

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning,
Jan Grimsrud Davidsen og Aslak D. Sjursen

Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 2009-2013

**NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2014-3**



NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2014-3

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning,
Jan Grimsrud Davidsen og Aslak D. Sjursen

Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 2009-2013

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/vitenskapsmuseet/publikasjoner>

Referanse

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.

Trondheim, mars 2014

Utgiver

NTNU Vitenskapsmuseet
Seksjon for naturhistorie
7491 Trondheim
Telefon: 73 59 22 60/73 59 22 80
e-post: post@vm.ntnu.no

Ansvarlig signatur

Torkild Bakken (seksjonsleder)

Kvalitetssikret av

Jan G. Davidsen

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Elfiske i Forra. Foto: Jo Vegar Arnekleiv

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet

ISBN 978-82-7126-991-3
ISSN 1894-0056

Sammendrag

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.

I forbindelse med utbyggingen av Kraftverkene i Meråker som ble satt i drift i 1994, er det siden 1990 foretatt konsesjonsbetingede ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva. Resultatene for årene 1990-2008 ble oppsummert i en fagrapport i 2009, mens denne rapporten supplerer med data på bunndyr, ungfisk, voksen fisk, fangststatistikk og gytegruppregistreringer fra 2009-2013. Dataene er satt inn i tidligere datasett for hele undersøkelsesperioden. 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 foreta mulige kompensasjonstiltak.

Reguleringen har medført en utjevnet vannføring over året med økt vintevannføring, reduserte flomtopper og redusert sommervannføring. 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.

Endringer i artssammensetningen av bunndyr og en økning i tetthet av mange bunndyrarter i øvre del av elva ble også dokumentert i 2009–2013, mens det var enn topp i tettheten av bunndyr de fire første årene etter regulering. 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. Dette gjaldt f.eks. fjærmugg, døgnfluen *Baetis rhodani*, steinflueslekten *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 seint i undersøkelsesperioden (etter 2005). Dette gjaldt f.eks. vårfluene *Glossosomatidae* og *Hydropsyche nevae*/sp.samt klobiller. I 2013, men ikke i 2012, ble det registrert lave individtall av bunndyr i prøver nær land øverst i elva, mens faunaen i transekter var mer jevnt fordelt i nedre del og i Forra. Forskjellene i bunndyrfaunanen mellom øvre og nedre del i 2013 kan forklares dels med vannføringsendringer knytta til kraftverksdrift.

I undersøkelsesperioden 2009-2013 har tetthetene av laksunger variert mye mellom år og stasjoner. Tettheten av laksunger var generelt middels høye i 2009 og 2013, og betydelig lavere i 2011 og 2012. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger > 0+ i 2009-2013 var 43,5/100 m² i sone 1 (nederst), 39,9/100 m² i Forra, 19,1/100 m² i sone 2 og 32,6/100 m² i sone 3 (øverst). En analyse (GEE) av variasjonen i ungfisktetthetene over tid viser at det er en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger > 0+ i sone 2 og 3 for perioden 1994-2013 (20 år). I sone 1 var det ingen signifikant endring i tettheten i samme tidsperiode mens det i Forra var en signifikant økning, men da i en kortere tidsperiode (2002-2013).

En analyse av tettheten av årsyngel viste ingen signifikant endring i sone 3 for perioden 1994-2013, 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.

Årsyngelen (materialet 1990-2006) nådde en lengde på 40,5 ± 0,15 mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i, N = 3560) i oktober. Til sammenligning var gjennomsnittslengden til årsyngelen i 2009-2013 40,1 ± 0,15 mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i, N = 2360). Gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger i 2009 - 2013 var 63,8 mm (N = 1094) og 90,4 mm (N = 467) i totalmaterialet. Årsyngelen i Forra hadde omtrent samme gjennomsnittslengde som i Stjørdalselva i 2009-2013, ettåringene var litt kortere, mens toåringene var litt lengre enn i Stjørdalselva. Årsyngel av ørret (2009-2013) var i gjennomsnitt 50,7 mm (N=633). For 1+ ørretunger var gjennomsnittslengden i perioden 2009-2013 på 91,3 mm (N = 132), men lengdene varierte mye mellom år. Det var betydelig variasjon i ungfiskens vekst fra år til år og innen ulike deler (soner) av elva. Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periodene etter (2001-2008 og 2009-2013) enn før reguleringen (1990-1994), men gjennomsnittslengdene var lavere i perioden 2009-2013 sammenlignet med 2001-2008. Økningen i tilgjengelig næring øverst i elva sammen med temperaturendringer er antatt å være de viktigste faktorene for den påviste vekstforskjellen mellom sonene i elva.

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. 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. Dette gir en indikasjon på at en større andel av årsklassene oppholder seg mer enn ett år i sjøen før tilbakevandring til elva.

Oppdrettslaks utgjorde bare 0,4–1,4 % av analyserte skjellprøver i perioden 2007-2010. Andelen utsatt, fettfinneklippt 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.

Gytegroptellinger foretatt i perioden 2006-2013 viser at øvre del av elva (Nustadfoss – Renå) hadde de høyeste tetthetene av gytegroper pr. km elv, og at de samme gyteområdene ble benytta hvert år. Gytegroperne er plotta på digitalt kartverk.

Nøkkelord: vassdragregulering – bunndyr – laks – ørret – ungfisk – skjellanalyser - gytegroppkartlegging

Jo Vegar Arnekleiv, Gaute Kjærstad, Lars Rønning, Jan Grimsrud Davidsen & Aslak D. Sjørn, NTNU Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Summary

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Davidsen, J.G. & Sjursen, A.D. 2014. Studies on freshwater biology in the river Stjørdalsvassdraget in 2009-2013. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2014-3: 1-82.

In the period 1990-2013 studies on fish biology has been performed in the river Stjørdalselva before and after hydropower regulation (Kraftverkene i Meråker, 1994). Results from investigations in the period 1990-2006 have been summarized in two reports in 2007. This report presents supplementary data from studies on macroinvertebrates, growth and densities of juvenile salmon and trout, scale analysis from adult Atlantic salmon, catch statistics and registrations of salmon redds from the years 2009 - 2013. The data are presented and analysed together with datasets from the period 1990-2008. The purpose of the investigation was to document the state of the art of freshwater ecology of the river, especially the population of Atlantic salmon, and to document changes in fish populations and benthos after hydropower regulation.

The hydropower regulation has resulted in an equalization of the water flow during the year, increasing winter water flow, reducing floods and summer flow. Water temperature has increased in autumn and winter, and has been reduced in summer. Also, water quality has been changed resulting in increased humic compounds after regulation.

Changes in macroinvertebrate abundances and diversity were observed in the upper parts of the river, and observed changes in the composition of species were linked to effects of the regulation. Based on the development of the species composition and the densities of macroinvertebrates, the changes in the macroinvertebrates are grouped in three: 1. A marked increase in densities the first years after the regulation followed by a decrease in densities. This was the situation in chironomids, the mayfly *Baetis rhodani*, the stoneflies *Leuctra* and *Amphinemura* and the caddisfly *Apatania*. 2. An increase in the densities the first years after the regulation, which were seen in the mayflies *Heptagenia dalecarlica*/sp. and *Baetis muticus/niger* and the caddisfly *Polycentropus flavomaculatus*. 3. A marked increase in the densities late in the period after regulation (after 2005) as seen in the caddisflies Glossosomatidae and *Hydropsyche nevae*/sp. and in riffle beetles (Elminthidae). In 2013, but not in 2012, low numbers of macroinvertebrates were recorded in samples taken near the river bed compared to number of individuals recorded from samples taken several meters from the river bed in the upper part of the river. Contrary, in the lower part of the river, and in unregulated river Forra, samples taken in a transect showed about equal densities. These differences partly correspond with a fast change in water discharge caused by hydropeaking operation of the power plant.

In the period 2009-2013, the densities (Zippin-estimates) of salmon parr varied between years and localities. The densities were medium in 2009 and 2013 and much lower in 2011 and 2012. Average densities of Atlantic salmon parr (>0+) in 2009-2013 were 43.5/100 m² in the lowest part (zone 1) and 39.9/100 m² in the unregulated river Forra, 19.1/100 m² in the middle part (zone 2) and 32.6 /100 m² in the upper part of the river (zone 3). A GEE analyses of the changes in salmon parr densities over time, documented a significant reduction in densities in zone 2 and 3 in the period 1994-2013 (20 years). In zone 1 we found no significant change in densities in the same period, while in river Forra a significant increase in salmon parr densities were documented, but for a shorter time period (2002-2013) due to lack of data in the first years (1994-2001). A statistical analysis of the densities of Atlantic salmon young-of-the-year (YOY) in zone 3 showed no significant change with time (1994-2013). However, the YOY densities were in most years highest in zone 3 compared to the lower part of the river. Therefore, the reduction in parr densities in the upper river part does probably not come from a lack of recruitment.

Average length of Atlantic salmon YOY (1990-2006) was 40.5 ± 0.15 mm (X ± 95 % c.i, N = 3560) in October. In comparison, the average length of YOY in the period 2009-2013 was 40.1 ± 0.15 mm (X ± 95 % c.i, N = 2360). Average length of 1+ and 2+ salmon parr (2009-2013) were 63,8 mm (N = 1094) and 90.4 mm (N = 467), respectively. Brown trout YOY was on average 50.7 mm (N = 633). The average length of brown trout 1+ (2009-2013) was 91.3 mm (N = 132), however, there was a great variation in length between years. A significant increase in length at age was demonstrated upwards the river, and juvenile salmon in the upper part showed the best growth. Juvenile salmon had a significant better growth in the periods 2001-2008 and 2009-2013 (after regulation), compared to the period 1990-1994 (before regulation). Between year variation in growth was larger than the within year intrawatercourse spatial variation.

The catch statistics of Atlantic salmon in the period 2009-2012 showed good catches, in average 8.5 tons a year, or 1636 salmon a year. In 2013, the catches were lower; 3.6 tons, or 853 salmon. Catch and release

has been more popular the last years, and in 2012 and 2013 296 and 463 Atlantic salmon were released, respectively. Catches of sea trout has been prohibited since 2010. The development of the number of small (< 3 kg), medium (3-7 kg) and big (> 7 kg) salmon in the catches the last 10-15 years, documents a reduction in catches of small salmon, while the catches of medium and big salmon have increased in the period 2005-2012. Scale analysis indicated low numbers of farmed Atlantic salmon in the catches (0.4 – 1.4 %) in the period 2007-2010. The proportion of fin-clipped salmon from stocked yearlings in the catches in 2007-2009 varied between 4.4 – 8.9 %. Catch reports of recaptured stocked salmon in the year 1997-2012 varied between 1.3 and 8.6 % of total catches. Based on scale analysis of salmon in 2009-2010, the average smolt length and smolt age were 12.9-12.5 cm and 3.3 years. The scale analysis also documents a reduction in the average weight and length of two- and three SW salmon in the period 2005-2010.

Registration of spawning redds in the period 2006-2013 showed that the upper part of the river (Nustadfoss – Renå) had the highest densities of redds per km river stretch, and mainly the same areas were used for spawning each year.

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

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

Innhold

Sammendrag	3
Summary	5
Forord	9
1 Innledning	10
2 Stjørdalsvassdraget	11
2.1 Områdebeskrivelse	11
2.2 Vassdragsreguleringer	12
2.3 Vannføring og manøvreringsreglement	13
2.4 Vanntemperatur og isforhold	15
3 Bunndyr	16
3.1 Innledning	16
3.2 Metoder	16
3.2.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)	16
3.2.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)	17
3.2.3 Artsbestemming	18
3.3 Resultater	18
3.4 Diskusjon	26
3.5 Oppsummering og konklusjon	29
4 Tetthet av ungfisk	30
4.1 Innledning	30
4.2 Metode	30
4.3 Resultater	32
4.4 Diskusjon	36
4.5 Oppsummering og konklusjon	38
5 Aldersfordeling og vekst hos ungfisk	39
5.1 Innledning	39
5.2 Metoder	39
5.3 Resultater	40
5.3.1 Aldersfordeling	40
5.3.2 Observert vekst og vekst i ulike soner	41
5.3.3 Vekst i ulike tidsrom 1990-2013	44
5.3.4 Variasjon i vekst i forhold til miljøvariabler	45
5.4 Diskusjon	45
5.5 Oppsummering og konklusjon	46
6 Fangststatistikk og skjellanalyser	47
6.1 Fangststatistikk	47
6.2 Skjellanalyser – livshistorieparametre	49
6.2.1 Metode	49
6.2.2 Andel oppdrettslaks og gjenfangster av kultivert laks	49
6.2.3 Alder og lengde ved smoltifisering	50
6.2.4 Alder ved kjønnsmodning og vekt og lengde ved ulik sjøalder	50

7	Gytegropregistrering og fordeling av gytefisk 2006-2013	53
7.1	Innledning	53
7.2	Metode	53
7.3	Resultater og diskusjon	54
8	Referanser	69
	Vedlegg	75

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. Kraft-verkene ble satt i drift våren 1994. Fra 1990 har Laboratoriet for ferskvannssøkologi og innlandsfiske (LFI), NTNU Vitenskapsmuseet, gjennomført årlige konsesjonsbetingede fiskebiologiske undersøkelser i vassdraget. Undersøkelsene har i perioder vært gjennomført i samarbeid med andre forskere og institusjoner som NINA, NIVA, NTNU Institutt for biologi og SINTEF. I 2006 ble det gjennomført en egen kartfesting av fysisk fiskehabitat, fiskbarhet og gytegroper (bonitering) i Stjørdalselva.

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, ung-fisk og voksen fisk (bl.a. gytegroppregistreringer). I 2009–2011 ble undersøkelsene på ungfisk og bunndyr videreført med midler fra NTE, mens gytegroppregistreringer ble bekostet av Fylkesmannen. Etter en avgjørelse i Miljøverndepartementet blir deler av de fiskebiologiske undersøkelsene videreført i perioden 2012–2016. NTNU Vitenskapsmuseet har fått i oppdrag av NTE Energi AS å sammenstille og rapportere resultater fra undersøkelsene på bunndyr og ungfisk i perioden 2009–2011 og videre gjennomføre undersøkelser på bunndyr og ungfisk i 2012 og 2013.

Denne rapporten gir en oppdatering av data innsamlet i perioden 2009-2011 og en rapportering av resultatene fra bunndyr- og ungfiskundersøkelsen i 2012 og 2013. Dataene på bunndyr og ungfisk for perioden 2009-2013 er analysert i forhold til tidligere dataserier. Undersøkelser på voksen laks og sjørret (fangststatistikk, analyse av skjellprøver og gytegroppregistreringer) er ikke med i de pålagte undersøkelsene fra 2012. Vi rapporterer imidlertid de resultatene vi har på voksenfisk i disse årene, bl.a. registrering av gytegroper i perioden 2006–2013.

Mange personer og institusjoner har i ulik grad vært engasjert i prosjektet i perioden 2009–2013 og skal ha stor takk for innsatsen. Foruten forfatterne har Karstein Hårsaker, Morten Bergan, Jarl Koksvik, Hans Mack Berger og Anette G. Davidsen deltatt i feltarbeidet. Tor Knudsen har sortert mye av bunndyrmaterialet. Rune Lilleløkken og Mari Berger ved Stjørdalsvassdragets Klekkeri BA har vært lokale kontaktpersoner og deltatt i gjennomføring av gytegroptakseringene som senere er behandlet i ArcGis av Marc Daverdin. Flere grunneiere, Stjørdal og Meråker Jeger og Fiskeforening har bidratt med innsamling av skjellprøver av voksen laks og sjørret i 2009-2010, og Gunnel Østborg, NINA har analysert skjellprøvene. Det rettes en takk til alle for viktige bidrag til rapporten. Rapporten er for øvrig utarbeidet av forfatterne og hvor Jo Vegar Arnekleiv har vært fagansvarlig for gjennomføring og rapportering av prosjektet. Vi vil også 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 (gytegroptelling).

Trondheim, mars 2014

Jo Vegar Arnekleiv
prosjektleder

1 Innledning

Formålet med de konsesjonsbetingede fiskebiologiske 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 ferskvannsfauunaen og å foreslå mulige kompensasjonstiltak.

Utbyggingen har medført endringer i vannkvalitet, vannføring og vanntemperatur i Stjørdalselva. For å kunne belyse effektene av reguleringen på en art som laks med en livssyklus på 7-9 år, trenger en lange tidsserier. Endringer i det fysiske miljøet, som vannføring, temperatur og erosjon/sedimentasjon, kan påvirke en rekke økologiske forhold som i sin tur kan påvirke de ulike livsstadiene hos fisk. Studier som har som mål å forstå slike økologiske sammenhenger, endringer over tid og finne årsakssammenhenger mellom ulike ledd kan kreve både lange tidsserier og kontrollerbare forsøk. I Stjørdalselva ble ferskvannsbiologiske forundersøkelser til kraftutbyggingsplanene gjennomført i perioden 1984-1986, mens årlige undersøkelser er utført i perioden 1990-2013. 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 sjørret, andel oppdrettslaks og laks fra kultivering i fangstene og gytegroptellinger. 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 langtidsundersøkelsene har det vært gjennomført flere masteroppgaver i ferskvannsökologi ved NTNU, bl.a. om sjøtoleranse og vandringsatferd hos villaks og laks med kultiveringsbakgrunn. Resultater av disse undersøkelsene er beskrevet i en rekke rapporter og publikasjoner (bl.a. Arnekleiv 1985, 1986, Arnekleiv m.fl. 1995, 2000, 2002, 2006, Hembre et al. 2001, Berg et al. 2006, Urke m.fl. 2014). I 2006 ble det gjennomført en egen kartfesting av fysisk fiskehabitat, fiskbarhet og gytegroper (bonitering) i Stjørdalselva (Berger m.fl. 2007). I tillegg ble data fra Stjørdalselva benytta som ett av 9 eksempel-vassdrag i vurderingen av sammenhengen mellom gytebestand og rekruttering i norske laksebestander (Hindar m.fl. 2007), og smoltdataene er benytta i en større studie på effekter av klimaendringer på smoltvandring (Otero et al. 2014).

Gytebestandsmål vil bli et viktig biologisk referansepunkt for framtidig forvaltning av laksestammene. Resultatene av de mangeårige konsesjonsbetinga undersøkelser ble oppsummert i to rapporter fra NTNU Vitenskapsmuseet i 2007 og 2009 (Arnekleiv m.fl. 2007,a,b; Arnekleiv m.fl. 2009). I rapportene er det dokumentert og diskutert 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 (1990-2008) for en rekke biologiske forhold; næringsgrunnlag (bunndyr), vekst hos ungfisk, tetthet av ungfisk, laksungenes energiinnhold, smoltdata, utvandring og produktionsberegninger av smolt og data om voksen laks og sjørret. Stjørdalselva er ei av de viktigste mellom- og storlakselvene i Trondheimsfjorden og fikk i 2003 status som nasjonalt lakse-vassdrag. Stjørdalselva er antatt å ha en stor og god laksebestand (Anon. 2013), mens sjørretten har gått sterkt tilbake i likhet med situasjonen i mange midt-norske vassdrag.

Denne rapporten gir en oppsummering av undersøkelser på bunndyr og ungfisk i perioden 2009-2013 samt data om livshistoreparametre for voksen laks i 2009 og 2010 og resultater av gytegroptellinger i perioden 2006-2013. Undersøkelsen er lagt opp etter de samme metodene og lokalitetene som ved tidligere års undersøkelser for å sikre sammenlignbare data til langtids-seriene på bunndyr, ungfisk og data om voksen fisk. Fra og med 2010 er stasjonsnettet for ungfiskundersøkelsene utvidet, og et justert pålegg om fiskebiologiske undersøkelser i 2012-2016 har gitt noen endringer i metodene for bunndyr- og ungfiskundersøkelsen.

2 Stjørdalsvassdraget

2.1 Områdebeskrivelse

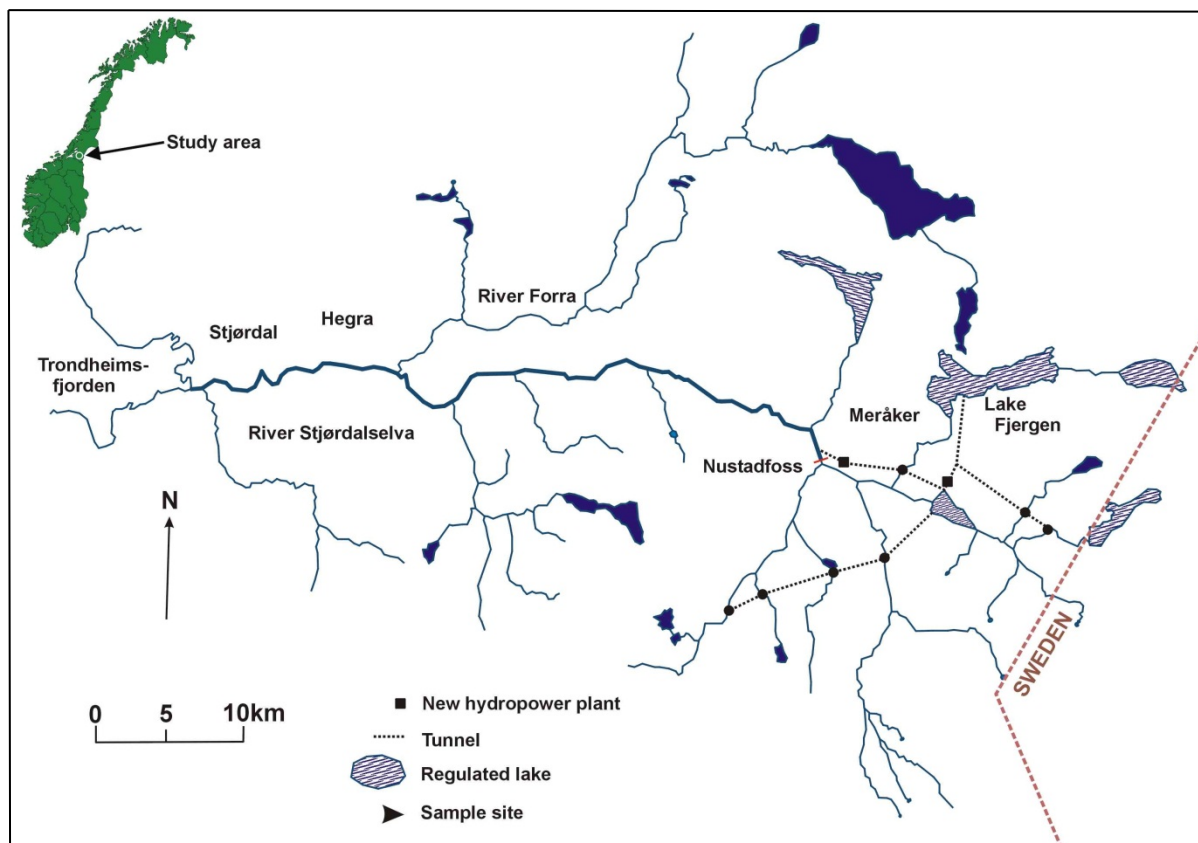
Stjørdalsvassdraget (figur 1) ligger i Nord-Trøndelag fylke og har et nedbørfelt på 2130 km² inkludert Forra på 612 km². Hovedvassdragets lengde fra svenskegrensa til Trondheimsfjorden er ca. 70 km. Stjørdalselva fra Nustadfoss i Meråker til utløpet i fjorden (50 km) er naturlig laks- og sjørrettførende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

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.

Typisk vannføringsbilde for Stjørdalselva er en vårflokk i mai-juni og en noe mindre høstflokk i september-oktober. Årlig middelvannføring ved utløp sjøen er 79 m³/s.

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 (sjørrett). Ørreten utgjør om lag 10 % av både ungfisktettheter og oppfiska kvantum voksne fisk i Stjørdalselva (Arnekleiv et al. 1995). Foruten ørret og laks er det registrert elvenøye (*Lampetra fluviatilis*), havnøye (*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 Koksvik 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 Meråker kraftverk m.v. Det er 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.

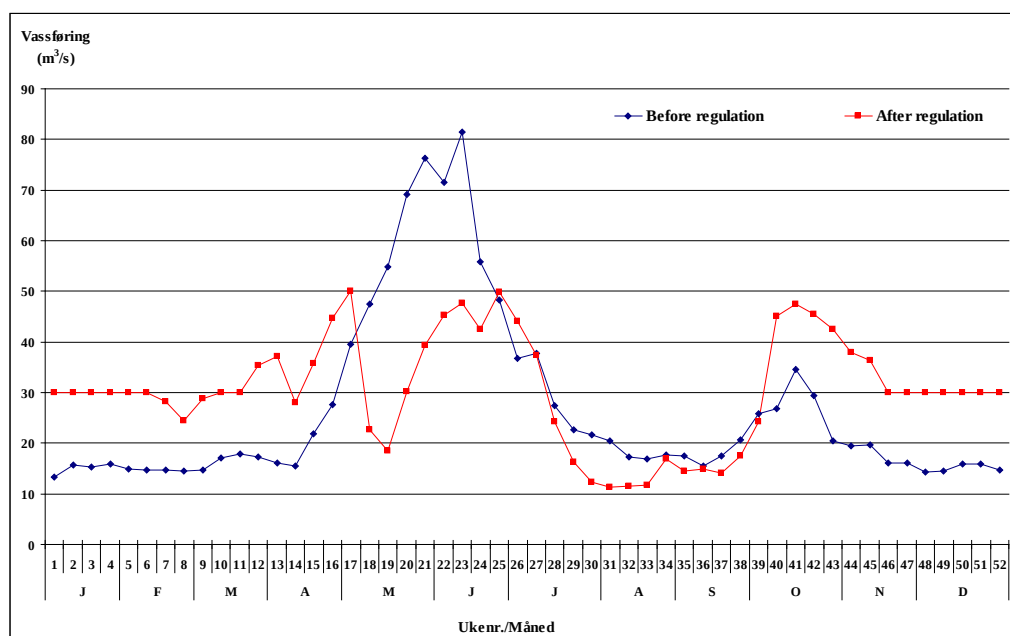
Feltene på nordsida av Tevla; Skurdalssjøen, Skurdalsåa, Storbekken, Storkjerringåa og Litlekjerringåa, er overført til tilløpstunnellen til Tevla pumpekraftverk. Overføringene fra sørsida av Tevla består av Torsbjørka, Fossvatna og Dalåa som er overført til magasin Tevla.

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 (slukeevne 3 m³/s), består og ble opprustet i 2006-2008. 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.

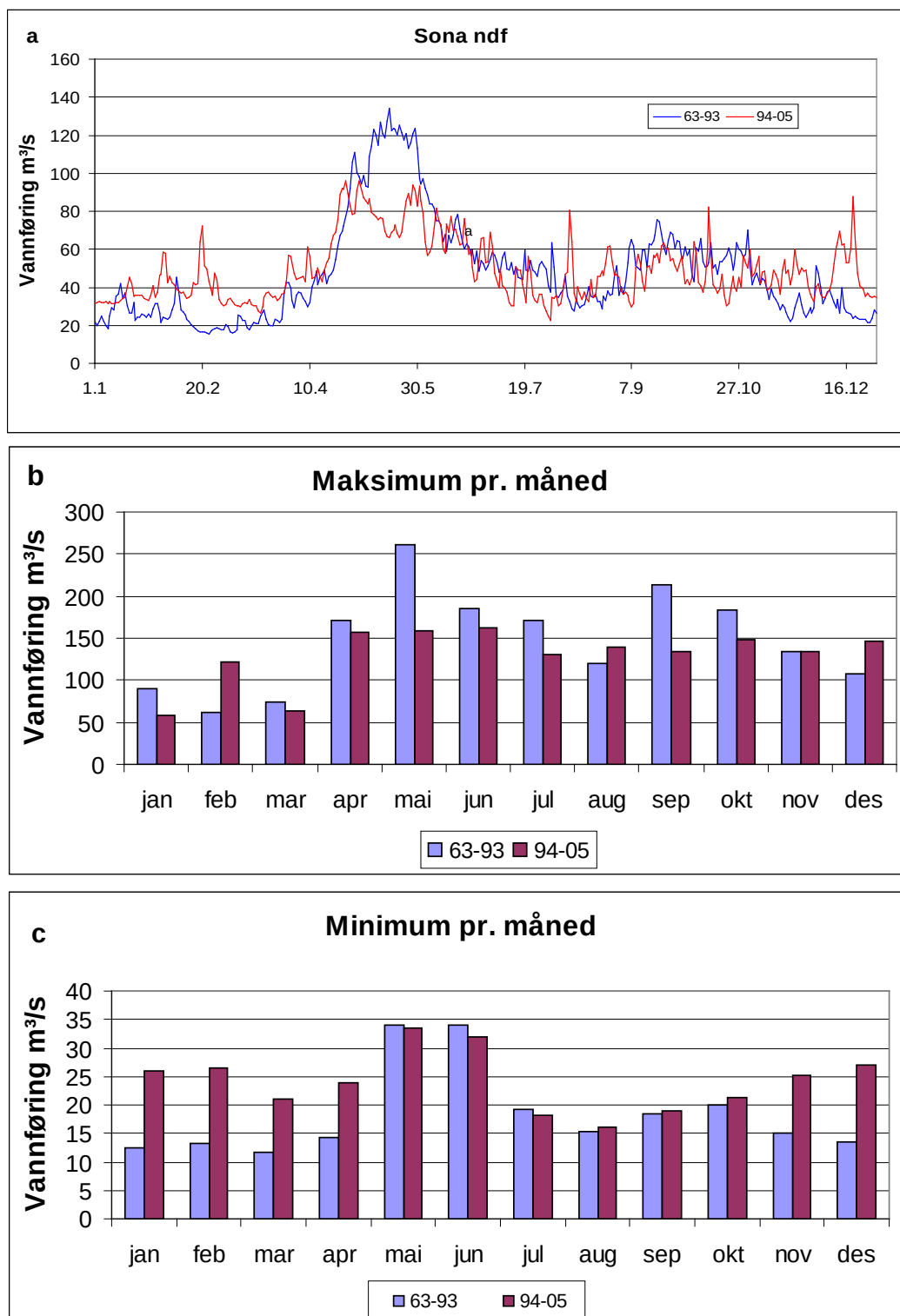
2.3 Vannføring og manøvreringsreglement

Vannføringsforholdene i Stjørdalselva er godt dokumentert ved målestasjoner ved Hegra, samløp Funna (etter 1994), i Dalåa (Trøfoss) og i Forra (Høggås bru), men det finnes ingen samlet framstilling av hydrologi i vassdraget før og etter siste utbygging. Det er imidlertid foretatt simulerte vassføringer før/etter utbygging basert på ukemidler. Disse 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 2.3a). Hydrologiske indeksverdier for maksimum vannføring pr. måned viser at maksimumvannføringene (flomtoppene) er redusert i alle måneder utenom desember, februar og august, og at reduksjonen er størst i mai og september (figur 2.3b). Minimumsvannføringene har økt kraftig i månedene november til april, i gjennomsnitt 47 % (figur 2.3 c).

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 og er slik: 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. Mindestevannføring 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 (somer). Videre sier manøvreringsreglementet: "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 **a**, hydrologisk indeks for maksimumsvannføring pr. måned for samme periode **b**, og hydrologisk indeks for minimumsvannføring pr. måned **c** Data fra NVE, bearbeidet av Knut Alfredsen, NTNU.

2.4 Vanntemperatur og isforhold

NVE, Hydrologisk avdeling har opprettet en rekke målepunkter for vanntemperatur i Stjørdals-vassdraget, og temperatur- og isforholdene er godt beskrevet både før og etter reguleringen (Pytte Asvall 1995, 2000, 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 ca. 2 °C kaldere vann etter utbyggingen, og økningen er størst i september med ca. 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.

På grunn av en jevnt høyere vintervannføring og høyere vanntemperatur etter siste regulering, går Stjørdalselva nå mer åpen nedstrøms Nustadfoss om vinteren, 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.).

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.

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 et al. 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 et al. 1991, Arnekleiv et al. 2002). Selv om tettheten av små former øker trenger ikke den totale biomassen av bunndyr å øke dersom tettheten av store former reduseres gjennom tiltetting av hulrom i bunnssubstratet. Ved en redusert vannføring kan dessuten store produksjonsarealer gå tapt. Det er også funnet en økning i andel algespisere (Arnekleiv et al. 1997) og strømsvake arter (Arnekleiv et al. 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 et al. 2004).

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 2008 (Arnekleiv et al. 2009, Arnekleiv & Kjærstad 2003).

I denne rapporten presenterer vi resultater fra bunndyrundersøkelser i perioden 2009-2013, og analyserer utviklingen i bunndyrsamfunnet i hele tidsperioden 1991-2013.

3.2 Metoder

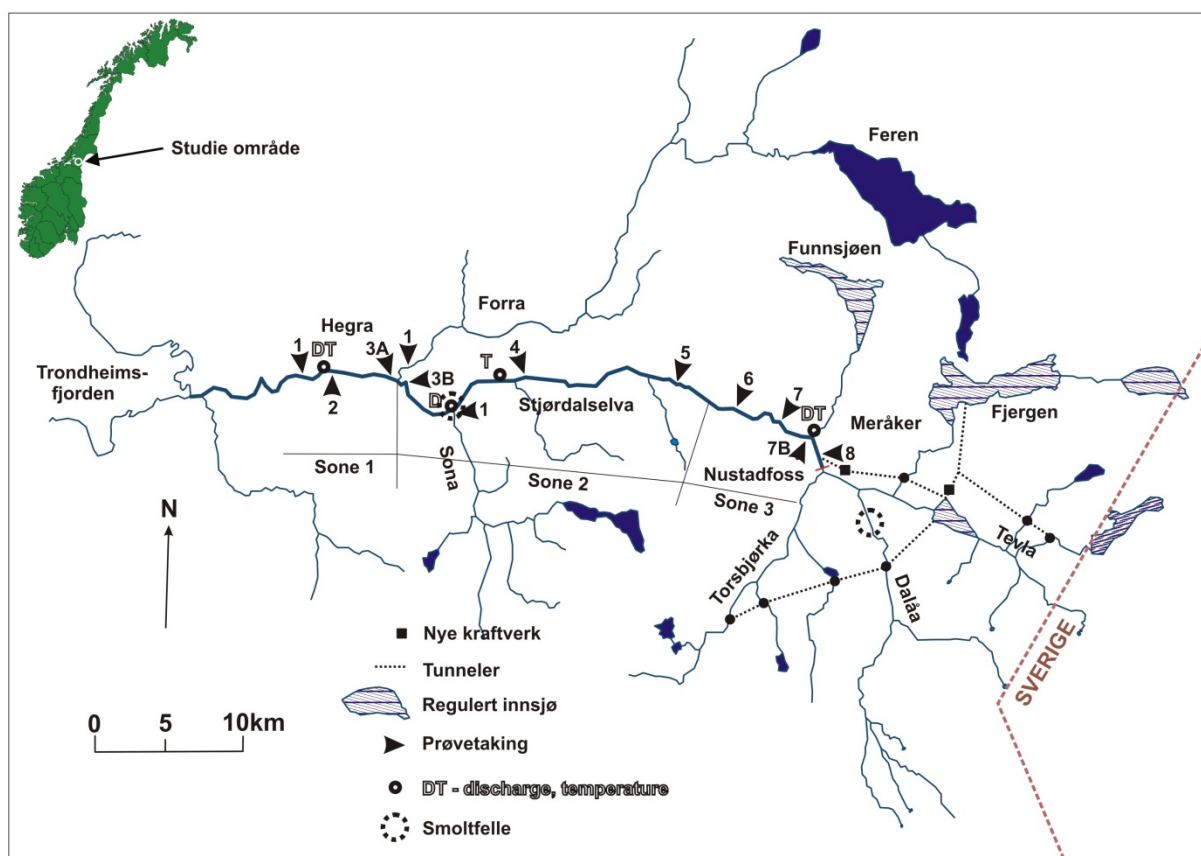
3.2.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)

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 vår (april/mai) og høst (oktober/november), i enkelte år også prøver fra sommerperioden. I denne rapporten vil vi fokusere på vårprøvene (tatt i april/mai) og høstprøvene fordi de er mest komplette og dessuten i samsvar med hovedtrekkene i året sett under ett. For høstprøvene mangler imidlertid prøver i 1992 og 1995 og for vårfluer mangler vårprøvene fra 1995. Prøvene ble helfiksert i etanol i felt og gjennomgått under lupe på laboratorium.

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 tre stasjoner innenfor hver av de tre sonene elva ble inndelt i og 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. Metoden er betraktet som semikvantitativ. For å illustrere endringer mellom ulike soner av elva i undersøkelsesperioden, har vi sett på fordelingen av enkelte grupper og de mest tallrike artene/slektene i totalmaterialet.

I pålegget til videre oppfølging av bunndyrundersøkelser 2012 – 2016 bortfaller de kvantitative prøvene og metodikken er endret for de kvalitative prøvene. Dette er begrunnet i et ønske fra Miljødirektoratet om å fokusere på eventuelle endringer i bunnfauanen 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 2012 og 2013 er det derfor tatt sparkeprøver på stasjonene øverst i vassdraget (st. 6, 7 og 8) og nederst (st 1, 2, 3B + 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 en lengde på ca. 5 m.



Figur 3.1. Kartskisse av Stjørdalsvassdraget hvor lokaliteter for bunndyrprøver er angitt.

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 felt. På lab ble prøvene subsamplet ved at 1/10 av prøven ble tatt ut. Samtlige bunndyr i delprøven ble bestemt til lavest mulig taksonomisk nivå, telt opp og antallet multiplisert med 10 for å få et anslag av totalantall i prøven. Restprøven ble gjennomgått under lupe og alle individer av arter/grupper som ikke ble oppfanget i delprøven ble bestemt og telt opp.

3.2.3 Artsbestemming

Døgnfluer - *Ephemeroptera*, steinfluer - *Plecoptera* og vårfluer - *Trichoptera* (EPT) ble bestemt til lavest mulig taxon (art). Likeledes ble biller (*Coleoptera*), mudderfluer (*Megaloptera*), teger (*Heteroptera*) og snegler (*Gastropoda*) bestemt til art, mens øvrige grupper (orden) ikke ble ytterligere bestemt. 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. Vårfluelarve (venstre), steinfluelarve under klekking til voksent insekt (midten), og døgnfluelarve. Foto: Jo Vegar Arnekleiv©

3.3 Resultater

3.3.1 Kvantitative prøver (Surber-sampler)

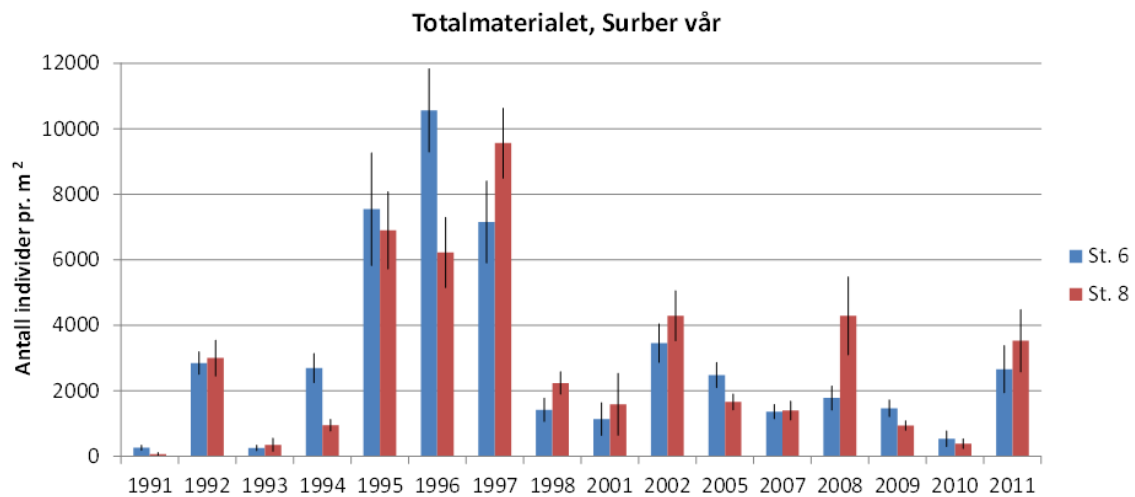
Vårprøvene viste at det totale bunndyrmaterialet hadde de klart høyeste tetthetsverdiene i de første tre årene etter reguleringa i 1994 (figur 3.1). I høstprøvene var det kun 1996 som skilte seg ut med de høyeste tetthetsverdiene i totalmaterialet (figur 3.2). I 1992 og 1995 ble det imidlertid ikke tatt 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. Det samme gjaldt døgnfluearten *Baetis rhodani* (figur 3.5), steinflueslektene *Leuctra* (figur 3.6) og *Amphinemura*. samt vårfluearten *Rhyacophila nubila* og vårflueslekta *Apatania*.

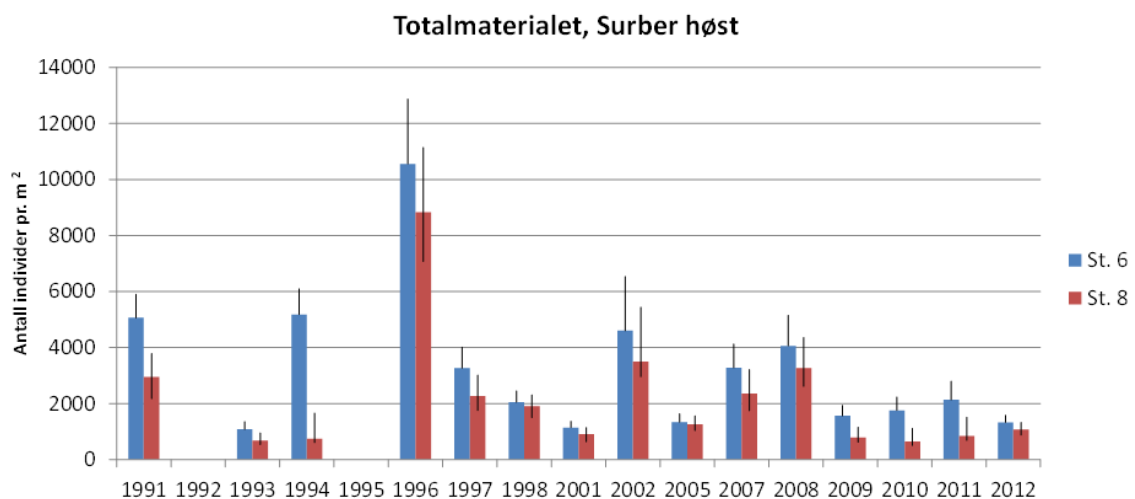
En del taksa hadde de høyeste tetthetene i de fleste årene etter regulering, for eksempel vårfluer (figur 3.7), fåbørstemark (figur 3.8), døgnfluene *Heptagenia dalecarlica*/sp. (figur 3.9) og *Baetis muticus/niger* (figur 3.10), og vårfluearten *Polycentropus flavomaculatus*. Noen få taksa hadde en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

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

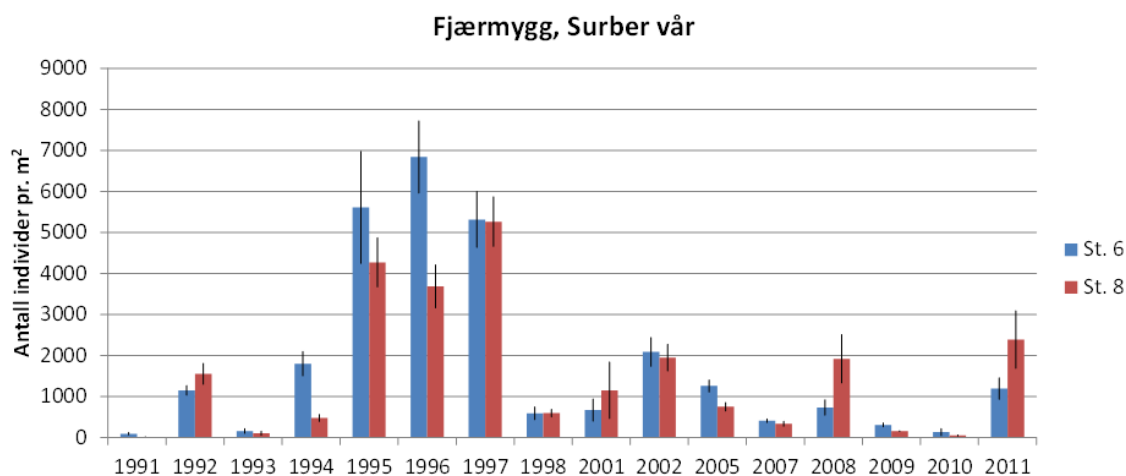
En komplett liste over samtlige taksa fra Surberprøver er gitt i vedlegg 3.1-3.2.



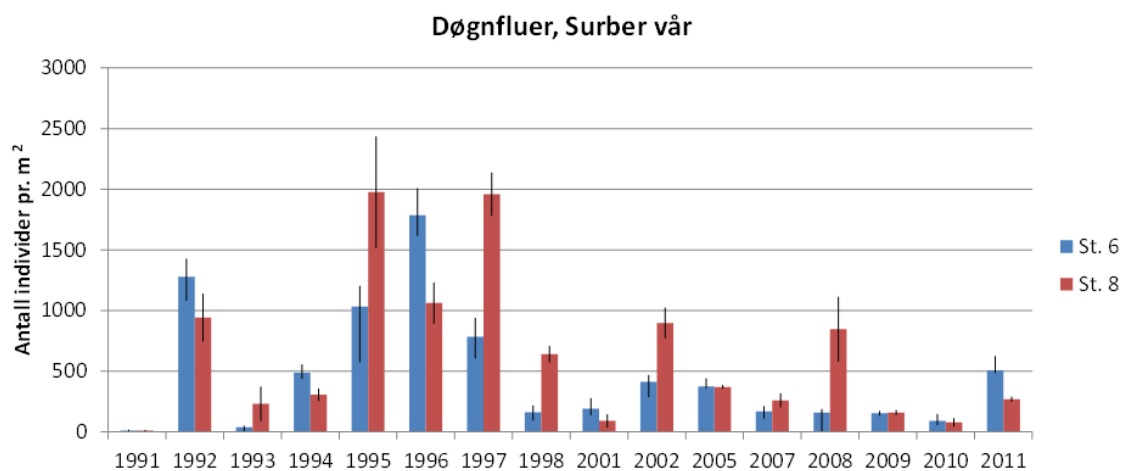
Figur 3.1 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av bunndyr (totalmaterialet) pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver, vår).



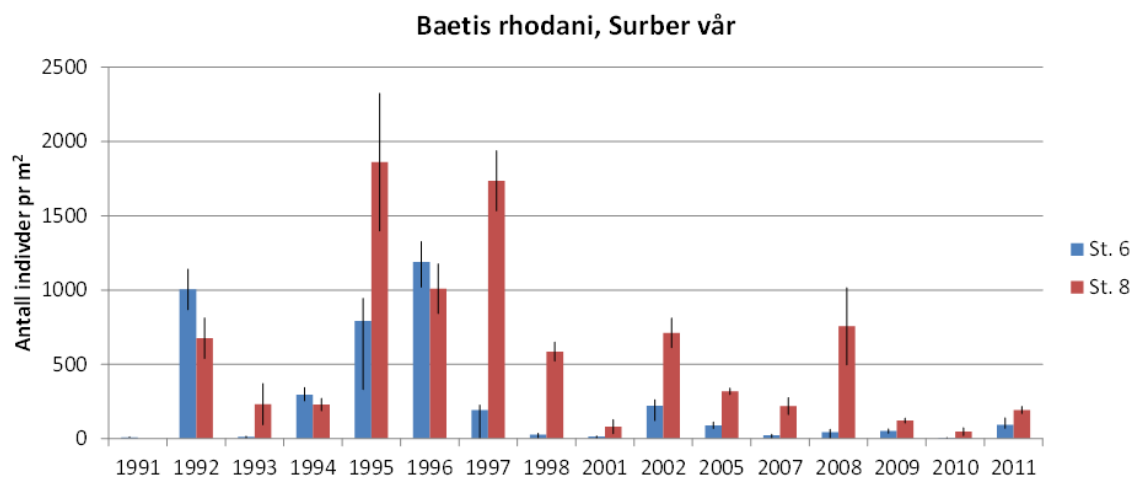
Figur 3.2 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av bunndyr (totalmaterialet) pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver, høst).



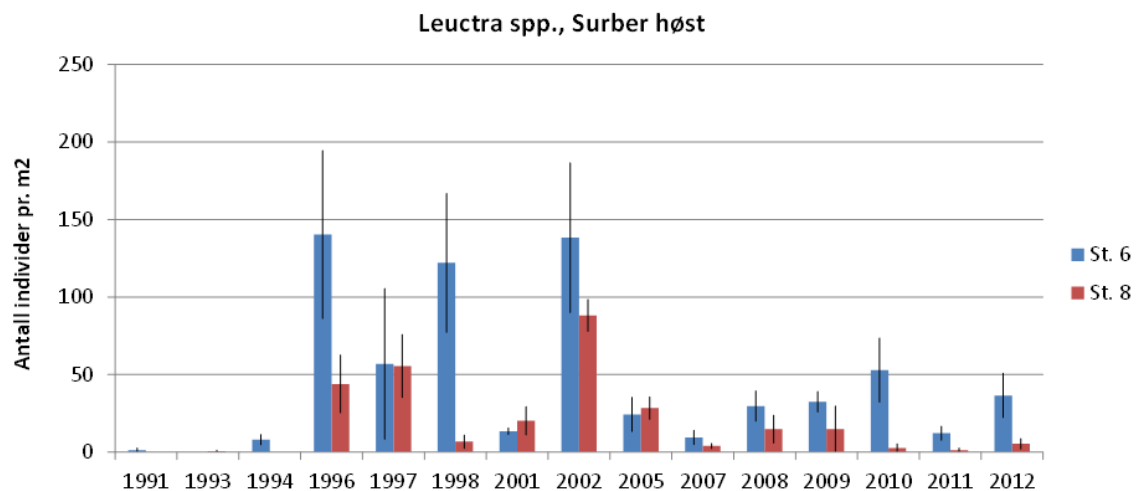
Figur 3.3. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av fjærmygg (totalmaterialet) pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver, vår).



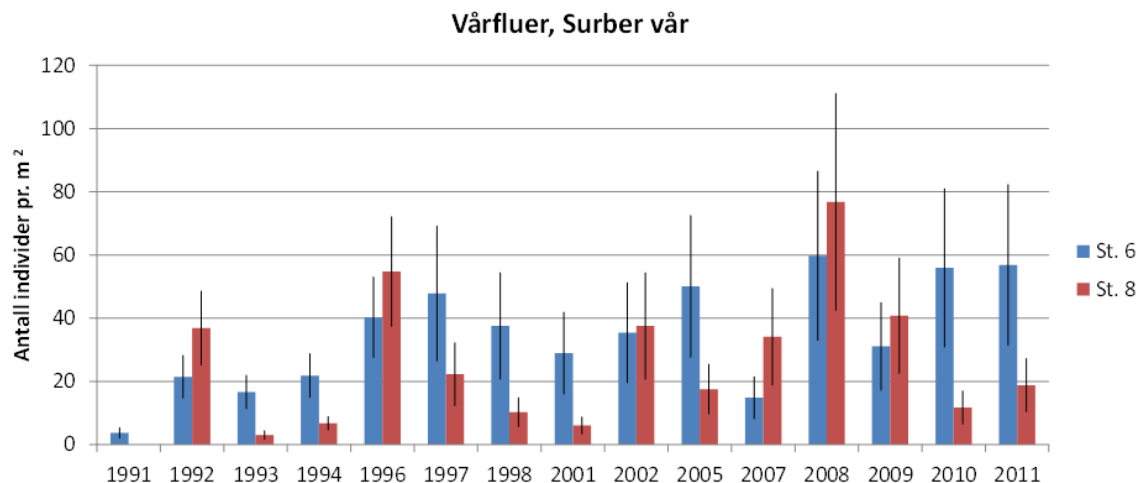
Figur 3.4 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av døgnfluer pr. år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver, vår).



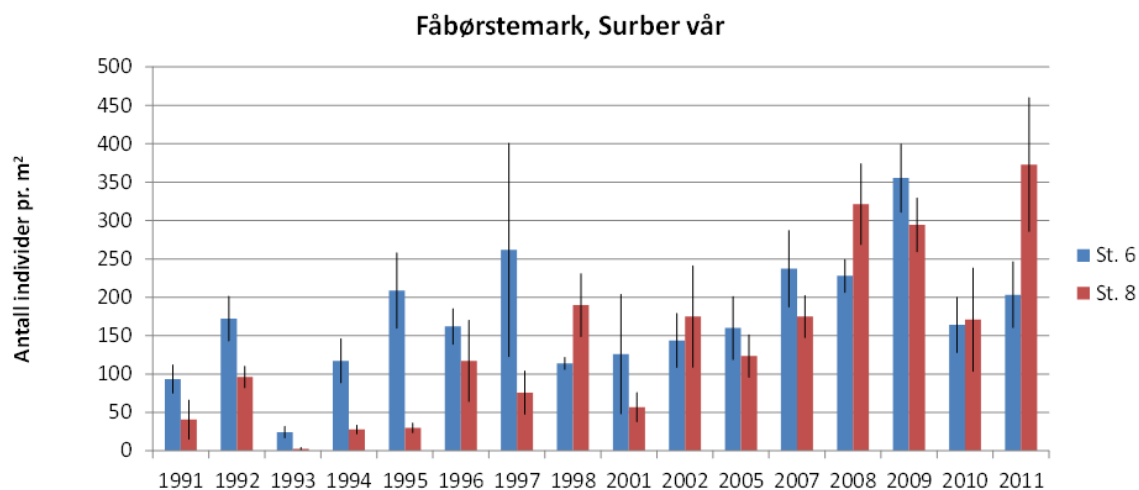
Figur 3.5 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av døgnflua *Baetis rhodani* pr.år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



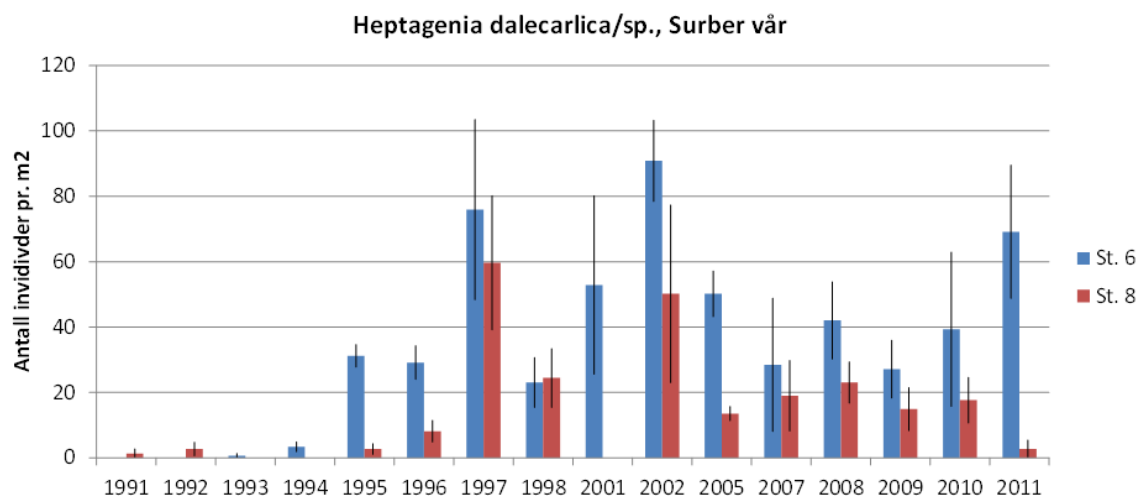
Figur 3.6 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av steinflueslekta *Leuctra* pr.år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver høst).



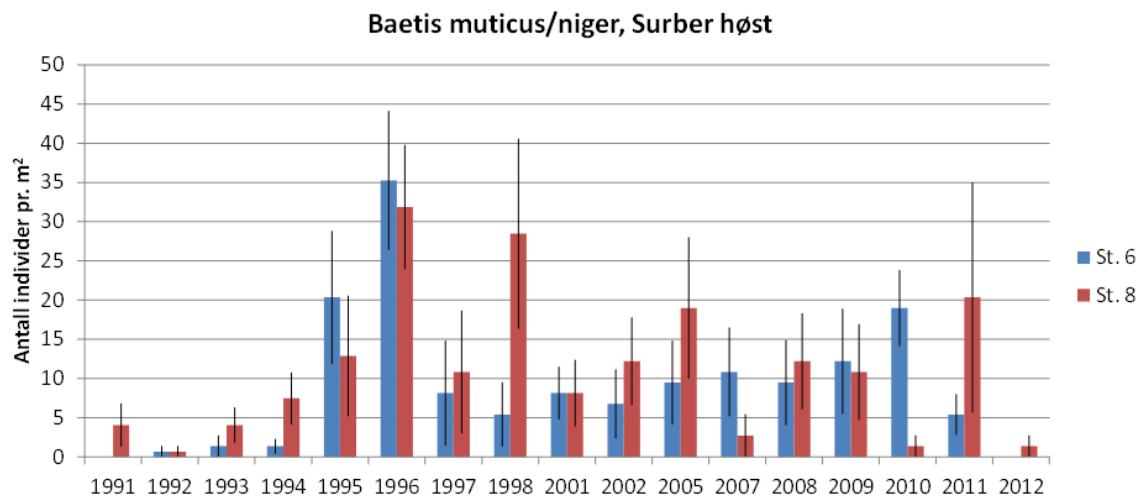
Figur 3.7 Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av vårfluer pr.år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



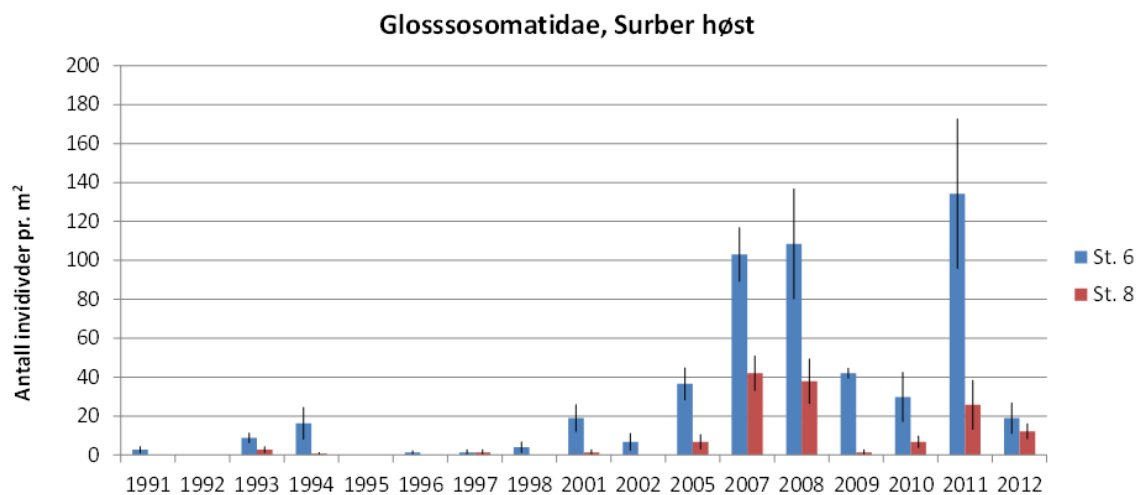
Figur 3.8. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av fåbørstemark pr.år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



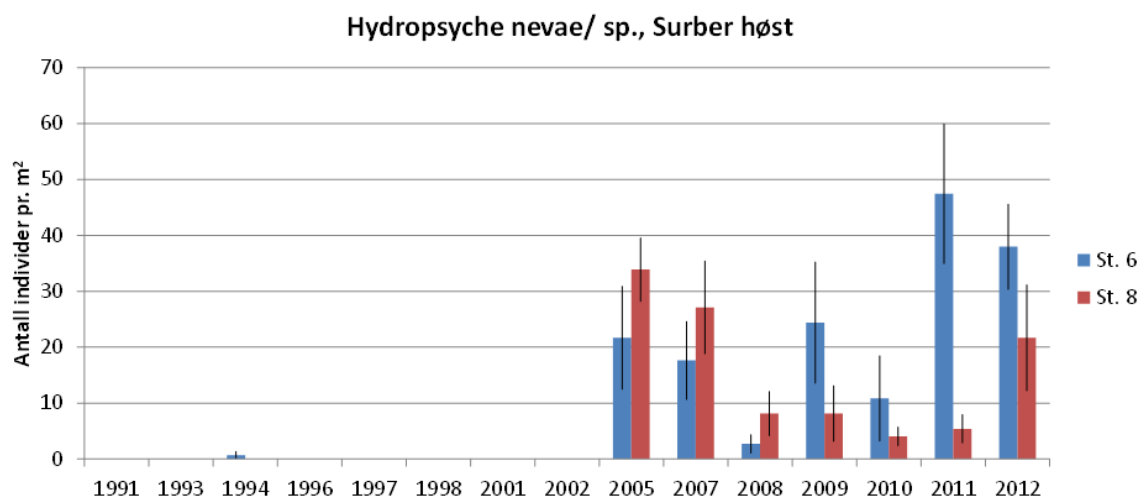
Figur 3.9. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av døgnflua *Heptagenia dalecarlica/sp.* pr.år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2011 (Surberprøver vår).



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



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



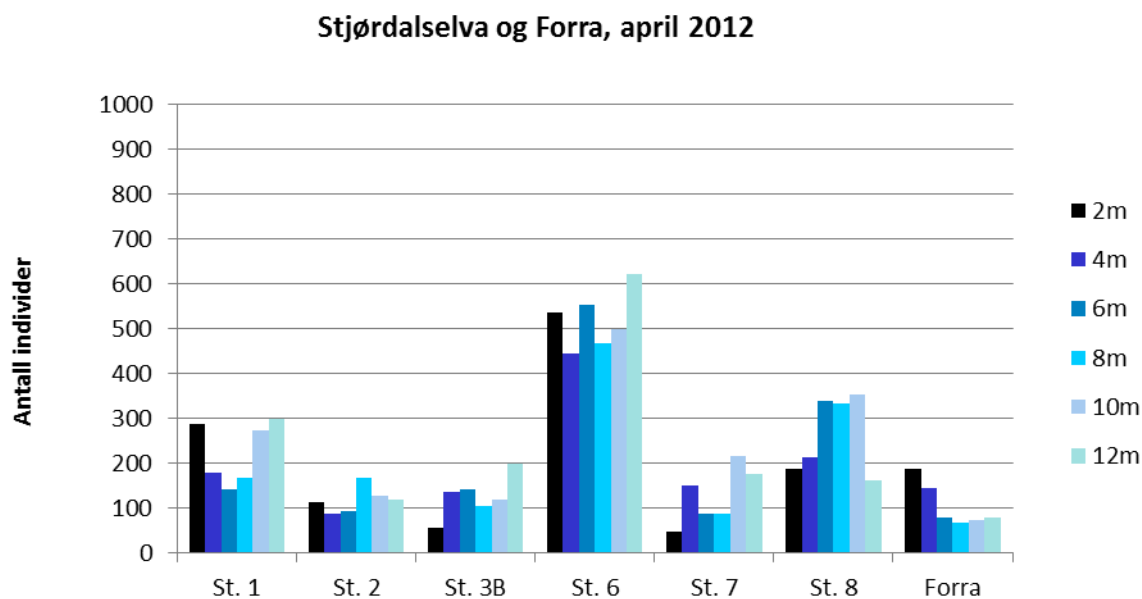
Figur 3.12. Gjennomsnittlig tetthet ($N/m^2 \pm sd$) av vårflua *Hydropsyche nevae/sp.* pr.år på stasjon 6 og 8 i perioden 1991-2012 (Surberprøver høst).

3.3.2 Kvalitative metoder (sparkeprøver - R1)

Sparkeprøver tatt i transekter viste at det var relativt små forskjeller i tetthet mellom enkeltprøvene innen de ulike stasjonene (transektene), både i april og oktober 2012 (henholdsvis figur 3.13 og 3.14). I oktober 2012 var det midlertid svært lave tettheter på stasjon 2 og 7 sammenlignet med de øvrige stasjonene (figur 3.14). I 2013 hadde de ytterste prøvene på stasjon 7 og 8, dvs. områdene lengst fra land, både i april og oktober, betydelig høyere tetthet enn prøvene nærmest land (henholdsvis figur 3.15 og 3.16). Det var tendenser til dette også på stasjon 6, men ikke på de øvrige stasjonene nederst i elva eller i Forra.

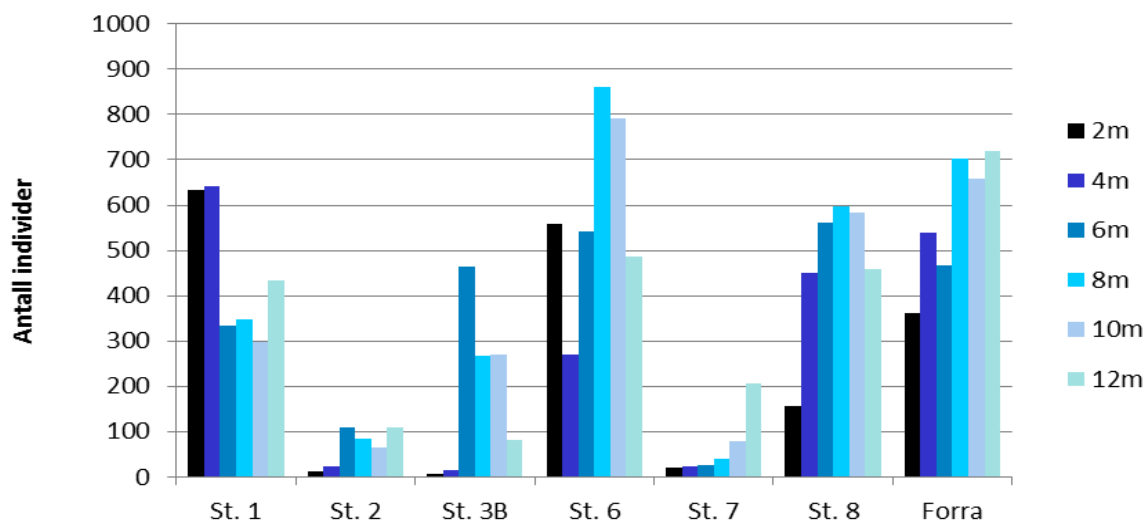
I oktober 2013 var bunnfanaen på st. 8 (øverst i elva) på de to innerste prøvene i transektet, dvs. to og fire meter fra land fullstendig dominert av fjærmygg, som utgjorde henholdsvis 70 og 85 % av de totale bunndyrmengdene. Øvrige arter og grupper opptrådte kun sporadisk i disse områdene. På stasjon 7 var også fåbørstemark dominerende taksa på transektene to og fire meter fra land og utgjorde henholdsvis 59 og 68 % av bunnfaunaen. Innen de øvrige stasjoner og tidsperioder var det mindre forskjeller i bunndyrenes dominansforhold mellom de ulike prøvene i hvert av transektene.

Dersom vi sammenstiller sparkeprøver tatt i transekter i perioden 2012-2013 med sparkeprøver tatt i tidligere år, hadde vårprøvene i perioden 1995-1998 de klart høyeste relative bunndyrtetthetene. Dette gjaldt spesielt på de stasjonene som var øverst i elva (figur 3.17). For høstprøver var bildet et annet, med en svak økende hovedtendens i tetthet over år, både i øvre og nedre områder (figur 3.18).



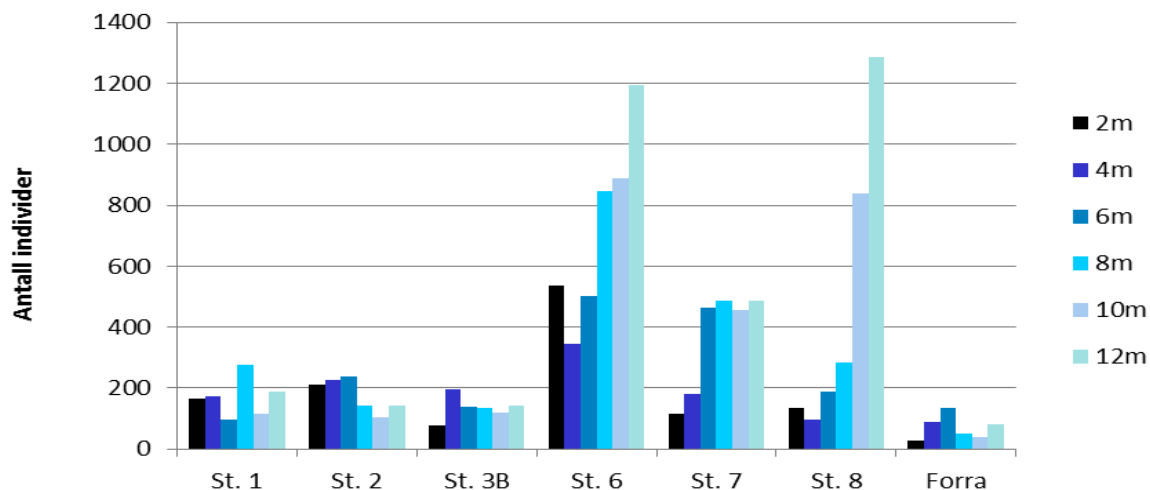
Figur 3.13. Antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april 2012. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).

Stjørdalselva og Forra, okt. 2012

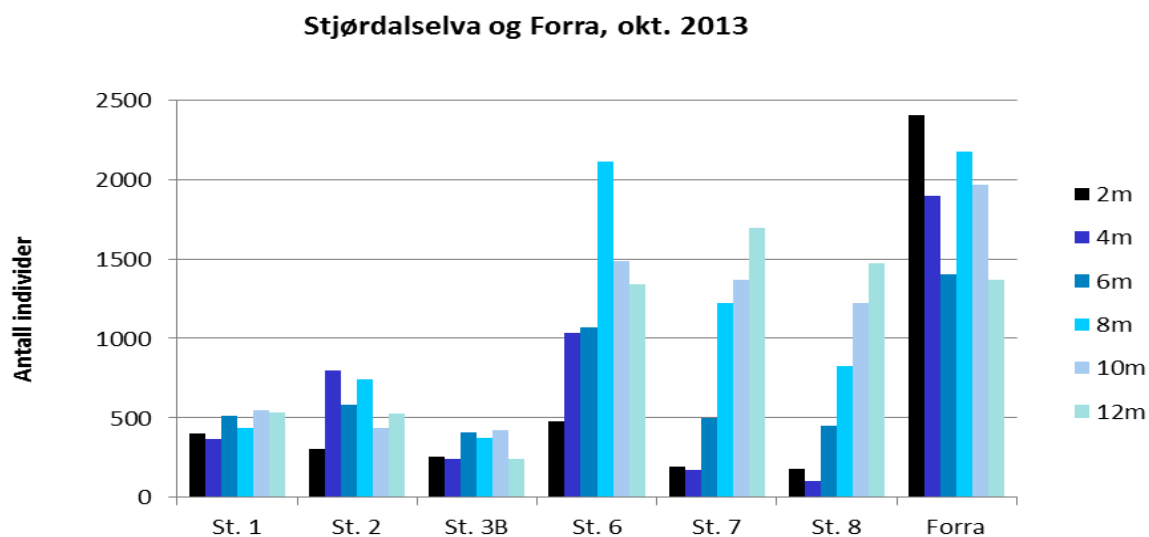


Figur 3.14. Antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i oktober 2012. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).

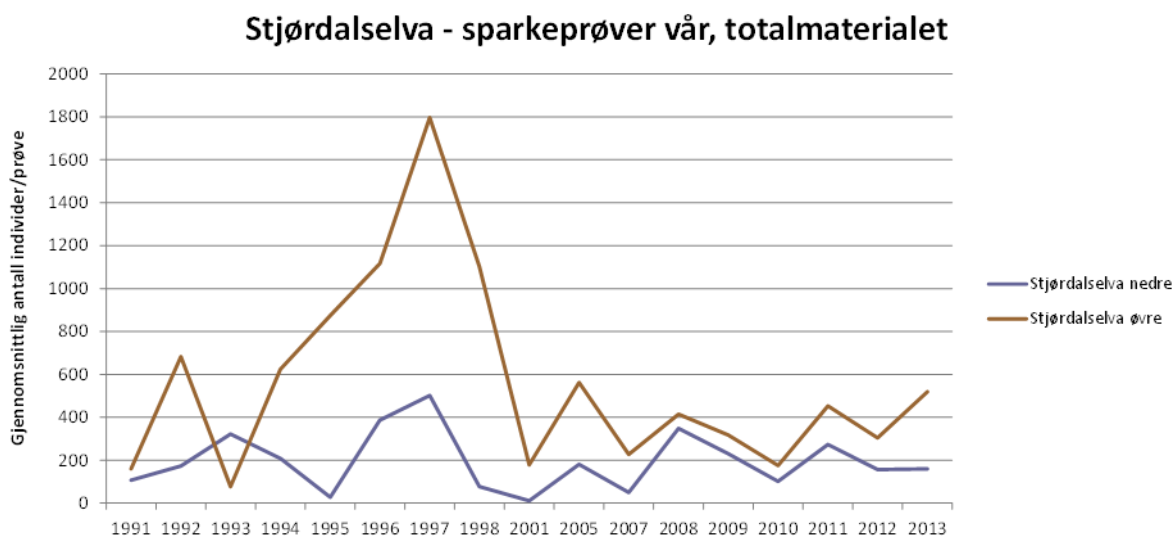
Stjørdalselva og Forra, april 2013



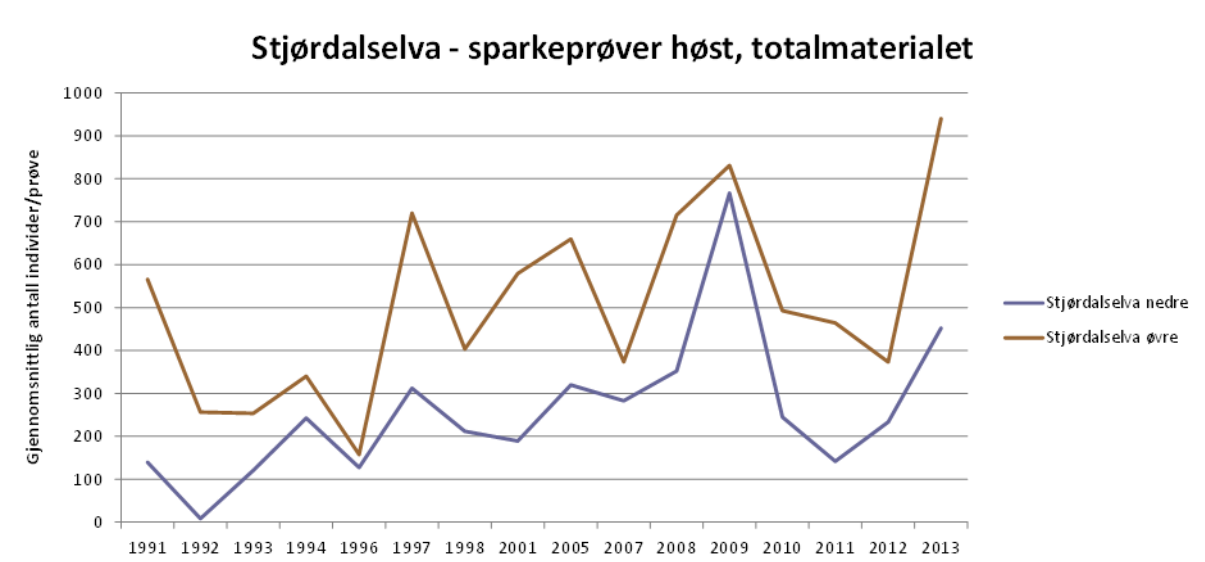
Figur 3.15. Antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april 2013. Stasjon 1, 2 og 3b ligger i nedre del av Stjørdalselva (strekningen Hegra-Fornes), mens st. 6, 7 og 8 ligger i øvre del av anadrom strekning (strekningen Gudå-Meråker sentrum).



Figur 3.16. Antall individer pr. R1-prøve tatt 2, 4, 6, 8, 10 og 12m fra land (vannlinja) i Stjørdalselva og Forra i april 2012. 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 bunndyr pr. prøve og år fordelt på øvre og nedre dela av elva fra sparkeprøver tatt i mai/juni i perioden 1991-2013.



Figur 3.18. Gjennomsnittlig antall individer bunndyr pr. prøve og år fordelt på øvre og nedre del av elva fra sparkeprøver tatt i oktober/november i perioden 1991-2013.

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 av semikvantitative vårprøver (sparkeprøver) tatt i samme tidsperiode, der stasjonene øverst i elva viste samme utvikling som Surberprøvene. I områdene nederst i elva mellom utløpet av Forra og Hegra ble det også registrert en tetthetsøkning i perioden 1996-98, men ikke i samme grad som øverst i elva. Grupper og arter som hadde en markert tetthetsøkning de første 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 utjevnet vannføring med redusert sommervannføring, økt vintervannføring og reduksjon av flomtoppene (Arnekleiv m.fl. 2007, 2009). 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 m.fl. 2000). I Stjørdalselva har det derfor trolig skjedd en økt sedimentering av finpartikulært materiale, både som følge av en mer utjevnet vannføring og på grunn av økt tilførsel av partikler fra utvasking av reguleringsmagasinene. 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 m.fl. 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. 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 næringsalter fra Innerdalsmagasinet og Nerskogmagasinet (Hvidsten et al. 2004). I Litjvasselva i Vefsnvassdraget ble det i et gjødslingsforsøk der kunstgjødsel ble tilført vannet på-

vist en sterk økning i tetthet av bunndyr etter tilførsel av gjødsel, opp til 10-20 ganger høyere, sammenlignet med årene før gjødsling (Johnsen et al. 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 gjaldt 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 et al. 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 utvaskingen 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 m.fl.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 et al. 2009). Tallrike 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 og 2013 bekrefter at denne situasjonen har vedvart.

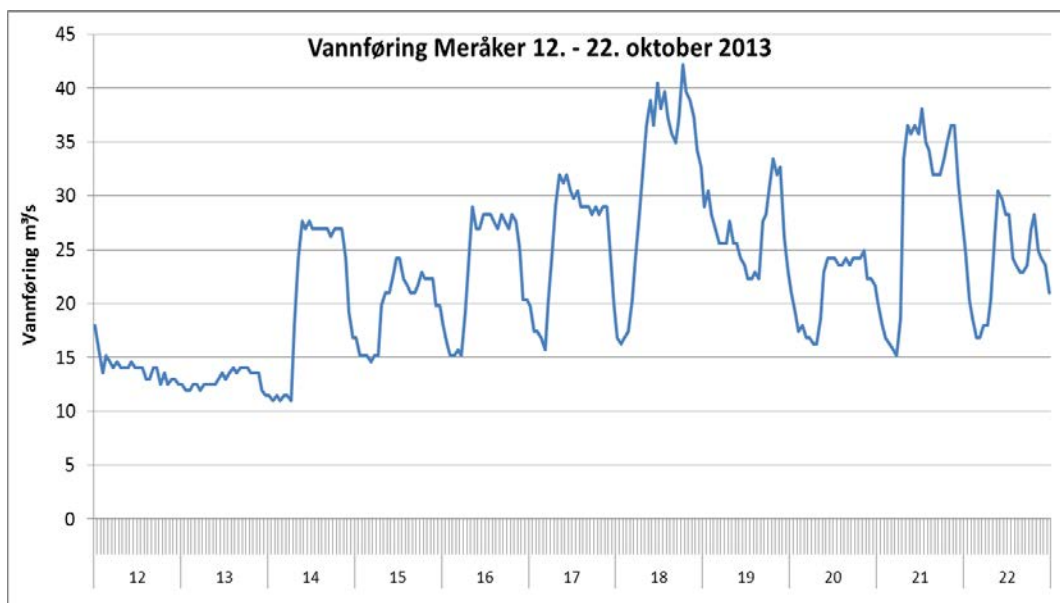
Sparkeprøver tatt i transekter viste små forskjeller i tetthet mellom prøver innenfor transektene, dvs. i ulik avstand fra land innen de enkelte stasjonene. Imidlertid var tetthetsverdiene på st. 2 og 7 vesentlig lavere enn de øvrige stasjonene i april 2012. Dette var ikke tilfelle på de øvrige prøvetakingsdatoene. De to stasjonene skiller seg fra de øvrige ved at de ligger på ører med relativt fint og løst substrat, men det er usikkert hva som er årsaken til de lave tetthetene i april 2012. Flere undersøkelser i uregulerte vassdrag eller elver med naturlig tilsig har vist at bunnfaunaen fordeler seg ofte relativt jevnt utover elvesenga, og ofte med en noe høyere tetthet nær land (Saltveit & Bremnes 2004, Johnsen m.fl. 2008, Arnekleiv & Kjærstad 2013). Prøvene fra 2012 samsvarer bra med en slik fordeling.

I 2013, både i april og oktober, hadde derimot prøvene tatt nærmest land på stasjonene 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 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 m.fl. 1994, Harby et al. 2004), Surna (Johnsen et al. 2008), Lundesokna (Herland 2012) og Bævra (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 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 nær 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 vannføringstoppen (figur 3.19). 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 døgngulning i dagene før prøvetaking (figur 3.20). 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 døgngulning ble gjennomført i perioden 14.-20. oktober (figur 3.20). Undersøkelser i flere elver med døgngulning/hydropeaking (CEDREN, Envipeak-prosjektet) viser at bare få dager med døgngulning 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 var fullstendig dominert av fjærmygg på stasjon 8 og fåbørstemark på stasjon 7. Dette er grupper som kan leve nedgravd i substratet og er derfor tolerante for tørrlegging, og en slik faunasammensetning finner vi nærmest land nedenfor kraftverksutløpene i døgngulnede elver som Nidelva og Bævra (Arnekleiv m.fl. 1994, Arnekleiv & Kjærstad 2013).



Figur 3.19. Vannføring (m³/s, timeverdier) ved målestasjon Meråker i perioden 13.-24.april 2013 (Data fra NVE/NTE).



Figur 3.20. Vannføring (m³/s, timeverdier) ved målestasjon Meråker i perioden 12.-22.oktober 2013 (Data fra NVE/NTE).

3.5 Oppsummering og konklusjon

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 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.

Årsakene til tetthetsøkningene 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 2009-2012 og artssammensetningen var endret i forhold til før regulering. Vi tolker disse resultatene som langtidsvirkninger av reguleringa. I 2013 hadde områdene nærmest land på stasjonene øverst i elva mye lavere tetthet enn områdene lengre ut i elva. Dette var ikke tilfelle på stasjonene nederst i elva eller i Forra og heller ikke på noen av stasjonene i 2012. Det er sannsynlig at vannføringsvariasjoner knyttet til kraftverksdriften kan være en av årsakene, bl.a. en døgnregulering i oktober 2013.

4 Tetthet av ungfisk

4.1 Innledning

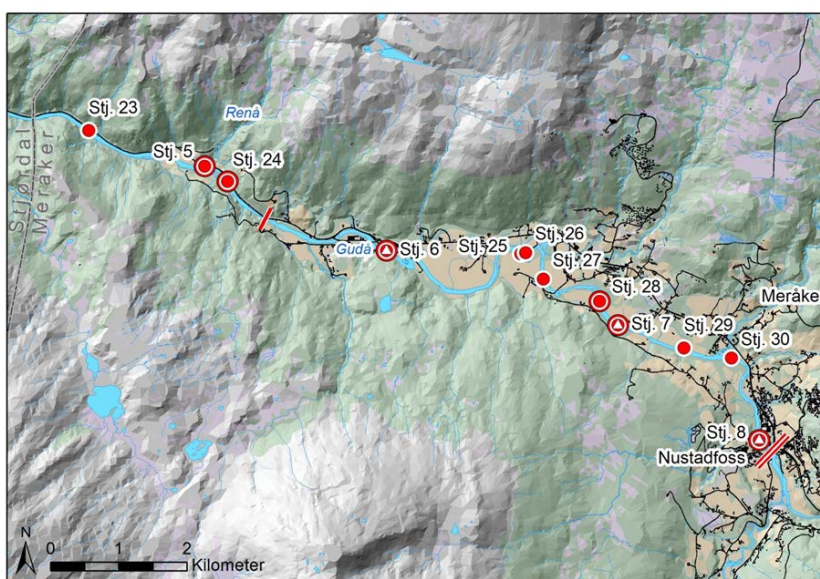
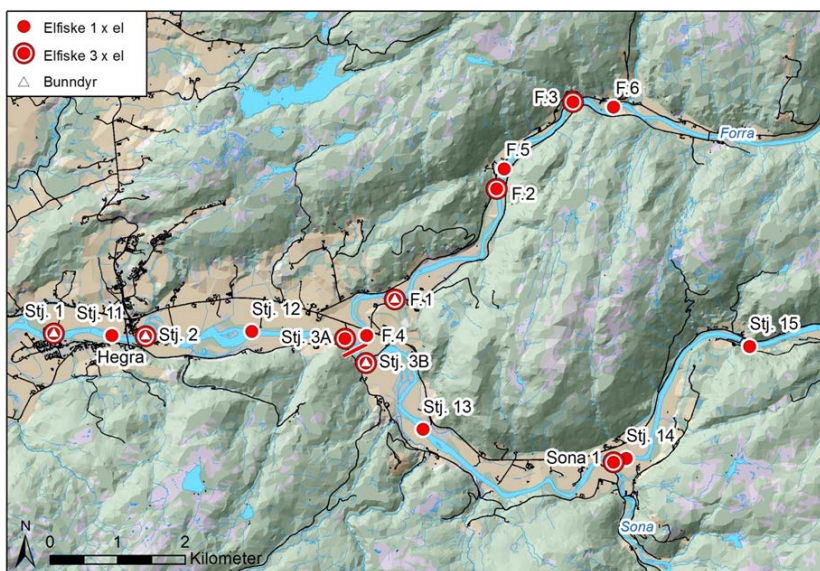
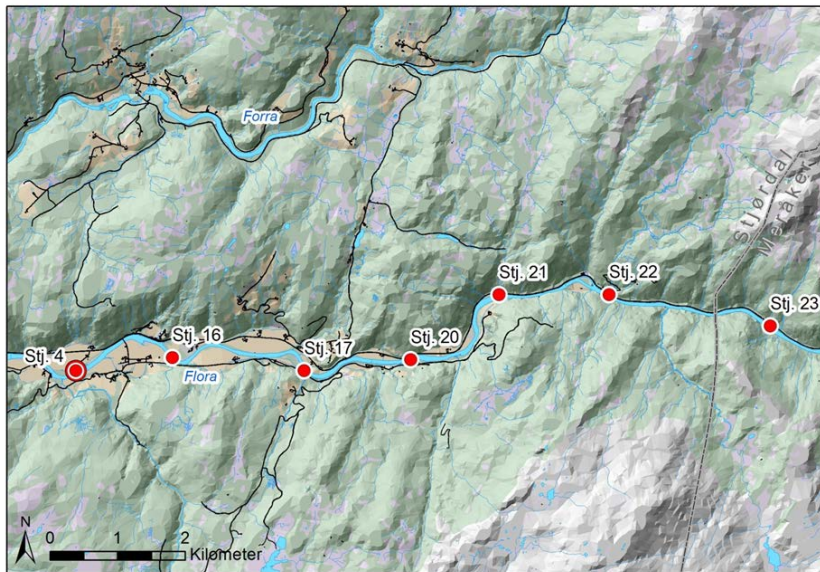
I forbindelse med utarbeidelsen av gytebestandsmål for Stjørdalselva ble det benytta data fra både fangststatistikk, informasjon om gytefisk, ungfisk, smolt og kunnskap om laksens livshistorie i vassdraget. Det ble utviklet en modell mellom gytebestand (stock, S) og rekruttering (ungfisk, smolt, R), og i den best tilpassa S/R-modellen ga tettheten av 1+ laksunger det beste uttrykket for rekrutteringen (Hindar m.fl. 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, vannkjemi 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 derfor er med på å regulere bestanden. Eksempelvis synes dødeligheten hos årsyngel å være tetthetsavhengig slik at overlevelsen reduseres ved økende gytebestand (Elliot 2001, Einum m.fl. 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.

Flere faktorer kan også påvirke resultatene av elfiske, eksempelvis vannføring og temperatur. Det er de seinere årene gjennomført evalueringer av elfiskemetodikken, både praktisk gjennomføring, analyser av data (effekter av miljøforhold, fangbarhet) og forutsetninger og statistiske beregninger (jf. Sweka m.fl. 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.

4.2 Metode

Tettheten av laks- og ørretunger i Stjørdalselva er beregnet en til to ganger hvert år fra 1990 til 2013, siste del av perioden (2009-2013) 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 elfiske (elfiskeapparat FA IV, ing. Paulsen) der et oppmålt areal på hver stasjon ble fisket tre gjentatte ganger (utfangstmetoden) etter standard prosedyre (Bohlin et al. 1989). Avfisket areal (2009-2013) på hver prøveflate varierte fra 73-224 m². Antall fisk pr runde ble etterpå omregnet til antall pr 100 m².

Med bakgrunn i nyere kunnskap om elfiskemetodikk (Forseth & Forsberg 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 fisketettheter innen elva. Av alle 34 stasjonene ble totalt 14 stasjoner overfisket tre omganger som tidligere, og 20 stasjoner ble overfisket en omgang. På alle stasjonene ble all fisken som ble fanget artsbestemt. Lengden 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. På stasjonene som ble fisket en omgang ble fisken sluppet tilbake i lokaliteten etter artsbestemming og lengdemåling. For å unngå store utslag av variasjon i faktorer som har innvirkning på elfiskemetoden/fangbarhet (vannføring, temperatur, årstid), ble elfisket gjennomført på lav og stabil/synkende vannføring til noenlunde samme tid (sept./okt.) hvert år.



Figur 4.1. Kart som viser beliggenheten til elfiskestasjonene i Stjórdalelva og Forra. Norge digitalt ©

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 (1+ og eldre) 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 ble "Generalized estimation equation" (GEE) brukt til å teste for signifikant variasjon i tettheten pr 100 m² over den undersøkte 24-års perioden (1990-2013). Poisson fordeling ble benyttet. Testen ble utført med pakken "geepack" (Halekoh et al. 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 1994-2013 i Stjørdalselva for de ni faste stasjonene. I Forra ble det kun fisket én stasjon i 1990-2000 og analysen av eventuelle endringer i tetthet over tid er derfor basert på data fra tre stasjoner i perioden 2001-2013.

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.

4.3 Resultater

Resultatene av tetthetsberegningene for laks på de ulike sonene i Stjørdalselva samt i Forra er vist i figur 4.2, mens tetthetene av årsyngel laks er vist i figur 4.3. Tetthetene av laksunger (> 0+) har variert mye mellom år både innen og mellom sonene og stasjonene. Tettheten av laksunger i 2009-2013 varierte også mellom år og soner, og var generelt middels høye i 2009 og 2013, og betydelig lavere i 2011 og 2012. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger >0+ i 2009-2013 var 43,5/100 m² i sone 1, 39,9/100 m² i Forra, 19,1/100 m² i sone 2 og 32,6/100 m² i sone 3 (øverst). Når en inkluderte tetthetene på de ekstra stasjonene i estimatene for 2010-2013 så gikk tetthetene litt ned i sone 1 og i Forra, og ble lite endret i sone 2 og 3 (figur 4.2).

Trendlinjene indikerer at det både nederst i Stjørdalselva (sone 1) og i Forra har skjedd en økning i ungfisktetthetene i undersøkelsesperioden 1990-2013, 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 m.fl. 2009).

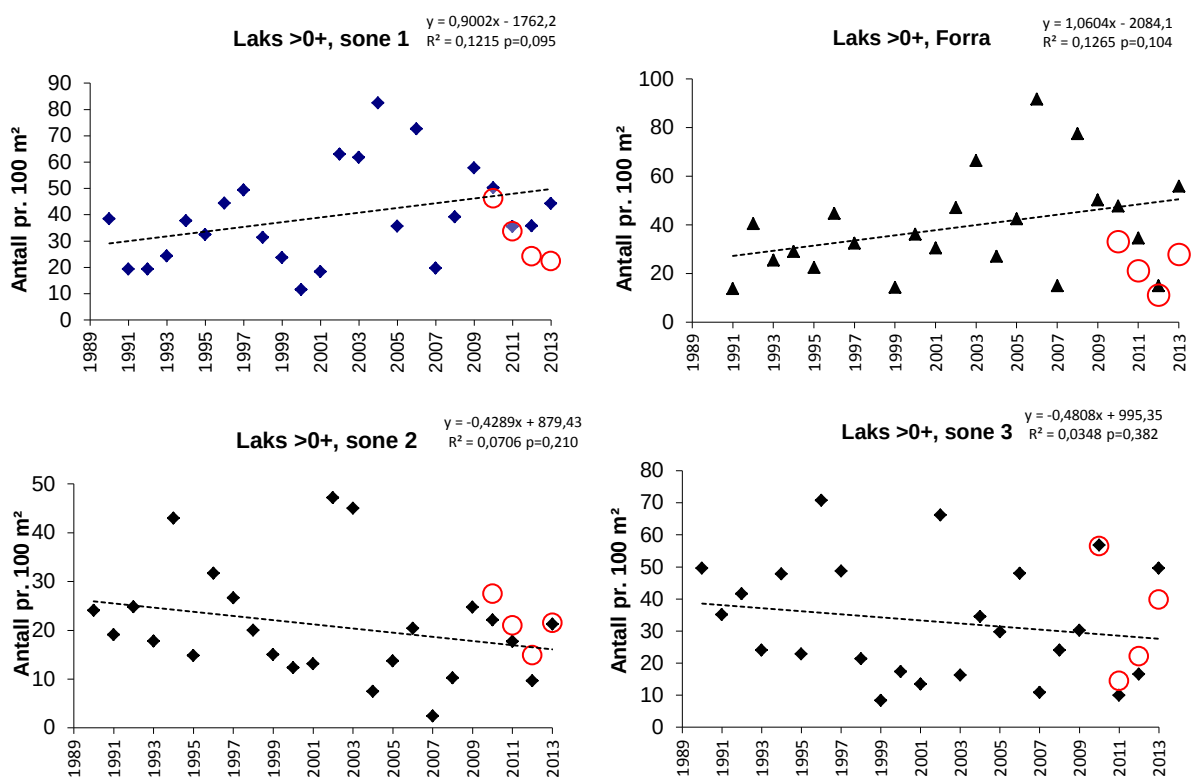
For årsyngel av laks varierte tetthetene svært mye både mellom sonene og mellom årene (figur 4.3). Fram til 1999 var det svært lave tettheter av lakseyngel i sone 1 (nederst i elva). I årene 2000–2006 var tetthetene av lakseyngel god i alle sonene. På det utvidete stasjonsnettet i 2010-2013 har tetthetene variert mye mellom stasjoner (4 – 109 0+/100 m²) og år, men det var ingen signifikant forskjell i tetthetene mellom sonene i ulike år (ANOVA, $p > 0,05$), bortsett fra i 2011 (ANOVA, $F = 4,022$, $p = 0,031$) 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 alle årene (2010–2013) utenom 2011 (figur 4.4).

Til å teste for signifikant variasjon i tettheten pr. 100 m² av årsyngel (0+) og laks $\geq 1+$ i den undersøkte 20-års perioden 1994-2013 ble "Generalized estimation equation" (GEE) brukt på datasettet for de faste stasjonene (utfangstmetoden). Tetthetene på de enkelte stasjonene er vist i ved-

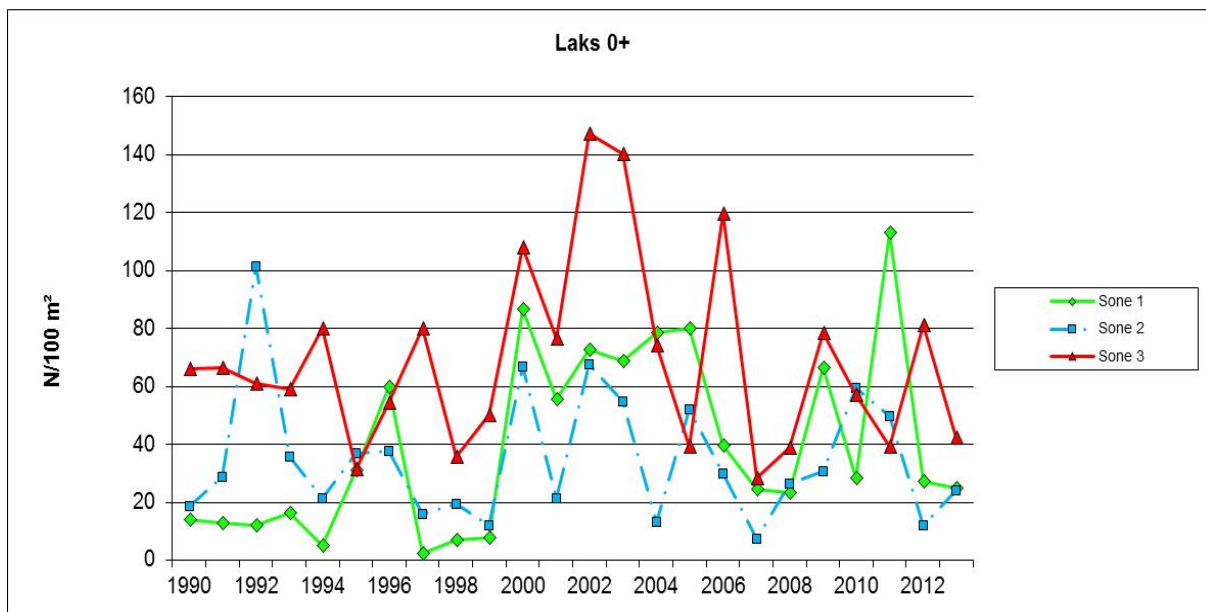
leggstabellene 4.1-4.4, mens resultatet av testene for laks er oppsummert i tabell 4.1. For års-yngel var det en signifikant økning av tetthetene i sone 1 og 2, men ingen endring i tetthetene i sone 3 i perioden 1994-2013. I Forra var det heller ingen endring i tettheten i en kortere undersøkelsesperiode 2002-2013. For lakseparr ($\geq 1+$) var det ingen signifikant endring i tettheten i sone 1, men i sone 2 og 3 var det en signifikant reduksjon i tetthetene i perioden 1994-2013 (tabell 4.1).

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 1994-2013 og for Forra i perioden 2002-2013 ved bruk av "Generalized estimation equation" (GEE)

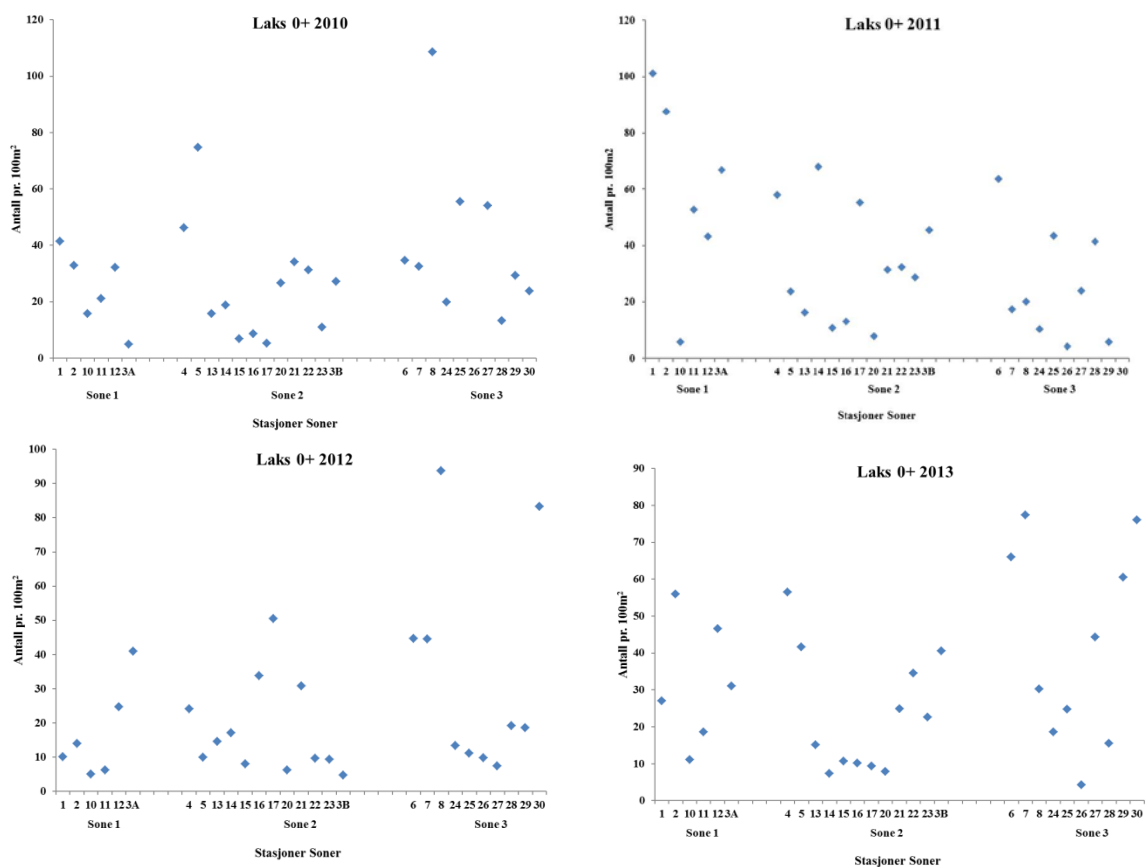
Alder	Sone	Endringer i tetthet (N/100m ²)	p-verdi
0+	1	Signifikant økning i tetthet	p= 0,001
	2	Signifikant økning i tetthet	p< 0,001
	3	Ingen signifikant endring i tetthet	p= 0,84
	Forra	Ingen signifikant endring i tetthet	p= 0,90
$\geq 1+$	1	Ingen signifikant endring i tetthet	p= 0,095
	2	Signifikant reduksjon i tetthet	p< 0,001
	3	Signifikant reduksjon i tetthet	p= 0,003
	Forra	Signifikant økning i tetthet	p< 0,001



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 1990-2013. Det er angitt trendlinje og p-verdi for regresjonsanalysen. Røde sirkler viser tettheter når alle stasjoner fom 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 1990-2013.



Figur 4.4. Beregna tettheter (N/100 m²) av årsyngel av laks på alle stasjoner i Stjørdalselva for årene 2010-2013.

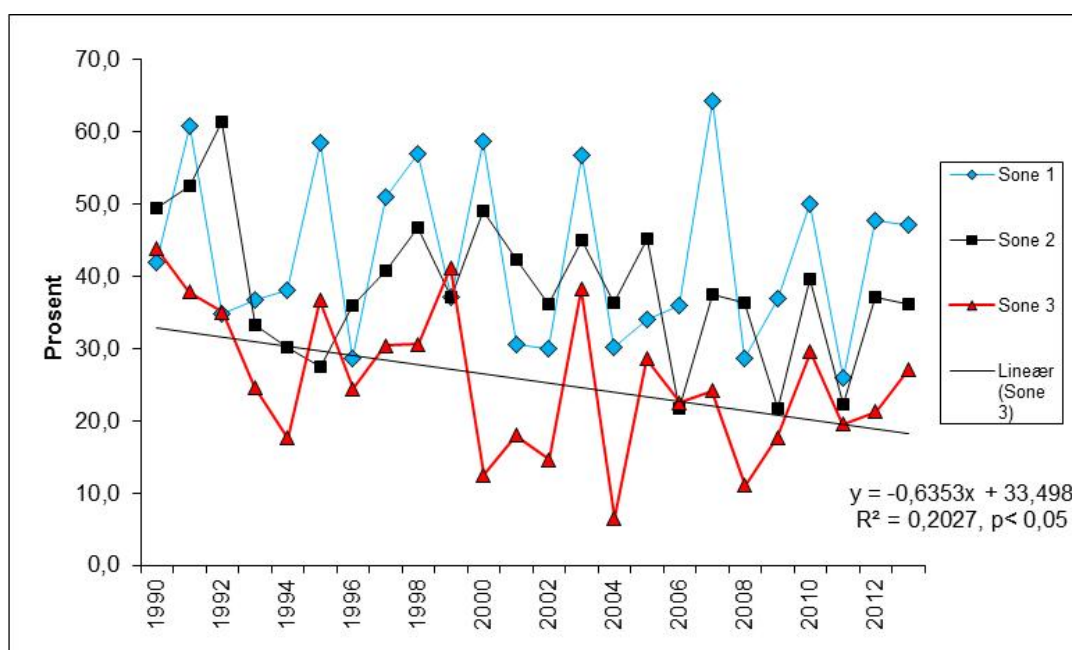
Vi har også testet endringer i tetthet på de faste stasjonene i Stjørdalselva i to ulike tidsperioder; 1990-2001 og 2002-2013. Resultatene er oppsummert i tabell 4.2. Også denne testen viser en signifikant reduksjon i tetthetene av eldre laksunger i begge periodene for totalmaterialet.

Tabell 4.2. Resultater av testing av variasjon i tettheter av laksunger på faste stasjoner i Stjørdalselva i to perioder; 1990-2001 og 2002-2013. Testen er utført ved bruk av "Generalized estimation equation" (GEE)

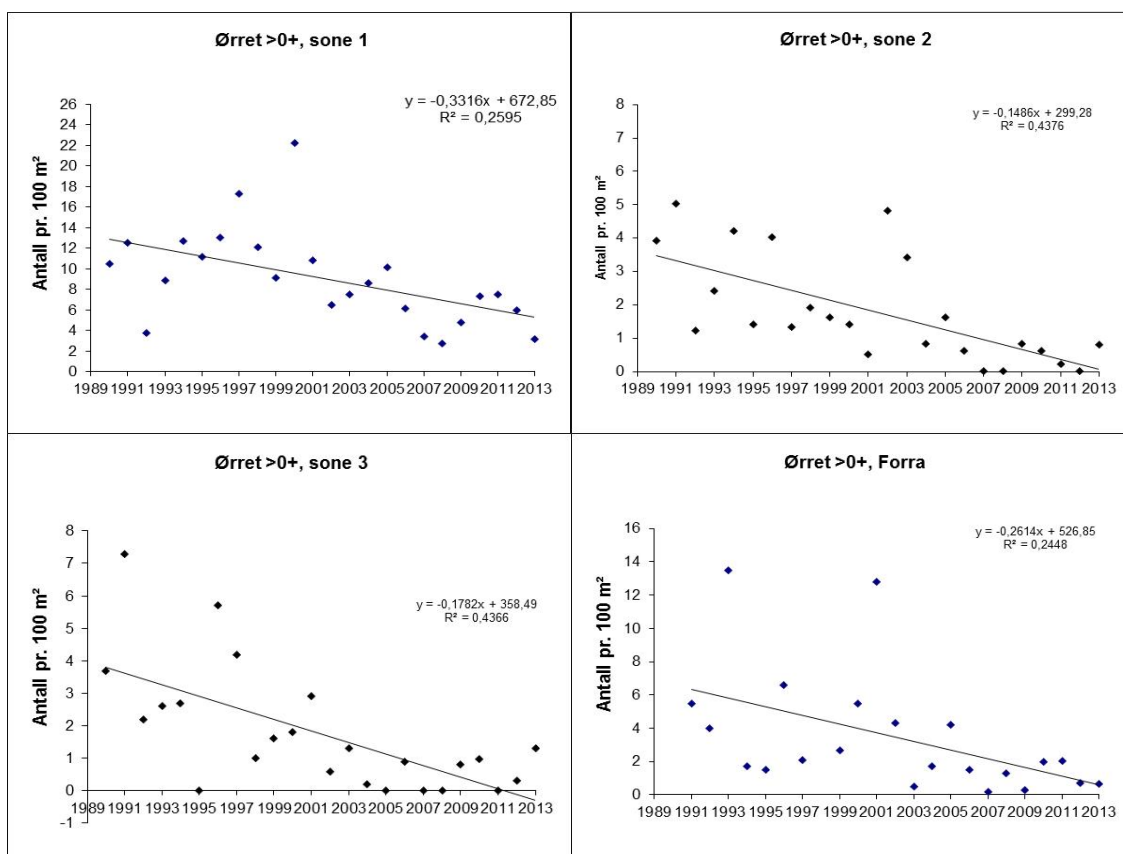
Alder	Periode	Endring i tetthet (N/100 m ²)	p-verdi
0+	1990-2001	Ingen signifikant endring i tetthet	p= 0,90
	2002-2013	Signifikant reduksjon i tetthet	p= 0,002
≥ 1+	1990-2001	Signifikant reduksjon i tetthet	p= 0,032
	2002-2013	Signifikant reduksjon i tetthet	p< 0,001

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 4.3 viser andelen eldre laksunger (≥ 2+) i forhold til totaltettheten av laksunger (> 0+) i de tre sonene i ulike år. I årene 1994, 1997, 1998, 2000, 2001, 2002, 2004 og 2008 var andelen eldre laksunger betydelig lavere i sone 3 enn de andre delene av elva. Til tross for en noe høyere andel ≥ 2+ i fangstene i sone 3 i 2010-2013, viser en lineær regresjonsanalyse 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 ≥ 2+ i siste femårsperiode (2009-2013) var signifikant lavere i sone 3 enn i Forra og sone 1 (Oneway Anova, F= 6,402, p=0,014). I perioden før regulering (1990-1994) var det imidlertid ikke forskjell i tettheten av ≥ 2+ mellom øvre og nedre del av elva (Arnekleiv m.fl. 2007).

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 2009-2013 var tetthetene av ørretunger svært lave og varierte mellom 0-7,5 ind./100 m² (figur 4.4). Størst tetthet av ørret >0+ var i sone 1 (gj.sn. 5,7 ind./100 m²) sammenlignet med sone 2 (0,5 ind./100 m²), sone 3 (0,7 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 1990-2013. Signifikant endring er vist med heltrukket linje.

4.4 Diskusjon

Med bakgrunn i nyere kunnskap om elfiskemetodikk (Forseth & Forsberg 2008) ble stasjonsnettet for ungfishundersøkelser i Stjørdalsvassdraget utvidet til totalt 28 stasjoner i Stjørdalselva og 6 stasjoner i Forra fra 2010. Dette vil gi 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. Det er imidlertid metodisk 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 (1994-2013).

Fangbarheten til ungfishen vil variere avhengig av miljøforholdene under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin et al. 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 tetthetsestimaterne 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 tetthetsestimaterne 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 vanndecket areal, substrat og vannhastighet på stasjonene skulle være mest mulig direkte sammenlignbart (jf. Arnekleiv et al. 1995, 2000). Ugunstig høy og varierende vannføring i 2007 kan likevel ha påvirket resultatet av tetthetsberegningen dette ene året. I hvert av årene 2010–2013 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 2009-2013 har tetthetene av laksunger variert mye mellom år og stasjoner, i likhet med tidligere år. Tettheten av laksunger var generelt middels høye i 2009 og 2013, og betydelig lavere i 2011 og 2012. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger >0+ i 2009-2013 var 43,5/100 m² i sone 1, 39,9/100 m² i Forra, 19,1/100 m² i sone 2 og 32,6/100 m² i sone 3 (øverst).

Utviklingstrenden i tettheter av laksunger i hele undersøkelsesperioden 1990-2013 var positiv nederst i elva (sone 1) og i Forra, mens trenden var negativ videre oppover Stjørdalselva (sone 2 og 3). En mer inngående analyse av variasjonen i ungfisktetthetene over tid viser at det er en signifikant reduksjon i tettheten av laksunger >0+ i sone 2 og 3 for perioden 1994-2013 (20 år). I sone 1 var det ingen signifikant endring i tettheten i samme tidsperiode mens det i Forra var en signifikant økning, men da i en kortere tidsperiode (2002-2013, - ikke tilgjengelig data fra Forra til analyse av hele perioden 1994-2013).

Årsakene til en slik reduksjon i tettheter av laksunger i øvre, men ikke nedre del av elva kan være sammensatt. Mengden gytefisk og antall deponerte egg vil variere i fordeling innen elva og mellom år. En analyse av tettheten av årsyngel viste ingen signifikant endring i sone 3 for perioden 1994-2013, 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 2010-2013 viser ingen signifikant forskjell mellom år og soner utenom 2011 hvor tettheten av årsyngel var signifikant lavere enn de andre årene. Også mengden registrerte gytegroper hvert år i perioden 2006-2013 viser størst antall gytegroper i øvre del av elva (jf. kap. 6.). Det er derfor ikke mangel på rekrutter som er årsak til at tetthetene av laksunger viser en reduksjon over tid i øvre del av elva, men ikke i nedre del eller i Forra.

Sammenligner vi gjennomsnittstetthetene i perioden 1990-1994 med 2009-2013 så finner vi en økning på 56 % og 47 % i henholdsvis sone 1 og i Forra, mens sammenligning av tetthetene i samme periode i sone 2 og 3 viser en endring på henholdsvis - 23 % og - 18 %. Forutsatt en lik utvikling i laksetetthetene i sone 2 og 3 som i sone 1 og Forra, skulle vi hatt en tetthet som lå 2-3 ganger høyere i sone 2 og 3 i 2009-2013 enn det målingene viser. Vi fant ingen signifikant forskjell i tetthetstallene mellom sonene (og Forra) før regulering, men signifikant høyere tetthet i sone 1 og Forra enn i de to andre sonene i siste periode (2009-2013). Dette tyder på at vi har hatt en negativ tetthetsutvikling av laksunger i sone 2 og 3 i Stjørdalselva i forhold til "uregulerte" forhold.

Også når en ser på sammensetningen av årsklassene, 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 (≥2+) i sone 3 i 2010-2013 sammenlignet med tidligere år, er det fortsatt en negativ utvikling for hele perioden 1990-2013. Også de reelle tetthetene av ≥2+ laksunger i sone 3 var signifikant lavere enn i sone 1 og Forra i siste periode 2009-2013, også når en inkluderer data fra utvidet stasjonsnett. Vekstforskjellene mellom sonene kan ikke alene forklare denne reduksjonen i andel eldre laksunger i øvre del av elva. Samlet sett tyder dette derfor på at det må ha skjedd en større dødelighet og/eller utvandring av eldre laksunger i sone 3 sammenlignet med de andre områdene i Stjørdalselva og Forra.

Årsaksammenhengene til en slik utvikling 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 lakseproduksjon øverst i elva vi påpeke følgende:

- Fluktuasjoner i vannføring som en følge av kraftverksdriften
- Utjevnet vannføring over året med mulig økt sedimentasjon og tiltetting av substratet (habitatdegradering) øverst i elva som følge av reguleringen
- Endret vanntemperatur som kan ha medført økt energiforbruk og dermed økt dødelighet om vinteren og våren
- Mulig økt bunnisdannelse med økt vinterdødelighet i enkeltår

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

4.5 Oppsummering og konklusjon

I undersøkelsesperioden 2009-2013 har tetthetene av laksunger variert mye mellom år og stasjoner, i likhet med tidligere år. Tettheten av laksunger var generelt middels høye i 2009 og 2013, og betydelig lavere i 2011 og 2012. Gjennomsnittlig tetthet av laksunger $> 0+$ i 2009-2013 var 43,5/100 m² i sone 1 (nederst), 39,9/100 m² i Forra, 19,1/100 m² i sone 2 og 32,6/100 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 $> 0+$ i sone 2 og 3 for perioden 1994-2013 (20 år). I sone 1 var det ingen signifikant endring i tettheten i samme tidsperiode mens det i Forra var en signifikant økning, men da i en kortere tidsperiode (2002-2013, - ikke tilgjengelig data fra Forra til analyse av hele perioden 1994-2013).

En analyse av tettheten av årsyngel viste ingen signifikant endring i sone 3 for perioden 1994-2013, 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 reguleringene i 1994 kan være medvirkende, bl.a. substratendringer med dårligere skjulkapasitet.

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 39 %. Med bakgrunn i refererte undersøkelser på overlevelse/dødelighet i laksebestander konkluderte Hindar m.fl. (2007) med at en kan anta at det er normalt med en dødelighet for eldre laksunger (> 0+) på 50 % årlig.

Temperatur styrer fiskens fysiologiske yteevne, og er en av de viktigste faktorene for vekst (Elliott 1975 a,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 m.fl. 1995) og laks (Elliott & Hurley 1997, 1998, Forseth m.fl. 2001), og modellene er benyttet for å forutsi vekst i naturlige populasjoner (Jensen 1990, Elliott 1994, Forseth m.fl. 2001). Vekstraten hos ungfisk er i hovedsak bestemt av temperaturen og næringsopptaket (Elliott m.fl. 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 m.fl. 1997, Forseth m.fl. 2000). Naturlige fiskepopulasjoner er imidlertid også påvirket av en rekke andre faktorer som kan influere på veksten, ikke minst tilgjengeligheten av næring (Bacon m.fl. 2005), vannføring (Arndt m.fl. 2002) og tettheten av artsfrender (Bohlin m.fl. 2002, Vøllestad m.fl. 2002). Hos elvelevende ungfisk av salmonider er det vist vekstvariasjoner innen en årstid (Lobon-Cervia & Rincon 1998, Bacon m.fl. 2005), mellom aldersgrupper innen samme vekstsesong (Jones et al. 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 m.fl. 2002, Enders m.fl. 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 m.fl. 2006). Vekst hos laks og ørret før og etter regulering er også tidligere rapportert for perioden 1990-2008 (Arnekleiv m.fl. 2009), og i tillegg ble det analysert for eventuelle forskjeller i lengde ved alder mellom soner også for perioden 2000-2008 (Arnekleiv et al. 2009). Materialet fra 2009-2013 er aldersbestemt og lengdemålt, og vi har inkludert disse resultatene i analyser og resultatframstilling av utviklingstendenser for hele undersøkelsesperioden 1990-2013 nedenfor.

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 ble undersøkt av all

ungfisk samlet inn ved tetthetsfiske på de faste stasjonene. Det ble også bestemt kjønn, gonadernes utviklingsstadium og tatt mageprøver av et utvalg 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 døgn-middeltemperaturer 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).

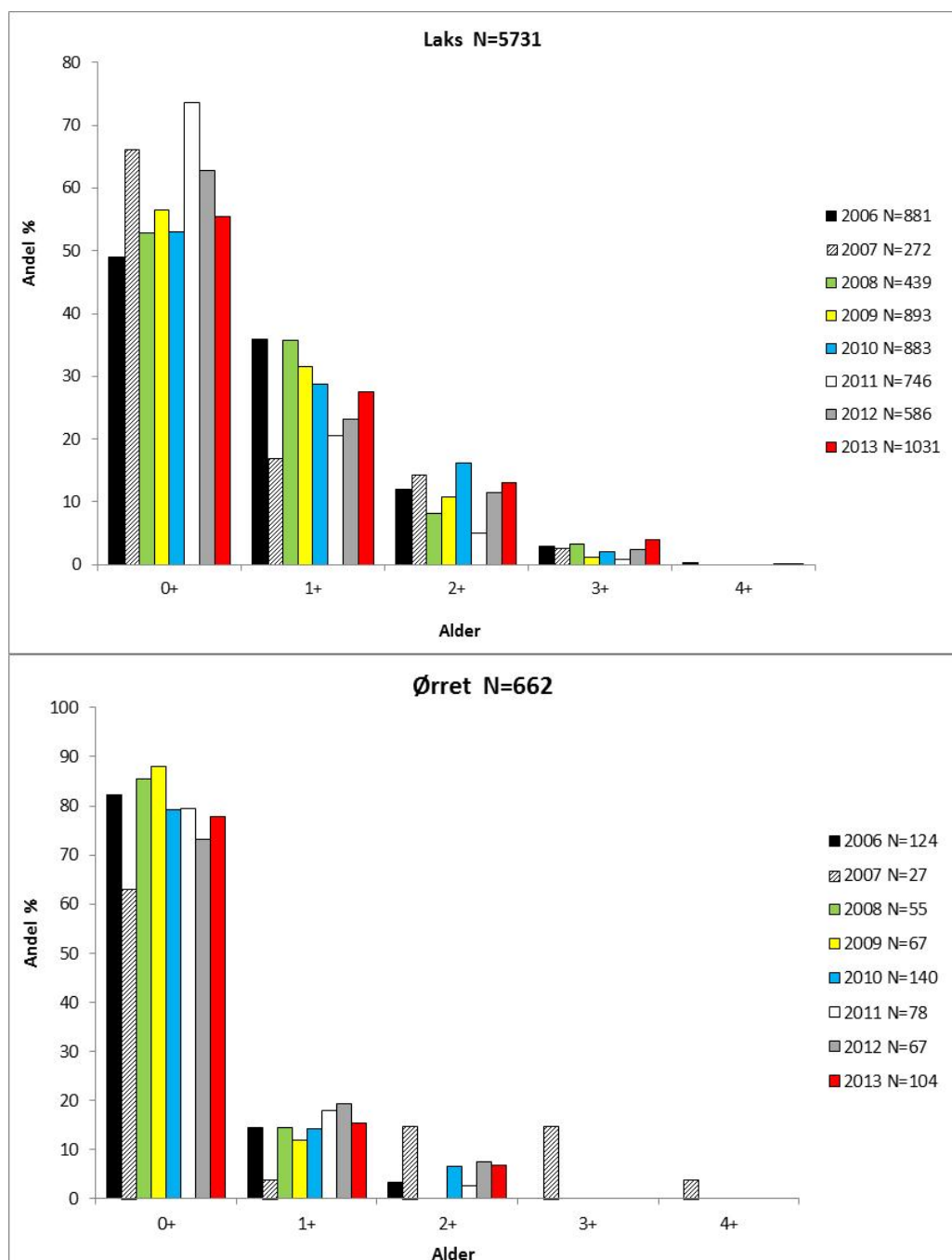
Det ble benyttet ANOVA for å undersøke effekten av alder, elvesone og år på veksten (lengde ved ulik alder). For øvrig ble det benyttet ikke-parametriske tester for sammenligning av vekst mellom soner og år. Ved parvise sammenligninger ble Mann-Whitney U-test (MW) brukt, og ved en-faktor analyse ble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

5.3 Resultater

5.3.1 Aldersfordeling

Den prosentvise aldersfordelingen til laks- og ørretunger samlet inn ved elfiske i 2006-2013 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. En lav andel tre- og fireåringer i ungfiskbestanden 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 m.fl. 2007).

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+.



Figur 5.1. Aldersfordeling (%) av ungfish av laks (øverst) og ørret samlet inn under elfiske på faste stasjoner i Stjørdalselva i perioden 2006-2013.

5.3.2 Observert vekst og vekst i ulike soner

Laksungenes gjennomsnittslengde ved ulike alder er forholdsvis liten i Stjørdalselva. Årsyngelen (materialet 1990-2006) nådde en lengde på $40,5 \pm 0,15$ mm (gjennomsnitt $\pm$ 95 % c.i, N = 3560) i oktober. Til sammenligning var gjennomsnittslengden til årsyngelen i 2009-2013 $40,1 \pm 0,15$ mm (gjennomsnitt $\pm$ 95 % c.i, N = 2360) (tabell 5.1). Gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger i 2009-2013 var 63,8 mm (N = 1094) og 90,4 mm (N = 467) i totalmaterialet. Årsyngelen i Forra hadde omtrent samme gjennomsnittslengde som i Stjørdalselva i 2009-2013, ett-åringene var litt kortere, mens toåringene var litt lengre enn i Stjørdalselva (tabell 5.1.).

Tabell 5.1. Gjennomsnittslengder (mm $\pm$ 95 % c.i. og antall) til laksunger av ulik alder fanget ved elfiske i september/oktober i Stjørdaleva og Forra i perioden 2009-2013.

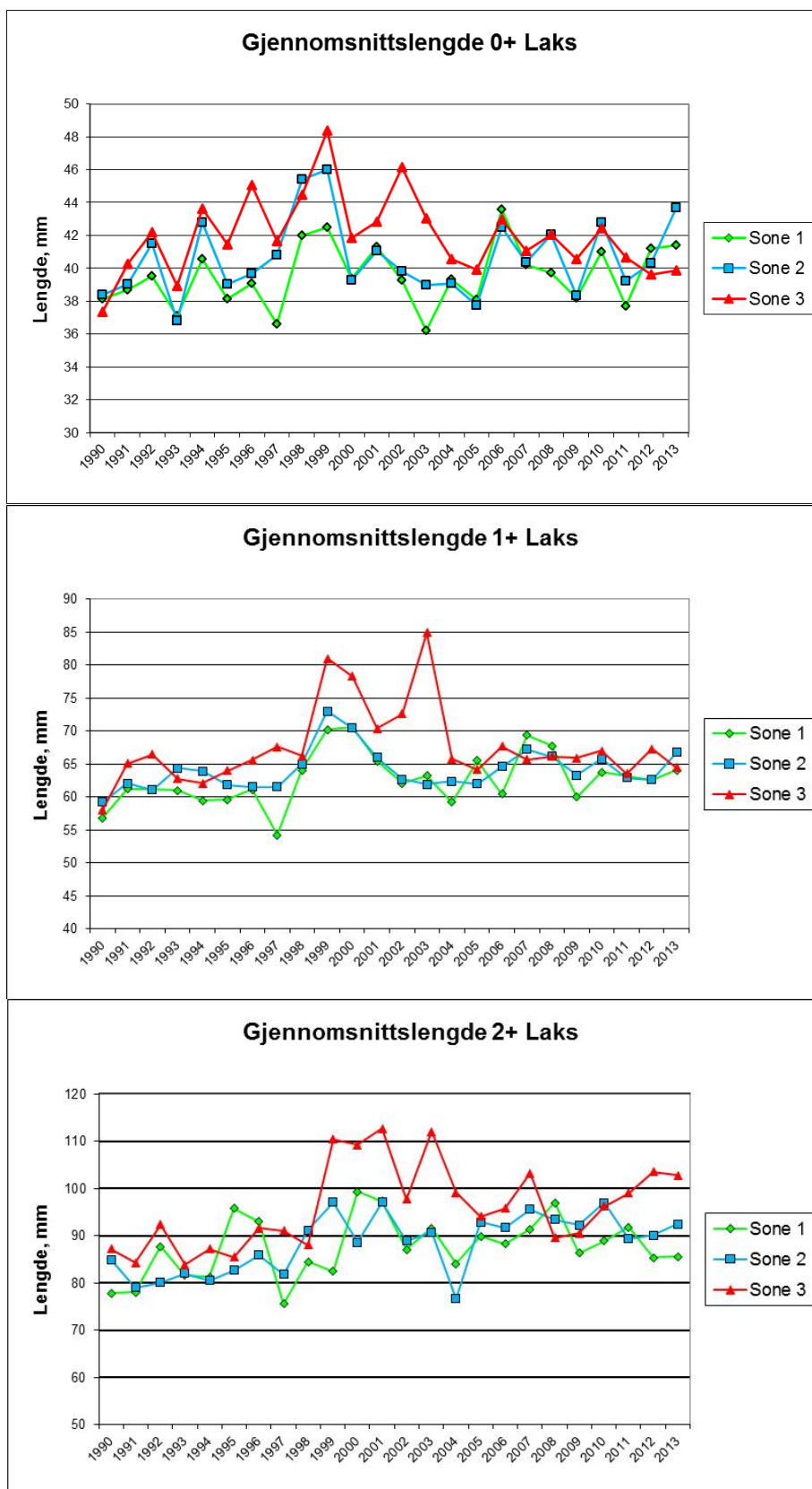
Stjørdalselva	0+			1+			2+		
År	X	± 95 % c.i.	N	X	± 95 % c.i.	N	X	± 95 % c.i.	N
2009	39,2	0,27	500	62,8	0,76	281	88,0	2,13	96
2010	42,1	0,34	461	65,3	0,7	254	92,2	1,68	142
2011	39,0	0,29	528	63,1	1,13	148	91,8	3,9	36
2012	39,5	0,38	354	62,8	1,09	131	87,2	2,79	64
2013	40,7	0,28	517	64,3	0,73	280	91,4	1,93	129
Gj.snitt, tot.	40,1	0,15	2360	63,8	0,38	1094	90,4	0,99	467

Forra	0+			1+			2+		
År	X	± 95 % c.i.	N	X	± 95 % c.i.	N	X	± 95 % c.i.	N
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	121	62,9	1,33	79	86,5	2,4	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
Gj.snitt, tot.	40,2	0,34	1122	64,8	0,74	555	88,0	1,54	228

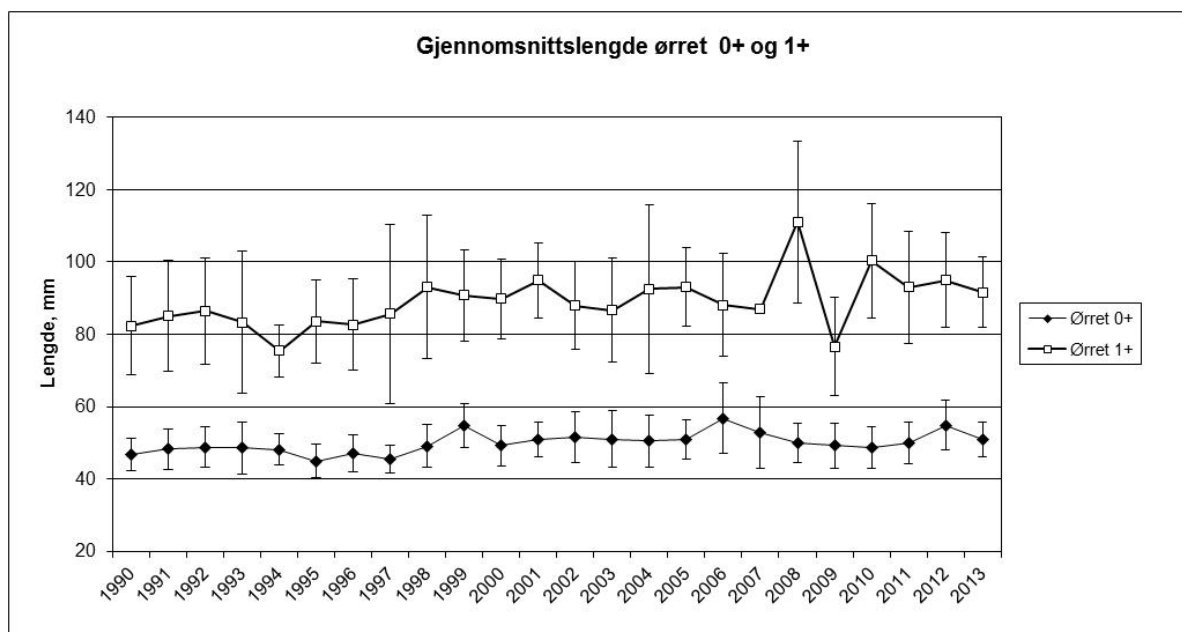
I perioden 2009 – 2013 var veksten til laksungelen (0+) dårligst i 2011 og best i 2010, mens 1+ laksunger hadde best vekst i 2012 og dårligst i 2009 (tabell 5.1).

Gjennomsnittslengden til laksunger av ulik alder varierte imidlertid mye fra år til år (tabell 5.1) og mellom soner (figur 5.2). 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 et al. 2006). 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 1990-2000. 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 ($p = 0,082$). Også i materialet fra 2009-2013 var gjennomsnittslengden til årsungelen av laks signifikant høyere i sone 3 enn i sone 1 ($p < 0,001$). For aldersgruppen 1+ laksunger var gjennomsnittslengden signifikant høyere i sone 3 enn sone 1 ($p < 0,001$) og sone 2 ($p = 0,001$). Også hos aldersgruppen 2+ var lengdene større i sone 3 enn i sone 1 ($p < 0,001$) og sone 2 ($p < 0,01$). Laksungenes vekst synes dermed å øke oppover Stjørdalselva. Forskjellen i vekst mellom sonene ble større i perioden etter regulering, fra 1997 til 2005, mens forskjellene har vært mindre i årene etter 2006 (figur 5.1). For de største laksungene (2+) var det imidlertid igjen større forskjell på gjennomsnittslengden mellom sone 3 og de to andre sonene de tre siste årene (figur 5.2).

Ørretmaterialet i 2009-2013 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 5.3). Årsungel av ørret (2009-2013) var i gjennomsnitt 50,7 mm ($N=633$). For 1+ ørretunger var gjennomsnittslengden i perioden 2009-2013 på 91,3 mm ($N= 132$), men lengdene varierte mye mellom år (figur 5.3). Det ble observert lite 2+ ørretunger i fangstene og sannsynligvis smoltifiserer ørreten og forlater elva mest som to- og treåringer (jf. Hembre m.fl. 2001, Arnekleiv m.fl. 2007).



Figur 5.2. Gjennomsnittslengder (mm) til ulike aldersgrupper laksunger i ulike soner i Stjørdalselva 1990-2013. Sone 1 opp til Forrasamløpet, Sone 2 samløp Forra – Renå, Sone 3 Meråker



Figur 5.3. Gjennomsnittslengder (mm $\pm$ 95 % c.i.) til årsyngel (0+) og ettåringer (1+) av ørret i ulike år i perioden 1990-2013 i Stjørdalselva.

5.3.3 Vekst i ulike tidsrom 1990-2013

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 (2009-2013). Resultatene er vist i tabell 5.2.

Tabell 5.2. Gjennomsnittslengder i mm (og antall) for ulike aldersgrupper laksunger i tre tidsperioder (1: 1990-1994, 2: 2001-2008, 3: 2009-2013) 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	Periode 1	Periode 2	Periode 3	1 mot 2	1 mot 3	2 mot 3
0+	39,8 (1017)	40,5 (2176)	40,1 (2360)	***		**
1+	61,4 (678)	65,3 (1041)	63,8 (1094)	***	***	***
2+	83,5 (414)	92,4 (418)	90,4 (467)	***	***	*

Gjennomsnittslengden til de ulike aldersgruppene laksunger har vært større i perioden etter siste regulering i forhold til før regulering, også når en inkluderer data fra 2009-2013 (tabell 5.2). Derimot var gjennomsnittslengdene til alle tre aldersgruppene lavere i perioden 2009-2013 enn i 2001-2008 (tabell 5.2).

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. Forskjellene var mindre mellom periode 2 og 3 (tabell 5.2), 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 m.fl. 2006). 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 vekst-variasjonen.

For materialet fra 2009-2013 har vi ikke analysert middellengder i forhold til miljøvariabler enda, bl.a. mangler vannføringsdata fra 2013 pr. dato. En slik analyse vil imidlertid bli foretatt ved slutt-rapporteringen av prosjektet.

5.4 Diskusjon

Laksungenes lengde ved ulik alder i 2009-2013 skilte seg ikke mye fra de foregående årene. Når en analyserer forskjell i gjennomsnittslengder for 0+-2+ i tre ulike tidsbolker, var gjennomsnittslengdene for alle tre årsgruppene (0+,1+ og 2+) signifikant kortere enn i perioden før (2000-2008), men signifikant lengre enn før regulering, med unntak av 0+ (ingen signifikant forskjell). Det er i hovedrapporten (Arnekleiv et al. 2007a) diskutert årsaker til denne utviklingen, og vi viser til denne. Endringer i vanntemperaturen og tilgjengelig næring er her framholdt som de viktigste faktorene. Vanntemperaturen har økt i undersøkelsesperioden dels som følge av reguleringen og dels som følge av de generelle klimaendringene. Vi har imidlertid ikke gjennomført undersøkelser for å kunne beregne hvor mye av temperaturøkningen som kan skyldes klimaendringer i forhold til reguleringen. Reguleringen har imidlertid medført en endring i temperaturen gjennom sesongen med noe kaldere vann på tidligsommeren og økt vanntemperatur på ettersommeren, særlig øverst i elva (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 et al. 1998). Vi har ikke data til å kunne måle veksten i ulike deler av sesongen i Stjørdalselva, men basert på resultatene fra Alta 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 et al. 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 St. Hans, og juli og august er viktigste vekstmåneder 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 best øverst i elva etter reguleringen. I tillegg har en på høsten (september-oktober) hatt en temperaturøkning øverst i elva på grunn av reguleringa. Dette kan også ha bidratt til bedre vekst her,

og særlig for 0+, mens det er usikkert om tilbudet av egne næringsdyr har vært energetisk gunstig for de større laksungene, siden bunnfaunaen bestod mest av små dyr denne perioden.

Tetthetsavhengig dødelighet er vanlig særlig det første leveåret til laksungene og høy tetthet kan påvirke veksten (Bohlin et al. 2002, Vøllestad et al. 2002). I vår analyse av ulike faktors påvirkning på veksten hadde imidlertid ikke tetthet noen signifikant innvirkning annet enn på 2+ (Arnekleiv et al. 2006).

Endringene i aldersspesifikk lengde mellom år og innen elva (sone 1-3) viste at forskjellene mellom sonene var størst i perioden 1995-2005 (jf. figur 5.2). I hele perioden etter 2006 har forskjellene i aldersspesifikk lengde vært mindre. Hvorvidt denne utviklingen er påvirket av reguleringen er vanskelig å vurdere, men det er påfallende at vekstforskjellene de siste årene er mindre og i størrelse med forskjellene registrert i perioden 1990-1994.

5.5 Oppsummering og konklusjon

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 1990-2013. Årsyngelen (materialet 1990-2006) nådde en lengde på $40,5 \pm 0,15$ mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i., $N = 3560$) i oktober. Til sammenligning var gjennomsnittslengden til årsyngelen i 2009 - 2013 $40,1 \pm 0,15$ mm (gjennomsnitt ± 95 % c.i., $N = 2360$). Gjennomsnittlig størrelse på ett og to år gamle laksunger i 2009 - 2013 var 63,8 mm ($N = 1094$) og 90,4 mm ($N = 467$) i totalmaterialet. Årsyngelen i Forra hadde omtrent samme gjennomsnittslengde som i Stjørdalselva i 2009-2013, ettåringene var litt kortere, mens toåringene var litt lengre enn i Stjørdalselva. Årsyngel av ørret (2009-2013) var i gjennomsnitt 50,7 mm ($N=633$). For 1+ ørretunger var gjennomsnittslengden i perioden 2009-2013 på 91,3 mm ($N= 132$), men lengdene varierte mye mellom år.

Det var betydelig variasjon i ungfiskens vekst fra år til år og innen ulike deler (soner) av elva. Innen hver aldersgruppe hos laksungene hadde år større forklaringsprosent enn sone på variasjonen i lengde i materialet 1990-2000. Laksungene innen alle aldersgrupper var signifikant lengre i periodene etter (2001-2008 og 2009-2013) enn før reguleringen (1990-1994), men gjennomsnittslengdene var lavere i perioden 2009- 2013 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 lengdevekst (0+) eller bare små endringer mellom tidsperiodene. I perioden 2006 - 2013 har forskjellene i aldersspesifikk lengde mellom sonene (innad i elva) vært mindre enn i den første perioden etter regulering (1995-2005).

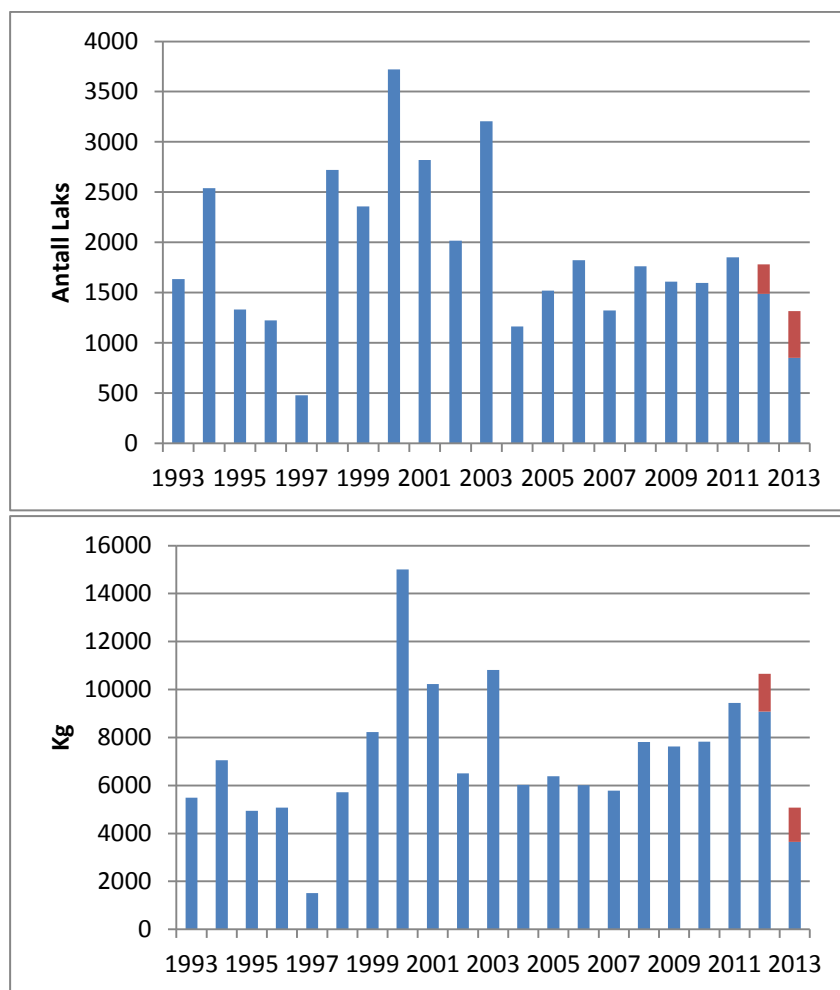
Betydningen av ulike miljøvariabler for vekstraten til de enkelte aldersgruppene av laksunger ble analysert for materialet fra 1990 til 2000. Variasjonen i vannføring hadde størst signifikant betydning for veksten foran gjennomsnittsvannføring og temperatur for årsyngel og ettåringene, mens tetthet av 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 reguleringseffekter. Dette sammen med temperaturendringer er også antatt å være de viktigste faktorene for den påviste vekstforskjellen mellom sonene i elva.

6 Fangststatistikk og skjellanalyser

6.1 Fangststatistikk

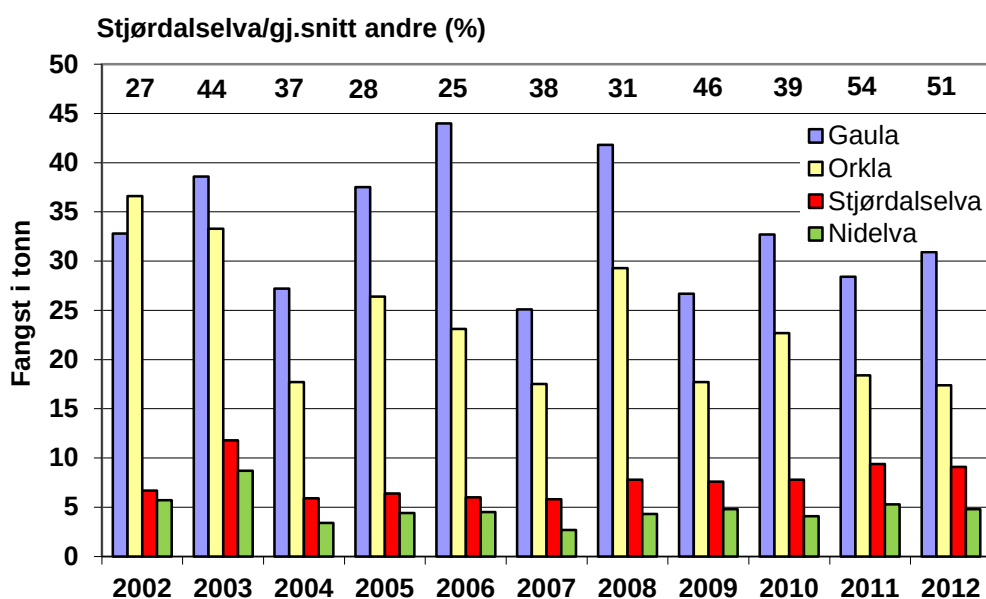
Fangststatistikken for Stjørdalselva ble oppsummert til overskjønnet i 2009 og fangstdata 1993-2008 er hentet fra rapporten (Arnekleiv m.fl. 2009), mens fangstdata for perioden 2009-2013 er hentet fra Laksebørsen for Stjørdalselva (<http://stjordalsnytt.no/index.php/lakseborsen>) og Statistisk sentralbyrå.

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 6.1). 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.



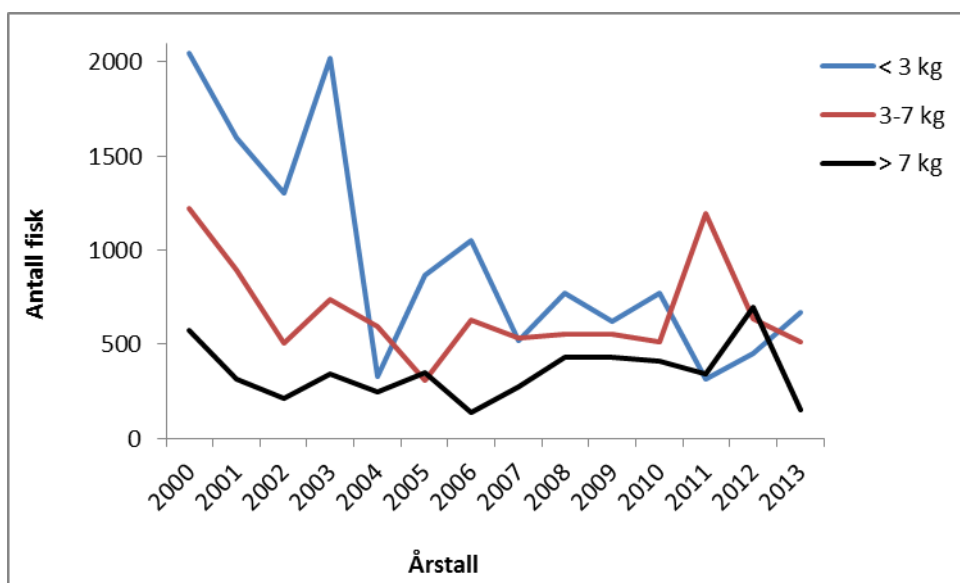
Figur 6.1 Fangster av laks (antall avlivet laks øverst, antall kg nederst) i Stjørdalselva 1993-2013. Rødt angir antall/kg gjenutsatt laks.

Laksefangstene i Stjørdalsvassdraget har i stor grad variert i takt med fangstene i de andre elvene rundt Trondheimsfjorden (jf. Arnekleiv m.fl. 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 6.2). Verdiene for årene 2009–2012 var blant de høyeste; 39-54 %. Dette viser at Stjørdalselva i disse årene hadde relativt sett gode fangster.



Figur 6.2. 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 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 (figur 6.3). 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 m.fl. 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 to-sjøvinter laks økte med tiden (Otero m.fl. 2012). Dette kan også være med på å forklare den samtidige nedgangen i antallet ensjøvinter laks tatt i sportsfisket i samme periode (Otero m.fl.2011).



Figur 6.3. Utvikling i fordeling mellom antall smålaks (< 3 kg), mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (> 7 kg) i fangstene i Stjørdalselva i 2000 – 2013.

6.2 Skjellanalyser – livshistorieparametre

6.2.1 Metode

Som tidligere år ble det samlet inn skjellprøver fra sportsfisket fra faste områder i elva gjennom avtale med grunneierne og sportsfiskeforeningene. 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 fra 2009 og 2010 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.

I 2011–2013 er det også samlet inn skjellprøver i regi av Vetrinærinstituttet i forbindelse med et prosjekt for å måle andelen oppdrettslaks i bestandene. Prøvene blir oppbevart ved NTNU Viten-skapsmuseet, men er foreløpig ikke analysert siden undersøkelser av voksen laks ikke er del av påleggsundersøkelsen 2012-2016 og det ikke har vært midler til å analysere skjellprøver etter 2011. For 2009 og 2010 er det analysert skjell fra henholdsvis 358 og 314 laks. Det totale skjellmaterialet fra hele perioden 1990-2010 består av 6604 skjellprøver av laks og 623 skjellprøver av sjørørret.

6.2.2 Andel oppdrettslaks og gjenfangster av kultivert laks

Det var et lite antall oppdrettslaks i skjellprøvematerialet fra sportsfisket i 2007-2010 (tabell 6.1), 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 m.fl. 2007).

Tabell 6.1. 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 oppdrettslaks	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

6.2.3 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 6.2. 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 6,2), og hvor smoltlengden var noe mindre hos ensjøvinter laks enn hos laks med høyere sjøalder.

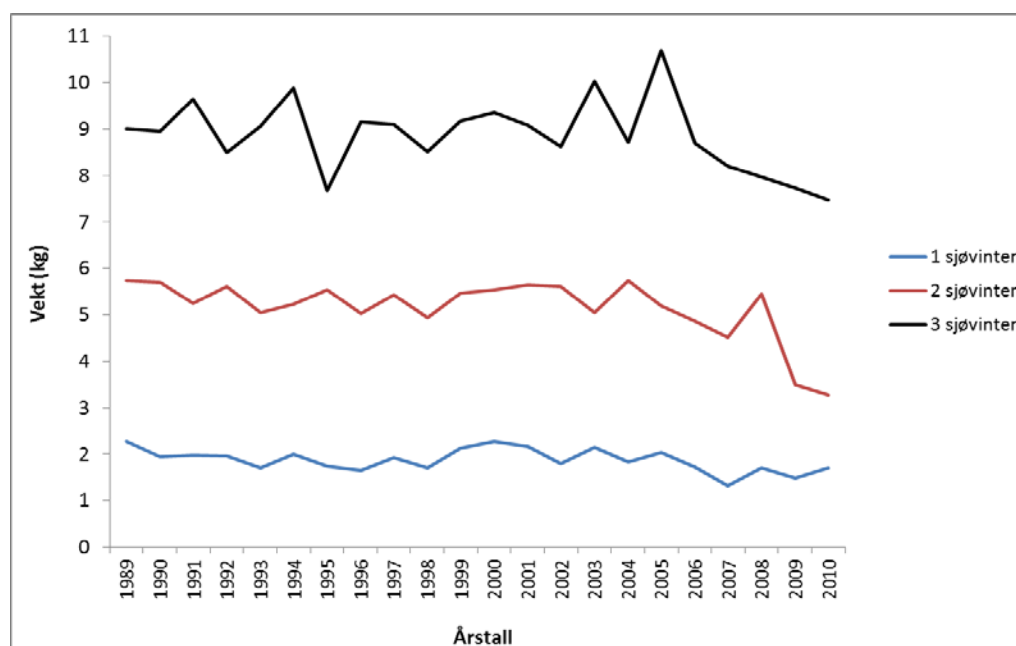
Tabell 6.2. Gjennomsnittlig smoltlengde (mm $\pm$ 95 % c.i. og (antall)) og smoltalder (år $\pm$ 95 % c.i. og (antall)) basert på analyserte skjellprøver fra laks i 2009 og 2010 fra Stjørdalselva

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)

6.2.4 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 6.4, vedleggstabell 6.1) og til å beregne gjennomsnittlig lengde ved ulike sjøalder (figur 6.5, vedleggstabell 6.2). 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. Tre-sjøvinter laks hadde i 2009 og 2010 en gjennomsnittsvekt på henholdsvis 7,7 og 7,5 kg, og gjennomsnittslengdene var 91 og 90 cm.

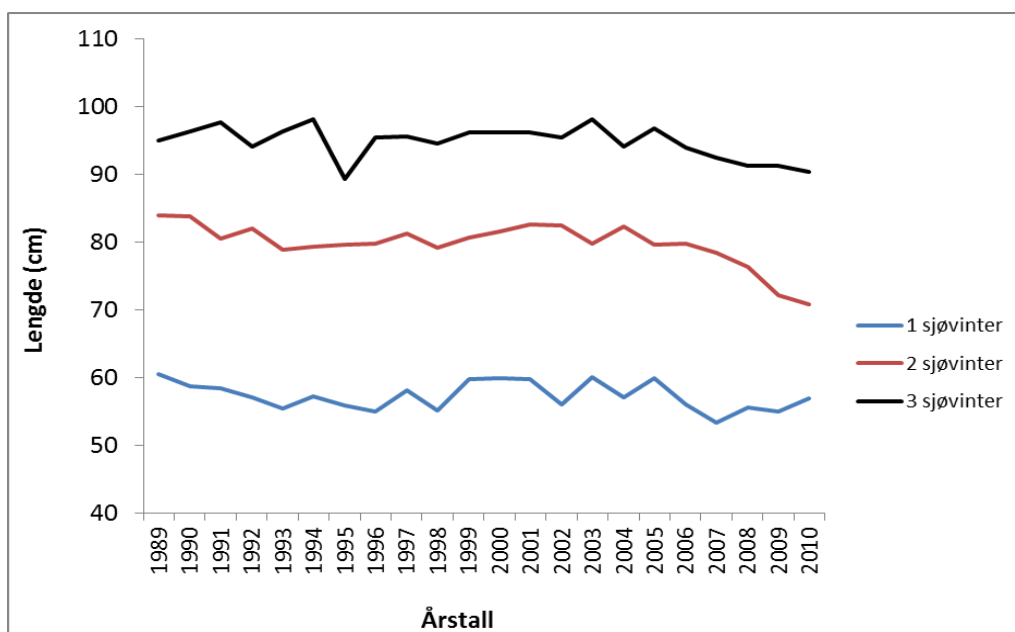
Figur 6.4 viser at utviklingen i vekt hos både ensjøvinter, tosjøvinter og tresjøvinter laks har en negativ trend i årene etter 2004-2005, og vektene i 2007–2010 var lave.



Figur 6.4. 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. 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 m.fl. 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 m.fl. 2007b). Analysene av skjellprøver fra 2009 og 2010 viser at andelen ensjøvinter laks i smålaksfangstene nå bare er henholdsvis 54 % og 65 % (tabell 6.3). I fangstene av smålaks i 2009 og 2010 var det en høy andel tosjøvinter laks, henholdsvis 35 % og 45 % (tabell 6.3). To- og tresjøvinter laks dominerte blant mellomlaksen. I en studie av overlevelse og gjenfangst av smoltårs-klassene 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 m.fl. 2012).



Figur 6.5. 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 6.3. 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)
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 forbrønning, 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 m.fl. (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 Gytegruppregistrering og fordeling av gytefisk 2006-2013

7.1 Innledning

Laksebestandene skal framover 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 m.fl. 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 gytegrupper er to mye brukte metoder for å få oversikt over gytebestanden og fordelingen av gyting i elver der en ikke har oppgangstelere (jf. Orell m.fl. 2011). Gytefisktellinger er de seinere årene anvendt i mange elver for å kunne fastslå gytebestanden etter fiskesesongen og dermed kontrollere gytebestandsmålet (jf. Lamberg m.fl. 2009, 2010, Skoglund m.fl. 2009, Johnsen m.fl. 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 gytegrupper på anadrom del mellom Nustadfoss og samløp Forra helt siden 1989 (Arnekleiv m.fl. 2009). I perioden 1989-2005 ble gytegruppene 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 gytegrupper registrert fra båt og ved vading elva. Denne metoden er seinere benyttet hvert år i perioden 2006-2013 og resultatene fra denne perioden presenteres her. 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.

7.2 Metode

Gytegrupper ble registrert i slutten av oktober eller begynnelsen av november (antatt hovedgytetidspunkt for laks) hvert år i 2006-2013. Det ble benytta to gummibåter med to personer i hver båt. Gytegrupper ble observert mens en raftet nedover elva eller stoppet opp og undersøkte nøyer ved vading i elva. Båtlagene kjørte i sikk-sakk nedover fra breidd til breidd og kunne observere gytegrupper ned til et dyp på 2-3 m. Det ble raftet ned de strieste strykpartiene. Her ble gytegruppregistreringer kun foretatt fra land/vadbart dyp. Alle registrerte gytegrupper 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 gytegrupper i Forra og Sona i 2007 (Berger m.fl. 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 gytegrupper. I 2013 var det imidlertid uvanlig gode observasjonsforhold med lav vannføring og gode siktforhold.

Gytegrupper av laks har vanligvis en oval til mer rektangulær form med lengdeutstrekning i strømretningen (Lund m.fl. 2006). Lengst motstrøms er det vanligvis en klart definert fordypning, og bak denne «potta» ligger oppgravd grus vanligvis som en rygg nedstrøms. Gytegruppene framstår oftest som lysere felter siden oppgravd grus og groper har mindre begroing av alger og mose enn urørt steinbunn rundt. Størrelsen på slike grupper 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 grupper hvor det er gytt, og grupper som er avsluttet uten gyting. Gytegruppene til ørret har vanligvis en noe rundere form enn hos laks og gruppene ligger vanligvis noe grunnere og nærmere land. Men dette kan variere, og stor ørret kan ha like store grupper 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 grupper av laks/ørret. Ut fra forholdstallet laks/ørret i fangstene og i ungfiskundersøkelsen vil vi anta at over 90 % av observerte gytegrupper er av laks.

7.3 Resultater og diskusjon

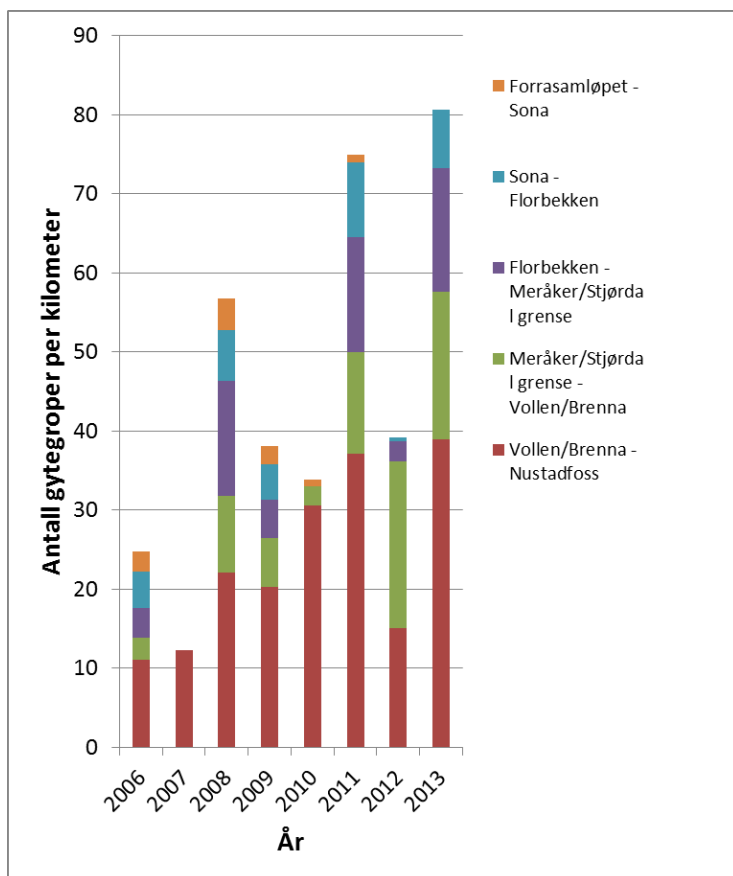
De observerte gytegropene er helt klart minimumstall som ikke gir uttrykk for den totale gytebe-standen av laks. Det ble i perioden 2006-2013 registrert mellom 104 og 629 gytegroper årlig (tabell 7.1). Det ble registrert flest gytegroper i 2011 og 2013, og færrest i 2007. I 2007 ble det imidlertid bare registrert gytegroper i øverste del av elva ned til Gudå. De fleste gytegropene er i alle år registrert på strekningen Nustadfoss-Gudå i Meråker (område 1, tabell 7.1). De to siste årene var det imidlertid også mange gytegroper i område 2 (Gudå – kommunegrensa Stjørdal) og i 2013 også i område 3 (kommunegrensa – Florbekken).

Tabell 7.1. Antall gytegroper registrert i ulike områder (1-5) i Stjørdalselva i 2006–2013. Områder: 1) Nustadfoss – Gudå, 2) Gudå – kommunegrensa Stjørdal, 3) Kommunegrensa – Florbekken, 4) Florbekken – Sona, 5) Sona – Forrasamløpet

År	1	2	3	4	5	Sum
2006	93	18	28	41	16	196
2007	104					104
2008	186	63	106	57	25	437
2009	171	40	35	40	15	301
2010	258	16			5	279
2011	313	83	106	84	6	592
2012	127	136	18	5		286
2013	329	120	114	66		629

Fordelingen av gytegroper gir uttrykk for hvor i elva en finner de mest brukte gyteplassene og årlig variasjon i fordeling av gytegroper innen elva. Figur 7.1 viser antall gytegroper registrert pr. km elvestrekning i de ulike områdene hvert år i perioden 2006-2013. 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 35-40 gytegroper per km elvestrekning. Selv om observasjonsforholdene kan ha vært noe dårligere lenger nedover i elva og medført en noe større underestimering 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 elfiskestasjonene i dette området (Arnekleiv et al. 2007). I forbindelse med drivdykking i elva i en annen sammenheng ble det imidlertid konstatert at mange 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.). Men selv om en del registrerte groper kan ha vært falske er likevel konklusjonen at de viktigste gyteområdene er registrert i øvre del av elva.

Observasjonene viser også at noen av de samme gyteområdene brukes omtrent årvisst (figur 7.2). Kartene med plott av gytegropernes plassering hvert år i perioden 2006-2013 viser bl.a. at gyteområdet ved Meråker sentrum, samløp Funna, Nessen, Kråkstad-Brenna og ved Vollen-Gudå benyttes hvert år, og er særlig viktige gyteområder. Men som resultatene fra de tre siste årene viser (tabell 7.1, figur 7.2) har en de tre siste årene hatt mye gyting i området fra Gudå til kommunegrensa til Stjørdal, og 2011 og 2013 også mellom kommunegrensa og Flora.

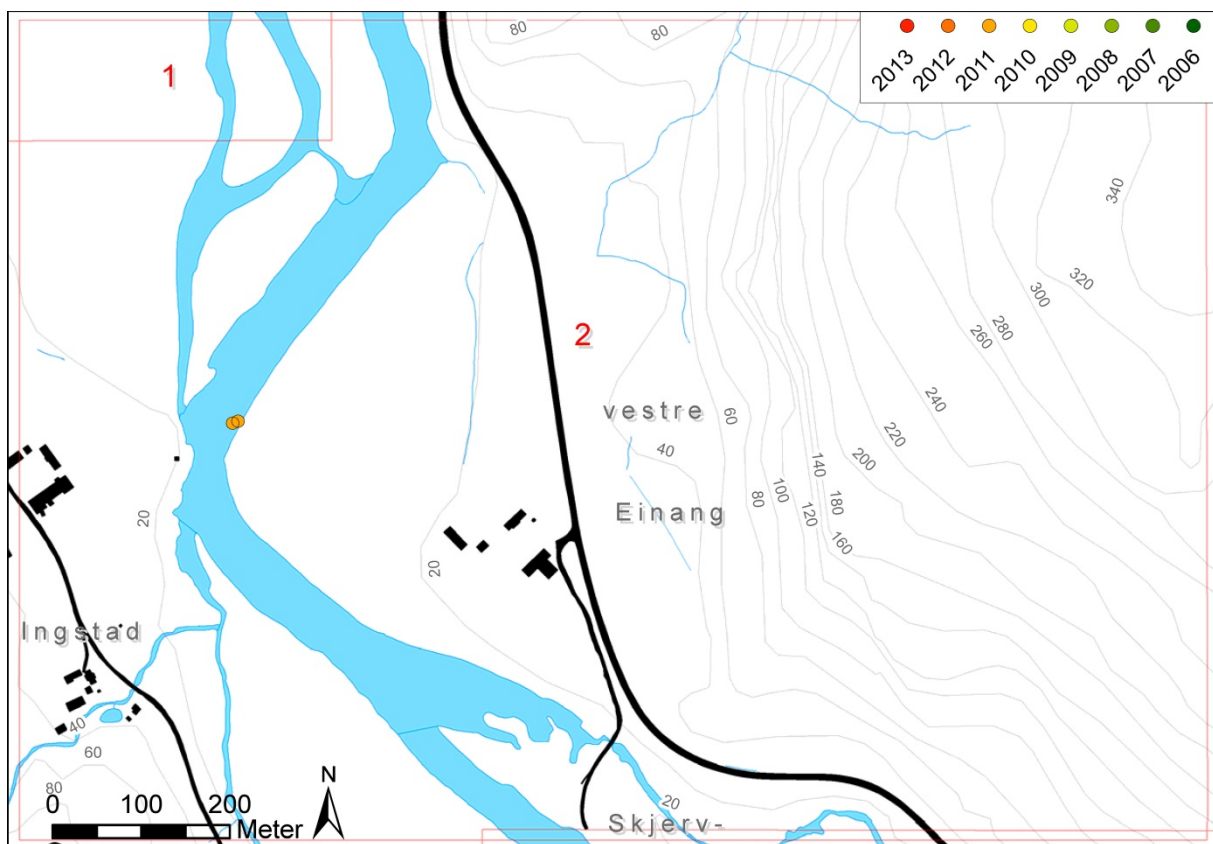
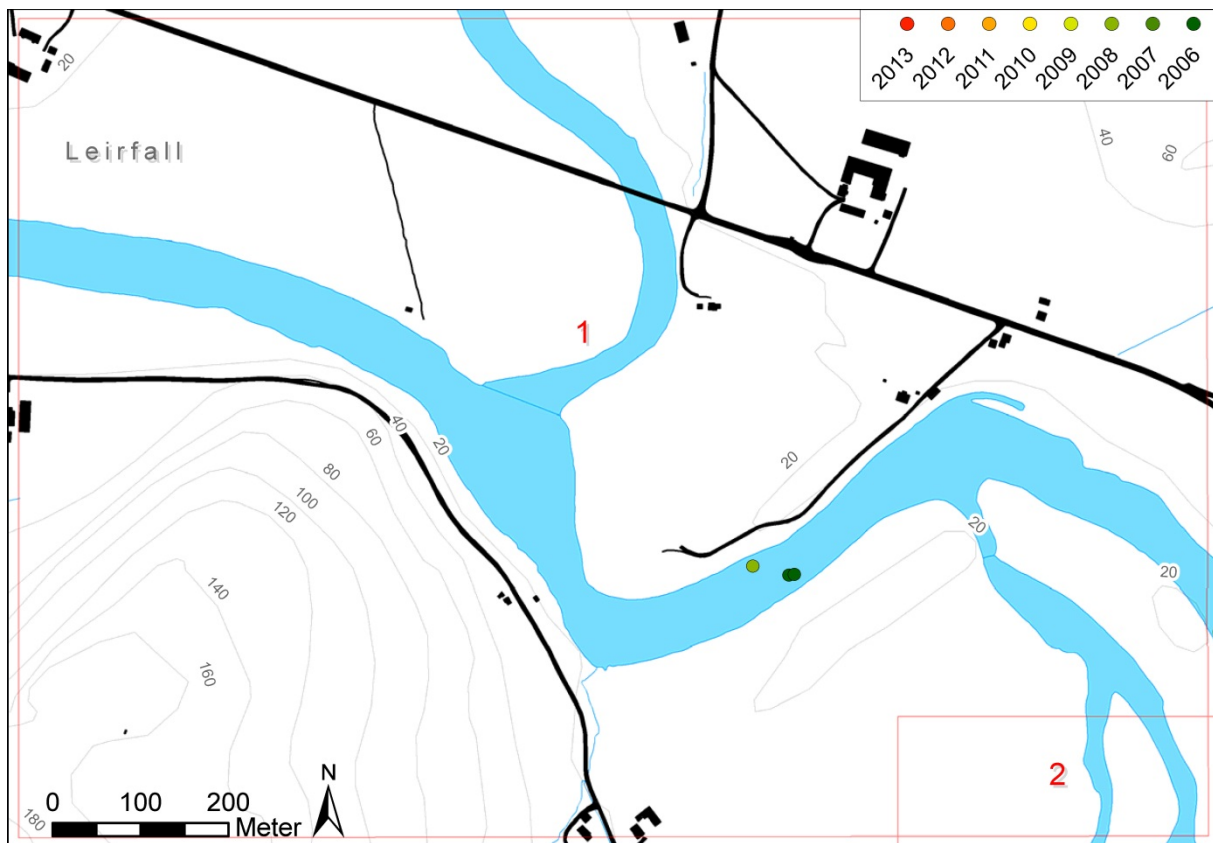


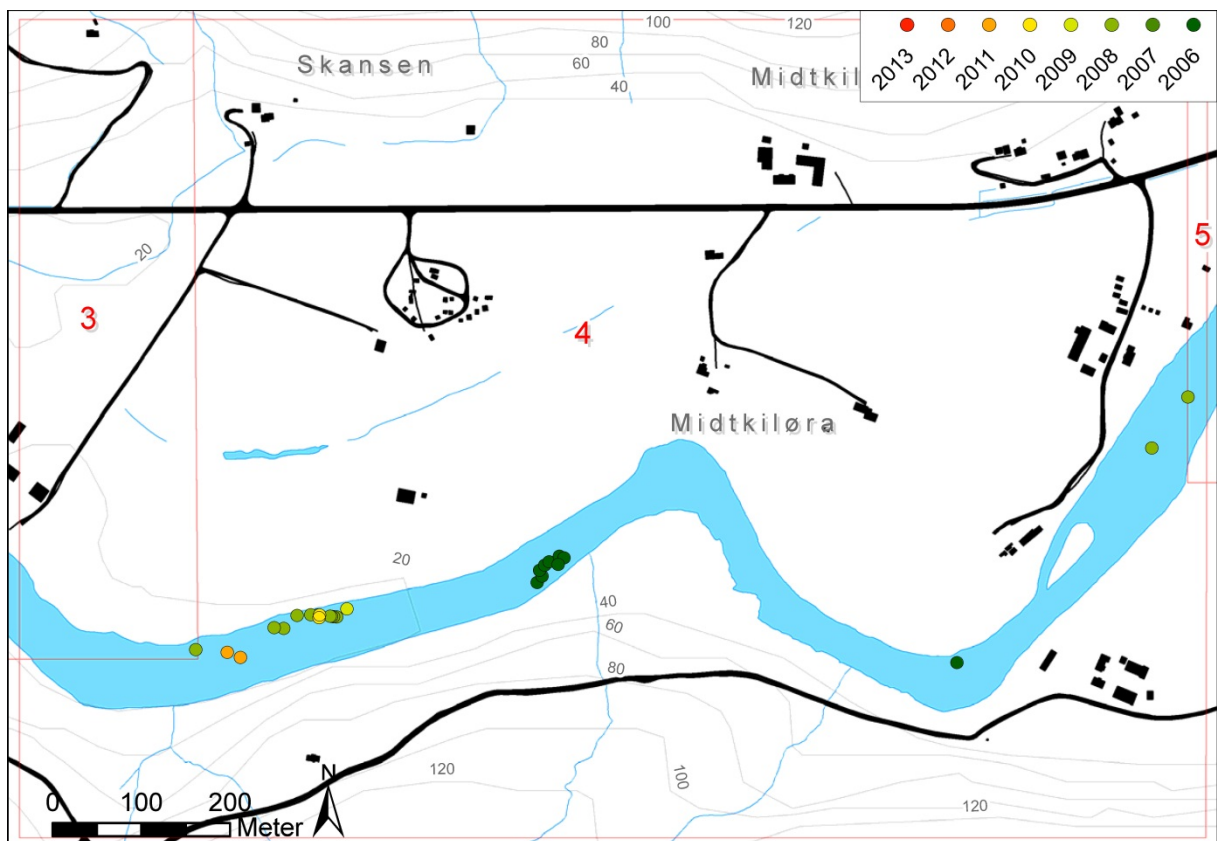
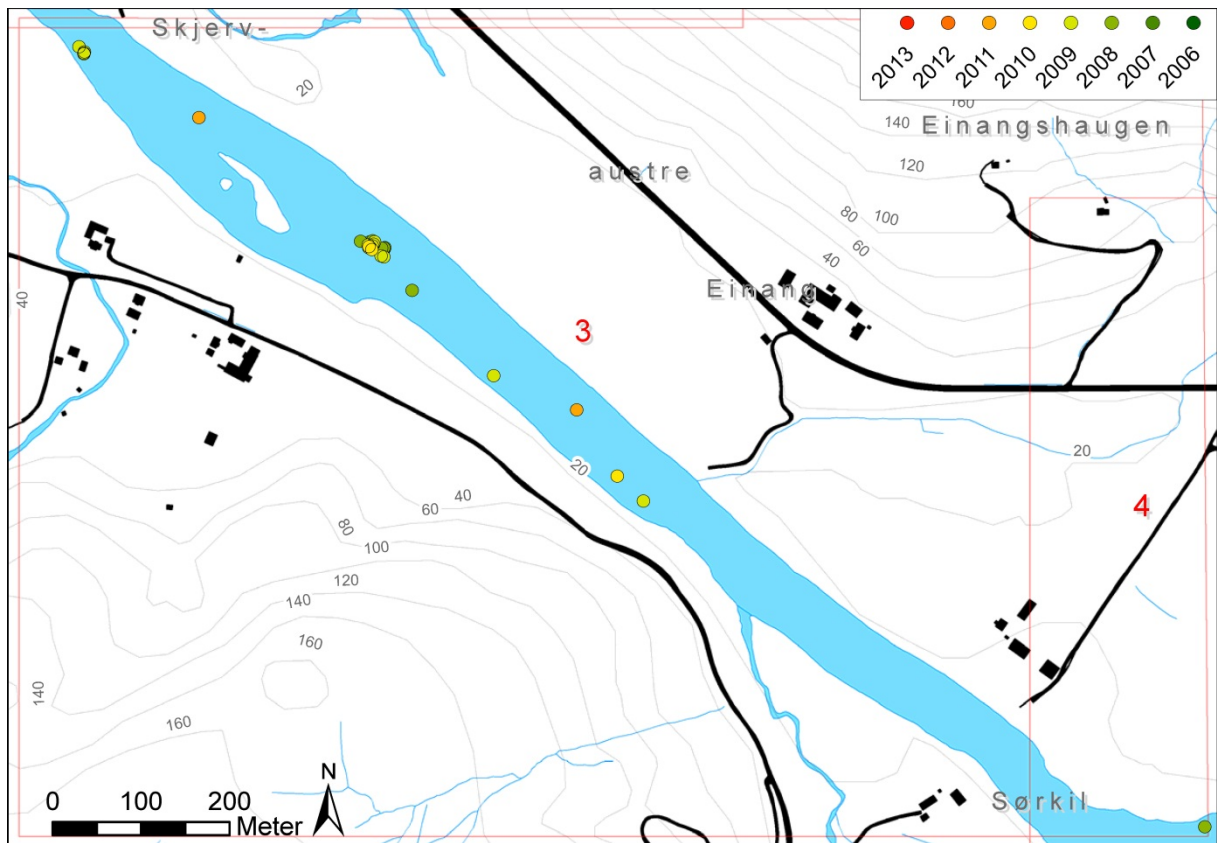
Figur 7.1. Antall gytegroper pr. km elv registrert innen ulike områder og år i Stjørdalselva

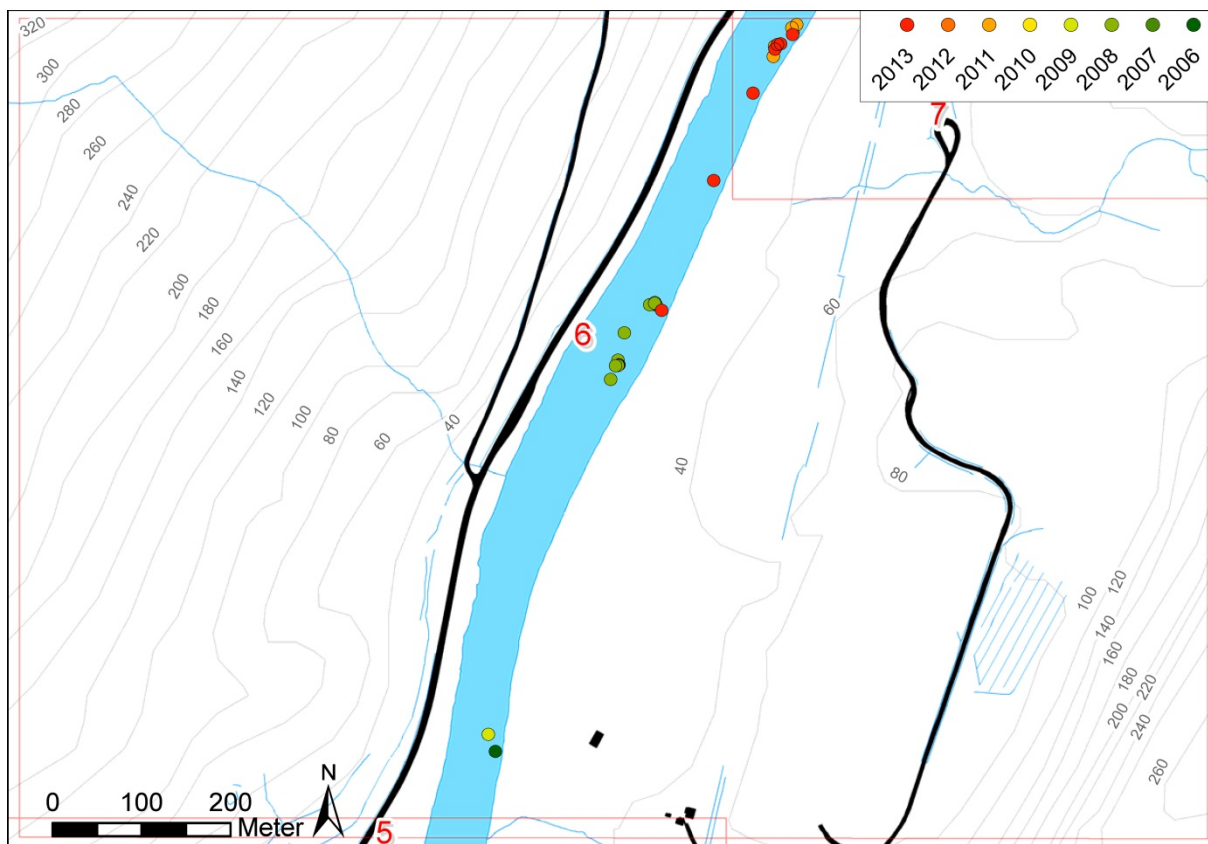
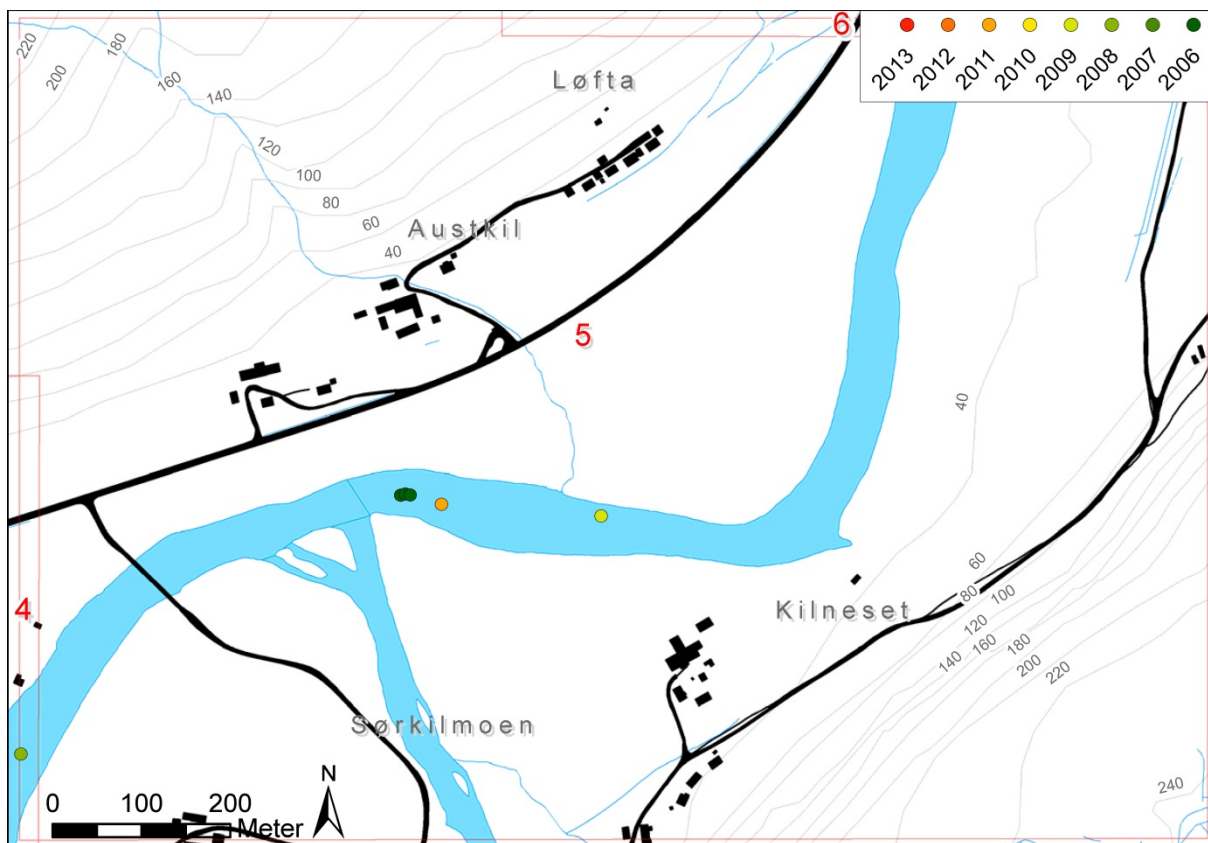
Hvorvidt kraftutbyggingen har påvirket fiskens gyteoppgang, fordeling på gytestrekningen og de enkelte gyteområdene er vanskelig å vurdere ut fra foreliggende materiale. Det er ingenting i dataene som tyder på en endret fordeling av gytegroper øverst i elva etter regulering, men dette kan heller ikke helt utelukkes. Datagrunnlaget før regulering er dårlig i og med at både 1991 og 1993 var år med liten gyteoppgang (få registrerte gytegroper). Imidlertid var gyteområder rett nedenfor kraftverksutløpet mellom Nustadfoss og Funna i bruk både i årene før og etter 1994, bl. a. de siste årene 2010-2013, og med et høyt antall registrerte groper (jf. figur 7.2).

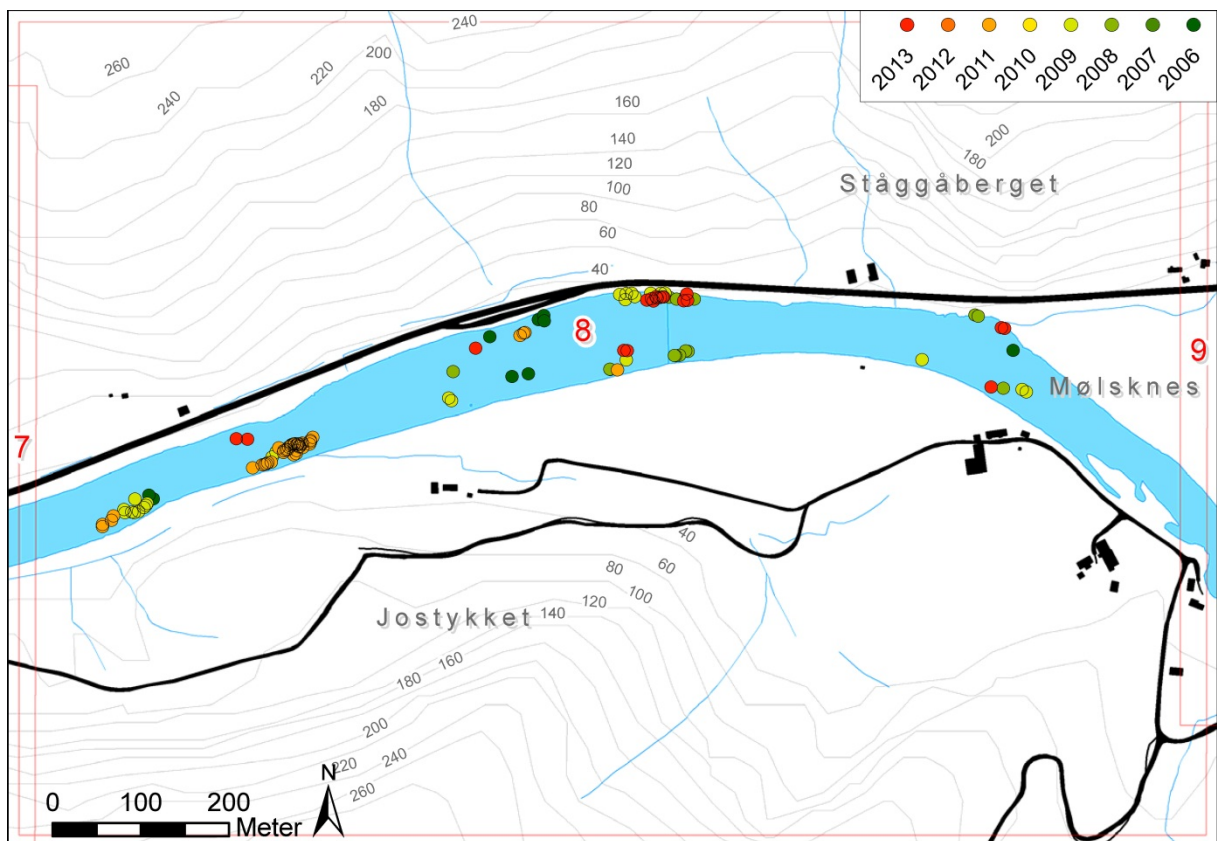
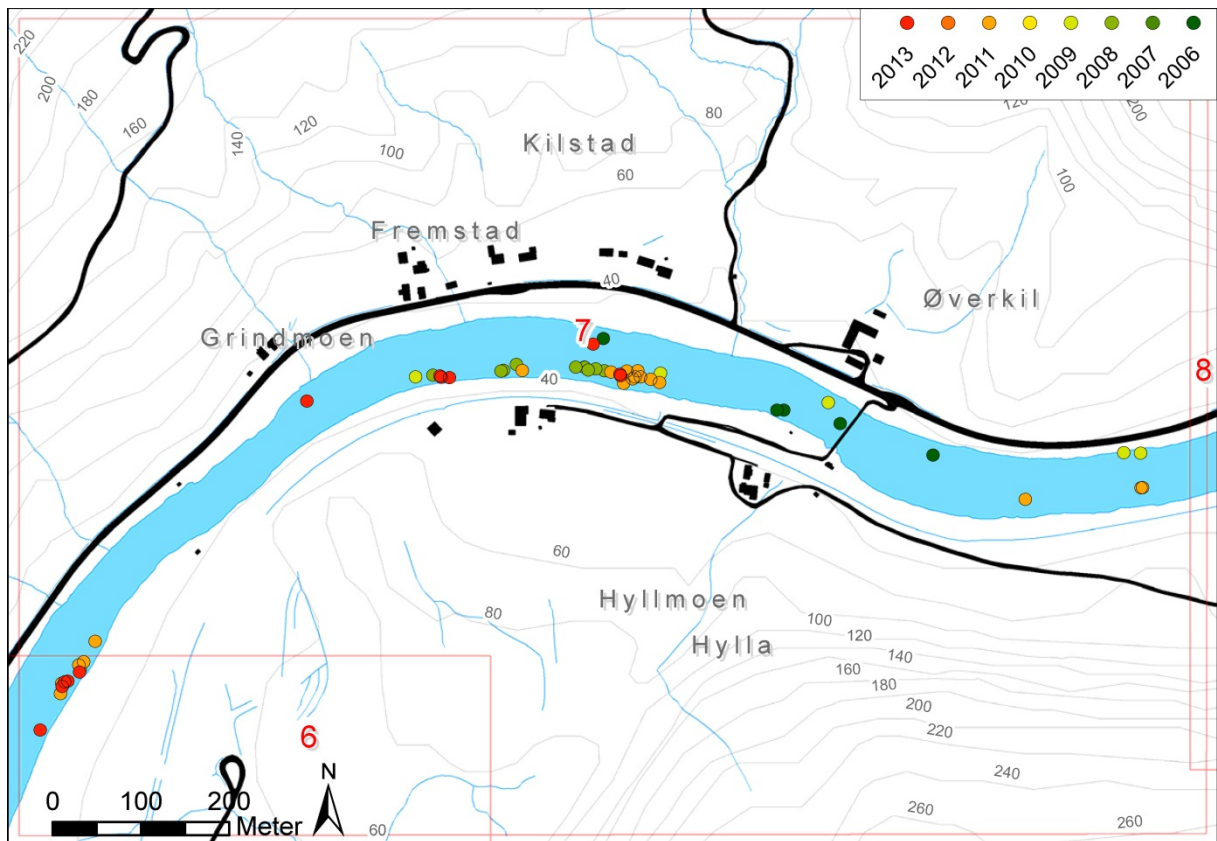
Et første forslag til gytebestandsmål for Stjørdalselva basert på fangststatistikk, smoltproduksjonsberegninger og ungfisktettheter tilsier at det bør være en gytebestand på ca. 1350 hunnfisk (mellom- og storlaks) for å gi tilfredsstillende rekruttering (Hindar et al. 2007). Antallet gytegroper som er 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.

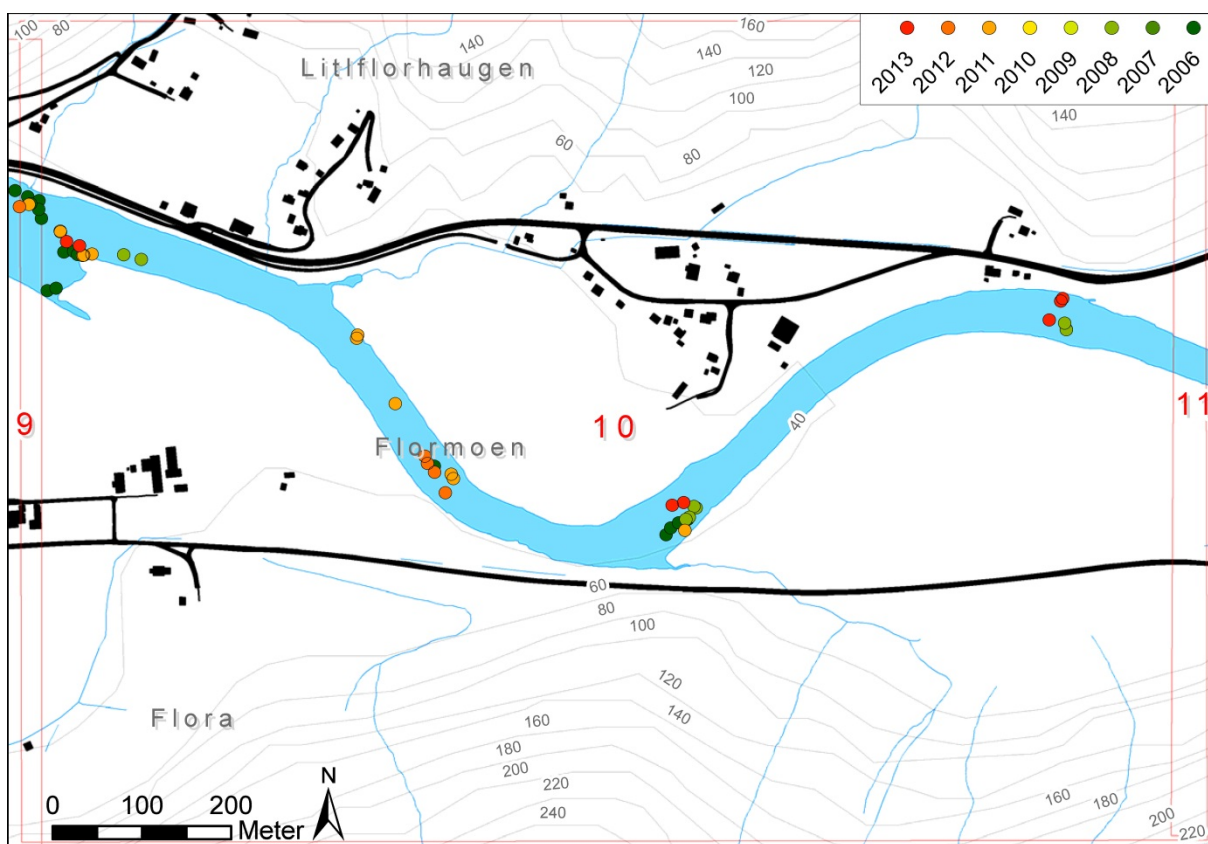
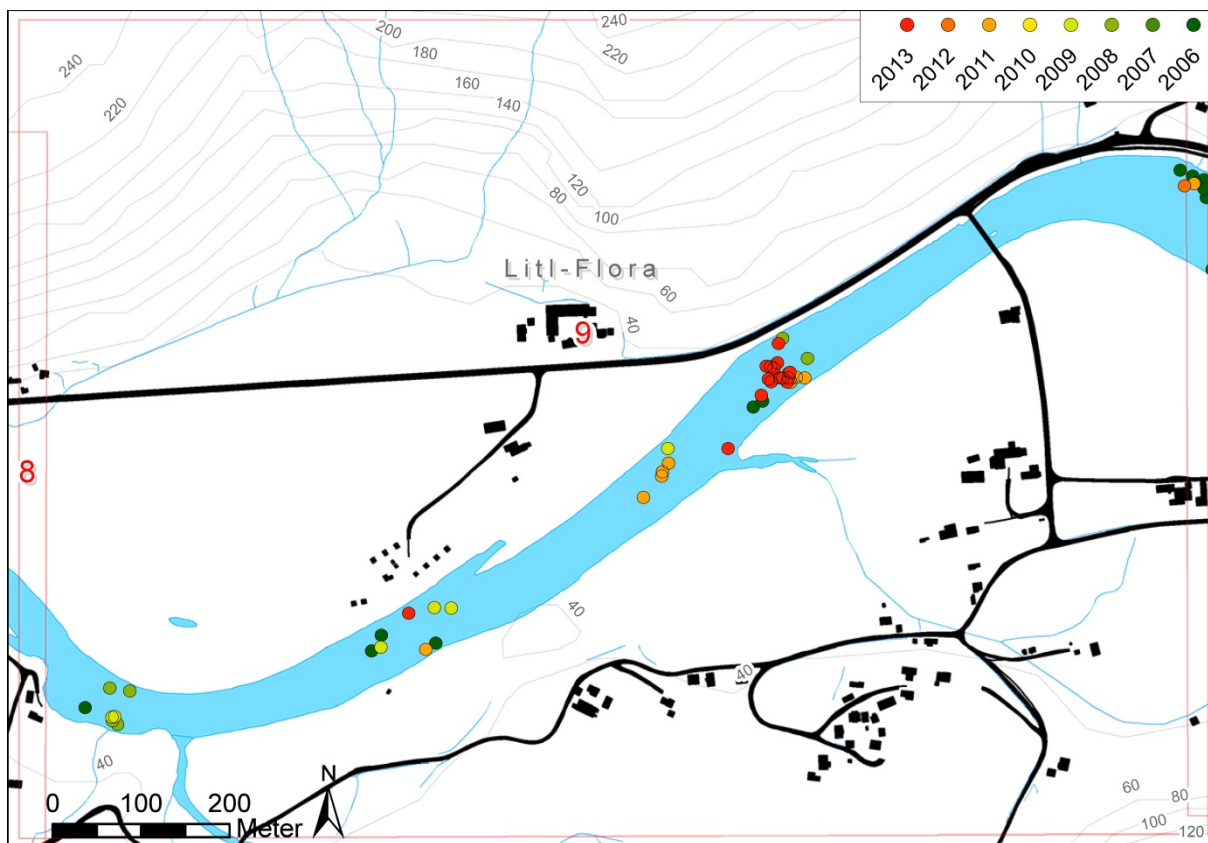
Figur 7.2. Kart over Stjørdalselva mellom Nustadfoss og Forrasamløpet med angitte plasseringer og antall av gytegroper registrert hvert år i perioden 2006-2013. Det kan være mindre unøyaktigheter i plassering av gropene både på grunn av unøyaktige GPS-posisjoner ($\pm 3-10$ m avvik) og unøyaktigheter i kartgrunnlaget. Norge digitalt ©

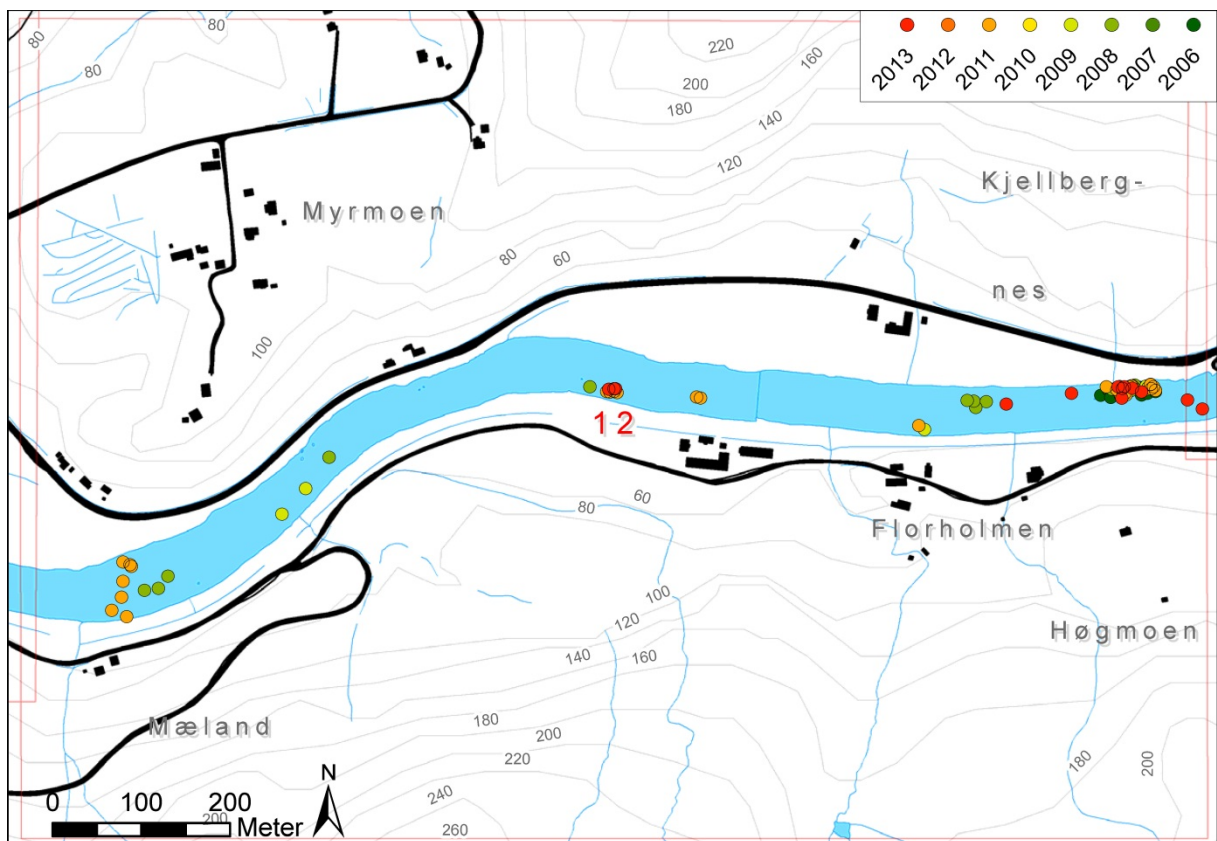
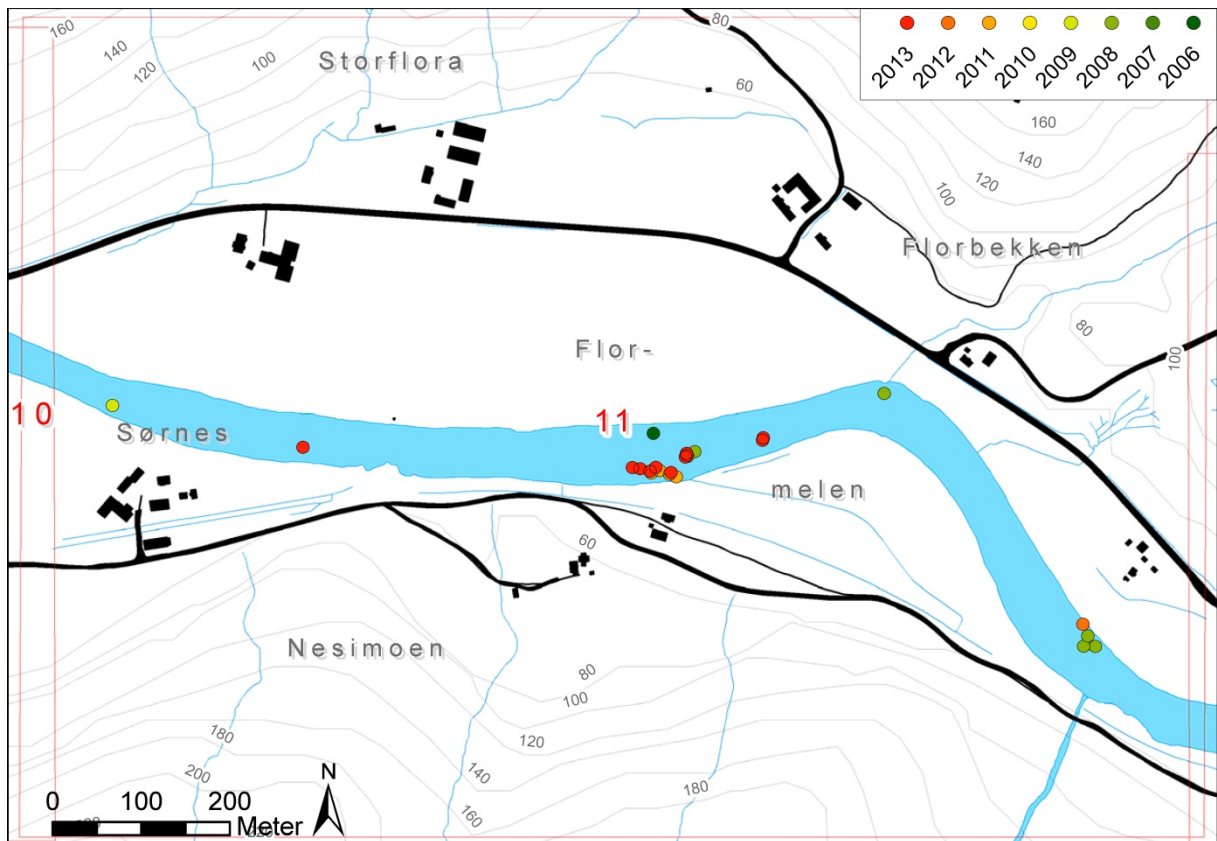


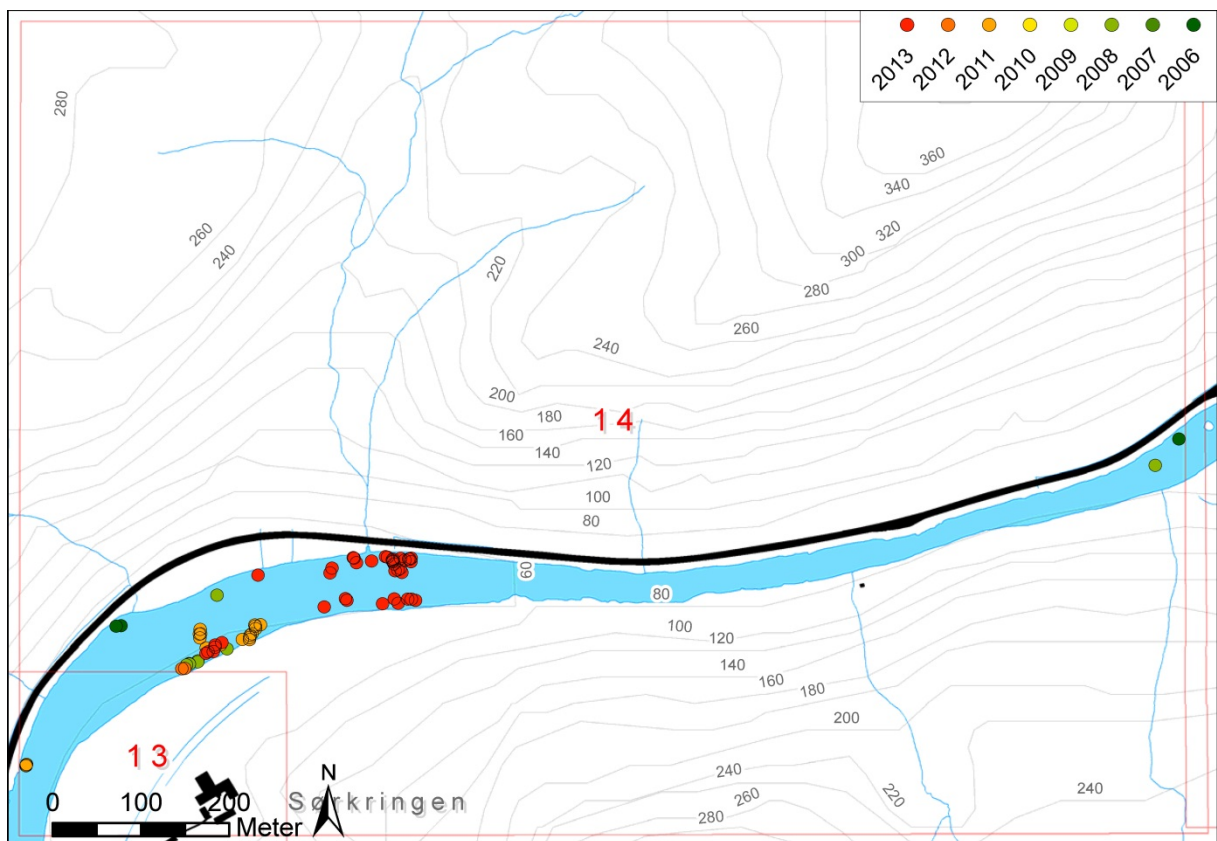
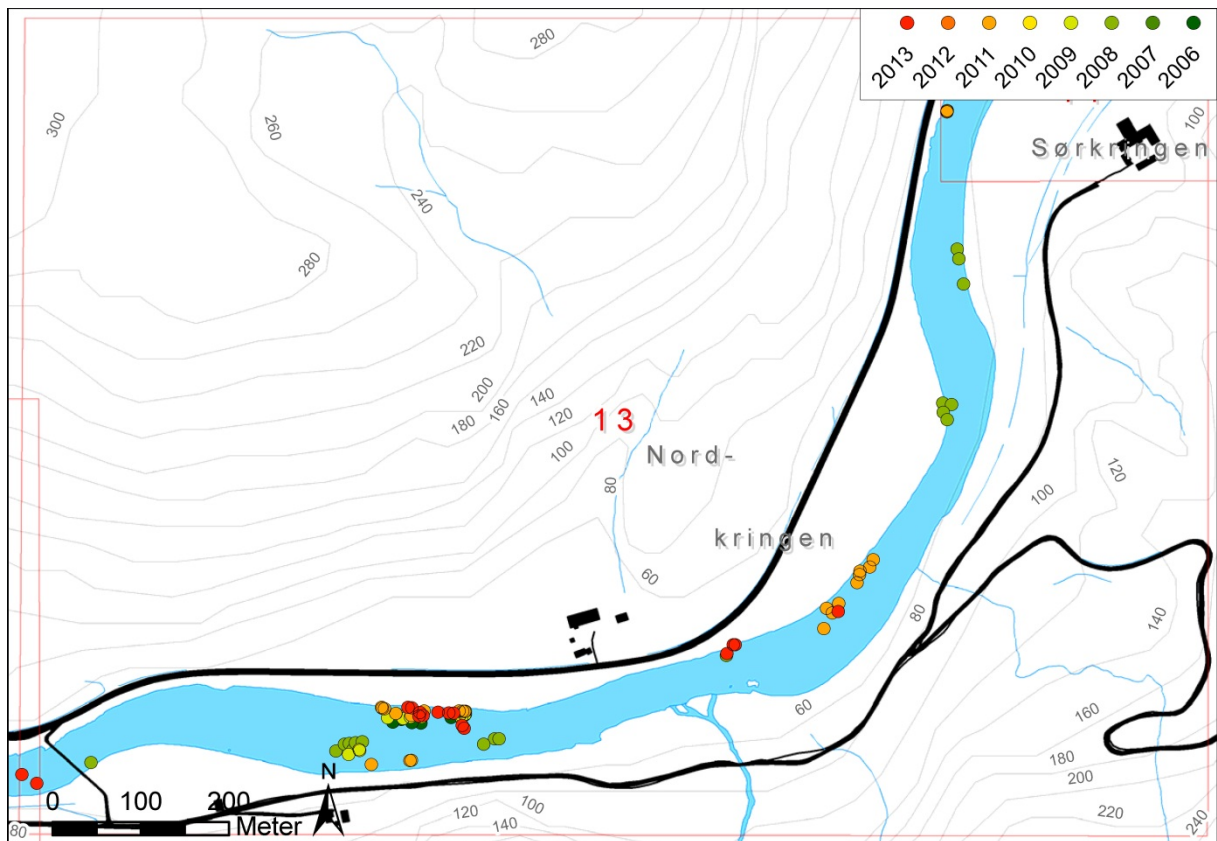


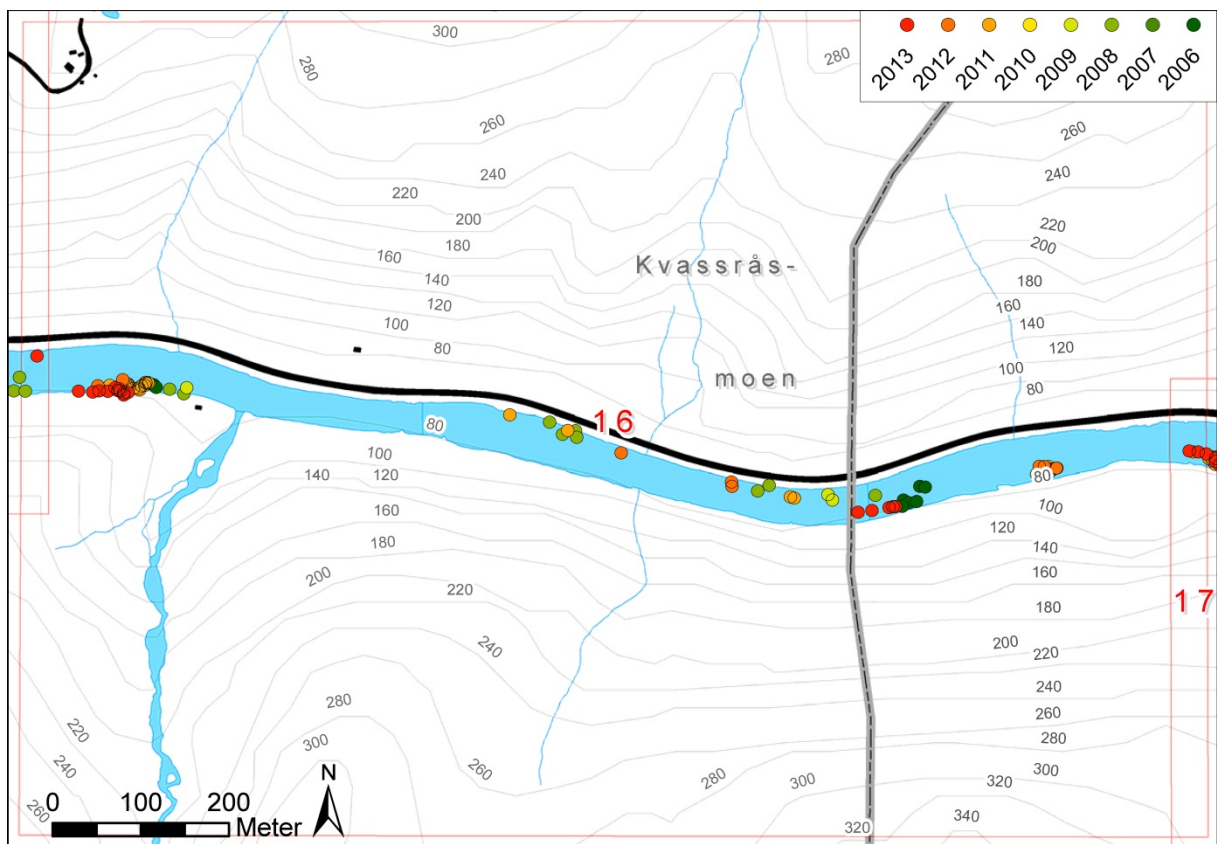
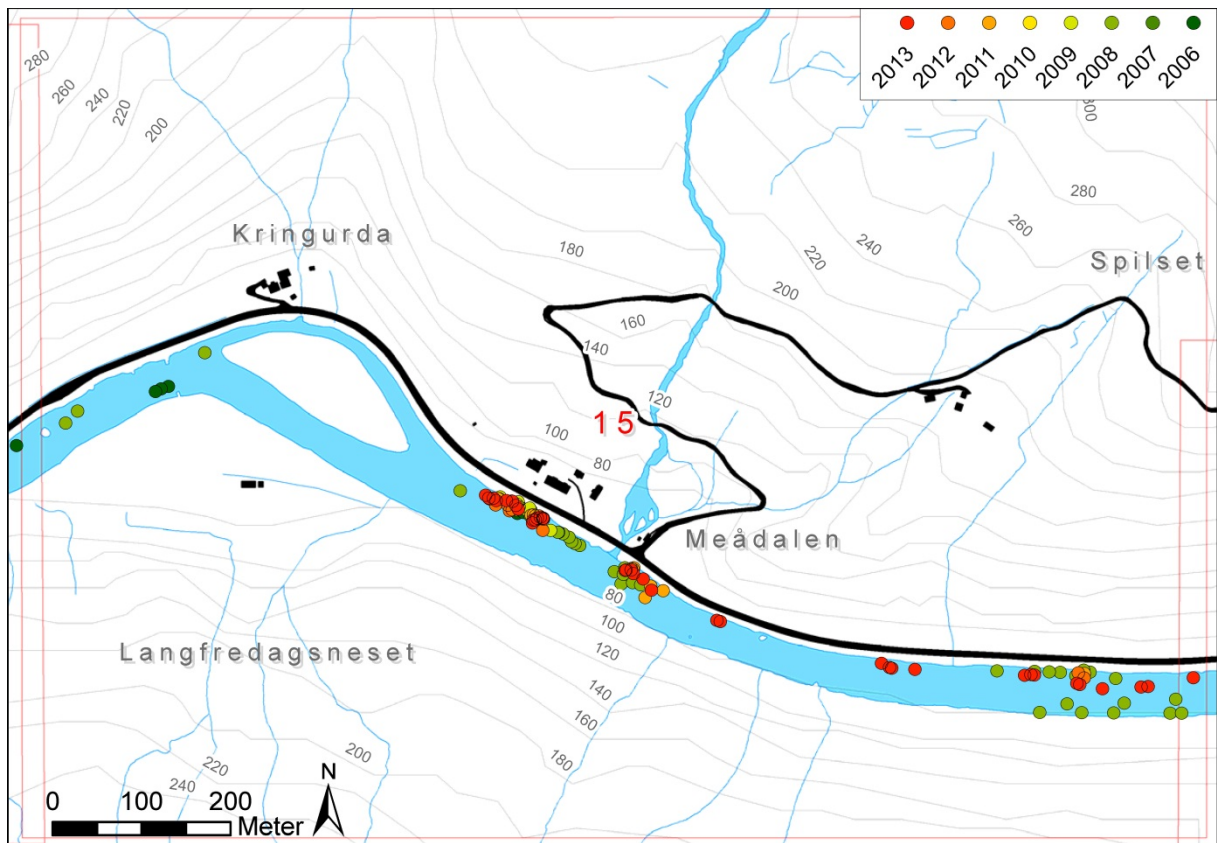


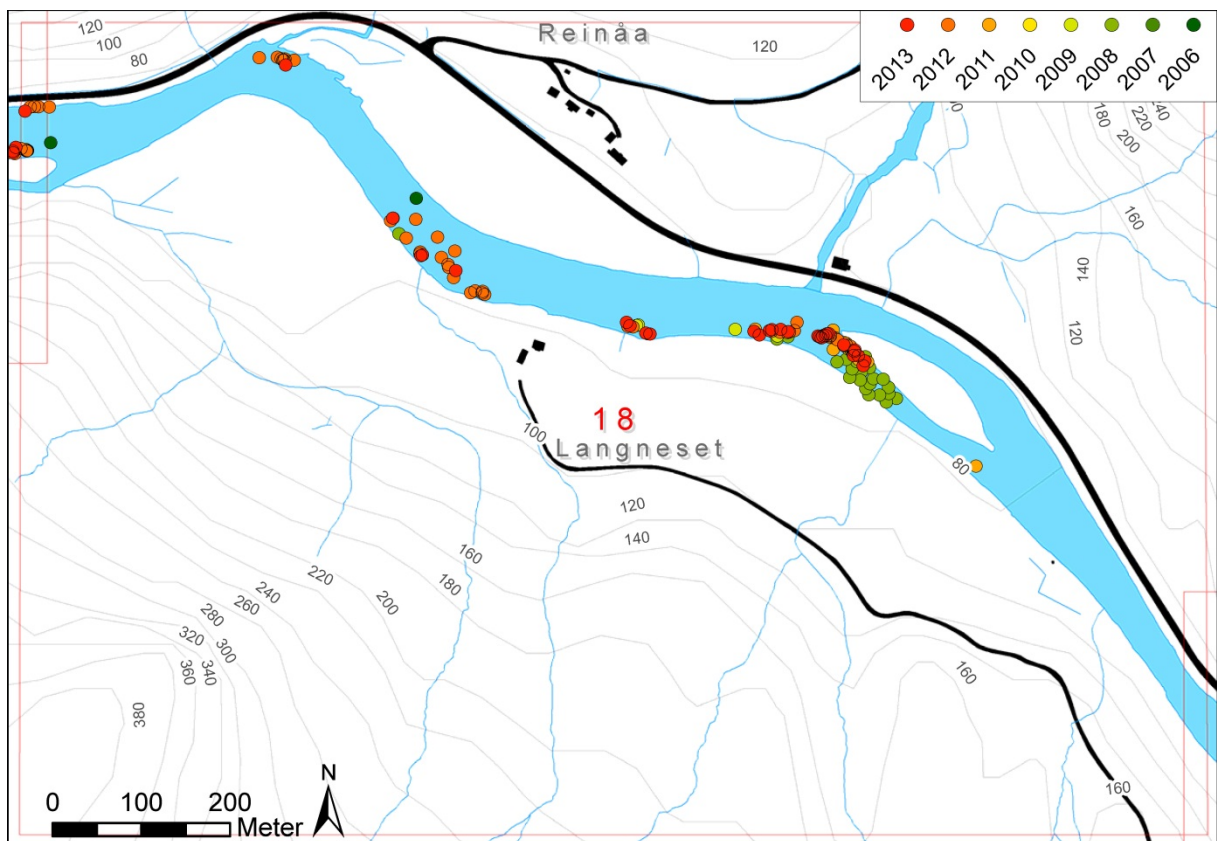
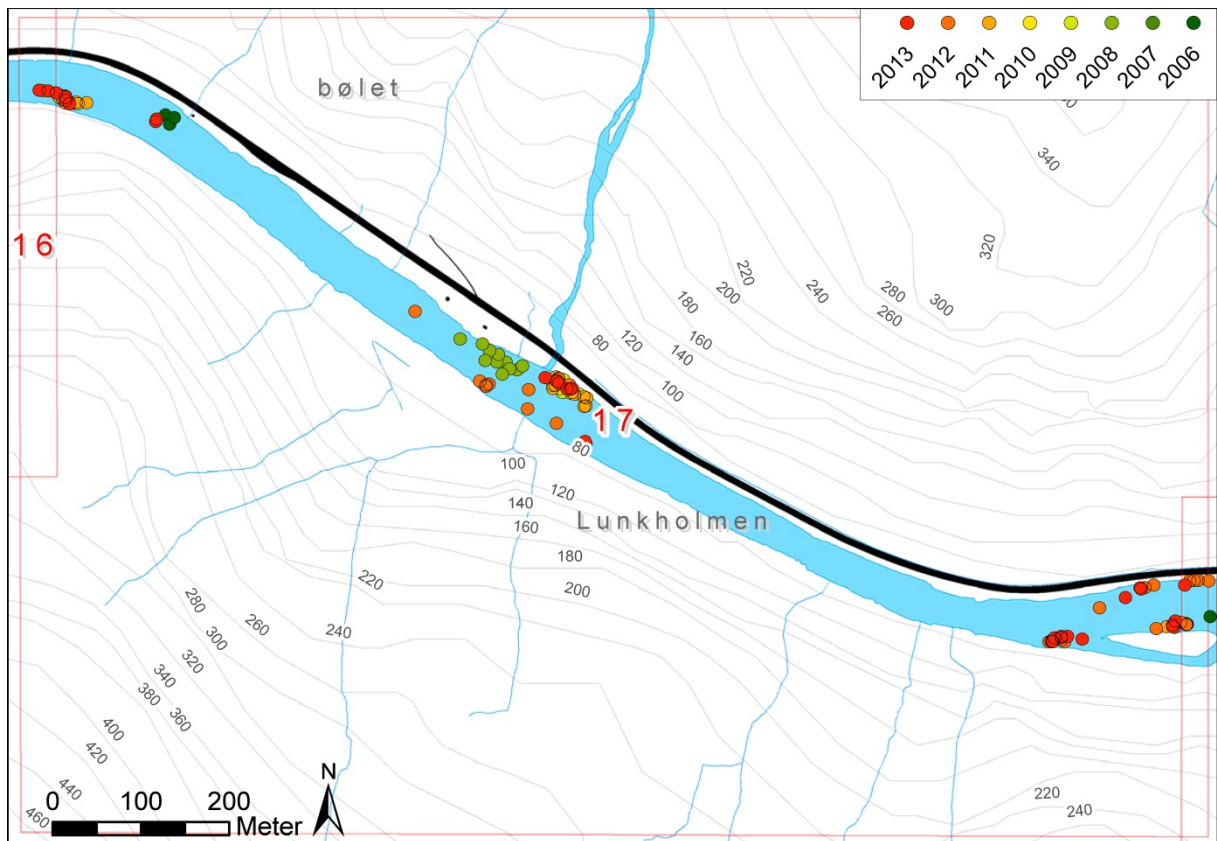


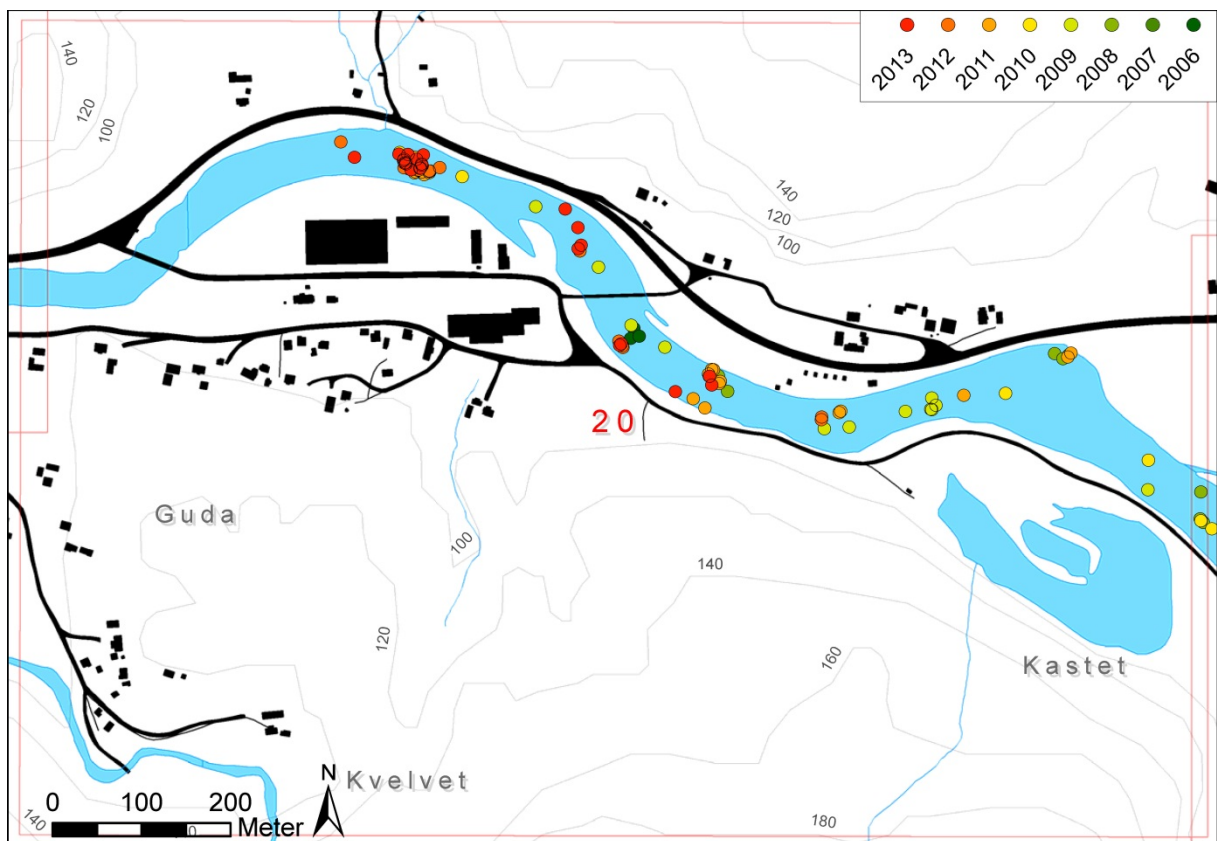
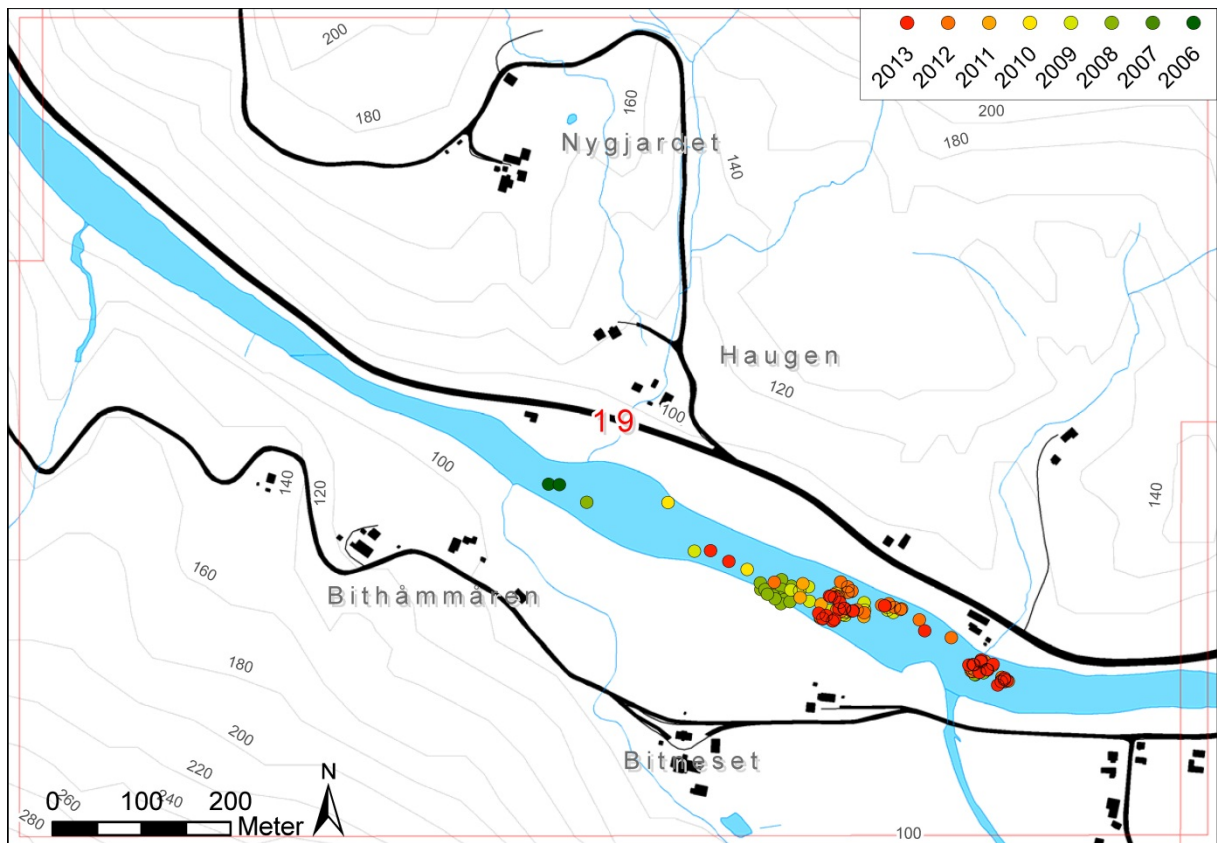


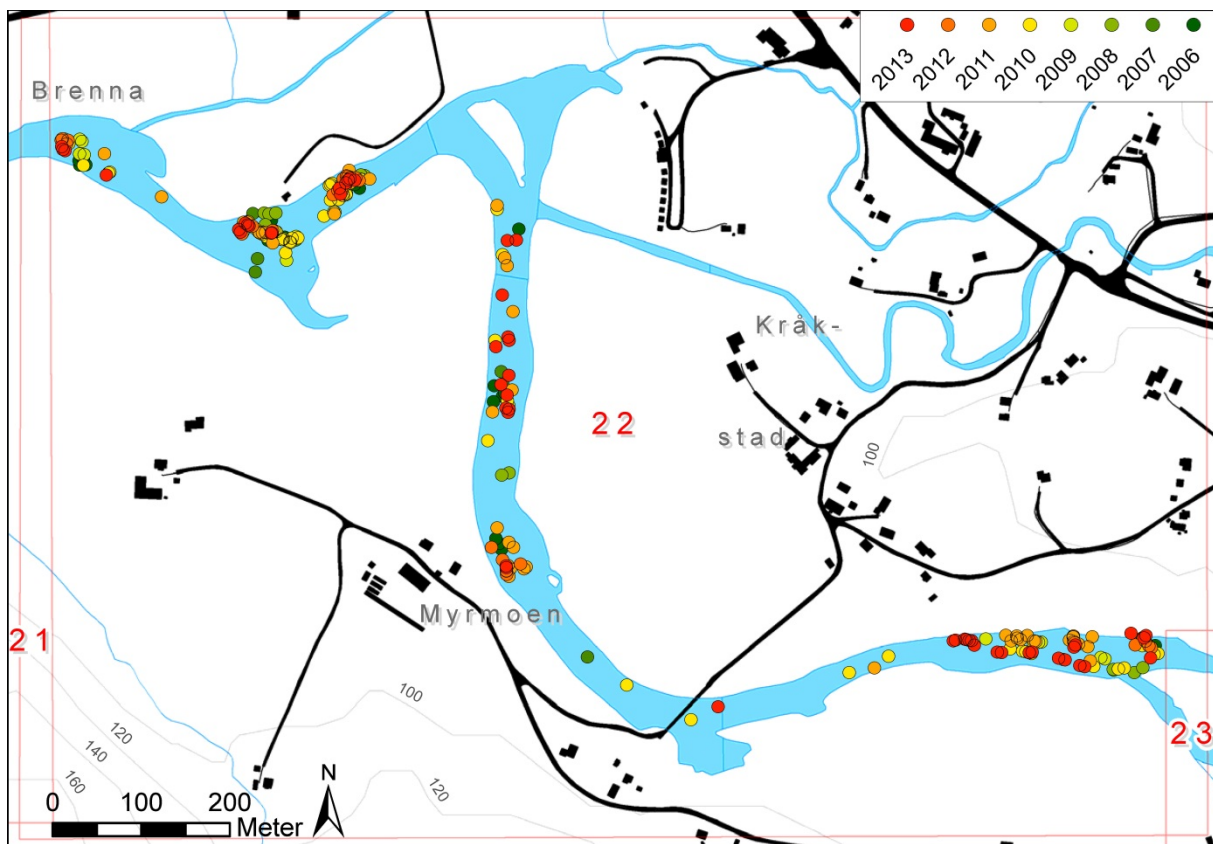
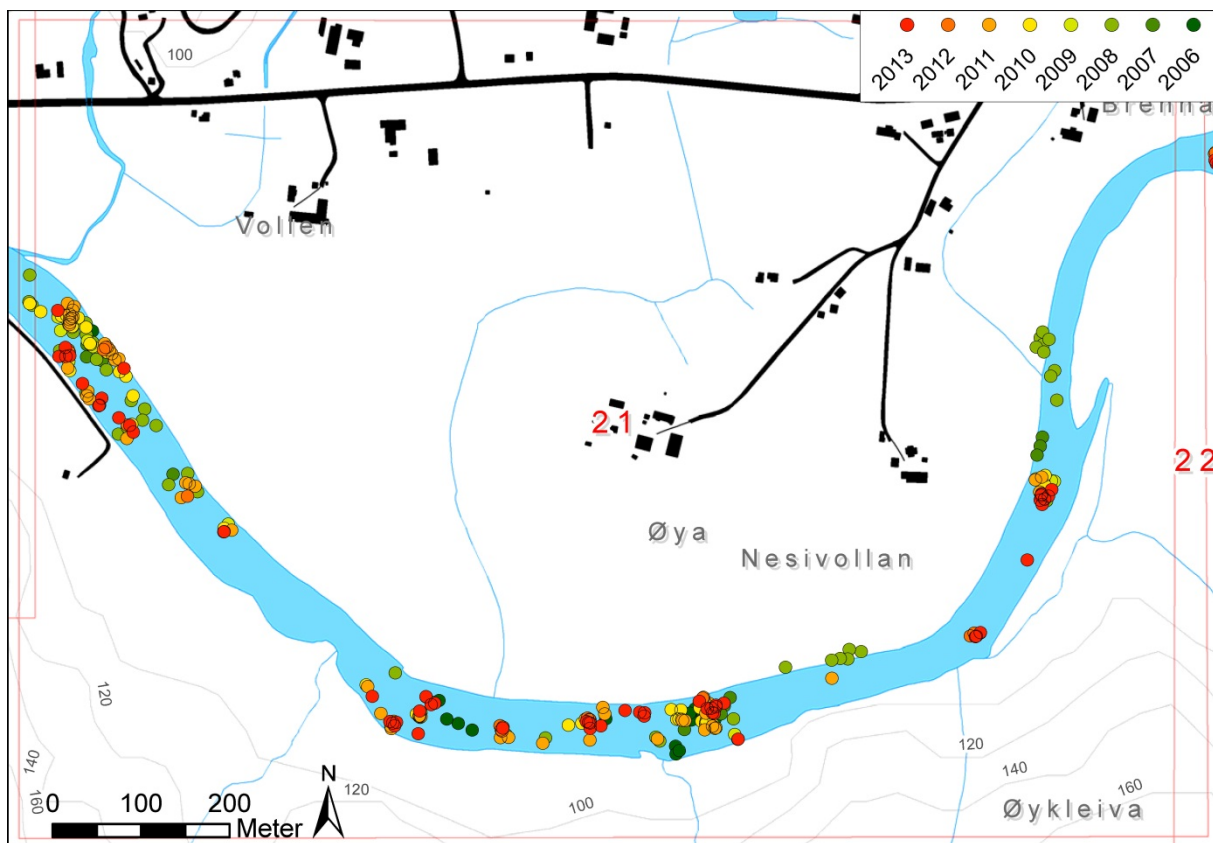


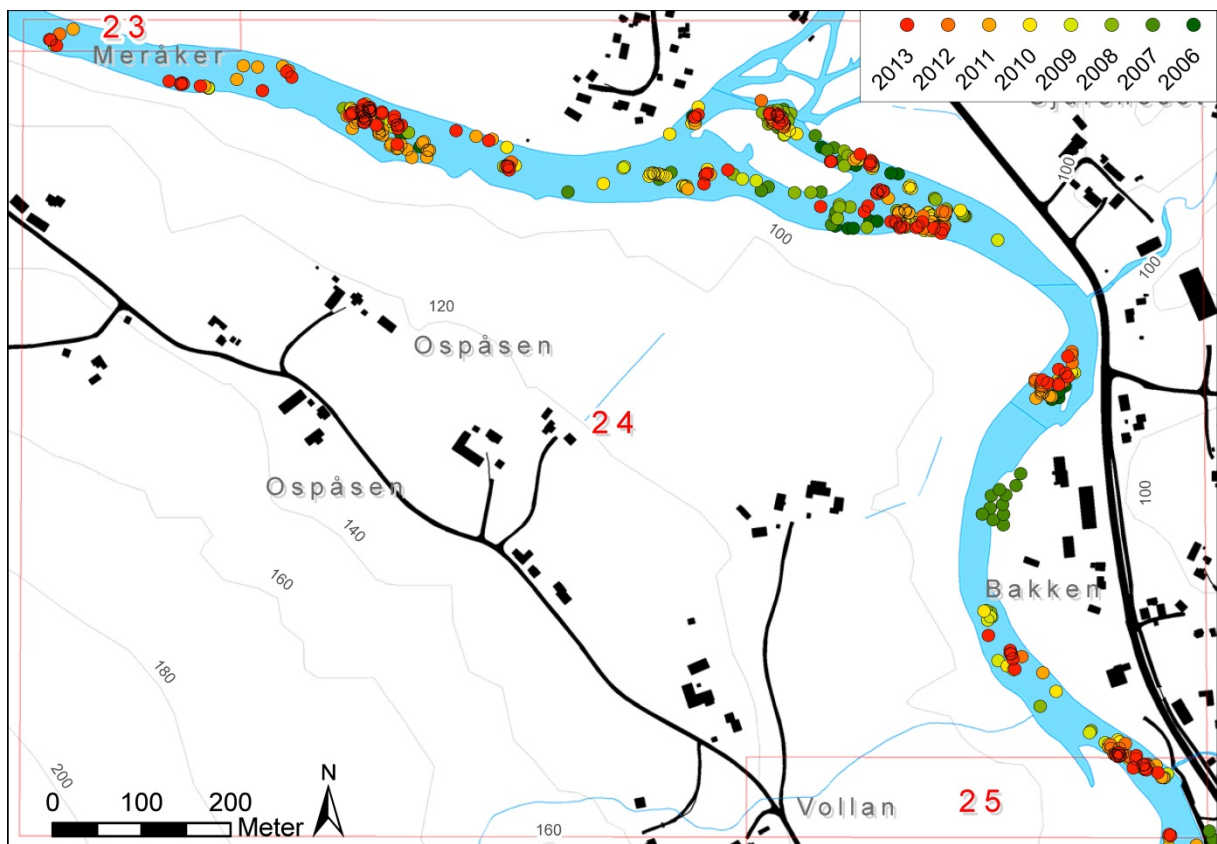
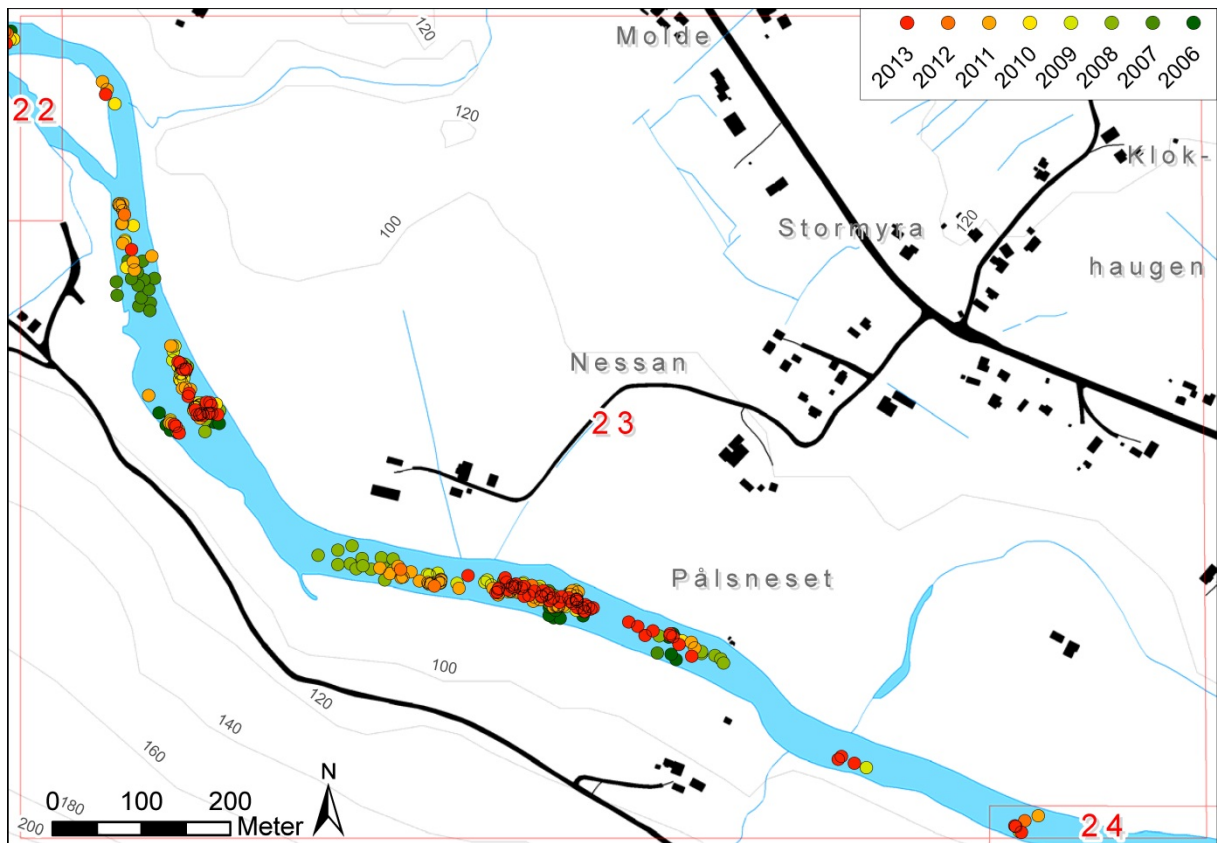


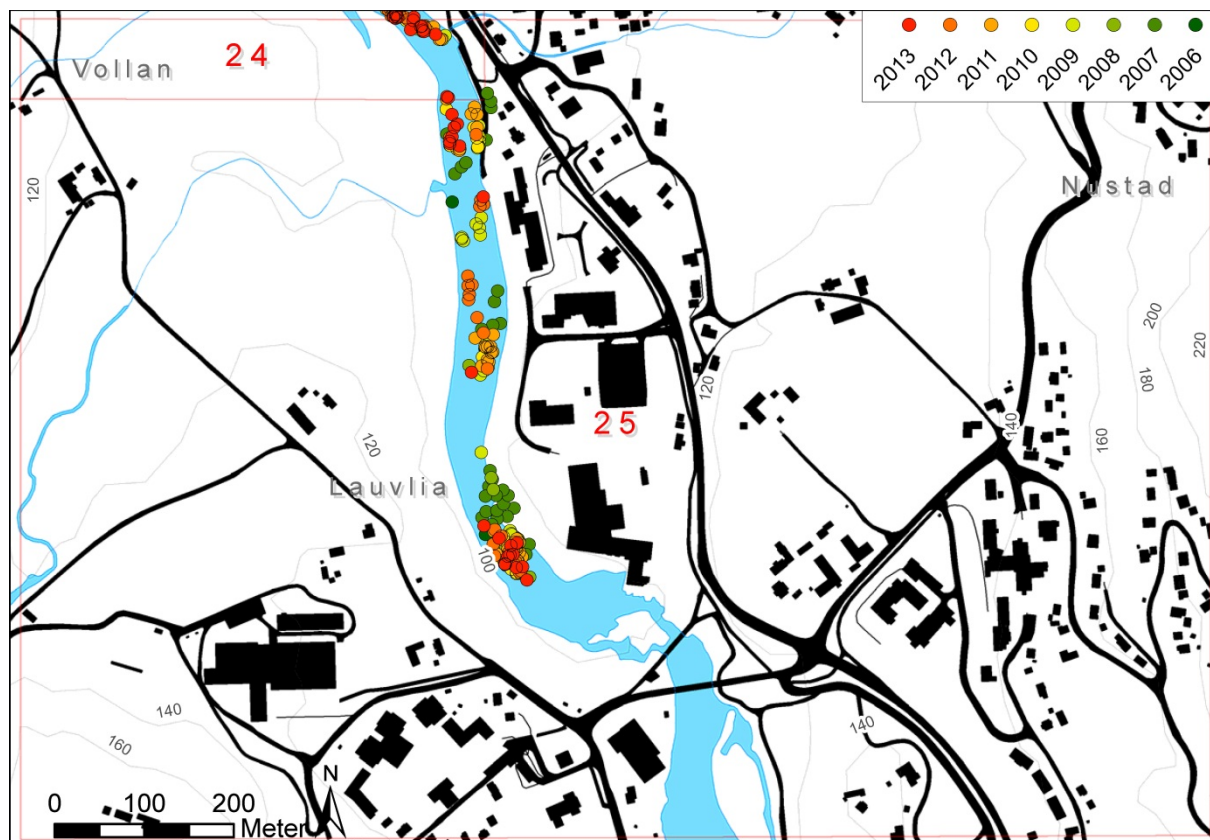












8 Referanser

- Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. – Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 5: 1-136.
- Anon. 2004. NS9456 – Vannundersøkelse: Visuell telling av laks, sjøørret og sjørøye. Norges Standardiseringsforbund, Oslo. 16 s.
- 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. & Koksvik, J.I. 1980. Ferskvannsbioologiske 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. 1996. Life cycle strategies and seasonal distribution of mayflies (Ephemeroptera) in a small stream in Central Norway. – Fauna Norvegica Serie B 43: 19-30.
- 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., Rønning, L. & Rikstad, A. 1996. Prosjekt "Bestand og beskatning av laks i Stjørdalselva". Rapport fra et pilotprosjekt i 1995. – Notat fra Zoologisk avdeling 1996-1: 1-11.
- 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. & Kjærstad, G. 2003. Changes in density and intra-watercourse distribution of Plecoptera following hydropower regulation in a central Norwegian river. – pp 179-186 in Gaino, E (ed.). Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera. Università di Perugia – Italy 2003.
- Arnekleiv, J.V., Finstad, A.G. & Rønning, L. 2006. 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., Rønning, L., Koksvik, J., Kjærstad, G., Alfredsen, K., Berg, O.K. & Finstad, A.G. 2007a. Ferskvannsbioologiske 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. Ferskvannsbioologiske 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. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Stjørdalselva 2007 og 2008. Kraftverksregulering, bunndyr, ungfisk, voksen fisk og fangststatistikk. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk rapport 2009-2: 1-136.
- Arnekleiv, J. V. & Kjærstad, G. 2013. Bunndyrundersøkelser i Bævra. Årsrapport 2012 – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-5: 1-33.
- 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.
- 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., 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
- 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.
- 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. 1984. Quantitative electrofishing for salmon and trout – views and recommendations. – *Inf. Sjøvattenlab. Drottningholm* 4: 33 s.
- 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. & Saltveit, S.J. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). – *Regulated Rivers Research & Management* 3: 191-204.
- Bævre, I. 1995. Trollheimen-regulerings innvirkning på elveløp og hydrologi i Surna på strekningen Bulu-Harang. – Norges vassdrag- og energidirektorat, Rapport 21. 1-39.
- Carter Jonson, W. 1997. Equilibrium response of riparian vegetation to flow regulation in the Platte River, Nebraska. – *Regulated Rivers Research & Management* 13: 403-415.
- Clifford, H.F. 1982. Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. – *Quaest Entomol* 18: 15-90.
- Direktoratet for naturforvaltning 1995. Oversikt over norske vassdrag med laks, sjøaure og sjørøye pr. 1. januar 1995. Utskrift fra lakseregisteret. – DN-notat 1995-1.
- 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, J., Dempson, J.B., Julkunen, M., and Niemelä, E. 1997. Importance of ontogenetic habitat shifts to juvenile output and life history of Atlantic salmon in a large subarctic river: an approach based on analysis of scale characteristics. *J. Fish Biology* 51 (6): 1174-1185.
- 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: Hydrologi, 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.
- 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., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. – NINA Oppdragsmelding 392: 1-26.
- 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, 37 pp. (in Norwegian)
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.). 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.
- Gardiner, W.R. 1984. Estimating population densities of salmonids in deep water in streams. - *Journal of Fish Biology* 24: 41-49.
- Halekoh, U., Højsgaard, S., and Yan, S. 2006. Generalized estimating equation package.
- Harby, A., Alfredsen 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.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P., & Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19: 589-603.
- Halttunen, E., Rikardsen, A.H., Davidsen, J.G., Thorstad, E.B. & Dempson, J.B. 2009. Survival, migration speed and swimming depth of Atlantic salmon kelts during sea entry and fjord migration. pp. 35-49 in: J.L. Nielsen m.fl. (eds.) 2009. *Tagging and tracking of Marine Animals with Electronic Devices, Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries* 9. Dordrecht: Springer.
- Halttunen, E. 2011. *Staying Alive - The survival and importance of Atlantic salmon post-spawners*. Dissertation for the degree Philosophiae Doctor. Department of Arctic and Marine Biology. University of Tromsø, Spring 2011.
- Herland, A.K. 2012. The effect of hydropеaking 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 pp.
- 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.
- Hessen, D., Brandrud, T.E., Bækken, T., Kjellberg, G., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1992. Etterundersøkelser ved Osa kraftverk, Strandfossen kraftverk og Braskereidfoss kraftverk, Hedmark. – NINA Rapport 0-86143, 0-46144, 0-86145: 1-146.

- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægvog, 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., 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.
- Ihaka, R., and Gentleman, R. 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299-314.
- Jensen, A. & Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). – *Functional Ecology* 13: 778-785.
- 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: 10.1139/F1110-1156.
- Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. og Håker, M. 1991. Produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunndyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnvassdraget. - Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport Zoologisk Serie 1991 -1
- 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., Bremset, G. & Hvidsten, N.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Bævre, Møre og Romsdal. Fagrapport 2011. - NINA Rapport 698: 1-70.
- Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. 2001. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen sju år etter siste tilleggsregulering. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2001-1: 1-27.
- 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.
- Lamberg, A., Strand, R. & Øksenberg, S. 2009. Overvåking av laks og sjørøret i Skjoma fra 2001-2008. - LBMS rapport 02/2009: 1-30.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S. & Gjertsen, V. 2010. Gytebestander av laks og sjørøret 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.
- Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. 1984. The effect of the regulation on the aquatic macroinvertebrate fauna of the River Suldalslågen, Western Norway. – I: Lillehammer, A. & Saltveit, S. J. (red): Regulated Rivers Universitetsforlaget, Oslo, s. 201-210.
- 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 reguleringen av vassdraget. Undersøkelser i årene 2002-2005. NINA Rapport 164: 1-102.
- Maurer, M.A. & Brusven, M.A. 1983. Insect abundance and colonization rate in *Fontinalis neo-mexicana* (Bryophyta) in an Idaho Batholith stream, USA. – *Hydrobiologia* 98: 9-15.
- 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.
- 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., Bagliniere, J.L., Dionne, M., Armstrong, J.D., Romakkaniemi, 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., Sægvog, 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
- Petts, G.E. 1984. Impounded Rivers. Wiley, Chichester. 326 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. & Fjellheim, A. 1994. Impact of hydropower development on aquatic invertebrates. – Norsk Geografisk Tidsskrift 48: 39-44.
- Raddum, G.G. 1978. Reguleringens virkning på bunnfaunaen i Aurlandselven. – Rapport Laboratorium for Ferskvannsekologi 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 Ferskvannsekologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen 70. 1-69.
- Reinertsen, H. 1998. Resipientforhold i øvre deler av Stjørdalsvassdraget 1997. – Rapport. 21 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.
- Skoglund, H., Sandven, O.R., Barlaup, B.T., Wiers, T., Lehman, G.B. & Gabrielsen, S.-E. 2009. Gytefisktel-linger i elver i Nordhordland, Hardanger og Ryfylke 2004-2008 - betandsstatus for villfisk og innslag av rømt oppdrettslaks. LFI-Unifob Rapport 163: 1-62.
- Skoglund, H., Einum, S. & robertsen, G. 2011. Competitive interactions shape offspring performance in relation to seasonal timing of emergence in Atlantic salmon. - Journal of Animal Ecology 80: 365-374.
- 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.
- 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. (In Norwegian).

- Urke, H.A., Arnekleiv, J.V., Nilsen, T.O. & Nilssen, K. J. 2014. 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
- 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.
- Wootton, R.J. (1998). Ecology of Teleost Fishes. 2nd edn. 404 pp. London: Chapman and Hall.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1995. Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer. Vett & Viten. 317 s.

Vedlegg

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										
Centroptilum luteolum	6								7		1						
Centroptilum 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
Perlodidae	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				
Nebrioporus depressus	8														1		
Hydraena gracilis/sp.	6										1				1		
Hydraena gracilis/sp.	8											1		1			
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 dalecarlica	6										1		1	3		
Ecclisopteryx dalecarlica	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			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	3
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						3								1	
Ostracoda	8								3							
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			
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 4.1: Tetthetsestimat for 0+ laks 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.

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	0,056

Vedlegg 4.2: Tetthetsestimat for >0+ laks 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.

År	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3A	Stasjon 3B	Stasjon 4	Stasjon 5	Stasjon 6	Stasjon 7	Stasjon 8
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

Vedlegg 4.3: 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.

År	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3A	Stasjon 3B	Stasjon 4	Stasjon 5	Stasjon 6	Stasjon 7	Stasjon 8	p-verdi
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	123,0	50,7	6,7	
1996	8,4	14,2	0,0	10,9	2,2	19,0	144,8	37,7	4,3	
1997	5,8	0,0	14,5	10,1	0,0	1,4	129,9	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	
2012	0,6	1,0	7,7	0,0	0,6	2,8	4,0	29,9	1,6	
2013	0,9	2,7	7,1	0,9	0,0	3,4	12,8	42,6	0,0	<0,00 1

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.

År	<u>Stasi on 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	
2004	0,0	13,8	5,3	0,0	0,0	1,5	0,0	1,0	0,0	
2005	0,0	18,2	15,9	0,0	0,9	3,7	0,0	0,0	0,0	
2006	0,0	7,6	13,5	0,0	0,0	2,0	0,0	1,7	1,0	
2007	0,0	7,4	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
2008	0,0	5,2	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
2009	0,0	3,5	11,8	0,0	0,0	2,6	0,0	1,8	0,8	
2010	0,0	11,4	8,4	0,0	0,9	0,8	0,0	3,5	0,0	
2011	0,0	13,5	11,2	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	
2012	0,0	10,7	8,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	
2013	0,0	2,6	12,0	0,0	0,0	1,9	0,6	3,7	0,0	<0,00 1

Vedlegg 6.3. 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 6.4. 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.

Seksjon for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Seksjonen 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, konsekvens-utredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-7126-991-3
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/vitenskapsmuseet