker vi følgende:

- Utjevnnet vannføring over året med sannsynlig økt sedimentasjon og tiltetting av substratet (habitatdegradering) øverst i elva som følge av reguleringen.
- Endret vanntemperatur og mer vinteråpen elv som kan ha medført økt energiforbruk og dermed økt dødelighet om vinteren og våren
- Fluktuasjoner i vannføring som en følge av reguleringen (økt aktivitet/energiforbruk, utspyling), men uten at strandingsdødelighet er en faktor
- Mulig økt bunnisdannelse med økt vinterdødelighet i enkeltår

- Økt humusinnhold i vannet (endret vannkvalitet) og økt begroing ("demnings-effekt") som kan ha påvirket næringsopptak, sedimentasjon, fysisk fiskehabitat og fiske-fysiologi
- Endret vannkvalitet og blandsoner med endret tungmetallinnhold som kan ha påvirket laks øverst i elva
- Endringer i klima som temperatur og avrenning – eksempelvis negativ påvirkning av store vinterflommer med isgang i enkelte år.

I Miljødesignrapporten er det påpekt at skjultilgangen i øvre del av elva er dårlig, og at substrat dominert av stein er tett til av sedimenter. Videre viste analyser at mengde og fordeling av gyte-groper (reproduksjon) ikke begrenset lakseproduksjonen, men at flaskehalsen for produksjon av laksesmolt var lav tetthet av årsklassene $\geq 1+$ og at mangel på egnet skjul var en viktig årsak til dette. Totalt ble produktiviteten i den øvre del av Stjørdalselva anslått til å være moderat (28 av 33 seksjoner), med innslag av lavproduktive områder (5 av 33 seksjoner). Seksjonene med klassifisering «lite» og «moderat» produktivitet karakteriseres som en flaskehals og innehar en faktor som begrenser produksjon av smolt i området (Arnekleiv mfl. 2020). Våre bestandsdata for ungfisk stemmer godt med denne analysen.

4.5 Oppsummering og konklusjon

I undersøkelsesperioden 2012-2016 har tetthetene av laksunger variert mye mellom år og stasjoner, i likhet med tidligere år. Tettheten av laksunger var lavest i 2012 i alle tre sonene og i Forra. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger $>0+$ i 2012-2016 var 47,3/100 m² i sone 1, 42,1/100 m² i Forra, 20,3/100 m² i sone 2 og 28/100 m² i sone 3 (øverst).

En mer inngående analyse av variasjonen i ungfisktetthetene over tid (GEE-test) viser at det er en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger $> 0+$ i sone 3 for perioden 1994-2016 (22 år). I sone 1 var det en signifikant økning i tettheten i samme tidsperiode, mens det i sone 2 og i Forra ikke var noen signifikant endring (for Forra i en kortere tidsperiode 2001-2016), mens en tilsvarende analyse for perioden 2001-2013 viste signifikant økning også i Forra.

En sammenligning av gjennomsnittstetthetene i sone 3 for perioden 1990-1994 (før regulering) med perioden 2012-2016 (dvs. fem mot fem år), viser en redusert tetthet av laksunger fra 39,6/100 m² til 28/100 m² (ca. 29 % reduksjon). Tilsvarende sammenligning av gjennomsnittstettheter før/etter i sone 2 viser en reduksjon på 21 %, mens i sone 1 og i Forra viser sammenligningen en økning i tetthetene på henholdsvis 70 % og 55 %. Totalt var økningen i tetthet i sone 1 på 19,5 ungfisk per 100 m², mens reduksjonen i sone 2 og 3 var på henholdsvis 5,4 og 11,7 ungfisk per 100 m², til sammen 17,1 ungfisk per 100 m². Også om vi sammenligner gjennomsnittstetthetene før regulering (1990 -1994, 5 år) med tetthetene for hele undersøkelsesperioden etter regulering (1995-2016, 21 år), er reduksjonen etter regulering på 23 % i sone 3, 21 % i sone 2, mens det var en økning på 58 % og 56 % i henholdsvis sone 1 og Forra.

En analyse av tettheten av årsyngel viste ingen signifikant endring i sone 3 for perioden 1994-2016, og tetthetene av årsyngel har de fleste årene vært høyere i øvre del enn nedre del av elva. Rekrutteringssvikt er derfor ikke forklaringen på reduksjonen i tettheten av eldre laksunger i øvre del av elva. Årsaksammenhengene til en slik utvikling kan være sammensatte, men siden endringene synes å være størst øverst i elva er det sannsynlig at flere sekundæreffekter av reguleringsendringene i 1994 kan være medvirkende. Et eksempel på reguleringsendringer er bl.a. substratendringer med dårligere skjulkapasitet. Basert på skjulmålinger i tre transekter på hver elfiske-stasjon (9 enkeltmålinger pr. stasjon) i 2015, ble det beregnet vektet skjul for hver elfiskestasjon. Av de totalt 28 stasjonene i Stjørdalselva hadde 16 stasjoner lite vektet skjul, 7 stasjoner hadde middels skjul, og 5 stasjoner hadde mye skjul. Det var en signifikant sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av eldre laksunger i 2015, mens det ikke var noen sammenheng mellom vektet skjul og tettheten av årsyngel laks.

5 Aldersfordeling og vekst hos ungfisk

5.1 Innledning

Aldersfordelingen i ungfiskbestanden kan gi informasjon om årsklassestyrker og en grov indikasjon på dødelighet mellom årsklassene. Symons (1979) oppsummerte en rekke studier på overlevelse/dødelighet av forskjellige aldersgrupper av laksunger, og fant at normal dødelighet fra egg til 0+ var gjennomsnittlig 87 %, dødeligheten fra 0+ til 1+ i gjennomsnitt 59 % og for eldre laksunger var dødeligheten i størrelsesorden 36-65 %. I en merke-gjenfangststudie i Altaelva vinteren 2004-2005 ble vinteroverlevelsen til parr og presmolt av laksunger i Gargia (som er lite påvirket av kraftutbyggingen), estimert til 61 %, dvs. dødelighet på 39 %. Med bakgrunn i refererte undersøkelser på overlevelse/dødelighet i laksebestander konkluderte Hindar mfl. (2007) med at en kan anta at det er normalt med en dødelighet for eldre laksunger (> 0+) på 50 % årlig.

I «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013) er fordelingen av aldersklasser, sammen med data om gytefiskbestand og tilgang på skjul, benyttet for å vurdere om en laksebestand er begrenset av tilgang på rekrutter (rekrutteringsbegrenset) eller mest begrenset av tilgang på skjul (parrbegrenset). I håndboka benyttes forholdet mellom årsyngel og ettåringer (ev. eldre laksunger) som den viktigste bestandsparameteren for å stille diagnosen om bestanden er rekrutteringsbegrenset eller parrbegrenset på ulike strekninger. Vi har derfor undersøkt tetthetene av ulike årsklasser laksunger på hver elfiskestasjon i de tre sonene i Stjørdalselva og i Forra.

Temperatur styrer fiskens fysiologiske yteevne, og er en av de viktigste faktorene for vekst (Elliott 1975a, b, Jensen 1990, Wootton 1998). Basert på laboratorieforsøk er det utviklet flere vekstmodeller ut fra temperatur som faktor, både for ørret (Elliott 1975 a, b, Elliott mfl. 1995) og laks (Elliott & Hurley 1997, 1998, Forseth mfl. 2001), og modellene er benyttet for å forutsi vekst i naturlige populasjoner (Jensen 1990, Elliott mfl. 1995, Forseth mfl. 2001). Vekstraten hos ungfisk er i hovedsak bestemt av temperaturen og næringsopptaket (Elliott mfl. 1995, Elliott & Hurley 1997). Minimumstemperaturen for vekst hos laksunger er ofte angitt til 6-7 °C (Elliott 1991, Elliott & Hurley 1997, Jensen 1990). Forsøk gjort under gunstige oppdrettsbetingelser viser imidlertid at både ørret- og laksunger kan omsette næring og vokse ved temperaturer ned mot 0 °C (Koskela mfl. 1997, Forseth mfl. 2000).

Naturlige fiskepopulasjoner er imidlertid også påvirket av en rekke andre faktorer som kan influere på veksten, ikke minst tilgjengeligheten av næring (Bacon mfl. 2005), vannføring (Arndt mfl. 2002) og tettheten av artsfrender (Bohlin mfl. 2002, Vøllestad mfl. 2002). Hos elvelevende ungfisk av salmonider er det vist vekstvariasjoner innen en årstid (Lobon-Cervia & Rincon 1998, Bacon mfl. 2005), mellom aldersgrupper innen samme vekstsesong (Jones mfl. 2002), mellom kohorter over flere år (Egglishaw & Shackley, 1977; Letcher & Gries, 2003) og mellom populasjoner fra ulike elver innen samme år (Egglishaw & Shackley, 1977). Elvesystemer er i prinsippet dynamiske systemer, og i tillegg til temperaturvariasjoner både innen døgn og gjennom sesongen, forekommer store variasjoner i vannføring. Dette kan påvirke tilgjengeligheten og typen næring i tid og rom, og fiskens energibruk ved næringssøk og forflytninger (Arndt mfl. 2002, Enders mfl. 2005), og derved også påvirke fiskens vekst.

Vi benyttet langtidsserien fra Stjørdalselva til en nærmere analyse av hvilke miljøvariabler som hadde størst innvirkning på laksungenes vekst både mellom år og innen elva (Arnekleiv mfl. 2006a). Vekst hos laks og ørret før og etter regulering er også tidligere rapportert for perioden 1990-2008 (Arnekleiv mfl. 2009), og i tillegg ble det analysert for eventuelle forskjeller i lengde ved alder mellom soner også for perioden 2000-2008 (Arnekleiv mfl. 2009). I denne rapporten er materialet fra 2009-2016 inkludert i analyser og resultatframstilling av utviklingstendenser for hele undersøkelsesperioden 1990-2016. I tillegg har vi laget en vekstmodell for laksungenes vekst i Stjørdalselva før reguleringen og for siste fem år basert på temperaturdata og observert vekst.

5.2 Metoder

Vekstmateriale av ungfisk av laks og ørret ble samlet med elektrisk fiskeapparat fra de faste stasjonene (jf. figur 4.1). Materialet ble i hovedsak samlet inn i oktober, men ble i enkeltår også samlet inn i i september/oktober og begynnelsen av november. For vekstanalysene ble fisk fra tre og tre stasjoner undersøkt samlet:

Sone 1: St. 1 - 3A

Sone 2: St. 3B - 5

Sone 3: St. 6 - 8

Innsamlet ungfisk ble spritfiksert og tatt med til laboratoriet for sikker artsbestemmelse og aldersanalyse. Alder ble bestemt ved lesing av otolitter og skjell. Aldersfordeling (skjell og otolitter) ble undersøkt av all ungfisk samlet inn ved tetthetsfiske på de faste stasjonene. Det ble også bestemt kjønn, gonadenes utviklingsstadium og mageprøver ble analysert hos et utvalg av fisk. Fiskens lengde ble målt til nærmeste mm fra snuten til enden av halefinnen i naturlig utstrakt stilling.

Fiskens vekst er vurdert mot temperaturdata de enkelte år der vi både har benyttet døgnmiddeltemperaturer for aktuelle tidsrom og beregnet antall døgngrader $> 4^{\circ}\text{C}$ for hele vekstperioden. Temperaturdata fra Nustadfoss (sone 3), Øverkil (sone 2) og Hegra (sone 1) er benyttet i sammenligningen av vekst hos laks fra ulike elvesoner. Likeså har vi benyttet vannføringsdata fra samløp Funna og Hegra i analysene (data fra NVE).

Det ble benyttet ANOVA for å undersøke effekten av alder, elvesone og år på veksten (lengde ved ulik alder). For øvrig ble det benyttet ikke-parametriske tester for sammenligning av vekst mellom soner og år. Ved parvise sammenligninger ble Mann-Whitney U-test (MW) brukt, og ved en-faktor analyse ble Kruskal-Wallis variasjonstest (KW) brukt.

Videre har vi brukt kjente vekstmodeller for laks (Elliot and Hurley 1998, Forseth mfl. 2001, Jonsson mfl. 2001) og beregnet elvespesifikke parametere for Stjørdalselva. Parameteriseringen av modellen ble gjort ved hjelp av historiske data fra før utbyggingen i 1994 (1990-1993). Observerte vekstverdier fra sone 2 og 3 før regulering 1990-1993, samt ungfiskdata fra 2012-2016 ble brukt til å validere modellen. Disse verdiene er ustandardiserte for årseffekter, men treffer likevel modellerte verdier i snitt bra, med $R^2 = 0,97$ og $0,99$ i sone 3 (Nustadfoss – 2km nedstrøms Gudå) i 1990-1993 og 2012-2016, respektivt. Dette gjelder også sone 2 (Forra – Nedstøms Gudå), hvor $R^2 = 0,98$ og $0,97$, respektivt. Vekstmodellen er vist under.

For mer detaljert beskrivelse av tilpasning av modellen og parameteriseringen henvises til «Miljødesignrapporten» (Arnekleiv mfl. 2020).

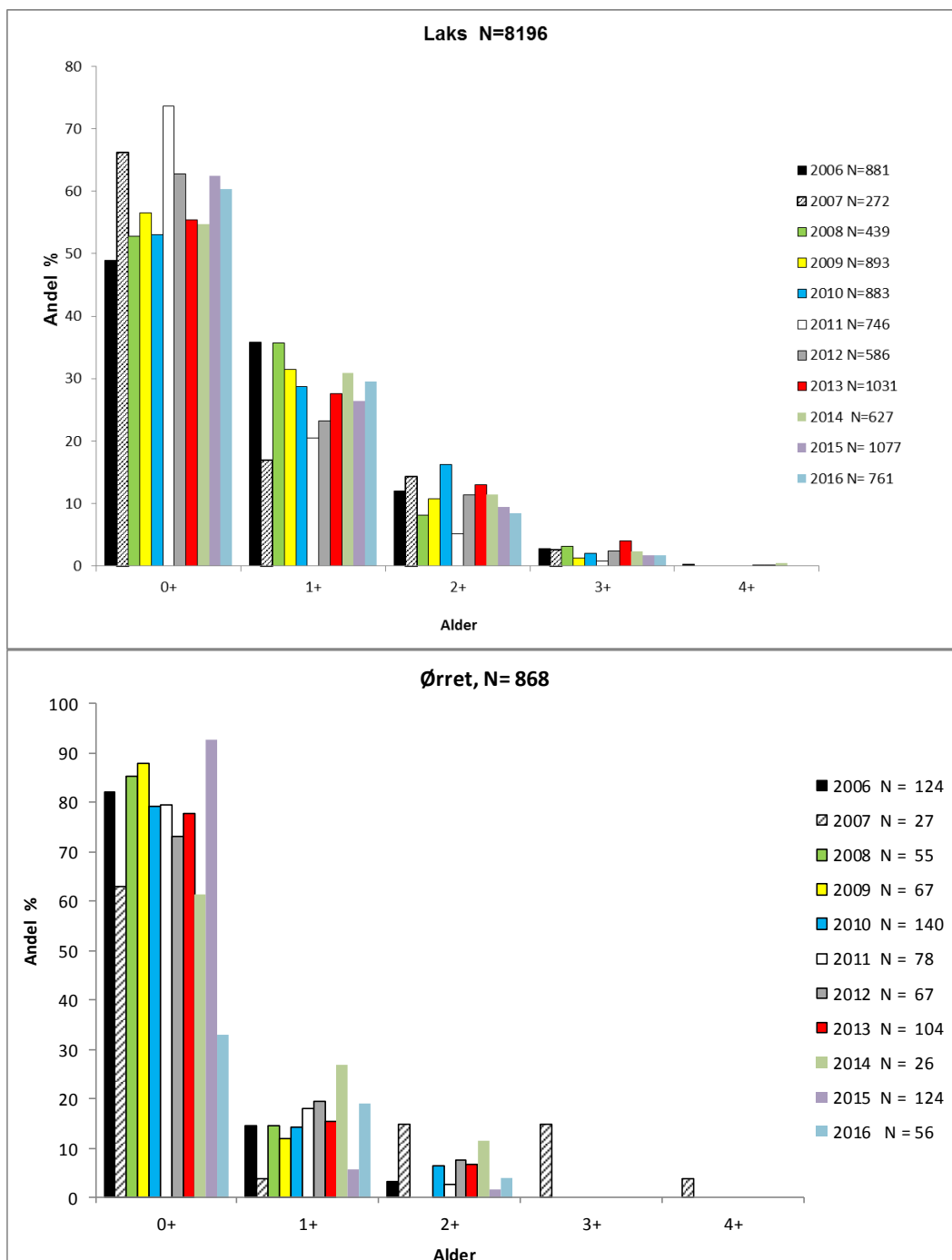
$$\left\{ \begin{array}{ll} M_t = M_{t-1} & T < T_L \text{ eller } T > T_U \\ M_t = \left(M_{t-1}^b + b \left(\frac{(t \times d)(T - T_L)(1 - e^{g(T - T_U)})}{100} \right) \right)^{(1/b)} & T \geq T_U \text{ \& } T \leq T_U \end{array} \right.$$

Modell. Vekstmodell brukt i miljødesignanalyse for beregning av temperaturavhengig vekst. Denne er i utgangspunktet satt til å gi positiv vekst ved temperaturer innenfor intervallet $T_L < T_U$. I tillegg er veksten (vekt, M) fra dag_t til dag_{t+1} satt til å være avhengig elvespesifikke parametere, d og g. For laksefisk er b i utgangspunktet satt til å være en konstant lik 0.31.

5.3 Resultater

5.3.1 Aldersfordeling

Den prosentvise aldersfordelingen til laks- og ørretunger samlet inn ved elfiske i 2006-2016 er vist i figur 5.1. For laksunger var den gjennomsnittlige fordelingen mellom aldersgruppene for alle år på 59 % årsyngel (0+), 28 % 1+, 11 % 2+ og 2,5 % 3+. Det var imidlertid store variasjoner mellom år, eksempelvis varierte andelen 0+ laks mellom 49 % og 74 % mellom år.

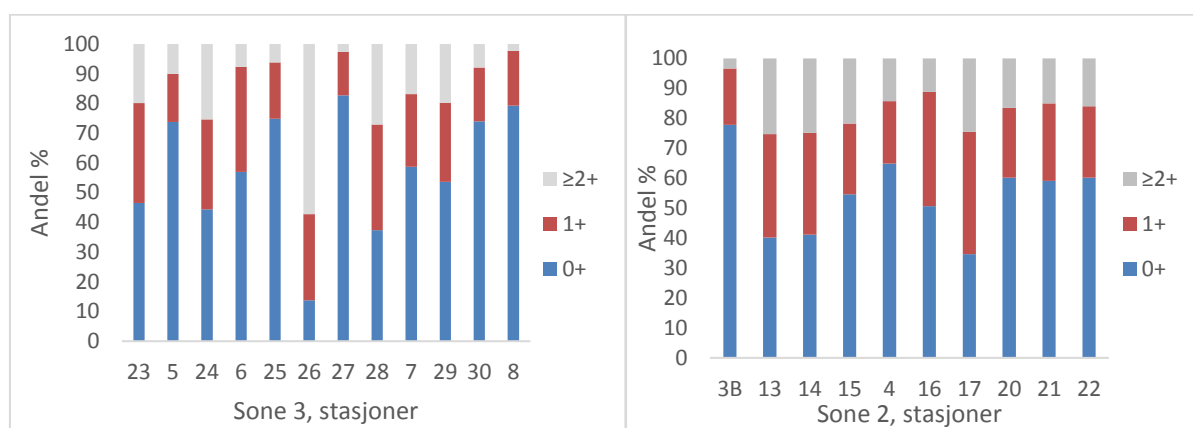


Figur 5.1. Aldersfordeling (%) av ungfish av laks (øverst) og ørret samlet inn under elfiske på faste stasjoner i Stjørdalselva i perioden 2006-2016.

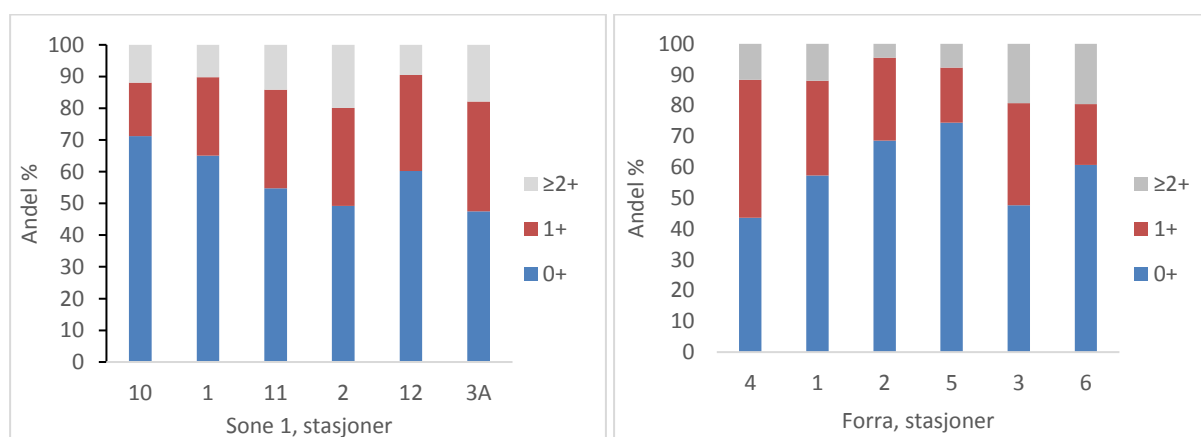
En lav andel tre- og fireåringer i ungfishbestanden av laks har sannsynligvis sammenheng med smoltifisering og utvandring av laksesmolt som tre- og fireåringer, noe som stemmer med smoltundersøkelsen som viste en gjennomsnittlig smoltalder på 3,8 år (Arnekleiv mfl. 2007a).

Aldersfordelingen til ørret viste at andelen 0+ varierte fra 63 % til 88 % mellom år (figur 5.1). Den gjennomsnittlige fordelingen mellom aldersgruppene for alle år var 78 % årsyngel (0+), 14 % 1+ og 5 % 2+.

Aldersfordelingen av laksunger mellom de enkelte stasjonene vil variere mye, bl.a. avhengig av variasjonen i habitat og skjultilgang mellom stasjonene. Siden forholdet mellom andelen årsyngel og andelen 1+/eldre benyttes som metode for vurdering av bestandsregulering og flaskehalser, jf. «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013), presenterer vi aldersfordelingen av laksunger på hver enkelt stasjon og sone basert på gjennomsnittstettheter ved el-fiske i perioden 2010-2016. Figurene 5.2 og 5.3 viser aldersfordelingen av laksunger (0+, 1+ og ≥2+) på de enkelte stasjonene fordelt på sone 1-3 og Forra. I Stjørdalselva i Meråker (sone 3 utvidet) var det en overvekt av stasjoner med høy andel årsyngel, men særlig stasjon 26 hadde en høy andel parr (over 50 % 1+ og ≥2+). Også stasjon 23, 24 og 28 hadde andeler parr på 53-63%. På alle de andre stasjonene dominerte 0+ med en andel på 54-87 %.



Figur 5.2. Andel av ulike aldersgrupper ungfish av laks på elfiskestasjoner i sone 3 (venstre) og sone 2 (høyre) basert på gjennomsnittstetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av de ulike aldersgruppene laks på el-fiskestasjoner i Stjørdalselva i perioden 2010-2016.



Figur 5.3. Andel av ulike aldersgrupper ungfish av laks på elfiskestasjoner i sone 1 (venstre) og Forra (høyre) basert på gjennomsnittstetthet ($n/100 \text{ m}^2$) av de ulike aldersgruppene laks på el-fiskestasjoner i perioden 2010-2016.

I sone 2 var det også stor variasjon i aldersfordelingen mellom stasjonene, og også her hadde flest stasjoner en høy andel (>50%) 0+, men tre stasjoner hadde over 50 % parr (stasjon 13,14 og 17). Sammenlignet med sone 3 var det færre stasjoner i sone 2 som hadde spesielt lave andeler parr (under 30 % parr).

Figur 5.3 viser andelen av ulike aldersgrupper laks på de enkelte stasjonene i sone 1 og i Forra. Også i sone 1 dominerte 0+, mens stasjon 2 og 3A hadde over 50 % parr. Disse to stasjonene var dominert av elveforbygging med grov stein i sidene. I Forra hadde stasjon 4 og 3 en andel parr på over 50 %.

5.3.2 Observerte vekst og vekst i ulike soner

Laksungenes gjennomsnittslengde ved ulik alder er forholdsvis liten i Stjørdalselva. Årsyngelen (materialet 1990-2016) nådde en lengde på $41,1 \pm 0,6$ mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i., N = 7243) i september/oktober (tabell 5.1). Det er ikke korrigert for eventuell ulik vekstperiode mellom år (variasjon i fangstdato mellom år). Gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger var henholdsvis 65,3 mm (N= 3660) og 90,8 mm (N=1537) i totalmaterialet. Årsyngelen i Forra hadde omtrent samme gjennomsnittslengde som i Stjørdalselva, ettåringene var litt lengre, mens toåringene var litt kortere enn i Stjørdalselva (tabell 5.2). I siste undersøkelsesperiode (2010-2016) var gjennomsnittslengdene til årsyngelen litt mindre enn for totalmaterialet ($40,1 \pm 0,12$ mm, N= 3842), mens det var liten forskjell mellom lengdene for 1+ og 2+ i forhold til gjennomsnittet for totalmaterialet.

Tabell 5.1. Gjennomsnittslengder (mm ± 95 % c.i. og antall) til laksunger av ulik alder fanget ved elfiske i september/oktober i Stjørdalelva i perioden 1990-2016. Totalmateriale fra alle stasjonene.

Stjørdalelva	0+			1+			2+		
År	X	$\pm 95\%$ c.i.	N	X	$\pm 95\%$ c.i.	N	X	$\pm 95\%$ c.i.	N
1990	37,7	0,34	261	57,8	0,71	215	84,0	1,73	134
1991	39,7	0,43	252	63,4	1,32	101	80,5	1,85	75
1992	41,6	0,40	276	63,5	1,01	188	86,6	2,78	95
1993	37,9	0,68	127	62,1	1,85	48	82,1	4,00	41
1994	43,6	0,77	101	62,3	0,95	126	82,5	2,38	69
1995	40,2	0,59	138	61,7	1,20	76	83,8	2,22	63
1996	41,3	0,66	133	63,7	1,01	149	91,3	3,08	60
1997	41,1	0,74	127	61,7	1,63	85	81,0	3,17	67
1998	42,9	0,63	162	65,7	1,12	108	86,3	3,05	61
1999	48,6	1,64	30	76,0	2,88	32	97,6	10,28	12
2000	40,1	0,42	299	75,9	2,06	74	102,1	3,45	42
2001	42,1	0,44	240	69,4	1,09	114	107,3	4,01	32
2002	43,3	0,90	201	67,0	2,35	90	97,1	10,38	12
2003	40,2	0,73	166	67,1	2,71	43	92,1	4,51	38
2004	40,0	0,51	420	62,2	0,86	273	84,7	3,10	58
2005	38,6	0,39	486	64,4	1,28	152	91,9	2,83	68
2006	42,8	0,62	160	63,9	1,27	105	90,8	3,25	38
2007	40,5	0,48	179	67,0	2,19	45	93,1	2,94	39
2008	41,5	0,50	227	66,9	1,00	154	94,6	3,79	36
2009	39,2	0,27	500	62,8	0,76	281	88,0	2,13	96
2010	42,1	0,34	461	65,3	0,70	254	92,2	1,68	142
2011	39,0	0,29	528	63,1	1,13	148	91,8	3,99	36
2012	39,5	0,38	354	62,8	1,09	131	87,2	2,79	64
2013	40,7	0,28	517	64,3	0,73	280	91,4	1,93	129
2014	41,6	0,43	356	63,2	0,83	208	87,5	2,41	76
2015	39,3	0,31	615	66,9	0,87	278	93,4	2,42	101
2016	40,2	0,38	440	63,4	0,83	218	93,7	2,96	62
Gj.snitt, tot.	41,1	0,6	7243	65,3	1,3	3660	90,8	3,6	1537

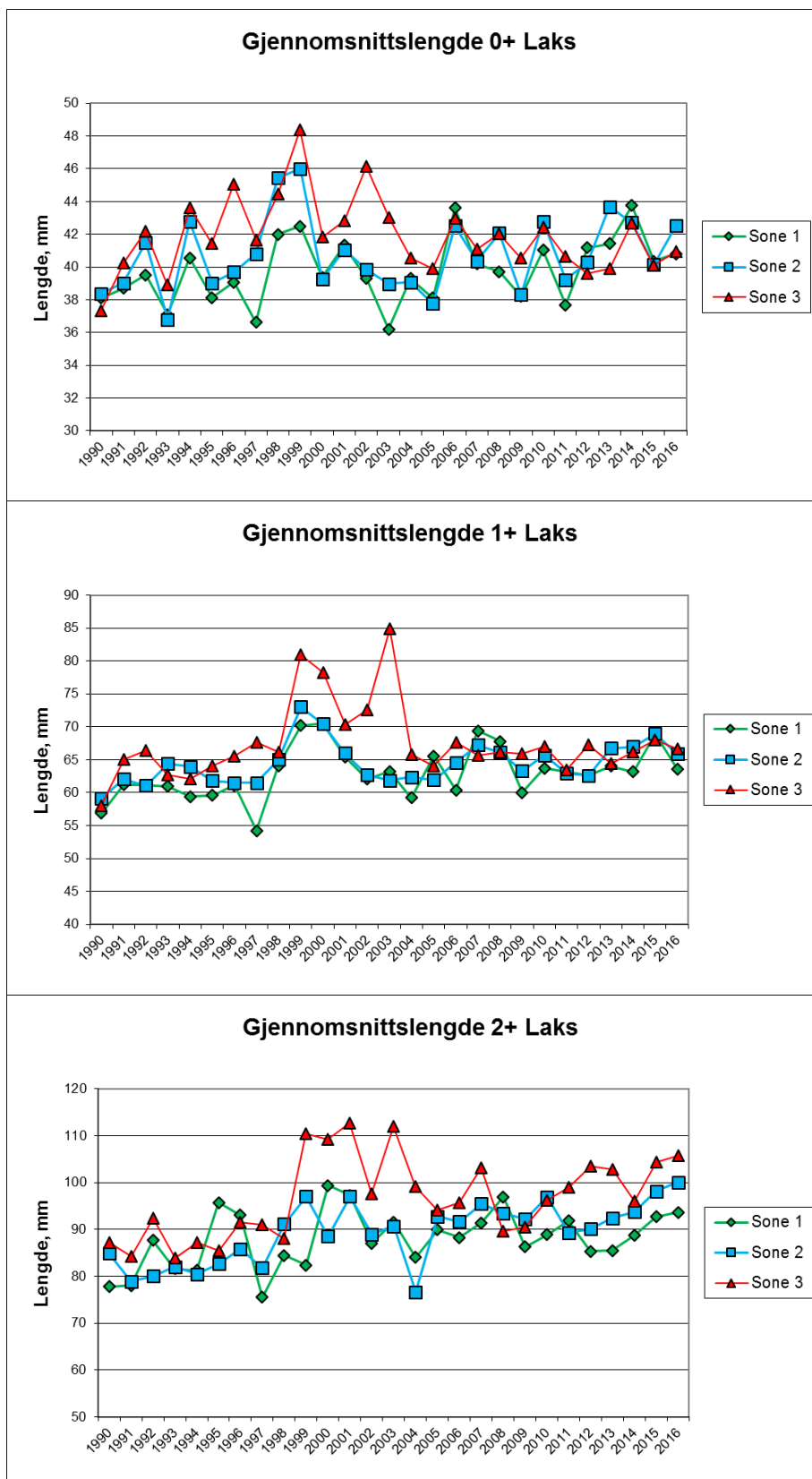
Tabell 5.2. Gjennomsnittslengder (mm $\pm$ 95 % c.i. og antall) til laksunger av ulike alder fanget ved elfiske i september/oktober i Forra i perioden 1991-2016. Totalmateriale fra alle stasjonene.

Forra	0+			1+			2+		
År	X	$\pm$ 95% c.i.	N	X	$\pm$ 95% c.i.	N	X	$\pm$ 95% c.i.	N
1991	40,4	0,99	53	67,7	2,96	7	87,0	4,50	7
1992	44,4	1,30	34	69,3	1,59	40	87,5	4,94	11
1993	37,9	0,87	42	62,5	2,80	6	82,0	11,84	4
1995	38,9	2,25	8	63,0	2,48	6	83,0	6,67	8
1996	38,0	1,15	24	62,2	1,99	21	77,7	17,97	3
1997	39,8	1,18	12	54,8	4,57	4	72,2	4,79	10
1998	43,7	5,34	6	70,4	6,12	5	75,5	133,42	2
1999	45,4	5,16	5	76,5	4,73	11	92,0	3,44	4
2000	40,6	0,65	68	76,1	2,44	24	99,6	2,58	25
2001	41,3	0,94	38	68,4	1,77	30	93,9	6,10	8
2002	41,3	0,66	128	63,0	1,30	78	84,8	1,99	55
2003	36,9	0,82	92	66,5	2,58	19	84,4	3,20	17
2004	39,9	0,37	349	65,9	1,84	45	93,3	3,57	29
2005	39,2	0,61	255	69,4	1,24	87	96,9	5,24	25
2006	47,2	1,54	27	65,7	1,81	67	93,7	2,93	52
2007	39,6	0,57	217	67,7	3,94	19	85,3	4,22	22
2008	40,5	0,47	248	67,0	0,89	169	96,2	2,24	45
2009	39,8	0,45	272	62,7	0,89	81	83,9	2,32	62
2010	40,2	0,45	310	65,2	0,92	157	88,1	2,46	45
2011	38,5	0,67	122	62,9	1,33	79	86,5	2,40	42
2012	42,4	0,94	158	70,8	1,76	44	94,8	4,44	34
2013	39,9	0,57	261	64,9	0,82	194	89,8	2,35	45
2014	44,7	0,70	175	65,5	1,23	102	88,7	2,25	71
2015	41,2	0,67	303	78,0	1,34	79	105,5	4,84	22
2016	40,7	0,76	207	67,1	0,87	253	102,3	2,63	54
Gj.snitt, tot.	40,9	1,2	3414	66,9	2,2	1627	89,0	9,7	702

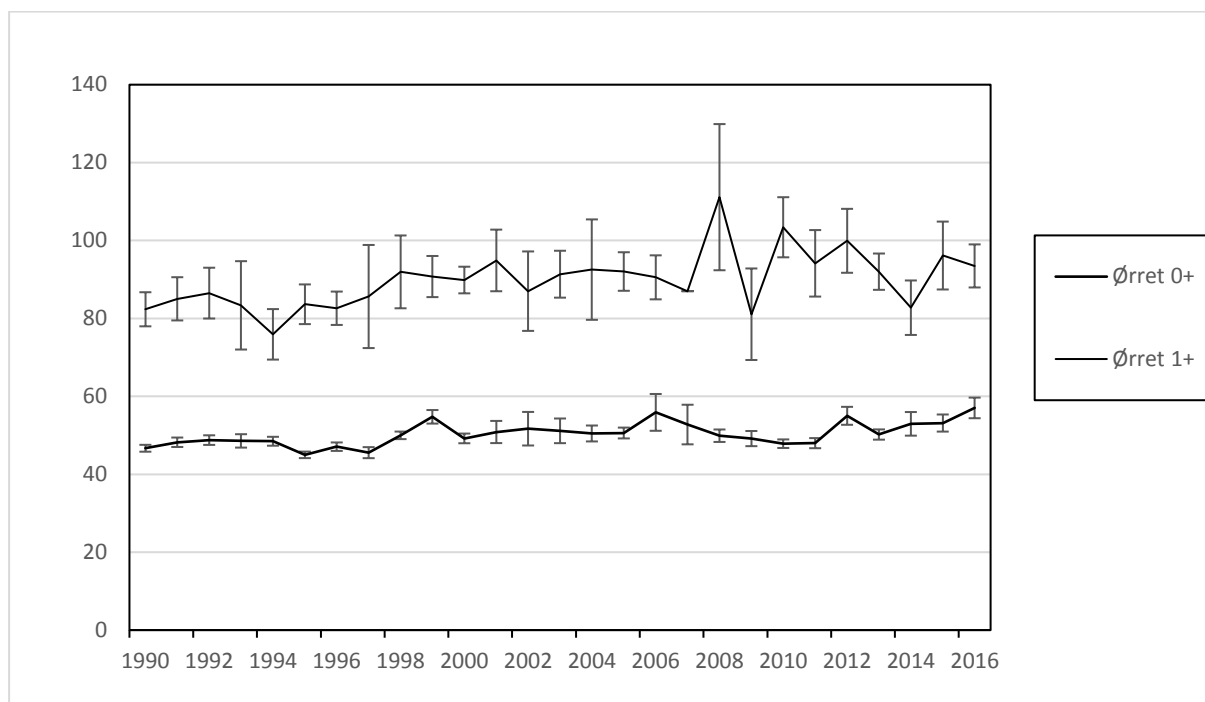
I perioden 2010 – 2016 var gjennomsnittslengdene til laksungelen (0+) i Stjørdalselva dårligst i 2011 og best i 2014, mens 1+ laksunger var lengst i 2015 og kortest i 2012 (tabell 5.1).

Gjennomsnittslengden til laksunger av ulike alder varierte mye fra år til år (tabell 5.1) og mellom soner (figur 5.4). For perioden 1990-2000 ble det undersøkt i hvor stor grad faktorene år, elvesone og alder påvirket veksten. Det ble funnet at effekten av både år og sone på lengdeveksten var sterk. Innen hver aldersgruppe hadde år større forklaringsprosent enn sone på variasjonen i lengde (Arnekleiv mfl. 2006, 2007a). Men også effekten av område innen elva (sone) hadde signifikant innvirkning på variasjonen i lengdevekst. Generelt fant vi de største laksungene i Meråker (sone 3), uansett alder for materialet 1990-2006. Det var en signifikant reduksjon i lengde fra sone 3 til sone 2 til sone 1 for alle aldersgrupper (alle sammenligninger $p < 0,001$), unntatt for forskjellen mellom 2+ mellom sone 1 og 2 ($p = 0,082$). Men for materialet fra 2010-2016 var gjennomsnittslengden til årsungelen av laks ikke signifikant forskjellig mellom sonene (alle tester $p > 0,05$). For aldersgruppen 1+ laksunger var heller ikke gjennomsnittslengden signifikant forskjellig mellom sonene i Stjørdalselva, men 1+ laks i sone 1 hadde signifikant mindre gjennomsnittslengde enn 1+ i Forra ($p = 0,023$). For 2+ laks var gjennomsnittslengden signifikant større i sone 3 enn i sone 1 ($p = 0,003$), for øvrig var det ikke forskjell i lengdene mellom sonene og Forra. Fra at laksungenes gjennomsnittslengder (0+, 1+ og 2+) avtok nedover elva i perioden etter utbygging, er det i siste perioden (2010-2016) liten forskjell i lengde mellom sonene. Figur 5.4 viser at forskjellen i vekst mellom sonene ble større i perioden etter regulering, fra 1995 til 2006-2007, mens forskjellene har vært mindre i årene etter 2006, med unntak for 2+.

Ørretmaterialet i 2010-2016 var for lite til å teste forskjeller i vekst mellom soner, og vi gjengir derfor gjennomsnittslengder til 0+ og 1+ ørretunger fra hele elva satt sammen med data fra tidligere år (figur 5.5). Årsungel av ørret (2010-2016) var i gjennomsnitt 52,1 mm ($N = 678$). For 1+ ørretunger var gjennomsnittslengden i perioden 2010-2016 på 104,1 mm ($N = 146$), men lengdene varierte mye mellom år (figur 5.5). Det ble observert lite 2+ ørretunger i fangstene og sannsynligvis smoltifiserer ørreten og forlater elva mest som to- og treåringer (jf. Hembre mfl. 2001, Arnekleiv mfl. 2007 a).



Figur 5.4. Gjennomsnittslengder (mm) til ulike aldersgrupper laksunger i ulike soner i Stjørdalselva 1990-2016. Sone 1 opp til Forrasamløpet, Sone 2 samløp Forra – Renå, Sone 3 Meråker



Figur 5.5. Gjennomsnittslengder (mm $\pm$ 95 % c.i.) til årsyngel (0+) og ettåringer (1+) av ørret i ulike år i perioden 1990-2016 i Stjørdalselva.

5.3.3 Vekst i ulike tidsrom 1990-2016

Vi har undersøkt om det er forskjeller i lengde hos de ulike aldersgrupper laksunger mellom tre tidsbolker: Periode 1 (1990-1994, før regulering), periode 2 (2001-2008) og periode 3 (2009-2016). Resultatene er vist i tabell 5.3.

Tabell 5.3. Gjennomsnittslengder i mm (og antall) for ulike aldersgrupper laksunger i tre tidsperioder (1: 1990-1994, 2: 2001-2008, 3: 2009-2016) i Stjørdalselva, basert på elfiske i oktober, samt test (ANOVA, Bonferroni korreksjon) på forskjeller i lengde mellom tidsperioder. * $p < 0,05$ ** $p < 0,01$ *** $p < 0,001$

Alder	Periode1	Periode2	Periode3	1 mot 2	1 mot 3	2 mot 3
0+	39,8 (1017)	40,7 (4160)	40,1 (3842)	***		***
1+	61,4(678)	65,2(976)	64,2(1799)	***	***	***
2+	83,5(414)	92,7(321)	90,8(710)	***	*	*

Gjennomsnittslengden til de ulike aldersgruppene laksunger har vært større i periodene etter siste regulering i forhold til før regulering, også når en inkluderer data fra 2009-2016 (tabell 5.3). Derimot var gjennomsnittslengdene til alle tre aldersgruppene lavere i perioden 2009-2016 enn i 2001-2008 (tabell 5.3).

Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periode 2 og 3 (etter regulering) enn i periode 1 (før regulering), med unntak av 0+ i periode 3, hvor det ikke var signifikant forskjell. Forskjellene var mindre mellom periode 2 og 3 (tabell 5.3), men likevel signifikant forskjellige, og da med signifikant lavere vekst i periode 3 i forhold til periode 2.

5.3.4 Variasjon i vekst i forhold til miljøvariabler

Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2000 (Arnekleiv mfl. 2006a). For årsyngel ble følgende variabler testet: gjennomsnittstemperaturen fra swim-up til fangst, gjennomsnittsvannføring og variasjonen i vannføring fra swim-up til fangst, samt tettheten av årsyngel. De testede miljøfaktorene forklarte samlet 48 % av variasjonen i årsyngelens vekstrate, og variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur. For 1+ og 2+ ble følgende variabler testet: gjennomsnittstemperatur og gjennomsnittsvannføring for vinter, vår og sommer, variasjonen i vannføring i de samme periodene og tettheten av de enkelte årsklassene. Vannføring og variasjonen i vannføring sammen med vanntemperaturen vår og sommer bidro til å forklare 56 % av variasjonen i vekstrate for ettåringene (1+), men det var variasjon i vannføring som ga det signifikant største bidraget. Også for toåringene (2+) hadde vannføring signifikant betydning for variasjonen i vekst, men her var det tettheten som ga størst signifikant bidrag til å forklare vekstvariasjonen.

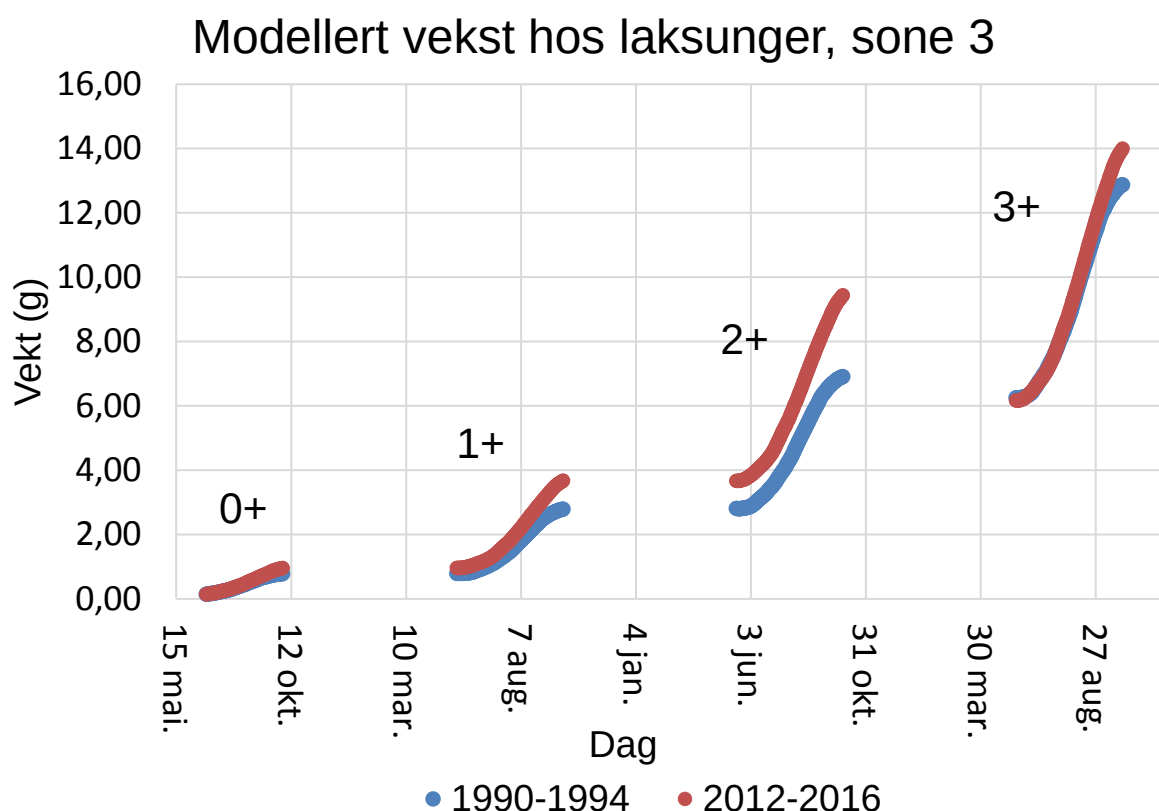
Vassdragsreguleringen og driften av kraftverkene påvirker vanntemperaturen i Stjørdalselva, særlig i øvre del, og veksten hos laksunger er temperaturavhengig. I tillegg har også klimaendringene siden 1994 påvirket vanntemperaturen. Data fra Meteorologisk institutt viser en økende tendens i temperatur i Trøndelag fra begynnelsen på 1990-tallet (<https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar/regionale-kurver/trondelag-siden-1990>). I «Miljødesignprosjektet» ble betydningen av temperaturendring analysert i forhold til klekketidspunktet for rogn, tidspunktet når yngelen begynner å ta til seg næring, og i forhold til laksungenes vekst (jf. Arnekleiv mfl. 2020).

Gitt at det ikke er andre vekstbegrensende faktorer er det utviklet modeller for å kunne beregne vekst hos laks ut fra temperatutviklingen og elvespesifikke vekstparametere til enhver tid i løpet av vekstsesongen (Elliot and Hurley 1998, Forseth mfl. 2001, Jonsson mfl. 2001). Vi har brukt modellen og beregnet elvespesifikke parametere for Stjørdalselva.

Ut ifra de registrerte temperaturene fra Nustadfoss og Øverkil (sone 3 og 2), har det på denne strekningen vært en gjennomsnittlig daglig økning i vanntemperatur på 0.86 grader gjennom vekstsesongen mellom 15. mai og 1. oktober fra 1990 til 2016, hvor snittemperaturen gjennom vekstsesongen nå er 11,2 °C. Dette gjelder også lenger ned i elva, hvor sone 2 har opplevd en daglig økning på 0,80 grader til 11,2 °C. Reguleringen har medført en redusert gjennomsnittlig dagmiddel i de varmeste månedene, men totalt er det en økning. Økningen i gjennomsnittlig dagmiddeltemperaturer fører til økning i antall døgngrader gjennom vekstsesongen, men også til en utvidelse av måneder hvor vekst kan forekomme. Eksempelvis er daglige snittemperaturer høyere i nåværende tidsperiode alle dager mellom 01.08-01.11 ved Øverkil og tilsvarende mellom 01.09-01.11 ved Nustadfoss (jf. Arnekleiv mfl. 2020). Dersom laveste temperatur for vekst (TL) er 4.5-5.5°C og snittemperaturen 11,2 °C, vil vekst kunne skje både i september og tidvis oktober i øverste del av Stjørdalselva. Figur 5.6 viser modellert vekst for laksunger i sone 3 for perioden før siste regulering (1990-1993) og de siste årene (2012-2016) ut fra temperatutvikling (gitt at andre faktorer ikke begrenser vekst). En ser at veksten (i form av gjennomsnittsvekst) er bedre for alle aldersgruppene i siste periode (2012-2016) i forhold til første periode (1990-1993).

Smoltalderen har sammenheng med veksten hos ungfisken, og lav smoltalder er generelt forbundet med varmere temperaturer og lang vekstsesong og viser en sør-nord-gradient (Metcalf mfl. 1990). I Stjørdalselva har smoltalderen til laks ligget på gjennomsnittlig 3,8 år i perioden 1991-2005, dvs. stort sett 3 og 4 års smolt, med innslag av 5-års smolt (Arnekleiv mfl., 2007a).

Ut fra vekstmodellen, og basert på observerte data vandret 10% av ungfisken fra sone 3 (Nustadfoss - Gudå) ut som 3-åringer før 1994-utbyggingene, mens andelen som vandret ut i siste periode (2012-2016) ble estimert til 35% (Figur 5.6). Tilsvarende for sone 2, viser beregningene at 5% av 3-årig laks vandret ut før 1994 og at det nå har økt til at omtrent 30% av 3-åringene vandrer ut som smolt. Tilsvarende trend forventes også for 4-års smolten, men det fins for få observasjoner (n = 7 i perioden 1990-1994, n = 3 i perioden 2012-2016) av 4-åringer i ungfiskundersøkelsene til å kunne bekrefte dette. En reduksjon i smoltalder etter utbyggingen bekreftes imidlertid av smoltundersøkelsene som ble gjennomført i perioden 1991-2005, og viser at andelen femårssmolt gikk ned i perioden 1994-2005. Smoltalderen varierte imidlertid mye mellom år, og var i gjennomsnitt 3,8 år, men signifikant lavere (gj.sn. 3,5 år) i siste femårsperiode enn før regulering (Arnekleiv mfl. 2007a).



Figur 5.6. Modellert snittvekst i ferskvannsfasen for laks fra øvre deler av Stjørdalselva (Nustadfoss – Gudå). Veksten er temperaturavhengig og viser effekten av temperaturendringene fra før regulering (1990-1994, blå) til nyere tid (2012-2016, rød). Reduksjonen i størrelse fra fisk i tredje til fjerde leveåret (2+, 3+), markerer at en andel av populasjonen har gått ut som smolt. Ettersom det er de største individene som vandrer ut, vil det medfølge en reduksjon i gjennomsnittlig størrelse på de gjenværende individene.

5.3.5 Virkninger av endret temperatur på klekketidspunkt og swim-up for laks

Gytetidspunkt for laks i Stjørdalselva kan strekke seg fra 10-15. oktober og til ca. 5. november, med en topp ca. 20-25. oktober (Arnekleiv mfl. 2007b). Utviklingshastigheten hos egg av laksefisk bestemmes i hovedsak av vanntemperaturen (Crisp 1981, 1988), både for klekking og når fiskelarvene vil komme opp av grusen (swim-up). Med kunnskap om fiskens gytetidspunkt og temperaturdata fra Forra og Nustadfoss ble tidspunkt for klekking og swim-up beregnet (se Arnekleiv mfl. 2020).

Modellresultatene viste at det var stor variasjon i tidspunkt for klekking og swim-up, som følge av gytetidspunkt og temperaturregime på regulert og uregulert lokalitet. Tidspunkt for klekking var noe tidligere for regulert lokalitet (Nustadfoss) enn for uregulert lokalitet (Høggås bru) ved tidlig gyte-tidspunkt, men tidspunktet for swim-up var omtrent lik for regulert og uregulert lokalitet ved tidlig gyting. For middels og seint gytetidspunkt var det små forskjeller i både klekketidspunkt og swim-up mellom regulert og uregulert lokalitet. Temperaturendringene synes derfor å ha hatt relativt liten betydning for tidspunktet for swim-up.

5.4 Diskusjon

Laksungenes lengde ved ulike alder i 2009-2016 skilte seg ikke mye fra de foregående årene av undersøkelsesperioden. Når en analyserer forskjell i gjennomsnittslengder for 0+-2+ i tre ulike tidsbolker, var gjennomsnittslengdene for alle tre årsgruppene (0+, 1+ og 2+) signifikant mindre i 2009-2016 enn i perioden før (2000- 2008), men signifikant lengre enn før regulering, med unntak av 0+

(ingen signifikant forskjell). Det er i hovedrapporten (Arnekleiv mfl. 2007a) diskutert årsaker til denne utviklingen. Endringer i vanntemperaturen og tilgjengelig næring er her framholdt som de viktigste faktorene. Vanntemperaturen gjennom vekstsesongen har generelt økt i undersøkelsesperioden dels som følge av reguleringen og dels som følge av de generelle klimaendringene. Vi har imidlertid ikke gjennomført spesifikke undersøkelser for å kunne beregne hvor mye av temperaturøkningen som kan skyldes klimaendringer i forhold til reguleringen. Temperaturmålinger i siste periode (2012-2016) viste imidlertid at økningen i snittemperatur i vekstsesongen ved Øverkil (sone 2, 0,80°C) er omtrent tilsvarende som observert i uregulerte Forra (0,88 °C) og Verdalselva (0,83 °C) i samme tidsperiode (Arnekleiv mfl. 2020). Reguleringen har imidlertid medført en endring i temperaturen gjennom sesongen med noe kaldere vann på forsommeren og økt vanntemperatur på ettersommeren og høsten, særlig øverst i elva (Arnekleiv mfl. 2020, Asvall 2001). I tillegg har vi dokumentert endringer i forekomsten av bunndyr etter regulering og en økt tilførsel av zooplankton gjennom driftsvannet øverst i elva. Totalt sett økte altså veksten til laksungene etter regulering, og økningen var mest markert øverst i elva. I Altaelva har laksungenes vekst avtatt på forsommeren på grunn av lavere vanntemperatur i denne perioden etter kraftutbyggingen, men økt seinere i vekstsesongen (Ugedal mfl. 1998). Vi har ikke data til å kunne måle veksten i ulike deler av sesongen i Stjørdalselva, men basert på resultatene fra Alta (Jensen 2003) og de framlagte data om næringstilbud og ernæring hos laksungene i Stjørdalselva, er det grunn til å anta at den tilsvarende endringen i veksten i Stjørdalselva i hovedsak skyldes endringer i temperatur og næring.

I tillegg til at laksungene vokste best i periodene etter reguleringen, fant vi at økningen i gjennomsnittslengder (0+-2+) mellom tre tidsperioder var større i sone 3 enn lenger nedover elva (Arnekleiv mfl. 2007a). Også denne forskjellen i vekst innad i elva kan ha sammenheng med kraftverksrelaterte endringer øverst i elva. I tillegg til temperaturendringer skjedde det en økning i bunndyrtetthetene og særlig av små arter, samt økt tilførsel av småkreps gjennom kraftverksvannet. Årsyngelen kommer ikke opp av grusen før nærmere sankthans, og juli og august er viktigste vekstmånedene for årsyngelen. Det er i dette tidsrommet at tilbudet av småkreps var størst. Samtidig avtar mengden av større bunndyr utover sommeren, noe som skyldes livssyklus til en rekke arter, mens det kommer inn nyklekte små larver på høsten. Totalt sett betyr dette at tilbudet av egnede næringsdyr har vært meget godt for årsyngelen og dels ettåringene i juli-september, og mest øverst i elva etter reguleringen, spesielt de første årene etter regulering. I tillegg har en på høsten (september-oktober) hatt en temperaturøkning øverst i elva på grunn av reguleringa. Samlet har dette bidratt til bedre vekst i øvre del av elva.

Tetthetsavhengig dødelighet er vanlig særlig det første leveåret til laksungene og høy tetthet kan påvirke veksten (Bohlin mfl. 2002, Vøllestad mfl. 2002). I vår analyse av ulike faktors påvirkning på veksten hadde imidlertid ikke tetthet noen signifikant innvirkning annet enn på 2+ (Arnekleiv mfl. 2006b). Vannføring og variasjon i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten hos både 0+, 1+ og 2+ laks. Dette settes i sammenheng med næringstilbudet. Laksungene lever i hovedsak av insektlarver som kommer drivende med vannstrømmen (driftspisere), og mengden driv er sterkt påvirket av vannføring og variasjoner i vannføring (Johansen mfl. 2011).

Endringene i aldersspesifikk lengde mellom år og innen elva (sone 1-3) viste at forskjellene mellom sonene var størst i perioden 1995-2006 (jf. figur 5.2). I hele perioden etter 2006 har forskjellene i aldersspesifikk lengde vært mindre. I hvor stor grad denne utviklingen er påvirket av reguleringen er vanskelig å vurdere, men det er påfallende at vekstforskjellene innen elva (sonene) de siste årene er mindre og i størrelse med forskjellene registrert i perioden 1990-1994.

Det er utviklet modeller for å kunne beregne vekst hos laks ut fra temperaturutviklingen (gitt at det ikke er andre vekstbegrensende faktorer), og elvespesifikke vekstparametere til enhver tid i løpet av vekstsesongen, og vi har brukt modellen og beregnet vekst hos laks i Stjørdalselva. Ut ifra de registrerte temperaturene fra Nustadfoss og Øverkil (sone 3 og 2) i 1990-93 og 2012-2016, viser resultatene av modellert vekst at veksten (i form av gjennomsnittsvekt) er bedre for alle aldersgruppene i siste periode (2012-2016) i forhold til første periode (1990-1993). Beregningene viser at andelen treårs smolt på utvandring har økt fra ca. 10 % i 1990-93 til ca. 35 % i 2016, mens andelen fireårs smolt er redusert. At smoltalderen er redusert viser også smoltundersøkelsene (jf. Kap. 8.4), mens ungfiskdata viser store variasjoner i vekst mellom år og soner, og hvor også andre parametre som vannføring, vannføringsvariasjoner, næringstilgang og tetthet i stor grad påvirker veksten.

5.5 Oppsummering og konklusjon

Data for ungfiskundersøkelsen er basert på elfiske fra ni stasjoner i Stjørdalselva og tre stasjoner i Forra. Fra 2010 ble elfisket utvidet til 28 stasjoner i Stjørdalselva og 6 stasjoner i Forra.

For laksunger i Stjørdalselva var den gjennomsnittlige fordelingen mellom aldersgruppene for alle år (1990-2016) på 59 % årsyngel (0+), 28 % 1+, 11 % 2+ og 2,5 % 3+. Det var imidlertid store variasjoner mellom år, eksempelvis varierte andelen 0+ laks mellom 49 % og 74 % mellom år. Aldersfordelingen til ørret viste at andelen 0+ varierte fra 63 % til 88 % mellom år. Den gjennomsnittlige fordelingen mellom aldersgruppene for alle år var 78 % årsyngel (0+), 14 % 1+ og 5 % 2+.

Fra de 9 faste elfiskestasjonene i Stjørdalselva ble det samlet inn vekstmateriale av ungfisk av laks og ørret hovedsakelig i oktober hvert år i perioden 1990-2016, men lengdene er ikke korrigert for variasjon i fangstdato mellom år. Årsyngelen (materialet 1990-2016) nådde en lengde på $41,1 \pm 0,6$ mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i., $N = 7243$) i september/oktober, mens gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger var henholdsvis 65,3 mm ($N = 3660$) og 90,8 mm ($N = 1537$). Årsyngelen i Forra hadde omtrent samme gjennomsnittslengde som i Stjørdalselva, ettåringene var litt større, mens toåringene var litt mindre enn i Stjørdalselva. I siste undersøkelsesperiode (2010-2016) var gjennomsnittslengdene til årsyngelen litt mindre enn for totalmaterialet ($40,1 \pm 0,12$ mm, $N = 3842$), mens det var liten forskjell mellom lengdene for 1+ og 2+ i forhold til gjennomsnittet for totalmaterialet.

Det var betydelig variasjon i ungfiskens vekst fra år til år og innen ulike deler (soner) av elva. For materialet 1990-2006 var det en signifikant reduksjon i lengde fra sone 3 til sone 2 til sone 1 for alle aldersgrupper (alle sammenligninger $p < 0,001$), unntatt for forskjellen mellom 2+ mellom sone 1 og 2 ($p = 0,082$). Men for materialet fra 2010-2016 var gjennomsnittslengden til årsyngelen og 1+ av laks ikke signifikant forskjellig mellom sonene (alle tester $p > 0,05$). Forskjellen i vekst mellom sonene ble større i perioden etter regulering, fra 1995 til 2006-2007, mens forskjellene har vært mindre i årene etter 2006, med unntak for 2+.

Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periodene etter (2001-2008 og 2009-2016) enn før reguleringen (1990-1994), men gjennomsnittslengdene var mindre i perioden 2009-2016 sammenlignet med 2001-2008. Økningen i vekst mellom tidsperiodene var størst i sone 3, noe mindre i sone 2, mens vi i sone 1 ikke hadde noen økning i lengdevest (0+) eller bare små endringer mellom tidsperiodene. I perioden 2006 - 2016 har forskjellene i aldersspesifikk lengde mellom sonene (innad i elva) vært mindre enn i den første perioden etter regulering (1995-2005).

Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2006. Variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur for årsyngel og ettåringene, mens tetthet av ungfisk og vannføring hadde størst betydning for variasjonen i vekst til toåringene. En indirekte effekt av vannføring og vannføringsvariasjoner kan være tilgjengeligheten og mengden av næringsdyr. Sannsynligvis har temperaturendringer som dels skyldes kraftutbyggingen, dels en generell klimaendring sammen med økt tilgang på næringsdyr, bidratt til den observerte økningen i laksungenes aldersspesifikke lengde i periodene etter regulering. Økningen i tilgjengelig næring øverst i elva kan forklares med regulerings effekter. Dette sammen med temperaturendringer er også antatt å være de viktigste faktorene for den påviste vekstforskjellen mellom sonene i elva.

Ut ifra de registrerte temperaturene fra Nustadfoss og Øverkil (henholdsvis sone 3 og 2) i 1990-93 og 2012-2016, viser resultatene av modellert vekst at veksten (i form av gjennomsnittsvekt) er bedre for alle aldersgruppene i siste periode (2012-2016) i forhold til første periode (1990-1993). Økt temperatur i vekstsesongen skyldes både reguleringen og klimaendringene.

Ut fra gytetidspunkt og temperaturdata ble tidspunkt for klekking og swim-up hos laks modellert for Forra (uregulert) og Nustadfoss (regulert). Det ble funnet variasjoner i klekketidspunkt, mens tidspunktet for swim-up var relativt likt mellom regulert og uregulert elv. Temperaturendringene synes derfor å ha hatt relativt liten betydning for tidspunktet for swim-up.

6 Gytegruppregistrering og fordeling av gytefisk 2006-2018

6.1 Innledning

Laksebestandene skal forvaltes etter gytebestandsmål, og for Stjørdalselva er gytebestandsmålet satt til 2 rognkorn pr. m², noe som tilsier at det bør være ca. 1350 hunnlaks som gyter i elva pr. år for å oppnå gytebestandsmålet (Hindar mfl. 2007). Mengde gytefisk er derfor et viktig måltall og vil sammen med ungfiskregistreringene gi viktig informasjon om forholdet bestand - rekruttering. Både drivtelling av gytefisk og telling av gytegruper er to mye brukte metoder for å få oversikt over gytebestanden og fordelingen av gyting i elver der en ikke har oppgangstellere (jf. Orell mfl. 2011). Gytefisktellinger er de seinere årene anvendt i mange elver for å kunne fastslå gytebestanden etter fiskesesongen og dermed kontrollere gytebestandsmålet (jf. Lamberg mfl. 2009, 2010, Skoglund mfl. 2009, Johnsen mfl. 2011). Telling av gytefisk på høsten er også forsøkt som metode i Stjørdalselva, men sikten i vannet var for dårlig til at metoden kunne brukes kvantitativt. I Stjørdalselva er det imidlertid omtrent årlig registrert gytegruper på anadrom del mellom Nustadfoss og samløp Forra helt siden 1989 (Arnekleiv mfl. 2009). I perioden 1989-2005 ble gytegrupene registrert ved observasjon fra helikopter i oktober/november med en til to flygninger hvert år. Observasjonsforholdene var imidlertid svært variable og kartfestingen ble noe grov. I 2006 ble det foretatt en bonitering av fysisk fiskehabitat i hele elva, og da ble gytegruper registrert fra båt og ved vading elva. Hver registrert gytegruppe ble plottet med GPS. Denne metoden er seinere benyttet hvert år i perioden 2006-2018. I tillegg til kunnskap om gytebestandens relative størrelse er det også viktig å vite om fordelingen av gytefisk i vassdraget, og om reguleringen kan ha påvirket fordelingen. Detaljkart over fordelingen av gytegruper hvert år gir informasjon om dette har endret seg over årene. Resultatene er presentert i årsrapporter (notat) til Fylkesmannen, NTE Energi og elveeierlaget, og i rapport for perioden 2009-2013 (Arnekleiv mfl. 2014) er gytegruper for hvert av årene 2006-2013 plottet på kart, mens i denne rapporten presenteres detaljkart over gytegrupene for de resterende årene mellom 2014-2018. Resultatene danner grunnlagsdata for beregning av gyteareal i øvre del av elva i «Miljødesignrapporten», og en kumulativ tetthet og fordeling av registrerte gytegruper (2006-2018) ble presentert i den rapporten (Arnekleiv mfl. 2020).

6.2 Metode

Gytegruper ble registrert i slutten av oktober eller begynnelsen av november (antatt hovedgytetidspunkt for laks) hvert år i 2006-2018. Det ble benytta to gummibåter med to personer i hver båt. Gytegruper ble observert mens en fløt nedover elva eller stoppet opp og undersøkte nøyer ved vading i elva. Båtlagene kjørte i sikk-sakk nedover fra bredd til bredd og kunne observere gytegruper ned til et dyp på 2-3 m. Det ble raftet ned de strieste strykpartiener. Her ble gytegruppregistreringer kun foretatt fra land/vadbart dyp. Alle registrerte gytegruper fra land/båt ble stedfestet ved hjelp av håndholdt GPS (Garmin GPSMAP 60 CXs). Dataene ble etterpå overført til digitalt kart over Stjørdalselva. Registreringene ble foretatt fra Nustadfoss og ned til samløp Forra. Nedenfor samløpet er elva oftest såpass dyp og med begrenset sikt at registreringene blir tilfeldige, og nederste del av elva ble derfor utelatt. I tillegg ble det registrert gytegruper i Forra og Sona i 2007 (Berger mfl. 2013). Vannføringen og sikten i elvevatnet påvirker i stor grad observasjonsforholdene. I 2007 og 2012 var det vanskelige observasjonsforhold med noe høye vannføringer og dårlig sikt i vannet. Dette kan ha bidratt til en underestimert registrering av gytegruper. I 2013 var det imidlertid uvanlig gode observasjonsforhold med lav vannføring og gode siktforhold. For årene 2014-2017 var siktforholdene noe varierende, men i hovedsak gode. I 2018 ble registreringene utført i tre omganger på grunn av tidvis høy vannføring. Det var imidlertid klart vann og gode lysforhold, slik at forholdene betegnes som gode tross litt høy vannføring.

Gytegruper av laks har vanligvis en oval til mer rektangulær form med lengdeutstrekning i strømretningen (Lund mfl. 2006). Lengst motstrøms er det vanligvis en klart definert fordypning, og bak denne «potta» ligger oppgravd grus vanligvis som en rygg nedstrøms. Gytegrupene framstår oftest som lysere felter siden oppgravd grus og grova har mindre begroing av alger og mose enn urørt steinbunn rundt. Størrelsen på slike gruper avhenger både av fiskens størrelse og vannhastigheten i området. Ved graveforsøk uten gyting mangler vanligvis en klar definert fordypning i forkant, men det kan være vanskelig å skille på gruper hvor det er gytt, og gruper som er avsluttet uten gyting.

Gytegropene til ørret har vanligvis en noe rundere form enn hos laks og gropene ligger vanligvis noe grunnere og nærmere land. Men dette kan variere, og stor ørret kan ha like store groper som laks. For sikker artsbestemmelse bør en grave i egglommene for å finne egg som kan analyseres genetisk for sikker artsbestemmelse. Vi har ikke utført slike analyser og oppgir bare totalantallet groper av laks/ørret. Ut fra forholdstallet laks/ørret i fangstene og i ungfiskundersøkelsen vil vi anta at over 90 % av observerte gytegroper er av laks.

6.3 Resultater og diskusjon

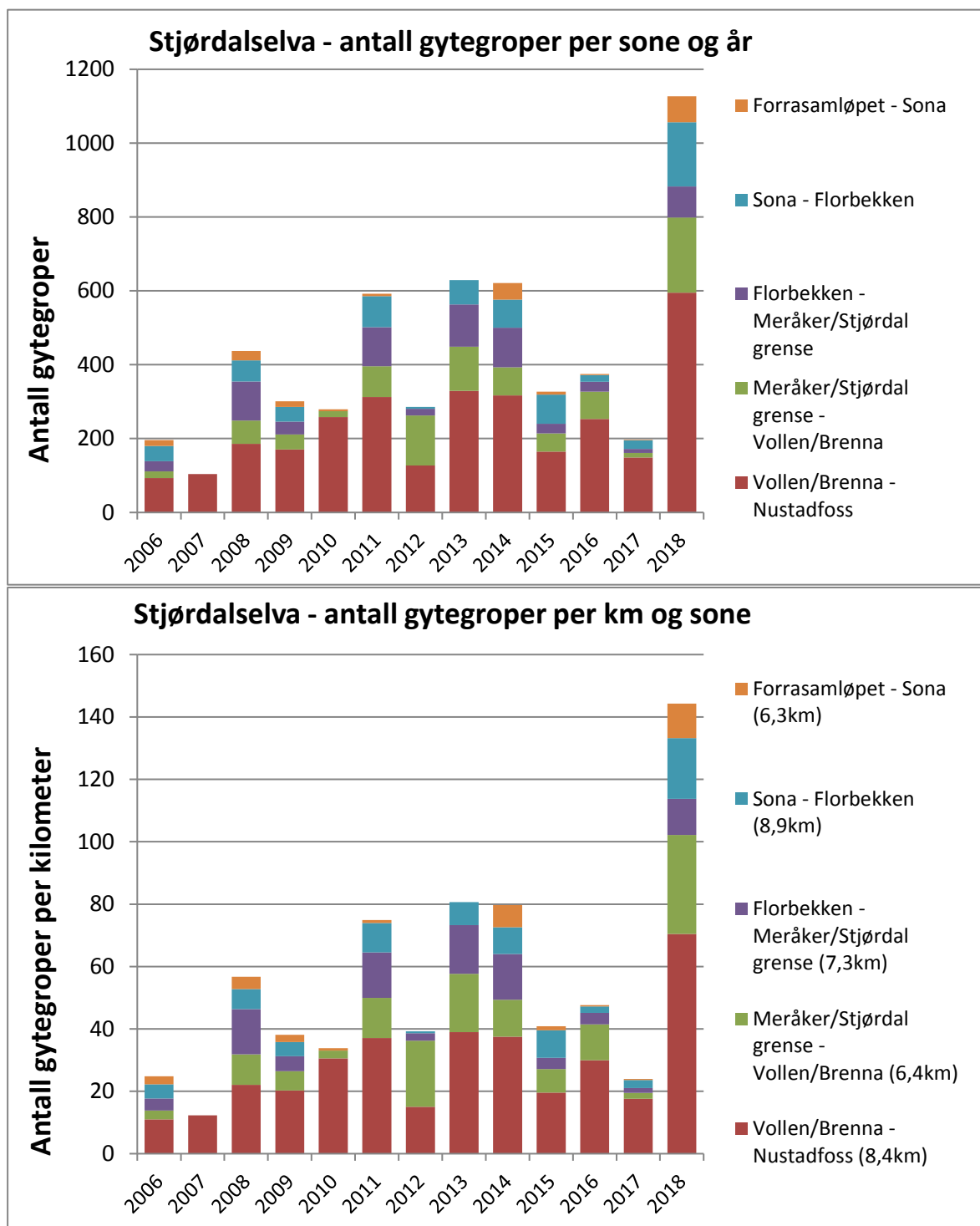
For analyse av fordelingen av gytegroper i elva, ble antallet groper registrert i ulike soner summert for hver sone, og beregnet som antall groper pr. kilometer elv og sone (Figur 6.1). I 2018 ble det registrert et langt større antall gytegroper enn alle andre år, totalt 1127 gytegroper på hele strekningen mellom Nustadfoss og Forrasamløpet. Antallet registrerte groper har variert mye mellom år (Figur 6.1), med bunnår i 2007 og i 2017 hvor det bare ble registrert henholdsvis 104 og 196 groper. I 2007 ble det imidlertid bare registrert gytegroper i øverste del av elva ned til Gudå.

I 2013 og 2014 ble det også registrert mange groper, henholdsvis 629 og 621 groper, mens det var færre groper i 2015 (327) og 2016 (327). Selv om det ikke var optimale observasjonsforhold i 2018, ble det altså registrert 1127 groper, som er 765 flere groper enn gjennomsnittsantallet for alle andre år i perioden ($n = 362$ groper). Selv med gode forhold vil det antallet groper vi registrerer være minimumstall, men i og med at vi registrerer gytegroper omtrent til samme tid hvert år, og på relativt lav og lik vannføring, mener vi at registreringene er sammenlignbare mellom år.

Et første forslag til gytebestandsmål for Stjørdalselva basert på fangststatistikk, smoltproduksjonsberegninger og ungfisktettheter tilsier at det bør være en gytebestand på ca. 1350 hunnfisk (mellom- og storlaks) for å gi tilfredsstillende rekruttering (Hindar mfl. 2007). Antallet gytegroper som er registrert hvert år ligger langt under dette, men på grunn av usikker metodikk og innsatsstørrelse kan neppe metoden pr. i dag benyttes kvantitativt for å kontrollere om gytebestandsmålet er nådd. Gytegroppregistreringene gir imidlertid viktig informasjon om årlig variasjon i fordeling av gytegroper i elva, stedsfesting av viktige gyteområder og informasjon om relativt antall gytegroper mellom år.

Fordelingen av gytegroper i elva gir uttrykk for hvor i elva en finner de mest brukte gyteplassene, og årlig variasjon i fordelingen av groper innen elva gir informasjon om hvor i elva en har de beste rekrutteringsområdene. Figur 6.1 viser også antall gytegroper registrert pr. km elvestrekning i de ulike områdene hvert år i perioden 2006-2018. Selv om antallet observerte gytegroper har variert mye, gir dataene god informasjon om fordelinga av gyteområder i Stjørdalselva. Data fra år hvor det ble registrert mange groper, viser at områdene mellom Gudå og Nustadfoss kan betraktes som nesten sammenhengende gyteområder med opp mot 40 gytegroper per km elvestrekning, og 71 groper pr. km i 2018 (Figur 6.1). Selv om observasjonsforholdene kan ha vært noe dårligere lenger nedover i elva og medført en noe større underestimert av gytegroper, viser resultatene at de viktigste gyteområdene i Stjørdalselva er i øverste del av elva. Dette er også overensstemmende med at de største tetthetene av årsyngel ble registrert på el-fiskestasjonene i dette området (Arnekleiv mfl. 2014). I forbindelse med drivdykking i elva i en annen sammenheng ble det imidlertid konstatert at en del groper øverst i elva sannsynligvis var avbrutt og ikke gytt i, siden det var et svært tynt grusdekke før en kom på leire og elvebunnen virket veldig «pakket» (Øyvind Kanstad-Hanssen pers. medd.). Selv om en del registrerte groper kan ha vært falske er likevel konklusjonen at de viktigste gyteområdene er registrert i øvre del av elva. Strekningen fra Nustadfoss til kommunegrensa til Stjørdal (14,8 km) representerer 39,7 % av den undersøkte strekningen ned til Forrasamløpet (strekningen kommunegrense – Forra er 22,5 km). Andelen gytegroper på denne strekningen i forhold til resten av elvestrekningen varierte mellom 65 % (2015) og 87 % (2016) og med 71 % i 2018.

Spredningen av gyteområder har stor effekt på fiskeproduksjonen siden yngelen har liten evne til å flytte seg første sommeren, og konsentrert gyting i bare deler av elva kan gi stor tetthetsavhengig

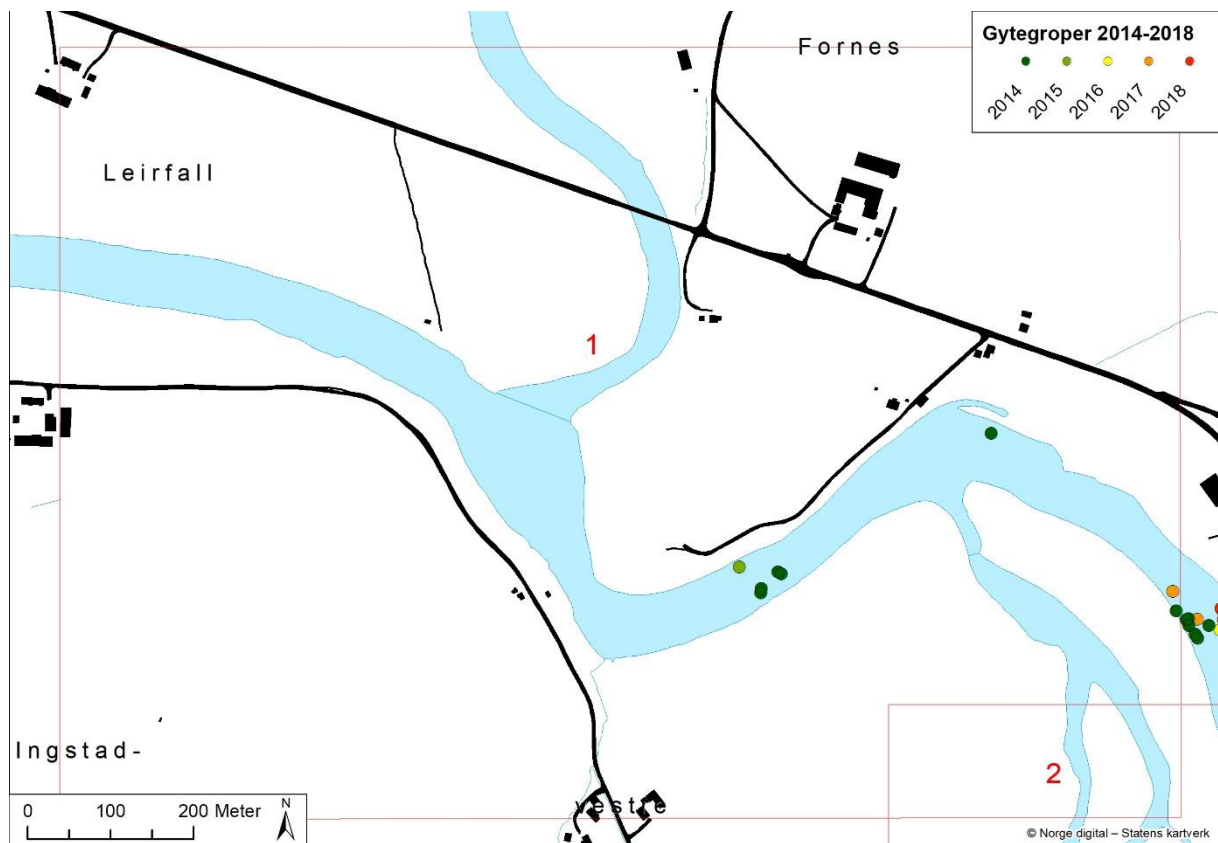


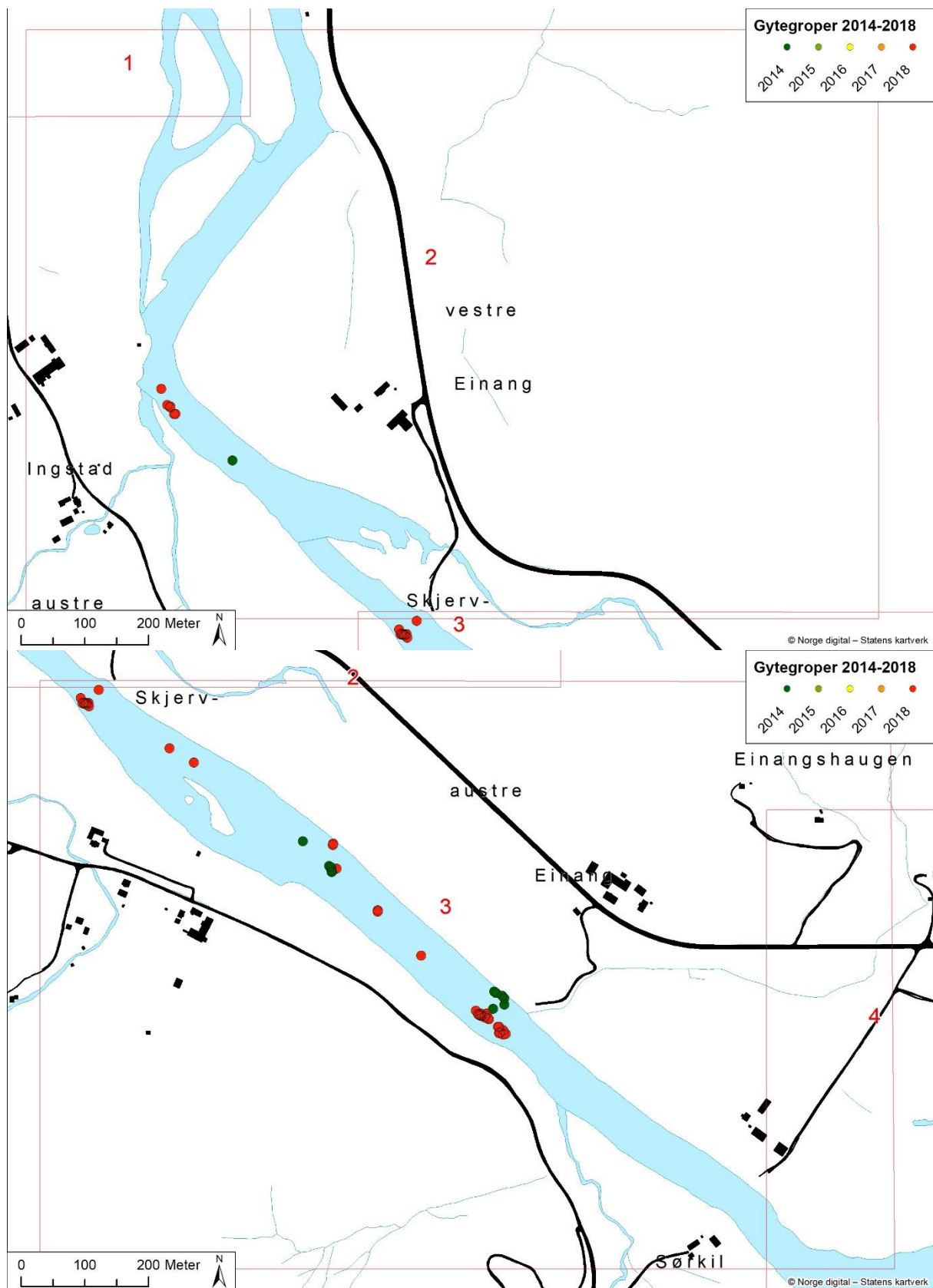
Figur 6.1. Antall gytegrøper pr sone (øverst) og antall pr. km elv og sone (nederst) registrert i Stjørdalselva i perioden 2006-2018

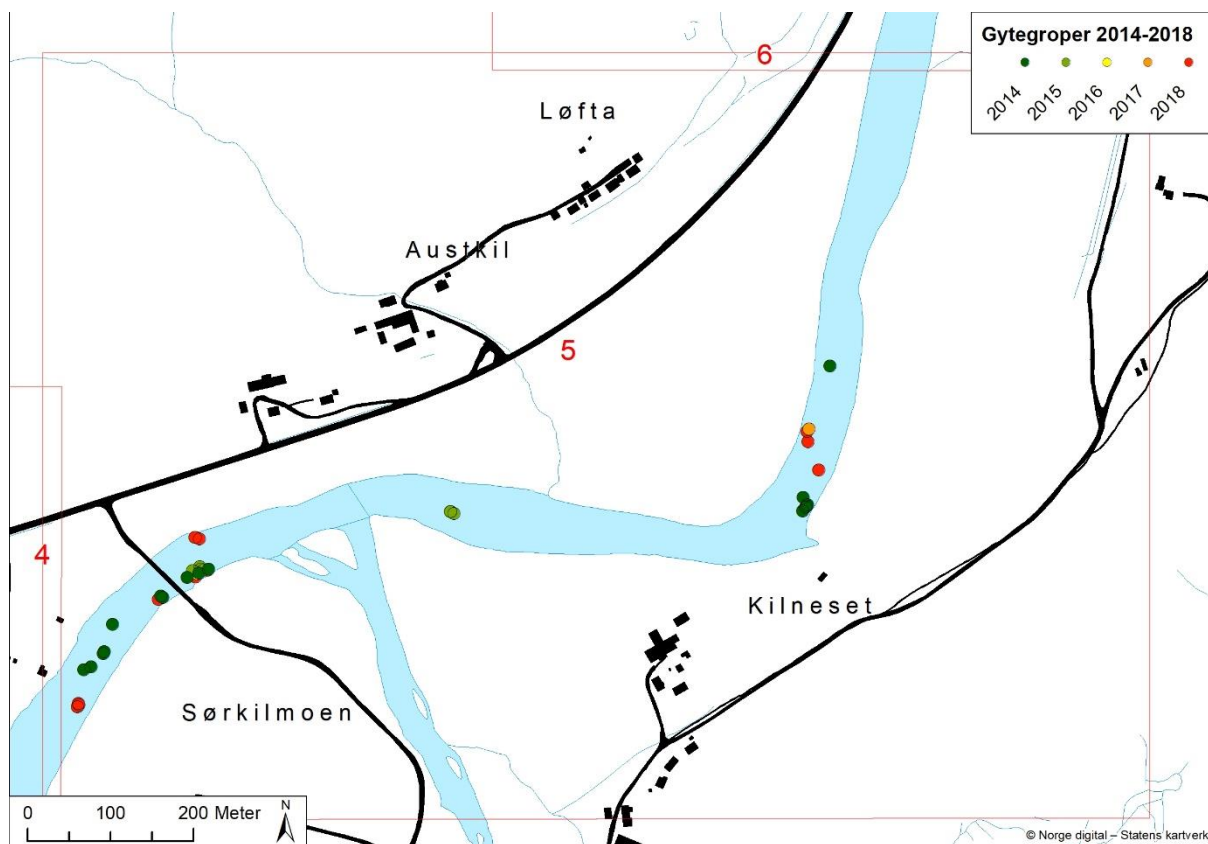
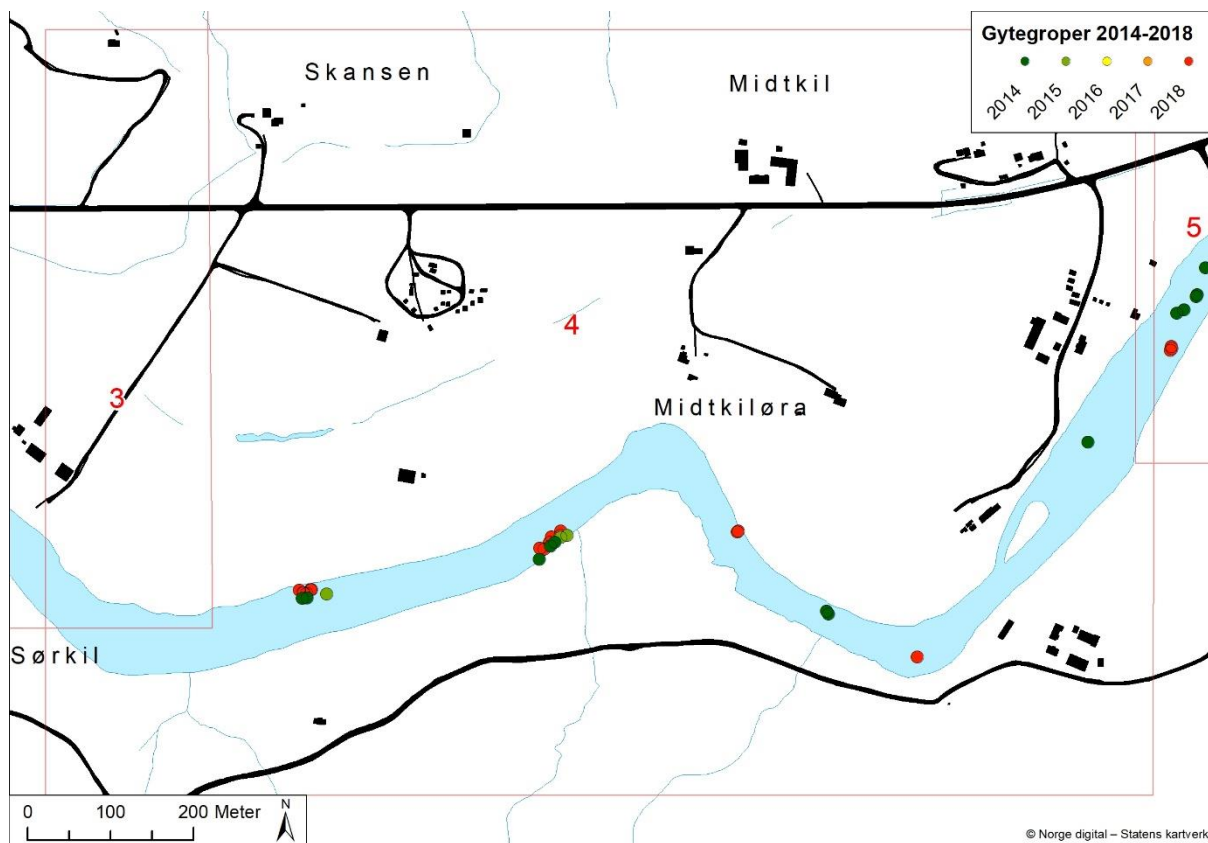
dødelighet nær gyteområdet. At det er observert såpass lav tetthet av gytegrøper fra kommunegrensa til Sona og Forra, kan bety at større strekninger i Stjørdalselva kan ha hatt for liten eggdeponering i perioder til at produksjonspotensialet er utnyttet (jf. Einum & Nislow 2011).

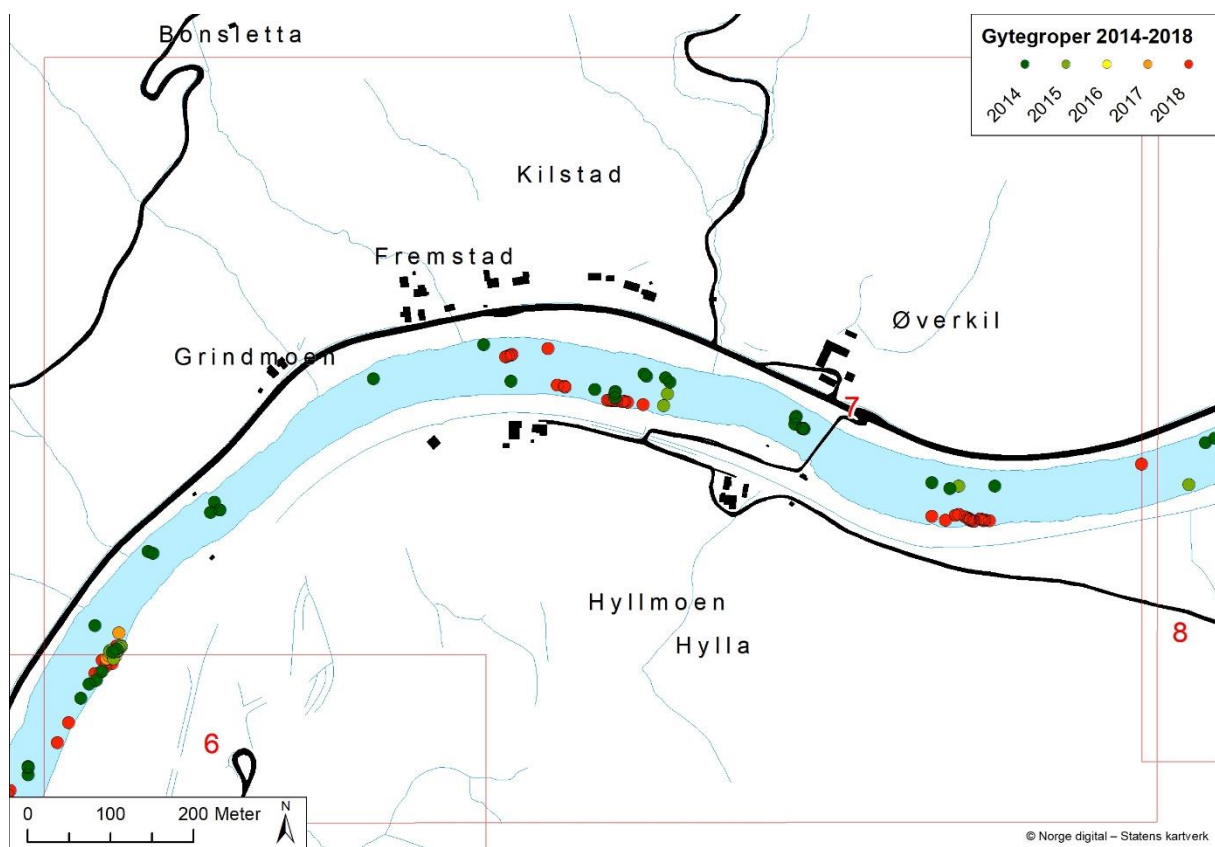
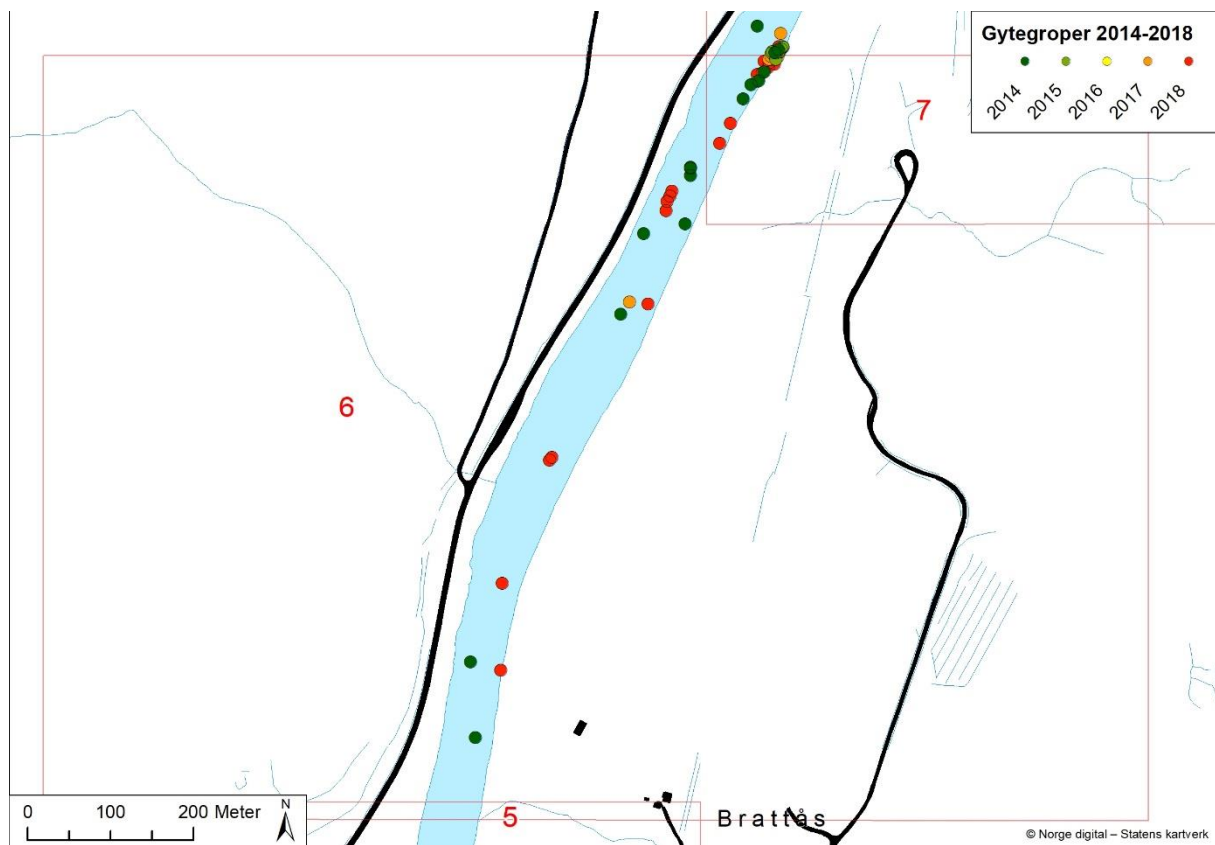
Observasjonene viser at noen av de samme gyteområdene brukes omtrent årvisst (figur 6.2, jf. også Arnekleiv mfl. 2020). Kartene med plott av gytegrøpenes plassering i 2014 - 2018 viser bl.a. at gyteområdet ved Meråker sentrum, samløp Funna, Næssan, Kråkstad-Brenna og ved Vollen-Gudå har mange gytegrøper, og er særlig viktige gyteområder. Resultatene fra 2016 og 2018 viser (figur 6.1 og 6.2) riktignok at en i disse årene også har hatt mye gyting i området fra Gudå til kommunegrensa til Stjørdal, og i 2018 mellom kommunegrensa og Flora.

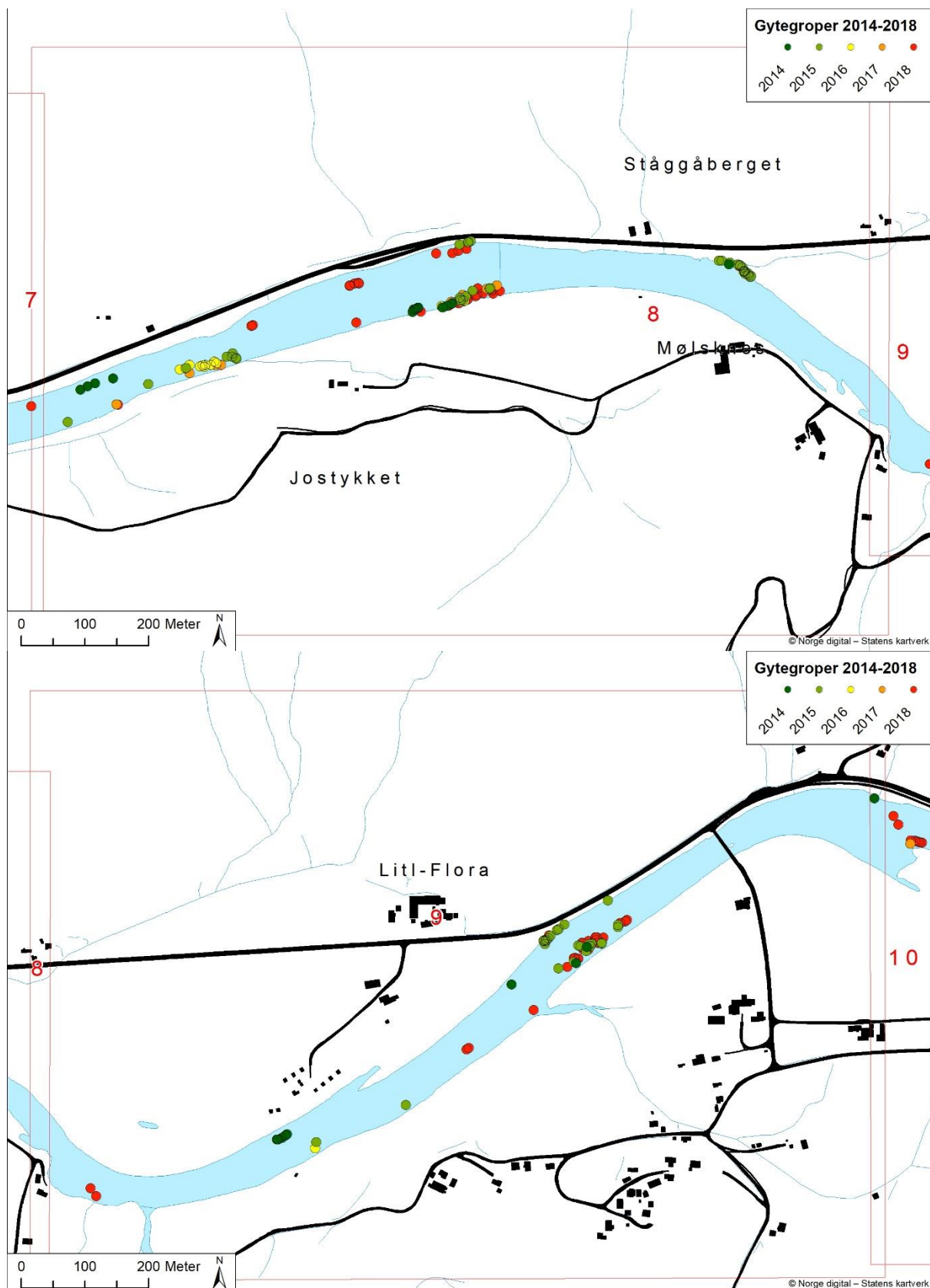
Figur 6.2. Kart over Stjørdalselva mellom Forrasamløpet (kart 1) og Nustadfoss (kart 25) med angitte plasseringer og antall av gytegrøper registrert i perioden 2014-2018. Det kan være mindre unøyaktigheter i plassering av gropene både på grunn av unøyaktige GPS-posisjoner ($\pm 3-10$ m avvik) og unøyaktigheter i kartgrunnlaget. Norge digitalt ©

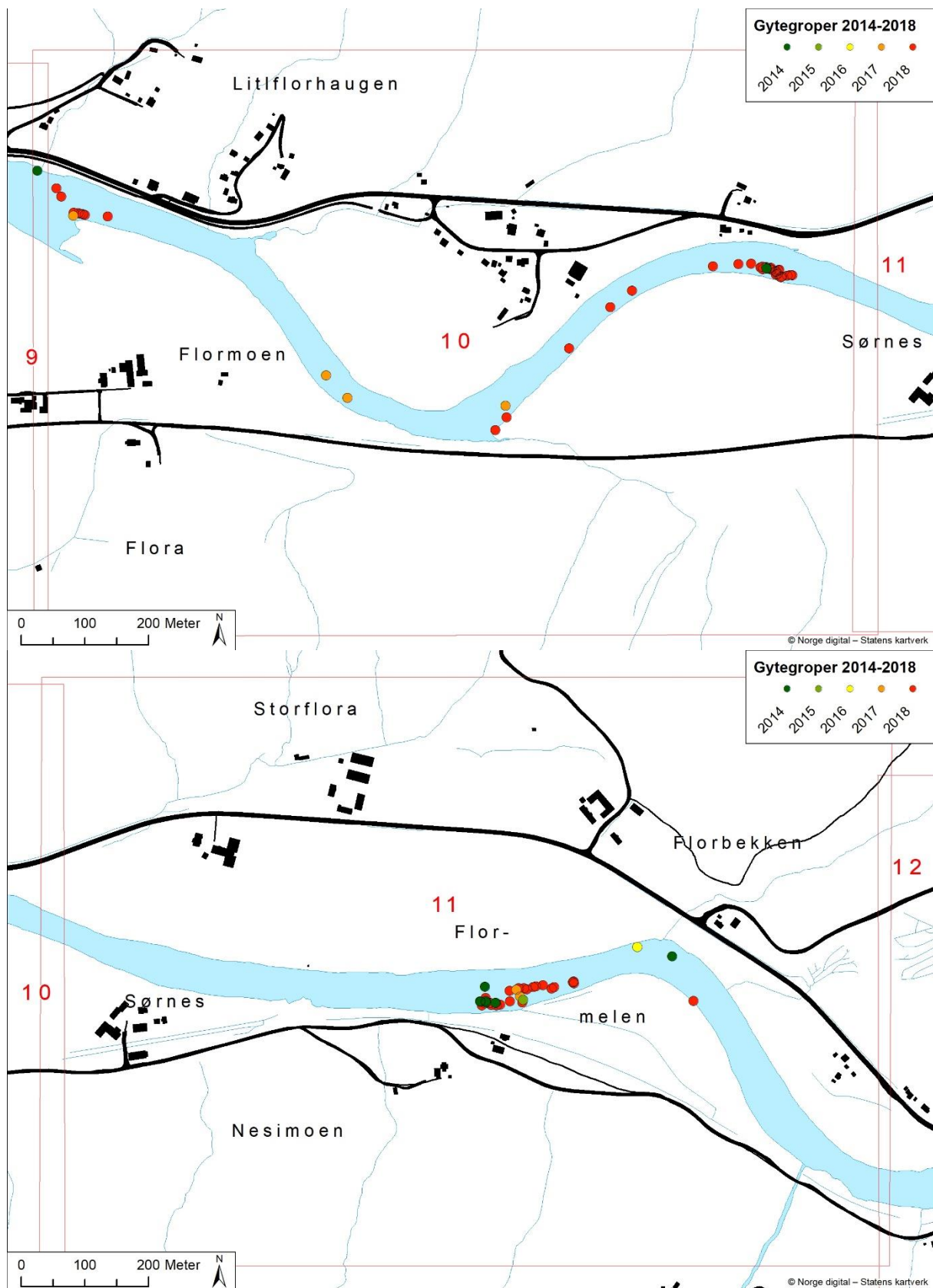


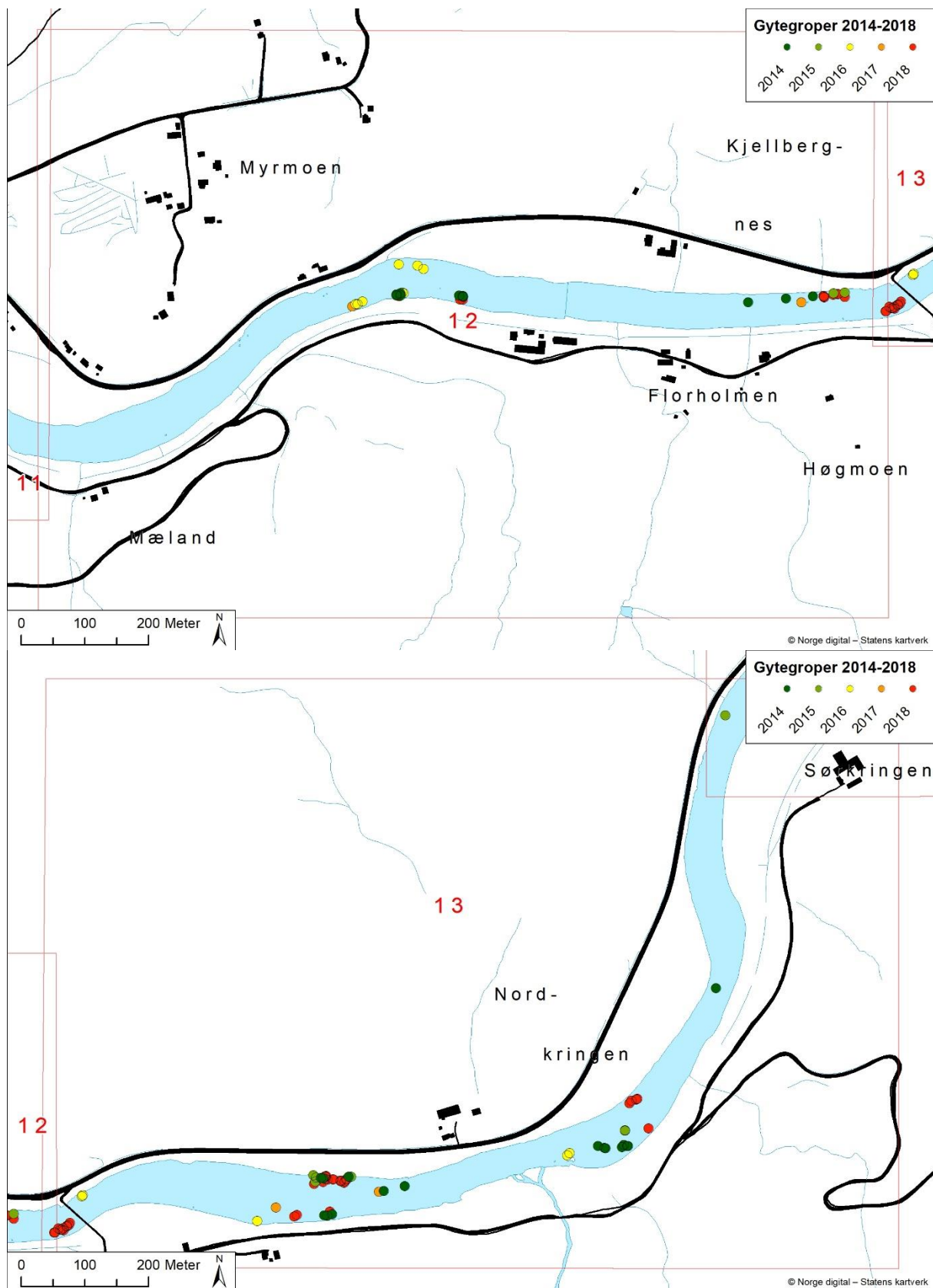


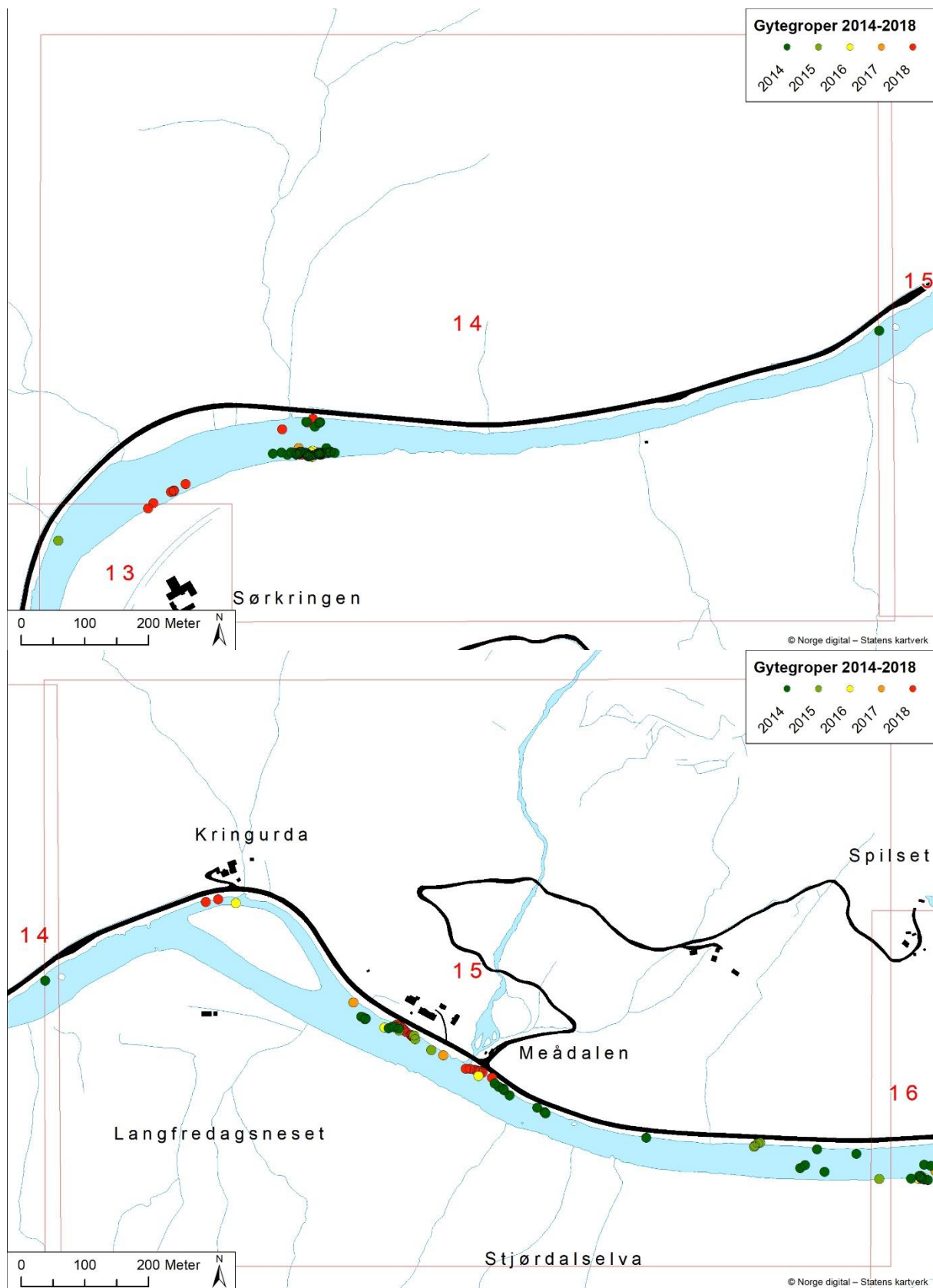


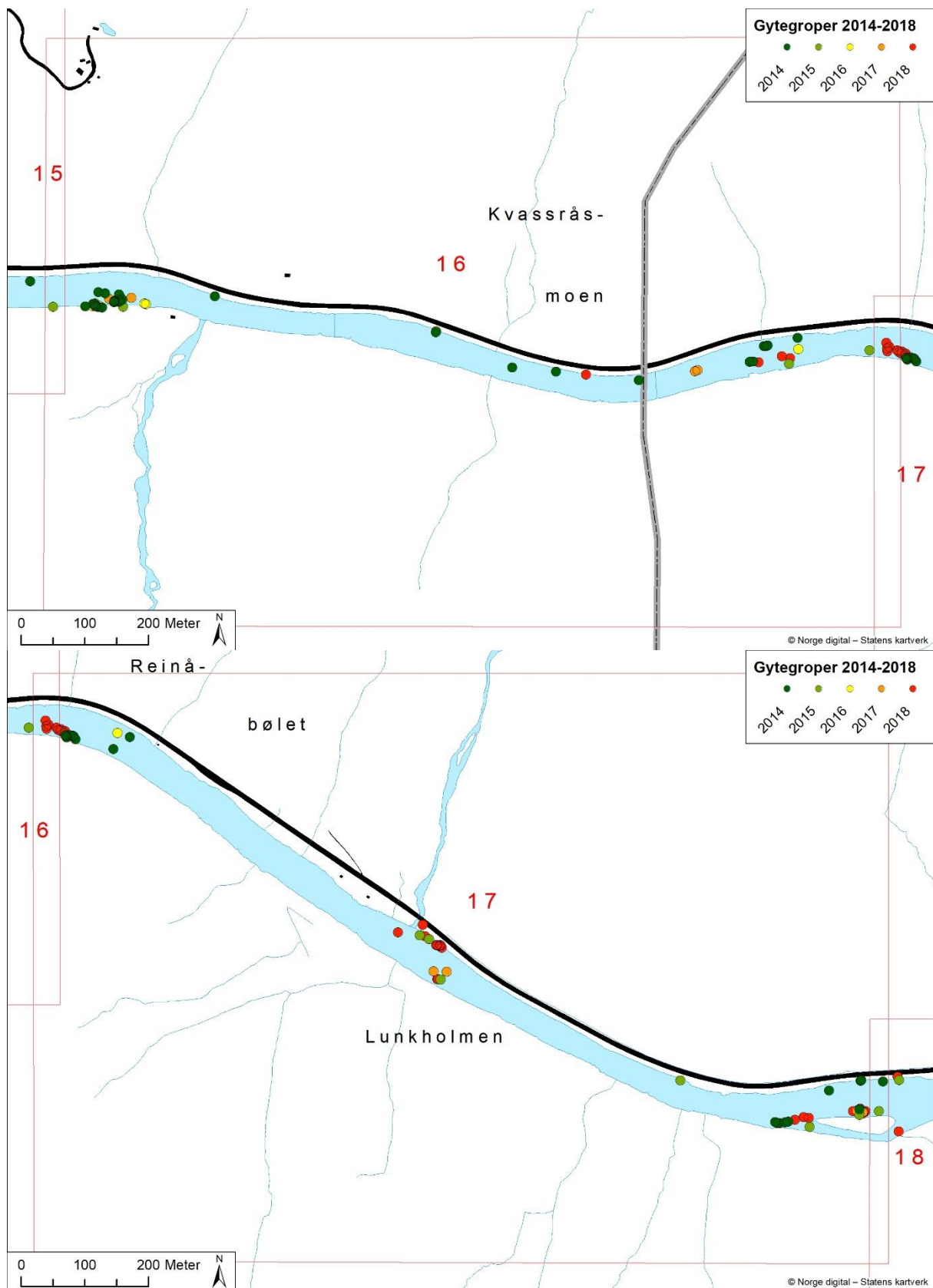


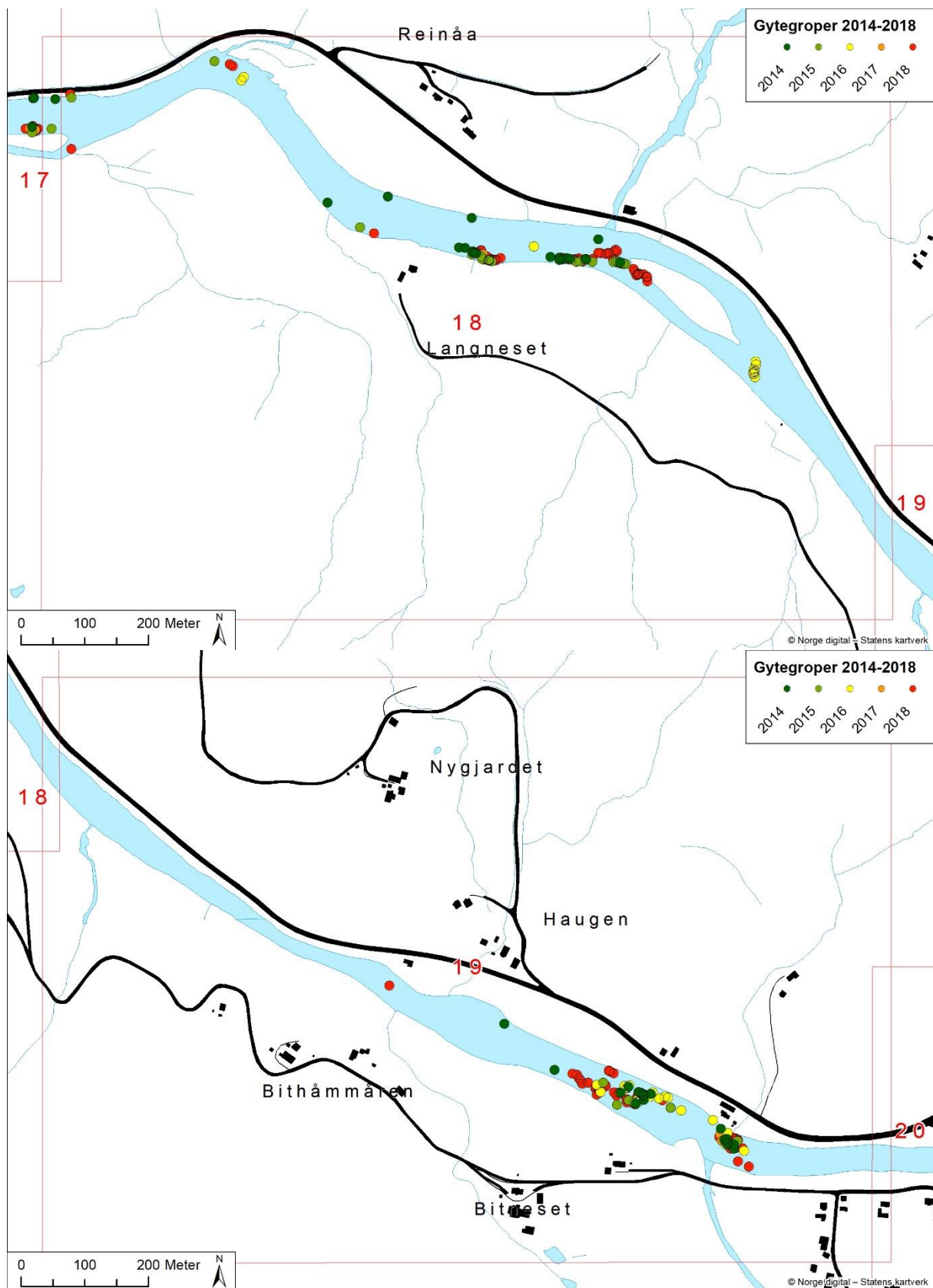


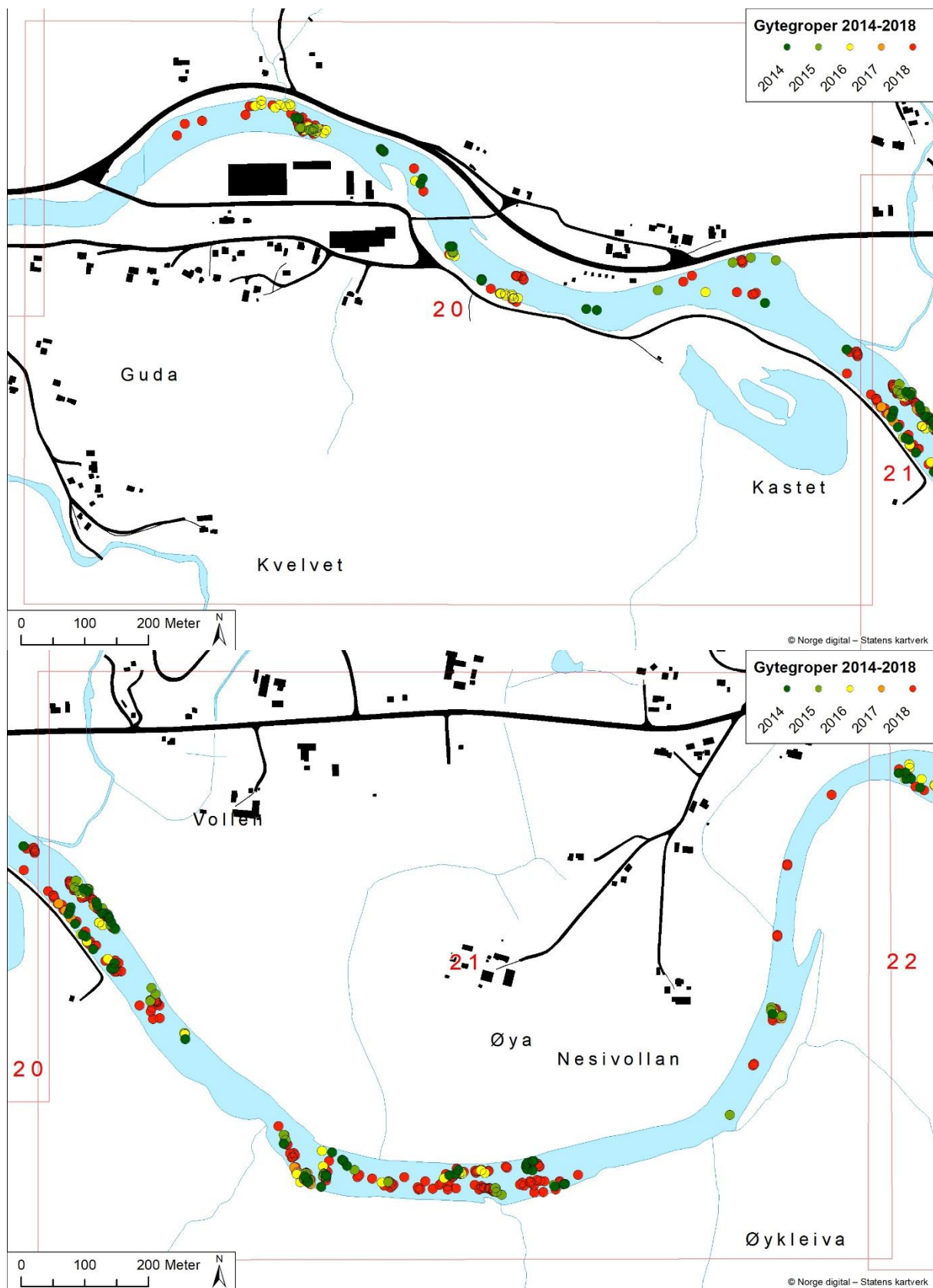


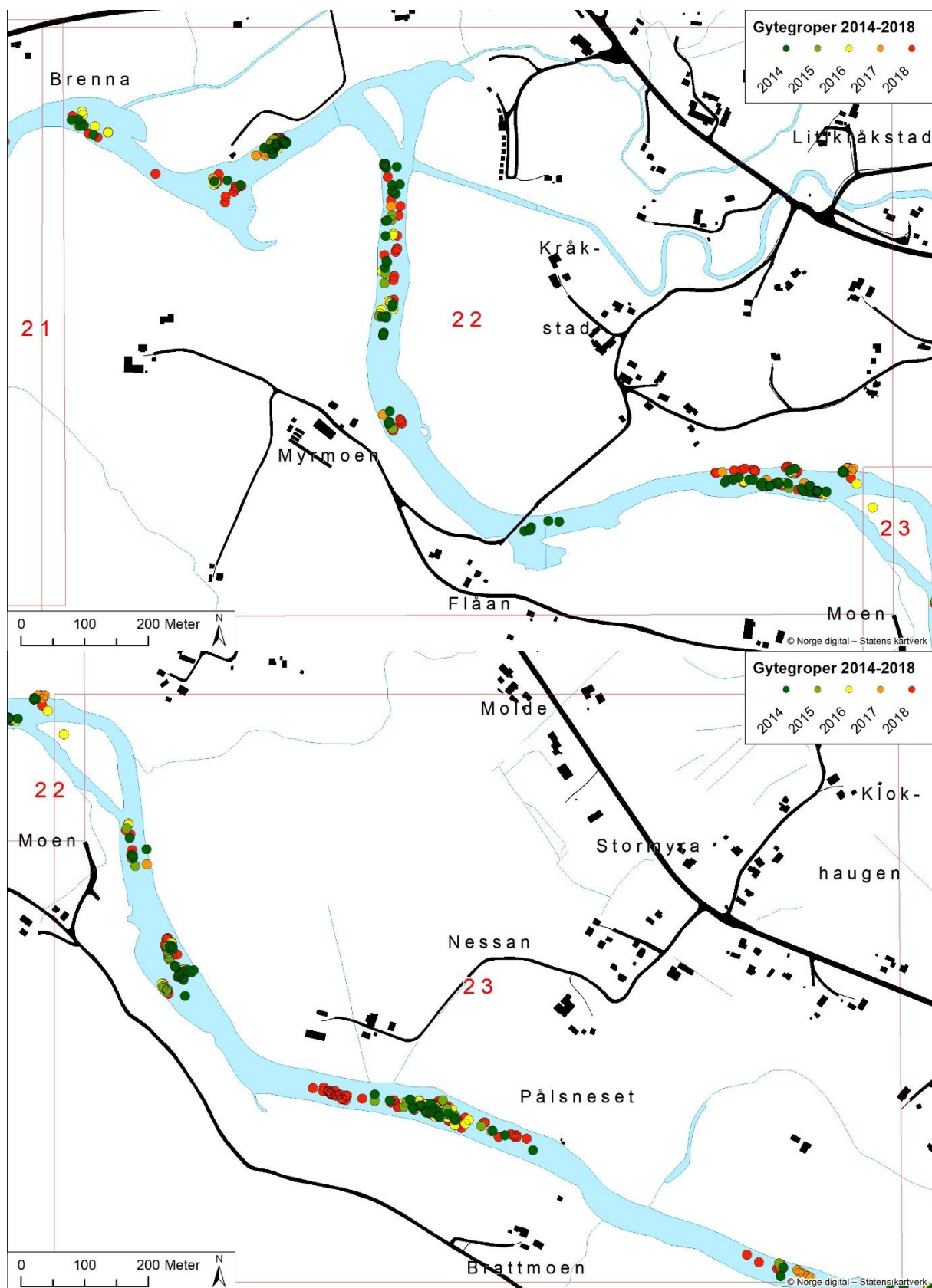


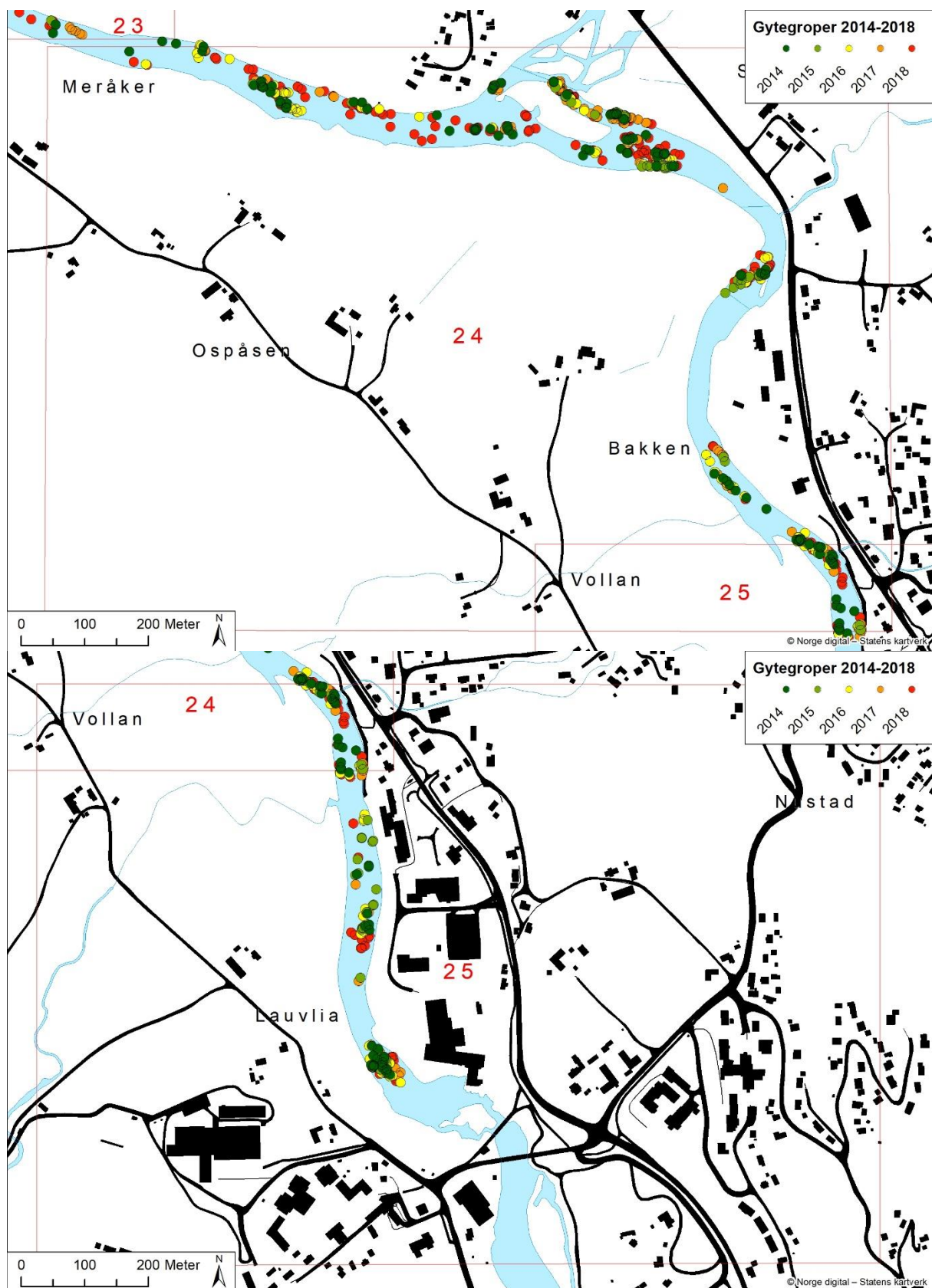












7 Oppsummering av tidligere undersøkelser

Gjennom hele undersøkelsesperioden 1990-2016 har det i perioder vært gjennomført spesifikke undersøkelser av faktorer som kan påvirke lakseproduksjonen, som vannkjemi, begroing, drivfauna og laksungenes ernæring. Videre har det vært gjennomført undersøkelser på flere aspekter ved laksens og sjørretens livsløp, slik som undersøkelser av ungfiskens fysiologiske kondisjon (energetikk) gjennom året, næring og vekst, smoltutvandring og estimering av smoltproduksjonen, smoltifisering og smoltens egenskaper. Det har også vært gjennomført undersøkelser av laksens klekketidspunkt og varighet av plommesekkstadiet relatert til temperaturendringer som skyldes kraftutbyggingen, og til slutt har undersøkelsene etter «miljødesignkonseptet» (Forseth og Harby 2013) i 2016-2018 gitt ny kunnskap om påvirkningsfaktorer for lakseproduksjonen i øvre del av Stjørdalselva (Arnekleiv mfl. 2020). Resultatene fra alle disse delundersøkelsene er publisert i en rekke rapporter og artikler. For å gi en vurdering av reguleringens påvirkning på lakseproduksjonen i hele vassdraget er resultatene fra de fleste av disse undersøkelsene relevante, og vi gir derfor en samlet oppsummering av hovedresultatene fra disse delundersøkelsene nedenfor, og med referanse til kildene hvor dette er publisert.

7.1 Vannkjemi, begroing og påvirkning av tungmetaller

7.1.1 Vannkvalitet og begroing

Det er godt dokumentert at når store arealer demmes ned og deretter utsettes for varierende vanndekke og tørrlegging gjennom regulering, vaskes næringssalter og humus ut av jordsmonn og myr. Dette medfører en økning i næringssalter (primært nitrogen og fosfor) i vannmassene og en økt produksjon av plante- og dyreplankton som i sin tur gir en midlertidig økt fiskeproduksjon i magasinene (demningseffekt). Undersøkelser både i Tevla og Skurdalsvoll dammen (Brodtkorb mfl. 1995) bekrefter at en fikk en slik demningseffekt i Tevla, og fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen i 2000, sju år etter siste tilleggsregulering, indikerte en fortsatt demningseffekt i Fjergen. Blant annet var biomassen av zooplankton i august mer enn dobbelt så høy i 2000 som før siste regulering (1994) (Koksvik & Arnekleiv 2001).

Det er også vist at en demningseffekt i magasiner kan medføre økt innhold av næringssalter i elvevatnet nedstrøms magasinet/kraftverket, som i Orkla (Hvidsten mfl. 2004), og det er videre antatt at dette har resultert i en gjødslingseffekt i Orkla. Forsøk på gjødsling (tilført fosfor og nitrogen) i næringsfattige elver for å øke fiskeproduksjonen er utført blant annet i Litjvasselva og Klubbvasselva i Vefsnvassdraget, og ga økt begroing, økt tetthet av bunndyr og økt tilvekst hos laksunger (Johnsen mfl. 1991, 1997).

I Stjørdalselva er det ikke utført årlige, systematiske vannkemimålinger over lang tid som kan vise variasjoner i innholdet av næringssalter i vannet, men det er gjennomført vannanalyser i tidsbolker før/etter regulering. Disse viser at innholdet av humus økte etter regulering og var høyest i øvre del av elva etter regulering (Arnekleiv mfl. 2000). Det er derfor rimelig å anta at en også i Stjørdalselva har fått en økning i innholdet av næringssalter etter regulering, og ut fra data om situasjonen i magasinene er det trolig at denne effekten har vedvart, også til etter 2000. Begroingsundersøkelser foretatt av Reinertsen (1998) viste stor forekomst av alger i Stjørdalselva ved Meråker og kvalitative forskjeller i algesammensetning i forhold til stasjoner lenger opp i vassdraget (ovafor anadrom del). Blant annet ble det registrert større forekomster av «kaldevannsalger» nedstrøms Nustadfossen. Dette settes i sammenheng med reguleringen, både ved utslipp av kaldt vann fra kraftstasjonen, og ved manglende isdekke og økt lystilgang vinter og vår (jf. Reinertsen 1998). Det fins dessverre ikke data på hvor langt nedover Stjørdalselva kraftverksvannet påvirker algebegroingen, og det fins heller ikke data på endringer i mengden begroing etter reguleringen.

Mengden bunndyr økte i øverste del av Stjørdalselva i årene etter reguleringen, samtidig skjedde det en endring i artssammensetningen. Endringene er satt i sammenheng med reguleringseffekter ved økt utvasking av humus og næringssalter og en økning i begroing og antatt økning i sedimentasjon og tiltetting av substratet i øvre del av Stjørdalselva (Arnekleiv mfl. 2000, 2020). Dette har

trolig også påvirket laksungenes habitat og vekst. Undersøkelser viser at tilført zooplankton gjennom kraftverksvannet ble særlig utnyttet av de yngste laksungene (0+ og dels 1+; Arnekleiv mfl. 2007, jf. Kap. 8.2). Vi antar at tilførselen av næringssalter og «demningseffekten» nå er redusert.

7.1.2 Påvirkning av gruveavrenning

I fjellområdene i Meråker har det vært gruvedrift fra 1700-tallet til ca. 1920 hvor en hovedsakelig har tatt ut kobbermalm. Avrenningen fra gruveområdene i Meråkerfeltet påvirker fortsatt vannkvaliteten i Torsbjørka og Gilsåa-Dalåa i betydelig grad. Det ble også påvist forhøyede tungmetallkonsentrasjoner i Stjørdalselva i Meråker i forhold til naturlig bakgrunnsnivå (Iversen mfl. 1998). Det er utført undersøkelser på både begroing, bunndyr og fisk i sideelvene oppstrøms Nustadfoss og som belyser effekter av avrenningen på biologisk liv (Iversen mfl. 1998, Reinertsen 1998, Arnekleiv mfl. 2002). De største tungmetalltilførslene til Torsbjørka kommer via Skakkerbekken (også kalt Gruvebekken) og Mannlibekken som kommer inn i Torsbjørka nedafor inntaket til overføringstunnellen.

Analyser av tungmetallinnholdet i elvevatnet fra flere punkter i Torsbjørka (Iversen mfl. 1998, Reinertsen 1998) viser at kobberinnholdet i både Skakkerbekken og Mannlibekken i perioder ligger langt over det som er dødelig for bunndyr basert på erfaringer fra bl.a. Gaula og Folla. Kobberinnholdet nederst i Torsbjørka, har også vært over det nivået som ga skader på spesielt døgnfluefaunaen i Gaula (48 ug Cu/l), og bunndyrundersøkelser viste klare forurensningseffekter på bunndyr i hele Torsbjørka nedenfor inntaket (redusert tetthet og artsmangfold), og med størst negativ effekt ned til Mannseterbakken (Arnekleiv upubl., Kjærstad mfl. 2020). Forsøk med å sette ut fisk i bur ga en stor dødelighet på ørreten nederst i Torsbjørka mens dødeligheten var lavere for ørret holdt i bur ovafor samløp Skakkerbekken (Gruvebekken) (Iversen mfl. 1998). Også andre fiskeundersøkelser på ørret og utsatte laksunger peker på skadelige effekter av tungmetalltilførslene (Arnekleiv mfl. 2002).

Reguleringen med bygging av kraftverkene i Meråker og overføringer har en betydelig innvirkning på vannkvaliteten i enkelte elveavsnitt. To rapporter fra NIVA og en rapport fra NTNU Vitenskapsmuseet konkluderer med at den nye Meråkerreguleringen sannsynligvis har medført høyere belastning av tungmetaller (Iversen mfl. 1998, Arnesen & Iversen 2000, Arnekleiv mfl. 2002). Særlig gjelder dette kobber i Torsbjørka ved at fortynningen er blitt mindre ved redusert vannføring og en har tilførsel av tungmetallholdig vann nedenfor inntaket fra både Skakkerbekken og Mannlibekken.

I Dalåa ligger de største forurensningskildene ovafor overføringspunktet, og Dalåa får tilskudd av godt bufret vann fra Kvernskardelva, også ovafor overføringspunktet. Omfattende undersøkelser på bunndyr, ørret og utsatte laksunger nedafor overføringspunktet har ikke påvist noen skadelige effekter av tungmetaller på bunndyr eller fisk (Arnekleiv mfl. 2002). Utsettingsforsøkene med laksunger i Dalåa har vist positive resultater der elva produserer utvandringssklar laksesmolt, men også Dalåa har noe forhøya kobberverdier i forhold til naturlig bakgrunnsnivå. Jernutfelling i elvegrusen ved vanninntaket til Stjørdalsvassdragets klekkeri rett oppstrøms Nustadfossen medførte flere episoder med dødelighet på fisken i klekkeriet. Betydningen av eventuelt tungmetallholdig sig fra grunnen fra gamle oppredningsverk og Meråker smeltehytte er ikke vurdert, og det knytter seg fortsatt usikkerhet til om forurensningstilførsler (eksempelvis ved blandsoner) kan ha noen betydning for lakseproduksjonen helt øverst i anadrom strekning. Forsøk med sjøtoleranse for smolt fra Stjørdalselva i Meråker og fra Dalåa viste imidlertid god sjøvannstoleranse uten tegn til desmoltifisering, og normal smoltatferd (Urke mfl. 2014a, b). Likevel kan det tidvis være forhøyede konsentrasjoner av metaller øverst i anadrom strekning der det bl.a. er påvist høye kobberverdier på gjellelev hos laksesmolt (Teien mfl. 2008). Smoltstadiet er spesielt sårbart for eksponering av metaller og kan medføre forstyrrelse av de fysiologiske prosessene knyttet til sjøvandring. Det er satt nytt fokus på at en ikke har god nok kunnskap om tungmetallavrenningens effekt på ferskvannsfauunaen i Stjørdalselva (Kjærstad mfl. 2020).

7.2 Drivfauna og ernæring hos ungfisk

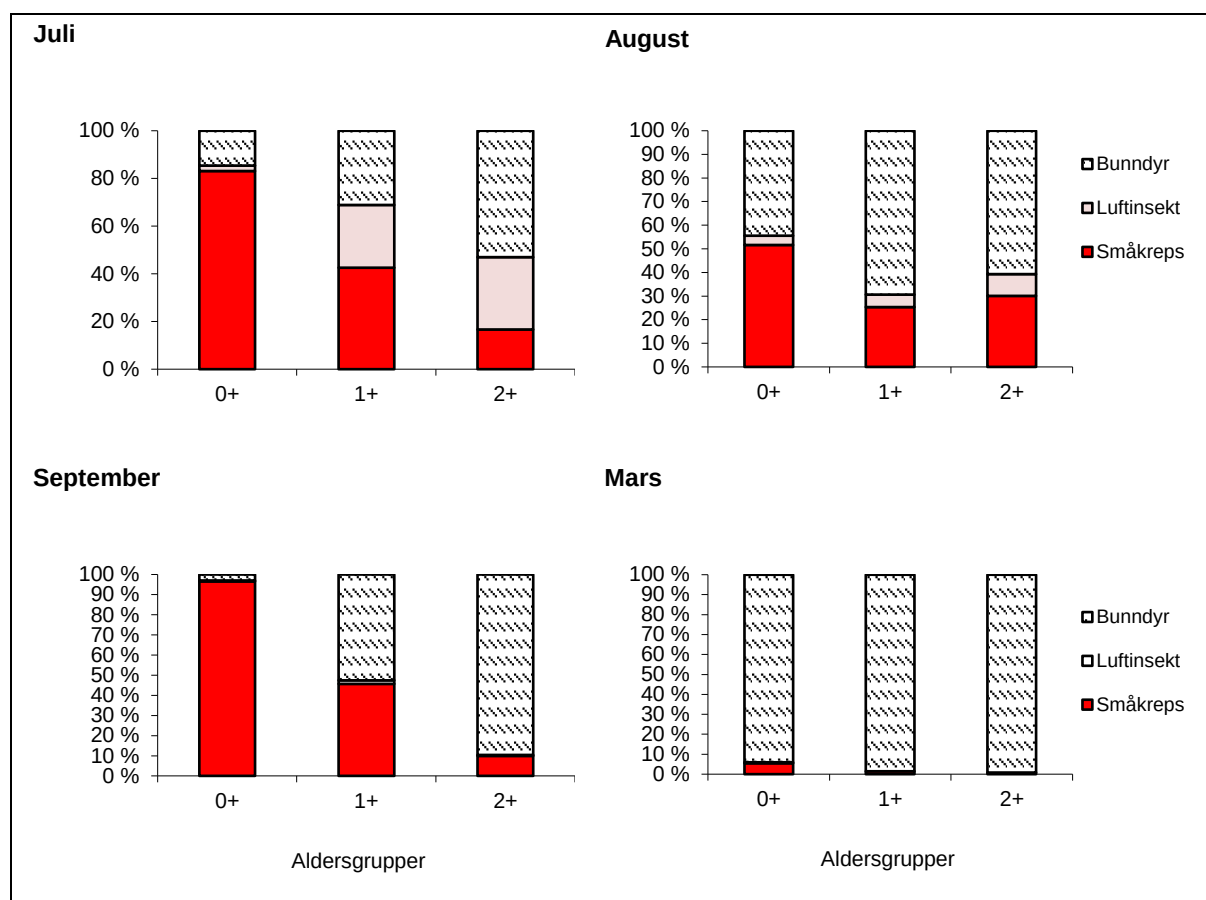
Drivfaunaen i et vassdrag er de invertebrater som til enhver tid transporteres med elvestrømmen (Brittain & Eikeland 1988). Fenomenet omtales gjerne som drift og omfatter både organismer i vannmassene og på overflata. Normalt består dette av bunndyr som enten passivt eller aktivt inngår i drivet, i tillegg til luftinsekter som driver på overflata. Småkreps er også vist å kunne utgjøre en vesentlig del av drivet (Armitage 1976). Drivet utgjør den viktigste næringskilden til laksunger i vekstsesongen, mens bunndyr også tas fra substratet, særlig om vinteren og ved lave temperaturer (Johansen mfl. 2011, Erkinaro & Erkinaro 1998). Gjennom inntaket av driftsvann vil et kraftverk kunne tilføre det nedenforliggende vassdraget med småkrepsorganismer produsert i inntaksmagasinerne (Ward 1975). I en tidligere studie i Stjørdalselva fant vi at det også her kan drive til dels betydelige mengder småkreps i øvre deler (Arnekleiv mfl. 2000, 2007a). Vi samlet inn og analyserte drivprøver fra stasjonene 2, 4, 6 og 8 i hovedelva og på en stasjon i hver av elvene Dalåa og Forra i fire perioder i 2003/2004, totalt 96 prøver. Fisk til mageprøveanalyser ble innsamlet på de samme stasjonene og i de samme periodene som drivprøvene. Hensikten med analysene var å kartlegge fordeling av driv i tid og rom, og hvordan laksungene utnyttet drivet. Spesielt ønsket vi å undersøke om fisken utnyttet tilførselen av småkreps fra kraftverksmagasinene i øvre del av vassdraget, siden veksten til laksungene var størst øverst i vassdraget.

Stjørdalselva tilføres i perioder en betydelig mengde småkreps gjennom kraftverksvatnet. Denne studien har imidlertid vist at det i all hovedsak er de øvre delene som ligger nærmest kraftverksutløpet hvor småkreps driver i vannmassene. Trolig skyldes den markante nedgangen med økt avstand til kraftverksutløpet en kombinasjon av predasjon fra bunndyr og fisk og sedimentasjon av døde dyr. Store variasjoner i drivtetthet mellom innsamlingsperiodene skyldes trolig flere forhold. Det ble ikke funnet noen god sammenheng mellom vannføringa fra kraftverksproduksjonen og mengden småkreps i elva. Trolig er individtettheten i kraftverksvannet avhengig av produksjonen i magasinene, men også den vertikale fordelingen av dyr i forhold til inntaket. Både vertikalvandring gjennom døgnet og ikke minst forskjeller i temperatursjiktninger vil kunne påvirke dette. At opphavet til småkrepsdrivet er magasinene kom tydelig fram gjennom artssammensetninga som viste typiske innsjøarter som for eksempel snabelkreps (*Bosmina longispina*), hittedafnie (*Daphnia galeata*), gelekreps (*Holopedium gibberum*) og vingehops (*Cyclops scutifer*). En markant høyere drivtetthet nedstrøms kraftverksutløpet enn like oppstrøms (stasjonen i Dalåa), viste det samme. Mengden dyr som tilføres vassdraget er vist å være betydelig med hele 152 kg våtvekt/døgn eller 1.170.000.000 dyr/døgn i juli. Laveste sommerkverdi ble registrert i august, hvor det ble tilført 40 kg våtvekt/døgn noe som tilsvarer 264.000.000 dyr. Tilførselen har næringspåvirkning både på fisk og bunndyr, i tillegg til en generell næringsanrikning til systemet gjennom nedbrytning av døde individer.

Drivtettheten av bunndyr var størst i juli og besto av typiske grupper som bl.a. fjærmygg, døgnfluer, steinfluer, knottlarver og vannmidd. Til forskjell fra småkrepsdrivet var det liten sammenheng mellom avstanden til kraftverksutløpet (st. 8) og mengden driv. Dette tyder på at det meste av bunndyrene som inngår i drivet er produsert i elva selv om noe tilførsel fra inntaksmagasinerne trolig også finner sted (spesielt av fjærmygg). Kjøring av kraftverket vil imidlertid direkte kunne påvirke drivet gjennom endringer i vannføring da mengden driv ofte øker ved økende vannføring.

Resultatene viser at tilførselen av småkreps gjennom kraftverksvatnet utnyttes i stor grad som næring for laksen øverst i Stjørdalselva (Figur 7.1). Spesielt er det årsyngelen og til en viss grad ettåringene som utnytter det ekstra næringstilbudet. Utnyttelsen av småkreps avtok imidlertid med alder, størrelse og tid på året (Figur 7.1). Yngelen av laks er i øvre del av Stjørdalselva beregnet til å komme opp av grusen rundt Sankthans (jf. Arnekleiv mfl. 2007b). Den første tida etter "swim-up" er en kritisk fase, ettersom laksungene i denne fasen for første gang er avhengig av næring fra omgivelsene. Tilgangen til små byttedyr er da viktig, noe som også gjelder utover sommeren da aldersklassen har sin viktigste vekstperiode. Den ekstra tilførselen av småkreps i denne perioden (sommeren) er følgelig antatt å være positiv for overlevelse og vekst hos årsyngelen. At de eldste laksungene tar mindre småkreps enn de yngre aldersklassene skyldes trolig en størrelsesavhengig byttedyrseleksjon. Fisk vil til enhver tid utnytte det byttedyret som er lettest tilgjengelig, men hva som er gunstig byttedyrstørrelse vil imidlertid være avhengig av fiskens størrelse. Beskjeden utnyttelse av småkrepsdrivet i mars skyldes trolig lav drivtetthet og at laksungene endrer habitatvalg ved

nedsatt temperatur. Utnyttelsen av andre byttedyr (bunndyr og overflateinsekt) varierte både mellom aldersgruppene og mellom innsamlingsperiodene. Sesong- og størrelsesmessige variasjoner i diett er vanlig hos laksefisk og henger trolig sammen med tilgjengelighet og fiskestørrelse.



Figur 7.1. Andelen (prosentandelen av antall) småkreps, luftinsekt og bunndyr i mageprøver hos tre aldersklasser av laks på st. 8 i Stjørdalselva i fire perioder.

7.3 Energetikk hos ungfisk

7.3.1 Innledning

Vinteren blir vanligvis antatt å være en kritisk periode for overlevelse hos laksunger i rennende vann (Cunjak & Power 1987, Berg & Bremset 1998, Cunjak mfl.1998). Modeller for energiomsetning i fisk bruker vanntemperaturen som en nøkkelfaktor (Elliot mfl.1995). Tradisjonelt er det antatt at investering i biomasseoppbygging og vekst stanser når temperaturen faller under 4-7 °C. De to siste tiårene er det imidlertid gjort undersøkelser som viser at både ørret- og laksunger under gunstige oppdrettsbetingelser kan omsette næring og vokse ved temperaturer ned mot 0 °C (Koskela mfl. 1997, Forseth mfl. 2000, Finstad mfl. 2004a, b). Det overskuddet av energi i fiskens næring som den ikke bruker til å opprettholde livsfunksjonene (vedlikeholdskostnadene), fører til vekst og lagring av fett i ulike deler av fisken (vesentlig i lever, muskel og rundt innvollene). Lagringsfettet brukes som energikilde og er dessuten en viktig komponent i celledmembraner. Under sulting eller under perioder hvor næringsinntaket er lavt vil fisken bruke fettreservene (vesentlig triglyserider) som energikilde til fordel for proteiner. Basiskunnskapen om energilagring og energiforbruk ved lave temperaturer er imidlertid mangelfull. Det er mulig at selv små temperaturendringer om vinteren kan ha stor påvirkning på forholdet mellom forbruk av lagret fett og inntak av energi gjennom næringssøk. I Homla, som er ei nærliggende uregulert elv med vintertemperaturer rundt 0 °C, viste Berg & Bremset (1998) at fettinnholdet i laks- og ørretungene

ble redusert med 45-70 % gjennom vinteren. Fettlagrene ble imidlertid raskt bygd opp igjen om våren. Ut fra dataene ble det beregnet at energibehovet om vinteren ble dekket av to omtrent like store deler: opptatt næring og forbrenning av lagret fett.

I ei regulert elv som Stjørdalselva er temperaturen gjennom året endret med en høyere vintertemperatur, lavere temperatur på våren/forsommeren og høyere temperatur på ettersommeren (Asvall 2000a). Også lystilgangen om vinteren er endret som følge av mindre isdekke og en lengre strekning med åpen elv. Dette kan tenkes å påvirke laksungenes syklus med hensyn til energiomsetning gjennom året. Med åpen, vintervarm elv kan det tenkes at både temperaturen og endret habitat forårsaker en økt aktivitet og metabolisme uten at fisken greier å kompensere det økte energiforbruket med tilstrekkelig økt næringsopptak. Data fra Altaelva og eksperimenter med og uten isdekke kan tyde på at slike problemer kan oppstå nedstrøms kraftverk. Dette kan medføre at energilagrene tømmes på vårvinteren og medføre økt dødelighet (jf. Forseth mfl. 2000, Finstad mfl. 2004a, b, 2005). For å undersøke dette ble variasjonen i energiinnholdet til laksungene i Stjørdalselva (fett- og proteinlagrene) gjennom året undersøkt øverst i elva (ca. 1 km nedstrøms utløpet fra kraftverket) og fra en referanselokalitet lengre ned i vassdraget hvor vanntemperaturen er normalisert i forhold til kraftverket (Hegra). Resultatene er tidligere rapportert (Arnekleiv mfl. 2002) og publisert (Berg mfl. 2006), og her gjengis en oppsummering av resultatene med en diskusjon om reguleringens effekter på ungfiskens vinteroverlevelse.

7.3.2 Oppsummering av resultatene

Ungfisk av laks ble samlet inn med elfiskapparat fra Stjørdalselva i Meråker (i nærheten av st. 7) og ved Hegra (i nærheten av st. 2, jf. Figur 3.1) i perioden mai 1996- oktober 1999 (20 innsamlingstidspunkter, (N = 2346 laksunger). Metoden for nærmere analyser av fett- og proteininnhold og statistisk behandling av materialet er nærmere beskrevet i Arnekleiv mfl. 2000 og i Berg mfl. 2006.

Ser en på totalmaterialet (N = 2346) var innholdet av de ulike elementene 79,4 % vann, 15,6 % protein, 2,4 % fett og 2,8 % aske (vesentlig Ca- og Mg- karbonater). Fiskene veide gjennomgående under 25 g, og 120 av dem var gyteparr. Flest av disse ble funnet på stasjon Meråker (øverst).

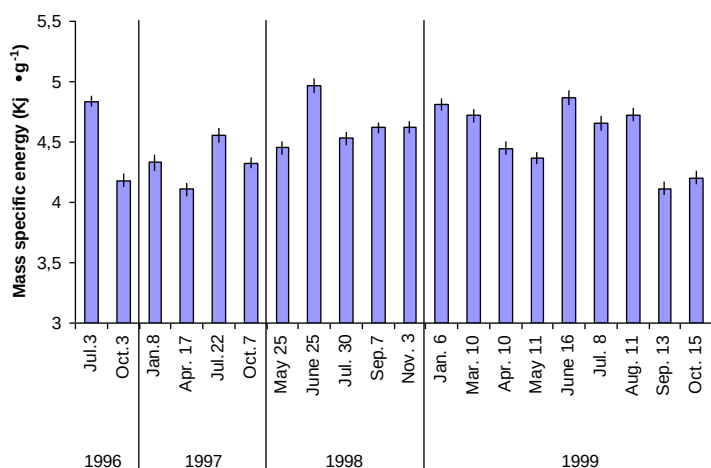
Årsvariasjoner i totalt fettinnhold, proteininnhold og laksungenes energiinnhold

Totalinnholdet av fett, protein og totalt energiinnhold hos laksungene varierte gjennom året med fiskestørrelse, med innsamlingstidspunkt og mellom stasjonene (ANCOVA, alle tester $p < 0,001$). Gjennomsnittsverdiene for spesifikt energiinnhold, fettinnhold og protein varierte mye gjennom året. Laveste verdier for spesifikt energiinnhold på referansstasjonen ble funnet i vinterperioden oktober – april med gjennomsnittsverdier rundt $4,3 \text{ kJ g}^{-1}$ (figur 7.2 og 7.3). Fra et bunnivå i april/mai økte energiinnholdet svært raskt til en topp i juni i to påfølgende år (henholdsvis $5,0 \text{ kJ g}^{-1}$ og $4,9 \text{ kJ g}^{-1}$). Det var en tidsforskjell på bare 1,5 måned mellom de laveste og høyeste verdiene for spesifikt energiinnhold. Det var overraskende at energiinnholdet sank allerede fra juli/august og utover høsten. I august og september målte vi energiinnhold på $4,7 \text{ kJ g}^{-1}$ eller lavere. Reduksjonen i spesifikt energiinnhold var like stor på ettersommeren som reduksjonen på vinteren. Variasjonene gjennom året var mye lik mellom Hegra og Meråker, men med noe høyere maksimumsverdier i Meråker (figur 7.2 og 7.3).

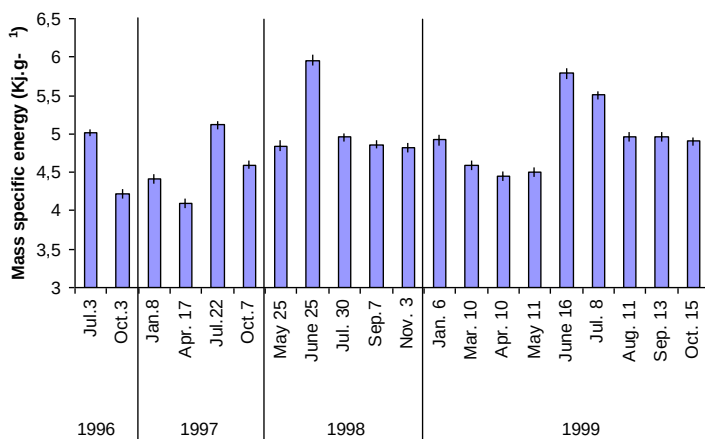
Variansanalyse (ANCOVA) viste at laksungenes størrelse hadde signifikant innvirkning på fettinnhold og energiinnhold ($p < 0,001$), likeså innsamlingsperiode ($p < 0,001$) og interaksjonen mellom innsamlingsperiode og vekt ($p < 0,001$). Den individuelle variasjonen i fettinnhold og energi var spesielt stor i juni og juli, noe som forventes i en situasjon da fisken bygger opp fettreservene. Høyt energiinnhold på tidligsommeren (juni) skyldtes en rask akkumulering av fett etter vinteren, mens proteininnholdet ikke viste en slik økning, men var relativt lavt i perioden med stor akkumulering av fett. Høyeste proteinverdiene ble målt i januar, mens spesifikt proteininnhold var lavest i juli i tre av årene. På vinteren var den individuelle variasjonen i fett- og energiinnhold mindre, og i januar hadde mange fisk svært små energilagre, og energitapet om vinteren var størst for større individer. Det er

verdt å merke seg at mange av laksungene allerede i januar omtrent ikke hadde fettreserver igjen og at spesifikt energiinnhold var rundt 4 kJ g^{-1} for en rekke laksunger.

For 25 % av alle fiskene innsamlet om vinteren (perioden fra og med oktober til og med april) var det vektspesifikke innholdet av lagringslipider under $0,4 \text{ kJ/g}$. Når fettinnholdet minker så øker det relative vanninnholdet. For alle størrelsesgrupper fisk var vanninnholdet størst i januar og utover vårvinteren. Høyest vanninnhold ble funnet hos den minste fisken (årsyngel) hvor største vanninnhold ble målt til 87,3 % av kroppsvekten.



Figur 7.2 Variasjoner i vektspesifikt energiinnhold (kJ g^{-1}) til lakseparr fra stasjon Hegra gjennom undersøkelsesperioden 1996-1999. Sammenligningen er basert på gjennomsnittlig fiskevekt på 4,9 g.



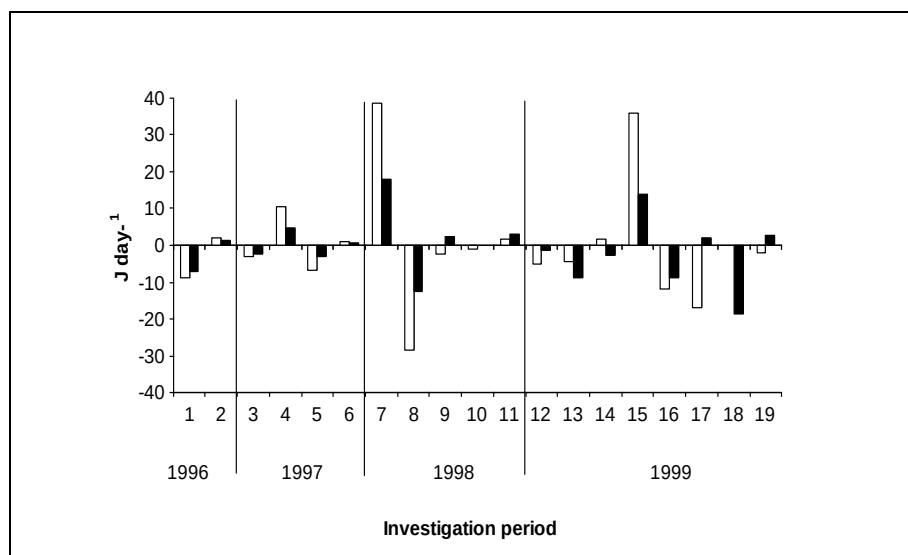
Figur 7.3 Variasjoner i vektspesifikt energiinnhold (kJ g^{-1}) til lakseparr fra stasjon Meråker gjennom undersøkelsesperioden 1996-1999. Sammenligningen er basert på gjennomsnittlig fiskevekt på 5,6 g.

Energiinnhold i laksunger fra øverst og nederst i Stjørdalselva

Totalt energiinnhold og fettinnhold i laksungene varierte mellom stasjonene, mellom innsamlingsperiodene og med fiskestørrelsen (ANCOVA, $p < 0,001$ alle tester). Også laksungene i Meråker hadde lavest energiinnhold i april/mai, og en rask økning i energiinnhold på tidligsommeren, med de høyeste verdiene i juni tre år på rad (figur 7.3). I hele sommer- og høstperioden var spesifikt energiinnhold høyere hos fisk fra Meråker (st. 1) enn fra Hegra (st. 2). Dette kan tyde på at laksungene i Meråker har bedre næringsforhold gjennom vekstsesongen enn laksungene fra Hegra siden vanntemperaturen var høyest ved Hegra i den undersøkte perioden. Allerede i september-oktober avtok imidlertid energiinnholdet hos fisken på begge stasjonene.

Vi har beregnet den daglige endringen i laksungenes energiinnhold fra en dato til neste, dvs. for de 19 periodene mellom de 20 innsamlingstidspunktene. Resultatene er vist i figur 7.4. Endringene i spesifikt energiinnhold var i alle periodene unntatt én (hvor verdiene var like) større ved Meråker (st. 1) enn ved Hegra (st. 2). Endringen i energilagre var altså i 18 av 19 mulige tilfeller størst på stasjon 1 i Meråker. Mens laksungene lagret mest energi på stasjon 1, så var imidlertid også energitapet størst hos laksungene øverst i elva (st. 1, figur 7.3). Overraskende fant vi at laksungene på begge stasjonene hadde tappet fra energilagrene allerede i perioden fra juli til oktober 1997 (periode 5-6) og fra juli til september 1999 (periode 17-19), mens fettakkumuleringen skjedde raskt fra mai til juli (periode 15-17). Figuren viser igjen at både vinning og tap i energiinnhold er større på stasjon 1 (Meråker) enn på stasjon 2 (Hegra) i hele perioden. Spesielt ble det imidlertid observert at mellom 25. juni og 30. juli i 1998 (periode 8, figur 7.4) hadde laksungene i Meråker et stort energitap som fortsatte til 7. september 1998 (periode 10). Et så høyt energitap på sommeren ble ikke observert de andre årene eller på stasjon 2 (Hegra).

Lakse yngelen (0+) kom inn i prøvene fra slutten av juni alle tre årene (1997-1999). Dødeligheten er stor i første delen av livsfasen til laks yngelen, og vi har derfor spesielt sammenlignet det totale energiinnholdet til årsyngel på de to stasjonene. Både størrelsen (lengde og vekt) og spesifikt energiinnhold til årsyngelen i juli og august var forskjellig ($p > 0,001$) mellom stasjonene. For totalmaterialet av årsyngel i juli var totalt energiinnhold signifikant høyere på stasjon 2 (Hegra) enn stasjon 1 (Meråker). Gjennomsnittlig energiinnhold for all individuelt målte 0+ i juli og august var $1,84 \text{ kJ} \pm 1,08 \text{ (SD)}$ ($N=79$) på Hegra og $1,27 \text{ kJ} \pm 0,42 \text{ (SD)}$ ($N=89$) i Meråker. Energiinnholdet hos årsyngelen før vintersesongen var altså 31 % lavere i Meråker enn Hegra, og denne forskjellen var meget signifikant ($p < 0,001$, t-test).



Figur 7.4 Endringer i totalenergi pr. dag (J/dag) fra ett prøvetidspunkt (periode) til neste for laksunger fra Meråker (st. 1, åpne søyler) og Hegra (st. 2, svarte søyler), basert på totalt 20 tidsperioder i 1996-1999.

7.3.3 Diskusjon

Gjennomsnittsverdiene for spesifikt energiinnhold, fettinnhold og protein varierte mye gjennom året. Våre undersøkelser har imidlertid ikke inkludert laksungenes kroppsvekst (tradisjonell somatisk vekst) i analysene. I perioder hvor fisken prioriterer lengdevekst, kan derfor observert nedgang i energilagrene delvis skyldes en omfordeling av energi til vekst. Dette kan påvirke tolkningen av energitapene i sommersesongen, men de laveste energiverdiene fant vi på seinvinteren fram til april, en tidsperiode hvor laksungene har svært liten vekst. Til tross for relativt lav temperatur og vårflom i mai og første halvdel av juni, skjedde det hos laksungene en rask oppbygging av energilagrene fra mai til juli, i samme periode som fisken også har en kraftig lengdevekst. Overraskende skjedde det i tre påfølgende år en rask reduksjon av spesifikt energiinnhold fra juli til oktober både for fisken fra Hegra og Meråker. Dette kan ikke skyldes bare lengdevekst, siden tilveksten gjennom sommeren for ett år (1999) var størst i begynnelsen av sommeren og liten i august-oktober for laksunger >0+. Temperaturene på ettersommeren og høsten skulle være tilfredsstillende til vekst og energilagring, spesielt etter regulering hvor en har fått en økt temperatur på høsten. Næringsforholdene er derimot svært forskjellige på for- og ettersommeren i midt-norske lakseelver. Det er mulig at denne variasjonen i næringens kvalitet og kvantitet gjennom året bidrar til at laksungene må tære på opplagrede energiressurser allerede fra seinsommer/tidlig høst. Hvordan næringens kvantitet og kvalitet innvirker på energilagring og energiforbruk hos laksunger gjennom året er imidlertid lite undersøkt.

Energiinnholdet og fettlagrene var som forventet lavest på vinteren og vårvinteren for alle størrelsesgrupper fisk, og spesifikt energiinnhold var uavhengig av fiskestørrelse på vårvinteren. I det nærliggende Homlavassdraget har Berg og Bremset (1998) utført en tilsvarende undersøkelse som viste et tap i fettlagrene gjennom vinteren på 45-70 %. I Homla var tapet i fettlagrene større hos den største fisken, mens dette ikke var så tydelig i Stjørdalselva. Imidlertid hadde også den største fisken de største fettreservene, og fettinnholdet hos små fisk på våren var svært lavt. Også i Altaelva indikerer undersøkelser over flere år et jevnt tap av totalt fettinnhold og spesielt lagringsfett på vårvinteren (mars-mai; Forseth mfl. 2000). Beregninger både fra Altaelva og Homla tyder på at laksungene i tillegg til å forbrenne de fleste fettressursene, også må foreta et relativt stort næringsinntak for å overleve vinteren (Berg & Bremset 1998, Forseth mfl. 2000). Dette er sannsynligvis også tilfelle i Stjørdalselva, men om næringens kvantitet og kvalitet og fiskens næringsinntak er tilstrekkelig gjennom vinteren vet vi lite om.

Mange fisk hadde så lave energiressurser i april-mai at de ligger på grensen til å overleve (Finstad mfl. 2004a) og det kan ikke utelukkes at betydelige andeler av laksungene i elva faktisk døde på vårvinteren og derfor ikke kunne inngå i analysene. Dersom det er en energirelatert dødelighet gjennom vinteren vil en forvente at laksungene med lavest fettreserver dør etter hvert, og at det blir en mindre variasjon i energiinnholdet utover vinteren slik som observert i Stjørdalselva. Basert på målinger av laksungenes energiinnhold i Altaelva, viste Finstad mfl. (2004a) gjennom bioenergetisk modellering at det sannsynligvis var en slik energi-relatert dødelighet blant laksungene nedstrøms Alta kraftverk (i Sautso). Videre eksperimenter viste også at de metabolske kostnadene ved å leve under et simulert isdekke var lavere enn i åpen elv. Fravær av isdekke økte hvilemetabolismen med 30 %. Dette ble videre undersøkt i en merke-gjenfangststudie på isdekte og åpne elveområder i Altaelva. Overlevelsen var signifikant bedre i de isdekte kontra de isfrie områdene, og reduksjonen i lagret energi var størst i de isfrie områdene og hos de største individene (Hedger mfl. 2013). De konkluderer med at miljøforholdene i de isfrie elvepartiene medfører en økt reduksjon i lagret energi hos laksungene, og en økt vinterdødelighet.

Våre innsamlinger i Meråker ble gjort der elva er isfri, mens det ofte var isdekke og vanskelig å samle inn fisk midtvinters på Hegra. Også våre data viser at laksungene i Meråker tapte mer energi gjennom vinteren enn laksungene på Hegra. Det er også sannsynlig at vi i øvre deler av Stjørdalselva har en energirelatert vinterdødelighet som er relatert til kraftverksdriften, ved høyere vintertemperatur og mangel på isdekke. Avhengig av vintertemperaturene kan dette gjelde øvre deler av Stjørdalselva ned til Renå, og i milde vintre helt ned til Øverkil/Flora. Temperaturdata fra den perioden vi samla fisk viser en høyere vintertemperatur ved Nustadfoss enn ved Hegra, og med mindre variasjon enn ved Hegra. Studiene i Altaelva indikerte et kritisk energiinnhold på om lag

4,4-4,8 kJ g⁻¹ for overlevelse (Finstad mfl. 2004a). Selv om det kan være forskjeller mellom elvene i hva som er et kritisk nivå for overlevelse, er det grunn til å framheve at de laveste nivåene for energiinnhold hos laksungene i Stjørdalelva i mars-april lå på 3,8-4,2 kJ g⁻¹. Det er derfor grunn til å anta at perioden mars-april representerer en flaskehals med hensyn til overlevelse hos de fleste størrelsesgrupper laksunger i Stjørdalselva, og hvor dødeligheten sannsynligvis er størst i Meråker, siden laksungene tapte mer energi gjennom vinteren her enn i Hegra. Spesielt er det urovekkende at vi målte et energiinnhold som var 31 % lavere hos årsyngelen i Meråker sammenlignet med Hegra før inngang til vinteren. Det er derfor trolig en høyere energirelatert dødelighet hos ettåringene i Meråker enn ved Hegra, og en slik energirelatert vinterdødelighet nedstrøms Meråker kraftverk korresponderer med modeller for frekvens-avhengig fordeling av energiinnhold og en økt dødelighet av ungfisk med mangelfulle energilagre utover vinteren (Finstad mfl. 2004a, b). Videre vil mangel på isdekke om vinteren medføre en høyere predasjonsrisiko for laksungene fra for eksempel fiskespisende ender, oter og mink. Effektene av slik predasjon på ungfiskbestander er imidlertid lite kjent, selv om det finnes rapporter på høy predasjonsrate fra rovdyr på laksunger (Heggenes & Borgstrøm 1998, Kålås mfl. 1993).

7.3.4 Konklusjon

Ungfisk av laks ble samlet inn med elfiskapparat fra Stjørdalselva i Meråker og ved Hegra i perioden mai 1996- oktober 1999 (20 innsamlingstidspunkter, N=2346 laksunger). For totalmaterialet var innholdet av de ulike elementene 79,4 % vann, 15,6 % protein, 2,4 % fett og 2,8 % aske (vesentlig Ca- og Mg- karbonater).

Totalinnholdet av fett, protein og totalt energiinnhold hos laksungene varierte gjennom året med fiskestørrelse, med innsamlingstidspunkt og mellom stasjonene. Laveste verdier for spesifikt energiinnhold ble funnet i vinterperioden oktober – april med gjennomsnittsverdier rundt 4,3 kJ g⁻¹. Fra et bunnivå i april/mai økte energiinnholdet svært raskt til en topp i juni i to påfølgende år. Det var en tidsforskjell på bare 1,5 måned mellom de laveste og høyeste verdiene for spesifikt energiinnhold. Det var overraskende at energiinnholdet sank allerede fra juli/august og utover høsten.

Totalinnholdet av fett og proteiner var forskjellig for fisk fanget i Meråker og Hegra. Mens laksungene lagret mest energi på stasjonen i Meråker, så var imidlertid også energitapet størst hos laksungene øverst i elva. Energiinnholdet hos årsyngelen før vintersesongen var 31 % lavere i Meråker enn Hegra, og denne forskjellen var signifikant. Det skjedde sannsynligvis en energirelatert dødelighet hos ungfisken om vinteren, og med sannsynlig høyere dødelighet i Meråker enn Hegra (Berg mfl. 2006). Ett år (1998) forbrukte årsyngelen fra Meråker fettreserver i stedet for å syntetisere fett i sommermånedene slik den gjorde de andre årene. Dette antas å ha sammenheng med stadige forflytninger i forbindelse med hyppige og raske vannstandsfluktuasjoner relatert til kraftverksdriften (separatdrift mot Meraker smelteverk) sommeren 1998 (Berg mfl. 2006).

7.4 Smoltundersøkelser

Undersøkelser av smoltutvandring for laks og sjørøret i Stjørdalselva ble utført i tida april/mai - juni hvert år fra 1991 til 2005. Fra Sona bru ble det hvert år fanget utvandrende smolt ved hjelp av feller manøvrert med elektriske vinsjer, og data ble analysert i forhold til livshistorieparametre (vekst, kondisjon, kjønnsfordeling m.v), sjøvannstoleranse, utvandringstidspunkt og utvandring i forhold til miljøparametre som vannføring, vannføringsvariasjoner, temperatur og temperaturvariasjoner samt estimering av smoltproduksjonen hvert år (Arnekleiv mfl. 1995, 2007a, Hembre mfl. 2001, Urke mfl. 2014b). I undersøkelsen om påvirkningsfaktorer på laksebestanden (2016-2019) etter «Miljødesignhåndboka» ble hydrologiske flaskehalser undersøkt (Arnekleiv mfl. 2020). Hovedresultatene fra smoltundersøkelsene er referert under, men for informasjon om alle detaljer henvises det til referert litteratur.

7.4.1 Smoltutvandring og overlevelse

I Stjørdalselva er smoltutvandringen registrert fra slutten av april til ca. 10. juni hvert år i perioden 1991-2005. Laksesmolt dominerte over ørretsmolt, og laks utgjorde for hele perioden 93,3 % av all fanget smolt. Andelen varierte fra 85,6 % (2001) til 97,2 % (2004).

Hovedutvandringen i Stjørdalselva skjer fra midten av mai til første del av juni. Median utvandrigsdato for 50 % av smolten (totalmaterialet) var den 21. mai. I perioden 1991-2005 har halvparten av laksesmolten vandret ut tidligst den 13. mai (2002) og seinest den 7. juni (1998), noe som gir en forskjell i hovedutvandring på 25 dager. Det var ingen forskjell på median utvandrigsdato før/etter regulering ($p > 0,05$), og heller ingen tendens til endring i median utvandrigsdato over tid.

Hovedutvandringen til ørretsmolten fulgte stort sett laksesmolten og ble styrt av de samme fysiske parametrene (jf. også Hembre mfl. 2001). I de fleste år var det imidlertid en større spredning i utvandrigstid for ørret enn for laks, og median utvandrigsdato var noen dager seinere enn for laks. Det var heller ingen tendens til endring i median utvandrigsdato over tid for ørretsmolten.

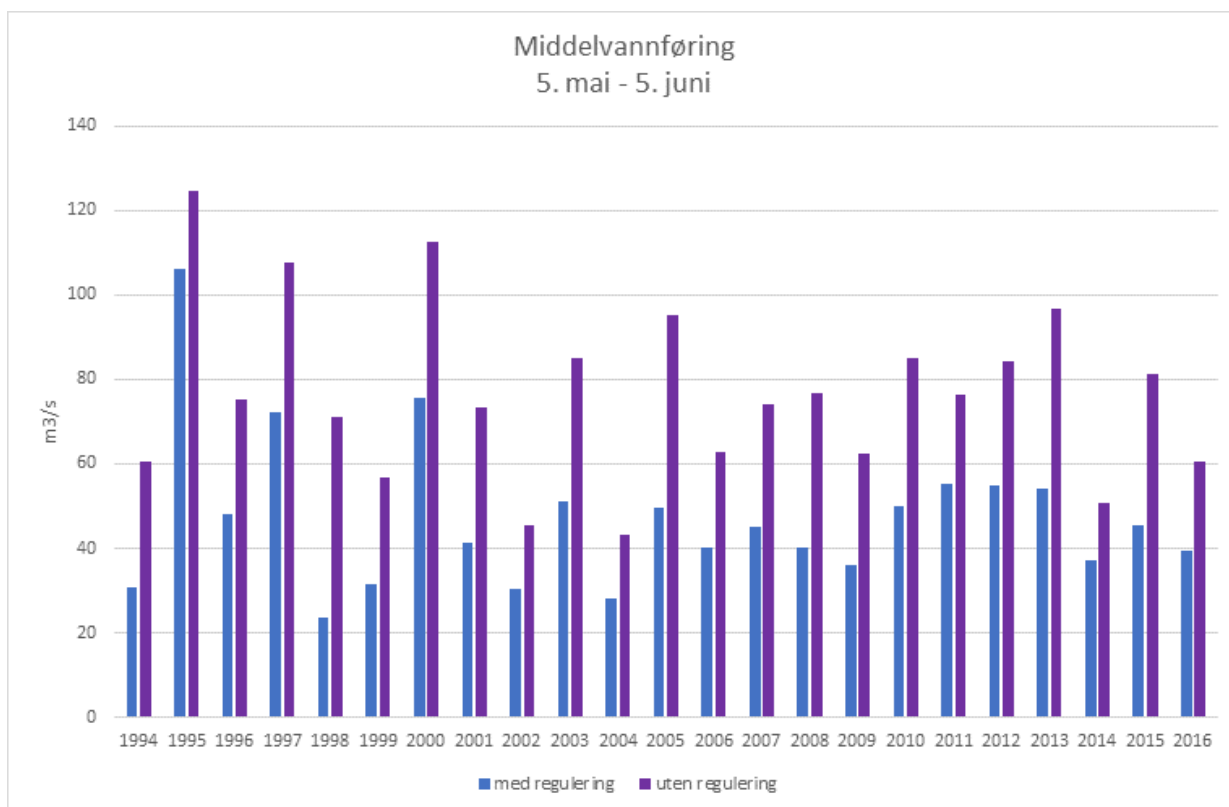
Vannføring og temperatur er de antatt viktigste faktorene for smoltutvandringen. Det ble funnet en signifikant positiv korrelasjon mellom økning i vannføring og økning i antall smolt som gikk ut (laks/ørret). Høy vannføring tidlig i utvandrigsperioden (månedsskiftet april/mai) ga imidlertid ikke noen topp i utvandring. Disse tidlige vannføringstoppene falt imidlertid også sammen med lav vanntemperatur, og sannsynligvis var bare en del av laksesmolten ferdig smoltifisert og klar til utvandring tidlig i mai (Urke mfl. 2014, Arnekleiv mfl. 2007a). Stabil og liten vannføring (25-27 m³/s) over mange dager ga stopp i smoltutvandringa, mens mindre vannføringsøkninger og lokkeflom etter slike episoder kunne gi høy utvandring (Arnekleiv mfl. 2007a). Perioder med relativt lav vannføring medførte stor spredning i utvandringa.

Det ble registrert smolt i fella ved vanntemperaturer mellom 1,2 °C og 14 °C, og gjennomsnittstemperaturen ved utvandring var 5,9 °C. Det var en signifikant negativ sammenheng mellom antall døgngrader i april-mai og lengden på smoltutvandrigsperioden. I Stjørdalselva hadde endringer i vanntemperaturen signifikant betydning som forklaringsvariabel for smoltutvandringen i enkeltår (1994, 1996, 2001) og for totalmaterialet. Temperaturendringene korrelerer trolig med snøsmeltinga men det var i første rekke endringer i vannføring som hadde størst betydning for smoltutvandringen de fleste år.

Vannføring under smoltens utvandring om våren kan påvirke smoltens overlevelse både under utvandringen og i den første fasen av smoltvandringen i fjorden. Spredt smoltutvandring er antatt å gi en høyere dødelighet i sjøen gjennom økt predasjon enn når smolten går ut på en flomtopp med turbid vann (Anon. 2014, Hvidsten & Lund 1988). Flere undersøkelser tyder på at høy vannføring under smoltutvandringen gir økt overlevelse (Hvidsten mfl. 2004, Jensen mfl. 2011).

I «Miljødesignhåndboka» er det i vurdering av påvirkningsfaktorer tatt utgangspunkt i at høy og variabel vannføring i smoltutvandrigsperioden gir rask og synkron utvandring over en kort periode og således bedre overlevelse enn lav og stabil vannføring som gir en jevnere utvandring i hele smoltutvandrigsperioden (Forseth & Harby 2013).

I analysen av vannføring under smoltutvandrigsperioden, er perioden satt fra 5. mai til 5. juni med bakgrunn i data fra smoltundersøkelsen 1991-2005. Figur 7.5 viser middelvannføringen i øvre del av Stjørdalselva i smoltutvandrigsperioden for de enkelte år med regulering og uten regulering (data fra Sweco, jf. Arnekleiv mfl. 2020). Analysen av middelvannføringen i smoltutvandrigsperioden viser at vannføringen er lavere i alle år med regulering enn uten regulering. Dette kan bety at smoltoverlevelsen er dårligere med reguleringen. Imidlertid er variasjonen i vannføring under smoltutvandringen også viktig for smoltoverlevelsen. Data fra de tidligere undersøkelsene på utvandring og bestandsdata om laksesmolten i Stjørdalselva gir mer detaljert informasjon om dette.



Figur 7.5. Middelvannføring i smoltutvandringsperioden (5.mai-5.juni) de enkelte år med regulering og uten regulering.

I Stjørdalselva var smoltutvandringen assosiert med en økning i vannføring foran endring i temperatur. Det ble også utviklet en smoltmodell hvor smoltutvandring ble modellert mot regulert og uregulert vannføring og temperatur (Prof. Knut Alfredsen, publisert i Arnekleiv mfl. 2007). Smoltmodellen viste også at vannføring og temperatur og en endring i disse var de viktigste miljøvariablene samt at utvandringsperioden og antall gjenværende smolt i elva hadde innvirkning på mengden smolt som vandret til enhver tid. Stor utvandring skjedde oftest på høy vannføring, men etter en periode med lav vannføring og liten utvandring kunne bare en beskjeden vannføringsøkning initiere stor utvandring.

Utbyggingen av Kraftverkene i Meråker har gitt en utjevnet vannføring hvor flomtoppene er redusert. I snørike år med normal avsmelting vil reguleringa sannsynligvis ikke ha noen stor innvirkning på variasjonen i vannføringa i smoltutvandringsperioden og dermed på smoltutvandringa. Derimot er det sannsynlig at reguleringa gir en mer utjevnet vannføring i smoltutvandringsperioden i år med middels og liten avrenning. Spesielt i år med lite snø vil den nye reguleringen medføre betydelig reduserte flomtopper i Stjørdalselva både i størrelse og hyppighet. Simulerte "uregulerte" vannføringer for serien Sona ndf (NVE) de enkelte år indikerer også at vannføringa ville vært høyere og med flere små toppe i slike perioder (jf. Arnekleiv mfl. 2007a). Smoltmodellen indikerer da også en økt utvandring av smolt under "uregulerte" forhold i slike perioder. Forsøk med lokkeflommer samt utvandringsdataene viser at mindre økninger i vannføring i perioder med stabil vannføring gir økt, og konsentrert utvandring (Arnekleiv mfl. 2007a).

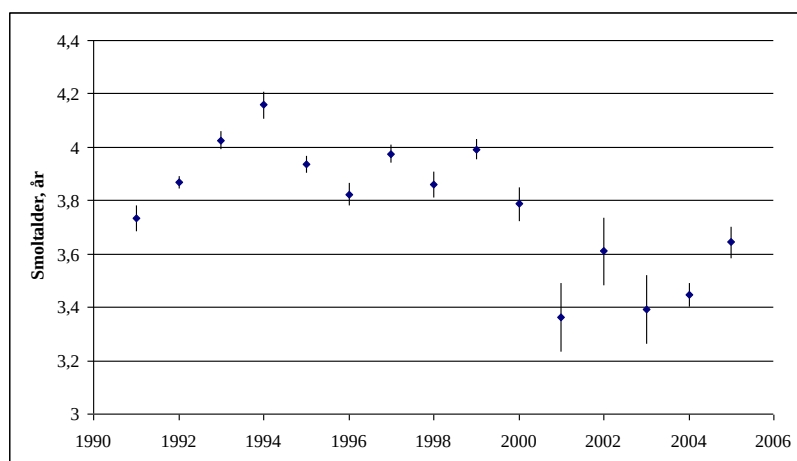
Siden reguleringen har dempet flomtoppene og hyppigheten av flomtopper, har sannsynligheten for en mer spredt smoltutvandring økt, og reguleringen har også økt sannsynligheten for flere perioder med delvis stopp i utvandringen. Dette er i første rekke knytta til år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden. En pålagt minstevannføring på 9,5 m³/s vil i liten grad påvirke utvandringen siden mest smolt vandret på høy vannføring og at det først og fremst er økning i vannføring

som betyr mest for utvandringen innen sesongen. I tillegg er det mulig at en redusert vanntemperatur øverst i elva i smoltutvandringsperioden kan være medvirkende årsak til en observert asynkron utvandring hos lakssmolten, og hvor smolt fra øvre del av elva vandrer seinere enn smolt i de to sonene lenger ned (Arnekleiv mfl. 2007a). Vi konkluderer med at vannføring under smoltutvandring kan være en hydrologisk flaskehals i år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden (jf. også Arnekleiv mfl. 2020).

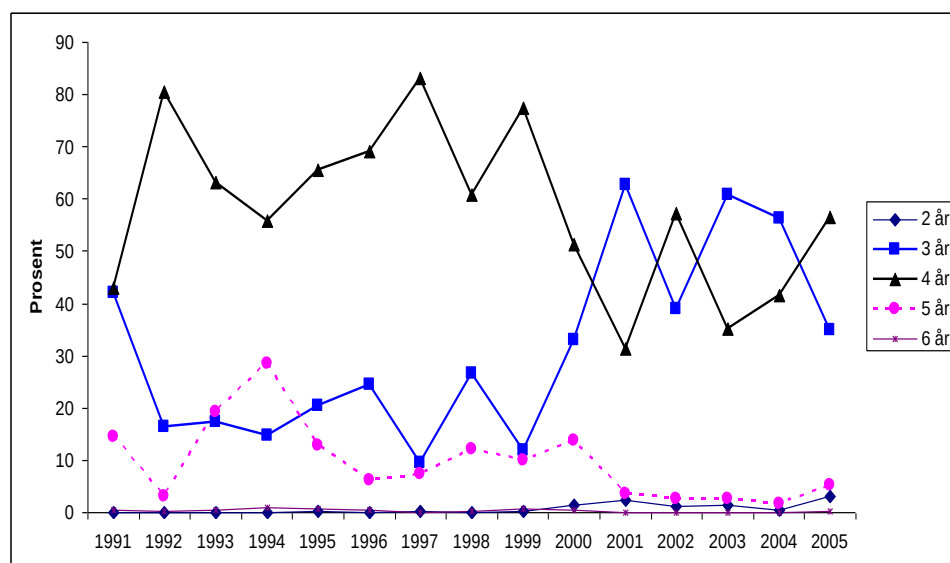
7.4.2 Smoltparametre

Laksesmolt

Laksesmolten bestod av flere aldersklasser (to til sju år), men tre og fire år gammel smolt dominerte. Laksens gjennomsnittlige smoltalder for hele undersøkelseperioden (1991-2005) var 3,8 år, men den varierte fra 3,4 år til 4,2 år (2001 og 1994, respektivt; figur 7.6). Gjennomsnittlig smoltalder var forskjellig mellom år (Kruskal-Wallis, $df = 14$, $p < 0,001$). Det var en signifikant økning i smoltalder i perioden 1991-1994, deretter var smoltalderen relativt stabil i perioden 1995-2000, mens den har vært signifikant lavere i perioden 2001-2005 ($p < 0,001$), i gjennomsnitt 3,5 år. Det var også en signifikant forskjell i smoltalder om en sammenligner perioden før og etter siste regulering (Man-Whitney, $p < 0,001$), med yngre smolt etter regulering. Aldersfordelingen de enkelte år (figur 7.7) viser at fireåringene dominerte fra 1992 fram til og med 1999. I perioden 2000-2005 var det en vekselvis dominans av tre- og fireåringer, mens andelen femåringer har gått ned etter en topp i 1994.



Figur 7.6. Gjennomsnittlig smoltalder ($\pm$ 95% c.i.) i 1991-2005, basert på fangst av smolt under utvandring (N= 8840)



Figur 7.7. Prosentvis alderssammensetning av lakssmolten for undersøkelsesperioden.

Gjennomsnittslengden til laksesmolten var 121,6 mm og gjennomsnittsvekten var 14,9 gram (totalmaterialet). Smoltlengden var størst i 2000 (126,3 mm) og minst i 1992 (118,3 mm), og det var signifikant forskjell i lengde mellom år (Kruskal-Wallis, $df = 14$, $p < 0,001$). Laksesmolt var signifikant lengre i perioden etter utbygging sammenlignet med før utbygging ($p < 0,001$), og det var en signifikant økning i smoltlengden med årene i undersøkelsesperioden både for treårig og fireårig smolt.

Ørretsmolt

Alderen hos ørretsmolt var i alle år lavere enn hos laks, i gjennomsnitt 3,2 år. Ørretens smoltalder varierte mellom 2,8 år (2000) og 3,5 år (2002), og det var ingen signifikant endring i smoltalder over tid, og heller ingen forskjell i smoltalder før/etter regulering ($p > 0,05$). Det var ingen signifikant forskjell i smoltlengden hos ørret før og etter regulering ($p > 0,05$).

7.4.3 Smoltproduksjon

Hver vår fra slutten av mars til slutten av april (1992–2005) ble det merket villsmolt i Stjørdalselva fra Sona bru til Nustadfoss ved el-fiske, og gjenfangst skjedde ved hjelp av to notfeller operert fra Sona bru. På bakgrunn av gjenfangster ble det beregnet en årlig smoltproduksjon (smolttetthet) basert på «Petersen-estimat» (Ricker 1975). En nærmere beskrivelse og vurdering av metoden er gitt i Arnekleiv mfl. (2007a). Gjenfangstprosenten av merket laksesmolt varierte fra 1,2 % i 2000 til 5,5 % i 2002, mens gjennomsnittlig gjenfangstprosent var 3,0 %. For ørret ble det bare merket i gjennomsnitt 120 stk. pr. år, og gjenfangstprosenten var 0 % i sju av årene. Det gir ikke grunnlag for beregning av smoltproduksjon av ørret.

Årlig smoltproduksjon

Resultatet av produksjonsberegningene er gjengitt i tabell 7.1, og årlige gjennomsnittstettheter av laksesmolt pr. 100 m² er vist i figur 7.8.

I gjennomsnitt har smoltproduksjonen vært 3,4 lakssmolt pr. 100 m². Laveste estimat ble beregnet til 2,1 laksesmolt pr. 100 m² (1994, 1995) og det høyeste til 6,5 pr. 100 m² (2004). Dersom en antar at smoltproduksjonen er lik ovafor og nedafor Sona bru (til flomålet) varierte den totale estimerte smoltproduksjonen fra 75600 smolt i 1995 til 230800 smolt i 2004. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i smoltproduksjon mellom, før og etter utbyggingen i Stjørdalselva (Mann-Whitney, $p = 0,555$), og heller ingen signifikant endring over tid (1992-2005). Trendlinjen (lineær regresjon) for utvikling i tetthet over tid viste en liten positiv endring, mest styrt av det høyere estimatet i 2004 i forhold til tidligere år (figur 7.8). Det er videre verdt å merke seg toppene i smolttetthet med 2-3 års mellomrom. Det var ingen signifikant sammenheng mellom antall smolt fanget i fellene og estimert smoltproduksjon (totalantall). Fangstantall kan derfor ikke benyttes som mål på smoltproduksjonen.

I og med at lakssmolt produsert fra utsettingene ovafor lakseførende strekning var merket med fettfinneklipping, har denne molten vært skilt ut i fellefangsten på Sona (jf. Tabell 7.1), og har ikke vært medregnet i smoltproduksjonsestimatet for Stjørdalselva. I forhold til villsmolt av laks var andelen av slik kultivert smolt i fangstene på Sona i gjennomsnitt 9,3 % (figur 7.9).

Smoltproduksjon relatert til miljøvariabler

Tettheten av laksesmolt målt ved utvandring gir et uttrykk for smoltproduksjonen i et vassdrag, og denne produksjonen er resultatet av en rekke faktorer. Hydrologiske faktorer, temperaturforhold, vannkjemi og næringsforhold, gytebestandens størrelse og fordeling, vassdragets størrelse og kvaliteten på oppveksthabitatet er viktige faktorer for den totale smoltproduksjonen (Aas mfl. 2011).

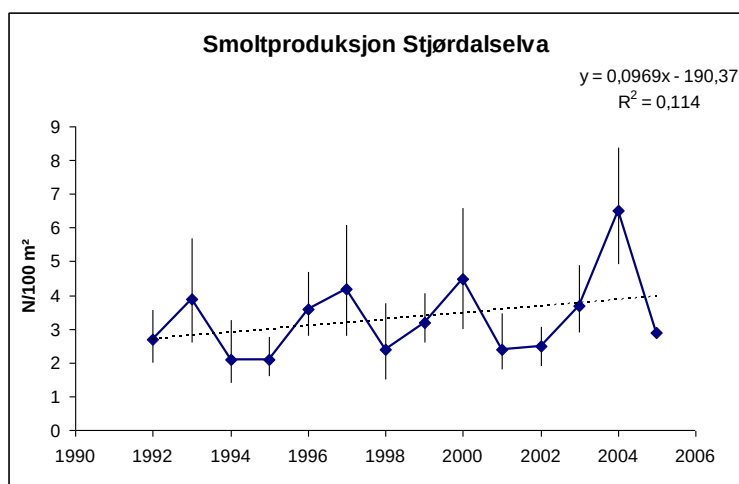
I Orkla ble det funnet at den minste vintervannføring, fosfornivå i vannprøver, smoltalder og eggdeponeringen bidro til å forklare variasjonen i smoltproduksjonen i perioden 1983-2002 (Hvidsten mfl. 2012, Hvidsten mfl. 2004). Minste vintervannføring bidro signifikant i analysen om en regnet med en særskilt vannføringsindeks for laveste vintervannføring de to og tre siste vintrene før

smoltutgangen eller om en benyttet gjennomsnittlig minste vintervannføring de siste tre årene (Hvidsten mfl. 2004). Vi har utført en tilsvarende analyse på smoltmaterialet fra Stjørdalselva.

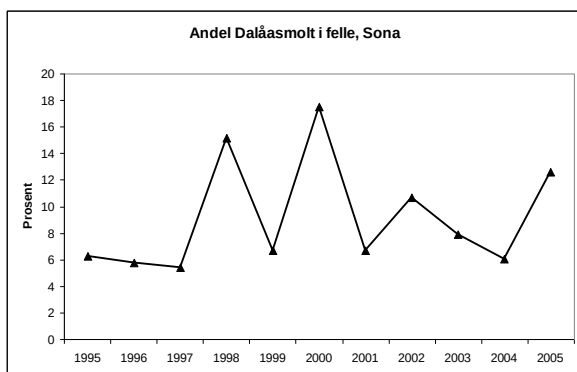
Lakssmoltens alder i Stjørdalselva er i hovedsak 3 og 4 år, og smolten har derfor erfart livsbetingelsene i elva minst tre vintre før den utvandret. Vi satte den minste vannføringen (døgnmiddel Hegra) de to og tre siste vintrene (november-april) før smoltutgang sammen til en vannføringsindeks etter samme måte som ble gjort i Orkla (jf Hvidsten mfl. 2004 s. 40-41), og testet sammenhengen mellom vannføringsindeksene og smoltestimatene.

Tabell 7.1. Beregning av smoltproduksjon (N) på strekningen Sona bru - Nustadfoss i perioden 1992-2005, basert på merking - gjenfangst og beregning etter Ricker (1975). M = totalt antall smolt merket, R = antall gjenfanget merket smolt, C = totalt antall smolt fanget, c.i = 0,95 er 95% konfidensintervall. Sone 1, 2 og 3 er antall merket smolt fanget fra de enkelte soner som elva er delt inn i. Kolonnen "Dalåa" viser antall lakssmolt som kommer fra utsetninger i Dalåa.

År	M	R	C	N	N/100m ²	c.i = 0,95	Sone 1	Sone 2	Sone 3	Dalåa
1992	1662	43	1273	48151	2,7	2,0 - 3,6	19	16	8	
1993	1526	23	1088	69288	3,9	2,6 - 5,7	3	12	8	
1994	1170	17	585	38123	2,1	1,4 - 3,3	6	10	1	
1995	1523	48	1215	37820	2,1	1,6 - 2,8	17	24	7	76
1996	1467	52	2345	64980	3,6	2,8 - 4,7	14	16	22	135
1997	1592	23	1113	73942	4,2	2,8 - 6,1	13	9	1	60
1998	1183	15	573	42476	2,4	1,5 - 3,8	7	6	2	87
1999	1402	71	3008	58634	3,3	2,6 - 4,1	33	34	4	202
2000	1695	21	1081	79786	4,7	3,1 - 7,0	9	9	3	189
2001	1534	34	989	43419	2,4	1,8 - 3,4	9	16	9	66
2002	1262	69	2479	44746	2,5	2,0 - 3,2	24	38	7	265
2003	1515	61	2414	59050	3,3	2,6 - 4,2	17	33	11	191
2004	1481	52	4127	115428	6,5	4,9 - 8,4	24	18	10	250
2005	1374	69	2624	51562	2,9	2,3 - 3,7	17	35	17	331

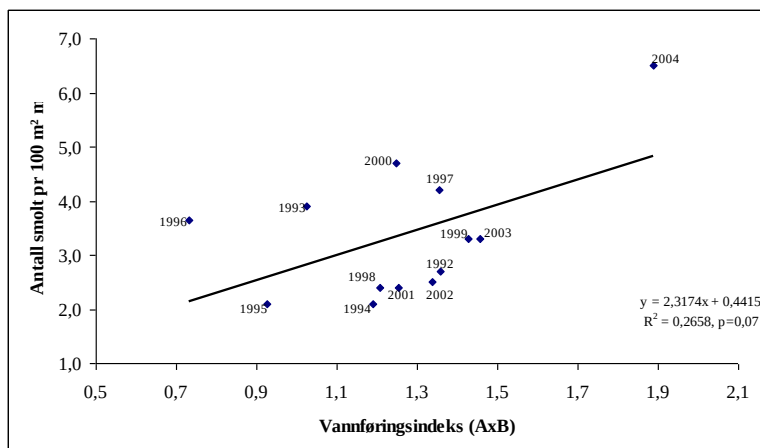


Figur 7.8 Estimert mengde lakssmolt pr. 100 m² (± 95 % c.i) de enkelte år i Stjørdalselva.



Figur 7.9 Andel (%) lakssmolt fra kultivert fisk ("Dalåasmolt") av all fanget lakssmolt i felle på Sona 1995-2005.

Tilsvarende laget vi en indeks for minste sommervannføring de to og tre siste somrene før smoltifisering, og testet mot smoltestimatene. Vi fant ingen signifikant sammenheng mellom noen av vannføringsindeksene og smoltestimatene verken for vinter- eller sommervannføringene. Det var heller ingen sammenheng om vi endret tidsperiodene og benyttet gjennomsnittsverdier for vannføring. Det var imidlertid en positiv, men ikke signifikant relasjon mellom vintervannføringen de to siste årene før utvandring og smoltestimatene (figur 7.10).



Figur 7.10 Sammenheng mellom en minste vintervannføring (gitt som en vannføringsindeks) og smoltproduksjon i Stjørdalselva 1992-2005.

Laksungenes vekst og smoltalder har også betydning for smoltproduksjonen (Symons 1979) i det en forventer en høyere smoltproduksjon i elver med lav smoltalder kontra høy smoltalder. Vi fant imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom smoltestimatene de enkelte år og gjennomsnittlig smoltalder ($p > 0,05$) for totalmaterialet, og det var heller ingen sammenheng mellom smoltalder og smoltestimat i korrelasjonsanalysen ($R^2 = 0,054$, $F = 0,690$, $p = 0,422$). Smoltalderen var i gjennomsnitt 3,8 år for hele perioden 1991-2005, mens gjennomsnittsalderen var 3,5 år i perioden 2001-2005, mot 3,9 år i perioden før (1991-2000). Smoltalderen var altså 0,4 år lavere de siste fem årene, og i samme periode var gjennomsnittlig smoltproduksjon 3,6 pr. 100 m², mot gjennomsnittlig 3,2 pr. 100 m² i perioden 1991-2000. Dette utgjorde imidlertid ingen signifikant sammenheng. Utenom smoltalder kan imidlertid andre faktorer ha like stor betydning for smoltproduksjonen. Vi har derfor undersøkt sammenhenger mellom smoltproduksjonen i Stjørdalselva og ungfisktettheter og ulike omgivelsesvariabler ved multipl regressjonsanalyse.

Analysen ble utført med utgangspunkt i miljøvariabler med sannsynlig virkning på smoltproduksjonen, vurdert ut fra egne data og andre studier. Foruten minste vintervannføring to og tre år før smoltutgang, inkluderte vi laksungenes vekstforhold uttrykt ved smoltalder, årsklassestyrke uttrykt ved en gjennomsnittlig tetthet av ettåringer (1+) i elva ovafor Sona bru to og tre år før smoltutvandring, og næringsforholdene (demningseffekt) uttrykt ved bunndyr tettheter i Meråker. Vi utførte en multipl regressjonsanalyse ved bruk av prosedyren "backward selection" i statistikkpakken SPSS

med estimert smoltproduksjon og Ln til estimert smoltproduksjon som avhengig variabel. Bunndyr-tetthetene falt først ut av analysen fordi vi mangler tetthetsdata fra tre år i serien. Når vi avkorta tidsserien til å gjelde de årene med samtidige data for bunndyrtettheter og smolttettheter forklarte modellen 27 % av variasjonen i smoltestimatene, og bunndyr var den faktoren som bidro mest til å forklare variasjonen i smoltestimatene, men ingen av variablene bidro signifikant (alle tester $p > 0,05$). Vi har imidlertid vist at bunndyrtetthetene og tilgjengelig næring ble endret etter regulering og hadde innvirkning på laksungenes næringsvalg og vekst (jf Arnekleiv mfl. 2007a). Regresjonsanalysen med alle år inkludert (1992-2005) viste at årsklassestyrke uttrykt som tettheten av ett-åringer (1+) var den eneste variabelen som signifikant bidro til å forklare variasjonene i smoltestimatet ($R^2 = 0,322$ for modellen). Derneest bidro minste vintervannføring to år før smoltutgang og smoltalder til å forklare variasjonen i smoltproduksjonen i hele under-søkelsesperioden (tabell 7.2), men altså ikke signifikant sammenheng.

Årsklassestyrke var den variabelen som bidro mest til å forklare variasjonen i smoltestimatet. Tettheten av 1+ ett år var altså korrelert med tettheten av 3 og 4 gammel smolt to og tre år etter. Den nærmest sykliske variasjonen i topper i smolttettheten med 2-3 års mellomrom indikerer derfor at vi har sterke årsklasser av ungfisk omtrent hvert 2.-3. år. Dette tyder på at det kan være en sterk konkurranse mellom årsklassene av laksunger.

Tabell 7.2. Sammenhenger mellom smoltproduksjon (E , antall smolt pr 100 m²) i ulike år, minste vintervannføring to og tre vintre før smoltutgang (vinter fra 1 okt og ut april V_{okt}), minste vintervannføring to og tre vintre før smoltutgang (vinter fra 1. des og ut april V_{des}), tetthet 1+ lakseyngel to år før smoltutgang (T_{1+}), og gjennomsnittlig smoltalder (A_s) i Stjørdalselva 1992 – 2005. Parametrene β_x er estimert med modellen $E = \beta_0 + \beta_1 A_s + \beta_2 T_{1+} + \beta_3 V_{\text{okt}} + \beta_4 V_{\text{des}}$. De ulike parametrene (med SE i parentes) er estimert ved multipl regressjon. R^2 og $\text{adj}R^2$ angir henholdsvis den totale forklaringsgraden og den justerte forklaringsgraden for modellene. p angir signifikansen for modellene. Signifikansnivået for de ulike parametrene: * = $< 0,05$; ** = $< 0,01$.

Modell	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	R^2	$\text{adj}R^2$	p
Modell 1	3,77 (7,54)	0,06 (0,04)	0,21 (1,34)	0,14 (1,21)	-0,52 (1,84)	0,322	0,200	0,43
Modell 2	3,25 (5,60)	0,06 (0,04)	0,35 (0,52)	- -	-0,39 (1,37)	0,321	0,117	0,25
Modell 3	1,68 (0,88)	0,06 (0,04)	0,40 (0,47)	- -	- -	0,315	0,191	0,12
Modell 4	2,23** (0,60)	0,07 (0,03)	- -	- -	- -	0,271	0,210	0,05

Regresjonsmodellen ga en forklaringsgrad (R^2) på bare 32 % for variasjonen i smoltestimatene. Det er derfor sannsynlig at også andre variabler som vi ikke har mål på eller oversikt over har hatt innvirkning på smoltproduksjonen. En tilsvarende analyse utført på materialet fra Orkla viste at minste vintervannføring to vintre før smoltutgang, fosforinnhold i vannprøver tre år før smoltutgang og gjennomsnittlig smoltalder bidro til å forklare 63 % av variasjonen i smoltproduksjonen (Hvidsten mfl. 2004). En seinere analyse av smoltdata fra Orkla viste en rimelig god overensstemmelse mellom estimert smoltproduksjon og en predikert smoltproduksjon basert på variablene minste vintervannføring samme vinter som smolten gikk ut og veid eggdeponering for de ulike smoltårsklassene (Hvidsten mfl. 2012). Datamaterialet for Orkla strakk seg over perioden 1983-2011 (28 år). Vi har imidlertid ikke beregnet veid eggdeponering for de enkelte smoltårsklassene i Stjørdalselva, men fant altså at tettheten av 1+ ett år bidro mest til å forklare variasjonen i smoltestimatet to og tre år etter. Dataene fra Stjørdalselva er videre brukt i en analyse av bestand og rekruttering i laksebestander i utviklingen av bestandsmål for laksebestander (Hindar mfl. 2007). I denne analysen

var det tettheten av 1+ laksunger (foran smolttetthetene) som best beskrev sammenhengen mellom rekruttering og laksebestand i Stjørdalselva (Hindar mfl. 2007).

Dersom en antar at det er lik fangstdødelighet og sjøoverlevelse hvert år, skulle det være en god sammenheng mellom smoltestimatet ett år og fangsten av smålaks (ensjøvinter laks) året etter, og mellom smoltestimatet og fangsten av mellomlaks og storlaks henholdsvis to og tre år etter. Denne forutsetningen vet vi imidlertid ikke er holdbar, og at det er store variasjoner i sjøoverlevelsen for laks mellom år og tidsperioder, og også endringer i beskatningsmønsteret (Jensen 2004, Hvidsten mfl. 2004). Vi fant likevel en signifikant sammenheng mellom smoltproduksjon og antall tilbakevandret smålaks uttrykt ved fangst av smålaks året etter i Stjørdalselva, men bare når vi utelot de to årene med lavest smålaksfangst; 1997 og 2004. I Orkla fant en at smoltårsklassene 1995 og 1996 var de med lavest sjøoverlevelse for hele perioden 1983-2002. Det er grunn til å anta at sjøoverlevelsen også var dårlig for disse smoltårsklassene i Stjørdalselva.

7.4.4 Diskusjon smolt

Metode

Det er utført smoltproduksjonsberegninger i flere norske elver med ulike metoder. Antallet produsert smolt kan undersøkes ved tellinger i feller som fanger all utvandrende fisk (f.eks. Imsa og Halselva; Jonsson mfl. 1998, Jensen 2004), ved telling av utvandrende smolt ved hjelp av video (Utsjoki: Davidsen mfl. 2005), eller estimeres ved hjelp av merking/gjenfangst metodikk (jf. Anon. 2014). Den siste metoden er mest brukt i norske lakselver (Orkla: Hvidsten mfl. 2004; Eira: Jensen 2004; Suldalslågen: Saltveit & Bremnes 2004; Alta: Næsje mfl. 2005; Aurland og Flåm: Hellen mfl. 2007) og den metoden vi også har benytta i Stjørdalselva (jf. Arnekleiv mfl. 2000). Beregningsmetoden forutsetter at det er lik fangstsannsynlighet for merka og umerka fisk, og at all merka fisk smoltifiserer og vandrer ut. Det siste er sannsynligvis ikke tilfelle siden alder og størrelse ved smoltifisering varierer. Beregningene slik de ble utført gjelder antall presmolt på merketidspunktet og det vil være noe dødelighet i tidsrommet mellom merking og utvandring. Vi har liten kunnskap om hvor stor andel av lakseparr over en gitt størrelse som vandrer ut som smolt, men vil anta at noe av den presmolten vi merket ikke vil vandre ut som smolt. Begge disse momentene gjør at estimatet av presmolt på merketidspunktet vanligvis vil gi et overestimat av mengden smolt som vandrer forbi gjenfangststedet, og dermed et overestimat av smolt produsert pr. arealenhet. Ulike feilkilder ved metoden er gjennomgått og diskutert både i en kunnskapsoppsummering av smolt fra Miljødirektoratet (Anon. 2014) og i siste rapporten fra smoltundersøkelsene i Orkla (Hvidsten mfl. 2012). Av andre feilkilder som diskuteres er dødelighet ved ulike merkemetoder. Selv om fettfinneklipping ved lav temperatur synes å gi svært liten umiddelbar dødelighet, vet vi mindre om forsinket dødelighet ved behandling og merking. En eventuell merkedødelighet vil også bidra til en overestimering av smoltantallet.

Størrelsen på fisken som ble merka ble bestemt ut fra smoltstørrelsen på fisk som faktisk vandra ut, og minstemålet satt til 10 cm. I en undersøkelse i Stryneelva ble det estimert en forventet overestimering av presmoltestanden på under 10 % med et gitt størrelseskriterium gitt ut fra utseende til presmolt ved elfiske (Jensen 2004, og referert i Hvidsten mfl. 2012). Vi anser det som lite sannsynlig at en større andel enn 10 % ble stående igjen i elva, og vi vil anta at det var liten forskjell på denne andelen mellom år.

Merking-gjenfangstmetoden forutsetter at fangsteffektiviteten til enhver tid er lik. Ved høy vannføring og spesielt når elva nådde nye maksimale nivåer kunne fellene bli tettet igjen av drivende rask og dermed få mindre fangsteffektivitet. Dette skjedde enkelte døgn med stor vannføring. Fellene ble da tømt fire ganger i løpet av natta, men det forekom enkeltnetter hvor fellene ble fylt, og antallet smolt kan da ha blitt underestimert. En annen feilkilde er at vi ikke kjenner smoltens evne til å unngå fellene, men det antas at dette i tilfelle skjer ved lave vannhastigheter, og det var god vannstrøm i elva der fellene stod.

Estimering av presmoltetthet basert på merking-gjefangst synes å fremstå som den mest hensiktsmessige metoden som det med dagens teknologi synes å være mulig å bruke i større lakse-vassdrag som Stjørdalselva og Orkla (Anon. 2014). Vi vet at metoden gir en overestimert av antallet smolt, men gjennomført på samme måte hvert år gir det sammenlignbare resultater. En må imidlertid leve med at de enkelte estimatene blir usikre slik at det trengs langsiktige undersøkelser for å oppdage endringer i bestandsstørrelse med gitte metode.

Livshistorieparametre og miljøvariabler

Smoltalderen vil kunne innvirke på smoltproduksjonen i ei elv, men vi fant ingen sammenheng mellom smoltestimaterne og gjennomsnittlig smoltalder for smoltårsklassene. Smoltalderen på utvandrende laksesmolt i Stjørdalselva var igjennomsnitt 3,8 år (1991-2005), men ble redusert gjennom undersøkelsesperioden, særlig de fem siste årene. Også i Orkla ble det funnet en betydelig variasjon i smoltalderen mellom år med gjennomsnittsalder mellom 3,0 og 3,7 år, og her økte smoltalderen med et halvt år etter regulering (Hvidsten mfl.2004). En variasjon i smoltalder mellom år kan dels forklares ut fra temperaturvariasjoner mellom år da vekstraten er temperaturavhengig og smoltalder øker med avtagende vekstrate og omvendt (Jonsson & L'Abée-Lund 1993). Ved bruk av en vekstmodell utelukkende bestemt av endringer i temperatur, ble det funnet (med temperaturdata fra Meråker og Øverkil) at andelen 3-årssmolt kan ha økt med 30 % fra 1990-1994 til 2016 (Arnekleiv mfl. 2020).

Ved samme temperatur synes ungfisk av laks og ørret å vokse bedre på forsommeren enn seinere i sesongen (Jensen 1990, Næsje mfl.1998). Temperatursenkningen på våren/ forsommeren etter regulering i Stjørdalselva kunne derfor forventes å gi en høyere smoltalder (jf. Orkla), men dette kan ha blitt oppveid av økt næringsmengde (demningseffekt) og en større temperaturøkning på ettersommeren. I en analyse av veksten hos laksunger i Stjørdalselva fant Arnekleiv mfl. (2006a) at vannføring, variasjonen i vannføring og tettheten av laksunger hadde signifikant betydning for veksten ved siden av temperatur. Det er derfor flere faktorer enn temperatur som kan påvirke variasjonen i vekst og smoltalder.

Både alder, lengde og k-faktoren varierte hos laksesmolt fra ulike deler av elva. Smoltalderen var høyest i sone 2, mens både lengden og k-faktoren var signifikant større i sone 3 (Meråker) enn i de andre sonene. Laksesmoltens lengde og k-faktor var også signifikant større etter enn før reguleringen. Både smoltstørrelse, k-faktor og alder er relatert til de livsvilkår den enkelte fisk erfarer gjennom sin oppvekst fram til smoltifisering og utvandring. Parametre som har innvirkning på disse forholdene er bl.a. temperatur, næringstilgang, andel gunstig habitat og konkurranse. Forholdene kan variere mellom år og innen samme elv og gi merkbare variasjoner i hvordan disse parametrene innvirker på oppvekstforholdene til smolten. Økt smoltlengde og lavere smoltalder i Stjørdalselva etter regulering samstemmer med økt tilgang på næring og at veksten økte.

Effekt av reguleringen på smoltproduksjonen

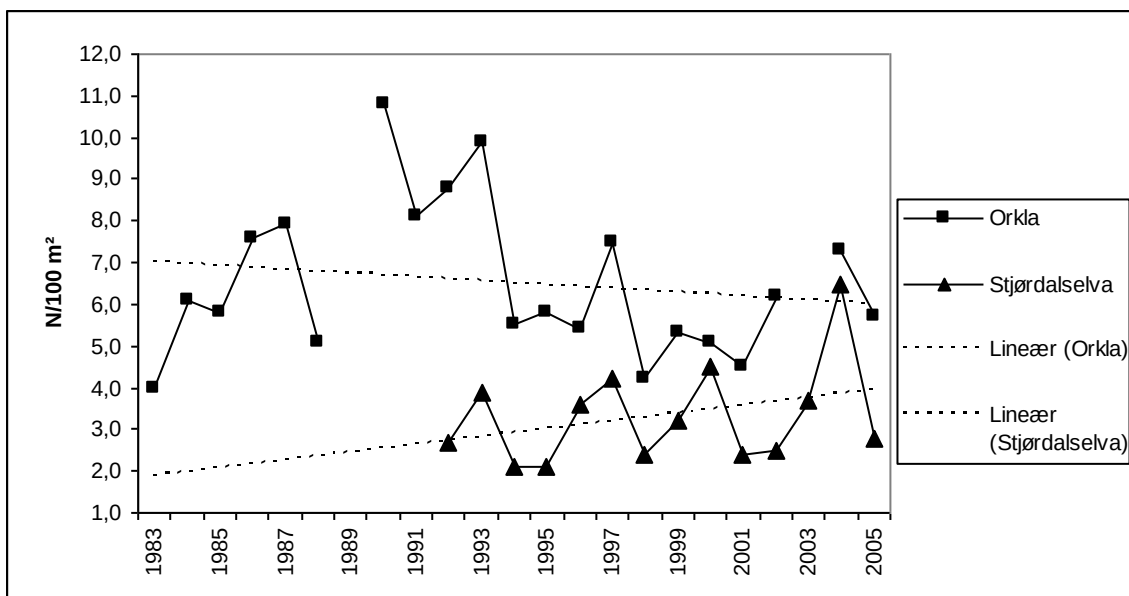
Mange faktorer påvirker produksjonen av laksesmolt i elv, men av faktorene som er mest direkte og indirekte influert av kraftutbyggingen i Meråker er endringer i vannføring, vanntemperatur og isforhold, endringer i tilgjengelig næring, endringer i oppveksthabitat og sekundær-effekter av disse. Selv om vi ikke fant signifikante sammenhenger mellom vintervannføringer og smoltproduksjonen var det en klart positiv trend mellom minste vintervannføring de to siste vintrene før smoltutvandring og smoltestimaterne for hele undersøkelsesperioden. Utenom resultatene fra Orkla (Hvidsten mfl. 2004) har også flere andre studier funnet en sammenheng mellom vintervannføring og ungfiskoverlevelse, bl. a i kanadiske elver (Cunjak & Terrhien 1998, Cunjak mfl.1998). Sannsynligvis kan lav vintervannføring virke begrensende på ungfiskproduksjonen ved at lite areal med gode habitater er tilgjengelige gjennom vinteren. Etter siste regulering i Stjørdalselva er minimum månedsvannføring i perioden november-april økt i gjennomsnitt 47 %. På lave vannføringer vil deler av elvesenga være tørrlagt, avhengig av elvetopografien, og en økning i de laveste vannføringene på vinteren kan ha økt tilgjengelige arealer for fiskeproduksjon. Dette har sannsynligvis hatt en positiv effekt på overlevelsen, men vi har ikke registrert noen markert økning i smoltproduksjon de nærmeste årene etter regulering slik som i Orkla, hvor smoltproduksjonen

økte fra 4,0 til 10,8 smolt pr. 100 m² sju år etter regulering. I tillegg har vi sannsynligvis hatt en positiv effekt på smoltproduksjonen av lavere smoltalder de fem siste årene av undersøkelsen, hvor smolten har vært i gjennomsnitt 0,4 år yngre. Det betyr at en større andel av smolten har vandret som treåringer, og ett år kortere tid på elv vil i teorien redusere dødeligheten fram til smoltutgang for denne andelen. Imidlertid har de antatt positive effektene av økt vintervannføring og redusert smoltalder ikke resultert i noen signifikant økning i smoltproduksjonen. Det kan være flere årsaker til dette. De påpekte endringene i øvre del av elva har sannsynligvis redusert produksjonsgrunnlaget her (jf. Arnekleiv mfl. 2020). Det er i tidligere rapporter (Arnekleiv mfl. 2007a, 2009, 2014) pekt på flere negative faktorer for ungfiskoverlevelse som kan knyttes til reguleringen; dårligere ungfiskhabitat (økt sedimentasjon), strandingsdødelighet enkelte år, energirelatert dødelighet knytta til endringer i vintertemperatur og isdekke, økt bunnisdannelse og mulig økt tungmetallbelastning. Og på smoltstadiet er det pekt på vannføring under utvandring som mulig flaskehals etter reguleringen. Siden vi ikke har målt en forventet økning i smoltproduksjonen (grunnet positive reguleringseffekter som økt vanddekt areal og lavere smoltalder), er det sannsynlig at de påpekte negative effektene av reguleringen minst har oppveid de positive.

I vurderingen av effektene av reguleringen på smoltproduksjonen er det imidlertid et problem at vi ikke har smoltproduksjonsdata fra ei uregulert referanseelv som Forra eller annen nærliggende elv, men data fra Orkla gir mulighet for sammenligninger av utvikling etter regulering. Siden de påviste sammenhengene mellom miljøvariabler og smoltestimatene i Stjørdalselva var svake er det også usikkert å benytte regresjonsmodellene til å beregne/anslå endringer i smoltproduksjonen gitt ulike endringer i miljøvariablene før/etter reguleringen. De beste referansedata vi har som kan gi indikasjon på en forventet smoltproduksjonsutvikling fram mot 2016 er data om ungfisktetthetene i de ulike sonene i Stjørdalselva og i Forra.

Smoltproduksjonsdataene fra Orkla er i stor grad sammenlignbare siden elvene er i samme region og samme metode er benyttet i samme tidsrom for smoltproduksjonsberegningene. Kurvene over variasjonen i smoltestimatene i Orkla og Stjørdalselva følger hverandre i stor grad i samme tidsrom (figur 7.11). Vi ser at det er samsvar i toppene i smoltproduksjon for årene 1993, 1997 og 2004. Dette tyder på at det også er storskala variasjoner i faktorer som gir regionale variasjoner i smoltproduksjonen. Slike faktorer kan være klima, hydrologi (årsavrenning), temperatur og variasjoner i eggdeponering (årsklassestyrke). Dessuten er begge elvene regulert på grovt sett samme måte med en utjevnet vannføring i en stor del av anadrom strekning. Estimaten i Orkla har i alle sammenlignbare år ligget over estimatene for Stjørdalselva. Vi ser imidlertid også betydelige forskjeller i utviklingen i smoltproduksjonen i de to elvene. I de sju første årene etter reguleringen i Orkla var det en kraftig økning i smoltproduksjonen, en økning som i stor grad er forklart ut fra reguleringsvirkninger: økt vintervannføring og økt næringstilførsel (Hvidsten mfl. 2004). Langtidsutviklingen i smoltproduksjonen i Orkla etter dette var en reduksjon i smolttetthetene fra 1990 til 1998 (figur 7.11), og deretter en stabil, ikke signifikant endring helt fram til 2011 (Hvidsten mfl. 2012). I Stjørdalselva har vi ikke hatt en tilsvarende økning i smoltproduksjonen i årene etter reguleringen, men det vises heller ingen negativ utvikling i estimatet de siste årene fram til 2005. I Orkla er det beregnet at nettoeffekten av reguleringen for perioden 1983-2002 er en økning i smoltproduksjonen på 10-30 % (Hvidsten mfl. 2004), mens langtidsundersøkelsen viste at det ikke har vært noen signifikant endring i smoltestimatene i perioden 1994-2011, og at det var en stabil smoltetthet på i gjennomsnitt 5,5 smolt per 100m² i denne perioden. En nedadgående tendens i smoltproduksjonen i Orkla i 1990-1994 kan være forenlig med redusert demningseffekt og dermed redusert næringstilførsel. For Stjørdalselva har vi også dokumentert en sammenheng mellom demningseffekt, endringer i bunndyr tettheter og vekst hos ungfisk, noe som har bidratt til en lavere smoltalder, men uten at vi har fått noen signifikant endring i smoltestimatene. Etter 2005 har vi ikke smoltestimater for Stjørdalselva. Det var imidlertid en signifikant positiv sammenheng mellom ungfisktetthetene (1+) to år før og smoltestimatene, og ungfisktettheten i de ulike sonene vil derfor være den beste parameteren til å kunne anslå en utvikling for smoltproduksjonen i Stjørdalselva.

Det er gitt en nærmere vurdering av dette i kapittel 8.



Figur 7.11. Sammenligning av utviklingen i smolttetthetene (N/ 100 m²) i Orkla og Stjørdalselva fram til 2005.

7.4.5 Oppsummering og konklusjon

Smoltutvandringa i Stjørdalselva er undersøkt hver vår fra 1991 til 2005 ved at smolt ble fanget i feller ved Sona bru. Fanget smolt ble undersøkt med hensyn på alder, lengde, vekt, kjønn, kjønnsmodning og mageinnhold. Smoltproduksjonen ble estimert ut fra en merke-gjenfangstmetode ved at presmolt ble elfisket fra elva i mars-april, merket og satt ut igjen på fangststed. På bakgrunn av fellefangstene og gjenfangster av merket fisk ble antall smolt produsert pr. arealenhet beregnet.

Smoltutvandringen registrert fra slutten av april til ca. 10. juni hvert år i perioden 1991-2005 viste at laksesmolt dominerte over ørretsmolt, og laks utgjorde for hele perioden 93,3 % av all fanget smolt. Andelen varierte fra 85,6 % (2001) til 97,2 % (2004).

Laksesmolt var to til sju år gammel, men tre og fire år gammel smolt dominerte. Laksens gjennomsnittlige smoltalder var 3,8 år, men det var en signifikant økning i smoltalder i perioden 1991-1994, deretter var smoltalderen relativt stabil i perioden 1995-2000, mens den har vært signifikant lavere i perioden 2001-2005 ($p < 0,001$), i gjennomsnitt 3,5 år. Både lengde og kondisjonsfaktor var signifikant større i perioden etter utbygging enn før, og laksesmolt fra øverst i elva var signifikant lengre enn smolt fra nedre deler. Undersøkelsen viser videre at laksesmolten spiser under utvandring og hadde hovedsakelig spist steinfluer, døgnfluer og fjærmygg. Gjennomsnittlig smoltalder og smoltlengde til ørret var ikke forskjellig mellom periodene eller innen elva, og ørretsmolt var i alle år yngre enn laksesmolten.

Median utvandringsdato for 50 % av smolten (totalmaterialet) var den 21.mai. Det var en forskjell i hovedutvandring fra tidligste til seineste dato på 25 dager. Det var ingen forskjell på median utvandringsdato før/etter regulering, og heller ingen tendens til endring i median utvandringsdato over tid. Ørretsmolt vandret ut jevnt over noe seinere enn laksesmolten.

I Stjørdalselva skjedde utvandringen om natta, og økning i vannføring var den viktigste utløsende faktor. Det ble funnet en signifikant positiv korrelasjon mellom økning i vannføring og økning i antall smolt som gikk ut (laks/ørret). Stabil og liten vannføring (25-30 m³/s ved smoltfella) over mange dager ga stopp i smoltutvandringa, mens mindre vannføringsøkninger og lokkeflom etter slike episoder kunne gi høy utvandring. Perioder med relativt lav vannføring medførte stor spredning i utvandringa (Arnekleiv mfl. 2007a).

Det ble registrert smolt i fella ved vanntemperaturer mellom 1,2 °C og 14 °C, og gjennomsnittstemperaturen ved utvandring var 5,9 °C. Det var en signifikant negativ sammenheng mellom antall døgngrader i april-mai og lengden på smoltutvandringsperioden. I Stjørdalselva hadde endringer i vanntemperaturen signifikant betydning som forklaringsvariabel for smoltutvandringen i enkeltår (1994, 1996, 2001), men det var i første rekke endringer i vannføring som hadde størst betydning for smoltutvandringen de fleste år. Det ble også utviklet en smoltmodell hvor smoltutvandring ble modellert mot regulert og uregulert vannføring og temperatur (Prof. Knut Alfredsén, publisert i Arnekleiv mfl. 2007). Smoltmodellen viste også at vannføring og temperatur og en endring i disse var de viktigste miljøvariablene samt at utvandringsperioden og antall gjenværende smolt i elva hadde innvirkning på mengden smolt som vandret til enhver tid.

Vi fant en asynkron smoltutvandring etter regulering i det smoltutvandringen av merket smolt fra ulike områder i elva var signifikant forskjellig, og med seinest utvandring på smolten fra øverst i elva. Dette kan ha sammenheng med redusert temperatur i øvre del av elva i utvandringstida etter regulering.

Hovedutvandringen til ørretsmolten fulgte stort sett laksesmolten og blir styrt av de samme fysiske parametrene. I de fleste år var det imidlertid en større spredning i utvandringstid for ørret enn for laks. Smolt av settefisk utsatt i Dalåa vandret i alle år ut seinere enn villsmolten og oftest over en lengre periode. Den hadde også signifikant lavere smoltalder og større lengde enn villsmolten. Tiltaket med utsetting av settefisk ovafor lakseførende del resulterte i en gjennomsnittlig andel utvandrende smolt på 9,3 % i forhold til villsmolt ved Sona.

Spredt smoltutvandring er antatt å gi en høyere dødelighet i sjøen gjennom økt predasjon enn når smolten går ut på høy vannføring med turbid vann. I miljødesignrapporten ble det gjort en analyse av smoltvannføring med og uten regulering. Analysen av middelvannføringen i smoltutvandringsperioden viser at vannføringen er lavere i alle år med regulering enn uten regulering. Dette kan bety at smoltoverlevelsen er dårligere med reguleringen. Siden reguleringen har dempet flomtoppene og hyppigheten av flomtopper, har sannsynligheten for en mer spredt smoltutvandring økt, og reguleringen har også økt sannsynligheten for flere perioder med delvis stopp i utvandringen. Dette er i første rekke knytta til år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden. En pålagt minstevannføring på 9,5 m³/s vil i liten grad påvirke utvandringen siden mest smolt vandret på høy vannføring og at det først og fremst er økning i vannføring som betyr mest for utvandringen innen sesongen. Vi konkluderer med at vannføring under smoltutvandring kan være en hydrologisk flaskehals i år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden (jf. også Arnekleiv mfl. 2020).

Gjennfangstprosenten av merket laksesmolt varierte fra 1,2 % i 2000 til 5,5 % i 2002, mens gjennomsnittlig gjennfangstprosent var 3,0 %. Merking-gjennfangstforsøkene med ørret ga for lite materiale til at beregning av smolttetthet kunne gjennomføres.

Beregna smoltproduksjon var i gjennomsnitt 3,4 lakssmolt pr. 100 m² pr. år (variasjon 2,1 – 6,5 smolt pr. 100 m²). Totalproduksjonen for hele Stjørdalselva (uten Forra og Sona) ble beregnet til ca. 76000-230000 laksesmolt pr. år. Det var ingen signifikant forskjell i smoltproduksjon mellom før og etter utbygningen i Stjørdalselva eller over tid (1992-2005). Trendlinjen (lineær regresjon) for utvikling i tetthet over tid viste en liten positiv endring.

Vi undersøkte sammenhenger mellom smoltproduksjonen i Stjørdalselva og ulike omgivelsesvariabler både ved vanlig og ved multipl regressjonsanalyse. Foruten minste vintervannføring to og tre år før smoltutgang, inkluderte vi laksungenes vekstforhold uttrykt ved smoltalder, årsklassestyrke uttrykt ved en gjennomsnittlig tetthet av ettåringer (1+) i elva ovafor Sona bru to og tre år før smoltutvandring, og næringsforholdene (demningseffekt) uttrykt ved bunndyrtettheter i Meråker. Analysene viste at årsklassestyrke uttrykt som tettheten av ett-åringer (1+) var den eneste variabelen som signifikant bidro til å forklare variasjonene i smoltestimatet, og modellen forklarte bare 32 % av variasjonene. Sannsynligvis er det derfor andre variabler som vi ikke har mål på som betyr mye for smoltproduksjonen i Stjørdalselva. Vi fant imidlertid en signifikant sammenheng mellom smoltproduksjon og antall tilbakevandret smålaks uttrykt ved fangst av smålaks når år med dårlig sjøoverlevelse ble utelatt fra modellen.

7.5 Fangststatistikk og skjellanalyser

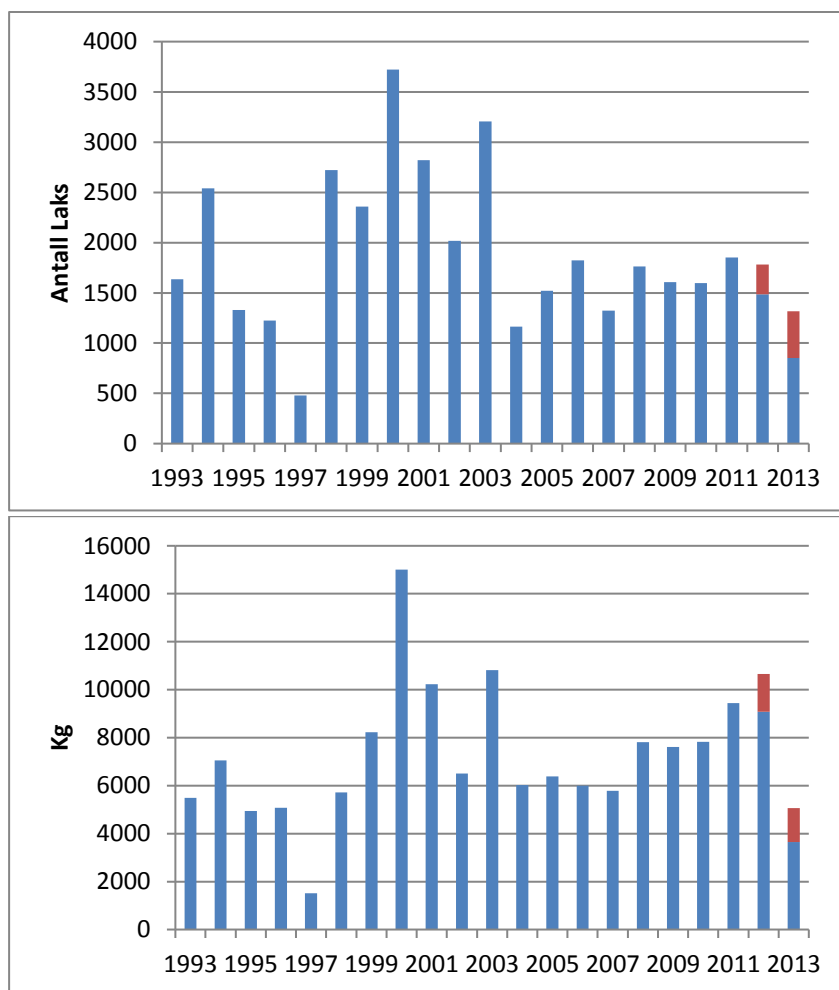
Fangststatistikk og skjellanalyser har ikke vært del av de pålagte fiskebiologiske undersøkelsene etter 2012. Her refereres derfor hovedresultatene av tidligere undersøkelser av fangststatistikk og livshistorie til voksen laks og sjørørret.

Fangststatistikken for Stjørdalselva ble oppsummert til overskjønnet i 2009 og fangstdata 1993-2008 er hentet fra rapporten (Arnekleiv mfl. 2009), mens fangstdata for perioden 2009-2013 ble presentert i Arnekleiv mfl. 2014, og er hentet herfra. Tilsvarende er det gjengitt en oppsummering av resultatene fra analysene av lakseskjell for hele perioden 1990-2010, også hentet fra samme rapport (Arnekleiv mfl. 2014).

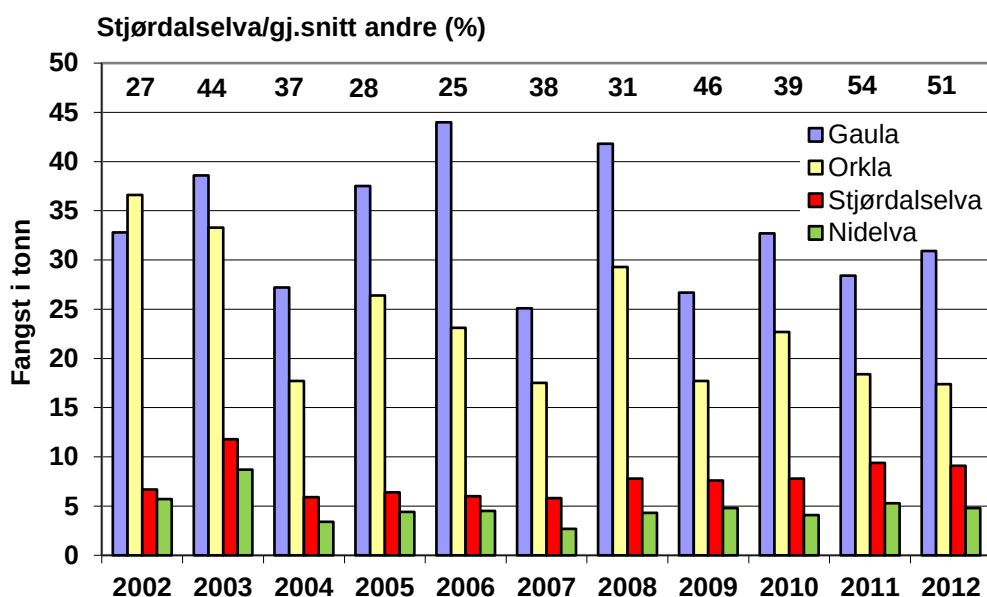
7.5.1 Fangststatistikk

Laksefangstene i 2009-2012 var gode og lå i gjennomsnitt på 8,5 tonn eller 1636 laks pr. år. I 2013 var fangstene betydelig dårligere; 3,6 tonn eller 853 avlivet laks. Gjenutsetting av fanget laks har vært økende de tre siste årene, og i 2012 og 2013 ble det fanget og gjenutsatt henholdsvis 296 og 463 laks (figur 7.12). Sjørørret har vært fredet for fiske i elv siden 2010. Bifangst ved laksefiske var 102 og 271 i henholdsvis 2012 og 2013, og fisken er gjenutsatt.

Laksefangstene i Stjørdalsvassdraget har i stor grad variert i takt med fangstene i de andre elvene rundt Trondheimsfjorden (jf. Arnekleiv mfl. 2009). Dersom fangstene i Stjørdalselva sammenlignes med gjennomsnittsfangstene for de andre store elvene rundt Trondheimsfjorden, har fangstene i Stjørdalselva variert fra 25-54 % av disse i årene 2002-2012 (figur 7.13). Verdiene for årene 2009-2012 var blant de høyeste; 39-54 %. Dette viser at Stjørdalselva i disse årene hadde relativt sett gode fangster.

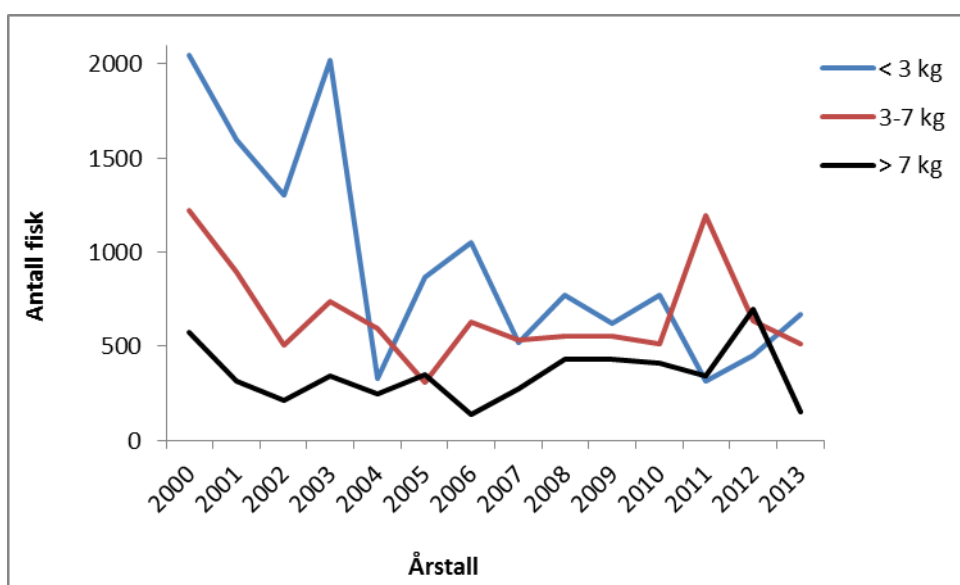


Figur 7.12 Fangster av laks (antall avlivet laks øverst, antall kg nederst) i Stjørdalselva 1993-2013. Rødt angir antall/kg gjenutsatt laks.



Figur 7.13 Fangstkvantum (tonn) av laks i de største elvene rundt Trondheimsfjorden 2002–2012. Tall over stolpene angir fangster i Stjørdalsvassdraget i prosent av gjennomsnittsfangster i de andre elvene.

Utviklingen i antallet smålaks, mellomlaks og storlaks i fangstene viser en sterk tilbakegang av smålaks (fisk under 3 kg), mens fangstene av storlaks og mellomlaks viser en økning fra 2005 – 2012 (figur 7.14). Dette gir en indikasjon på at en større andel av årsklassene oppholder seg mer enn ett år i sjøen før tilbakevandring til elva. Dette er et mønster som også er observert i mange andre lakseelver og har sannsynligvis sammenheng med både miljøforholdene i havet og i elvene (Otero mfl. 2011). Ved å analysere data fra 59 norske lakseelver med gode data for 1991-2005 smoltårsklassene ble det funnet at andelen av laks som kom tilbake som tosjøvinter laks økte med tiden (Otero mfl. 2012). Dette kan også være med på å forklare den samtidige nedgangen i antallet ensjøvinter laks tatt i sportsfisket i samme periode (Otero mfl. 2011).



Figur 7.14 Utvikling i fordeling mellom antall smålaks (< 3 kg), mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (> 7 kg) i fangstene i Stjørdalselva i 2000 – 2013.

7.5.2 Skjellanalyser – livshistorieparametre

Metode

I perioden 1990-2013 er det samlet inn skjellprøver fra sportsfisket fra faste områder i elva gjennom avtale med grunneierne og sportsfiskeforeningene, for perioden 1990-2010 i regi av de pålagte fiskebiologiske undersøkelsene (NTNU) og i 2011-2013 i regi av Veterinærinstituttet (Salmar-prosjektet). Innsamling av skjellprøver skjedde både fra nedre del av elva (flomålet-Forrasamløpet, sone 1-2), midtre del (Forrasamløpet-Flora, sone 3-4) og øvre del (Meråker, sone 5), foruten fra Forra (sone 6). Skjellprøvene er analysert med hensyn til antall år i elv og sjø, vekst i havet og til alder og lengde ved smoltutvandring. Videre blir skjellprøvene sammen med data om ytre morfologi benyttet til å undersøke andelen oppdrettsfisk i sportsfiskefangstene og gjenfangster av utsatt fisk fra klekkeriet i Meråker. Prøvene fra 2011-2013 er ikke analysert siden undersøkelser av voksen laks ikke er del av påleggsundersøkelsen 2012-2016. Det totale analyserte skjellmaterialet fra hele perioden 1990-2010 består av 6604 skjellprøver av laks og 623 skjellprøver av sjørørret. Prøvene blir oppbevart ved NTNU Vitenskapsmuseet.

Andel oppdrettslaks og gjenfangster av kultivert laks

Det var et lite antall oppdrettslaks i skjellprøvematerialet fra sportsfisket i 2007-2010 (tabell 7.3), og oppdrettslaks utgjorde bare 0,4 – 1,4 % av analyserte skjellprøver i denne perioden.

Antall og andel av gjenfanget utsatt settefisk (fettfinneklippt) i sportsfiskefangstene ble undersøkt ved gjenfangstrapportering og ved analyse av innsamlete skjellprøver. Andelen utsatt, fettfinneklippt laks i skjellprøvematerialet i 2007-2010 varierte fra 4,4 % (2007, N= 12) til 8,9 % (2009, N=32). Rapporterte gjenfangster av utsatt, merket laks i skjellprøvematerialet og fangstrapporteringen har i årene 1997–2012 variert mellom 1,3 % og 8,6 %. Dette er lavere enn andelen fettfinneklippt smolt fra utsettingene under utvandring i perioden 1995-2005 (9,3 %) (Arnekleiv mfl. 2007).

Tabell 7.3. Totalantall skjellprøver av laks, antall villaks, antall oppdrettslaks, antall kulturlaks ("klekkerifisk") og antall av ukjent opprinnelse i skjellprøvematerialet fra Stjørdalselva 1990-2010.

År	Antall villaks	Antall oppdretts laks	Antall kultivert laks	Antall av ukjent type	Totalt antall analysert
1990	187				187
1991	214				214
1992	354	11	3		368
1993	216	3	4	1	224
1994	306			1	307
1995	98	2			100
1996	155	6	1	1	163
1997	43	13	2	4	62
1998	261	12	20	20	313
1999	423	6	34	4	467
2000	496	2	31	8	537
2001	436	8	26	6	476
2002	355	23	7	3	388
2003	458	18	20	6	502
2004	278	2	11	0	291
2005	219		21	4	245
2006	366	8	13	2	389
2007	252	2	12	4	270
2008	382	3	22	23	430
2009	295	5	32	21	358
2010	272	1	22	18	313
Sum	6071	125	281	127	6604

Andelen voksen laks som stammet fra kultivering i sportsfiskefangstene og skjellprøvene fra hele elva var imidlertid lavere, i gjennomsnitt 4,1 % (Arnekleiv mfl. 2007b).

Alder og lengde ved smoltifisering

På bakgrunn av skjellanalysene er gjennomsnittlig smoltlengde og smoltalder beregnet for ulike sjøalder og gjennomsnitt for alle prøver fra 2009 og 2010. Resultatene er gitt i tabell 7.4. For hele skjellmaterialet var gjennomsnittlig smoltlengde 12,9 og 12,5 cm i henholdsvis 2009 og 2010, mens gjennomsnittlig smoltalder var 3,3 år. Både smoltlengde og smoltalder varierte med ulike sjøalder (tabell 7.4), og hvor smoltlengden var noe mindre hos ensjøvinter laks enn hos laks med høyere sjøalder.

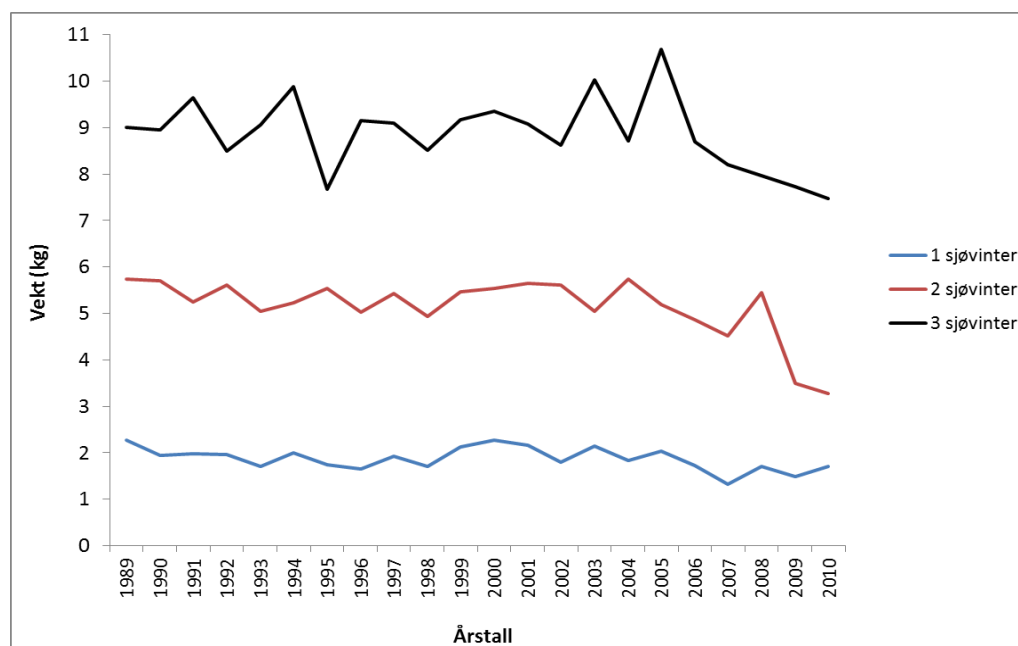
Tabell 7.4. Gjennomsnittlig smoltlengde (mm $\pm$ 95 % c.i. og (antall)) og smoltalder (år $\pm$ 95 % c.i. og (antall)) basert på analyserte skjellprøver fra laks i 2009 og 2010 fra Stjørdalselva

Sjøalder	Smoltlengde i mm $\pm$ c.i. (N)		Smoltalder $\pm$ c.i. (N)	
	2009	2010	2009	2010
Ensjøvinter	124,8 $\pm$ 6,53 (36)	118,2 $\pm$ 4,14 (54)	3,11 $\pm$ 0,18 (36)	3,24 $\pm$ 0,17 (54)
Tosjøvinter	126,4 $\pm$ 3,48 (101)	122,4 $\pm$ 4,57 (65)	3,28 $\pm$ 0,12 (105)	3,22 $\pm$ 0,13 (64)
Tresjøvinter	133,3 $\pm$ 4,24 (92)	129,2 $\pm$ 3,22 (113)	3,23 $\pm$ 0,13 (91)	3,31 $\pm$ 0,11 (115)
Firesjøvinter	128,6 $\pm$ 36,64 (5)	128,0 $\pm$ 40,67 (3)	3,50 $\pm$ 0,51 (10)	3,57 $\pm$ 0,73 (7)
All Fisk	129,1 $\pm$ 2,49 (253)	124,7 $\pm$ 2,26 (236)	3,25 $\pm$ 0,07 (271)	3,28 $\pm$ 0,07 (247)

Alder ved kjønnsmodning og vekt og lengde ved ulike sjøalder

Skjellprøvene er videre benyttet til å beregne gjennomsnittsvekter for ensjøvinter og flersjøvinter laks hvert år (figur 7.15, vedleggstabell 7.1) og til å beregne gjennomsnittlig lengde ved ulike sjøalder (vedleggstabell 7.2). I 2009 og 2010 så var laks som hadde vært én vinter i sjøen i gjennomsnitt henholdsvis 1,5 og 1,7 kg og 55 og 57 cm ved tilbakevandring til elv. For tosjøvinter laks var gjennomsnittsvekt henholdsvis 3,5 og 3,2 kg og lengden henholdsvis 72 og 71 cm. Tresjøvinter laks hadde i 2009 og 2010 en gjennomsnittsvekt på henholdsvis 7,7 og 7,5 kg, og gjennomsnittslengdene var 91 og 90 cm.

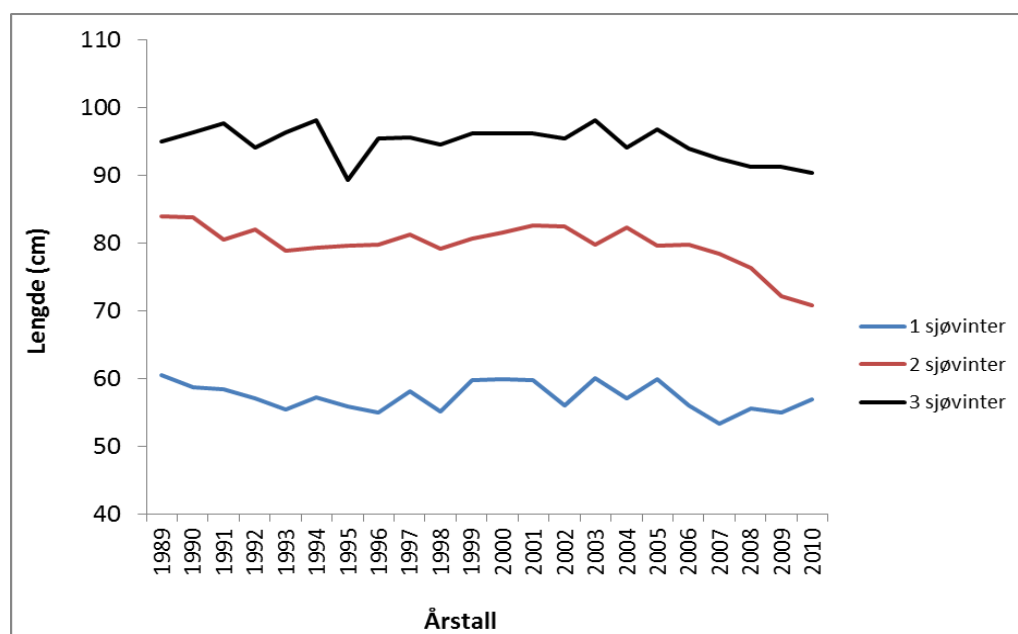
Figur 7.15 viser at utviklingen i vekt hos både ensjøvinter, tosjøvinter og tresjøvinter laks har en negativ trend i årene etter 2004-2005, og vektene i 2007–2010 var lave.



Figur 7.15. Årlig gjennomsnittsvekt i kg for laks som har vært 1-3 vintre i sjøen, basert på analyse av skjellprøver fra 1989–2010.

Utviklingen i gjennomsnittslengdene til ensjøvinter, tosjøvinter og tresjøvinter laks viser samme tendens som utviklingen i vekt, men ikke så tydelig for ensjøvinter laks (figur 7.16). Gjennomsnittslengdene på tosjøvinter laks er imidlertid redusert betydelig, fra 82,3 cm i 2004 til 70,8 cm i 2010. Redusert vekt og lengde hos både ensjøvinter og flersjøvinter laks kan indikere at det har blitt dårligere vekstvilkår i havet de siste årene, noe som også understøttes av andre undersøkelser (Anon. 2013, Jensen mfl. 2011).

Hos laks er alder ved kjønnsmodning til en viss grad genetisk bestemt, men påvirkes også av ulike miljøfaktorer (Anon. 2013). Eventuelle endringer i alder ved kjønnsmodning hos laksestammen i Stjørdalselva kan undersøkes ved bruk av både smoltdata, fangststatistikken og analyse av skjellprøver. Reduksjon i andelen smålaks i sportsfiskefangstene over tid gir en indikasjon på at det skjer endringer i alder ved kjønnsmodning og/eller endringer i innsiget av smålaks i forhold til mellomlaks og storlaks. I det store skjellmaterialet fra Stjørdalselva viser analysene at i perioden 1992-2000 bestod fangstene av smålaks (< 3kg) av over 90 % ensjøvinter laks (Arnekleiv mfl. 2007b). Analysene av skjellprøver fra 2009 og 2010 viser at andelen ensjøvinter laks i smålaksfangstene nå bare er henholdsvis 54 % og 65 % (tabell 7.4). I fangstene av smålaks i 2009 og 2010 var det en høy andel tosjøvinter laks, henholdsvis 35 % og 45 % (tabell 7.4). To- og tresjøvinter laks dominerte blant mellomlaksen. I en studie av overlevelse og gjenfangst av smoltårsklassene som vandret ut fra 59 norske lakseelver i 1991-2005 så økte andelen tilbakvandret tosjøvinter laks med årene, og sjøtemperaturen i september var den faktoren som best forklarte variasjonen i alder ved tilbakevandring (Otero mfl. 2012).



Figur 7.16. Årlig gjennomsnittslengde i cm ($\pm$ c.i.) for laks som har vært 1-3 vintre i sjøen, basert på analyse av skjellprøver fra 1989–2010.

Tabell 7.5. Andel (%) av en- og flersjøvinter laks i de ulike vektklassene av laks (vill og settefisk sammen = n) basert på analyse av skjellmaterialet fra Stjørdalselva i 2009 og 2010. Flergangsgytere er ikke inkludert. Andel settefisk og variasjonsbredde er beregnet ut i fra n i tabellen.

År	Vektklasser	0-3 kg	3-7 kg	over 7 kg
2009	Gj.sn. Ant. Sjøvintre (STDV)	1,5 (0,5)	2,2 (0,4)	3,1 (0,3)
	n	78	117	91
	Var.bredd. Vekt	1,0-2,9 kg	3,0-6,9 kg	7,0-19,1 kg
	Andel 1-sjøv (n)	53,8 % (42)	0	0
	Andel 2-sjøv (n)	44,9 % (35)	75,2 % (88)	1,1 % (1)
	Andel 3-sjøv (n)	1,3 % (1)	24,8 % (29)	91,2 % (83)
	Andel 4-sjøv (n)	0	0	8,4 % (7)
	Antall flergangsgytere	3 (2,0-2,2 kg)	2 (3,2-5,0 kg)	10 (7,6-14,2 kg)
	Andel settefisk (n)	11,5 % (9)	10,3 % (12)	7,7 % (7)
2010	Gj.sn. Ant. Sjøvintre (STDV)	1,3 (0,5)	2,6 (0,5)	3,0 (0,2)
	n	89	97	91
	Var.bredd. Vekt	1,1-2,9 kg	3,0-6,9 kg	7,0-18,6 kg
	Andel 1-sjøv (n)	65,2 % (58)	0	0
	Andel 2-sjøv (n)	34,8 % (31)	43,3 % (42)	1,1 % (1)
	Andel 3-sjøv (n)	0	56,7 % (55)	95,6 % (87)
	Andel 4-sjøv (n)	0	0	3,3 % (3)
	Antall flergangsgytere	0	5 (3,7-6,6 kg)	7 (7,4-13,2 kg)
	Andel settefisk (n)	6,7 % (6)	6,2 % (6)	8,8 % (8)

Det er imidlertid usannsynlig at temperaturen i seg selv påvirker kjønnsmodningen, men sjøtemperatur korrelert med mattilgangen vil kunne ha stor betydning (Beaugrand & Reid 2012). I så måte tyder resultatene fra Stjørdalselva med en reduksjon i vekt og lengde til både ensjøvinter og flersjøvinter laks de seinere årene på at oppvekstforholdene i sjøen har blitt dårligere for laksen. En kombinasjon av økt sjøtemperatur som vil øke laksens forbrenning, og eventuelt dårligere tilgang på egnet næring vil gi en dårligere sjøvekst og sannsynlig økt dødelighet i sjøfasen. Men også forholdene ungfisken har opplevd i elva før utvandring til havet kan sannsynligvis påvirke tidspunktet for hjemvandring. Blant annet fant Otero mfl. (2012) at andelen laks som vandret tilbake etter ett år i sjøen var korrelert med vannføringen i elva siste sommeren før utvandring. Vassdragsreguleringer og andre menneskeskapte påvirkninger synes derfor å kunne påvirke alle fasene i laksens livssyklus.

7.5.3 Status om laksebestanden i forhold til forvaltningsformål

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (VRL) gir statusrapporter i forhold til oppnåelse av gytebestandsmål, høstbart overskudd og genetisk integritet for norske laksebestander. I sin statusrapport 2019 (Anon. 2019) oppsummeres hovedtendensene i utviklingene av laksebestandene i Midt-Norge. Innsiget av laks er redusert med 41 % mellom de fem første og fem siste årene i perioden 1989-2018, med størst reduksjon i innsiget av smålaks. Dette til tross, så gyter mer laks i elvene, noe som skyldes innskrenkninger i både sjølaksfisket og sportsfisket, samt gjenutsetting av laks. For Stjørdalselva er våre tellinger av gytegroper sammen med fangstdata benytta til å vurdere beskatningsrater i ulike år, og med høye tall for gytegroper i 2013, 2014 og spesielt i 2018. Gytebestandsmålet (kg hunner) er satt til 6763 (5072 – 10144) kg. Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse siste fire år var 99 %, og viser at gytebestanden lå godt over måltallet i 10 av 12 år etter 2007. Status for gytebestandsmål og høstbart overskudd er derfor karakterisert som svært god, mens genetisk integritet er angitt til moderat (Anon. 2019).

8 Andre påvirkningsfaktorer for fiskeproduksjonen i Stjørdalselva

De mange og svært komplekse sammenhengene mellom miljøforhold og bestandsdynamikk hos laks og ørret har en ikke full oversikt over. Med dagens kunnskap er de antatt viktigste faktorene inkludert i de gjennomførte undersøkelsene, men det finnes flere mulige påvirkningsfaktorer som ikke er inkludert, men som kan ha innvirkning på smoltproduksjonen. Noen av disse faktorene er indirekte følger av vassdragsreguleringen, mens andre faktorer skyldes andre typer aktiviteter knyttet til vassdraget. Nedenfor har vi gitt en omtale og vurdering av andre mulige påvirkningsfaktorer for fiskeproduksjonen i Stjørdalselva, faktorer som ikke er direkte inkludert i de gjennomførte fiskeundersøkelsene.

8.1 Kanalisering, forbygning og grusgraving

For å sikre mot flom og erosjon av elvebredden, samt i forbindelse med utbygging av infrastruktur som vei og jernbane, har en vesenlig del av Stjørdalselva blitt rettet ut og forbygd. Om lag en fjerdedel av elvebredden på strekningen Nustadfoss og ned til sjøen er forbygd (data fra NVE). Det ble på 1990-tallet foretatt tverrprofilmålinger som viste at elva har senka seg 0,5 – 2 meter siden 1925 (bl.a. referert i Mjøen 1999). Årsakene til senkningen er dels naturlig elveerosjon og dels menneskelige inngrep. Eksempelvis er det foretatt en rekke sikringstiltak i form av forbygninger mot erosjon i sidene og utretting av elveløpet flere steder. På strekningen Nustadfoss- Gudå (ca. 17,4 km elvebredd) er det forbygninger i en lengde på ca. 4,5 km, noe som utgjør 25,7 % av elvebreddene (tabell 8.1). Størst andel forbygning har vi imidlertid nederst i elva fra Mælen bru til Sona (tabell 8.1).

Den generelle effekten av slike forbygninger er en økning i vannhastigheten spesielt på høye vannføringer og ved flom. Dette gir oftest økt bunnerosjon, og siden forbygningene hindrer erosjon i sidene stoppes tilførselen av løsmasser og en kan få betydelig bunnsenkning. Elvas "energi" blir i større grad kanalisert i vertikalplanet mot bunnerosjon i stedet for i horisontalplanet mot dannelse av nye elveløp (jf. Dahl og Godtland 1995). I tillegg har det trolig også i Stjørdalselva vært ryddet unna storstein i elveløpet i forbindelse med fløting, og stein fra elva kan også være brukt i forbygninger. Slike inngrep har imidlertid vært av mindre omfang de siste tiårene. Selv om erosjon i utgangspunktet en naturlig prosess har dette trolig blitt forsterket som følge av forbygningene. Vi har imidlertid ikke data som spesifikt kan kvantifisere redusert fiskeproduksjon som skyldes forbygging.

Tidligere ble det tatt ut store mengder grus fra elva, mest i nedre deler, og størst mengde på 1980-tallet, men dette er betydelig redusert etter 1989. I perioden 1950-1988 ble det tatt ut totalt 814.000 m³ elvegrus, derav 401.000 m³ (49%) etter 1980 (Ottesen 1989). Det er registrert særlig stor bunnsenkning oppstrøms de stedene med historisk store grusuttak i elva. Bunnsenkning i Stjørdalselva er sannsynligvis en viktig årsak til blottlegging av leire flere steder på hele strekningen fra sjøen til Meråker. Leirflatene har vært spesielt godt synlige og lette å registrere under de årlige gytegroptakseringene på lav vannføring på høsten. Også på elvebredden har vi noen steder registrert endringer i blottlagt areal/bunndekke av stein i undersøkelsesperioden (1990-2016).

Tabell 8.1 Oversikt over lengde av elvebredder og lengde av forbygninger, samt prosentvis andel av forbygd elvebredd på ulike strekninger i Stjørdalselva (data fra NVE).

Sone	Lengde elvebredd (elvelengde x2)	Lengde forbygning	Andel forbygd elvebredd
1. Sona - sjøen (Melen)	35 800 m	16 697 m	46,60 %
2. Gudå - Sona	43 800 m	4501 m	10,30 %
3. Nustadfoss - Gudå	17 400 m	4 475 m	25,70 %

Foruten at grusuttak kan medføre bunnsenkning, vil grusuttak også på andre måter innvirke på gyte- og oppveksthabitatet for fisk, bl.a. kan det medføre at mer finkornige masser dominerer. En undersøkelse fra Gaula (Arnekleiv & Rønning 1997) konkluderer med at endringer i bunnsubstratet som følge av grusgraving har hatt en negativ virkning på oppvekstområder for laksefisk og ungfiskens næringsgrunnlag. Både grusgraving og forbygninger har bidratt til at Stjørdalselva har den karakteren den har i dag, og har nok i sum vært en negativ påvirkningsfaktor på fiskehabitatet, selv om undersøkelsene også viser at elveforbygninger kan gi gode skjulplasser. Både forbygging og grusgraving har i hovedsak skjedd før de konsesjonsbetingede freskvannsbiologiske undersøkelsene startet. Likevel kan konsekvensene av dem bli større på sikt fordi klimaendringene er forventet å gi hyppigere og mer intens nedbør, noe som vil medføre økt erosjon, spesielt mot bunnen av elva.

Det har også vært enkelthendelser som har tilført sedimenter på kortere strekninger i Stjørdalselva. Et større jordras gikk ut i Stjørdalselva nedenfor Meådal i august 2000, og slam fra brubygging i Meråker sentrum i 1993 tilførte sedimenter helt øverst i elva. Det er antatt at dette hadde en lokal og midlertidig virkning på fiskehabitatet.

I perioden 2002 – 2005 gjennomførte NVE omfattende sikringsarbeider av Smemobekken og Stjørdalselva mot kvikkleireskred ved Kråkstadmarka, Meråker kommune. På en ca. 1,5 km strekning av Stjørdalselva fra Flåan bru til Nesan ble elvesenga og sidene plastret med grov stein. Over et kortere parti (Rashølen) ble elvesenga fylt opp flere meter med steinmasse. Tiltaket synes å ha hatt negative effekter for utbredelsen av gyteplasser i området, men sannsynligvis virket positivt for ungfiskbestanden i området siden det ble tilført grove steinmasser som har bidratt til økt skjulkapasitet på strekningen (Koksvik mfl. 2003). Befaring av området i 2016 viste at tilførte masser med gytegrus var vasket vekk.

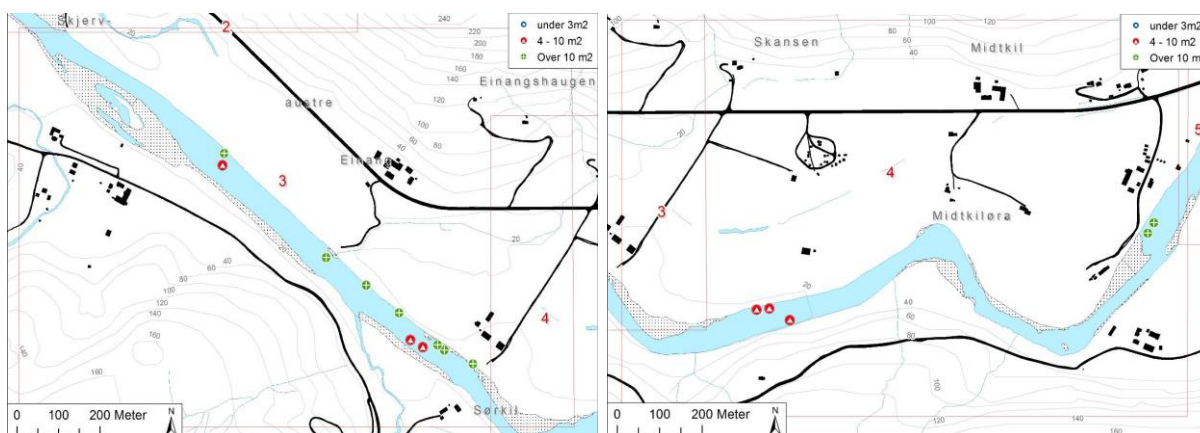
8.2 Endret dynamikk i erosjon/sedimentasjon

Vannkraftressursene i Meråker har vært utnyttet helt siden 1900-tallet med kraftverkene Kopperå II (1901), Turifoss (1908), Nustadfoss (1913) og Kopperå I med reguleringsdam Fjergen (1917). I tillegg kom Funna kraftverk med Funnsjøen som magasin i 1937. Alle disse gamle reguleringene i tillegg til Kraftverkene i Meråker (1994) har, sammen med erosjonssikring (forbygginger), bidratt til å redusere sedimenttransporten (grustilførselen) og påvirket den naturlige dynamikken mellom erosjon, sedimentasjon og tilskudd av grus til den øvre del av elva. Det er få masseførende sidebekker som gir ekstra grus til elva, selv om en grusvifte ved samløp Gudåa tilsier noe tilførsel av grus fra denne sidebekken. Redusert tilførsel av grus sammen med en utjevnet vannføring med mindre flommer bidrar både til endringer i bunnsubstratet (armering av bunnsubstratet med mindre skjulkapasitet (jf. Kap. 4.1.1) og til at dekket av gytegrus kan bli utarmet. Det finnes imidlertid ingen samlet fremstilling og kvantifisering av slike endringer over tid. Men i forbindelse med de årlige gyte-groproregistreringene har vi observert endringer i substratet i deler av elva, spesifikt en økning i observasjoner av blottlagte leirflater. Erosjon ned på leirbunn på områder av elva er eksempel på et tynt gruslag som er omfordelt/forsvunnet det siste tiåret.

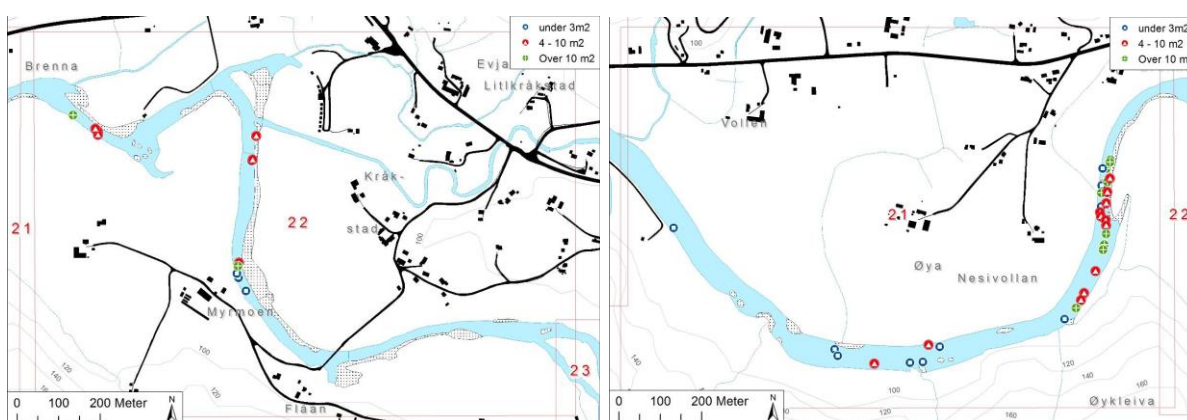
I 2017 gjorde vi derfor en kartlegging av slike blottlagte leirflater som er nullområder i forhold til gyting og oppveksthabitat. Registreringene ble foretatt samtidig med gytegroptellingen i begynnelsen av november 2017. Leirflater av ulike størrelser på strekningen Nustadfoss til Forrasamløpet ble kartlagt og blottlagte leirflater registrert med GPS. Leirflatene ble kategorisert etter ca. størrelse:

1. Små flater < ca. 3 m²
2. Middels flater på ca. 4-10 m²
3. Store flater > 10 m²

Totalt registrerte vi 75 blottlagte leirflater; 24 store, 25 middels og 26 små, flest i Meråker og på strekningen Sona-Forrasamløpet. Antallet vil vi karakterisere som minimumstall siden hovedfokuset var å kartlegge gytegroper. Elva nedstrøms Forrasamløpet ble ikke undersøkt, men av tidligere erfaring vet vi at det også finnes mange blottlagte leirflater på denne strekningen. Der det ble registrert flest groper på strekningen Sona – Forrasamløpet er vist som kartplott i figur 8.1, mens figur 8.2 viser kartplott av de flest registrerte leirflatene i Meråker. Kartene kan om ønskelig kopieres større for eventuelt bruk ved planlegging av tiltak.



Figur 8.1. Kartfesta plott av registrerte leirflater på elvebunnen i området Sørkil – østre Einang, og området Midtkil i Stjørdalselva i Stjørdal kommune



Figur 8.2. Kartfesta plott av registrerte leirflater på elvebunnen i området Kråkstad – Brenna, og området Brenna – Øya i Stjørdalselva i Meråker kommune

Tilførsel av naturtypiske masser og aktiv sedimentforvaltning kan være eksempel på tiltak for å bremse en slik utvikling og gjenskape gyte- og oppveksthabitat (Pulg mfl. 2018).

8.3 Gruveforurensning og vannkvalitet

I fjellområdene i Meråker har det vært gruvedrift fra 1700-tallet til ca. 1920 hvor en hovedsakelig har tatt ut kobbermalm. Avrenningen fra gruveområdene i Meråkerfeltet påvirker fortsatt vannkvaliteten i Torsbjørka og Gilsåa-Dalåa i betydelig grad. Det ble også påvist forhøyede tungmetallkonsentrasjoner i Stjørdalselva i Meråker i forhold til naturlig bakgrunnsnivå (Iversen mfl. 1998). Det er utført undersøkelser på både begroing, bunndyr og fisk i sideelvene oppstrøms Nustadfoss og som belyser effekter av avrenningen på biologisk liv (Iversen mfl. 1998, Reinertsen 1998, Arnekleiv mfl. 2002). De største tungmetalltilførselene til Torsbjørka kommer via Skakkerbekken (også kalt Gruvebekken) og Mannlibekken som kommer inn i Torsbjørka nedafor inntaket til overføringstunnellen. Analyser av tungmetallinnholdet i elvevatnet fra flere punkter i Torsbjørka (Iversen mfl. 1998, Reinertsen 1998) viser at kobberinnholdet i både Skakkerbekken og Mannlibekken i perioder ligger langt over det som er dødelig for bunndyr basert på erfaringer fra bl.a. Gaula og Folla. Kobberinnholdet nederst i Torsbjørka, har også vært over det nivået som ga skader på spesielt døgnfluefaunaen i Gaula (48 ug Cu/l), og bunndyrundersøkelser viste klare forurensningseffekter på bunndyr i hele Torsbjørka nedenfor inntaket (redusert tetthet og artsmangfold), og med størst negativ effekt ned til Mannseterbakken (Arnekleiv upubl.). Forsøk med å sette ut fisk i bur ga en stor dødelighet på ørreten nederst i Torsbjørka mens dødeligheten var lavere for ørret holdt i bur ovafor samløp Skakkerbekken (Gruvbekken) (Iversen mfl. 1998). Også

andre fiskeundersøkelser på ørret og utsatte laksunger peker på skadelige effekter av tungmetalltilførslene (Arnekleiv mfl. 2002). Reguleringen med bygging av kraftverkene i Meråker og overføringer har en betydelig innvirkning på vannkvaliteten i enkelte elveavsnitt. To rapporter fra NIVA og en rapport fra NTNU Vitenskapsmuseet konkluderer med at den nye Meråkerreguleringen sannsynligvis har medført høyere belastning av tungmetaller, særlig kobber i Torsbjørka ved at fortynningen er blitt mindre ved redusert vannføring og en har tilførsel av tungmetallholdig vann nedenfor inntaket fra både Skakkerbekken og Mannlibekken (Iversen mfl. 1998, Arnesen & Iversen 2000, Arnekleiv mfl. 2002).

I Dalåa ligger de største forurensningskildene ovafor overføringspunktet, og Dalåa får tilskudd av godt bufret vann fra Kvernskardelva, også ovafor overføringspunktet. Omfattende undersøkelser på bunndyr, ørret og utsatte laksunger nedafor overføringspunktet har ikke påvist noen skadelige effekter av tungmetaller på bunndyr eller fisk (Arnekleiv mfl. 2002). Utsettingsforsøkene med laksunger i Dalåa har vist positive resultater der elva produserer utvandringssklar laksesmolt. Men også Dalåa har noe forhøya kobberverdier i forhold til naturlig bakgrunnsnivå. Jernutfelling i elvegrusen ved vanninntaket til Stjørdalsvassdragets klekkeri rett oppstrøms Nustadfossen medførte flere episoder med dødelighet på fisken i klekkeriet. Betydningen av eventuelt tungmetallholdig sig fra grunnen fra gamle oppredningsverk og Meråker smeltehytte er ikke vurdert, og det knytter seg fortsatt usikkerhet til om forurensningstilførsler (eksempelvis ved blandsoner) kan ha noen betydning for lakseproduksjonen helt øverst i anadrom strekning. Forsøk med sjøtoleranse for smolt fra Stjørdalselva i Meråker og fra Dalåa viste imidlertid god sjøvannstoleranse uten tegn til desmoltifisering, og normal smoltatferd (Urke mfl. 2014a, b).

Det er godt dokumentert at når store arealer demmes ned og deretter utsettes for varierende vanndekke og tørrlegging gjennom regulering, vaskes næringssalter og humus ut av jordsmonn og myr. Dette medfører en økt produksjon av plante- og dyreplankton som i sin tur gir en midlertidig økt fiskeproduksjon i magasinene (demningseffekt). Undersøkelser både i Tevla og Skurdalsvoll dammen (Brodtkorb mfl. 1995) bekrefter at en fikk en slik demningseffekt i Tevla, og fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen i 2000, sju år etter siste tilleggsregulering, indikerte en fortsatt demningseffekt i Fjergen. Blant annet var biomassen av zooplankton i august mer enn dobbelt så høy i 2000 som før siste regulering (1984) (Koksvik & Arnekleiv 2001).

Det er også vist at en demningseffekt i magasiner kan medføre økt innhold av næringssalter i elvevatnet nedstrøms magasinet/kraftverket, som i Orkla (Hvidsten mfl. 2004), og det er videre antatt at dette har resultert i en gjødslingseffekt i Orkla. Forsøk på gjødsling (tilført fosfor og nitrogen) i næringsfattige elver for å øke fiskeproduksjonen er utført blant annet i Litjvasselva og Klubbvasselva i Vefsna, og ga økt begroing, økt tetthet av bunndyr og økt tilvekst hos laksunger (Johnsen mfl. 1991, 1997).

I Stjørdalselva er det ikke utført vannkjemimålinger som viser innholdet av næringssalter i vannet før/etter regulering, men innholdet av humus økte etter regulering og var høyest i øvre del av elva etter regulering (Arnekleiv mfl. 2000). Det er derfor rimelig å anta at en også i Stjørdalselva har fått en økning i innholdet av næringssalter etter regulering, og ut fra data om situasjonen i magasinene er det trolig at denne effekten har vedvart i mange år. Begroingsundersøkelser foretatt av Reinertsen (1998) viste stor forekomst av alger i Stjørdalselva ved Meråker og kvalitative forskjeller i algesammensetning i forhold til stasjoner lenger opp i vassdraget. Dette settes i sammenheng med reguleringen, både ved utslipp av kaldt vann fra kraftstasjonen, og ved manglende isdekke og økt lystilgang vinter og vår (jf. Reinertsen 1998). Hvor langt nedover Stjørdalselva en har effekt av kraftverksvannet på algebegroingen vet vi ikke, og heller ikke de mengden endringer i begroingen etter reguleringen.

Mengden bunndyr økte i øverste del av Stjørdalselva, samtidig skjedde det en endring i artsammensetningen. Endringene er satt i sammenheng med reguleringseffekter ved økt utvasking av humus og næringssalter og en økning i begroing og antatt økning i sedimentasjon i Stjørdalselva (Arnekleiv mfl. 2000, 2009). Dette har trolig også påvirket laksungenes habitat og vekst. Undersøkelser viser at tilført zooplankton gjennom kraftverksvannet ble utnyttet av laksungene (0+) (Arnekleiv mfl. 2007a).

9 Samlet vurdering av effekter av kraftutbyggingen i Meråker på produksjonen av laks og sjørørret

De største og tydeligste effektene av reguleringen er endringene i vannføring og vanntemperatur. Den hydrologiske variasjonsanalysen viser at reguleringene har ført til redusert vannføring i mai og juni, mens vannføringen gjennom vintermånedene har økt, og de høyeste vannføringene er redusert (utjevnet vannføring over året). En annen tydelig endring er at spesielt lave vintervannføringer ($\leq 9,5 \text{ m}^3/\text{s}$) nesten er fraværende etter regulering (som følge av pålagt minstevannføring), mens slike lave vintervannføringer opptrådte i nesten 30 % av tiden i helt uregulert tilstand. Driften av Meråker kraftverk har ført til økt vanntemperatur om høsten og vinteren og lavere temperatur om våren og sommeren. I middel er reduksjonen i vanntemperaturen størst i mai-juni, med ca. 2°C kaldere vann etter utbyggingen, og økningen er størst i september med ca. $1,5^\circ\text{C}$ varmere vann etter utbygging øverst i elva. Virkningene avtar nedover elva. Om vinteren er vanntemperaturen blitt høyere, i middel $0,5^\circ\text{C}$ i øvre del av elva. Temperaturdata fra Nustadfoss og Øverkil for periodene 1990-93 og 2012-16 tyder på en økning av temperaturen i fiskens vekstsesong på henholdsvis på 0,9 og 0,8 grader, men med en reduksjon i gjennomsnittlig dagmiddel i de varmeste månedene. Både vannføringsendringene og temperaturendringene kan innvirke på en rekke faktorer av betydning for fiskeproduksjonen som f.eks. substrat, gyte- og oppveksthabitat, fiskens næringstilbud og vekst, isforhold og vinterhabitat og vandringsatferd.

Klimaendringer, både i forhold til avrenning og vanntemperatur er ikke spesifisert og innvirker i noen grad på de observerte endringene.

Vi har nedenfor listet opp ulike positive og negative effekter reguleringen kan ha gitt for fiskeproduksjonen og gitt en samlet faglig vurdering av den sannsynlige totaleffekten på smoltproduksjonen for hele elva ut fra resultatene fra langtidsundersøkelsene i vassdraget.

9.1 Positive effekter

- Minstevannføringen på $9,5 \text{ m}^3/\text{s}$ har medført en økning av laveste ukemiddel vannføring, særlig om vinteren og dermed økt vanndeckt areal.
- I forhold til endringer i vanndeckt areal vurderes det som positivt at perioder med svært lav vannføring har blitt færre både sommer og vinter etter regulering. Forutsatt uendrede habitatforhold (gytehabitat og oppveksthabitat) så vil en forvente en bedre overlevelse hos ung-fisk ved økt vanndeckt areal. Selv om dette er undersøkt bare i sone 3 (Meråker kommune) vil det sannsynligvis gjelde hele elva.
- Den største prosentvise endringen i vanndeckt areal (13,5%) skjer ved en økning i vannføring fra 5 til $10 \text{ m}^3/\text{s}$, noe som dekkes av minstevannføringen. Vannføringsøkninger ved høyere vannføringer gir relativt mindre økning i vanndeckt areal, men forholdet vannføring-vanndeckt areal er bare undersøkt i øvre del (Meråker) med relativt lav helningsgrad.
- Reguleringen har medført redusert differanse mellom høyeste ukesmiddel i gytetiden sammenholdt med laveste ukesmiddel i påfølgende vinter. Reguleringen har derfor gitt en forbedret situasjon når det gjelder forholdet mellom vannføring i gytetiden og lave vintervannføringer.
- Høyere temperatur i vekstsesongen og på høsten har medført en forlenget vekstperiode, og laksungenes vekst er bedre etter regulering, særlig i øvre del av elva.
- Økt vekst har bidratt til at smoltalderen er redusert med 0,4 år for perioden 1992-2005, noe som isolert sett har gitt økt smoltproduksjon. Dette skyldes både effekter av reguleringa og av klimaendringer. Andelen femårs- og fireårssmolt er redusert og andelen treårs smolt har økt. Smoltlengde og kondisjon økte i samme periode.

9.2 Negative effekter

- Utjevnnet vannføring over året, færre og mindre flommer, og lange perioder med jevn driftsvannføring har, sammen med utvasking av humus fra magasinene bidratt til en habitatforringelse, særlig i øvre del. Til tross for et gunstig substrat av grov grus og stein, er substratet pakket med finstoff noe som har medført redusert skjulkapasitet.
- Det var en positiv sammenheng mellom beregnet tetthet av laksunger og mengden målt skjul, og mangel på skjul er en flaskehals for smoltproduksjonen i øvre del av elva
- Årsyngelen i Meråker hadde 30 % lavere fettreserver enn årsyngel ved Hegra om høsten, og det er sannsynlig med en ekstra vinterdødelighet i øvre del på grunn av manglende isdekke og høyere vintertemperatur (energirelatert vinterdødelighet).
- Mulig negative virkninger av fluktuasjoner i vannføring som en følge av reguleringen (økt aktivitet/energiforbruk, utspyling), men uten at strandingsdødelighet er en faktor
- Summen av ulike faktorer har medført en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger (>0+) i øvre del, sone 3, ned til Renå. Ungfisktettheten av ørret er redusert i alle sonene, også i Forra, og skyldes sannsynligvis i hovedsak andre faktorer, men en negativ effekt av reguleringen kan ikke utelukkes.
- Lavere, og mindre variasjon i vannføringen under smoltutvandringen etter regulering kan ha gitt økt smoltdødelighet under utvandring. Middelvannføringen i smoltutvandringsperioden er lavere i alle år med regulering enn uten regulering. Siden også hyppigheten av høye vannføringer er redusert har sannsynligheten for en mer spredt smoltutvandring økt, og reguleringen har også økt sannsynligheten for flere perioder med delvis stopp i utvandringen i år med lav og moderat avsmelting. Smoltmodellen indikerer da også en økt utvandring av smolt under uregulerte forhold i slike perioder. Vi konkluderer med at vannføring under smoltutvandring kan være en hydrologisk flaskehals i år med moderat og lite tilsig i smoltutvandringsperioden.

9.3 Vurdering

Spredningen av gyteområder betyr mye for fiskeproduksjonen fordi yngelen har liten evne til å spre seg, og stor konsentrasjon av gytegrøper bare på få plasser i elva kan gi en høy tetthetsavhengig dødelighet. Ettersom laksungene vokser øker mobiliteten, men også behovet for skjul og gode standplasser for å kunne redusere energiforbruket og unngå predasjon. Derfor er ikke bare mengde skjul, men også fordelingen av skjul viktig for overlevelsen og bæreevnen for laks og ørret i et vassdrag. Mengde og fordelingen av slike fysiske faktorer som gytearealer og skjul kan utgjøre habitatflaskehalser for fiskeproduksjonen, og er vesentlige faktorer for bæreevnen av fisk i ei elv (jf. Forseth & Harby 2013). Også endringer og variasjoner i vannføring og temperatur kan ha positive og negative effekter på ungfiskoverlevelse, habitat og fiskeproduksjon. Svært lave vannføringer og hurtige vannføringsvariasjoner kan utgjøre hydrologiske flaskehalser for fiskeproduksjonen.

Undersøkelser gjennomført etter «Miljødesignkonseptet» (Arnekleiv mfl. 2020) viser at skjultilgangen i øvre del av elva er betydelig lavere enn forventet ut fra substratsammensetningen. Dette kan tyde på at det har skjedd en endring i substratet med tiltetting av hulrom. Mengden og fordelingen av gytegrøper i hele øvre del av elva (i Meråker kommune) har vært god og gitt god rekruttering av laksyngel. Det har imidlertid vært en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger over perioden fra 1990 til 2016, og det er konkludert med at dette i hovedsak skyldes lav skjulkapasitet (habitatflaskehals) som i stor grad er knyttet til reguleringseffekter (Arnekleiv mfl. 2007a, 2020). Miljødesignkonseptet er ikke benyttet for resten av Stjørdalselva, men en må anta at de hydrologiske endringene også i stor grad vil være de samme ned til Sona. Gytegroppregistreringene viser at mengden gytegrøper pr km elv er betydelig lavere i sone 2 enn i sone 3. Det er derfor sannsynlig

at eggdeponering og rekruttering kan ha vært dårligere i sone 2 enn i sone 3. For sone 1 (nedtrøms Forrasamløpet) er det ikke gjennomført gytegroppkartlegging grunnet siktproblemer i vannet.

Reguleringen, med en utjevnet vannføring har ført til økt vanndekt areal i store perioder, og spesielt økt vanndekt areal i lavvannsperioder om vinteren, noe som antas å gi en bedre ungfiskoverlevelse. Reguleringen har også medvirket til en økt temperatur i vekstsesongen, særlig med en økt temperatur på slutten av vekstsesongen, men også klimaendringene har bidratt til økt temepartur. Både målinger og modellert vekst viser da også en økt vekst hos laksungene, men også med store variasjoner i vekst. Gjennomsnittslengden til de ulike aldersgruppene laksunger har vært større i periodene etter siste regulering i forhold til før regulering, men gjennomsnittslengdene til alle tre aldersgruppene var lavere i perioden 2009-2016 enn i 2001-2008. Smoltundersøkelsene viste at smoltalderen varierte mellom år, men gjennomsnittlig smoltalder ble redusert med 0,4 år i perioden 1992-2005. Også modellert vekst tilsier at andelen 3-års smolt er økt, mens andelen 4- og 5-års smolt er redusert. Det var forventet at disse endringene ville gi en signifikant økning i smoltproduksjonen, tilsvarende som ble dokumentert fra Orkla. Smoltestimatene viste imidlertid ingen signifikant endring i perioden 1991-2005, men en tendens til økning særlig på grunn av et høyere estimat i 2004 enn andre år. Ungfiskundersøkelsen viste imidlertid en signifikant reduksjon i tettheten, særlig eldre laksunger i sone 3 (øverst), og nye analyser har vist at ungfisktetthetene er signifikant reduserte over hele undersøkelsesperioden etter reguleringen, både for perioden 1994-2013 og 1994-2016 i øvre del. Det er konkludert med at ungfiskproduksjonen, og sannsynlig smoltproduksjonen, er redusert i øvre del, i Stjørdalselva i Meråker kommune, og at habitatdegradering med mangel på skjul kan være den viktigste faktoren til reduksjonen (Arnekleiv mfl. 2020).

Det er ikke gjennomført tilsvarende smoltundersøkelser med produksjonsestimat etter 2005. Det ble gjennomført en analyse over ulike faktors betydning for variasjonen i smoltestimatene (jf. Kap. 7.4). Det var ingen signifikant sammenheng mellom smoltalder og smoltestimatene. Derimot var det en signifikant sammenheng mellom ungfisktetthetene (1+) ett år og smoltestimatene to og tre år etter. En faktor som skjulkapasitet hadde vi ingen mål for i 2005. Redusert smoltalder, spesielt lavere andel 5- og 4-års smolt kan forklare noe av reduksjonen av eldre ungfisk, men siden det er flere faktorer som påvirker ungfiskoverlevelsen (lav skjulkapasitet, fysiologisk vinterdødelighet mm.) kan ikke en ren matematisk beregning av effekten av lavere smoltalder på smoltproduksjonen benyttes som mål på økt smoltproduksjon. Data fra tetthetsberegningene av laksunger ($\geq 1+$) er derfor den beste parameteren vi har til å si noe om utviklingen i smoltproduksjonen i de ulike sonene i Stjørdalselva.

Resultatene (GEE-analysen) viser en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger $>0+$ både for perioden 1994-2013 og 1994-2016 i sone 3, mens det ikke var signifikant endring i tetthet i sone 2 og i Forra og en signifikant økning i tetthet i sone 1. Sammenligner vi gjennomsnittstetthetene i sone 3 for perioden 1990-1994 (før regulering) med perioden 2012-2016, er tettheten redusert med 29 %. Sammenligner vi tettheten før regulering (1990-1994) med gjennomsnittstettheten i hele perioden 1995-2016 er reduksjonen 23,2 %. For sone 2 viser sammenligningen av tettheten før regulering med perioden 2012-2016 en reduksjon på 21 %, mens i sone 1 og i Forra viser tilsvarende sammenligning en økning i tetthetene på henholdsvis 70 % og 55 %.

På grunn av sammenhengen vi finner mellom ungfisktettheter og smoltetimer vil vi anta at tallene også reflekterer utviklingen av smoltproduksjonen, men at størrelsen på reduksjonen i smoltproduksjonen i sone 3, er noe lavere enn reduksjonen i ungfisktetthet (23 – 29 %) på grunn av redusert smoltalder. Miljødesignrapporten viser til at bestandsreguleringen i sone 3 skjer på parrstadiet og at redusert skjul er en flaskehals for produksjonen. Dette er i overensstemmelse med reduksjonen i tetthet av ungfisk, hvor 2+ og eldre ungfisk utgjør en mindre andel, mens 1+ er dominerende. Om vi ser på tetthetene av 1+ isolert så er også tetthetene av denne aldersgruppen alene redusert 12-15 % (data fra 1990-94 sammenlignet med 2012-2016). Redusert smoltalder forklarer derfor ikke reduksjonen i ungfisktetthet.

I sone 2 var det ingen signifikant endring i tetthetene i perioden 1994-2016, men 21 % reduksjon om vi sammenligner tetthetene før regulering med siste undersøkelsesperiode. Det er derfor større usikkerhet om det har vært noen vesentlig reduksjon i smoltproduksjonen i sone 2.

Årsakene til en slik reduksjon i tettheter av laksunger (og antatt reduksjon i smoltproduksjon) i øvre og mulig midtre, men ikke nedre del av elva kan være sammensatt, men endringer i fiskehabitat er sannsynligvis en viktig faktor. Vi konkluderer med at det ikke er mangel på rekrutter som er årsak til at tetthetene av eldre laksunger (og sannsynligvis smoltproduksjonen) viser en reduksjon over tid i øvre del av elva, men ikke i nedre del eller i Forra. Foruten en habitatdegradering med redusert skjulkapasitet (jf. Arnekleiv mfl. 2020), kan reguleringen ha medført andre endringer som har virket bestandsreduserende. To slike faktorer er dokumentert:

- Mindre isdekke, økt bunnstifeller og økt vintertemperatur har sannsynligvis medført en økt vinterdødelighet som er forårsaket av bl.a. fysiologisk status med lave energiresurser og økt predasjon (jf.kap. 7.3).
- Vannføringen under smoltutvandringen er redusert og kan ha gitt en økt dødelighet på utvandrende smolt jf. Kap. 8,4, Arnekleiv mfl. 2020).

Selv om både økt vanndekt areal og spesielt økt lavvannføring om vinteren og økt vekst skulle virke positivt på fiskeproduksjonen, synes dette å bli mer enn oppveiet av en reduksjon i kvaliteten på oppvekstarealet ved homogenisering og tiltetting av substratet, og andre bestandsreduserende faktorer som har årsak i reguleringen. Spørsmålet blir om den signifikante økningen i ungfisktettheter (og antatt økt smoltproduksjon) i sone 1 kan skyldes reguleringen, og om økningen kan oppveie tapet i sone 3.

Totalt var økningen i tetthet i sone 1 på 19,5 ungfisk per 100 m², mens reduksjonen i sone 2 og 3 var på til sammen 17,1 ungfisk per 100 m², altså noe mindre enn økningen i sone 1. Årsaken til økningen i tettheten av laksunger i sone 1 og en økt, men ikke signifikant trend i Forra er trolig også sammensatt. Men siden analysen (GEE) viser at vi også har hatt en signifikant økning i tetthetene av årsyngel i sone 1 og nær signifikant økning av årsyngel i Forra, kan det sannsynligvis ha sammenheng med variasjoner i lakseinnsiget og økt eggdeponering. Vi har ikke data på utviklingen av gytebestanden (gytegrøper) i sone 1 eller Forra, men siden tettheten av yngel har økt, kan manglende rekruttering ha vært en flaskehals her i motsetning til i øvre deler av Stjørdalselva. Siden tettheten av både årsyngel og eldre laksunger viser en økning/økt trend også i uregulerte Forra (og en signifikant økning i perioden 2002-2013) er det lite sannsynlig at reguleringen i Meråker har vesentlig påvirkning på tetthetsutviklingen i sone 1. Endringene i vannføring og temperaturendringene som skyldes reguleringen vil også være mye avdempet nedstrøms tilløpene fra uregulerte Sona og Forra, men reguleringseffekten av færre episoder med særlig lav vannføring sommer og vinter har trolig også en positiv effekt på ungfiskoverlevelsen i sone 1. Den sterke reduksjonen i ungfiskbestanden av ørret i undersøkelsesperioden har sannsynlig også gitt en større konkurransefordel for laks nederst i elva, siden ørretbestanden i utgangspunktet var størst her.

Både beregningene av smoltproduksjonen (smoltestimatene) og ungfisktetthetene har flere usikkerheter, spesielt knytta til metode. Men begge typen undersøkelser er utført mest mulig likt fra år til år, og med minst mulig variasjon i faktorene som påvirker usikkerhetene i estimatene. Gitt de gjeldende usikkerhetene konkluderer vi med at reguleringen i 1994 med stor sannsynlighet har forårsaket en reduksjon i skjulkapasiteten med totalt lavere smoltproduksjon i Stjørdalselva i Meråker kommune, mens fiskeproduksjonen ellers i Stjørdalselva er mindre påvirket av reguleringen. Økningen i ungfisktettheter i sone 1 mener vi i mindre grad skyldes reguleringen, men en økning i eggdeponeringen (økt rekruttering). Denne økningen oppveier reduksjonene i øvre del, og for elva som helhet er det sannsynlig at smoltproduksjonen er lite endret.

10 Forslag til tiltak

10.1 Øvre del av elva i Meråker kommune

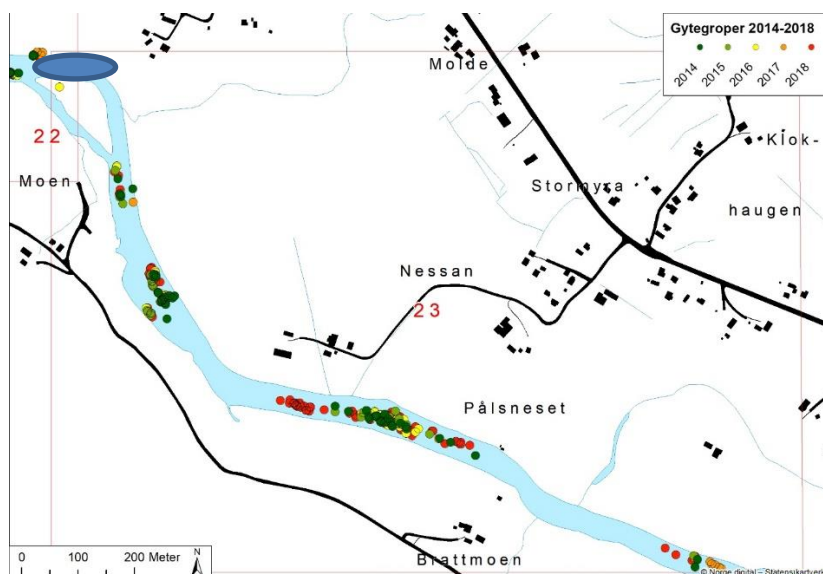
Siden det er sannsynliggjort at reguleringen har medført et dårligere oppveksthabitat med redusert fiskeproduksjon i øvre del av Stjørdalselva, er det naturlig å målrette tiltak i dette området, for om mulig å kompensere for reduksjonen. I «Miljødesignrapporten» (Arnekleiv mfl. 2020) er det foreslått en rekke tiltak for å øke skjulkapasiteten og bedre oppvekstvilkårene i øvre del av Stjørdalselva i Meråker kommune. Behovet for gjennomføring av tiltak i dette området er grunnlagt i endringer i oppveksthabitatene på grunn av kraftreguleringene i 1994, og resultatene av våre undersøkelser presentert i denne rapporten støtter opp under dette.

De typene tiltak vi foreslår i øvre del kan oppsummeres slik:

- Rensing av substrat - harving, ripping og spyling,
- Restaurere flomløp og sideløp
- Tildekking (sikring) av blottlagte leirflater.
- Steinutlegging for å øke skjulkapasiteten
- Økt ruhet i erosjonssikring (begrense kanalisering, øke skjul i elvekanten)
- Utlegging av gytegrus på noen få områder

Det er i «Miljødesignrapporten» gitt en rekke konkrete og kartfesta forslag til habitattiltak og også hydrologiske tiltak i øvre del av elva, og vi henviser derfor til denne rapporten for detaljert informasjon om forslagene.

Det siste punktet om utlegging av gytegrus er ikke med i «Miljødesignrapporten». Generelt er det godt med gytehabitat på hele den øvre strekningen, men i områdene med rassikring ved Kråkstad – Smemobekken i Meråker ble en del gytegroper ødelagt på grunn av sikringsarbeider. Det ble lagt på noe gytegrus i etterkant, men ved befaring i 2016 var denne gytegrusen spylt vekk. Selv om det kan være vanskelig å få gytegrus til å bli liggende, vil den bli fordelt lenger nedover elva. I flere elver har en derfor lagt ut gytegrus i elvesidene og elva har selv fordelt grusen nedover (Pulg mfl. 2018). Vi foreslår derfor at det legges ut gytegrus i elvekanten i nærhet av utløpsområdet ved «Rashølen», jf. Figur 10.1.



Figur 10.1. Kart over gytegroper i området Pålsneset – Smemobekken, og innlagt ellipse for området hvor det er aktuelt å legge ut gytegrus.

I «Miljødesignrapporten» er det også foreslått flere hydrologiske tiltak knytta opp mot kraftverksdriften. Hydrologiske tiltak som ekstra vannslipp i smoltutvandringsperioden, variasjoner i minste-vannføring og å unngå raske og hyppige vannføringsendringer, vil gjelde hele elva fra Nustadfoss, men effekten av hydrologiske tiltak ved endringer i kraftverksdriften vil dempes nedover vassdarget ettersom en får inn flere sidebekker og større felt som Sona og Forra.

10.2 Midtre og nedre del av elva fra kommunegrense Meråker til Mælen bru

De hydrologiske tiltakene nevnt over, og som er detaljert foreslått i «Miljødesignrapporten», vil også ha virkning for midtre og nedre del av elva, og vi henviser til den vurderingen som er gjort av disse tiltakene i «Miljødesignrapporten».

I midtre og nedre del av elva er det ikke gjennomført skjulmålinger og hydrologiske analyser som i øvre del, men skjulmålinger fra alle elfiskestasjoner og gytegrupundersøkelser ned til Forrasamløpet er gjennomført. Skjulmålingene indikerer at det også i sone 2 (fra Renå ned til Forrasamløpet) og sone 1 (fra Forrasamløpet til Trøyte) er mange områder med lite skjul. Vi må anta at endringene i vannføringsregime og effekten av dette på elvebunnen også i betydelig grad vil gjelde videre nedover Stjørdalselva, særlig i sone 2. I sone 2 var det også en negativ trend i tettheten av laks-unger over tid, men ikke signifikant endring. Det er imidlertid sannsynlig at liten skjulkapasitet kan begrense lakseproduksjonen i noen områder også i sone 2, men generelt er denne sonen preget av noe større helningsgrad med mer stryk og grovere substrat enn i sone 3 (jf. Berger mfl. 2007). Tiltak for å øke skjulkapasiteten på noen områder kan også bedre produksjonen i denne sonen. Kanstad-Hanssen & Øksenberg (2014) har i en rapport vurdert aktuelle tiltak med formål å bedre oppvekstbetingelser i Stjørdalselva, og påpeker problemet med å få tiltak som rensing av substrat til å være særlig varige på strykstrekninger. Vi er enige i hans vurderinger når det gjelder sone 2, og støtter forslagene om heller å satse på gjenåpning og habitatforbedringer i sideløp og gamle flomløp.

Tiltak med å gjenåpne gjenvokste sideløp og ta i bruk flomløp tilpasset også lave vannføringer og samtidig skjerme mot flommer har vist seg å kunne gi økte, og gode oppvekstarealer (Pulg mfl. 2018). Eksempel på et slik velfungerende sideløp finner vi ved Renå på den undersøkte strekningen (jf. Arnekleiv mfl. 2007a). Lenger ned i Stjørdalselva, ved Einang i Hegra, etablerte NVE en 660 m lang bekk i et flomløp, og med tilpasset oppveksthabitat i 2012 (Kjøsnes & Hagen 2016). Mye ungfisk av både laks og ørret tok raskt i bruk bekken, men en stor flom i januar 2014 medførte store ødeleggelser i den øvre del av bekken. I etterkant ble det bygd en flomvoll ved inntaket til bekken for å skjerme mot både isgang og flom. Erfaringen viser at det er mulig å skape ekstra gyte- og oppvekstarealer ved å ta i bruk slike flomløp, men det kan være utfordringer med å få det stabilt nok til å tåle store variasjoner i vannføring (Kjøsnes & Hagen 2016).

På strekningen kommunegrense Meråker og ned til Forrasamløpet foreslår vi, i tråd med Kanstad-Hanssen & Øksenberg (2014) gjenåpning/habitattiltak av fire sideløp/flomløp:

- Sideløp ved Langfredagsneset
- Sideløp ved utløpet av Heimhølen, Nord-Kringen
- Sideløp ved Svarhølen/Iverhølen
- Sideløp ved Ingstadneset

Sideløpet ved Langfredagsneset ble åpnet for vannføring i 2013, og er seinere blitt noe utvidet i inntaket for å sikre nok vann også på lave vannføringer. Ved befaring av løpet i 2017 var det relativt mye finsubstrat i løpet, og det bør derfor gjøres habitatendringer for å øke skjulkapasiteten.

For de tre andre sideløpene foreslår vi at det gjennomføres utgraving og habitattiltak i tråd med tilrådingene i Kanstad-Hanssen & Østberg (2014), og vi viser til denne rapporten for detaljert plan.

Gytegropundersøkelsene viser en konsentrasjon av gytegroper øverst i elva og mer spredt gyting videre nedover til Forrasamløpet. Om dette skyldes mangel på gytehabitat eller har andre årsaker vet vi ikke så mye om, men boniteringen i 2006 viste bra tilgang på grus (Berger mfl. 2007). Mangel på gytegroper i en del utløp fra høler hvor vi typisk forventer gyteaktivitet, kan skyldes dårlig gytehabitat. Det kan derfor være et aktuelt tiltak å supplere med utlegging av gytegrus på følgende områder:

- Utløpet av Svarthølen
- Utløpet av Iverhølen
- Utløpet av Bruhølen (Flora)
- Nedstrøms Sonoset- Sonoshølen

Det bør gjøres en befaring av disse områdene for mer detaljert fastsetting av områdene for utlegging av gytegrus. Men fortrinnsvis bør gytegrusen legges litt utover fra elvekanten i stedet for i hovedløpet.

I og med at vi registrerer en økning i tettheter av både årsyngel og eldre laksunger i sone 1 gjennom undersøkelsesperioden, har vi ikke funnet grunnlag til å foreslå tiltak i dette området.

10.3 Vedlikehold av habitattiltak

Biotopforbedrende tiltak og restaurering av reguleringspåvirka elvestrekninger er gjennomført i en rekke elver, og med varierende resultater (jf. Pulg mfl. 2018). Gjennomgående er erfaringene fra rensing/lufting av bunnssubstrat og steinutlegging at tiltakene gir raskt en god effekt, men har begrenset varighet og trenger vedlikehold. I og med at de bakenforliggende prosessene i elva (utjevnnet vannføring, mindre isdekke og bortfall av store flommer) ikke endres, vil sedimentering av finsubstrat fortsette og substratet tettes gradvis igjen. Ved utlegging av stein og buner kan en lokalt oppnå økte vannhastigheter og endra strømningsforhold (selvrensing) som kan øke varigheten av tiltaket. Imidlertid er sedimentering av godt fungerende habitattiltak også vist i Dalåa med stabil minstevannføring og tilrettelagte oppveksthabitater for laks (jf. Arnekleiv mfl. 2018). En må derfor regne med jevnlig vedlikeholdsintervall for slike tiltak. Basert på erfaringer fra Dalåa (Arnekleiv mfl. 2018) og andre elver (jf. Pulg mfl. 2018) vil vi tilrå vedlikeholdsintervaller på ca. hvert tiende år. Imidlertid er det viktig å evaluere effekten av tiltakene etter tre til fem år for å kunne satse videre på de tiltakene som gir best effekt.

Også for de foreslåtte sideløpene vil det være behov for vedlikehold. Den antatt største utfordringen er å hindre massetransport og omlagringer av masser ved større vannføringer slik at sideløpene blokkeres, samt å vedlikeholde bunnssubstratet med hulromskapasitet.

11 Referanser

- Alfredsen, K., Stickler, M. & Linnansaari, T. 2006. Verknad av is på habitat for fisk i elver med habitattiltak og minstevannføring. – NVE Rapport Miljøbasert Vannføring 1. 43 s.
- Anon. 2019. Status for norske laksebestander i 2019. - Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 12: 1-126.
- Anon. 2014. Smolt – en kunnskapsoppsummering. Miljødirektoratet, Rapport M136-2014: 126 s.
- Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. – Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 5: 1-136.
- Anon. 2005. Kraftverkene i Meråker. Terskel- og tiltaksplan – tillegg til plan av 1994. Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk, Steinkjer, april 2005. 19 s. + vedlegg.
- Anon. 1994. Kraftverkene i Meråker. Terskel- og tiltaksplan. Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk, Steinkjer, 1994. 46 s. + vedlegg.
- Armitage, P.D. 1976. A quantitative study of the invertebrate fauna og the river Tees below Cow Green Reservoir. – Freshwat. Biol. 6: 229-240.
- Arndt, S.K.A, Cunjak, R. A. & Benfey, T.J. 2002. Effect of summer floods and spatial-temporal scale on growth and feeding of juvenile Atlantic salmon in two New Brunswick streams. – Transaction of the American Fisheries Society 131, 607-622.
- Arnekleiv, J. V. (upublisert). Fisk, bunndyr og tungmetaller i Torsbjørka – en vurdering av miljøtilstanden i perioden 1991-2008. Notat til Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og Vannregionmyndigheten i Trøndelag.1-10.
- Arnekleiv, J.V. & Koksvik. J.I. 1980. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1980, 6: 1-82.
- Arnekleiv, J.V. 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1985, 4: 1-87.
- Arnekleiv, J.V. 1986. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1986, 1: 1-29.
- Arnekleiv, J.V. 1994. Fisk og bunndyr i Skauga 1985-1990. – Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1994-7. 1-23.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen. A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1994-7: 1-56.
- Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. og Bongard, T. 1995. Fiskeribiologiske referanseundersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1990 – 1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. – Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1995-5: 1-86.
- Arnekleiv, J. V. og Rønning, L. 1997. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. Vitenskapsmuseet Rappot Zoologisk Serie 1997-5: 1-36.
- Arnekleiv, J.V., Kjærstad G., Rønning L. & Koksvik J. 2002. Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2005-5. 1-90.
- Arnekleiv, J.V., Kjærstad G., Rønning L., Koksvik J. & Urke H.A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2000-3: 1-91.
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2005. Smoltutvandring og kraftverk – en undersøkelse i forbindelse med planlagt rehabilitering av Nustadfoss kraftverk i Stjørdalsvassdegaet, Meråker kommune. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 2005-1: 1-29.
- Arnekleiv, J.V., Finstad, A.G. & Rønning, L. 2006a. Temporal and spatial variation in growth of juvenile Atlantic salmon. – Journal of Fish Biology 68: 1062-1076. doi: 10.1111/j.1095-8649.2006.00986.x
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Rønning, L. & Harby, A. 2006b. Long-term effects of habtat enhancement work on the density and survival of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr in a regulated stream. – International Conference on "Riverine Hydroecology: Advances in Research and Applications". Abstarct book, p. 30-31.

- Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Koksvik, J., Kjærstad, G., Alfredsen, K., Berg, O.K. & Finstad, A.G. 2007a. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, ungfisk og smolt. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool.Ser 2007,1: 1-141.
- Arnekleiv, J.V., Korsen, I., Rønning, L. & Fiske, P. 2007b. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, voksen, anadrom laksefisk og fangststatistikk. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser 2007,2: 1-87.
- Arnekleiv, J.V., Korsen, I., Kjærstad, G. og Rønning, L. 2009. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 2007 og 2008. Kraftverksregulering, bunndyr, ungfisk, voksen fisk og fangststatistikk. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 2009-2: 1-136.
- Arnekleiv, J.V., Bergan, P. I., Sundt-Hansen, L.E., Kielland, Ø.N., Foldvik, A., Davidsen, J.G., Först, M. & Vaskinn, K.A. 2020. Miljødesign i regulerte laksevassdrag: Stjørdalselva i Meråker kommune – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2020-4: 1- 106.
- Arnekleiv, J. V. & Kjærstad, G. 2013. Bunndyrundersøkelser i Bævra. Årsrapport 2012 – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-5: 1-33.
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2013. Kraftverkene i Meråker – resultater av habitattiltak og laksekultivering, og plan for kompensasjonsutsetting av laks i sideelver i Meråker. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-4: 1-26.
- Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Davidsen, J.G. & Sjursen, A.D. 2014. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 2009-2013. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2014-3: 1-82.
- Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 2018. Habitattiltak i Dalåa, Meråker kommune – langtidseffekteffekt av restaureringstiltak på utsatt laks – en oppsummering. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2018-4: 1-39.
- Arnesen, R.T. & Iversen, E.R. 2000. Meråker gruvefelt – Vurdering av vannføring og forurensning. NIVA Rapport 4304-2000:1-12.
- Asvall, R.P. 1995. Kraftverkene i Meråker. Vanntemperatur- og isforhold 1983-1994. NVE Hydrologisk avdeling Rapport 32-1995.
- Asvall, R. P. 2000a. Vanntemperatur og isforhold i Stjørdalselva 1995-1999. Virkninger av Meråkerutbyggingen. NVE HM-Notat 19-2000. 11 s.
- Asvall, R.P. 2000b. Kraftverkene i Meråker. Virkninger på isforholdene i Stjørdalselva. NVE HM-Notat 27-2000. 5 s.
- Asvall, R.P. 2001. Vanntemperatur og isforhold i Stjørdalselva. NVE Oppdragsrapport 6-2001: 1-58.
- Bacon, P.J., Gurney, W.S.C., Jones, W., McLaren, I.S. & Youngson, A.F. 2005. Seasonal growth patterns of wild juvenile fish: partitioning variation among explanatory variables, based on individual growth trajectories of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. – Journal of Animal Ecology 74: 1-11.
- Bakken, T.H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. Centre for Environmental Design of Renewable Energy. NINA Temahefte 62, 205 s.
- Beaugrand, G. & Reid, P.C. 2012. Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 69: 1549-1562.
- Berg, O.K. & Bremset, G. 1998. Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. – Journal of Fish Biology 52: 1272-1288.
- Berg, O.K., Arnekleiv, J.V. & Lohrmann, A. 2006. The influence of hydroelectric power generation on the body composition of juvenile Atlantic salmon. – River Research & Applications 22: 993-1008. DOI: 10.1002/rra.949
- Bergan, M. A. & Nystad, B. A. 2003. Drivfauna, bunndyr og ernæring hos laks (*Salmo salar*) om vinteren i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag. Cand. scient.- oppgave. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. 47 s.
- Berger, H. M., Arnekleiv, J.V., Lehn, L.O., Bergan M.A., Rønning, L. & Korsen, I. 2007. Bonitering av fysiske forhold og egnethet for fiske i Stjørdalselva, Nord-Trøndelag 2006. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser 2007,4: 1-47.

- Berger, H. M., Arnekleiv, J. V., Lehn, L. O., Bergan, M. A., Berggård, O. K. & Rønning, L. 2013. Bonitering av fysiske forhold og egnethet for fiske i Forra og Sona i Stjørdal kommune. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-3: 56 s.
- Boe, C.A. 2001. Sak nr. 9/1990 B ved Stjør- og Verdal herredsrett: Meråkerreguleringen. Vanntemperatur, isforhold og klima. Rapport fra den sakkyndige. 38 s.
- Bogen, J. & Bønsnes, T.E. 2004. Sedimenttransport og substratforhold i Suldalslågen, sluttrapport 1998-2003. – Suldalslågen-Miljørapport 39. Statkraft SF, Oslo.
- Bogen, J., Bremnes, T., Bønsnes, T.E., Heggenes, J., Johansen, S.W. & Saltveit, S.J. 2004. Fiskehabitat i Suldalslågen: et studium av sedimentasjonsdynamikk, begroing, habitattilbud og habitatbruk hos fisk. Sluttrapport. – Suldalslågen-Miljørapport 16. Statkraft SF, Oslo.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. – *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Bohlin, T., Sundström, L. F., Jonsson, J. I., Höjesjö, J. & Pettersson, J. 2002. Density- dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. – *Journal of Animal Ecology* 71, 683-692.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift – a review. – *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). – *Regulated Rivers Research & Management* 3: 191-204.
- Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1995. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. – Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 1995, 4: 1-30.
- Carter Jonson, W. 1997. Equilibrium response of riparian vegetation to flow regulation in the Platte River, Nebraska. – *Regulated Rivers Research & Management* 13: 403-415.
- Crisp, D.T. 1981. A desk study of the relationship between temperatures and hatching time for eggs of five species of salmonoid fishes. – *Freshwater Biology* 11, 361-368.
- Crisp, D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eyeing hatching and “swim-up” times for salmonoid embryos. – *Freshwater Biology* 19, 41-48.
- Cunjak, R.A. & Power, G. 1987. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*S. fontinalis*) and brown trout (*S. trutta*). – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1970-1981
- Cunjak, R.A. & Therrien, J. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. – *Fisheries Management and Ecology* 5: 209-223.
- Cunjak, R.A., Prowse, T.D. & Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: “the season of parr discontent”? – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Suppl. 1): 161-180.
- Dahl, T.E. & Godtland, K. 1995. Sedimenttransport i bratte elver - en studie i Gaula i Sør-Trøndelag. – SINTEF-rapport STF 60 A95112: 1-49.
- Davidson, J., Svenning, M.A., Orell, P., Yoccoz, N., Dempson, J.B., Niemela, E., Klemetsen, A., Lamberg, A. & Erkinaro, J. 2005. Spatial and temporal migration of wild Atlantic salmon smolts determined from a video camera array in the sub-Arctic River Tana. – *Fisheries Research* 74 (1-3): 210-222.
- Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. 1977. Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966-75. – *Journal of Fish Biology* 11, 647-672.
- Einum, S., Sundt-Hansen, L. & Nislow, K.H. 2006. The partitioning of density-dependent dispersal, growth and survival throughout ontogeny in a highly fecund organism. – *Oikos*, 113: 489-496.
- Einum, S., Nislow, K.H., Reynolds, J.D. & Sutherland, W. J. 2008. Predicting population responses to restoration of breeding habitat in Atlantic salmon. – *Journal of Applied Ecology* 45: 930-938.
- Einum, S. & Nislow, K.H. 2011. Variation in population size through time and space: theory and recent empirical advances from Atlantic salmon. Chapter 11 in *Atlantic salmon Ecology* (eds. Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal). Oxford: Blackwell Publishing Ltd.
- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. & Fryer R.J. 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. – *Functional Ecology* 9, 290-298.
- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in Northwest England. – *Functional Ecology* 11, 592-603.

- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1998. A new functional model for estimating the maximum amount of invertebrate food consumed per day by brown trout, *Salmo trutta*. – *Freshwater Biology* 42, 235-246.
- Elliott, J.M. 1975a. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. – *Journal of Animal Ecology* 44, 805-821.
- Elliott, J.M. 1975b. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. – *Journal of Animal Ecology* 44, 823-842.
- Elliott, J.M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. – *Freshwater Biology* 25: 61-70.
- Elliott, J.M., Hurley, M.A. & Fryer, R.J. 1995. A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. – *Functional Ecology* 9: 290-298.
- Elliott, J.M. 2001. The relative role of density in the stock-recruitment relationship of salmonids. S. 25-66 I Prévost, E. & Chaput, G. (red.). *Stock, recruitment and reference points – Assessment and management of Atlantic salmon*. Hydrobiologie et aquaculture, INRA, Paris.
- Erkinaro, H. & Erkinaro, J. 1998. Feeding on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in the subarctic river Teno and three tributaries in northernmost Finland. – *Ecology of Freshwater Fish* 7: 13-24.
- Enders, E. C., Buffin-Belanger, T., Boisclair, D. & Roy, A. G. 2005. The feeding behaviour of juvenile Atlantic salmon in relation to turbulent flow. – *Journal of Fish Biology* 66, 242-253
- Fergus, T. 1997. Geomorphological adjustments of the channel after river regulation for hydropower in the Fortun, Sogn og Fjordane, Norway. – Rapportserie: Hyrologi, Universitetet i Oslo. 1-75.
- Finstad, B. & Jonsson, N. 2001. Factors Influencing the Yield of Smolt Releases in Norway. – *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 37-55.
- Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje, T.F. & Ugedal, O. 2004a. The importance of icecover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. – *Journal of Animal Ecology* 73:959-966.
- Finstad, A.G., Ugedal, O. Forseth, T. & Næsje, T.F. 2004b. Energy-related juvenile winter mortality in a northern population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:2358-2368.
- Finstad, A.G., Næsje, T.F. & Forseth, T. 2005. Seasonal variation in the thermal performance of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). – *Freshwater Biology* 49, 1459-1467
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. – *Freshwater Biology* 52: 1710-1718.
- Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. & Forseth, T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. – *Journal of Animal Ecology* 78: 226-335.
- Forseth, T., Hurley, M.A., Jensen, A.J. & Elliott, J.M. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. – *Freshwater Biology* 46: 173-186.
- Forseth, T., Næsje, T.F., Saksgård, R., Ugedal, O., Aursand, M., Thorstad, E. & Hårsaker, K. 2000. Fat metabolism and physiological condition in juvenile Atlantic salmon from River Alta. Statkraft Engineering. – Altaelva rapport 14, 37s.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.) 2008. El-fiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. – NINA Rapport 488: 1-74.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign I regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 52: 1-90.
- Halekoh, U., Højsgaard, S., and Yan, S. 2006. Generalized estimating equation package.
- Harby, A. & Arnekleiv, J.V. 1994. Biotope improvement analysis in the river Dalåa with the River System Simulator. – *Proceedings of the 1st. International Symposium on Habitat Hydraulics*: 513-520.
- Harby, A. & Bakken, T.H. 1996. Habitatjusteringer I Dalåa ved bruk av Vassdragssimulatoren. - EnFO Publikasjon nr. 128-1996, Fiskesymposiet 1996: 142-151.
- Harby, A., Alfredsén K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S.W. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Konsekvenser av effektkjøring på økosystemer i rennende vann". – SINTEF Rapport TR A5932. 1-39.

- Heggenes, J. & Borgstrøm, R. 1988. Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology* 33: 885-894.
- Hedger, R.D., Næsje, T.F., Fiske, P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Thorstad, E.B. 2013. Ice-dependent winter survival of juvenile Atlantic salmon. *Ecology and Evolution* 3 (3): 523-535. DOI 10.1002/ece3.481
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2007. Fiskeundersøkingar i Aurland og Flåm, årsrapport for 2006. Rådgivende Biologer, Rapport 976. 84 s.
- Herland, A.K. 2012. The effect of hydropeaking on density, diversity and species richness of mayflies (Ephemeroptera) and stoneflies (Plecoptera) in two river systems. NTNU Department of Biology. Master thesis, Trondheim, June 2012. 73 s.
- Hembre, B., Arnekleiv, J.V. & L'Abée-Lund, J.H. 2001. Effect of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. – *Ecology of Freshwater Fish* 10, 61-64.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. – NINA Rapport 226: 1-78.
- Hvidsten, N.A. & Koksvik, J.I. 1983. Virkninger av døgnregulering på næringsfauna og fisk i Nidelva. – Fiske-symposiet 1983, Vassdragsregulantenenes forening, Asker.
- Hvidsten, N. A. & Lund, R. 1988. Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of River Orkla, Norway. – *J. Fish Biol.* 33: 121-126.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979 - 2002. – NINA Fagrapport 079. 94 s.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Økland, F., Ugedal, O., Jensås, J.G. & Saksgård, L. 2012. Reguleringsundersøkelser i Orkla i perioden 2007-2011. – NINA Rapport 866. 65 s.
- Ihaka, R., and Gentleman, R. 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299-314.
- Iversen, E. R., Hylland, K., Arnesen, R.T. Källqvist, S.T. & Aanes, K.J. 1998. Kartlegging av forurensningstilstanden i Meråker gruvefelt.- NIVA Rapport LNR 3938-98.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1724 – 1729.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. – *Journal of Animal Ecology* 59, 603-614.
- Jensen, A.J. 2003. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated river Alta: Effects of altered water temperature on parr growth. – *River Research and Applications* 19: 733-747.
- Jensen, A.J. (red.). 2004. Geografisk variasjon og utviklingstrekk i norske laksebestander. – NINA Fagrapport 80: 1-79.
- Jensen, A.J., Fiske, P., Hansen, L.P., Johnsen, B.O., Mork, K.A. & Næsje, T.F. 2011. Synchrony in marine growth among Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 444-457 doi: 410.1139/F1110-1156.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for perioden 2008-2010. – NINA Rapport 659. 77 s.
- Johansen, M., Erkinaro, J. & Amundsen, P.A. 2011. The When, What and Where of Freshwater Feeding. S. 89-114 i: Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (red.). 2011. Atlantic Salmon Ecology. Blackwell Publishing Ltd., UK, 465 s.
- Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. og Håker, M. 1991. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunnedyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnvassdraget. - Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport Zoologisk Serie 1991 -1.
- Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Koksvik, J.I. og Reinertsen, H. 1997. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i innsjø. Vannkjemi, plankton, bunnfauna og fisk i Øvre og Nedre Mosvasstjern, Vefsnvassdraget 1986-94. – NINA Oppdragsmelding 499: 1- 55.

- Johnsen, B. O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G. 2008. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Årsrapport 2007. NINA Rapport 373, 87 s.
- Johnsen, B.O. (red), Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O. & Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3. 111 s.
- Johnsen, B.O., Bremset, G. & Hvidsten, N.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Bævre, Møre og Romsdal. Fagrapport 2011. - NINA Rapport 698: 1-70.
- Jones, W., Gurney, W. S. C., Speirs, D. C., Bacon, P. J. & Youngson, A. F. 2002. Seasonal patterns of growth, expenditure and assimilation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 71: 916–924.
- Jonsson, B. & L'Abée-Lund, H. 1993. Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. – *J. Fish Biol.* 43 (suppl. A): 1-16.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. 1998. Longterm study of the ecology of wild Atlantic salmon smolts in a small Norwegian river. – *Journal of Fish Biology* 52: 638-650.
- Jonsson, B., Forseth, T., Jensen, A. J. mfl. 2001. Thermal performance of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. – *Functional Ecology* 15: 701-711.
- Kanstad-Hanssen, Ø. & Øksenberg, S. 2014. Vurderinger og forslag til habitatforbedrende tiltak i lakseførende del av Stjørdalselva. – *Ferskvannsbiologen. Rapport 2014-04.* 40s.
- Kjærstad, G., Arnekleiv, J.V., Speed, J.D.M. & Herland, A.K. 2018. Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. – *River Research & Application* 2018: 1-14. DOI: 10.1002/rra.3241
- Kjærstad, G., Kristensen, T., Urke, H.A., Skei, B.B. & Arnekleiv, J.V. 2020. Metaller fra gruveavrenning og påvirkninger på bunndyr og fisk i Stjørdalsvassdraget – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2020-1: 1-22.
- Kjøsnes, A. J. & Hagen, G. B. 2016. Bygging av nytt sideløp i Stjørdalselva. NVE-rapport 65. 1-29.
- Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. 2001. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen sju år etter siste tilleggsregulering. – *Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2001-1:* 1-27.
- Koksvik, J., Arnekleiv, J.V., Rønning, L. & Kjærstad, G. 2003. Rassikring av Krogstadmarka, Meråker – Innvirkning på gyteområder, ungfisk og bunndyr. Samt forslag til kompensasjonstiltak i Stjørdalselva og Smemobekken. – *Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2003-4:* 30 s.
- Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. 2008. Changes in macroalgae and bottom fauna in the winter period in the regulated Alta river in northern Norway. – *River Research & Application* 24: 720-731.
- Koskela, J., Pirhonen, J. & Jobling M. 1997. Growth and feeding responses of a hatchery population of brown trout (*Salmo trutta* L.) at low temperatures. – *Ecology of Freshwater Fish* 6: 116-121.
- Kålås, J.A., Heggberget, T.G., Bjørn, P.A. & Reitan, O. 1993. Feeding behaviour and diet of goosanders (*Mergus merganser*) in relation to salmonid seaward migration. – *Aquatic Living Resources* 6: 31-38.
- Lamberg, A., Strand, R. & Øksenberg, S. 2009. Overvåking av laks og sjørørret i Skjoma fra 2001-2008. - LBMS rapport 02/2009: 1-30.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S. & Gjertsen, V. 2010. Gytebestander av laks og sjørørret i Åbjøravassdraget i Bindal kommune i 2010. Resultater fra videoregistrering i Brattfossen og drivtelling av gytefisk. Vilt & Fiskeinfo AS Rapport 19/2010.
- Letcher, B.H. & Gries, G. 2003. Effects of life history variation on size and growth in stream-dwelling Atlantic salmon. – *Journal of Fish Biology* 62, 97-114. doi: 10.1046/j.0022-1112.2003.00009.x.
- Linnansaari, T., Stickler, M., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Cunjak, R.A., Fjeldstad, H.P., Halleraker, J.H. & Harby, A. 2005. Movements and behaviour by juvenile Atlantic salmon in relation to ice conditions in small rivers in Canada and Norway. CGU HS Committee on River Ice Processes and the Environment. 13th Workshop on the Hydraulics of Ice Covered Rivers, Hannover NH, Sept. 15-16, 2005: 1-19.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & Cunjak, R.A. 2009. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr during winter in a substrate enhanced river reach. – *River Research and Applications* 25: 773-787.
- Lobon-Cervia, J. & Rincon, P.A. 1988. Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. – *Transaction of the American Fisheries Society* 117, 718-728.

- Lund, R. A., Johnsen, B.O., & Fiske, P. 2006. Status for laks- og sjøaurebestanden i Surna relatert til regu-leringen av vassdraget. Undersøkelser i årene 2002-2005. NINA Rapport 164: 1-102.
- Mjøen, T. 1999. Driftsplan for Stjørdalsvassdraget. Høringsnotat, fullversjon. 60 s.
- NOU 1983-42. Naturfaglige verdier og vassdragsvern.
- NOU 1999:9. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. – NOU 1999:9: 1-297.
- Næsje, T.F., Finstad, B., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Saksgård, L., Aursand, M., Forseth, T., Heggberget, T.G. og Hvidsten, N.A. 1998. Fiskeribiologiske undersøkelser i Altaelva 1981–1998. – Statkraft Engeneering. Alta-rapport nr. 9: 1- 159.
- Næsje, T.F., Fiske, P., Forseth, T., Thorstad, E.B., Ugedal, O., Finstad, A.G., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J. & Saksgård, L. 2005. Biologiske undersøkelser i Altaelva. Faglig oppsummering og kommentarer til forslag om varig manøvreringsreglement. – NINA Rapport 80. 99 s.
- Orell, P., Erkinaro, J. & Karppinen, P. 2011. Accuracy of snorkelling counts in assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*, verified by radio-tagging and underwater video monitoring. - Fisheries Management & Ecology doi:10.1111/j.1365-2400.2011.00794.x
- Orell, P. & Erkinaro, J. 2007. Snorkelling as a method for assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*. - Fisheries Management & Ecology 14: 199-208.
- Otero, J.L., Jensen, A.J., L'Abée-Lund. J.H., Stenseth, N.C., Storvik, G.O. & Vøllestad, L.A. 2011. Quantifying the ocean, freshwater and human effects on year-to-year variability of one-sea-winter Atlantic salmon angled in multiple Norwegian rivers. PLoS ONE6(8): e24005.doi:10.1371/journal.pone.0024005.
- Otero, J.L., Jensen, A.J., L'Abée-Lund. J.H., Stenseth, N.C., Storvik, G.O. & Vøllestad, L.A. 2012. Contemporary ocean warming and freshwater conditions are related to later sea age maturity in Atlantic spawning in Norwegian rivers. Ecology and Evolution2: 2190-2203 doi: 2110.1002/ece2193.2337.
- Otero, J., L'Abée-Lund. J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., Ruddell, I.C., Jensen, A.J., Baglinière, J.L., Dionne, M., Armstrong, J.D., Romakkaniem, A., Letcher, B.H., Kocik, J.F., Erkinaro, J., Poole, R., Rogan, G., Lundqvist, H., Maclean, J.C., Jokikokko, E., Arnekleiv, J.V., Kennedy, J.R., Niemelä, E., Caballero, P., Music, P.A., Antonsson, T., Gudjonsson, S., Veselov, A.E., Lamberg, A., Groom, S., Taylor, B.H., Taberner, M., Dillane, M., Arnason, F., Horton, G., Hvidsten, N.A., Jonsson, I. R., Jonsson, N., McKelvey, S., Næsje, T.F., Skaala, Ø., Smith, G.W., Sægrov, H., Stenseth, N.C. & Vøllestad, L.A. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). – Global Change Biology 20: 61-75, doi: 10.1111/gcb.12363
- Ottesen, D., 1989. Uttak av sand og grus i Stjørdalselva. NGU-rapport nr. 89.086. Trondheim: Norges Geologiske undersøkelse. 9s.
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olsen, E. E., Lehman, B. G., Wiers, T., Skår, B., Nordmann, E., Fjeldstad, H.-P. & Kroglund, F. 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis for miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE LFI-rapport 296. 195 s.
- Raddum G.G. & Fjellheim A. 2005. Populasjonsstrukturen hos bunndyr i Aurlandselva i relasjon til endringer i vannføring og temperatur. – Rapport Miljøbasert vannføring 3-2005. Norges vassdrags- og energidirektorat. 1-49.
- Raddum, G.G. 1978. Reguleringens virkning på bunnfaunaen i Aurlandselven. – Rapport Laboratorium for Ferskvannøkologi og innlandsfiske, Universitetet i Bergen 25. 1-49.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & Fjellheim, A. 2006. Bunndyr. – I: Saltveit, S.J. (red.). Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. NVE, s. 65-79.
- Raddum, G.G., Fjellheim, A., Barlaup, B. & Åtland, Å. 1991. Undersøkelser av bunndyr i Aurlandsvassdraget: En sammenligning av forholdene før og etter utbygging. – Rapport Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen 70. 1-69.
- Reinertsen, H. 1998. Resipientforhold i øvre deler av Stjørdalsvassdraget 1997. – Rapport. 21 s.
- Ricker, W.R. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. – Department of the Environment Fisheries and Service, Ottawa. 382 s.
- Saltveit, S.J. & Bremnes, T. 2004. Effekter på bunndyr og fisk av ulike vannføringsregimer i Suldalslågen. Sluttrapport. Suldalslågen – Miljørapport 42: 137 s.

- Saltveit, S.J., Bremnes, T. & Brittain, J.E. 1994. Effect of changed temperature regime on the benthos of a Norwegian regulated river. – *Regulated Rivers* 9: 93-102.
- Saltveit, S. J. (red.) 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE 2006. 152 s.
- Skoglund, H., Sandven, O.R., Barlaup, B.T., Wiers, T., Lehman, G.B. & Gabrielsen, S.-E. 2009. Gytefisk-tellinger i elver i Nordhordland, Hardanger og Ryfylke 2004-2008 - bestandsstatus for villfisk og innslag av rømt oppdrettslaks. LFI-Unifob Rapport 163: 1-62.
- Sweka, J.A., Legault, C. M., Beland, K.F., Trial, J. & Millard, M.J. 2006. Evaluation of removal sampling for basinwide assessment of Atlantic salmon. – *North American Journal of Fisheries Management* 26: 995-1002.
- Symons, P.E.K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) for maximum smolt production in rivers of different productivity. – *J. Fish. Res. Bd Can.* 36: 132-140.
- Teien, H.C., Urke, H. A., Kristensen, T., Adolfsen, P. & Arnekleiv, J. V. 2008. Undersøkelser og feltforsøk utført i Stjørdalsvassdraget 2006-2007. Vannkjemi, avsetning på gjeller og fysiologi. NMBU. Presentasjon VRD møte 12. mars 2008.
- Ugedal, O., Forseth, T., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Næsje, T.F., Reinertsen, H., Saksgård, L. & Thorstad, E.B. 1998. Effects of river regulation on the Atlantic salmon population in the river Altaelva: Investigations in the period 1981-2001. – *Altaelva-rapport nr. 22*, 1-166.
- Ugedal, O., Næsje, T.F., Thorstad, E.B., Forseth, T., Saksgård, L.M. & Heggberget, T.G. 2008. Twenty years of hydropower regulation in the River Alta: long-term changes in abundance of juvenile and adult Atlantic salmon. *Hydrobiologia* 609: 9-23. DOI 10.1007/s10750-008-9404-2
- Urke, H.A. 2001. Utvikling av sjøtoleranse og vandringsåtfærd hos Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) med og utan oppdrettsbakgrunn. Cand.scient.-oppgave i akvakultur. Zoologisk institutt, NTNU Trondheim. 79s.
- Urke, H.A., Arnekleiv, J.V., Nilsen, T.O. & Nilssen, K. J. 2014a. Development of seawater tolerance and subsequent downstream migration in wild and stocked young-of-the-year derived Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. – *Journal of Fish Biology* 84: 178-192. Doi:10.1111/jfb.12276
- Urke, H.A. Arnekleiv, J.V., Nilsen, T.O. & Nilssen K.J., Rønning, L., Ulvund, J.B. & Kristensen, T. 2014b. Long-term hypo-osmoregulatory capacity in downstream migrating Atlantic salmon *Salmo salar* L. smolts. - *Journal of Fish Biology* (2014) 85: 1131–1144. doi:10.1111/jfb.12508.
- Vøllestad, L.A., Olsen, E.M. & Forseth, T. 2002. Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: evidence for density-dependence? – *Journal of Fish Biology* 61, 1513-1527.
- Ward, J.V 1975. Downstream fate of zooplankton from a hypolimnial release reservoir. – *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 1798-1804.
- Wootton, R.J. (1998). *Ecology of Teleost Fishes*. 2nd edn. London: Chapman and Hall. 404 s.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Manage.* 22: 82-90.
- Øiangen, R. 2004. Rekolonisering av akvatiske insekter etter en forstyrrelse på to lokaliteter i Stjørdalsvassdraget – et felteksperiment. Cand. scient.-oppgave. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. 57 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1995. Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer. Vett & Viten. 317 s.
- Aas, S. Einum, A. Klemetsen & J. Skurdal (red.). 2011. *Atlantic salmon Ecology*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford. 456 s.

Vedlegg (vedleggsnummereringen følger kapittelnumrene)

Vedlegg 3.1. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer bunndyr pr. m²) fra Surberprøver tatt på våren (april/mai) i Stjørdalselva 1991-2011

Taksa	St.	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2005	2007	2008	2009	2010	2011
Hydrozoa	8									3							
Turbellaria	6									1							
Nematoda	6				1		3		1		3						22
Nematoda	8		1	1			2		3	4	4				1		7
Hirudinea	8											1					
Oligochaeta	6	94	172	24	117	209	162	262	114	126	144	160	237	228	355	164	203
Oligochaeta	8	41	96	3	28	30	117	76	190	57	175	123	175	321	294	171	373
Hydracarina	6		42		22	64	62	33	64	9	20	26	3	7	1		7
Hydracarina	8		67		10	18	69	87	38		14	23	23	28	4		4
Crustacea	6		1														
Ostracoda	6								3						1		4
Ostracoda	8							1									
Siphonurus sp.	8									1	4						
Ameletus inopinatus	6		1	1	5	4	3	4	3		1	1		3			1
Ameletus inopinatus	8	8			4	80	3	11			31	4	7	8	3	1	
Parameletus chelifer	8						1										
Centropitulum luteolum	6								7		1						
Centropitulum luteolum	8																1
Baetis sp.	8												1				
Baetis muticus/niger	6					4	22	5	1		4	8	8	7	8	1	5
Baetis muticus/niger	8					3	5	7	5	3	5	9	1	7	7	1	16
Baetis rhodani	6	8	1005	12	295	793	1188	193	27	14	221	89	23	43	53	4	94
Baetis rhodani	8		676	232	229	1862	1009	1736	586	81	712	319	220	757	122	47	193
Heptagenia dalecarlica/sp.	6			1	3	31	29	76	23	53	91	50	28	42	27	39	69
Heptagenia dalecarlica/sp.	8	1	3			3	8	60	24		50	14	19	23	15	18	3
Ephemerella aroni	6	3	97	16	113	137	181	306	77	119	61	170	71	56	53	37	231
Ephemerella aroni	8		189		71	20	30	111	8	5	88	20	9	41	11	9	46
Ephemerella mucronata	6		176	9	71	62	363	199	24	5	33	56	38	7	14	9	107
Ephemerella mucronata	8		74		3	9	5	35	16		7	4	3	9	3	1	7
Leptophlebiidae	8																3
Ephemera sp.	8																1
Perlidae	8												1				
Diura nanseni	6	7	7	4	12	27	16	38	18	5	19	19	19	24	20	5	22
Diura nanseni	8		12	1	7	1	2	8	3	1	14	5	3	5	9	5	3
Isoperla grammatica/obscura	6			2	1	8	3	7			1	4					3
Isoperla grammatica/obscura	8		5	4	1	3	6	7	7	8	16	7	7	9	5	1	4
Chloroperlidae	6					4	2										
Siphonoperla burmeisteri	6		1	1	1			3	3	3	3			5	1	3	1
Siphonoperla burmeisteri	8		1		1	1	1	14	1	5	1		3	4			1
Taeniopteryx nebulosa	8						1										1
Brachyptera risi	6		17	1	4	4	18	18			1	8		4	1		1
Brachyptera risi	8		8	3	2	42	10	125	27	3	14		4	1	1		1
Amphinemura spp.	6	19	77	5	139	441	1284	179	340	47	403	250	411	365	389	7	205
Amphinemura spp.	8		122	1	21	442	1025	1565	570	226	940	145	353	682	119	11	203
Nemouridae	6	1	3	1		3	3	1	4				3	8			
Nemouridae	8				1	5		4						3			1
Protonemura meyeri	6						20	7				3				1	
Protonemura meyeri	8		2			1	1	3				1		1	3		
Capnia spp.	6			1							1	1	1				
Capnia spp.	8		2		3	15	8	45	5	3		1		8		4	7
Leuctra spp.	6				7	1	6	38	9	20	5	1		1	28	3	12
Leuctra spp.	8	1				1	5	45	12	15	11	5	1	18	1	3	20
Dytiscidae	6													1			
Nebiroporus depressus	8														1		
Hydraena gracilis/sp.	6										1				1		
Hydraena gracilis/sp.	8																
Elmidae	6	1	13		1	5	18	9	4	5	30	30	5	41	23	19	176
Elmidae	8		28		1	4	19	18	9		7	43	31	168	27	11	60
Sialis sp.	8														1		

Vedlegg 3.1. (forts.).

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2005	2007	2008	2009	2010	2011
Rhyacophila nubila	6	28	1	9		54	62	9	7	20	22	1	14		4	12
Rhyacophila nubila	8	35		2		34	18	18	3	16	14	1	18			3
Glossosomatidae	6	1	9	6		3				11	80	11	127	33	27	23
Glossosomatidae	8	1	1	1		3	1			3	7	24	14	23	3	4
Hydroptila sp.	6			2		1		1		60	1	4				4
Hydroptila sp.	8	24		1		7		7		65	4	22	85	11	1	9
Oxyethira sp.	6			1		4	4	5		1	9	1	1			4
Oxyethira sp.	8	5		1		1	11	3		8	18	9	28	12		9
Philopotamus montanus	6					1										
Philopotamus montanus	8						3									
Polycentropodidae	6									4	1					
Polycentropodidae	8	1							1			3				
Plectrocnemia conspersa	6	1	1	1		1	1			1		1	3	1		1
Plectrocnemia conspersa	8	1				1	3									
Polycentropus flavomaculatus	6					2	11	8	1	20		1		4	1	4
Polycentropus flavomaculatus	8					11	11	1		1	9	4	3	15		5
Hydropsyche nevae/sp.	6			1							8	1	4	1	4	7
Hydropsyche nevae/sp.	8										8	4	5	3	1	8
Arctopsyche ladogensis	6					9		1	1		3				1	1
Arctopsyche ladogensis	8												1			
Micrasema setiferum/gelidum	6										1					1
Micrasema setiferum/gelidum	8												1			
Lepidostoma hirtum	6		1							1						
Lepidostoma hirtum	8											5		1		
Limnephilidae	6	4		1		3		1		4		7				
Limnephilidae	8			1		1									1	
Apatania spp.	6			1		19	35	14	15	52	7		8			16
Apatania spp.	8	1		1		4	1	3		7	1	7		1		3
Ecclisopteryx dalearlica	6										1		1	3		
Ecclisopteryx dalearlica	8										1					
Halesus sp.	6								1							
Potamophylax sp.	8						1									
Potamophylax cingulatus	6												1		1	
Potamophylax cingulatus	8						1					1		3		
Potamophylax latipennis	6							1	1	3	1			1	1	
Potamophylax latipennis	8												1			
Sericostoma personatum	6								1	1		3	4	4		4
Sericostoma personatum	8	4										16		4		4
Diptera	6	1	1	3	1		68	8	22	75	52	5	11	23	11	107
Diptera	8	1	2	3	1	2	96	22	15	77	28	7	42	18	11	68
Tipulidae	6	18	35	2	39	100	117	39	26	1		9				4
Tipulidae	8	1	28		9	47	81	35	12	3		4				3
Limoniidae	6						7									
Limoniidae	8						1	1								
Chironomidae	6	94	1151	161	1800	5611	6840	5317	591	671	2086	1257	411	734	309	1193
Chironomidae	8	14	1553	103	479	4271	3686	5264	595	1153	1950	751	335	1920	156	2387
Simuliidae	6		1		3	4	54	144	4	1	18	110	1	4	24	33
Simuliidae	8		1		4	12	12	103	35		52	33	11	9	12	5
Psychodidae	6								1	1	1	1				1
Pericoma sp.	6						9	4								
Pericoma sp.	8						4									
Ceratopogonidae	6	9	14	1	32	26	68	52	19	3	23	22	14	11	18	22
Ceratopogonidae	8	3	35	1	68	26	36	46	33	3	14	23	19	53	9	38
Sphaeriidae	6			1				1	3		7	4	1			
Sphaeriidae	8									1			1			
Radix balthica	6	3	6		3	4	1	28		3	22	26	39	16	65	58
Radix balthica	8		22		1	3	17	9			4	39	58	9	45	24
Gyraulus acronicus	6			1									3		4	
Gyraulus acronicus	8												4			

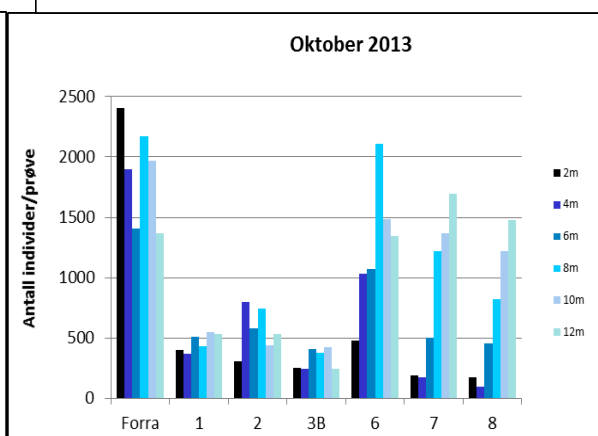
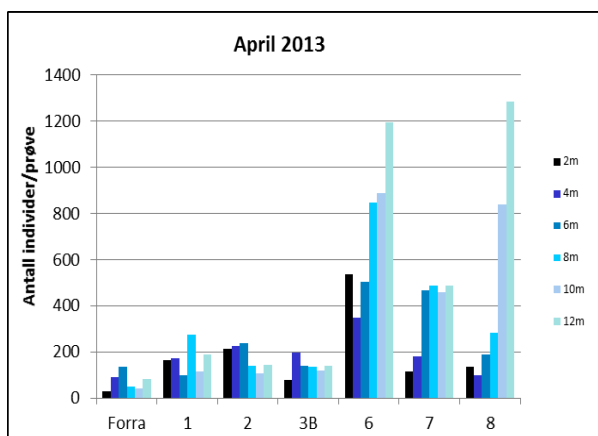
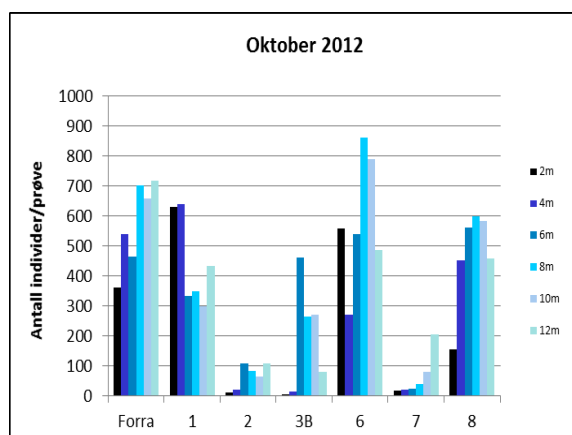
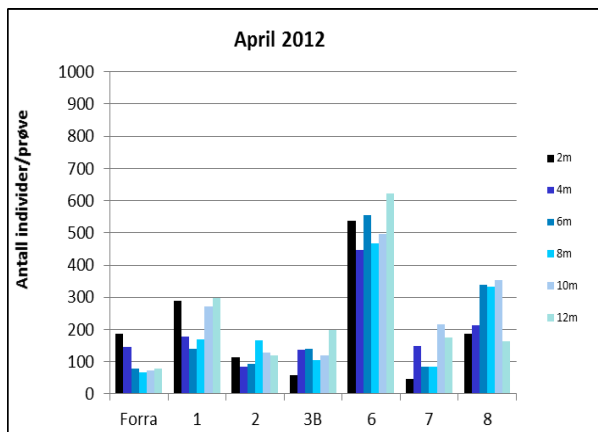
Vedlegg 3.2. Gjennomsnittlig tetthet (antall individer bunndyr pr. m²) fra Surberprøver tatt på høsten (oktober/november) i Stjørdalselva

Taksa	St.	1991	1993	1994	1996	1997	1998	2001	2002	2005	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Nematoda	6		1	1					9	3		1	4	3	5	1
Nematoda	8		2								1			3	5	1
Glossiphonia complanata/sp.	6														1	
Hirudinea	6										1					
Oligochaeta	6	191	125	137		39	71	71	151	111	513	552	191	263	312	81
Oligochaeta	8	140	143	53		15	79	60	281	62	366	271	248	188	258	152
Hydracarina	6	88	57	49	140	138	49	4	57	5	80	84	4		4	4
Hydracarina	8	149	19	5	41	30	5	3	37	14	34	72	1	3	7	
Crustacea	6		14													
Ostracoda	6															
Ostracoda	8						3		3						1	
Ameletus inopinatus	6	1	14	5	7	1		1	4		3	3		5		
Ameletus inopinatus	8	20	16	6	26			27	7	3	4	4	1	1	3	7
Centropilum luteolum	6	1				5	3									
Centropilum luteolum	8	3														
Baetis sp.	8											1				
Baetis muticus/niger	6		1		3	1	4	8	3	1	3	3	4	18		
Baetis muticus/niger	8	4	1	5	2	3	14	5	7	9	1	5	3		4	1
Baetis rhodani	6	155	94	1528	54	309	424	163	49	453	278	79	222	132	217	582
Baetis rhodani	8	909	39	323	15	362	818	210	233	530	490	224	268	22	199	472
Heptagenia dalecarlica/sp.	6	5	9	37	35	85	43	84	117	57	194	117	94	57	190	19
Heptagenia dalecarlica/sp.	8	15	1	2	13	20	37	30	33	31	23	16	8		24	8
Ephemerella aroni	6	304	184	140	340	228	388	231	357	203	167	207	186	300	118	125
Ephemerella aroni	8	144	26	7		18	134	50	58	89	46	31	24	30	37	108
Ephemerella mucronata	6	15	49	90	59	130	77	24	37	8	30	87	57	46	149	68
Ephemerella mucronata	8	42	1	5	13	14	18	5	42	1	7	12	3		24	3
Leptophlebiidae	6				1				3							
Leptophlebiidae	8								1							
Somatochlora metallica	8												1			
Diura nanseni	6	26	47	18	15	16	22	22	15	26	28	22	18	28	9	18
Diura nanseni	8		3	1	5	19	5	5		12	9	5	5	3	8	8
Isoperla grammatica/obscura	6			1		8	1	3	1	1	1	3	3	1		3
Isoperla grammatica/obscura	8			1		4	1	1	4	11	4	1			3	1
Chloroperlidae	6						3	1		1						
Chloroperlidae	8				1		1		1	1						
Siphonoperla burmeisteri	6	1	1						3		4			7	4	1
Siphonoperla burmeisteri	8		1						4			1		7		1
Taeniopteryx nebulosa	6			9	1	1	1	1		1						
Taeniopteryx nebulosa	8		1	2	1	3		3			1	1	1			
Brachyptera risi	6	4		6	1	31	1		1	8	12	3	8	1	1	8
Brachyptera risi	8			1		27	3					1				
Amphinemura spp.	6	37	14	689	241	770	397	39	427	31	422	446	58	39	149	19
Amphinemura spp.	8	42	1	37	149	422	532	81	203	38	279	415	12	5	47	16
Nemouridae	6	4			8				27							
Nemouridae	8	5	1	1	1			1	14	3	3					
Protonemura meyeri	6	1		1	5	28		8		23	3		14	1		
Protonemura meyeri	8	4				3				1		1				
Capnia spp.	6	38	199	944	14	28	20	12	138	3	7	26	7	12	50	24
Capnia spp.	8	16	49	57	133	3	30	73	30	1	4	9	9	16	4	41
Capnopsis schilleri	8	1	1													
Leuctra spp.	6	1		8	140	57	122	14	138	24	9	30	33	53	12	37
Leuctra spp.	8		1		44	56	7	20	88	28	4	15	15	3	1	5
Coleoptera	6		1													
Dytiscidae	6		1													
Nebrioporus depressus	8												1			1
Hydraena gracilis/sp.	6							3		1	1		1	9		
Hydraena gracilis/sp.	8									3				1		
Elmidae	6	20	1	2		33	16	19	34	66	164	250	160	201	49	50
Elmidae	8	16		1		15	5	3	11	39	89	114	30	33	28	28
Sialis sp.	6								3							

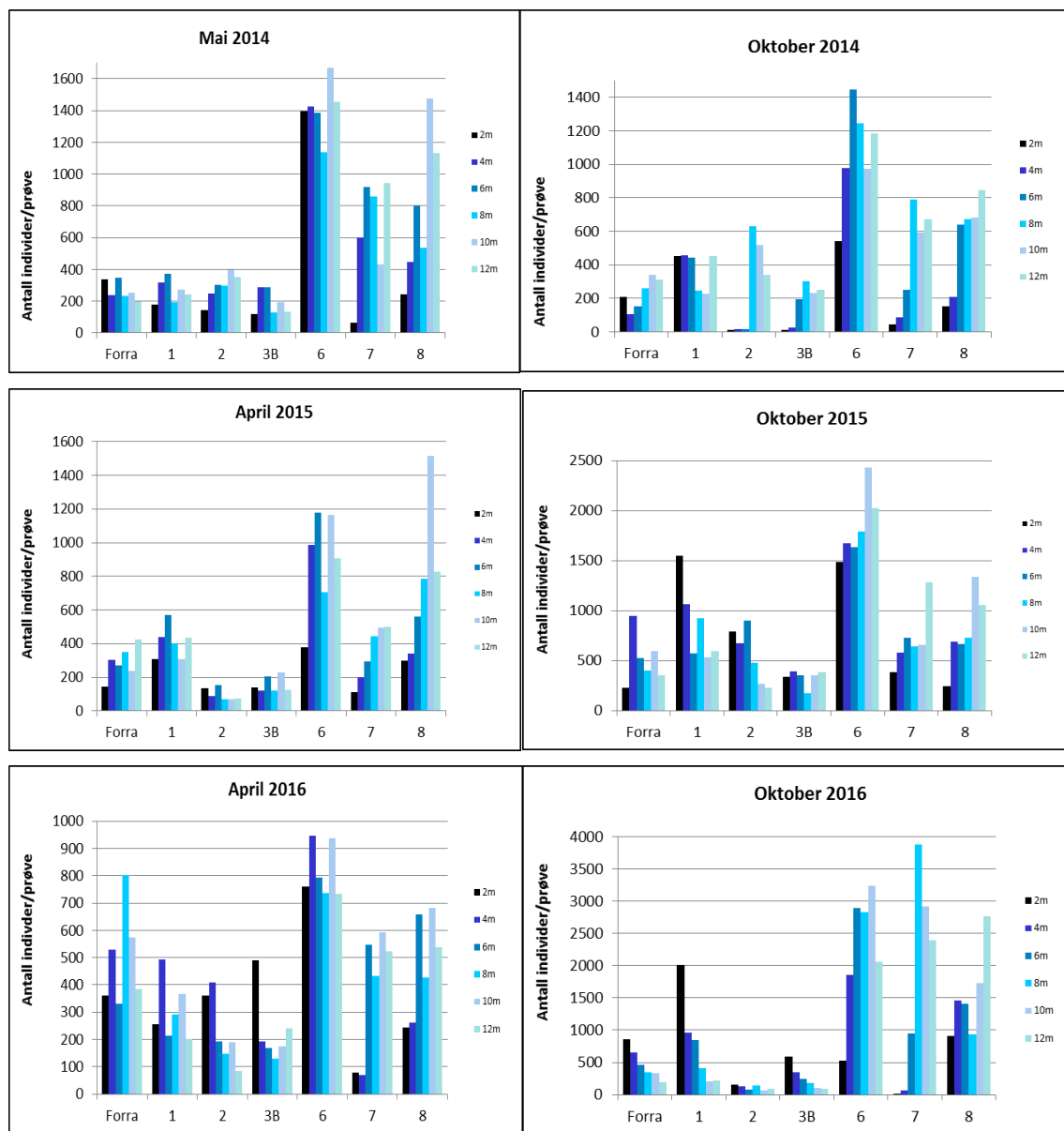
Vedlegg 3.2. (forts.).

Taksa	St.	1991	1993	1994	1996	1997	1998	2001	2002	2005	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Rhyacophila nubila	6	15	3	7	22	62	12	15	8	19	19	5	28	30	16	15
Rhyacophila nubila	8	9		1	3	57	12	5	1	12	5	1	3		5	5
Glossosomatidae	6	3	9	16	1	1	4	19	7	37	103	108	42	30	134	19
Glossosomatidae	8		3	1		1		1		7	42	38	1	7	26	12
Hydroptila sp.	6	1	1	3	42	5	3	15	176		3	43	14	9	3	1
Hydroptila sp.	8	14	17	3	13	23	19	24	1033	5	73	213	8	11	11	28
Oxyethira sp.	6	4	2	6	34	12	3		18	5	12	26	3	5	5	
Oxyethira sp.	8	8	12	1	3	3	3	1	4	12	19	35	1	3		3
Polycentropodidae	6		2				3		4		1	8				1
Polycentropodidae	8								1	1	1	7				
Plectrocnemia conspersa	6			1						1						1
Polycentropus flavomaculatus	6	3		2	7	7	3	5	31		3	1	3	4	1	3
Polycentropus flavomaculatus	8				18	1	9	1	33	4	5	5	5	4		3
Hydropsyche nevae/sp.	6			1						22	18	3	24	11	47	38
Hydropsyche nevae/sp.	8									34	27	8	8	4	5	22
Arctopsyche ladogensis	6			1	1	5	1			3	1		4	1	3	8
Micrasema setiferum/gelidum	6													1		
Micrasema setiferum/gelidum	8												3	1	3	
Lepidostoma hirtum	6								1			1			1	
Lepidostoma hirtum	8		5						11		1	3	3			
Limnephilidae	6	1	4	9	1	1	3	1	7	1	11	1	4	5		
Limnephilidae	8	4	5	1		3		1	12		4					
Apatania spp.	6	3	8	20	213	39	103	92	68	4	4	37	1	4	3	1
Apatania spp.	8		6		17	1	19	14	33	8	7	9	1	1	1	
Ecclisopteryx dalecarlica	6							1	1			1				1
Ecclisopteryx dalecarlica	8										1	1	1	1		
Halesus sp.	6										3					
Potamophylax sp.	8		1	1							1					
Potamophylax latipennis	6	3		3		1										
Potamophylax latipennis	8								1							
Potamophylax latipennis	8							1		1						
Sericostoma personatum	6				1		1	3	5	3		20	4	7	8	3
Sericostoma personatum	8	1		1						1			1	3	4	
Athripsodes sp.	6												1			
Athripsodes sp.	8														8	4
Diptera	6	4	3	2		7	30	39	18	16	57	30	37	47	34	18
Diptera	8	4	4	1			23	37	15	26	50	34	18	24	12	20
Tipulidae	6	61	24	67	43	31			20			5				
Tipulidae	8	22	20	26	49	52			9			1				
Chironomidae	6	3977	183	1307	8994	998	209	209	2528	95	1025	1577	203	194	529	161
Chironomidae	8	1184	269	186	8220	755	113	237	1045	205	632	1340	61	66	89	102
Simuliidae	6	1	2	3	6	136	8		24	94	26	14	85		38	9
Simuliidae	8			1		348	7		1	26	15	5	3		1	5
Psychodidae	6						1				3		1	1		
Psychodidae	8								1							
Ceratopogonidae	6	14	12	7	63	39	4	7	3	7	28	49	26	23	22	7
Ceratopogonidae	8	53	24	3	47	7	7	7	9	19	43	45	24	15	14	7
Sphaeriidae	6		5					1	9		1	7			1	
Sphaeriidae	8	1	1							3	3	3				
Radix balthica	6	79	14	58	62	5	18	26	102	1	41	212	19	203	15	
Radix balthica	8	138	5	7	15	1	5	4	228	14	61	311	11	187	14	4
Gyraulus acronicus	6	1									1	5	1	4		
Gyraulus acronicus	8								12	1	3	7				

Vedlegg 3.3. Antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april og oktober 2012 og 2013. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



Vedlegg 3.4. Antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april og oktober 2014-2016. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



Vedlegg 4.1. Tetthetsestimat for 0+ laks i Stjørdalselva i perioden 1990-2016. Na indikerer at stasjonen ikke ble fisket. *P*-verdi viser om årgangen hadde en signifikant endring i tetthet over 24 års perioden.

År	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3A	Stasjon 3B	Stasjon 4	Stasjon 5	Stasjon 6	Stasjon 7	Stasjon 8	p-verdi
1990	14,1	2,5	12,1	8,8	23,2	21,9	22,2	116,5	78,7	
1991	4,5	6,9	29,7	18,8	19,4	39,4	85,4	21,8	85,7	
1992	19,2	2,9	13,6	4,3	23,1	39,1	63,6	59,7	74,2	
1993	21,5	11,9	na	na	10,4	13,8	29,0	5,3	9,5	
1994	10,2	1,8	0,0	16,7	42,9	9,2	7,7	15,9	245,3	
1995	50,3	13,6	0,0	26,5	36,2	31,7	37,1	29,9	12,8	
1996	69,6	33,3	10,5	40,0	74,6	27,7	31,3	6,9	84,5	
1997	4,5	1,2	6,8	9,9	14,8	7,5	35,8	31,6	439,1	
1998	13,3	0,0	2,0	0,8	21,5	36,6	25,6	2,0	54,5	
1999	6,2	0,0	7,8	10,5	7,9	0,0	8,6	13,7	80,6	
2000	50,9	56,2	49,6	60,9	24,0	29,4	54,6	4,3	45,2	
2001	45,2	58,7	75,1	21,8	21,2	23,4	116,5	32,6	22,3	
2002	82,2	58,2	47,9	28,4	65,9	114,4	73,6	119,7	387,7	
2003	97,5	74,5	49,0	73,8	20,8	73,5	85,7	158,1	200,2	
2004	28,3	82,8	105,6	5,1	9,8	10,9	39,9	124,1	61,6	
2005	83,2	46,5	63,5	79,8	21,8	44,7	22,9	3,1	152,3	
2006	10,2	5,7	3,8	18,2	67,6	7,4	69,0	53,1	253,7	
2007	17,1	36,8	21,3	11,2	10,7	3,4	21,0	35,7	34,2	
2008	28,6	29,8	4,7	24,5	17,4	38,7	23,7	14,1	86,6	
2009	65,2	60,6	67,5	20,9	56,1	44,8	119,6	35,6	73,6	
2010	49,7	36,9	5,4	33,2	52,4	82,9	39,5	38,0	115,1	
2011	142,3	108,6	67,2	56,2	70,3	28,3	67,4	19,8	22,7	
2012	12,1	20,9	46,0	6,0	28,8	12,3	50,2	54,1	132,3	
2013	28,0	63,9	37,4	40,9	64,2	48,7	87,4	101,9	30,2	
2014	25,9	18,1	25,4	8,6	16,0	39,6	83,5	32,9	88,1	
2015	60,9	202,6	40,4	20,0	59,7	198,0	57,6	21,0	85,7	
2016	99,3	51,4	26,6	90,4	71,2	47,2	18,2	15,1	59,9	=0,11

Vedlegg 4.2. Tetthetsestimat for >0+ laks i Stjørdalselva i perioden 1990-2016. Na indikerer at stasjonen ikke ble fisket. *P*-verdi viser om årgangen hadde en signifikant endring i tetthet over 24 års perioden.

År	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3A	Stasjon 3B	Stasjon 4	Stasjon 5	Stasjon 6	Stasjon 7	Stasjon 8	p-verdi
1990	90,4	41,1	18,6	17,0	45,0	10,5	62,7	100,2	7,9	
1991	28,0	25,3	8,0	22,1	31,1	8,6	24,5	28,5	44,3	
1992	30,9	23,9	11,9	14,1	35,8	28,1	42,8	35,1	46,9	
1993	10,9	48,4	na	na	4,2	0,8	9,7	7,3	10,1	
1994	40,4	56,4	22,7	37,4	73,6	33,5	60,9	48,6	39,2	
1995	23,8	48,6	13,1	20,6	29,0	7,7	30,2	40,7	19,4	
1996	35,8	80,6	23,5	13,0	68,2	26,0	93,6	56,6	64,3	
1997	37,3	102,6	14,7	18,4	55,4	18,6	80,8	46,2	33,8	
1998	27,1	47,7	14,0	9,8	42,2	13,6	18,1	7,6	33,2	
1999	20,4	35,0	13,2	5,0	36,9	4,7	7,2	12,2	6,4	
2000	2,4	29,3	15,0	9,5	13,3	1,8	17,6	8,3	34,4	
2001	13,3	28,6	18,9	6,4	24,9	8,4	15,6	12,9	9,6	
2002	30,4	110,5	68,0	13,0	84,4	50,8	107,6	42,6	54,6	
2003	31,0	89,1	63,8	53,0	53,7	21,3	35,7	14,6	10,2	
2004	55,8	80,2	76,0	7,6	6,7	10,7	21,6	51,3	35,2	
2005	23,8	33,1	54,6	7,4	15,8	15,6	25,6	48,0	16,4	
2006	66,9	129,9	83,4	17,6	35,2	12,0	48,0	35,1	56,1	
2007	3,0	39,3	15,1	1,0	4,1	2,4	5,0	6,6	20,9	
2008	23,2	49,6	45,2	10,5	14,2	6,0	14,0	10,5	49,0	
2009	44,5	71,1	51,0	8,9	33,8	28,4	42,6	24,0	25,8	
2010	24,4	69,2	52,3	3,2	38,9	18,8	72,7	55,8	37,0	
2011	21,7	67,8	33,2	19,3	20,7	15,7	25,5	5,5	1,9	
2012	21,7	56,5	40,5	7,8	17,2	6,5	23,4	16,2	12,7	
2013	23,8	81,2	59,6	10,2	39,4	20,7	49,6	68,5	42,1	
2014	28,0	49,5	34,8	8,6	18,4	40,7	38,1	15,2	11,3	
2015	45,1	128,6	28,0	4,5	25,4	30,4	69,3	36,5	11,5	
2016	68,7	65,2	27,0	15,5	32,3	36,3	38,3	3,9	25,8	=0,89

Vedlegg 4.3. Tetthetsestimat for 0+ ørret i Stjørdalselva i perioden 1990-2016. Na indikerer at stasjonen ikke ble fisket. P-verdi viser om årgangen hadde en signifikant endring i tetthet over 24 års perioden.

År	<u>Stasjon 1</u>	<u>Stasjon 2</u>	<u>Stasjon 3A</u>	<u>Stasjon 3B</u>	<u>Stasjon 4</u>	<u>Stasjon 5</u>	<u>Stasjon 6</u>	<u>Stasjon 7</u>	<u>Stasjon 8</u>	<u>P-verdi</u>
1990	6,7	4,2	8,9	5,3	4,5	2,4	16,0	38,5	13,7	
1991	4,6	5,9	7,1	7,3	6,0	10,6	20,4	16,2	8,3	
1992	4,7	3,3	9,0	4,3	1,4	9,8	12,9	13,9	4,2	
1993	4,6	6,4	na	na	10,3	10,3	21,5	2,0	5,1	
1994	21,4	13,2	12,9	38,4	2,6	30,4	31,1	134,6	1,0	
1995	6,3	5,0	0,0	12,3	5,3	5,4	0	50,7	6,7	
1996	8,4	14,2	0,0	10,9	2,2	19,0	8	37,7	4,3	
1997	5,8	0,0	14,5	10,1	0,0	1,4	9	74,8	5,0	
1998	5,6	15,7	22,1	4,2	7,0	32,6	33,1	10,5	18,0	
1999	0,0	22,5	2,6	9,7	4,5	5,4	67,0	94,9	2,7	
2000	2,3	18,8	20,7	2,0	1,3	4,8	7,0	8,2	16,5	
2001	5,7	11,6	16,0	0,4	2,0	2,3	7,5	20,7	2,7	
2002	1,4	7,2	10,6	7,0	2,2	47,6	8,6	15,3	4,0	
2003	0,0	0,0	4,3	1,0	2,0	5,0	0,0	6,4	2,0	
2004	0,0	1,9	4,0	0,9	0,0	4,6	7,0	22,6	2,0	
2005	2,9	4,5	14,4	4,4	0,7	8,8	2,0	12,5	1,8	
2006	0,0	0,0	1,7	0,0	0,8	20,4	25,7	46,5	3,1	
2007	0,0	0,9	1,1	1,9	0,0	0,0	0,0	14,8	0,0	
2008	5,0	6,0	9,0	0,0	0,9	8,3	7,1	12,1	0,0	
2009	0,0	3,6	7,7	0,9	0,0	10,3	2,6	30,1	7,8	
2010	3,7	12,0	9,5	0,0	0,0	9,3	10,4	37,1	2,1	
2011	3,4	8,3	8,7	1,0	1,9	4,4	12,1	28,6	1,0	

20										
12	0,6	1,0	7,7	0,0	0,6	2,8	4,0	29,9	1,6	
20										
13	0,9	2,7	7,1	0,9	0,0	3,4	12,8	42,6	0,0	
20	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	1,1	0,0	10,2	1,2	
14										
20	2,2	19,7	58,1	4,5	0,8	8,3	8,5	17,0	9,2	
15										
20	1,3	6,8	6,1	0,0	0,0	1,4	3,5	11,6	0,0	<0,001
16										

Vedlegg 4.4 Tetthetsestimat for >0+ ørret i Stjørdalselva i perioden 1990-2013. Na indikerer at stasjonen ikke ble fisket. *P*-verdi viser om årgangen hadde en signifikant endring i tetthet over 24 års perioden.

<u>År</u>	<u>Stasjon 1</u>	<u>Stasjon 2</u>	<u>Stasjon 3A</u>	<u>Stasjon 3B</u>	<u>Stasjon 4</u>	<u>Stasjon 5</u>	<u>Stasjon 6</u>	<u>Stasjon 7</u>	<u>Stasjon 8</u>	<u>p-verdi</u>
1990	3,4	6,1	22,0	3,1	3,3	2,3	4,8	8,0	0,0	
1991	3,4	12,3	16,1	0,8	2,9	11,2	2,2	2,5	1,0	
1992	0,7	3,8	4,4	0,7	1,4	1,6	7,3	1,0	0,0	
1993	0,8	17,5	na	na	2,8	1,8	2,3	0,0	0,0	
1994	4,2	10,3	51,4	1,0	3,7	7,3	4,2	4,4	1,0	
1995	1,6	14,6	26,1	0,8	3,2	0,9	3,1	4,5	0,0	
1996	0,7	21,9	34,7	0,8	5,0	7,3	13,8	7,7	0,0	
1997	0,0	11,8	62,6	0,0	1,0	4,2	5,0	5,0	1,3	
1998	0,0	21,0	6,5	0,0	0,0	3,6	0,0	1,0	0,8	
1999	0,0	37,4	5,9	0,0	1,7	2,8	0,6	4,5	1,4	
2000	0,0	51,7	9,4	0,0	2,7	1,2	1,5	0,0	1,0	
2001	0,0	15,2	29,2	0,4	0,0	0,5	4,4	2,2	0,0	
2002	0,0	16,1	6,6	0,0	0,0	9,9	0,0	0,9	0,0	
2003	0,0	7,2	12,4	0,0	2,0	7,4	2,0	2,3	0,0	

20										
04	0,0	13,8	5,3	0,0	0,0	1,5	0,0	1,0	0,0	
20										
05	0,0	18,2	15,9	0,0	0,9	3,7	0,0	0,0	0,0	
20										
06	0,0	7,6	13,5	0,0	0,0	2,0	0,0	1,7	1,0	
20										
07	0,0	7,4	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
20										
08	0,0	5,2	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
20										
09	0,0	3,5	11,8	0,0	0,0	2,6	0,0	1,8	0,8	
20										
10	0,0	11,4	8,4	0,0	0,9	0,8	0,0	3,5	0,0	
20										
11	0,0	13,5	11,2	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	
20										
12	0,0	10,7	8,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	
20										
13	0,0	2,6	12,0	0,0	0,0	1,9	0,6	3,7	0,0	
20	0,0	3,0	6,7	0,0	0,0	2,1	0,0	0,7	0,0	
14										
20	0,0	0,9	12,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
15										
20	0,0	11,7	10,3	0,0	1,4	0,0	0,0	0,9	0,0	=0,
16										001

Vedlegg 4.5. Zippintettheter (N/100 m²) av laks >0+ i sone 1-3 i Stjørdalselva og i Forra (sone 4) i perioden 1990-2016, og tettheter inkludert nye stasjoner i perioden 2010-2016.

År	Stjørdalselva						Forra	
	Sone 1	Sone 2	Sone 3	Alle stasjoner innklusive nye stasjoner			Sone 4	Alle stasjoner innklusive nye stasjoner
1990	38,4	24,1	49,6					
1991	19,3	19,1	35,1				13,8	
1992	19,3	24,8	41,6				40,5	
1993	24,3	17,8	24,0				25,4	
1994	37,7	43,0	47,8				29,0	
1995	32,5	14,8	22,8				22,5	
1996	44,4	31,7	70,8				44,7	
1997	49,3	26,6	48,7				32,5	
1998	31,4	20,0	21,3					
1999	23,7	15,0	8,4				14,3	
2000	11,5	12,3	17,4				36,1	
2001	18,3	13,1	13,5				30,5	
2002	63,0	47,2	66,2				47,0	
2003	61,8	45,0	16,3				66,4	
2004	82,4	7,5	34,5				27,1	
2005	35,6	13,7	29,7				42,5	
2006	72,6	20,4	48,0				91,7	
2007	19,6	2,4	10,9				14,9	
2008	39,1	10,2	24,0				77,5	
2009	57,8	24,8	30,3				50,2	
2010	50,2	22,1	56,8	46,2	27,5	56,5	47,7	33,1
2011	35,4	17,7	9,9	33,6	21,0	14,5	34,6	21,2
2012	35,8	9,6	16,6	24,2	14,9	22,2	15,0	11,1
2013	44,3	22,6	49,6	22,4	22,7	39,8	55,9	27,9
2014	38,2	24,3	19,5	41,8	38,7	23,3	46,3	30,2
2015	67,3	18,6	36,5	35,4	47,5	40,1	22,2	19,5
2016	50,9	26,6	17,6	49,0	46,3	30,8	70,9	51,9

Vedlegg 4.6. Gjennomsnittstettheter (N/100 m²) av laks >0+ på soner for gamle og inkludert nye stasjoner i perioden 2010-2016.

	sone 1	sone 2	sone 3	sone 4 (Forra)
Gj.sn. Tetthet gml. stasjoner	46,0	20,2	29,5	41,8
Gj.sn. Tetthet inkl. nye stasjoner	36,1	31,2	34,0	27,8
Endring i tetthet ± N/100 m ²	-9,9	11,0	4,5	-14,0
Endring i prosent	-21,5	54,5	15,3	-66,5

Vedlegg 4.7. Gjennomsnitt av beregna tettheter (n/100 m²) av laksunger >0+ for soner i Stjørdalselva og Forra i perioden 1990-1994 og 2012-2016

	sone 1	sone 2	sone 3	sone 4 (Forra)
Gj.sn. Tetthet 1990 - 1994	27,8	25,8	39,6	27,2
Gj.sn. Tetthet 2012 - 2016	47,3	20,3	28,0	42,1
Endring i tetthet ± N/100 m ²	19,5	-5,4	-11,7	14,9
Endring i prosent	70,1	-21,0	-29,5	54,8

Vedlegg 4.8. Gjennomsnitt av beregna tettheter (n/100 m²) av laksunger >0+ for soner i Stjørdalselva og Forra i perioden 1990-1994 og hele perioden 1995-2016

	sone 1	sone 2	sone 3	Forra
G.sn. Tetthet 1990 - 1994	27,8	25,8	39,6	27,2
Gj.sn. Tetthet 1995 - 2016	43,9	20,3	30,4	42,4
Endring i tetthet ± N/100 m ²	16,1	-5,5	-9,2	15,2
Endring i prosent	57,8	-21,3	-23,2	56

Vedlegg 4.9.

Vedlegg 4.6 Tetthetsestimat (Zippin, N/100 m²) for 0+ og > 0+ laks og ørret i Forra i perioden 1991-2016. Na indikerer at stasjonen ikke ble fisket.

År	0+ Ørret			>0+ Ørret			0+ Laks			>0+ Laks		
	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon	Stasjon
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1991	35,1	na	na	5,5	na	na	65,9	na	na	13,8	na	na
1992	19,6	na	na	4,0	na	na	27,4	na	na	40,5	na	na
1993	31,1	na	na	13,5	na	na	78,5	na	na	25,4	na	na
1994	24,0	na	na	1,7	na	na	30,3	na	na	29,0	na	na
1995	31,6	na	na	1,5	na	na	65,5	na	na	22,5	na	na
1996	55,4	na	na	6,6	na	na	75,7	na	na	44,7	na	na
1997	22,9	na	na	2,1	na	na	1,3	na	na	32,4	na	na
1998	9,5	na	na		na	na	5,0	na	na		na	na
1999	1,7	6,3	na		1,6	na	0,4	2,1	na	14,3	14,7	na
2000		11,1	na	2,0	12,6	na	39,3	89,4	na	14,4	43,6	na
2001	8,5	na	na	12,5	na	na	93,0	na	na	30,8	na	na
2002	1,1	11,1	10,8	1,0	1,0	11,9	66,8	77,1	61,0	80,4	22,6	65,1
2003					0,9	1,0	59,8	256,0	75,7	64,0	54,0	65,1
2004		5,7	2,0			4,1	115,6	344,9	68,0	20,8	24,2	39,0
2005	9,0	3,1	2,2	5,3			149,9	114,6	89,8	52,0	31,1	37,9
2006	9,3	1,0	13,5	0,9	1,5	2,1	7,0	3,0	27,0	185,4	42,7	114,9
2007	11,3	1,8	3,9	0,6			111,0	57,5	39,6	13,3	14,1	18,4
2008	4,0	2,1	2,3		3,1	1,1	129,5	116,0	68,2	87,2	58,0	85,5
2009	2,6	2,2	3,0	0,7			83,0	78,3	140,1	60,7	24,5	57,1
2010	4,0	1,2	2,8	1,6	0,6	6,7	171,2	56,4	57,6	51,3	40,4	57,0
2011	1,7		1,8	3,3	0,9	1,8	52,3	54,3	18,3	52,1	27,5	23,3
2012	2,1					2,4	52,3	10,0	38,1	14,0	2,6	30,9
2013	0,9		2,1			2,2	81,6	73,0	70,8	85,1	26,9	74,8
2014						2,9	28,7	47,1	68,9	50,4	33,0	67,2
2015	1,1	0,8	1,7			0,6	106,6	85,7	61,3	43,3	8,2	22,5
2016			0,9	1,5	0,6	2,1	49,9	36,6	47,8	117,1	19,5	102,1

Vedlegg 7.1. Gjennomsnittsvekt i kg ($\pm$ c.i) for laks som har vært 1–4 vintre i sjøen. Materiale (skjellprøver) fra 1989 - 2010. Antall fisk i hver gruppe er angitt i parentes.

År	1 vintre	2 vintre	3 vintre	4 vintre
1989	2,28 $\pm$ 0,195 (95)	5,73 $\pm$ 0,44 (34)	9,00 $\pm$ 1,1 (20)	10,23 $\pm$ 6,04 (2)
1990	1,94 $\pm$ 0,18 (55)	5,71 $\pm$ 0,29 (71)	8,95 $\pm$ 0,62 (53)	12,85 $\pm$ 10,80 (2)
1991	1,98 $\pm$ 0,09 (121)	5,24 $\pm$ 0,40 (35)	9,65 $\pm$ 0,50 (44)	16,28 $\pm$ 20 (2)
1992	1,97 $\pm$ 0,13 (120)	5,61 $\pm$ 0,19 (150)	8,49 $\pm$ 0,46 (56)	9,11 $\pm$ 1,07 (6)
1993	1,71 $\pm$ 0,07 (136)	5,04 $\pm$ 0,55 (26)	9,06 $\pm$ 0,62 (48)	12,18 $\pm$ 4,7 (6)
1994	1,99 $\pm$ 0,07 (241)	5,23 $\pm$ 0,58 (32)	9,88 $\pm$ 0,95 (26)	11,98 $\pm$ 5,2 (4)
1995	1,74 $\pm$ 0,24 (42)	5,54 $\pm$ 0,52 (44)	7,68 $\pm$ 1,68 (11)	10,90 $\pm$ 20,33 (2)
1996	1,65 $\pm$ 0,18 (47)	5,02 $\pm$ 0,72 (16)	9,16 $\pm$ 0,42 (93)	9,87 $\pm$ 2,29 (3)
1997	1,93 $\pm$ 0,20 (37)	5,43 $\pm$ 0,65 (18)	9,10 $\pm$ 4,55 (3)	12,00 (1)
1998	1,70 $\pm$ 0,05 (287)	4,94 $\pm$ 1,08 (17)	8,52 $\pm$ 2,84 (5)	17,6 (1)
1999	2,12 $\pm$ 0,08 (210)	5,47 $\pm$ 0,14 (235)	9,17 $\pm$ 0,88 (11)	9,18 $\pm$ 3,15 (4)
2000	2,28 $\pm$ 0,07 (250)	5,54 $\pm$ 0,17 (160)	9,35 $\pm$ 0,38 (106)	9,10 $\pm$ 17,8 (2)
2001	2,16 $\pm$ 0,08 (249)	5,64 $\pm$ 0,17 (181)	9,07 $\pm$ 0,43 (39)	9,03 $\pm$ 0,70 (6)
2002	1,79 $\pm$ 0,09 (206)	5,61 $\pm$ 0,18 (116)	8,62 $\pm$ 0,56 (52)	7,15 $\pm$ 0,38 (4)
2003	2,15 $\pm$ 0,11 (117)	5,04 $\pm$ 0,29 (69)	10,02 $\pm$ 0,63 (56)	12,33 $\pm$ 6,56 (4)
2004	1,83 $\pm$ 0,27 (39)	5,73 $\pm$ 0,19 (193)	8,72 $\pm$ 0,60 (48)	9,18 $\pm$ 2,88 (5)
2005	2,03 $\pm$ 0,10 (94)	5,19 $\pm$ 0,43 (55)	10,69 $\pm$ 0,56 (80)	10,69 $\pm$ 3,03 (10)
2006	1,72 $\pm$ 0,11 (147)	4,87 $\pm$ 0,16 (199)	8,69 $\pm$ 1,06 (28)	9,58 $\pm$ 1,75 (9)
2007	1,32 $\pm$ 0,07 (54)	4,51 $\pm$ 0,23 (110)	8,20 $\pm$ 0,6 (82)	8,37 $\pm$ 3,23 (5)
2008	1,71 $\pm$ 0,14 (86)	4,45 $\pm$ 0,26 (119)	7,97 $\pm$ 0,3 (162)	9,79 $\pm$ 2,28 (10)
2009	1,48 $\pm$ 0,11 (39)	3,49 $\pm$ 0,20 (115)	7,72 $\pm$ 0,28 (103)	12,82 $\pm$ 2,99 (11)
2010	1,70 $\pm$ 0,11 (55)	3,27 $\pm$ 0,23 (69)	7,48 $\pm$ 0,27 (132)	10,44 $\pm$ 5,20 (7)
Gjennomsnitt	1,95 $\pm$ 0,024 (2633)	5,32 $\pm$ 0,06 (1879)	8,91 $\pm$ 0,14 (1023)	10,20 $\pm$ 0,67 (88)

Vedlegg 7.2. Gjennomsnittslengde i cm ($\pm$ c.i) for laks som har vært 1–4 vintre i sjøen. Materiale (skjellprøver) fra 1989 - 2010. Antall fisk i hver gruppe er angitt i parentes

År	1 vintre			2 vintre			3 vintre			4 vintre		
1989	60,51	$\pm$ 1,18	(95)	84,01	$\pm$ 1,91	(34)	94,98	$\pm$ 12,88	(20)	100,00	$\pm$ 25,41	(2)
1990	58,64	$\pm$ 1,69	(55)	83,76	$\pm$ 1,34	(71)	96,38	$\pm$ 2,02	(53)	110,00	$\pm$	(1)
1991	58,43	$\pm$ 0,80	(121)	80,54	$\pm$ 2,17	(35)	97,77	$\pm$ 1,62	(44)	118,50	$\pm$ 31,77	(2)
1992	57,01	$\pm$ 1,21	(120)	82,08	$\pm$ 0,86	(157)	94,12	$\pm$ 1,35	(59)	100,80	$\pm$ 9,83	(5)
1993	55,43	$\pm$ 0,79	(131)	78,88	$\pm$ 2,60	(26)	96,33	$\pm$ 2,01	(48)	104,17	$\pm$ 8,22	(6)
1994	57,27	$\pm$ 0,72	(230)	79,26	$\pm$ 2,80	(31)	98,15	$\pm$ 2,82	(26)	104,50	$\pm$ 13,34	(4)
1995	55,83	$\pm$ 2,29	(40)	79,65	$\pm$ 3,13	(44)	89,27	$\pm$ 6,96	(11)	105,00	$\pm$ 88,94	(2)
1996	54,98	$\pm$ 1,70	(45)	79,81	$\pm$ 3,68	(16)	95,41	$\pm$ 1,25	(92)	101,00	$\pm$ 12,71	(2)
1997	58,14	$\pm$ 2,06	(36)	81,33	$\pm$ 2,79	(18)	95,67	$\pm$ 9,40	(3)	105,00	$\pm$	(1)
1998	55,17	$\pm$ 0,62	(273)	79,19	$\pm$ 5,58	(16)	94,60	$\pm$ 8,22	(5)	113,00	$\pm$	(1)
1999	59,73	$\pm$ 0,76	(182)	80,68	$\pm$ 0,73	(220)	96,18	$\pm$ 1,80	(11)	93,25	$\pm$ 14,31	(4)
2000	59,83	$\pm$ 0,60	(251)	81,52	$\pm$ 0,83	(159)	96,20	$\pm$ 1,22	(106)	94,00	$\pm$ 38,12	(2)
2001	59,82	$\pm$ 0,68	(236)	82,59	$\pm$ 0,85	(167)	96,18	$\pm$ 1,23	(39)	97,00	$\pm$ 2,21	(6)
2002	56,02	$\pm$ 0,67	(205)	82,40	$\pm$ 0,96	(110)	95,44	$\pm$ 2,00	(52)	89,00	$\pm$ 5,03	(4)
2003	60,00	$\pm$ 0,95	(115)	79,77	$\pm$ 1,33	(69)	98,17	$\pm$ 1,96	(55)	106,5	$\pm$ 17,31	(4)
2004	57,13	$\pm$ 1,97	(39)	82,35	$\pm$ 0,81	(190)	94,15	$\pm$ 2,12	(48)	96,40	$\pm$ 8,81	(5)
2005	59,94	$\pm$ 0,98	(94)	79,63	$\pm$ 2,03	(54)	96,83	$\pm$ 1,79	(79)	99,75	$\pm$ 8,61	(10)
2006	56,02	$\pm$ 0,94	(148)	79,78	$\pm$ 0,75	(197)	93,89	$\pm$ 3,54	(27)	97,50	$\pm$ 5,10	(8)
2007	53,28	$\pm$ 1,01	(54)	78,46	$\pm$ 1,14	(109)	92,53	$\pm$ 1,98	(82)	93,40	$\pm$ 10,15	(5)
2008	55,63	$\pm$ 1,33	(83)	76,34	$\pm$ 1,38	(117)	91,22	$\pm$ 1,20	(162)	97,00	$\pm$ 7,80	(10)
2009	54,98	$\pm$ 1,24	(40)	72,19	$\pm$ 1,29	(113)	91,27	$\pm$ 1,03	(103)	105,82	$\pm$ 8,12	(11)
2010	56,98	$\pm$ 1,19	(55)	70,80	$\pm$ 1,35	(69)	90,36	$\pm$ 0,85	(113)	96,43	$\pm$ 13,11	(7)
Gjennomsnitt	57,66	$\pm$ 0,16	(2553)	80,84	$\pm$ 0,29	(1840)	94,90	$\pm$ 0,48	(1022)	99,35	$\pm$ 2,18	(84)

NTNU Vitenskapsmuseet er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Institutt for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Instituttet påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-230-2
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/museum