

Redningsaksjonen for Vossolaksen 2010-2020 -status per 2021



NORCE

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

NORCE Klima og Miljø, LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen,

ISSN nr: ISSN-2535-6623

LFI-rapport nr: 426

Tittel: Redningsaksjonen for Vossolaksen 2010 – 2020, status per 2021.

Dato: 17.06.2022

Redaktør: Bjørn T. Barlaup

Bilder: Forside (ukjent fotograf), øvrige bilder er tatt av LFI i regi av prosjektet om ikke annet er nevnt.

Geografisk område: Vestland , Norge

Oppdragsgiver: Statsforvalteren, Vestland, Miljødirektoratet

Antall sider: 281

Emneord: Laks, reetablering, smolt, genetikk, vassdragsregulering, habitattiltak, forsuring, lakseslus, rømt oppdrettslaks

Sammendrag

Målet for redningsaksjonen er å reetablere Vossolaksen som en selvreproduserende og høstbar bestand som ikke er genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks. Med grunnlag i en omfattende dokumentasjon av bestandssituasjon og trusselfaktorer tok miljøforvaltningen i 2010 initiativ til en redningsaksjon for Vossolaksen i perioden 2010-2020. Prosjektet har vært gjennomført som et samarbeid mellom forskning, forvaltning, lokale interessenter og flere næringsaktører, spesielt fiskeoppdrettsnæringen gjennom Vossolaugget og kraftprodusenten Eviny (BKK).

Et første tiltak var å bygge opp gytebestanden ved å sette ut smolt produsert ved Voss klekkeri med opphav fra genbanken. Dette fungerte forutsatt at smolten ble slept ut fjordene i en tank eller merd før slipp. Laks som returnerte fra disse slepene sikret at gytebestandsmålet ble nådd i minst 8 av årene i perioden 2011-2021. Dette har ført til økt gyting, økte tettheter av ungfisk og økt antall utvandrende smolt fra og med årene 2014/2015. Det viktigste målet for redningsaksjonen var at gytebestandsmålet skulle nås med naturlig rekruttert laks innen 2020 dvs. uten bruk av bidrag fra kultivert smolt slept ut fjordene. Resultatene tilsier at ca. 25 til 50 % av denne målsettingen er oppnådd de siste fem årene (2017-2021). Gytebestandsmålet for naturlig rekruttert laks er derfor ikke nådd.

Kraftproduksjon og andre inngrep i vassdraget påvirker bestanden. De bidrar til redusert produksjon av laksesmolt, men ser ikke ut til å ha et omfang som kan være til hinder for å reetablere laksestammen. Estimaten tilsier at det årlig vandrer ut minst 30000 smolt fra Vossovassdraget. En forholdsvis lav sjøoverlevelse på cirka 3 prosent ville være nok til å sikre gytebestandsmålet. Resultatene viser imidlertid at den reelle sjøoverlevelsen for smolt som vandrer ut fra Vossovassdraget er unormalt lav, dvs. rundt 1 % eller lavere. Lav sjøoverlevelse er også dokumentert for naboelvene Daleelva, Ekso og Modalselva.

Mye smolt blir spist av annen fisk under smoltutvandringen i vassdraget og særlig i innsjøene (Vangsvatnet og Evangervatnet), men også på strekningen Bolstadfjorden-Straume. I hvor stor grad denne predasjonen avviker fra en naturlig tilstand er usikkert. Predasjon er en velkjent og naturlig årsak til tap av laksesmolt. Denne problemstillingen vil bli nærmere belyst i et pågående prosjekt finansiert av Norges Forskningsråd.

Når smolten har forlatt vassdraget venter en stor utfordring i form av en kompleks fjordvandring med mulig samvirkende effekter av predasjon, aluminium (forsuring) og lakselus. En langtidsserie basert på 88 forsøksgrupper i årene 2000-2019 viser at laksesmolt som gis fôr som beskytter mot lakselus har en større gjenfangst som voksne laks, men at denne effekten har blitt svakere over tid. Dette skyldes mest sannsynlig resistensutvikling hos lusene. Samtidig har man siden 2009 funnet en klar sammenheng mellom lusestrykk målt som antall lus på sjøaure ved Herdla og hvor mange voksne laks som gjenfanges fra forsøksgruppene. Samlet peker disse forsøkene på et klart behov for å redusere lusemengden i smoltens utvandningsrute for å lykkes med reetableringsarbeidet.

Etter at slepene som planlagt opphørte fra og med 2020 vil bidraget fra klekkerismolt fases ut. Dette er nødvendig for å reetablere en naturlig gytende laksebestand. Målet er at Vossolaksen vil tilpasses de naturgitte forholdene ved naturlig seleksjon gjennom hele livssyklusen og er vanlig framgangsmåte når en laksestamme skal reetableres i naturen. For at strategien skal lykkes viser resultatene et klart behov for mer effektive tiltak rettet mot lakselus.

Genetiske undersøkelser viser at laksebestanden i Vossovassdraget og omkringliggende bestander er sterkt påvirket av innkryssing av rømt oppdrettslaks. For å sikre en sterk og levedyktig bestand vil det være viktig å forhindre ytterligere påvirkning fra rømt oppdrettslaks. Tiltak for å unngå rømming og å ta ut rømt oppdrettslaks fra bestanden vil være viktig. Laksebestandene i regionen er genetisk

forskjellige, men både innkrysning av rømt oppdrettslaks og utsetting av kultivert fisk kan føre til unaturlig stor genetisk utveksling og bryte ned lokal genetisk tilpasning. I senere år har det blitt benyttet molekylærgenetiske metoder for å estimere effektivt antall gytelaks i Vossovassdraget og denne metoden sammen med estimat av innkrysning av rømt oppdrettslaks vil være nyttige verktøy for å overvåke bestandsutviklingen.

I tillegg til å redusere effektene av lakselus og rømt fisk, er det behov for tiltak både i vassdraget og i fjordene som kan øke antallet smolt som forlater vassdraget, og klarer vandringen ut til beiteområdene i havet. Foreliggende kunnskapsstatus gir et godt faglig grunnlag for prioriteringer og gjennomføring av tiltak for å sikre Vossolaksen.



Smolten som vandrer ut fra Vossovassdraget har unormalt lav overlevelse. Rapporten peker på behov for mer effektive tiltak mot lakselus for å lykkes med reetableringsarbeidet. Bilde viser Vossosmolt på utvandring ved utløpet av Evangervatnet. Foto NORCE LFI v/Bjørn Barlaup

Forord

Dette er femte rapport i serien fra Vossoprosjektet som ble igangsatt i år 2000 med Miljødirektoratet som oppdragsgiver. Prosjektet har som målsetting å reetablere laksestammen, og er basert på årlige undersøkelser av laksens ulike livsstadier og miljøforhold i elv og fjord. Kunnskapen som ble opparbeidet i første del av prosjektet ga grunnlaget for «Redningsaksjonen for Vossolaksen 2010-2020» med mål om at en i 2020 skulle nå gytebestandsmålet med naturlig rekruttert fisk. Foreliggende rapport gir en status for redningsaksjonen fram til og med 2021.

Undersøkelsene har i hovedsak vært finansiert av Miljødirektoratet og Statsforvalteren i Vestland. I tillegg har Norges Forskningsråd finansiert delprosjektet «Baselice», og de pågående prosjektene «PACE» og «Lakes», Vestland Fylkeskommune har finansiert «Vosso områdetilnærming», Fiskeridirektoratet har gitt støtte til registrering med kilenøter, og havbruksnæringen har bidratt først ved opprettelsen av Nordhordland Fiskehelsenettverk i 2005 og deretter gjennom Vossolauget i årene 2008-2019, og ved delprosjekt finansiert av Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfond (FHF) og Oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdrettsfisk (OURO). Eviny (tidligere BKK) har bidratt med finansiering for undersøkelser relatert til ulike effekter av vassdragsreguleringen. I tillegg har prosjektet vært avhengig av egeninnsats fra de utførende forskningsinstitusjonene, og det er utført et omfattende dugnadsarbeid fra lokale krefter. Voss Klekkeri har hatt en sentral rolle i prosjektet og har gjennomført alle kultiveringstiltak, både produksjon og utsett av rogn, yngel og smolt, og har i tillegg bidratt med organisering, prøvetaking og feltinnsats.

En rekke institusjoner har opp gjennom årene deltatt i ulike faser av prosjektet; Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Havforskningsinstituttet (HI), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Veterinærinstituttet, Institutt for biologi ved Universitetet i Bergen og Rådgivende biologer. NORCE Klima og Miljø v/LFI har ledet prosjektet. I tillegg har UMB og INAQ utført akustikkstudier av smolt i tilgrensende prosjekt.

Prosjektet er basert på et tett samarbeid og bidrag fra en rekke personer med lokal tilknytning til Vossovassdraget eller fjordene utenfor. Dette har gitt oss tilgang til viktig lokalkunnskap og lokal medvirkning ved slep av molt, drift av smolthjul, smoltruser og kilenøter/sittenøter mm. som har vært helt nødvendig for gjennomføringen av feltarbeidet og etablering av tidsserier.

Vi takker alle for et godt samarbeid!

Bergen, juni 2022

Bjørn T. Barlaup,
NORCE Klima og miljø
LFI (Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske)

Innhold

Sammendrag	3
Forord	5
1 Bakgrunn og hensikt	9
2 Vossolaksen – særtrekk, fangst- og bestandsutvikling	10
2.1 Livssyklus og karaktertrekk hos Vossolaksen	10
2.2 Historiske fangster og bestandsutvikling	11
2.2.1 Fangster i ferskvann.....	11
2.2.2 Fangster fra sitte- og kilenotfiske ved Stamnes	13
2.3 Bestandsutvikling for Vossolaksen i perioden etter fredningen og fram til idag.....	16
2.3.1 Registreringsfiske med sittenot og kilenot i årene 2000-2021.....	16
2.3.2 Fangster av villaks.....	18
2.3.3 Innslag av laks som stammer fra genbanken og standard fangst per innsats i notfiske .	21
2.3.4 Forskningsfiske i Bolstadelva og i Vosso.....	25
2.3.5 Stamfiske	38
2.3.6 Oppnåelse av gytebestandsmålet	40
2.3.7 Antall og innslag av rømt oppdrettslaks i notfiske i fjordene.....	43
2.3.8 Registrering og uttak av rømt regnbueaure i Osterfjordssystemet.....	45
2.4 Referanser	47
3 Genetiske analyser av Vossolaksen	49
3.1 Datamateriale.....	49
3.2 Innkrysning av rømt oppdrettslaks	51
3.2.1 Innkrysning i voksen laks fra Vossovassdraget.....	51
3.2.2 Innkrysning i ungfisk fra Vossovassdraget.....	52
3.3 Genetisk struktur.....	54
3.4 Effektivt antall gytefisk (Neb).....	57
3.5 Referanser	61
4 Undersøkelser av ungfiskbestandene i Vossovassdraget	62
4.1 Materiale og metoder	62
4.1.1 Overvåking av ungfiskbestanden.....	62
4.1.2 Rognplanting som metode for å styrke rekrutteringen.....	64
4.2 Tettheter av ungfisk i Vossovassdraget.....	65
4.3 Tettheter av ungfisk i de ulike vassdragsavsnittene	66
4.3.1 Bolstadelva	66
4.3.2 Vosso.....	67
4.3.3 Teigdalselva	68
4.3.4 Strekningene oppstrøms Vangsvatnet	70
4.3.5 Strekningen oppstrøms Palmafossen.....	72
4.3.6 Strandavassdraget oppstrøms Voss	72
4.4 Samlet vurdering.....	73
4.5 Referanser	74
5 Smoltutgangen i Vossovassdraget 2001-2021	75
5.1 Introduksjon	75
5.2 Metoder	76
5.3 Resultat	82
5.4 Diskusjon	102
5.5 Referanser	106
6 Gyte- og oppvekstforhold og teoretisk smoltproduksjon i Bolstadelva og Vosso	109
6.1 Bakgrunn og hensikt.....	109
6.2 Resultater	110
6.3 Forslag til habitattiltak for å øke fiskeproduksjonen	116

6.4	Referanser	117
7	Gjenfangster av laks fra utsetninger av merket klekkerismolt i årene 2000-2020.....	118
7.1	Bakgrunn og hensikt.....	118
7.2	Materiale og metoder	118
7.2.1	Forsøksgrupper, merking og utsetting av smolt.....	118
7.2.2	Gjenfangster av forsøksfisk	121
7.3	Resultat og diskusjon.....	122
7.3.1	Gjenfangster fra forsøksgrupper merket med snutemerker i årene 2000-2016	122
7.3.2	Gjenfangster fra forsøksgrupper merket med PIT merker i årene 2014-2020.....	124
7.3.3	Sjøalder hos gjenfanget laks	125
7.3.4	Feilvandring av PIT-merket laks slept ut i slepetank eller not.....	126
7.4	Referanser	131
8	Effekter av vassdragsreguleringer på laksebestanden	132
8.1	Vassdragsreguleringer.....	132
8.1.1	Teigdalselva	134
8.1.2	Bolstadelva	137
8.2	Gassovemetning fra Evanger kraftverk	141
8.3	Endringer i strømforhold og effekter på smoltutvandring i Evangervatnet	142
8.4	Andre mulige effekter av reguleringen	142
8.5	Oppgradering av Palmafossen kraftverk.....	145
8.6	Samlet vurdering	147
8.7	Referanser	148
9	Erfaringer med akustisk telemetri i Vossovassdraget	150
9.1	Innledning og historikk fra perioden 2003-2016.....	150
9.2	Materiale og metodar - Telemetrioppsett	153
9.3	Pilotstudie 2019 - Predasjon på laksesmolt i Evangervatnet.....	153
9.4	2020 – Effekten fra Evanger kraftverk på nedvandrende laksesmolt.....	158
9.5	2020 - Migrasjonsmønster hos voksen vill og kultivert laks	167
9.6	Referanser	174
10	Lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen.....	178
10.1	Introduksjon.....	178
10.1.1	Merking og behandling av forsøksgrupper.....	179
10.1.2	Detaljer rundt slipp.....	180
10.1.3	Teoretisk rammeverk.....	182
10.1.4	Analyser av behandlingseffekt over hele tidsserien.....	182
10.1.5	Effekt av behandling over tid.....	184
10.2	Overvåkning av lakselus på sjøørret i utvandningsruten til vossolaksen	185
10.3	Korrelerer lusedata med effekt av lusebehandling og variasjon i sjøoverlevelse av klekkerifisk?	190
10.4	Korrelerer lusedata med gjenfangst?	191
10.5	Konklusjon.....	195
10.6	Referanser	196
11	Forsuring og aluminium som trusselfaktor	198
11.1	Bakgrunn	198
11.2	Forsuring som trusselfaktor i ferskvann	198
11.3	Aluminium som trusselfaktor i brakkvann.....	199
11.4	Effekter av forsuring i ferskvann.....	200
11.4.1	Undersøkelser utført tidlig på 1990-tallet.....	200
11.4.2	Undersøkelser i perioden 1998-2017	201
11.4.3	Overvåking av bunndyr.....	207
11.5	Tungmetalldata fra Elvetilførselsprogrammet.....	208

11.6	Samlet vurdering.....	210
11.7	Aluminium som trusselfaktor i brakkvann.....	210
11.7.1	Eksponeringsforsøk med smolt 1994-2017.....	210
11.7.2	Gjellealuminium.....	213
11.7.3	Aluminium og sjøvannstilpasning.....	215
11.8	Slepeforsøk av smolt og innsig av laks til elvene i de indre fjordområdene.....	215
11.9	Samlet vurdering.....	217
11.10	Referanser.....	219
12	Fiskeoppdrett og fiskesjukdommer i Hordaland	225
12.1	Et historisk perspektiv med særlig fokus på fjordsystemet omkring Osterøy.....	225
12.1.1	1970-årene	225
12.1.2	1980-årene	225
12.1.3	Antibiotika	227
12.1.4	1990-årene og frem til i dag	229
12.1.5	Laksefiskproduksjon i fjordsystemet omkring Osterøy	230
12.2	Referanser.....	232
13	Erfaringer med bruk av videonot for registrering av laks og annen fisk i fjordene	234
13.1	Bakgrunn og hensikt	234
13.2	Metodikk.....	234
13.3	Resultat og diskusjon	237
13.4	Referanser.....	254
14	Vossoprosjektet som en restaurering av Vossolaksens mange verdier	255
14.1	Laksefiske i Vossovassdraget i et historisk perspektiv.....	255
14.2	Vossolaksens mange verdier.....	258
14.3	Referanser.....	260
15	Klekkeridrift og kultivering med døme frå Voss klekkeri	262
15.1	Drifta ved Voss klekkeri.....	262
15.2	Smoltfella i Rognsfossen	270
16	Levende genbank som tiltak for å bevare norske laksestammer.....	274
16.1	Prinsipp og generelle prosedyrer i Levende genbank.....	276
16.2	Administrasjon av genetikk, fisk og rognleveranser	276
16.3	Kontroll av opphavsfisk.....	278
16.4	Genbankanlegg	279
16.5	Vossolaksen i levende genbank	281
16.6	Referanser.....	284

1 Bakgrunn og hensikt

Laksebestanden i Vossovassdraget ble kraftig redusert på slutten av 1980-tallet og tok seg ikke opp på tross av fredning av fisket i elv og fjord fra og med 1992. Et tverrfaglig FoU prosjekt, kalt Vossoprosjektet, ble igangsatt i 2000 for å sammenstille og oppdatere informasjon om bestandssituasjonen, trusselfaktorer og tiltak. Undersøkelsene utover 2000-tallet viste en kritisk bestandssituasjon med svært lav forekomst av villaks og høyt innslag av rømt oppdrettslaks. På denne bakgrunn tok miljøforvaltningen i 2010 initiativ til å oppskalere tilbakeføringen av genmateriale fra den nasjonale genbanken og prosjektet gikk inn i en ny fase med etableringen av «Redningsaksjonen for Vossolaksen» i perioden 2010-2020.

Levende materiale fra den nasjonale genbanken er overført som rogn til Voss klekkeri som har produsert materialet til utplanting av øyerogn, utsetting av ensomrig yngel, og utsetting av ettårig smolt som i hovedsak er slept ut fjordene før den slippes. Denne kultiveringsinnsatsen har hatt som mål å bygge opp gytebestanden. I tillegg har merket klekkerismolt vært benyttet i ulike forsøk for å evaluere smoltens overlevelse og vandringsatferd. Smoltproduksjonen ved Voss klekkeri har pågått siden år 2000, rognplantingen siden 2004 og det er satt ut yngel siden 1990. Siden år 2000 har utviklingen i bestanden vært fulgt årlig med fokus på forekomst av ungfisk, tidspunkt for smoltutvandring og tilbakevandring av laks.

Samtidig er det i løpet av de to siste tiårene gjennomført undersøkelser av ulike trusselfaktorer i vassdraget (rømt oppdrettslaks, ulike effekter av vassdragsregulering, vannkjemiske forhold og forringelse av habitat) og i smoltens utvandringsrute (aluminium i brakkvannsområdene og lakselus fra oppdrettsanlegg). Som følge av disse undersøkelsene er det iverksatt konkrete tiltak for å redusere effektene av truslene. Imidlertid er det vanskelig å evaluere effektene disse tiltakene har hatt på bestandssituasjonen og tiltakene er begrunnet utfra tanken om beste praksis. De siste tiårene har det vært en negativ utvikling for villaksbestandene generelt. Dette tyder på ugunstig utvikling for vekst og overlevelse i beiteområdet i havet, dvs. storskala negative endringer i havet som motvirker reetableringsarbeidet.

Målsettingen for arbeidet med Vossolaksen er å reetablere en naturlig selvreproduserende laksestamme som klarer seg i naturen uten kultiveringstiltak, dvs. at en når gytebestandsmålet med naturlig rekruttert fisk og at en på sikt får etablert en høstbar bestand.

Etter en periode på 20 år med utsettinger av smolt fra Voss klekkeri ble smoltproduksjonen avsluttet med det siste slepet av smolt i 2020. Undersøkelsene fram til 2021 viser at Vossolaksen ikke er reetablert som en naturlig bestand og det er først de kommende årene en får svaret på hvilken vei utviklingen vil gå. Vossolaksen vil fortsatt bli tatt vare på i den nasjonale genbanken og ved behov vil tilbakeføring av genbankmaterialet til vassdraget bli gjenopptatt.

Foreliggende rapport gir status for redningsaksjonen per 2021 med vekt på bestandsutvikling, effekten av kultiveringstiltakene, og en vurdering av de ulike trusselfaktorene og iverksatte tiltak. Rapporten følger samme mal som tidligere hvor en del bakgrunnsstoff fra tidligere rapporter er tatt med og hvor tidsseriene og vurderingene er oppdatert. I tillegg inneholder rapporten kapitler med nye tema som har relevans for redningsaksjonen bl.a. med henvisning til undersøkelser beskrevet i fagrapporter, vitenskapelige publikasjoner eller masteroppgaver utgitt i løpet av de siste årene. Samlet er målet med rapporten å gi et oppdatert faaglig grunnlag for prioriteringer og gjennomføring av tiltak i tiden fremover.

2 Vossolaksen – særtrekk, fangst- og bestandsutvikling

Av Bjørn T. Barlaup, Eirik Straume Normann, Tore Wiers og Helge Skoglund
NORCE Klima og Miljø, LFI

2.1 Livssyklus og karaktertrekk hos Vossolaksen

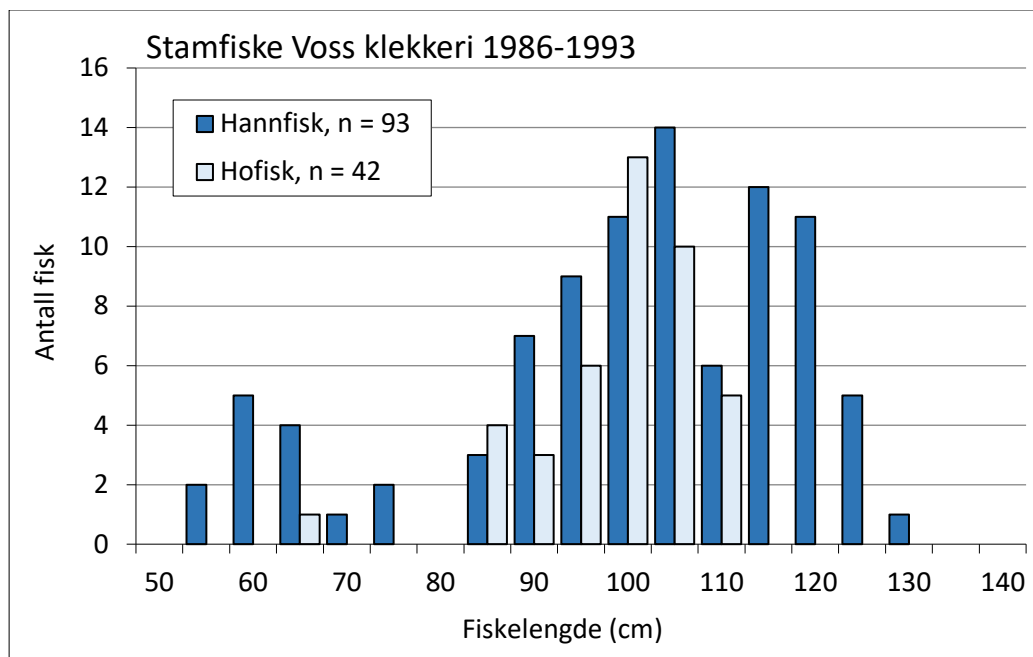
Laksens evne til å finne tilbake til elva den ble født i gjør at laksebestander i ulike vassdrag i stor grad er reproduktivt isolert fra hverandre, noe som er grunnlaget for utviklingen av ulike laksestammer. Med unntak av enkelte feilvandrere, er det med andre ord lite utveksling av genetisk materiale mellom bestander. Over mange generasjoner har derfor hver laksebestand kunnet tilpasse seg de rådende forholdene i det enkelte vassdrag ved at de individene med de gunstigste egenskapene etterlater seg flest avkom (naturlig seleksjon). En rekke grunnleggende egenskaper som gyttidspunkt, vekst, atferd, sykdomsresistens, tidspunkt for smoltutgang, og alder ved kjønnsmodning kan derfor innenfor hver bestand ha blitt tilpasset de lokale forholdene (Taylor 1991; Garcia de Leaniz m.fl. 2007).

Det fremste kjennetegnet ved laksestammen i Vossovassdraget er at en uvanlig stor andel av bestanden har et sjøopphold over flere år og at den er spesielt storvokst (**Figur 1**). Dette illustreres klart ved at gjennomsnittsvekten på laks rapportert fra fangstene i Bolstadelva for perioden 1965-1991 var på hele 10,9 kg, og tilsvarende 9,8 kg for laks fisket i sjøen og omsatt av Stamnes Handelslag (Barlaup 2008). Den største fisken som visstnok er tatt i vassdraget veide 35 kg og ble tatt på garn. Den største laksen tatt på sjøfiske ble tatt i kilenot ved Vaksdal og veide hele 36 kg. Ellers er det notert fisk på 34 og 32 kg og en rekke fisk mellom 25 og 30 kg (Tveit 2002). Til tross for at det muligens har vært fisket mer selektivt på storlaks og at andelen av smålaks kan være underrapportert, er det liten tvil om at gjennomsnittlig størrelse på Vossolaks står i en særklasse når det gjelder atlantisk laks, selv på verdensbasis. I Bolstadelva ble det sagt å være like vanlig å få laks over 20 kg som å få smålaks (tert) (Karl Magne Bolstad pers. medd.).

Den karakteristiske størrelsen til Vossolaksen er høyst sannsynlig et resultat av at stor fisk over generasjoner har blitt favorisert gjennom naturlig seleksjon i vassdraget. Dette betyr at Vossolaksens størrelse er genetisk forankret. Hvilke fysiske eller biologiske faktorer som gjør denne strategien mer fordelaktig i Vossovassdraget i forhold til mange andre større elver er ikke kjent, men både den relativt store vannføringen og den lange fjordvandringen kan gjøre det fordelaktig å være stor.

Med sitt lange sjøopphold og store individstørrelse representerer Vossolaksen et ytterpunkt i mangfoldet en finner blant stammer av atlantisk laks. Det store Vossovassdraget gjør også at Vossolaksen har potensiale for en relativt stor bestandsstørrelse. Norge er en av de få nasjonene på verdensbasis som fortsatt har mange tallrike laksebestander og har dermed et internasjonalt ansvar for å bevare villaksen. Dette gjelder spesielt storlaksstammer, der Norge har det klart største antallet gjenlevende bestander (Størkensen 1992). Da Villaksutvalget la fram sin utredning, ble det lagt vekt på viktigheten av både å bevare den atlantiske laksen som art, men også å bevare de enkelte bestandene med sine særtrekk (NOU 1999). I denne sammenheng bør Vossolaksen med sine helt spesielle egenskaper stå i en særstilling.

Stortinget vedtok i mai 2007 å innlemme Vossovassdraget som nasjonalt laksevassdrag og fjordene ved Osterøy (Molviki - Tysso og Skreaneset - Olsnesnipa) som nasjonal laksefjord. Hensikten med nasjonale laksevassdrag og laksefjorder er å gi laksebestandene i Norge særlig beskyttelse mot skadelige inngrep og aktiviteter i vassdragene og i de nærliggende fjord og kystområder (Stortingsproposisjon nr. 32. 2006, Energi- og miljøkomiteen. 2007).



Figur 1. Lengdefordeling for hann- og hunnfisk blant et utvalg av villaks fanget under stamfiske i regi av Voss klekkeri i perioden 1986-1993. Lengdefordelingen viser at de største og minste individene i hovedsak er hanner, mens hunnfisken ofte er noe mindre enn de største hannene.

2.2 Historiske fangster og bestandsutvikling

Det er et velkjent fenomen at størrelsen på laksebestander kan variere kraftig mellom år. Årsakene til variasjonen kan være både naturlige og menneskeskapte. Hos atlantisk laks er det som regel en god sammenheng mellom antall smolt som går ut og antall laks som kommer tilbake. Variasjon i smoltproduksjonen som følge av varierende forhold i vassdraget vil derfor bidra til svingninger i gytebestanden. Tetthetsavhengig dødelighet i ferskvannshabitatet setter den øvre grensen for smoltproduksjonen. I havet vil ikke tetthetsavhengig dødelighet være begrensende, men andre forhold vil her kunne påvirke overlevelse og føre til store svingninger i gytebestanden. En viktig faktor i denne sammenheng synes å være havtemperaturen på oppvekstområdene, siden gunstige havtemperaturer har vist seg å gi sterke årsklasser av tilbakevandret laks (Friedland m.fl. 1998) og også påvirke sjøveksten (Jensen m.fl. 2011; Vollset m.fl. 2022). I tillegg vil en lang rekke andre naturlige (f.eks. predasjon og parasitter) og menneskeskapte (forurensing og fiske) faktorer kunne påvirke bestandsutviklingen. For å kunne vurdere svingningene på bestandsnivå og eventuelt avdekke om bestanden er unormalt lav, er det nødvendig med lange tidsserier som gjenspeiler årlige variasjoner i størrelsen på gytebestanden.

Fangststatistikk, basert på innrapporterte fangster fra laksefiske i vassdraget, er for de fleste vassdrag det eneste grunnlaget en har for å vurdere endringer på bestandsnivå. En god fangststatistikk er derfor et svært viktig redskap for å overvåke bestandene. Imidlertid er det klare begrensinger ved å bruke fangststatistikk til dette formålet. Variasjon i fangstinnsetts og innrapportering vil føre til mellomårsvariasjon i fangstene som ikke gjenspeiler endringer på bestandsnivå. Disse feilkildene gjør seg gjeldene for de fleste fangststatistikker, også for statistikkene angående fiske av Vossolaks.

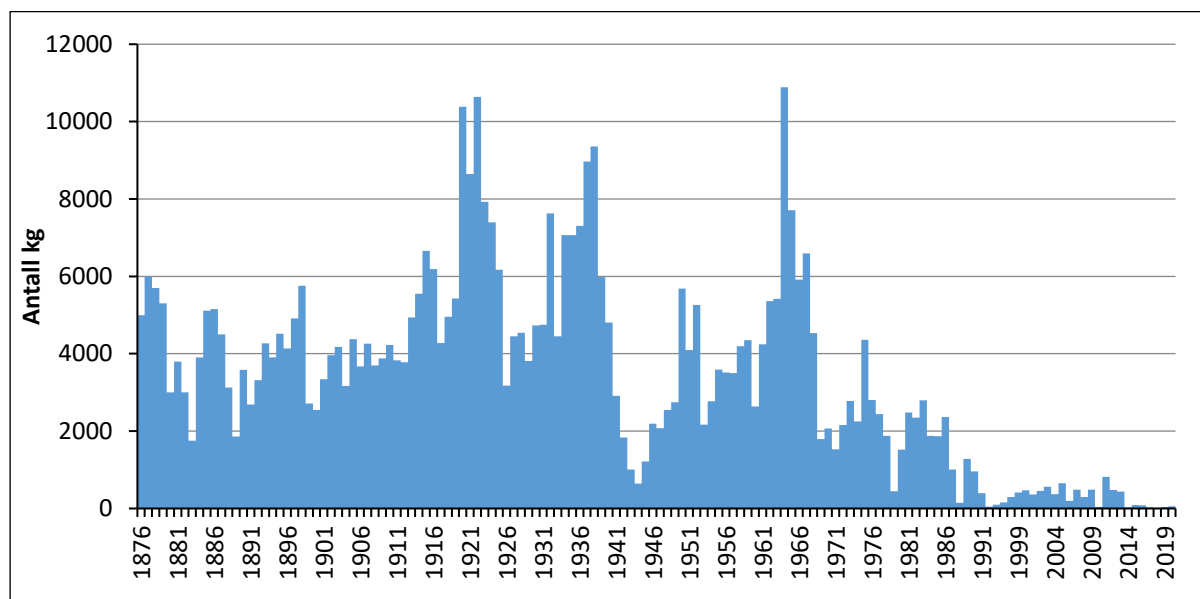
2.2.1 Fangster i ferskvann

Den offisielle fangststatistikken for fangst av laks i Vossovassdraget, perioden 1876-2016, er gitt i **Figur 2** og viser at fangstene varierer en god del over hele perioden på 140 år. Den gjennomsnittlige årlige

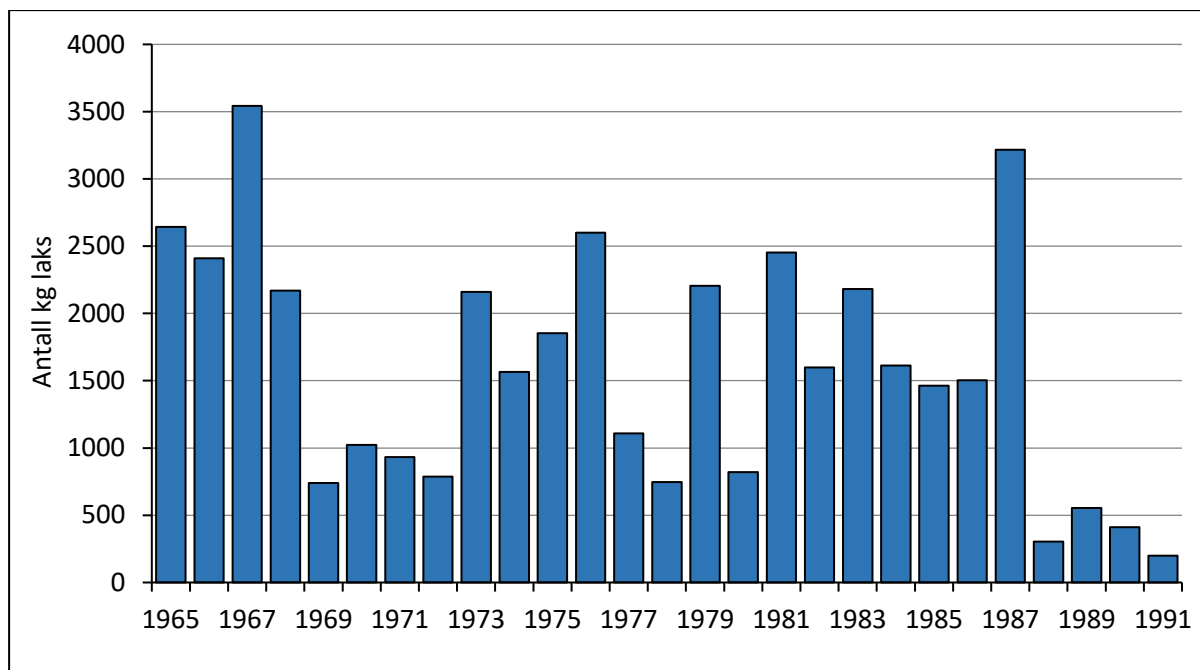
fangsten for perioden er på 3422 kg (sd=2472). Den høyeste innrapporterte fangsten er på 10 887 kg, tatt i 1964. Statistikken må anses som et minimumstall for fangstene grunnet en generell lav innrapportering fra deler av fisket. Dette gjelder særlig fangstene tatt med kjerr, not og garn som trolig i liten grad er blitt innrapportert. Fra slutten av 1960-tallet gir fangststatistikken et inntrykk av at utviklingen går gradvis nedover fram til slutten av 1980-tallet, hvor fangstene når et historisk bunnivå. Feilkilder i form av variabel fangstsinnsats og innrapportering gjør det imidlertid høyst usikkert om den generelle nedgangen i fangstene fra slutten av 1960-tallet gjenspeiler en reell nedgang i bestandsstørrelsen i samme tidsperiode.

Bolstadelva Grunneigarlag har holdt en detaljert og tilnærmet fullstendig fangstjournal for laks tatt ved sportsfiske i vassdragsavsnittet i perioden 1965-1991. Denne statistikken har en langt lavere feilmargen med tanke på fangstsinnsats og innrapportering enn den offisielle fangststatistikken. Siden dette er den nederste delen av vassdraget, passerer all laks Bolstadelva på vei videre opp i vassdraget. Fangstene herfra kan derfor brukes som et relativt mål på hvor mye laks som gikk opp i vassdraget årlig.

Den gjennomsnittlige fangsten i Bolstadelva i perioden 1965-1991 var på 1586 kg (sd=886) (**Figur 3**). De to årene som skiller seg ut ved å ha de høyeste fangstene er 1967 og 1987, da fangstene var hhv. 3543 og 3217 kg. Selv om fangstene varierte en del mellom år, tyder ikke fangstutviklingen i Bolstadelva på en gradvis nedgang fra midten av 1960-tallet og frem til 1987, slik offisiell fangststatistikk gir inntrykk av (**Figur 2**). Fra 1987 til 1988 var det derimot en dramatisk nedgang fra den nest høyeste til den laveste fangsten så langt i perioden. Fangstene i de påfølgende årene frem til fredning i 1992 var alle dårligere enn noen av de foregående årene. Et slikt fall i fangstutviklingen gir en klar indikasjon på at bestandsnedgangen på slutten av 1980-tallet var svært brå. Dette illustreres ved at de gjennomsnittlige fangstene i årene 1965-1987 var 1797 kg (sd=785) mens tilsvarende gjennomsnitt for årene 1988-1991 var 368 kg (sd=131). Denne dramatiske nedgangen kan karakteriseres som et bestandssammenbrudd, og tyder på en dramatisk økt dødelighet på et eller flere av laksens livsstadier. Gitt at nedgangen fant sted i 1988, og at mye av laksen oppholder seg tre år i sjøen, tyder dette på en unormalt dårlig smoltproduksjon eller unormalt høy dødelighet for smoltårgangene som gikk ut fra og med 1985.



Figur 2. Offisiell fangststatistikk for anadrome laksefisk i Vossovassdraget 1876-2020 (kilde: Statistisk sentralbyrå). Både laks og sjøaure kan inngå i rapporteringsgrunnlaget, men fangstene består hovedsaklig av laks. Etter fredningen i 1992 har det bare vært sportsfiske etter sjøaure og oppdrettslaks.



Figur 3. Fangst av laks i Bolstadelva i perioden 1965-1991 (data fra Bolstad Grunneierlag v/Karl Magne Bolstad).

2.2.2 Fangster fra sitte- og kilenotfiske ved Stamnes

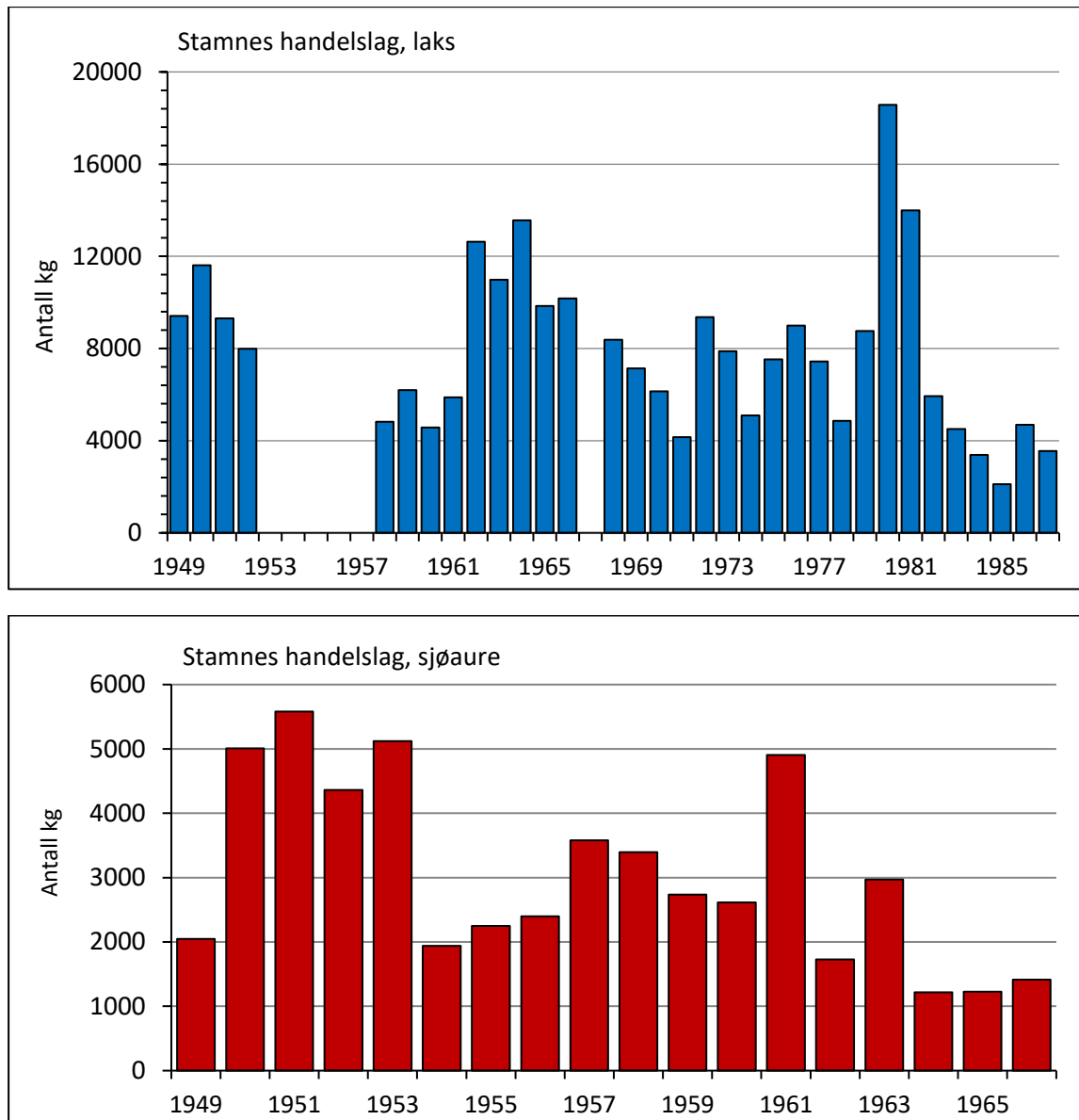
I tillegg til fisket i Vossovassdraget ble det også drevet et omfattende sjøfiske etter Vossolaks i fjordene rundt Osterøy. Fangstene fra dette sjøfisket ble omsatt gjennom en rekke oppkjøpere og det har ikke latt seg gjøre å få en samlet oversikt over dette fangstvolumet. En del av fangsten ble omsatt av Stamnes Handelslag som årlig kjøpte laks fra sittenøter og kilenøter fra slutten av 1940-tallet og fram til 1991. I forbindelse med denne sammenstillingen har vi fått tilgang til handelslagets bokføring av omsetningen av laks for perioden 1949-1987. Materialet fra perioden 1964-1987 er systematisert og bearbeidet av Halstein O. Leiren, mens materialet i perioden tilbake til 1949 er bearbeidet av LFI.

Stamnes Handelslag kjøpte laks fra fiskere i området ved Straume, Stamnes, indre Osterfjorden og Sørfjorden. Antall nøter og hvilke nøter som inngikk i omsetningen varierte fra år til år. Fangsttinsatsen og fangsteffektiviteten som ligger til grunn for omsetningen det enkelte år varierer derfor mye, og endringer i den årlige omsetningen er derfor ikke et egnet mål på bestandsutviklingen.

På den annen side gir omsetningen et svært viktig mål på hvor mye laks som ble tatt ved sjøfiske. I denne sammenheng er det viktig å være klar over at Stamnes Handelslag bare utgjorde en av mange oppkjøpere. Selv om handelslaget kanskje var den største oppkjøperen, er det klart at omsetningen herfra bare representerte en begrenset del av det totale sjøfisket etter Vossolaks i områdene rundt Osterfjorden.

Omsetningen fra Stamnes Handelslag er gitt i **Figur 4** og viser at laksefangstene fra sjøfisket har vært betydelig høyere enn fangstene innrapportert fra Vossovassdraget. Handelslaget omsatte i gjennomsnitt 7,9 tonn laks ($sd=3,6$) i perioden 1949-1987. Den største omsetningen i et enkelt år stammer fra 1980 og var på hele 18,6 tonn. Den gjennomsnittlige vekten på laksen omsatt i perioden 1949-1987 var på 9,8 kg ($sd=0,8$), og viser med all tydelighet hvor spesielt storvokst Vossolaksen er. I tillegg til laks omsatte handelslaget i perioden 1949-1966 i gjennomsnitt 3,0 ($sd=1,4$) tonn sjøaure, med en gjennomsnittsstørrelse på 1,4 kg ($sd=0,1$). Sammenstilles fangstene gitt i den offisielle fangststatistikken fra vassdraget og fangstene fra sjøfiske omsatt gjennom Stamnes Handelslag, får en et mest mulig realistisk mål på hvor mye Vossolaks som er høstet årlig i perioden 1949-1987. I disse

årene ble det fra Vossovassdraget rapportert inn en årlig gjennomsnittlig fangst på 3486 kg (sd=2026). Tilsvarende gjennomsnittsfangst fra sjøfiske omsatt gjennom Stamnes Handelslag var 7861 kg (sd=3568) for de årene det finnes data. Fangstene av laks fra sitte- og kilenotfiske i fjordområdene like utenfor vassdraget var således mer en dobbelt så høye som fangstene rapportert inn fra sportsfiske i vassdraget. Sammenstilles fangstene fra elve- og sjøfiske i perioden 1949-1987, gir dette en årlig gjennomsnittlig fangst på 11310 kg (sd=4843) (**Figur 5**). Årene med de høyeste fangstene er 1964 og 1980, da det totalt ble tatt hhv. 24 453 og 20 090 kg laks. Med en gjennomsnittlig fiskevekt på om lag 10 kg, slik det ble rapportert både fra fangstene i Bolstadelva og fra sjøfiske, vil en årlig fangst på om lag 11 tonn utgjøre om lag 1100 laks. I toppårene 1964 og 1980 tilsier fangstkvantumet at det tilsvarende ble tatt om lag hhv. 2500 og 2000 laks.

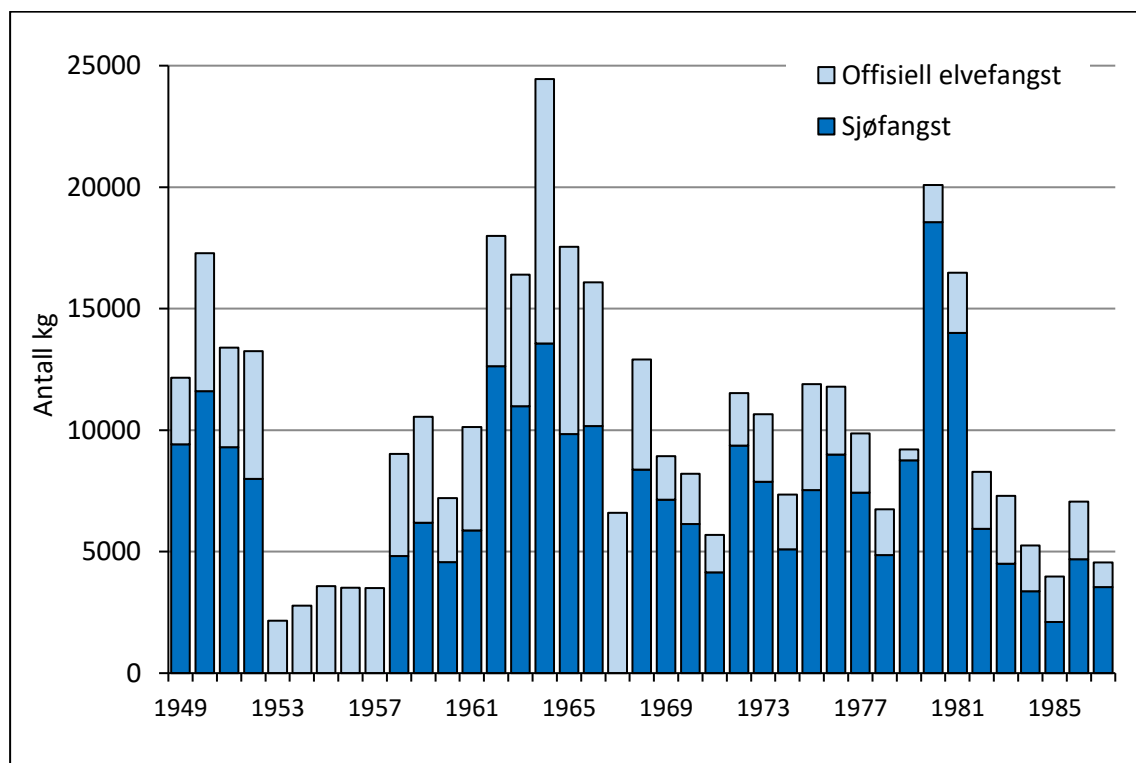


Figur 4. Oversikt over antall kg laks for perioden 1949-1987 og sjøaure for perioden 1949-1966 omsatt av Stamnes Handelslag. Data fra handelslaget er bearbeidet av Hallstein O. Leiren og LFI. For årene 1953-1957 og 1967 mangler det data for laksen.

Fangstene fra sportsfiske i ferskvann og sjøfiske i perioden 1949 til 1987 viser at Vossovassdraget kan opprettholde en gjennomsnittlig årlig fangst på om lag 11 tonn over tid. I denne perioden er det riktignok relativt store mellomårsvariasjoner i fangstmengde (fra om lag 5 til 25 tonn), men det synes

ikke som år med høye fangster representerer en overbeskatning som fører til dramatisk lavere fangster i etterfølgende år. Den relativt store mellomårsvariasjonen i statistikkene skyldes trolig naturlig variasjon i forhold som kan påvirke størrelsen på smoltutgangen og sjøoverlevelsen, og ikke minst variasjon i fangstinnnsatsen og fangstinnrapporteringen som ligger til grunn for statistikkene.

I perioden 1949-1987 er det god grunn til å tro at de årlige fangstene av Vossolaks var betydelig høyere enn de om lag 11 tonn som ble rapportert i de to statistikkene som her er benyttet. Årsaken til dette er som tidligere nevnt en betydelig underrapportering av fangstene i ferskvann og at fangstene av Vossolaks tatt i sjøfiske rundt Osterfjorden også ble omsatt av andre oppkjøpere enn Stamnes Handelslag. I tillegg ble Vossolaksen beskattet ved fiske på blandete bestander som foregikk med drivgarn i havet og med landfaste redskaper ute ved kysten og ytre fjordområder. Når disse forholdene tas i betraktning synes derfor et totalt uttak på 11 tonn årlig å være et klart underestimat på hvor mye Vossolaks som totalt ble høstet i denne perioden.



Figur 5. Sammenstilling av fangster fra fjordene i Stamnesområdet og fangster fra vassdraget. Tallgrunnlaget for figuren er den offisielle fangststatistikken for Vossovassdraget og kvantum av laks omsatt av Stamnes Handelslag. For årene 1953-57 og 1967 finnes det ikke data fra sjøfangst.

De samlede statistikkene som her er presentert gir også et grunnlag for å anslå det økonomiske potensiale dersom laksebestanden i Vossovassdraget tar seg opp. I 1995 ble de lokale ringvirkningene av den årlige fangsten på om lag 5 tonn laks og sjøaure i Lærdalselva beregnet til om lag 11 millioner kroner. Senere er det beregnet at tap av laksefiske som følge av lakseparasitten *G. salaris* fører til et årlig tap for Lærdal kommune på om lag 10 millioner kroner (NOU 1999). Disse overslagene innebærer en omsetning på om lag kr. 2000 pr. kilo laks, og kan trolig også overføres til Vossovassdraget. Denne prissettingen, sammen med fangststatistikken og etterfølgende prisstigning, gjør det rimelig å anta at et fiske på en normal bestand av Vossolaks vil representere en årlig omsetning på minst 10 millioner kroner, og det er senere gjort beregninger som tilsier at lokalsamfunnet på Voss årlig taper 20-30 millioner på at Vossolaksen er borte.

2.3 Bestandsutvikling for Vossolaksen i perioden etter fredningen og fram til idag

Etter den dramatiske nedgangen i laksefangstene på slutten av 1980-tallet ble Vossolaksen fredet fra og med 1992. Da opphørte både sjøfiske og fiske av villaks i vassdraget. All innrapportert fangst i de etterfølgende årene stammer fra sportsfiske etter sjøaure og oppdrettslaks. Denne fangststatistikken kan ikke brukes som et mål på utviklingen i gytebestanden etter fredningen. For å følge bestandsutviklingen ble det derfor fra år 2000 iverksatt et årlig registreringsfiske med sitte- og kilenøter. I tillegg foreligger det en lang tidsserie for årlige fangster fra stamfiske utført av Voss klekkeri tilbake til 1990 og også data fra registreringsfiske utført i vassdraget i perioden 2013-2021.

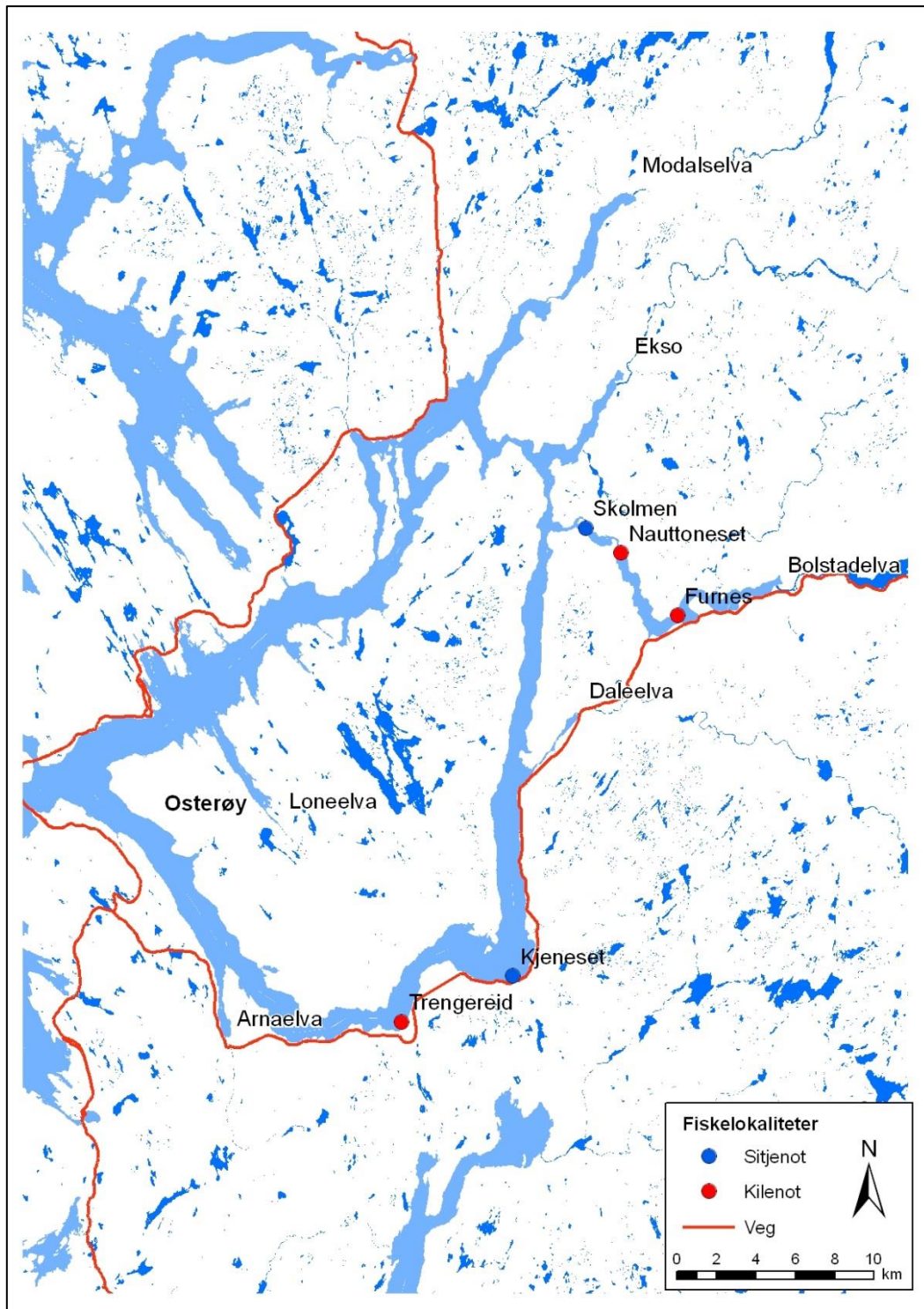
2.3.1 Registreringsfiske med sittenot og kilenot i årene 2000-2021

Registreringsfiske med nøter har hatt følgende målsettinger:

- Gi et relativt mål på størrelsen og sammensetningen av gytebestanden av laks som går opp i Vossovassdraget
- Identifisere innslaget av laks som stammer fra kultiveringstiltak og gjenfange merket laks som inngår i forsøk
- Ta ut rømt oppdrettslaks eller rømt regnbueaure fra gytebestanden
- Ta ut pukkellaks som er en fremmed, uønsket art

Registreringsfiske med nøter er utført i fjorden nær utløpet av Vossovassdraget (dvs. på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden) og ved Trengereid i Sørfjorden (**Figur 6**). Kilenot fisker passivt og virker som en ruse ved at fisken kommer inn i et fangstkammer som den ikke finner veien ut av. Sittenoten har en noe mer aktiv karakter, da den må overvåkes kontinuerlig og fisken stenges inne manuelt. Ingen av redskapene er beregnet for masking av fisken, men for levende fangst. Behandlingen av fisken ble gjort på en så skånsom måte som mulig, og lengdemålinger og skjellprøver ble tatt mens laksen ble holdt i en laksebag eller oppbevart i en stamp/tønne i båten. En fordel med notfangst er at laksen generelt fanges på en skånsom måte slik at den kan settes ut igjen uskadet. Det vurderes fortløpende tiltak for å gjøre fangsten så skånsom som mulig. Det er bl.a. satt inn not med finere maskevidde i det innerste fangstkammeret for å redusere skader, og hyppigheten av tilsyn oppjusteres i perioder med mye fisk.

Ved kile- og sittenøtene var det satt ut oppbevaringsmerder for midlertidig oppbevaring av fisk. Skjellprøver ble tatt med en gang fisken var fanget og plassert i laksebag. Den ble deretter merket med Floy-merke (fra og med sesongen 2013) og sluppet fri. Et annet alternativ var at laksen midlertidig ble oppbevart før prøvetaking i merd ved kilenøtene, mens den ved sittenøtene i hovedsak ble samlet opp i merden for analyse og prøvetaking ved ukeslutt (fredag). Skjellanalysene av fisk med fettfinne ble utført før fisken ble sortert for å skille mellom villaks og rømt oppdrettslaks og for genetiske analyser av bestanden. Villaks og fettfinneklippet laks ble sluppet ut, mens oppdrettslaksen ble avlivet. Snutemerket (CWT) fettfinneklippet laks som stammer fra forsøk ble avlivet for lesing av merket. I første del av prosjektet ble en del av den merkede laksen også benyttet til stamfisk, dvs. fram til sesongen 2012. Når det var fanget inn nok laks til å fylle behovet for stamfisk, ble overskytende snutemerkete laks avlivet for dissekering og lesing av snutemerket. Etter endt sesong ble all fettfinneklippet laks fra de indre fjordområdene (Bolstadfjorden) skjellanalysert for å skille laks som stammet fra hhv. ensomrig settefisk satt i vassdraget og settesmolt som stammet fra merdanlegget i Evanger eller fra Voss klekkeri.

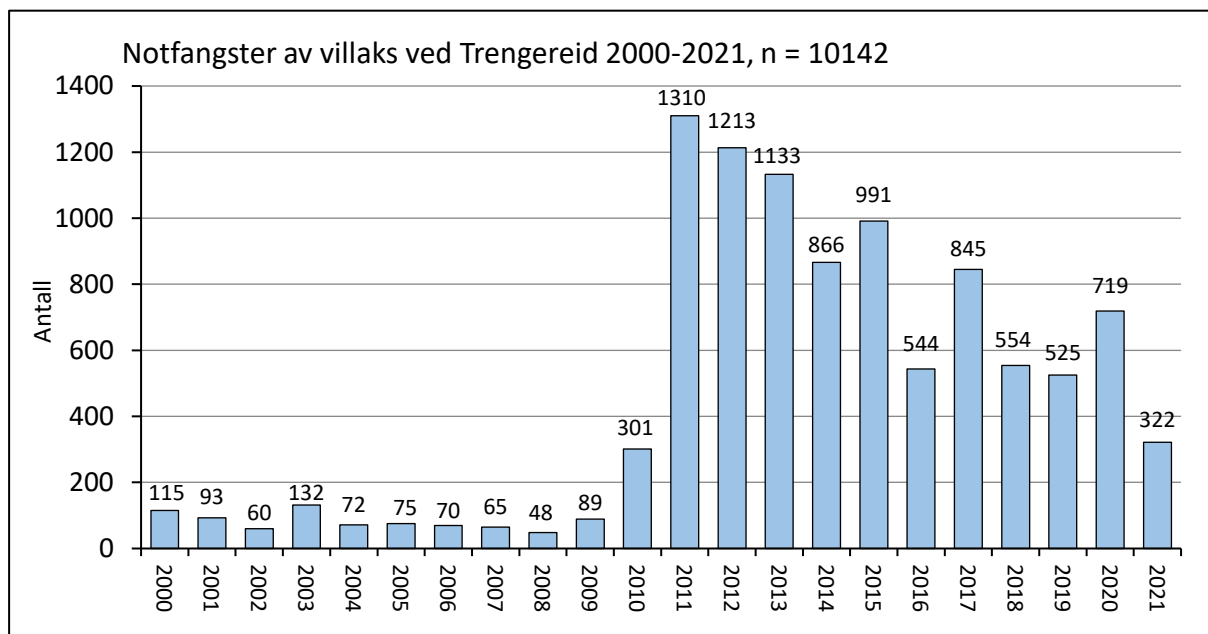


Figur 6. Lokalisering av stasjonene for kilenøter og sittenøter som har vært benyttet i løpet av perioden 2000 til 2021.

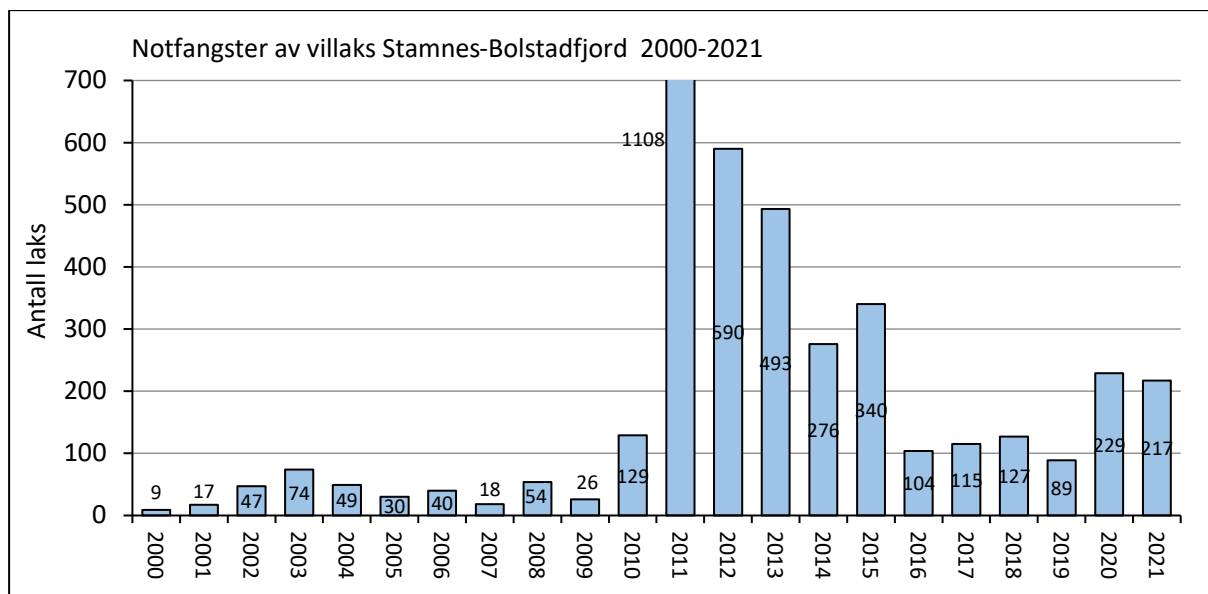
2.3.2 Fangster av villaks

Fangstene ved registreringsfiske gjenspeiler større endringer i innsig av laks mellom år. Men varierende fangstforhold og noe ulik fangsttinningsgjør ikke metoden egnet til å fange opp mindre endringer mellom år. For å få et best mulig mål på fangstutviklingen er det derfor etablert en fangst per innsats (CPUE-catch per unit effort) for kilenota på Nautoneset som blir omtalt senere i kapittelet. Fra nøtene ved hhv. Trengereid og på strekningen Stamnes-Bolstad vises imidlertid en markert økning fra og med 2011 da det i hovedsak ble tatt tosjøvinterlaks (mellomlaks) som stammet fra slepene i 2009 (**Figur 7** og **Figur 8**). Dette skyldtes effekten av økt antall smolt slept ut, i kombinasjon med en uvanlig god sjøoverlevelse for smolten som ble slept ut i 2009. Dette sammenfaller med resultat som viser god sjøoverlevelse for denne smoltårgangen på hele Vestlandet (Skoglund m.fl. 2016; Anon. 2017). Året 2009 var også første året med oppskalerte smoltslep, da det ble slept ut 60000 smolt fra merdanlegget i Evangervatnet. Smoltårgangen i 2009 har senere vist seg å gi den beste gjenfangsten til tross for at økte mengder smolt ble slept ut i femårsperioden 2009-2013, da det ble slept ut hhv. 60000, 75 000, 140000, 86000, 85000 smolt.

Generelt synes det å være god samvariasjon mellom fangstene i de ulike nøtene. Dette er spesielt tydelig fra 2011 og de etterfølgende årene da det har vært et markert høyere innsig enn i de foregående år. Dette illustreres ved at det i årene 2000 til 2010 i nøtene på strekningen fra Stamnes til Bolstad i gjennomsnitt ble fanget 44 villaks per år, mens det på de samme nøtene i perioden 2011-2016 ble fanget i gjennomsnitt 493 villaks (både merket og umerket) per år (**Figur 8**). Resultatene fra 2017 viser et betydelig oppsving i fangstene ved Trengereid uten at dette sees igjen i notfangstene på strekningen Bolstad-Stamnes. Årsaken til dette er ikke kjent, men kan skyldes ulik fangbarhet gjennom sesongen eller at andre elver i Osterfjordssystemet viser et oppsving i 2017.



Figur 7. Fangster av villaks i kilenotfiske ved Trengereid som her omfatter både merket laks (kultivert bakgrunn) og umerket laks. Økningen fra 2011 skyldes i stor grad det økte antallet smolt slept ut i femårsperioden 2009-2013. Data fra sesongen 2020 og 2021 er basert på bruk av videonot hvor fisken blir registrert idet den svømmer fritt ut av kilenota. Se Figur 6 for lokalisering av notplassene.



Figur 8. Fangster av villaks i kilenotfiske på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden i årene 2000-2021. Fangstene omfatter både merket laks (kultivert bakgrunn) og umerket laks. Økningen fra 2011 og utover skyldes i stor grad det økte antallet kultivert smolt slept ut i femårsperioden 2009-2013. For lokalisering av notplassene se figur 6. I tillegg til notfiske inkluderer materialet et fåtall laks tatt i storruser på samme strekningen.

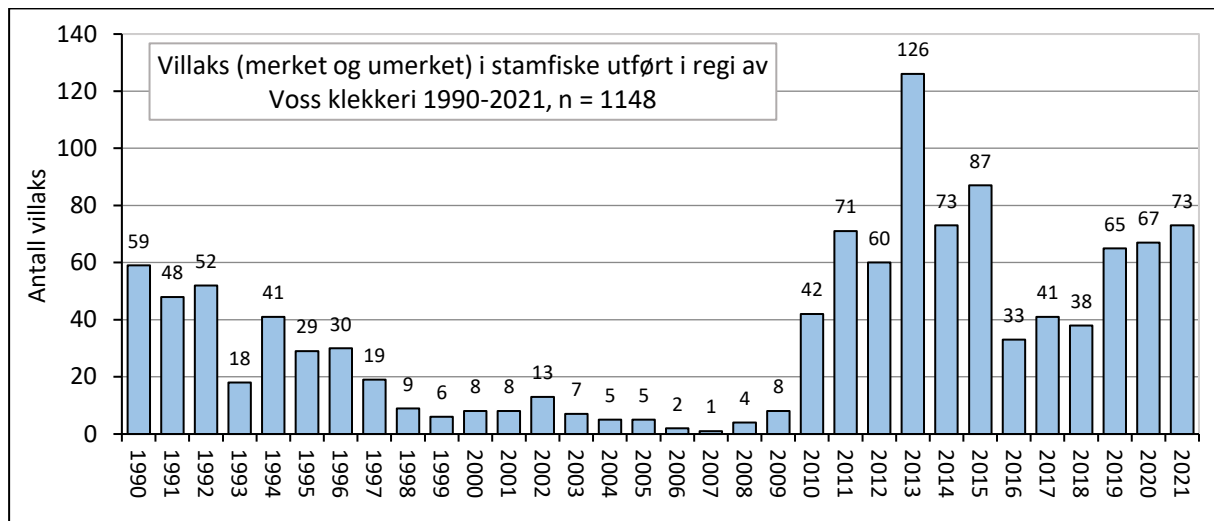
I hele perioden er det generelt slik at det relativt sett registreres høyest antall laks på Trengereid. Dette gjenspeiler trolig en høy fangbarhet for kilenotstasjonen ved Trengereid og at en her fisker på flere bestander i forhold til på strekningen Stamnes-Bolstad hvor en i all hovedsak fisker på laks som er på vei opp i Vossovasdraget. Det er også antatt at fangbarheten generelt er høyere lengre ute i fjordsystemet da den generelle oppfatning er at når laksen begynner å vandre opp Bolstadstraumen går den dypere i vannsøylen og slik lettere kan vandre på undersiden av fangstredskapene. For årene 2011-2015 viser fangstene en større nedgang for nøtene ved Stamnes-Bolstadfjorden sammenliknet med Trengereid. Noe av årsaken til denne forskjellen skyldtes at de store fangstene på Trengereid i sesongen 2011 førte til at nøtene i perioder måtte stenges fordi fangstene ble for store til at de kunne håndteres på en forsvarlig måte. Om dette ikke hadde vært tilfelle ville en trolig sett en klarere avtagende trend fra 2011 til de etterfølgende årene ved Trengereid og utviklingen i fangstforløpet mellom de ytre og indre nøtene ville vært mer like.

Nivået på fangstene i registreringsfiske sier også litt om hvordan bestandssituasjonen har vært på 2000-tallet i forhold til før sammenbruddet i bestanden. I sittenota på Skolmen ved Stamnes ble det tatt over 200 laks i enkelte sesonger og med en fangst på 88 laks i snitt i perioden 1952-1991. På denne tiden konkurrerte sittenota på Skolmen med en rekke sitte- og kilenøter i fjordområdene utenfor. Basert på de innmeldte fangstene fra årene 1949-1987 (jmf.

Figur 5), da det i gjennomsnitt ble innrapportert 7,9 tonn per år, representerer dette anslagsvis 790 laks per år i det samlede kilenotfiske som pågikk i de indre fjordene som fører inn til Vossovasdraget.

For å få et mål på bestandsutviklingen har vi foruten fangstene ved notfiske brukt resultater fra stamfiske etter laks i regi av Voss klekkeri. Ved stamfiske er det benyttet både stangfiske og garn (**Figur 9**). I 1993 ble antall villaks tatt til stamfisk mer enn halvert i forhold til året før, selv om fangstinnsatsen nær ble doblet (Henden 1997). Det ble ikke ført oversikt over fangstinnsatsen ved stamfiske i årene før 1992, men nedgangen i 1993 ble helt klart oppfattet som dramatisk (G.O. Henden pers. medd.). Fra 1993 og fram til 2009 tok ikke fangstene ved stamfiske seg nevneverdig opp og det generelle inntrykket fra stamfiske er at gytebestanden av laks var unormalt lav i denne perioden. I

årene 2010-2021 har det deretter vært en markert økning i fangstene sammenliknet med tidligere år. Som i notfisket kan økningen tilbakeføres til økt slep av smolt fra og med 2009

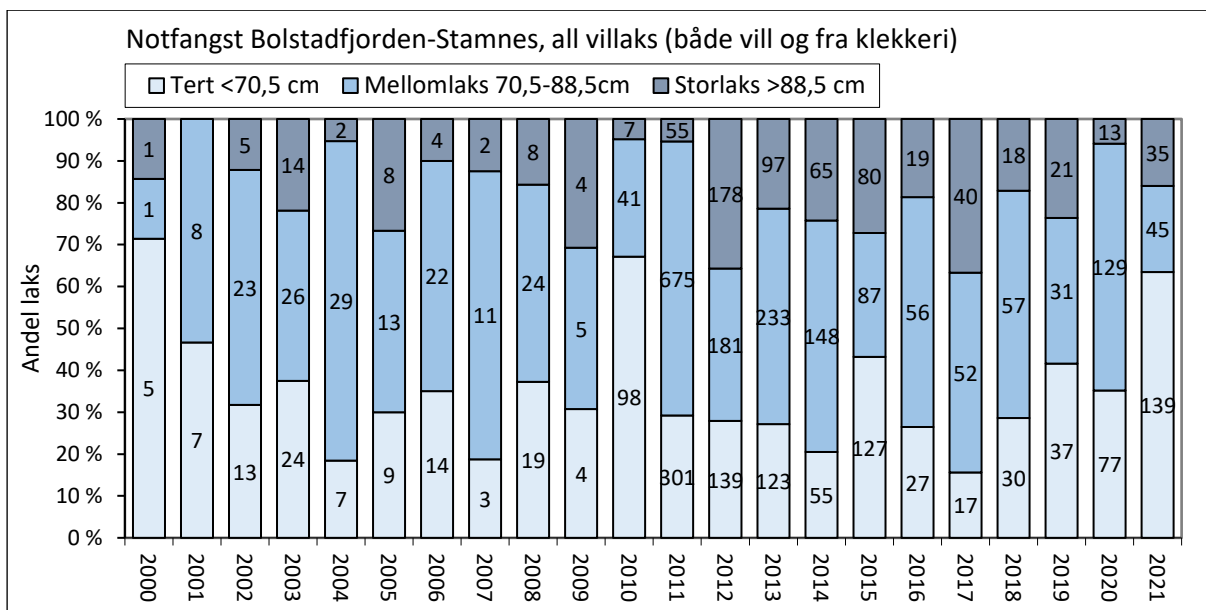


Figur 9. Antall villaks fanget med stang og garn ved stamfiske/registreringsfiske til Voss klekkeri i perioden 1992-2017 (Data fra Geir Ove Henden v/ Voss klekkeri). Fangstene omfatter både umerket og merket villaks (dvs. med kultivert bakgrunn).

Før bestands-sammenbruddet var gytebestanden i stor grad dominert av storlaks som har et sjøopphold på 3 år eller mer, og som dermed oppnår størrelser over 7 kg. Ved fiske på Skolmen i årene 1989-1991 ble det tatt hhv. 50, 37 og 50 storlaks (laks >7 kg) som da utgjorde hhv. 69, 82, og 82 % av fangstene. Gjennomsnittsvekten på storlaksen tatt på Skolmen i disse tre årene var hhv. 10,2 kg, 11,6 kg og 10,4 kg. Resultatene fra stamfiske som har pågått årlig siden 1986 viser at 1992 er siste året det ble tatt mye spesielt stor laks. I 1992 ble det på dette fisket tatt 16 laks større enn 110 cm.

I årene 2000-2021 er det ikke registrert dominans av storlaks slik situasjonen var før bestandssammenbruddet (**Figur 10**). I dette materialet er tresjøvinterlaks i hovedsak laks med en størrelse over 87 cm. Alder og størrelse ved kjønnsmodning er i stor grad genetisk styrt, men påvirkes også av miljøforhold. I tillegg er det kjent at et vedvarende høyt innslag av rømt oppdrettslaks i bestanden, slik tilfelle har vært i Vosso, kan føre til endringer i livshistorie og bl.a. tidligere kjønnsmodning (Bolstad m.fl. 2017, 2021). Dette fører til at laksen returnerer tidligere fra sjøoppholdet slik at andelen storlaks går ned. Dette er en påvirkning som trolig har bidratt til den observerte nedgangen av storlaks i Vossovasdraget.

I tillegg vil trolig endrede betingelser i havet påvirke sjøalderfordelingen. Variasjon i vekst og størrelse for laks som stammer fra utsettingene er beskrevet nærmere i **kapittel 7** som omhandler gjenfangstene fra smoltutsettingene.



Figur 10. Fordeling av smålaks, mellomlaks og storlaks i fangstene ved sittenota på Skolmen og kilenøtene i Bolstadfjorden i årene 2000-2021. Lengdeintervallene som er benyttet er basert på forhold mellom lengde og sjøalder funnet for aldersbestemt fisk.

2.3.3 Innslag av laks som stammer fra genbanken og standard fangst per innsats i notfiske

Arbeidet med å reetablere Vossolaksen har vært basert på tilbakeføring av genbankmaterialet i form av egg, yngel og smolt. For å kunne spore tilbakevandret laks som stammer fra utsett av yngel og smolt har disse vært merket ved at de er fettfinneklipt. I tillegg har smolten som inngår i forsøk vært merket med et gruppemerke (Coded wire tag) eller individmerke (PIT-merke). Bestemmelse av smoltalder har vært brukt for å bestemme om fettfinneklipt gytefisk stammer fra utsetninger av ettårig smolt eller ensomrig yngel fra Voss klekkeri.

All rogn som tilbakeføres fra genbanken er fargemerket. Dette gjøres ved at rogn legges i et fargebad som avsetter et fargemerke i øresteinene (otolittene). Laks som stammer fra fargemerket rogn, kan identifiseres dersom øresteinene dissekeres ut og analyseres med spesialmikroskop. Voss klekkeri har sendt inn otolitter fra stamlaks med fettfinne som er godkjent av skjellkontrollen, og som fra 2015 har godkjent gentest i tillegg. Dette materialet er analysert av Veterinærinstituttet som i perioden 2008 - 2021 har mottatt totalt 81 otolitter fra stamfisk i Vosso. Av disse otolitter var 6 uleselige pga ødeleggelse/sprekkdannelse. Av de 75 leselige var totalt 45 individer umerket, dvs. 60 %. Videre hadde 21 individ (28%) et enkeltmerke og stammer fra rognplanting og 9 individ (12 %) hadde dobbelt merke og stammet fra utsetting av startfora yngel (rogn som skulle settes ut som startfora yngel ble dobbelmerket fram til 2014, G.O. Henden pers. komm). Selv om antallet analyserte fisk er lavt, viser disse resultatene at gytebestanden får bidrag fra laks som stammer både fra rognplanting og fra utsetting av yngel.

Av resultatene framgår det at det er smoltutsettingene som over tid har bidratt klart mest til gytebestanden, og at disse dominerte gytebestanden i årene 2011-2016 da de utgjorde ca. 80-90 % av fangstene og at dette nivået i årene 2017 til 2021 er redusert ca. 60-70 % (**Figur 11**).

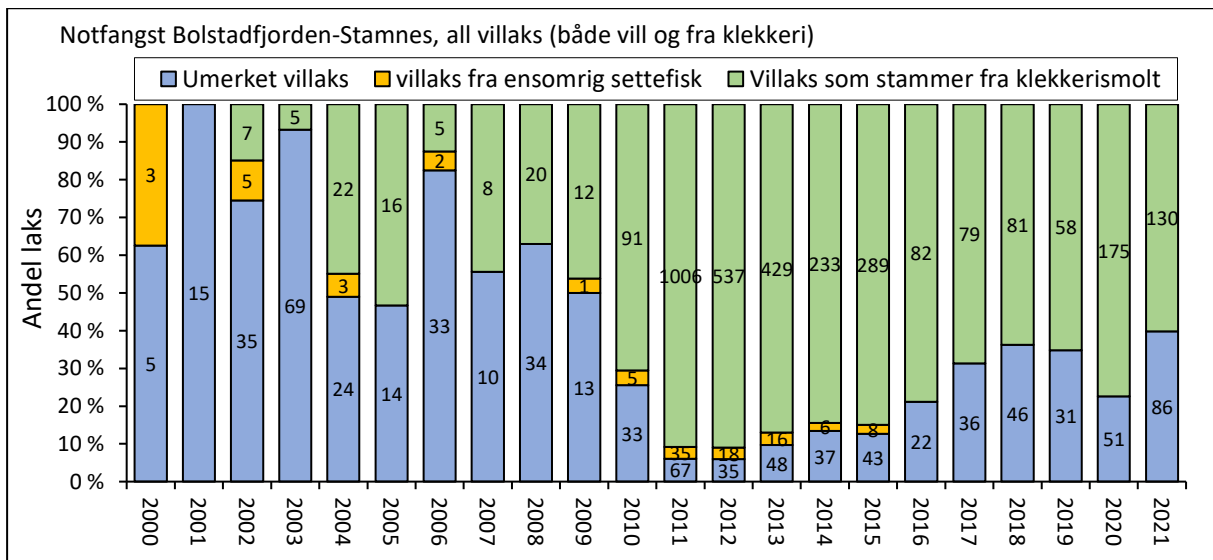
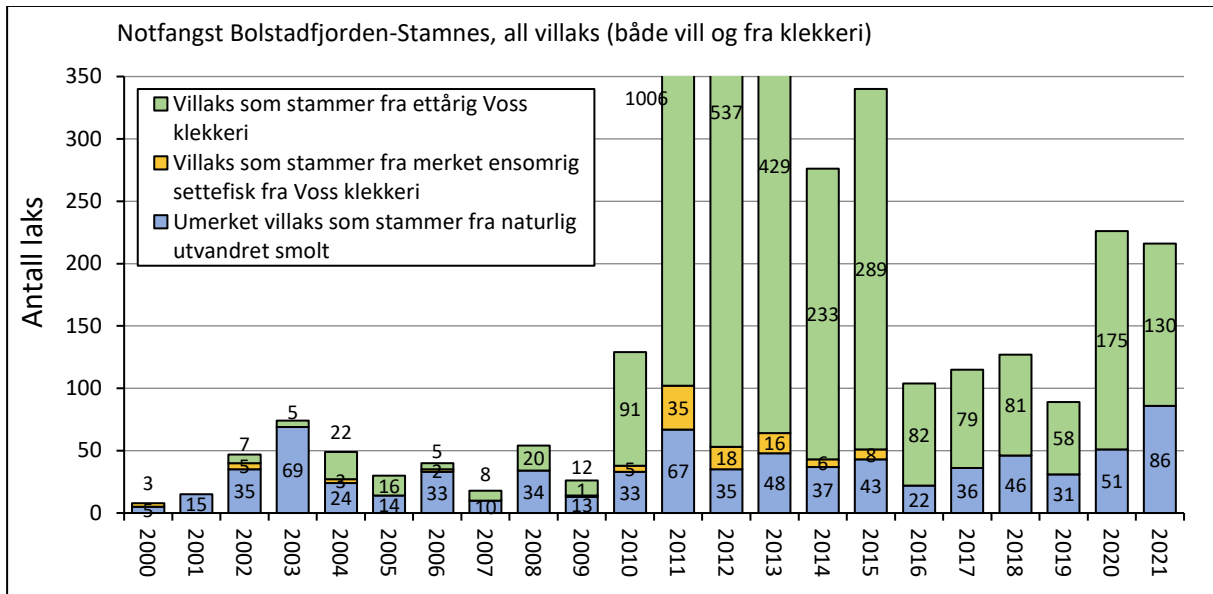


Kilenota på Nautoneset på utløpet av Bolstadfjorden. Denne nota har vært i drift hvert år i perioden 2004 til 2021 og hvert år driftet innen for tidsrommet 24.06 til 04.09. Denne fangsttinsnsatsen er benyttet for å gjøre en standardisert sammenlikning av notfangstene mellom år, en såkalt CPUE «catch per unit of effort».

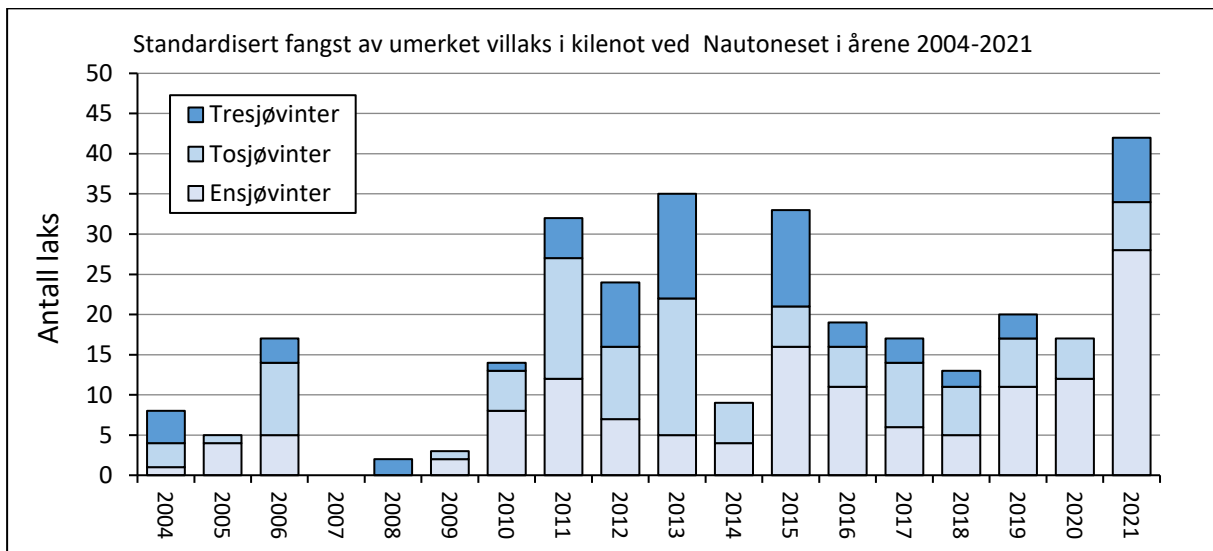
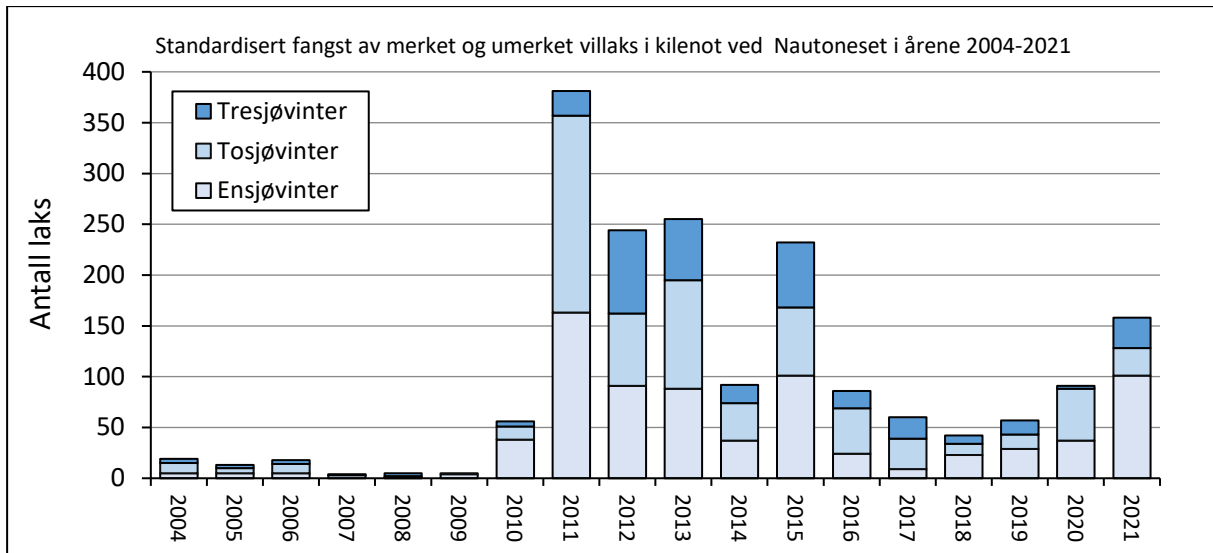
For å få et mål på fangstene av laks som er mest mulig sammenliknbart mellom år er det tatt utgangspunkt i notfangstene i kilenota på Nautoneset som har vært i drift hvert år siden 2004. I alle årene dekker fangstperioden tidsrommet fra 24 juni til 04 september og fangst i dette tidsrommet er derfor valgt som en standard fangsttinsnsats for å sammenlikne fangstene og sjøalderfordelingen mellom år (**Figur 12**).

Som for de totale notfangstene viser resultatene fra kilenota på Nautoneset at det både for merket og umerket villaks er en klar økning i perioden 2010-2021 sammenliknet med årene 2004-2009. For umerket villfisk ble det i gjennomsnitt tatt hhv. 7 og 23 laks per sesong før og etter 2009. Tilsvarende økning for merket fisk er betydelig større hhv. 10 og 146 laks og skyldes som tidligere nevnt økningen i antall ettårige smolt slept ut fra og med 2009. Siste utsetting av smolt ble gjennomført i 2020 og når bidraget fra utsettingene fases ut må en derfor forvente en betydelig reduksjon i lakseinnsiget. Et positiv trekk er imidlertid at det høyeste antallet smålaks registrert i tidsserien fra notfiske var i 2021 noe som kan tyde på en relativt sett sterk årsklasse.

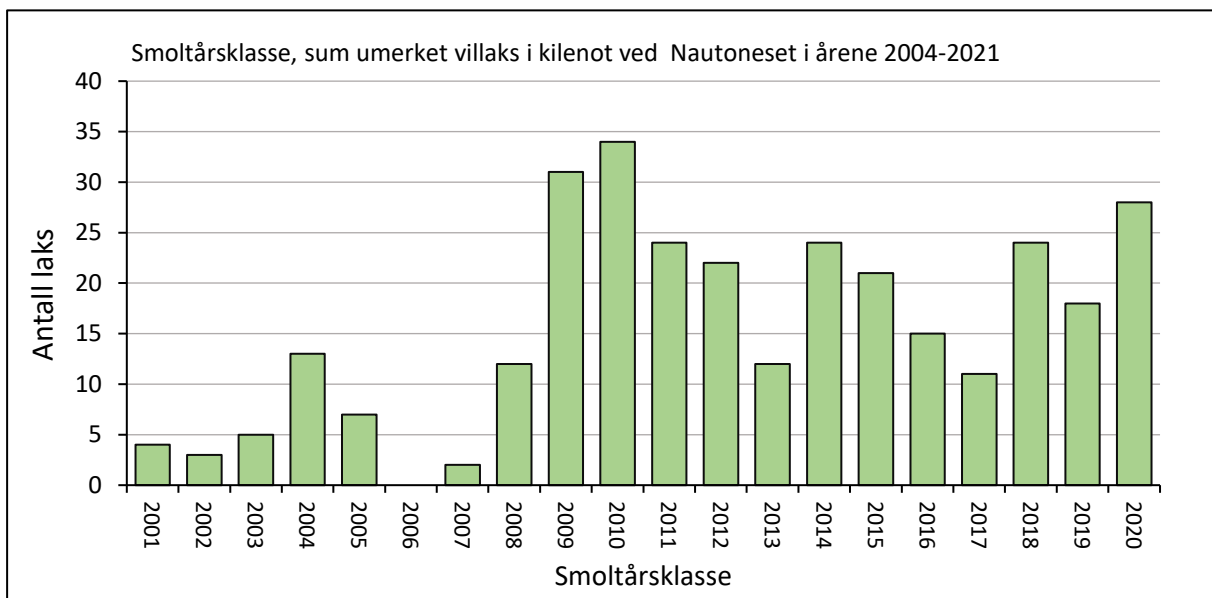
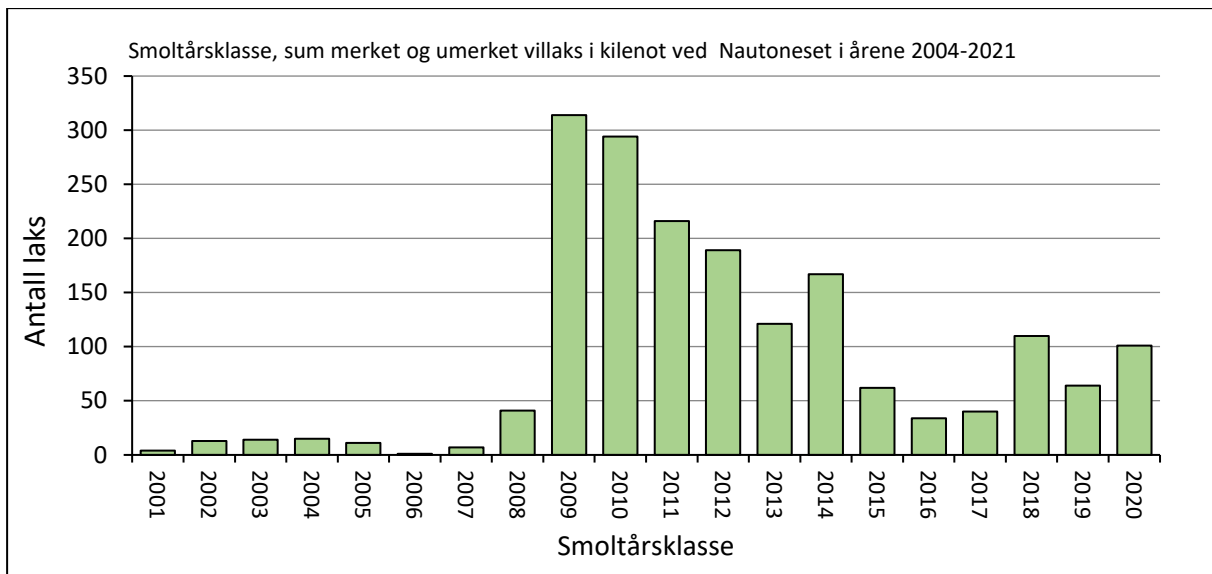
Ved å bruke smoltalder bestemt ved skjellavlesing av tilbakevandret laks og lengdedata er bidraget fra de ulike årklassene av smolt beregnet for smolt som vandret ut i årene 2001 til 2021 som vist i **Figur 13**. I samsvar med data for antall laks tilbakevandret per år ser vi et betydelig økt bidrag fra smolt som vandret ut i årene 2009-2020 både for totalt antall villaks (kultiverte og ville) og for villaks som stammer fra naturlig utvandrende smolt. For begge kategoriene er det smoltutgangen i årene 2009 og 2010 som gir mest laks tilbake. For naturlig utvandrende smolt er det med unntak av årene 2013 og 2017 i perioden 2009-2020 registrert høyere tilbakevandring sammenliknet med årene i perioden 2001-2008.



Figur 11. Oversikt over antall (øverst) og andel (nederst) av villaks tatt ved registreringsfiske ved Stamnes-Bolstadfjorden i perioden 2000-2021. Fangstene er fordelt på umerket laks som stammer fra naturlig utvandrende smolt, merket laks satt ut som ensomrig yngel eller laks som stammer fra utsett av ettårig klekkerismolt. Tallet ved hver søyle angir det totale antallet fisk undersøkt. Rømt oppdrettslaks og usikre bestemmelser er ikke tatt med i denne oversikten.



Figur 12. Oversikt over standardisert fangst av villaks tatt i kilenota ved Nautoneset i perioden 2004-2021. I øverste panel vises totalt antall villaks dvs. både merket laks som stammer fra utsetninger (hovedsakelig slep av smolt) og umerket laks som stammer fra naturlig utvandrende smolt. I nederste panel vises bare fangstene av umerket laks som stammer fra naturlig smoltutvandring. Merk forskjellen i antall på y-aksen mellom de to figurene.



Figur 13. Oversikt over smoltårsklasse dvs. utvandrigsår for tilbakevandret laks registrert i kilenota ved Nautoneset i perioden 2004-2021. I øverste panel vises totalt antall villaks dvs. både merket laks som stammer fra utsetninger (hovedsakelig slep av smolt) og umerket laks. Det nederste panelet viser umerket villaks som stammer fra naturlig smoltutvandring.

2.3.4 Forskningsfiske i Bolstadelva og i Vosso

Da fangstene i forskningsnøtene gikk kraftig opp fra 2011 ble det et klart ønske om å kunne registrere fisk i vassdraget og ikke bare i fjorden. Det ble satt i gang arbeid i elveeierlagene for å organisere fisket på en god måte, og daværende fylkesmannen gav løyve til fiske fra 2013. Fisket ble organisert med to og to fiskere slik at en skånsom håndtering av fisken var mulig. Før nye fiskere ble sluppet til i elven ble det gjennomgått en instruks for fisket med fokus på håndtering, prøvetaking og registrering av merket fisk. Mye dugnadsjobb fra elveeiere bidrog også sterkt til at fisket foregikk på en skånsom måte, samtidig som viktige data ble samlet inn. Fisket har blitt gjort med kroker uten mothaker. Spesiallagde, knuteløse håver ble kjøpt inn til fiskestart. Det ble etterstrebet en kort kjøring av laksen og ved eventuelle skader eller slapp fisk ble den oppbevart i rør i elven til den var i god form før den ble sluppet. Etter fredningen av Vossolaksen begynte fra og med 1992 har interessen for laksefiske, samt

kunnskap om dette, blitt mindre, så en viktig positiv faktor ved forskningsfisket har vært at interessen for laksen i vassdraget har steget. Det er opprettet egne hjemmesider for Vosso og Bolstadelva samt at Bolstadelva har drevet en åpen facebook-gruppe med oppdaterte bilder og informasjon om fisket.

Totalt i perioden er det i Bolstad og Vosso blitt fanget 1294 villaks. I tillegg er det blitt fisket 8 oppdrettslaks. Av totalfangsten var 865 fettfinneklipt, 112 med ukjent fettfinnestatus og 317 var villaks med fettfinne. Det er også fanget noe sjøaure, men siden fisket har foregått etter laks er ikke sjøaurefangstene tatt med her.

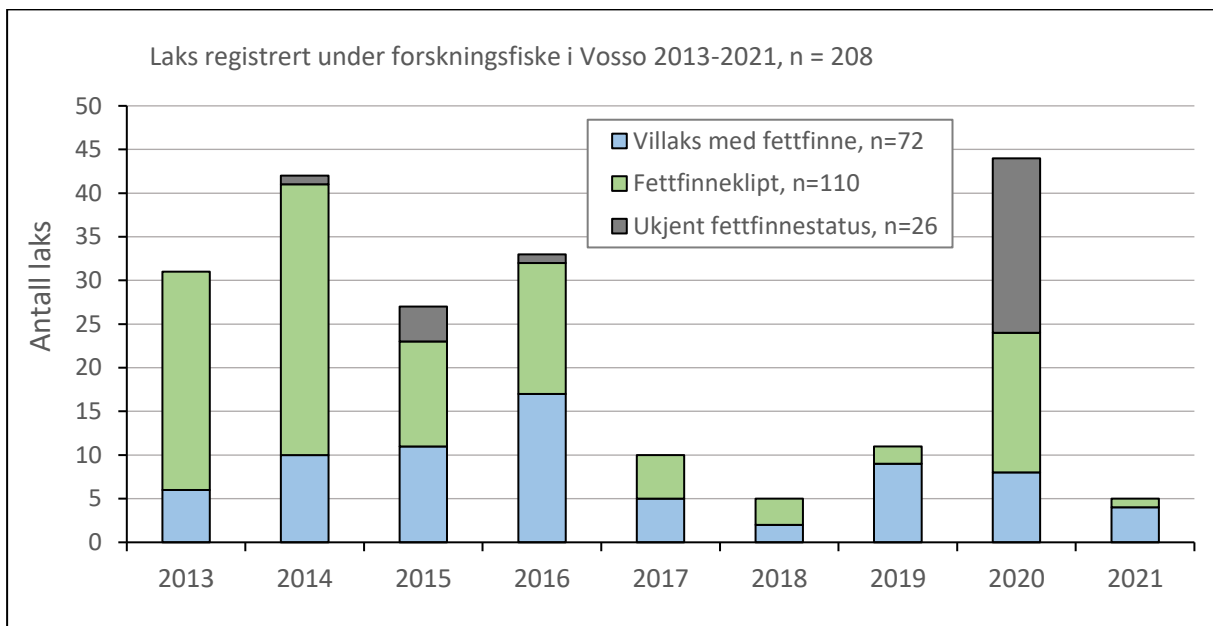
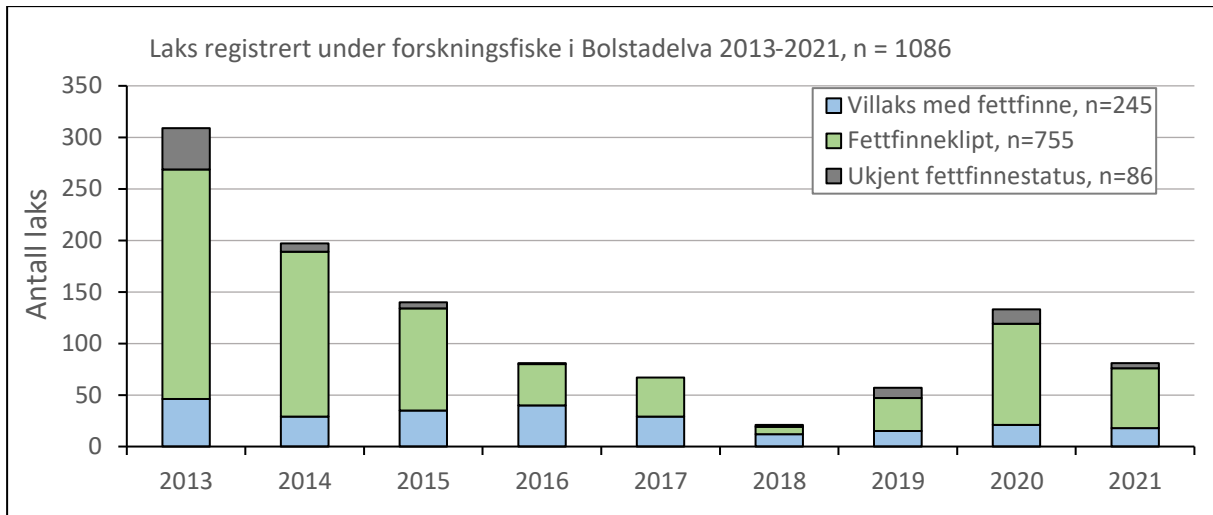
I Bolstadelva har det i perioden 2013-2021 blitt fanget 1087 laks som vist i **Figur 14**. Av disse var 755 klipt, 245 ikke klipt og 86 hadde ukjent fettfinnestatus. Det ble tatt skjellprøver av de fleste fiskene samt at de ble scannet for snutemerker og PIT-merker. I tillegg til disse ble det fanget 5 oppdrettslaks dvs. et innslag på 0,5 %.

Fisket i Vosso har blitt organisert litt ulikt fra Bolstadelva. Her har det blitt fisket de fleste helger og noen få hele uker gjennom sesongen. Fisket er svært vannføringsavhengig og lite fisk har blitt tatt i perioder med lav vannføring. Sesongen 2021 har vært den tørreste i perioden og det ble bare fisket 5 laks. I 2021 ble det fanget like mange laks i Vosso som i 2018 som har den laveste fangsten både i Vosso (5) og Bolstadelva (da det ble tatt 21 laks) i perioden 2013-2021.

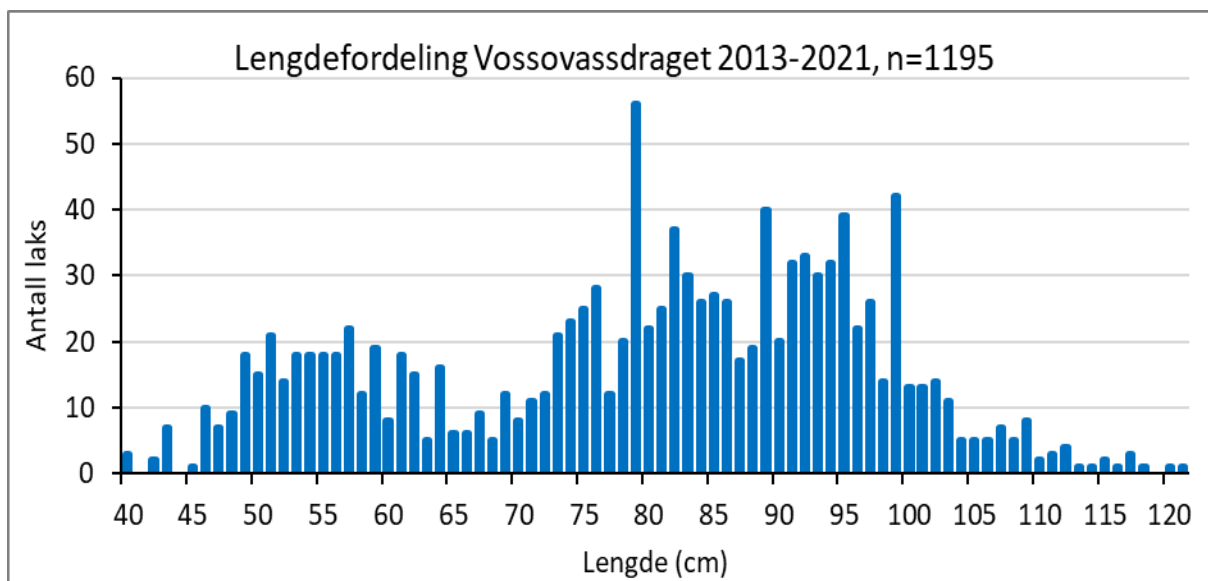
I Vosso ble det i perioden 2013-2021 fanget 208 villaks med opphav fra klekkeri eller naturlig reproduksjon i vassdraget **Figur 14**. Disse er fordelt på 110 fettfinneklipt, 72 med fettfinne og 26 med ukjent fettfinnestatus. I tillegg ble det fanget 3 oppdrettslaks, dvs. et innslag på 1,6%.

I Vosso utgjør de ville laksene med fettfinne 42 % av fangsten om en tar bort de med ukjent fettfinnestatus. Det samme tallet for Bolstadelven er 25 %. Ser en på hvert år for seg er det bare et år Bolstadelva har en høyere andel villaks med fettfinne enn Vosso (**Figur 14**). Flere forklaringer kan bidra til den forskjellige fordelingen i vassdraget. Den fettfinneklipte laksen har ikke blitt preget på samme måte som den naturlig reproduserte laksen og kan derfor i større grad stoppe opp i nedre del av vassdraget. En masterstudie basert på å merke innvandrende laks med akustiske merker har vist at vandringsmønsteret til fettfinneklipt laks er ulikt den naturlig reproduserte laksens vandringsmønster og den kan derfor bruke lenger tid på å nå opp i Vosso enn naturlig reprodusert laks, noe som igjen kan bety at den i løpet av fiske sesongen blir mer fangbar i Bolstadelva enn i Vosso. I tillegg er det utfra elveareal forventet en større naturlig smoltproduksjon fra Vosso enn fra Bolstadelva og at dette kan også speiles i lakseinnsiget.

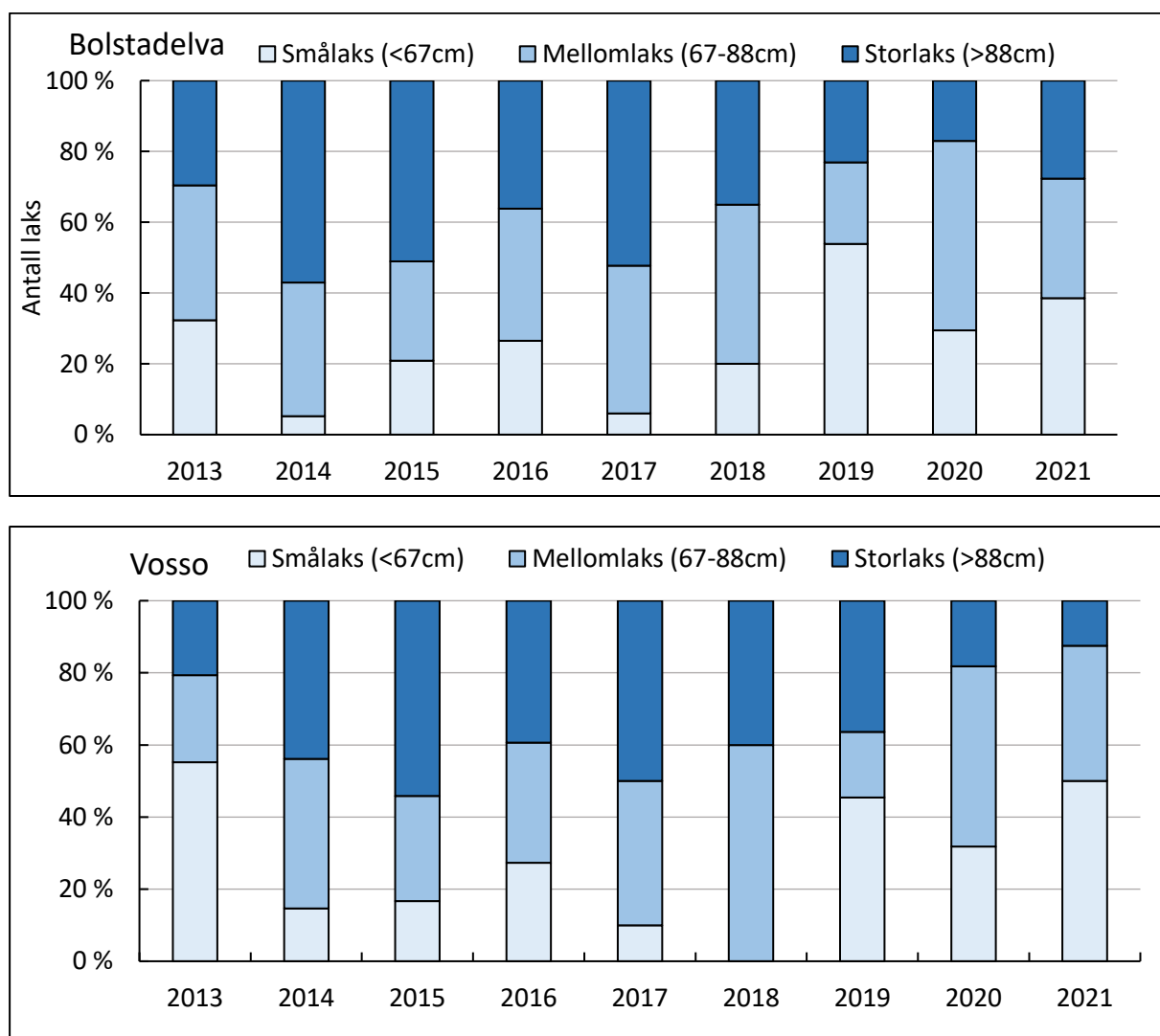
Lengdefordelingen av all laks det ble målt lengde på i Bolstadelva og Vosso i årene 2013-2021 er gitt i **Figur 15**. I Bolstadelva er det blitt registrert 250 smålaks (24%), 387 mellomlaks (38%) og 386 storlaks (38 %). Størrelsesfordelingen i Bolstadelva varierte mye mellom år fra nærmere 60 % storlaks i 2014 til under 20 % i 2020. I Bolstadelva ble det totalt registrert 118 laks på 100 cm eller større, med de to største registrert i hhv. 2013 og i 2021, begge med en lengde på 122 cm. I Vosso er det blitt registrert lengde på 205 laks fordelt på 59 smålaks (29%), 76 (37%) mellomlaks og 70 (34 %) storlaks, se **Figur 16**. I Vosso ble den største laksen tatt i 2014 i Hohølen og var 120 cm lang. De beste fiskeplassene har vært Skorve og Hohølen, men fangstene er fordelt på hele elvestrekningen.



Figur 14. Antall laks registrert fra forskningsfiske i Bolstadelva og Vosso for årene 2013-2021. Fangstene er fordelt på fettfinneklipt laks som stammer fra slep av ettårig klekkerismolt, villaks som stammer fra naturlig utvandrende laks, laks med ukjent opphav, og rømt oppdrettslaks.



Figur 15. Lengdefordeling for laks tatt ved forskningsfiske i Vossovassdraget i årene 2013-2021.

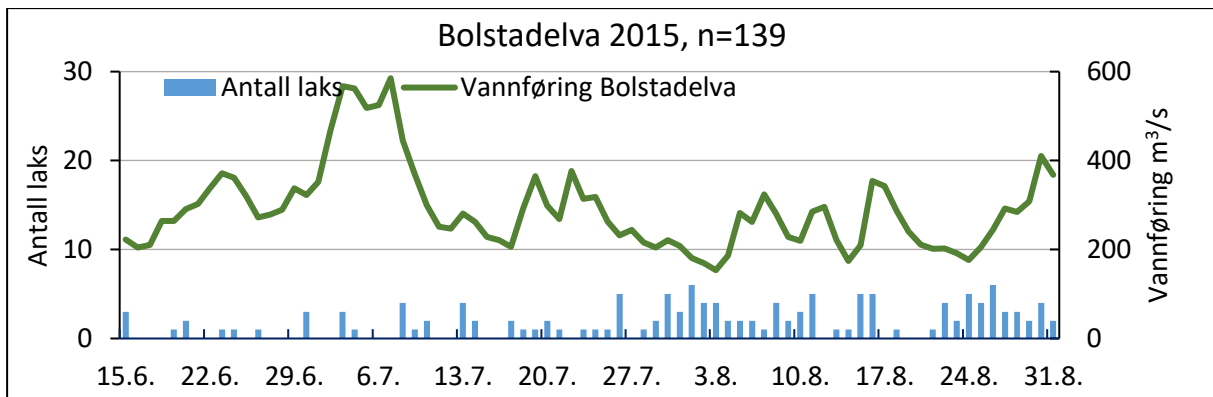
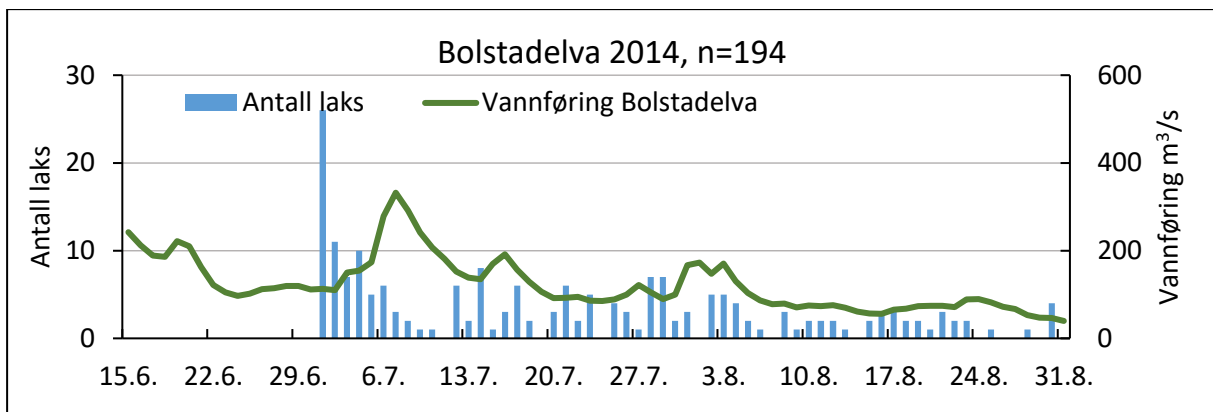
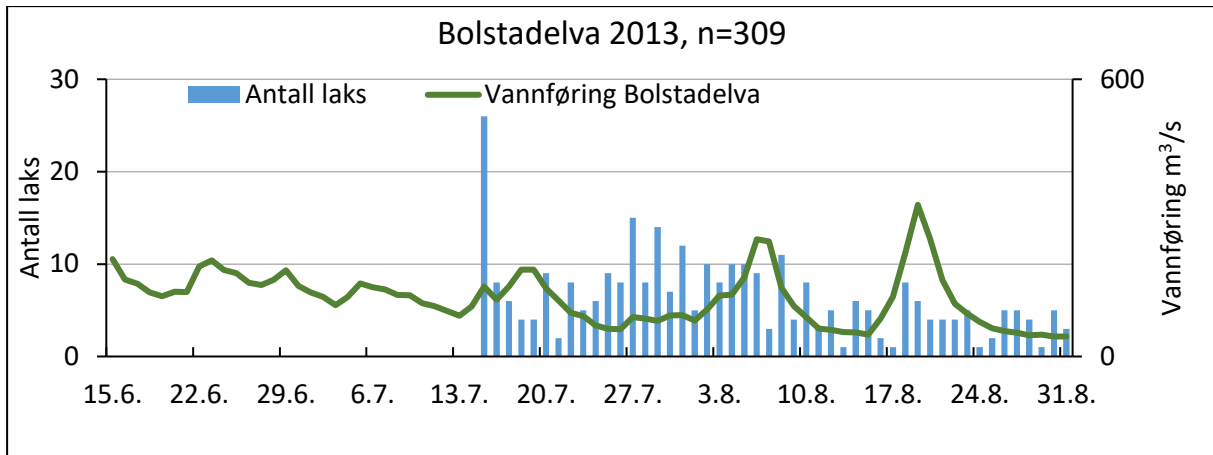


Figur 16. Andel smålags, mellomlags og storlags i fangstene på forskningsfiske i Bolstadelva og i Vosso i årene 2013-2021.

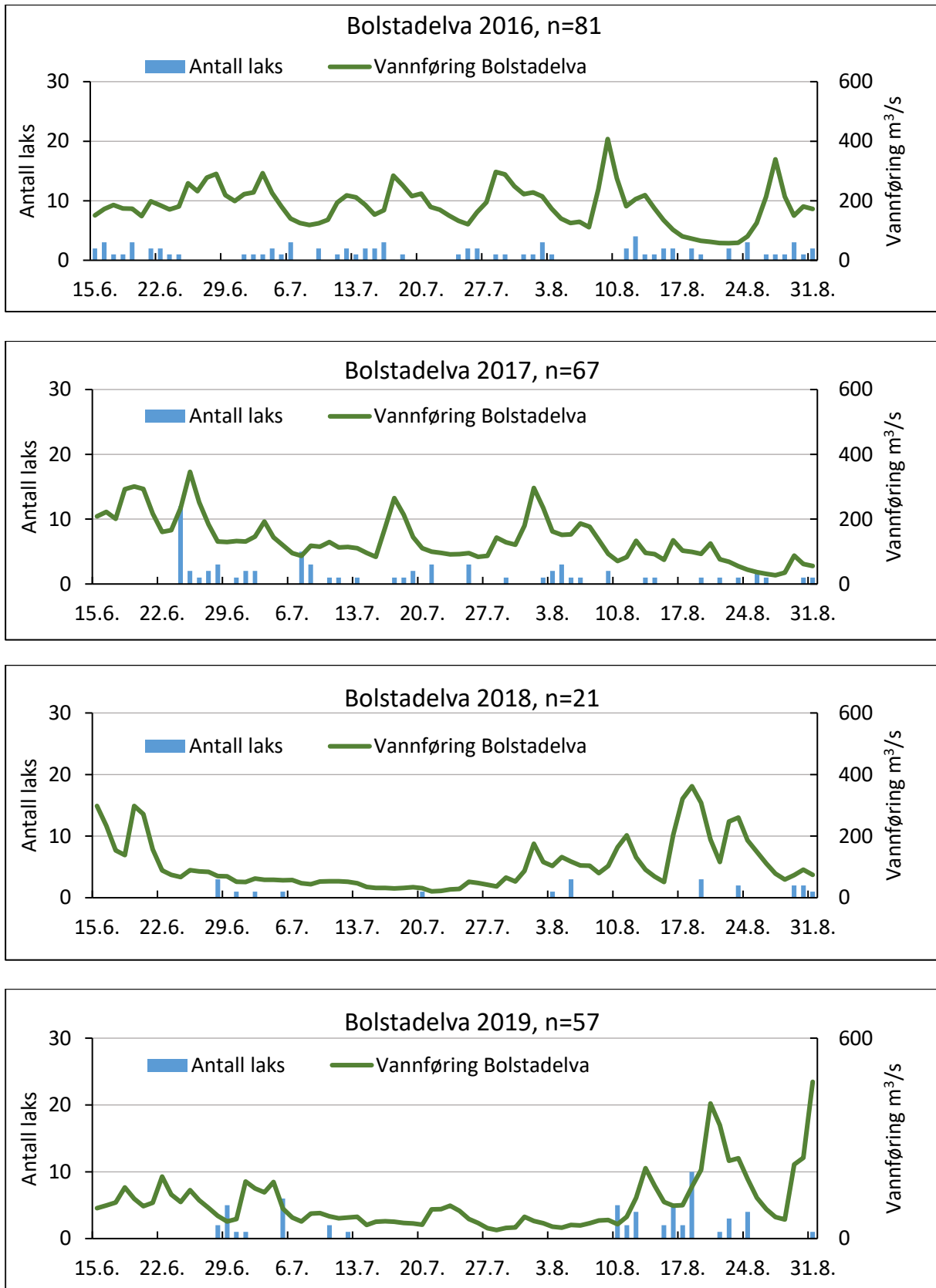


Arne Rugeldal Sandven med årets største laks i Bolstadelva 2020. Laksen var en hannlaks med fettfinne på 110 cm og 14,5 kilo. Den ble fisket i Rongahølen og skjellprøven viste villaks som vandret ut fra elven som treårssmolt og kom tilbake til elven som gytefisk etter et sammenhengende opphold i havet på fire år. Foto Inge Sandven

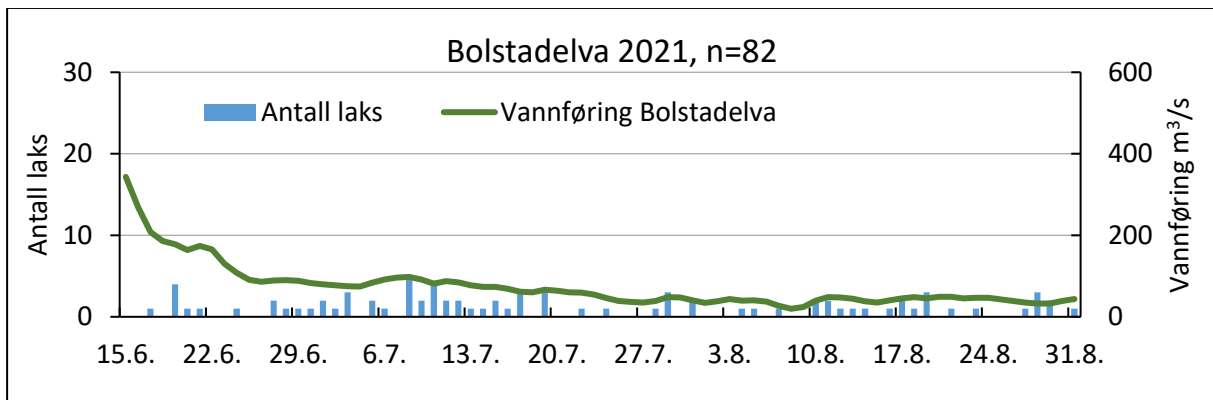
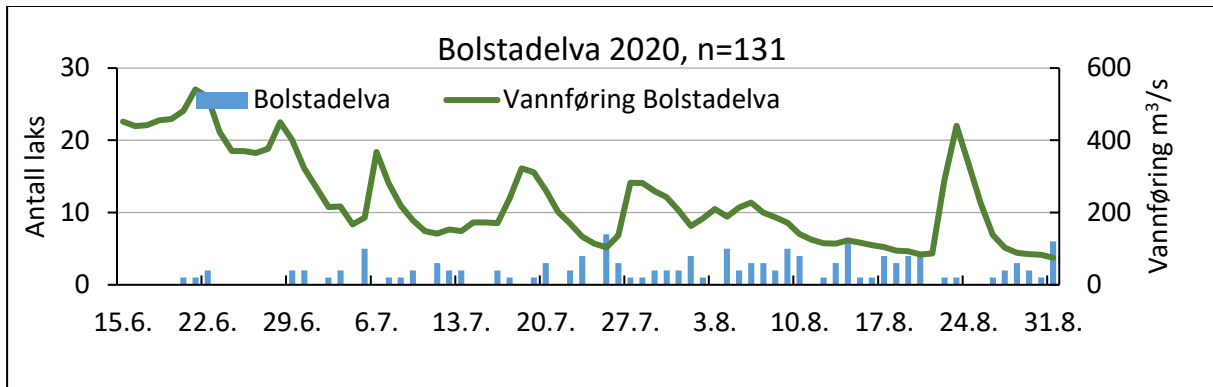
Figur 17, Figur 18 og Figur 19 viser fangst og vannføring gjennom sesongene 2013-2021 i Bolstadelva. Antallet laks fanget er drevet av tre hovedfaktorer: Antall laks tilbakevandret til elven, intensitet av fiske og vannføring. Sesongene tidlig i perioden var preget av middels til høy vannføring, bra belegg med fiskere og relativt høyt antall tilbakevandret laks fra slep. I årene 2018, 2019 og 2021 var vannføringen svært lav i fiskesesongen. Lav vannføring gjør fisket vanskelig og lite attraktivt. Likevel gir trolig fangstene en relativt god indikasjon på størrelsen på gytebestanden og samsvarer bra med notfangstene i fjorden som vist i **Figur 19**. Tilsvarende framstilling av vannføring og fangster i Vosso er gitt i **Figur 21, Figur 22 og Figur 23**.



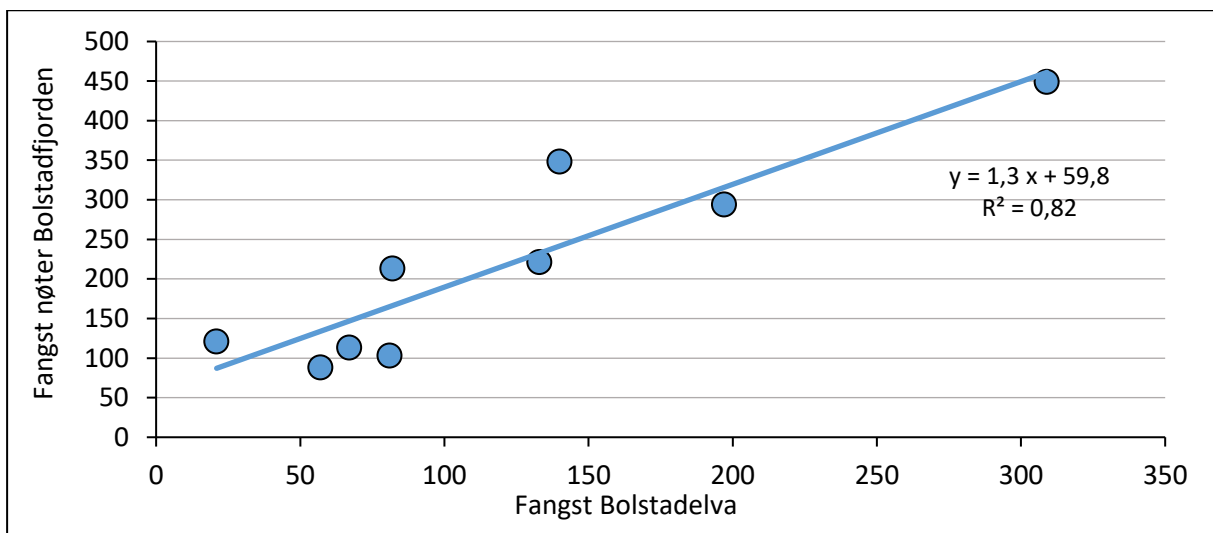
Figur 17. Fangst og vannføring i Bolstadelva i årene 2013-2015. Blå søyler viser antallet laks fanget per dag gitt på y-aksen til venstre og grønn linje viser vannføring gitt på y-aksen til høyre. «n» gitt i figuroverskriftene angir totalt antall laks fanget.



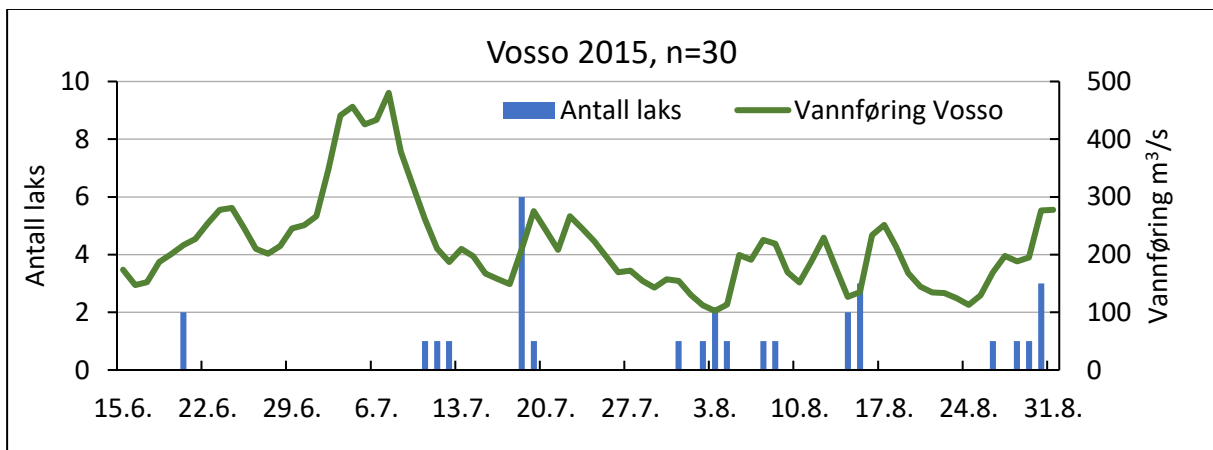
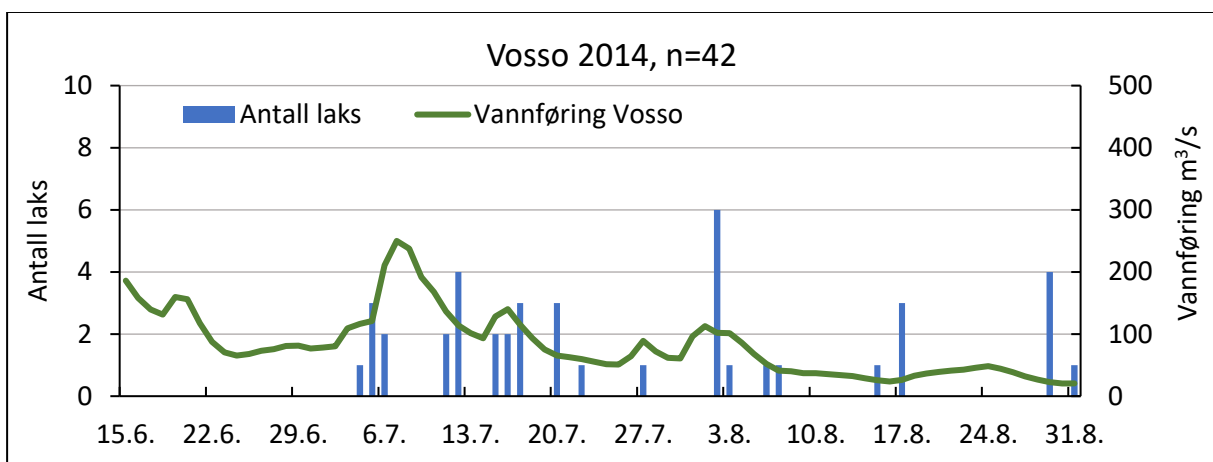
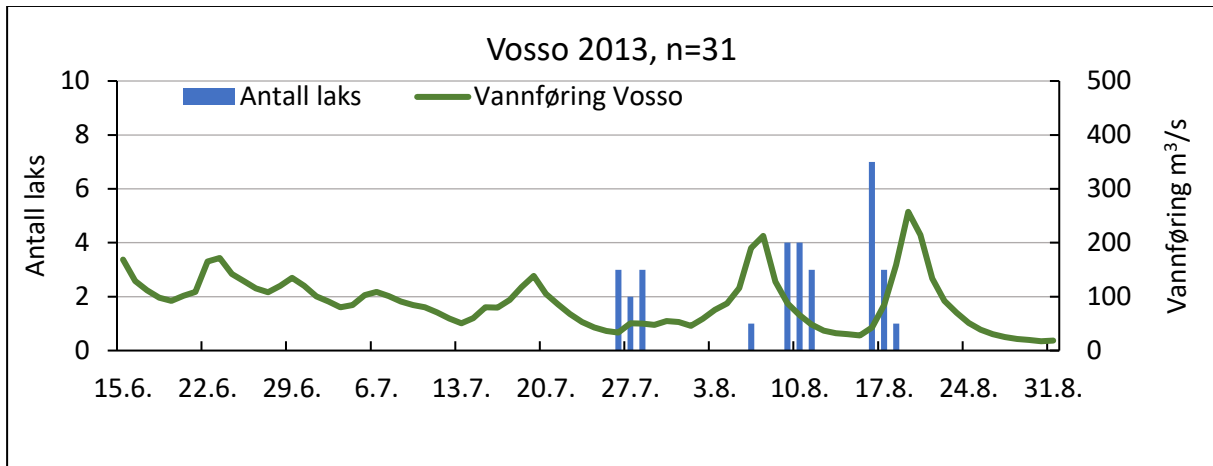
Figur 18. Fangst og vannføring i Bolstadelva i årene 2016-2019. Blå søyler viser antallet laks fanget per dag gitt på y-aksen til venstre og grønn linje viser vannføring gitt på y-aksen til høyre. «n» gitt i figuroverskriftene angir totalt antall laks fanget.



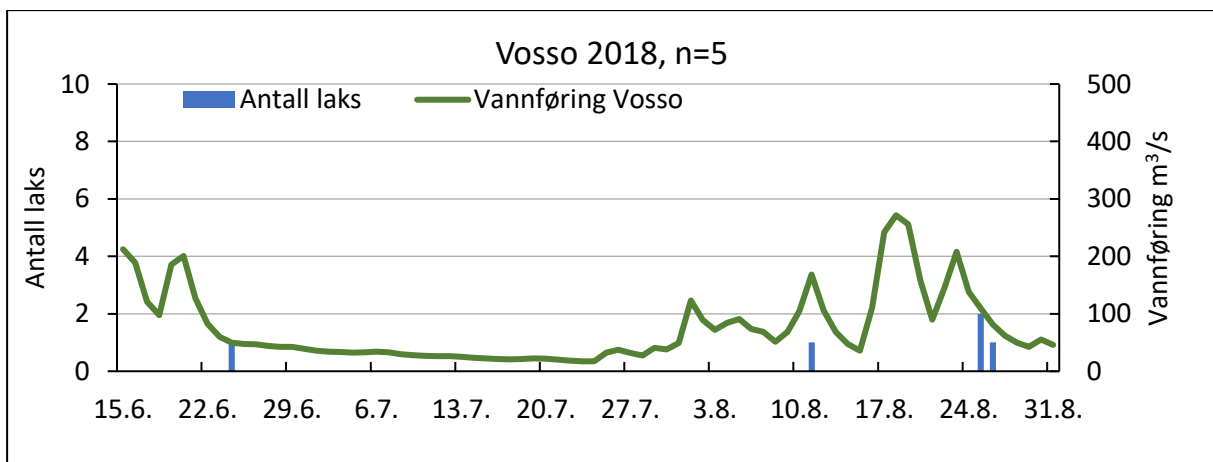
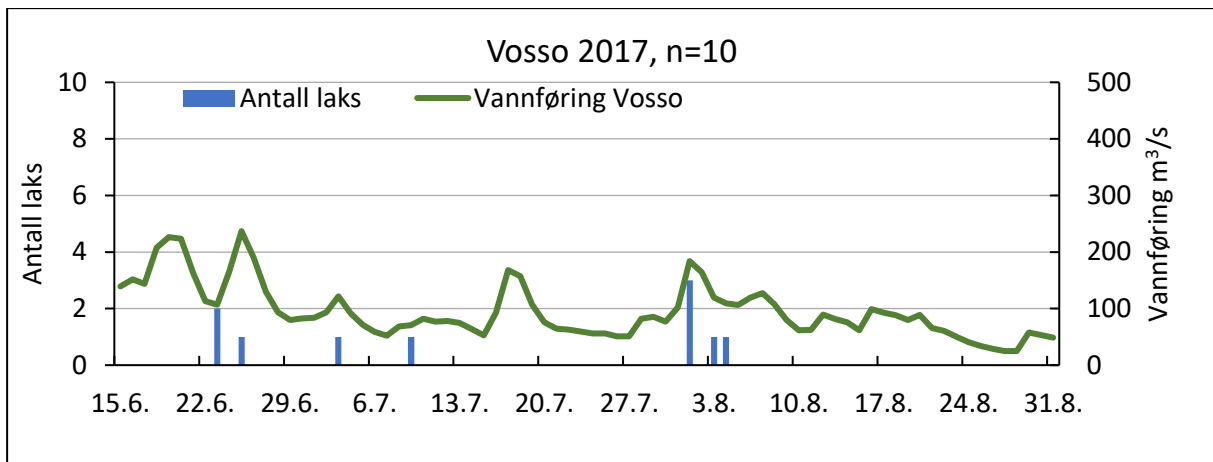
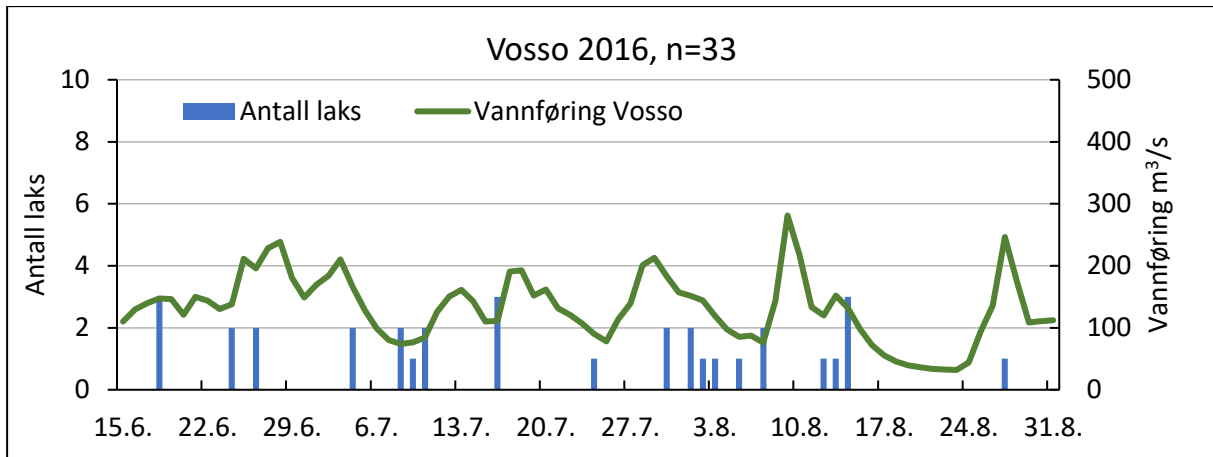
Figur 19. Fangst og vannføring i Bolstadelva i årene 2020 og 2021. Blå søyler viser antallet laks fanget per dag gitt på y-aksen til venstre og grønn linje viser vannføring gitt på y-aksen til høyre. «n» gitt i figuroverskriftene angir totalt antall laks fanget.



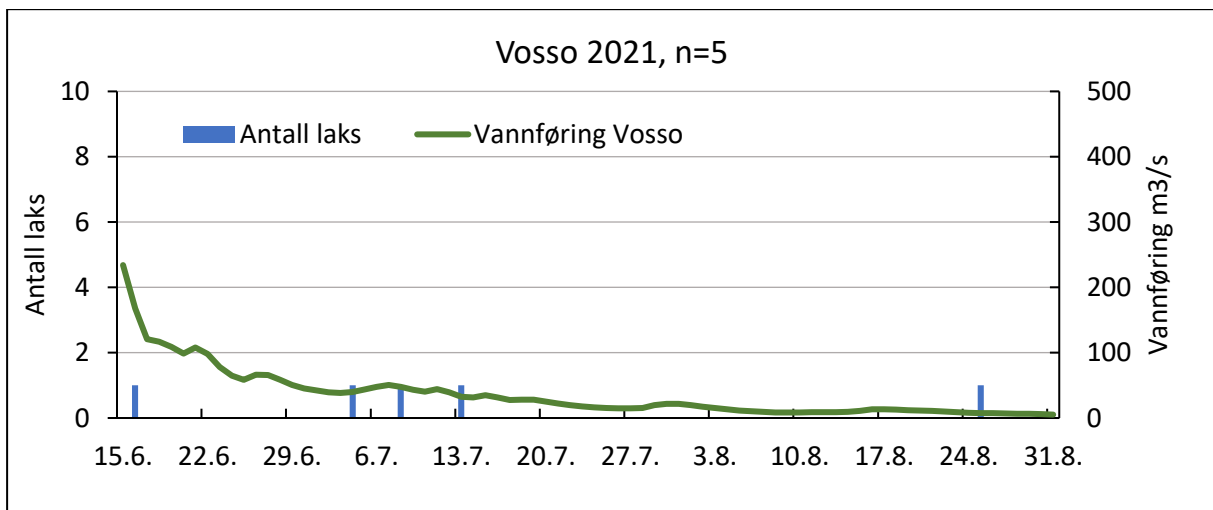
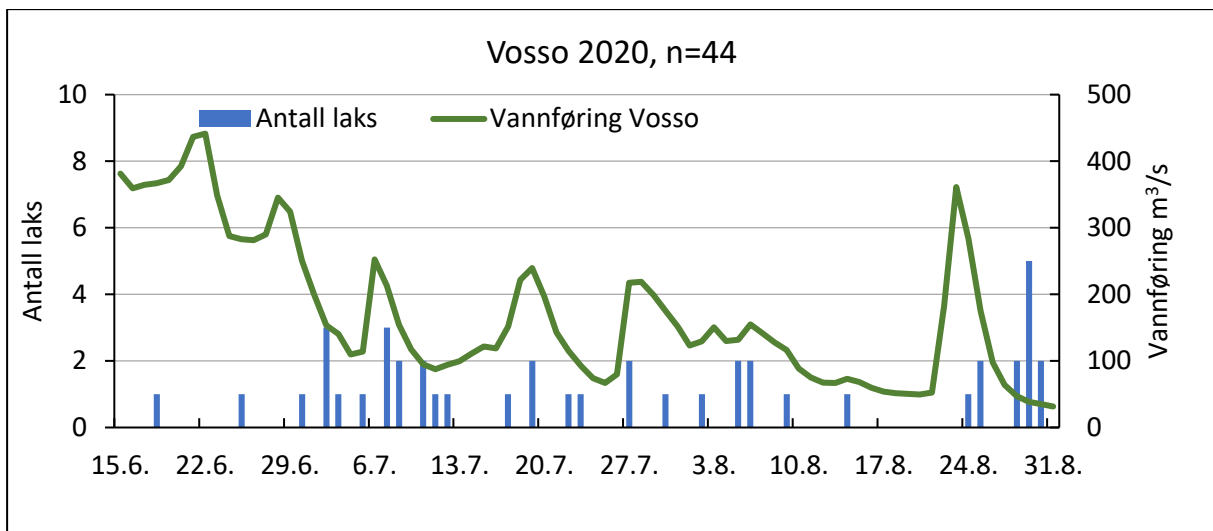
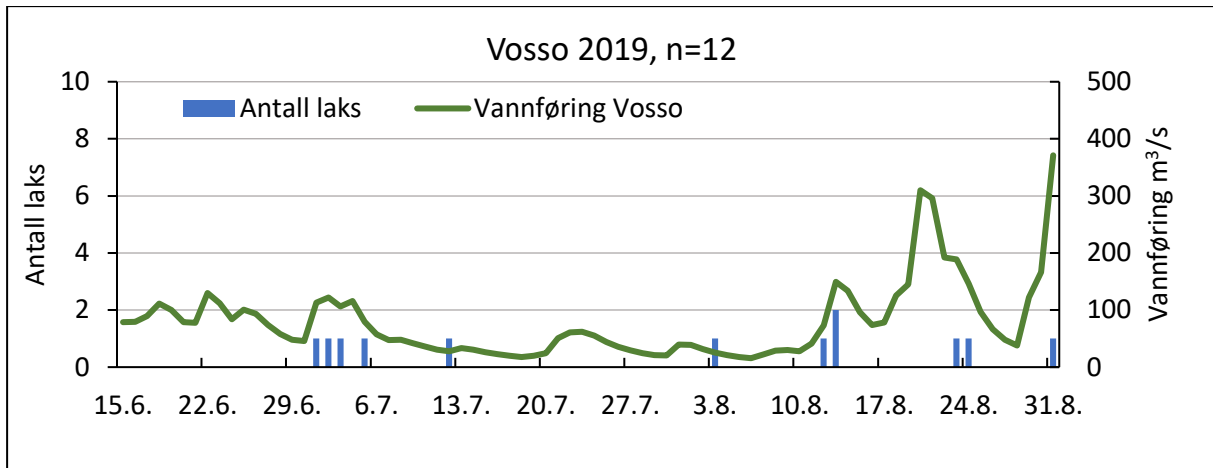
Figur 20. Fangster under forskningsfiske i Bolstadelva sammenlignet med notfangst i Bolstadjorden i årene 2013-2021. Trendlinjen tilsier at det er et godt samsvar mellom fangstene.



Figur 21. Fangst og vannføring i Vosso i årene 2013-2015. Blå søyler viser antallet laks fanget per dag gitt på y-aksen til venstre og grønn linje viser vannføring gitt på y-aksen til høyre. «n» gitt i figuroverskriftene angir totalt antall laks fanget.



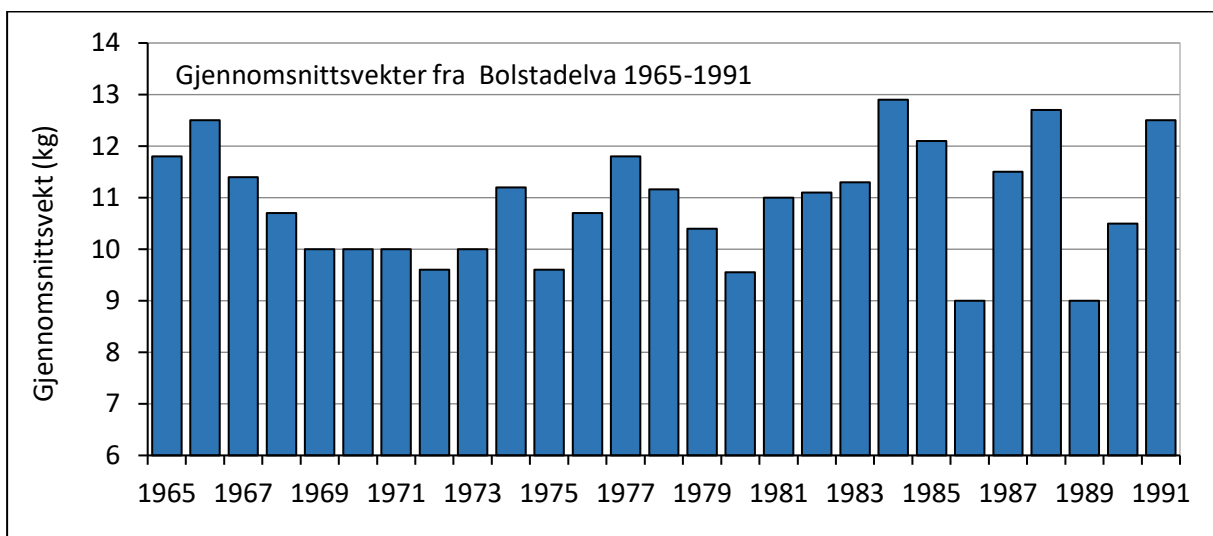
Figur 22. Fangst og vannføring i Vosso i årene 2016-2018. Blå søyler viser antallet laks fanget per dag gitt på y-aksen til venstre og grønn linje viser vannføring gitt på y-aksen til høyre. «n» gitt i figuroverskriftene angir totalt antall laks fanget.



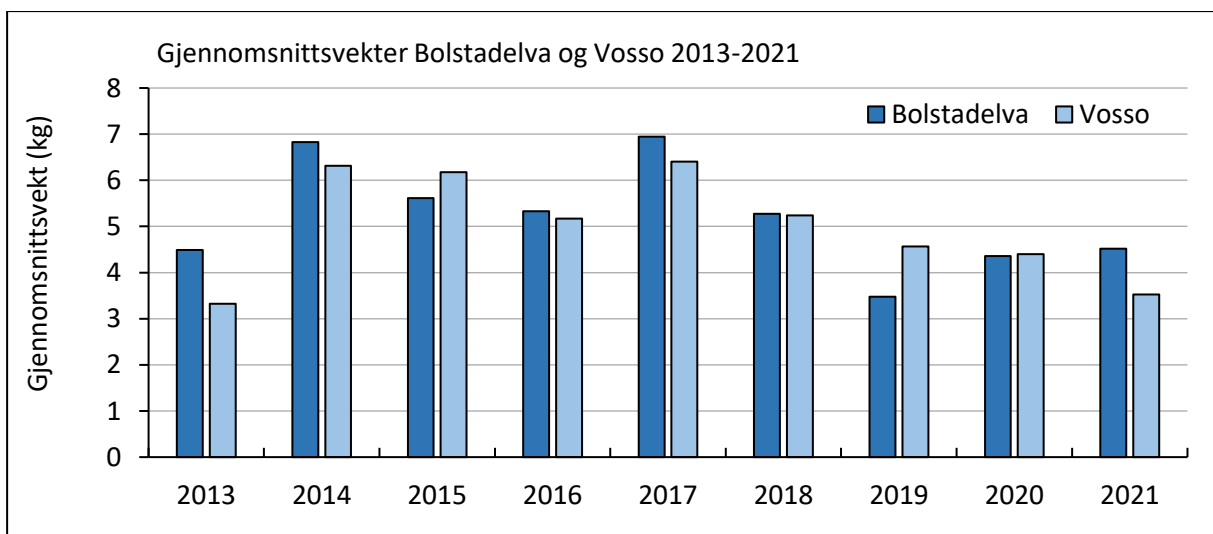
Figur 23. Fangst og vannføring i Vosso i årene 2019-2021. Blå søyler viser antallet laks fanget per dag gitt på y-aksen til venstre og grønn linje viser vannføring gitt på y-aksen til høyre. «n» gitt i figuroverskriftene angir totalt antall laks fanget.

Historiske fangster

Sammenligner en de siste års fangster med historiske data i Bolstadelva ser en at tallet på laks fanget varierte fra 67 til 310 med et gjennomsnitt på 167 laks per sesong i perioden 1965 til 1987, tar en med årene 1988 til 1991 etter kollapsen i laksebestanden varierer fangstene fra 16 til 310 med et gjennomsnitt på 145, mens det i perioden 2013-2021 ble fanget fra 21 til 309 laks med et gjennomsnitt på 121 laks per sesong. Fangstene tenderer ikke til å være så forskjellige i de to periodene, men går en inn og ser på gjennomsnittstørrelsen på laksen blir forskjellen stor (**Figur 24** og **Figur 25**). Størrelsen i første periode varierer fra 9 til 12,9 kg med et snitt på 11 kg, mens den fra 2013-2021 varierer fra 3,3 til 6,9 kg med et gjennomsnitt på 5,1 kg. Det vil si at selv om tallene på fangstene ikke varierer så mye mellom de to periodene så er det en helt annen størrelsesfordeling på fangstene under redningsaksjonen enn før kollapsen i bestanden. Det kan være flere feilkilder her som for eksempel underreportering av små laks, men alt tyder på at bestandssammensetningen er en annen i dag enn før kollapsen på slutten av 1980-tallet.



Figur 24. Historiske gjennomsnittsvetter for Bolstadelva i perioden 1965-1991.



Figur 25 Gjennomsnittsvetter for Bolstadelva og Vosso i perioden 2013-2021.



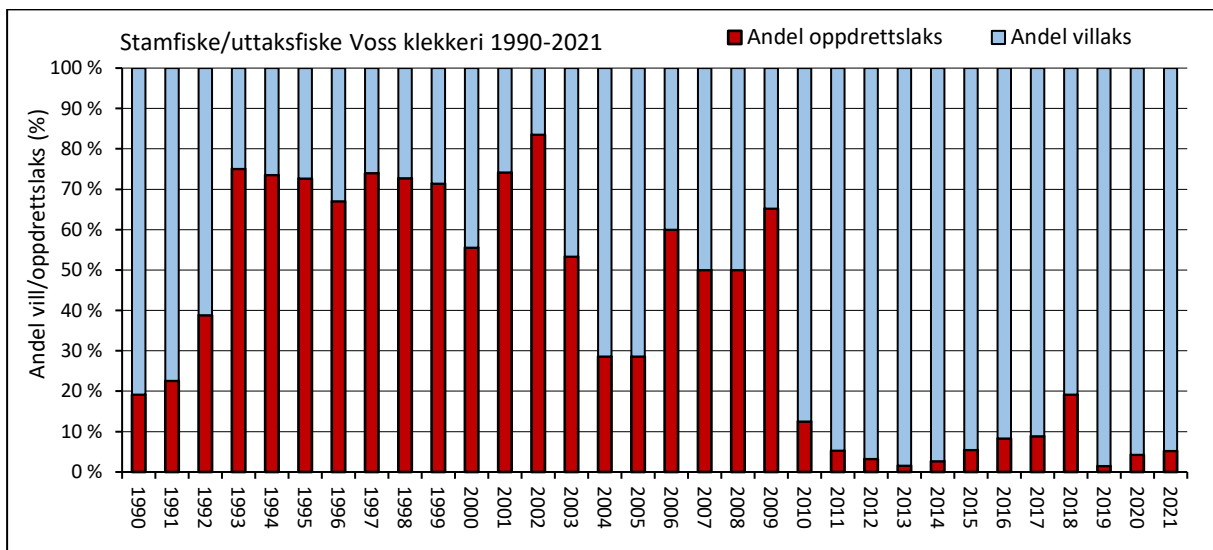
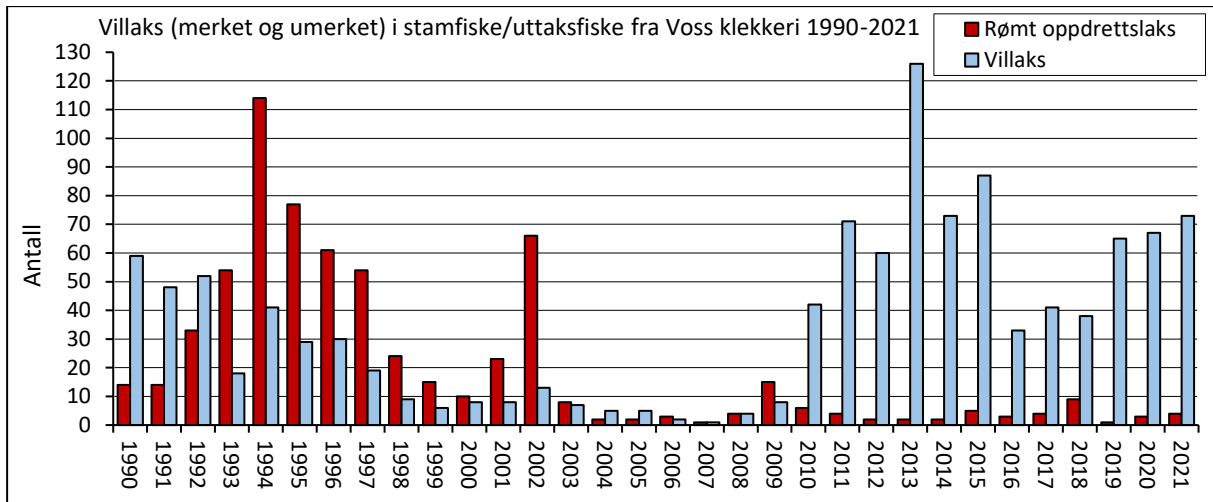
Yngve Landro under prøvefiske i Langhølen i Bolstadelva i 2013. 2013 er så langt det beste året basert på antall laks registret under forskningsfiske med 309 laks. Foto Arne Rugeldal Sandven.

2.3.5 Stamfiske

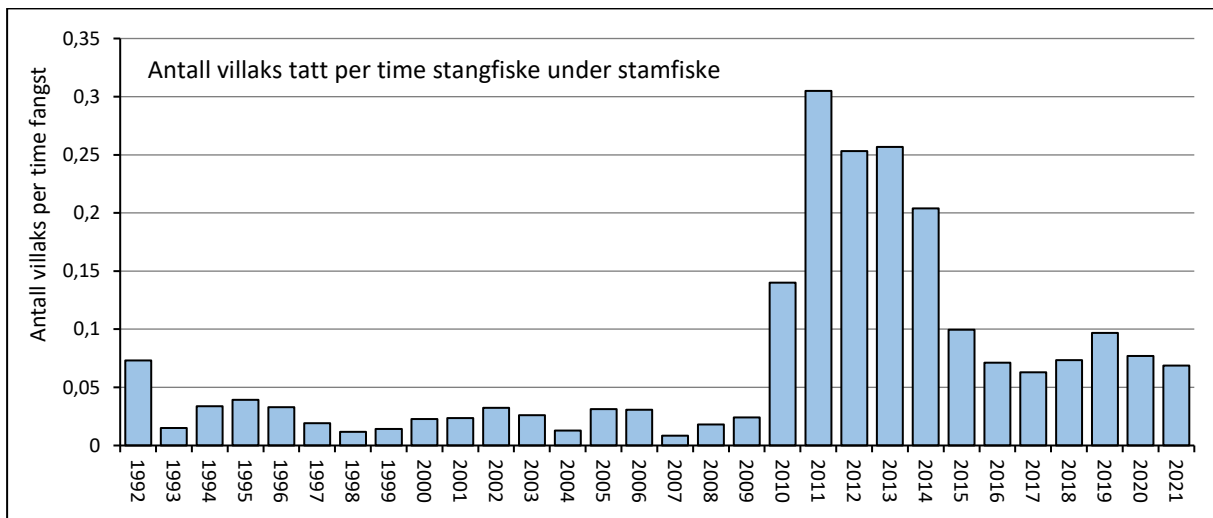
Stamfiske etter laks i regi av Voss klekkeri har pågått helt tilbake til 1990 og utgjør en lang og unik tidsserie for å følge bestandsutviklingen. I stamfiske ble det registrert en dramatisk nedgang utover på 1990-tallet (G.O. Henden pers. medd.) og fangstene tok seg ikke opp igjen før en begynte å få økende innslag av fettfinnekløpt laks som stammet fra smoltslepene i årene 2010 til 2021. Samtidig i denne tidsserien ser en tydelig en dominans av rømt oppdrettslaks i fangstene i hele perioden fra 1993 og med få unntak helt fram til 2009 (**Figur 26**).

Fangst av villaks per time stangfiske for stamfiske i perioden 1992 til 2021 er gitt i **Figur 27** og viser som forventet at de høyeste fangstene sammenfaller godt med årene da antall tilbakevandret laks som stammet fra smoltslep var høyest dvs. i årene 2011 til 2015.

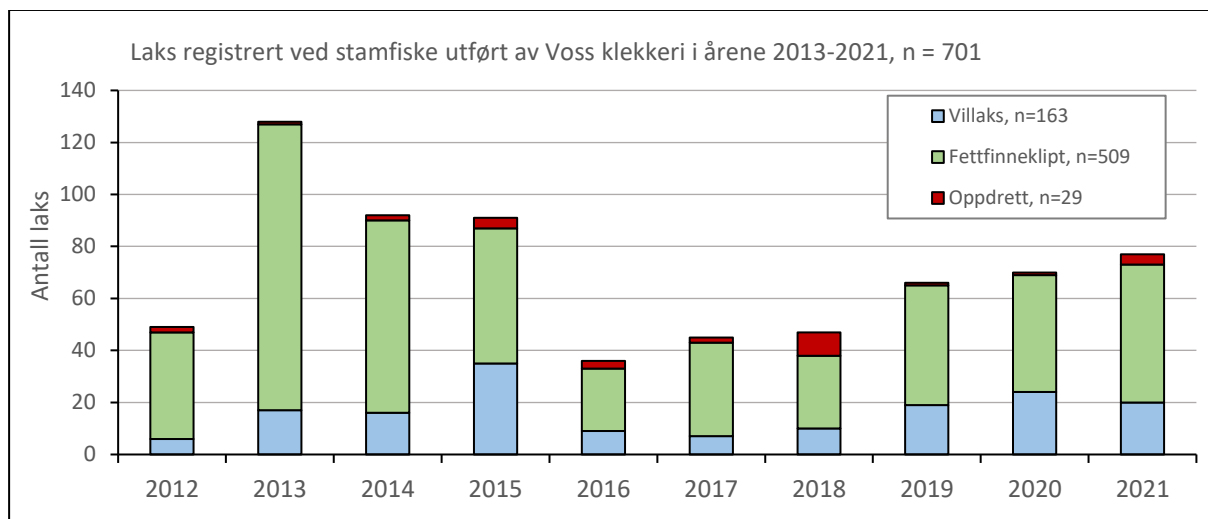
Fangstene på stamfiske de siste 10 årene er gjengitt i **Figur 28** og viser at det de siste tre årene er registrert fra 65 til 73 villaks på stamfiske dvs. en økning i forhold til de tre foregående årene, 2016-2018, da det ble tatt fra 33 til 43 villaks per år. De høyeste fangstene i denne perioden ble registrert i årene 2013 til 2015, da fangstene varierte fra 87 til 127 villaks. En ser også at det i alle disse årene er tatt ut rømt oppdrettslaks og at det høyeste uttaket var i 2018 da de 9 oppdrettslaksene som ble tatt ut utgjorde 19 % av totalfangsten.



Figur 26. Fangster (øverst) og andeler (nederst) av villaks og rømt oppdrettslaks registrert i stamfiske/uttaksfiske i regi av Voss klekkeri i årene 1990-2021. Data fra Voss klekkeri v/Geir Ove Henden.



Figur 27. Fangst av villaks per time stangfiske utført i regi av Voss klekkeri i perioden 1992-2021. Data fra Voss klekkeri v/Geir Ove Henden.



Figur 28. Stamfiskefangster de siste ti årene fordelt på villaks, fettfinneklippt villaks som i all hovedsak stammer fra utsetninger av ensomrig smolt. I tillegg vises antallet oppdrettslaks.

2.3.6 Oppnåelse av gytebestandsmålet

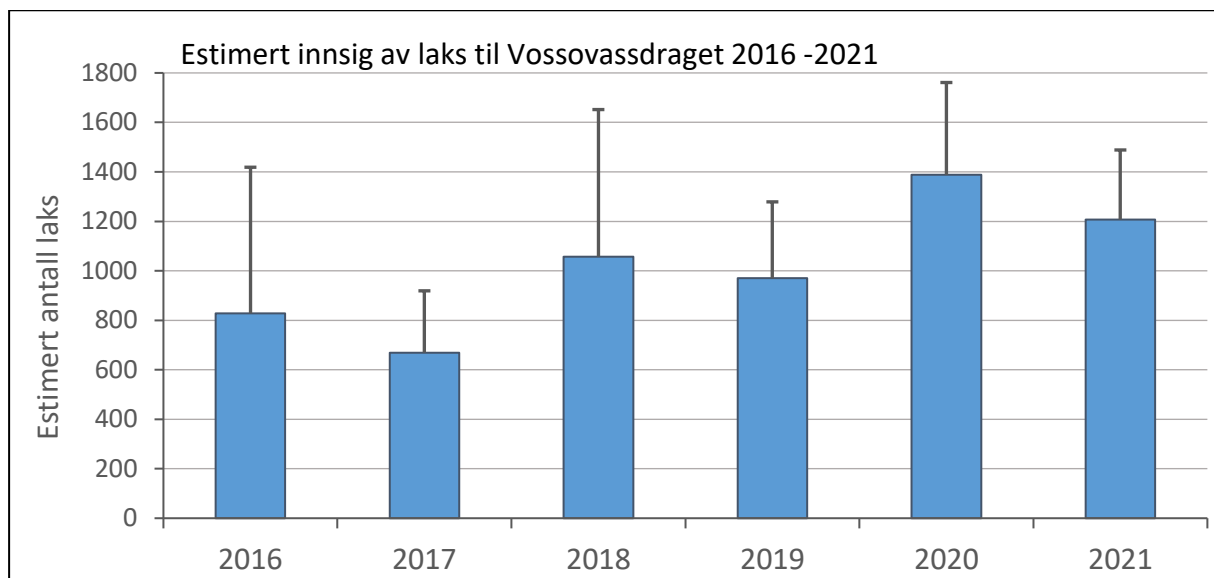
Gytebestandsmål er innført som et forvaltningstiltak for å sikre at laksebestandene ikke beskattes over «bevaringsgrensen», som av den internasjonale laksevernorganisasjonen NASCO defineres som «det uønskede gytebestandsnivået hvor rekrutteringen begynner å avta signifikant». For Vossovassdraget er det satt et gytebestandsmål på 2110 kg holaks (Hindar m.fl. 2007). Dette tilsvarer en forventet fekunditet eller eggmengde på om lag tre millioner rogn.

For å beregne oppnåelsen av gytebestandsmålet er det nødvendig med kunnskap om antallet og størrelsesfordelingen av gytebestanden. Disse målene er estimert utfra notfangstene på strekningen Stamnes-Bolstad. Laks som er sluppet videre fra nøtene er merket med et individmerke og innslaget av merket laks i stamfiske er benyttet for å vurdere hvor stor andel av den oppvandrende laksen som faktisk blir fanget i nøtene. Merking ved bruk av et såkalt Floy-merke har vært benyttet i årene 2012-2015 da det årlig ble sluppet fra 124 til 248 Floy-merket laks fra nøtene. Innslaget av disse merkede laksene i stamfiske variert fra 7,9 til 10,8 % noe som indikerer at nøtene fanger en tilsvarende andel av lakseinnsiget til vassdraget. Tilsvarende har det i årene 2016-2021 vært individmerket laks ved bruk av PIT-merker og i disse årene har det årlig vært sluppet fra 39 til 160 PIT-merket laks fra nøtene. Andelen gjenfanget laks i stamfiske har i samme periode variert fra 2,9 til 7,7 % og tilsier sammen med de tidligere resultatene basert på Floy-merker at nøtene har en fangsteffektivitet på om lag 10 % eller lavere. En naturlig kilde til mellomårsvariasjon i fangsteffektivitet er noe variasjon i fangsttinningsantall (dvs. antall dager med notfiske) og i forholdene for notfiske som strøm- og siktforshold.

Imidlertid kan gjenfangstandelen i stamfiske være noe underestimert fordi merket fisk kan bli påvirket av håndtering og merking og derfor bli mindre fangbar i stamfiske f.eks. ved at noen merket fisk ikke vil vandre opp i vassdraget. Utfra gjenfangstdata har vi derfor valgt å benytte et konservativt estimat ved å anta at nøtene fanger fra 10-20 % av laksen som vandrer opp i Vossovassdraget. Med denne tilnærmingen har vi beregnet oppnåelsen av gytebestandsmålet for Vossovassdraget i perioden 2009-2021 basert på at nøtene på strekningen Stamnes-Bolstadjorden fanger enten 20 % eller 10 % av laksen som vandrer opp i vassdraget. Dette må imidlertid sees på som en relativt grov men likevel nyttig tilnærming for å vurdere oppnåelsen av gytebestandsmålet. Utover å beregne oppnåelsen av gytebestandsmålet er notfangstene benyttet til å vurdere i hvor stor grad laks som stammer fra

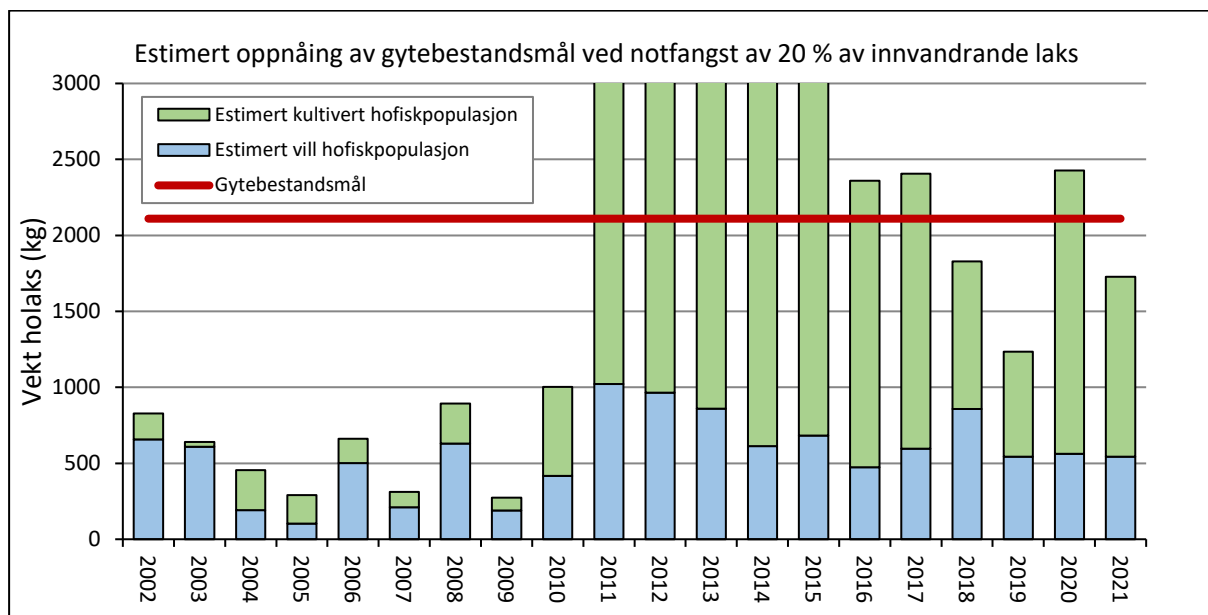
naturlig utvandrende smolt vs. fettfinneklipt og slept klekkerismolt bidrar til å oppnå gytebestandsmålet.

I tillegg har vi for årene 2016 til 2021 benyttet et fangst-gjenfangst estimat basert på PIT-merket laks for å få et mål på antall laks som vandrer opp i vassdraget. I dette estimatet består den merkede delen av bestanden av både PIT-merket laks sluppet fra nøtene og PIT-merket laks registrert på PIT-antennene. Summen av merket laks for hvert av årene 2016 -2021 har da variert fra 141 til 591. Tilsvarende har de årlige fangstene i stamfiske varierte fra 34 til 73 laks, og gjenfangsten av PIT merket laks i stamfiske har variert fra 3,5 til 6,5 %. For å beregne totalbestanden av laks er det benyttet et Petersen-estimat (Ricker 1975) med såkalt Chapman-korreksjon i henhold til likningen: $N = ((M+1)*(C+1))/(R+1)$ hvor N = antall smolt i populasjonen, M = antall merket smolt, C = antall fanget for kontroll av merket og umerket, og R = antall gjenfangster. Denne tilnærmingen gir et estimat for innsiget i årene 2016 til 2021 hvor det laveste estimatet er 670 laks registrert i 2017 og det høyeste er 1388 registrert i 2020 (se **Figur 29**).



Figur 29. Estimert gjennomsnitt med 95 % konfidensintervall for innsig av laks til Vossovassdraget i årene 2016 til 2021 basert på fangst-merke-gjenfangst metodikk.

En oversikt over estimert oppnåelse av gytebestandsmål basert på en antagelse om at 20 % av laksen registrert i notfiske er gitt i **Figur 30**. Figuren viser måloppnåelsen i perioden 2002 til 20201 og viser et markert skifte fra en situasjon med svært lav måloppnåelse i årene 2000-2010, til en situasjon med oppnåelse av gytebestandsmålet i 8 av 11 år i perioden 2011 til 2021. Årsaken er bidraget fra laks som stammer fra slept klekkerismolt. Holaks som stammer fra smoltslepene har vært avgjørende for at gytebestandsmålet har vært oppnådd 2010-2017 og i 2020, og spesielt i årene 2011-2015 da estimerte vekt på hofiskpopulasjonen var hhv. 9400 kg, 8300 kg, 6800 kg, 3900 kg og 4200 kg, og gytebestandsmålet ble oppnådd med god margin. Det er i disse årene en fikk hovedinnsiget fra den oppskalerte smoltproduksjonen i femårsperioden 2009-2013. Etter hvert som effekten av disse slepene fases ut, reduseres også lakseinnsiget, noe som gjenspeiles i årene 2018 til 2021 da gytebestandsmålet bare ble oppnådd i 2020.



Figur 30. Estimert oppnåelse av gytebestandsmålet (2110 kg holaks) i Vossovassdraget for årene 2002-2021 gitt en konservativ forutsetning om at 10-20 % av innvandrende laks registreres i forskningsnøter på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden. Figuren viser 20% fangbarhet, dvs. det mest konservative alternativet. Gytebestanden er estimert utfra en forventning om 1450 egg per kilo hofisk. Det er skilt mellom gytelaks som stammer fra utsett av kultivert smolt, og laks som stammer fra naturlig utvandret smolt. Figuren er basert på notfangster i perioden 2002 til 2021.

I hvor stor grad har så villaks som stammer fra naturlig smoltutvandring oppfylt gytebestandsmålet? Som det framgår av **Figur 30** har det ikke i tidsserien tilbake til 2002 vært et eneste år hvor det estimerte innsiget av villfisk som stammer fra naturlig smoltutvandring har vært høyt nok til å oppfylle gytebestandsmålet. Denne situasjonen har trolig vedvart siden begynnelsen av 1990-tallet og gjenspeiler en fåtallig gytebestand sårbar for påvirkning av rømt oppdrettslaks. Det er derfor ikke uventet at undersøkelser har vist at bestanden er betydelig genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks (Anon 2017, Anon 2021, se **kapittel 3** om genetikk). Tiltakene for å bygge opp gytebestanden basert på tilbakeføring av materiale fra genbanken er ment å reversere denne utviklingen og resultatene viser at en har lyktes med å snu situasjonen slik at en fra 2011 som nevnt har nådd gytebestandsmålet i 8 av 11 år og at andelen av rømt oppdrettslaks er betydelig redusert.

Fra og med 2011 er det registrert en generell økning i innsiget av villaks til Vestlandselvene sammenliknet med foregående år (Skoglund m.fl. 2016). Denne trenden ser en også i Vosso. I årene 2011 til 2021 har innsiget av umerket villaks ikke alene oppfylt gytebestandsmålet, men de høyeste verdiene ble oppnådd i 2011 (48%), 2012 (46 %) og 2018 (41 %), mens oppnåelsen de øvrige årene etter 2011 har variert fra 22% til 30 %. I årene før 2011 var det derimot fire år hvor måloppnåelsen av gytebestandsmålet for umerket villaks var under 10 %. Tallene tyder derfor på et generelt økt innsig og oppnåelse av gytebestandsmål for umerket villaks etter 2011. Ved vurdering av disse resultatene (gitt i **Figur 30**) må en også legge til grunn at de er basert på at 20 % av lakseinnsiget registreres i nøtene. Dette er den mest konservative tilnærmingen gitt antagelsen om at 10-20 % av lakseinnsiget registreres i notfangstene. Om en derimot legger til grunn en antagelse om at 10 % av innsiget tas i nøtene vil det i så fall bety at fra ca. 44% til 60 % av gytebestandsmålet har vært oppnådd ved innsig av umerket villaks de siste årene med unntak av 2018 da 82 % av målet var nådd. Men uavhengig av

om en forutsetter 10% eller 20% fangbarhet i nøtene er det likevel ikke nok umerket villaks til å oppnå gytebestandsmålet i noen av årene.

Basert på den store gytebestanden som vandret opp i vassdraget i årene 2011-2015 og oppnåelse av gytebestandsmålet i 8 av de 11 siste årene siden 2011 (**Figur 30**) er det forventet økt gyting, økt ungfiskproduksjon og en økt smoltutgang. Resultatene fra ungfiskundersøkelsene viser en slik forventet økning (se **kapittel 4** om ungfisk) og det er forventet at dette ga en økt smoltutgang fra og med 2014 eller 2015 og etterfølgende økt innsig av laks til Vosso fra og med 2016. Notfangstene viser imidlertid at dette ikke har skjedd noe markert oppsving i lakseinnsiget til Vosso og en ser derfor foreløpig ikke noen klar respons på de iverksatte tiltakene i form av økt innsig. Årsaken til dette er ikke kjent, men den registrerte økningen i tettheter av ungfisk, estimat for antall utvandrende smolt og merkeforsøk peker på at årsaken er en unormalt lav overlevelse for smolten som vandrer ut fra vassdraget (se etterfølgende kapitler).

2.3.7 Antall og innslag av rømt oppdrettslaks i notfiske i fjordene

Framveksten av oppdrettsnæringen utover på 1980-tallet medførte at rømt oppdrettslaks ble et vanlig innslag i laksebestandene i Hordaland. Etter bestandssammenbruddet på slutten av 1980-tallet var antallet villaks i gytebestanden lavt og rømt oppdrettslaks utgjorde en urovekkende stor del av gytebestanden. Dette illustreres ved data fra stamfiske utført av Voss klekkeri som viser et høyt antall og dominans av rømt oppdrettslaks i fangstene fra 1993 og med få unntak helt fram til 2009 (**Figur 26**). Deretter ble andelen rømt laks betydelig redusert som følge av tiltakene som ga økt innsig av villaks fra smoltslep men så sent som i 2018 utgjorde andelen rømt oppdrettslaks hele 19 % av stamfiskefangstene.

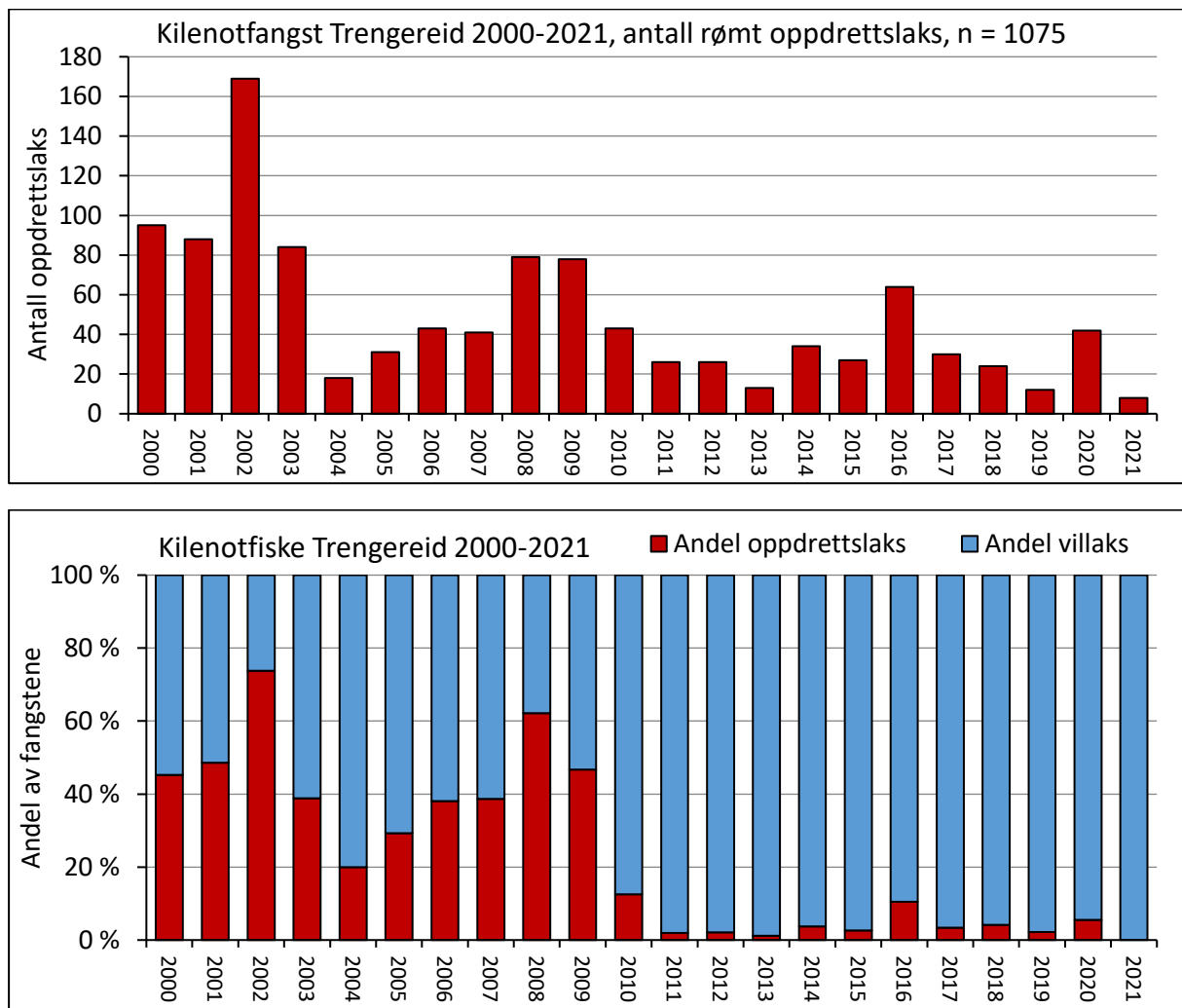
Siden år 2000 er det tatt ut rømt oppdrettslaks i fiske med kile- og sittenot i fjordene. Ved notstasjonen ved Trengereid ble det totalt i perioden 2000-2021 registrert 1075 rømte oppdrettslaks (**Figur 31**), mens det tilsvarende ble registrert 803 oppdrettslaks i nøtene på strekningen Stamnes-Bolstadfjorden (**Figur 32**). Som det framgår av figurene, har antallet rømte oppdrettslaks variert mye mellom år, men på begge stendene ble de høyeste antallene registrert tidlig i undersøkelsesperioden dvs. fram til ca. 2010/2011. På begge lokalitetene har det vært registrert en markert reduksjon i andelen rømt oppdrettslaks fra og med 2010/2011 som særlig skyldes økt antall villaks som stammer fra slep av smolt men også til en viss grad redusert antall rømt oppdrettslaks.

I sin risikovurdering for norsk fiskeoppdrett bruker Havforskningsinstituttet innslaget av rømt laks bestandene som varslingsindikator for å vurdere fare for genetisk innblanding. Grenseverdiene er utarbeidet i samråd med NINA, der <4 % rømt laks indikerer lav risiko, 4-10 % moderat risiko, og >10 % høy risiko for genetiske endringer (Karlsson m.fl. 2014; Diserud m.fl. 2021).

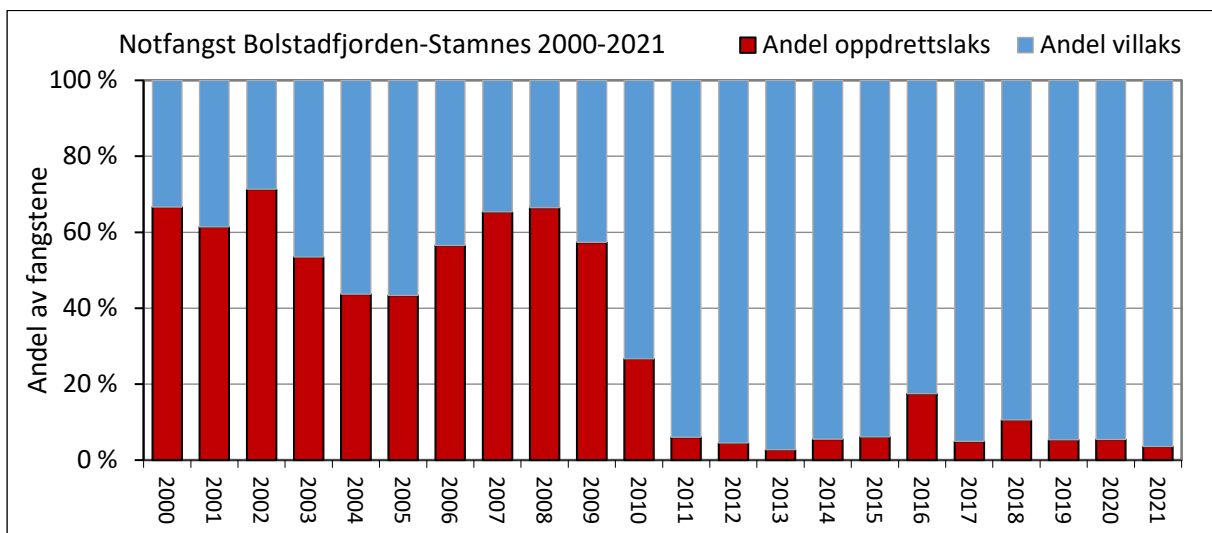
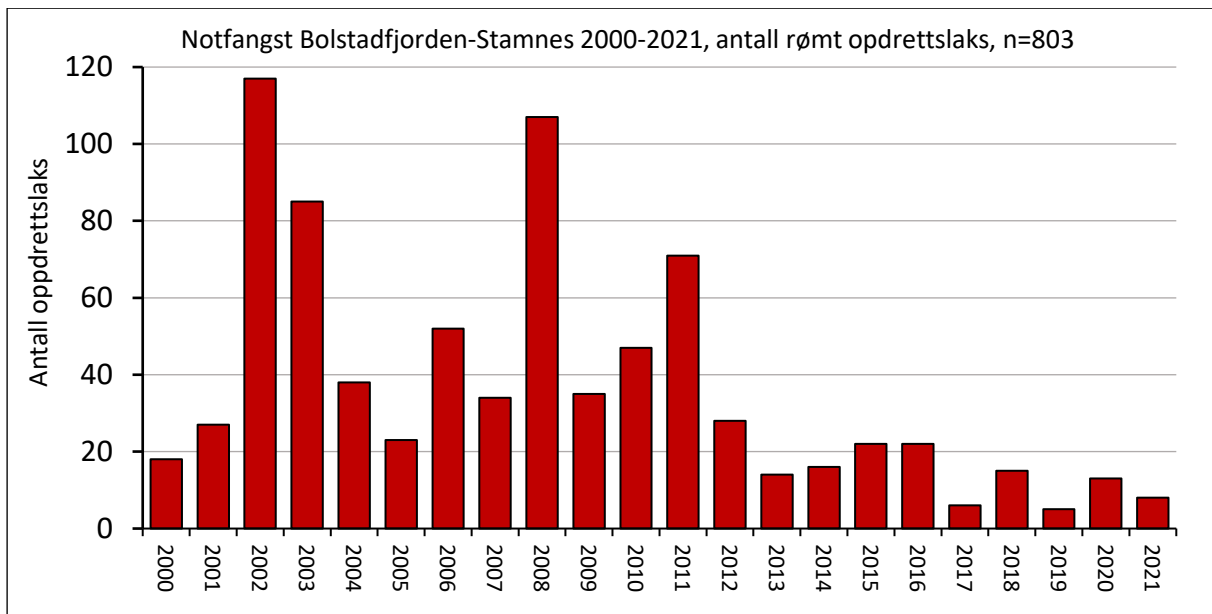
I tidsseriene med notfiske fra Trengereid og Stamnes-Bolstadfjorden ligger andelen rømt oppdrettslaks godt over 10 % i hele perioden 2000-2010, mens det for begge seriene i årene 2011-2015 ble registrert andeler som tilsier fra lav til moderat risiko: Trengereid (1-4 %) og Stamnes Bolstad (3-6 %). I 2016 økte imidlertid antallet rømt oppdrettslaks innfanget ved Trengereid til 55 stk. og innslaget i fangstene økte til 9 %. Tilsvarende ble det i 2016 og i 2020 også registrert en markert økning i andelen rømt fisk i notfangstene i Bolstadfjorden, da andelen var hhv 18 % og 11 % (**Figur 32**). Ved stamfiske i Vossovassdraget ble det i 2016, 2017 og 2018 registrert en økning i innslaget av rømt fisk til hhv. 8 %, 9% og 18 %. Det er rimelig å anta at det samlede uttaket av rømt fisk i sjø og elv i vesentlig grad reduserer innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden i Vossovassdraget.

Vosso er vurdert etter den nasjonale kvalitetsnormen for villaks og delnorm genetisk integritet (Anon 2017, Anon 2021, jmf. **kapittel 3**). I vurderingen av genetisk integritet blir Vosso plassert i kategorien

«svært dårlig» basert på genetiske analyser av innsamlet ungfisk og voksen fisk. Målet for redningsaksjonen er å reetablere den opprinnelige Vossostammen ved å øke innsiget av villaks med opphav i genbanken og redusere påvirkningen fra rømt oppdrettslaks. Når laks som stammer fra smoltslepene nå fases ut er det avgjørende å opprettholde tiltak for å holde innslaget av rømt laks på et lavt nivå. Samtidig vil det bli foretatt genetiske analyser for å evaluere om en lykkes med å reetablere den opprinnelige Vossolaksen. I Vosso ble det allerede i 1996 bekymring for at rømt oppdrettslaks ville erstatte den opprinnelige laksestammen da det ble funnet et høyt innslag av rogn gytt av rømt oppdrettslaks i et utvalg av 36 undersøkte gytegrøper (Sægrov m.fl., 1997).



Figur 31. Antall (øverst) og andel (nederst) rømt oppdrettslaks registrert på kilenotfiske ved Trengereid i perioden 2000-2021. I antallet villaks inngår både umerket og merket villaks (dvs. laks som stammer fra kultivering).

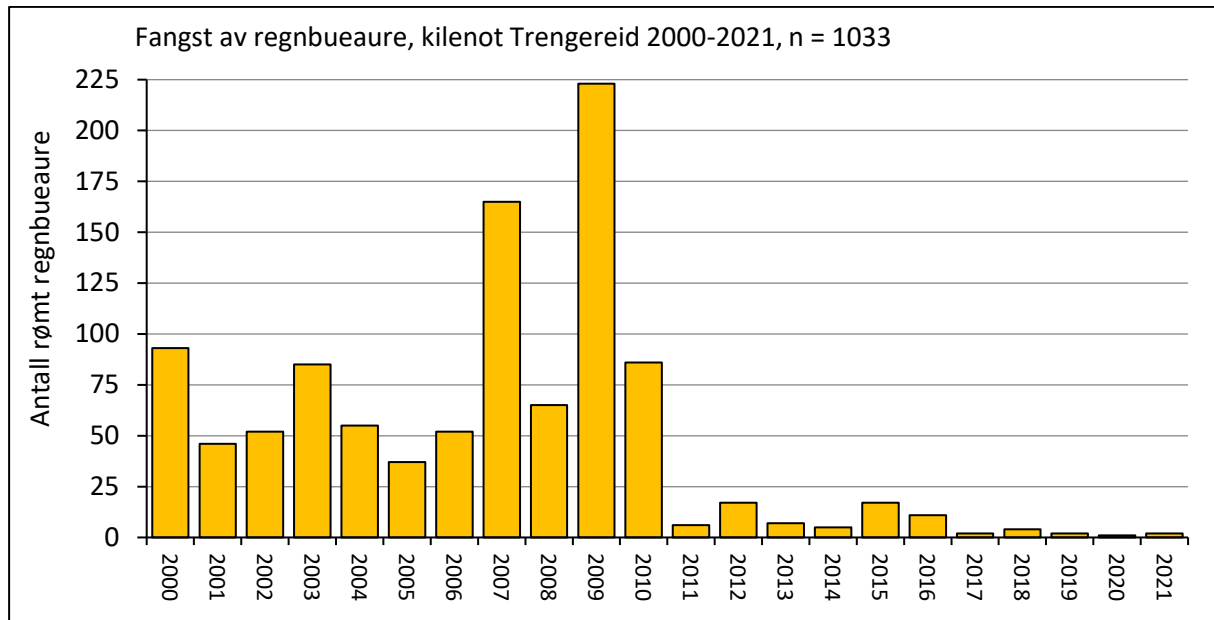


Figur 32. Antall (øverst) og andel (nederst) rømt oppdrettslaks registrert på notfiske ved Stamnes-Bolstadfjorden i perioden 2000-2021. I antallet villaks inngår både umerket og merket villaks (dvs. laks som stammer fra kultivering).

2.3.8 Registrering og uttak av rømt regnbueaure i Osterfjordsystemet

I motsetning til rømt oppdrettslaks som ofte sprer seg raskt vekk fra rømningsstedet og derfor er lite fangbar (Skilbrei m.fl. 2006), er rømt regnbueaure langt mer stasjonær etter rømming (Rikardsen & Sandring 2006; Skilbrei 2012). Dette gjør regnbueauren mer fangbar ved gjengefangstfiske (Barlaup m.fl. 2015). Utover på 2000-tallet ble det fra lokale fiskere i Osterfjordbassenget meldt om jevnlig fangster av regnbueaure, og det var bekymring for høye rømmingstall og uheldige miljøkonsekvenser. Denne problemstillingen ble tatt opp i Vossoprojektet, hvor rømt regnbueaure ble registrert i relativt høyt antall, dvs. fra 38 til 223 stk. i årene 2000-2010 i forskningsnøtene ved Trengereid. Oppdretterne i regi av Vossolaugretta rettet en del av sin innsats på å redusere rømmingene av regnbueaure i Osterfjordsystemet ved å montere såkalte indikatorfeller (storruser) ved oppdrettsanleggene (se bilde). Indikatorfellene, som var i drift i perioden 2010 til ca. 2017, bidro høyst sannsynlig til økt bevissthet om problemstillingen og til den markerte nedgangen av rømt regnbueaure registret siden 2010. I løpet av de elleve årene 2000-2010 ble det i sum tatt 959 rømte regnbueaure (dvs. 87

regnbueaure per år), mens det i de etterfølgende sju årene 2011-2017 i sum ble tatt 74 regnbueaure på notfiske (dvs. 6.7 stk. per sesong). Disse tallene illustrere den markerte endringen som har funnet sted når det gjelder rømming av regnbueaure i Osterfjordsystemet siden 2010. I løpet av de siste fem årene, 2017-2021, er det bare tatt fra en til fire rømte regnbueaurer per sesong ved kilenotfiske på Trengereid (**Figur 33**).



Figur 33. Antall rømt regnbueaure registrert og tatt ut per år på kilenotfiske ved Trengereid i perioden 2000-2021.



Bildet viser indikatorfelle, dvs. den spesialtilpassede storrusa som ble utviklet i Vossosamarbeidet. Denne rusetypen, som har vært i drift siden 2010, har vist seg å være et effektivt redskap for å fange rømt regnbueaure som svømmer rundt oppdrettsanleggene.

2.4 Referanser

- Anon. 2017. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 5, 81 s.
- Anon. 2021. Status for norske laksebestander i 2021. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 16, 227 s.
- Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Velle, G., Espedal, E.O., Stranzl, S., Skår, B., Wiers, T. & Birkeland, I.B. 2015: Oppfølging og tiltak etter rømmingen av regnbueaure fra Angelskår i Sørfjorden januar 2015. LFI-rapport nr. 250.
- Bolstad, G.H., Hindar, K., Robertsen, G., Jonsson, B., Sægrov, H., Diserud, O.H., Fiske, P., Jensen, A.J., Urdal, K., Næsje, T.F., Barlaup, B.T., Florø-Larsen, B., Lo, H., Niemelä, E., & Karlsson, S. 2017. Gene flow from domesticated escapes alters the life history of wild Atlantic salmon. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 0124
- Bolstad GH, Karlsson S, Hagen I, Fiske P, Urdal K, Sægrov H, Florø-Larsen B, Sollien VP, Østborg G, Diserud OH, Jensen A, Hindar K. 2021. "Introgression from farmed escapees affects the full life cycle of wild Atlantic salmon." *Science Advances* 7(52).
- Diserud OH, Hindar K, Karlsson S, Glover KA, Skaala Ø. 2020. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2020. NINA Rapport 1926. Norsk institutt for naturforskning. ISBN: 978-82-426-4702-3
- Energi- og miljøkomiteen. 2007. Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder Innst. S. nr. 183.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P. & Dunkley, D.A. 1998. Marine temperatures experienced by postsmolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North Sea area. *Fisheries Oceanography* 7: 22-34.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I. A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W. C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B. H., Youngson, A. F., Webb, J. H., Vøllestad, L. A. Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T. P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Reviews*, 82: 173-211.
- Henden, G.O. 1997. Notat frå Voss klekkeri; spørsmål og vurderingar til rapporten om laksebestanden i Vossovassdraget, utført av Harald Sægrov med fleire. - Voss klekkeri 28. november 1991, 1s.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226, 78 s
- 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.
- Karlsson, S., Diserud, O. H., Moen, T., & Hindar, K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. *Ecology and Evolution*, 4: 3256-3263.
- NOU. 1999. 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. Norsk offentlig utredning. 1999. 297s.
- Rikardsen, A. H. and S. Sandring, 2006. Diet and size-selective feeding by escaped hatchery rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *ICES Journal of Marine Science* 63: 460–465.
- Skilbrei, O.T., Holst, J.C. & M. Holm. 2006. Oppsummering av kunnskapsstatus innen rømming av oppdrettslaks – Tiltak for gjenfangst etter rømming. *Havforskningsinstituttet – fisken og havet nr. 7 2006*
- Skilbrei, O.T. 2012. The importance of escaped farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a vector for the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*) depends on the hydrological conditions in the fjord. *Hydrobiologia*. Volume 686, issue 1, pp 287-297.

- Skoglund, H. Barlaup, B.T., Normann, E.S., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skår, B., Pulg, U., Vollset, K.W., Velle, G. Gabrielsen, S.-E. & Stranzl S. 2016. Gytefisktelling og uttak av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2015. LFI Uni Miljø, rapport nr 266. 40 s. https://uni.no/media/manual_upload/LFI_266.pdf.
- Stortingsproposisjon nr. 32. 2006. Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevasdrag og laksefjorder (2006-2007).
- Størkensen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. DN-rapport, 1992-6. 89 s.
- Sægvog, H., Hindar, K., Kålås, S., & Lura, H. (1997). Escaped farmed Atlantic salmon replace the original salmon stock in the River Vosso, western Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 54(6), 1166-1172.
- Taylor, E. B. 1991. A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture* 98: 185-207.
- Tveit, L. 2002. Driftsplan for Vossovassdraget.
- Vollset, K.W., Urdal, K., Utne, K., Thorstad, E., Sægvog, H., Raunsgard, A., Skagseth, Ø., Lennox, R.J., Østborg, G.M., Jensen, A.J., Bolstad, G. & Fiske, P. 2022. Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. *Science Advances* 8(9), doi: 10.1126/sciadv.abk2542.

3 Genetiske analyser av Vossolaksen

Sten Karlsson, Sebastian Wacker og Ola H. Diserud
Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, N-7485 Trondheim.
sten.karlsson@nina.no, sebastian.wacker@nina.no, ola.diserud@nina.no

Sammendrag

De viktigste formålene med genetiske analyser av Vossolaksen, fra et bevaring- og forvaltningsperspektiv, er å kartlegge og overvåke grad av innkrysning med rømt oppdrettslaks, effektivt antall gytefisk og undersøke den genetiske strukturen av de ulike bestandene i regionen med spesielt fokus på Vossolaksens egenart. Det er en høy grad av innkrysning av rømt oppdrettslaks i Vossobestanden, både i naturlig produsert laks og i utsatt fisk fra genbanken. Fordi all stamlaks som har blitt tatt inn i genbanken skal ha blitt kontrollert for opphav i rømt oppdrettslaks var det en forventning om en lavere grad av innkrysning i avkom etter disse sammenliknet med naturlig produsert laks. En mulig forklaring på at det likevel var høy grad av innkrysning også i kultivert laks er at noen familier i genbanken har hatt opphav i rømt oppdrettslaks og blitt satt ut før den genetiske opphavskontrollen fantes. Vi anbefaler at overvåkingen av rømt oppdrettslaks og innkrysning av rømt oppdrettslaks fortsetter. Sammenlikning av genetisk variasjon mellom Vosso og andre laksebestander i regionen viste at bestandene er genetisk forskjellige, unntatt Daleelva som viste stor genetisk likhet med Ekso. Videre analyser vil kunne avdekke i hvilken grad kultivering av laks i bestandene bidrar til å utjevne genetiske forskjeller. Det ble gjort en grundig vurdering av muligheten for å benytte genetiske markører til å estimere effektivt antall gytefisk i Vossovassdraget. Ved et tilstrekkelig antall markører, og tilstrekkelig store og representative stikkprøver av ungfisk, vurderes denne metoden som lovende for en nøyaktig overvåking av bestanden i Vossovassdraget. Vi anbefaler at prøvetakingen av ungfisk som ble gjort i 2020 videreføres, men med flere stikkprøver fra Vosso og med noen flere stikkprøver fra områdene Raundselve og Langebrua.

3.1 Datamateriale

Datamaterialet består av stikkprøver av voksen laks fra 1977 til 2021 og ungfiskprøver fra 2019 og 2020 (tabell 1). Prøvematerialet er i stor grad det samme presentert av Karlsson m.fl. (2020), men er her utvidet med flere nyere prøver av stamfisk og et omfattende prøvemateriale av ungfisk i 2020. I tillegg har vi i denne rapporten inkludert prøver fra andre vassdrag i regionen (Loneelva, Arnaelva, Daleelva, Ekso, Modalselva og Frøysetelva).

Arvestoffet ble ekstrahert fra skjellprøver med DNEASY kit fra QIAGEN og prøvene ble analysert for genetisk variasjon i 96 SNP-markører genotypet med EP1™ 96.96 Dynamic array IFCs SNP-genotypingsplattformen (Fluidigm), unntatt den historiske stikkprøven fra 1977, -78 der en annen genotypingsplattform ble benyttet og kun for de markørene som blir brukt til å estimere innkrysning. Førtiåtte av SNP-markørene ble brukt for å estimere innkrysning av rømt oppdrettslaks (Karlsson m.fl. 2011). To av SNP-ene (Vgll3 og Six-6) er ikke nøytrale og koblete til alder ved kjønnsmodning (Barson m.fl. 2015) og ble til sammen med 68 Nøytrale SNPer i kjerne DNA og 15 SNPer i det mitokondrielle arvestoffet benyttet til å undersøke Vossolaksens genetiske egenart sammenliknet med de omkringliggende laksebestandene i regionen. Stikkprøven av årsyngel fra 2019 og ettåringer fra 2020 ble analysert for ytterligere 96 SNP-markører for å få sikrere identifisering av hel- og halvsøsken og ubeslektede individer og dermed også sikrere estimater av effektivt antall gytefisk og en bedre vurdering av muligheten for å overvåke bestanden med denne metoden.

Tabell 1. Prøvemateriale av laks fra Vossovassdraget som ligger til grunn for de genetiske analysene i denne rapporten. Ut fra aldersbestemmelse av ungfisk (ad/juv) og innsamlingsår er prøvene tilordnet gyteårsklasse. Tabellen angir innsamlingsår og gyteår for hver stikkprøve, om stikkprøven er av voksen laks (ad) eller ungfisk og da med alder, hvorvidt stikkprøven er av utsatt smolt eller naturlig produsert (vill), estimert grad av innkryssning med rømt oppdrettslaks (Innkryssning %) i de ulike stikkprøvene og hvorvidt denne er signifikant forskjellig fra null (* = P<0,05, ** = P< 0,01, *** = P< 0,001) , ns = ikke signifikant), estimert effektivt antall gytefisk (Neb) og kommentarer med informasjon om innsamlingsområde eller om det er stamfisk.

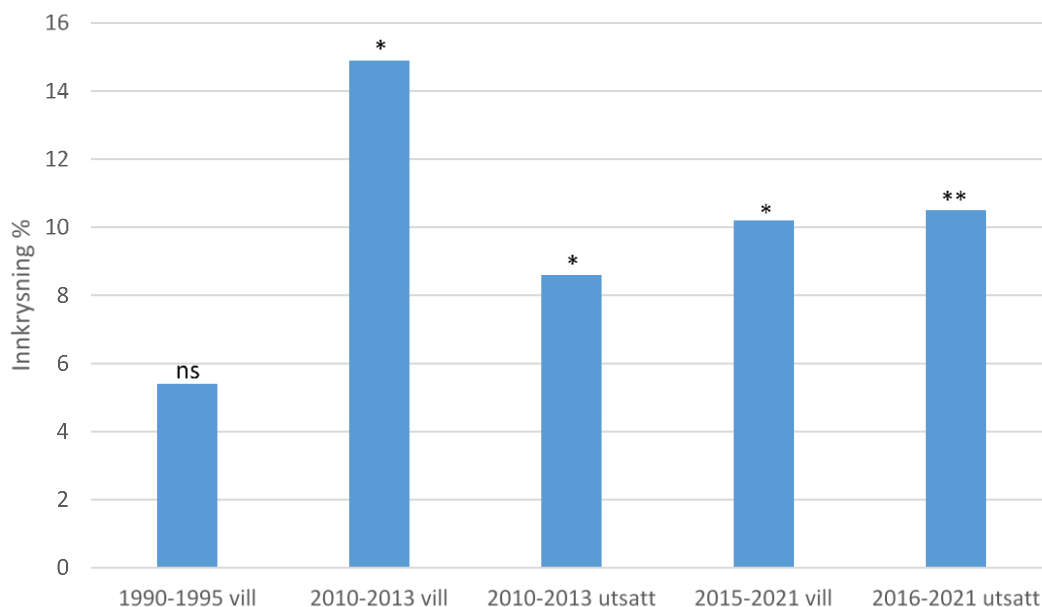
Innsamlingsår	Gyteår	N	ad/juv	utsatt/vill	Innkryssning %	Neb	Kommentar
1977-1978	Na	40	ad	vill	0	Na	Historisk ref.
1990-1995	Na	49	ad	vill	5,4 % ns	na	
2010-2013	Na	41	ad	vill	14,9 % *	na	
2010-2013	Na	35	ad	utsatt smolt	8,6 % *	na	
2015-2021	Na	71	ad	vill	10,2 % *	na	stamfisk
2016-2021	Na	88	ad	utsatt smolt	10,5 % **	na	stamfisk
2017-2018	Na	79	ad	vill	4,8 % ns	na	Bolstadfjorden
2019	2018	39	0+	vill	12,7 % ***	40 (26-65)	Bolstadelva
2019	2017	40	1+	vill	7,0 % ns	47 (30-78)	Bolstadelva
2019	2018	58	0+	vill	11,6 % ***	64 (43-98)	Vosso
2019	2017	54	1+	vill	2,5 % ns	58 (39-89)	Vosso
2020	2019	33	0+	Vill	0,2 % ns	36 (22-63)	Bolstadelva
2020	2018	34	1+	vill	1,6 % ns	41 (26-69)	Bolstadelva
2020	2017	31	2+	vill	0,0 % ns	53(33-93)	Bolstadelva
2020	2019	19	0+	Vill	15,9 % *	43 (24-99)	Raundselta
2020	2018	19	1+	vill	5,4 % ns	21 (11-44)	Raundselta
2020	2019	18	0+	vill	21,0 % ***	30 (16-63)	Langebrua
2020	2018	20	1+	vill	12,2 % ns	35 (20-71)	Langebrua
2020	2019	54	0+	Vill	11,8 % ***	44 (27-71)	Vosso
2020	2018	61	1+	Vill	9,3 % *	87 (56-152)	Vosso
2019, 2020	2018	74	0+, 1+	vill	7,8 % *	49 (33-75)	Bolstadelva
2019, 2020	2017	71	1+, 2+	vill	3,2 % ns	69 (48-101)	Bolstadelva
2019, 2020	2018	119	0+, 1+	vill	10,4 % ***	80 (57-113)	Vosso

3.2 Innkrysning av rømt oppdrettslaks

Innkrysning av rømt oppdrettslaks ble estimert for hvert enkelt individ i henhold til den statistiske metoden beskrevet av Karlsson m.fl. (2014) og er den samme som den som benyttes til den nasjonale overvåkingen av innkrysning i henhold til kvalitetsnormen (Diserud m.fl. 2020).

3.2.1 Innkrysning i voksen laks fra Vossovassdraget

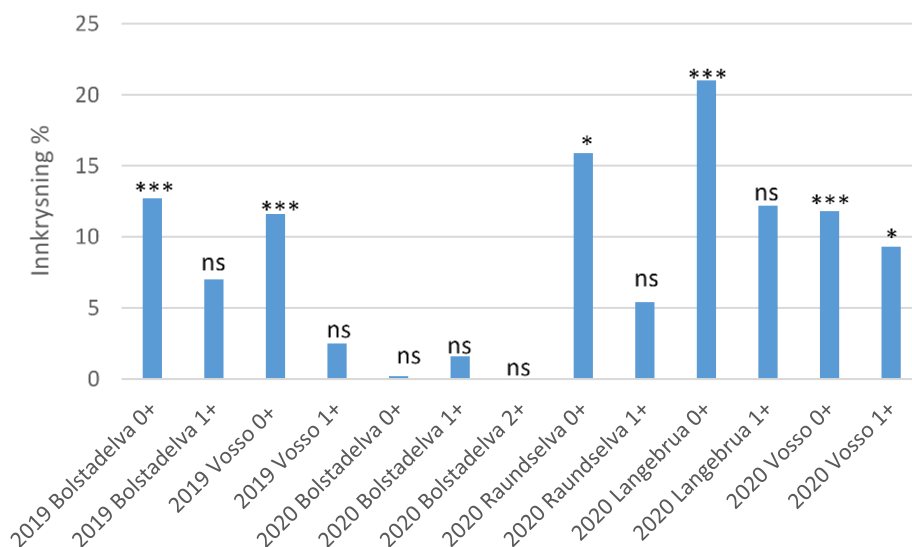
Graden av innkrysning av rømt oppdrettslaks er gjennomgående høy, og bestanden er kategorisert som i svært dårlig tilstand med store genetiske endringer påvist (Diserud m.fl. 2020). Bakgrunnstallene er i stor grad der samme som de presentert av Karlsson m.fl. (2020), men flere nyere prøver av naturlig produsert (vill) og utsatt fisk fra anlegg (utsatt) har tilkommet fra innsamling av stamfisk i 2020 og 2021 og dette har forandret bildet over forskjellen mellom naturlig produsert og utsatt fisk (**Figur 34**). I Karlsson m.fl. (2020) ble det presentert en betydelig større grad av innkrysning i naturlig produsert laks sammenliknet med utsatt laks, slik som forventet utfra at stamlaks til utsettinger er kontrollert for opphav. Den mest nærliggende forklaringen på hvorfor de siste årene med laks kategorisert som utsatt laks viser forholdsvis høy grad av innkrysning er at de består av familier fra genbanken med opphavsforeldre med stor grad av innkrysning som ble etablert før den genetiske opphavskontrollen. Familiene i genbanken har blitt genetisk analysert for mulig innkrysning med rømt oppdrettslaks, men noen av disse familiene har da allerede blitt satt ut før denne testen ble gjennomført (Bjørn Bjøru VI, pers med.). En annen mulig forklaring er at laksen har blitt feilklassifisert som utsatt eller vill. Veterinærinstituttet har gått igjennom skjellanalysene på nytt uten at dette kunne forklare resultatene; noen få ble omklassifisert som vill og none få ble omklassifisert som utsatt smolt.



Figur 34. Estimert grad av innkrysning (%) av rømt oppdrettslaks i voksen laks fanget i Vossovassdraget, fordelt til tre ulike tidsperioder og kategorisert som naturlig produsert (vill) eller utsatt fra anlegg (utsatt). * angir en signifikant innkrysning med en P-verdi < 0,05, ** med en P-verdi > 0,01 og *ns* er ikke signifikant.

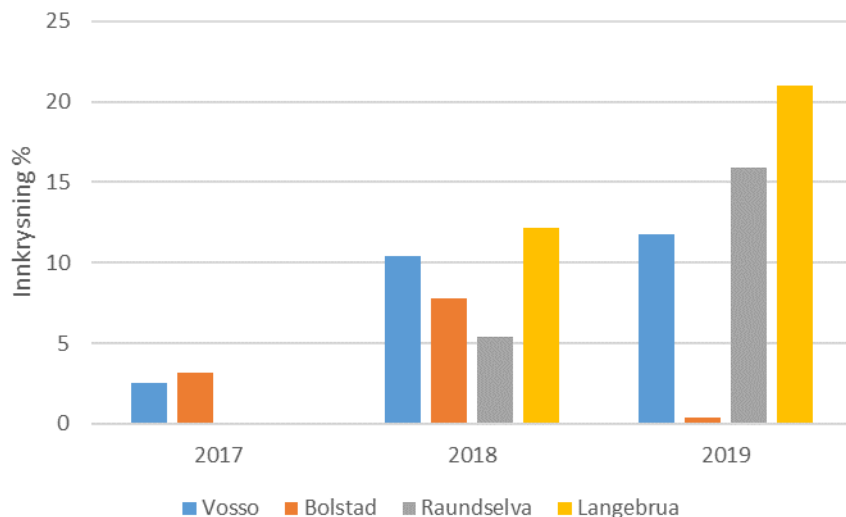
3.2.2 Innkrysning i ungfisk fra Vossovassdraget

Det var gjennomgående høy grad av innkrysning i stikkprøvene av ungfisk fra Vossovassdraget, men også store variasjoner mellom år og mellom stikkprøver fra de ulike områdene i vassdraget (Figur 35). Grad av innkrysning av rømt oppdrettslaks er et mål på den akkumulerte graden av innkrysning over mange generasjoner og inkluderer både innkrysning i tidligere generasjoner og ny innkrysning av rømt oppdrettslaks. Det forventes derfor at graden av innkrysning kan variere mye mellom ulike årsklasser og at variasjoner kan være større mellom stikkprøver av ungfisk som har opphav i én eller få årsklasser enn mellom stikkprøver av voksen laks som ofte har opphav i mange årsklasser.



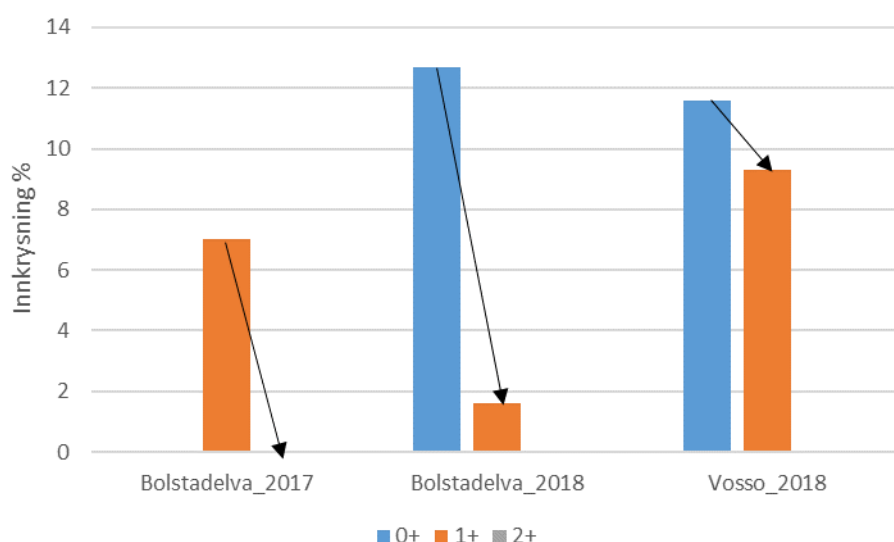
Figur 35. Estimert grad av innkrysning (%) av rømt oppdrettslaks i ungfisk, fordelt til ulike aldersklasser og fangstområde i Vossovassdraget i 2019 og 2020. * angir en signifikant innkrysning med en P-verdi < 0,05, *** med en P-verdi < 0,001 og ns er ikke signifikant.

Når stikkprøvene grupperes til gyteårsklasser og de ulike områdene av Vossovassdraget er det tydelig at variasjonen er stor mellom årsklasser, men også mellom de ulike områdene i vassdraget (Figur 36). I gyteårsklassene 2018 og 2019 var det størst grad av innkrysning i ungfisk fanget ved Langebrua, men utfra den store variasjonen og ikke systematiske forskjellen i grad av innkrysning mellom de andre områdene er det vanskelig å si noe sikkert om innkrysning generelt skjer i større eller mindre grad i de ulike områdene, og Karlsson m.fl. (2020) viste også at det ikke var noen tydelig forskjell i innkrysning mellom de ulike elfiskestasjonene i Bolstadelva og Vosso.



Figur 36. Estimert grad av innkrysning (%) av rømt oppdrettslaks i ungfisk av ulike aldersgrupper til gyteårsklasse og til hvilken del av Vossovassdraget de ble fanget. For gyteårsklasse 2017 finnes ikke stikkprøver fra Raundselva og Langebrua.

I en studie av innkrysning i ungfisk i Altaelva ble det vist at graden av innkrysningen ble redusert med økende alder innen gyteårsklasser (Wacker m.fl. 2021). Datamaterialet fra Vossovassdraget inneholder også prøver av ungfisk av ulike aldre innen samme årsklasse og i likhet med studien fra Alta er estimert grad av innkrysning mindre i den eldre ungfisken sammenliknet med fisk som er ett eller to år yngre (**Figur 37**). For gyteårsklasse 2017 i Bolstadelva ble estimert grad av innkrysning redusert fra 7 % til 0 % fra ettåringer til toåringer og fra 12,7 % i nullåringer til 1,6 % i ettåringer i gyteårsklasse 2018, og i Vosso var estimert innkrysning i nullåringer 11,6 % og 9,3 % i ettåringer fra gyteårsklasse 2018.

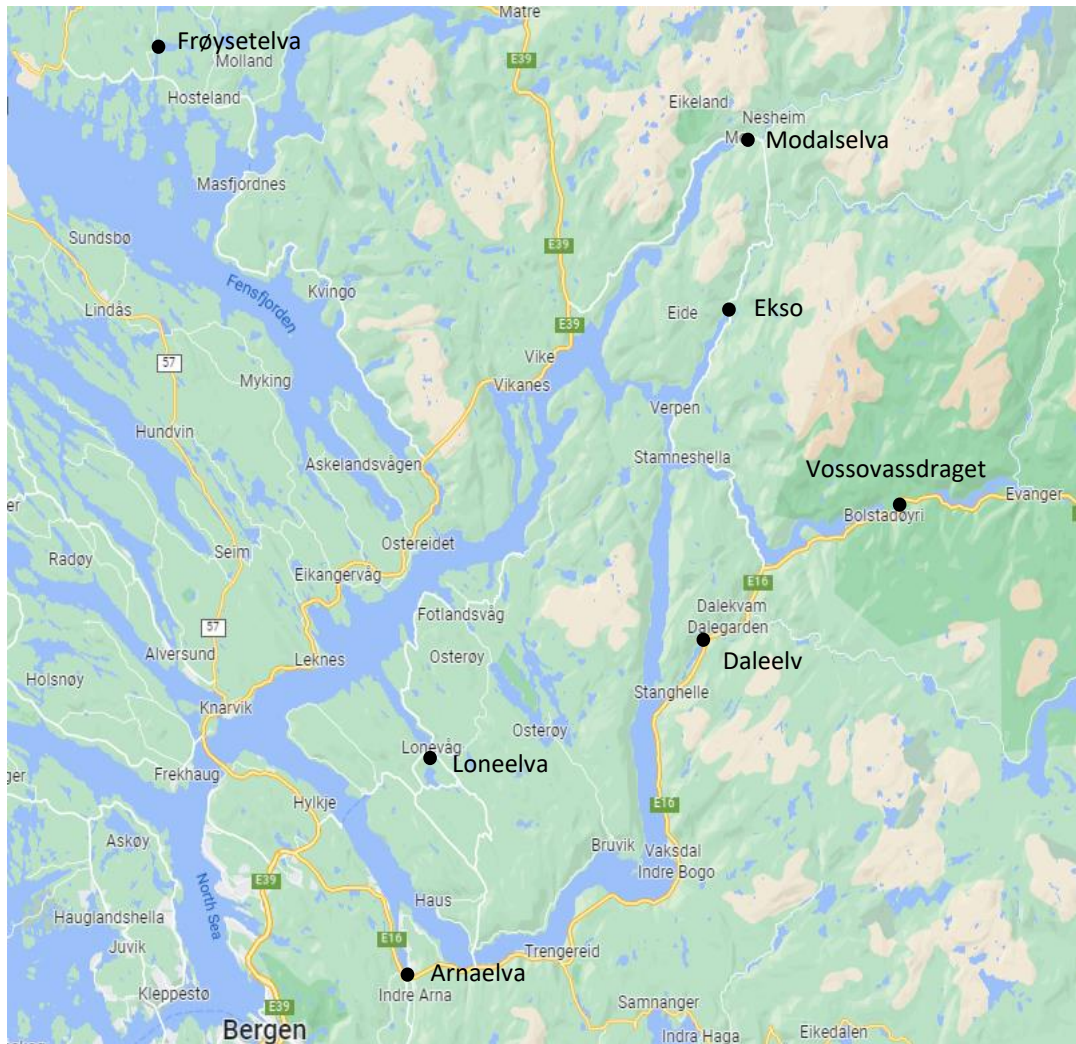


Figur 37. Estimert grad av innkrysning (%) av rømt oppdrettslaks i ungfisk fra Vosso og Bolstadelva gruppert til gyteårsklasse og alder. Reduksjon i estimert innkrysning med økende alder er indikert med piler. For gyteårsklasse 2017 i Bolstadelva ble ettåringer og toåringer sammenliknet (0 % estimert innkrysning i toåringene).

3.3 Genetisk struktur

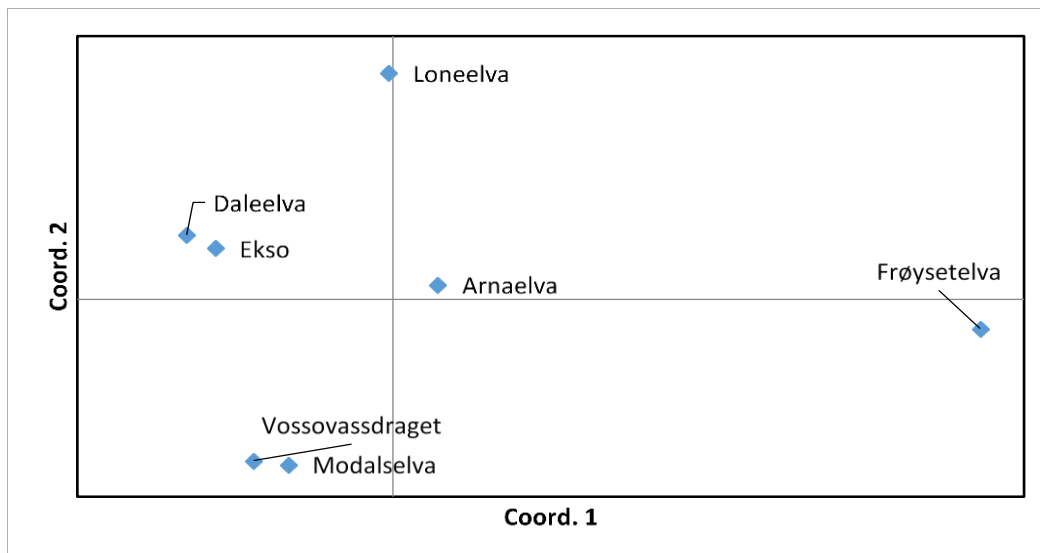
Laksebestandene i Osterfjorden er oppdelt i genetisk adskilte bestander, men er som gruppe mer genetisk forskjellig fra Frøysetelva som ligger i en egen fjord (Fensfjorden) nord for Osterfjorden, enn mellom de ulike bestandene i Osterfjorden. Modalselva har blitt reetablert med Vossolaks fra genbanken (Gabrielsen m.fl. 2021) og viste, som forventet, meget stor genetisk likhet med Vossovassdraget. Vossovassdraget viste en genetisk egenart, målt med flere ulike typer av genetiske markører. Daleelva og Ekso viste også små genetiske forskjeller seg imellom. En mulig forklaring til dette er at Ekso mottar et relativt stort antall feilvandrere fra utsetninger i Daleelva, men dette gjenstår å undersøke nærmere. I denne analysen har vi kun brukt nyere stikkprøver og vi kan derfor ikke si noe om hvordan den genetiske strukturen har vært historisk, men det er rimelig å anta at både kultivering i disse vassdragene og den omfattende graden av innkryssning av rømt oppdrettslaks (Diserud m.fl. 2020) har bidratt til å utjevne genetiske forskjeller og dermed også brutt ned lokale genetiske tilpasninger. Oppfølgende analyser av historiske prøver vil kunne bidra til å forstå den genetiske utviklingen i disse bestandene. I det følgende presenterer vi analyser av den genetiske strukturen målt med nøytrale og funksjonelle genetiske markører.

Genetiske forskjeller mellom laksebestander i regionen (**Figur 38**) ble undersøkt med både nøytrale og funksjonelle genetiske markører i kjerne-DNA og med genetiske markører i mitokondrielt DNA. Stikkprøvene fra de ulike bestandene er 66 individer av voksen laks fra 2020 og 2021 fra Loneelva, 85 individer av voksen laks fra 2020 og 2021 fra Arnaelva, 135 individer av voksen laks fra 2020 og 2021 fra Daleelva, 442 individer av ungfisk fra 2020 og 2021 fra Ekso, 192 individer av ungfisk fra 2021 fra Modalselva, 97 individer av voksen laks fra 2011-2015 fra Frøysetelva og 142 individer av voksen laks fra 2016-2021 fra Vossovassdraget. Test for allelfrekvensforskjeller og estimert genetisk distanse (F_{ST}) ble gjort i Genepop 4.1.4 (Raymond & Rousset 1995) og strukturen visualisert i et prinsippal koordinat-analyse plott i Genlax 6.502 (Peakall & Smouse 2006). Variasjon i 15 SNP-markører i det mitokondrielle arvestoffet ble satt sammen til haplotyper, og sammensetningen av haplotyper i de ulike bestandene ble visualisert i kakediagram.



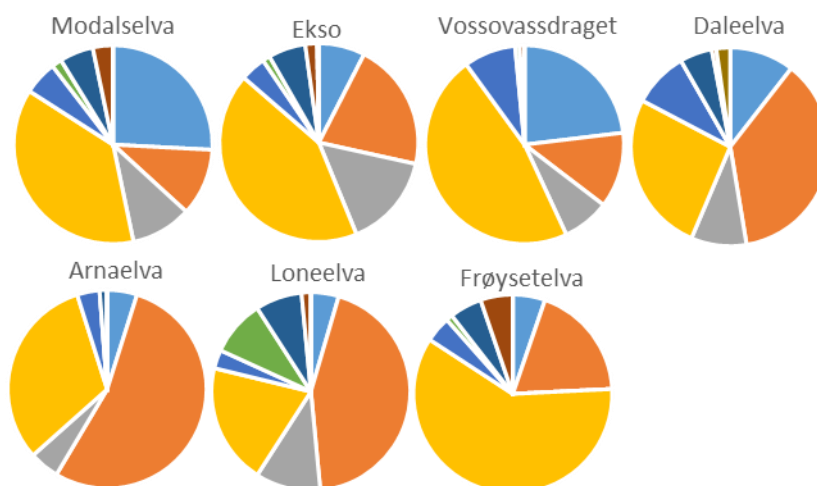
Figur 38. Kart over Osterfjorden og Fensfjorden som viser vassdragene med laksebestander som er genetisk sammenliknet.

Nøytrale genetiske markører i kjerne-DNA viste signifikante genetiske forskjeller mellom alle laksebestandene, unntatt mellom Vossovassdraget og Modalselva. Estimert genetiske distanse (F_{ST}) varierte mellom 0,03 (Frøysetelva og Modalselva) og 0,0018 (Vosso og Modalselva). De parvise genetiske distansene viste at Frøysetelva, som ligger utenfor Osterfjordsystemet, skiller seg ut fra de andre bestandene, at Daleelva og Ekso danner ett par, Vosso og Modalselva ett annet par, mens Loneelva og Arnaelva ikke grupperes til noen bestand (**Figur 39**). Fordi Modalselva har blitt reetablert med Vossolaks fra Genbanken er dette resultatet som forventet, men det er uklart hvorfor Ekso oppviser stor likhet med Daleelva.



Figur 39. Parvise genetiske distanser (F_{ST}) mellom laksebestander i Osterfjordsystemet og Frøysetelva, basert på genetisk variasjon i 68 nøytrale SNP-markører og visualisert i et prinspal koordinatanalyse plott.

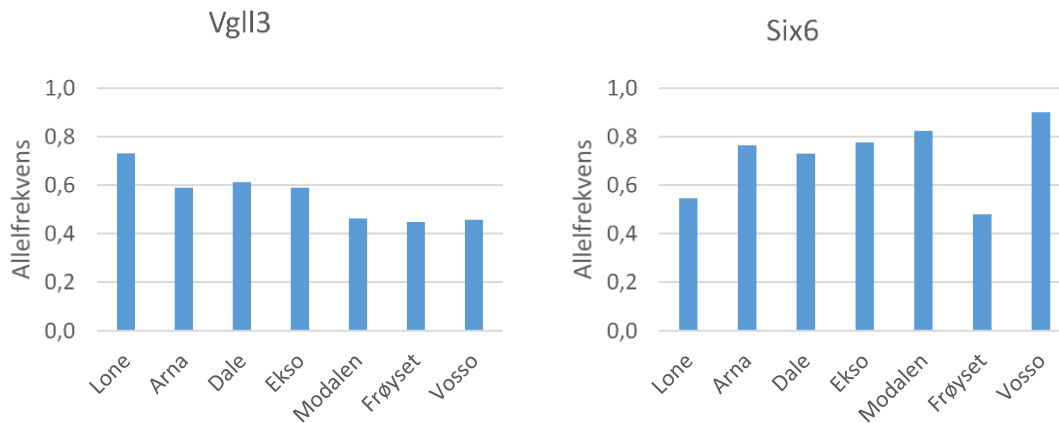
Den genetiske variasjonen i det mitokondrielle arvestoffet viste, i likhet med SNP-er i kjerne-DNA, stor likhet mellom Vossovassdraget og Modalselva, og at Frøysetelva skiller seg ut fra laksebestandene i Osterfjordsystemet (**Figur 40**).



Figur 40. Mitokondrielle haplotyper representert ved ulike farger og relative frekvens i laksebestander i Osterfjordsystemet og i Frøysetelva.

Parvise sammenlikninger mellom bestander i de funksjonelle genetiske markørene Vgll3 og Six-6 viste alt fra meget store til ingen genetiske forskjeller (**Figur 41**). Genetiske forskjeller i Vgll3 og Six-6 vil i stor grad bero på seleksjonsforskjeller i de ulike laksebestandene og det kan derfor være store forskjeller mellom nærliggende bestander der de genetiske forskjellene målt med nøytrale genetiske markører er små, men også små forskjeller mellom bestander langt ifra hverandre (Barson m.fl. 2015).

Allelfrekvensen i Frøysetelva for Vgll3 var for eksempel lik den i Modalselva og Vossovassdraget mens med nøytrale genetiske markør var Frøysetelva mest forskjellig fra alle de andre bestandene, mens for Six-6 var Frøysetelva mest forskjellig. I likhet med de nøytrale genetiske markørene var også allelfrekvensen i Vgll3 og Six-6 lik mellom Vossovassdraget og Modalselva. De små forskjellene mellom Daleelva og Ekso antyder et betydelig genflyt mellom disse bestandene. Denne genflyten vil motvirke eventuelle lokale genetiske tilpasninger, slik som observert ved de små forskjellene i de funksjonelle markørene Vgll3 og Six-6. Videre analyser med genetisk tilordning av fisk fanget i Ekso til stamfisk fra Daleelva vil kunne avdekke omfanget av en slik feilvandring.



Figur 41. Allelfrekvens i de funksjonelle genetiske markørene Vgll3 og Six-6 i laksebestander i Osterfjorden og i Frøysetelva

3.4 Effektivt antall gytefisk (Neb)

Effektivt antall gytefisk er et standardisert mål på hvor mange gytefisk som fører sine gener videre til neste generasjon. Beregning av effektivt antall gytefisk tar utgangspunkt i en idealisert bestand der parring skjer tilfeldig, der det er like mange hunner som hanner og variasjon i antall avkom er likt gjennomsnittlig forventet antall avkom i en bestand som opprettholder seg selv, det vil si to. Effektivt antall gytefisk kan direkte relateres til genetisk drift og tap av genetisk variasjon og er derfor sentralt i overvåking og bevaring av bestander. Vi estimerte effektivt antall gytefisk (Neb) i Bolstadelva, Vosso, Raundselva og Langebrua i gyteårene 2017, 2018 og 2019. Effektivt antall gytefisk var størst i Vosso (44 – 135), fulgt av Bolstadelva (36 – 69 gytefisk), Langebrua (30 – 38) og Raundselva (21 – 43) (**Tabell 1**). Det er betydelig usikkerhet i estimering av effektivt antall gytefisk utfra slektskap blant ungfisk. Denne usikkerheten påvirkes av antall genetiske markører, antall prøver og romlig fordeling av ungfisk i elva (Wacker et al. 2022). Disse faktorene forventes alle å føre til underestimering av effektivt antall gytefisk. Vi undersøkte denne usikkerheten nærmere for Bolstadelva og Vosso for gyteår 2018.

Undersøkelsen viser at prøvetaking av ungfisk i Vossovassdraget er godt egnet for estimering av effektivt antall gytefisk. Estimeringen blir betydelig sikrere ved å øke antall genetiske markører, og i Vosso ville et økt antall prøver også gi et sikrere estimat. Bruk av fem til seks innsamlingsstasjoner med forholdsvis likt antall prøver i Bolstadelva og Vossovassdraget var viktig for estimeringen og et økt antall stasjoner i Raundselva og Langebrua ville gi bedre grunnlag for estimering av effektivt antall gytefisk i disse delene av vassdraget. Kunnskap om utviklingen av effektivt antall gytefisk over tid er av stor verdi for genetisk overvåking av bestanden. Estimaten blir mest sammenliknbare over tid hvis innsamling (antall stasjoner og antall prøver) og genotyping (antall markører) holdes mest mulig likt.

Den relative utviklingen over tid er under disse forhold mindre påvirket av usikkerhet i estimeringen enn absolutt effektivt antall gytefisk for et gitt gyteår.

Effektivt antall gytefisk ble estimert i programmet COLONY (Jones & Wang 2010). Programmet estimerer effektivt antall gytefisk for foreldregenerasjonen utfra andelen halv- og helsøsken blant alle parvise sammenlikninger mellom ungfisk. Den brukte metoden er nærmere beskrevet i Wacker et al. 2022. Vi undersøkte betydning av antall markører, antall prøver og romlig fordeling av ungfisk i elva for estimering av effektivt antall gytefisk for gyteår 2018 materiale, som ble genotypet for et større antall genetiske markører.

Helsøskenpar ble nesten utelukkende funnet innenfor samme elvedel (41 av 42). Av 438 halvsøskenpar ble 351 par (80%) funnet innenfor samme elvedel. Dette var en betydelig høyere andel enn forventet ved en tilfeldig romlig fordeling av søsken (37%). Andelen halvsøskenpar som ble funnet i ulike elvedeler var også lavere enn andelen halvsøskenpar som forventes å bli feiltildordnet med den brukte metoden (Wacker et al. 2022). Resultatene tyder altså på lite gyting fra samme fisk i flere elvedeler, og lite forflytning av ungfisk mellom elvedeler. Det er derfor mest hensiktsmessig å beregne effektivt antall gytefisk separat for hver elvedel.

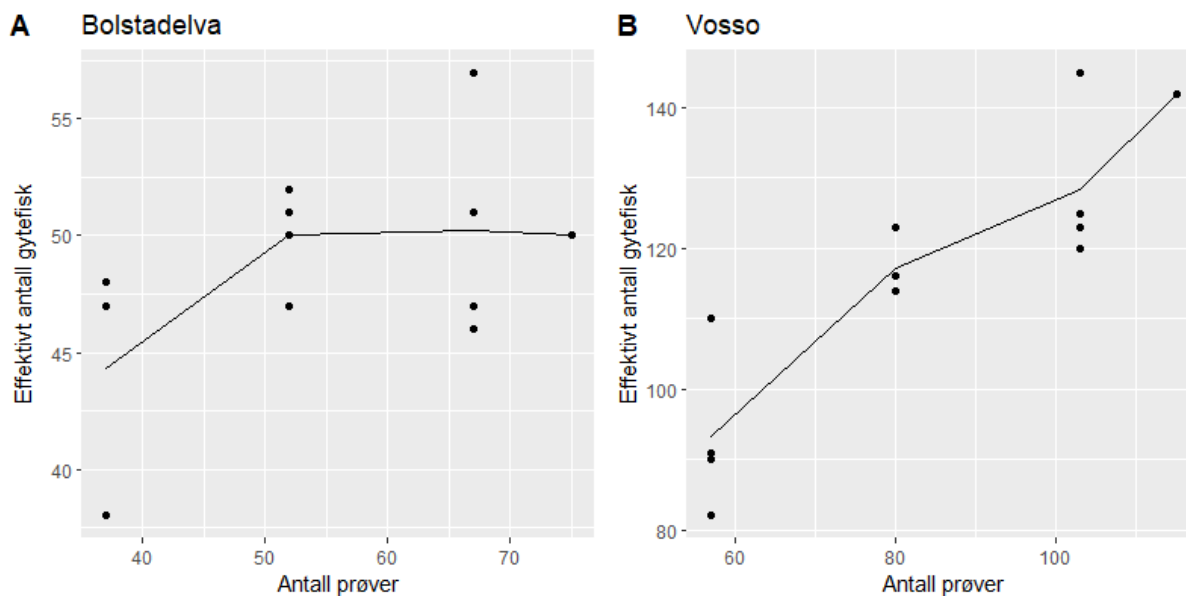
Som forventet ble effektivt antall gytefisk underestimert, men underestimeringen ble redusert ved bruk av flere genetiske markører. Dette var spesielt tilfelle for Vosso (Neb: 80 vs. 135), mens effekten var liten for Bolstadelva (Neb: 49 vs. 50) og skyldes at det er lavere effektivt antall gytefisk i Bolstadelva sammenliknet med Vosso (**Tabell 1** og **Tabell 2**), og estimeringen av små effektive bestandsstørrelser krever ikke like høy analysestyrke.

Tabell 2. Antall søskenpar og effektivt antall gytefisk for Vossovassdraget i gyteår 2018 ved bruk av ungfiskprøver (alder 0+ og 1+) tatt ved ulikt antall innsamlingsstasjoner. Andel søskenpar som ble funnet innenfor stasjoner er vist som forventet ved tilfeldig romlig fordeling av søskenpar og som observert i elva. Effektivt antall gytefisk ble estimert ved bruk av alle prøver (95% konfidensintervall) og ved bruk av utelukkende parvise sammenlikninger gjort innenfor og mellom innsamlingsstasjoner.

	N				Antall stasjoner	Søskenpar innfor innsamlingsstasjon		Effektivt antall gytefisk		
	Total	0+	1+	2+		forventet	observert	Total	Innenfor stasjoner	Mellom stasjoner
Bolstadelva	74	39	35	-	5	0,232	0,408	50 (35 – 76)	28	66
Vosso	115	54	61	-	6	0,184	0,242	135 (104 -182)	91	152
Raundselve	20	-	20	-	1	1	1	30 (17 – 59)	--	--
Langebrua	20	-	20	-	1	1	1	38 (22 – 84)	--	--

Vi undersøkte om stikkprøvestørrelsen av ungfisk for gyteår 2018 i Bolstadelva og Vosso var tilstrekkelig ved å trekke et tilfeldig utvalg av ungfiskprøvene gjentatte ganger og estimere effektivt antall gytefisk fra disse genotypene (Wacker et al. 2022). Vi varierte antall ungfiskprøver ved å trekke henholdsvis 50, 70 og 90% av ungfiskprøvene. Resultatene viser at estimert effektivt antall gytefisk går opp med antall ungfiskprøver for Vosso men ikke for Bolstadelva (

Figur 42). Dette tyder på at antall ungfiskprøver var tilstrekkelig i Bolstadelva, mens effektivt antall gytefisk er underestimert i Vosso på grunn av et for lite antall ungfiskprøver.

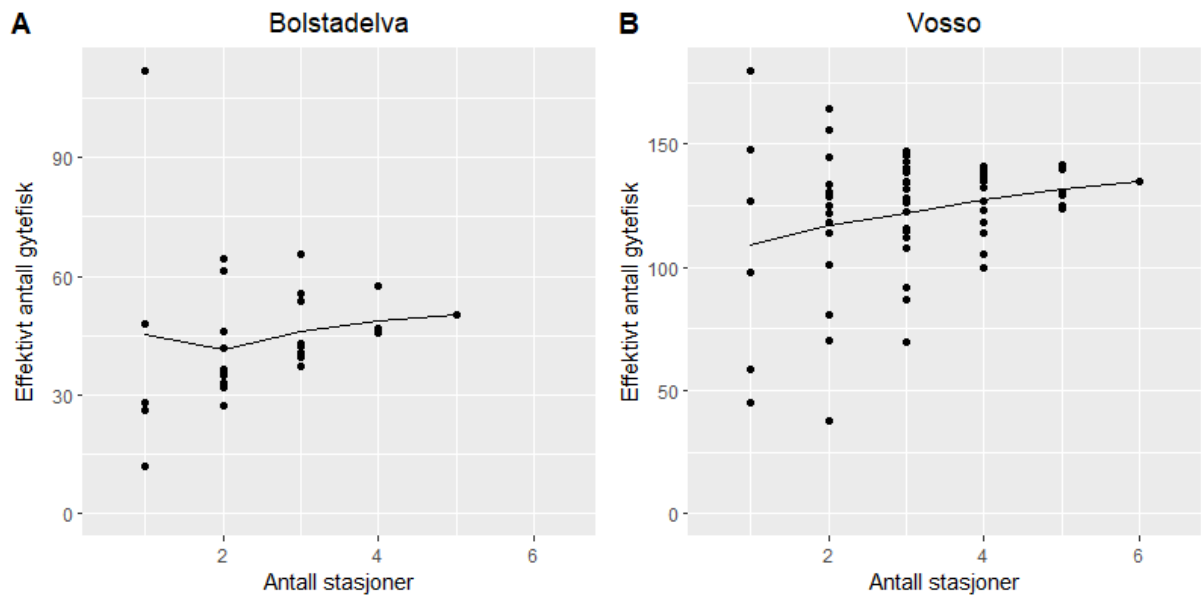


Figur 42. Effektivt antall gytefisk estimert for gyteår 2018 fra ulikt antall ungfiskprøver fra Bolstadelva (A) og Vosso (B). Hver sirkel viser en analyse i programmet COLONY og linjen forbinder gjennomsnitt.

Sammenliknet med tidligere funn i andre elver (Wacker et al. 2022) var familiegrupper av ungfisken av både 0+ og 1+ godt spredd i elva, ved at en betydelig andel søskenpar ble funnet på kryss av innsamlingsstasjoner (tabell 2). Når effektivt antall gytefisk beregnes ved bruk av enten bare parvise sammenlikninger gjort innenfor innsamlingsstasjoner (minimum estimat) eller ved bruk av bare parvise sammenlikninger gjort mellom innsamlingsstasjoner (maksimum estimat) er det bare moderate forskjeller (tabell 2). Vi beregnet effektivt antall gytefisk basert på prøver av ulike kombinasjoner av innsamlingsstasjoner og resultatene viser en moderat økning i estimatet for effektivt antall gytefisk ved bruk av flere innsamlingsstasjoner for både Bolstadelva og Vosso (

Figur 43). Resultatene tyder på en moderat underestimert av effektivt antall gytefisk på grunn av overrepresentasjon av søsken innenfor innsamlingsstasjoner.

Det forventes at ungfisken spres i elva med økende alder. Det er derfor forventet at fordelingen av søsken i elva påvirker estimert effektivt antall gytefisk i mindre grad ved bruk av eldre ungfisk. Som forventet var overrepresentasjonen av søskenpar innenfor innsamlingsstasjoner (observert andel par innenfor stasjoner delt med forventet andel par innenfor stasjoner) høyere for 0+ enn for 1+ ungfisk (Bolstadelva: 1,73 vs. 1,27; Vosso: 1,43 vs. 0,99). Forskjellen ga en moderat forskjell i estimert effektivt antall gytefisk ved bruk av 0+ eller 1+ ungfisk (Bolstadelva: 48 vs. 52; Vosso: 117 vs. 146).



Figur 43. Effektivt antall gytefisk for gyteår 2018 beregnet fra slektskap blant ungfisk i Bolstadelva (A) og Vosso (B). Ungfisk ble innsamlet ved elfiskestasjoner og effektivt antall gytefisk er beregnet ved gjentatt utvalg av prøver fra ulikt antall stasjoner. Dette ble gjort for alle mulige kombinasjoner av et gitt antall innsamlingsstasjoner. Hver svart sirkel viser en kombinasjon av innsamlingsstasjoner og linjen forbinder gjennomsnitt.

3.5 Referanser

- Ackerman, M.W., Hand, B.K., Waples, R.K., Luikart, G., Waples, R.S., Steele, C.A., Garner, B.A., McCane, J. & Campbell, M.R. 2017. Effective number of breeders from sibship reconstruction: empirical evaluations using hatchery steelhead. *Evolutionary Applications* 10(2): 146-160.
- Barson, N.J., Aykanat, T., Hindar, K., Baranski, M., Bolstad, G.H., Fiske, P., Jacq, C., Jensen A.J., Johnston, S.E., Karlsson, S., Kent, M., Moen, T., Niemelä, E., Nome, T., Næsje, T.F., Orell, P., Romakkaniemi, A., Sæggrov, H., Urdal, K., Erkinaro, J., Lien, S. & Primmer, C.R. 2015. Sex-dependent dominance at a single locus maintains variation in age at maturity in salmon. *Nature* 528: 405-408.
- Diserud, O.H., Hindar, K., Karlsson, S., Glover, K.A. & Skaala, Ø. 2020. Genetisk påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – oppdatert status 2020. NINA Rapport 1926. Norsk institutt for naturforskning
- Gabrielsen, S-E., Barlaup, T. B. & Lehmann, G. B. 2021. Reetablering av laks i Modalsvassdraget. Statusrapport 2021. NORCE rapport 424. 32.
- Jones, O.R. & Wang, J.L. 2010. COLONY: a program for parentage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology Resources* 10(3): 551-555.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K.A. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources* 11: 247-253
- Karlsson, S., Diserud, O. H., Moen, T., & Hindar, K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. *Ecology and Evolution*, 4: 3256-3263.
- Karlsson, S., Diserud, O. H., Fiske, P., & Hindar, K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 2488-2498
- Karlsson, S., Barlaup, B. T., Diserud, O. H. & Normann, E. S. 2020. Vossolaksen – genetisk status. NINA Rapport 1907. Norsk institutt for naturforskning.
- Peakall, R. & Smouse, P. E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6: 288–295
- Raymond, M. & Rousset, F. 1995. Genepop (version 2.1): Population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity*, 86: 248-249.
- Wacker, S., Aronsen, T., Karlsson, S., Ugedal, O., Diserud, O. H., Ulvan, E. M., Hindar, K., Næsje, T. 2021. Selection against individuals from genetic introgression of escaped farmed salmon in a natural population of Atlantic salmon. *Evolutionary Applications*, 14: 1450-1460.
- Wacker, S., Aronsen, T., Hagen, I.J., Karlsson, S., Berntsen, H.H., Skoglund, H., Solem, Ø., Ugedal, O. & Urdal, K. 2022. Estimering av effektivt antall gytefisk fra stikkprøver av ungfisk av laks. Betydning av genetiske markører, antall prøver og romlig fordeling. HydroCen rapport, under trykking. Norwegian Research Centre for Hydropower Technology

4 Undersøkelser av ungfiskbestandene i Vossovassdraget

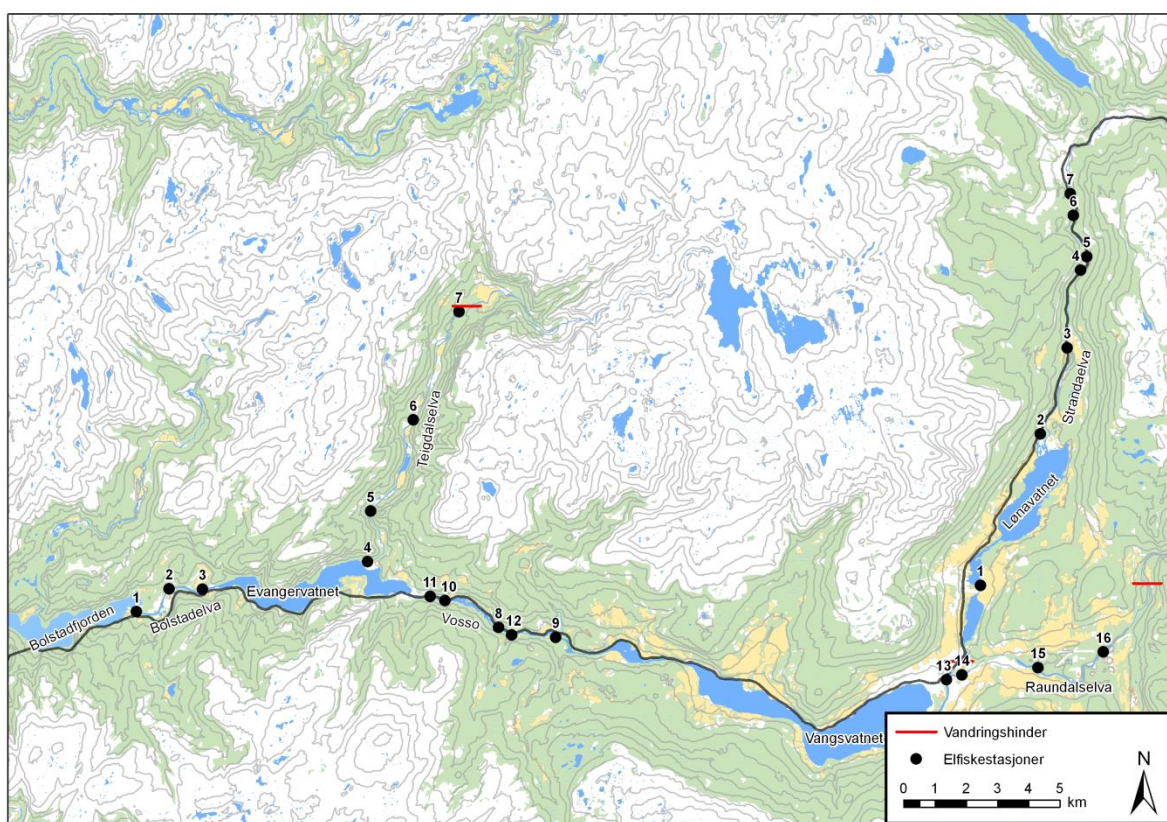
Av Sven Erik Gabrielsen, Helge Skoglund, Bjørn T. Barlaup, Bjørnar Skaar og Tore Wiers
NORCE Klima og Miljø, LFI

Undersøkelser av ungfiskbestandene av laks og aure i Vossovassdraget stammer i hovedsak fra de årlige undersøkelsene av ungfisktettheter som har pågått siden 1991. For situasjonen før den dramatiske bestandsnedgangen på slutten av 1980-tallet finnes det svært begrenset informasjon om ungfiskbestandene i vassdraget. Det er derfor ikke mulig å vurdere i hvor stor grad situasjonen har endret seg før og etter bestandssammenbruddet. I dette kapitlet gis en beskrivelse av ungfiskbestandene i de ulike vassdragsavsnittene. For informasjon om lengde og aldersfordeling av fisk i Vossovassdraget henvises det til kapitlene om effekter av vassdragsregulering og om undersøkelser av smoltutgangen.

4.1 Materiale og metoder

4.1.1 Overvåking av ungfiskbestanden

Undersøkelsene av ungfisktetthetene i Vossovassdraget har pågått årlig siden 1991. I perioden 1991-1993 ble undersøkelsene utført i regi av Fylkesmannen i Hordaland (Sægrov m.fl. 1994 og Sægrov pers medd.) og Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) (Fjellheim m.fl. 1994). I perioden 1994 - 2010 har undersøkelsene vært utført av NORCE LFI på oppdrag fra Miljødirektoratet, med den hensikt å overvåke ungfiskbestanden av laks og aure i de ulike delene av vassdraget (Gabrielsen 2011).



Figur 44. Kart med stasjonsnett for elektrisk fiske for undersøkelser av ungfiskbestandene i Vossovassdraget.

På grunn av en omlegging av rutinene for overvåkingen ble det ikke utført fiskeundersøkelser i vassdraget i 2011. I 2012 og 2014 ble undersøkelsene utført av Rådgivende Biologer, mens NORCE LFI har gjennomført denne overvåkingen som egeninnsats i 2013 og årlig siden 2015 i samarbeid med Voss klekkeri. Fiskeundersøkelsene er basert på et stasjonsnett opprettet i perioden 1991-1993 som inkluderer stasjoner i Bolstadelva, Teigdalselva og Vosso (Fjellheim m.fl. 1994). Dette stasjonsnettet ble utvidet med en stasjon i Vosso oppstrøms Vangsvatnet i 1996, en stasjon i nedre del av Raundalselva i 1997, to stasjoner i Vosso i 1999 (st. 11 og 12), 7 nye stasjoner opprettet oppstrøms anadrom strekning i Strandavassdraget i 2000 og 2 nye stasjoner oppstrøms Palmafossen i Raundalselva i 2002.

Tabell 3. Utsetting av umerket og merket lakseyngel (0+) i Vossovassdraget i perioden 1990-2021. Det er i tillegg i enkelte år satt ut mindre antall eldre ungfisk. I 2021 ble det ikke satt ut fisk. Kolonnen merket «Andre lokaliteter» viser i all hovedsak til utsettinger i Raundalselva og Bordalselva. Data fra Voss klekkeri.

År	Bolstadelva		Vosso		Teigdalselva		Strandaelva		Andre lokaliteter
	Umerket	Merket	Umerket	Merket	Umerket	Merket	Umerket	Merket	Umerket/merket
1990	40 000	-	50 000	-	10 000	-	-	-	-
1991	11 000	-	30 500	-	54 000	-	-	-	-
1992	40 000	-	78 000	-	28 000	-	-	-	-
1993	40 000	-	105 000	-	-	-	-	-	-
1994	-	14 500	-	22 000	-	-	-	-	-
1995	-	17 500	6 000	34 000	-	-	-	-	-
1996	-	26 500	-	35 000	-	-	-	-	-
1997	-	26 500	-	63 000	-	-	-	-	-
1998	-	10 000	-	23 000	-	-	-	-	-
1999	-	28 000	-	60 000	-	-	-	-	-
2000	-	20 000	-	54 000	-	-	-	-	-
2001	-	25 000	-	69 000	-	-	22 000	-	-
2002	-	20 500	-	48 500	-	-	42 000	-	-
2003	-	-	4 400	-	-	-	6 100	-	-
2004	-	20 000	13 200	33 800	-	5 200	39 750	-	30 160
2005	-	25 800	-	64 700	-	10 000	51 500	-	14 100
2006	-	23 000	-	58 000	-	10 500	42 600	-	35 654
2007	-	15 000	-	77 500	-	16 500	87 400	-	17 300
2008	-	8 000	-	32 950	-	10 000	56 590	-	15 050
2009	-	20 000	-	64 000	-	-	105 000	-	38 400
2010	15 559	-	53 724	-	-	2 500	92 002	-	37 160
2011	32 700	-	75 800	-	-	-	77 870	-	37 500
2012	-	-	-	-	4 400	-	113 900	-	59 700
2013	-	-	-	-	30 600	-	128 800	-	149 600
2014	-	-	-	-	12 600	-	-	-	155 000
2015	-	-	-	-	3 600	-	81 900	-	63 700
2016	12 000	-	19 000	-	3 600	-	110 000	-	124 800
2017	10 000	-	28 400	-	3600	-	158 500	-	200 500
2018	-	-	-	-	-	-	-	-	169 700
2019	-	-	-	-	-	-	-	-	108 800
2020	-	-	-	-	-	-	-	-	47000
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Stasjonsnettet for det elektriske fiske i Bolstadelva, Teigdalselva, Vosso og strekningene oppstrøms Vangsvatnet er gitt i **Figur 44**. Hver stasjon har et areal på 100 m² og blir overfisket 3 ganger i samsvar med standard metode gitt av Bohlin m.fl. (1989). Fisket utføres om høsten, normalt i september eller i oktober. Basert på lengdefordeling og aldersbestemmelse er det skilt mellom ensomrig og eldre fisk. Tetthetene av ungfisk ble beregnet som summen av tre gangers overfiske per stasjon og deretter som gjennomsnittet for de respektive stasjonene i hhv. Vosso og Bolstadelva. På de øvrige stasjonene ble tettheten beregnet ved bruk av formel for tre gangers overfiske i henhold til Bohlin m.fl. 1989. Stasjonene som ble undersøkt i 1991-1993 avviker noe fra stasjonsnettet for resten av perioden.

Som det fremgår av **Tabell 3** og **Tabell 4**, har Voss klekkeri siden 1990 satt ut lakseyngel og lakserogn i Vossovassdraget. Utsettingene fra Voss klekkeri er basert på rogn fra Vossolaks tilbakeført fra genbanken og utsettingene har vært ansett som et viktig ledd i arbeidet for å gjenoppbygge laksebestanden. I perioden 1994 – 2009 var hovedmengden av den ensomrige utsatte laksen merket ved fettfinneklipping. Frem til høsten 2010 (ingen undersøkelse høsten 2011) var det derfor mulig å skille mellom settefisk og villfisk i undersøkelsene av ungfiskbestandene. De fleste fettfinneklippede laksene fra utsettingen i 2009, har trolig forlatt vassdraget som smolt våren 2012. Dette har gjort det mulig å vurdere tilslaget for denne kultiveringsstrategien.

4.1.2 Rognplanting som metode for å styrke rekrutteringen

All rogn som er tilbakeført fra genbanken er fargemerket, dvs. rogn bades i et fargestoff på øyerognstadiet slik at det avsettes et fargemerke i øresteinen (otolitten). Fargestoffet vil settes av som en farget ring i fiskens ørestein og kan senere avleses under mikroskop. Veterinærinstituttet (tidligere VESO) har hatt ansvaret for fargemerkingen som ble utført i henhold til standard metode (Moen 1996, 2000). Hensikten med denne merkingen er å senere kunne identifisere fisk som stammer fra rognplantingen. En oversikt over antall rogn som har vært plantet ut i Vossovassdraget i perioden 2004 til 2021 er gitt i **Tabell 3** og innslag av otolittmerket laks i stamfiske er gitt i **kapittel 2.3.3**.

For å styrke rekrutteringen til laksebestanden har det årlig siden 2004 vært plantet ut rogn fra genbanken i Eidfjord. Rognplanting som kultiveringsmetode kan utføres på ulike måter. De vanligste metodene som tidligere har vært brukt er enten å grave rogn direkte ned i elvegrusen, eller å legge dem i bokser eller esker som igjen plasseres ut i elva (Barlaup & Moen 2001). Begge metodene har vært benyttet i Vossovassdraget. I tillegg er det benyttet såkalte Vibert bokser (fullt navn er Whitlock-Vibert bokser), som er plastikkbokser (15 cm × 9 cm × 6 cm) hvor rogn legges sammen med litt grus (Whitlock 1978). I hver av disse Vibert boksene legges det normalt ca. 1000 øyerogn, som så graves ned i gruskasser eller direkte ned i elvegrusen.

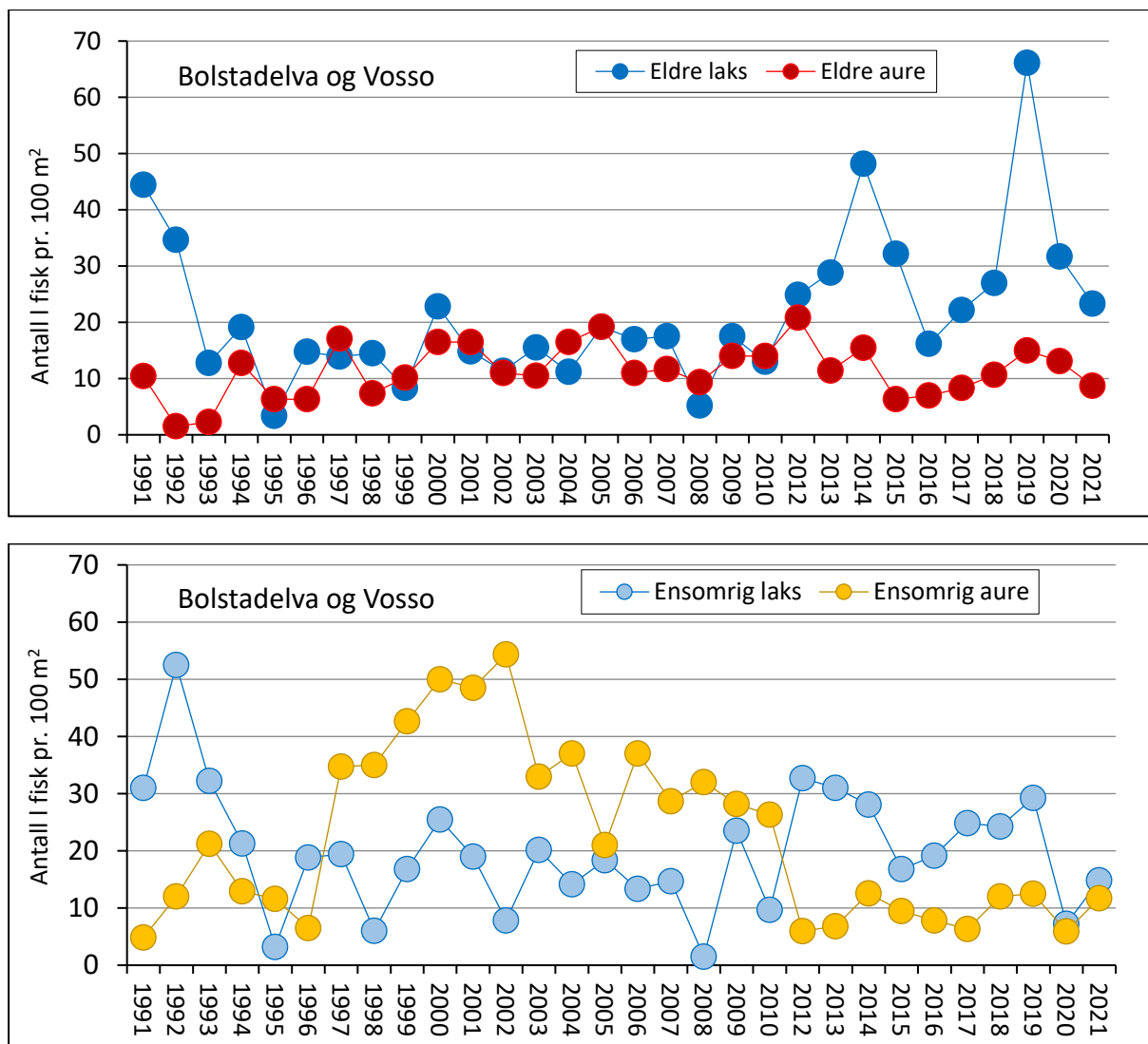
I 2004, 2005 og 2006 ble det gjort en systematisk evaluering av eggoverlevelsen ved å telle antall gjenværende døde rognkorn og plommeseckyngel i de fleste kassene og i Vibert boksene. Dette ble gjort etter at all yngelen hadde kommet opp av grusen og forlatt kassene eller boksene. Erfaringene tilsier at rognplantingen har fungert etter hensikten og at eggoverlevelsen generelt har vært > 90 %. Dette er basert på visuell inspeksjon både ved opptak av bokser i kasser og for bokser som var gravd direkte ned i elvebunnen. Imidlertid er erfaringene at enkelte kasser eller Vibert bokser forsvinner fra noen av lokalitetene. I tillegg ble det registrert en del utspyling i noen av de kassene som sto igjen. Det er ikke kjent om kassene eller boksene ble tatt av flom før eller etter yngelen forlot kassene, men om flommen tok kassene eller boksene før yngelen forlot stedet ville dette medført høy dødelighet. Områder som har vært utsatt for utspyling har senere ikke blitt benyttet. Rognplanting har i tillegg blitt vurdert utfra funn av yngel ved elektrisk fiske. Basert på disse resultatene fra både kontroll av rognbokser og senere elfiske, vurderes rognplanting som en egnet metode for tilbakeføring av rognmateriale fra genbanken i Vossovassdraget.

Tabell 4. Planting av fargemerket lakserogn i Vossovassdraget i perioden 2004-2021. I tillegg ble det i 2011 plantet ut 5 520 lakserogn i Istadbekken.

Lokalitet	Bolstadelva	Vosso	Teigdalen	Bordalselva	Raundalselva	Sum
År						
2004	92 500	92 500	-	-	-	185 000
2005	19 500	40 000	-	-	-	49 500
2006	96 700	259 900	18 000	29 000	-	403 600
2007	28 500	8 960	-	-	-	37 460
2008	61 000	78 000	-	23 000	-	162 000
2009	7 340	22 910	42 310	38 800	-	111 360
2010	58 000	75 000	-	13 000	-	146 000
2011	29 900	44 950	12 650	84 000	-	171 500
2012	102 000	342 500	90 000	115 200	62 000	649 700
2013	44 200	138 800	-	-	-	183 000
2014	30 000	107 400	-	-	49 500	207 900
2015	-	27 600	36 600	17 000	-	81 200
2016	-	26 500	33 000	13 200	-	72 700
2017	31 800	105 300	0	13000	230 000	380 100
2018	-	6000	-	-	54 000	60 000
2019	-	-	-	-	36 000	36 000
2020	-	-	-	-	-	0
2021					140 000	140 000

4.2 Tettheter av ungfisk i Vossovassdraget

Den historiske utviklingen av ungfisktettheter siden 1991 og frem til i dag for Vossovassdraget, dvs. for Bolstadelva og Vosso samlet, er vist i **Figur 45**. På begynnelsen av 1990 tallet var laks den dominerende arten på overvåkningsstasjonene. Med når laksebestanden kollapset ble gytebestanden svært fåtallig og dette gjenspeiles i reduserte tettheter av ungfisk av laks utover på 1990-tallet og en mer dominerende forekomst av aure. Etter denne lange perioden med lave tettheter av ungfisk skjer det en endring fra og med 2012 som sammenfaller med den store økningen i gytebestanden av laks fra og med 2011. Økningen i gytebestanden var i hovedsak et resultat av iverksatte tiltak med å slepe smolt. Dette ga økt gyting og økende tettheter av ungfisk som gjenspeiles i resultatene fra det elektriske fiske. Denne positive utviklingen førte til at ungfisk av laks igjen dominerer på stasjonsnettet og dette resultatet gjelder trolig også generelt for Vossovassdraget. I perioden med elektrisk fiske skal en også ta hensyn til at rømt oppdrettslaks dominerte i stamfiskefangstene utover på 1990-tallet og på begynnelsen av 2000-tallet. Gyting av rømt oppdrettslaks i denne perioden bidro trolig til å maskere den reelle nedgangen i ungfisktetthetene av villaks. Utviklingen i hele perioden 1991 til 2021 gjenspeiler generelt en kritisk periode for Vossolaksen, og oppgangen de siste årene er et positivt resultat av tiltakene for å bygge opp gytebestanden ved bruk av genbankmaterialet.



Figur 45. Gjennomsnittlige tettheter for eldre ungfisk av laks og aure (øverst) og tilsvarende for ensomrig yngel (nederst) på de 8 stasjonene for elektrisk fiske i Bolstadelva og Vosso i perioden 1991-2021. Data fra 2012, 2014, 2018, 2019 og 2020 er utført av Rådgivende biologer. I 1991-1993 ble undersøkelsene utført i regi av Fylkesmannen i Hordaland (Sægrov m.fl. 1994, Sægrov pers medd.) og Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) (Fjellheim m.fl. 1994). Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 2011.

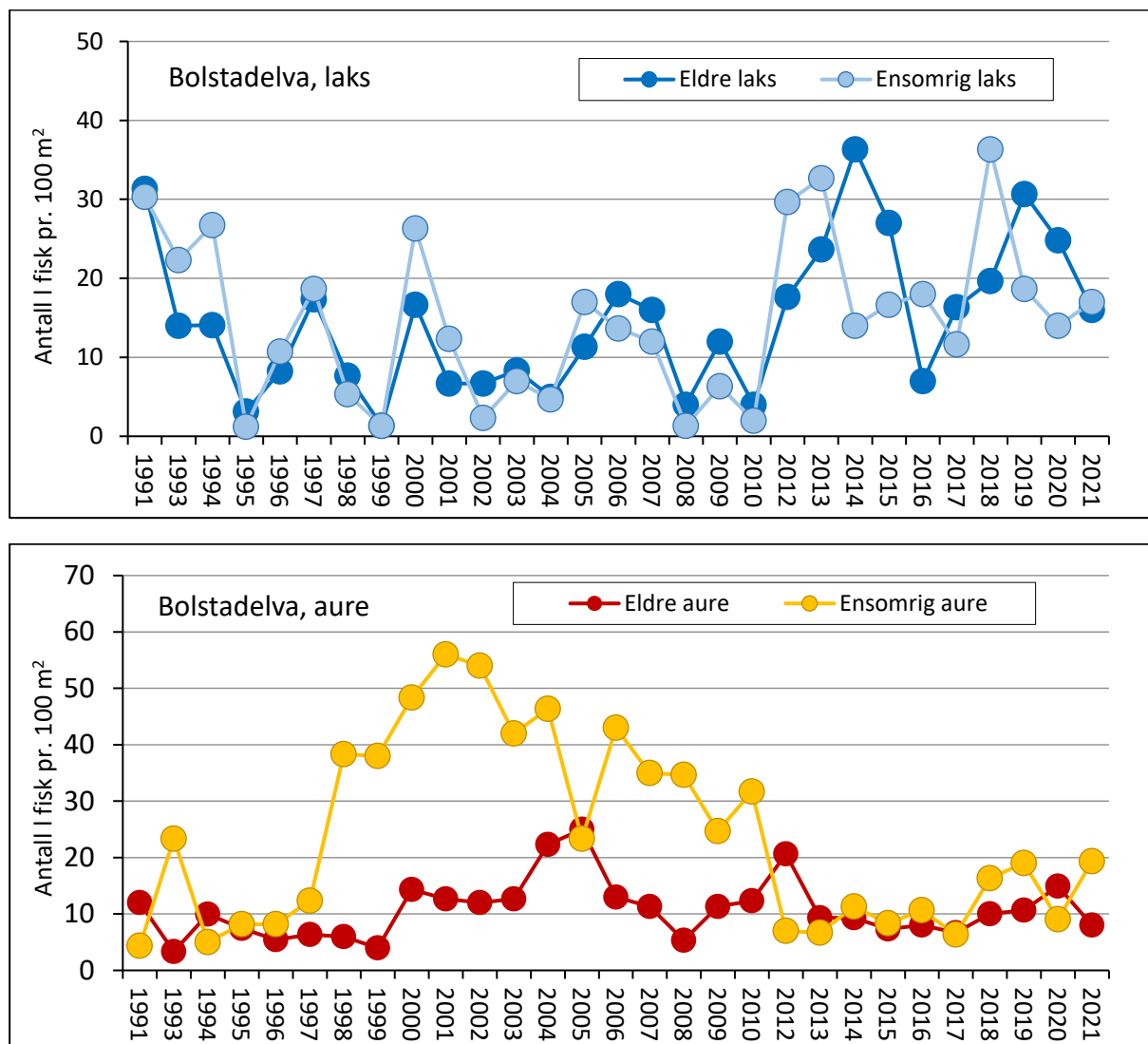
4.3 Tettheter av ungfisk i de ulike vassdragsavsnittene

4.3.1 Bolstadelva

Med unntak av noen få år har de gjennomsnittlige tetthetene av ensomrige og eldre laks i Bolstadelva generelt vært relativt lave i perioden 1991-2021 (**Figur 46**). Imidlertid er det registrert en økning i tettheter av både ensomrige og eldre laks siden 2012. Før 2012 var totaltetthet av ensomrig og eldre laks fanget per stasjon i gjennomsnitt ca. 23 fisk per år, mens tilsvarende etter 2012 er ca. 43 fisk. I hele perioden kan også tetthetene være påvirket av ulikt antall ensomrig settefisk satt ut de ulike år og rognplanting (se **Tabell 3** og **Tabell 4**). Basert på at det ble satt ut mer fisk i Bolstadelva i årene før 2012 enn etter, tyder resultatene på at naturlig produksjon av laks har økt siden 2012.

Da det ikke forekommer utsetninger av aure i Bolstadelva, stammer all aure fra naturlig rekruttering. I motsetning til tettheten av laks, har totaltetthetene av aure i undersøkelsesperioden blitt lavere. Før 2012 var totaltettheten av ensomrig og eldre aure per stasjon i gjennomsnitt ca. 41 fisk, mens

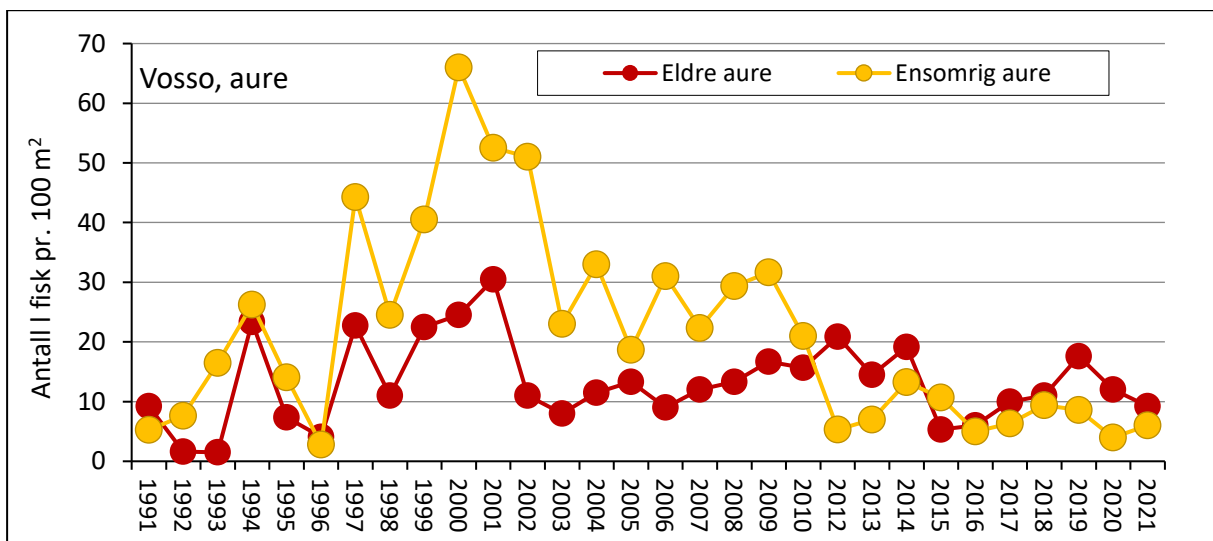
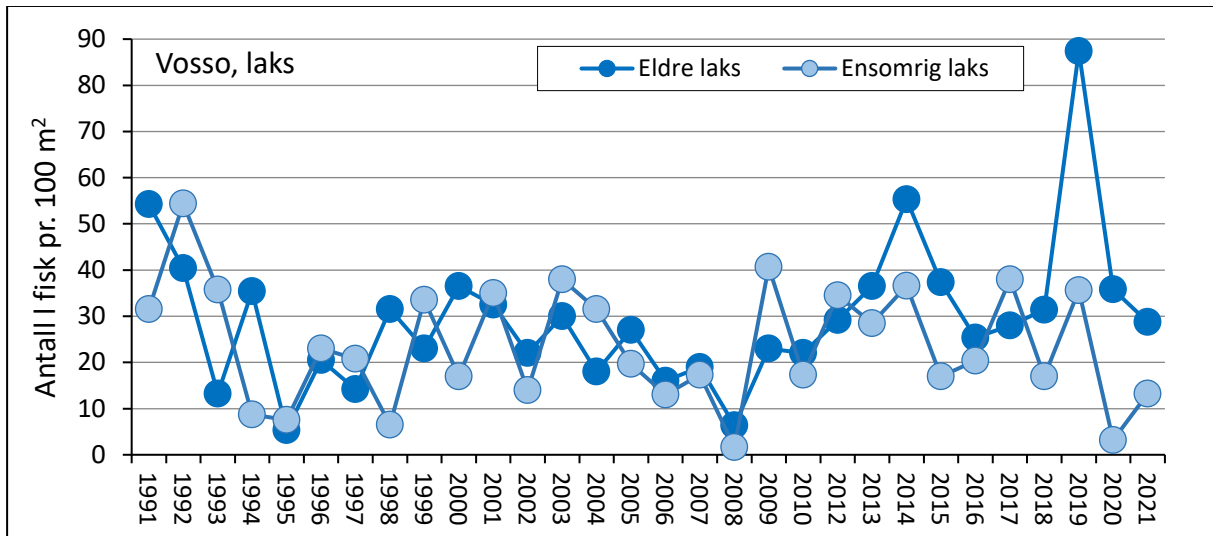
tilsvarende tall etter 2012 er 22 fisk. Det er spesielt tetthetene av ensomrig aure som er lavere etter 2012. Resultatene indikerer at økningen i tettheter av årsunger og eldre laks siden 2012 har hatt en negativ effekt på produksjonen av aure.



Figur 46. Gjennomsnittlige tettheter for ensomrige og eldre lakseunger (øverst) og tilsvarende for aureunger (nederst) i Bolstadelva i perioden 1991-2021. Data fra 2012, 2014, 2018, 2019 og 2020 er utført av Rådgivende biologer. I 1991-1993 ble undersøkelsene utført i regi av Fylkesmannen i Hordaland (Sægvov m.fl. 1994, Sægvov pers medd.) og Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) (Fjellheim m.fl. 1994). Det ble ikke gjennomført undersøkelser i Bolstadelva i 2003 eller 2011.

4.3.2 Vosso

De gjennomsnittlige tetthetene av ensomrige og eldre lakseunger på stasjonene i Vosso mellom Evangervatnet og Vangsvatnet er vist i **Figur 47**. Som for Bolstadelva, viser tetthetene av årsunger og eldre laks i Vosso en økning fra og med 2012. Før 2012 var totaltetthet av ensomrig og eldre laks i gjennomsnitt per stasjon ca. 29 fisk, mens tilsvarende etter 2012 er ca. 52 fisk. Basert på at det ble satt ut mer fisk i Vosso i årene før 2012 enn etter (**Tabell 3** og **Tabell 4**), tyder resultatene på at naturlig produksjon av laks har økt siden 2012. Tetthetene i Vosso ligger på et høyere nivå enn i Bolstad. Som for Bolstadelva, har totaltetthetene av aure i undersøkelsesperioden blitt lavere. Før 2012 var totaltettheten i gjennomsnitt ca. 22 fisk, mens tilsvarende tall etter 2012 er 17 fisk (**Figur 47**).

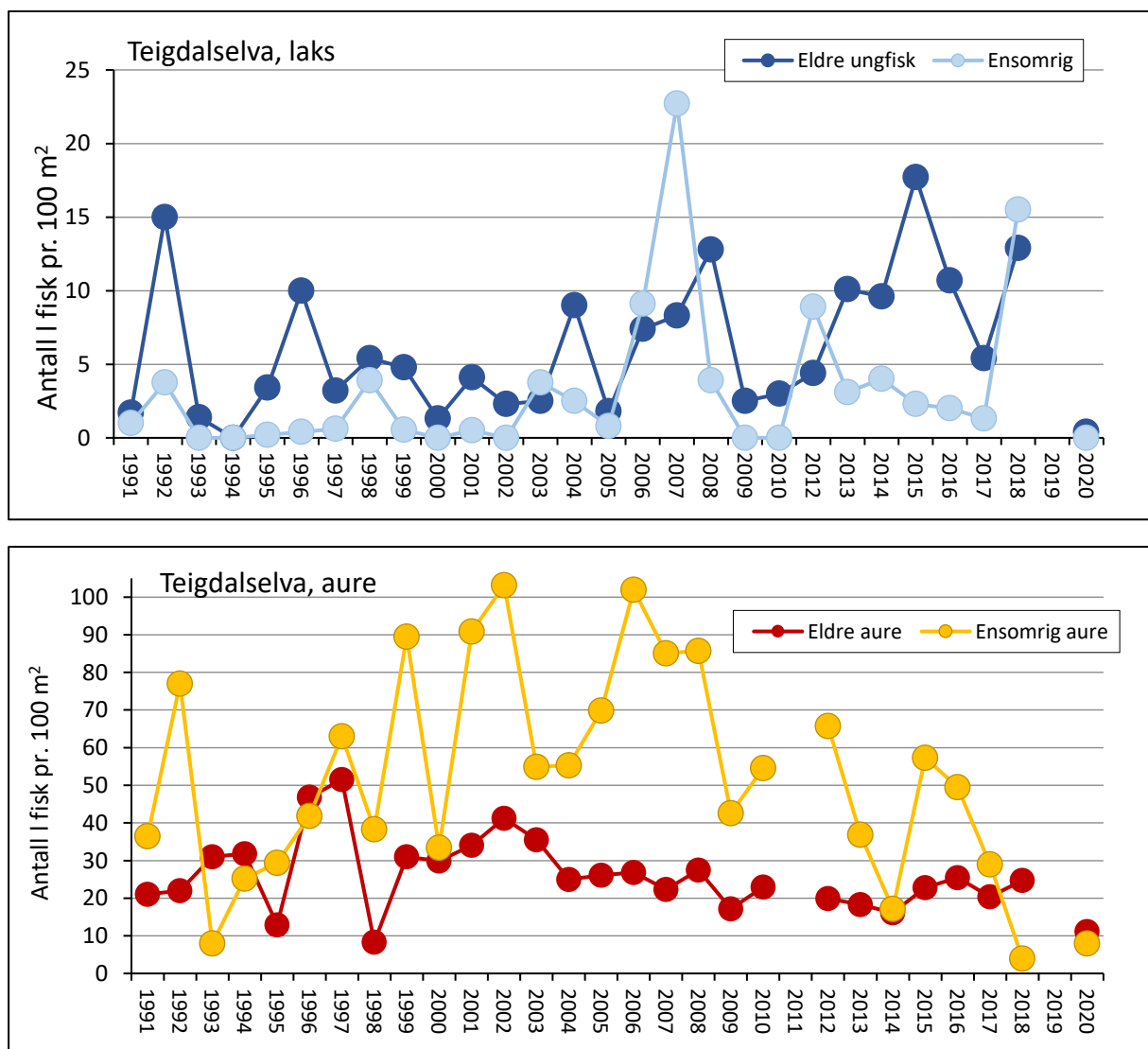


Figur 47. Gjennomsnittlige tettheter for ensomrige og eldre lakseunger (øverst) og tilsvarende for aureunger (nederst) i Vosso i perioden 1991-2021. Undersøkelsene fra 2012, 2014, 2018, 2019 og 2020 er utført av Rådgivende biologer. I 1991-1993 ble undersøkelsene utført i regi av Fylkesmannen i Hordaland (Sægrov m.fl. 1994, Sægrov pers medd.) og Bergenshalvøens kommunale kraftselskap (BKK) (Fjellheim m.fl. 1994). Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 2011.

4.3.3 Teigdalselva

Tettheter av ungfisk av laks og aure i Teigdalselva er vist i **Figur 48**. I perioden 1991-2020 (ingen undersøkelse i 2021) har det blitt registrert lave tettheter av både ensomrig laks og eldre laks. Det synes ikke som at tetthetene viser noen klar endring i perioden, heller ikke etter 2012. De lave tetthetene skyldes i hovedsak at en stort sett bare finner naturlig rekrutterte lakseunger på de to nederste av de totalt fire stasjonene i Teigdalselva. Den begrensede utbredelsen av naturlig rekruttert laks i Teigdalselva stemmer overens med dykkerregistreringene, der observasjonene av gytelaks med få unntak blir gjort i nedre del av Teigdalselva (nedstrøms Mestadvatnet). Tetthetene er påvirket av utsettingene av settefisk og av rognplanting (se **Tabell 3** og **Tabell 4**). I årene da settefisken ble fettfinneklippet var innslaget av ensomrig settefisk på mellom 70-90 %, mens innslaget av settefisk blant eldre laks var på mellom 30-90 %.

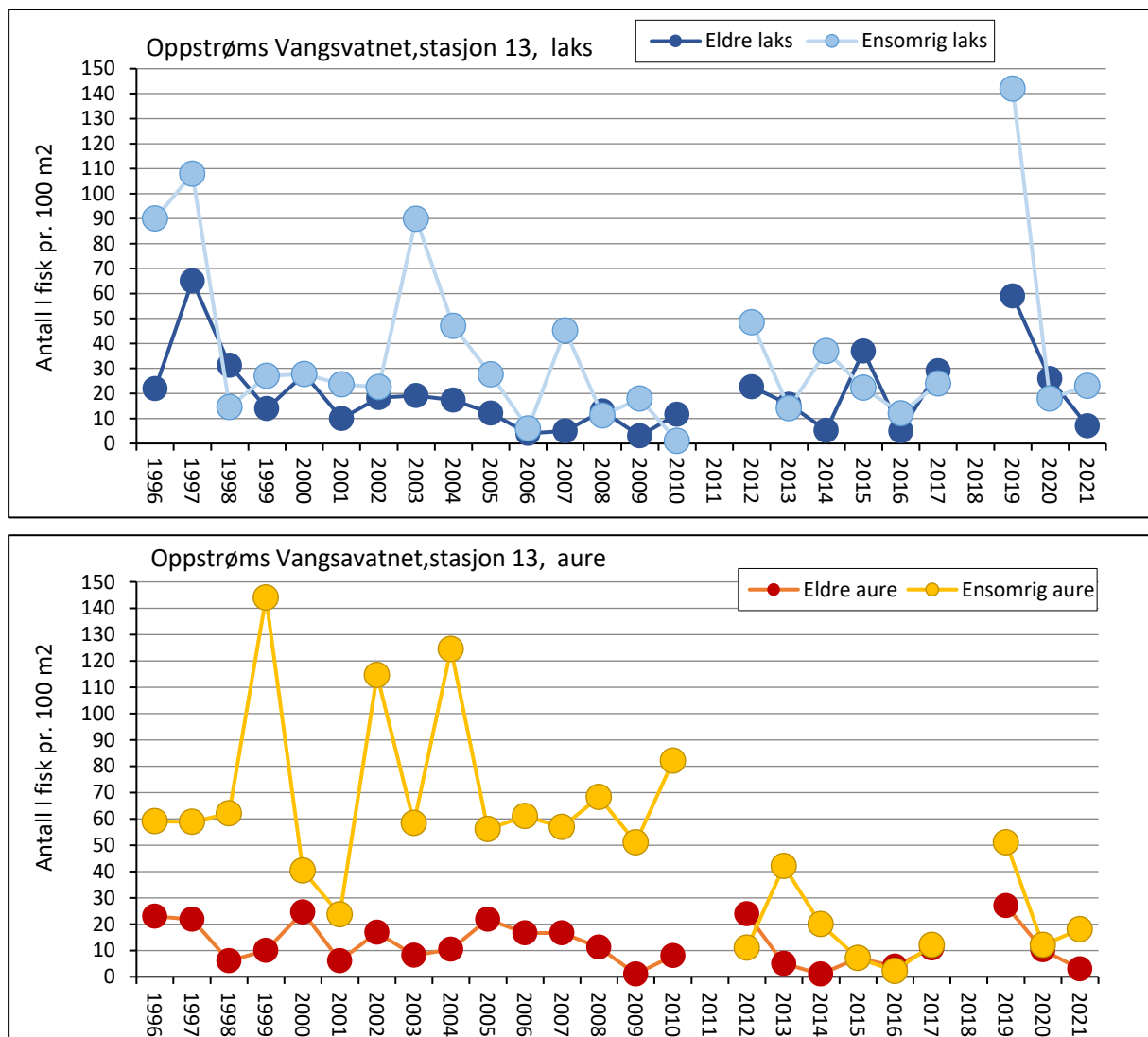
I motsetning til laksen er auren godt representert i hele den lakseførende delen av Teigdalselva. Tetthetene av ensomrig aure har variert mye fra 4 til over 90 fisk pr. 100 m². Imidlertid er de registrerte tetthetene av både ensomrig og eldre aure unormalt lave i 2020. Dette er det viktig å følge opp i framtidige undersøkelser slik at en får klarhet i om de reduserte ungfisktetthetene er forbigående eller en mer permanent situasjon. Imidlertid kan nedgangen ikke forklares med redusert antall observertede gytefisk i forhold til tidligere i perioden. Vanskelig forhold ved gjennomføring av det elektriske fiske er foreløpig vurdert som den mest sannsynlige årsaken. Generelt har tetthetene av eldre aure vært stabile med mellom 20 til 40 fisk pr. 100 m² (**Figur 48**). Tetthetene av aure i første del av perioden er påvirket av utsetninger av ensomrig settefisk. Etter 1995 er det ikke satt ut aure i Teigdalselva. Det er utført omfattende habitattiltak over flere år i Teigdalselva for å øke fiskeproduksjonen (Gabrielsen m.fl. 2019).



Figur 48. Gjennomsnittlige tettheter for ensomrige og eldre laks- og aureunger i Teigdalselva i perioden 1991-2020. Data fra 2012, 2014, 2018 og 2020 er utført av Rådgivende Biologer. Det ble ikke utført undersøkelser i 2011, 2019 eller i 2021.

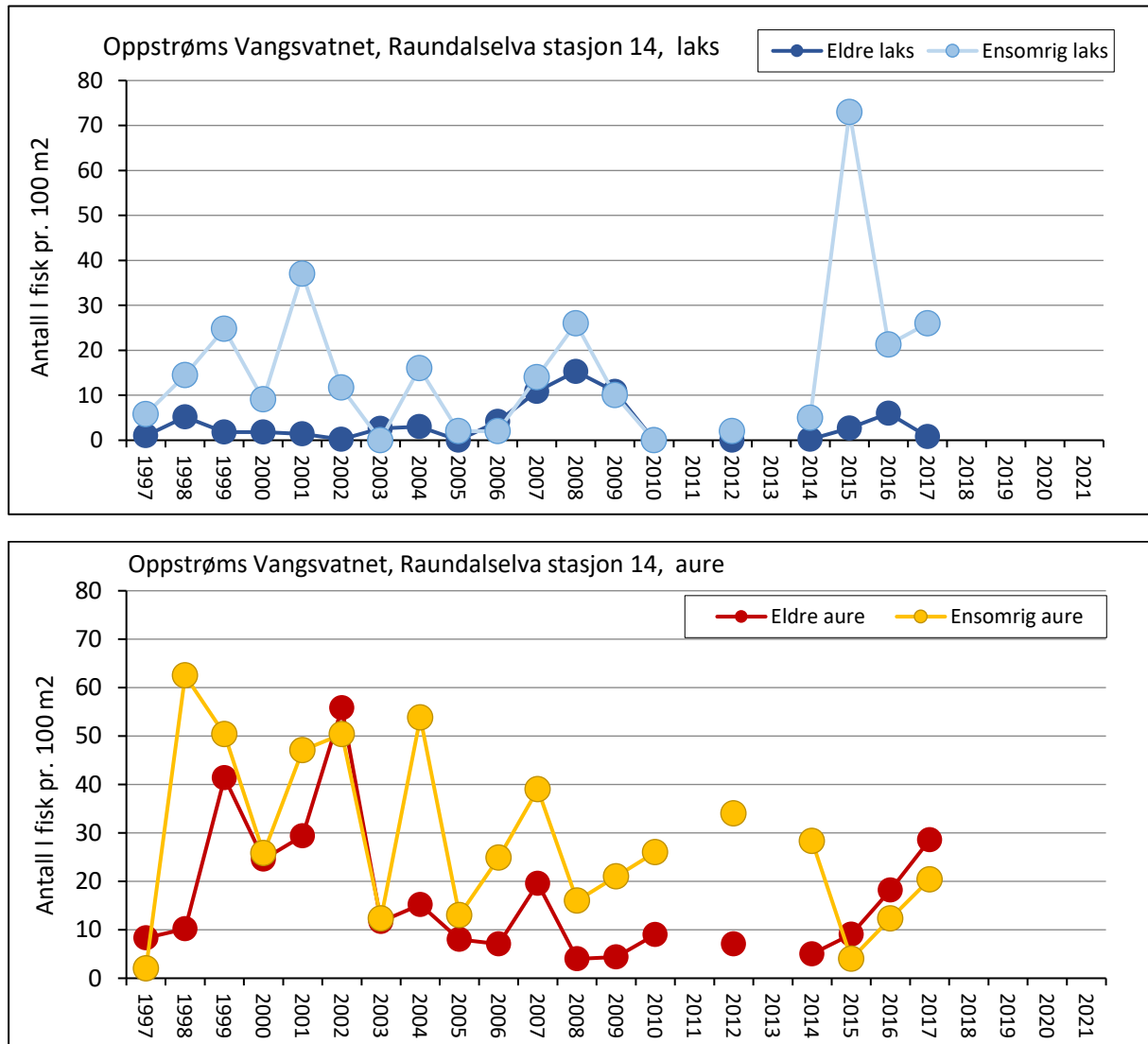
4.3.4 Strekningene oppstrøms Vangsvatnet

Tettheter av laks og aure funnet på strekningen mellom Vangsvatnet og samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva (stasjon 13), er vist i **Figur 49**. Det er funnet veldig varierende tettheter av både ensomrig og eldre laks på denne stasjonen. I enkeltår har totaltettheten av laks vært over 200 fisk, mens det i andre år har vært så lave tettheter som rundt 10 fisk. I perioden da utsetninger av laks foregikk, har innslaget av settefisk vært om lag 43 % for ensomrige og 27 % for eldre laks. Tettheten av ensomrig aure har generelt vært høy, men med en avtagende tetthet utover i perioden. Tettheten av eldre aure har vist mindre variasjon, og tetthetene har ligget rundt 20 fisk. Samlet tilsier resultatene at det kan være en betydelig produksjon av både laks og aure på strekningen fra Vangsvatnet og opp til samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva.



Figur 49. Tettheter for ensomrige og eldre laks og aure på stasjon 13 i Vosso, som ligger mellom Vangsvatnet og samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva, i perioden 1996-2021. Data fra 2012 og 2014 er utført av Rådgivende biologer. Data fra 2019 og 2020 er utført av Voss klekkeri. Det ble ikke gjennomført undersøkelser på denne stasjonen i 2011 eller i 2018.

På stasjon 14 i nedre del av Raundalselva på strekningen nedstrøms Palmafossen, har tetthetene av både ensomrig og eldre laks variert mye (**Figur 50**). Tetthetene blir påvirket av utsettinger da innslaget av settefisk i Raundalselva i gjennomsnitt for perioden med utsettinger har vært om lag 50 % for ensomrige og 41 % for eldre laks. Tetthetene av ensomrig aure har i den undersøkte perioden generelt vært høy, mens tetthetene av eldre aure har variert mye fra 4 til 56 pr. 100 m². Undersøkelsene viser at det produseres både laks og aure på strekningen. Det ble ikke gjennomført undersøkelser på denne stasjonen i 2011, 2013 eller i årene etter 2017.



Figur 50. Tettheter for ensomrige og eldre laks og aure i Raundalselva nedstrøms Palmafossen i perioden 1997-2017. Data fra 2012 og 2014 er hentet fra kalkingsovervåkingen utført av Rådgivende biologer. Stasjonen er ikke fisket etter 2017.

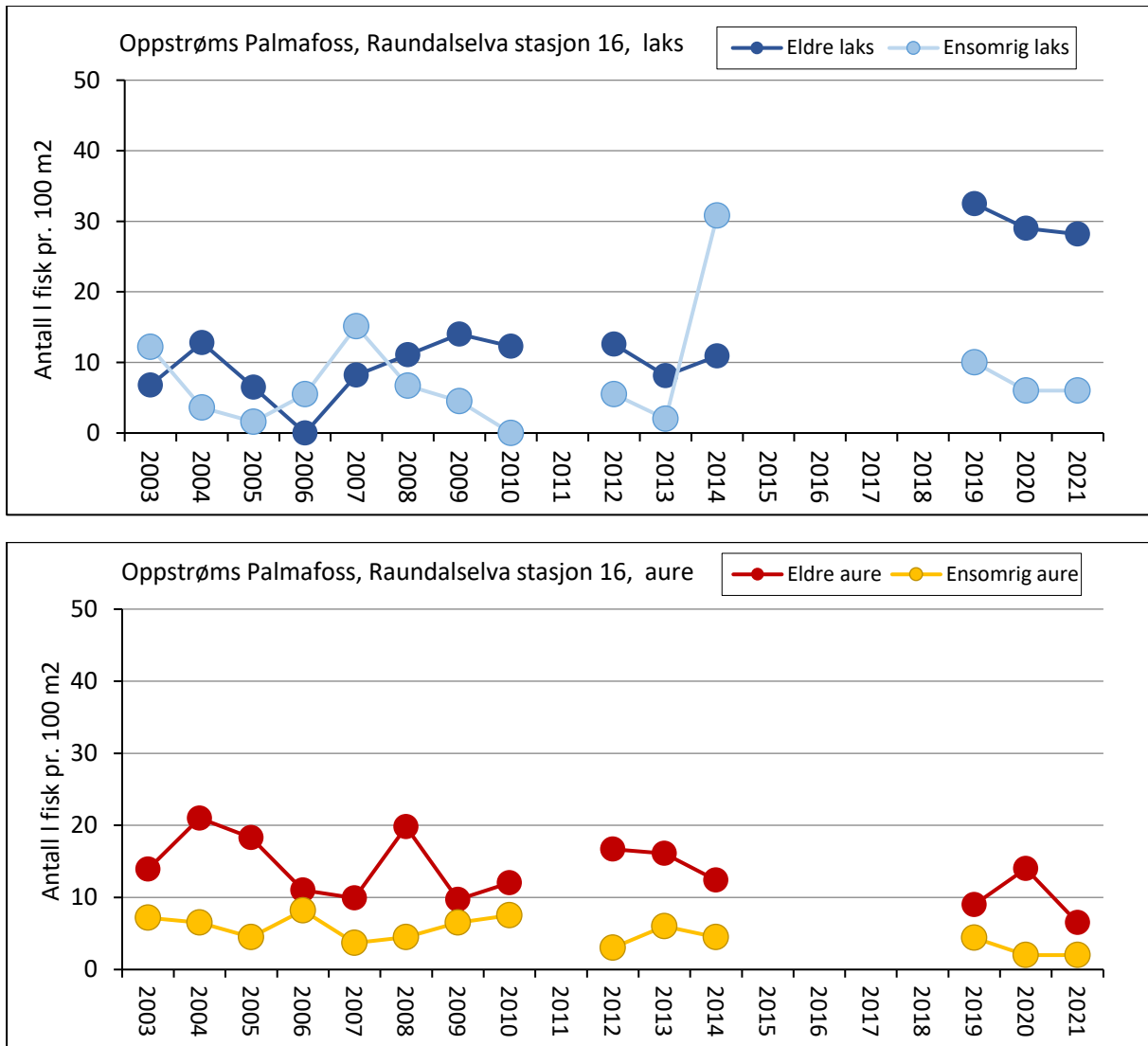
4.3.5 Strekingen oppstrøms Palmafossen

Raundalselva vurderes som relativt kald og næringsfattig i forhold til de andre lakseførende elvestrekningene i vassdraget. Resultatene fra det elektriske fisket viser at det forekommer både laks og aure på den nederste delen av elvestrekningen. I Palmafossen i nedre del av Raundalselva, ble det på slutten av 1950-tallet bygd en laksetrapp for at laksen skulle kunne utnytte strekingen ovenfor fossen. Denne trappa ble restaurert på slutten av 1980-tallet. I 2022 vil det nye kraftverket i Palmafossen med en ny vandringsløsning for fisk være installert. Ved elektrisk fiske ovenfor trappa i 1993 ble det registrert noen få laksunger som ble vurdert til å være settefisk (Sægrov m.fl. 1994). Sporadisk elektrisk fiske utført av Voss klekkeri på strekingen senere på 1990-tallet ga ingen eller få laksunger. Dette tydet på at svært få laks da hadde vandret opp den gamle laksetrappa i Palmafossen. Men da det elektriske fisket ble tatt opp igjen i 2002, ble det for første gang påvist naturlig rekrutterte laks som stammet fra flere årsklasser på strekingen oppstrøms trappa (G.O. Henden, Voss klekkeri pers. medd., LFI upubliserte data) og det er senere vist at ungfisk av laks er vanlig forekommende, men i relativt lave tettheter (**Figur 51**). Imidlertid er det siden 2019 registrert en klar økning av eldre laks med tettheter rundt 30 fisk. I Raundalselva er det både satt ut lakseyngel og det er plantet lakserogn (**Tabell 3** og **Tabell 4**). I perioden 2005-2010 utgjorde ensomrig settefisk 83 % av fangsten. Først i 2007 ble det registrert eldre settefisk. I perioden 2007-2010 utgjorde disse 54 % av fangsten av eldre ungfisk. Dette viser at settefisken bidrar betydelig inn i ungfiskproduksjonen oppstrøms Palmafossen. Settefisken er ikke merket i de siste årene, men trolig utgjør de fremdeles en betydelig andel av ungfisken oppstrøms Palmafossen.

Tettheten av ensomrig og eldre aure viser en nedadgående tendens fra tettheter rundt 30 fisk til ned mot 15 i de siste årene (**Figur 51**).

4.3.6 Strandavassdraget oppstrøms Voss

Høsten 2000 ble sju stasjoner for elektrisk fiske etablert på strekingen oppstrøms vandringshinderet i Strandavassdraget. Dette ble gjort fordi sterkningen i årene 2001-2017 ble brukt til utsetting av ensomrig laks (se **Tabell 3**). Undersøkelsene av ungfisk foregikk i perioden 2001-2007. Tetthetene av ensomrige laks varierte da fra 4 til 35 fisk pr. 100 m², mens tetthetene av eldre laks varierte fra 7 til 35 fisk pr. 100 m². For ensomrig aure varierte tetthetene fra 1 til 26 fisk pr. 100 m², og for eldre aure fra 7 til 30 fisk pr. 100 m². For en mer detaljert beskrivelse av resultatene, henvises det til kalkingsovervåkingen, DN utredning 1-2013. I tillegg er det i **kapittel 15** om Voss klekkeri beskrevet innfangning av laksesmolt fra sterkningen i en Wolf-felle bygget i Rognsfossen ved klekkeriet i årene 2016-2020.



Figur 51. Tettheter for ensomrige og eldre laks og aure oppstrøms Palmafossen i Raundalselva i perioden 2003-2021. Det ble ikke gjennomført undersøkelser i 2011 eller i årene 2015-2018. Data fra 2014 er utført av Rådgivende biologer, mens Voss klekkeri utførte undersøkelsene i 2019 og i 2020.

4.4 Samlet vurdering

Resultatene fra det elektriske fiske viser at ungfisk av laks dominerte på de undersøkte stasjonene i Bolstadelva og Vosso på begynnelsen av 1990-tallet. Deretter ble laksegytingen kraftig redusert som følge av at antallet tilbakevandret laks falt brått tidlig på 1990-tallet og auren overtok som dominerende art på stasjonene for elektrisk fiske. Denne kritiske situasjonen for laksen vedvarte fra slutten av 1990-tallet og frem til og med 2010. I denne perioden finner en flere år med lave tettheter av ungfisk som trolig gjenspeiler en situasjon med unormalt lav gytebestand og lav naturlig rekruttering.

En slik fåtallig gytebestand er sårbar for innkryssning av rømt oppdrettslaks som dominerte stamfiskfangsten i Vosso i samme periode. Rømt oppdrettslaks bidro med gyting og etterfølgende forekomst av ungfisk fanget inn på stasjonene for det elektriske fiske. Dette bidrar til økt tetthet i antall ungfisk som registreres og bidrar til å maskere den alvorlige bestandssituasjonen. Samtidig har

tilbakeføring av genbankmateriale vært en viktig buffer mot forekomsten av rømt fisk. Undersøkelsene som er gjort for å evaluere disse utsettingene tyder på at de fungerer godt og ensomrig settefisk har utgjort en betydelig andel av ungfisken samlet inn i ulike deler av vassdraget. Men det vedvarende høye innslaget av rømt fisk på 1990- og 2000-tallet gjør at en likevel finner en høy og signifikant genetisk påvirkning fra oppdrettslaks i Vossostammen (Anon 2017, Anon 2021, se **kapittel 3** om genetikk).

Fra og med 2012 er det påvist en markert økning i tetthetene av ungfisk av laks på stasjonsnettet både i Bolstadelva og Vosso. Årsaken til dette er med stor sannsynlighet den klare økningen i gytebestanden fra og med 2011 grunnet økt kultiveringsinnsats i form av stor-skala smoltslep i årene 2009-2013. Økt gyting og økte tettheter av ungfisk betyr også at antallet utvandrende smolt med stor sannsynlighet har økt fra og med 2014/2015 sammenliknet med tidligere år. Likevel er det til og med sesongen 2021 ikke registret noen markert økning i antallet villaks som returnerer til vassdraget.

4.5 Referanser

- Anon 2016. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 9b, 849 s.
- Anon 2017. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 5, 81 s.
- Anon. 2021. Status for norske laksebestander i 2021. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 16, 227 s.
- Barlaup, Bjørn T. (redaktør). Redningsaksjonen for Vossolaksen DN-utredning 1-2013.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2003. Vossovassdraget - Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag – effektkontroll 2002. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2003-3.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2002. Vossovassdraget – Fisk. I: Kalking i vann og vassdrag. Resultatkontroll av større prosjekter 2001. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2002-1.
- Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S-E. 2000. Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1999. Vossovassdraget - Fisk. Direktoratet for naturforvaltning. DN notat 2000-2.
- Barlaup, B.T. & Moen, V. 2001. Planting of salmonid eggs for stock enhancement – a review of the most commonly used methods. *Nordic J. Freshw. Res.* 75: 7-19.
- 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.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B.T. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 80, 68s.
- Gabrielsen, S.E. 2011. Vossovassdraget - Fisk. I: Kalking i laksevassdrag – effektkontroll 2010. Direktoratet for naturforvaltning. Notat 2004-2011.
- Gabrielsen, S.E., Skår, B., Halvorsen, G.A., Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Wiers, T., Normann, E., Skoglund, H. & Birkeland, I. 2019. Teigdalselva - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i perioden 2006-2016. LFI-Rapport 338.
- Moen, V. 1996. Otolitt-merking av laks. Massemerking av rogn og yngel ved tilsetning av fargestoff i vannbad. SVLT-Oppdragsavdelingen. Rapport 1996
- Moen, V. 2000. Badmerking av øyerogn – effekter av merking på laks utsatt i vassdrag som øyerogn og uforet yngel. VESO Rapport 1-2000: 27 s.
- Raddum, G.G. & S.E. Gabrielsen. 1999. Endringer i temperatur og vekst av fisk i Bolstadelvi etter regulering. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 110, 31s.
- Sægvog, H., Kålås, S. & Lura 1994. Vossolaksen - Livshistorie - bestandsutvikling - rekruttering - kultivering. Zoologisk Institutt, Økologisk Avdeling. Universitetet i Bergen.
- Whitlock, D. 1978. The Withlock Vibert Box Handbook. Federation of fly fisherman, California.

5 Smoltutgangen i Vossovassdraget 2001-2021

Av Bjørn T. Barlaup, Eirik Straume Normann, Sven Erik Gabrielsen, Knut Wiik Vollset, Tore Wiers, Tormod Haraldstad, Elisabeth Stöger, Turid Helle, Yngve Landro og Helge Skoglund
NORCE Klima og Miljø, LFI

5.1 Introduksjon

Smoltutvandringen hos laks skjer vanligvis i en konsentrert periode (ca. 3-6 uker) på våren. I tiden før utvandringen gjennomgår ungfisken en rekke morfologiske, fysiologiske og adferdsmessige forandringer som forbereder fisken på overgangen fra ferskvann til sjøvann. Denne prosessen kalles smoltifisering og består blant annet i at fisken blir mer strømlinjeformet og sølvfarget. Den territorielle atferden opphører, og smolten kan samle seg i stimer før vandringen nedover i vassdraget tar til (McCormick m.fl. 2012). Tidspunktet for smoltutvandringen varierer mellom elver og styres av flere faktorer. Lysregimet og vanntemperaturen regnes som de viktigste faktorene som initierer smoltifiseringsprosessen, og som dermed avgjør tidspunktet for når smolten er klar til å vandre. Selve utvandringen blir ofte utløst av økende vannføring og vanntemperatur (McCormick m.fl. 2012). Disse mekanismene har over mange generasjoner blitt tilpasset forholdene i det enkelte vassdrag, slik at laksen vandrer ut når forholdene i sjøen er gunstige. Trolig er temperaturen i sjøen en viktig faktor, og vanligvis vandrer smolten ut på et tidspunkt da sjøtemperaturen har nådd 8°- 9 C ° (Vollset m.fl. 2022; Hvidsten m.fl. 1995).

I Vosso har undersøkelser av smoltutgangen pågått i perioden 2001-2021. Tidspunktet for når smolten forlater vassdraget og vandrer ut til havet er et kritisk punkt i laksens livssyklus. Under vandringen er smolten spesielt utsatt for predasjon og de fysiologiske endringene gjør den spesielt sårbar for effektene av forsurening i elv og brakkvann (se eget **kapittel 11** om dette tema). I tillegg har oppdrettsnæringen økt mengden lakselus betydelig i kystnære områder, og dette har ført til en ny og kunstig mortalitetsfaktor for utvandrende smolt.

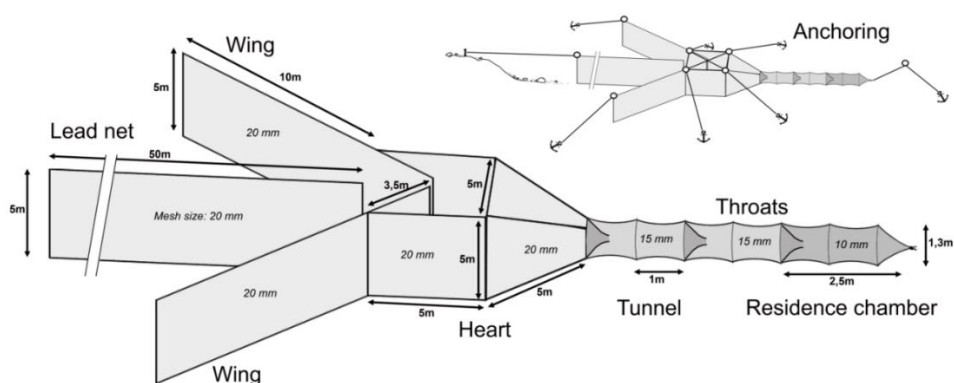
For Vosso er det derfor viktig å ha kunnskap om når smolten vandrer ut fra vassdraget og hvilke forhold som da er gjeldende som f.eks. vannføring og vannkvalitet. Kunnskapen om vandringstidspunktet er bl.a. lagt til grunn for å vurdere mulige effekter av Evanger kraftverk og for å vurdere påvirkning og mulige tiltak for å redusere lakselusproblemet (jmf egne kapitler om disse tema).

I Vossoprosjektet har det siden 2015 vært benyttet såkalt PIT-merker (Passive Integrated Transponder) for merking av smolt. Disse merkene overtok for det tidligere brukte mikromerker (coded wire tag) og har et betydelig bredere bruksområde. Fordelene med PIT fremfor mikromerker er at gjenfangster registreres uten at den merkede fisken må avlives, i tillegg kan merket fisk detekteres i antenner uten behov for fysisk gjenfangst. PIT gir dermed betydelig flere muligheter for å besvare viktige problemstillinger for Vossolaksen.

Gjennom prosjektperioden er metoden benyttet for å undersøke utvandringstidspunkt for ulike grupper av villsmolt fra ulike elveavsnitt og sidevassdrag, og også klekkerismolt satt ut på ulike elvestrekninger. Smoltbestanden har vært estimert basert på registreringer nedover i elva. I tillegg har returnerende gytelaks, PIT-merket som smolt, gitt verdifull informasjon om sjøoppholdets lengde, innvandringstidspunkt samt sjøoverlevelse mellom de ulike utsettingsgruppene. I tillegg er det gjort forsøke med PIT-merket villsmolt i naboelvene Modalselva, Daleelva og Arnaelva som kan sammenliknes med resultatene fra Vosso.

5.2 Metoder

Smoltutgangen i Vosso er undersøkt årlig tilbake til 2001. For å registrere utvandrende smolt er det blitt benyttet smoltruse (Figur 52) i Bolstadfjorden og smoltskrue i Bolstadelva. En oversikt over hvilke metoder som er benyttet de ulike årene er gitt i Tabell 5. Antall laks- og sjøauresmolt som gikk i smoltfellene ble i all hovedsak kontrollert daglig. Et utvalg av laksesmolten er hvert år blitt prøvetatt for bestemmelse av lengde og alder, og i noen år også for fysiologisk status.



Figur 52. Storruse benyttet for innfangning av smolt i Bolstadfjorden i perioden 2002-2017. Skisse fra ruseprodusenten Jon Løyland (etter Barlaup m.fl. 2013).

Tabell 5. Fangstredskaper som har blitt benyttet til å fange smolt i Vossovasdraget i perioden 2001-2021.

År	Fish-lift i Bolstadelva	Smoltskrue i Bolstadelva	Ruse i Bolstadfjorden
2001	x	-	-
2002	x	x	x
2003	-	x	x
2004	-	-	x
2005	-	-	x
2006	-	-	x
2007	-	-	x
2008	-	-	x
2009	-	-	-
2010	-	x	-
2011	-	x	-
2012	-	x	x
2013	-	x	x
2014	-	x	x
2015	-	x	x
2016	-	x	x
2017	-	x	x
2018	-	-	x
2019	-	-	x
2020	-	x	x
2021	-	x	x



Smoltskrue i Bolstadhølen (øverst) og storruse i Bolstadjorden som er i drift fra slutten av april til siste halvdel av juni for å registrere utvandrende smolt.

Smoltskruen består av en stor roterende trommel som fanger smolt i overflatelaget (Volkhardt m.fl. 2007). Smoltskruen har vært i drift i 13 sesonger i løpet av perioden 2001-2021 (inkl. sesongen 2001 og deler av sesongen 2002 da det ble benyttet en såkalt fishlift som deretter ble erstattet med smoltskruen). Storrusene har vært i drift i 15 av årene 2002 til 2021 og det har i hovedsak vært benyttet to storruser i Bolstadjorden i området nedstrøms for Trollkona på strekningen Hermundsdaalen-Furnes.

Innføring av Passive Integrated Transponder (PIT) som merkemetode

All klekkeriprodusert smolt ble fram til 2014 merket med mikromerke (coded wire tag) før utsetting. Merket er en lite nummerert metalltråd som injiseres i fiskens nesebrusk. Gjenfangster av voksen laks merket med mikromerker identifiseres ved bruk av en metalldetektor. Fisken må avlives og merkenummer avleses under lupe. I tillegg til denne merkingen ble fisken fettfinneklippet for å ha et ytre kjennetegn ved gjenfangst. I 2015 gikk en over til bruk av PIT-merker for merking av smolt.

Ved PIT-merking benyttes en standard protokoll for bedøvelse. Merking er godkjent av Mattilsynet. Finquel Vet (100 mg l⁻¹ MS-222 i en løsning bufret med natrium hydrogenkarbonat) blir benyttet for

rask bedøvelse etterfulgt av at merke blir lagt inn i bukhulen ført inn gjennom et lite (< 5 mm) kirurgisk snitt plassert ventralt på buken ca. 1-5 mm bak brystfinnerne. Total håndteringstid i forbindelse med merkingen er ca. 10 sekunder. Etter merkingen blir fisken overført til godt oksygenert vann for oppvåking. Det ble bare benyttet fisk med en total lengde (L_T) \geq 12 cm.

Hvert merke har en unik ID som avleses med håndholdte lesere eller antenner. Merkene har ingen intern energikilde eller batteri, og er i så måte evigvarende om ikke merket blir fysisk ødelagt. PIT-merket består av en integrert kretschip, kondensator og antennespole innkapslet i glass. I prosjektet brukes det halv duplex system (HDX), der antennen genererer korte magnetiske pulser som trådløst lader en kondensator i PIT-merket. Når ladefeltet slås av, bruker merket den lagrede energien til å sende merkenummeret tilbake til leseren. Antenner for HDX er enkle looper av isolerte wiretråder som en kan plassere direkte i vann uten at det behøver å være et luftlag mellom antennenråden og vannet. Siden ladefeltet til HDX systemet er pulserende, krever dette systemet mindre strøm. Ved en standard 50ms/20ms lade/lytte syklus gir antennen en rate på 14 søk per sekund. Når et PIT-merke passerer gjennom antennens deteksjonsfelt registreres merkets ID (individmerke), antennens ID og tidspunkt for passering. Utstyr til antennene benyttet i våre undersøkelser er levert fra Oregon RFID (Portland, Oregon, USA).

En effektiv antenne er avhengig av at deteksjonsfeltet dekker så stort område av vannsøylen som mulig eller er plassert på steder hvor en forventer at merket fisk passerer. Smolt og returnerende gytelaks har ulik vandringsatferd og antennen bør tilpasses dette. Ofte benyttes bunnantenner for å registrere oppvandrende laks, mens flytende antenner i overflaten har vist seg å fungere godt for utvandrende laksesmolt. Antenner i rennende vann vil alltid være utsatt for slitasje, spesielt under flom. Utfordringen med design av gode antenner er like mye forankring og evne til å tåle store påkjenninger som det er å maksimere deteksjonsfeltet. I Vossoprosjektet har det vært drevet omfattende metodeutvikling på antenne utforming. Det er benyttet både bunnantenner, antenner plassert i en åpen kilenot og flytende antenner (Barlaup m.fl. 2018).

Fram til og med 2018 ble det benyttet et 23 mm HDX PIT merke (halv duplex), mens det fra 2019 ble benyttet et 12 mm HDX PIT merke på grunn av justering av minstestørrelsen for merking med 23 mm i dialog med mattilsynet. Unntaket var gruppene med klekkerismolt i 2019 hvor den ene halvparten ble merket med 12 mm og den andre halvparten med 23 mm. Hensikten med dette forsøket var å undersøke i hvor stor grad reduksjonen av merkestørrelsen fra 23 til 12 mm reduserte deteksjonseffektiviteten på antennenettverket. De foreløpige resultatene fra dette forsøket viser at overgangen fra 23 til 12 mm førte til en ca. 40 % reduksjon i deteksjonseffektivitet. Denne endringen i metodikk betyr derfor at smolt merket fra og med 2019 vil ha lavere deteksjonseffektivitet sammenliknet med smolt merket tidligere år.

Innfangning og PIT-merking av smolt fra ulike elveavsnitt og behandlingsgrupper

Smolten har i hovedsak vært fanget inn ved bruk av elektrisk fiske ved lav vannføring i forkant av smoltutgangen i mars og april. I forbindelse med smoltutgangen har det vært ønskelig å registrere smoltutvandringen fra de ulike elvestrekningene Bolstadelva, Vosso, Teigdalselva og Strandaelva og det har derfor vært merket fisk fra alle disse delstrekningene. I tillegg er det på tilsvarende måte merket og satt ut villsmolt i naboelvene Modalselva (443 stk i 2019), Daleelva (10175 stk i årene 2015-2020) og Arnaelva (1757 stk. fordelt på årene 2015, 2018 og 2019).

I Vossovassdraget er villsmolten benyttet i forsøkene fordelt på to grupper:

- 1) *Stedegen smolt*, satt ut på samme strekning hvor den har vært merket
- 2) *Flyttet smolt*, innfanget i Bordalselva/Istadbekken/Rognsfossen, satt ut i Vosso (v/Tverrelva) og Bolstadelva (v/ Vassenden).

Det er skilt mellom gjenfangster av stedegen smolt og flyttet smolt (**Tabell 6**). I tillegg har det blitt satt ut grupper med ettårig klekkerismolt produsert ved Voss klekkeri i Bolstadelva og i Vosso i årene 2016-2019 (**Tabell 7**). Dette ble gjort for å sammenlikne utvandringsforløpet for villsmolt og klekkerismolt.

Tabell 6. PIT-merket laksesmolt satt ut i Bolstadelva, Vosso, Teigdalselva og Strandaelva for å registrere utvandring fra de ulike elvestrekningene i perioden 2015-2021. Stedegen villsmolt er smolt satt tilbake i samme elv hvor den ble innfanget. «Flyttet» er smolt innfanget i sideelvene Bordalselva, Teigdalselva og Istadbekken og som ble flyttet og satt ut i Bolstadelva og Vosso.

År	Stedegne				Flyttet	
	Bolstadelva	Vosso	Strandaelva	Teigdalselva	Bolstadelva	Vosso
2015	83				939	
2016	40	472	156		679	647
2017	205	445	206	224	159	161
2018			482		259	188
2019	209	692	1661	322	501	666
2020		347	205		400	505
2021	318	865	143		725	578

Tabell 7. Ettårig klekkerismolt produsert ved Voss klekkeri og satt ut i Bolstad og Vosso i årene 2016-2019 og registrert på den flytende PIT-antennen i Bolstadhølen. Tabellen viser antall klekkerismolt satt ut, tidspunkt for utsetting og gjenfangst på antennen. I tillegg er dato for 50 % utvandring sammenliknet med dato for utvandring funnet for villsmolt fanget i smoltskrue og storruser. Se etterfølgende figurer for nærmere beskrivelse av utvandringsforløpet.

År	Antall klekkerismolt satt ut		Dato for utsett	Gjenfangster antall og prosent		Dato for 50 % utvandring		
	Bolstad	Vosso		Bolstad	Vosso	Bolstad	Vosso	Villsmolt
2016	600	592	21.04	37 (6,2%)	13 (2,2%)	12.07	21.07	22.05
2017	598	594	03.05	26 (4,4%)	10 (1,7%)	21.06	20.07	19.05
2018	593	587	26.04	70 (11,8%)	12 (2,0%)	13.06	14.06	30.05
2019	995	1000	09.05	155 (15,6%)	41 (4,1%)	20.05	05.07	17.05

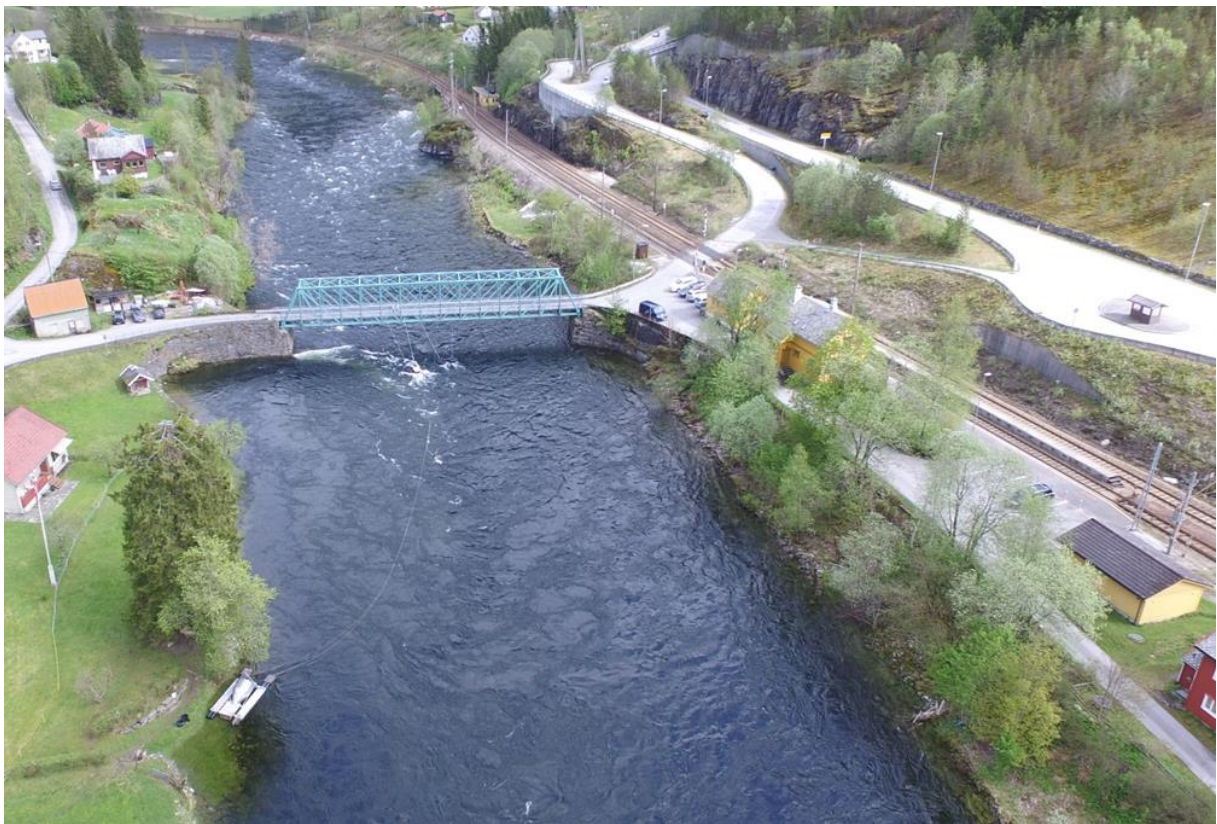
Registreringer av PIT-merket smolt med bruk av flytende antenner i utløpet av Bolstad elva

For å registrere den utvandrende smolten ble det installert en flytende antenne fra brua på Bolstad (se eget bilde) ca. 500 m før utløpet i Bolstadjorden. Den flytenende antennen har vært i drift i årene 2016-2019. Flere små antenner plasseres ved siden av hverandre med en deteksjonsfelt fra 0-5 til 1m ned i vannsøylen. Smolt som vandret i overflatelaget rett under den flytende antenne blir da registrert. Vi forventer en redusert deteksjonssannsynlighet på den flytende antennen ved vannføringer > 200 m³/s. Dette fordi smolten fordeler seg på et større vannvolum, vannhastigheten øker og at antennene i større grad utsettes for drivved m.m. som påvirker driften negativt.

Antall smolt registrert på den flytende antennen har potensialet for å estimere overlevelse fra merketidspunkt (presmolt) til passering av antennen ved Bolstad. Samtidig knyttes det usikkerhet til sannsynlighet for å bli detektert på antennen. Gjenfangstprosenten på antennen er derfor både et mål

på overlevelse og deteksjonssannsynlighet, og slik oppsettet er i Vosso, vil det ikke være mulig å skille mellom disse. På den andre side kan man anta at smolt fra ulike utsettingsgrupper har nærmest lik atferd i elva og vi kan forvente lik deteksjonssannsynlighet mellom gruppene. Da vil forskjeller i gjenfangstprosent mellom gruppene være et godt mål på relativ forskjell i overlevelse mellom gruppene. Det er derimot noen antagelser ved dette som må vurderes når man tolker slike data. Andre studier viser at smolten endrer atferd underveis i utvandringssesongen som respons på endret temperatur (Haraldstad m.fl. 2017) dette vil videre forandre deteksjonssannsynlighetene for tidlig og sentvandrende smolt. I tillegg kan man ikke utelukke at atferdskjeller mellom klekkerismolt og villsmolt vil føre til forskjellig deteksjonssannsynlighet mellom grupper.

I tillegg til deteksjoner registrert på den flytende antennen, er det også registrert utvandrende smolt i smoltskruen i Bolstadhølen 75 m nedstøms den flytende antennen. Merket smolt vil også kunne bli registrert i storruser plassert i Bolstadjorden ca. 3 km nedstrøms utløpet fra Bolstadelva.



Bildet viser den flytende PIT-antennen som henger fra brua på Bolstad hvor den registrerer utvandrende laksesmolt som passerer i overflatelaget under antennen. Tverrsnittet av antennen utgjør ca. 10-15 % av elvetversnittet avhengig av vannføring. Nede til venstre i bilde ser en smoltskruen som daglig vinsjes inn til bredden for å registrere smolt i fangstkammeret.

Deteksjoner av tilbakevandrende laks PIT-merket som smolt

I forbindelse med smoltutvandringen er det i årene fra 2015 til 2020 PIT-merket over 13000 vilsmolt i Vossovassdraget inkludert Bolstadjorden. For å få et relativt mål på hvor mange av disse som returnerer som laks etter sjøoppholdet er gjenfangster registrert på PIT-antenne i årene 2016 til 2021 slik at tilbakevandring av en-, to og tresjøvinter laks kan registreres for smolt som vandret ut i 2015-2018, en- og tosjøvinter for smolt som vandret ut i 2019, og ensjøvinter for smolt som vandrer ut i 2020.

Ved utløpet av Bolstadfjorden er det plassert en 12 m lang PIT-bunnantenne med ca. 50 cm deteksjonsavstand. Plasseringen av antennen ble valgt etter at sittenotfiskerne fortalte at laksen og sjøauren her kommer «krypende» opp langs bunnen. Dette har vist seg å stemme siden denne antennen har hatt en relativt høy deteksjonseffektivitet. Selve antennen er fleksibel og former seg godt etter bunnforholdene. På dette stedet er fjorden 3-4 m dyp. Tilsvarende er det plassert bunnantenner i Bolstadelva ved utløpet av Bolstadhølen og ved Vassenden, og i Vosso ved Skorve og ved Geitle. Imidlertid har det vist seg at det er antennene ved Straume og ved utløpet av Bolstadhølen som er de klart mest effektive antennene. Forskjellen i deteksjonseffektivitet skyldes trolig både plasseringen og utformingen av antennene. Andelen av merket laks som detekteres av antennenettverket fra Straume til Geitle er estimert ved å undersøke hvor mange av laksene tatt på stamfiske som er PIT-merket og hvor mange av disse som igjen har vært registrert på antennenettverket. I årene 2016 til 2021 er det hvert år blitt tatt fra 10 til 44 PIT-merket laks i stamfiske. Andelen av disse som har vært registrert på antennene har variert fra 50% til 88 % mellom år, og årlig gjennomsnittlige deteksjonseffektiviteten i perioden har vært 73 %. Dette betyr at det også er en betydelig andel av den PIT-merkede laksen som vandrer tilbake Vossovassdraget som ikke blir detektert av antennene og at gjenfangstene som registreres av antennene derfor er et underestimat av den faktiske tilbakevandringen til vassdraget.

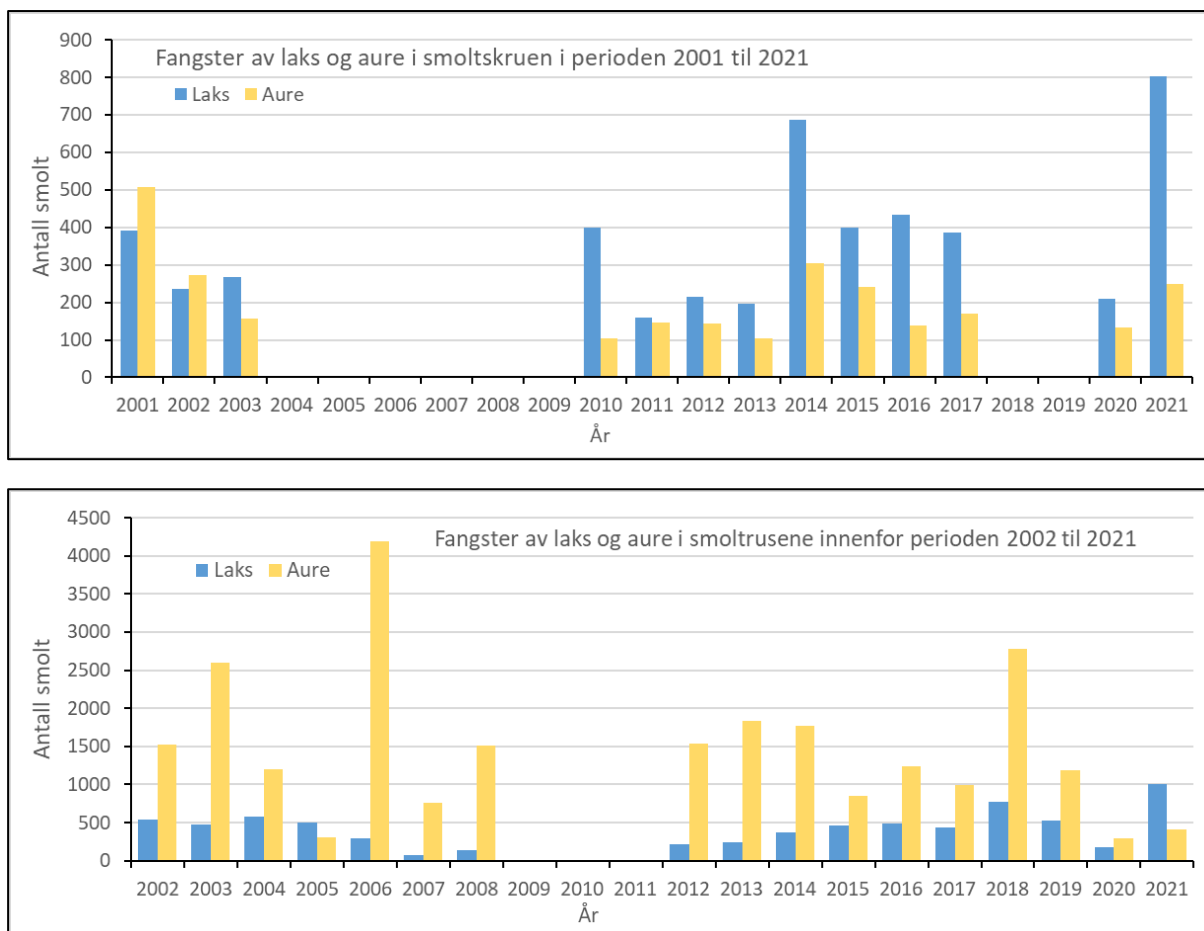


En 12 m lang PIT-bunnantenne med ca. 50 cm deteksjonsavstand plassert på utløpet av Bolstadfjorden i innvandringsruta for Vossolaksen. På dette stedet er fjorden 3-4 m dyp. Plasseringen av antennen ble valgt etter at sittenotfiskerne fortalte at laksen og sjøauren her kommer «krypende» opp langs bunnen. Dette har vist seg å stemme siden denne antennen har hatt en relativt høy deteksjonseffektivitet. Selve antennen er fleksibel og former seg godt etter bunnforholdene.

5.3 Resultat

Utvandringstidspunkt for laksesmolt innfanget i smoltskrue og storruse

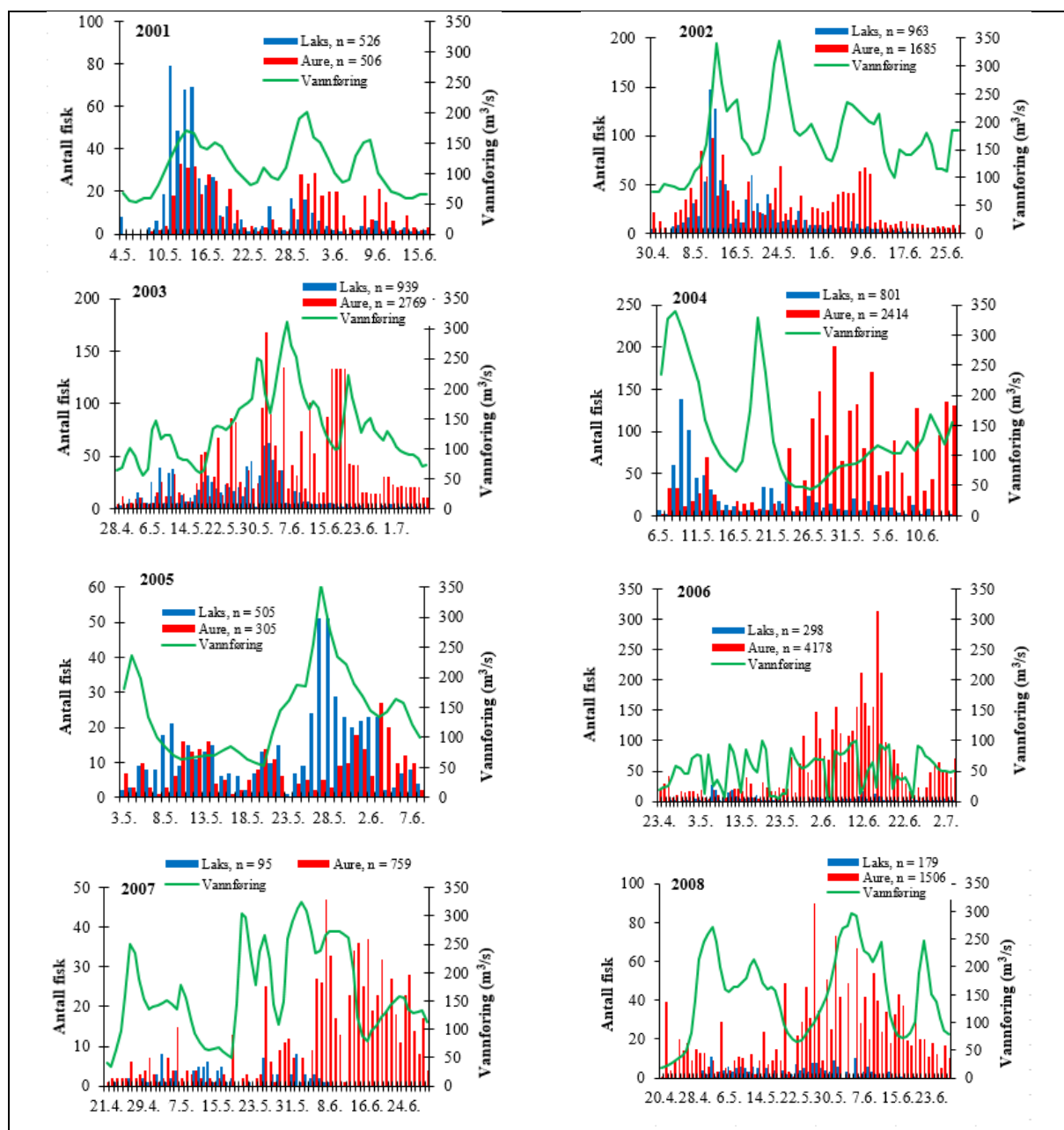
Fangstene av laksesmolt i smoltskruen har variert fra 160 til 802 smolt i perioden 2001-2021, med de høyeste fangstene i 2021. Fangstene av auresmolt har variert fra 104 til 507 i samme periode. I motsetning til fangstene av laksesmolt som var høyest i 2021, ble den høyeste fangsten av auresmolt fanget i 2001, helt i starten av perioden (**Figur 53**). Dette kan tyde på en endring i retning av økt produksjon av laksesmolt i forhold til auresmolt lik den utviklingen en finner i ungfiskbestanden i samme periode (se **kapittel 4** om ungfiskbestanden). I rusefangstene er det dominans av aure i alle år med unntak av 2021. Dette skyldes at rusefangstene mest sannsynlig er dominert av resident aure i Bolstadfjorden.



Figur 53. Antall utvandrende laksesmolt og aure totalt fanget i smoltskruen (øverst) og i smoltruse i Bolstadfjorden (nederst) i perioden 2001-2021.

Fangstene av laks- og auresmolt i smoltfellene i Bolstadelva og Bolstadfjorden om våren i perioden 2001-2021 viser at utvandringen i hovedsak skjer fra begynnelsen av mai og frem til midten av juni (**Figur 54**, **Figur 55**, og **Figur 56**). Hovedandelen av villsmolten og settefisker som stammer fra utsetninger av ensomrig lakseyngel, vandret ut av vassdraget i løpet av noen få uker i mai. For hele perioden 2001-2021 har median tidspunkt for 50 % utvandring (registrert i feller) for laksesmolt vært 20. mai, mens variasjonsbredden for 50 % utvandring har variert fra 09. mai til 2. juni. Om en samler alle registreringene fra 2001 til 2021 (**Figur 57** og **Figur 58**) finner en at tidspunktet for 25 %, 50% og 75 % utvandring er henholdsvis 12 mai, 18 mai og 28 mai (**Figur 59**).

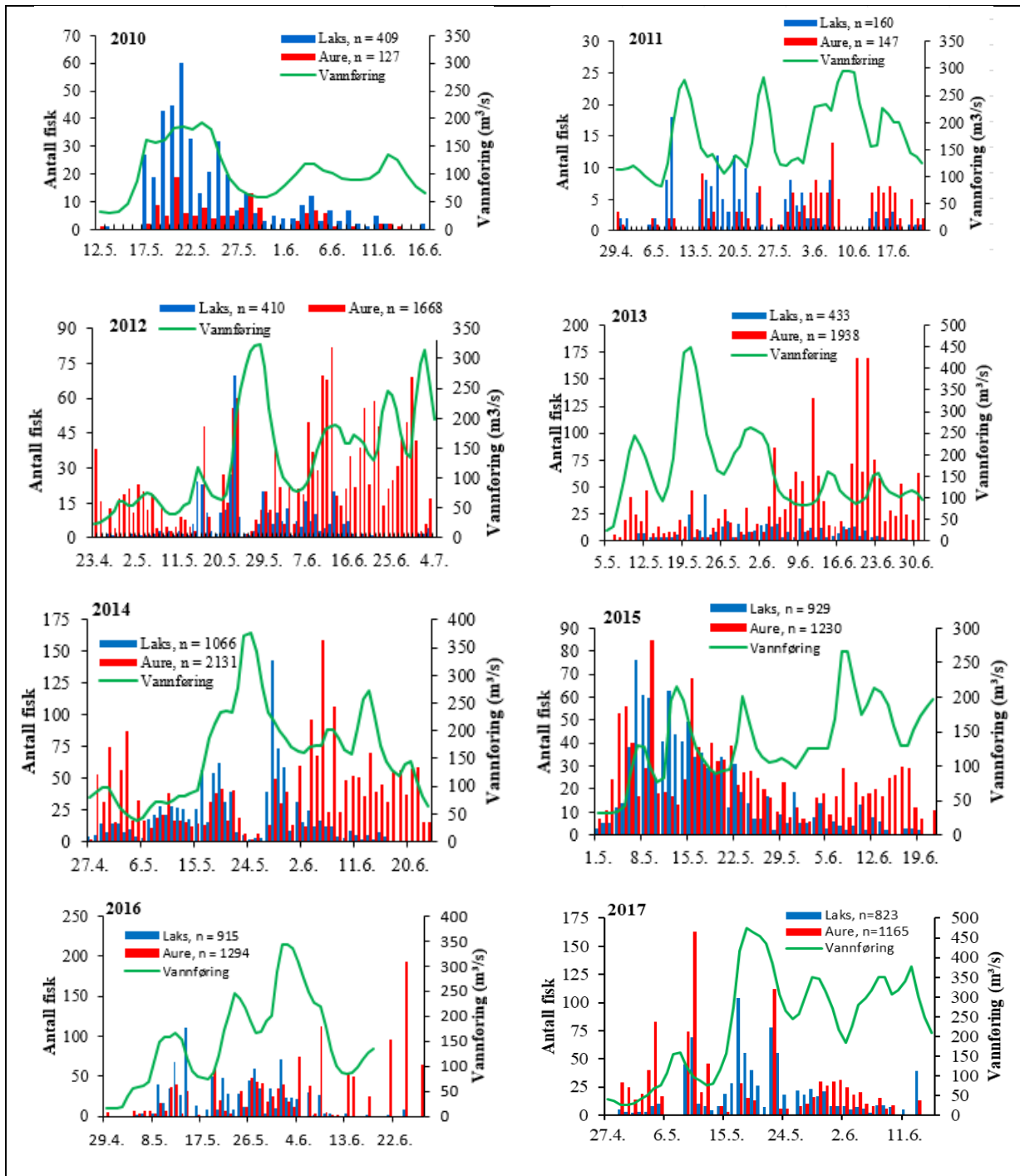
Årene 2001, 2002, 2004, 2007, 2015, 2019 og 2021 skiller seg noe ut ved å ha tidlig smoltutvandring i forhold til gjennomsnittet. I årene 2005, 2013, 2018 og 2020 var derimot smoltutvandringen noe senere, mens i de øvrige årene var smoltutvandringen omtrent som det akkumulerte gjennomsnittet for perioden 2001-2021.



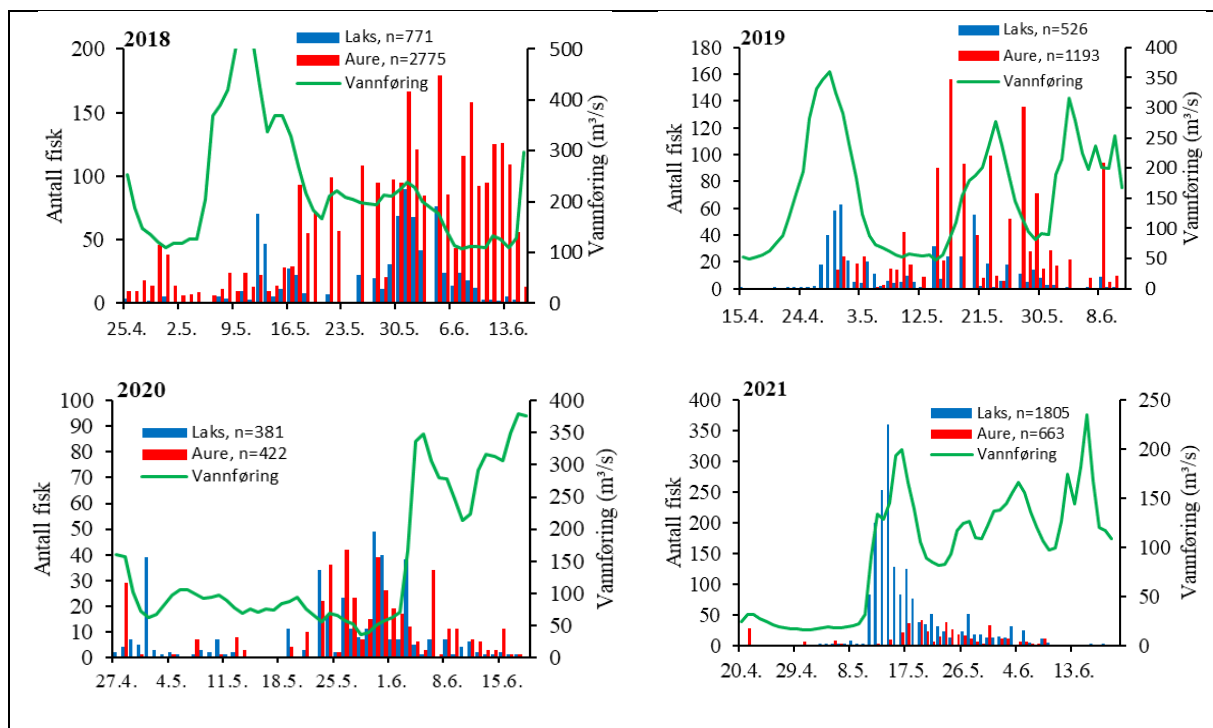
Figur 54. Antall utvandrende laksesmolt og aure totalt fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden om våren i perioden 2001-2008. Vannføring ved Bulken i Vosso for samme periode er gitt i alle figurene. En oversikt over fangstmetode er gitt i **Tabell 5**. Det ble ikke fanget inn smolt i 2009.

De observerte tidspunktene for utvandrende smolt er basert på når smolten registreres i fellene og en må ta forbehold om at dette vil være påvirket av fellenes fangsteffektivitet. Store flomtopper fører til vannføringer hvor smoltskruen må tas ut av hovedstrømmen og flommene transporterer også mye kvist og kvas som kan redusere fangbarheten av både skruer og spesielt rusene. Utvandring av smolt synes å øke ved stor eller økende vannføring som vist i **Figur 54**, **Figur 55**, og **Figur 56**. Den reelle

utvandringen under flomtoppene er derfor trolig høyere enn hva en får inntrykk av i figurene. Dette betyr trolig også at laksesmolten i realiteten vandret ut mer synkront enn hva som framkommer i figurene.

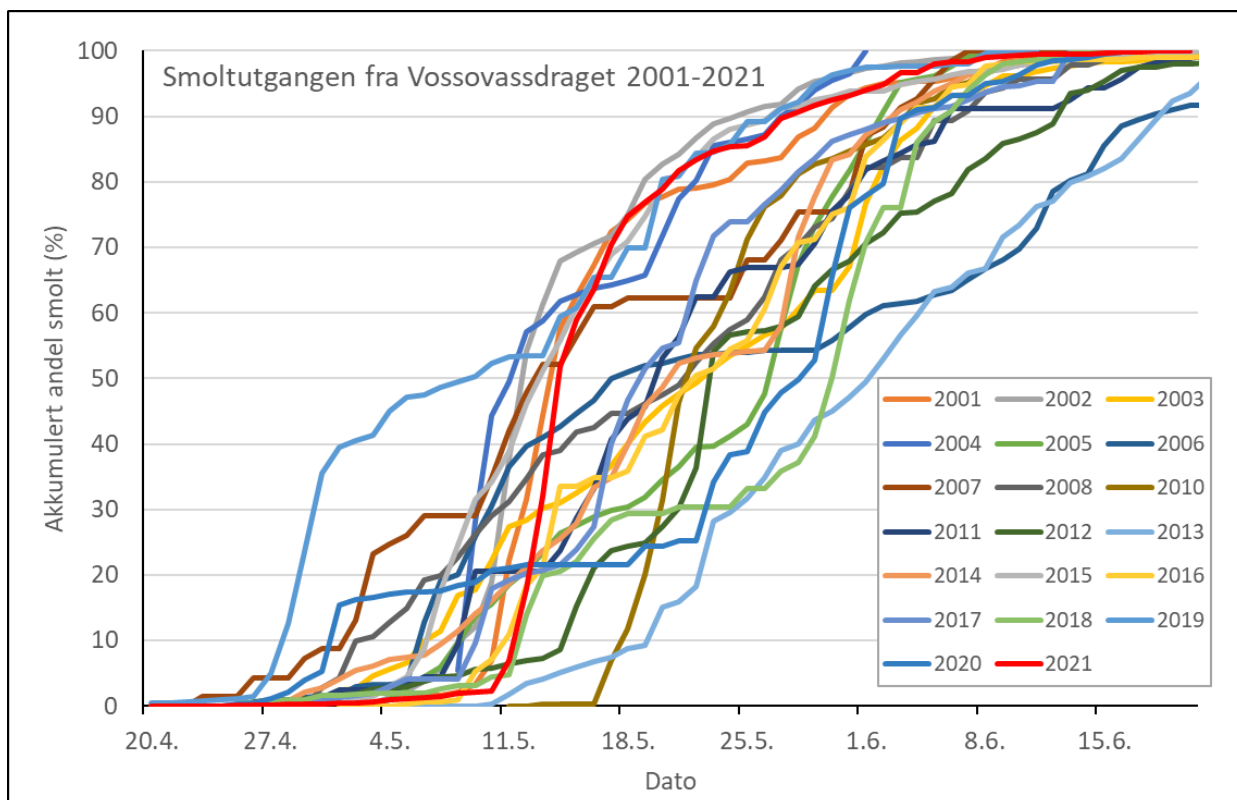


Figur 55. Antall utvandrende laksesmolt og aure totalt fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadjorden om våren i perioden 2010-2017. Vannføring ved Bulken i Vosso for samme periode er gitt i alle figurene. En oversikt over fangstmetode er gitt i **Tabell 5**.

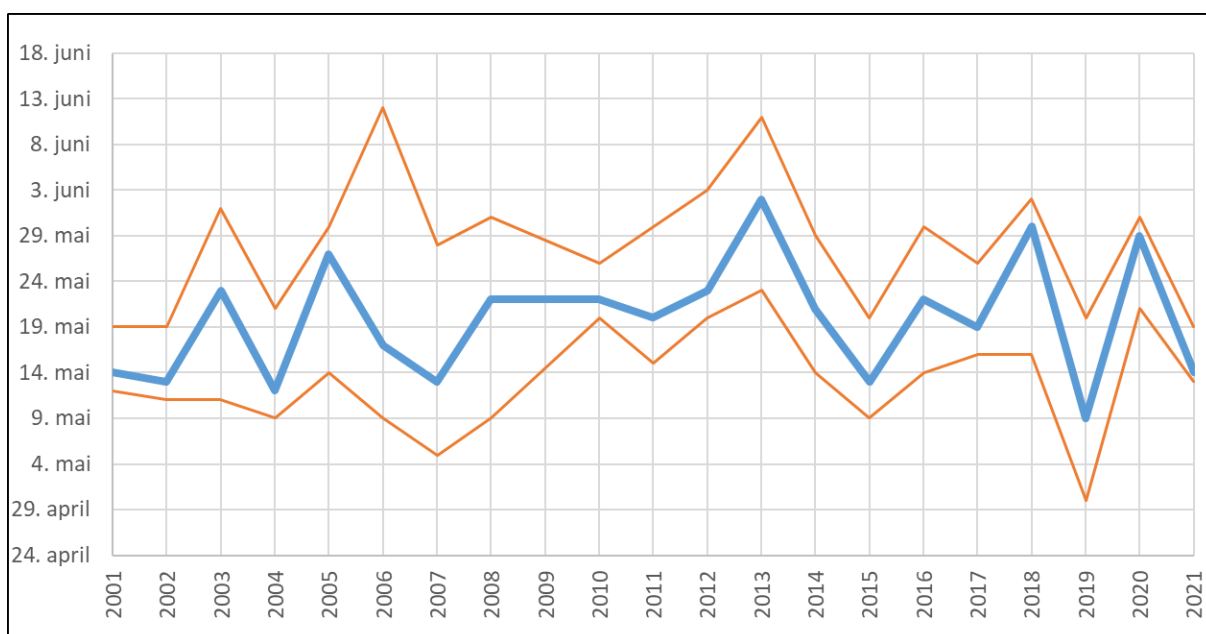


Figur 56. Antall utvandrende laksesmolt og aure totalt fanget i ulike fangstinnretninger for smolt i Bolstadelva og i Bolstadfjorden om våren i perioden 2018-2021. Vannføring ved Bulken i Vosso for samme periode er gitt i alle figurene. En oversikt over fangstmetode er gitt i **Tabell 5**.

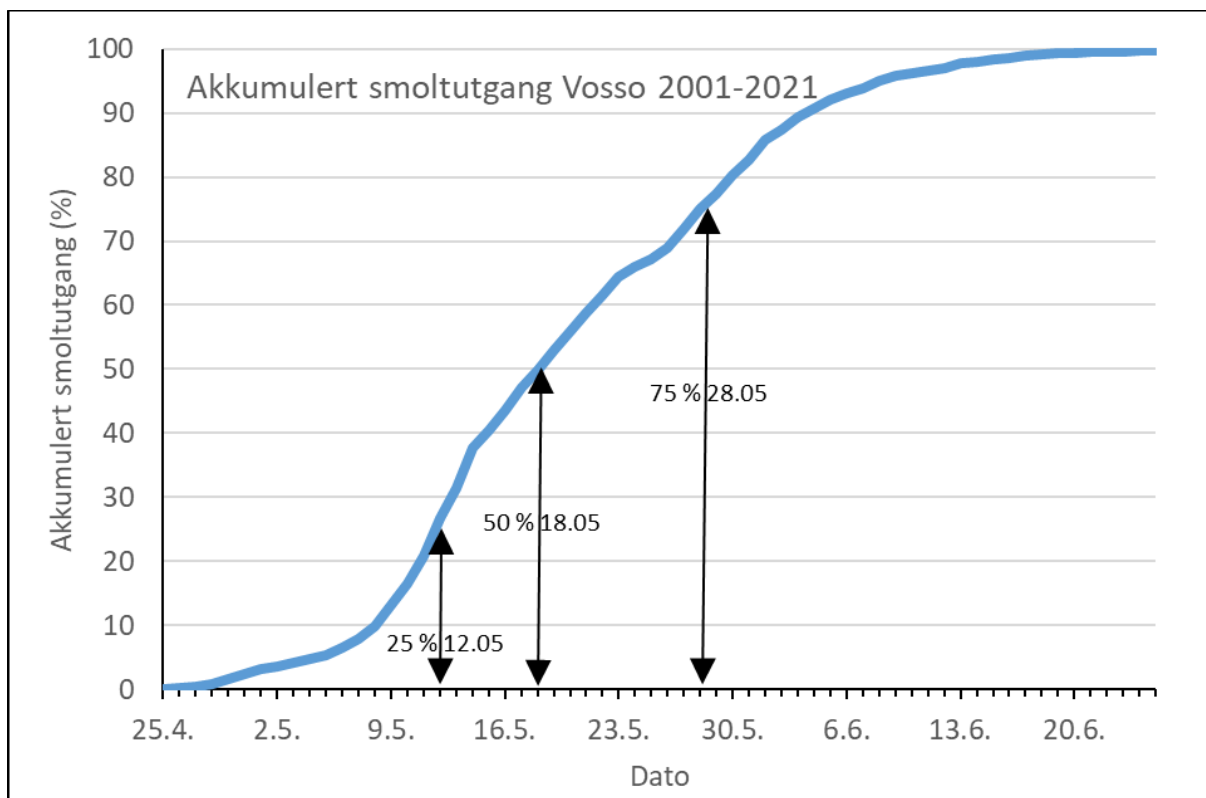
Auresmolten vandret jevnere ut over hele perioden og på et senere tidspunkt enn laksesmolten, og har ikke vært så synkron som laksesmolten. Når det gjelder fangst av aure i storrusene i Bolstadfjorden, så omfatter disse også stedegen aure som holder til i Bolstadfjorden. Denne kan ikke utfra utseende skilles fra utvandrende auresmolt som stammer fra elva og det er derfor vanskelig utfra rusefangstene å si noe sikkert om når auresmolten vandrer ut.



Figur 57. Smoltutvandringen registrert i fellene i perioden 2001 – 2021. Hver av linjene viser utvandring av laksesmolt basert på fangster i smoltskrue og ruser. Det ble ikke fanget inn smolt i 2009.



Figur 58. Utvandring av laksesmolt i de enkelte årene i perioden 2001 til 2021. Den blå linjen viser når 50 % av smolten var registrert i fellene og de oransje linjene viser når hhv 25% og 75 % av smolten ble registrert. Det ble ikke fanget smolt i 2009.



Figur 59. Akkumulert utvandring for smoltutvandring registrert i fellene for perioden 2001-2021 med markering av når 25 %, 50 % og 75 % av det samlede antallet smolt er registret i fellene.

Lengde- og aldersfordeling for utvandrende laksesmolt

Vill laksesmolt som ble fanget under utvandringen i Vossovasdraget om våren i perioden 2001-2021 hadde en gjennomsnittlig lengde som varierte fra 13,0 til 14,9 cm og en smoltalder som varierte fra 2,4 til 3,2 år (**Tabell 8**). Fra Voss klekkeri ble det i perioden 1990 til 2011 årlig satt ut om lag 80 000 ensomrig settefisk. Settefisken smoltifiserer generelt tidligere enn villfisken og er yngre enn villfisken ved utvandring år (**Tabell 8**). Fram til 2009 ble settefisken fettfinneklippt og i perioden 2001-2011 utgjorde merket settefisk omtrent 25 % av totalfangsten av laksesmolt fanget med smoltfeller. Unntaket er 2005 da andelen var kun 3 %. Dette skyldes at det i 2003 kun ble satt ut 4 400 settefisk som i tillegg var umerket. Det lave antallet settefisk fanget i 2005 stammer derfor fra utsetninger før 2003 og av den grunn er året 2005 tatt ut i beregningen av den totale andelen med settefisk for perioden 2001-2011. I etterfølgende periode 2012-2014 var innslaget redusert til 6 % siden det da ikke var merket fisk siden 2009, og de siste merkede fiskene ble registrert i 2015 da de utgjorde 0,5 % av den innsamlede smolten. Disse resultatene viser klart at den ensomrige settefisken har utgjort en betydelig andel (ca. 25 %) av smoltutgangen i vassdraget på 2000-tallet da gytebestanden var svært lav. Kultivering i form av utsetninger av ensomrig fisk har derfor hatt to viktige effekter siden den både har bidratt til å øke smoltproduksjonen og den har vært en buffer mot innblanding av rømt oppdrettsfisk i villaksbestanden.

Tabell 8. Gjennomsnittlig alder og lengde med standard avvik (SD) for utvandrende laksesmolt i Vossovassdraget i perioden 2001-2021. N er antallet laks undersøkt. Data er basert på aldersanalyse av otolitter.

År	Villfisk				Settefisk			
	Alder	N	Lengde (cm)	N	Alder	N	Lengde (cm)	N
2001	2,8 (0,6)	85	13,6 (1,2)	85	2,2 (0,5)	35	13,1 (0,9)	35
2002	3,1 (0,6)	82	14,9 (1,6)	237	2,6 (0,5)	44	14,2 (1,4)	118
2003	2,6 (0,7)	90	14,2 (1,6)	465	2,4 (0,6)	63	14,0 (3,8)	238
2004	2,5 (0,6)	54	13,9 (1,5)	530	2,4 (0,5)	7	14,1 (1,5)	143
2005	2,8 (0,5)	64	13,9 (1,3)	166	3,0 (0,0)	3	13,6 (1,1)	3
2006	2,8 (0,6)	79	13,4 (1,4)	79	2,0 (--)	1	12,8 (--)	1
2007	3,2 (0,5)	32	13,3 (1,4)	32	2,5 (0,5)	12	12,5 (1,2)	12
2008	2,8 (0,6)	89	14,1 (1,2)	89	2,4 (0,6)	32	13,3 (0,9)	32
2010	2,7 (0,6)	39	13,5 (1,2)	40	2,6 (0,5)	19	13,4 (1,5)	21
2011	2,4 (0,6)	53	13,2 (1,2)	53	2,3 (0,5)	6	13,8 (1,3)	6
2012	2,6 (0,6)	273	13,3 (1,3)	273	2,2 (0,4)	106	13,9 (1,0)	106
2013	2,4 (0,5)	5	13,5 (1,6)	410	2,0 (0,0)	9	14,2 (1,1)	31
2014	3,2 (0,4)	17	13,9 (1,4)	983	2,4 (0,5)	5	14,4 (1,3)	86
2015	3,2 (0,6)	51	13,3 (1,5)	912	2,0 (0,0)	2	15,4 (2,7)	3
2016	2,8 (0,5)	77	13,0 (1,3)	856	-	-	-	-
2017	3 (0,5)	5	14,2 (1,4)	543	-	-	-	-
2018	2,7 (0,9)	26	14,3 (1,4)	771	-	-	-	-
2019	2,7 (0,6)	112	14,0 (1,9)	523	-	-	-	-
2020	2,8 (0,7)	26	13,9 (1,5)	335				
2021	2,7 (0,6)	28	13,1 (1,2)	1805				

Alders- og lengdefordeling på utvandrende smolt vil naturlig variere som et resultat av mellomårsvariasjon i vekstforhold, bl.a. temperaturforhold i vekstsesongen. Smoltlengde og alder vil også variere mellom ulike elveavsnitt som et resultat av ulike vekstforhold. Et eksempel på dette er forlenget smoltalder i Bolstadelva som har en lavere sommertemperatur enn Vosso, se **kapittel 4** om ungfiskbestanden.

Gjenfangster av PIT-merket smolt som grunnlag for estimering av smoltproduksjon

Under smoltutgangen som foregår fra siste halvdel av april til omtrent midten av juni fanges det inn smolt i smoltskruen og i smoltrusene. Hver smolt kontrolleres for merke-ID, og forholdstallet mellom umerket og merket legges til grunn for å beregne et estimat på hvor mye smolt som produseres i vassdraget. Det er benyttet et Petersen-estimat (Ricker 1975) med såkalt Chapman-korreksjon i henhold til likningen: $N = ((M+1)*(C+1))/(R+1)$ hvor N = antall smolt i populasjonen, M = antall merket smolt, C = antall fanget for kontroll av merket og umerket, og R = antall gjenfangster. Dette er en metodikk som har vært benyttet for å estimere smoltutgangen fra en rekke norske elver (Ugedal m.fl. 2014). En stor utfordring ved å bruke denne metodikken er at det er vanskelig å fange inn smolt under utvandringen i større vassdrag som Vosso. Dette gjør at andelen av den totale smoltutgangen som kan kontrolleres ved bruk av feller er lav og dette fører igjen til stor usikkerhet i estimatene.

I Vosso er det benyttet to typer estimat hvor det ene gir et mål på antallet presmolt ved merketidspunktet, altså før smoltutvandringen kommer i gang. Denne type estimat er kjent for å overestimere det faktiske antallet smolt som vandrer ut fordi en del av den merkede fisken ikke vandrer ut. Dette kan skyldes at noe av den merkede fisken ikke er moden for smoltutvandring og derfor blir stående på elva ett år til før den vandrer ut, eller naturlig dødelighet. I tillegg kan behandling

i forbindelse med innfangning og merking bidra til selektiv dødelighet for merket smolt. I sum vil frafall av merket fisk under utvandringen redusere antallet gjenfangster av merket smolt i fellene og føre til en overestimering av antallet utvandrende smolt.

I årene fra 2015 til 2021 er det årlig innfanget og merket mellom 872 til 2377 smolt som er satt ut i Vosso og Bolstadelva. I samme periode er det årlig fanget inn fra 516 til 1805 smolt under utvandringen som er kontrollert for gjenfangster av merket smolt. Estimaten en får ved å bruke denne tilnærmingen varierer mye, men de mest stabile estimatene dvs. de med lavest usikkerhet gir estimat på 33600 smolt i 2015, 61000 i 2016 og 71500 i 2021 (**Tabell 9**). Disse estimatene vil som nevnt overestimere antallet smolt som vandrer ut fordi en del av den merkede smolten ikke vandrer ut.

I studier hvor en har benyttet heldekkende feller har det vært gjort forsøk for å tallfeste hvor stor andel av den merkede smolten som ikke vandrer ut og hva dette betyr for estimatet. Forseth m.fl. (2009) fant at antallet merket smolt som ikke vandret ut førte til 27 % overestimering av smoltutvandringen i Daleelva (i Vaksdal) og tilsvarende forsøk i Imsa ga ca. 20 % overestimering. I Daleelva er det senere gjort merkeforsøk hvor 109 av 385 merket smolt ble stående igjen ovenfor fellen (Hulbak m.fl. 2021) og dette vil føre til en overestimering av smoltutgangen i størrelsesorden 40 %. I forsøkene i Daleelva er den merkede smolten sluppet ut på en strekning som ligger ca. 300-500 m oppstrøms smoltfella. Merket smolt som settes ut i Vosso må derimot vandre mye lenger hhv. ca. 13 km og 18 km, inkludert vandring gjennom Evangervatnet, før de kan gjenfanges i smoltskrue i Bolstadhølen eller i smoltruse i Bolstadfjorden. Det er derfor rimelig å forvente at frafallet av merket smolt og overestimeringen av antall smolt som vandrer ut i Vosso vil være minst like høyt eller vesentlig høyere enn i Daleelva. Registreringene av PIT-merket smolt på den flytende antennen i Bolstadhølen viser at sannsynligheten for deteksjon avtar jo lenger opp i vassdraget den merkede smolten er satt ut og forsterker inntrykket av at vandringsavstand, inkl. innsjøvandring, både forsinker vandringen og fører til økt dødelighet.

Tabell 9. Estimat med 95% konfidensintervallbasert for antall presmolt basert på merking av smolt i ukene før smoltutgangen og etterfølgende gjenfangster ved registrering av merket smolt i smoltskrue i Bolstadhølen og/eller i stortruse i Bolstadfjorden. Forholdstallet mellom merket og umerket smolt gir grunnlag for å estimere hvor mye presmolt som står på elva ved merketidspunktet. Metoden som er benyttet er Peterson estimat med Chapman korreksjon. Når antallet gjenfangster er mindre enn 3 stk. forkastes metoden, dvs. det er ikke gitt estimat for 2020.

År	Antall merket før smolt-utgang	Antall smolt fanget i skrue/ruse under utvandring	Antall gjenfangster i ruse/skrue	Gjenfangst (%)	Estimert antall smolt på elva før utvandring	95 %KI
2015	1022	886	26	2,5	33600	12300
2016	1927	917	28	1,5	61061	21694
2017	872	545	6	0,7	68079	49919
2018	374	771	6	1,6	41357	30212
2019	2071	516	7	0,3	133903	91891
2020	1317	381	2	0,2	-	-
2021	2377	1805	59	2,5	71578	17582

Den store usikkerheten med å fange og merke smolt før smoltutgangen gjør at det er bedre å fange inn og merke smolten under selve utvandringen. En stor fordel ved denne metoden er at en vet at merket smolt inngår i den vandrende delen av bestanden. I Vosso er dette gjort ved å fange inn og merke smolt i smoltskrue i Bolstadhølen og undersøke antallet gjenfangster i smoltrusen ved Furnes ca. 5 km ut i Bolstadfjorden. Tilsvarene estimat er gjort med utgangspunkt i antallet PIT-merket smolt som registreres under utvandring på den flytende antennen i Bolstadhølen og som senere gjenfanges i skrue eller ruse.

Erfaringen har vist at det er krevende å gjennomføre estimat under vårflommen i Vosso når smolten vandrer ut og en står derfor igjen med fire estimat i perioden 2015-2021. Disse estimatene varierer fra 23000 smolt i 2017 til 35000 smolt i 2021 (Tabell 10). Et lavt antall gjenfangster har ført til stor usikkerhet rundt estimatene med unntak av 2021 da det var en markert økning i fangstene både i smoltskruen og i storrusene. Antallet gjenfangster økte da fra maksimum fire gjenfangster i foregående år til 21 gjenfangster i 2021 og ga et estimat på 35 226 smolt med et konfidensintervall på 14349 som utgjør 41 % av estimatet. I sin utredning om smoltutvandring vurderte Ugedal m.fl. (2014) presisjonen på smoltestimat i ulike typer undersøkelser og fant at 95 % konfidensintervall lå nærmere $\pm 40-50$ % av estimatet i mange norske undersøkelser med merking-gjenfangst og at dette fører til relativt stor usikkerhet. Resultatene fra 2021 i Vossovassdraget, hvor konfidensintervallet er på ca. 40 % kan i denne sammenheng bli vurdert til å ha «middels» presisjon.

Tabell 10. Smoltestimat med 95% konfidensintervall basert på merking/registreing av merket smolt i smoltskruen i Bolstadhølen (skrue) eller registrering av PIT-merket smolt på PIT-antennene fra brua over Bolstadhølen. For merket smolt sluppet fra skrue er gjenfangstene registrert i storruse i Bolstadjorden. For smerket smolt registrert på antennen er gjenfangstene gjort både i skrue og storruse. All smolten er her merket eller registrert som merket under selve smoltutvandringen. Metoden som er benyttet er Peterson estimat med Chapman korreksjon. Når antallet gjenfangster er mindre enn 3 stk. er det ikke beregnet estimat.

År	Antall merket og merkested	Antall smolt fanget i skrue/ruse	Antall gjenfangster i ruse/skrue	Gjenfangst (%)	Estimert antall smolt	95
2015	261 (skrue)	468	2	0,8	-	-
2016**	182 (antenne)	967	4	2,2	35429	30548
2016	273 (skrue)	483	3	1,1	33154	32119
2017	168 (antenne)	545	3	1,8	23069	22256
2017	306 (skrue)	244	2	0,6	-	-
2018	38 (antenne)	771	1	2,6	-	-
2019	119 (antenne)	516	0	0	-	-
2020	210 (skrue)	169	1	0,5	-	-
2021	802 (skrue)	964	21	2,6	35226	14349

For å få et mål på antallet smolt som vandrer ut har vi også sett på hvor stor andel av den merkede smolten som ble fanget i fellene for å få et direkte mål på effektiviteten av smoltfellene under smoltutgangen. Denne tilnærmingen gir et standard Peterson fangst-gjenfangst estimat basert på 1) observerte gjenfangster av PIT-merkede smolt som er sluppet fra smoltskrue og gjenfanget i storruse, eller 2) gjenfangster av merket smolt registrert under utvandring på den flytende antennen og samlet gjenfangst i smoltskrue og storruse. I årene 2015 til 2021 varierer fangsteffektiviteten til fellene fra 0,48 % til 2,62 % med unntak av 2019 da det ikke ble gjort gjenfangster. Om vi benytter den observerte fangsteffektiviteten gir dette estimater som varierer fra 29000 til 44 000 med unntak av 2015 (estimat lik 61 000) og 2019 da det ikke var gjenfangster. Av disse estimatene er estimatet fra 2021 (estimat lik 36800) mest robust siden antallet merket og innfanget smolt var markert høyere enn tidligere i perioden (

Tabell 11). Om en utfra den observerte variasjonen antar at felle-effektiviteten varierer fra 0,5-3 % i hver av årene ser en at variasjonsbredden blir svært stor og dette speiler den betydelige usikkerheten i estimatene spesielt når en har få gjenfangster av merket smolt.

Tabell 11. Standard Petersons fangst-merking-gjenfangst estimat basert på merking/gjenfangst og beregnet felleeffektivitet. For merket smolt sluppet fra skruen er gjenfangstene registrert i storruse i Bolstadfjorden. For smerket smolt registrert på den flytende antennen i Bolstadhølen er gjenfangstene gjort både i skrue og storruse. I tillegg til standard estimat gitt observert fangsteffektivitet viser tabellen spredningen i smoltestimatet gitt en tenkt fangsteffektivitet fra 1 til 3 % for hver av årene.

År	Merke sted	Antall merket	Antall smolt fanget i feller	Antall gjenfanget	Fangst-effektivitet smoltfeller	Smoltestimat gitt observert fangst-effektivitet	Smoltestimat gitt 1-3 % fangst-effektivitet
2015	Skrue	261	468	2	0,77	61074	46800 - 15600
2016	Antenne	182	967	4	2,20	43999	96700 - 32233
2016	Skrue	273	483	3	1,10	43953	48300 - 16100
2017	Antenne	168	545	3	1,79	30520	54500 - 18167
2017	Skrue	306	244	2	0,65	37576	24400 - 8133
2018	Antenne	38	771	1	2,63	29298	77100 - 25700
2019	Antenne	119	516	0	0,0	-	51600 - 17200
2020	Skrue	210	169	1	0,48	35490	16900 - 5633
2021	Skrue	802	964	21	2,62	36816	96400 - 32133

Samlet viser erfaringene at stor flomvannføring i praksis utgjør en effektiv hindring for å oppnå et presist estimat av smoltutgangen i Vosso. Men til tross for disse metodiske begrensningene er det utfra resultatene likevel rimelig å anta at det vandrer ut 30 000 smolt eller mer fra vassdraget, men likevel betydelig færre enn en forventet smoltproduksjon på om lag 70 000 smolt i Vossovassdraget.

Smoltens utvandringstidspunkt og effekten av utsetningssted, flytting og klekkeribakgrunn

Resultatene basert på gjenfangst av PIT-merket smolt viser et mønster hvor smolten som har lengst vandringsvei (Vosso, Teigdalselva og Strandaelva) registreres senere på antennen i Bolstad enn smolten fra Bolstadelva, som har kortest vandringsvei (**Tabell 12**). Tidspunktet for når 50 % av smolten er registrert er tidligere for stedegeen smolt merket i Bolstadelva enn Vosso i 2016 og 2019, forskjellen er mindre i 2017 og 2021. I samtlige år er smolten fra Strandaelva sist ute dvs. i slutten av mai eller tidlig i juni. Smolt som ble flyttet før utsetting til Bolstadelva og Vosso er gjennomgående registrert på et senere tidspunkt enn smolt som ikke ble flyttet (se **Figur 60** og **Figur 61**).

Baseres resultatene derimot på totalfangsten av fysisk innfanget smolt i smoltskrue og smoltruser dominerer umerket smolt og tallgrunnlaget blir mye mer robust sammenliknet med om resultatene baseres på PIT-merket smolt. Det økte tallgrunnlaget er trolig også årsaken til at tidspunktet for 50 % utvandring blir mer stabilt og varierer fra 14 mai til 22 mai for de fire årene gjengitt i **Tabell 12**. Dette utvandringstidspunktet basert på umerket smolt i fellene ligger nært opp til utvandringforløpet funnet for merket smolt fra Vosso, noe som trolig også gjenspeiler at det er smolt fra elvestrekningene oppstrøms Evangervatnet som dominerer smoltutvandringen. Dette stemmer også i forhold til forventet smoltproduksjon utfra areal og habitatkvalitet som tilsier at Vosso bør produsere i størrelsesorden 1,5 til to ganger så mye smolt som Bolstadelva (se **kapittel 6** om habitatkvalitet).

I alle år er tidspunkt for 50 % utvandring senere for klekkerismolt sammenliknet med villsmolt (**Tabell 13**, **Figur 62** og **Figur 63**). Generelt var halvparten av klekkerismolten vandret ut fra midten av juni til midten av juli. Klekkerismolt utsatt i Vosso vandret spesielt sent ut, dvs. i tre av de fire undersøkte årene var 50 % av utvandringen i juli, sammenliknet med smolten satt i Bolstad. Unntaket fra det generelle mønsteret var klekkerismolt satt i Bolstadelva i 2019. I dette tilfelle hadde klekkerismolten om lag samme utvandringstidspunkt som den ville smolten. Denne gruppen var også avvikende ved at

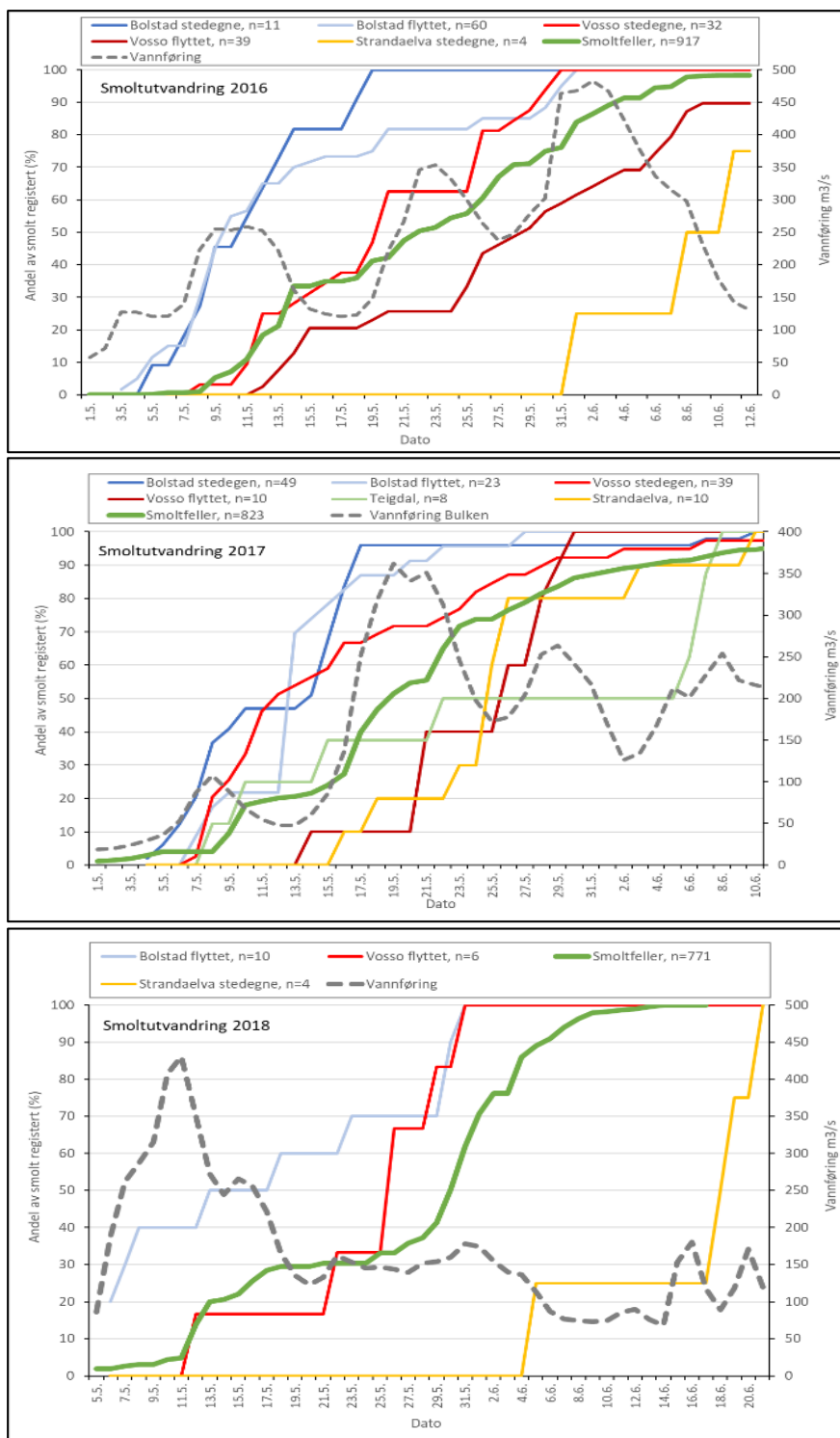
den var den eneste gruppen som ble satt ut så sent som 09. mai, mens gruppene de øvrige årene ble satt fra 21.04-03.05.

I likhet med resultat fra en del andre liknende studier av smoltutvandring viste også registreringene på flyteantennene at smolten i den første del av utvandringen i all hovedsak vandrer ut i løpet av natten (se Barlaup m.fl. 2018).

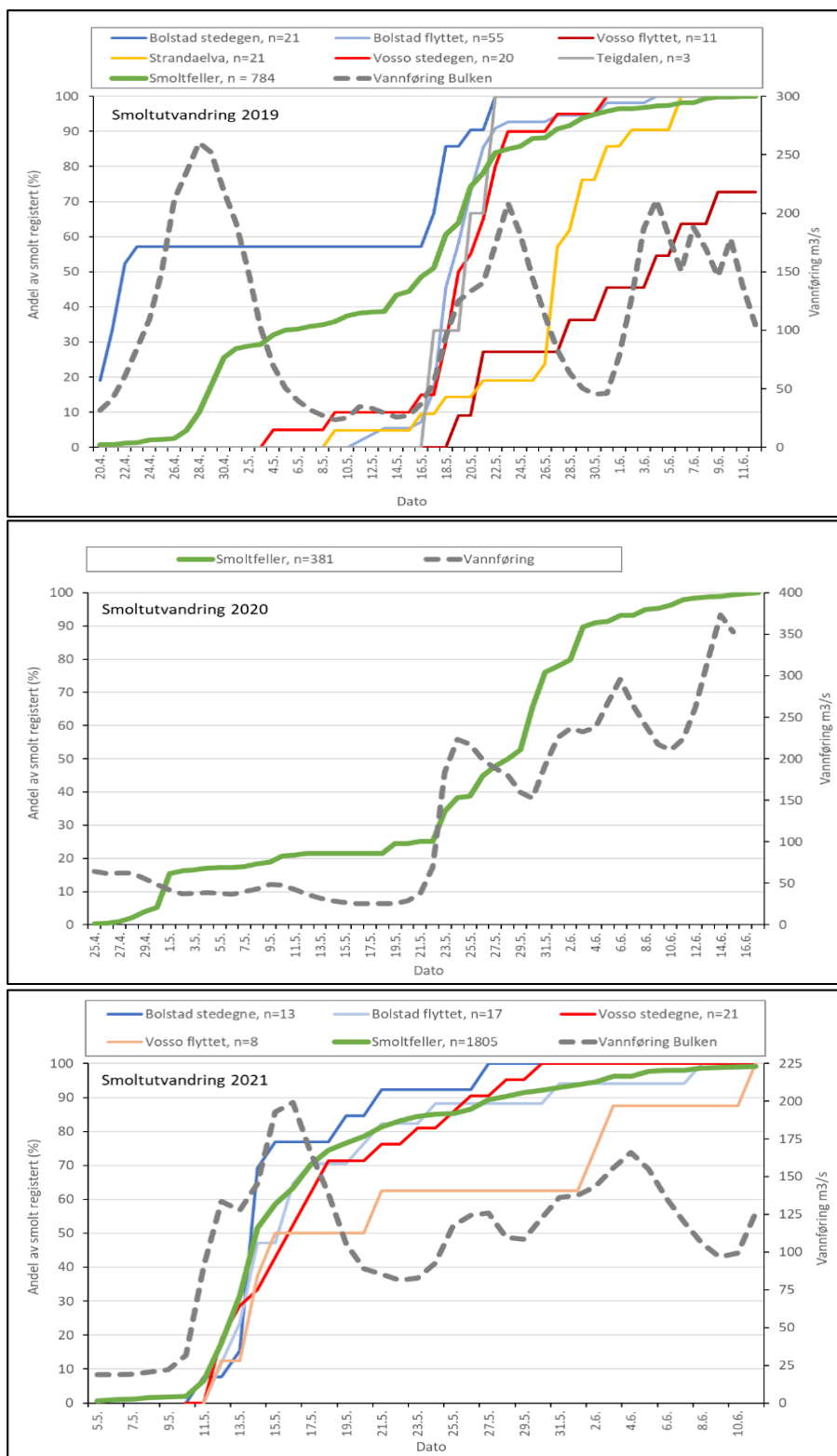
Tabell 12. PIT-merket smolt satt ut i Bolstadelva, Vosso, Teigdalselva og Strandaelva for å registrere utvandring fra de ulike elvestrekningene på den flytende antennen i årene 2016, 2017 og 2019. Data basert på PIT-merket stedegen smolt, dvs. smolt innfanget og satt ut i samme elv. I 2021 er tallene hentet fra smoltfellene (skrue og ruse) siden antennen da ikke var i drift. Tabellen gir tidspunktet for når 25%, 50% og 75% av den merkede smolten ble registret og «n» angir antallet smolt registrert. For samtlige år er registreringene basert på PIT-merket smolt sammenliknet med registreringen av umerket smolt i smoltfellene (skrue og ruser). Data fra 2018 er ikke tilgjengelig siden det dette året ikke ble satt ut stedegen smolt i Bolstad eller Vosso.

Elv	2016				2017			
	25 %	50%	75%	N	25 %	50%	75%	N
Bolstadelva	08.mai	12.mai	14.mai	11	08.mai	14.mai	16.mai	49
Vosso	12.mai	20.mai	26.mai	32	09.mai	12.mai	23.mai	39
Teigdalselva					10.mai	22.mai	07.jun	8
Strandaelva	01.jun	08.jun	11.jun	4	23.mai	25.mai	26.mai	10
Smoltfeller	14.mai	22.mai	30.mai	917	16.mai	19.mai	26.mai	823

Elv	2019				2021			
	25 %	50%	75%	N	25 %	50%	75%	N
Bolstadelva	21.apr	22.apr	18.mai	21	14.mai	14.mai	15.mai	21
Vosso	18.mai	19.mai	22.mai	20	13.mai	16.mai	21.mai	20
Teigdalselva	17.mai	20.mai	22.mai	3				
Strandaelva	27.mai	27.mai	29.mai	21				
Smoltfeller	30.apr	17.mai	21.mai	784	13.mai	14.mai	19.mai	1805



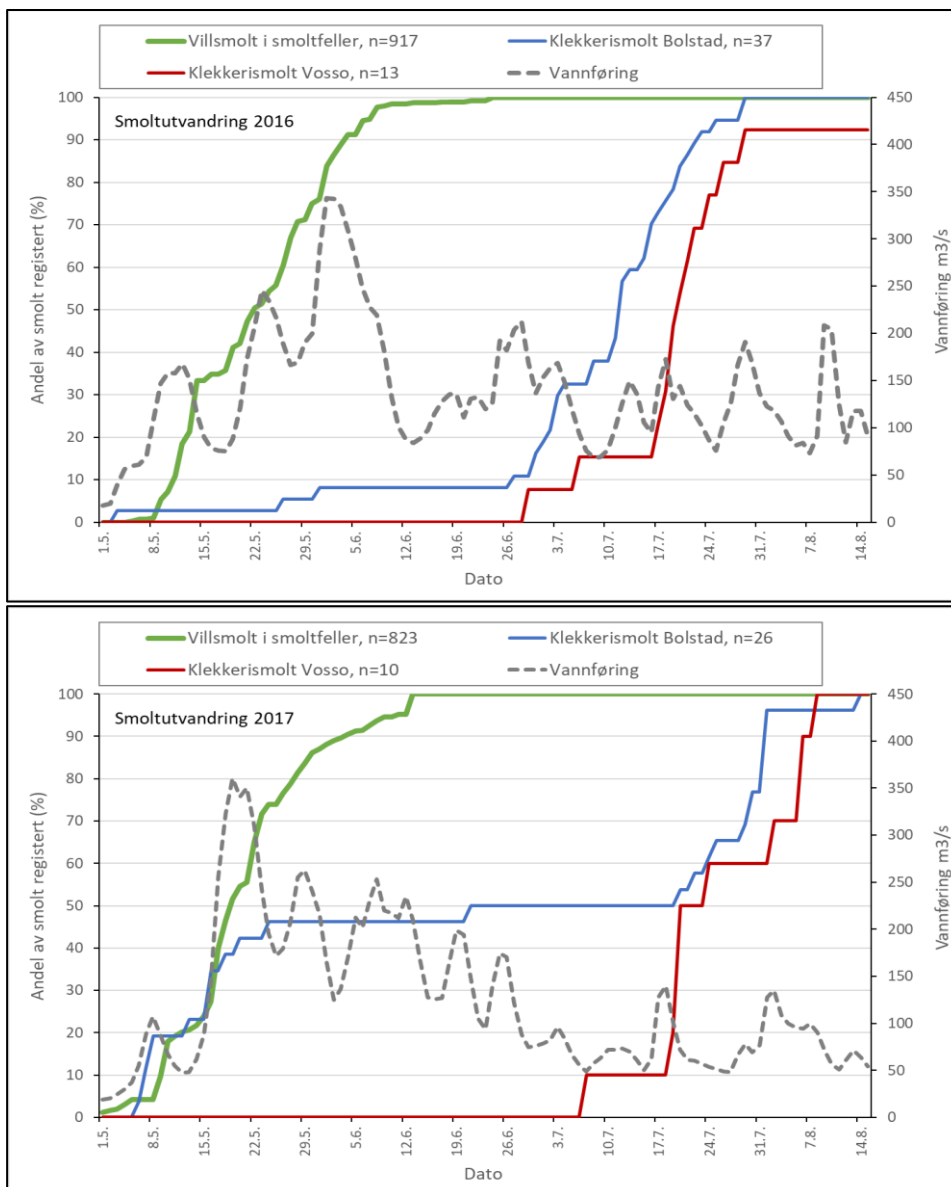
Figur 60. Laksesmolt fra ulike deler av vassdraget registrert på den flytende antenna nederst i vassdraget i Bolstadhølen i 2016 (øverst), 2017 (midten) og 2018 (nederst). Grupper merket som «stedegen» er smolt merket og satt tilbake på stedet den er innfanget. Grupper merket som «flyttet» er smolt innfanget i sideelver og satt ut i Bolstadelva eller Vosso. Den brede grønne linjen viser smoltutvandringen slik den registreres i smoltfellene dvs. smoltskrue og storruse. Akkumulativt antall smolt registrert (%) på venstre-y akse og vannføring (m³/s) målt ved Bulken på utløpet av Vangsvatnet er gitt på den høyre y-aksen, n angir antallet smolt registrert i de ulike gruppene.



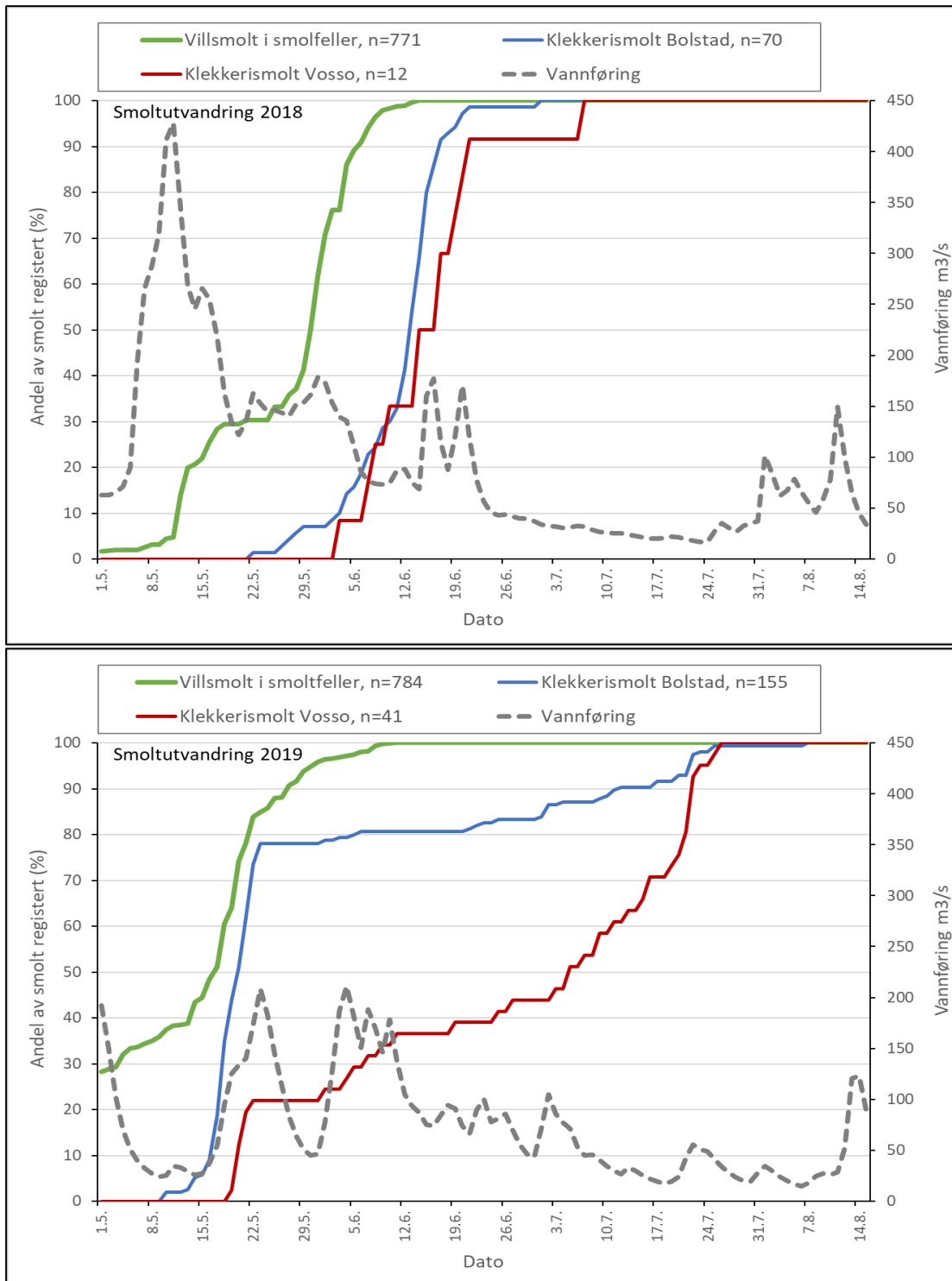
Figur 61. Laksesmolt fra ulike deler av vassdraget registrert på den flytende antenna nederst i vassdraget i Bolstadhølen i 2019 (øverst), og i smoltfellene (skrue og ruse) i 2020 (midten) og 2021 (nederst) da det ikke ble benyttet flyteantenne. Grupper merket som «stedegegn» er smolt merket og satt tilbake på stedet den er innfanget. Grupper merket som «flyttet» er smolt innfanget i sideelver og satt ut i Bolstadelva eller Vosso. Den brede grønne linjen viser smoltutvandringen slik den registreres i smoltfellene dvs. smoltskrue og storruse. Akkumulativt antall smolt registrert (%) på venstre-y akse og vannføring (m³/s) målt ved Bulken på utløpet av Vangsvatnet er gitt på den høyre y-aksen, n angir antallet smolt registrert i de ulike gruppene. I 2020 var antallet gjenfangster for lavt til å lage kurver for merket smolt.

Tabell 13. Ettårig klekkerismolt produsert ved Voss klekkeri og satt ut i Bolstad og Vosso i årene 2016-2019 og registrert på den flytende PIT-antennen i Bolstadhølen. Tabellen viser antall klekkerismolt satt ut, tidspunkt for utsetting og gjenfangst. I tillegg er dato for 50 % utvandring sammenliknet med dato for utvandring funnet for villsmolt fanget i smoltskrue og storruser. Se etterfølgende figurer for nærmere beskrivelse av utvandringsforløpet.

År	Antall klekkerismolt satt ut		Dato for utsett	Gjenfangster antall og prosent		Dato for 50 % utvandring		
	Bolstad	Vosso		Bolstad	Vosso	Bolstad	Vosso	Villsmolt
2016	600	592	21.04	37 (6,2%)	13 (2,2%)	12.07	21.07	22.05
2017	598	594	03.05	26 (4,4%)	10 (1,7%)	21.06	20.07	19.05
2018	593	587	26.04	70 (11,8%)	12 (2,0%)	13.06	14.06	30.05
2019	995	1000	09.05	155 (15,6%)	41 (4,1%)	20.05	05.07	17.05



Figur 62. Tidspunkt for utvandring av klekkerismolt satt ut i Bolstadelva eller Vosso registrert på den flytende antenna nederst i vassdraget i Bolstadhølen i 2016 og 2017 sammenliknet med villsmolt registrert i smoltfeller dvs. smoltskrue i Bostadhølen og storruse i Bolstadjorden.



Figur 63. Tidspunkt for utvandring av klekkerismolt satt ut i Bolstadelva eller Vosso registrert på den flytende antenne nederst i vassdraget i Bolstadhølen i 2018 og 2019 sammenliknet med villsmolt registrert i smoltfeller dvs. smoltskrue i Bostadhølen og storruse i Bolstadfjorden.

Deteksjoner av PIT-merket smolt i den flytende antennen i Bolstad

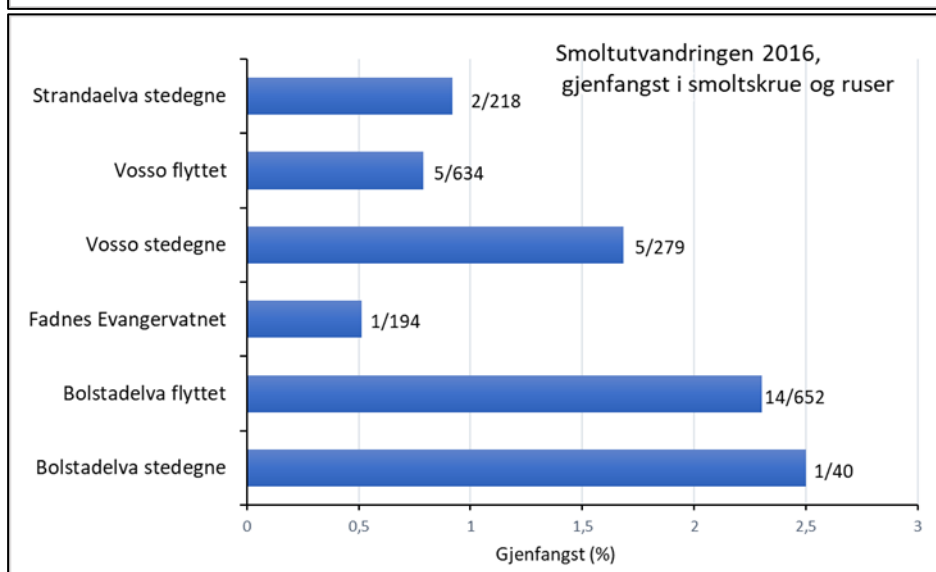
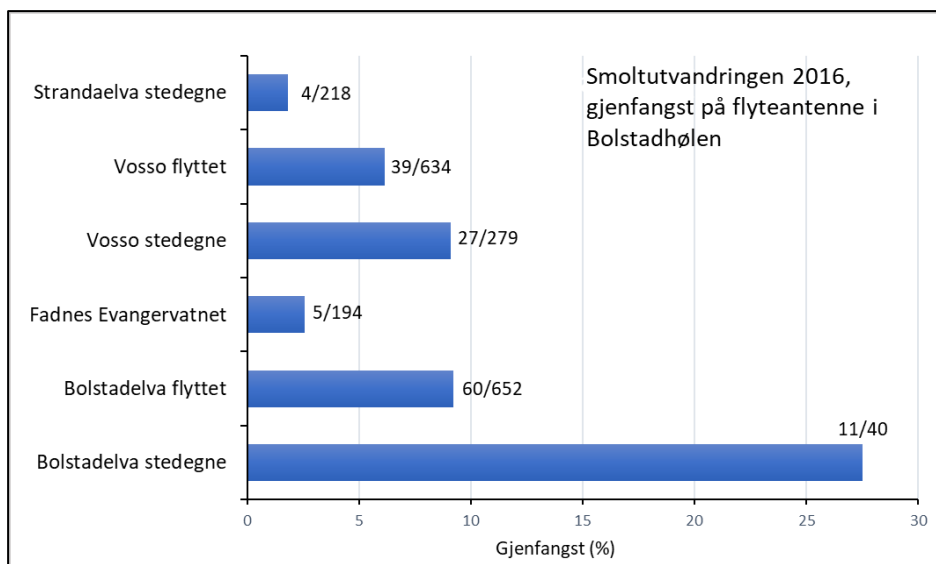
Registreringer på den flytende antennen i Bolstad viser en trend med høyere gjenfangstprosent for smolt med avtagende avstand fra utsettingspunktet til antennen (**Figur 64** og **Figur 65**). I 2016 og 2017 ble ca. 25 % av den PIT-merkede smolten fra Bolstadelva registrert på flyteantennen. Dette må regnes som en spesielt god fangbarhet siden antennene bare dekker ca. 10-15 % av elvebredden og fangbarheten avtar ved høy flomvannføring. For smolt fra Vosso var tilsvarende gjenfangster ca. 9 %, dvs. ca. 36 % av gjenfangsten funnet for smolt satt i Bolstadelva. Denne forskjellen for registreringer på flyteantennen holder seg på omtrent samme nivå i hele tidsserien, dvs. gjenfangsten av Vossosmolt relativt til Bolstadsmolt på antennen var 33% i 2016, 36% i 2017 og 29 % i 2019. I 2016 og 2021 var de fysiske gjenfangstene i smoltfellene (skrue og ruser) også høye nok til å sette opp tilsvarende forhold. I disse to årene ble det funnet at gjenfangsten av stedegne PIT-merket smolt fra Vosso utgjorde hhv. 68% og 59 % i forhold til gjenfangsten av PIT-merket smolt satt i Bolstadelva.

Smolt fra Strandaelva som har den lengste vandringsveien hadde den klart laveste gjenfangstprosenten på flyteantennene hhv. 1,8 og 4,9 % i 2016 og 2017. Det ble registrert en noe lavere gjenfangst for smolten fra Teigdalselva enn hva som ble funnet for Vosso hhv. 3,6 % i Teigdalselva mot 8,8 % i Vosso i 2017 og 2,4 % i Teigdalselva mot 2,9 % i Vosso i 2019 (**Figur 65**).

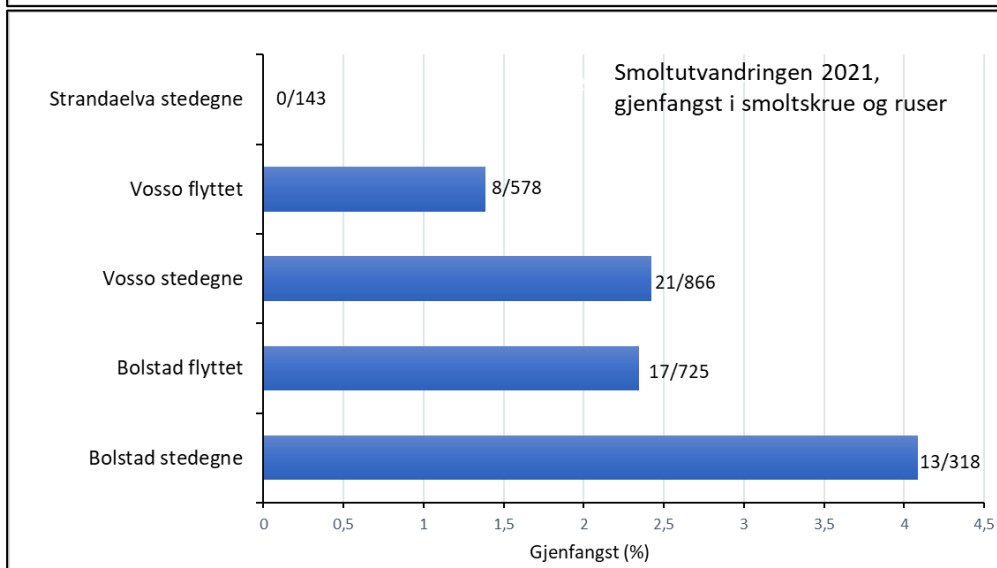
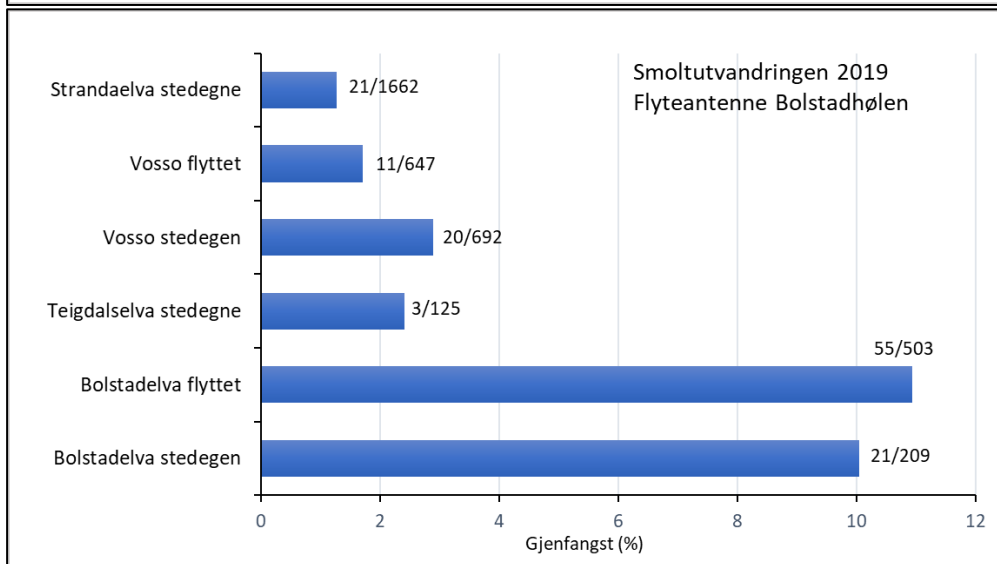
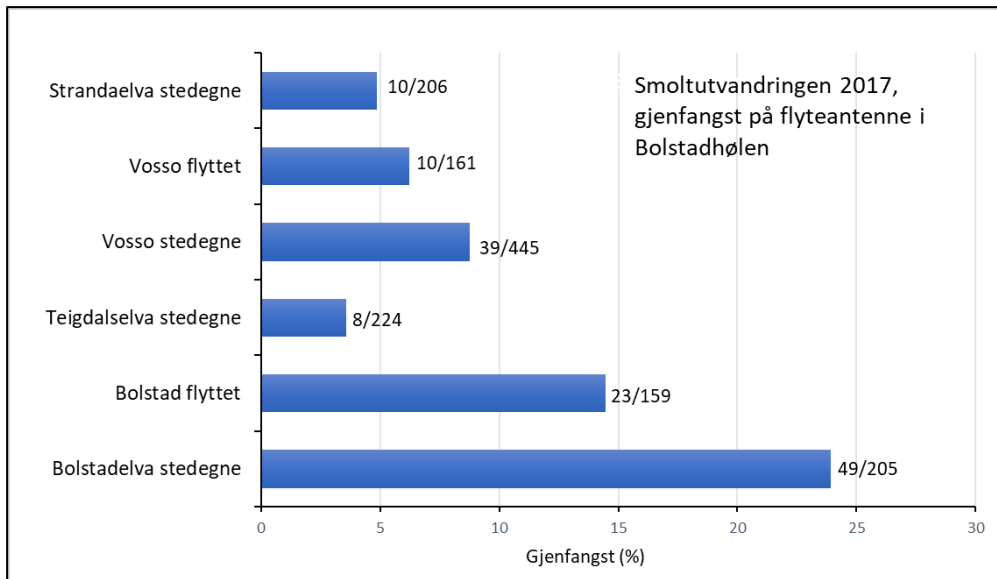
Flyteantennen var mer effektiv enn smoltfellene til å registre PIT-merket smolt. Det ble registret ca. 10 ganger mer PIT-merket smolt fra Bolstad på antennen enn i smoltfellene, og ca. 5 ganger så mye Vossosmolt på antennen som i smoltfellene.

Gjenfangst av klekkerismolt fra Bolstadelva var mellom 4,4% og 15,6% og flere ganger høyere enn tilsvarende gjenfangst funnet for klekkerismolt satt ut i Vosso (2,2% til 4,1 %). Klekkerismolt utsatt i Vosso hadde en gjenfangst i årene 2016-2019 som utgjorde hhv. 35%, 39%, 17% og 26% av gjenfangsten funnet for klekkerismolt utsatt i Bolstadelva.

Gjenfangstprosenten for gruppen av villsmolt og klekkerismolt satt i Vosso var hhv. 9% og 2,2% i 2016, 9% og 1,7% i 2017, og 2,5% og 4,1 % i 2019, mens gjenfangstprosenten for villsmolt og klekkerismolt i Bolstadelva var hhv. 27% og 6,2% i 2016, 21 % og 4,4% i 2017 og 10% og 15,6% i 2019. Med andre ord hadde villsmolten en høyere gjenfangst enn klekkerismolten i 2016 og 2017 mens det motsatte var tilfelle i 2019.



Figur 64. Gjenfangst (%) for ulike grupper av PIT-merket smolt satt ut i ulike deler av vassdraget og registrert på flyteantennen i Bolstadhølen (øverst) og i smoltfellene (nederste) under smoltutgangen i 2016. Grupper merket som «flyttet» er smolt innfanget i sideelver og satt ut i Bolstadelva eller Vosso.



Figur 65. Gjenfangst (%) for ulike grupper av PIT-merket smolt satt ut i ulike deler av vassdraget og registrert på flyteantennen i Bolstadhølen smoltutgangen i 2017 og 2019 (øverst og midten) og i smoltfellene i 2021 (nederst). Grupper merket som «flyttet» er smolt innfanget i sideelver og satt ut i Bolstadelva eller Vosso. Data fra 2018 er utelatt fordi det dette året ikke ble satt stedeagne smolt i Bolstad eller Vosso.

Tabell 14. Ettårig klekkerismolt produsert ved Voss klekkeri og satt ut i Bolstad og Vosso i årene 2016-2019 og registrert på den flytende PIT-antennen i Bolstadhølen.

År	Antall klekkerismolt satt ut		Dato for utsett	Gjenfangster antall og prosent	
	Bolstad	Vosso		Bolstad	Vosso
2016	600	592	21.04	37 (6,2%)	13 (2,2%)
2017	598	594	03.05	26 (4,4%)	10 (1,7%)
2018	593	587	26.04	70 (11,8%)	12 (2,0%)
2019	995	1000	09.05	155 (15,6%)	41 (4,1%)

Deteksjoner av tilbakevandret gytelaks som stammer fra PIT-merket villsmolt

Registreringer på PIT-antenne nettverket i årene 2016 til 2021 er lagt til grunn for å få et relativt mål på hvor mange pit-merket laks som returnerer etter sjøoppholdet. Tilbakevandring av en-, to og tresjøvinter laks kan registreres for smoltårgang 2015-2018, en- og tosjøvinter for smoltårgang 2019, og ensjøvinter for smoltårgang 2020. Det er registrert tilbakevandret laks fra alle år og alle de ulike delene av vassdraget hvor det er PIT-merket smolt. Det er bare deteksjoner fra 13 av 27 merkegrupper og sjøoverlevelsen er lav (**Figur 66**). Av 13384 PIT merket smolt satt ut i Vossovassdraget eller Bolstadfjorden i årene 2015-2020 er det til og med sesongen 2021 registrert 20 gjenfangster (til og med sesongen 2021). Dette gir en estimert sjøoverlevelse på 0,15 %.

Også i Daleelva, Modalselva og i Arnaelva er det PIT-merket villsmolt som er innfanget og satt ut i elv. I Daleelva er det i årene 2015 til 2020 til sammen registrert en gjenfangst på 0,5% (53 av 10175) til og med sesongen 2021. Her skiller året 2017 seg ut med en høyere tilbakevandring (2,7 %) sammenliknet med de andre årene da gjenfangstene har vært < 1 %. I Modalselva ble det i 2019 PIT-merket 443 villsmolt som så langt har gitt en gjenfangst på 0,2 %. I Arnaelva er det PIT-merket villsmolt i årene 2015, 2018 og 2019 med en gjenfangst på 1,3 % (23 gjenfangster av 1757 merket). Om en ser på gjenfangst for de ulike årene i Arna er den 2,8 % for smolten som vandret ut i 2015, 2,04 % for 2018 og tilsvarende 1,06 % i 2019, og 0,32 % for 2020 som foreløpig bare inkluderer gjenfanget tert fram til og med sesongen 2021. Forskjellen i gjenfangster av PIT-merket villsmolt fra de ulike elvene er illustrert i **Figur 67**. Ved sammenlikning av resultatene er det viktig å være klar over at deteksjonseffektiviteten for antennen vil variere mellom elver og år og at resultatene vil være påvirket av dette. Generelt sett forventer vi at deteksjonseffektiviteten er bedre i de mindre vassdragene som Arna og Daleelva sammenliknet med de større elvene som Vosso og Modalselva.

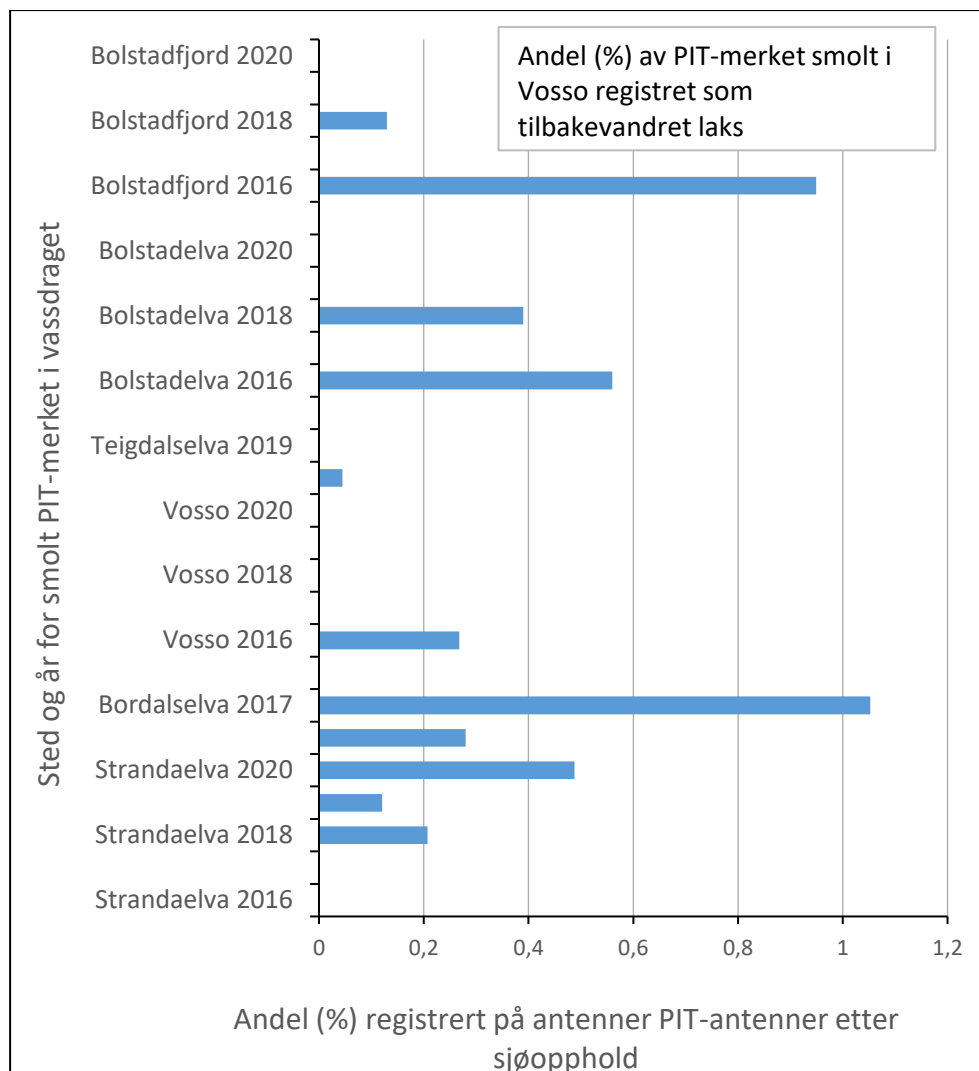
I Daleelva er det samtidig med merkingen av laksesmolt også merket 10641 sjøauresmolt. Registrert tilbakevandret sjøaure fram til og med sesongen 2021 er 889 sjøaure dvs. en gjenfangstprosent på 8,3 %. Dette viser at sjøauresmolten har en betydelig høyere overlevelse sammenliknet med gjenfangsten for laksesmolten.

Det ble funnet en påfallende kontrast i gjenfangsten for merket villsmolt som vandret ut fra Vossovassdraget og et fåtall villsmolt som var med i slep. Villsmolt fanget i fella i Strandaelva ble med i smoltslepene til henholdsvis Vikanes inne i Osterfjorden og til Manger v/Toska i 2019 og 2020. For villsmolten slept til Vikaneset i 2019 er det fram til og med sesongen 2021 registrert 6,7 % (10 av 149 merket smolt). Og for villsmolten slept til Vikanes i 2020 er det i løpet av sesongen 2021 registrert fire tert dvs. 0,5 % gjenfangst (4 av 866 merket smolt) registrert på antennene. Tilsvarende ble det registrert 4,6 % (11 av 239 merket smolt) tilbakevandring for slepet som gikk til Toska i 2019. Dette viser at det spesielt i 2019 var en markert bedre overlevelse for PIT-merket villsmolt som blir slept i forhold til villsmolt som blir merket og satt i Vossovassdraget eller i Bolstadfjorden. I tillegg er de relativt høye

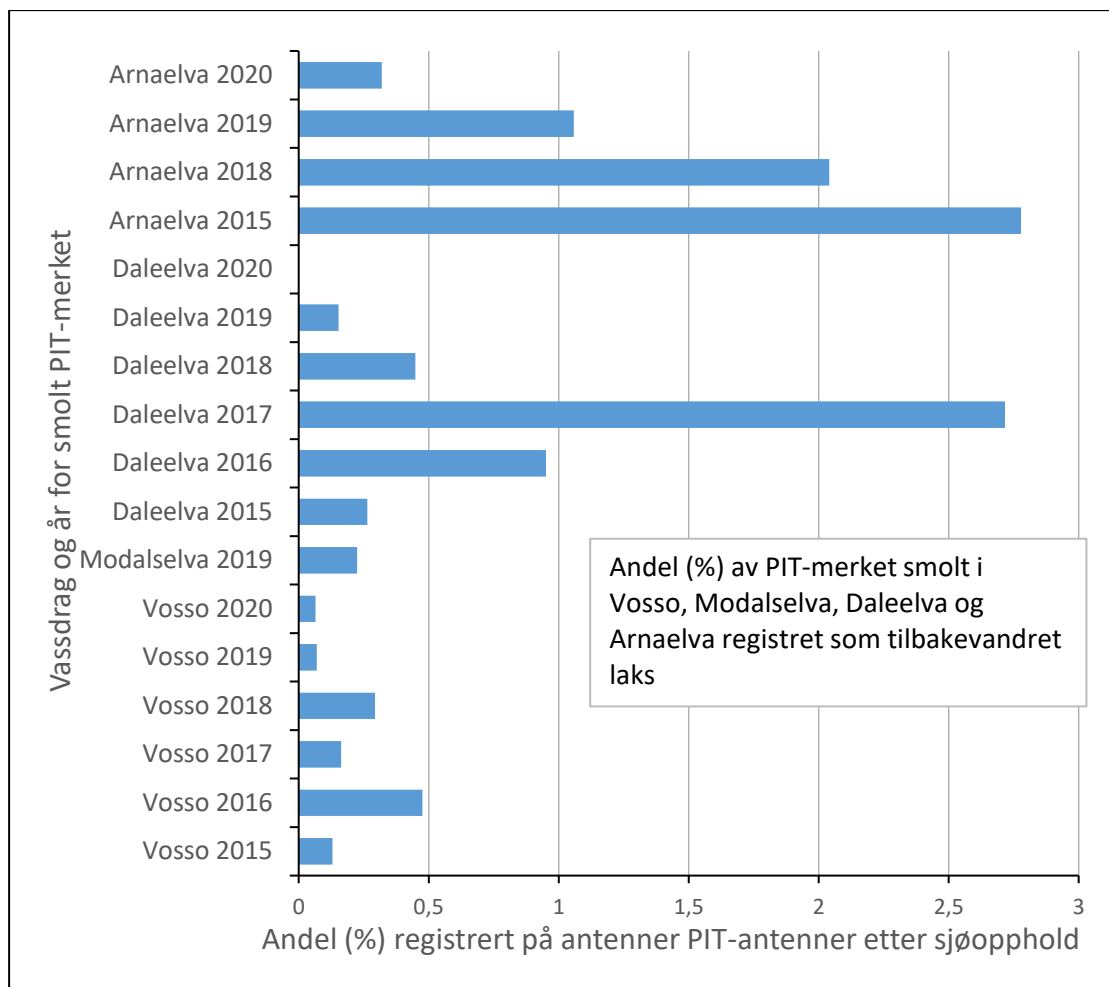
gjenfangstene gjort på tross av eventuelle negative effekter på smoltens overlevelse grunnet innfangning, bedøvelse, PIT-merking, flytting og slep. Et annet viktig poeng er at disse resultatene viser at antennenettverket har en deteksjonseffektivitet som er god nok til å fange opp en slik relativt forskjell i sjøoverlevelse.

Feilvandring

Feilvandret laks blir definert som tilbakevandret laks som ikke vandrer tilbake til elven hvor den ble født, men som i stedet vandrer opp i en annen elv for å gyte. I denne undersøkelsen er feilvandret laks definert som laks hvor siste registrering på en antenne er gjort i en annen elv enn hvor den ble merket. For de 20 villaksene som vandret tilbake til fra utvandringen fra Vosso vandret samtlige med unntak av en tilbake til Vossovassdraget, dvs. dette gir en feilvandring på 5%. Tilsvarende feilvandring for Daleelva og Arnaelva var hhv. 7,5 % (4 av 53) og 8% (2 av 25). Villsmolt som var med i slepet til Vikanes og Manger v/Toska i 2019 hadde en markert høyere feilvandring dvs. hhv. 20 % (2 av 10) og 37,5% (3 av 11). Dette skyldes trolig at disse smoltene ble fanget inn i Rognsfossen i Strandaelva og transportert med bil til slepemerden i Bolstadfjorden framfor å vandre ut fra vassdraget på naturlig vis.



Figur 66. Gjenfangst (%) for PIT-merket laksesmolt satt ut i perioden 2015 til 2020 i Vossovassdraget og Bolstadfjorden og registrert på PIT-antenner fram til og med sesongen 2021.



Figur 67. Gjenfangst (%) for PIT-merket laksesmolt satt ut i perioden 2015 til 2020 i Vossovassdraget, Modalselva, Daleelva og Arnaelva og registrert på PIT-antenner fram til og med sesongen 2021. Gjenfangsten er i all hovedsak registrert på antennenettverket som driftes i de samme elvene, dvs. over 95 % av gjenfangstene er registrert på PIT-antenner i disse elvene.

5.4 Diskusjon

Overgangen fra bruk av mikromerker til PIT-merker har gitt betydelig mer informasjon om laksen i Vosso. Metodeutprøving av antenner har gitt nye antenneutforminger og muligheter. PIT merker er godt egnet til å undersøke forskjell i overlevelse mellom grupper av laks både i elv og etter sjøopphold. Det relativt billige merket tillater også merking av et stort antall smolt. Samtidig må en innse begrensningene til metoden når det kommer til estimering av overlevelse når deteksjonen på antennene delvis er ukjent, forandrer seg over tid og mellom ulike typer fisk. For en del atferd og overlevelses studier vil bruk av f.eks. akustisk telemetri kunne gi sikrere individ data på overlevelse og atferd samtidig som usikkerheten da ligger i det få antallet fisk som er merket og merkets levetid. Resultatene viser et mønster med tidligere smoltutvandring med avtagende vandringsavstand fra utsettingssted til elvemunningen. Disse resultatene samsvarer ikke med teorien om at smoltutvandringen starter tidligst høyest opp i vassdraget og sidevassdrag slik at det blir en mer eller mindre synkron smoltutvandring gjennom elvemunningen når forholdene i fjorden og kyststrøkene er ideelle for vekst og vandring (Thorstad m.fl. 2011; Stewart m.fl. 2006). Det er imidlertid usikkert om dette var tilfelle i Vosso før bestandssammenbruddet, men man kan likevel spekulere om reetablering ved bruk av genbank og høy innkryssing av rømt oppdrettslaks kan ha hviket ut eventuelle genetiske

forskjeller innad i vassdraget der forskjellige tidspunkt for smoltutvandring var egenskaper tilpasset de ulike subpopulasjonene i Bolstadelva, Vosso og Strandaelva. Slike genetiske forskjeller innad i laksevassdrag er blant annet vist for større lakseelver som Tana (Vähä m.fl. 2017). Og tidspunkt for utvandring er vist å ha en genetisk komponent og forskjellig mellom ulike deler av elva (Stewart m.fl. 2006). I Vossovassdraget har studier av akustisk merket smolt vist at vandringen initieres om lag til samme tid fra de ulike delstrekningene men at lang oppholdstid i innsjøene fører til at smolt fra Vosso og Strandaelva vandrer ut av vassdraget betydelig senere enn smolt merket i Bolstadelva (Haugen m.fl. 2017), noe som i stor grad samsvarer med resultatene en ser fra registrering av PIT-merket smolt på den flytende antennen ved Bolstad.

En oppbygging av en selvreproduserende bestand av Vossolaks vil kanskje endre utvandringmønsteret. I tillegg kan en ikke utelukke at vandring av klekkeriprodusert og flyttet fisk vil kunne påvirke stedegen smolt til å initiere vandring på feil tidspunkt. Det er vist i andre studier at tilstedeværelse av andre individer som vandrer i seg selv kan være en trigger for vandring (Hansen og Jonsson 1985, Hvidsten m.fl. 1995)

For klekkerismolten ble det funnet et forsinket og avvikende utvandringstidspunkt ute av fase i forhold til naturlig smoltutvandring. Dette vil med stor sannsynlighet redusere overlevelsen og kan bidra til å forklare den lave gjenfangsten av laks som stammer fra kultivert smolt satt ut i Vossovassdraget (Vollset m.fl. 2016 a, Vollset m.fl. 2016 b, Barlaup m.fl., 2018). Ulik atferd mellom klekkeriprodusert smolt og villsmolt er vist i en rekke andre studier (Finstad og Jonsson 2001, Jonsson og Jonsson 2006). Vi anbefaler derfor at det velges andre alternativer for å styrke laksebestanden i Vosso og da med fokus på styrking av den naturlige smoltproduksjonen og tiltak for å øke overlevelsen for utvandrende smolt.

I tillegg ser flytting av villsmolt ut til å endre utvandringstidspunktet. Årsakene til denne forskjellen kan være at smolt som er flyttet ikke er kommet like langt i smoltutviklingen, effekter av overgangen til et ukjent elvemiljø, eller effekter av selve transporten. En annen faktor er at flyttet smolt i stor grad stammer fra utsettinger av yngel eller rognplanting oppstrøms lakseførende strekning. Dette skiller den fra smolten i hovedelva som stammer fra naturlig gyting og er også et forhold som kan ha bidratt til de observerte forskjellene mellom gruppene. Uavhengig av årsak viser resultatene at en må være forsiktig med å overføre resultater basert på flyttet smolt direkte til stedegen smolt når det gjelder vandringstid og gjenfangst.

Resultatene fra den flytende antennen ved Bolstad viser at deteksjonen av smolt avtar for grupper satt høyere opp i vassdraget. Dette skyldes trolig at dødeligheten øker med avstanden smolten må vandre og tiden den bruker på utvandringen. Disse funnene samsvarer med studier av akustisk merket smolt i vassdraget som har funnet et mønster med spesielt stor dødelighet og høyt predasjonstrykk for smolten når den vandrer gjennom innsjøene.

Et viktig spørsmål er hvor mye smolt som faller fra under utvandringen innad i vassdraget. I år da de fysiske fellefangstene var relativt høye, utgjorde PIT-merket smolt fra Vosso fra 59-68 % av gjenfangsten funnet for smolten merket i Bolstadelva, mens dette forholdstallet varierte fra 29 til 36% om en legger til grunn registreringene fra flyteantennene. Basert på PIT-merkingen i 2016 er det tidligere beregnet at sannsynligheten for å bli detektert på flyteantennen ble redusert med ca. 50% for smolt som måtte vandre gjennom Evangervatnet sammenliknet med smolt satt ut i Bolstadelva (Barlaup m.fl. 2018). Forskjellene mellom de PIT-merkede gruppene kan også delvis skyldes en redusert fangsteffektivitet utover sesongen for både antenner og smoltfeller ettersom både den flytende antennen og smoltskruen blir mindre effektive ved høye vannføringer og at fangbarheten til rusene reduseres som følge av kvist og kvas som kommer med flomvannføringer. I tillegg vil trolig smoltens vandringssatferd endres utover i sesongen når nettene blir lysere og temperaturen høyere.

Smolten vil da i større grad vandre når det er lyst og det kan bety at den i større grad aktivt kan unngå fellene (Haraldstad m.fl. 2017). En slik høyere deteksjonseffektivitet for tidlig utvandrende smolt vil bidra til å forstørre forskjellen i gjenfangst for smolt merket i Bolstadelva relativt til smolt merket oppstrøms Evangervatnet.

Det er et misforhold mellom forventet smoltproduksjon basert på habitatkartlegging og gytebestandsmål i vassdraget og estimatet for antall smolt som vandrer ut. I 2021 var estimert antall smolt som vandret ut (ca. 35 000) omtrent halvparten av smoltproduksjonen beregnet ut fra tilgjengelig areal og habitatkvalitet i vassdraget. Dette kan skyldes at beregningen for antall smolt produsert gjelder fram til vandringstidspunktet og at smolten blir utsatt for høy dødelighet under utvandringen ned vassdraget. Hvor stor dødeligheten er, og om dødeligheten er unaturlig høy sammenliknet med det vill laksesmolt i andre innsjøer opplever, er et viktig og uavklart spørsmål. At smolten bruker lang oppholdstid og har høy dødelighet i Vangsvatnet og Evangervatnet er godt dokumentert i flere studier (bl.a. Haugen m.fl. 2017, Hanssen m.fl. 2022) og er nærmere omtalt i et eget kapittel om resultatene av akustisk merket fisk i Vossovassdraget (se **kapittel 9**). Fra den beste merkegruppa med akustisk merket smolt gjennomført i 2016 overlevde ca. 20 % av den merkede smolten fra Strandaelva, 25 % fra Vosso og 50 % fra Bolstadelva til sjøvannsområdene utenfor Stamnes (Haugen m.fl. 2017). Disse forholdstallene viser samme mønsteret som en finner for gruppene med PIT merket smolt hvor gjenfangsten av smoltgrupper fra Vosso, Teigdalselva og Strandaelva er redusert sammenliknet med smoltgruppen merket i Bolstadelva. Uavhengig av metodikk viser de ulike merkeforsøkene at hele vassdraget bidrar til smoltutgangen. Resultatene viser også at smolt fra ulike deler av vassdraget vandrer ut til ulike tidspunkt og at dette bidrar til at den totale smoltutvandringen foregår over et lengre tidsrom, fra slutten av april til midten av juni, og at innsjøene bidrar til dette vandringsmønsteret.

Det er også kjent fra flere internasjonale studier at laksesmolten generelt bruker lang tid og har vanskeligheter med å komme seg gjennom innsjøer (se f.eks. Thorpe et al, 1981, McLennan m.fl. 2018). Lennox m.fl. (2021) har påpekt et kunnskapsbehov knyttet til denne problemstillingen og det er nylig iverksatt et eget forskningsråd-prosjekt hvor Vossovassdraget er et av studieområdene.

Et forhold som kan bidra til at potensialet for smoltproduksjon ikke er fullt ut realisert er at bestanden er under reetablering og at hele vassdraget derfor ikke er tatt i bruk. Hovedandelen, dvs. ca. 70 % av gytebestanden, stammer fra smolt som er slept ut. Denne gytefisken vil ikke ha samme «homingatferd» til ulike deler av vassdraget slik tilfelle var i den naturlige gytebestanden før bestandssammenbruddet. Imidlertid er gytebestandsmålet nådd siden 2011 og i utgangspunktet er det rimelig å anta at potensialet for smoltproduksjon derfor er nådd.

Gjenfangster av PIT-merket villsmolt som tilbakevandret laks har vært lave både for Vosso (0,15%), Modalselva (0,2%), Daleelva (0,5%) og Arnaelva (1,3%). For samtlige elver må gjenfangstene regnes som minimumstall for tilbakevandring siden det vil være merket fisk som ikke registreres av antennene og fordi behandling og merking trolig reduserer sannsynlighet for å overleve sammenliknet med umerket smolt. Men tross disse forholdene er det likevel sannsynlig at det overordnede mønsteret er riktig dvs. at sjøoverlevelsen er unormalt lav og at det generelt er en bedre tilbakevandring og status for laksebestanden i Arna enn i elvene som ligger lenger inn i fjordsystemet. Dette mønsteret samsvarer også med gjenfangster av klekkerismolt slept og satt ut på ulike steder i utvandringsruta for Vossolaksen (se **kapittel 7**).

Basert på en forventning om at det vandrer ut ca. 30 000 smolt fra vassdraget vil en sjøoverlevelse på 0,5 % eller 1 % gi 150 – 300 laks tilbake. Dette er ikke nok til å nå gytebestandsmålet som tilsvarer et innsig på 2110 kg holaks. For å nå dette målet er det nødvendig med en gytebestand på ca. 900 laks

hvor halvparten er holaks med en gjennomsnittlig vekt på ca. 5 kg. Med en utvandring av ca. 30 000 smolt vil dette kreve en sjøoverlevelse på ca. 3 %.

Vassdragets potensial for smoltproduksjon forventes først å være realisert når gytebestandsmålet er oppnådd. Gytebestandsmålet i Vossovassdraget har vært oppnådd hvert år siden 2011 fordi laks som stammer fra slep av klekkerismolt har dominert gytebestanden. Om en tar vekk bidraget fra kultivert laks til gytebestanden har det estimerte innsiget av villaks som stammer fra naturlig utvandret smolt vært stort nok til å dekke ca. 25-50% av gytebestandsmålet de siste årene (se **kapittel 2**). Når smoltslepene er opphørt (siste smoltslepet ble gjennomført i 2020) vil bidraget fra kultivert laks fases ut og gytebestandsmålet vil dermed ikke bli oppnådd de neste årene med mindre det skjer en positiv endring i antall smolt som overlever vandringen gjennom vassdraget og fjordene og ut til kysten.

I tillegg til å bidra at gytebestandsmålet har blitt oppnådd hvert år siden 2011, har slep av klekkerismolt også bidratt til å erstatte en gytebestand med en høy andel rømt oppdrettslaks med en gytebestand dominert av Vossolaks fra genbanken. Med dette utgangspunktet fases kultiveringstiltakene ut for å se om Vossolaksen de kommende årene klarer å reetablere en naturlig bestand basert på naturlig reproduksjon. Denne metodikken med en tidsbegrenset kultiveringsinnsats for å reetablere laksebestander er også benyttet i en rekke andre norske laksevasdrag f.eks. etter kalking eller behandling mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Hensikten er å la villaksstammen i Vosso få mulighet til å tilpasse seg lokale forhold inkludert den utfordrende utvandringen. Ved å la gytebestanden bestå av laks som har gjennomført hele livssyklusen kan lokale tilpasninger øke smoltproduksjonen eller smoltens overlevelse og bidra til å reetablere en naturlig, livskraftig stamme. Den videre utviklingen vil følges opp med årlige undersøkelser av antall tilbakevandrende laks, ungfisk og smolt. Dersom utviklingen går i negativ retning, vil det igjen være aktuelt å ta i bruk genbanken.

De observerte økende tetthetene av ungfisk i vassdraget og det relativt store innsiget av tert registret på notfiske i 2021 er positive trekk med tanke på den videre utviklingen. På den negative siden er det de siste årene registrert en stabilt lav gjenfangst for både villsmolt og klekkerismolt som må vandre ut fjordene rundt Osterøy og det er ingen klar forventet bedring i lusestrykket for utvandrende smolt. I tillegg må en forvente et økt innslag av rømt oppdrettslaks i bestanden ettersom bidraget fra kultivert laks fases ut. I 2022 vil trolig gytebestandsmålet nås med bidrag fra kultivert mellomlaks som stammer fra det siste smoltslepet i 2020. Fra 2023 vil bidraget fra kultivert laks bli vesentlig redusert og bestanden må videre opprettholdes av laks som stammer fra naturlig utvandrende smolt.

Oppsummering

Overgangen fra snutemerke (coded wire tag) til PIT-merke har gitt betydelig mer informasjon om laksen i Vosso. Merkeforsøkene viser at hele vassdraget bidrar til smoltutgangen i en rekkefølge der smolten fra Bolstad generelt vandrer først ut i sjøen, etterfulgt av smolten fra Vosso og Strandaelva. Dette bidrar til at tidspunktet for den samlede smoltutgangen strekker seg fra sistehalvdel av april til midten av juni. Resultatene viser også at gjenfangsten av de ulike smoltgruppene reduseres med økende vandringsvei innen vassdraget og støtter opp om tidligere studier som viser at vandring gjennom innsjøene både forsinker smoltvandringen og reduserer smoltens overlevelse.

Både klekkeriprodusert og flyttet villsmolt viser et annet vandringsmønster enn stedegen villsmolt. Et forsinket og avvikende utvandringstidspunkt viser at de er ute av fase i forhold til naturlig smoltutvandring. Dette vil med stor sannsynlighet redusere overlevelsen og kan bidra til å forklare den lave gjenfangsten av laks som stammer fra kultivert smolt satt ut i Vossovassdraget.

Basert på fangst-gjenfangst av PIT merket smolt var det estimerte antallet utvandrende smolt i 2021 (ca. 35 000), det vil si omtrent halvparten av forventet smoltproduksjon basert på tilgjengelig areal og habitatkvalitet i Vossovassdraget. Dette misforholdet kan skyldes dødelighet under utvandring, men

kan også gjenspeile at bestanden er under reetablering og at potensialet for smoltproduksjon ikke er realisert. Det er også relevant å ta i betraktning at Vossolaksen er i en reetableringsfase basert på utsettinger fra genbanken. En kan ikke forvente at genbanken har ivaretatt alle lokale tilpasninger knyttet til smoltvandringen og det er lite trolig at smolten som i dag vandrer ut har de samme tilpasningene som smolt som vandret ut fra den opprinnelige Vossostammen. I tillegg har flere tiår med innkrysning fra rømt oppdrettslaks bidratt til å redusere lokale tilpasninger. Disse forholdene kan bidra til at smoltens overlevelse under vandring i dagens situasjon er lavere sammenliknet med naturtilstanden før bestandssammenbruddet på slutten av 1980-tallet.

Gjenfangster av PIT-merket villsmolt gir en sterk indikasjon på at sjøoverlevelsen er unormalt lav og at det generelt er noe bedre tilbakevandring og status for laksebestanden i Arna enn i elvene Dale, Vosso og Modalen som ligger lenger inn i fjordsystemet. Dette mønsteret samsvarer også med gjenfangster av klekkerismolt slept på ulike steder i utvandringruta for Vossolaksen og med generell status for laksebestandene basert på drivtelling av gytefisk.

Bruk av genbank med slep av klekkerismolt har ført til at gytebestandsmålet har vært nådd hvert år siden 2011. Dette tiltaket har bidratt til å erstatte en gytebestand med en høy andel rømt oppdrettslaks med en gytebestand dominert av Vossolaks fra genbanken. Med dette utgangspunktet fases kultiveringstiltakene ut for å se om Vossolaksen de kommende årene klarer å reetablere en naturlig bestand. Ved å la gytebestanden bestå av laks som har gjennomført hele livssyklusen kan lokale tilpasninger bidra til å øke smoltproduksjonen eller øke smoltens overlevelse. Samtidig er det viktig med fokus på tiltak for å legge til rette forholdene for å øke smoltproduksjonen i vassdraget, dvs. tiltak mot forringelse av gyte- og oppveksthabitat i vassdraget inkl. vannslipp i Teigdalselva. I utvandringruta er det viktig å styrke tiltak for å redusere negative effekter av lakselus på den utvandrende smolten. Tilbakevandringen av laks vill følges årlig. Dersom utviklingen går i negativ retning, vil det igjen være aktuelt å ta i bruk genbanken.

5.5 Referanser

Barlaup, B. T., Rund, H., Normann, E. S., Stranzl, S., Mahlum, S., Vollset, K. W. Out of sync: monitoring the time of sea entry of wild and hatchery salmon *Salmo salar* smolt using floating passive-integrated transponder antennae. *J Fish Biol.* 2018; 93: 455–464.

Forseth, T., Bremset, G., Lamberg, A., Fiske, P., Wibe, H. & Øksenberg, S. 2009. Evaluering av metoder for estimat av smoltproduksjon i laks og sjøaurebestander - NINA Rapport 489. 23 s.

Finstad, B. E. N. G. T., & Jonsson, N. (2001). Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 37-55.

Hansen, L. P., & Jonsson, B. (1989). Salmon ranching experiments in the River Imsa: Effect of timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt migration on survival to adults. *Aquaculture*, **82**, 367–373.

Hansen, L. P. & Jonsson, B. (1985). Downstream migration of hatchery-reared smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Imsa. *Aquaculture* 45, 237 – 248.

Hanssen, E. M., Vollset, K. W., Salvanes, A. G. V., Barlaup, B., Whoriskey, K., Isaksen, T. E., Normann, E. S., Hulbak, M., & Lennox, R. J. (2022). Acoustic telemetry predation sensors reveal the tribulations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts migrating through lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 31, 424–437. <https://doi.org/10.1111/eff.12641>

Haraldstad, T., Kroglund, F., Kristensen, T., Jonsson, B., & Haugen, T. O. (2017). Diel migration pattern of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) smolts: an assessment of environmental cues. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(4), 541-551.

Haugen, T. O., Kristensen, T., Nilsen, T. O., & Urke, H. A. (2017). *Vandringsmønsteret til laksesmolti Vossovassdraget med vekt på detaljert kartlegging av åtferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve. MINA fagrapport 41* (in Norwegian). Ås: Norwegian University of Life Sciences Retrieved from www.static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/pdf/mif41

Hvidsten, N. A., Jensen, A. J., Vivås, H., Bakke, Ø. & Heggberget, T. G. (1995). Downstreammigration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moonphase and social interaction. *Nordic Journal of Freshwater Research*70, 38 – 48.

Hulbak, M., E. M. Hanssen, R. J. Lennox, A. G. V. Salvanes, B. Barlaup, N. Gharbi, et al., 2021. Validating timing of salmon smolt runs obtained by telemetry studies. *Fisheries Management and Ecology* 28: 428–436

Jonsson, B., Jonsson, N., & Hansen, L. P. (1991). Differences in life history and migratory behaviour between wild and hatchery-reared Atlantic salmon in nature. *Aquaculture*, 98, 69– 78. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(91\)90372-e](https://doi.org/10.1016/0044-8486(91)90372-e)

Jonsson B. and Jonsson N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES J. Mar. Sci.* 63(7): 1162–1181.

Lennox, R.J., U.Pulg, B. Malley, S.E. Gabrielsen, E. M. Hanssen, S.J. Cooke, K. Birnie-Gauvin, B.T. Barlaup, and K.W. Vollset. 2021. The various ways that anadromous salmonids use lake habitats to complete their life history. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 78(1): 90-100. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0225>

McLennan, D., Rush, E., McKelvey, S., & Metcalfe, N. B. (2018). Timing of Atlantic salmon *Salmo salar* smolt migration predicts successful passage through a reservoir. *Journal of Fish Biology*, 92, 1651– 1656. <https://doi.org/10.1111/jfb.13606>

Stewart, D. C., Middlemas, S. J., & Youngson, A. F. (2006). Population structuring in Atlantic salmon (*Salmo salar*): Evidence of genetic influence on the timing of smolt migration in sub-catchment stocks. *Ecology of Freshwater Fish*, 15, 552– 558.

Thorpe, J. E., Ross, L. G., Struthers, G., & Watts, W. (1981). Tracking Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. *Journal of Fish Biology*, 19, 519– 537.

Thorstad, e., Whoriskey, F., Rikardsen, A., Aarestrup, K. (2011) Aquatic nomads: The life and migration of the Atlantic salmon. In: Aas et al (2011) Atlantic salmon ecology. Wiley-Blackwell

Ugedal, O., Kroglund, F., Barlaup, B. og Lamberg, A. 2014. Smolt – en kunnskapsoppsummering. Rapport fra Miljødirektoratet. M126-2144.

Vähä, J. P., Erkinaro, J., Falkegård, M., Orell, P., & Niemelä, E. (2017). Genetic stock identification of Atlantic salmon and its evaluation in a large population complex. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(3), 327-338.

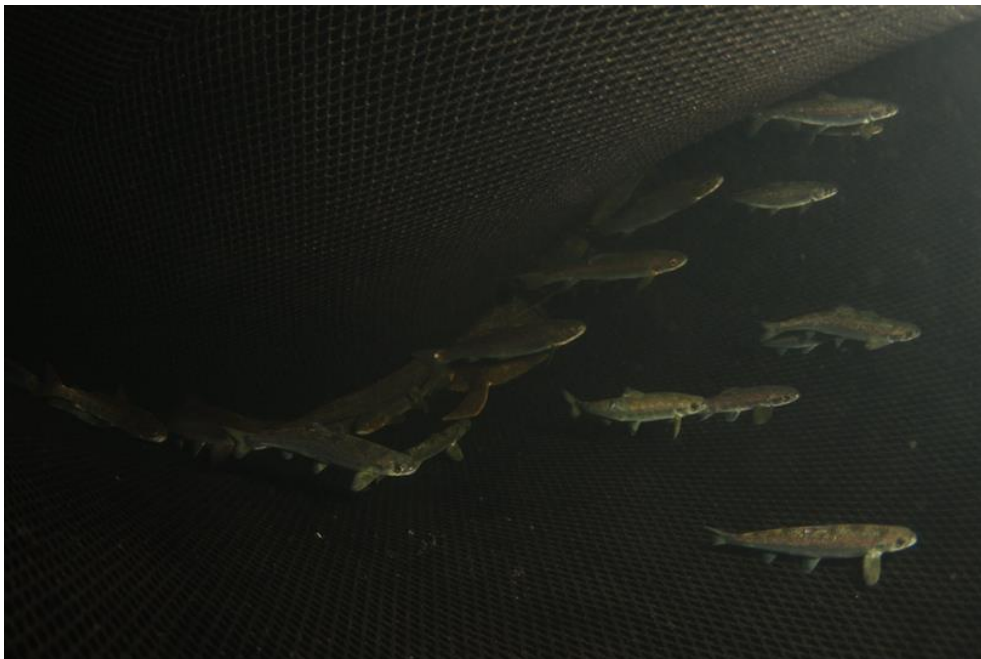
Volkhardt, G.C., Johnson, S.L., Miller, B.A., Nickelson, T.E. and Seiler, D.E. (2007) Rotary screw traps and inclined plane screen traps. In: *Salmonid Field Protocols Handbook: Techniques for Assessing Status and Trends in Salmon and Trout Populations* (eds D.H. Johnson *m.fl.*). American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, pp. 235–266.

Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Mahlum, S., Bjørn, P. A., & Skilbrei, O. T. (2016a). Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, **8**, 511– 525.

Vollset, K. W., Krøntveit, R. I., Jansen, P. A., Finstad, B., Barlaup, B. T., Skilbrei, O. T., ... Dohoo, I. (2016b). Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: A meta-analysis. *Fish and Fisheries*, **17**, 714– 730. <https://doi.org/10.1111/faf.12141>

Vollset, KW, Lennox, RJ., Lamberg, A. Skaala, Ø, Sandvik, A.D., Sægrov, H., Kvingedal, E., Kristensen, T., Jensen, A.J., Haraldstad, T., Barlaup, B.T., and O. Ugedal. 2021. Predicting the nationwide outmigration timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts along 12 degrees of latitude in Norway. *Divers Distrib.* 2021; 27: 1383– 1392. <https://doi.org/10.1111/ddi.13285>

Vollset, K.W., Urdal, K., Utne, K., Thorstad, E., Sægrov, H., Raunsgard, A., Skagseth, Ø., Lennox, R.J., Østborg, G.M., Jensen, A.J., Bolstad, G. & Fiske, P. 2022. Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. *Science Advances* 8(9), doi: 10.1126/sciadv.abk2542.



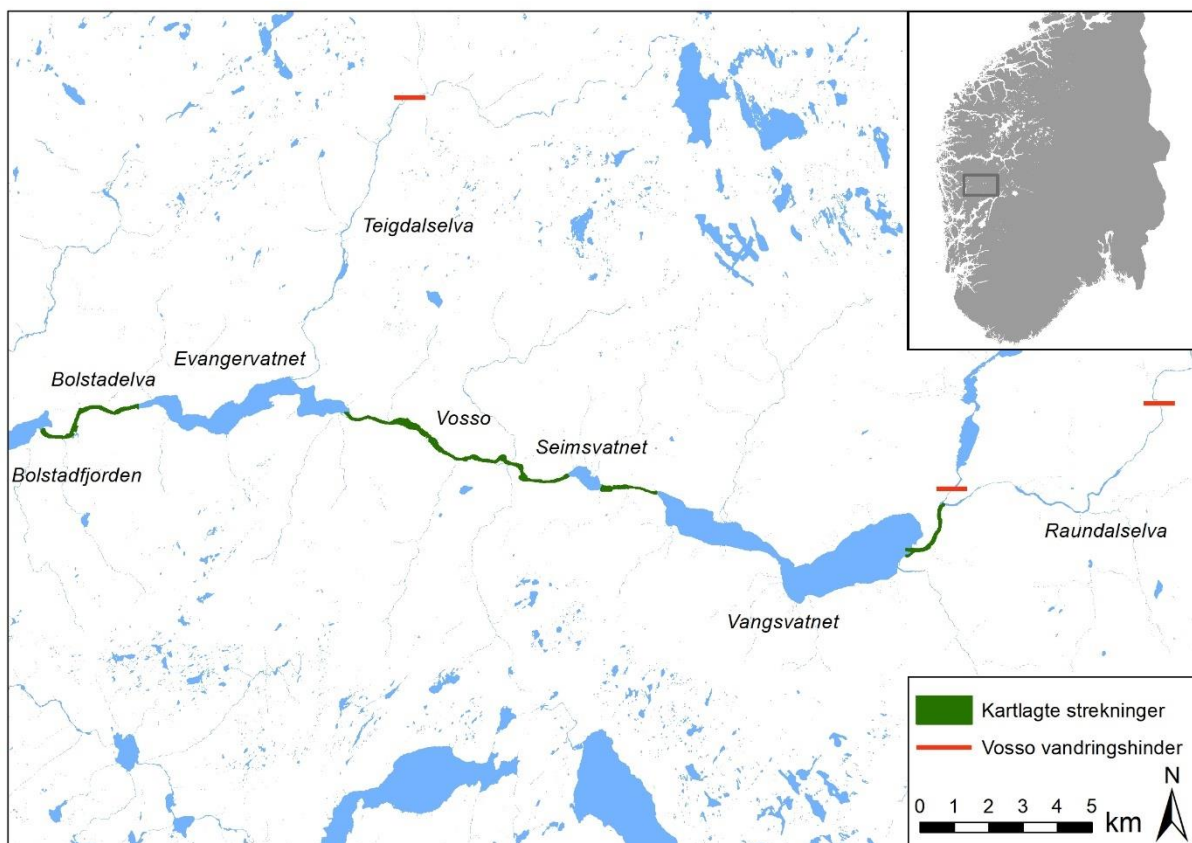
Smolt i fangstkammeret i en av storusene i Bolstadfjordene. Data fra rusene har gitt mye informasjon om når smolten vandrer ut av vassdraget og variasjon i mengden smolt som fanges mellom år.

6 Gyte- og oppvekstforhold og teoretisk smoltproduksjon i Bolstadelva og Vosso

Av Sven Erik Gabrielsen, Bjørn T. Barlaup, Bjørnar Skaar og Tore Wiers
NORCE Klima & Miljø, LFI

6.1 Bakgrunn og hensikt

Våren 2020 ble Bolstadelva og Vosso samt strekningen fra samløpet mellom Raundalselva og Strandaelva og ned til Vangsvatnet kartlagt (**Figur 68**). Arbeidet ble utført ved at to personer iført snorkleutstyr og tørrdrakt utførte observasjoner under vann, mens en person noterte ulike habitatparametre på skjema og kart. Det ble brukt GPS for å stedfeste ulike interessepunkter. I tillegg ble store deler av vassdraget fotografert med drone. Dronebilder komplimenterer den fysiske kartleggingen gjort ved snorkling. Hovedformålet med kartleggingen var å gjøre en vurdering av oppvekst- og gyteforhold for laks og sjøaure basert på vurderinger og oppmålinger av substratstørrelser, hulromkapasitet (skjul), elveklasser og mulige gyteområder. I tillegg var det søkelys på fysiske inngrep i elva som f.eks. terskler, forbygninger og fyllinger, og mangel på kantvegetasjon. For en nærmere beskrivelse av metode og gjennomføring, henvises det til Gabrielsen m.fl. 2021.



Figur 68. Oversikt over strekninger i Vossovassdraget som ble kartlagt i april 2020.

6.2 Resultater

Kartleggingen omfattet en elvestrekning på i alt 14,7 km. Bolstadelva er 3,4 km, Vosso er 9,2 km og i tillegg ble en strekning på 2,1 km fra Vangsvatnet og opp til samløpet mellom Strandaelva og Raundalselva kartlagt. Totalt utgjør dette et elveareal på 991 615 m², der Bolstadelva utgjør 236 721 m² (24 %), Vosso 607 195 m² (61 %) og strekningen oppstrøms Vangsvatnet 147 699 m² (15 %). Vannføringen målt på Bulken var ca. 23 m³/s og vannføringen målt ved Evangervatnet var ca. 48 m³/s under kartleggingen.

Fordeling av de enkelte elve-, substrat- og skjulklassene i hele Vossovassdraget, er gitt i **Figur 69**. De hydromorfologiske forskjellene mellom segmentene skyldes i stor grad ulike fallgradienter og tilgang til fluviale masser, som gir ulike elvetyper (Hauer & Pulg, 2018; Pulg m.fl. 2018). Bolstadelva er generelt brattere enn Vosso og har generelt en høyere andel strykpartier med mer blokk og skjul for ungfisk i elvebunnen. 87 % av elvebunnen i Bolstadelva består av stein og blokk, mens denne andelen i Vosso er 48 %. Videre har Vosso mye mer grus med et innslag på 32 % av totalarealet, mens i Bolstad er grusandelen på 12 %. Forskjellene i substratsammensetningen i elvebunnen fører til et bedre skjultilbud for ungfisk i Bolstadelva enn i Vosso. 50 % av arealet i Bolstad har mye skjul for ungfisk, mens tilsvarende i Vosso er 13 %.



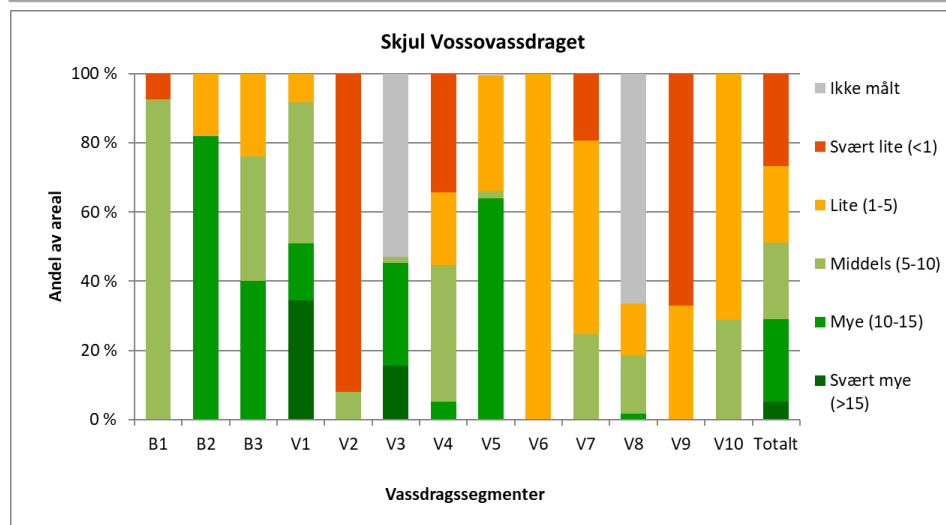
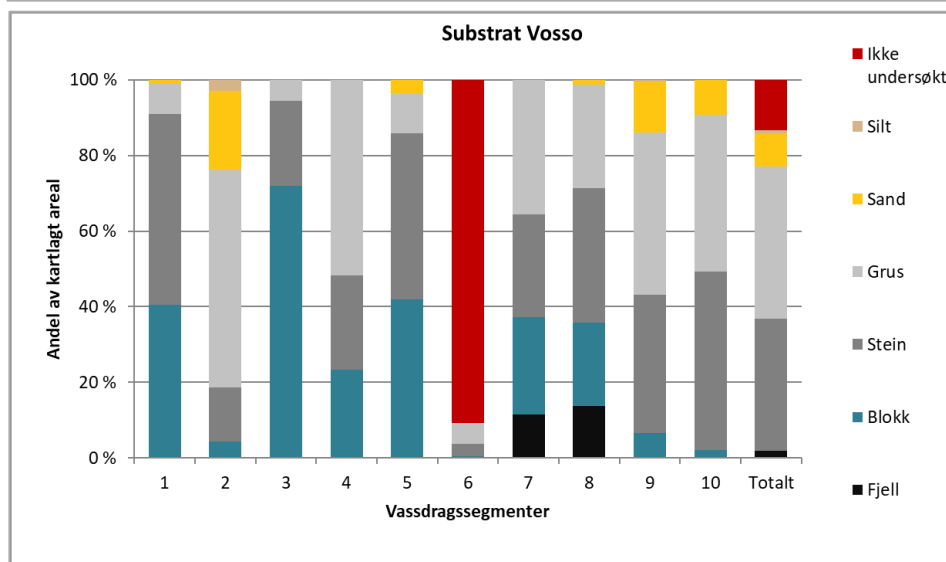
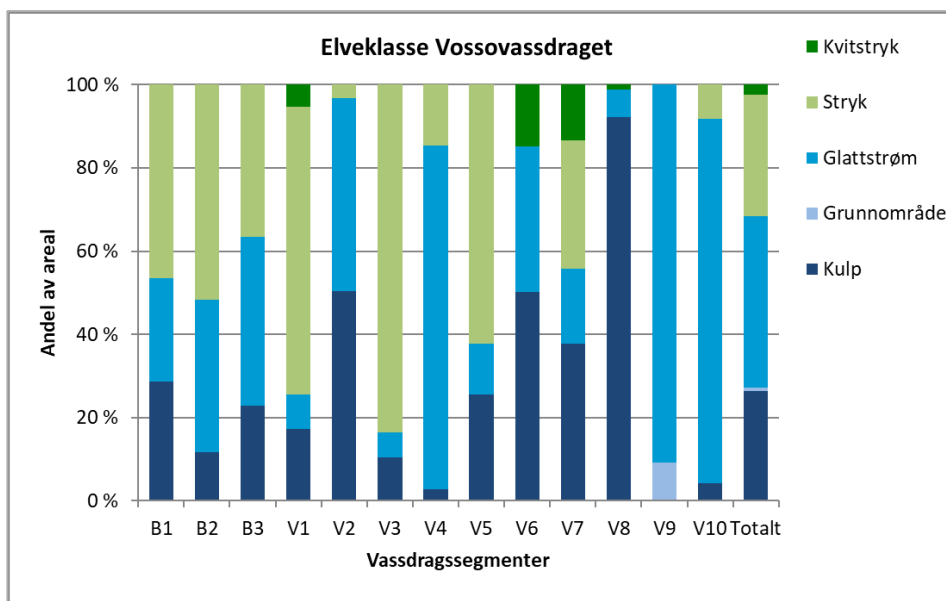
Bolstadelva er dominert av stryk og glattstrømpartier og noen store og stilleflytende høler.



Dronebildet viser et stort gyteområde som lysere flekker på elvebunnen hvor hunnfisken har gravd i grusen. Dette ble lokalisert på utløpet av Seimsvatnet i Vosso. Kartlegging i kombinasjon med fotografering av elva med en drone er viktig for fysisk beskrivelse av vassdrag.

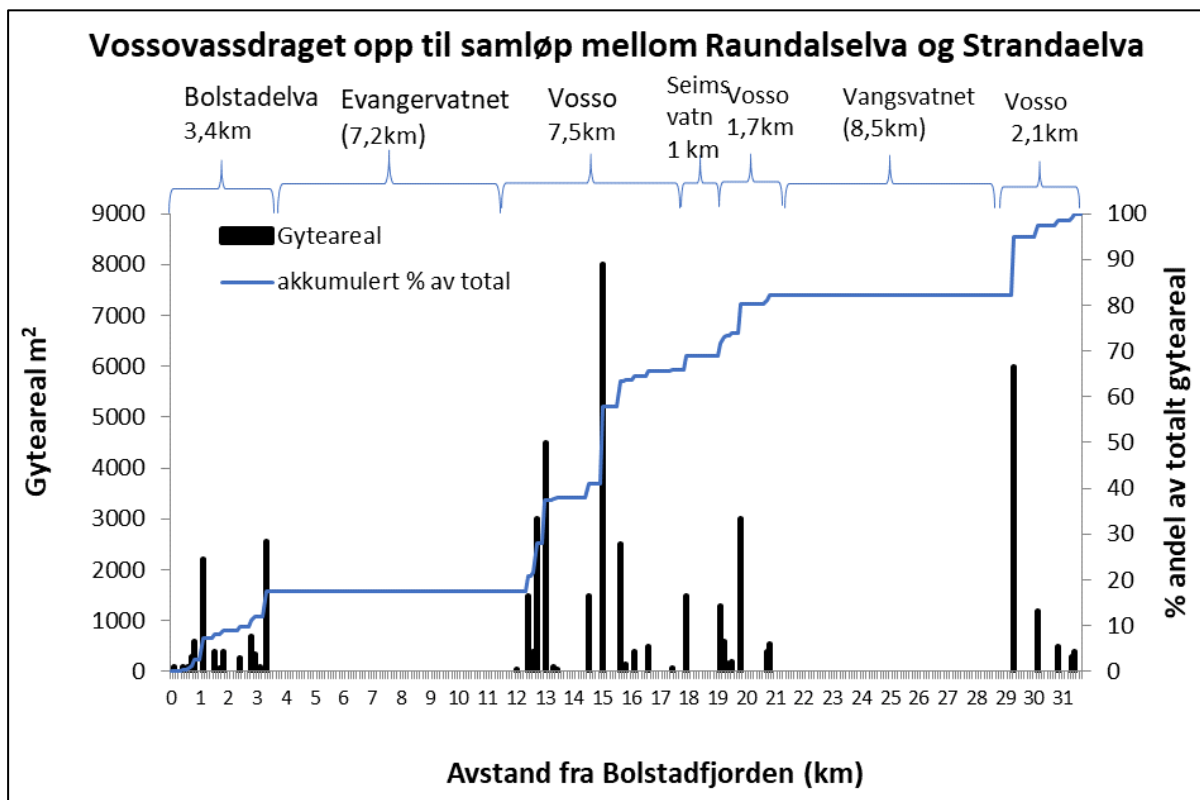


Bilde som viser gyteområde ved Geitle i Vosso på strekningen nedstrøms nnløpet fra Tverrelva.



Figur 69. Fordeling av ulike elve-, substrat- og skjulklasser basert på andelen de utgjør av elvearealet i de ulike segmentene i hele Vossovassdraget. B1-B3 er Bolstadelva, V1-V8 er Vosso, mens V9 og V10 er oppstrøms Vangsvatnet.

Arealer og fordeling av gyteområdene for hele Vossovassdraget illustrert som avstand fra utløp Bolstadfjorden er vist i **Figur 70**. Totalt registrert mengde gyteareal fra sjøen og opp til samløpet er ca. 47 000 m². Dette utgjør 4,8 % av totalt elveareal og tilsvarer en moderat mengde gyteareal (**Tabell 15**). Jevn fordeling av gyteområdene i hele vassdraget samt arealberegninger som viser at det er mye gytemuligheter i 56 % av totalt elveareal, moderat i 22 % og lite i 23 %, tilsier at det er mye gytemuligheter i Vossovassdraget. Tilgangen til gyting er derfor vurdert til ikke å være en flaskehals for fiskeproduksjonen i Vossovassdraget. Vurderingen styrkes av at det ble observert gyteområder i alle segment og at det trolig ligger flere spredte små gyteflekker i tillegg til våre observerte gyteområder.



Figur 70. Størrelse og fordeling av gyteområder i Vosso fra Bolstadfjorden til samløpet mellom Raundalselva og Strandaelva vist som areal og akkumulert andel av totalt gyteareal i de ulike vassdragsavsnittene.

Tabell 15. Oppsummering av arealer og vurdering av gyteforhold i hele Vossovassdraget. Kriteriene for vurderingen av «Moderat, Lite eller Mye» gytemuligheter er hentet fra Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag (Forseth & Harby 2013).

Segment	Totalt elveareal (m ²)	Kartlagt gyteareal (m ²)	Andel gyteareal (%)	Klassifisering av gytemuligheter
1 - Bolstad	59467	600	1,01	Moderat
2 – Bolstad	113761	3760	3,31	Mye
3 – Bolstad	63493	3900	6,14	Mye
1 – Vosso	70588	50	0,07	Lite
2 – Vosso	153884	9500	6,17	Mye
3 – Vosso	69235	50	0,07	Lite
4 – Vosso	77073	12080	15,67	Mye
5 – Vosso	58347	1050	1,80	Moderat
6 – Vosso	86364	1580	1,83	Lite
7 – Vosso	51437	2270	4,41	Mye
8 – Vosso	40267	3950	9,81	Moderat
9 – Vosso	93042	7200	7,74	Mye
10 – Vosso	54657	1200	2,20	Moderat
Totalt	991615	47190	4,76	Mye

Totalt registrert mengde gyteareal fra sjøen og opp til samløpet er ca. 47 000 m². Dette utgjør 4,8 % av totalt elveareal og tilsvarer en moderat mengde gyteareal. Fordeling av gyteområdene i hele vassdraget samt arealberegninger som viser at det er mye gytemuligheter i 56 % av totalt elveareal, moderat i 22 % og lite i 23 %, tilsier at det er mye gytemuligheter i Vossovassdraget (Gabrielsen m.fl. 2021). Tilgangen til gyting er derfor vurdert til ikke å være en flaskehals for fiskeproduksjonen i Vossovassdraget. Vurderingen styrkes av at det ble observert gyteområder i alle segment og at det trolig ligger flere spredte små gyteflekker i tillegg til våre observerte gyteområder.

Samlet sett viser kartleggingen at det forekommer gyting av laks i hele Vossovassdraget. Imidlertid er det flere steder lite hulrom i elvebunnen og dermed dårlige skjulforhold for eldre ungfisk i flere av de undersøkte områdene. Dypere områder (store dype høler) kan kanskje være en faktor som i seg selv virker som skjul for ungfisk (NORCE LFI, egne observasjoner). Betydningen av dette er usikker og vektlegges ikke i denne vurderingen. Analysen basert på den fysiske kartleggingen, tilsier at skjul er begrensende for fiskeproduksjonen i en del av segmentene, mens tilgangen til gytemuligheter er begrensende i noen få områder. En samlet vurdering tilsier at det er moderate produksjonsforhold med tanke på gyte- og skjulmuligheter i Vossovassdraget og at tilgangen til skjul trolig er den faktoren som påvirker produksjonen mest negativt.

Tabell 16. Klassifisering og kort beskrivelse av gyteforhold og skjul/habitat for parr, antatt potensial for smoltproduksjon og sannsynlig flaskehals for produksjon på de ulike segmentene i kartlagt del av Vossovassdraget.

Segment	Gytehabitat	Skjul og habitat for parr	Antatt potensial for smoltproduksjon	Sannsynlig flaskehals
1 - Bolstad	Moderat	Moderat	Moderat	Gyting + skjul
2 – Bolstad	Mye	Mye	Høy	Ingen
3 – Bolstad	Mye	Moderat	Høy	Skjul
1 – Vosso	Lite	Mye	Moderat	Gyting
2 – Vosso	Mye	Lite	Moderat	Skjul
3 – Vosso	Lite	Mye	Moderat	Gyting
4 – Vosso	Mye	Lite	Moderat	Skjul
5 – Vosso	Moderat	Mye	Høy	Gyte
6 – Vosso	Lite	Ikke målt	Lav	Gyting (skjul)
7 – Vosso	Mye	Lite	Moderat	Skjul
8 – Vosso	Moderat	Moderat	Moderat	Gyting + skjul
9 – Vosso	Mye	Lite	Moderat	Skjul
10 – Vosso	Moderat	Lite	Lav	Gyting + skjul

Av de totalt 13 segmentene kartlagt i Vossovassdraget, ble 3 kategorisert som å ha høyt potensial for smoltproduksjon (24 % av elvearealet), 8 segment hadde moderat (62 % av elvearealet) og 2 hadde lavt antatt potensial for smoltproduksjon (14 % av elvearealet). Basert på denne analysen og kunnskap fra andre vassdrag angående produksjonen av smolt, er smoltproduksjonen potensielt antatt å være fra 54 800 - 85 500 smolt. Dette gir en tetthet av laksesmolt fra 5,5 – 8,6 pr. 100 m² (Tabell 17). I Bolstadelva er produksjonen av smolt utfra samme forutsetninger anslått å variere fra 18 926 – 27 800 smolt, mens tilsvarende variasjon i Vosso nedstrøms Vangsvatnet er fra 30 103 – 48 038 smolt og Vosso oppstrøms Vangsvatnet fra 5 745 – 9 630 smolt. Basert på denne tilnærmingen blir det relativt sett produsert flest smolt pr. 100 m² i Bolstadelva (fra 8,0 til 11,7 smolt) og minst oppstrøms Vangsvatnet (fra 3,9 til 6,5 smolt). Tilsvarende er det antatt at smoltproduksjonen i Vosso varierer fra 5,0 til 7,9 pr. 100 m².

I dette anslaget er det ikke tatt høyde for at det også kan produseres smolt i innsjøene. Det er kjent fra tidligere at laksen også bruker innsjøene som leveområde i både Vossovassdraget og i flere andre laksevassdrag på Vestlandet. Selv om produksjonen av laks pr. arealenhet vil være lavere i innsjøene sammenliknet med elvestrekningene, utgjør Evangervatnet, Vangsvatnet og Seimsvatnet til sammen et så stort areal at de totalt sett kan utgjøre et betydelig bidrag til vassdragets produksjon av laksesmolt. I tillegg produseres det laksesmolt i Teigdalselva og delene av Strandaelva og Raundalselva som ikke er kartlagt (oppstrøms samløpet). Det er derfor rimelig å anta at det reelle potensialet for smoltproduksjon i hele Vossovassdraget er høyere enn 85 500 smolt.

Tabell 17. Antatt produksjon av laksesmolt basert på analysen av kvalitet (gyteområder og skjul) i de ulike segmentene på den kartlagte delen av Vossovassdraget. Rød farge på segment angir lav forventet smoltproduksjon som varierer fra 2 til 4 smolt pr. 100 m², oransje farge fra 5 til 8 smolt og grønn farge angir høy forventet smoltproduksjon fra 9 til 13 smolt pr. 100 m². I tillegg oppgis antall smolt pr. 100 m² for Bolstadelva, Vosso nedstrøms og oppstrøms Vangsvatnet.

Segment	Antall smolt (min – max)
Bolstad segment 1	2 973 – 4 757
Bolstad segment 2	10238 – 14 789
Bolstad segment 3	5 714 – 8 254
Sum Bolstad	18 926 – 27 800
Antall smolt pr. 100 m ²	8,0 – 11,7
Vosso Segment 1	3 529 – 5 647
Vosso Segment 2	7 694 – 12 311
Vosso Segment 3	3 462 – 5 539
Vosso Segment 4	3 854 – 6 166
Vosso Segment 5	5 251 – 7 585
Vosso Segment 6	1 727 – 3 455
Vosso Segment 7	2 572 – 4 115
Vosso Segment 8	2 013 – 3 221
Sum Vosso nedstrøms Vangsvatnet	30 103 – 48 038
Antall smolt pr. 100 m ²	5,0 – 7,9
Vosso Segment 9	4 652 – 7 443
Vosso Segment 10	1 093 – 2 185
Sum Vosso oppstrøms Vangsvatnet	5 745 – 9 630
Antall smolt pr. 100 m ²	3,9 – 6,5
Totalt	54 774 – 85 468
Antall smolt pr. 100 m ²	5,5 – 8,6

6.3 Forslag til habitattiltak for å øke fiskeproduksjonen

Siden 2012 er det gjennomført flere habitattiltak for å sikre eller bedre fiskeproduksjonen i Vossovassdraget, en nærmere beskrivelse av disse tiltakene er gitt i Gabrielsen m.fl. (2018). Restaurering av den viktige gyteplassen på Bulken ble gjennomført i 2014 med finansiering fra Voss kommune. I Vosso og i Bolstadelva er det gjennomført tiltak i for å ivareta fiskehabitatet i forbindelse med flomsikringen som ble gjennomført etter at storflommen den 28-29 oktober 2014 førte til skader på vei og bane. Og i Teigdalselva er det de senere år gjort avbøtende habitattiltak for å dempe de negative effektene av vassdragsreguleringen.

Basert på resultatene fra denne siste kartleggingen gjennomført i 2020 med analyser av flaskehals, finnes det flere nye tiltak som er aktuelle for å bedre forholdene for lakseproduksjonen i Vossovassdraget. Mangel på skjul i elvebunnen fremstår som den flaskehalsen som har mest negativ påvirkning på produksjonen av ungfisk i hele elva. Aktuelle tiltak for å bøte på dette er såkalt «ripping» av elvebunnen for å skape gyte- og skjulmuligheter og å legge ut stein- og blokkgrupper samt å danne strømsettere og ledebuner for å danne hydromorfologisk variasjon. «Ripping» er aktuelt å gjennomføre på Vassenden i Bolstadelva for å fjerne sedimentering og begroing.

Utlegg av stein og steingrupper er bl.a. aktuelt på nedre del av strekningen fra Voss sentrum og ned til Vangsvatnet. Det er mye gyteareal tilgjengelig på denne strekningen, men tilgangen til skjul for ungfisk er begrensende. Langsgående rekker med blokker og steiner ved elvekant, men også skråstilte ledebuner, vil trolig gi best effekt i form av økt fiskeproduksjon på denne strekningen.

Det gjøres oppmerksom på at tiltakene kan endre hydromorfologisk utforming av elva og dermed også endre det estetiske inntrykket man får av selve elva, samt at de kan påvirke erosjonen i elvekanten. Det er derfor viktig å ta stilling til i hvor stor grad en vil endre elva, før en utfører tiltak. En kan eksempelvis velge å utføre tiltak i dypere parti (mindre synlig) og der en allerede har inngrep i vassdraget, for eksempel langsmed forbygninger. Særlig i strekninger der elvekanten er plastret forventes betydelig økning av habitatkvalitet med ru steinlag og steingrupper i kantsonen. I flere av de undersøkte segmentene, er det lite skjul uten at vi foreslår habitattiltak. Årsaken til dette, er at vi har vurdert strekningen til å ha en naturlig hydromorfologisk tilstand uten nevneverdig påvirkninger fra mennesker, dvs. en elvetype med naturlig lavere fiskeproduksjon (Pulg m.fl. 2018). Vi anser dette for å være nær naturtilstanden uten menneskeskapt påvirkning og anbefaler av den grunn ikke å utforme habitattiltak her.

6.4 Referanser

Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerede laksevassdrag. NINA Temahefte 52. 90 s. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf>

Gabrielsen, S.-E., Pulg, U., Skår, B., Wiers, T., og B.T. Barlaup. 2018. Gjennomførte biotopjusteringer. Kapittel i: Barlaup, B.T. (2018). Redningsaksjonen for Vossolaksen. Framdriftsrapport per 2017. Uni Research, LFI rapport nr. 300.

Gabrielsen, S.-E., Barlaup, B. T., Skår, B. & Wiers, T. 2021. Habitatkartlegging av Vosso og Bolstadelva i 2020. NORCE. LFI Rapport nr. 423.

Hauer, C., & Pulg, U. (2018). The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition. *Catena*, 171, 83-98.

Pulg, U., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Velle, G., Gabrielsen, S. E., Stranzl, S., E. O. Espedal, G.B. Lehmann, T. Wiers, B. Skår., E.S. Normann, H.P. Fjellstad, F. Kroglund. 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. NORCE. LFI Rapport nr.

7 Gjenfangster av laks fra utsettinger av merket klekkerismolt i årene 2000-2020

Helge Skoglund, Bjørn T. Barlaup, Eirik Straume Normann, Tore Wiers og Knut Wiik Vollset
NORCE Klima og Miljø, LFI

7.1 Bakgrunn og hensikt

I perioden 2000 til 2020 har det blitt produsert ettårig smolt ved Voss klekkeri. Hensikten med smoltproduksjonen har både vært å gjennomføre utsettingsforsøk for å belyse forhold som kan forklare den uheldige bestandssituasjonen og å tjene som et kultiveringstiltak for å bygge opp gytebestanden. Smoltutsettingene har vært en sentral del av prosjektet, og har hatt spesielt fokus på å belyse eventuelle skadelige effekter av lakselus, og å identifisere hvorvidt det er unaturlig høy dødelighet i ulike deler av smoltens utvandningsrute. Smolten har blitt inndelt i forsøksgrupper der halvparten har blitt behandlet med fôr som beskytter mot lakselus (Slice®, samt substans EX), og den andre halvparten har fått vanlig fôr (kontrollgruppe). I tillegg har det blitt satt ut smolt direkte i vassdraget, og det er slept smolt i en transportkasse eller merd for utsett i indre og ytre deler av fjordsystemet.

Hensikten med dette kapittelet er å gi en oppsummering av de viktigste resultatene basert på gjenfangstene av de ulike smoltgruppene merket med CWT og PIT-merker i prosjektperioden. Det er fokus på hvordan overlevelsen for smolt er fra ulike år og slippsteder i tillegg til informasjon om feilvandring av merket laks til andre vassdrag. Resultatene med hensyn på forsøksgrupper som har vært behandlet mot lakselus er beskrevet i **kapittel 10**. En mer detaljert gjennomgang av resultater fra første del av perioden basert på snutemerket fisk er rapportert i Skoglund m.fl. (2018). Resultatene fra forsøkene har gitt grunnlag for en rekke internasjonale publikasjoner om hvordan laksen påvirkes av lakselus (Vollset m.fl. 2014; Vollset m.fl. 2016 a, b, Vollset m.fl. 2017 & 2019).

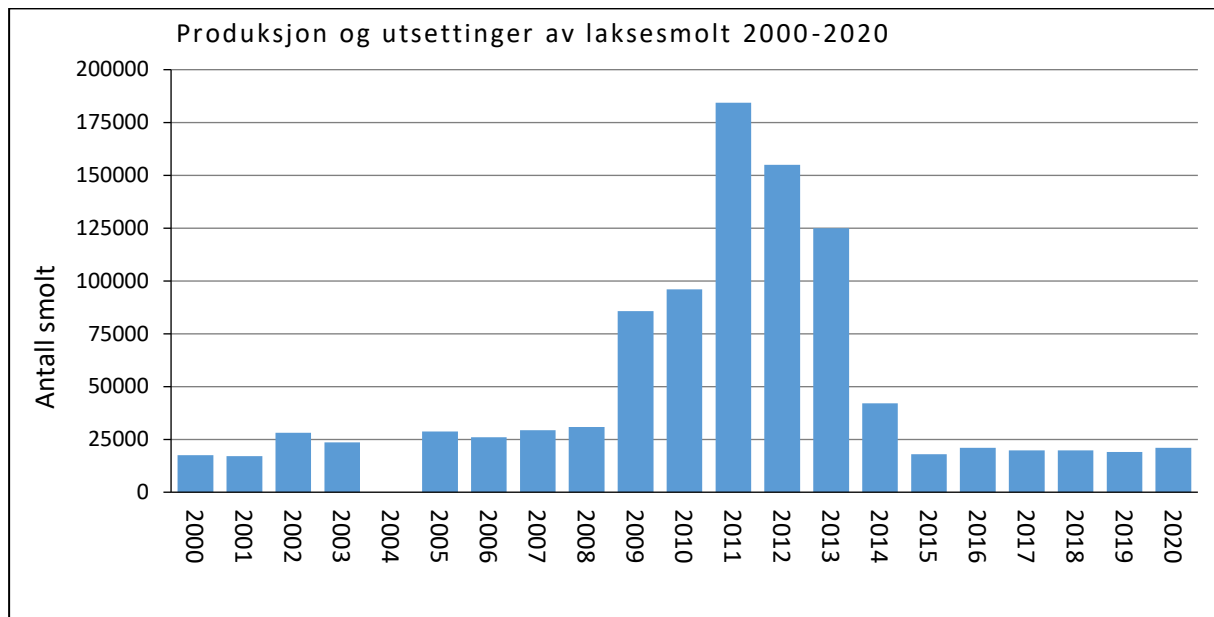
7.2 Materiale og metoder

7.2.1 Forsøksgrupper, merking og utsetting av smolt

For å styrke laksebestanden og for å gjennomføre forsøk basert på utsett av grupper med merket smolt er det produsert ettårig smolt ved Voss klekkeri i perioden 2000 til 2020. I første del av perioden fra 2000 til 2016 ble forsøksfisken merket med snutemerker (såkalte CWT-merker, coded wire tag) som deretter i perioden 2014 til 2020 ble erstattet med PIT-merker (Passive Integrated Transponder). Overgangen fra snutemerker til PIT-merker ble gjort gradvis og var viktig fordi PIT teknologien gjør det mulig å lese av merket med minimum håndtering av laksen i motsetning til bruk av snutemerkene som krever at fisken avlives for at merke skal kunne leses.

Totalt er det i perioden 2000-2020 produsert og satt ut ca. 1 million ettårig smolt (**Figur 71**). I dette antallet inngår i tillegg til smolt produsert ved Voss klekkeri smolt produsert ved merdanlegget i Evangervatnet i femårsperioden 2009-2013. Smoltproduksjonen i dette anlegget kom i stand etter initiativ fra oppdrettsnæringen gjennom Vossolaugget. Hensikten var å øke volumet av smolt som et kultiveringstiltak, for å sikre at en over flere år har en tilstrekkelig gytebestand av Vossolaks i vassdraget. Et utvalg av denne smolten er også blitt merket og inkludert som en del av forsøksgruppene for å vurdere sjøoverlevelse og for å sammenlikne sjøoverlevelse for smolt produsert hhv. i

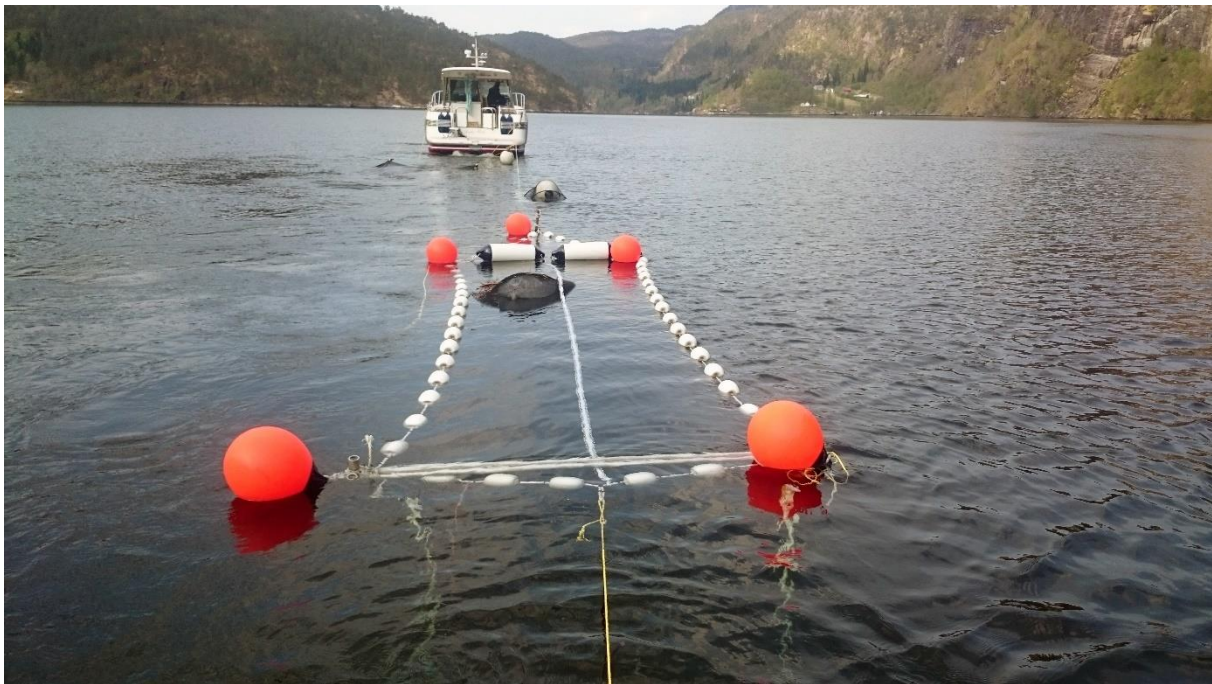
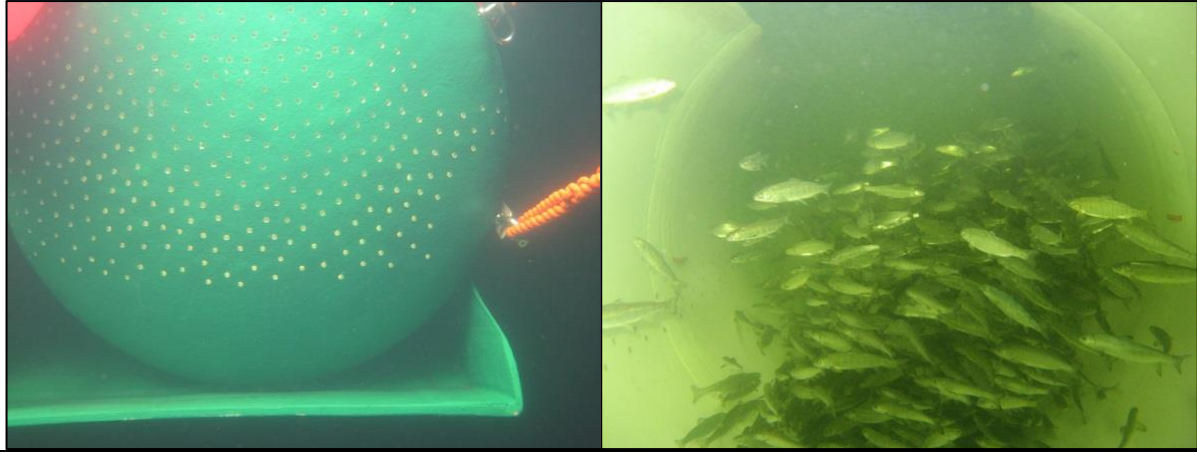
merdanlegget og ved Voss klekkeri, og for forsøksgrupper satt ut på ulike steder i utvandningsruta fra elv til kyst.



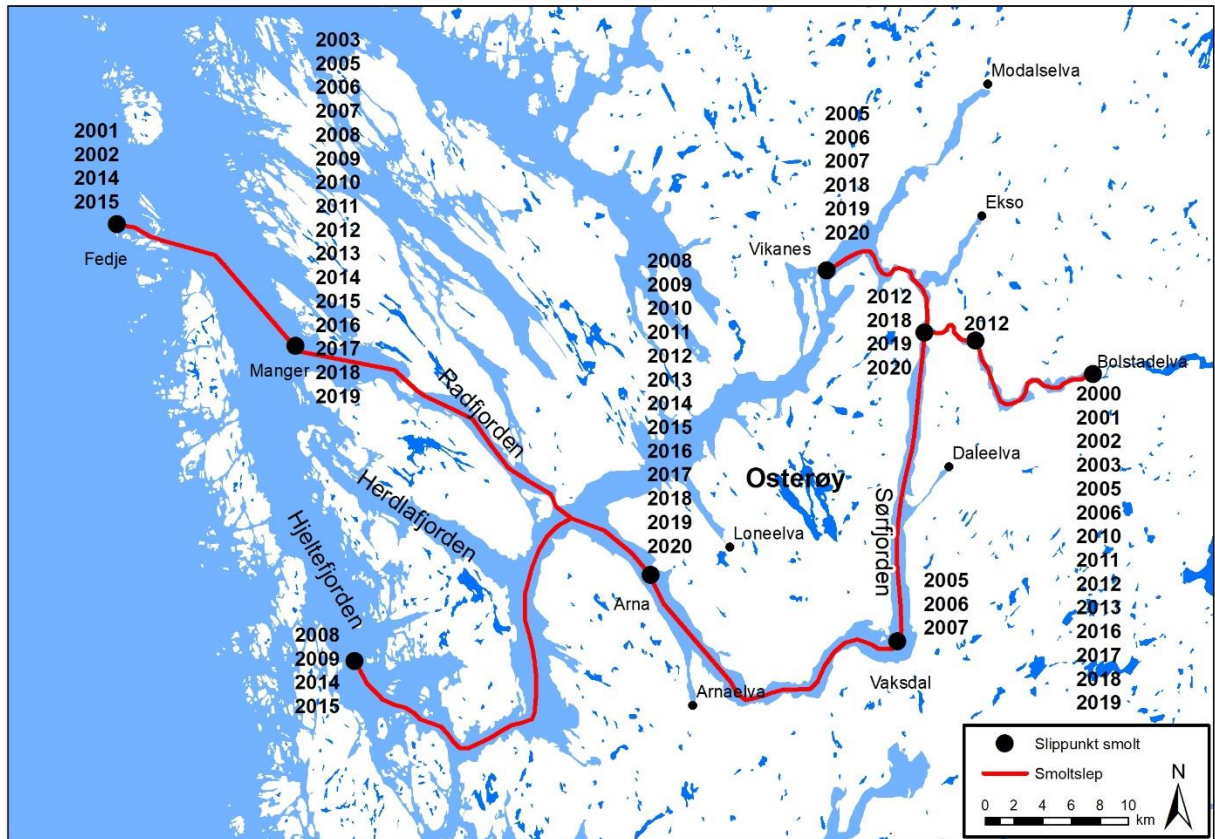
Figur 71. Antall Vossosmolt produsert ved Voss klekkeri og i merdanlegget i Evanger i perioden 2000-2020. Produksjon ved Voss klekkeri har pågått i alle år i hele perioden (med unntak av 2004), mens økningen av smoltproduksjonen i femårsperioden 2009-2013 skyldes at produksjonen ved klekkeriet ble supplert med produksjon av smolt i et merdanlegg i Evangervatnet.

I løpet av prosjektperioden har forsøksgrupper av smolt blitt sluppet i vassdraget, eller slept ut i en perforert tank eller merd og sluppet ut i de indre og ytre deler av fjordsystemet. I starten av prosjektperioden (2000-2003) ble størstedelen av smolten satt ut i vassdraget i Vosso (v/Flage og Geitle) og i Bolstadelva (v/Vassenden). Ved utsettingene ble smolten transportert i tank til utsettingsstedene og satt ut ved bruk av et rør koplet direkte til tanken og med avløp ut i elva, eller ved at tanken ble senket ned i elva. Etter at det ble registrert svært få gjenfangster av smolt satt i vassdraget ble etter hvert en større andel av smolten overført til slepene. Fra og med 2007 til og med 2020 har nær all smolt produsert ved Voss klekkeri blitt slept ut og sluppet i fjordsystemet. Utsetting i vassdraget har i denne perioden bestått av mindre forsøksgrupper med unntak av årene fra 2010 til 2012 da det ble satt ut større grupper av smolt produsert i merdanlegget i Evangervatnet.

Ved sleping har smolten først blitt fraktet fra Voss klekkeri i en tankbil bygget for smolttransport, og deretter overført med rør til en slepetank (fram til og med 2016) eller til en merd (2017-2020) ved kaien på Bolstad (se bilde). Før selve slepet har smolten stått i tanken ved Bolstad i om lag 12-24 timer før tilvenning og eventuell pregning. Smolten har deretter blitt slept etter en båt og sluppet på ulike steder langs utvandningsruta for villsmolten. Slepene til de ytre fjordområdene ved Manger har normalt tatt mellom 12 og 15 timer. I 2001 og 2002 ble smolten slept ut til kysten og sluppet mellom Øygarden og Fedje men fra og med 2003 har den ytterste utsettingslokaliteten vært ved Manger utenfor Radfjorden. Fra 2005 har det i tillegg blitt sluppet smolt flere steder i de indre fjordene rundt Osterøy. I **Figur 72** er det gitt en oversikt over rute for slep og slippunkter for smolt de ulike år.



Bildene øverst viser den perforerte slepetanken benyttet i første del av prosjektet. Fra 2017 gikk en over til å bruke en 3,35*3,35*10 m slepemerid med 7 mm maskevidde (nederste bilde). Smolten ble holdt i tank/merid i ca.12-24 timer ved utløpet av Bolstadelva før de ble slept ut fjordene.



Figur 72. Kart med oversikt over rute for slep, og utsettingslokaliteter for smolt i de ulike årene.

7.2.2 Gjenfangster av forsøksfisk

Etter at laksesmolten har forlatt Vossovassdraget vil den normalt være i sjøen fra ett til tre år før den søker tilbake til vassdraget for å gyte og dette gjelder også for forsøkssmolten. Ved gjenfangst vil en ikke registrere all merket fisk som vandrer tilbake og gjenfangstprosenten må derfor sees på som et minimumsestimat. Likevel er det rimelig å anta at gjenfangstprosenten gir et relativt mål som kan brukes til å sammenlikne sjøoverlevelse mellom de ulike forsøksgruppene.

Gjenfangstene er basert på at all laks i fangstene på registreringsfiske med sittenot og kilenot i fjorden, samt stamfiske/registreringsfiske i vassdraget, blir undersøkt med en merkedetektor for å identifisere merket fisk. I første del av perioden, da det ble brukt snutemerker var det nødvendig å avlive laksen for å lese av merket. Etter at en gikk over til bruk av PIT-merke leses merket elektronisk og laksen kan deretter bli satt tilbake til fjord/elv. I tillegg blir tilbakevandret PIT-merket laks registrert på egne PIT antenner i Vossovassdraget, Daleelva, Arnaelva og Modalselva. Data fra disse antennene sammen med data fra PIT-merke detektert under fiske i fjord eller elv blir lagt til grunn for å bestemme gjenfangstprosenten for den enkelte forsøksgruppe. Imidlertid vil ikke all tilbakevandret laks som er PIT-merket bli registrert ved nevnte metodikk og de registrerte gjenfangstene vil som nevnt være et minimumsestimat.

7.3 Resultat og diskusjon

7.3.1 Gjenfangster fra forsøksgrupper merket med snutemerker i årene 2000-2016

Resultat av forsøkene ved bruk av snutemerker i perioden 2000-2016

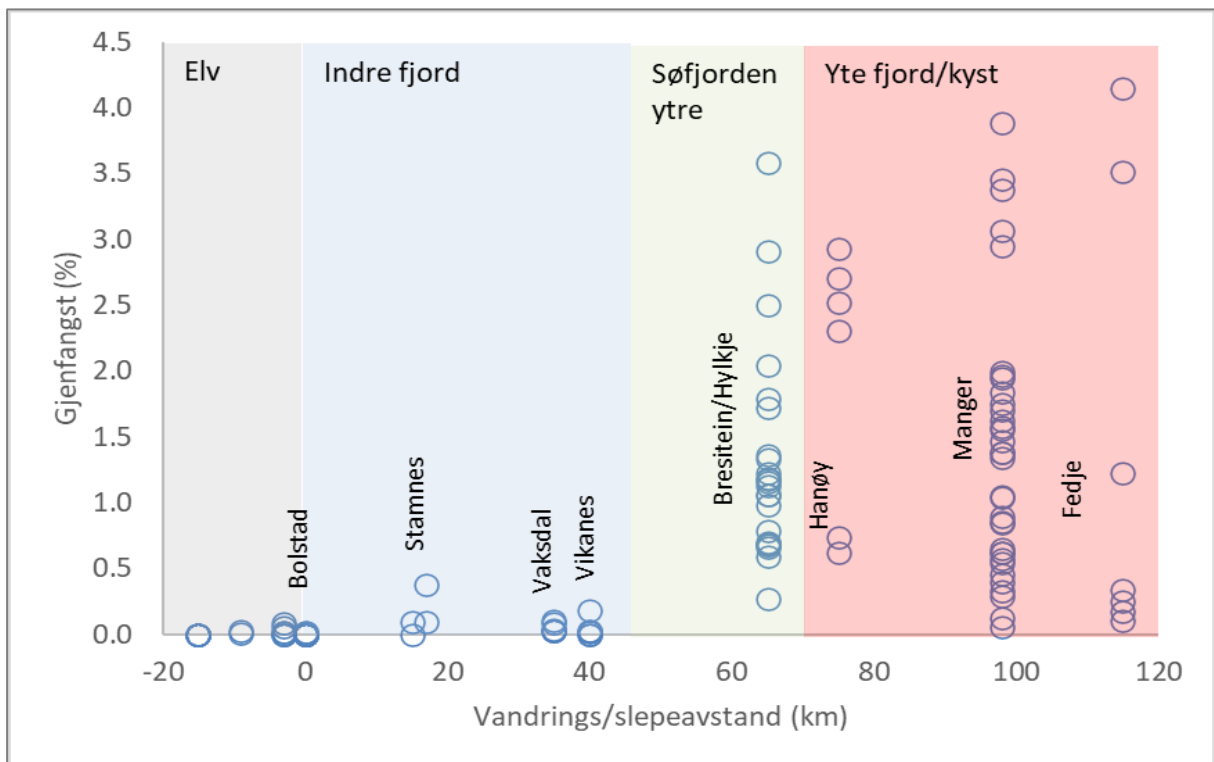
I perioden 2000 – 2017 er totalt 523 592 smolt merket med snutemerker (Coded wire tag) og satt ut i ulike deler av utvandningsruta. Av disse er totalt 4689 dvs. 0,90 % registrert som gjenfangster av tilbakevandrende gytelaks. Et gjennomgående resultat i denne perioden er at en har fått svært få gjenfangster av smolt som er satt ut i vassdraget. Kun 14 gjenfangster har så langt blitt registrert fra totalt 128 725 smolt som har vært satt ut i vassdraget, dvs. 0,01%. Gjenfangstene er betydelig bedre for smolt som har blitt slept ut og satt i de ytre fjordområder og det er en tydelig gradient med økende overlevelse med utsett fra elv til kyst (

Figur 73). Det er dermed også svært få gjenfangster av smolt som ble slept og satt ut i indre deler av fjordene (dvs. Stamnes, Sørfjorden v/Vaksdal og Osterfjorden v/Vikanes). Imidlertid er gjenfangstprosenten av smolt som har blitt slept lenger ut i fjorden og sluppet i Sørfjorden ved Arna/Breistein fra og med 2008 på tilnærmet samme nivå som smolt satt lenger ute mot kysten v Toska/Manger. Dette til tross at disse kun har blitt sluppet om lag 25 km lenger ut i fjordsystemet enn smolt som har vært satt ut ved Vaksdal i årene i forkant.

Antall gjenfangster har økt gjennom undersøkelsesperioden, noe som skyldes både at antall smolt som har blitt satt ut har økt, at smoltkvaliteten trolig har blitt bedre, og at sjøoverlevelsen har blitt noe bedre i de siste årene dvs. fra og med 2011. En betydelig del av variasjonene i gjenfangst fra samme utsettingslokaliteter mellom år (**Tabell 18**) synes å gjenspeile variasjon i overlevelsesforhold i havet. Dette er særlig markert for smolten som vandret ut i 2009, som skiller seg positivt ut ved å ha spesielt god sjøoverlevelse. Gjenfangstene fra utsettinger dette året utgjør alene om lag 25 % av alle gjenfangster så langt i forsøksperioden. En relativt god sjøoverlevelse fra denne smoltårsklassen ga også et betydelig økt innsig av mellomlaks i en rekke elver på Vest- og Sørlandet i 2011 (Anon. 2012, Skoglund m. fl. 2018). Generelt er sjøoverlevelsen i den tidligere delen av undersøkelsesperioden på et historisk lavmål, og registreringer fra en rekke indeksvassdrag tilsier at sjøoverlevelsen i årene 2006-2008 har vært spesielt lav (Anon. 2012). Smoltutsettingene i 2006 ga også den laveste gjenfangsten av smolt i perioden (**Tabell 18** Error! Reference source not found.). Et annet forhold som kan ha bidratt til lav sjøoverlevelse dette året er avvikende smoltkvalitet siden det ble målt relativt lave verdier av Na/K-ATPase (ca. 4) før og under slepet (Bjerknes m.fl. 2008).

Tabell 18. Oversikt antall med CWT-merket smolt satt ut i årene 2000-2017 i Vossovasdraget og etter slep til ulike deler av utvandningsruta. Tallene kan inkludere flere forsøksgrupper (behandlet/kontroll), sliptidspunkt og slippsteder innenfor samme fjordområde.

Slippår	Vossovasdraget			Indre fjord			Sørfjorden ytre			Ytre fjord/kyst		
	Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst	
		N	%		N	%		N	%		N	%
2000	17 480	1	0.01									
2001	11 495	0	0							5 580	8	0.14
2002	18 800	1	0.01							9 400	28	0.30
2003	15 450	0	0							8 125	71	0.87
2004												
2005	7 000	0	0	14 103	6	0.04				7 834	47	0.60
2006	6 500	0	0	13 000	2	0.02				6 500	6	0.09
2007				19 600	17	0.09				9 930	87	0.88
2008							8 951	65	0.73	21 194	146	0.69
2009							12 650	378	2.99	22 000	684	3.11
2010	7 000	3	0.04				14 000	141	1.01	14 000	242	1.73
2011	20 000	4	0.02				22 200	262	1.18	22 200	225	1.01
2012	10 000	4	0.04	10 000	24	0.24	22 000	231	1.05	22 000	381	1.73
2013	15 000	1	0.01	10 000	5	0.05	10 000	69	0.69	10 000	43	0.43
2014							96 00	184	1.92	30 000	949	3.16
2015							90 00	113	1.26	9 000	141	1.57
2016										11 000	52	0.47
2017										11 000	68	0.62
Totalt	128 725	14	0.01	66 703	54	0,09	108 401	1443	1.33	219 763	3178	1.45



Figur 73. Prosentandel av laks gjenfanget fra ulike slippgrupper av smolt satt ut ved ulike utsettingslokaliteter med hensyn til avstand fra elvemunningen av Bolstadelva (0 km) og utover mot kysten.

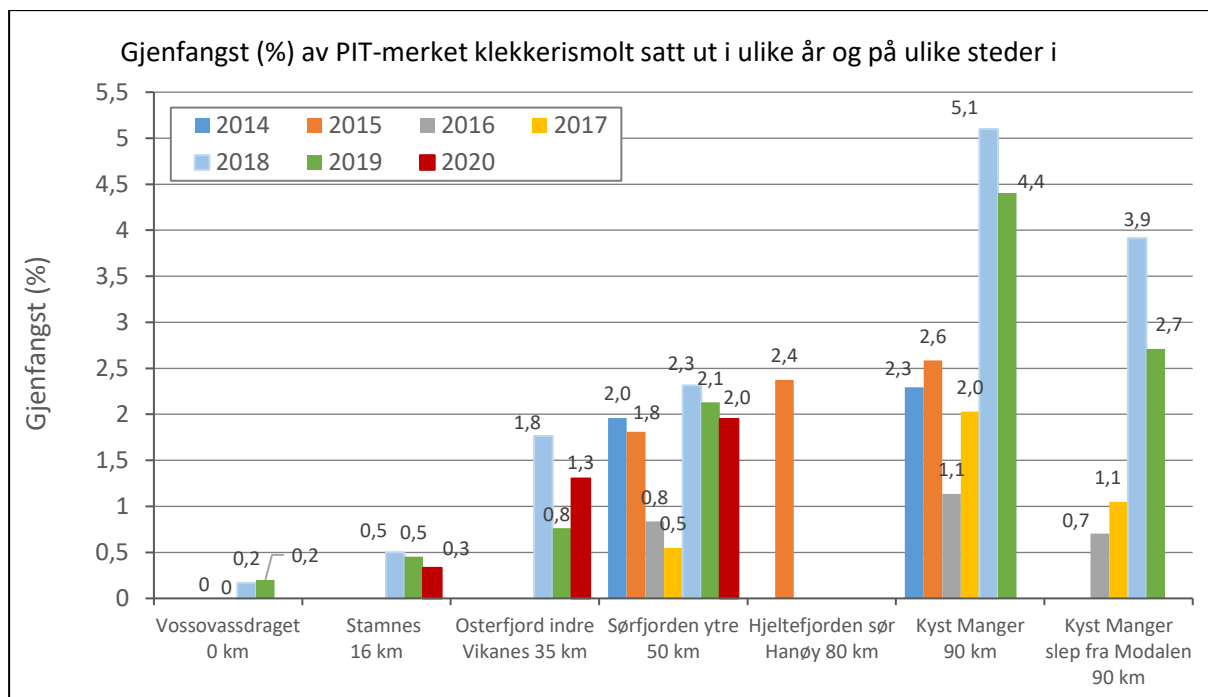
7.3.2 Gjenfangster fra forsøksgrupper merket med PIT merker i årene 2014-2020

En oversikt over gjenfangster fra de PIT-merkede smoltgruppene satt ut i perioden 2014 til 2020 viser en klar gradient med svært lav overlevelse for smolt satt i Vossovassdraget og deretter en gradvis økning i overlevelse jo lenger ut i fjordsystemet fisken settes langs aksene Stamnes-Vikanes- ytre del av Sørfjorden og ut til kysten ved Manger som vist i **Tabell 19** og **Figur 74**. Dette er mye det samme mønsteret en fikk ved bruk av snutemerket smolt i den foregående perioden fra år 2000. I datasettet ser en også en betydelig mellomårsvariasjon i gjenfangstene med de generelt høyeste gjenfangstene for utsettinger gjort i 2018 og 2019. Gjenfangstene fra 2020 ser også ut til å være på et høyt nivå gitt at de foreløpig bare er representert ved gjenfangster av ensjøvinter laks. Derimot var gjenfangstene fra gruppene satt i 2016 og 2017 betydelig lavere. Disse relative forskjellene i gjenfangster mellom gruppene skyldes trolig i hovedsak ulike forhold for sjøoverlevelse, men mellomårsvariasjon i smoltkvalitet eller i forhold for gjenfangst dvs. ulik fangsteffektivitet for kilenøtter eller PIT-antennar kan ha bidratt til resultatet.

Tabell 19. Forsøksgrupper med PIT-merket smolt satt ut i årene 2014 til 2020 med opplysninger om antall smolt satt ut, slippsted og gjenfangster for den enkelte gruppe. Hver gruppe består av smolt sluppet på et eller to tidspunkt i løpet av smoltutvandringen.

Slippår	Vossovassdraget			Stamnes			Vikanes			Sørfjorden-ytre del			Kyst v/Manger		
	Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst		Antall smolt	Gjenfangst	
		N	%		N	%		N	%		N	%		N	%
2014										1990	39	1,96	3486	81	2,32
2015										5634	102	1,81	7701	199	2,58
2016	1191	0	0							11118	93	0,84	8548	96	1,12
2017	1192	0	0							11117	61	0,55	8539	173	2,03
2018	1180	2	0,17	5999	30	0,50	3002	53	1,77	6007	139	2,31	6001	306	5,10
2019	1992	2	0,15	5392	25	0,46	2494	19	0,76	5396	114	2,11	5394	238	4,41
2020				2999	10	0,33	5994	78	1,30	11988	234	1,95			
Gjennomsnitt:			0,08			0,43			1,28			1,65			2,93

Et viktig spørsmål er om mønsteret i overlevelse for forsøkssmolten er direkte overførbart til naturlig utvandrende smolt. Erfaringer fra andre kultiveringsprosjekter tilsier at settesmolt satt direkte i vassdraget ofte er utsatt for betydelig høyere dødelighet enn naturlig rekruttert villsmolt (Finstad & Jonsson 2001, Jensen m.fl. 2011). Generelt vil kultiveringsbakgrunnen føre til at settefisken har en avvikende atferd i forhold til naturlig rekruttert villfisk (Jonsson & Jonsson 2006). I tillegg vil forskjeller i fysiologi og smoltutvikling kunne føre til at settesmolt har en avvikende utvandringssatferd og lavere overlevelse enn naturlig rekruttert smolt (Björnsson m.fl. 2011) og dette er også funnet for klekkerismolt satt ut i Vossovassdraget (Barlaup m.fl. 2018). Det er derfor sannsynlig at smolten som har blitt satt ut i ferskvann eller i brakkvann i de indre fjordområdene har en mer avvikende atferd enn smolt som blir slept og satt direkte i vann med betydelig høyere salinitet lenger ut i fjordsystemet. Årsaker til variasjon i gjenfangster i forhold til ulike slippsteder, tid og behandling mot lakselus og forekomst av lus i utvandringssruta er behandlet i **kapittel 10**. Tilsvarende er mulige effekter av aluminium i ferskvann og brakkvann beskrevet i **kapittel 11**. I tillegg har målinger av Na/K-ATPase-aktivitet i gjeller vist at smolten trolig ikke har vært tilstrekkelig smoltifisert ved utsetting i flere av årene tidlig i prosjektet (Bjerknes m.fl. 2008).

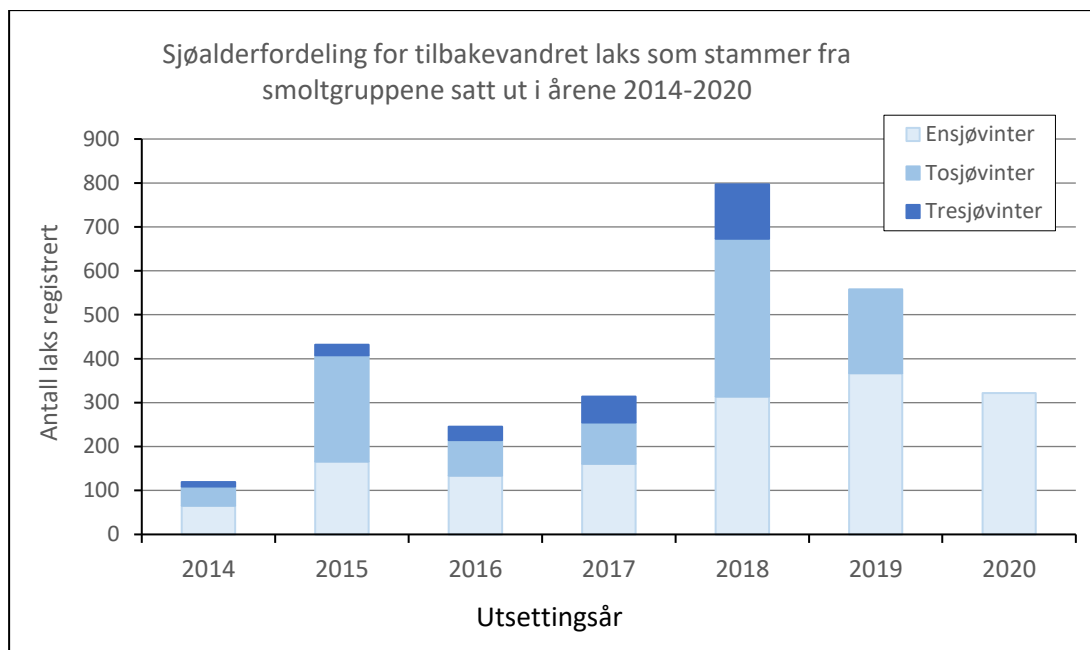


Figur 74. Gjenfangst av forsøksgruppene med PIT-merket klekkerismolt satt i en gradient fra Vossovassdraget og ut fjordene mot kysten ved Manger i årene 2014 til 2020. Helt til høyre vises resultatene fra fire slep med klekkerismolt som er slept fra Modalselva og ut til kysten ved Manger.

7.3.3 Sjøalder hos gjenfanget laks

Et særtrekk ved Vossolaksen før bestandsnedgangen var at en spesielt stor andel av bestanden oppholdt seg tre år eller mer i sjøen, og dermed oppnådde en stor størrelse før den vandret tilbake til vassdraget for å gyte. Tilbakevandrende laks fra smoltforsøkene basert på snutemerket laks har variert til dels mye i sjøalder ved tilbakevandring i løpet av prosjektperioden (Skoglund m.fl., 2018). For smolt som ble satt ut i årene 2001-2003 ble majoriteten gjenfanget som tert, dvs. etter å ha tilbrakt ett år i sjøen. Kun 6-16 % av gjenfangstene fra disse smoltårgangene kom tilbake som storlaks og hadde tilbrakt tre år eller mer i sjøen. Fra 2005 og senere synes det å skje et skifte i sjøalderfordelingen ved at en større andel tilbringer to år eller mer i sjøen. En tilsvarende økning i sjøalder synes å være en trend i mange andre norske laksevassdrag i denne perioden (Anon. 2012). Blant smolt satt ut i 2008 ble hele 57 % gjenfanget etter å ha tilbrakt 3 år eller mer i sjøen. Fra og med 2010 har innslaget av smolt som vender tilbake som ensjøvinter fisk igjen økt, men majoriteten av gjenfangstene har fortsatt vært to eller tre vintre i havet (jmf. Skoglund m.fl., 2018). Blant gjenfangstene fra smolten som ble CWT-merket og satt ut i perioden 2000-2017 ble totalt 31 % gjenfanget som ensjøvinter laks, 48 % som tosjøvinter mens om lag 20 % ble gjenfanget etter tre år eller mer i sjøen.

Sjøalderfordeling for laks som stammer fra forsøksgruppene med PIT-merket klekkerismolt i 2014 til 2020 er gitt i **Figur 75**. For årsklassene 2014 til 2018 er det til sammen registrert 1907 tilbakevandret laks og av disse var 44% ensjøvinter (variasjon innen år fra 38-54 %), 43 % tosjøvinter (variasjon innen år fra 29 til 55 %) og 13 % tresjøvinter (variasjon mellom år fra 6-19 %). For årsklassene 2019 og 2020 er ikke gjenfangstene fullstendige ved rapporteringstidspunktet.



Figur 75. Sjøalder ved gjenfangst fra utsetningsforsøk med smolt, vist som antall gjenfanget laks satt ut i årene 2014 til 2020. Fangstregistreringen går bare fram til 2020 så for smoltårsklassene 2019 og 2020 vil det komme inn flere gjenfangster de kommende årene.

7.3.4 Feilvandring av PIT-merket laks slept ut i slepetank eller not

Feilvandring er en uønsket sideeffekt ved utsetting av klekkerismolt. I den tidligere fasen av prosjektet ble det funnet at påfallende mange snutemerket laks fra smoltslepene feilvandret til Arnaelva (Skoglund m.fl. 2019). I årene 2010 -2017 ble det i samarbeid med Arna Sportsfiskarlag samlet inn snutemerker fra fettfinneklippet laks både fra sportsfiske og ved stamfiske/registreringsfiske etter fiskesesongen. Basert på registreringer av fettfinneklippet laks i fangster og fra observasjoner ved gytefisktelling ble det estimert at fettfinneklippet laks utgjorde mellom 21-46 % av innsiget av laks til Arnaelven i årene 2010-2017. Som følge av et rettet uttak ble andelen av fettfinneklippet laks som var igjen i gytebestanden redusert, men innslaget av fettfinneklippet fisk var likevel betydelig i flere av årene. Et forhold som kan ha ført til en overestimering av feilvandringen var at en betydelig andel av den fettfinneklippede laksen ble fanget i utløpsområdet i Arnavaågen. Det er godt mulig mange av disse ikke hadde vandret opp i Arnaelva men vandret videre i fjordsystemet. I tillegg kan det også være at en del av den fettfinneklippede laksen som ble tatt under sportsfiske i elven også ville vandret videre og ikke gytt i Arnaelva. Dette kan dermed ha bidratt til en kunstig høy andel fettfinneklippet laks i fangstene i Arnaelva som ikke er direkte overførbare til gytebestanden. Likevel viste registreringene av gytefisk at det uansett var et betydelig antall fettfinneklippet laks som oppholdt seg i elven helt frem til gytesesongen.

Med bakgrunn i den høye feilvandringen ble det besluttet å ikke lenger slepe smolten i den perforerte slepetanken, men i stedet benytte en slepemerd med 7 mm maskevidde. En liknende åpen merd var da allerede i bruk for å slepe smolt fra Daleelva i regi av Havforskningsinstituttet. Gjenfangstene av laks som var slept i merd fra Dale viste også feilvandring, men ikke i like stor grad som det en fant for Vossoslepene hvor en benyttet slepetanken.

Da forsøkssmolten fra Vosso ble merket med PIT-merker fra og med 2014 ble gjenfangstene registrert på antennenettverket i Vosso og i naboelvene Arna, Daleelva, Ekso og Modalseelva. I tillegg ble det registrert merker fra andre elver hvor det var pit antenner i perioden dvs. Årøyelva, Eio, Suldal og

Årdalselva. Elven hvor den tilbakevandrede laksen sist ble registret på en antenne ble i analysen satt som elven laksen vandret tilbake til.

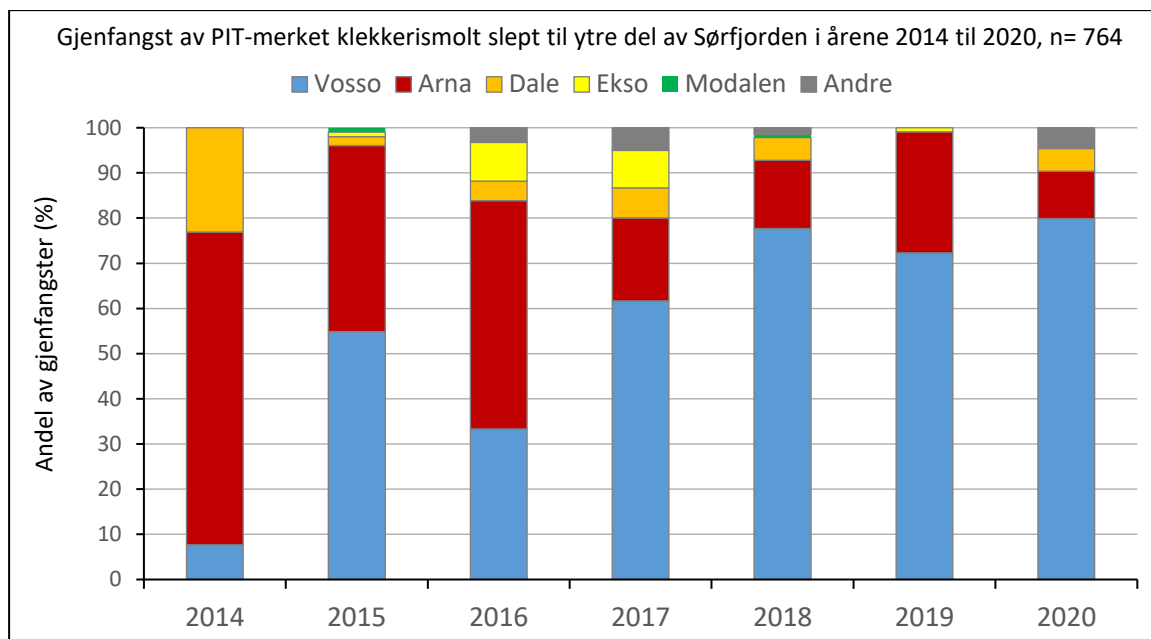
Til tross for at fangbarheten til antennene i de ulike elvene vil variere en del mellom elver og år, er det likevel rimelig å anta at registreringene fanger opp hovedmønsteret når det gjelder forekomst av feilvandring. Men det er viktig å være klar over at det både vil være fisk som vandrer opp utenom antennene og det vil være fisk som feilvandrer opp i elver hvor det ikke er antenner. Dette gjør at antallet registrert på antennene vil være et minimumsmål for det totale antallet laks som vandrer tilbake etter sjøoppholdet. Videre er det mulig at laks som er registrert på en antenne f.eks. i Arnaelva i september senere vandrer ut av Arnaelva for å gyte i Vosso uten at dette blir fanget opp av antennene, et slikt forløp vil bidra til å overestimere forekomsten av feilvandring.

De første årene fra 2014 til 2016 ble den PIT-merkede smolten slept i slepetanken, men fra og med 2017 ble den slept i den åpne merden. Etter dette skifte i slepemetodikk ble det registret en markert og vedvarende reduksjon i feilvandringen (**Figur 76** og **Figur 77**). For smolt som ble slept i tank til ytre del av Sørfjorden, dvs. i årene 2014 til 2016, ble det registrert en feilvandring på 62 % dvs. bare 90 av 234 tilbakevandrede laks ble registrert på antennene i Vosso. Etter overgang til bruk av merd i årene 2017-2020 ble feilvandringen redusert til 24 % dvs. 401 av 530 laks ble registrert tilbake i Vosso. For slepen som gikk ut til kysten ved Manger var trenden den samme dvs. feilvandringen ble tilsvarende redusert fra 72 % til 27 %, dvs. 102 av 375 tilbakevandrede laks registrert tilbake til Vosso i årene 2014-2016 mot 517 av 712 i årene 2017-2019. Årsaken til den reduserte feilvandringen er trolig at forholdene i merden avviker mindre fra forholdene under naturlig utvandring sammenliknet med forholdene i slepetanken. Smolten i merden vil dermed i større grad bli eksponert for omgivelsesfaktorer som er viktig for pregning og senere tilbakevandring til riktig elv.

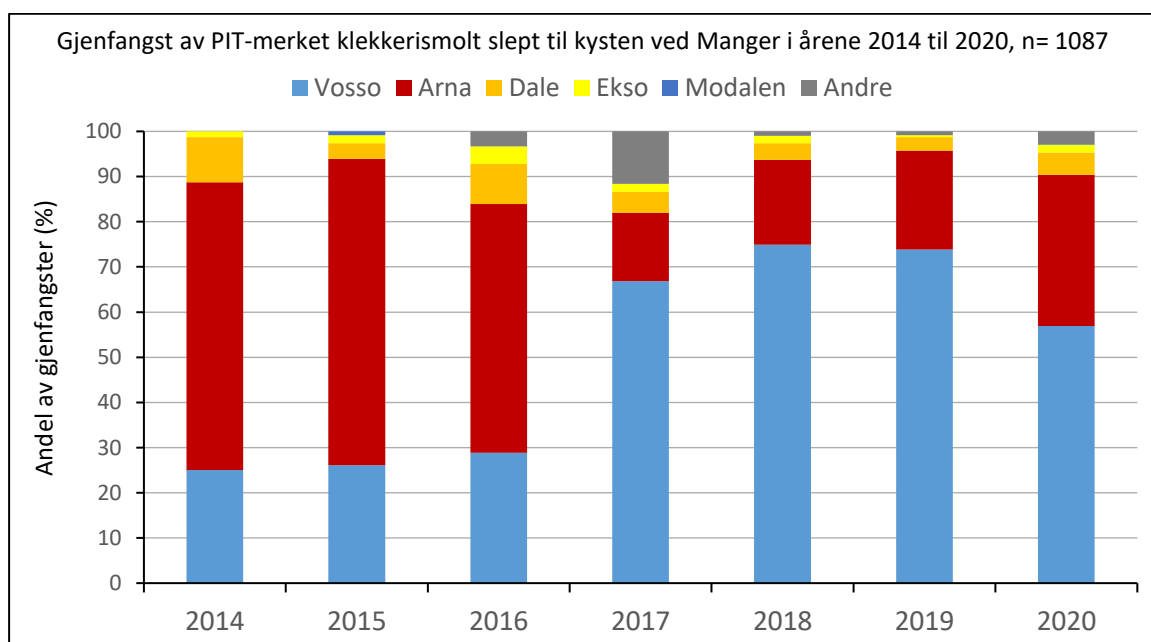
Resultatene viser også at påfallende mange laks fra slippene vandret opp i Arnaelva. Da slepetanken ble benyttet, i årene 2014 til 2016, var det totalt 50% av laksen fra slippene i Ytre Sørfjorden som vandret opp i Arnaelva, mens tilsvarende tall for slippene lengre ut, ved kysten ved Manger, var 60%. I den etterfølgende perioden 2017-2019, da slepemerden ble benyttet, ble disse tallene redusert til hhv. 16% for slippene i Ytre Sørfjorden og 19 % for slippene ved Manger.

Den påfallende høye feilvandringen til Arnaelva ble bemerket fra og med 2010 og det ble iverksatte tiltak i form av utfisking av feilvandret laks som kunne gjenkjennes ved at alle var fettfinneklipt, og det ble besluttet å gå over til å bruke merd for å slepe ut smolten fra Vosso (Skoglund m.fl. 2018). Som det framgår av resultatene beskrevet her var overgang til åpen merd et effektivt tiltak for å redusere feilvandringen til Arnaelva.

I motsetning til Arnaelva ble det i hele perioden fra 2010 til 2020 registret mye mindre feilvandring fra slepene til de andre i naboelvene til Vosso som Daleelva og Ekso (Skoglund m.fl. 2018, **Figur 76** og **Figur 77**). Om en utelukker Arnaelva ville derfor den registret feilvandringen for samtlige slep i de to periodene bli redusert til 27 % i årene 2014-2016 og 10% i årene 2017-2020. Det er derfor klart at tilbakevandrede laks fra slepene har en mye større sannsynlighet for å feilvandre opp i Arnaelva sammenliknet med naboelvene, men hvorfor Arnaelva tiltrekker seg så mange av laksene er et uavklart spørsmål.



Figur 76. Gjenfangster av PIT-merket klekkerismolt slept fra Vosso til ytre del av Sør fjorden fordelt på hvilken elv den ble registret gjenfanget.

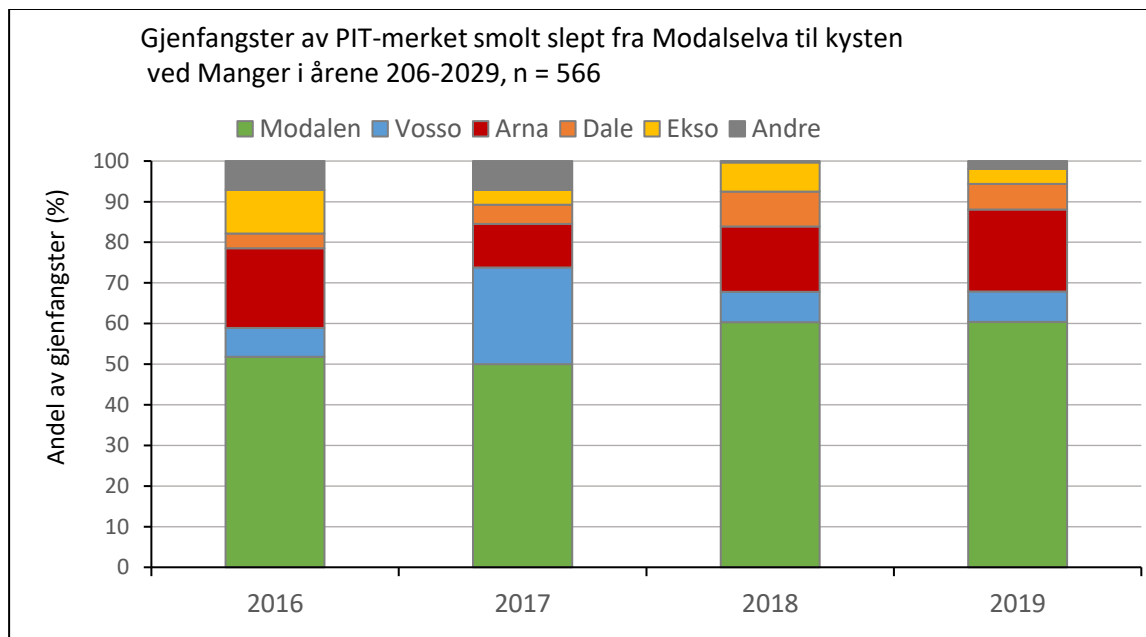


Figur 77. Gjenfangster av PIT-merket klekkerismolt slept fra Vosso til kysten ved Manger fordelt på hvilken elv den ble registret gjenfanget.

I tillegg til slepene fra Vosso ble det også slept smolt fra Voss klekkeri fra Modalselva. Dette tiltaket ble gjennomført i årene 2016 til 2019 for å reetablere en laksebestand i Modalselva hvor den opprinnelige bestanden gikk tapt på 1970-tallet på grunn av forsurening. Kontinuerlig kalking av Modalselva ved bruk av doseringsanlegg ble iverksatt fra 2016 og smoltslepene ble gjennomført i årene 2016-2019.

Smolten ble transportert fra Voss klekkeri til Modalselva i tankbil og overført til en merd i nedre del av elva i overgangssonen mellom ferskvann og brakkevann. Smolten sto i merden i ca. 8 døgn før den ble slept ut for slipp ved kysten ved Manger. I hvert av årene ble det gjennomført et slep med ca. 6000 til 8000 smolt, dvs. i årene 2016-2019 ble det totalt slept ut 28500 smolt fra Modalselva.

Av laks som vandret tilbake fra disse slepene ble de fleste registrert på antennene i Modalselva dvs. 58 %, 328 av 566 tilbakevandret laks registrert fra de fire slepene. Andelen registrert i Modalselva varierte lite mellom år (fra 50 til 60 %) og igjen peker Arnaelva seg ut som det vassdraget hvor flest feilvandret laks ble registrert (16,8% i hele perioden), mens en mindre og relativ lik andel av den feilvandrede laksen gikk opp i Vosso (9,9 %), Ekso (6,0%) og Daleelva (6,9 %), se **Figur 78**.



Figur 78. Gjenfangster av PIT-merket klekkerismolt slept fra Modalselva til kysten ved Manger fordelt på hvilken elv den ble registrert gjenfanget.

Feilvandring av laks mellom vassdrag er et naturlig fenomen, og et visst omfang av feilvandring forekommer også blant villfisk. Vanligvis vil omfanget av feilvandring i et vassdrag ikke være større enn at det i ulike bestander danner genetisk distinkte bestander som er lokalt tilpasset forholdene i de enkelte vassdragene (Garcia de Leaniz m.fl. 2007). Denne genetiske variasjonen mellom bestander er viktig å bevare, ettersom det kan påvirke laksens overlevelsessevner under ulike miljøforhold, og også være et forsvar mot framtidige endringer i miljøforhold og sykdommer. En økt innblanding av fisk fra andre bestander som følge av økt feilvandring er derfor uønsket ettersom det kan bidra til å bryte ned den genetiske variasjonen mellom bestander.

I merkeforsøk fant Jonsson m.fl. (2003) at om lag 6 % av den ville laksesmolten som vandret ut fra Imsa ble gjenfanget i andre vassdrag. For vill PIT-merket laksesmolt merket de siste årene i Vosso, Daleelva og Arnaelva ble det funnet en feilvandring på om lag samme nivå dvs. hhv 5% (1 av 20), 7,5 % (4 av 53) og 8 % (2 av 25). I studiet til Jonsson m.fl. (2003) ble det også funnet at settefisk hadde en langt større feilvandring enn villfisk, og at 15 % av klekkerismolt satt i det samme vassdraget ble gjenfanget i andre vassdrag. Kultiveringsbakgrunnen til forsøkssmolten i Vossoprojektet forventes derfor i utgangspunktet å ha en betydelig høyere feilvandringsrate enn det en tilsvarende forventer av villfisk. Resultatene fra Vosso viser at slep fører til en ytterligere økning av feilvandringen noe som også

sammenfaller med resultat fra tidligere studier basert på smoltslep (Gunnerød m.fl. 1988). Resultatene fra Vosso viser i tillegg at bruk av slepetank framfor slepemerd fører til en betydelig økning av feilvandringen trolig som følge av redusert pregning. I denne sammenheng er det også interessant å ta med at villsmolt som var med i slepet til Vikanes og Manger v/Toska i 2019 hadde en markert høyere feilvandring dvs. hhv. 20 % (2 av 10) og 37,5% (3 av 11) sammenliknet med 5 % (1 av 20) funnet for naturlig utvandret smolt fra Vosso. Dette skyldes trolig at de slepte smoltene ble fanget inn i Rognsfossen i Strandaelva i Vossovassdraget og transportert med bil til slepemerden i Bolstadfjorden framfor å vandre ut fra vassdraget på naturlig vis.

Gjenfangstene som til nå har blitt registrert fra andre vassdrag utgjør kun et lite utvalg av feilvandret fisk fra smoltforsøkene, og det reelle tallet av fisk som feilvandrer til andre vassdrag vil være større. Feilvandret laks blir definert som tilbakevandret laks som ikke vandrer tilbake til elven hvor den ble født, men som i stedet vandrer opp i en annen elv for å gyte. I denne undersøkelsen er feilvandret laks definert som laks hvor siste registrering på en antenne er gjort i en annen elv enn hvor den ble merket. For de 20 villaksene som vandret tilbake til fra utvandringen fra Vosso vandret samtlige med unntak av en tilbake til Vossovassdraget, dvs. dette gir en feilvandring på 5%. Tilsvarende feilvandring for Daleelva og Arnaelva var hhv. 7,5 % (4 av 53) og 8% (2 av 25).

Mønsteret i de gjenfangstene som er gjort fra Vossoslepene, tyder på at laks som feilvandrer har vandret opp i en rekke geografisk spredte vassdrag i kyst og fjordstrøk langs Vestlandet. Både rapporter av fettfinneklippet fisk fra sportsfiske, og fra gytefisktellinger i vassdrag hvor det ikke drives kultivering, tilsier imidlertid at det dreier seg om relativt fåtallig fisk i de ulike vassdragene. Arnaelva representerer derfor et klart unntak hvor slept fisk fra Vosso utgjør en betydelig del av innsiget og gytebestanden. Tiltak i form av aktivt uttak av feilvandret og fettfinneklipt laks og overgangen til bruk av åpen merd har i denne sammenheng vært viktige virkemidler for å begrense effekten av feilvandret laks fra slepeforsøkene.

7.4 Referanser

- Anonym. 2012. Status for norske laksebestander i 2012. Rapport fra Vitenskaplig råd for lakseforvaltning nr 4. 103 s.
- Barlaup, B. T., Rund, H., Normann, E. S., Stranzl, S., Mahlum, S., & Vollset, K. W. (2018). Out of sync: monitoring the time of sea entry of wild and hatchery salmon *Salmo salar* smolt using floating passive-integrated transponder antennae. *Journal of fish biology*, 93(3), 455-464
- Bjerknes, V., Kroglund, F., Åtland, Å., Barlaup, B.T. & Stefansson S. 2008. Aluminium som trusselfaktor i brakkvann. I: Nå eller aldri for Vossolaksen – anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer (red. B.T. Barlaup). DN utredning 2008-9.
- Björnsson, B.T. Stefansson, S.O. & McCormick S.D. 2011. Environmental endocrinology of salmon smoltification. *General and Comparative Endocrinology* 170: 290–298.
- Finstad, B. & Jonsson, N. 2001. Factors influencing the yield of smolt releases in Norway. *Nord. J. Freshw. Res.* 75: 37-55.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I. A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W. C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B. H., Youngson, A. F., Webb, J. H., Vøllestad, L. A. Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T. P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Reviews*, 82: 173-211.
- Gunnerød, T.B., Hvidsten, N.A. & Heggberget, T.G. 1988. Open sea releases of Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L. in Central Norway, 1973–1983. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45, 8: 1340–1345.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Rapport for perioden 2008-2010. NINA Rapport 659. 77s.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen L.P. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology*, 62: 641-357.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1162-1181.
- McCormick, S. D. (2012). Smolt physiology and endocrinology. In *Fish physiology* (Vol. 32, pp. 199-251). Academic Press.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Normann, E.S., Vollset, K. W. og T. Wiers. 2018. I: Barlaup (redaktør). Redningsaksjonen for Vossolaksen, framdriftsrapport per 2017. Uni Research, LFI-rapport nr. 300.
- Skoglund, H., Vollset, K.W., Barlaup, B.T. & Lennox, R. 2019. Gytefisktelling av laks og sjøaure på Vestlandet – status og utvikling i perioden 2004-2018. LFI rapport nr 357.
- Vollset, K. W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Normann E.S. & O.T. Skilbrei. 2014. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biol. Lett.* 10:2013089620130896, <http://doi.org/10.1098/rsbl.2013.0896>
- Vollset, K. W., Krontveit, R. I., Jansen, P. A., Finstad, B., Barlaup, B.T., Skilbrei, O. T., Krkošek, M., Romunstad, P., Aunsmo, A., Jensen, A. J. and Dohoo, I. 2016a. Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish Fish*, 17: 714–730. doi:10.1111/faf.12141
- Vollset, K. W., Mahlum, S., Davidsen, J. G., Skoglund, H. and Barlaup, B.T. 2016b. Interaction between migration behaviour and estuarine mortality in cultivated Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *J Fish Biol*, 89: 1974–1990. doi:10.1111/jfb.13097
- Vollset, K.W., I. Dohoo, Ø. Karlsen, E. Halttunen, B.O. Kvamme, B. Finstad, V. Wennevik, O.H. Diserud, Bateman, A., K. D. Friedland, S. Mahlum, C. Jørgensen, L. Qviller, M. Krkosek, A. Aatland, and B.T. Barlaup. 2017. Disentangling the role of sea lice on the marine survival of Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science* (2017), doi:10.1093/icesjms/fsx104
- Vollset K.W., Barlaup B.T., Friedland K.D. 2019. Context-dependent impact of an ectoparasite on early marine growth in Atlantic salmon. *Aquaculture*, 507 , pp. 266-274.

8 Effekter av vassdragsreguleringer på laksebestanden

Av Helge Skoglund, Sven Erik Gabrielsen, Ulrich Pulg og Bjørn T. Barlaup
NORCE Klima og Miljø, LFI

Vossovassdraget er påvirket av flere inngrep fra vassdragsreguleringer, noe som har påvirket både vannføringsregime, vannkvalitet og temperaturforholdene i vassdraget. Flere av disse temaene er beskrevet separat i andre kapitler i denne rapporten, samt er mer utførlig beskrevet i tidligere rapporter (se Barlaup, 2004, 2008, 2013, 2018, Gabrielsen m.fl. 2011, 2019). Dette kapittelet har til hensikt å gi en overordnet beskrivelse av de viktigste effektene av vassdragsreguleringene, og det henvises til tidligere prosjektrapporter for en mer detaljert beskrivelse av ulike reguleringseffekter.

8.1 Vassdragsreguleringer

Den mest omfattende reguleringen i Vossovassdraget er Evanger-reguleringen i regi av Eviny (tidligere BKK). Evanger kraftverk tar vann fra nedslagsfeltet til Teigdalselva og overføringer fra Eksingedalsvassdraget og Modalsvassdraget. Oksebotn kraftverk utnytter fallet fra Volavatnet til Eide-Fannadalsdammen, hvor vannet føres videre til Evanger kraftverk. I den søndre delen av Vossovassdraget er deler av Torfinnsvassdraget overført til Hodnaberg kraftverk i Bergsdalen, som drives av Eviny og Voss Energi AS. Utbyggingen av Evanger kraftverk tilfører vann til Vossovassdraget, mens reguleringen av Torfinnsvatnet, som ble gjennomført allerede i 1932, fører vann ut av nedbørfeltet. En oversikt over hvordan disse inngrepene har endret nedbørfeltet er gitt i **Tabell 20** Error! Reference source not found.. I 2019 ble det også gitt konsesjon til å overføre deler av Tverrelvi og Muggåselva til Evanger kraftverk, men disse er ikke bygget enda. For øvrig driver Voss Energi AS i tillegg to elvekraftverk, et i Rognsfossen i Strandaelva, og et i Palmafoss i Raundalselva. I flere av de mindre sideelvene er det i tillegg bygd ut småkraft- og minikraftverk. I Rognsfossen får en strekning på ca. 300 m mellom vanninntaket og kraftverket svært redusert vannføring når kraftverket er i drift. Palmafossen kraftverk ble nylig oppgradert, og det ble da blant annet bygget ny fiskepassasje og inntaksrist, og er omtalt i eget underkattel (**kapittel 8.5**). For oversikt over nedbørfelt, reguleringer og vannkraftverk i Vossovassdraget, se

Figur 79.

Evanger kraftverk har den største påvirkningen på vannføringsregimet i vassdraget, og er reguleringen som antas å ha størst effekt på fiskebestandene i vassdraget (**Tabell 20**). Arbeidet med utbyggingen av Evanger kraftverk startet opp i 1963 og har i større eller mindre grad pågått frem til 2005 (**Tabell 21**). Kraftverket har tre aggregat som ble satt i drift i henholdsvis 1969, 1974 og 1977, som hver består av en peltonturbin på 110 MW og en slukeevne på 18 m³/s hver, noe som gir en total effekt på 330 MW og slukeevne på 54 m³/s. Midlere årlig produksjon er 1377 GWh (BKK 2021). NVE åpnet for vilkårsrevisjon av Evanger kraftverk i 2019, og revisjonsprosessen pågår fortsatt.

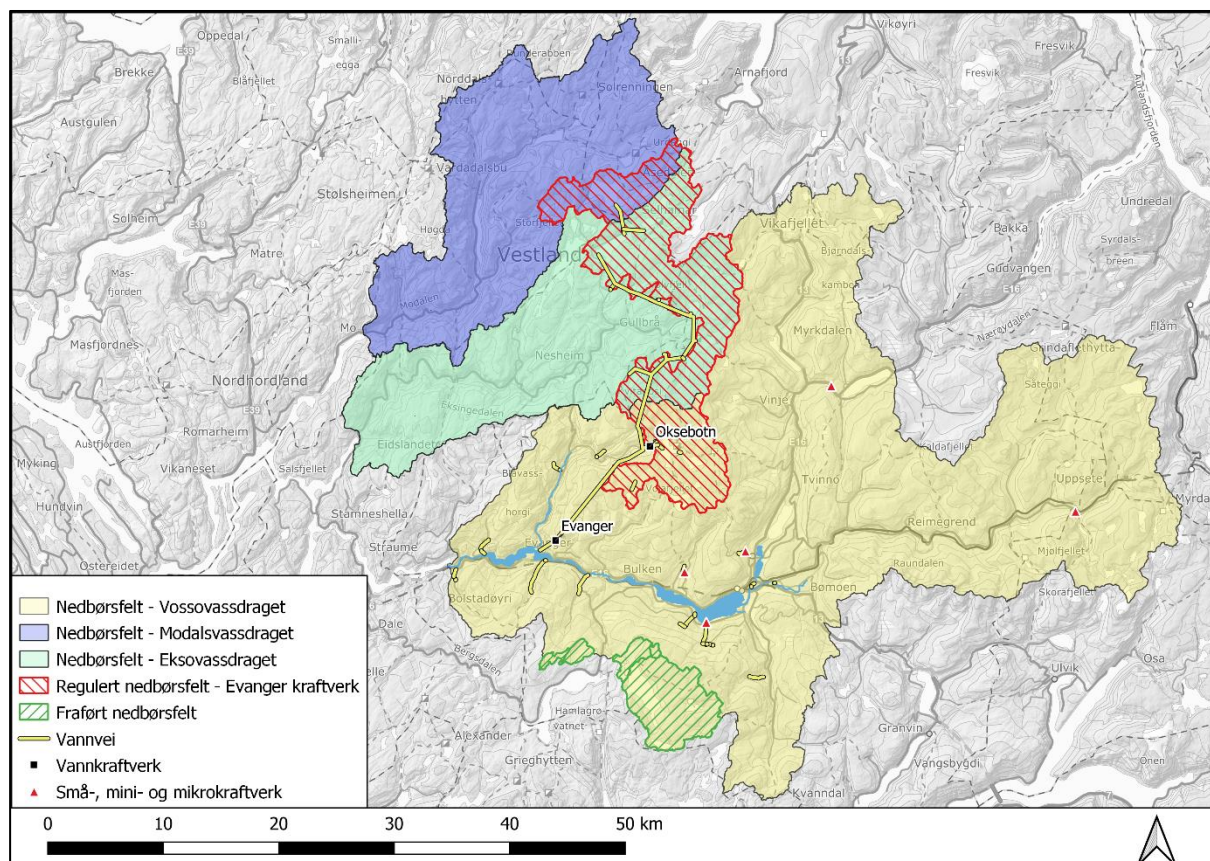
Tabell 20. Oversikt over areal for nedbørfelt i Vossovassdraget som er påvirket av regulering (Data fra Eviny og NVE atlas).

Nedbørfelter	Areal (km ²)
Naturlig nedbørfelt ved utløpet i Bolstadfjorden	1496,5
Evanger kraftverk	233,3
Overført til Evanger fra Eksingedalsvassdraget	131
Overført til Evanger fra Modalsvassdraget	38
Regulert del av Teigdalselva	62
Overført til annet vassdrag (Torfinnsvatnet, Torfinnstjern, Holmavatnet og Ljosvatnet)	58,5

Nedbørfelt etter regulering	1606,3
-----------------------------	--------

Tabell 21. Oversikt over arbeid i forbindelse med utbygging av Evanger kraftverk (etter Kroglund m.fl. 1998 og Eviny). Evanger kraftverk har en maksimal slukeevne på 53,8 m³/s.

År	Reguleringsarbeid
1963	Forberedende arbeid starter opp på Evanger
1969	Aggregat I i drift. Overføring av Teigdalen, f.o.m. Grasdalen t.o.m. Bjørndalen
1971	Regulering av Volavatn og Piksvatn. Overføring fra Harkavatn
1972	Overføring av Eksingedalsvassdraget, f.o.m. Ekse-Torvedalen t.o.m. Grøndalsvatn. Regulering av Grøndalsvatn
1973	Aggregat II i drift. Overføring av Eksingedalsvassdraget, f.o.m. Eitro t.o.m. Askjeldalsvatnet.
1974	Regulering av Askjeldalsvatnet.
1975	Overføring av Holskardvatnet i Modalsvassdraget.
1977	Aggregat III i drift.
1984	Overføring av Øvre Sødalsvatnet og Kvanngrovvatnet i Modalsvassdraget. Regulering av Skjerjevatnet og
1986	Overføring av Vassøyane
1988	Oksebotn kraftverk satt i drift
2005	Skjerjevatnet overført til Nygard kraftverk i Modalsvassdraget

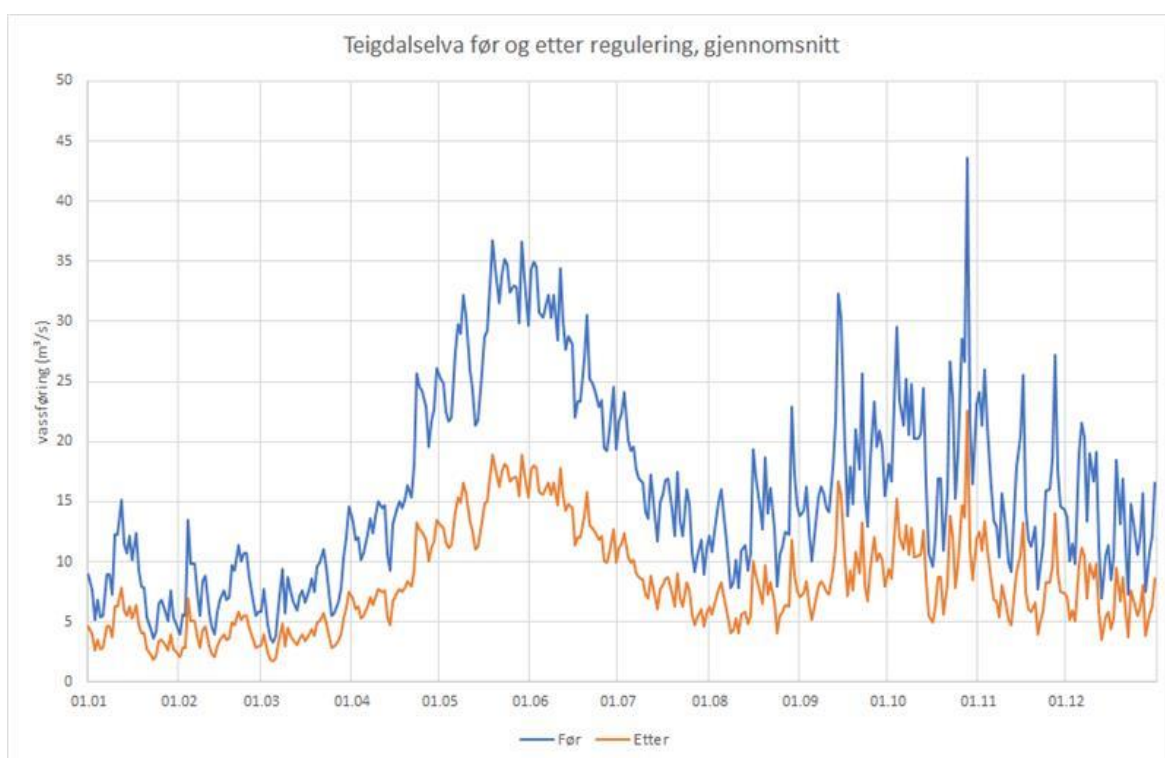


Figur 79. Oversiktskart over nedbørfeltet til Vossovassdraget med større og mindre kraftverk, samt tilført (gjennom Evanger-reguleringen) nedbørfelt fra deler av Modalsvassdraget og Eksovassdraget, og fraført nedbørfelt i sør til Dale-reguleringen.

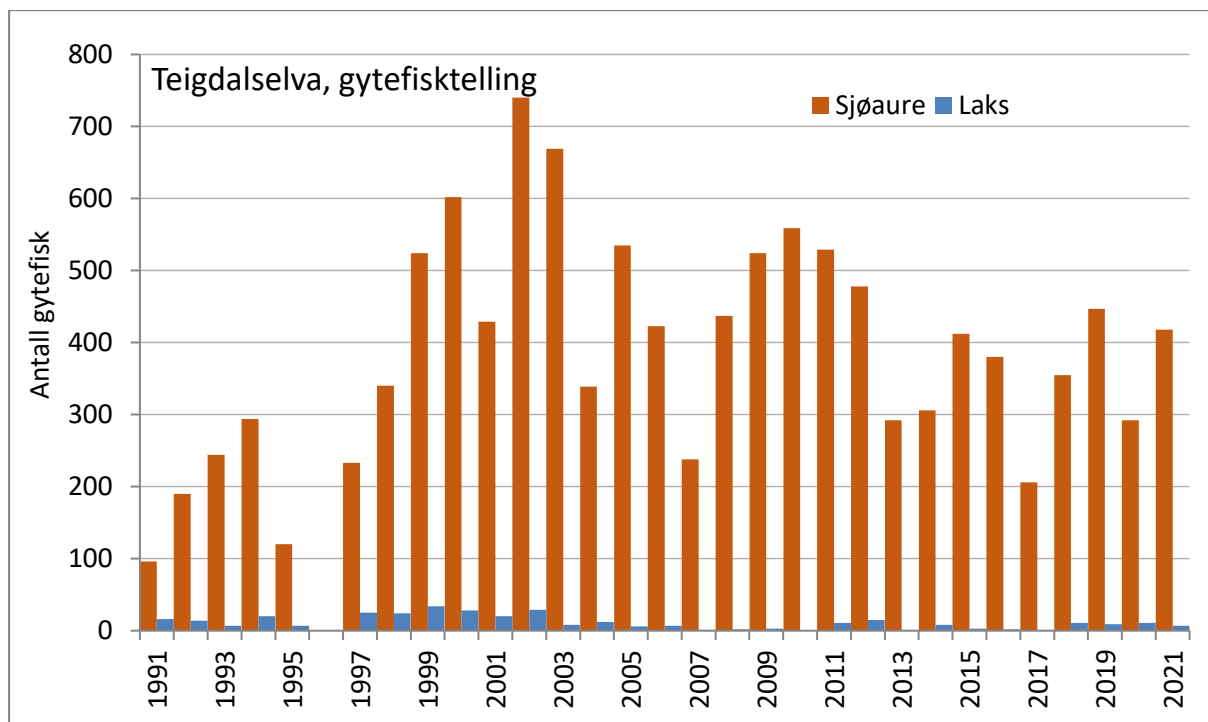
Av lakseførende delstrekninger som berøres av Evanger reguleringen er Teigdalselva, som har fått redusert vannføring, og Evangervatnet som har fått endret hydrologi, og Bolstadelva som har fått endret vannføring, vanntemperatur og vannkvalitet.

8.1.1 Teigdalselva

Nedbørfeltet til Teigdalselva strekker seg over et område på totalt 146 km², hvorav 62 km² er overført til Evanger kraftverk. Ved Kråkefoss, som er oppgangshinder for laks og sjøaure i Teigdalselva, er midlere vannføring redusert med ca. 62 % (data fra Eviny i revisjonsdokumentet). Lenger nedover i elva vil reduksjonen i vannføring være mindre, da en får avrenning fra uregulerte felter (**Figur 80**). Det foreligger tidsserier på utvikling av både gytefisk og ungfisk fra laks og sjøaure fra 1991. Tettheten av aureunger har stort sett vært gode, men har vist en synkende trend de senere årene. Tetthetene av lakseunger har med få unntak vært lave (se **kapittel 3.3.3**). Tellingene av gytefisk viser at gytebestanden av sjøaure økte utover 1990-tallet og nådde en topp i 2002 og 2003. Etter dette gikk sjøaurebestandene noe tilbake, men har siden med få unntak vært mellom 300-500 gytefisk (**Figur 81**). Gytebestanden av laks har i hele perioden vært sporadisk og kun et fåtall observerte individer årlig.



Figur 80. Estimert gjennomsnittlig vannføring før og etter regulering (dagens tilstand) av Teigdalselva ved utløp i Evangervatnet (data og figur fra Eviny).



Figur 81. Antall gytefisk av sjøaure og laks i Teigdalselva i årene 1991-2021 basert på dykkeregistreringer av gytefisk og fangststatistikk. Det ble ikke utført gytefisketellinger i 1996 og lavt antall i 1995 skyldes delvis uheldige forhold under registreringene.

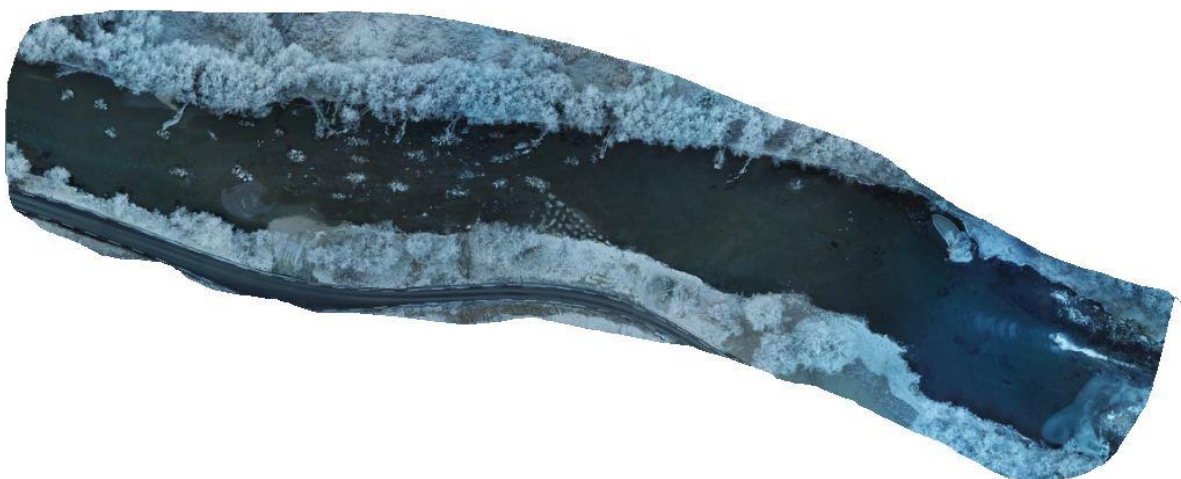
Det foreligger per i dag ikke noen krav til minstevannføring i Teigdalselva, noe som fører til at vassdraget tidvis har svært lave vannføringer (ned mot 40 l/s, Gabrielsen 2011). Disse lavvannsperiodene fører til en betydelig tørrlegging av gyte- og oppvekstområder, og antas å være den største flaskehalsen for fiskebestandene i elva (Gabrielsen m.fl. 2011, Gabrielsen & Skår 2020). Redusert vannføring har trolig også bidratt til økt begroing i Mestadvatnet, og at gyteområdet på utløpet av vatnet har blitt forringet (Gabrielsen m.fl. 2011).

I forbindelse med at det ble åpnet for vilkårsrevisjon i 2019 har det kommet inn flere krav om minstevannføring i Teigdalselva. Eviny legger til grunn en minstevannføring på 400 l/s, målt ved Kråkefossen, i sitt forslag til nytt manøvreringsreglement. Dette er basert på en oppmåling av vanndekt areal og gyteområder utført av Gabrielsen & Skår (2020), som fant at en vannføring på 400 l/s trolig ville dekke elvebunnen med høyest habitatkvalitet. Forslaget har møtt kritikk fra flere hold i høringsprosessen. I sin høringsuttalelse påpeker Miljødirektoratet at en betydelig del av elveleiet fortsatt er tørrlagt ved en vannføring på 1 m³/s. Oppmålingen i Gabrielsen & Skår (2020) viser at 69 % av elvesengen vil være vanndekt ved 430 l/s, mens vanndekt areal øker tilnærmet lineært opp til 1,1 m³/s da 79 % av elvesengen er vanndekt. Vanndekt areal øker også ved vannføringer opp til om lag 13 m³/s, men økningen i vanndekt areal per vannføringsenhet er lavere med økende vannføringer høyere enn 1,1 m³/s. Miljødirektoratet mener at en minstevannføring bør sørge for at mesteparten av produksjonsarealet for ungfisk er tilgjengelig, og forslår en minstevannføring på 700 l/s om vinteren og 1,1 m³/s om sommeren. Voss herad, FNF Hordaland, Teigdalen Elveeigarlag og Voss klekkeri ber i sine høringsinnspill om at minstevannføringen settes til 2,0 m³/s på sommeren og 0,5 m³/s på vinteren ved Kråkefossen, mens Norske Lakseelver mener at minstevannføringen skal være minimum 763 l/s på samme sted.

Forslaget til et «miljøbasert vannføring» fra Gabrielsen & Skår (2020) kan best forstås som et forslag til en nedre grense for vannføring for å sikre de viktigste fiskehabitatene fra tørrlegging i perioder med

særlige lave vannføringer, i en situasjon der fravær av minstevannføring var utgangspunktet. En økt vannføring i perioder med særlig lave vannføringer anses som et svært viktig tiltak for å unngå akutte episoder som følge av slike lavvannsperioder, og vurderes som den største flaskehalsen for fisk i dagens situasjon. Rapporten gir derimot ingen konkrete vurderinger av hvordan fiskeproduksjonen påvirkes av ulike alternativer ved høyere vannføringer. Som Miljødirektoratet påpeker tyder oppmålingene av vanndekt areal på at en høyere minstevannføring også vil gi et større grunnlag for økt fiskeproduksjon i vassdraget. Det ble heller ikke vurdert om en vannføring på 400 l/s vil være tilstrekkelig for å bedre produksjonsforholdene av laks i vassdraget. Etter reguleringen har Teigdalselva vært dominert av sjøaure, men det forekommer også regelmessig gyting og rekruttering av laks på elvestrekningen. Vassdragets størrelse, morfologi og habitater tyder på et betydelig potensial som gyte- og oppveksthabitat for laks, og det er rimelig å anta at laksen i større grad er begrenset av lave vannføringer i Teigdalselva enn sjøauren. Vilårsrevisjonen gir en mulighet til å bestemme et vannføringsregime som ikke bare ivaretar en minste vannføring, men som også i større grad ivaretar forholdene for laks i Teigdalselva.

For å kompensere for tapt ungfiskproduksjon ble det etter avtale mellom Eviny og Fylkesmannen i Hordaland, startet utsettinger av ensomrige sjøaure og lakseunger i 1990. Settefiskprogrammet ble avsluttet etter anbefaling fra Fjellheim m.fl. (1994, 1995), og det ble foreslått å utføre biotopjusterende tiltak i stedet. I 1995 ble det etablert fire større terskeldammer og lagt ut steingrupper i elva for å øke vanndekt areal og skape flere oppveksthabitat for ungfisken. Etterundersøkelser utført i 1996 og 1997 viste også at det var gode tettheter av aure i to av terskelbassengene som ble undersøkt, og at tiltakene sannsynliges bidro til økt fiskeproduksjon (Fjellheim m.fl. 2003). Det ble igjen utført en rekke habitattiltak i 2014 og 2018, inkludert etablering av strømsettere, ledebuner, og utlegging av blokker og steiner (Gabrielsen & Skår 2019). Etterundersøkelser viser at tiltakene har gitt bedre gyteforhold og økte fisketettheter (Gabrielsen m.fl. 2021).



Dronefoto fra habitattiltak i Teigdalselva, med ledebune og stein/blokk utlegg, samt rotveltede trær i elva.

8.1.2 Bolstadelva

Endret vannføring i Bolstadelva som følge av regulering

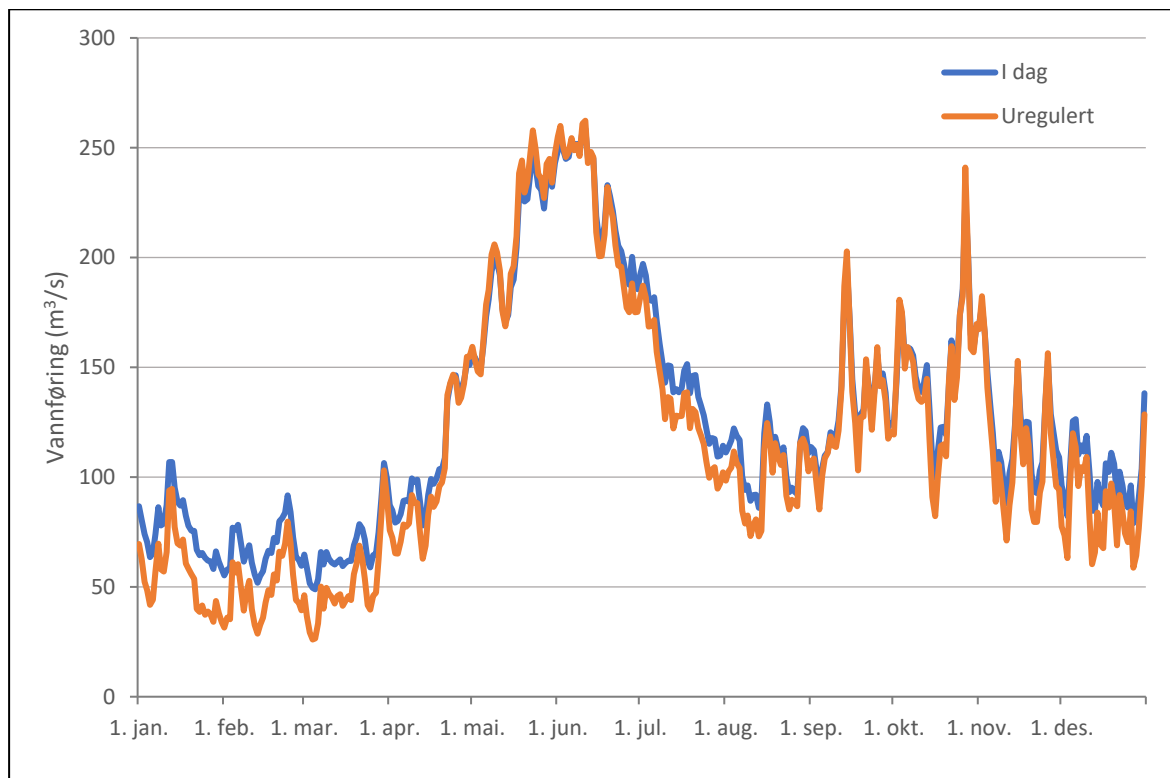
Vanntilførselen via Evanger kraftverk har ført til at vannføringen i Bolstadelva har økt med i gjennomsnitt 7 % etter regulering (Kirkhorn m.fl. 2011). Den største endringen er likevel at vintervannføringen i gjennomsnitt har blitt høyere (

Figur 82). Vannføringen i Bolstadelva inkludert bidraget fra Evanger kraftverk, som gjennomsnitt for perioden 1995-2022, er vist i

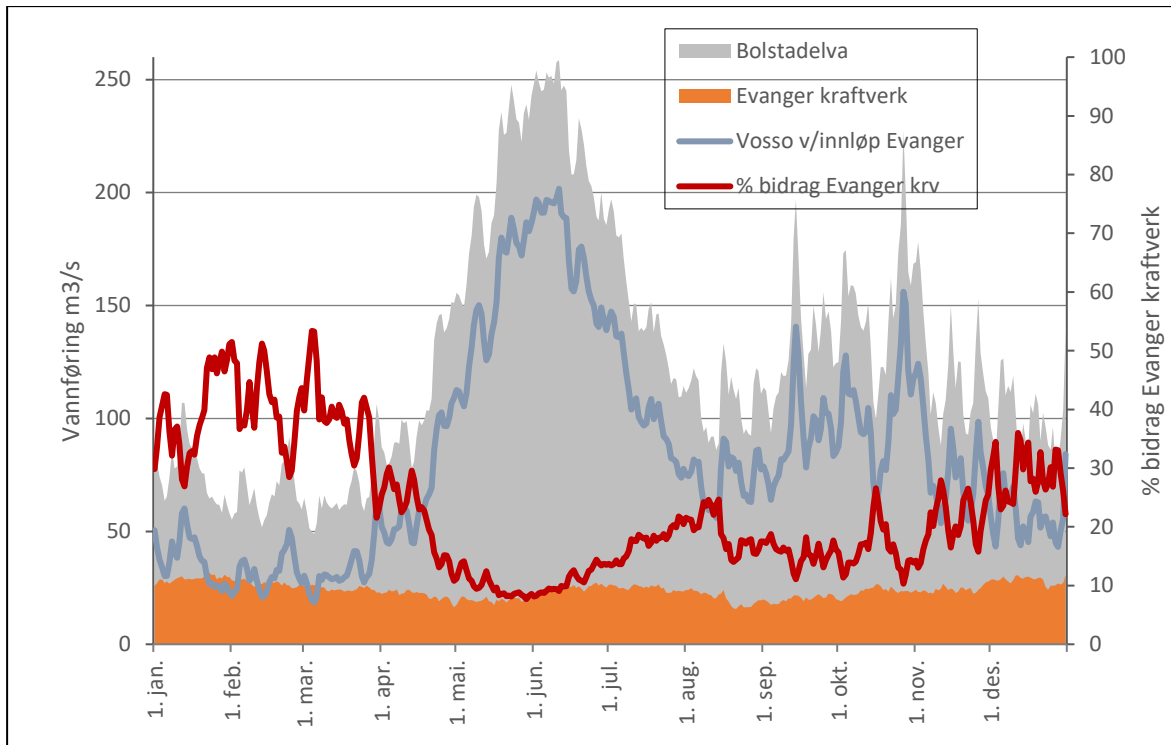
Figur 83. I gjennomsnitt utgjør vannføringen i fra Evanger kraftverk om lag 19 % av vannføringen i Bolstadelva. Det relative vannføringsbidraget fra Evanger kraftverk varierer imidlertid mye, og påvirkes av den øvrige vannføringen i vassdraget (

Figur 84). I tørre perioder, og særlig om vinteren, kan kraftverket dominere vannføringen i Bolstadelva. I 24 % av dagene i perioden 1995-2022 bidro vannet fra kraftverket med mer enn halvparten av vannføringen i Bolstadelva.

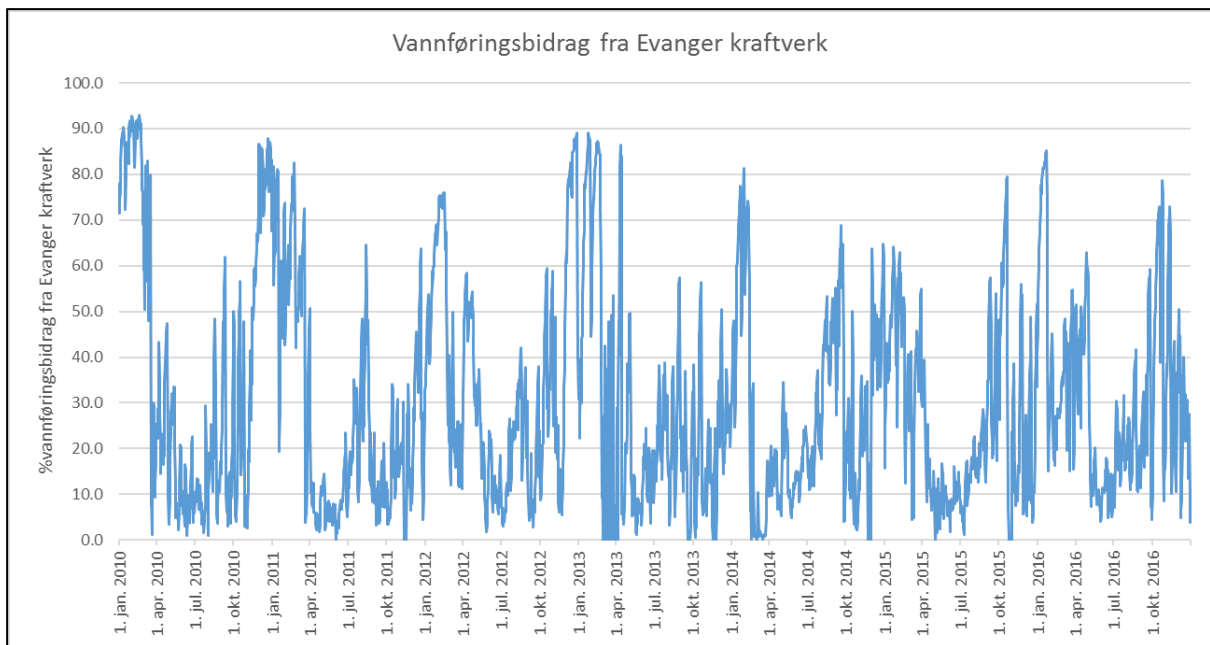
Som følge av variabel drift i Evanger kraftverk, vil vannføringen herfra kunne variere forholdvis mye på kort tid. Et eksempel på dette er gitt i **Figur 85** som viser driftsvannføringen gjennom året 2020. Det foreligger ikke noe data på hvor raske variasjoner i vannstand og vannføring som forekommer i Bolstadelva som følge av variabelt kjøremønster i Evanger kraftverk. Trolig vil mye av vannføringsvariasjonene dempes i Evangervatnet.



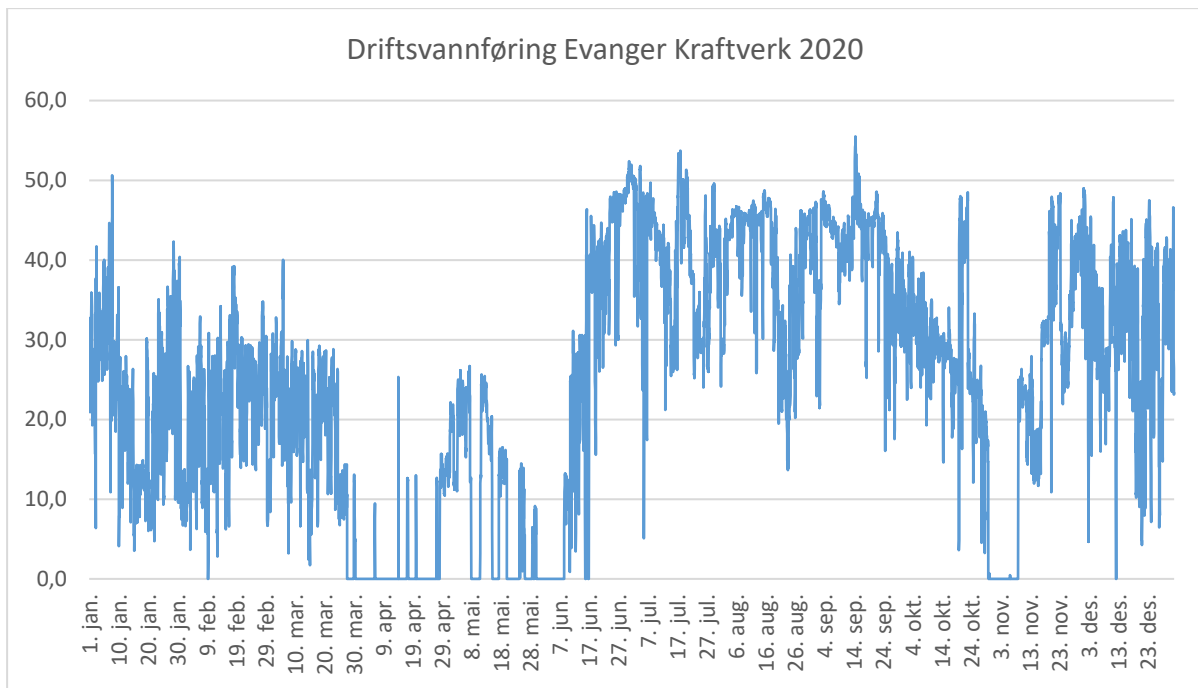
Figur 82. Gjennomsnittlig vannføring i Bolstadelva ved utløp i Bolstadjorden i dagens situasjon (basert på vannføringsdata i perioden 1995-2022, og estimert i uregulert tilstand. Data oppgitt av Eviny.



Figur 83. Gjennomsnittlig vannføring i Bolstadelva på døgnnivå (grå kurve) for perioden 1995-2022, med bidrag fra Vosso (blå linje) og Evanger kraftverk (oransje kurve), og % vannføringsbidrag fra Evanger kraftverk (rød linje). Data oppgitt fra Eviny.



Figur 84. Relativt vannføringsbidrag på døgnnivå fra Evanger kraftverk til vannføringen i Bolstadelva i perioden 2010-2015.



Figur 85. Eksempel på variasjon i driftsvannføring fra Evanger kraftverk med en times oppløsning i 2020. Data oppgitt av Eviny.

Økt vintervannføring som følge av tilførsel av vann fra Evanger kraftverk, resulterer i at vanndekt areal også vil være høyere gjennom vinterperioden. Økt vintervannføring vil sannsynligvis kunne være gunstig for fiskebestanden, ettersom det bidrar til økt tilgjengelig ungfiskhabitat. På den annen side vil vannføringen kunne bli lav i perioder uten drift i Evanger kraftverk, særlig hvis vannføringen i vassdraget for øvrig er lav. En slik hendelse forekom vinteren 2013, da driften i store deler av perioden av mars og april var stanset på grunn av arbeid i inntaket fra Askjelldalsvatnet. Dette forekom i en tørr periode da vannføringen i Vossovassdraget, og også andre elver på Vestlandet, var uvanlig lave. I Bolstadelva var vannføringen estimert å være under 3 m³/s i deler av perioden. Undersøkelser viste at det var høy eggdødelighet i tørrlagte gytegroper, mens eggoverlevelsen var normalt god (> 90 %) i gytegroper som lå vanndekt (Gabrielsen m.fl. 2013). En oppmåling av gyteområdene viste at om lag 16 % av det totale arealet av tilgjengelige gyteområder i Bolstadelva var tørrlagt, mens det øvrige gytearealet var vanndekt til tross for de uvanlig lave vannføringene. I de fleste årene vil slike hendelser kunne bli unngått med normal drift i kraftverket. Hendelsen i 2013 viser at det er behov for å vurdere mulige effekter på fiskebestanden ved fremtidige planlagte driftsstanser i Evanger kraftverk.



Stans i drift i Evanger kraftverk i en spesielt tørr periode resulterte i at gyteområder i Bolstadelva ble delvis tørrlagt på sen vinteren 2013. Bildet til venstre viser det delvis tørrlagte gyteområdet ved Vassenden den 27. mars 2013, ved en vannføring på om lag 3 m³/s. Bildet til høyre viser døde egg ved undersøkelse av tørrlagt gytegrep.

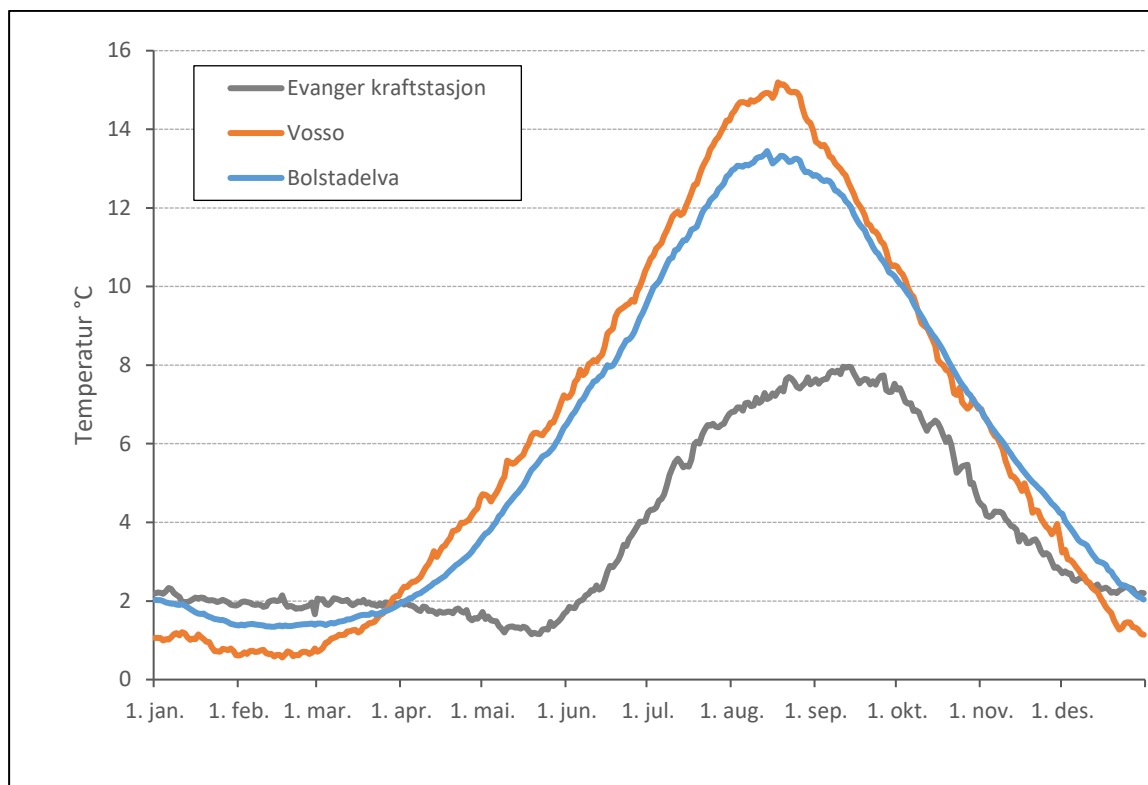
Endret vanntemperatur i Bolstadelva som følge av regulering

Vanntemperaturen i en elv vil være et resultat av temperaturen i tilsiget som samlet danner elva, samt de temperaturendringer som skjer i elvevannet når varme blir avgitt eller tilført fra lufta. På grunn av de store vannmassene og korte elvestrekningene i Bolstadelva, ville elva i uregulert tilstand hovedsakelig vært bestemt av temperaturen i Vosso, Teigdalselva og resttilsig til Evangervatnet. I tillegg ville det vært en eventuell oppvarming/nedkjøling idet vannet passerer Evangervatnet. Etter reguleringen er tilførselen av vann fra Teigdalselva blitt redusert, og en får tilførsel av vann fra kraftverket. Ettersom tilførselen til Evanger kraftverk i hovedsak består av smeltevann og vann fra høytliggende magasiner (hovedsakelig >800 moh.), tilfører kraftverket vassdraget vann med relativt lav vanntemperatur om sommeren (

Figur 86). Om vinteren vil derimot vannet som tappes fra magasinene og som kjøres gjennom Evanger kraftverk generelt ha en høyere temperatur enn det normale tilsiget.

Effekten av Evanger kraftverk på vanntemperaturen og på vekst hos fisk i Bolstadelva ble undersøkt av Raddum & Gabrielsen (1999). De fant at reguleringen har ført til økt vintertemperatur og redusert sommertemperatur i Bolstadelva, og at dette kunne påvirke både klekketidspunkt og vekstforhold. Lavere temperatur i Bolstadelva i vekstsesongen ble også satt i sammenheng med at ungfisk av både laks og aure hadde signifikant lavere vekst i Bolstadelva sammenliknet med Vosso, og at dette sannsynligvis også har ført til økt smoltalder for laks i Bolstadelva. Effekten på klekketidspunkt ble undersøkt og rapportert i en tidligere Vossorapport (Barlaup, 2008), som fant at tidspunkt ved swimup i Bolstadelva er forholdsvis likt som i Vosso, og at effekten av endret utviklingshastighet som følge av endret vintertemperatur trolig er begrenset.

Hvor stor effekt Evanger kraftverk har på temperaturforholdene i Bolstadelva, og dermed fiskeproduksjonen, er vanskelig å måle ettersom temperaturforholdene også vil påvirkes av hvordan det kalde vannet fra kraftverket blandes i ulike vannmasser i Evangervatnet. Disse problemstillingene tas opp i en egen pågående undersøkelse som vil ferdigstilles høsten 2022.



Figur 86. Vanntemperatur i Vosso (NVE nr 62.30), Bolstadelva (NVE nr 62.35) og utløpet av Evanger kraftverk (62.29) basert på gjennomsnittlige døgnverdier i perioden 1996-2016 (data fra NVE).

Effekter på vannkvalitet

Som følge av Evanger reguleringen ble Vossovassdraget tilført relativt surt og aluminiumholdig vann. Flere undersøkelser påpekte at denne tilførselen kunne være skadelig for ungfisk av laks i Bolstadelva og laksesmolt som vandret ut fra Vossovassdraget (Kroglund m.fl. 1998, Kaste m.fl. 1994). For å motvirke slike skadelige effekter av forsurening ble det iverksatt kontinuerlig kalking av vannet fra Evanger kraftverk fra og med 1994. På grunn av redusert sur nedbør har det siden midten av 1990-tallet vært en positiv utvikling i de vannkjemiske forholdene i vassdraget og kalkingen av vannet fra Evanger kraftverk ble derfor avsluttet i 2006. Før kalkingen kom i gang i 1994 medførte imidlertid reguleringen en forverring av de vannkjemiske forholdene i Bolstadelva og det er rimelig å anta at dette hadde en negativ effekt på laksebestanden i vassdraget. Effekter av vannkvaliteten og forurensningsproblematikken i vassdraget er omtalt i **kapittel 11**.

8.2 Gassovermetning fra Evanger kraftverk

Gassovermetning kan oppstå når gass løses i vann under trykk, og trykket deretter synker. Gassovermetning kan føre til «gassblæresyke» hos fisk, og kan føre til akutt dødelighet dersom fisk eksponeres for tilstrekkelig høye overmetningsverdier. Evanger kraftverk har tidligere blitt vurdert som en mulig kilde til gassovermetning (Golmen 1992), og det har blitt startet logging av gassovermetning fra utløpstunnelen i ulike perioder fra 2012 (Pulg 2013). Målingene har vist at det periodevis har forekommet lave til moderate verdier av gassovermetning opp til i utløpstunnelen fra Evanger kraftverk (Pulg m.fl. 2018). Problematikken med gassovermetning fra Evanger kraftverk ble ytterligere aktualisert ved at det våren 2015 ble observert en unaturlig atferd og dødelighet av smolt merket med akustiske sendere (Haugen m.fl. 2016). Våren 2016 ble det derfor utført ytterligere undersøkelser av

gassovermetning på flere lokaliteter (Pulg, m.fl. 2018), samt utført burforsøk med smolt for å undersøke mulige effekter på utvandrende smolt i vassdraget. Resultatene fra disse undersøkelsene er nærmere beskrevet i Pulg m.fl. (2018) og Stenberg m.fl. (2018), samt i en egen vitenskapelig artikkel (Stenberg m.fl. 2020). Undersøkelsene bekreftet tidligere målinger som viser at det forekommer gassovermetning fra Evanger kraftverk, men at verdiene var lavere enn det som forventer å gi skadelige effekter på fisk, og også på samme nivå som det som naturlig forekom i Vosso i perioder. Det ble heller ikke registrert dødelighet eller noen andre kliniske tegn på gassblæresyke på smolt i vaktbur utenfor utløpet av Evanger kraftverk. Det ble konkludert med at gassovermetning ikke har noen negativ påvirkning på fiskebestanden i Vossovassdraget.

8.3 Endringer i strømforhold og effekter på smoltutvandring i Evangervatnet

I tillegg til de overnevnte endringene i vannføring og temperatur, vil utløpsvannet fra Evanger kraftverk også føre til endringer i strømforholdene i selve Evangervatnet. Ettersom en stor del av gyte- og oppvekstområdene er lokalisert i Vosso og på elvestrekningene i øvre del av vassdraget, må en betydelig andel av smolten vandre gjennom Evangervatnet, og dermed også forbi utløpsområdet fra Evanger kraftverk under smoltutvandringen. Den høye dødeligheten hos smolt som vandret gjennom Evangervatnet (Haugen m.fl. 2016), resulterte i økt fokus på hvordan utløpet påvirker strømforhold i innsjøen, samt hvordan dette eventuelt påvirker smolt på vandring gjennom innsjøen. Undersøkelsen av strømforhold er nærmere beskrevet i Isaksen m.fl. (2019) og Isaksen m.fl. (2022), mens undersøkelser av smoltvandring i innsjøen i de senere årene er oppsummert i **kapittel 9**. Samlet sett viser undersøkelsene at vannføringen fra Vosso er den viktigste driveren for vanntransporten (strømretning og -styrke) i den østre delen av Evangervatnet, men at strømforholdene også endrer seg med ulike temperaturforhold og sjiktning i de ulike vannlagene. Blant annet fører høy vannføring fra Vosso til at det på våren danner seg en stor strømhvirvel i det østlige bassenget i Evangervatnet som opphører når vanntemperaturen øker og en får temperturinduserte sjiktninger i vannlagene. Utløpet fra Evanger kraftverk påvirker også strømforholdene i innsjøen, særlig i sundet mellom Hernes og Fadnes, og effekten er størst når driftsvannføringen er større enn 20 % i forhold til vannføringen i Vosso. Dette fører til at strømforholdene i denne delen av innsjøen trolig blir mer komplekst, og i tillegg påvirker temperaturforholdene i ulike vannlag. Telemetristudier i de senere årene bekrefter også at det forekommer høy dødelighet på smolt som vandrer igjennom innsjøen, og tilskriver mesteparten av dødelighet å skyldes predasjon av aure (se **kapittel 9**). Det er uklart om dette er et generelt mønster for laks som vandrer gjennom innsjøer, eller om dette er spesielt utpreget i Evangervatnet, og det pågår et forskningsprosjekt finansiert av Forskningsrådet for å avdekke disse problemstillingene (forskningsprosjektet LAKES). Resultatene fra telemetristudiene som er utført så langt tilsier imidlertid ikke at overlevelse eller vandringsmønster hos utvandrende smolt er påvirket av driftsvannføringen, og det er så langt ikke avdekket noen forhold som tilsier at kraftverksutløpet har noen direkte negative effekter på overlevelse eller utvandringsforløp hos laksesmolten.

8.4 Andre mulige effekter av reguleringen

Det er mulig at reguleringen har hatt andre, mindre direkte og lite målbare effekter enn det som har vært diskutert så langt. Høy vannføring om vinteren i Bolstadelva kan føre til utvasking av organisk materiale og gi dårligere forhold for bunndyr, i tillegg til at drivet av bunndyr øker og kan føre til unormalt høyt tap av larver, som er hovednæringen for ungfisk (NOU 1999). På en annen side så vil økt vintervannføring føre til et større vanddekt areal som kan virke positivt inn for bunndyrproduksjon.

En vanlig effekt i regulerte vassdrag er at en mer utjevnet vannføring og redusert islegging ofte resulterer i økt begroing og infiltrering av fensedimenter. Dette kan resultere i en forringelse av gyteområder og redusert skjul for ungfisk. Det foreligger ikke noen studier som kan si konkret hvordan

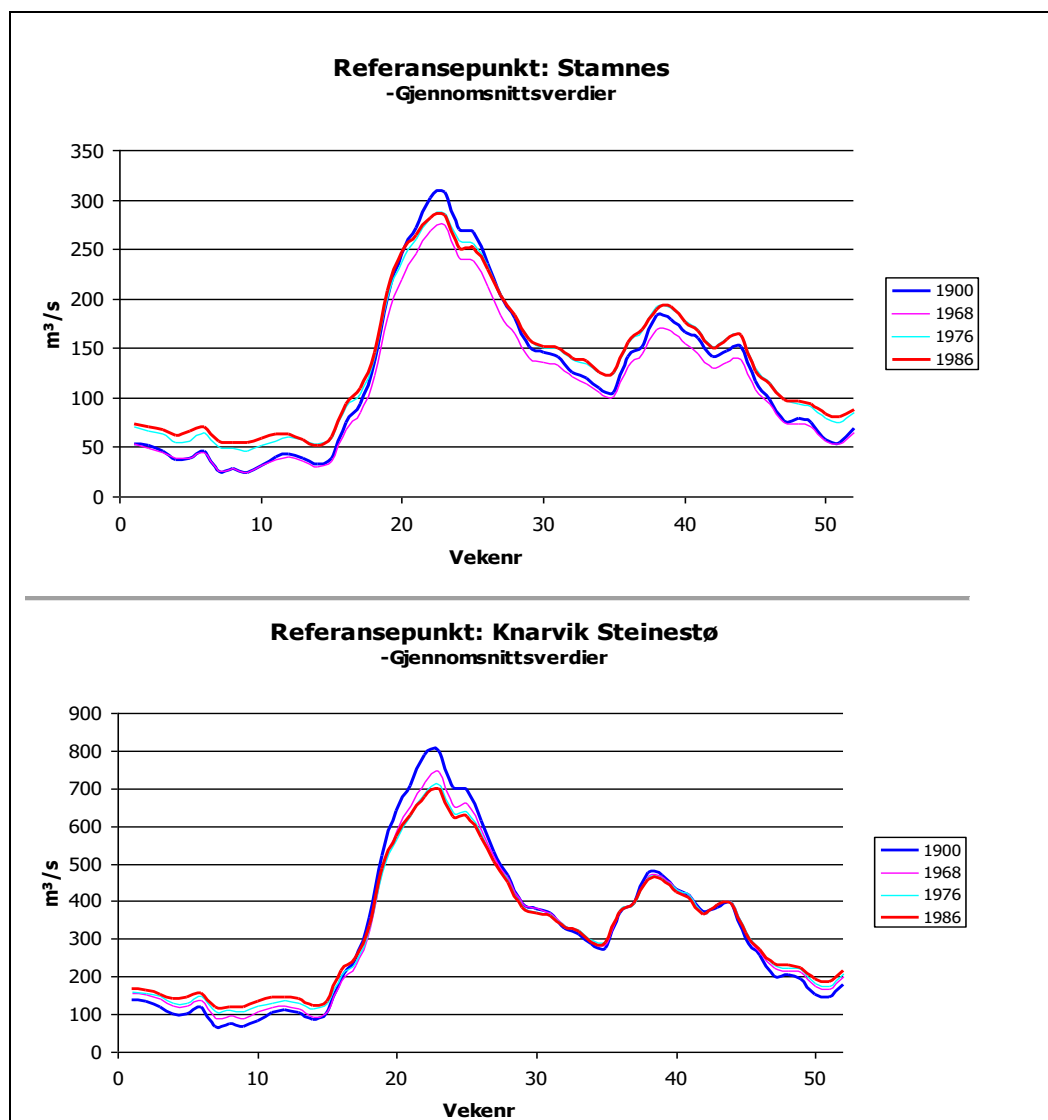
begroing har endret seg etter oppstart av Evanger kraftverk, men det er en oppfatning fra lokalt hold om at Bolstadelva har blitt mer begrodd av mose enn før (Karl Magne Bolstad pers. medd.). Undervannsobservasjoner av elvebunnen under snorkling tilsier også at det stedvis forekommer en del mosebegroing enkelte steder på elvestrekningen (se bilde), men inntrykket er at dette ikke er mer fremtredende enn det som er vanlig for mange regulerte vassdragsstrekninger. Kartlegging av habitatforhold (se **kapittel 6**) tilsier at både gyteforhold og skjulforhold for ungfisk er moderat til høy i Bolstadelva, men at det trolig er et potensial for å bedre skjulforholdene for ungfisk ved tiltak (ripping) på områdene som er mest preget av begroing. Dette gjelder særlig området ved Vassenden nedenfor utløpet fra Evangervatnet.



Elvebunnen i Bolstadelva er enkelte steder preget av begroing av mose og alger. Bildet viser en gytegrep på elvebunnen ved Vassenden, hvor laksens graveaktivitet har bidratt til å fjerne begroing under gyting.

I tillegg til endringer i vanddekt areal og islegging i vassdraget, fører det endrete vannføringsregimet til endringer i avrenningsmønsteret av ferskvann både til Bolstadjorden og fjordsystemet utenfor. Bolstadjorden er en terskelfjord der de øvre vannmassene i fjorden er veldig ferskvannspåvirket, særlig i perioder med høy vannføring i vassdraget. De dypere vannmassene i fjorden er derimot anoksiske og rikt på giftig hydrogensulfid (H_2S) som følge av at den grunne terskelen ved Straume motvirker at dypvannsmassene skiftes ut (Bjerknes m.fl. 1995). Vassdragsreguleringen kan ha ført til at bunnvannet i mindre grad skiftes ut, men undersøkelser utført av Johnsen & Bjørklund (2006), konkluderte med at forholdene i dypvannet i hovedsak synes å være uforandret fra perioden før reguleringen på 1970-tallet og fram til i dag. Videre ble det konkludert med at giftig bunnvann ikke blander seg inn i overflatelagene i Bolstadjordens indre basseng. Det ble også påpekt at bunnvannet i Bolstadjorden har vært anoksiske og rikt på giftig hydrogensulfid før reguleringene, og at en kan anta at fisken ikke dykker ned i de oksygenfrie og giftige dypvannsmassene (Johnsen & Bjørklund 2006). Det er imidlertid ikke kjent om de hydrologiske endringene i Bolstadjorden kan ha andre effekter på utvandrende smolt eller fiskesamfunnet for øvrig.

Også i fjordsystemet rundt Osterøy vil økt vintervannføring fra Evanger kraftverk, samt de øvrige kraftverkene som drenerer ut fjordsystemet, kunne bidra til at ferskvannslaget i overflaten blir mer dominerende enn før regulering. I tillegg vil reguleringen føre til at ferskvannstilførselen til fjordsystemet blir mindre i vårfloppen. Ferskvannstilførsel i ulike faser av reguleringen er simulert av Næss m.fl. (2005), og i **Figur 87** er ferskvannstilførsel vist ved to punkter i fjordsystemet. Beregningen er basert på kurver for gjennomsnittsverdier for tredveårsnormalen 1961-1990 overført til naturtilstand (år 1900) og år som representerer ulike stadier med tanke på reguleringene, dvs. 1968, 1976 og 1986. Ferskvannstilførselen på våren er vist å påvirke vandringshastigheten til smolt utover i fjordsystemet (Vollset m.fl. 2016), trolig som følge av at høyere vannføring gir mer overflatestrøm, og dermed mer «skyv» for smolten. Det er imidlertid ikke klart i hvilken grad fjordvandring hos smolt er påvirket av vassdragsregulering. Trolig vil effekten av redusert vannføring være langt mindre enn mellomårsvariasjonene som forekommer som følge av snøsmelting, samt at avrenningen også har endret seg som følge av klimaendringer i de senere årene.



Figur 87. Gjennomsnittlig ferskvannstilførsel til fjordsystemet ved Stamnes (øverst) og ved Knarvik-Steinestø (nederst). Kurvene er basert på gjennomsnittsverdier for perioden 1961-90, og angir simulert avrenning i naturtilstand (år 1900) og år som representerer ulike stadier med tanke på reguleringene. Figur utarbeidet av Næss m.fl. (2005).

8.5 Oppgradering av Palmafossen kraftverk

Palmafossen kraftverk ble først bygd i 1919, og er et elvekraftverk som utnytter en fallhøyde på 14 m i Palmafossen i Raundalselva. Det opprinnelige kraftverket hadde en installert effekt på 310 kW og en maksimal slukeevne på 3 m³/s. Palmafossen var regnet som et naturlig vandringshinder for oppvandrende laks, men det ble på 1950-tallet laget en laksetrapp som gjorde det mulig for laks og sjøaure å passere og benytte en elvestrekning på om lag 7-8 km ovenfor fossen som gyte- og oppvekstområde. Laksetrappen ble utbedret på midten av 1980-tallet, men det er ukjent hvor mange laks som har vandret opp og benyttet denne strekningen over tid. Det har imidlertid blitt registrert lakseunger som sannsynligvis stammer fra naturlig gyting (Barlaup 2013). I tillegg har strekningen vært benyttet som oppvekstområder fra fisk utsettinger av yngel og rognplanting.

I 2009 søkte Voss Energi om løyve til å ruste opp og utvide Palmafossen kraftverk. Det nye kraftverket ville få en slukeevne på 30 m³/s, og en produksjon på 3,6 MW. Søknaden ble i 2011 avslått av NVE på bakgrunn av at konsekvensene på laksebestanden var større enn fordelene. Voss Energi klaget på vedtaket, og Olje og Energidepartementet ga i 2015 tillatelse med vilkår at det skulle etableres løsninger som sikrer opp- og nedvandring for fisk. I tillegg ble det satt en minstevannføring på 10 m³/s i perioden 1. mai-30. september, og 3,5 m³/s resten av året, der vannføringen skal fordeles mellom fiskepassasjer og foss/elv. Arbeidene ble iverksatt i 2019, og det nye kraftverket var ferdig i 2022.

Til oppgradering av Palmafossen kraftverk ble det stilt strenge krav til fiskevandring, og skulle følge mønsterpraksis til to-veis fiskepassasje (Pulg m.fl. 2018; Fjeldstad m.fl. 2018). Det ble planlagt en spaltetrapp for oppstrøms vandring som erstatning for den gamle og delvis eroderte kulpetrappen på vestsiden av fossen. Som nedvandringspassasje ble det valgt en skråstilt finmasket beta-varegrind som leder fisken til en overflateavleder og en bunnavleder.

Spaltetrapper er egnet å tåle store vannstandsvariasjoner og trappen i Palmafossen er lagt slik at den tåler svært varierende vannstander over mere enn 4 m og varierende vannføringer. Dimensjonerende vannstand ved normal vannstand ovenfor dammen (78,60 moh.) er 0.8 m³/s. Når vannstanden 79.10 moh. er inntaket fylt opp og 1,3 m³/s renner i trappen. På vei nedover kan trappen ta opp enda mere vann ettersom sideveggene er høyere enn tverrveggene (ca. 4 m³/s), og dermed øke lokkevirkning under flommer. Der er lagt inn bunnsstrat som etterligner en naturlig elvebunn gjennom hele trappen. Her er det lave vannhastigheter og mye hulrom, slik at også ål og ungfisk kan vandre opp. For første gang i Norge ble det bygget en «dobbel spaltetrapp». Den er brukt i midtre del for å overkomme et bratt parti. Her er trappen dobbelt så bred og fører vannstrømmen slangeformet og kan derfor være brattere.

Nedvandringspassasjen består av en skråstilt finmasket (12 mm) beta-varegrind med 74 m² overflate. Varegrinden leder nedvandrende fisk til en overflateluke og en bunnluke. Overflateluken er tenkt for vinterstøinger av laks og aure samt smolt, bunnluken for ål. I overflateluken er det mulighet å fange nedvandrende fisk med en nedsenkbar fiskefelle.

Fiskevandringssløsningene skal overvåkes i fremtiden. Våren 2022 ble det gjennomført en innkjøring av fiskefellen og test av kameraovervåking. De første resultatene tyder på nedvandringsløsningen fungerer etter hensikten. Fisk på video følger varegrinden og finner den store avlederen, og blir ikke presset på risten eller sugd inn i inntaket. Fiskefellen fungerer og kan brukes etter behov. Totalt ble kostander til bygging av fiskevandringssløsningene summert til 19.3 MNOK av Voss Energi.



Spaltetrappen i Palmafossen. Bildet til venstre viser den doble passasjen i øvre del av bildet og overgang til vanlig spaltetrapp i nedre del. Bildet til høyre viser trappen ved en vannføring på 95 m³/s (Foto: NORCE LFI v/Ulrich Pulg).



Finmasket varegrind med overflate- og bunnluke i bakgrunn (Foto: NORCE LFI v/Ulrich Pulg).

8.6 Samlet vurdering

Totalt sett vurderes Evanger-reguleringen å ha hatt størst negativ effekt på fiskeproduksjonen i Teigdalselva, som følge av redusert vannføring. Ved oppgangshinderet for anadrom fisk i Kråkefossen er midlere vannføring redusert med 62 %, og dette har ført til mindre arealer tilgjengelig for produksjon av ungfisk. Fravær av minstevannføring resulterer i perioder med svært lave vannføringer, spesielt om vinteren, og vurderes å være en flaskehals for ungfiskproduksjonen i Teigdalselva. I Bolstadelva er effektene av reguleringen mindre direkte. Den største effekten antas å skyldes dårligere veks hos ungfisk som følge av redusert sommertemperatur. Dette har høyst sannsynlig redusert smoltproduksjonen i Bolstadelva pga. økt smoltalder, og effekten av dette vil undersøkes i et eget prosjekt. På den annen side er det mulig at økt vintervannføring har bidratt til økt vanddekt areal, og dermed kan bidra til økt vinteroverlevelse. Det foreligger ikke nok grunnlag til å kvantifisere de ulike effektene, men totalt antas at vassdragsreguleringen i sum påvirker fiskeriproduksjonen i Bolstadelva i negativ retning. I sin siste påvirkningsanalyse for laksebestander vurdert etter kvalitetsnormen, vurderte Vitenskapelig råd for lakseforvaltning effekten av vassdragsregulering i Vossovassdraget i totalt sett som *moderat* ved siste vurdering (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 2021).

Overføringen av vann gjennom Evanger kraftverk medførte en betydelig forringelse av de vannkjemiske forholdene i Bolstadelva. For å motvirke dette har vannet fra Evanger kraftverk vært kalket siden 1994. Kalkingen ble iverksatt fordi vanntilførselen fra Evanger kraftverk ble vurdert som skadelig for laksebestanden. Som følge av redusert sur nedbør og økt pH opphørte denne kalkingen i 2006. Vannkjemien i vannet fra Evanger kraftverk vurderes derfor ikke lenger som noen trussel for laksebestanden i vassdraget.

En kan heller ikke utelukke at reguleringen har hatt andre, mindre direkte og lite målbare effekter som kan ha påvirket fiskebestandene negativt. Eksempel på slike mulig skadelige effekter er endrete strøm- og temperaturforhold for utvandrende smolt i Evangervatnet, redusert produksjon av bunndyr og endring av de hydrologiske forholdene i Bolstadfjorden og fjordene rundt Osterøy. Da det ikke finnes sammenlignbare undersøkelser fra tiden før regulering, er det vanskelig å tallfeste i hvilken grad reguleringen har redusert produksjonen av ungfisk og smolt i vassdraget. Undersøkelsene av ungfiskbestanden utover på 1990-tallet og fram til 2010, viser at tetthetene av lakseunger har vært lavere i Bolstadelva enn i Vosso. Det er ikke kjent om de lave tetthetene i Bolstadelva skyldes effekter av regulering, eller om ungfiskproduksjonen er begrenset av andre forhold. En lav gytebestand av laks er trolig et av forholdene som har begrenset ungfisktetthetene i Bolstadelva i store deler av perioden. Den økte gytebestanden av laks fra og med 2011 har gitt en økning i ungfisktetthetene i flere av årene i perioden etterpå, men tetthetene er fortsatt lavere enn i Vosso.

Samlet sett vurderes ikke de kjente effektene av reguleringene som noe hinder for å opprettholde en livskraftig laksebestand i vassdraget, og de kjente negative effektene av utbyggingen synes ikke alene å kunne forklare sammenbruddet i laksebestanden. Imidlertid er det sannsynlig at reguleringen har ført til en reduksjon av smoltproduksjonen i Bolstadelva og Teigdalselva, og at dette har bidratt til at laksebestanden har vært mer sårbar for påvirkning av andre trusselfaktorer.

8.7 Referanser

- Barlaup, B.T. (red.) 2004. Vossolaksen – bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning 2004-7.
- Barlaup, B.T. (red.) 2008. Nå eller aldri for Vossolaksen – anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning 2008-9.
- Barlaup, B.T. (red.). 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen DN-utredning 1-2013
- Barlaup, B.T. (red.). 2018. Redningsaksjonen for Vossolaksen – framdriftsrapport per 2017. LFI Uni Research rapport nr 300.
- Bjerknes, V., Golmen, L.G. & Åtland, Å. 1995. Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden. NIVA-rapport 3282, 47 s.
- BKK 2021. Vilårsrevisjon for Evanger kraftverk – Eksingedals- og Teigdalsvassdraget Revisjonsdokument. BKK Produksjon AS, juni 2021.
- Fjeldstad, H.P., U. Pulg, & T. Forseth. 2018. "Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk - Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis." In Technical Report 2017:00723 SINTEF Trondheim.
- Fjellheim, A., Barlaup, B.T. & Raddum, G.G. 1998. Oppfølgende fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva – En evaluering av tiltak for å styrke fiskebestandene. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 100, 57s.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B.T. 1995. Dispersal, growth and mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) stocked in a regulated west Norwegian river. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 137-145.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B.T. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 80, 68s.
- Fjellheim, A., Barlaup, B., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strongly reduced flow. *Ecohydrology and Hydrobiology* 3(1):17-26
- Gabrielsen, S.E., Skår, B., Wiers, T., Normann, E.S., Barlaup, B.T. og P. Fagard. 2013. Vintersituasjonen i Bolstadelva 2013. Uni Research. LFI rapport nr. 220.
- Gabrielsen, S.E., Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Sandven, O.R., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011. «LIV – Livet i vassdragene» - Langsiktige undersøkelser av laks og aure i Teigdalselva i perioden 2006-2011. LFI-Rapport 189.
- Gabrielsen, S.E., Skår, B., Halvorsen, G.A., Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Wiers, T., Normann, E., Skoglund, H. & Birkeland, I. 2019. Teigdalselva - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i perioden 2006-2016. LFI-Rapport 338.
- Gabrielsen, S.E., Skår, B., Lehmann, G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Normann, E. & Skoglund, H. 2019. Bolstadelva - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i perioden 2006-2016. LFI-Rapport 342.
- Gabrielsen, S.-E. & Skår, B. 2019. Habitattiltak i Teigdalselva. „Bra Miljøval“ Sluttrapport 2018. LFI-rapport nr 323.
- Gabrielsen, S.-E. & Skår, B. 2020. Miljødesign i Teigdalselva, Vestland. NORCE LFI Rapport nr. 378.
- Gabrielsen, S.-E. & Skår, B. 2021. Teigdalselva. Evaluering av habitattiltak pr. 2021. NORCE LFI Rapport nr. 425.
- Haugen, T.O., Ulvund, J.B., Lunde, R., Kristensen, T., Barlaup, B. & Urke, H.A. 2016. Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå Bolstadelva og Vosso. NMBU, INA. Fagrapport nr 32.
- Haugen, T.O., Kristensen, T., Nilsen, T.O. & Urke, H.A. 2017. Vandringsmønsteret til laksesmolt i Vossovassdraget med vekt på detaljert kartlegging av åtferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve. - MINA fagrapport 41. 85 s.
- Isaksen, T.E., Barlaup, B.T., Avlesen, H., Skoglund, H., Bye-Ingebrigtsen, E. Vollset, K.W. 2019, Strøm- og temperaturforhold i Evangervatnet under smoltutgangen 2018. NORCE LFI Rapport nr 330.

- Isaksen, T.E., Barlaup, B.T., Avlesen, H., Skoglund, H & Hansen, E.M. 2022, Strøm- og temperaturforhold i Evangervatnet under smoltutgangen 2019 og 2020. NORCE LFI Rapport nr 448.
- Johnsen, G.H. & Bjørklund, A.E. 2006. Temperaturmålinger i Bolstadjorden våren / sommeren 2006. Rådgivende Biologer AS, rapport 929, 10 sider, ISBN 82-7658-494-2.
- Kaste, Ø., Hindar, A. & Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget – kalkingsplan. NIVA-rapport 2992, 23 s.
- Kirkhorn, T., Tangen, T. & Stenseth, I. 2011. Ekso, Teigdalselva og Bolstadelva - Effektene av regulering. Rapport fra BKK produksjon AS.
- Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. & Rosseland, B.O. 1998. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget i perioden 1967-1997. NIVA-rapport 3823-98, 71 s.
- NOU. 1999. 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. Norsk offentlig utredning. 1999. 297s.
- Næss, S., Kirkhorn, T. & Midtun, I. 2005. Bolstadjordsystemet. Utbygging og hydrologiske endringer. Dokumentasjon på historisk utbygging og hydrologiske konsekvenser. Rapport fra BKK Rådgiving AS.
- Pulg, U., Stranzl, S. & Espedal, E.O. 2018. Gassmetning i Evangervatnet 2015-2017. Redningsaksjonen for Vossolaksen - Framdriftsrapport per 2017 (red. Barlaup, B.). Uni Research rapport nr 300.
- Pulg, U., B. T. Barlaup, H. Skoglund, G. Velle, S. E. Gabrielsen, S. Stranzl, E. O. Espedal, G. B. Lehmann, T. Wiers, B. Skår, E. Normann, H.-P. Fjeldstad, and F. Kroglund. 2018. 'Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker', NORCE LFI Technical Report 269. NORCE Bergen.
- Raddum, G.G. & Gabrielsen, S.E. 1999. Endringer i temperatur og vekst av fisk i Bolstadelvi etter regulering. Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske (LFI), Bergen. Rapport nr. 110, 31s.
- Stenberg, S.K., Velle, G., Powell, M.D., Åtland, Å. 2018. Effekter av gassovermetning på migrerende laksesmolt (*Salmo salar*) i Evangervatnet. Redningsaksjonen for Vossolaksen - Framdriftsrapport per 2017 (red. Barlaup, B.). Uni Research rapport nr 300.
- Stenberg, S. K., Velle, G., Pulg, U., & Skoglund, H. (2020). Acute effects of gas supersaturation on Atlantic salmon smolt in two Norwegian rivers. *Hydrobiologia*, 1-12.
- Gabrielsen, S.-E., Skår, B., Wiers, T., Normann, E., Barlaup, B. & Fagard, P. 2013. Vintersituasjonen i Bolstadelva 2013 – ekstremt lav vannføring og effekter på eggoverlevelse. LFI Uni Mijø rapport nr. 220. 20 s.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Mahlum, S., Bjørn, P. A., & Skilbrei, O. T. (2016). Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 511–525.

9 Erfaringer med akustisk telemetri i Vossovassdraget

Erlend Mjelde Hanssen, Knut Wiik Vollset, Robert Lennox og Cecilie Iden Nilsen
NORCE Klima og Miljø, LFI

9.1 Innledning og historikk fra perioden 2003-2016

Generelt har det i arbeidet med Vosso oppstått mange spørsmål knyttet til atferd og overlevelse hos både klekkerismolt, villsmolt, voksen laks og sjøaure. For å undersøke noen av disse problemstillingene har det blitt tatt i bruk akustisk telemetri. Dette kapittelet vil redegjøre for de ulike telemetriforsøkene som er gjort på bestandene knyttet til Vosso, med hovedfokus på de nyere studiene og funn derfra.

De første forsøkene med akustisk telemetri i Vossovassdraget strekker seg tilbake til 2003. Forsøkene ble gjort med relativt store klekkerifisk og merker, og var på den tiden en av få studier som hadde blitt gjennomført med akustikk. Resultatene den gangen indikerte høy dødelighet av laksen før den kom seg ut i sjøen, men problemstillingen var den gang at merkebelastningen og fiskestørrelsen gjorde at man stilte spørsmål til om disse resultatene kunne være overførbare til villfisk. Over tid har teknologisk utvikling ført til man har kunnet merke mindre fisk, men det har vært krevende å merke vill laksesmolt. Merkestudiene har derfor fokusert på å merke klekkerifisk som generelt sett er større. I 2012 og 2013 ble det gjennomført to studier med merking av klekkerifisk i Bolstad og utløpet av Evangervatnet (Vollset m.fl. 2016). I dette studiet fant man igjen en høy dødelighet av klekkerifisk i estuariet, samtidig som det var mellomårvariasjon i dødelighet. I 2012 var overlevelsen ut estuariet 47%, mens den i 2013 kun var på 6%. Begge år var det svært få smolt som ble registrert helt ut til Nordhordlandsbruen. Et av hovedfunnene var også at overlevelsen hang sterkt sammen med hvor fort laksen vandret. Høy vandringshastighet førte til høyere overlevelse i strekningene nedstrøms. I tillegg ble det observert et relativt høyt frafall tidlig i vandringen, og det ble derfor spekulert i om det var flaskehals for overlevelse også i ferskvannsfasen av vandringen.

Deretter ble det i 2015 og 2016 gjennomført store akustiske studier på utvandrende laksesmolt i vassdraget (Haugen m.fl. 2016, Haugen m.fl. 2017). Bakgrunnen for den første studien i 2015 var flerfoldig. Én faktor var at man så at utsett av klekkerifisk i elva førte til svært lave tilbakevandringstall, mens slep av fisken ut fjordene førte til vesentlig bedre resultater, hvor den slepte smolten bidro til omtrent 80-90% av laksen som vandret inn i vassdraget. Videre var det spørsmål knyttet til faktorer som forsuring, gassovermetning og predasjon, og hvorvidt én eller flere av disse faktorene kunne påvirke utvandrende smolt. Det ble derfor konkludert med at det var behov for undersøkelser i ferskvannsfasen av smoltvandringa for å prøve å avdekke overlevelsesflaskehals og påvirkningsfaktorer i vassdraget.

Det ble altså gjennomført studier i ferskvannsfasen ved merkinga av laksesmolt i 2015 og 2016. I 2015 merket man 160 smolt (80 villsmolt og 80 klekkerismolt) og satt dem ut i Vosso (40 vill og 40 klekkeri) og Bolstadelva (40 vill og 40 klekkeri), med ønske om å undersøke vandringsadferd og overlevelse i Vosso, Evangervatnet, Bolstad, Bolstadfjorden og ut til Nordhordalandsbrua. Generelt fant man at villsmolten reagerte på typiske vandringsutløsende miljøvariabler som endring i vannføring og temperatur, mens klekkerismolten i mindre grad gjorde dette. I tillegg observerte man individer av klekkerismolt som vandret oppstrøms. Videre fant man svært høy dødelighet i vassdraget. Spesielt gjaldt dette for smolt som vandret gjennom Evangervatnet, hvor man fant at over 50 % av smolten som entret Evangervatnet døde før de nådde midten av innsjøen, og nesten 80 % før de nådde enden av vannet. Det ble også funnet svært høy dødelighet i Bolstadfjorden for smolten som ble satt ut i Bolstadelva, hvor ca.65 % av smolten døde i Bolstadfjorden (Haugen m.fl. 2016). Det ble allikevel satt ekstra søkelys på den høye dødeligheten i Evangervatnet, og det ble stilt spørsmål vedrørende om

dødeligheten kunne ha sammenheng med kraftverksutløpet til Evanger kraftverk som kom kommer ut i første del av innsjøen. Derfor ble det året etter gjennomført en ny studie i Vosso, med høyere andel villsmolt og ekstra fokus på Evangervatnet.

I 2016 ble det merket 200 smolt, hvorav 50 var klekkeri- og 150 var villsmolt. Halvparten av smolten ble merket med ID-merker, mens den andre halvparten ble merket med dybdemerker. Dette året ble det, i tillegg til Vosso og Bolstadelva, merket og satt ut smolt i Strandaelva ovenfor Vangsvatnet. Det ble også dette året observert avvikende atferd fra klekkerifisken knyttet til vandringsmønster og miljømessige faktorer. Villfisken derimot initierte vandringen på natten, tilknyttet økt vannføring og i tråd med forventet atferd. For den dybdemerkede fisken observerte man også døgnvandring i innsjøene, hvor smolten vandret dypere på dagen, og grunnere på natten. Klekkerifisken ble satt ut i Strandaelva, og all smolten døde før den nådde Evangervatnet. For villfisken ble det i Vangsvatnet observert ca.50 % dødelighet for begge gruppene (ID-merke og dybdemerke) som vandret gjennom innsjøen, mens det i Evangervatnet ble observert 49 % (ID-merke) og 82 % (dybdemerke) dødelighet. For fisken som kom seg til Bolstadfjorden ble det mellom Bolstad og Stamnes observert ca.50 % dødelighet for de ulike gruppene (Haugen m.fl. 2017).

I både Vangsvatnet, Evangervatnet og Bolstadfjorden ble den høye dødeligheten antatt å være forårsaket av predasjon fra ørret, men grunnet at dette kun er tolkninger basert på bevegelsesmønster fra merkene er disse antakelsene usikre. Spesielt høy dødelighet ble observert rundt Evanger kraftverk, og det ble stilt spørsmål til om dette kunne forklares med vandringsforsinkelser grunnet endret vannkvalitet, temperatur og strømmønster ved kraftverket.

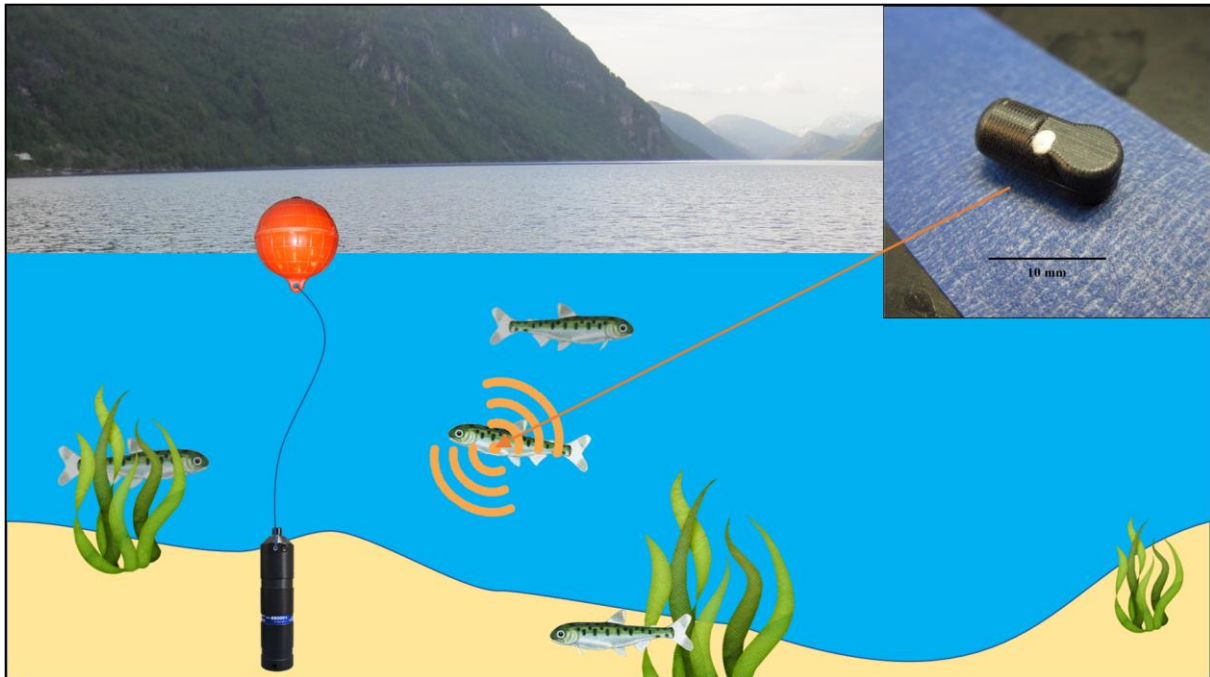
Fra 2019 har det blitt gjennomført en rekke nye telemtristudier i vassdraget. Det pågår også to store forskningsprosjekter som involverer Vossolaks og sjøaure. De av disse prosjektene som er ferdigrapport vil bli oppsummert i kapitlene nedenfor. For en samling av alt telemetriarbeid tilknyttet vassdraget, se **Tabell 22**.

Tabell 22. Oversikt over tidligere og pågående telemetriprosjekter i Vossovasdraget, Bolstadfjorden og Osterfjorden.

År	Art	Opphav og livsstadium	Antall merker	Lokalitet	Hensikt/Kort info	Referanse
2012-2013	Laks	Klekkerismolt	90	Bolstadelva, Bolstadfjorden og Osterfjorden	Dødelighet og migrasjonshastighet	http://vossolaugnet.com/file/103/Final%20report%20FHF%20
2014	Laks	Vill- og klekkerismolt	82	Bolstadfjorden og Osterfjorden	Dødelighet og migrasjonshastighet	https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/fme.12230
2015	Laks	Vill- og klekkerismolt	160	Hele Vosso	Flaskehals i systemet	https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2647670/mif32
2016	Laks	Vill- og klekkerismolt	160	Hele Vosso med fokus på Evangervatnet	Passering kraftverk og dødelighet Vassdraget	https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2648158/mif41
2019	Laks	Villsmolt	20	Evangervatnet	Predasjon og atferd i innsjø	https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/eff.12641
2019-2020	Laks	Villsmolt	20	Voss klekkeri - Dale klekkeri	Validering av predasjonsmerker	https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/fsh.10669
2020	Laks	Voksen klekkeri og villfisk	38	Straume til Vangsvatnet	Atferdsforskjeller mellom klekkeri og vill	Vil bli publisert
2020	laks	Villsmolt	17	Evangervatnet	Dybdebruk og merkeeffekt	Vil bli publisert
2020	Laks	Villsmolt	45	Evangervatnet	Passering kraftverk	https://hdl.handle.net/11250/2772782
2020	Sjørørret	Voksen	45+27	Evangervatnet	Atferd knyttet mot smolt	https://hdl.handle.net/11250/2772782
2020-2023	Sjørørret	Voksen	40	Hele Vosso	Patogener og atferd hos voksen sjørørret	https://www.bergentelometry.com/blank-page
2020-2023	Laks	Voksen og smolt	80 + 180	Hele Vosso	Innsjøer og kraftverkpåvirkninger	https://www.bergentelometry.com/blank-page

9.2 Materiale og metodar - Telemetrioppsett

Akustisk telemetri består av to hovedkomponenter; et merke som sender ut lydsignaler, og en mottaker som fanger opp lydsignalene og registrerer dem. Det akustiske merket opereres inn i bukhulen på fisken og sender ut signaler på en gitt frekvens, mens lyttebøyene plasseres ut i elv, innsjø eller fjord for å lytte på denne frekvensen etter merkene (**Figur 88**). I løpet av årene har det skjedd en kraftig utvikling av denne teknologien, og typer merker og lyttebøyer har endret seg over tid. Dermed har man ved de nyere studiene hatt sensorer på merkene som kan registrere aktivitet, dybdebruk og predasjon.



Figur 88. Akustisk telemetrioppsett hvor et akustisk merke (eksempel på merke benyttet på studie av smolt i Vosso, oppe t.v.) er satt inn i bukhulen på smolt. Merket sender ut signaler som plukkes opp og registreres av lyttebøyen (svart kolbe nede til venstre i bilde).

9.3 Pilotstudie 2019 - Predasjon på laksesmolt i Evangervatnet

Bakgrunn

For nærmere å undersøke problemstillingen rundt den høye smoltdødeligheten funnet i Evangervatnet i 2015 og 2016 (Haugen m.fl. 2016, Haugen m.fl. 2017), ble det våren 2019 gjennomført en masteroppgave som benyttet en helt ny merketeknologi (Hanssen 2020). Disse merkene kunne gi mer informasjon rundt overlevelsen til smolten i Evangervatnet ved bruk av en predasjonssensor. Masteroppgaven har senere blitt ugitt i fagefelleurdert tidsskrift (Hanssen m.fl. 2021).

Metode

Merkene som ble testet ut er såkalte predatormerker. Som for andre akustiske merker opereres merket inn i bukhulen på fisken og merket sender ut lydsignaler med en unik kode i et fast tidsintervall (f.eks hvert minutt). Disse lydsignalene plukkes opp av lyttebøyer (hydrofoner) som er plassert ut på ulike steder i innsjøen. Lyttebøyene registrerer ID-kode, tid og på denne måten kan man følge bevegelse og adferd over tid hos de individene man merker. Dersom en smolt blir spist av f.eks en sjørørret vil den brytes ned i magesekken til ørreten, og merket vil etter hvert komme i kontakt med den sure magesyren. Når dette skjer med vanlige akustiske merker fortsetter merket å sende ut

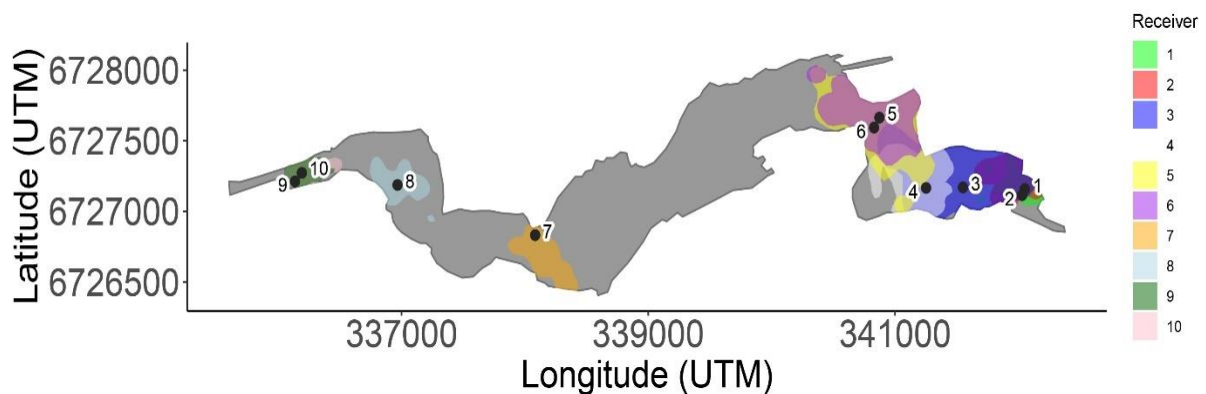
signaler og en kan dermed ikke med sikkerhet si om en følger en smolt på vandring eller en smolt som ligger i magen til en fiskepisende fisk. Når smolten merket med predatormerket blir spist vil merket skifte signal (Halfyard m.fl. 2017). Dette skjer ved hjelp av en biopolymer som reagerer med den lave pH-en i magen på predatoren. På denne måten kan man skille smolt på vandring fra smolt som er spist.

I tillegg til merking av smolt ble det fisket med smoltimitasjoner i innsjøen for å se på predatorsamfunnet i vannet. Dataene fra prøvefiske i 2019 ble sammenslått med prøvefiskedata som ble gjennomført i 2016. Videre ble det også laget en mekanistisk modell for å undersøke teoretisk smoltvandring i Evangervatnet. For å få et estimat på hvor langt smolten kan ha vandret mens den var i Evangervatnet, samt om smolten kan ha beveget seg i tilfeldige retninger til den nådde utløpet, ble det utarbeidet en korrelert brownsk bevegelsesmodell («correlated random walk model»). Ved bruk av denne modellen ble det simulert 20 000 smoltvandring gjennom Evangervatnet. En slik bevegelsesmodell består av simulerte bevegelser (kalt steg), hvor retningen på hvert steg er korrelert med det forrige steget. På denne måten etterligner man tendensen som dyr (og dermed fisk) har til å bevege seg rett fram (Codling m.fl. 2008). Over tid vil dette énsrettede bevegelsesmønsteret reduseres, slik at bevegelsene på stor skala går i alle retninger. Dette minner om bevegelser observert for smolt i innsjøer (Honkanen m.fl. 2018, Thorpe m.fl. 1981), og simuleringene ble gjennomført for å undersøke om dette kunne være tilfelle i Evangervatnet. Selv om modellen kan beskrive deler av det som har blitt observert i Evangervatnet, tar den ikke høyde for strøm- og temperaturforhold.

Utfallet (produktet) av én simulering resulterte i et to-dimensjonalt virtuelt spor av smolten i Evangervatnet, hvor langt den svømte og vandretid (hvor lang tid den brukte på å nå utløpet). Det ble gjennomført simuleringer med varierende parameterverdier for å identifisere hvilke som passet våre observerte data best. Parameterne som ble variert var standardavvik for retningsforandring mellom steg, steg-lengde og hvorvidt smolten var nattaktiv eller bevegde seg hele tiden ble variert. Det ble i tillegg antatt at den simulerte smolten fulgte hastigheten 0.17 m/s, basert på tall fra Thorstad m.fl. 2004. Til slutt ble simulert vandretid sammenlignet med observert vandretid for smolten i Evangervatnet, og den best passende modellen ble identifisert. Alt av illustrasjoner, statistiske tester (lm, glm), simuleringer og analyser ble gjennomført i R-studio 1.1.456 (Rstudio-Team 2016).

Oppsett av lyttebøyer

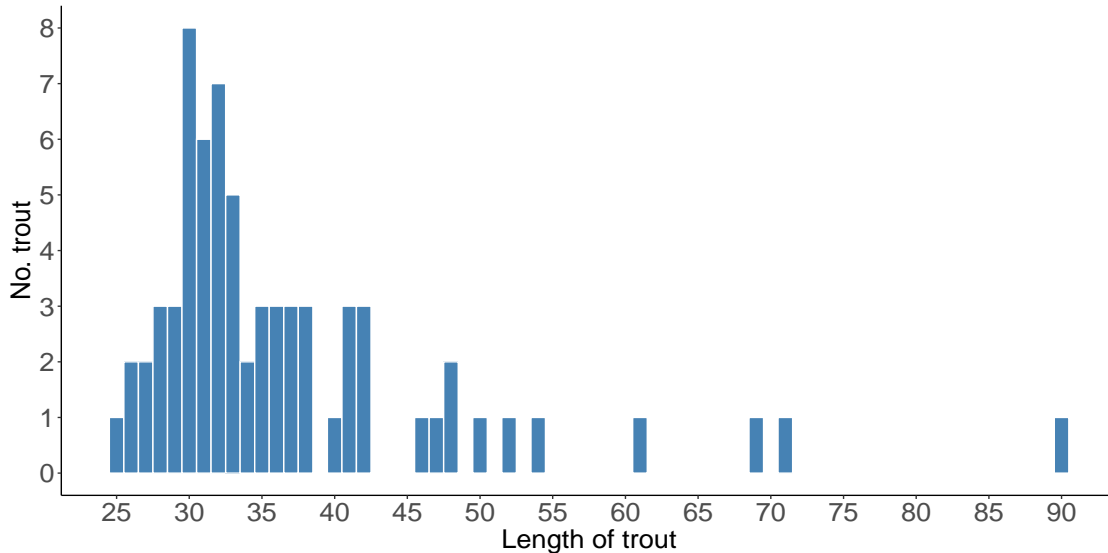
I Evangervatnet var det plassert ut 10 lyttebøyer (navngitt som «receiver» i **Figur 89**). Med disse lyttebøyene kunne vi høre smolten i store deler av østre vannbasseng, samt transekter underveis og hele vestre del. Lyttebøyene hadde rekkevidde på opp til 0.56 km² ut ifra hvor de var plassert. På denne måten kunne vi spore smoltens vandring gjennom innsjøen, og med stor grad av nøyaktighet observere når de entret vannet, og når de var gjennom.



Figur 89. Kart over Evangervatnet med lyttebøyer (svarte sirkler) i 2019. Fargene rundt lyttebøyene markerer rekkevidden, altså hvor man kunne høre smolten.

Resultat, prøvefiske

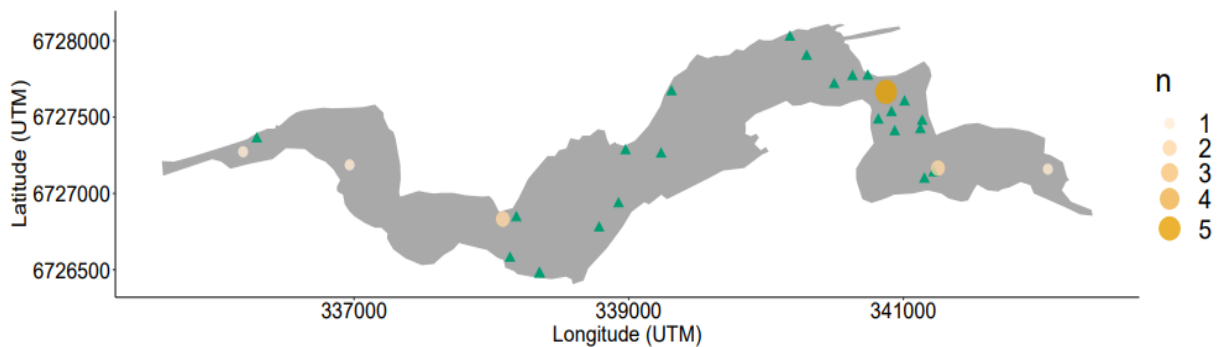
Under prøvefiske i 2016 og 2019 ble det bare fanget ørret (*Salmo trutta*). Størrelse varierte fra 25 til 90 cm (gjennomsnitt=37 cm) (**Figur 90**). Det var en klar blanding av tilsynelatende stasjonær ørret (brun i fargen) og sjøørret (blank i fargen).



Figur 90. Oversikt over fangst av predatorer (ørret) i Evangervatnet i 2016 og 2019. Antall på y-aksen og lengde i cm på x-aksen. Totalt ble det fanget 69 ørret.

Resultat, smoltoverlevelse

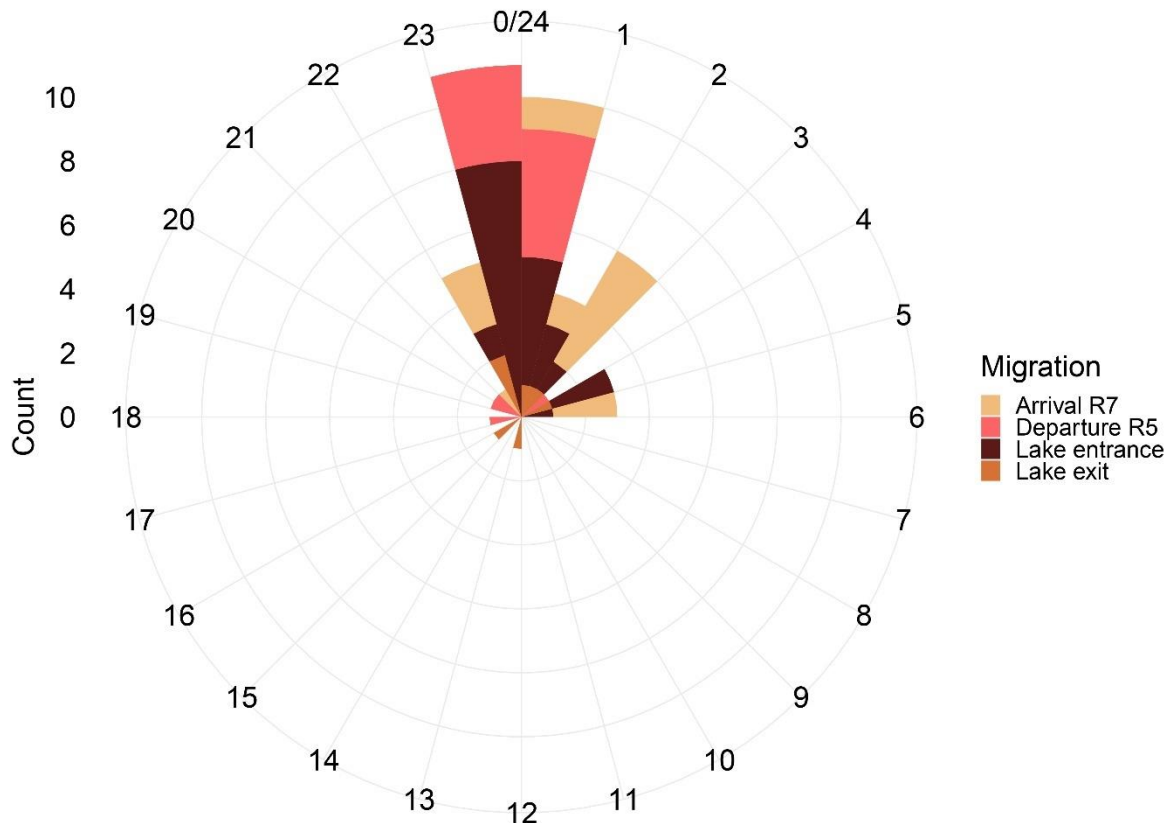
Av de 20 smoltene som vandret inn i Evangervatnet var det bare åtte (40%) som overlevde og vandret videre ned Bolstadelven. De resterende 12 døde i innsjøen (**Figur 91**), hvorav halvparten av disse døde som følge av predasjon fra ørret. 50 % av smoltene døde innen de første to kilometerne av innsjøen (fra innløpet til og med sundet mellom Fadnes og Herdnes). Hverken lengde eller vekt av smolt hadde påvirkning på overlevelse (smoltvekt, $z_{1,19} = -0.98$, $p = 0.33$; smoltlengde, $z_{1,19} = 1.12$, $p = 0.23$).



Figur 91. Kart som viser dødelighet i Evangervatnet (sirklene indikerer dødelighetspunkt gitt ved siste observasjon for et gitt merke eller hvor merket skiftet signal fra «levende» til «spist», mens størrelsen på sirkelen indikerer antall smolt som døde ved det gitte punktet), og fangstlokasjon for ørret fanget under prøvefiske i 2019 (grønne trekkanter).

Smoltatferd

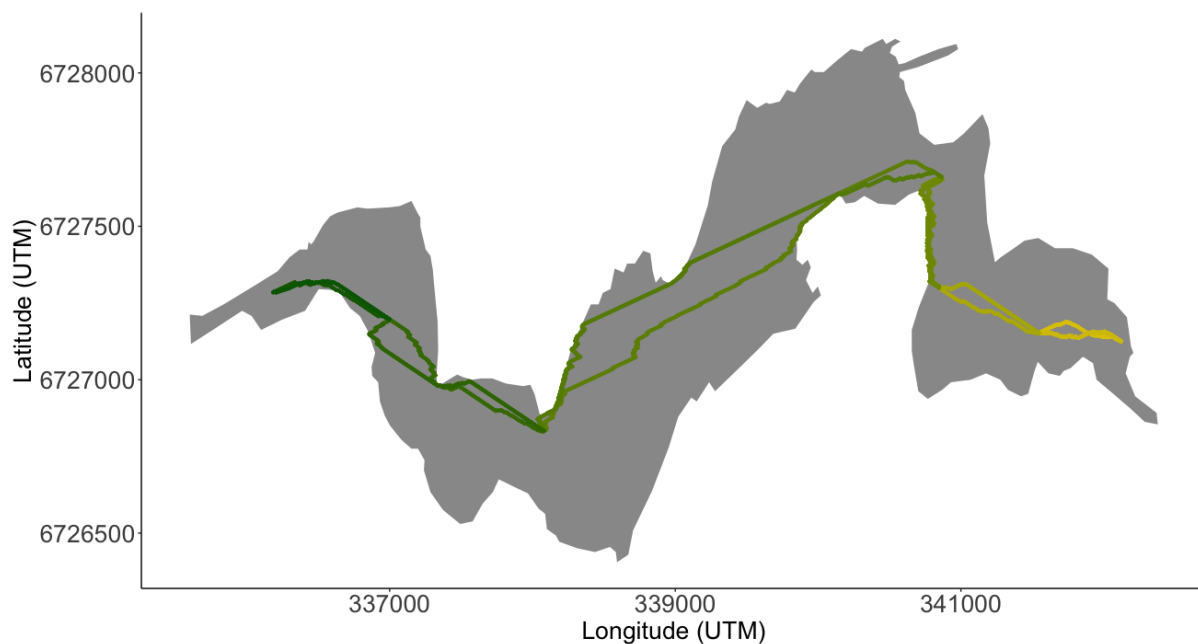
For de overlevende smoltene ble det observert et tydelig vandringmønster både inn i, i og ut av Evangervatnet, hvor mest aktivitet forekom på nattetid (r.bar = 35.4, $p < 0.01$; **Figur 92**). Figuren viser at storparten av aktiviteten forekom mellom kl.22 og 03 på natten.



Figur 92. Polarhistogram som illustrerer tidspunkt for vandring inn i, i og ut av Evangervatnet for laksesmolten. Fargene illustrerer de ulike delene av innsjøvandringen. Vandring i innsjøen er representert ved siste observasjoner på lyttebøye nr.5 (Departure R5) og første observasjon ved lyttebøye nr.7 (Arrival R7). Første deteksjon (altså vandring fra Vosso og inn i Evangervatnet) er representert ved «Lake exit» og siste deteksjon ved enden av Evangervatnet før vandring ned i Bolstadelva er representert ved «Lake exit». «Count» representerer antall hendelser.

Total oppholdstid i Evangervatnet for de overlevende smoltene var mellom 3 og 22 dager (gjennomsnitt 11.1 ± 6.4 standardavvik). Vandringstiden til smolten i innsjøen var ikke ensrettet mot utløpet til Bolstadelven. Mange smolt brukte lang tid og bevegde seg mye i første vannbasseng (øst i Evangervatnet) før de døde eller kom seg videre til neste del av innsjøen. For smoltene som kom seg videre til neste del av innsjøen, utviste ti (90 %) av dem flere perioder med vandring i østlig retning, bort fra vannets utløp (

Figur 93). Av smoltene som døde ble halvparten spist av ørret. Predatorørreten kunne gjøre lengre vandring i Evangervatnet på opp mot 3 kilometer før merket ble skilt ut.



Figur 93. Eksempel på en av de overlevende smoltene i Evangervatnet. Linjene illustrerer bevegelse mellom lyttebøyene for smolten og består av korteste avstand mellom dem, basert på tidssorterte deteksjoner. Den gradvis endrede fargen illustrerer tid, hvor gul er tidlig da smolten vandret inn i vannet (07.05.2019) og mørk grønn er sent (25.07.2019) da smolten vandret ut av vannet. Denne smolten var rask ut av første vannbasseng, men gjorde flere vandringer østover, bort fra utløpet i hoveddelen av vannet.

Simuleringer

Modellen viste at smoltene som vandrer gjennom innsjøen kan svømme tilfeldig rundt i innsjøen til de kommer nær utløpet. Gitt et nattlig vandringmønster med svømmehastighet på 0.17 m/s (hentet fra studie av Thorstad m.fl. 2004) passet observerte vandringstider godt overens med simulerte vandringstider. Dersom dette speiler virkeligheten, vil en gjennomsnittlig smolt i Evangervatnet bevege seg ni ganger lengden (54 km) før den forlater utløpet ved Bolstadelven.

Diskusjon

De nye predasjonsmerkene benyttet i denne studien er svært små, og har en merkevekt relativt til smoltvekt på 3.1 % (merkebyrde). Dette er svært lavt for smoltstudier og er vesentlig lavere enn studiene gjennomført av Haugen et al 2016, hvor merkene hadde en merkebyrde på 6.5 % og 8.2 % utifra hvilket merke som ble benyttet. Studier har vist at merkebyrde og selve operasjonen påvirker smolten, men grensene for hva som er ansett som tolererbare merkebyrder varierer fra 2 til 10 % (Jepsen m.fl. 2002). Man må derfor anta at smolt merket med telemetrimarker har en større sjanse for å bli spist eller dø enn umerket smolt. Allikevel kan man anta at jo lavere merkebyrden er, jo bedre er det. Merkene benyttet i dette studiet hadde en predasjonssensor, men en valideringsstudie som ble gjort i kontrollerte omgivelser samtidig som feltstudien viste at de ikke virket ideelt, og kun 50 % av predasjonstilfellene ble faktisk registrert av sensoren. Dette gjør at predasjonsestimatet for dette forsøket (30 % av smolten) trolig er for lavt. Uansett er det tydelig at predasjon er en viktig dødelighetsfaktor i vassdraget. Fangsten fra prøvafiske viser at det er en betydelig bestand av fiskespisende ørret i vassdraget. Samtidig er det viktig å huske at det alltid har vært predasjon fra ørret i slike systemer, og hvorvidt dette problemet har blitt større i nyere tid er vanskelig å fastslå.

Videre er det viktig å huske at studien kun hadde 20 individer, og feilmarginene for estimater blir derfor større. Derfor kan man se på resultatene fra denne studien som videre indikasjoner på at predasjon er et stort problem for smolt i vassdraget, men nøyaktige estimater på hvor mange som dør

(på populasjonsnivå) kan man ikke stadfeste for sikkert. Atferden til smolten i innsjøen viste at smolten er nattaktiv, trolig som predator-unnvikelsesstrategi. I tillegg beveger smolten seg i stor grad i innsjøen, både oppstrøms og nedstrøms innad i innsjøen. Dette indikerer at de finner et slikt stort stillestående vannmiljø vanskelig å navigere. Dette sammenfaller med resultatene til simuleringene, som viser at smolten i teorien kan svømme rundt i tilfeldige retninger til den kommer til utløpet av innsjøen. Denne modellen tar dog ikke hensyn til de strømmønstrene som er i innsjøen, f.eks det kompliserte strømbilde i første del av innsjøen og rundt kraftverket, og kan derfor ikke anses som en fullverdig forklaring på den observerte adferden.

Konklusjon telemetr studie

Fra pilotstudien i 2019 ble det klart at predasjon fra ørret er en viktig dødelighetsfaktor for vandrende smolt i Evangervatnet. Høyest predasjonspress ble observert i første del av Evangervatnet. Lignende resultater ble funnet av Kennedy m.fl. 2018, som fant 31.2 % dødelighet per km i overgangen mellom elv og innsjø. Smolten vandrer hovedsakelig om natten, som sammenfaller med observasjoner fra Skottland i Loch Voile (Thorpe m.fl. 1981). Laksesmoltten bruker lang tid gjennom innsjøen og gjør flere bevegelser bort fra utløpet, noe som tyder på ineffektiv navigering. Simuleringene underbygger dette, og viser at med naturlige parametere kan man beskrive smoltvandring gjennom Evangervatnet som en korrelert brownsk bevegelse.

9.4 2020 – Effekten fra Evanger kraftverk på nedvandrende laksesmolt

Bakgrunn

Usikkerheten rundt hvorvidt Evanger kraftverk påvirker smoltvandringen ble gjennom studiene i 2015, 2016 og 2019 ikke besvart. Det ble dokumentert høy dødelighet, og fastslått at predasjon er en viktig bidragsyter til dette. Men man har samtidig vært usikker på hvorvidt Evanger kraftverket også påvirker smoltvandringen og dermed overlevelsen hos smolt. Derfor har det i tidligere rapporter blitt foreslått å skru av kraftverket periodevis for å kunne teste konkret om perioder uten kraftverkkjøring vil øke sannsynlighet for at fisk passerer området i innsjøen som påvirkes av kraftverket. Dette kan være svært kostnadskrevenende, men i dialog med BKK var det i 2020 en mulighet for å gjennomføre et slikt forsøk. Grunnet at predatormerkene fra 2019 ikke fungerte optimalt, ble det i 2020 benyttet en ny type predatorsensor som registrer orienteringen til fisken, som gjør det mulig i etterkant å evaluere om fisken er blitt spist eller ikke.

For å kunne skille effekten av kraftverket på atferden til smolten tok prosjektet derfor i bruk tre typer teknologier:

1. Spesialsensorer som registrerer predasjonstilfeller ved hjelp av en orienteringssensor.
2. Dybdesensorer som registrerer laksesmoltens dyp.
3. Store merketyper med dybdesensorer som ble brukt til å merke ørret (>500 g), som er påvist å være viktigste predator i dette økosystemet.

Målet med dette studiet var som følger:

1. Evaluere hvor stor andel av fisken som ble spist av ørret i løpet av vandringen.
2. Registrere dybdeatferden til smolten gjennom Evangervatnet og sammenligne med dybdeatferden til predator-ørret.
3. Evaluere atferden til laksesmoltten forbi kraftverket i perioder med og uten kjøring.

Hypotesene var som følger:

H1: Laksesmolt har økt sannsynlighet for å vandre forbi kraftverkuttaket i perioder når kraftverket står (målt som sannsynlighet for passering).

H2: Fisk som oppholder seg lenge i området før kraftverktløpet har større sannsynlighet for å bli spist av predatorer enn fisk som vandrer raskere gjennom vannet.

Metode

Atlantisk laksesmolt ble fanget ved hjelp av elektrofiskeapparat ved flere lokaliteter i Vosso (Kveile, Istadbekken, Flage, Kvilekvål, Geitle, Strandaelva, Tverrelva, Teigdalen). I utgangspunktet var målet å fange fisk fra samme lokalitet (Tverrelva), men fordi vi ikke fikk tak i nok smolt der, ble smolt også fanget ved andre lokaliteter. Fisken ble delt opp i to grupper fra hver fangstlokalitet, hvor den ene gruppen ble merket med merker som hadde en dybdesensor (N = 45, gaffellengde = 137±8 mm) og den andre gruppen ble merket med merker som inneholdt en predasjonssensor (N = 45, gaffellengde = 136 ± 7 mm). Predasjonssensoren i dette forsøket er en orienterings-basert sensor som trigges av et stort avvik fra standard orienteringen ved normal atferd. Et slikt avvik vil skje hvis fisken blir angrepet og spist av en predator. For å måle avvik etablerer merket det som kalles "baseline"-orientering de første timene etter at fisken har blitt merket. Etter denne første fasen vil merke indikere predasjon hvis merket endrer orientering med mer enn 70 grader.

Predatorørret (N= 36) ble fanget ved dorging i Evangervatnet i perioden 23 april til 12 juni. Det ble kun brukt wobblere i samme størrelsesorden som laksesmolt. Med unntak av én laks, ble det utelukkende fanget ørret ved dette fiske. Ørret ble merket med merker med dybdesensor for å kunne sammenligne dybdebruken mellom ørret og laksesmolt. Detaljene til merkene brukt i studiet er listet opp i **Tabell 23**.

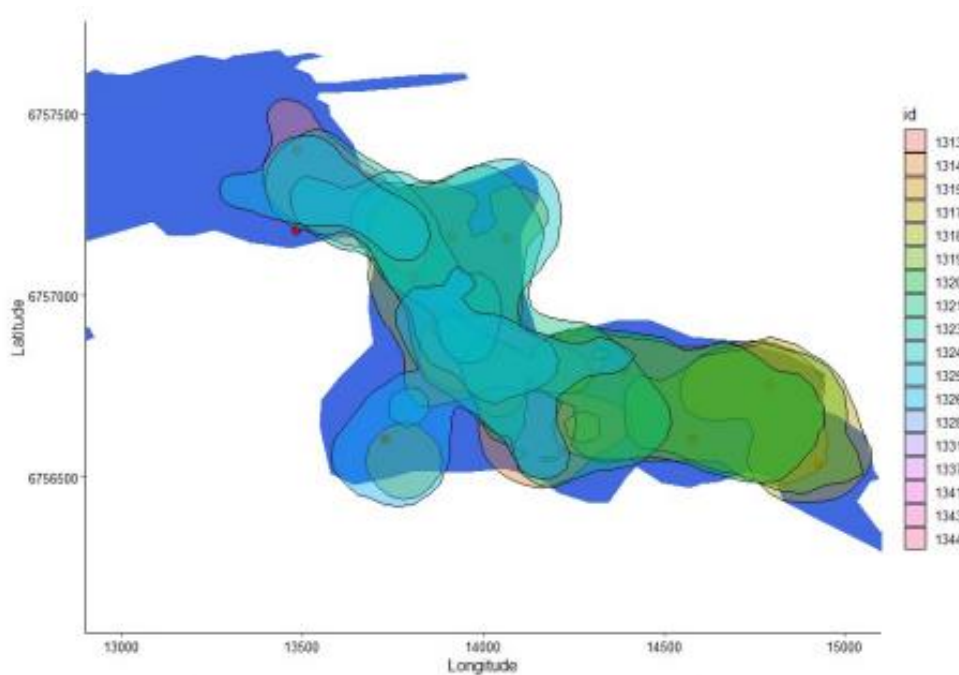
Tabell 23. Merkedetaljer fra studien 2020.

Art	Merketype	Størrelse	Sensor	Ping-rate	Vekt i luft
Laksesmolt (N=45)	V6D	137 ± 8 cm	Dybde	30-90 s	1.14 g
Laksesmolt (N=45)	V6P	136 ± 7 cm	Predasjon	30-90 s	1.44 g
Ørret (N=36)	V13P	509 ± 8.0 cm	Dybde	60-120 s	14.3 g

Oppsett av Lyttebøyer

Et nettverk av lyttebøyer (TBR 700, Thelma Biotel, Trondheim) ble i forkant studien satt ut i Vosso, Evanger, Bolstadelva, Bolstadfjorden, og Osterfjorden. Ved Nordhordalandsbroen ble det festet 12 lyttebøyer (både TBR 700 og Vemco VR2W). Halvparten ble festet på hver side for å kunne studere hvilken retning fisken eventuelt vandret. En klynge av lyttebøyer (N = 13) ble plassert i første del av Evangervatnet fra elveosen til og med forbi utløpet av Evanger kraftverk. Klyngen og rekkevidden til merkene i og rundt Evanger kraftverk (

Figur 94) gjorde det mulig å gjøre en grov triangulering som vil kunne gi gode resultater på hvor og når fisken passerte kraftverket. Rekkevidde-testing ble gjennomført med et 6 mm test-merke og en håndholdt GPS. Pingene fra dette merket ble koblet til GPS punktet og ble brukt til å lage 95% forventet rekkevidde rundt hver lyttebøye (95% kernel fra pakken adehabitatHR). Lyttebøyene ble lastet ned 20 juni.



Figur 94. Resultater fra rekkevidde-testing av 13 lyttebøyer i første del av Evangervatnet.

Dybdebruk laksesmolt og predatorørret

En generalisert linær additiv modell (GAM) av dybdebruk av de to artene med individ som «random» effekt ble brukt for å studere overlapp mellom de to artene. Dagslys ble brukt som forklaringsvariabel basert på `suncalc()` funksjonen i R sammen med dagen på året. To modeller ble sammenlignet – en med en interaksjon mellom de to artene og en uten interaksjon. Akaike informasjons kriterium (AIC) verdier ble brukt for å velge modellen med mest støtte i dataene.

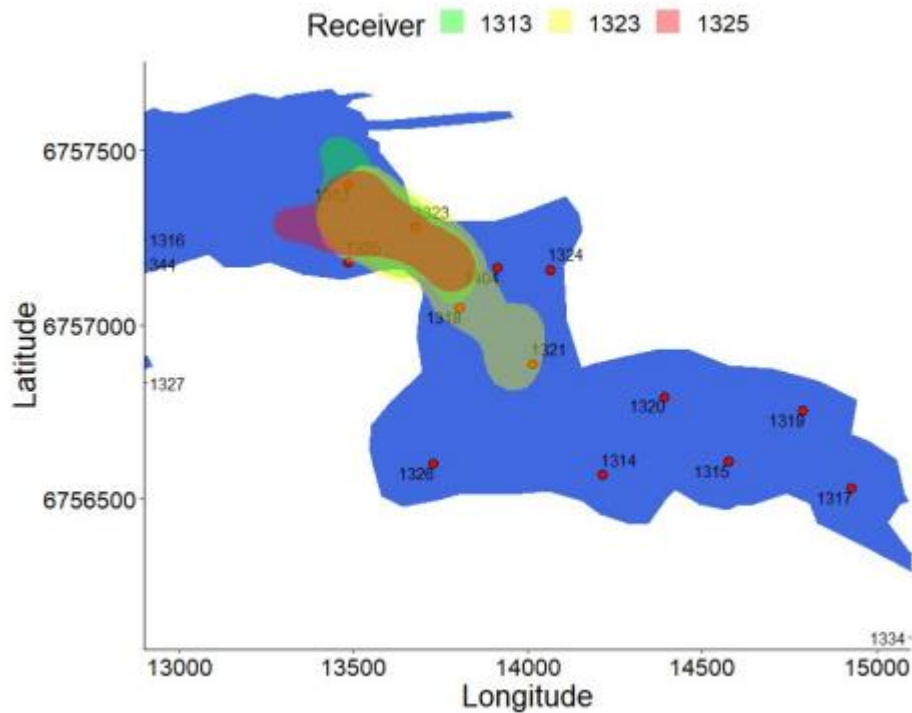
Passering forbi kraftverket

Den viktigste delen av studiet var å teste om laksesmolten passerte eller unngikk området i vannet som ble påvirket av kraftverkutløpet. En slik hypotese krever derimot at man definerer et kriterium for når fisken er registrert i influensområdet til kraft stasjonen eller har passerte det. Tidligere studier har vist at effekten av Evangerkraftverk hovedsakelig strekker seg sør vestover fra utløpet mot Fadenessundet, og at strømforholdene i sundet kan endre seg ved høy vannføring fra kraftverket (spesielt når vannføringen fra Vosso er lav, se eget bilde).



Bilde av utløpet av kraftverket vinteren 2021. Her kan man enkelt se at overflatevannet fra kraftverket påvirker temperaturen og dermed islegging av vannet rundt kraftverket og ved Fadenes. Rød pil viser hvordan laksesmolten må passere influensområdet til kraftveket.

Det er flere måter å analysere dette på, men den enkleste er registreringer ved lyttebøye 1313 som har en rekkevidde som i strekker seg rett innenfor Fadenessundet (**Figur 95**). Andre alternative registreringer er siste deteksjon på lyttebøyer 1325 og 1323, eller første deteksjon på neste lyttebøye midtveis i Evangervatnet (1316). Det var derimot ingen stor forskjell i hovedkonklusjonen fra disse analysene, og derfor presenteres resultatene fra modellen hvor responsvariabelen er antall fisk som detekteres for første gang på lyttebøye 1313 per dag (Nreg).



Figur 95. Rekkevidde for aktuelle lyttebøyer til bruk i analysene.

Modellen som ble bygget kan beskrives som følger:

$N_{reg} \sim \text{poisson}(\mu_j)$

$E(N_{reg}) = \mu_j \log(\mu_j) = \text{VossVF}_j \times \text{EvangerVF}_j$

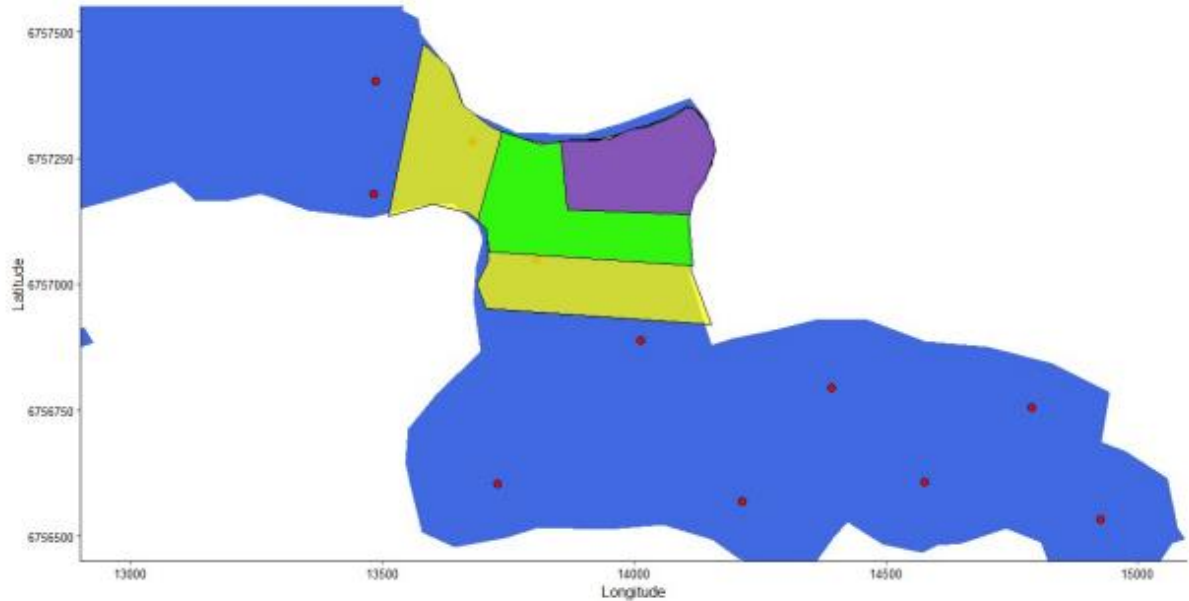
Hvor N_{reg} er antall smolt registrert for første gang på lyttebøye 1313, VossVF_j er vannføring i målt ved Bulken, mens EvangerVF_j er vannføring registrert i kraftverket.

Årsaken til at man benyttet antall smolt registrert for første gang og ikke passeringer av smolt som potensielt vandret tilbake igjen og passerte igjen var at data fra predatorsensoren indikerte at første registrering ved 1313 i all hovedsak var smolt, mens senere registreringer i mange tilfeller var ørret som hadde spist smolt.

Påvirkning av oppholdstid i området rundt kraftverket

I diskusjon med Vossklekkeri, BKK og representant for oppdretterne (Nils Inge Hitland) ble det i november 2020, diskutert hvordan man skulle gå frem for å teste flere hypoteser med dataen. Et av spørsmålene som ble fremhevet var om det å oppholde seg i kraftverkvannet i seg selv er negativt for sannsynligheten for overlevelse nedstrøms. En slik hypotese krever at man definerer konkret influensområdet. Forslagene til influensområdet ble presentert (Figur 13) og godkjent av gruppen. Målet med disse tre polygonene er å bygge en modell hvor man tester om fisk som har oppholdt seg i dette området når kraftverket kjører vil ha en redusert overlevelse nedstrøms. Dette krever at en kan estimere posisjonen til fisken med en relativ god presisjon, og vil være krevende ettersom synkroniseringsmerkene ikke fungerte. Det er derimot mulig å bruke en grov trianguleringsmetode hvor man tar gjennomsnittsposisjonen til et individ basert på deteksjoner ved flere lyttebøyer. Dette vil ikke gi en eksakt posisjon til en fisk, men vil indikere om fisken er i nærheten eller ikke til området som defineres som et influensområde.

I analysen kom det raskt frem at det ikke spilte noen rolle for resultatet hvilken definisjon av de tre influensområdene man brukte (se **Figur 96**). Derfor presenteres resultatene fra kun det største (gul) området. For å analysere dataen ble det brukt en enkel t-test for å evaluere om sannsynligheten for å detekteres nedstrøms påvirkes av hvor hver enkelt fisk oppholdt seg i influensområdet. Dette kan også gjøres med en noe mer komplisert binomial GLM, men resultatene var så like at den enkleste modellen ble benyttet.



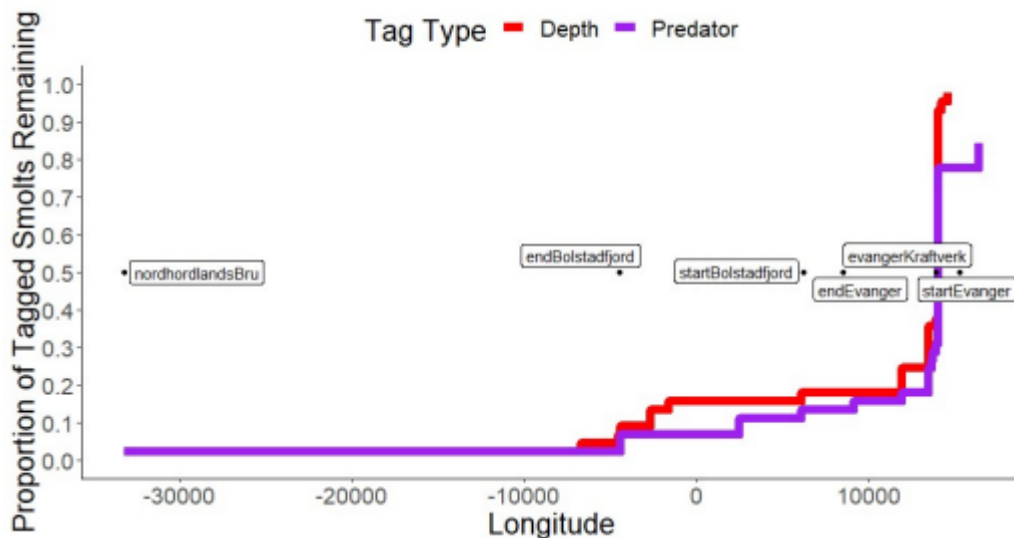
Figur 96. Forslag til tre influensområder som skal brukes i videre analyse.

Resultater

Overlevelse og registrering

Av 90 laksesmolt ble 66 laksesmolt detektert på lyttebøyenettverket etter utslipp (73 %). Sannsynligheten for å bli detektert kunne ikke relateres til fiskestørrelse ($Z = -0.43$, $P = 0.67$) eller merketype ($Z = 0.89$, $P = 0.37$). Kun 26 av smoltene ble registrert til å ha vandret gjennom Evangervatnet (altså et 61 % frafall i innsjøen) (

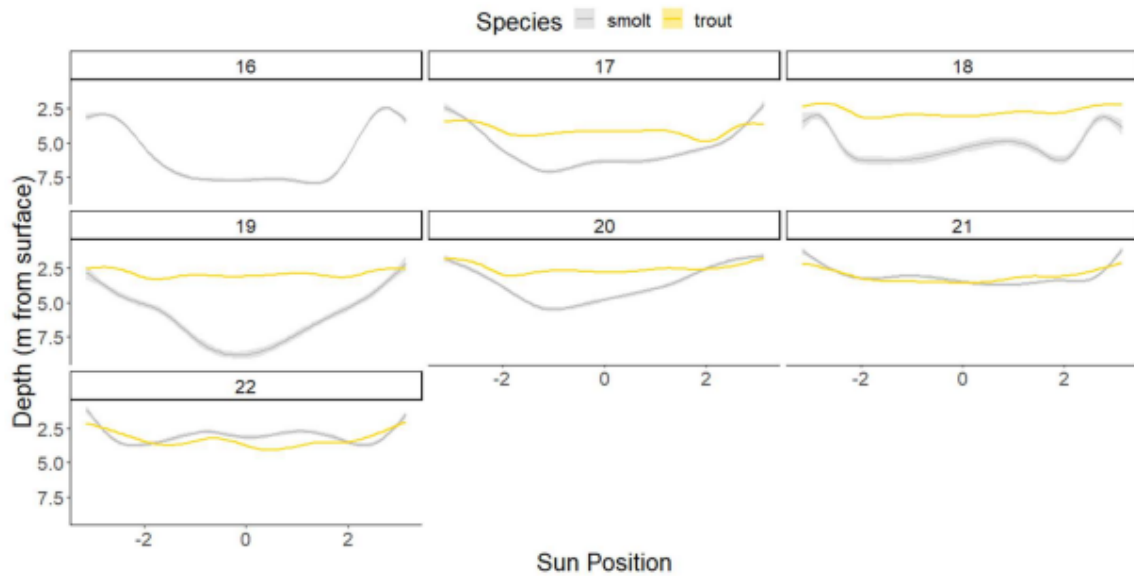
Figur 97). Det ble registrert 40 smolt med predasjonsmerke i Evangervatnet, hvor 31 av disse skiftet signal, hvilket indikerer at 78 % av smoltene ble spist. Predasjonsensoren for de individuelle smoltene skiftet signal gjennom hele vassdraget, men flest smolt ble spist i første del av Evangervatnet.



Figur 97. Overlevelse for smolt med dybdesensorer (rød) og predatorsensorer (lilla).

Dybdebruk

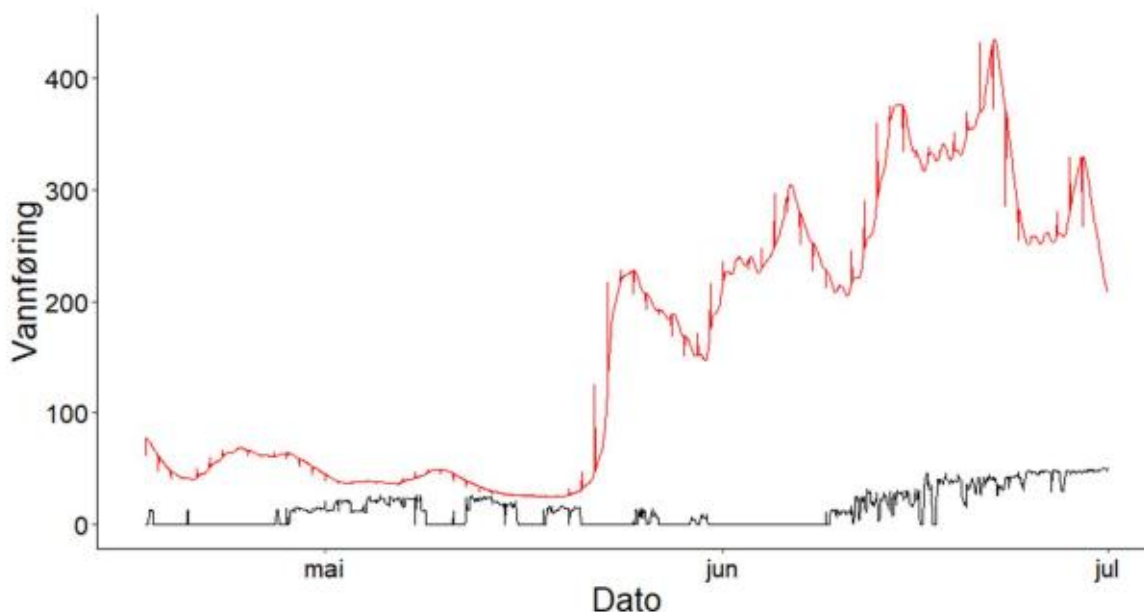
I snitt svømte ørreten ved et dyp på 3.24 ± 2.31 m. Til sammenligning ble laksesmolt registret ved et dyp på i snitt 4.25 ± 3.84 m. Dybdebruken til ørret og laks viste at ørret svømte grunnere og laksesmolt dypere i løpet av våren (GAM, $t = 75.95$, $P < 0.01$). I tillegg var ørret signifikant høyere i vannsøylen enn laksesmolten gjennom hele perioden (GAM, $t = -2.04$, $P = 0.04$). Videre hadde begge artene en klar døgnvandring hvor de var dypere om dagen og grunnere om natten (GAM, $F = 4445$, $P < 0.01$, **Figur 98**).



Figur 98. Dybdebruk til laksesmolt (grå linjer) og predatorørret (gul linje) relativ til solens posisjon i løpet av dagen fra uke 16 til uke 22. «Sun position» indikerer relative posisjonen til solen hvor 0 indikerer at solen på sitt høyeste.

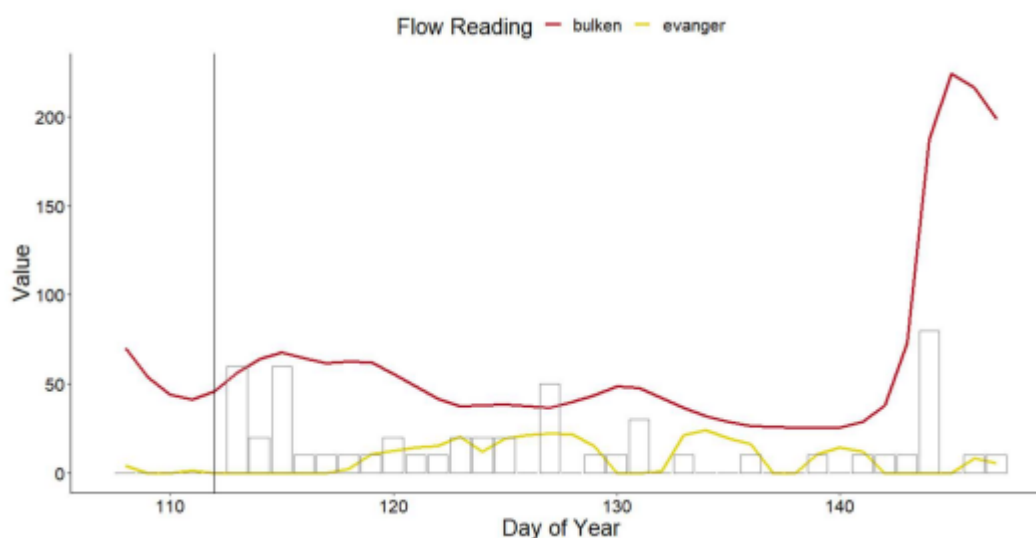
Vannføring Vosso og Evanger kraftverk våren 2020

Vannføringsdata for Vosso og kraftverket viser at det var flere perioder med stenging av kraftverket gjennom hele perioden (svart linje, **Figur 99**). Det er også verdt å merke seg den relativt lave vannføringen i Vosso fram til siste halvdel av mai, hvor vårfloppen inntreffer og vannføringen øker kraftig. På grunn av høy autokorrelasjon mellom observasjoner og relativt få registreringer per time (mange null verdier) er det ikke mulig å kjøre modeller på timesbasis, slik at modellene på sannsynlighet for registrering forbi kraftverket gjøres på gjennomsnittsverdier per dag.

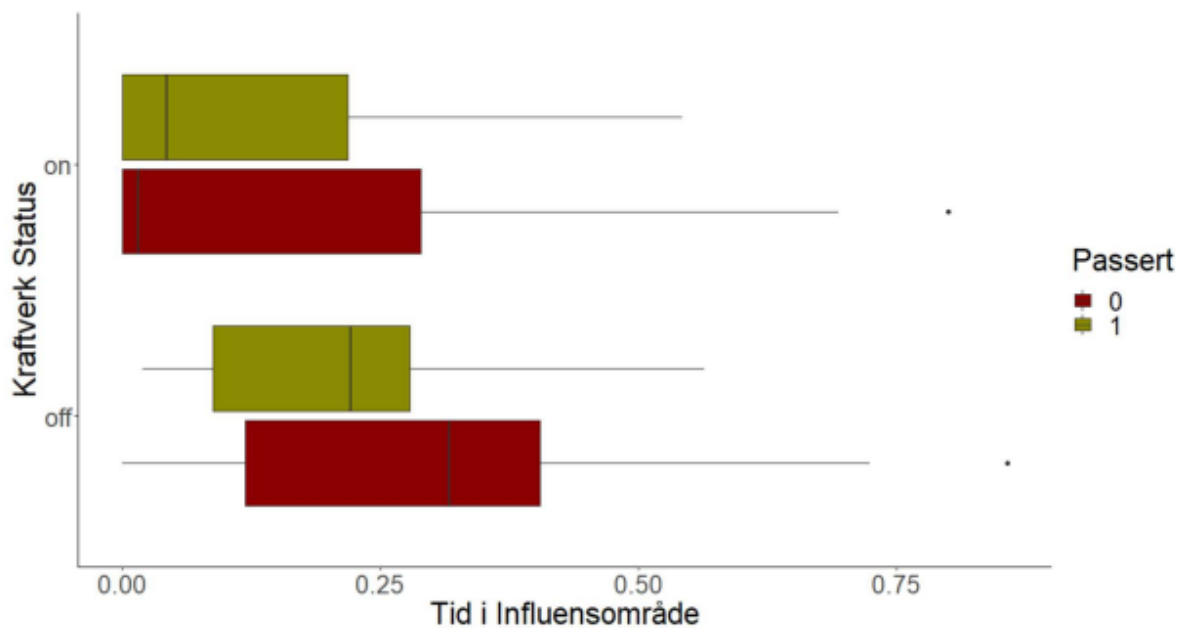


Figur 99. Timevis vannføringsdata fra Evanger kraftverk (svart) og Vossovassdraget (ved Bulken, rød)

Totalt 44 laksemolt ble detektert på lyttebøye 1313, som ifølge rekkeviddetesting indikerer at fisk som er registrert her, må ha passert gjennom området som er påvirket av kraftverket. I modellen for antall registrerte fisk var ikke interaksjonen mellom vannføring i Vosso og Evanger signifikant og ble derfor ekskludert. Antall fisk som for første gang ble registrert ved lyttebøye 1313 var ikke relatert til vannføring fra Evanger kraftverk (Figur 100, GLM; $z = 0.144$, $P = 0.8853$), og heller ikke signifikant relatert til vannføringen i Vosso (GLM; $z = 0.43923$, $P = 0.0544$). Resultatet knyttet til Evanger kraftverk var uavhengig av om man brukte andre målepunkter for passering, det vil (1) si andre lyttebøyer (2) siste registrering ved lyttebøye 1313 eller (3) inkluderte data fra dybdesensorer eller ikke (med usikkerheten knyttet til predasjon som dette medfører). Resultatet var også uavhengig om effekten av kraftverket ble definert som en kontinuerlig variabel eller om en faktor hvor kraftverket enten var av eller på. Effekten av vannføring i Vosso kom i noen av analysene ut som en signifikant forklaringsvariabel, og indikerte at flere fisk passerte på dager når vannføring fra Vosso var høy.



Figur 100. Antall registreringer av laksemolt per dag (første registrering) ved lyttebøye 1313 og vannføring fra Bulken og Evanger. Den vertikale linjen indikerer dagen fisken ble sluppet. Merk at antall fisk er multiplisert med 10 for å tilpasse den samme skalaen.



Figur 101. Deteksjon nedstrøms kraftverket som en funksjon av proporsjon av tid i influensområdet («inside»). Fargene indikerer om kraftverket er på eller av («on» / «off»).

Generelt kan det virke som laksesmolten oppholdt seg i influensområdet mer når kraftverket var av enn når det var på. Det var derimot klart at denne effekten var uavhengig av om kraftverket var på eller av (t-test, $p > 0.05$). Det vil si at individer som bruker lang tid å vandre gjennom denne delen av vannet virker til å ha lavere sjans for å overleve gjennom vannet, men at dette også var tilfelle når kraftverket var av. En test av om det var noen sammenheng med passering og tid i influensområdet når kraftverket var på indikerer ingen signifikant effekt av tid i influensområdet (**Figur 101**, $t = 0.68263$, $df = 54.939$, $p\text{-value} = 0.4977$).

Diskusjon og konklusjon

Hypotese 1 «Laksesmolt har økt sannsynlighet for å vandre forbi kraftverkuttaket i perioder når kraftverket står»

Undersøkelsene fra denne studien viser at det ikke er støtte til denne hypotesen. Hovedresultatet er at selv om Evangerkraftverk var stengt i perioder under smoltutvandringen resulterte ikke dette i at flere merkede smolt ble registrert nedstrøms Evangervatnet eller i fjorden. I motsetning til kraftverksvannføringen, var det en svak signifikant effekt av vannføringen fra Vosso. Dette er ikke overraskende gitt den store dokumenterte effekten av vannføring på strømningsmønsteret i Evangervatnet ved høy vannføring. Tidligere analyser av strømningsmønsteret i Evanger indikerer at når vannføringen fra Vosso er høy domineres alle målinger av dette, mens når vannføringen fra Vosso er lav blir det retningsendring i strømningsmønsteret på sørsiden av Fadnesundet. Dette er foreslått som en av mekanismene som kan føre til at Evangerkraftverk sitt kjøringsregime kan resultere i lenger oppholdstid for smolten i indre del av Evangervatnet. Det var derimot ingen indikasjon i dataene på at det er større eller mindre sannsynlighet for å passere forbi kraftverket når det var skrudd av i 2020.

Hypotese 2: «Fisk som oppholder seg lenge i området før kraftverktløpet har større sannsynlighet for å bli spist av predatorer enn fisk som vandrer raskere gjennom vannet»

Resultatene fra modellen med influensområdet indikerer at sannsynligheten for å registreres nedstrøms var lavere hvis fisken oppholdt seg lenge i området utenfor kraftverket, men at dette var uavhengig om kraftverket var på eller av. Dette er dermed mest sannsynlig en funksjon av at fisk som oppholder seg lenge i innsjøen vil også ha større sannsynlighet for å bli spist ørret. Det er dermed lite som tyder på at dette er en direkte funksjon av at fisken påvirkes direkte av vannet som kommer fra kraftverket. Resultatene støtter opp under det Vollset m.fl. (2016) finner i sitt studie med akustisk merket klekkerifisk fra Bolstadelven, som viser at laks som har treg progresjonsrate i første del av Bolstadfjorden har svært lite sannsynlighet for å detekteres lenger ute i fjorden. I tillegg ser man at dødelighetsratene (61 % av fisken i dette forsøket) sammenfaller med studien til Hanssen et al 2020 på 60 %, og Haugen m.fl. 2016 (49 og 82 % dødelighet), noe som støtter opp rundt resultatene at vannet fra kraftverket ikke har en direkte effekt på overlevelseshraten i innsjøen.

9.5 2020 - Migrasjonsmønster hos voksen vill og kultivert laks

Bakgrunn

Etter bestandskollapsen i Vosso ble det etablert klekkeri med utsett av rogn, yngel og smolt for å reeatblere Vossolaksen. Dette har vært en viktig bidragsyter i redningsaksjonen. Forskning har imidlertid avdekket noen negative effekter av klekkeribruk i restaurering av truede laksefisker (Snyder m.fl., 1996; Naish m.fl., 2007; Hagen m.fl. 2021). Noen kjente negative effekter av klekkerivirksomhet er økt innavl (Hagen m.fl. 2021), fysiologiske problemer som lavere hjerte kapasitet (Twardek m.fl., 2021), endring i personlighetstrekk (f.eks; McDougall m.fl., 2006), ulikheter i genuttrykk (Christie m.fl., 2016; Leitwein m.fl., 2021) og høyere andel kultivert fisk som feilvandrer under gytevandringen (Barlaup m.fl., 2018; Keefer and Caudill, 2014). Den kultiverte fisken som vandrer tilbake til Vossovassdraget i gytetiden har man i hovedsak antatt at ikke skiller seg nevneverdig ut fra villfisken. I samtale med fiskere og andre som håndterer laksefisker er det likevel mange som har ment de kan merke forskjell på adferden mellom kultivert laks og villaks. Det er ellers gjort lite studier på adferd hos kultivert tilbake vandret laks.

Adferden til laksen under gytevandringen er svært viktig fordi de totalt investerer opp til 60-70% av sin somatiske energi til gyting, gytevandringen inkludert (Jonsson m.fl., 1997). Vi vet fra tidligere forskning at laks som investerer for mye energi i reproduksjon har mindre sjanse for å overleve etter gytetiden (Glebe & Leggett, 1981; Jonsson m.fl., 1997). Potensielle ulikheter mellom kultivert laks og villaks er også viktig å ha kunnskap om for forvaltning og forskningsprosjekter i området. Vi tok i bruk akustisk telemetri i 2020 for å sammenligne vandringsmønsteret til vill- og kultivert laks i Vossovassdraget, ettersom utsettinger av klekkerismolt har vært benyttet for å bygge opp gytebestanden i løpet av de to siste tiårene. Det ble samlet inn data fra vandringsmønstrene i ett år, og dermed har man fulgt gytevandringen, overvintringen og sjøvandringen til Vossolaksen, fra Nordhordalandsbrua til Strandaelva helt øverst i Vossovassdraget.

Målet med dette studiet var som følger:

1. Evaluere om det er forskjeller på vandringsmønster hos vill- og kultivert laks i Vossovassdraget.

Hypotesene er som følger:

H1: Kultivert laks bruker mer tid på å lokalisere gyteområdene under opp migrasjonen.

H2: Kultivert laks har lavere overlevelseshrate etter gyting og har prematur tilbake vandring til havet.

Metode

Fangst og merking

Laksen ble fanget i kilenøter ved utløpet av Bolstadfjorden (13.5km, 11.2 km og 10.8 km avstand til Bolstad elvemunningen), som ble sjekket to ganger daglig i perioden for merking av fisk (18.02.2020 – 19.09.2020). Totalt ble det merket 37 laks med akustiske merker (lengde: 29.1mm, vekt: 9.7 g, type: T-LP13, produsent: Thelma Biotel), med en jevn fordeling mellom kultivert og villaks.

Lyttebøyer

Det var totalt 86 lyttebøyer (Model TBR 700, Thelma Biotel) fordelt på fjorden, elvene og innsjøene under dette. Dette var de samme lyttebøyene som ble benyttet i studien som i **kapittel 9.4**.

Analyse H1: Migrasjonsmønster under gytevandringen

Etter den nødvendige filtreringen, ble de 2 millioner gjenværende deteksjonene analysert i R-studio 1.1.456 (R Core Team, 2019). Først ble alle individer plassert i gyteområde Vosso eller Bolstad ut fra hvor de hadde oppholdt seg i gyteperioden (oktober - desember). Deretter ble følgende pakker i R anvendt: raster package (Hijmans m.fl., 2015), gdistance package (van Etten & van Etten, 2020) og sf package (Pebesma, 2018) til å estimere minimums migrasjonsavstand for hver fisk i gytetiden ved hjelp av deteksjonene. Det ble brukt en lineær modell med normal distribusjon for å undersøke hvilke faktorer som påvirket estimert minimums migrasjons avstand.

Den endelige modellen (Lineær Model):

$$\log(\text{Estimert Minimums Migrasjons Avstand}) \sim \text{Gyteområde (Bolstad eller Vosso)} * \text{Opphav (Kultivert eller Vill laks)}$$

For å se på bevegelsesadferd knyttet til repetitive elveentreer (vandring inn i Vosso, ut i fjord og deretter inn igjen) ble dette telt opp for hver laks under gytevandringen. For hver gang en fisk svømte opp elven etter å ha oppholdt seg i fjorden, ble det telt en ny elveentre. En generell lineær modell (poissonfordeling) ble laget for å sammenligne kultivert og vill laks, hvor responsvariabelen ble satt til å være elveentreer.

Den endelige modellen (Generell Lineær Model):

$$\text{Elveentreer (Antall)} \sim \text{opphav (Kultivert eller Vill laks)}$$

Analyse H2: Overlevelse etter gytetiden og tidspunkt for sjøvandring

For analysen av overlevelse ble tidspunkt for siste deteksjon per individ sammen med lokasjon brukt for å identifisere hvilke individ som var kommet seg ut av ferskvannssystemet innen 24 juli 2021. Vi antar det som usannsynlig at noen overlevende befinner seg i ferskvannssystemet så lenge etter gyting (Halttunen m.fl., 2013). Individer som fremdeles var i ferskvann etter dette er antatt død. En generell lineær modell med binominal fordeling ble laget for å forklare overlevelsesraten, hvor overlevelse ble satt som responsvariabel.

Den endelige modellen (Generell Lineær Model):

$$\text{Overlevelse (1/Ja eller 0/Nei)} \sim \text{opphav (Kultiver eller Vill laks)} + \text{Sex (hun eller hann)} + \text{TL (Total lengde)}$$

For analyse av tidspunkt for sjøvandring ble bare individer som overlevde gytingen inkludert. Den første deteksjonen i fjorden etter gytetidens start (oktober) ble brukt for å kartlegge tidspunkt sjøvandring. En lineær modell med gaussian fordeling ble laget for å forklare tidspunkt for

tilbakevandring (i julienske dager, med 10 desember satt som dag 1). Modellen har dato for tilbakevandring som responsvariabel.

Den endelige modellen (Lineær Modell):

Sjøvandringstidspunkt (antall julienske dager) ~ opphav (Kultiver eller Vill laks) + Sex (hun eller hann) + TL (Total lengde)

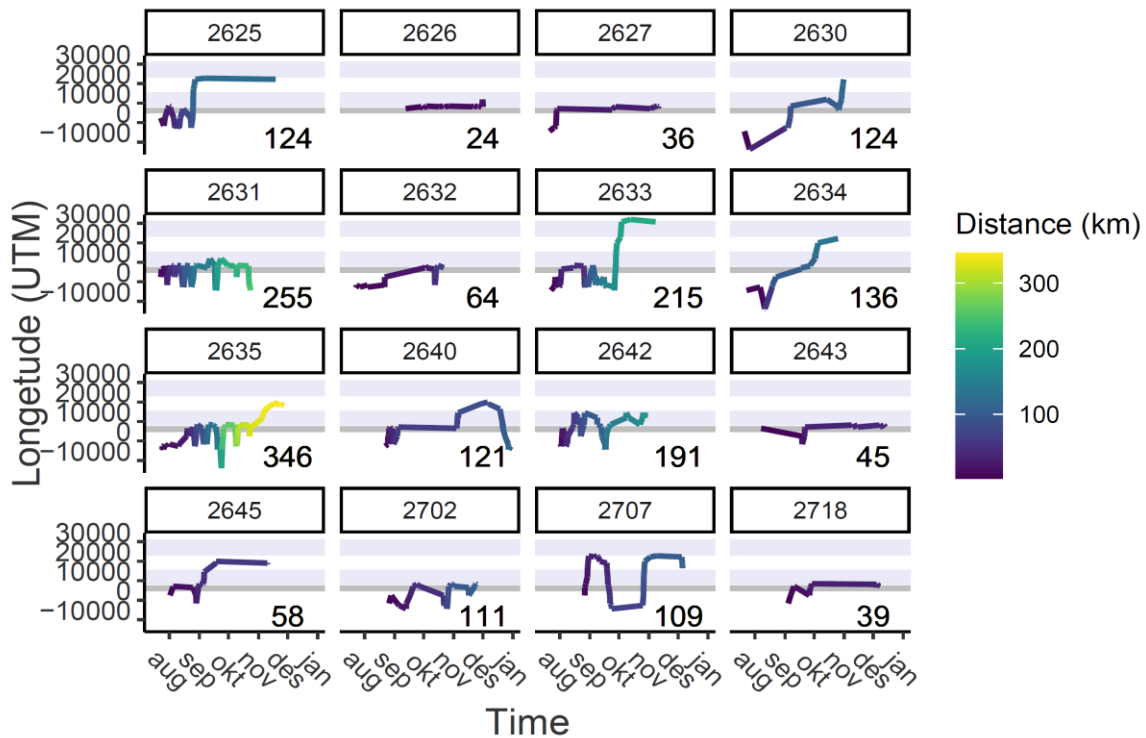
Resultater

Av 37 merkede laks var det 16 med kultivert opphav (total lengde = 812mm ± 92.1mm) og 12 villfisk (total lengde = 759mm ± 116.0 mm) som kunne brukes i den endelige analysen. Årsaken til at totalt 9 ble ekskludert er at de ikke befant seg i elven i gytetiden og derav ikke var relevant for å svare på våre hypoteser.

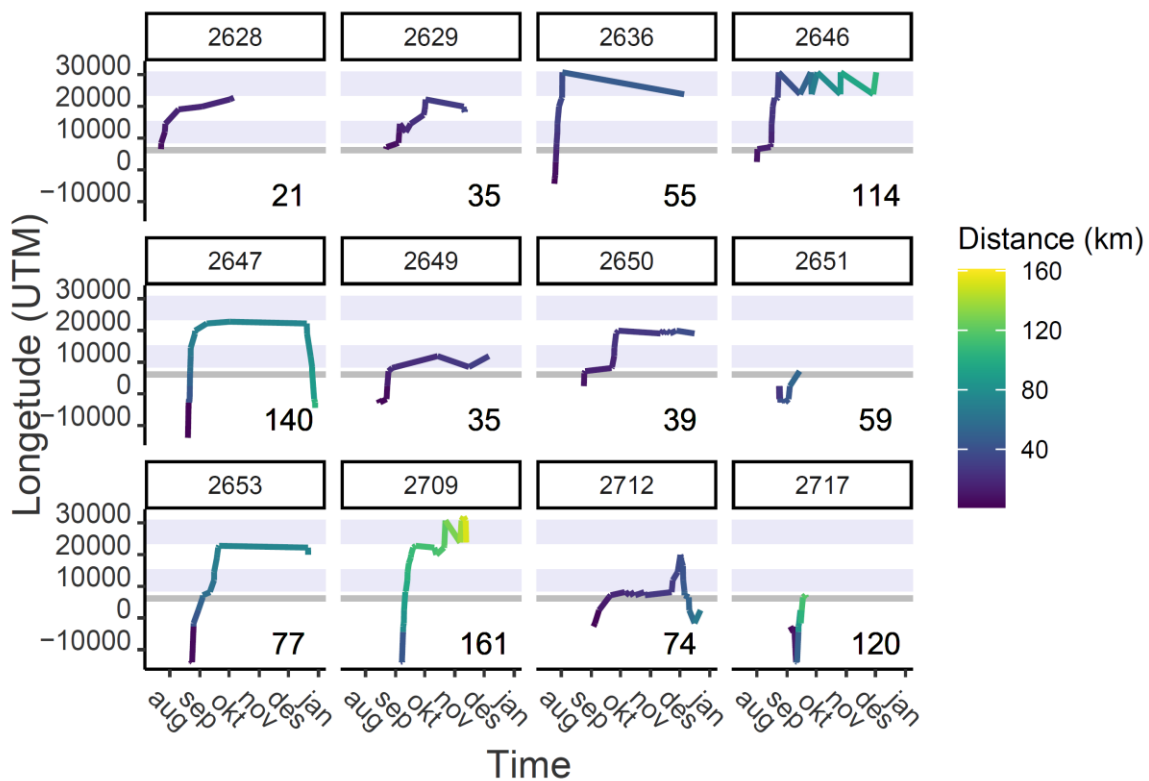
H1: Migrasjonsmønster under gytevandringen

For estimert minimums migrasjonsavstand under gytevandringen (18.07.2020-31.12.2020) var det ikke signifikant forskjell mellom opphavsgruppene ($p=0.913$), selv om klekkerifisken i snitt migrerte 1.6 km lengre enn villfisken. Det var signifikant forskjell på hvor stor andel av vill- og klekkerifisk som gyttet i Vosso og Bolstad, hvor 9 av 16 (56 %) av klekkerifisken og 9 av 12 (75 %) villfisken gyttet i Vosso ($p=0.015$).

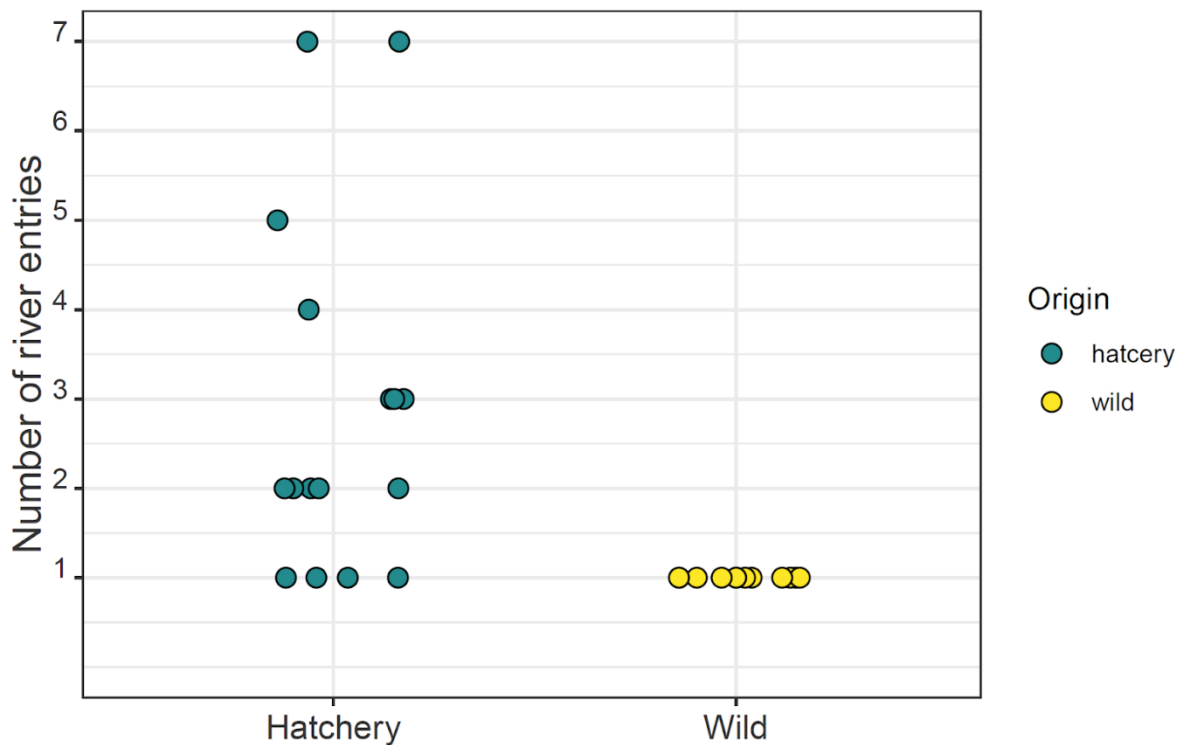
Migrasjonsmønsteret til kultivert (**Figur 102**) og villfisk (**Figur 103**) var svært forskjellig. Majoriteten av kultivert fisk (12 av 16) hadde en unik adferd hvor de migrerte tilbake til fjorden etter å ha svømt opp i elven og senere igjen returnerte til elven, heretter kalt repetitive elveentreer. Kultivert laks hadde mellom 1-7 elveentreer (**Figur 102** og **Figur 94**), mens all villlaks hadde 1 elveentre (**Figur 103** og **Figur 104**). Det var signifikant forskjell på antall elveentreer mellom kultivert og villlaks ($p=0.001$). Én kultivert fisk hadde ekstrem adferd hvor den svømte effektivt helt opp til Vangsvatnet, før den returnerte og tilbrakte en måned i fjorden før den på nytt svømte opp til Vangsvannet (ID:2707, **Figur 102**).



Figur 102. Individuelt bevegelsesmønster for de 16 kultiverte laksene under gytevandring, med fiskens ID på toppen av hvert plot. X-aksen viser tid fra juli-desember 2020 og Y-aksen viser lengdegrader (UTM), hvor økende lengdegrader er lengre oppe i elven. Den grå linjen representerer overgang fra saltvann til ferskvann, og de to lilla beltene viser de to innsjøene. Tallet nede i høyre hjørnet representerer minimums migrasjonsavstand (km).



Figur 103. Individuelt bevegelsesmønster for 16 kultivert og 12 villlaks under gytevandring, med fiskens ID på toppen av hvert plot. X-aksen viser tid fra juli-desember 2020 og Y-aksen viser lengdegrader (UTM), hvor økende lengdegrader er lengre oppe i elven. Den grå linjen representerer overgang fra saltvann til ferskvann, og de to lilla beltene viser de to innsjøene. Tallet nede i høyre hjørnet representerer minimums migrasjonsavstand (km).

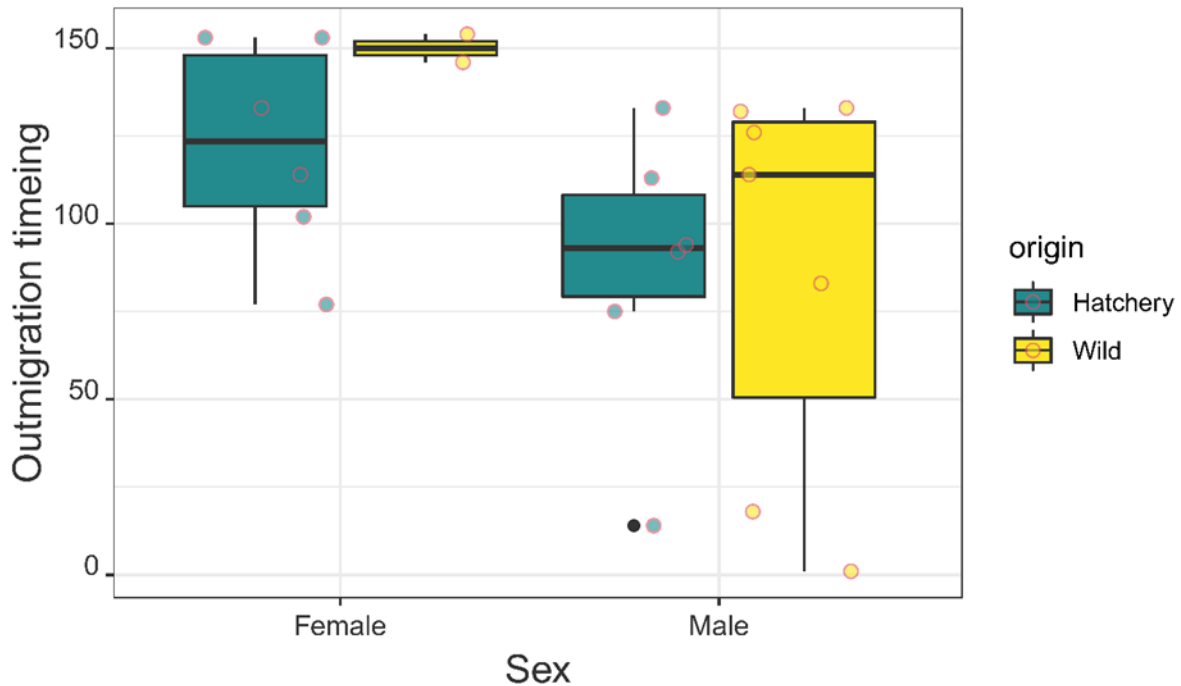


Figur 104. Repetitiv bevegelsesadferd, representert av antall ganger laksen entrer elven. For hver gang fisken på nytt entrer elven etter å ha blitt detektert i fjorden, teller det som en ny elveentre. På X-aksen vises opphavet til fisken (punktene er spreidd for å unngå overlapp), med klekkeri i grønt og villfisk i gult. Y-aksen viser antall elveentreer.

H2: Overlevelse etter gytetiden og tidspunkt sjøvandring

For overlevelsesanalysen ble alle 28 individer inkludert. Overlevende laks var definert som laks som var aktiv i fjorden etter gytetiden, hvor det i denne studien ble observert en overlevelse på 75 % (n=21). Det ble ikke funnet noen signifikant effekt av opphav ($p=0.774$), kjønn ($p=0.068$) eller total lengde ($p=0.379$) som påvirket overlevelsesraten.

For analysen av tidspunkt for tilbakevandring til havet ble bare individene som overlevde gytetiden inkludert (n=21). Det var en signifikant forskjell for tidspunkt for tilbakevandring til havet mellom hoer og hanner ($p=0.039$). Gjennomsnitt for tidspunkt for tilbake vandring til havet for hanner og hoer var henholdsvis 87 og 129 dager etter gyting (her er 10 desember brukt som dag 1). Ingen signifikant forskjell ble funnet for tidspunkt for tilbakevandring til havet grunnet opphav ($p=0.711$) eller total lengde ($p=0.649$) (**Figur 105**).



Figur 105. Tidspunkt for sjøvandring for de 21 overlevende. X-aksen viser kjønn, hvor ho-laks er til venstre og han-laks til høyre. Y-aksen viser tidspunkt for sjøvandring (10.12.2020-11.05.2021), i julienske dager etter dag null (9. desember 2020). Svarte punkter viser uteliggere, og de fargede punktene viser rådataen (ett punkt per individ). Fargene viser opphav med gul for villaks og grønn for kultivert laks

Diskusjon

H1: Migrasjonsmønster under gytevandringen

Vi fant ingen signifikant forskjell på estimert minimums migrasjonsavstand for kultiver og vill fisk. Den ikke-signifikante forskjellen indikerer at forskjellen i energiforbruk for de to gruppene ikke var stor nok til å påvirke overlevelse og tidspunkt for sjøvandring, som er støttet av funn i hypotese 2. Det er likevel verdt å merke seg at gjennomsnittlig migrasjonsavstand var 1.6 ganger lengre for den kultiverte laksen enn villaksen, men med store individuelle forskjeller.

For analysen av repetitiv bevegelsesadferd hos kultivert og villaks ble det påvist en signifikant forskjell på antall elveentreer. Dette viser at den kultiverte laksen har en mindre effektiv på gytevandringen enn villaksen. Det forventede migrasjonsmønsteret er at villaksen har en jevn progresjon opp elven til den finner en passende standplass. Deretter er de relativt inaktive en god stund, for så igjen å være mer aktive når det nærmer seg gyting (Thorstad m.fl., 2008). Dette er også bevegelsesmønsteret vi fant hos villaksen i dette studiet, mens kultivert laks avvek fra dette med å bevege seg mye mellom fjord og elv i starten av migrasjonen. Det er flere mulige forklaringer på dette funnet, men det som regnes som mest sannsynlig er at det er en manglende pregning. Villaksen er godt kjent i elven ettersom det er her de har tilbragt de første leveårene og fått mulighet for pregning som ungfisk, samt under smoltvandringen til havet (McCormick, 2012). Kultivert laks har bare opplevd elvens vann i kar på klekkeriet, så de kan ha blitt preget av de ulike luktene i elva. Men de har ikke selv migrert til havet, da de er kjørt fra klekkeriet og plassert i en merd for så å bli slept gjennom fjorden. Pregning er komplisert prosess, og det er ikke bare lukt som er viktig. Også første vandringen til havet er antatt å være viktig lærdom for å senere finne veien tilbake til vassdraget (Quinn m.fl., 1989). Dermed kan det tenkes at det er mangelen på pregning under utvandringen til havet via elv- og fjordsystem som gjør at majoriteten av kultivert laks i Vosso gjennomfører repetitive bevegelser ut og inn av vassdraget.

H2: Overlevelse etter gytetiden og tidspunkt for sjøvandring

Av de 28 individene som fikk gytt i Bolstad og Vosso høsten 2020, overlevde 21 (75%) gytingen og deretter gjennomførte sjøvandring. Denne overlevelseshraten er høy, men sammenfaller med tidligere estimater på mellom 40% og 80 % for atlantehavslaks (Jonsson m.fl. 1991; Huusko m.fl. 2007). I Vosso har fising vært forbudt siden 1992, noe som kan være en del av årsaken til høy overlevelse. Under vinteren 2020 var det lange perioder med stabilt isdekke i store deler av vassdraget, som kan ha gitt beskyttelse mot predatorer (Cunjak m.fl., 1998). De 7 individene som døde, har mest sannsynlig dødd under vintermånedene. Dødelighet på vinteren er vanlig grunnet harde fysiske forhold i kombinasjon med predasjon og tapping av energilagrene (Huusko m.fl. 2007). Vi fant ingen signifikant forskjell på sjøvandringstidspunktet mellom kultivert og villaks.

Sjøvandringstidspunktet var forskjellig mellom kjønnene, hvor hann-fisken forlot elva tidligere enn ho-fisken. Dette ligner på observasjoner gjort på vinterstøinger i Altavassdraget, hvor hann-laksen vandret tilbake til sjøen tidligere enn ho-laksen (Halttunen m.fl., 2009). I studien fant de også at hannene hadde brukt mer energi enn hunnene under gytingen (Halttunen m.fl., 2009). Selv om man ikke kan konkludere med at hannlaksen i Vosso vandrer tidligere grunnet tomme energilagere, er det en rimelig antagelse, ettersom konsekvensene av å investere for mye energi i gytingen og deretter overvintre lengre enn energilagrene kan tåle er død (Jonsson m.fl., 1990). Selv om hannene hadde tidligere sjøvandring enn hoene, overvintret de fleste i ferskvann før de vandret til sjøs. Da isen brøt opp i mars var enda 75% av laksen i ferskvann. Dette er ikke overraskende, da Vossovassdraget har mange passende standplasser som kulper og innsjøer, som muligens er tryggere steder for overvintring enn i sjøen.

Konklusjon

Det er generelt store individuelle forskjeller på adferd hos laks som migrerer i ferskvann, for eksempel knyttet til valg av gyteområder og tidspunkt for vandring. Dette gjør det utfordrende å evaluere om det er forskjeller på vandringsmønster hos vill og kultivert laks i Vossovassdraget. Det vi allikevel kan konkludere med etter denne studien er at det er forskjeller på hvor effektive klekkeri og villaks er under gytevandringen. Majoriteten (75 %) av kultivert fisk utviste en unik adferd hvor de svømte frem og tilbake mellom elv og fjord. Det ble observert store individuelle forskjeller, men hos de mest ekstreme klekkerilaksene ble det registrert 7 elveentreer. Samtlige av villaksene hadde kun én elveentre, og en mer direkte migrasjon med stødig progresjon oppover elven. Siden klekkerifisken i større grad vandrer ut og inn av vassdraget, og også gjorde flere vandring nedover elven før de gikk opp, gjør dette at at PIT-merket klekkerifisk trolig vil ha større sjanse for å bli detektert på antenner enn villfisk. Det er fordi PIT-antennen ikke har full dekning til enhver tid. Dermed er det bare en andel av fisken med PIT-merker som blir detektert, men om kultivert fisk generelt er mer aktiv i deler av systemet og passerer gjentatte ganger vil det være høyere sannsynlighet for å bli detektert enn for PIT-merket villfisk. Noen fangstmetoder kan også bli påvirket av dette. For eksempel kan man tenke seg at det vil være høyere sannsynlighet for å fange en kultivert laks, sammenlignet med en villaks, ettersom en aktiv fisk er mer bitevillig sammenliknet med en inaktiv fisk (Harvey m.fl., 2017). Funnene av repetitiv bevegelsesadferd bør tas i betraktning når man tar avgjørelser vedrørende bruk av kultivering i forvaltningen, ettersom betydningen av adferdsforskjellen enda ikke er kjent. Vi vet derimot at bevegelser koster energi for laksen, og at den observerte atferden derfor kan ha en påvirkning på deres gytesuksess. Fremtidig forskning bør derfor identifisere om den unaturlige adferden hos kultivert laks har konsekvenser for deres gytesuksess.

Pågående prosjekter

Det pågår i dag to store forskningsprosjekter i Vosso med støtte fra Norsk forskningsråd, Eviny og Hafslund ECO. Det ene, PaCE, ser på hvordan ulike patogener hos voksen sjøørret påvirker vandringsatferden deres. Det andre, LaKES, undersøker hvordan voksen laks og laksesmolt bruker innsjøer og hvordan vannkraft påvirker denne innsjøbruken. Forskningsprosjektene gir oss samtidig mer informasjon om hvordan laks og sjøørret i Vosso benytter vassdraget, overlevelse, dynamikk mellom sjøørret og laks og en rekke andre prosesser. Publiseringer kommer fortløpende og mer informasjon kan leses på bergentelemetry.com.

9.6 Referanser

- Barlaup, B. T., Vollset, K. W., Pulg, U., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H., Normann, E. S., & Velle, G. (2015). Vosso Områdetilnærming-Sluttrapport. LFI-rapport nr. 244.
- Barlaup, B. T. (2018). Redningsaksjonen for Vossolaksen—framdriftsrapport per 2017. LFI-rapport nr. 300.
- Barlaup, B. T., Rund, H., Normann, E. S., Stranzl, S., Mahlum, S., & Vollset, K. W. (2018). Out of sync: monitoring the time of sea entry of wild and hatchery salmon *Salmo salar* smolt using floating passive-integrated transponder antennae. *Journal of fish biology*, 93(3), 455-464
- Beaugrand, G., & Reid, P. C. (2012). Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 69(9), 1549-1562.
- Birnie-Gauvin, K., Flávio, H., Kristensen, M. L., Walton-Rabideau, S., Cooke, S. J., Willmore, W. G., & Aarestrup, K. (2019). Cortisol predicts migration timing and success in both Atlantic salmon and sea trout kelts. *Scientific reports*, 9(1), 1-9.
- Bordeleau, X., Hatcher, B. G., Denny, S., Fast, M. D., Whoriskey, F. G., Patterson, D. A., & Crossin, G. T. (2018). Consequences of captive breeding: fitness implications for wild-origin, hatchery-spawned Atlantic salmon kelts upon their return to the wild. *Biological Conservation*, 225, 144-153.
- Christie, M. R., Marine, M. L., Fox, S. E., French, R. A., & Blouin, M. S. (2016). A single generation of domestication heritably alters the expression of hundreds of genes. *Nature communications*, 7(1), 1-6.
- Codling, E.A., Plank, M.J., and Benhamou, S. 2008, August 6. Random walk models in biology. Royal Society. doi:10.1098/rsif.2008.0014.
- Hanssen, E. M. (2020). Novel telemetry predation sensors and mechanistic models reveal the tribulations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts migrating through lakes (Master's thesis, The University of Bergen)
- Cunjak, R. A., Prowse, T. D., & Parrish, D. L. (1998). Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent"? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(S1), 161-180.
- Hanssen, E. M., Vollset, K. W., Salvanes, A. G. V., Barlaup, B., Whoriskey, K., Isaksen, T. E., Normann, E. S., Hulbak, M., & Lennox, R. J. (2021). Acoustic telemetry predation sensors reveal the tribulations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts migrating through lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 00, 1–14. <https://doi.org/10.1111/EFf.12641>
- Gibson AJF, Halfyard EA, Bradford RG, Stokesbury M, Redden AM. Effects of predation on telemetry-based survival estimates: insights from a study on endangered Atlantic salmon smolts. *Can J Fish Aquat Sci*. 2015;72(5):728–41.
- Glebe, B. D., & Leggett, W. C. (1981). Latitudinal differences in energy allocation and use during the freshwater migrations of American shad (*Alosa sapidissima*) and their life history consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(7), 806-820.
- Halfyard, E.A., Webber, D., Del Papa, J., Leadley, T., Kessel, S.T., Colborne, S.F., and Fisk, A.T. 2017. Evaluation of an acoustic telemetry transmitter designed to identify predation events. *Methods Ecol. Evol.* 8(9): 1063–1071. doi:10.1111/2041-210X.12726.

- Hagen, I. J., Ugedal, O., Jensen, A. J., Lo, H., Holthe, E., Bjørn, B., & Karlsson, S. (2021). Evaluation of genetic effects on wild salmon populations from stock enhancement. *ICES Journal of Marine Science*, 78(3), 900-909.
- 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. In *Tagging and tracking of marine animals with electronic devices* (pp. 35-49). Springer, Dordrecht.
- Harvey, A. C., Tang, Y., Wennevik, V., Skaala, Ø., & Glover, K. A. (2017). Timing is everything: Fishing-season placement may represent the most important angling-induced evolutionary pressure on Atlantic salmon populations. *Ecology and Evolution*, 7(18), 7490-7502.
- Haugen, T.O., Ulvund, J.B., Lunde, R., Kristensen, T., Barlaup, B.T. & Urke, H.A. 2016. Vandringsmønster og overleving hjå laksesmolt frå Bolstadelva og Vosso [Migration pattern and survival in Atlantic salmon smolt from Bolstadelva and Vosso]. - INA fagrapport 32. 54 pp.
- Haugen, T. O., Kristensen, T., Nilsen, T. O., & Urke, H. A. (2017). Vandringsmønsteret til laksesmolt i Vossovassdraget med vekt på detaljert kartlegging av åtferd i innsjøsystema og effektar av miljøtilhøve.
- Hijmans, R. J., Van Etten, J., Cheng, J., Mattiuzzi, M., Sumner, M., Greenberg, J. A., & Hijmans, M. R. J. (2015). Package 'raster'. R package, 734.
- Honkanen, H.M., Rodger, J.R., Stephen, A., Adams, K., Freeman, J., and Adams, C.E. 2018. Counterintuitive migration patterns by Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in a large lake. *J. Fish Biol.* 93(1): 159–162. doi:10.1111/jfb.13650
- Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnansaari, T., Nykänen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P. & Alfredsen, K. (2007). Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applications* 23, 469-491.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E.B., and Baras, E. 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? In *Aquatic Telemetry*. Springer Netherlands. pp. 239–248. doi:10.1007/978-94-017-0771-8_28.
- Jonsson, B., Jonsson, N., & Hansen, L. P. (2003). Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology*, 62(3), 641-657.
- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic journal of freshwater research*, 66(1991), 20-35.
- Jonsson, N., Jonsson, B., & Hansen, L. P. (1990). Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. *Animal Behaviour*, 40(2), 313-321.
- Jonsson, N., Hansen, L. P., & Jonsson, B. (1991). Variation in age, size and repeat spawning of adult Atlantic salmon in relation to river discharge. *The Journal of Animal Ecology*, 937-947.
- Jonsson, N., Jonsson, B., & Hansen, L. P. (1997). Changes in proximate composition and estimates of energetic costs during upstream migration and spawning in Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*, 425-436.

Johnsen, I. A., Harvey, A., Sævik, P. N., Sandvik, A. D., Ugedal, O., Ådlandsvik, B., & Karlsen, Ø. (2020). Salmon lice-induced mortality of Atlantic salmon during post-smolt migration in Norway. *ICES Journal of Marine Science*.

Keefer, M. L., & Caudill, C. C. (2014). Homing and straying by anadromous salmonids: a review of mechanisms and rates. *Reviews in fish biology and fisheries*, 24(1), 333-368.

Kennedy, R.J., Rosell, R., Millane, M., Doherty, D., and Allen, M. 2018. Migration and survival of Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in a large natural lake. *J. Fish Biol.* 93(1): 134–137. doi:10.1111/jfb.13676.

Leitwein, M., Laporte, M., Le Luyer, J., Mohns, K., Normandeau, E., Withler, R., & Bernatchez, L. (2021). Epigenomic modifications induced by hatchery rearing persist in germ line cells of adult salmon after transoceanic migration. *Evolutionary Applications*, 14(10), 2402-2413.

McCormick, S. D. (2012). Smolt physiology and endocrinology. In *Fish physiology* (Vol. 32, pp. 199-251). Academic Press.

McDougall, P. T., Réale, D., Sol, D., & Reader, S. M. (2006). Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced, and wild populations. *Animal Conservation*, 9(1), 39-48.

Naish, K. A., Taylor III, J. E., Levin, P. S., Quinn, T. P., Winton, J. R., Huppert, D., & Hilborn, R. (2007). An evaluation of the effects of conservation and fishery enhancement hatcheries on wild populations of salmon. *Advances in marine biology*, 53, 61-194.

Pebesma, E. J. (2018). Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *R J.*, 10(1), 439.

Potter, E. C. E., & Russell, I. C. (1994). Comparison of the distribution and homing of hatchery-reared and wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., from north-east England. *Aquaculture Research*, 25(S2), 31-44.

Power, J. H., & McCleave, J. D. (1980). Riverine movements of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) upon return as adults. *Environmental Biology of Fishes*, 5(1), 3-13.

Quinn, T. P., Brannon, E. L., & Dittman, A. H. (1989). Spatial aspects of imprinting and homing in coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Fish. Bull.*, 87(4), 769-774.

Quinn, T. P. (1993). A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. *Fisheries research*, 18(1-2), 29-44.

Rstudio-Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>.

R Core Team (2019) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
<https://www.R-project.org/>

Snyder, N. F., Derrickson, S. R., Beissinger, S. R., Wiley, J. W., Smith, T. B., Toone, W. D., & Miller, B. (1996). Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation biology*, 10(2), 338-348.

Stabell, O. B. (1984). Homing and olfaction in salmonids: a critical review with special reference to the Atlantic salmon. *Biological Reviews*, 59(3), 333-388.

Thorpe, J.E., Ross, L.G., Struthers, G., and Watts, W. 1981. Tracking Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. *J. Fish Biol.* 19(5): 519–537.
doi:10.1111/j.1095-8649.1981.tb03820.x.

Thorstad, E., Finstad, B., Sivertsgård, R., Bjørn, P., & McKinley, R. (2004). Migration speeds and orientation of Atlantic salmon and sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Environmental Biology of Fishes*, 71(3), 305-311.

Thorstad, E. B., Økland, F., Aarestrup, K., & Heggberget, T. G. (2008). Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4), 345-371.

Twardek W. M., Ekström A., Eliason E. J., Lennox R. J., Tuononen E., Abrams A. E. I., Jeanson A. L. and Cooke S. J. 2021 Field assessments of heart rate dynamics during spawning migration of wild and hatchery-reared Chinook salmon. *Phil. Trans. R. Soc. B* 376 20200214. 20200214.
<http://doi.org/10.1098/rstb.2020.0214>

Ulvan, E. M., Foldvik, A., Jensen, A. J., Finstad, B., Thorstad, E. B., Rikardsen, A. H., & Næsje, T. F. (2018). Return migration of adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) to northern Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 75(2), 653-661.

Urke, H.A., Haugen, T.O., Kjærstad, G., Alfredsen, J.A. & Kristensen, T. 2018. Laks- og aurebestanden i Strynevassdraget; vandringsmønsteret hjå laksesmolt og aure, ungfiskproduksjon og botndyr. - MINA fagrapport 48. 56 s.

van Etten, J., & van Etten, M. J. (2020). Package 'gdistance'.

Vollset, K. W., Skoglund, H., Barlaup, B. T., Pulg, U., Gabrielsen, S. E., Wiers, T., & Lehmann, G. B. (2014). Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout?. *Marine Biology Research*, 10(3), 268-278.

Vollset, K.W., Mahlum, S., Davidsen, J.G., Skoglund, H. and Barlaup, B.T. (2016), Interaction between migration behaviour and estuarine mortality in cultivated Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *J Fish Biol*, 89: 1974-1990. <https://doi.org/10.1111/jfb.13097>

Vollset, K.W., Nilsen, F., Ellingsen, I., Finstad, B., Helgesen, K.O., Karlsen, Ø., Sandvik, A.D., Sægrov, H., Ugedal, Qviller, L., O., Dalvin, S. 2019. Vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet per produksjonsområde i 2019. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av lusepåvirkning.

10 Lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen

Knut Wiik Vollset, Bjørn T. Barlaup, Christopher Postler, Gunnar Bekke Lehmann, Eirik Straume Normann, Helge Skoglund, Bjørnar Skår, Espen Olsen Espedal, Robert Lennox
NORCE Klima og Miljø, LFI

10.1 Introduksjon

Lakselus (*Lepotheirus salmonis*¹) er en naturlig ektoparasitt på vill laksefisk. Lakselusen er et krepsdyr som lever av å spise slim, hud og blod på yttersiden av fisken. Livssyklusen består av 10 stadier atskilt med skallskifter, hvorav de tre første er frittlevende og brukes til å spre seg til nye verter (Hamre m.fl. 2013). I tillegg til å smitte vill laksefisk er lakselus en stor utfordring for oppdrettsnæringen. Forebyggende tiltak mot lakselus og behandling av smittet fisk en betydelig utgiftspost for fiskeoppdrett både nasjonalt og internasjonalt. Siden 2016 har også lakselus hatt en direkte påvirkning på hvor mye oppdrettslaks oppdrettere er tillatt å produsere gjennom «Trafikklysystemet»² som per dags dato regulerer tillatt biomasse i anleggene basert på om effekten av lakselus på villaks er uakseptabel eller ikke. Studiene fra Vossoprosjektet har vært en viktig bidragsyter i kunnskapsgrunnlaget til dette systemet.

Lakselus som trusselfaktor for Vossolaksen

Lakselus ble tidlig i Vossoprosjektet påpekt som en potensiell viktig trusselfaktor (Barlaup m.fl. 2004). Kunnskapen rundt dette temaet har økt betraktelig både nasjonalt og internasjonalt i prosjektperioden. Blant annet har man fått en bedre og mer organisert overvåkning av lakselus nasjonalt (for eksempel Nilsen m.fl. 2017). Vossoprosjektet har bidratt på flere felt og har blant annet utviklet nye og bedre metoder for å overvåke lus på vill laksefisk som nå brukes i nasjonal overvåkning (Barlaup m.fl. 2012). I tillegg har data fra infrastrukturen knyttet til Vossoprosjektet vært viktig i flere internasjonale publikasjoner og forskningsprosjekter de senere årene (Vollset and Barlaup, 2014; Vollset m.fl., 2015; Vollset m.fl., 2016a; Vollset m.fl., 2017b).

Helt tilbake til begynnelsen av 2000 tallet har det blitt gjennomført studier for å forsøke å kvantifisere effekten av lakselus på marin overlevelse av laks fra Vossovassdraget. Dette kan kort oppsummeres i

1. Merking og behandling av forsøksgrupper av klekkeri fisk med anti-parasittisk lusemiddel (Vollset m.fl. 2016)
2. Overvåkning av lakselus på sjørret i utvandningsruten til Vossolaksen (Vollset m.fl. 2019)
3. Analyser av effekter på vekst og alder ved kjønnsmodning (Vollset m.fl. 2014, Vollset m.fl. 2020)
4. Overvåkning med bruk av bur og forsøk på å fange luselarver (copepoditter) ved bruk av håv (Barlaup m.fl. 2013)
5. Forsøk for å kvantifisere tidspunkt for utvandring og overlapp med våravlusning (Vollset m.fl. 2015)
6. Modellering og simuleringer (Vollset m.fl. 2020)

¹ I tillegg til lakselus er også Skottelusen (*Caligus* spp.) en parasitt på laksefisk som kan forveksles med lakselusen.

² <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2017-01-16-61>

I dette kapitlet oppsummerer vi de viktigste funnene vedrørende effekter av lakselus fra oppdrett på Vossolaksen de siste 20 årene. For en mer detaljert beskrivelse av forsøk på å kvantifisere tettheter av lus i plankton med bruk av håv og bur se Barlaup m.fl. 2013.

10.1.1 Merking og behandling av forsøksgrupper

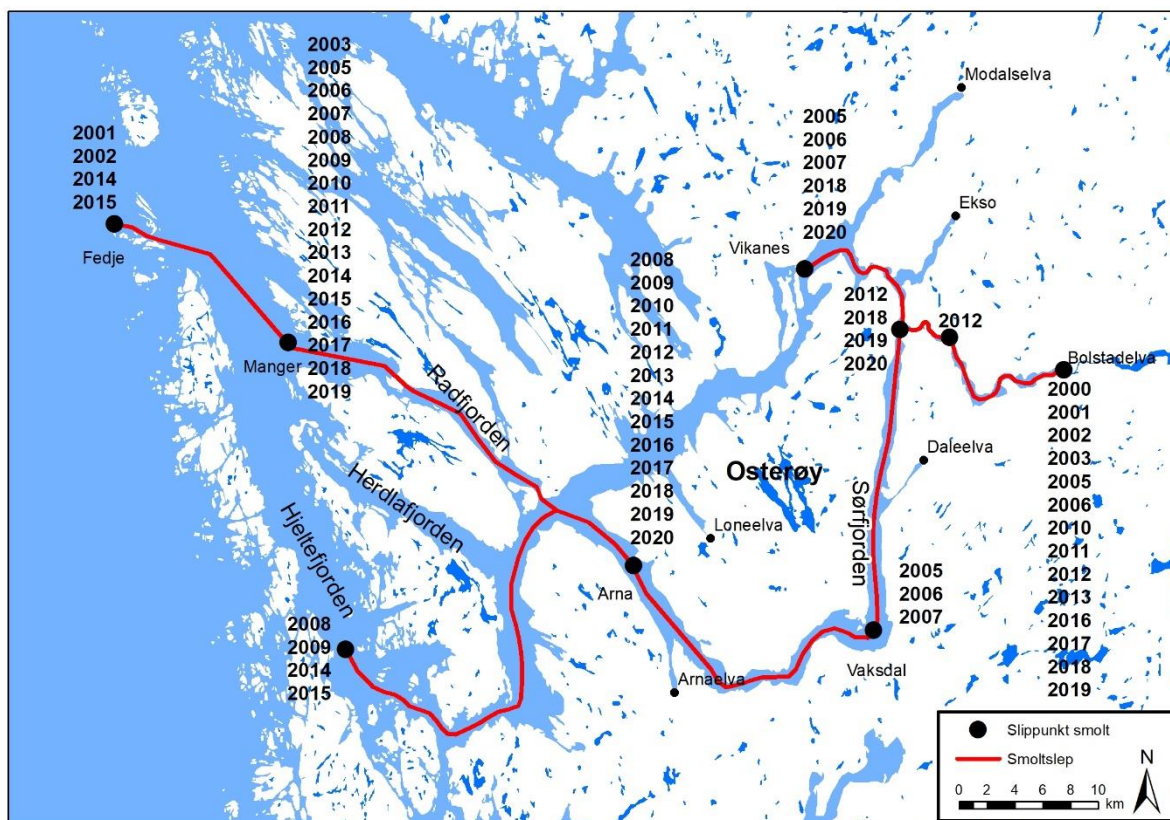
Slippgrupper av klekkerfisk hvor halvparten av gruppen er behandlet mot lakselus, er en metode som er blitt brukt både i Norge og utlandet for å få et estimat på hvordan lakselus påvirker sjøoverlevelsen til laksen (Jackson m.fl. 2011, Skilbrei m.fl. 2013, Vollset m.fl. 2016). Metoden ble i Norge for første gang tatt i bruk i Trondheimsfjorden og i Daleelva i Vaksdal på 1990 tallet, og ble for første gang forsøkt tatt i bruk i Vossovassdraget i 2001.

Slippegruppforsøk i Vosso

Vossoprojektet har siden 2000 merket og sluppet forsøksgrupper med laksesmolt som enten har blitt behandlet med Slice © (Emamectin benzoate) og i enkelte år «Substans EX» eller kontrollgrupper som ikke har fått behandling. Forsøkssmolten har vært produsert ved Voss klekkeri eller i smoltanlegget ved Evanger og har uten unntak vært ettårig smolt. Før utsett har molten blitt merket med snutemerker (Coded wire tag) og i de senere årene Passive-integrated-transponder (PIT) merker for identifisering til gruppe.



Bilde som viser overføring av forsøksmolt fra tankbil til slepetank ved utløpet av Bolstadelva. Smolten er ettårig og produsert ved Voss klekkeri. Foto: Helge Haukeland.



Figur 106. Kart som viser sleperuter og slippunkter for merket settesmolt benyttet i Vossoprojektet i perioden 2000-2020.

Den samlede gjenfangsten av forsøkssmolten som voksen laks (tert, mellom og storlaks) har vært brukt som grunnlag for å gi svar på om behandling med lusemiddel har gitt økt overlevelse for forsøkssmolt. I de første årene ble forsøkssmolten sluppet i Vossovasdraget, men dette ga meget dårlig overlevelse og kunne dermed ikke gi svar på effekten av lus. Ved å slepe smolten i en spesiell perforert tank har forsøkssmolten vært satt utover i fjordene ved forskjellige slipp-punkt langs smoltens naturlige utvandningsrute (**Figur 106**). Dette førte til en økt overlevelse av fisken sannsynligvis fordi den da unnslipper de største utfordringene knyttet til å vandre ut elvemunningen og estuariene hvor forholdene i brakkevann kan være krevende og hvor dødeligheten fra predasjon kan være høy (Vollset m.fl., 2016b; Vollset m.fl., 2017a). Fisken har blitt sluppet ved 3 steder i de indre fjordsystemene (innenfor Nordhordlandsbrua) (Vikanes, Vaksdal og Arna) og tre steder i de ytre fjordsystemene (utenfor Nordhordlandsbrua) (Hanøy, Manger og Fedje). De ulike slippunktene har muliggjort en sammenligning av overlevelse mellom grupper med forskjellige vandningsruter og avstander ut fjorden. Ulempen med å slepe forsøkssmolt er at eksponeringen for lus kan bli ulik den eksponeringen villfisk som vandrer fra vassdraget opplever.

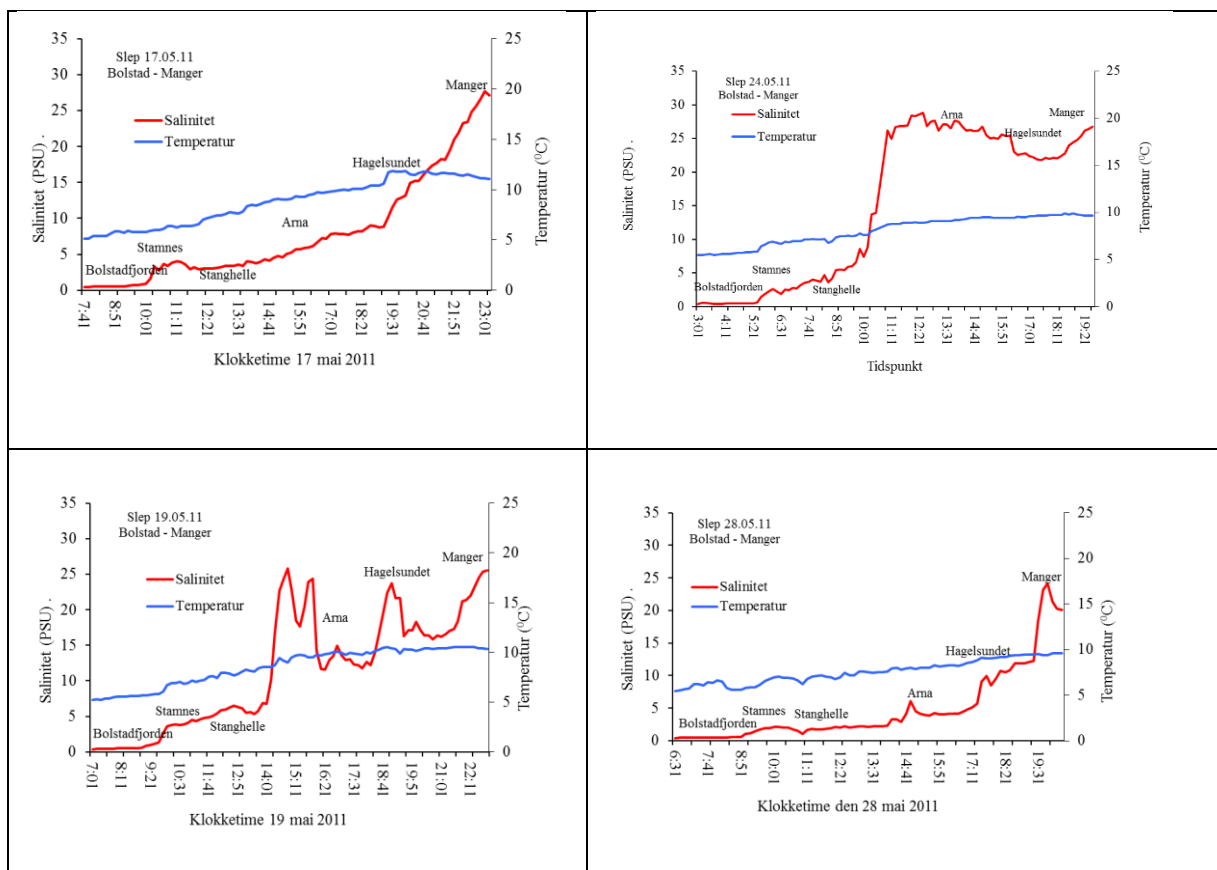
I tillegg til slippene i Vosso har det vært forsøk med slipp i Modalen i forbindelse med reetablering etter kalking. Disse fiskene er fra Voss klekkeri og er også inkludert i data analysen i denne rapporten.

10.1.2 Detaljer rundt slipp

Slippene skulle i utgangspunktet reflektere den naturlige smoltvandringen for villfisk som har en median utgang ca. 20. mai målt ved utløpet av Bolstadelva (se **kapittel 5** om smoltutgang). Ved slep av

smolt betyr dette at fisken er i de ytre fjordområdene kunstig tidlig på sesongen ettersom de vil bruke kortere tid på å bli slept enn selv å svømme ut fjordene (slep ca. 24-35 timer vs naturlig ca. 5-15 dager (Vollset m.fl., 2016a)).

Saliniteten og temperaturen har blitt logget under smoltslepene for å få et bilde av hvilken salinitet smolten eksponeres for i løpet av utvandringen. Generelt sier litteraturen at lakselus unngår vann med lavere saltholdighet enn ca. 20-23 promille, og at overlevelsen og infestasjonsraten går betydelig ned i salinitet under 28 promille (Heuch, 1995). I senere studier har dette resultatet blitt noe raffinert og viser blant annet at copepoditter har en større affinitet mot overflaten (Crosbie m.fl. 2019), men på et generelt nivå er det riktig å si at lakselus holder seg under haloklinene når saliniteten der er lav slik man ofte ser i de indre fjordsystemet. Basert på antakelsen om at dette reflekterer hvordan lus og laksesmolt treffer på hverandre i naturen vil smolten i et normalt år først treffe på lus i overflatevannet når den kommer ut til Nordhordlandsbroen. Imidlertid varierer denne salinitetsgrensen mye mellom år og også gjennom den enkelte sesong avhengig av variasjon i avrenning fra elvene og havstrømmer (**Figur 107**). Likevel kan man generelt si at det er sannsynlig at påslag av lakselus skjer hovedsakelig etter at smolten har vandret ut av Osterfjordsystemet dvs. etter at den har forlatt Sørfjorden og Osterfjorden. Dette stemmer også overens med observasjoner gjort på smolt fanget med smoltruse ved Herdla som viser at fisk som har vandret gjennom Osterfjorden generelt har relativt lave verdier av lus (Vollset m.fl., 2016a).



Figur 107. Eksempel på målinger av salinitet og temperatur under smoltslepet som går fra opplasting av smolt ved utløpet av Bolstadelva hvor den står i tanken i ca. 12-24 timer. Deretter slepes den ut Bolstadfjorden til Stannes, ned Sørfjorden (Stanghelle og Arna), ut Radfjorden (Hagelsundet) og ut til Manger. Sleperuten er gitt på kartet i **Figur 106**.

10.1.3 Teoretisk rammeverk

Teorien bak disse forsøkene er at man vil kunne isolere naturlig variasjon i overlevelse og fangsteffektivitet ved at den behandlede gruppen vil kunne fungere som en upåvirket kontroll. Forutsetningen bak denne teorien er at behandling i stor grad fjerner påvirkning fra lakselus uten å ha noen bivirkninger som påvirker overlevelsen eller andre effekter som gjør at det blir skjevhet i gjenfangst sannsynlighet mellom den behandlede og ubehandlede gruppen. Denne forutsetningen er det flere som har stilt spørsmål ved (Bøhn m.fl. 2020, Lennox m.fl. 2021). De viktigste forutsetningene som må vurderes når man skal fortolke slike studier er (1) at lusemiddelet ikke er 100% effektivt på grunn av resistens lus eller korrekt administrasjon (Skilbrei m.fl. 2008) og (2) at lusemiddelet kan redusere overlevelsen til laksen i naturen (Lennox m.fl. 2021). Retorisk er det vanlig å definere disse slippgruppeforsøkene som forsøk som dokumenterer effekten av lakselus på sjøoverlevelse. I virkeligheten er det derimot mer korrekt å si at man dokumenterer effekten av "behandling mot lakselus" på sjøoverlevelsen til laksesmolt. Med disse forbeholdene klart for seg skal vi se nærmere på data serien fra lakselus

10.1.4 Analyser av behandlingseffekt over hele tidsserien

Totalt er det sluppet 92 grupper med behandlet og ubehandlet laksesmolt i elv og fjord i Vossovassdraget og Nordhordland hvor vi har data fra 2000 til 2018. Vi inkluderer ikke grupper som er sluppet i 2019 og 2020 fordi vi per dags dato ikke har alle årsklassene med gjenfangstdata fra disse.

Slipp lokalitetene har variert noe, men for enkelhets skyld har vi delt slippgruppene inn i tre grove lokaliteter: Ferskvann, Indre fjord og Ytre fjord. Hvor "Ferskvann" inkluderer alle slippgrupper i elv og innsjøer i tillegg til estuariet Bolstadfjorden (inkludert Stamnes), "Indre fjord" er området innenfor Nordhordlandsbruen og ytre fjord er slipp lokaliteter utenfor Norhordlandsbruen. Som det er beskrevet i **kapittel 7** er det svært lite gjenfangst fra slippgrupper av klekkerfisk som er sluppet i vassdraget og disse dataene gir dermed ikke noe presise estimater fra hvor stor effekt lakselus behandling har på overlevelse.

I analyser av behandlingsgrupper er det normalt å bruke meta-analyse verktøy hvor behandlingseffekten beskrives som en "risk ratio" (RR). Det vil si at for hver gruppe estimeres RR som en funksjon av gjenfangst i behandlet gruppe delt på gjenfangst i den ubehandlede gruppen.

$$RR = (N_{\text{behandlet}} / NT_{\text{behandlet}}) / (N_{\text{ubehandlet}} / NT_{\text{ubehandlet}})$$

Hvor RR er risk ratio, N indikerer antall gjenfangster (enten ved fiske, eller registrering på antenner), NT er antall laksesmolt som er sluppet i hver gruppe, mens subskriptet «behandlet» indikerer om gruppen har blitt gitt enten Emamectin benzoate eller «substance EX».

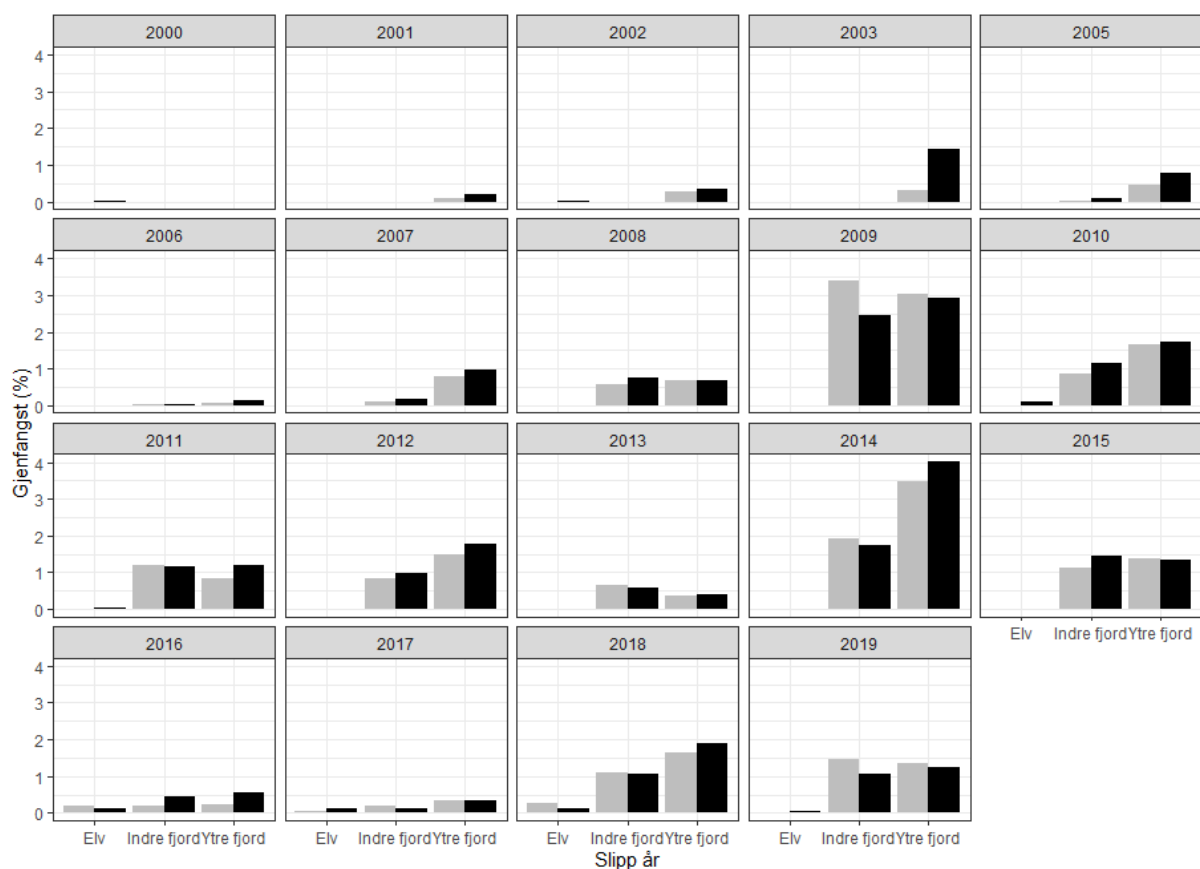
I analysen får hver av estimatene gitt en vekt basert på hvor mange fisk som er blitt sluppet og hvor mange fisk som er blitt gjenfanget. Dette er logisk ettersom estimater med veldig få fisk sluppet eller veldig få gjenfangster har høyere usikkerhet. Dette estimeres som

$$pwr = 1 / (1 / (N_{\text{behandlet}}) - 1 / (NT_{\text{behandle}}) + 1 / (N_{\text{ubehandlet}}) - 1 / (NT_{\text{ubehandlet}}))$$

Se Borenstein m.fl. (2009) for beskrivelse av dette. Disse estimatene brukes så til å gjøre en standard "random effect" metaanalyse, som gir et gjennomsnittlig estimat av «risk ratio» for alle slippgruppene og årene. En slik analyse er bakgrunnen for den oppsummerende artikkelen av alle slike forsøk i Norge fra 1997-2011 (Vollset m.fl. 2016) hvor Vosso forsøkene var en del som beskrevet i Barlaup m.fl. (2013). Resultatene fra disse studiene indikerte at RR var 1.18 ne som tilsvarer at det i snitt var 11% mindre

voksne laks som kom tilbake i ubehandlede sammenlignet med i de behandlede gruppene. I samme periode var estimatet for Vosso 1.20. Siden den gang har estimatet for Vosso blitt redusert til 1.10 etter at flere data har kommet til. Det er derimot viktig at en av de viktigste konklusjonene fra meta-analysen er at det er stor heterogenitet og at et gjennomsnitt egentlig ikke godt representerer effekten fordi det er stor variasjon. Denne variasjonen ble beskrevet i stor grad av variasjonen i kontrollgruppen, som har blitt tolket som at effekten av lus er større når den generelle overlevelsen i havet er lav (altså kontekstavhengig dødelighet). I

Figur 108 viser vi gjenfangst prosent av behandlede og ubehandlede laksesmolt i de forskjellige kategorier av slippgrupper («ferskvann», «indre fjord» og «ytrefjord»). Den overordnede konklusjonen for disse studiene er at det er en signifikant effekt av behandling. Samtidig er det viktig å påpeke at behandlingseffekten er relativt liten til sammenligning med den generelle variasjonen i sjøoverlevelse, men at effekten av behandling ser ut til å være høyere når sjøoverlevelsen er lav.

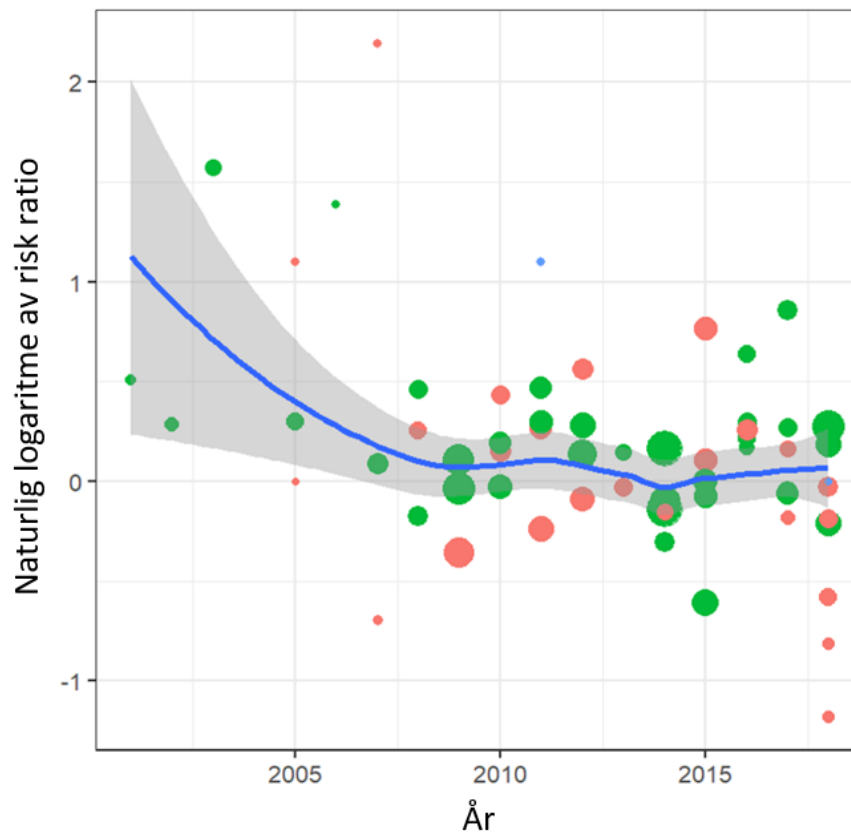


Figur 108. Gjenfangst prosent av slippgrupper delt opp i 3 slippgruppe kategorier (elv, indre fjord, ytre fjord), og delt opp i behandlet (grå) og ubehandlede grupper (svart).

10.1.5 Effekt av behandling over tid

Et viktig poeng er også at over tid er effekten av behandling mot lakselus blitt redusert. Dette sammenfaller med en stor økning i sjøoverlevelse som fant sted i 2009 hvor overlevelsen økte ikke bare i Vosso, men i en rekke vassdrag langs norskekysten. En teori er derfor at ettersom effekten av lus er mindre i år med god overlevelse så har effekten av behandling blitt mindre når sjøoverlevelsen har økt. Samtidig er det sannsynlig at resistens mot emamectin benzoate (EB) har økt i samme periode, og det er derfor vanskelig å skille disse effektene fra hverandre. I

Figur 109 viser vi hvordan behandlingseffekten har blitt redusert over tid (i naturlig log av RR og i). Tidlig i tidserien var effekten relativt høy, men fra og med 2014 har gjennomsnittlig effekt ikke vært forskjellig fra 0, altså ingen signifikant effekt av behandling.



Figur 109. Effektstørrelse av behandling over tid. Fargekodene tilsvarer slippgrupper i ferskvann = blå, indrefjord = rød, ytre fjord = grønn. År oppgir hvilket år smolten ble sluppet.

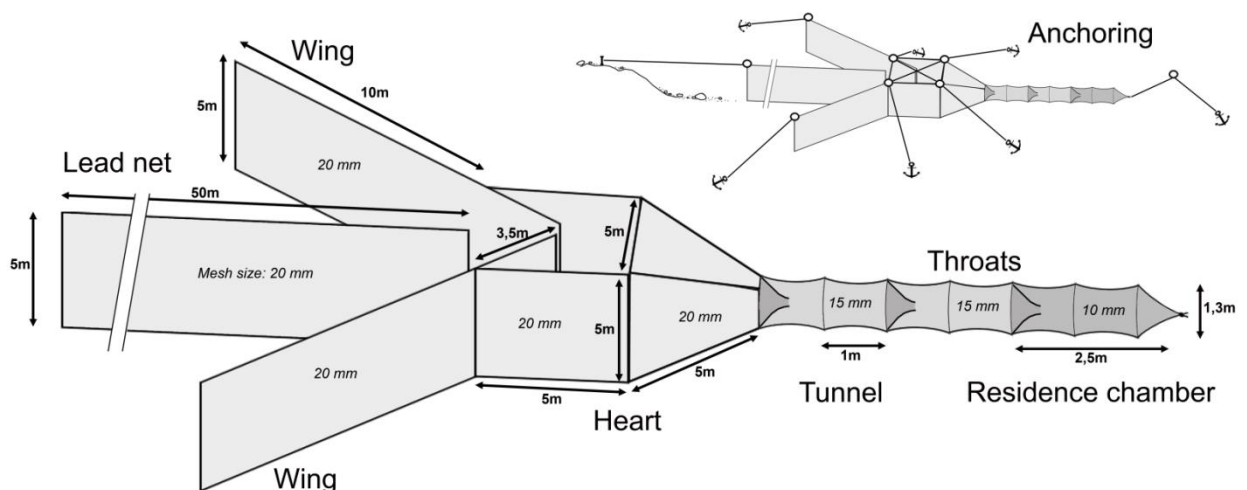
10.2 Overvåking av lakselus på sjøørret i utvandningsruten til vossolaksen

Siden 2009 har NORCE LFI overvåket sjøørret på Herdla. Målet med denne overvåkingen er å bruke sjøørret som en “ferdskriver” hvor man kan telle antall lus på sjøørreten som har oppholdt seg i fjordsystemet hvor laksesmolten må vandre gjennom om våren. Sjøørreten blir også fysiologisk påvirket av lakselus og kan dø av skaden. Samtidig vet man at sjøørret i stor grad oppsøker ferskvann når skadene fra lakselus blir så store at den påvirker saltbalansen (Birkeland og Jacobsen 1997, Bjørn og Finstad 1997). Dette betyr at den største påvirkningen på sjøørret er at de mister muligheten til å beite i sjøen, noe som vil redusere rekrutteringen og som over tid kan føre til at man mister sjøørret livshistorie strategien i ørret bestandene (Serra-LLinares m.fl. 2020). Denne atferds endringen kan også påvirke bruken av sjøørret som overvåkningsmetode for smittepress for laks. Når man fanger ørret vet man altså ikke hvor den har vært eller hvor lenge den har vært i sjøen. Samtidig er det dokumentert at det er en sammenheng mellom hvor mye lus det er på laksesmolt og hvor mye lus det er på sjøørret fanget i samme område (Vollset m.fl. 2019). Sammenhengen vil derimot variere med hvor laksen og sjøørreten er fanget i vandringsruten til laksen.

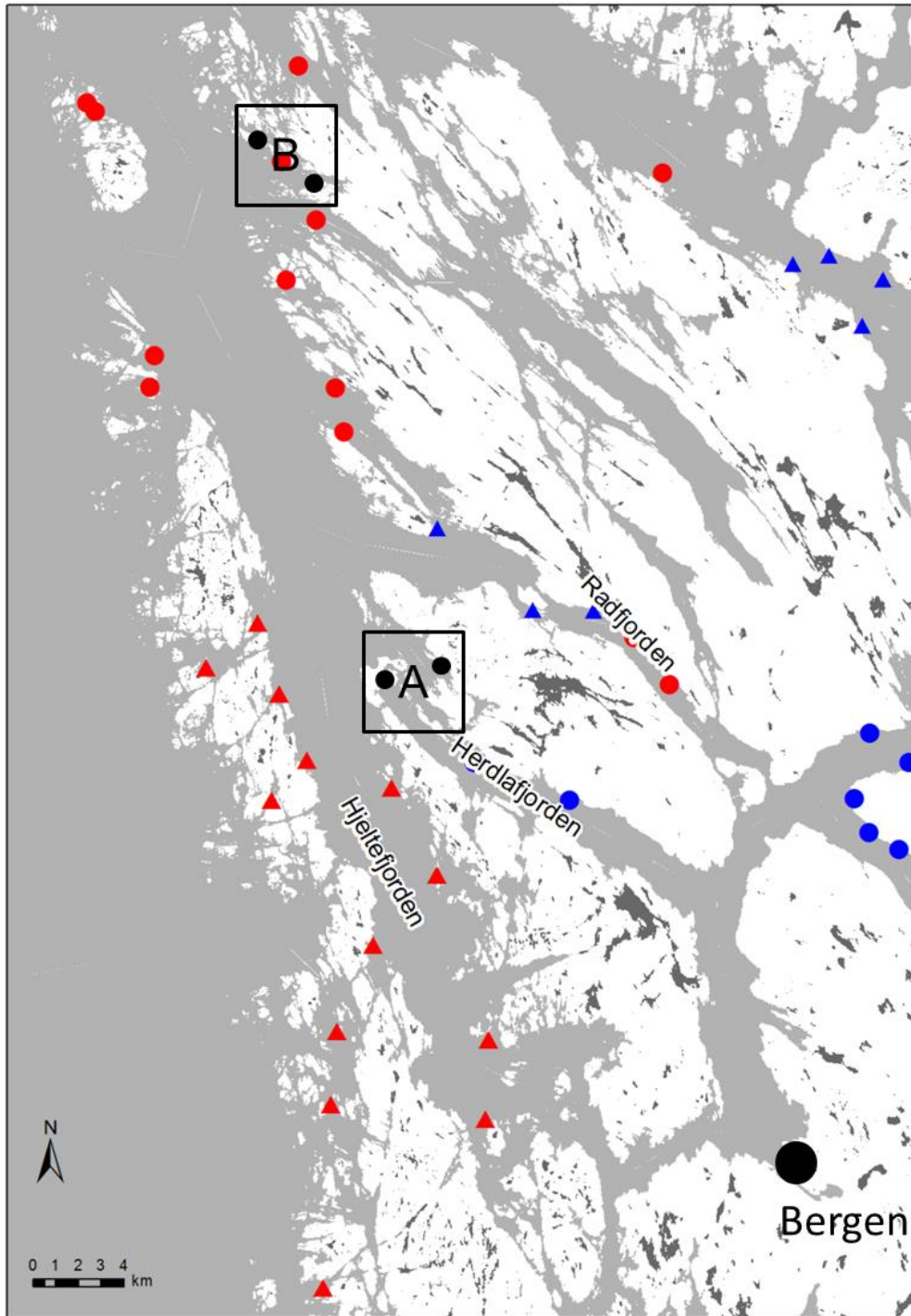
Overvåking av lakselus på sjøørreten er blitt innført som en viktig tidsserie i Vossoprojektet. Dette fordi sjøørreten brukes som en indikatorart for å registrere mengdene lakselus i dette fjordsystemet så vel som i Nasjonal luseovervåking (Nilsen m.fl. 2017).

Materialer og metoder

Sjøørreten har blitt fanget med garn siden 2009, og med en spesiallaget sjøørret-ruse siden 2010. Detaljer rundt rusen er beskrevet i Barlaup m.fl. (2013). I korte trekk består rusen av et ledegarn med to vinger som fører inn i en serie kalver og fangstrom (Figur 110 og Figur 111). Fisken blir dermed ledet inn i fangstrommet hvor de ikke kan svømme ut. Rusen har en stor fordel sammenlignet med garn, ved at lakselus i mindre grad vil bli skrapet av. Arbeidet med rusen er intensivt, og rusen må røktes ofte. I tillegg er tilgroing et problem ettersom fangbarheten vil synke drastisk med økt tilgroing. Dette fører til at rusen som regel må tas opp av vannet og renses flere ganger i fangstperioden.



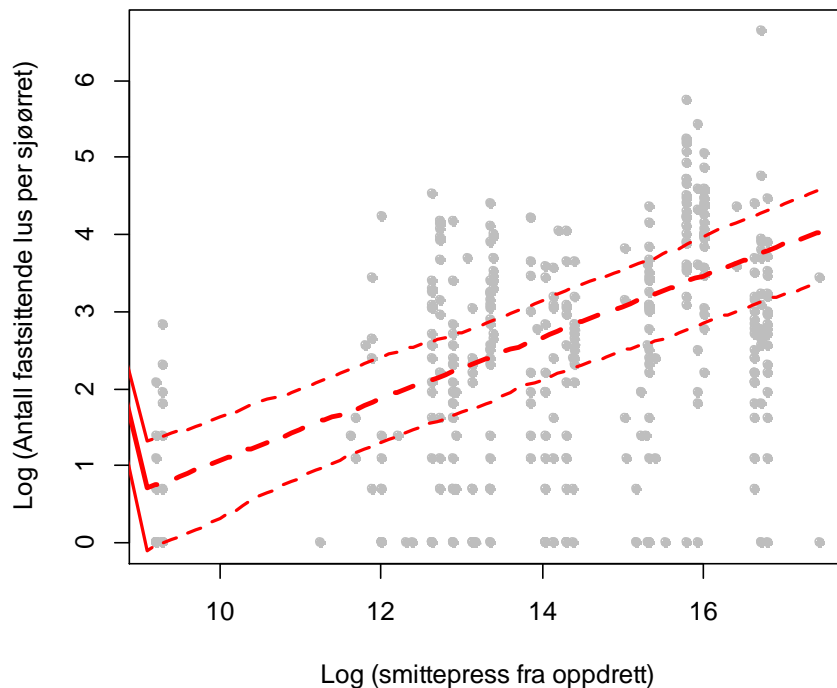
Figur 110. Storruse for fangst av sjøørret i sjø. Redskapen er utviklet gjennom et langvarig samarbeid mellom NORCE LFI og ruseprodusent John Løyland. Modifisert etter Barlaup m.fl. (2013).



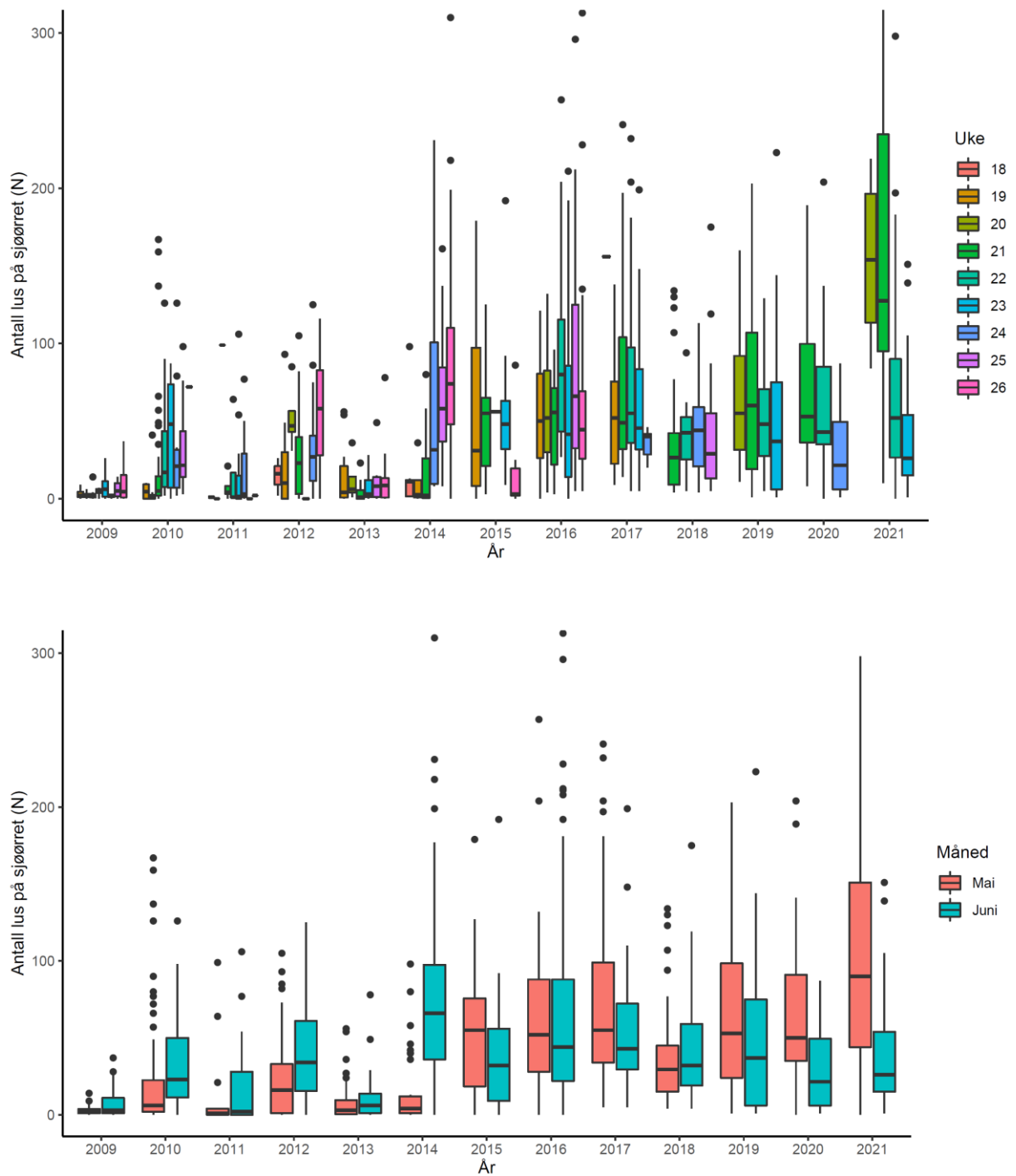
Figur 111. Kart som viser lokaliteter for innsamling av sjøaure. Firkantene viser fangstområdet som brukes i analysen, mens de svarte sirkelene viser de eksakte fangstlokalitetene. De røde og blå symbolene indikerer oppdrettsanlegg. Røde symboler viser oppdrettsanlegg som brakklegger i oddetallsår mens de blå symbolene viser oppdrettsanlegg som brakklegger i partallsår. Oppdrettsanlegg som er markert med trekantene brakklegger om våren mens de som er markert med sirkler brakklegger om høsten.

Sammenheng mellom smittepress fra oppdrett og lakselus på sjøørret

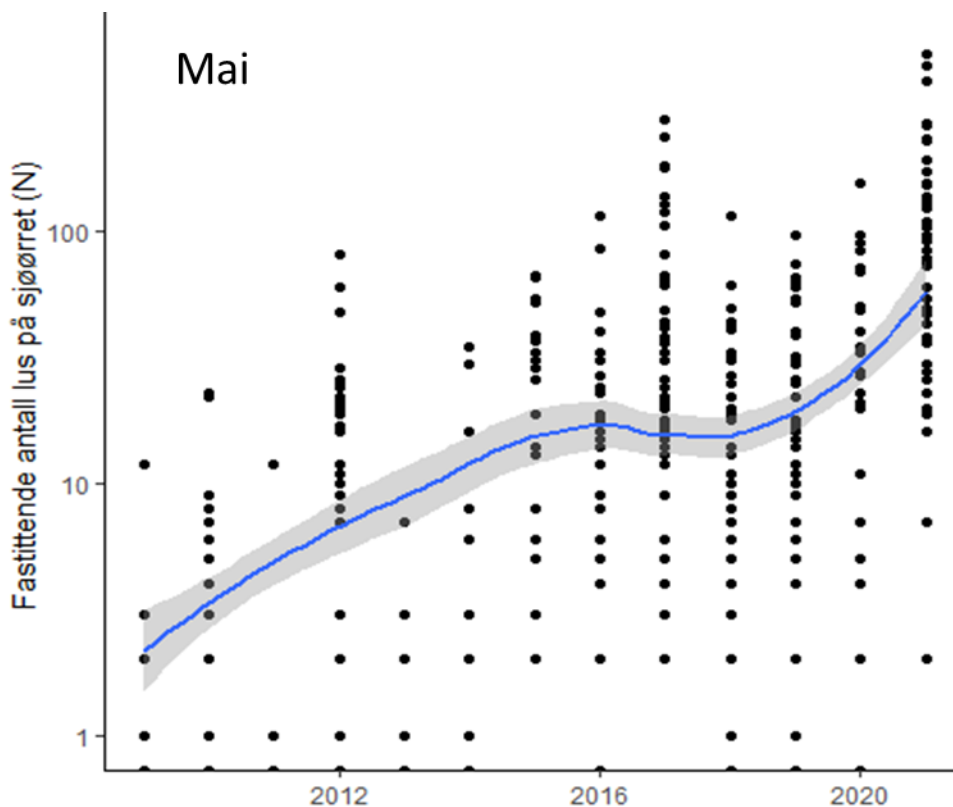
I Nordhordland har man dokumentert at antall lus på sjøørret korrelerer godt med smittepresset fra oppdrettsanlegg i Hjeltefjorden, selv om den individuelle variasjonen i lusepåslag på sjøørret er stor. I Vollset m.fl. (2018, **Figur 112**), viste man blant annet en sammenheng mellom smitte modellen til Veterinærinstituttet og påslag på lus. En alternativ metode var å bruke tid på sesongen og om anleggene i Hjeltefjorden var brakklagt eller ikke. En slik modell indikerte at i sesonger hvor anleggene i Hjeltefjorden var i 2. års produksjonssyklus økte smitten på sjøørret kraftig i løpet av våren, mens dette ikke var tilfelle når oppdrettsanleggene var i 1. års produksjonssyklus. Dette kan forklare hvorfor man i løpet av i perioden har hatt et annet hvert år mønster hvor påslagene av lus på sjøørret har vært høyest i partallsår fram til og med 2014. Dette kan man se i **Figur 113**. Dette mønsteret forsvant i stor grad fra 2015 hvor det siden har vært høye påslag av lus hvert år og med en økning fram til 2021 som var det året med høyest påslag av lakselus i tidsserien (**Figur 114**).



Figur 112. Sammenheng mellom smittepress estimat fra oppdrettsanlegg og antall fastsittende lus på sjøørret fanget i ruser og garn i utvandningsruten til Vossolaksen (Herdlefjorden og Lindås). Den røde linjen er en negativ-binomial modell. Strekede linjer indikerer 95 % konfidensintervall («boot-strapped»). Merk at begge aksene er på naturlig logaritmisk skala.



Figur 113. Antall lus per sjørøret i perioden 2009 til 2021 i utvandningsruten til Vossolaksen (Nordhordland). I den øvre figuren er dataen delt opp i uker, mens i den nederste er figuren delt opp i måneder.

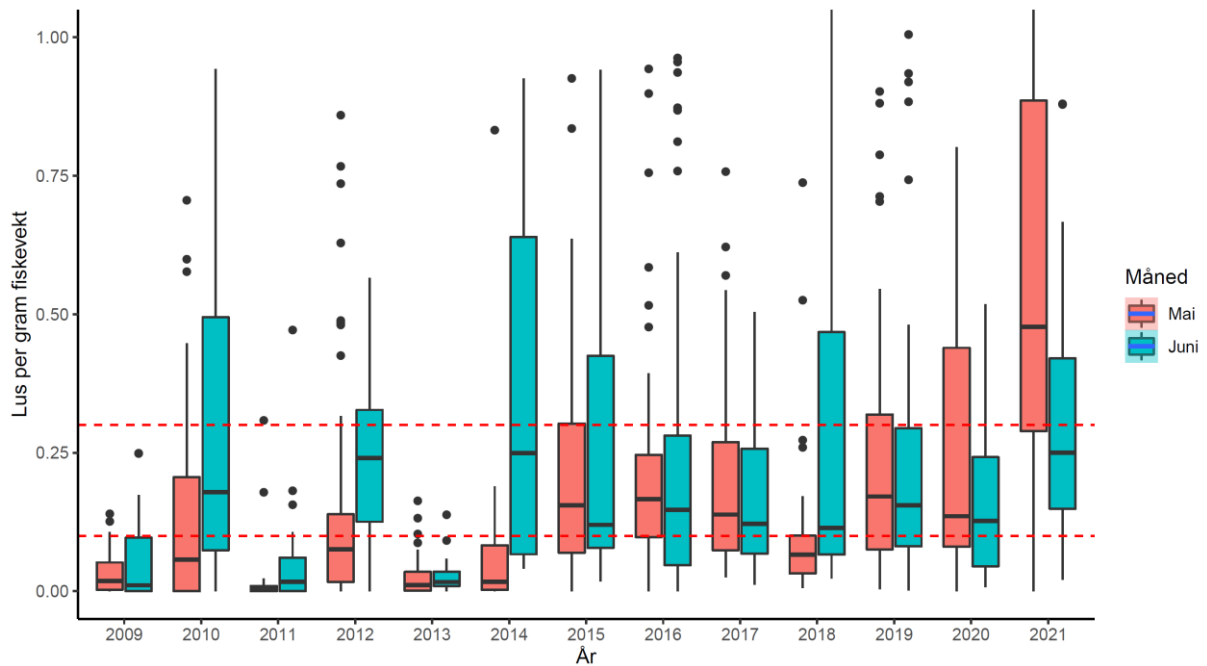


Figur 114. Antall fastsittende lus på sjøørret i mai måned i perioden 2009 til 2021 i utvandningsruten til Vossolaksen (Nordhordland).

For å vurdere om påslagene av lus har en effekt på sjøørreten som blir fanget har vi også plottet lus per gram fiskevekt (

Figur 115), hvor begynnende fysiologiske effekter er definert som 0.1 lus per gram og dødelige nivåer av lus er definert som 0.3 lus per gram. Fra og med 2015 har det median verdiene i juni alltid ligget over grensen 0.1 lus per gram, mens medianverdien i 2021 for første gang var over 0.3 lus per gram. Det vil si at over 50% av ørreten hadde en lusemengde som vil føre til at den vil dø av påvirkningen med mindre de avluser seg.

Som konklusjon kan man si at lusenivåene på sjøørret i Nordhordland har vært svært høye over en lengre periode, og at oppdretterne ikke har klart å holde nivåene av lakselus nede på et akseptabelt nivå. Det var både høy temperatur og salinitet i fjordene i 2021, noe som delvis kan forklare de svært høye påslagene i mai. Samtidig er det forventet at slike tilfeller vil inntreffe oftere i fremtiden med klimaendring, og en bærekraftig havbruksnæring i disse områdene vil dermed måtte innebære enda strengere tiltak for å holde lusenivåene nede.



Figur 115. Lus per gram fiskevekt av sjøørret for mai og juni måned i Nordhordland fra 2009 til 2021.

10.3 Korrelerer lusedata med effekt av lusebehandling og variasjon i sjøoverlevelse av klekkerfisk?

Et logisk spørsmål er å stille seg om effekten av lusebehandling og variasjonen i sjøoverlevelse av klekkerfisk varierer med påslag av sjøørret i den ytre delen av utvandringsruten. For å kunne bruke sjøørret overvåkningsdata for si noe om risiko for påslag på laksesmolt må man velge hvilken prøver som er relevante for å si noe om påslagene på laks. Fra overvåkingen fra Nordhordland vet vi at lusepåslagene korrelerer med smittepresset som hovedsakelig er drevet av høyt smittepress fra oppdrettsanleggene i Hjeltefjorden i ukene i forkant av fangstidspunktet (Vollset m.fl. 2018). Ettersom slippgruppene av laks slippes fra midten av mai bruker vi derfor snittet av påslag på sjøørret delt på fiskevekt fra de siste to ukene i mai og de første to ukene i juni. Et slikt estimat vil være en svært grov tilnærming til å beskrive smittepresset for laksesmolt. Andre type estimater (for eksempel bare voksne eller fastsittende) korrelerte sterkt og vi har derfor valgt å bruke dette estimatet på smittepress (altså totalt antall lus på sjøørret per gram fiskevekt i perioden 15 mai til 15 juni).

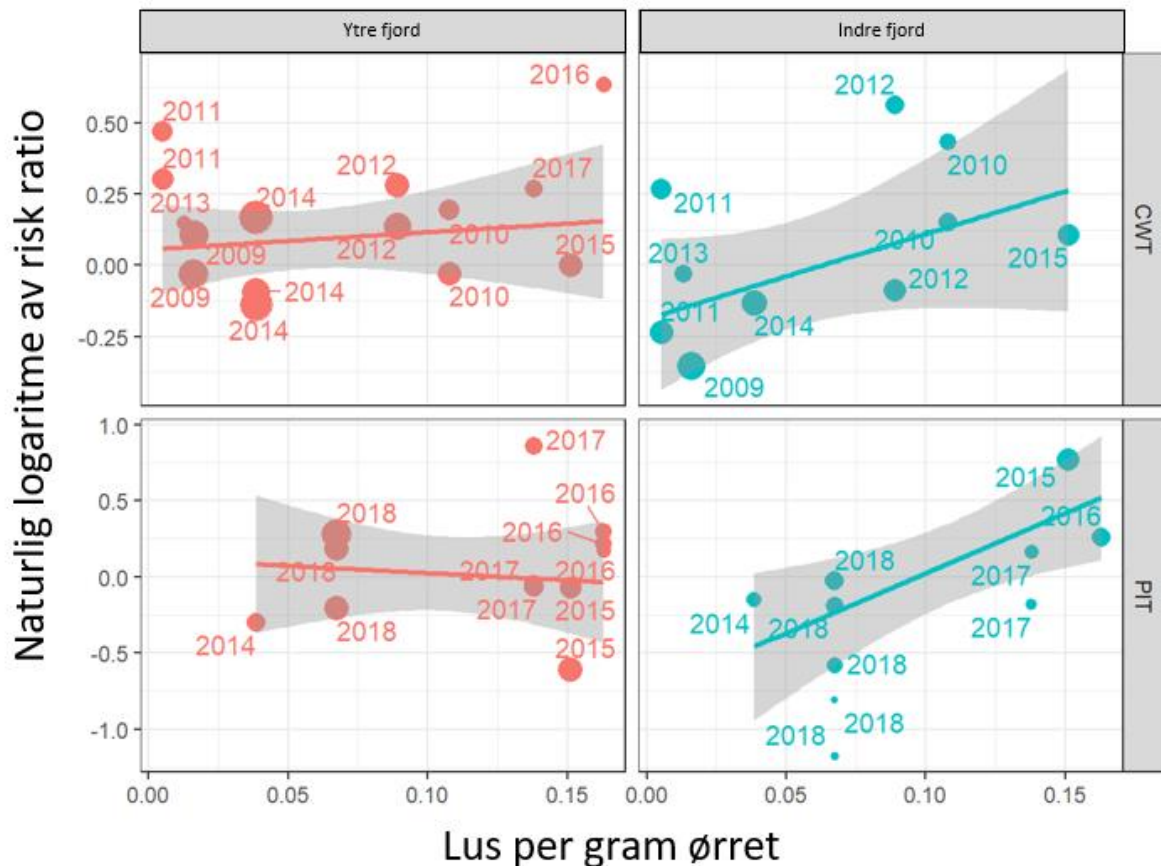
Lusebehandling versus lus på sjøørret

For å vurdere om effekten av behandling mot lus har en sammenheng med påslag av lus på sjøørret kan man lage en linær regressjon mellom risk ratio (RR) og lus per gram fiskevekt (LPG). Samtidig må en ta høyde for hvor fisken er blitt sluppet ettersom en skal forvente at de forskjellige slipp lokalitetene har en varierende eksponering for lus, og hvor mange smolt som er sluppet og gjenfanget i hver gruppe. Modellen for å vurdere dette er som følger:

$$\text{lm}(\log(\text{RR}) \sim \text{periode} + \text{slippsted} + \text{LPG} + \text{merketype} \quad (\sim 1 | \text{år}), \text{weights} = \text{lnV})$$

hvor lm indikerer at man bruker en linær modell, log betyr at RR er naturlig log-transformert, slippsted er om laksesmolten er sluppet i elven, indre fjord eller ytre fjord, LPG er lus per gram fiskevekt, merketype er enten CWT eller PIT, år er året laksesmolten er sluppet (definert som en

tilfeldig variabel) og lnV er vektning av datapunktet som beskrevet over. På grunn av svært lave gjenfangster i elv var det ikke mulig å beregne et estimat fra slippgrupper satt i elv.



Figur 116. Sammenheng mellom risk ratio (naturlig log-transformert) i behandlingsgrupper av laks og lus per gram på ørret fanget i Norhordland.

Resultatene fra denne modellen indikerer at det er en svak, men signifikant, effekt av lus per gram ørret på behandlingseffekten i slippgruppene. I indre fjord er det en svak tendens til at effekten av behandling mot lus er høyere i år hvor lus per fram fisk er høyere, men det virker ikke til å være like stor effekt i ytre fjord. Samtidig er det viktig å påpeke at effektstørrelsen er liten og at den observerte effekten, som også er illustrert i

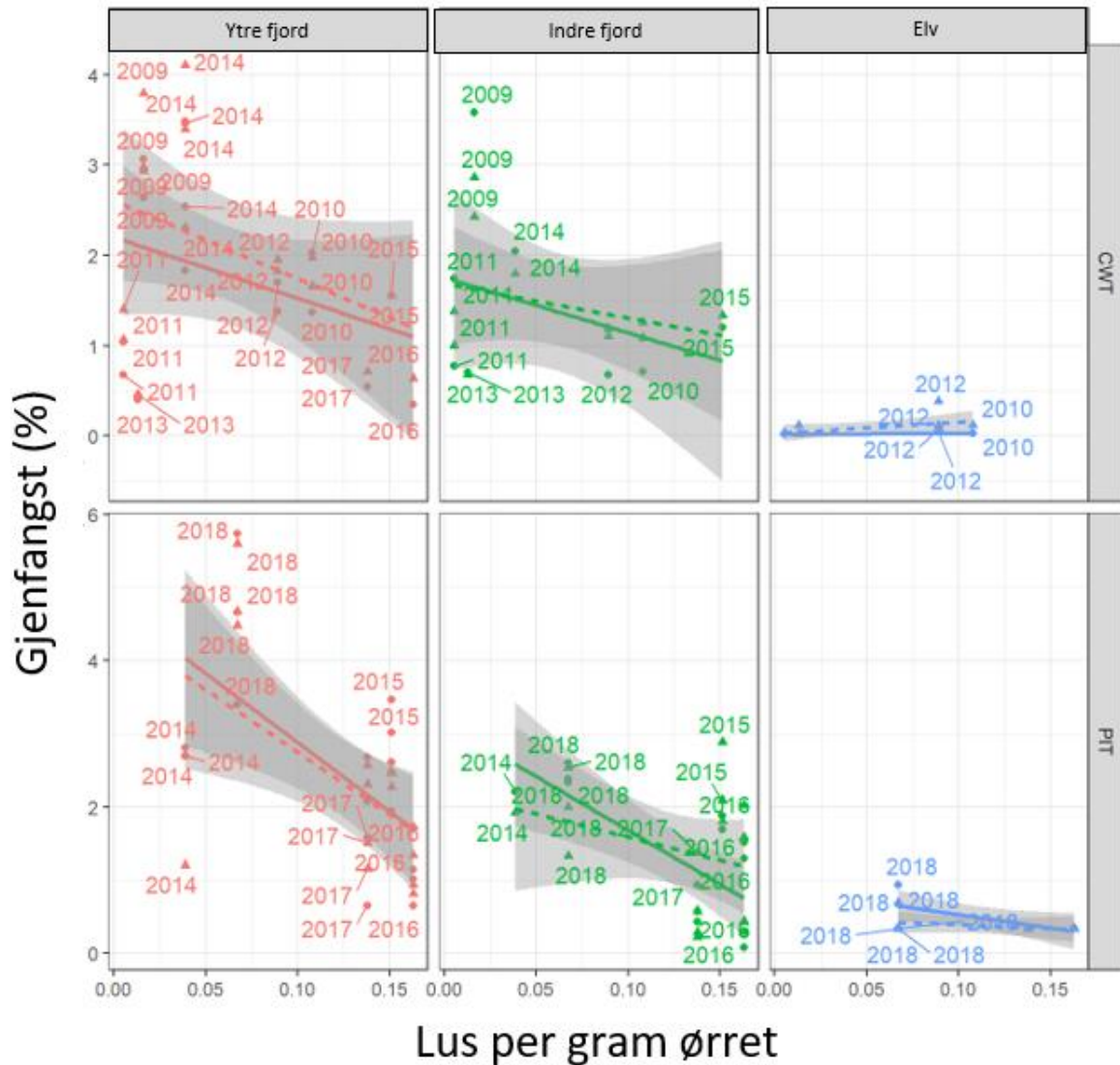
Figur 116, i gjennomsnitt er liten i perioden 2009-2019.

10.4 Korrelerer lusedata med gjenfangst?

Et annet logisk spørsmål å stille seg er om det kommer færre fisk tilbake uavhengig av behandlingseffekten. Dette spørsmålet kan stilles ettersom det er to motstridende mønster i våre data som omhandler lakselus. I behandlingsstudiene er effektstørrelsen nedadgående, mens i overvåkingen på lakselus på sjøørret er utviklingen motsatt med økende påslag i perioden 2009 og framover. Et tilbakevendende problem er derimot at man samtidig vet at effekten av behandlingen sannsynligvis vil være redusert over tid ettersom lus utvikler resistens mot behandlingen, og dermed er spørsmålet om reduksjon i effektstørrelsen vi ser er et resultat av dette. Hvis lus allikevel har en

effekt på sjøoverlevelsen kan en forvente at det er en korrelasjon mellom gjenfangst i kontroll gruppen og lus per gram fisk. Denne korrelasjonen kan åpenbart være overskygget av andre faktorer som påvirker sjøoverlevelsen. Det er av denne årsak man i utgangspunktet har brukt slippgruppe forsøk med behandlet og ubehandlede grupper, ettersom man da kan ta høyde for denne mellomårsvariasjonen. Gitt at behandlingen har en dårlig effekt på å redusere effekten av lus er det derimot allikevel interessant å studere om det finnes et signal i sammenhengen mellom hvor mange som fanges igjen av en gruppe som blir sluppet og lus per gram fisk på sjøørret. I **Figur 117** har vi plottet gjenfangstprosent for kontrollgruppen og behandlingsgruppen mot lus per gram fisk delt opp i de to merke metodene (CWT og PIT). Dette plottet viser at det for gruppene i indre og ytre fjorder er en signifikant sammenheng mellom hvor mye klekkerifisk som kommer tilbake fra de forskjellige gruppene og hvor mye lus det er i utvandingsruten.

Samtidig viser det også at antall fisk som kommer tilbake av grupper som blir sluppet i ferskvann er lavt uansett hvilket smittepress som blir målt på sjøørreten. Forklaring til dette kan altså enten være at det er andre faktorer enn lakselus som gjør at laksesmolt ikke overlever når det blir sluppet i ferskvann, eller at påvirkningen av lakselus som vandrer fra elven gjennom fjordene er svært høy også i år når lusetallene på sjøørret er relativt sett lave.



Figur 117. Gjenfangst av klekkerfisk mot lus per gram fisk i Norhordland for ubehandlede (heltrukket linje) og behandlede laksesmolt (stiplet linje), for slippgrupper i ytre fjord, indre fjord og elv. Øvre figurer viser slippgrupper merket med CWT mens nedre figurer viser slippgrupper merket med PIT.

For å teste dette i en statistisk modell kan man modellere antall satt ut som smolt og antall gjenfangster som en binomial fordeling i GLMM modell. For å ta høyde for at det slippgrupper som er sluppet det samme året og at det er brukt forskjellige merketyper med forskjellige gjenfangstsansynlighet har vi valgt å ta med dette i modellen. Effekten av behandling skal forventes ha en vekselvirkende effekt med hvor mye lusesmitte det er i utvandingsruta.

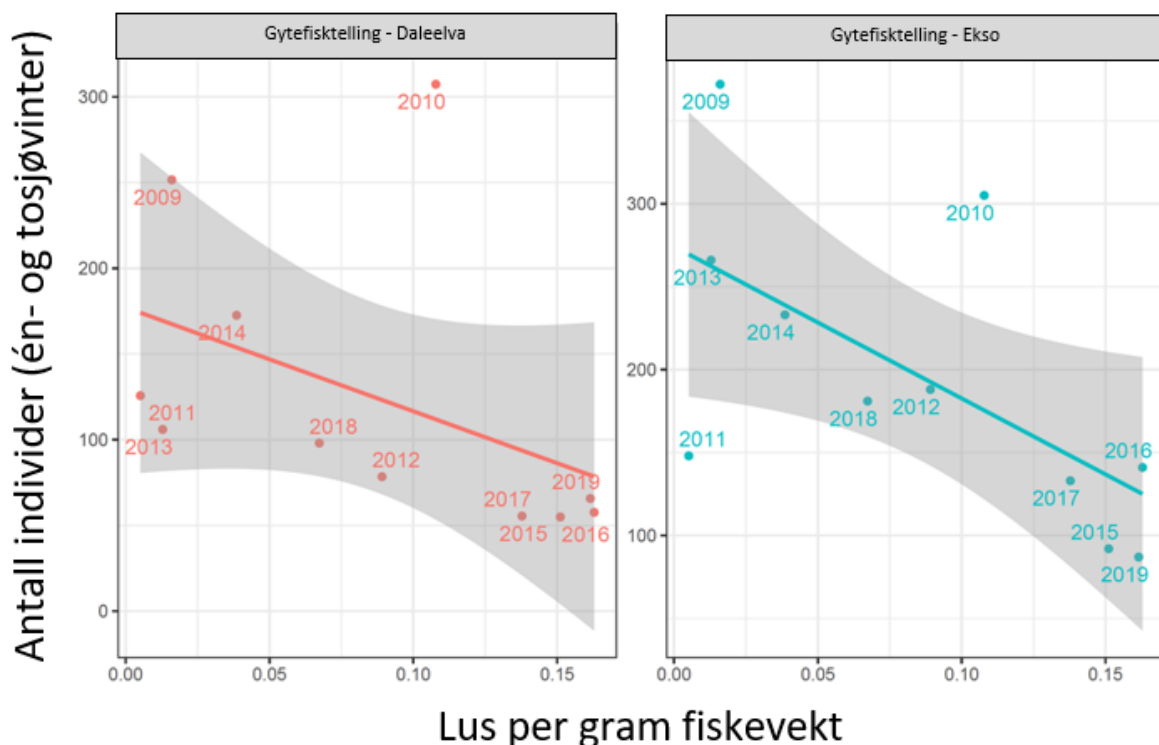
$$P \sim \text{lus_per_gram} \times \text{behandling} + \text{slipp_sted} + \text{merketype} + (1 | \text{slipp_år}), \text{ family} = \text{binomial}$$

Hvor P er en liste med antall gjenfangster koblet med antall fisk som er sluppet i hver gruppe, lus_per_gram er lus per gram fiskevekt i Norhordland i månedskifte mai- juni, behandling er om gruppen har blitt gitt antiparasitisk middel, slipp_sted er enten «elv», «indre fjord», eller «ytre fjord», merketype er enten CWT eller PIT, slippår er året fisken er blitt sluppet. Family= binomial indikerer at dataene er modellert til ha en binomial fordeling.

Ved å sammenligne modeller med og uten lus faktorene per gram fisk, slipp sted og behandling med en modell som inkluderer disse faktorene kan man så vurdere om de er en viktig forklaringsvariabel for P. Dette gjøres ved å bruke AIC (Aikaike Information Criterion). Oppsummert er resultatet fra denne modell øvelsen at alle variablene har en viktig forklaringsgrad og at både lus per gram fisk, behandling og slippsted påvirker gjenfangstsansynligheten. Hovedresultatet kan oppsummeres med at når lus per gram fisk på ørret øker vil forskjellen mellom behandla og ubehandla laksesmolt øke. Samtidig viser reduksjonen i gjenfangst ved økende smittepress (altså lus per gram fisk på ørret) at behandlingen i stor grad ikke klarer å beskytte laksemolten fra lakselus. For gruppene sluppet i ferskvann er det ingen effekt ettersom det generelt er svært få fisk som kommer tilbake fra gruppene satt i ferskvann. Som forventet, klarer vi også å registrere en større andel PIT merker enn CWT merker.

10.5 Korrelerer lusedata med antall villaks?

Til slutt har vi også sett på om antall villaks som kommer tilbake til elver nær Vosso korrelerer med lusepåslag på sjøørret. Ettersom det er svært vanskelig å få gode estimater på antall villaks i Vosso på grunn av størrelse og sikt, har vi brukt data fra gytefisktelling fra de nærliggende elvene Dale og Ekso. Her har vi brukt størrelsesklassene og gjort en forutsetning om at små og mellom laks har vært henholdsvis 1 og 2 år i sjø, for så å tilbakeberegnet årsklassestyrke. I **Figur 118** har vi vist korrelasjonen for disse to elvene, som viser at det er færre villaks tilbake i årene hvor det har vært mye lakselus på sjøørreten det året laksesmolten har vandret ut.



Figur 119. Korrelasjon mellom antall returnerende individer observert under gytefisktelling i Dale (venstre) og Ekso) og lus per gram fiskevekt på sjøørret overvåket på migrasjonsruten til smolt under året smolten vandret ut.

10.6 Konklusjon

Oppsummert har to tiår med studier vist at det med stor sannsynlighet er en påvirkning av lakselus på tilbakevandringen av laks i Vossovassdraget. De forskjellige metodene for å kvantifisere påvirkningen har forskjellige type styrker og svakheter, men til sammen er det svært liten tvil om at lakselus fra oppdrett har en reduserende effekt på bestanden av laks i Vosso og nærliggende vassdrag. Behandlingseffekten av Emamectin benzoate virker til å være svært liten, og kan gi et skjevt bilde av effekten av lus på bestanden. Dette må tas inn i den totale vurderingen av påvirkningen av lus på laks i Vossovassdraget. Det er derimot også viktig å påpeke at lakselus mest sannsynlig ikke kan forklare den lave overlevelsen for klekkerismolt satt i ferskvann.

Det er viktig å påpeke at smolt som vandrer ut fra Vossovassdraget tidvis vil kunne oppleve et svært høyt smittepress. Smittetrykket de siste årene har dessverre vært historisk høyt og for at man skal lykkes med reetableringen av laks i vassdraget må det skje en endring i forvaltningen av lakselus i utvandringsruten til laksesmolten.

10.7 Referanser

- Barlaup, B.T. (redaktør). 2004. Bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004-7.
- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Loyland, J., Schlappy, M. L., Wiers, T., Vollset, K. W., and Pulg, U. 2013. Trap design for catching fish unharmed and the implications for estimates of sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Fisheries Research*, 139: 43-46.
- Barlaup, Bjørn T. (redaktør). Redningsaksjonen for Vossolaksen DN-utredning 1-2013.
- Birkeland, K., & Jakobsen, P. J. (1997). Salmon lice, *Lepeophtheirus salmonis*, infestation as a causal agent of premature return to rivers and estuaries by sea trout, *Salmo trutta*, juveniles. *Environmental biology of fishes*, 49(1), 129-137.
- Bjorn, P. A., & Finstad, B. (1997). The physiological effects of salmon lice infection on sea trout post smolts. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 73, 60-72.
- Bøhn, T., Gjelland, K. Ø., Serra-Llinares, R. M., Finstad, B., Primicerio, R., Nilsen, R., & Bjørn, P. A. (2020). Timing is everything: survival of Atlantic salmon *Salmo salar* postsmolts during events of high salmon lice densities. *Journal of Applied Ecology*, 57(6), 1149-1160.
- Crosbie, T., Wright, D. W., Oppedal, F., Johnsen, I. A., Samsing, F., & Dempster, T. (2019). Effects of step salinity gradients on salmon lice larvae behaviour and dispersal. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 181-190.
- Hamre, L. A., Eichner, C., Caipang, C. M. A., Dalvin, S. T., Bron, J. E., Nilsen, F., & Skern-Mauritzen, R. (2013). The salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae) life cycle has only two chalimus stages. *PLoS one*, 8(9), e73539.
- Heuch, P. A. 1995. Experimental-Evidence for Aggregation of Salmon Louse Copepodids (*Lepeophtheirus-Salmonis*) in Step Salinity Gradients. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75: 927-939.
- Jackson D. , Cotter D., O'Maoileidigh N., O'Donohoe P., White J., Kane F., Kelly S. et al. 2011b. An evaluation of the impact of early infestation with the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* on the subsequent survival of outwardly migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts. *Aquaculture*, 320: 159–163.
- Lennox, R. J., Salvanes, A. G. V., Barlaup, B. T., Stöger, E., Madhun, A., Helle, T. M., & Vollset, K. W. (2020). Negative impacts of the sea lice prophylactic emamectin benzoate on the survival of hatchery released salmon smolts in rivers. *Aquatic Toxicology*, 224, 105519.
- Nilsen, R., R.M. Serra-Llinares, A. D. Sandvik, K. M. Schrøder Elvik, L. Asplin, P. A. Bjørn, I. Askeland Johnsen, Ø. Karlsen, B. Finstad, M. Berg, I. Uglem, K. Wiik Vollset & G. B. Lehmann. Lakselusinfestasjon på vill laksefisk langs norskekysten i 2016 med vekt på modellbasert varsling og tilstandsbekreftelse. Rapport fra Havforskningsinstituttet 2017-1
- Serra-Llinares, R. M., Bøhn, T., Karlsen, Ø., Nilsen, R., Freitas, C., Albretsen, J., & Bjørn, P. A. (2020). Impacts of salmon lice on mortality, marine migration distance and premature return in sea trout. *Marine Ecology Progress Series*, 635, 151-168.
- Skilbrei, O. T., Glover, K. A., Samuelsen, O. B., & Lunestad, B. T. (2008). A laboratory study to evaluate the use of emamectin benzoate in the control of sea lice in sea-ranched Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture*, 285(1-4), 2-7.
- Skilbrei, O. T., Finstad, B., Urdal, K., Bakke, G., Kroglund, F., and Strand, R. 2013. Impact of early salmon louse, *Lepeophtheirus salmonis*, infestation and differences in survival and marine growth of sea-ranched Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts 1997-2009. *Journal of Fish Diseases*, 36: 249-260.
- Vollset, K., Barlaup, B., Mahlum, S., Bjørn, P., and Skilbrei, O. 2016a. Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 511-525.
- Vollset, K., Mahlum, S., Davidsen, J., Skoglund, H., and Barlaup, B. 2016b. Interaction between migration behaviour and estuarine mortality in cultivated Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *Journal of Fish Biology*, 89: 1974-1990.

- Vollset, K. W., and Barlaup, B. T. 2014. First report of winter epizootic of salmon lice on sea trout in Norway. *Aquaculture Environment Interactions*, 5: 5.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Mahlum, S., Bjørn, P. A., and Skilbrei, O. T. 2016c. Estimating the temporal overlap between post-smolt migration of Atlantic salmon and salmon lice infestation pressure from fish farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 8: 511-525.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., and Normann, E. S. 2017a. Release during night enhances survival of wild Atlantic salmon smolts. *Fisheries Management and Ecology*, 24: 256-264.
- Vollset, K. W., Barlaup, B. T., Skoglund, H., Normann, E. S., and Skilbrei, O. T. 2014a. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biol Lett*, 10: 20130896.
- Vollset, K. W., Qviller, L., Skår, B., Barlaup, B. T., & Dohoo, I. (2018). Parasitic sea louse infestations on wild sea trout: separating the roles of fish farms and temperature. *Parasites & vectors*, 11(1), 1-15.
- Vollset, K. W., Dohoo, I., Karlsen, Ø., Halttunen, E., Kvamme, B. O., Finstad, B., Wennevik, V., m.fl. 2017b. Disentangling the role of sea lice on the marine survival of Atlantic salmon. *Ices Journal of Marine Science*.
- Vollset, K. W., Halttunen, E., Finstad, B., Karlsen, Ø., Bjørn, P. A., and Dohoo, I. 2017c. Salmon lice infestations on sea trout predicts infestations on migrating salmon post-smolts *Ices Journal of Marine Science*, 00: 000–000.
- Vollset, K. W., Krontveit, R. I., Jansen, P. A., Finstad, B., Barlaup, B. T., Skilbrei, O. T., Krkošek, M., m.fl. 2015. Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish and Fisheries*: n/a-n/a.
- Vollset, K. W., Skoglund, H., Barlaup, B. T., Pulg, U., Gabrielsen, S. E., Wiers, T., Skar, B., m.fl. 2014b. Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? *Marine Biology Research*, 10: 268-278.

11 Forsuring og aluminium som trusselfaktor

Åse Åtland¹, Sondre Kvalsvik Stenberg¹, Sven-Erik Gabrielsen², Eirik Straume Nordmann², Gaute Velle² & Bjørn T. Barlaup²

¹) NIVA ²) NORCE Klima og Miljø, LFI

11.1 Bakgrunn

Sur nedbør som følge av langtransportert luftforurensing har hatt store negative konsekvenser for laksebestandene i Norge, og minst 25 laksebestander er gått tapt som følge av forsuring (Hesthagen & Hansen 1991). I tillegg er bestandene redusert i et større antall elver (NASCO 2005). De mest omfattende skadene fant sted på Sørlandet og i Rogaland, men det ble også påvist tap eller skade på laksebestander i Hordaland og Sogn og Fjordane (se bl.a. Lien *m.fl.* 1996, Hindar *m.fl.* 1997; Bjerknes *m.fl.* 1998; Hansen *m.fl.* 2007).

Programmet for «Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør» startet i 1980 i regi av Statens forurensningstilsyn (senere Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif, og nå Miljødirektoratet) etter avslutningen av forskningsprosjektet «Sur nedbørs virkning på skog og fisk» (SNSF-prosjektet). Programmet omfattet overvåking av atmosfæriske tilførsler, vannkjemisk og biologisk overvåking av innsjøer og elver, samt vannkjemisk overvåking av feltforskningsstasjoner. Dette programmet er nå delt opp i flere separate overvåkningsprogrammer som alle administreres av Miljødirektoratet. Den siste nasjonale overvåkingsrapporten om sur nedbør inkluderer data tom 2019 (Garmo *m.fl.* 2021).

I Garmo *m.fl.* 2021 påpekes det at reduserte tilførsler av svovel gjennom luft og nedbør har hatt en markert positiv effekt på en rekke vannparametere i vann og vassdrag. De siste målingene (2019) vise de laveste nivåene av sulfat som har blitt registrert til nå, og det har vært en negativ trend i sulfatkonsentrasjon siden 1986 i hele Norge. Samtidig med nedgang i sulfat og nitrat siden 1986, har det vært økning i pH, syrenøytraliserende kapasitet (ANC), total organisk karbon (TOC) og alkalitet, og nedgang i labilt aluminium (Al) i alle deler av landet (Garmo *m.fl.* 2021).

Forsuring av Vossovassdraget har vært vurdert som en mulig faktor til en redusert laksebestand i vassdraget. På 70- og 80-tallet ble vannkvaliteten i Vossovassdraget undersøkt sporadisk. I tilknytning til den dramatiske tilbakegangen i laksebestanden i Vossovassdraget startet det opp overvåking av vannkemi i Vosso og Bolstadelva i hhv. 1988 og 1993.

11.2 Forsuring som trusselfaktor i ferskvann

Sur nedbør fører til utvasking av basekationer i jorda som igjen fører til mer utskillelse av aluminium. Det er veldokumentert at surt vann som inneholder Al er giftig for fisk i ferskvann, hvor laks er den mest følsomme arten (Rosseland & Staurnes 1994). Forsuring har resultert i reduserte laksebestander i deler av Norge (Rosseland & Kroglund 2011; Forseth *m.fl.* 2017). Når laksebestander blir redusert som følge av forsuring er årsaken redusert overlevelse på fiskens mest sensitive livsstadier. Rognstadiet er særlig følsomt for lav pH (Peterson *m.fl.* 1980; Lacroix 1985), og etter klekking er plommeseckkyngelen sårbar for både lav pH og giftig Al (Baker & Schofield 1982; Skogheim & Rosseland 1984; Reader *m.fl.* 1988). Selv om disse tidlige stadiene i laksens livssyklus er utsatt, har det vist seg at smoltstadiet er det mest følsomme for forsuring (Rosseland & Skogheim 1984; Staurnes *m.fl.* 1993, 1995, 1996). Under smoltifiseringen gjennomgår laksen en rekke fysiologiske tilpasninger for å klare overgangen fra ferskvann til sjøvann. I denne fasen kan forsuring med utfelling av Al på gjellene medføre gjelleskader,

svikt i viktige fysiologiske funksjoner, og dermed redusert overlevelse fra smolt til voksen laks (Staurnes m.fl. 1993; Kroglund & Staurnes 1999; Kroglund m.fl. 2007, 2008; DN 2009).

Fra midten av 1990-tallet ble en mer oppmerksom på såkalte blandsoner som er giftige for fisken i avgrensede områder. Disse oppstår der surt, aluminiumsrikt vann fra sidebekker eller sideelver renner inn i et kalket eller mindre surt hovedløp (Rosseland m.fl. 1992). Blandsonene er giftige fordi Al omdannes (polymeriseres) til en form som felles ut på fiskens gjeller (Rosseland m.fl. 1992; Poleo m.fl. 1994; Kroglund m.fl. 2001a).

Smoltstadiet er særlig sensitivt i forhold til forsuringsskader, og smoltens vandring fra ferskvann til sjø foregår i hovedsak på våren og ofte i forbindelse med vårfloppen. Kortvarige episoder med forsuret vann i forkant av eller i forbindelse med vårfloppen, eller dannelsen av de nevnte giftige blandsonene i denne perioden, kan medføre en betydelig svekkelse av smolten (se bl.a. Thorstad m.fl. 2013). Hyppig prøvetaking av vannkvalitet og prøvetaking av smoltens fysiologiske status kan derfor være nødvendig for å avdekke skadelige effekter av forsuring på dette stadiet. Eventuelle forsuringsskader på smolten kan medføre redusert sjøoverlevelse (Kroglund m.fl. 2007, 2012; Kroglund & Finstad 2003; Thorstad m.fl. 2013). Det er også en rekke andre faktorer, f.eks. parasitter, predasjon, og ugunstig sjøtemperatur som kan medføre lav sjøoverlevelse i den 1-3 år lange perioden laksen tilbringer i havet. I bestander som har en tydelig redusert gytebestand, og hvor det er usikkert om forsuring har bidratt til resultatet, vil undersøkelser av vannkvalitet og smoltkvalitet idet smolten forlater vassdraget derfor være viktige for å avdekke eventuelle skadelige effekter av forsuring.

For en mer detaljert gjennomgang av forsuringssituasjonen på 1990-tallet henvises det til de tidligere Vossorapportene (Barlaup 2004, 2008, 2013, 2018) og arbeid referert i disse. I foreliggende rapport gis en oppdatert vurdering av hvordan laksebestanden har vært påvirket av de vannkjemiske forholdene med vekt på perioden etter år 2012. Materialet er basert på vannkjemiske målinger utført og vurdert i Miljødirektoratet overvåkinger, samt egne vannkjemiske og biologiske målinger gjort i forbindelse med smoltutgangen fra Vosso.

11.3 Aluminium som trusselfaktor i brakkvann

I ferskvann vil Al avgiftes når pH heves, f.eks. etter kalking eller etter at surt vann blandes med vann som har høy pH. Avgiftingshastigheten er relatert til pH og tar timer hvis pH er lavere enn 6, minutter hvis pH er omkring 6,4 (Kroglund m.fl. 2001a, b). Det var lenge antatt at Al i sjøvann var ufarlig for fisk som følge av pH-økningen, og at Al raskt ville felles ut av løsnings (Jenssen & Leivestad 1989, Rosseland m.fl. 1998, Rosseland & Skogheim 1986, Staurnes m.fl. 1998). De første indikasjonene på at Al kunne være giftig i brakkvann (10 ppt) kom i 1993. Det ble da innrapportert betydelig akkumulering av aluminium på gjeller til voksen laks i et merdanlegg for Atlantisk laks i Fedafjorden på Sørlandet (K. Thorud, Veterinærinstituttet, pers. medd.). Det ble antatt at denne akkumuleringen var forårsaket av Al i flomvann fra Kvina (forsuret vassdrag). Dødelighet etter eksponering for Al er senere beskrevet fra flere fjordområder på Sørlandet og fra oppdrettsanlegg lokalisert rundt Osterøy og i Masfjorden (Rosseland m.fl., 1998, Bjerknes m.fl. 2003).

Mekanismen som medfører dødelighet, er antatt å være respiratorisk/sirkulatorisk stress med opphopning av CO₂ i fiskens blod og medfølgende pH-senkning i blodet (acidose). Reduksjonen i plasmaklorid er en mekanisme i fisken for å motvirke blodforsuringen. Ved dødelighetsepisoder i 1997 i oppdrettsanlegg i Osterfjorden ble det observert at den døde fisken hadde hjertesprenging (Bjerknes m.fl. 2003). Dette har trolig sammenheng med den ekstrabelastningen fiskens hjerte blir påført når gjellene klogges med aluminium, hvor respirasjonssvikt vil være relatert til bl.a. akkumulering av Al på gjeller og eksponeringsvarighet. Remobilisering av Al til giftig form tiltar når saliniteten overskrider 1-2 ppt og avtar igjen når saliniteten overskrider ca. 15 ppt. Reduksjonen i giftighet på > 15 ppt salinitet kan delvis forklares med fortykning, men kan også skyldes tiltagende transformasjon av giftige

tilstandsformer til ugiftige former av Al. Kilden til Al i de ulike observasjonene må tilskrives Al-bidrag fra ferskvann ettersom Al-konsentrasjonen i Atlantisk havvann er lavere enn 0,5 µg Al/l, samtidig som konsentrasjonen i kystnære farvann i sommermånedene vil være lavere enn 5 µg Al/l (Hydes 1977, Beusekom 1988, Helmers & Loeff 1993).

Sjøvannstoleransen hos laksesmolt påvirkes også av aluminium ved at Al innvirker på aktiviteten til gjelleenzymet Na⁺K⁺-ATPase (Staurnes m.fl. 1993). I forsøk utført ved NINAs forskningsstasjon på Ims i Rogaland ble det påvist samsvar mellom mengde av aluminium på gjellene og nivåene av plasmaklorid, glukose og Na⁺K⁺-ATPase aktivitet forut for utsetting. Det var videre godt samsvar mellom mengde aluminium på gjellene ved utsetting i sjø og overlevelse og gjenfangst som tilbakevandrende laks (Finstad m.fl. 2007, 2012). I det samme forsøket ble det påvist at eksponering av smolt for lakselus resulterte i markert høyere lusepåslag og dødelighet hos smolt som på forhånd hadde vært eksponert for aluminium. Gjenfangstverdiene til smolten som ble utsatt i Imsa var redusert for alle grupper som hadde gjelle-Al over 25 µg/g tørrvekt. Forsøkene viser at vannkvaliteten i siste del av ferskvannsfasen har betydning for sjøvannstoleranse og overleving.

Overført til Vosso og fjordene rundt Osterøy, vil smolt på utvandring fra Vosso blir eksponert for aluminium i både vassdraget og i fjordene. Laksesmolt som har passert Osterøy vil på sin videre vandring mot kyststrømmen passere områder med høy tetthet av oppdrettsanlegg i en økende salinitetsgradient, og med en økende konsentrasjon av lakselus. Smolt som på forhånd har vært eksponert for aluminium vil kunne få økt dødelighet og lavere sjøoverlevelse som følge av luseinfeksjon.

Klimaendringene har blitt spådd å forårsake økt nedbør i Nord-Europa (IPCC 2014). Temperaturscenarioene for Norge innebærer en større oppvarming i innlandet enn langs kysten, større i nord enn i sør, og i nordlige områder større oppvarming vinter enn sommer. Nedbøren vil trolig øke med 10–15 prosent, men i kyststrøkene kan økningen bli 15–20 prosent (St.meld. nr. 39). Økningen vil være størst om vinteren og høsten. Spesielt på Sør-Vestlandet og i de nordligste fylkene vil det i perioden 2030–2050 kunne komme rundt 20 prosent mer nedbør på høsten sammenlignet med perioden 1980–2000. I hele Norge vil ekstreme nedbørsmengder forekomme oftere. Mer ekstreme nedbørsmengder over kort tid øker særlig risikoen for flom og jordras. Dersom den globale temperaturen skulle stige med tre grader i løpet av dette århundret, vil det for Norge sin del føre til at snøgrensen vil ligge opp mot 500 meter høyere enn i dag, og at snøsesongen blir kortere. Sammen med en generell økning i nedbør, vil disse to faktorene bidra til større vannføring i vassdragene om vinteren. Det kan bli betydelig flere flommer sent på høsten og om vinteren i enkelte områder, mens det om våren kan bli reduserte og tidligere snøsmeltingsflommer. Dette er utfordringer som må tas med i betraktningen når en skal vurdere aluminium som trusselfaktor for laks i Osterfjordsystemet og i andre ferskvannspåvirkede fjorder.

11.4 Effekter av forsurening i ferskvann

11.4.1 Undersøkelser utført tidlig på 1990-tallet

På den faste målestasjonen i Vosso v/Kvilekvål ble det registrert en nedgang i pH-verdiene i perioden 1988-1994. Da overvåkingen ble utvidet i 1993 ble det påvist ustabile vannkjemiske forhold på flere stasjoner i hovedløpet, og flere av sideelvene var tydelig påvirket av forsurening. Bolstadelva hadde generelt en dårligere vannkemi enn Vosso, noe som skyldtes tilførsel av surt vann fra flere sideelver og fra Evanger kraftstasjon. Evanger kraftstasjon har siden 1972 overført vann fra Eksingedalen, og dette vannet har generelt en dårligere kvalitet enn hovedløpet i Vosso.

De vannkjemiske målingene i 1993 og 1994 viste at vannkvalitetskravet for laks i perioder ble overskredet. I hovedløpet av Vosso (v/Kvilekvål) ble det målt pH-verdier ned mot 5,7, konsentrasjoner av giftig (labilt) opp mot 16 µg/l og den syrenøytraliserende evnen (ANC) var redusert ned mot 10 µekv/l. Dette er verdier som er assosiert med redusert bestandsstyrke i flere vassdrag (Kroglund m.fl. 2008).

De første fiskeforsøkene for å undersøke mulige effekter av forsurening ble utført våren 1993. Laksesmolt fra Eiostammen fra fiskeanlegget i Eidfjord ble da plassert i kar på elvebredden og eksponert for vann pumpet opp fra elva på ulike stasjoner i Vossovassdraget. Samtidig ble det gjennomført en intensiv vannkjemisk overvåking (Kroglund m.fl. 1993). De vannkjemiske undersøkelsene viste at på flere stasjoner i hovedvassdraget (Flage, Kvilekvål og utløpet av Evangervatn) sank pH verdiene til mellom 5,8 og 6,0 i løpet av mai. I tillegg ble det registrert relativt høye konsentrasjoner av labilt aluminium (opp til 16 µg/l). I undersøkelsen fra 1993 og 1994 ble det påpekt at tilførsel av surt, alumiumsrikt vann fra sideelver, bl.a. Teigdalselva og Tverrelva, bidro til forsuringen av hovedløpet, og at dette kunne bidra til å skape giftige blandsoner for fisken i hovedløpet (Kroglund m.fl. 1993, 1995).

Et viktig bidrag til de ugunstige forholdene våren 1993 var trolig en kraftig episode med sjøsaltanrikt nedbør. Denne nedbøren utløste surt, aluminiumsrikt vann i en rekke vassdrag på Sør- og Vestlandet og medførte fiskedød flere steder vinteren og våren 1993 (Hindar m.fl. 1993, 1994; Barlaup & Åtland 1996).

Basert på de biologiske og vannkjemiske resultater fra Vossovassdraget våren 1993 og våren 1994 ble det utarbeidet en kalkingsplan for å motvirke eventuelle negative effekter av forsurening på laksebestanden (Kaste m.fl. 1994). Fra og med våren 1994 ble utløpsvannet fra Evanger kraftstasjon derfor kalket. Målinger fra Evanger kraftstasjon før kalking, i perioden mai-november 1993, viste at middel pH i utløpsvannet var 5,75 (N=28) (Kaste m.fl. 1994). Etter at kalkingen kom igang har pH-verdien i utløpsvannet i hovedsak vært høyere enn pH 6.0. Kalkdosereren var i drift fram til juni 2005 da den positive utviklingen i de vannkjemiske forhold ikke lenger gjorde det nødvendig å kalke vannet fra kraftstasjonen. I perioden 2001-2005 var dosereren kun i drift i de første 5-6 månedene av året.

11.4.2 Undersøkelser i perioden 1998-2017

I 1998 ble det gjort en ny vurdering av de vannkjemiske og hydrologiske forholdene i vassdraget (Kroglund m.fl. 1998). Dette arbeidet viste at vannføringen fra Evanger kraftverk i perioder om vinteren og våren før vårflommen, kunne dominere vannføringen i Bolstadelva. Slike forhold kan oppstå i perioder når avrenningen i hovedløpet normalt er lav og kraftproduksjonen og vannføringen gjennom Evanger kraftverk er høy. Dette er et unormalt avrenningsmønster som skyldes Evanger-reguleringen. Forekomsten av blandsoner på strekningen fra utløpet av Vangsvatnet til Bolstadfjorden ble da vurdert til å kunne utgjøre en trussel for laksebestanden. En uttynningseffekt som følge av innblanding av vann med god vannkemi fra hovedløpet vil avgrense utbredelsen og skadeeffekten av blandsonen. Videre er det kjent at vanntemperaturen bestemmer hastigheten på omdannelsen og dermed også utbredelsen av blandsonene. Ved lav temperatur vil blandsonene øke i utbredelse ved at omdannelsen går relativt saktere enn ved høyere temperaturer (Lydersen m.fl. 1991, Kroglund m.fl. 1993). Et forhold som kan redusere de negative effektene av giftige blandsoner er at ungfisk av laks og aure trolig til en viss grad aktivt unngår den skadelige vannkjemien som oppstår (Åtland & Barlaup 1995).

Faren for skadelige effekter av giftige blandsoner gjorde at det i 1998 og 1999 ble iverksatt prøvetaking for å bestemme om ungfisk som lever i områder med antatte blandsoner akkumulerer aluminium på gjellene. Resultatene fra disse målingene viste at det begge årene ble funnet høyest konsentrasjoner av aluminium på fiskens gjeller i områder som var påvirket av innløpene (blandsonene) fra Rasdalselva og Skorveelva. Ved prøvetakingstidspunktet i april/mai hadde disse to sideelvene pH verdier i

intervallet 5,44 - 5,65 og konsentrasjoner av labilt aluminium fra 7 til 22 µg/l. Alle de andre undersøkte lokalitetene hadde pH verdier > 6,0 og konsentrasjoner av labilt aluminium < 5 µg/l. Unntaket var Sagelva i 1998 som hadde pH 5,91. Disse resultatene støttet opp under antagelsen om at tilførsel av aluminium fra sideelvene felles ut på gjellene til fisk som lever i blandsonen mellom sideelv og hovedløp.

I 2000 ble det gjort en vurdering av behovet for ytterligere kalkingstiltak i vassdraget (Hindar & Kroglund 2000). Basert på de vannkjemiske målingene i Raundalselva og Strandaelva, med lave konsentrasjoner av labilt aluminium, ble det ikke anbefalt kalking av disse elvestrekningene. I hovedløpet fra utløpet av Vangsvatnet og ned til Bolstad ble det heller ikke påvist vannkvaliteter som ble vurdert som skadelige. Imidlertid ble det lagt avgjørende vekt på at avrenning fra de søndre lokalfeltene i nedre del av Vosso tilfører hovedløpet labilt aluminium, og at dette kan felles ut på fiskegjellene og påføre smolten skader. Basert på føre-var prinsippet ble det derfor anbefalt terrengkalking i nedre del av vassdraget for å holde aluminium tilbake, eventuelt i kombinasjon med kalkdosering av de aktuelle sideelvene i perioden februar-mai. Videre ble det anbefalt å videreføre kalkingen ved Evanger kraftstasjon og skjellsandkalkingen i Teigdalselva og Tverrelva. Den anbefalte terrengkalkingen av de søndre feltene ble ikke realisert, mens kalkingen ved Evanger kraftstasjon ble opprettholdt fram til 2006. Hovedårsakene til at planene om terrengkalking ikke ble videreført var den generelle bedringen i vannkjemiske forhold, og målinger som viste lave konsentrasjoner av aluminium på gjellene til utvandrende smolt og smolt plassert i bur i ulike deler av vassdraget (Barlaup 2004).

Overvåkingen av vannkvaliteten fram til 2006 viste en naturlig bedring av forsurenings situasjonen siden 1995/96 (Saksgård & Schartau 2007). Bl.a. viste målinger av vannkvaliteten oppstrøms kalkingsanlegget i Evanger en forholdsvis god vannkvalitet med pH > 6,0 hele året. Dette var bakgrunnen for at den kontinuerlige kalkingen av kraftverksvannet ble stanset i 2006.

For å styrke vurderingsgrunnlaget med tanke på forsurening som trusselfaktor for Vossolaksen er det årlig i perioden 2000-2017 foretatt undersøkelser av vannkvaliteten og gjellealuminium i forbindelse med smoltutgangen. Et viktig spørsmål er hvor mye aluminium som kan felles ut på gjellene før dette påvirker overlevelsen til fisken. Det er gjort en lang rekke studier for å bestemme grenseverdier av gjelle-Al relatert til smoltens sjøoverlevelse (Kroglund m.fl. 2007). Det forventes ikke at det vil forekomme dødelighet i ferskvannseksponeringer før mengden gjelle-Al >300 µg Al/g gjelle tørrvekt. Eksponeringen må samtidig vare i mange dager for å gi dødelighet ved denne metallkonsentrasjonen. Settes det imidlertid krav til at det ikke skal være effekter på vekst, saltvannstoleranse samt sjøoverlevelse, må grenseverdien senkes til lavere enn 30 µg Al/g tørrvekt gjelle (Kroglund m.fl. 2007). Gjelle-Al på 25 til 60 µg/g hos laksesmolt har i andre studier resultert i 20-50 % redusert sjøoverlevelse (Kroglund m.fl. 2007). Konsentrasjoner av gjelle-Al < 30 µg Al/g kan derfor brukes til å skille smolt med forventet god helse fra smolt med forringet helse. Tilsvarende vurdering av aluminium på gjeller er gjort i klassifiseringsveilederen til Vanddirektivet (DN 2018) (**Tabell 24**).

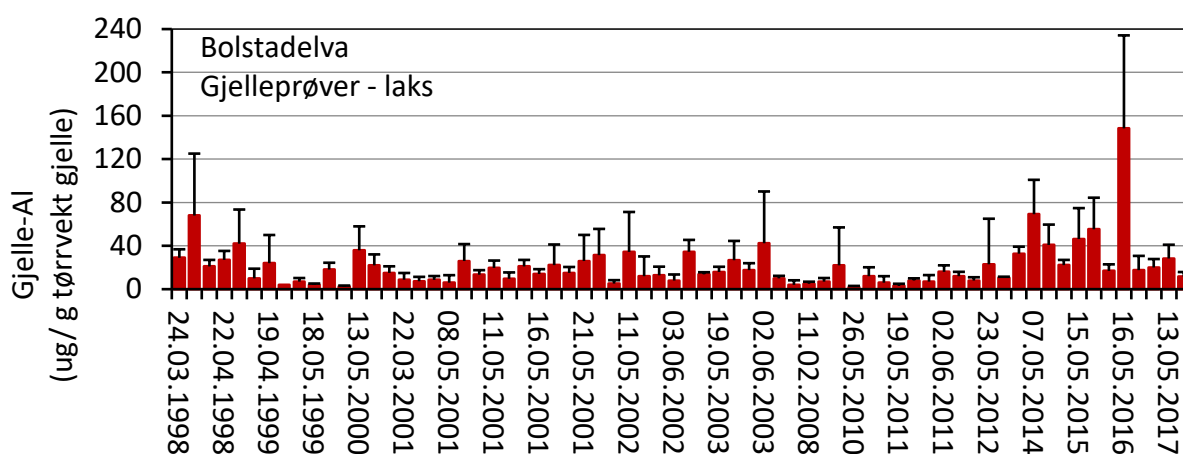
Tabell 24. Vurdering av klassegrenser for tilstanden hos laksunger på basis av aluminium på gjeller hos parr i ferskvann og hos smolt i ferskvann.

Stadium	Enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Parr i ferskvann	µg Al/g tv	<100	100-200	200-400	400-800	>800
Smolt i ferskvann	µg Al/g tv	<10	10-30	30-60	60-150	>150

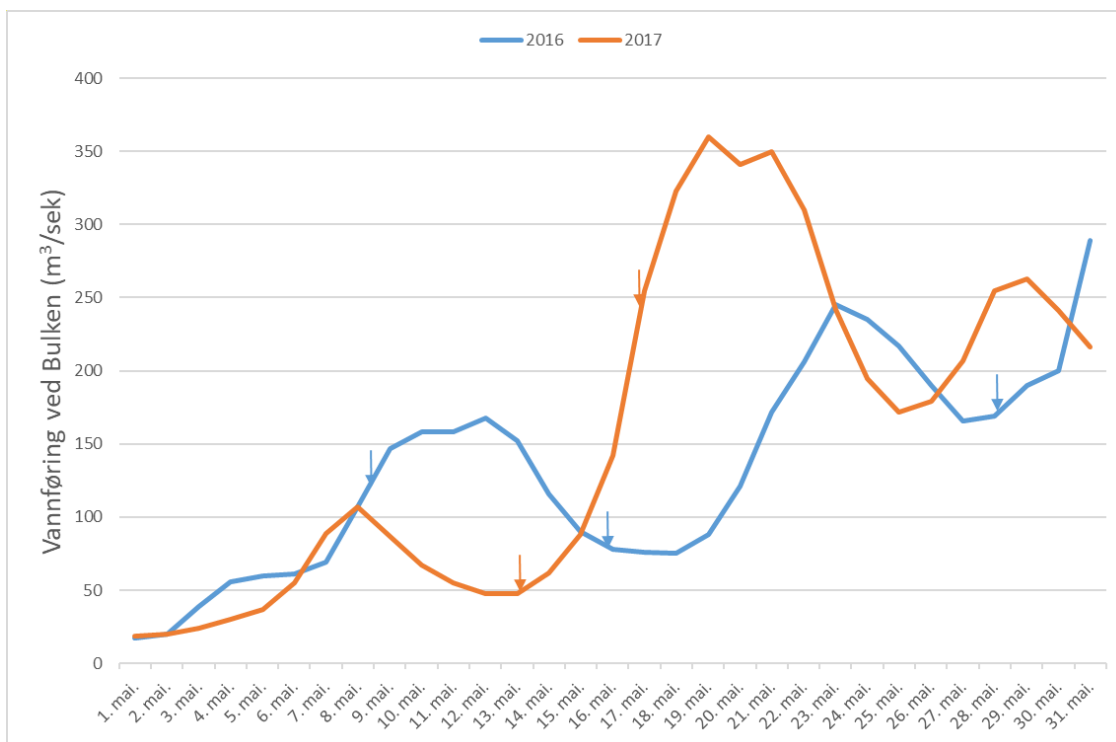
I perioden 1998-2017 er det årlig gjort målinger av aluminium på gjellene til laksesmolt i hovedløpet i Bolstadelva og/eller i Bolstadhølen før og under smoltutvandringen om våren (mars-mai) (**Figur 120**). Siden 1998 har gjennomsnittet med gjelle-Al i smolt fanget i Bolstadelva vært på 21 µg/g tørrvekt gjelle.

For årene 2014-2017 er målingene av gjellenivå fra Bolstadelva relativt variable. Spesielt uttaket gjort 16. mai 2016 viste avvikende resultat med høye gjelle-Al på 148 µg Al/g tørrvekt gjelle. Standardavviket var også høyt på grunn av enkeltindivid med svært høy gjelle-Al for dette uttaket. Det er derfor knyttet større usikkerhet til resultatet med påslaget med gjelle-Al 16. mai 2016 sammenlignet med andre uttak. De andre uttakene av gjeller i mai 2016 viste ellers lave og fine gjelle-Al med snitt lavere enn 18 µg Al/g tørrvekt gjelle, som også samsvarer godt med de andre uttakene i perioden 1998 til 2012 (**Figur 120**). Også i 2017 var gjelle-Al på tilsvarende lave nivå som tidligere.

En mer detaljert gjennomgang av situasjonen i 2016 (Åtland & Skancke 2016) viste at toppen i gjelle aluminium den 16. mai 2016 kom like etter den første flomtoppen, mens prøvene tatt i 2017 var enten før (13. og 18. mai 2017) eller relativt lang tid etter den største flomtoppen (den 6. juni 2017) (Stenberg & Åtland 2017) (**Figur 121**). Det kan derfor ikke utelukkes at høy gjelle-Al målt 16. mai 2016 kan være et resultat av andre vannkjemiske forhold i forkant av dette uttaket sammenlignet med de andre uttakene.



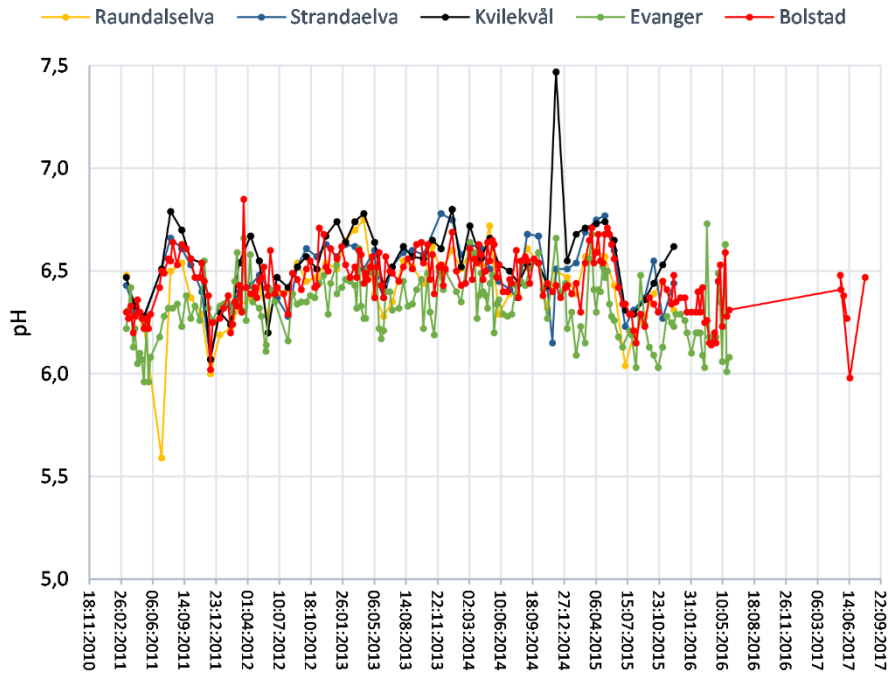
Figur 120. Gjennomsnittlige konsentrasjoner (med standard avvik) for aluminium funnet på gjellene til presmolt eller utvandrende laksesmolt i Bolstadelva i årene 1998-2017. Det mangler data fra årene 2004, 2005 og 2009.



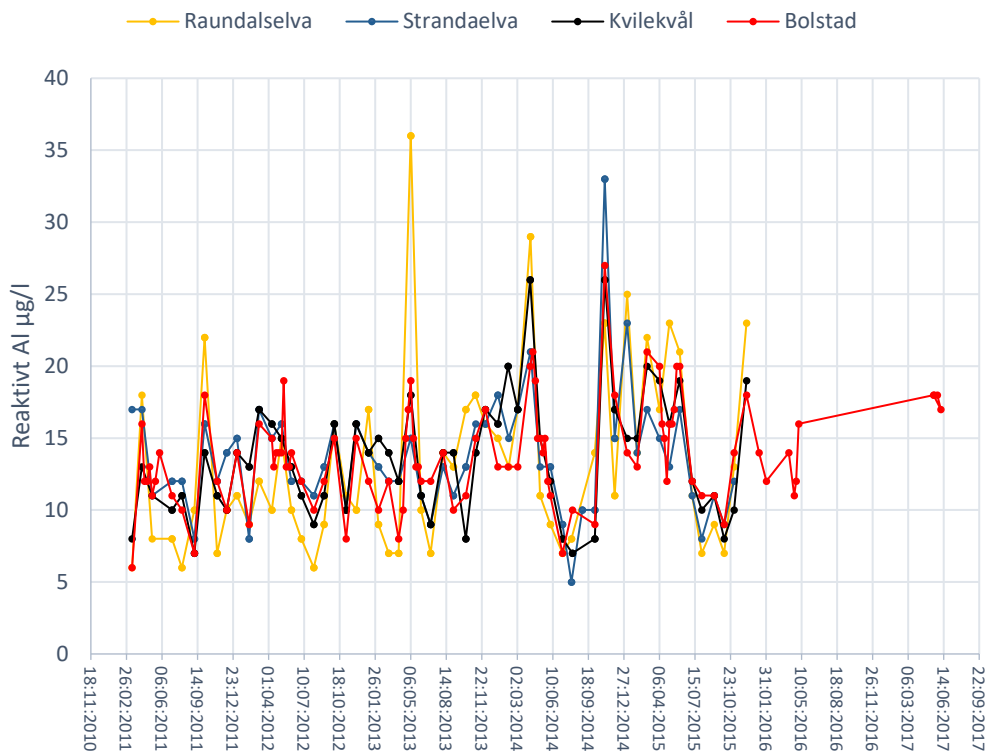
Figur 121. Vannføring i Vosso ved Bulken i mai 2016 og 2017 (data fra BKK). Datoer for prøvetaking av fisk for gjellemetallanalyse er markert med piler. Fra Stenberg & Åtland 2017.

Målinger av pH i hovedvassdraget (Bolstadelva og Vosso) i 2014-2017 skiller seg ikke ut fra tidligere målinger og varierer stort sett mellom 6,0 og 6,7 (**Figur 122**). Når det gjelder konsentrasjonene av reaktivt (**Figur 123**) og labilt (**Figur 124**) aluminium er det heller ikke noe dramatiske å påpeke i denne perioden.

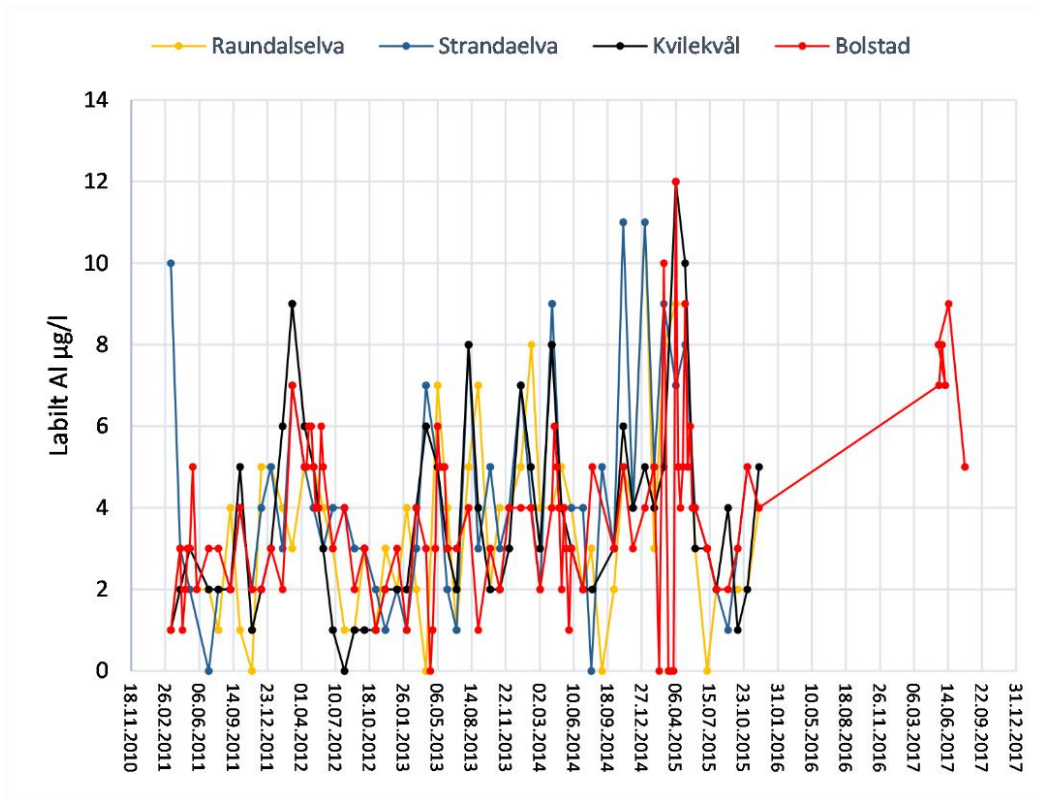
For sideelvene Vossedalselvi, Rasdalselva og Teigdalselva er bildet imidlertid mer sammensatt både når det gjelder reaktivt- og labilt-Al (**Figur 125** og **Figur 126**). Det var til dels høy konsentrasjon av både reaktivt- og labilt-Al på enkelte datoer i Vossedalselva både i 2012 (maks 126 µg labilt-Al/L) og i 2015 (maks 37 µg labilt-Al/L), men også i 2016 og 2017 var det målinger med resultat tilsvarende «dårlig» klassegrense (20-40 µg labilt-Al/L) i henhold til Veileder 02:18. I 2017 ble det også gjort måling av labilt Al i Rasdalselva som viste varierende vannkvalitet fra «god» til «dårlig» klassegrense med tanke på labilt Al (**Figur 126**).



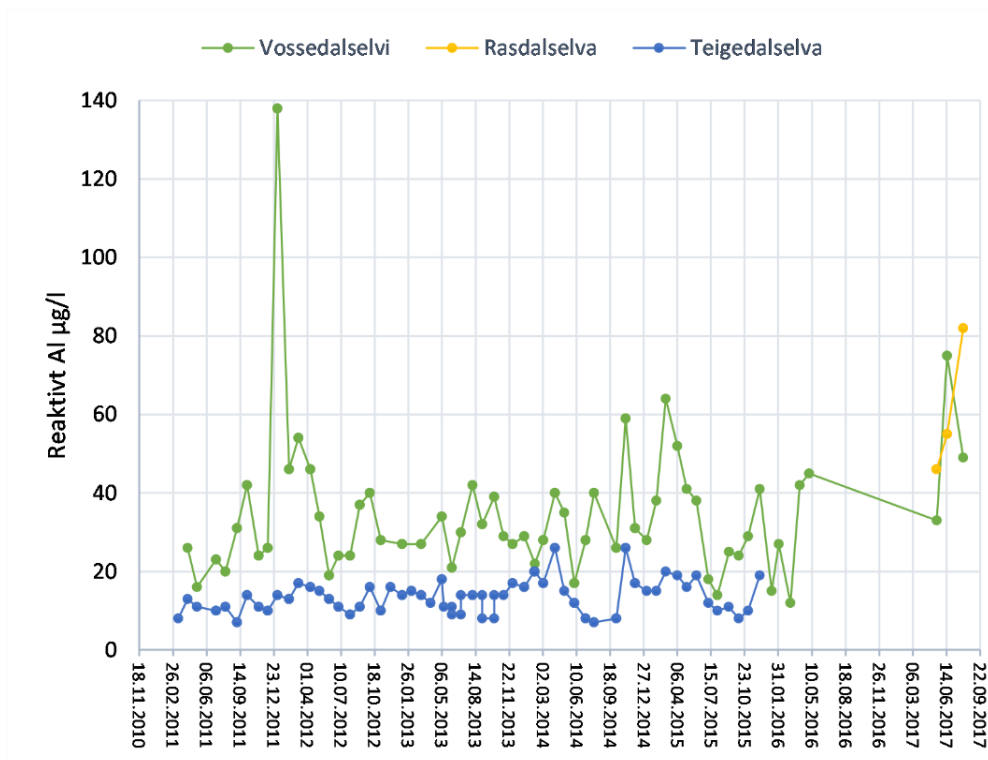
Figur 122. pH i Vosso ved Raundalselva, Strandaelva, Kvilekvål, Evanger og Bolstad. Figur er hentet fra Stenberg & Åtland 2017.



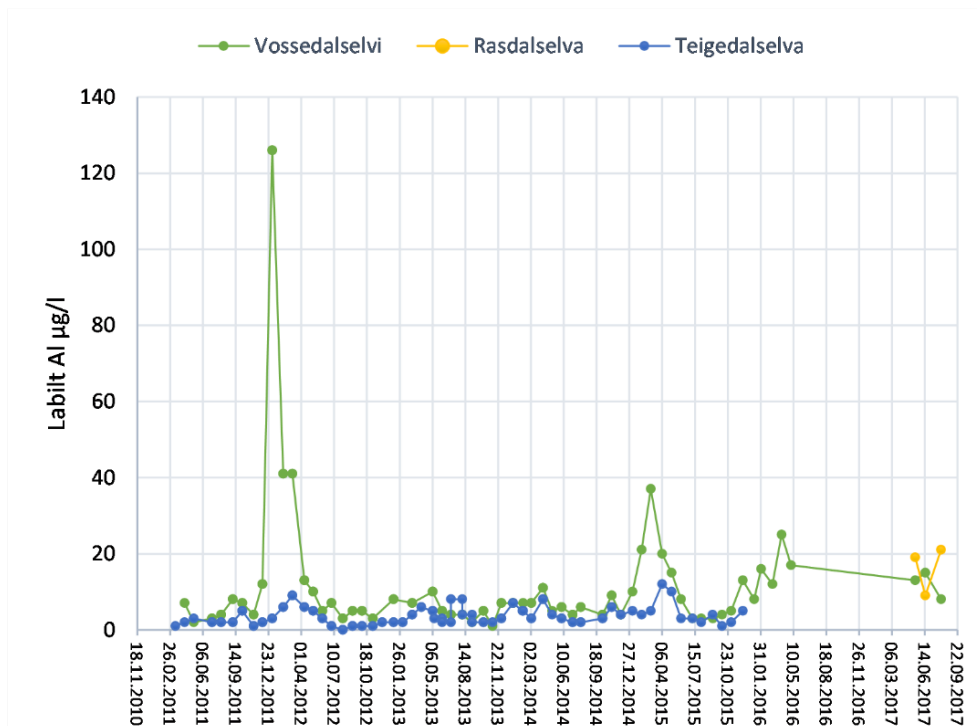
Figur 123. Konsentrasjon av reaktivt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i Vosso ved Raundalselva, Strandaelva, Kvilekvål og Bolstad. Figur er hentet fra Stenberg & Åtland 2017.



Figur 124. Konsentrasjon av labilt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i Vosso ved Raundalselva, Strandaelva, Kvilekvål, og Bolstad. Fra Stenberg & Åtland 2017.



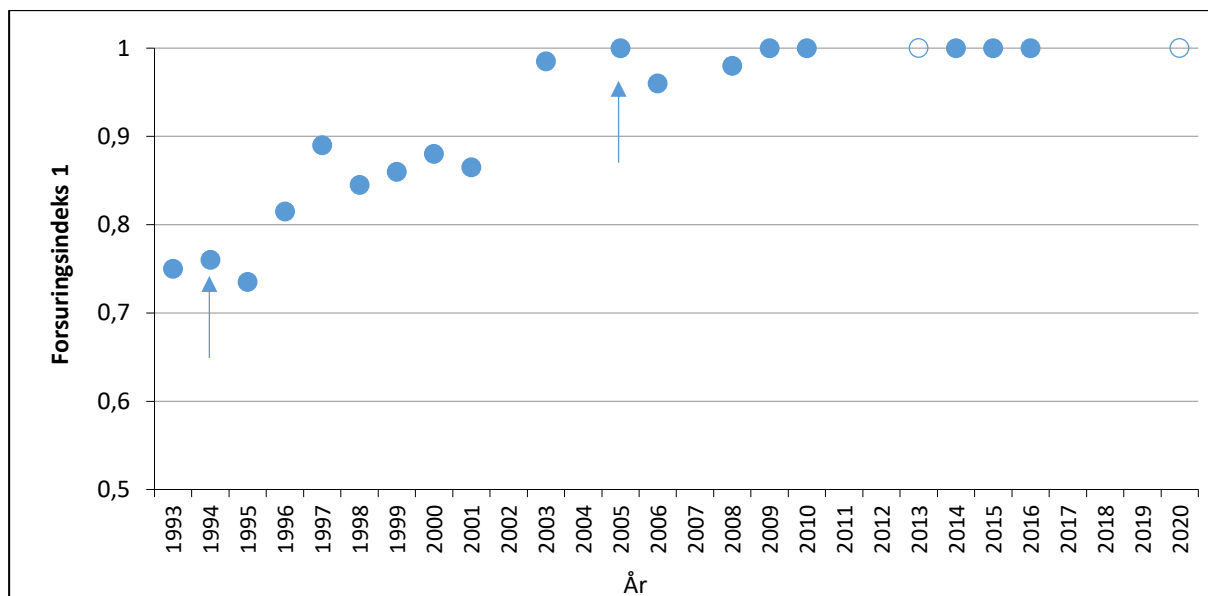
Figur 125. Konsentrasjon av reaktivt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i sidevassdrag til Vosso ved Vossedalselvi, Rasdalselva og Teigdalselva. Fra Stenberg & Åtland 2017.



Figur 126. Konsentrasjon av labilt aluminium ($\mu\text{g/l}$) i sidevassdrag til Vosso ved Vossedalselvi, Rasdalselva og Teigdalselva. Fra Stenberg & Åtland 2017.

11.4.3 Overvåking av bunndyr

Flere bunndyrarter (for det meste vannlevende insekter) dør ut ved forsurening og sammensetningen av arter kan dermed brukes som en biologisk indikator. Prøver av vannkjemi gir et øyeblikksbilde. Samfunnet av bunndyr integrerer minimum tilstand i løpet av livsløpet til dyrene, det vil si over mange måneder. Bunndyrprøver tas ved hjelp av sparkemetoden (Frost m.fl. 1971). Basert på bunndyrene kan man finne graden av forsurening ved hjelp av Forsuringsindeks 1 (Raddum m.fl. 1988). Prøvetaking av bunndyr i Vossovassdraget startet høsten 1993 for å overvåke om artssamfunnet ble påvirket av forsurening, og etter hvert for å undersøke om bunndyr ble påvirket av regulering for vannkraft. Overvåkingen av bunndyr pågikk til 2020 og oppdragsgivere var både BKK og Direktoratet for Naturforvaltning (Barlaup m.fl. 2008, Gabrielsen m.fl. 2019a, Gabrielsen m.fl. 2019b). Stasjonsnettet som ble overvåket inkluderte til å begynne med totalt 22 stasjoner fra Bolstadelva, Vosso, Teigdalselva, Raundalselvi og Strandaelvi som ble prøvetatt vår og høst hvert år. Antallet stasjoner og frekvens for prøvetaking ble gradvis redusert til syv stasjoner og en prøve per år i 2016. Kun en stasjon ble prøvetatt i 2013 og i 2020.



Figur 127. Gjennomsnittlig Forsuringsindeks 1 basert på bunndyr i Vossovassdraget (Bolstadelva, Vosso, Teigdalselva, Raundalselvi og Strandaelvi) fra 1993 til 2020. Stasjonsnettet og antallet prøver ble gradvis redusert fra 22 stasjoner i 1993 til en stasjon i 2020. Hul sirkel indikerer at indekseverdien kun er basert på en prøvestasjon. Pilene viser når kalkingen startet (1994) og sluttet (2005). Forsuringsindeks 1 går fra 0 (svært skadet av forsuring) til 1 (upåvirket av forsuring). Merk at skala på Y-aksen starter på 0,5.

Resultatene fra overvåkingen viste at bunndyrfaunaen i Vossovassdraget var tydelig skadet av forsuring i perioden fra 1993 til 1995 (

Figur 127). Deretter var det en markert positiv utvikling for alle deler av vassdraget. Under den positive utviklingen kom sensitive arter tilbake til vassdraget, det vil si arter som dør ut dersom vannet er surt. Fra 2008/ 2009 ble bunndyrsamfunnet i Vossovassdraget karakterisert som upåvirket av surt vann (**Figur 127**). Denne situasjonen har vedvart mot nåtid både for prøver tatt om våren og om høsten, og indikerer at Vossovassdraget ikke lengre er negativt påvirket av forsuring. Artssammensetning, biologisk mangfold og tetthet av bunndyr i Vossovassdraget antas ikke lengre å være negativt påvirket av forsuring.

11.5 Tungmetalldata fra Elvetilførselsprogrammet

I elvetilførselsprogrammet RID (Riverine Inputs and direct Discharges) har tilførsler av næringsstoff, tungmetaller og organiske miljøgifter til norskekysten blitt overvåket hvert år fra 1990 til 2016 (Skarbøvik m.fl. 2017). I 2017 ble RID erstattet med Elveovervåkningsprogrammet som overvåker 20 elver, blant annet Vosso (med prøvetakningsstasjon i nedre del av Bolstadelva; Braaten m.fl. 2020). Tungmetallresultater for prøver fra 2014 til 2019 er vist i **Tabell 25**. Konsentrasjonene er sammenlignet med fastsatte grenseverdier (Skarbøvik m.fl. 2017). I Bolstadelva ble det ikke registrert kritisk høye konsentrasjoner for noen av de målte metallene. Alle måleverdiene er under gjeldende EQS (Environmental Quality Standard) - verdier for prioriterte miljøgifter i vannforskriften (kvikksølv, bly, kadmium og nikkel) og for vannregionspesifikke stoffer. I tabellen er US EPA (Environmental Protection Agency) sine grenseverdier for akvatisk liv i ferskvann tatt med. Også disse viser at de målte tungmetallkonsentrasjonene er langt under det som kan forårsake skade.

Tabell 25. Analyser av pH og metaller fra elvetilførselsprogrammene fra Bolstadelva i 2014-2019 (Skarbøvik m.fl. 2017; Braaten m.fl. 2020). CMC (Critical Maximum Concentration) for akutt og kronisk eksponering (Aquatic life – freshwater) fra US EPA er lagt inn nederst i tabellen. For krom er grenseverdien for CrIV oppgitt dvs. den mest toksiske formen.

Dato	pH	Sølv µg/L	Arsen µg/l	Kadmium µg/l	Krom µg/l	Kobber µg/L	Kvikksilv µg/L	Nikkel µg/L	Bly µg/L	Sink µg/l
6. jan. 2014	0,49	< 0,05	0,06	0,006	0,30	0,4	<0,001	0,4	0,05	1,1
4. feb. 2014	0,41	< 0,05	0,07	< 0,005	0,51	0,3	0,002	0,3	0,04	1,0
4. mar. 2014	0,46	< 0,05	0,07	0,005	0,30	0,5	0,001	0,3	0,06	1,8
7. apr. 2014	0,72	< 0,05	0,07	0,007	0,10	0,5	<0,001	0,5	0,06	1,3
6. mai. 2014	0,33	< 0,05	0,1	< 0,005	< 0,1	0,4	0,001	0,3	0,04	1,2
3. jun. 2014	0,49	< 0,05	0,06	< 0,005	0,10	0,3	<0,001	0,3	0,05	1,0
7. jul. 2014	0,47	< 0,05	< 0,05	0,009	0,10	0,3	0,001	0,2	0,04	0,9
4. aug. 2014	0,55	< 0,05	< 0,05	0,006	< 0,1	0,3	<0,001	0,2	0,07	0,9
1. sep. 2014	0,60	< 0,05	0,06	0,006	0,70	0,2	<0,001	0,6	0,02	0,6
6. okt. 2014	0,45	< 0,05	0,07	0,01	0,10	0,4	<0,001	0,3	0,16	1,1
3. nov. 2014	0,50	< 0,05	0,2	0,01	< 0,1	0,6	<0,001	0,5	0,25	1,2
1. des. 2014	0,42	< 0,05	0,1	0,007	0,20	0,4	0,001	0,4	0,09	1,3
5. jan. 2015	0,53	< 0,002	0,069	0,005	0,06	0,4	<0,001	0,4	0,04	0,9
2. feb. 2015	0,56	0,012	0,058	0,0066	0,05	0,3	<0,001	0,4	0,04	1,3
2. mar. 2015	0,43	< 0,002	0,064	0,0047	0,07	0,4	<0,001	0,4	0,04	1,4
7. apr. 2015	0,48	< 0,002	0,084	0,0051	0,06	0,4	0,001	0,4	0,05	1,1
4. mai. 2015	0,52	< 0,002	0,12	0,011	0,14	0,6	<0,001	0,5	0,29	1,8
2. jun. 2015	0,43	< 0,002	0,07	0,0073	0,05	0,4	<0,001	0,4	0,06	1,2
7. jul. 2015	0,58	< 0,002	0,072	0,0048	0,04	0,3	<0,001	0,2	0,08	1,2
3. aug. 2015	0,44	< 0,002	0,079	0,0057	< 0,03	0,2	<0,001	0,2	0,05	0,8
7. sep. 2015	0,51	< 0,002	0,038	0,0042	0,03	0,2	<0,001	0,2	0,04	0,5
5. okt. 2015	0,44	0,0026	0,066	0,0047	0,04	0,3	0,002	0,2	0,05	1,0
2. nov. 2015	0,45	< 0,002	0,078	0,0045	0,05	0,3	0,002	0,2	0,04	0,9
7. des. 2015	0,51	< 0,002	0,077	0,0062	0,09	0,4	0,003	0,5	0,09	1,1
4. jan. 2016	0,53	0,021	0,12	0,027	0,09	0,4	<0,001	0,4	0,11	3,2
1. feb. 2016	0,49	< 0,002	0,057	0,0082	0,06	0,3	0,002	0,3	0,08	1,3
1. mar. 2016	0,30	< 0,002	0,078	0,0055	0,04	0,3	0,013	0,4	0,04	1,6
4. apr. 2016	0,40	< 0,002	0,095	0,0076	0,05	0,3	<0,001	0,4	0,05	1,5
9. mai. 2016	0,53	< 0,002	0,056	0,0045	0,04	0,3	<0,001	0,3	0,04	1,3
6. jun. 2016	0,55	< 0,002	0,05	0,0071	0,04	0,6	<0,001	0,2	0,07	4,4
5. jul. 2016	0,00	< 0,002	0,048	0,0049	0,07	0,3	<0,001	0,1	0,06	0,8
1. aug. 2016	0,52	< 0,002	0,059	0,0046	0,08	0,3	<0,001	0,3	0,07	0,9
6. sep. 2016	0,31	< 0,002	0,085	0,003	0,05	0,3	<0,001	0,2	0,06	0,8
5. okt. 2016	0,00	< 0,002	0,047	0,0068	0,06	0,4	0,001	0,3	0,08	1,0
1. nov. 2016	0,50	< 0,002	0,073	0,0045	0,05	0,4	<0,001	0,3	0,06	1,1
6. des. 2016	0,53	< 0,002	0,072	0,0045	0,06	0,3	<0,001	0,3	0,05	0,9
6. feb. 2017	0,48	< 0,002	0,067	0,0078	0,06	0,5	<0,001	0,5	0,13	3,3
2. mai. 2017	0,53	< 0,002	0,062	0,0076	0,05	0,3	<0,001	0,4	0,04	1,4
7. aug. 2017	0,45	< 0,002	0,054	0,0047	0,05	0,3	<0,001	0,2	0,05	0,7
2. okt. 2017	0,53	< 0,002	0,069	0,0034	0,05	0,3	<0,001	0,2	0,04	0,7
5. feb. 2018	0,45	< 0,002	0,067	0,0044	0,05	0,3	<0,001	0,3	0,05	1,1
7. mai. 2018	0,43	< 0,002	0,078	0,0071	0,04	0,4	<0,001	0,3	0,04	1,1
6. aug. 2018	0,48	< 0,002	0,068	0,0055	0,03	0,5	0,001	0,3	0,05	0,8
1. okt. 2018	0,43	< 0,002	0,093	0,0065	0,08	0,4	<0,001	0,3	0,10	1,0
4. feb. 2019	0,58	< 0,002	0,062	0,0045	0,04	0,3	<0,001	0,3	0,03	0,7
6. mai. 2019	0,46	0,0046	0,07	0,0058	0,04	0,4	0,003	0,3	0,06	1,0
12. aug. 2019	0,50	< 0,002	0,099	0,0043	0,06	0,4	<0,001	0,3	0,08	0,6
7. okt. 2019	0,55	< 0,002	0,09	0,0039	0,05	0,4	0,001	0,3	0,06	0,9
CMC akutt		3,2	340	1,8	16		1,4	470	65	120
CMC Kronisk			150	0,72	11		0,77	52	2,5	120

11.6 Samlet vurdering

I tråd med den vannkjemiske utviklingen viste prøvetakingen at mengden aluminium på gjellene til presmolt eller utvandrende smolt var på akseptabelt lave nivå i Bolstadelva i perioden fra 1998 og fram til 2014.

Etter dette har konsentrasjonen av gjellealuminium vært gjennomgående lav både ved Voss klekkeri og i øvre deler av vassdraget, mens det har vært målt forhøyede nivåer hos laks fanget i Bolstadelva i 2014, 2015 og særlig under en flomtopp i mai 2016. Slike nivåer av gjellealuminium er ikke dødelig for laks, men en kan forvente effekter på ioneregulering og enzymer (Na-K-ATP-ase). I 2017 var aluminiumsnivåene på gjellene til laks fanget i Bolstad igjen nede på lave verdier tilsvarende målingene i perioden 1998-2014. Vannkjemisk overvåking i sidevassdragene Rasdalselva og Vossedalselvi i 2017 har vist at særlig sistnevnte har meget variabel konsentrasjon av aluminium (for få data i Rasdalselva til å gi en grundig vurdering). Vi anbefaler at det vannkjemiske måleprogrammet utvides for å dokumentere slike episoder bedre både i sidevassdragene (logging, passive prøvetakere) og med prøvetaking i de nedre delene av hovedvassdraget. Andre metaller enn aluminium ser ikke ut til å være et problem for fisk i vassdraget.

11.7 Aluminium som trusselfaktor i brakkvann

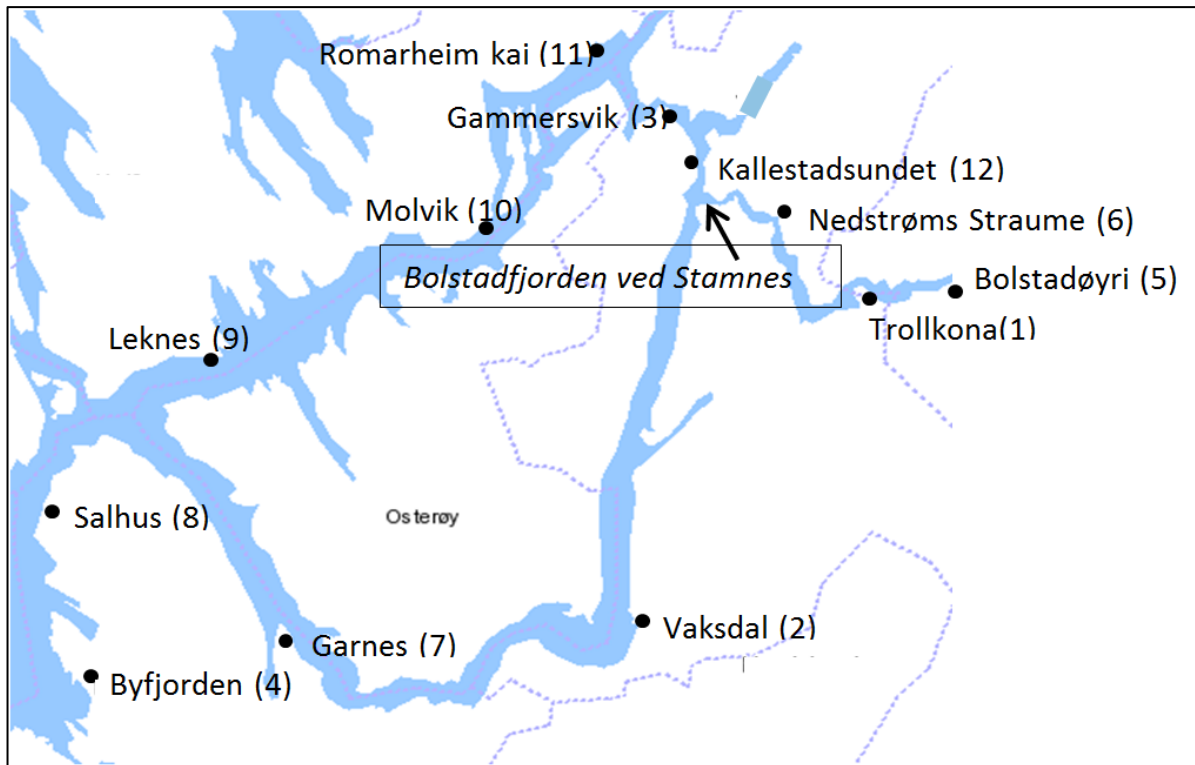
11.7.1 Eksponeringsforsøk med smolt 1994-2017

Metoder

Våren 1994 ble det gjort en første studie med eksponering av laksesmolt i merd på totalt seks stasjoner med fokus på Bolstadfjordsystemet i perioden 11. - 27. mai (Bjerknes m. fl. 1995, **Figur 128**). Resultatene viste ingen dødelighet hos fisk på noen av stasjonene under eksponeringsforsøket, og blodverdiene var relativt normale på samtlige stasjoner. Sjøvannstestene viste imidlertid høyest dødelighet på fisk fra stasjonene Straume, Leiren og Veafjorden. Disse forsøkene ble gjort før en hadde fått på plass metode for kvantitative analyser av gjelle-Al. Studien konkluderte med at vannkvaliteten i Bolstadfjordsystemet ikke var akutt toksisk for laksesmolt i løpet av den perioden forsøket pågikk, men at en ikke kunne utelukke at dødeligheten i sjøvannstestene hadde sammenheng med en Al-belastning (Bjerknes m. fl. 1994). Dette aller første eksperimentet var et viktig grunnlag for det videre arbeidet med denne problemstillingen i Osterfjordsystemet.

Arbeidet med eksponering av laksesmolt i merd ble videreført, og som vist i **Tabell 26**, og **Figur 130** har det vært gjennomført merdeksponering av laksesmolt på ulike stasjoner i området fra 1994 til 2017. Dette representerer en unik tidsserie som danner grunnlag for å se på tidstrender. Vi har i det følgende valgt å presentere data fra samtlige stasjoner der det er naturlig, men med hovedfokus på de tre stasjonene hvor det er flest år med data: Bolstadfjorden (Trollkona St. 1), Vaksdal (St. 2) og Gammersvik (St. 3).

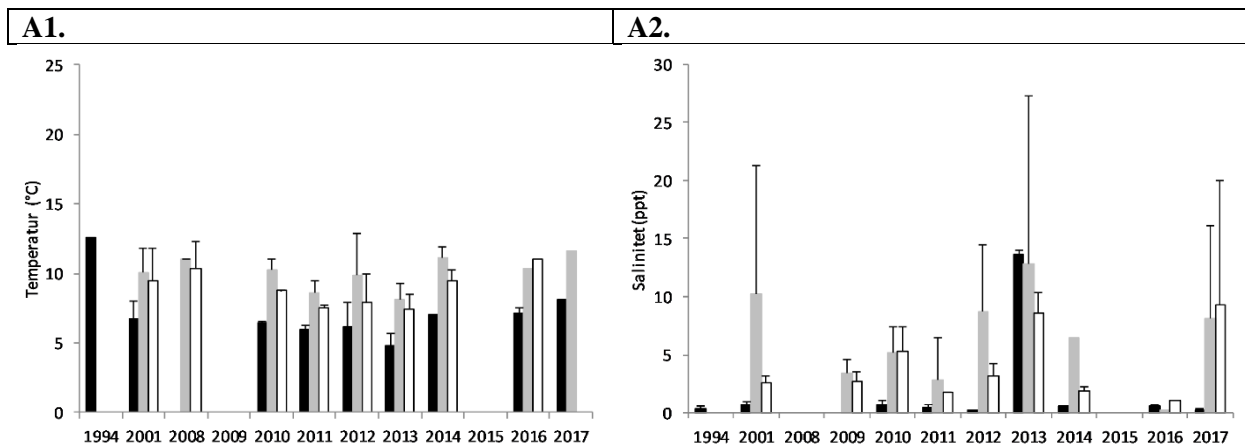
Temperatur og salinitet på de tre hovedstasjonene (Trollkona i Bolstadfjorden, Vaksdal og Gammersvik) er presentert i **Figur 129**.



Figur 128. Kart som viser samtlige av stasjonene hvor det har vært gjennomført eksponering av smolt i bur under smoltutvandringen.

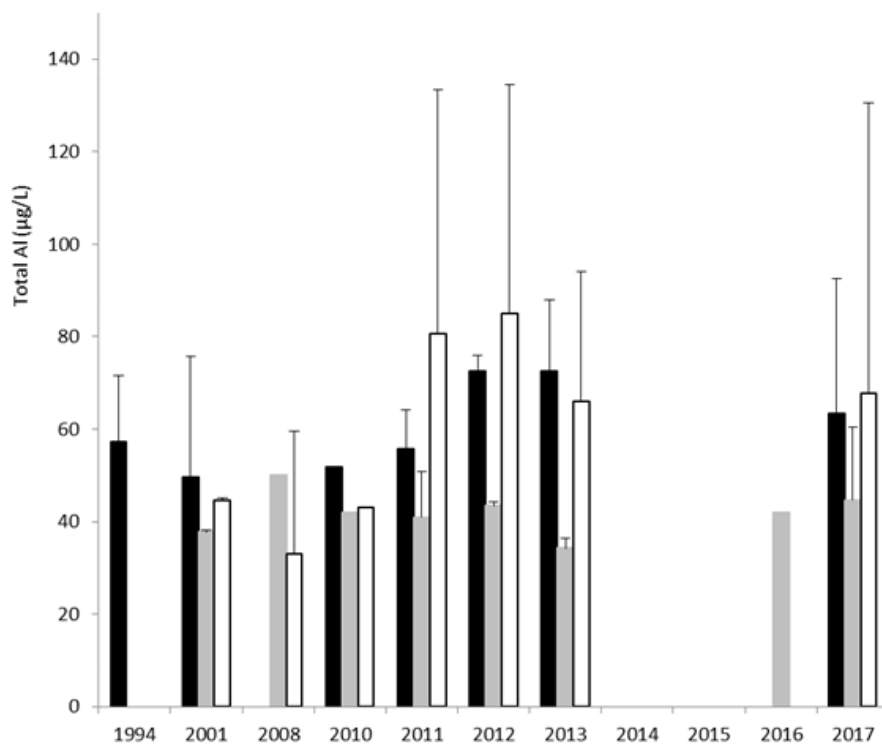
Tabell 26. Oversikt over analyser utført på gjeller fra smolt eksponert på forskjellige stasjoner ulike år. Datoer for utsett i merd samt siste eksponeringsdato er spesifisert.

Eksponeringsperiode	Stasjon nr	Analyse utført på gjelleprøver
11.05 - 14.05 2000	2	Aluminium
08.05 - 31.05 2001	1 - 12	Aluminium
15.05 - 30.05 2002	2, 3, 4	Aluminium
15.05 - 07.06 2007	2, 3, 5	Aluminium
11.05 - 09.06 2008	2, 3, 5	Aluminium + Na ⁺ /K ⁺ -ATPase
14.05 - 29.05 2009	2, 3	Aluminium + Na ⁺ /K ⁺ -ATPase
10.05 - 25.05 2010	1, 2, 3	Aluminium + Na ⁺ /K ⁺ -ATPase
13.05 - 30.05 2011	1, 2, 3	Aluminium
15.05 - 30.05 2012	1, 2, 3	Aluminium + Na ⁺ /K ⁺ -ATPase
13.05 - 30.05 2013	1, 2, 3	Aluminium
07.05 - 10.06 2014	1, 2, 3	Aluminium
18.05 - 13.06 2015	1, 2, 3	Aluminium
01.05 - 30.05.2016	1, 2, 3	Aluminium
03.05 - 06.06.2017	1, 2, 3	Aluminium



Figur 129. Gjennomsnitt ± SD temperatur og salinitet målt i løpet av smolteksponeringsforsøk eksperimenter A1 og A2. Temperatur og salinitet registrert i de 3 hovedstasjonene: Trollkona (svart), Vaksdal (grått) og Gammersvik (hvitt) med ulike år på X-aksen.

Sammenstillingen av aluminiumsdata viser tydelig en del mønstre. Det mest iøynefallende er at det ikke har vært noen bedring i situasjonen med hensyn på aluminiumskonsentrasjonen i brakkvannet i perioden 1994 til 2017 (**Figur 130**). På stasjon 3 (Gammersvik) ser det ut som aluminiumskonsentrasjonen faktisk har økt noe, og det er også betydelig variasjon mellom datoene på de enkelte årene. Dette bildet ser vi til tross for at det i løpet av denne perioden har vært en betydelig reduksjon i syrenedfall, og det har også vært registrert en bedring i vannkvaliteten i Vosso, se ovenfor.



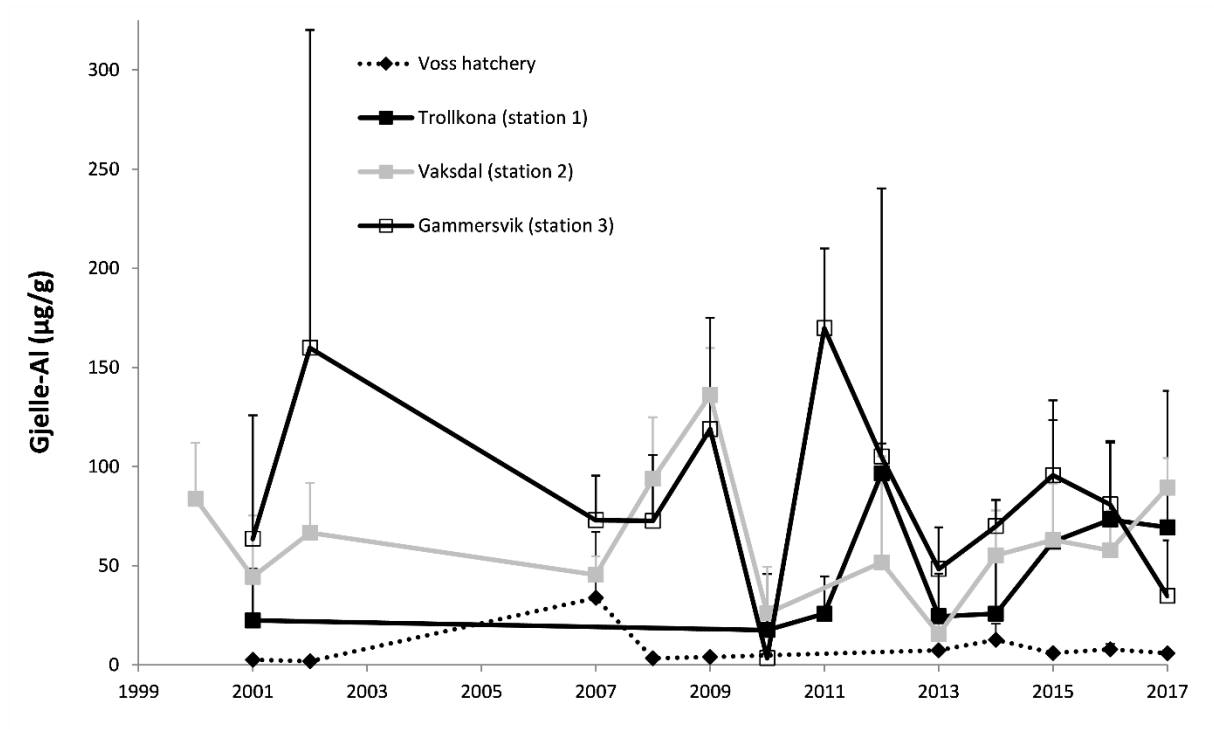
Figur 130. Gjennomsnittlig Tot-Al registrert i Trollkona (St. 1 svart), Vaksdal (St. 2, grå) og Gammersvik (St. 3, hvit) under smolteksponering fra 1994 til 2017 (X-aksen). I 1994 og 2001 ble Tot-Al målt som Al-A, og fra 2008 til 2017 Tot-Al ble målt som ICP-Al.

11.7.2 Gjellealuminium

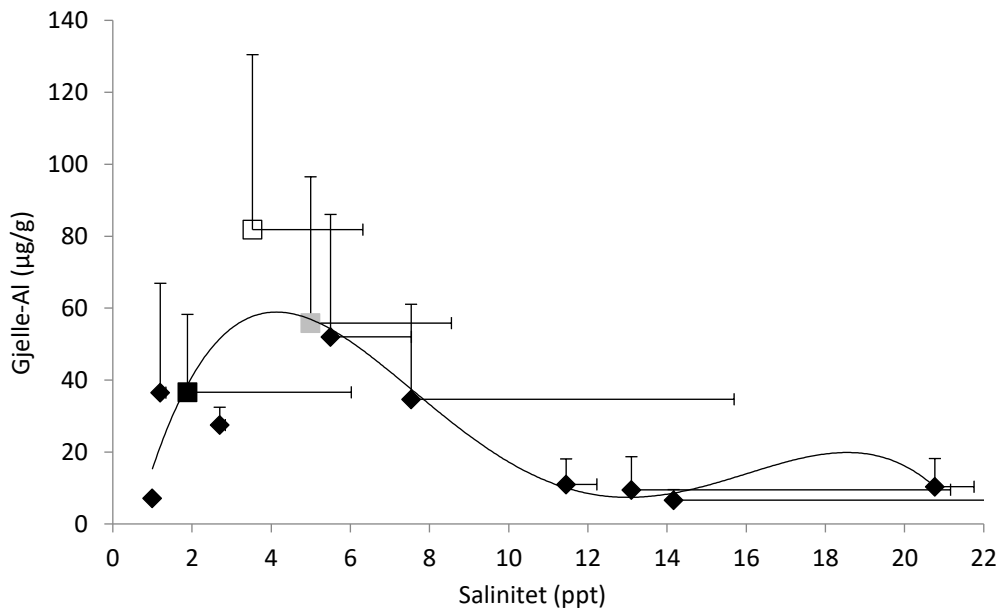
Gjellealuminium varierte mye mellom stasjonene, datoene og år i perioden 2000 til 2017 (**Figur 131**). Gjelle-Al konsentrasjoner målt på smolt ved Voss klekkeri viste lave verdier med et gjennomsnitt på $7,2 \pm 13,1 \mu\text{g/g}$ og det samme for smolt fra anlegget på Evanger som hadde en gjennomsnittlig verdi på $8,4 \pm 5,2 \mu\text{g/g}$. Til sammenligning har gjennomsnitts gjelle-Al i perioden 2000 til 2017 vært på $43,3 \pm 56,5 \mu\text{g/g}$ tv, $61,6 \pm 39,0 \mu\text{g/g}$ tv og $81,2 \pm 66,5 \mu\text{g/g}$ tv ved henholdsvis Trollkona/Bolstadfjorden, Vaksdal og Gammersvik.

Resultatene viste videre svært god samvariasjon i konsentrasjonene med gjelle-Al mellom Vaksdal og Gammersvik, og år 2010 skilte seg ut med relativt lave nivåer av gjellealuminium på samtlige stasjoner (**Figur 131**). Dette samsvarer godt med at det var det året hvor ferskvannstilførselen til fjordsystemet var absolutt lavest i hele perioden.

Det var ingen direkte korrelasjon for individdata med salinitet og gjelle-Al i perioden 1994 til 2017, men ved å ta hensyn til de ulike stasjonene var det en tydelig sammenheng mellom gjelle-Al, stasjon og salinitet. Høyeste akkumuleringen av gjellealuminium skjedde i salinitetsområdet fra 1,5 til 4,5 ppt som vist i **Figur 132**, som samsvarer med tidligere observasjoner (bl.a. Åtland m fl. 2008; Rosseland m fl. 1998, Diserud m fl. 2012). En av grunnene til at man har en effekt av stasjon/sted skyldes trolig at Al blandsoneproblematikken reduseres over tid. Det er uklart hvor lang tid som kreves for at bioreaktivt aluminium skal omdannes til mindre toksiske forbindelser, men man har sett at akkumuleringen av gjelle-Al var lavere etter 30 min enn 1 min etter miksing med ferskvann og sjøvann (Teien m fl. 2006). Det vil også trolig være en ferskvannsgradient i vannsøylen som strekker seg utover fjorden, hvor ferskvann i topplaget gradvis mikses med sjøvann og danner giftige Al forbindelser. Man vil derfor få en gradvis fortykning av det aluminiumsholdige ferskvannet utover i fjorden med redusert ferskvannstilførsel, og at det fortynnes såpass mye at totalkonsentrasjonen av Al kommer under det kritiske. Denne ferskvannsgradienten i fjordsystemet vil variere med en rekke faktorer som ferskvannstilførsel, tidevann, vind, vanntemperatur osv. De giftige Al-forbindelsene vil derfor kunne oppstå i ulike deler av fjordsystemet og de vil kunne inntreffe på ulike tidspunkt og sted fra år til år.



Figur 131. Gjennomsnittlig konsentrasjon av gjellealuminium ($\mu\text{g/g} \pm \text{SD}$). Data er vist for Trollkona (St. 1, svarte firkanter), Vaksdal (St. 2, grå firkanter) og Gammersvik (St. 3, åpne firkanter). Smolt fra Voss klekkeri er vist med prikket linje.

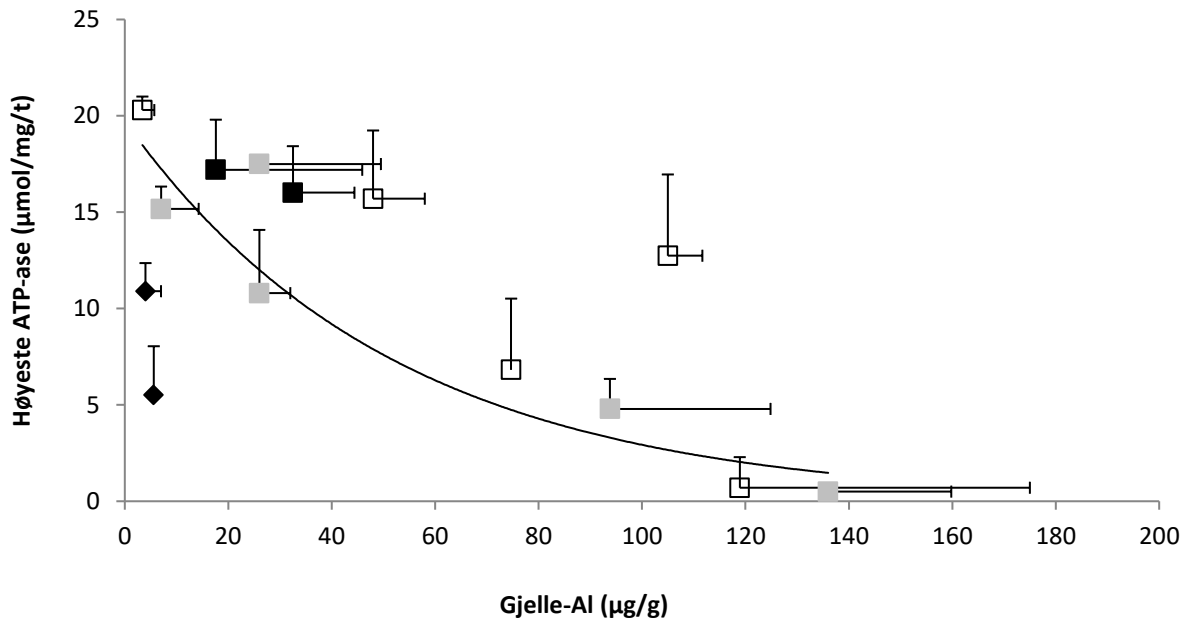


Figur 132. Gjennomsnittlig salinitet \pm SD registrert i de 12 forskjellige stasjoner plottet mot gjennomsnittlig konsentrasjon av Al på gjeller \pm SD. De tre hovedstasjonene er gjengitt: Trollkona (At. 1, svarte firkanter), Vaksdal (At. 2, grå firkanter) og Gammersvik (St. 3, åpne firkanter).

11.7.3 Aluminium og sjøvannstilpasning

ATP-ase målinger er foretatt på en rekke stasjoner som angitt i

Figur 133. Plott av ATP-ase mot gjellealuminium viste at ved økende konsentrasjoner av gjelle-Al avtok ATP-ase nivåene hos smolten (**Figur 133**).

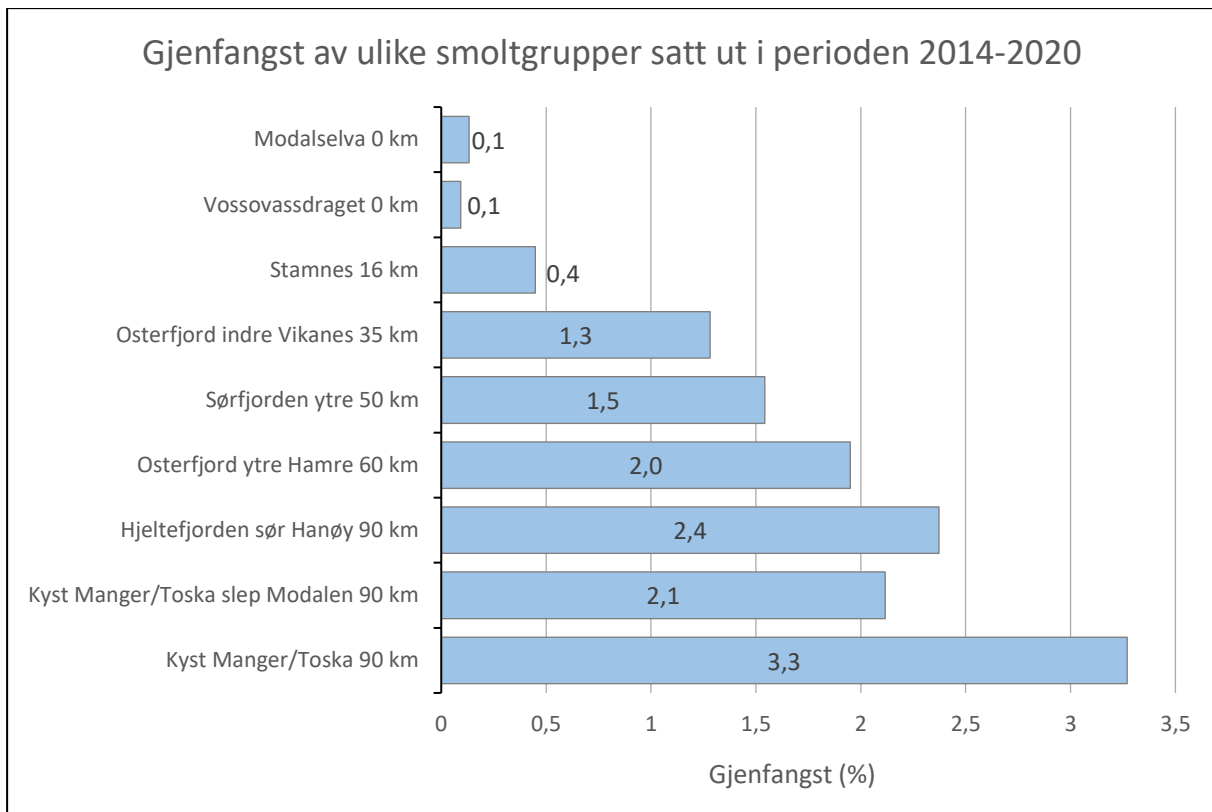


Figur 133. Gjelle-Al plottet mot Na^+ - K^+ -ATPase aktivitet målt i smolt gjeller på slutten av eksponeringsperioden (dvs. høyeste ATP-ase verdi). De tre hovedstasjonene er angitt: Trollkona (St. 1, svarte firkanter), Vaksdal (St. 2, grå firkanter) og Gammersvik (St. 3 åpne firkanter, stasjon 3).

11.8 Slepeforsøk av smolt og innsig av laks til elvene i de indre fjordområdene

I perioden 2000 til 2020 er det gjort forsøk med utsetting av grupper med merket smolt i Vossoprosjektet. Resultatene fra disse forsøkene viser at smolt satt ut i vassdraget og i de indre delen av fjordene ved Stamnes, Vikanes og Vaksdal har påfallende lavere overlevelse sammenliknet med smolt satt lenger ut i fjordsystemet (se **kapittel 7** for nærmere beskrivelse). I **Figur 134** er dette resultatet oppsummert for slippgruppene satt ut i årene 2014 til 2020.

Forsøk basert på gjenfangst av smoltgruppene som ble satt i vassdraget har vist at klekkerismolten kan vandre ut flere uker og måneder senere enn villsmolten (Barlaup m.fl. 2018). Dette kan bidra til noe av de observerte forskjellene mellom slippgruppene om en antar at en klekkerismolt som settes i brakkvann eller sjøvann raskere vil initiere vandring enn om den settes i ferskvann.



Figur 134. Gjenfangst (%) for forsøksgrupper av PIT-merket smolt fra Voss klekkeri satt ut i perioden 2014 til 2020. Antall slipp og årstall for slipp vil variere mellom slippstedene. For smoltgruppene satt ut i 2019 og 2020 er ikke gjenfangstdata fulstendig per 2021. Figuren inneholder derfor ikke alle gjenfangstdata, men viser likevel det generelle mønsteret med ulik tilbakevandring for de ulike slippstedene. For hvert slippsted er antall km fra vassdraget til slippsted gitt.

Siden klekkerismolten brukt i forsøkene kan ha en slik avvikende atferd og fysiologisk status i forhold til villsmolten, har det vært viktig å få avklart i hvor stor grad resultatene fra utsettingene er overførbare til villsmolt. Det har derfor blitt utført merkeforsøk med villsmolt i årene 2015-2020 (se **kapittel 5** for en detaljert gjennomgang). Resultatene viser at det blir registrert en svært lav gjenfangst for villsmolt som vandrer ut fra Vosso (0,15%), Modalselva (0,2%) og Daleelva (0,5%). I denne sammenheng er det interessant å merke seg at Arnaelva, som ligger lenger ut i fjordsystemet, har en noe høyere gjenfangst for villsmolt enn elvene lenger inne, men også i Arnaelva er gjenfangsten lav dvs. 1,3% (23 gjenfangster av 1757 merket i årene 2015, 2018 og 2019). Villsmolt som ble innfanget i Vossovassdraget og slept til Vikanes og Manger i 2019 hadde en relativt høy tilbakevandring på hhv. 6,7 % (10 av 149 merket smolt) og 4,6 % (11 av 239 merket smolt). Dette viser at det var en markert bedre overlevelse for PIT-merket villsmolt som blir slept i forhold til villsmolt som blir merket og satt i Vossovassdraget eller i Bolstadfjorden. I sum samsvarer resultatene funnet for villsmolten i stor grad med resultatene funnet for klekkerismolten. Dette mønsteret samsvarer også med generell status for laksebestandene basert på drivtelling av gytefisk med lav tilbakevandring av gytelaks til Daleelva, Vosso, Ekso og Modalselva.

Disse resultatene forsterker inntrykket av at forsøkssmolten blir negativt påvirket av Al i brakkvann og den lange og relativt komplekse vandringsveien fra elv til kyst. En belastning som følge av aluminium i utvandringsruta vil i denne sammenheng virke i synergi med predasjon og lakselus og hvilke av disse tapsfaktorene (aluminium, predasjon og lakselus) som dominerer vil trolig varierer i tid og rom. Vandringsveien gjennom de trange fjordene med skiftende strømforhold kan være utfordrende og i denne

første vandringsfasen kan smolten være spesielt utsatt for predasjon (e.g. Hvidsten og Møkkelgjerd 1987) noe vi vet er en stor utfordring for smolten i elvefasen og særlig i innsjøene (jmf. **kapittel 9**). I tillegg kan den komplekse fjordvandringen med ulike strøm- og salinitetsforhold forsinke smoltens vandring og dermed gjøre at den blir mer eksponert for lakselus når den ankommer de ytre fjordene hvor mengden lakselus generelt øker utover i perioden for smoltvandring. Det er også kjent at smolt som har vært eksponert for aluminium er mer sårbar for angrep av lakselus (Finstad m.fl. 2007, 2012). Det er derfor rimelig å anta at en samlet påvirkning fra aluminium, predasjon og lakselus i kombinasjon med en lang vandringsrute bidrar til den lave smoltoverlevelsen fra elv til kyst.

For å undersøke om aluminiumseksponeringen har effekt på bestandsnivå er det relevant å sammenlikne målte verdier for gjelle-Al med antallet tilbakevandret laks. I årene 2004 til 2020 er det gjennomført gytefisktelling ved snorkling i Osterfjordelvene hvor denne tellemetoden er egnet dvs. Modalselva, Ekso, Daleelva og Arnaelva. I samtlige elver viste tellingene at det i 2011 var et markert større innsig av villaks enn i de foregående årene. Dette skyldtes et høyt antall tosjøvinter laks (mellomlaks) som stammet fra smoltårgangen 2009. Den markerte endringen kan beskrives ved at det i Ekso i årene 2004-2010 i gjennomsnitt ble registrert i underkant av 90 laks mens det i 2011 ble registret nær 500 laks. Smolten som vandrer ut fra Ekso har i stor grad overlappende utvandringsrute med laksesmolten fra Vosso. Det store innsiget av laks i 2011 var dominert av tosjøvinter laks som vandret ut som smolt i 2009.

Under utvandringen i 2009 ble det registret høye verdier av gjelle aluminium (ca. 125 µg/g tv) på smolt satt ut i burene både ved Gammersvik og Vaksdal. Liknende høye gjelle-Al nivå er også målt under flere av de andre smoltutvandringsårene i tidsserien. Men til tross for de høye verdiene målt i burforsøkene i 2009 hadde denne smoltårgangen en god nok overlevelse til å gi et stort innsig av gytelaks som oppfylte gytebestandsmålet i Ekso med god margin. Dette sammenfalt i tid også med relativt høye innsig av gytelaks til Daleelva og Modalselva i 2011 relativt til foregående. Etterfølgende år, dvs. under smoltutgangen i 2010 ble det derimot registrert et svært lavt påslag av aluminium på laksesmolt eksponert i fjordsystemet uten at dette senere ga noe påfallende positivt utslag med tanke på antall tilbakevandret laks fra denne smoltutgangen til de samme elvene.

Samlet viser disse observasjonene at det ikke ble funnet et samsvar mellom vurderingen av aluminiumsbelastningen i fjordene og tilbakevandringen av villaks til de indre elvene. Dette viser som forventet at det er usikkerhet knyttet til i hvor stor grad resultatene fra burforsøkene direkte kan overføres til hvordan naturlig utvandrende villsmolt eksponeres for aluminium. I tillegg vil mellomårsvariasjon i både antall smolt som vandrer ut og betingelser for overlevelse i havet, bidra til å maskere eventuelle negative effekter av aluminium i den første delen av utvandringen. Dette gjør det generelt vanskelig å isolere effekten aluminium i brakkvannsområdene har på utvandrende laksesmolt.

11.9 Samlet vurdering

Det døde ingen smolt i løpet av burforsøkene i perioden 1994 til 2017. Undersøkelsene gir likevel grunnlag for å anta at aluminiumskonsentrasjonen i brakkvannsområdene rundt Osterøy er på et nivå som kan ha negativ betydning for overlevelsen til smolt som vandrer ut fra Vosso og de andre elvene i indre deler av Osterfjordsystemet. Forsøkene viser at smolten i burene kan få relativt høye konsentrasjoner av aluminium på gjellene dvs. på et nivå hvor det er påvist dødelighet på laks og regnbueørret i merdoppdrett rundt Osterøy. Tidligere studier har også vist til 20-50% redusert sjøoverlevelse for laks eksponert for gjelle-Al på 25-60 µg/g tv i forkant av smoltutvandring (Kroglund m.fl. 2007). I tillegg har postsmolt eksponert for gjelle-Al på 30 µg/g tv i ferskvann vist risiko for både høyere lusepåslag og dødelighet ved lusepåslag (Finstad m.fl. 2012). Tatt i betraktning at gjennomsnittet for gjelle-Al i perioden 1994 til 2017 ved Trollkona/Bolstadfjorden, Vaksdal og

Gammersvik har vært på henholdsvis 43 µg/g tv, 62 µg/g tv og 81 µg/g tv så gir dette grunnlag til bekymring, til tross for at villsmolt ikke vil ha samme eksponering som fisken holdt i bur. I et annet studie har man også sett at migrerende villsmolt får forsinket migrasjon hvis de kom inn i områder med giftig brakkvann (1 – 10 ppt salinitet; Diserud m fl. 2012). Hvis dette også gjelder for Vossosmolten så kan dette forsinke migrasjonen og øke eksponeringstiden fisken har i giftig aluminium som igjen vil kunne gi negative effekter for overlevelse.

Situasjonen i gjelle-Al har ikke bedret seg fra 1994, men det er betydelig år til år variasjon. Ferskvannstilførsel virker som den dominerende faktoren, og dette samsvarer godt med at året 2010 med svært lav vannføring i elvene viste svært lavt påslag av aluminium på laksesmolt eksponert i fjordsystemet, inkludert på de mest påvirkede stasjonene Vaksdal og Gammersvik hvor nivåene dette året var nede på 26 µg/g gjelle tørrvekt mot et nivå på 44 -63 de øvrige årene.

Imidlertid er det ikke samsvar mellom vurderingen av aluminiumsbelastningen i fjordene og tilbakevandringen av villaks til de indre elvene. Smoltutvandringen fra de indre elvene (Ekso, Daleelva, og Modalselva) i 2009 når det ble målt svært høye konsentrasjoner i gjelle-Al på smolt satt i bur (ca. 125 µg/g), ga et høyt lakseinnsig til de indre elvene, mens utvandring i 2010, da det ble målt svært lav gjelle-Al i burforsøkene (ca. 25 µg/g), ikke ga noe markert økning i lakseinnsiget. Dette viser som forventet at det er usikkerhet knyttet til i hvor stor grad resultatene fra burforsøkene direkte kan overføres til hvordan naturlig utvandrende villsmolt eksponeres for aluminium og hvilken effekt dette har på bestandsnivå. I tillegg vil mellomårsvariasjon i både antall smolt som vandrer ut og andre påvirkningsfaktorer, bidra til å maskere eventuelle negative effekter av aluminium i den første delen av utvandringen. Dette gjør det utfordrende å isolere effekten aluminium har på utvandrende laksesmolt og effekter på bestandsnivå.

En rekke forsøk med utsetting av grupper med merket klekkerismolt har vist at smolt satt ut i Vossovasdraget og i de indre delen av fjordene ved Stamnes, Vikanes og Vaksdal har påfallende lavere overlevelse sammenliknet med smolt satt lenger ut i fjordsystemet. Merking av villsmolt i de indre elvene (Vosso, Dale og Modalseelva) viser også en unormalt lav tilbakevandring som samsvarer med resultatene fra de øvrige merkeforsøkene. Det er rimelig å anta at en samlet påvirkning fra aluminium, predasjon og lakselus i kombinasjon med en lang vandringsrute bidrar til den lave smoltoverlevelsen. En belastning som følge av aluminium i utvandringsruta vil i denne sammenheng virke i synergi med predasjon og lakselus og hvilke av disse tapsfaktorene (aluminium, predasjon og lakselus) som dominerer vil trolig varierer i tid og rom.

Det er vanskelig å se egnede tiltak for å redusere konsentrasjonen av aluminium i et så komplekst system som Osterfjordsystemet. Ved enklere «en elv – en fjord» system kan en under smoltperioden gjennomføre silikatdosering i ferskvann, og aluminium vil dermed kunne bindes til silikat og forbli ugiftig også i brakkvannssystemet. Men i Osterfjordsystemet er et slikt tiltak urealistisk. Som det framgår av resultatene vil smoltslep øke tilbakevandringen grunnet redusert eksponering for tapsfaktorene i fjordene, men et slikt tiltak vil være lite forenelig med ønsket om en selvproduserende laksestamme.

Klimaendringene har blitt spådd å forårsake økt nedbør i Nord-Europa (IPCC 2007). Temperaturscenarioene for Norge innebærer en større oppvarming i innlandet enn langs kysten, større i nord enn i sør, og i nordlige områder større oppvarming vinter enn sommer. Nedbøren vil trolig øke med 10–15 prosent, men i kyststrøkene kan økningen bli 15–20 prosent (St.meld. nr. 39). Dette vil kunne påvirke størrelsen på vårflommene i framtiden, og dermed risiko for at smolten vil passere områder med giftig aluminium i brakkvannsområdene i ferskvannspåvirkede, innelukkede fjordsystemer.

Det er observert økning i konsentrasjon av organisk materiale i vassdrag på Sør- og Vestlandet i de senere år (se bl.a. de Wit et al 2016; Hindar m.fl. 2020). Aluminium bundet til organisk stoff vil ikke gi skade i ferskvann, men blir bioreaktivt når saltholdigheten øker i blanding med sjøvann i estuariet. For å få en bedre oversikt over tilførsler av organisk bundet aluminium bør total-aluminium innføres som analyseparameter i forbindelse med vassdragsovervåkingen, særlig med tanke på hvordan klimaendringer kan forverre situasjonen med aluminiumspåslag for smolt på utvandring i sterkt ferskvannspåvirkede fjorder.

11.10 Referanser

Baker, J.D. & Schofield, C.L. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Pollut.* 18: 289-309.

Barlaup, B.T. (redaktør). 2004. Bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004-7.

Barlaup, B.T. (redaktør). 2008. Nå eller aldri for Vossolaksen - anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer. DN-utredning 2008-9.

Barlaup, Bjørn T. (redaktør). 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen. DN-utredning 1-2013. ISBN (Trykt): 978-82-8284-s085-9, ISBN (PDF): 978-82-8284-086-6.

Barlaup, Bjørn T. (redaktør). 2018. Redningsaksjonen for Vossolaksen - Framdriftsrapport per 2017. LFI rapport 300.

Barlaup, B.T. & Åtland, Å. 1996. Episodic mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) caused by sea-salt induced acidification in western Norway: effects on different life stages within three populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 8:1835-1843.

Beusekom, J.E.E. 1988. Distribution of dissolved aluminium in surface waters of the North Sea: Influence of biological processes. *Mitt. Geol-Palaeontol. Inst. Univ. Hamburg*, no. 65: 137-151.

Bjerknes, V., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G., Skiple, A. & Åtland, Å. 1998. Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3950-98.

Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H-C., Rosseland, B.O. & Krogglund, F. 2003. Aluminium deposition and mortality in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in estuarine waters. *Marine Chemistry* 2011.

Bjerknes, V., Golmen, L.G. & Åtland, Å. 1995. Undersøkelser av vannkvalitet og overleving av laksesmolt i Bolstadfjorden. NIVA-rapport 3282, 47 s.

Braaten, H.F.V., Gundersen, C.B., Kaste, Ø., Sample, J., Hjermann, D.Ø., Norling, M.D., Calidonio, J-L. G., Allan, I., Nizzetto, L. 2020 Elveovervåkningsprogrammet 2019 – vannkvalitetsstatus og -trender. NIVA rapport 7564-2020, s.87.

de Wit, H.A., S. Valinia, G. A., Weyhenmeyer, M. N., Futter, P., Kortelainen, K., Austnes, D. O., Hessen, A., Rääke, H., Laudon, & J. Vuorenmaa. 2016. Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 2016, 3 (12):430–435.

Diserud, O. H. m.fl. (2012) Modellering av gjellealuminium - Aluminiumspåslag på gjellene til laksesmolt og betydningen dette kan ha for utvandringen. Trondheim.

DN 2018: Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppen. Vanddirektivet, Direktorat for Naturforvaltning. Trondheim. www.vannportalen.no.

Finstad, B., Kroglund, F., Strand, R., Stefansson, S.O., Bjørn, P.A., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O. & Salbu B. 2007. Salmon lice or suboptimal water quality — Reasons for reduced postsmolt survival? *Aquaculture* 273: 374–383.

Finstad, B., Kroglund, P. A. Bjørn, R. Nilsen, K. Pettersen, B. O. Rosseland, H. Teien, T. O. Nilsen, S. O. Stefansson, B. Salbu, P. Fiske, and L. O. E. Ebbesson. 2012. "Salmon Lice-Induced Mortality of Atlantic Salmon Postsmolts Experiencing Episodic Acidic Cation and Recovery in Freshwater." *Aquaculture* 362–363:193–99

Forseth, T., Barlaup, B.T., Finstad, B., Fiske, P., Gjøsæter, H., Falkgård, M., Hindar, A., Mo, T. A., Rikardsen A.H., Thorstad, E.B., Vøllestad, L.A., & Wennevik, V. 2017. The Major Threats to Atlantic Salmon in Norway." *ICES Journal of Marine Science* 74(6):1496–1513.

Frost, S.H., Huni, A., & Kershaw, W. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology*, 49, 167-173.

Gabrielsen, S.E., Skår, B., Halvorsen, G.A., Barlaup, B.T., Lehmann, G.B., Wiers, T., Normann, E., Skoglund, H. & Birkeland, I. 2019. Teigdalselva - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i perioden 2006-2016. LFI-Rapport 338.

Gabrielsen, S.E., Skår, B., Lehmann, G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Normann, E. & Skoglund, H. 2019. Bolstadelva - Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i perioden 2006-2016. LFI-Rapport 342.

Garmo, Ø., L.B. Skancke & T. Høgåsen. 2015. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2014. Monitoring long-range transboundary air pollution. Water chemical effects 2014. NIVA rapport 6907-2015. ISBN 978-82-577-6642-9) 60 s.

Garmo, Ø., L.B. Skancke & T. Høgåsen. 2016. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2015. Monitoring long-range transboundary air pollution. Water chemical effects 2015. NIVA rapport 7078-2016. ISBN 978-82-577-6813-3.

Garmo, Ø. & L.B. Skancke. 2021. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport –Vannkjemiske effekter 2019. Monitoring long-range transboundary air pollution. Water chemical effects 2019. NIVA rapport 7550-2020. ISBN 978-82-577-7285-7.

Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J., & Sægvog, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2007-2: 88 sider.

Helmers, E. & Van der Loeff, M.M.R. 1993. Lead and aluminum in Atlantic surface waters (50 degree N to 50 degree S) reflecting anthropogenic and natural sources in the eolian transport. *J. Geophys. Res. C Ocean*, vol. 98: 261-273.

Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. *Aquaculture and fisheries Management* 22: 85-91.

- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. & Lien, L. 1993. Betydning av sjøsultanrikt nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport nr. 2917-1993.
- Hindar, A., A. Henriksen, K. Tørseth & A. Semb. 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372, 327 – 328.
- Hindar, A. & Kroglund, F. 2000. Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak. NIVA-rapport 4255-2000, 41 s.
- Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606-97.
- Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K., & Sample, E. J. 2020. Nasjonal Innsjøundersøkelse 2019. RAPPORT L.NR. 7530-2020.
- Hydes, D.J. 1977. Dissolved aluminium concentration in sea water. *Nature*. Vol. 268, no. 5616, pp. 136-137.
- Jenssen, E.A. & Leivestad, H. 1989. Surt vann og smoltproduksjon. Sluttrapport fra Vannbehandlingsprosjektet Salar/BP 1984/87. 82 s.
- Kaste, Ø., Hindar, A. & Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget – kalkingsplan. NIVA-rapport 2992, 23 s.
- Kroglund, F., Berntssen, M., Åtland, Å. & Rosseland, B.O. 1993. Er laksen truet selv ved moderat forsuring. NIVA-rapport nr. 2947-93.
- Kroglund, F., Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B.O., Hektoen, H., Van Berkum, T. & Iversen, M. 1995. Vannkvalitetskravet til laksesmolt: undersøkelser av smoltkvalitet i ulike vassdrag. DN-notat 1995.
- Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. & Rosseland, B.O. 1998. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget i perioden 1967-1997. NIVA-rapport 3823-98, 71 s.
- Kroglund, F., Lydersen, E. & Rosseland, B.O. 1993. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann. Områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. I: Fløisand, I. & E. Løbersli (red.): TVLF og naturens tålegrenser. NILU OR 17/93.
- Kroglund, F. & Staurnes, M. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acidic rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2078-2086.
- Kroglund, F., Kleiven, E., Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Gabrielsen, S.E., Skoglund, H & Wiers, T., Gutterup, J., Teien, H.C. 2007. Fisk og bunndyr, effekter av sjøsaltepisoder vinteren 2004/2005 NIVA-rapport nr. OR-5369. 96 s.
- Kroglund, F., Rosseland B.O., Teien, H.-C., Teien, Salbu, B., Kristensen, T. og Finstad B. 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 12. 491-507.
- Kroglund, F., B. Finstad, S. O. Stefansson, T. O. Nilsen, T. Kristensen, B. O. Rosseland, H. C. Teien, and B. Salbu. 2007. "Exposure to Moderate Acid Water and Aluminum Reduces Atlantic Salmon Post-Smolt Survival." *Aquaculture* 273(2–3):360–73.

- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland B.O. & Salbu, B. 2001a. Time and pH-dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 905-910.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Hansen, T. & Kroglund, M. Aluminum toxicity in coastal/brackish waters. Artikel under produksjon.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen, E.C.H.E.T. 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. *Water, Air, and Soil Pollut.* 130: 911-916.
- Larsen, J., Birks, H.J.B., Raddum, G.G. m.fl. 1996. Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. *Hydrobiologia* 328: 57-74.
- Lacroix, G.L. 1985. Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 292-299.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim & A. Henriksen. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Sci. Total Environ.* 117: 173-193.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S. & Muniz, I.P. 1991. Formation of and dissolution kinetics of Al (OH)₃ (s) in synthetic freshwater solutions. *Water Resour. Res.* 27: 351-357.
- NASCO. 2005. The convention for the conservation of the salmon in the North Atlantic Ocean.
- Peterson, R.H., Daye, P.G. & Metcalfe, J.L. 1980. Inhibition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) hatching at low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 770-774.
- Poleo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. & Kvellestad, A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollut.* 75: 339 - 351.
- Raddum, Gunnar & Fjellheim, Arne & Hesthagen, Trygve. (1988). Monitoring of acidification by the use of aquatic organisms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 23. 2291-2297.
- Reader, J.P., Dalziel, T.R.K. & Morris, R. 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout, *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminum and manganese in soft acid water. *J. Fish Biol.* 32: 607-624.
- Rosseland and Skogheim 1984, A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 186-194.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M & Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environmental Pollution* 78 (1992) 3-8.

Rosseland, B. O., & Kroglund, F. 2011. Ecological consequences of pollution: lessons from acidification and pesticide. In *Atlantic Salmon Ecology*, pp. 387–408. Ed. by Ø. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.

Rosseland, B.O., Salbu, B. & Hansen, T. 1997. Endringer i metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer. NFR, MAREMI konferanse, Ålesund, januar 1997.

Rosseland, B.O., Salbu, B., Kroglund, F., Hansen, T., Teien, H.-C., Håvardstun, J. 1998. Endring av metallers tilstandsform i overgangen fra ferskvann til sjøvann (estuarier) og virkningen på laks og marine organismer (ESTUMIX). Sluttrapport til Norges Forskningsråd, Prosjektnr. 108102/122.

Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1986. Neutralization of acidic brook-water using a shell-sand filters or sea-water: Effects on eggs, alevins and smolts in: Rosseland, B.O. & O.K. Skogheim. 1984a. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: 186 - 194. *Salmonids. Aquaculture* 58: 99 - 110.

Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W. & R.W. Wright (eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*, pp 227 - 246, John Wiley & Sons, Ltd.

Saksgård, R. & Schartau, A.K.L. 2007. Vossvassdraget, Vannkjemi. Kalking i vann og vassdrag – Effektkontroll av større prosjekter 2006. DN-notat 2-2007.

Skarbøvik, E., Allan, I., Sample, J.E, Greipsland, I., Selvik, J.R., Schanke, L.B., Beldring, S., Stålnacke, P. & Kaste, Ø. 2017. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2016 978-82-577-6952-9.

Skogheim, O.K. & B.O. Rosseland. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water I. Mortality of eggs and alevins. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. 61:177-185.

Skogheim, O.K., Rosseland, B.O. & Sevaldrud, I.H. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in river Ognå, S.W. Norway, caused by acidified aluminum-rich water. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm. 61: 195-202.

Staurnes, M., Blix, P. & Reite, O.A. 1993. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can, J, Fish, Aquat. Sci. 50: 1816-1827.

Staurnes, M., Hansen, L.P., Fugelli, K. & Haraldstad, Ø. 1996. Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1695-1704.

Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirements of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or limining in Norway. *Water, Air and Soil Pollut.* 85:347-352.

Staurnes, M., Nortvedt, R. & Rosseland, B.O. 1998. Vannkvalitet. I: Hansen, T. (red.): *Oppdrett av laksesmolt*, s 87 - 113. Landbruksforlaget, ISBN 82-529-1722-4.

Stenberg, S. & Åtland, Å. 2017. Flomprøvetaking av vannkjemi i sidebekkene i Vossovassdraget under smoltutvandringen 2017. NIVA rapport 0074/18.

Teien, Hans Christian, William J. F. Standring, and Brit Salbu. 2006. "Mobilization of River Transported Colloidal Aluminium upon Mixing with Seawater and Subsequent Deposition in Fish Gills." *Science of the Total Environment* 364(1–3):149–64.

Thorstad, E.B., I. Uglem, B. Finstad, F. Kroglund, I. E. Einarsdottir, T. Kristensen, O. Diserud, P. Arechavala-Lopez, I. Mayer, A. Moore, R. Nilsen, B. Thrandur Björnsson, & F. Økland. 2013. Reduced marine survival of hatchery-reared Atlantic salmon post-smolts exposed to aluminium and moderate acidification in freshwater. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 124: 34-43.

Åtland, Å. & Barlaup, B. T. 1995. Avoidance of toxic mixing zones by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in the limed River Audna, Southern Norway. *Environ. Poll.* 90: 203-208.

Åtland, Å., Barlaup, B. T., Bjerknes, V., Kvellestad, A., Raddum, G.G. & Sundt, R. 1998. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3812-98.

Åtland, Å., H. C. Teien, T. Kristensen, B. O. Rosseland & B. Salbu. 2008. Vannbehandling for å redusere giftighet av jern og aluminium ved Fjord Seafood avd. Salsbruket settefisk. NIVA-rapport 5499. ISBN 82-577-5234-7.

Åtland, Å & L.B. Skancke. 2016. Gjennomgang av data for vannkjemi og gjellealuminium fra Vosso. NIVA rapport 7082-2016. ISBN 978-82-577- 6817-1.

12 Fiskeoppdrett og fiskesjukdommer i Hordaland

Av Trond Einar Isaksen,
NORCE Klima og Miljø, LFI

12.1 Et historisk perspektiv med særlig fokus på fjordsystemet omkring Osterøy

Det har blitt produsert laksefisk i Norge siden 1920-årene. I starten var matfiskproduksjonen basert på oppdrett av regnbueørret i jordammer eller i små flytemerder i ferskvann, men på 1960-tallet ble det gjort forsøk med å produsere regnbueørret i sjø (1961, Karsten og Olav Vik). Dette viste seg å gi gode resultater med hensyn til vekst og fiskestørrelse, og i 1970 startet brødrene Ove og Sivert Grøntvedt merdoppdrett av laks i sjø ved Hitra (Hanssen m.fl. 1976, Solheim 2015). Perioden 1970-1979 blir omtalt som gründer perioden for lakseoppdrett i Norge, og i 1977 ble det for første gang produsert mer laks enn regnbueørret i Norge.

12.1.1 1970-årene

I gründer perioden på 1970-tallet ble laksen føret med råstoff som lodde, sild, brisling og fiskeavskjær (sei). Vanligste rapporterte sykdommer hos laks og regnbueørret i 1970 årene var klassisk vibriose og infeksjøs pankreas nekrose (IPN; virussykdom).

Vibriose er en bakterie sykdom (*Vibrio anguillarum*) som rammer et vidt spekter av fiskearter (inkludert marine fiskearter). Sykdommen ble første gang påvist hos regnbueørret i Norge i 1964 og som årsak til massedød hos småsei på Vestlandet i 1965 og 1973 (Egidius 1974, Rødseth & Egidius 1990). I 1973-1974 ble det registrert vibriose på 80-90% av alle nyutsettinger av fisk på sjøanlegg i Hordaland, og 2-3 vibriose utbrudd i et anlegg i løpet av en sommer var vanlig (Hanssen m.fl. 1976). På denne tiden ble det registrert innblanding av sei i merder med laksefisk som kunne utgjøre 25-50 %. Det er også beskrevet store ansamlinger av sei utenfor merdene som forringet vannkvaliteten. Bruk av råstoff som fôr og store ansamlinger av sei i og utenfor merdene har sannsynligvis bidratt til høyt smittepress og utbrudd av vibriose på oppdrettsanleggene på 1970-tallet.

IPN er en virussykdom som også kan ramme ulike fiskearter, men er særlig kjent for sykdom hos laksefisk i oppdrett. IPN viruset ble påvist i oppdrettslaks i Norge for første gang i 1975 (Krogsrud & Rimstad 1989) og sykdommen IPN ble registrert hos laksefisk i oppdrettsanlegg på Vestlandet noen få år senere³. IPN er hovedsakelig et problem på settefiskanlegg og kan gi høy dødelighet hos laks og regnbueørret yngel (Christie & Hjeltnes 1990).

12.1.2 1980-årene

Det var en stor økning i produksjon av laksefisk i sjø på 1980-tallet og den største produksjonen i Norge var i Hordaland. Produksjon av laks og regnbueørret i Osterfjorden og Sørfjorden økte fra 100 tonn i 1981 til nesten 1000 tonn i 1985. I dag blir det produsert mer enn 15 000 tonn regnbueørret i Osterfjordsystemet. **Figur 135** og **Figur 136** viser utviklingen for perioden 1981 til 2016.

Med stadig økende produksjon og biomasse av oppdrettslaks i fjordene ble det også større utfordringer med fiskesykdommer. De viktigste laksesykdommene i oppdrett i perioden 1970 – 1995 var bakteriesykdommer som vibriose, kaldtvannsvibriose («Hitra-sjuken») og furunkulose. Disse sykdommene var et betydelig problem for oppdrettsnæringen i Norge, og det ble brukt relativt store

³ Alt for lite gjort for å hindre sykdomsspredning blant laks. Bergens Tidende, 23. juni 1978

⁴ Virus oppdaget i flere fiskeanlegg i Hordaland. Bergens Tidende, 22. oktober 1980

mengder antibakterielle midler i bekjempelse av sykdomsutbrudd. Sykdommene skyldes opportunistiske fiskepatogene bakterier som kan overleve og formere seg i både miljø og i vert.

Slike opportunistiske bakterier er vanlig forekommende i miljø, men kan fremkalle sykdom og sykdomsutbrudd dersom betingelsene er ligger til rette for det. Slike betingelser kan være stress, høy fisketetthet og smittepress som kan favorisere og oppkonsentrere stammer av bakterier som er særlig sykdomsfremkallende (hypervirulente bakterie stammer).

I Hordaland og fjordsystemet omkring Osterøy var det særlig kaldtvannsvibriose som medførte alvorlige sykdomsutbrudd og tap i oppdrettsnæringen på 1980-tallet⁵. Denne sykdommen skyldes infeksjoner med bakterien *Vibrio salmonicida* (syn. *Allivibrio salmonicida*) som er marin. Sykdommen ble først registrert hos oppdrettslaks i Finnmark og spredte seg sørover til Vestlandet i løpet av perioden 1977-1983. Det er estimert at 80 % av produksjonstap på grunn av sykdom skyldes kaldtvannsvibriose i denne perioden. Sykdommen rammet laks hardere enn regnbueørret (Holm 1990, Colquhoun m.fl. 2018). Både vibriose og kaldtvannsvibriose ble behandlet med antibiotika.

Et par år senere i 1985 ble det importert smolt fra Skottland som brakte med seg sykdommen furunkulose til Midt-Norge. Furunkulose er en smittsom sykdom forårsaket av bakterien *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida* som kan ramme laksefisk i både sjøvann og ferskvann. Sykdommen etablerte seg raskt blant oppdrettslaks i Midt-Norge og smitten spredte seg videre langs store deler av kysten med stor fiskedød og tap i både settefisk og matfiskproduksjonen. Regnbueørret er relativt resistent mot denne sykdommen og ble ikke like hardt rammet som laks (Adams m.fl. 1987). Det ble brukt antibiotika i bekjempelse av furunkulose.

Oppdrettsanlegg på Vestlandet ble først rammet av furunkulose epidemien i 1988, og i løpet av perioden 1989-1992 var mer enn halvparten av alle oppdrettsanlegg på Vestlandet smittet (Johnsen m.fl. 1993). Furunkulose epidemien ble første gang registrert i oppdrettsanlegg i fjordene omkring Osterøy våren 1990⁶ og det ble også påvist smitte og sykdom hos villfanget laks og sjørret i elver i Osterfjordsystemet høsten samme år⁷. Innen perioden 1990 – 1992 var de fleste oppdrettsanleggene i Osterfjordsystemet rammet av furunkulose, og smitte registrert hos sjørret og villaks fra Vossovassdraget (Teigdalselva, Vangsvatnet), Arnaelva, Loneelva og Daleelva (Mortensen m.fl. 1991, Johnsen m.fl. 1993, Johnsen & Jensen 1994). Det er antatt at spredning av smitte til disse elvene skyldes tilbakevandret villaks som ble smittet i fjordene og rømt fisk fra oppdrettsanlegg i området.

Sykdommen klassisk yersinose er også listet som en av de viktigste i norsk oppdrett på 1980-tallet (Håstein m.fl. 1989). Yersinose er en smittsom sykdom forårsaket av bakterien *Yersinia ruckerii*. Sykdommen ble første gang diagnostisert i Norge i forbindelse med et sykdomsutbrudd på et sjøanlegg med laks¹⁰. Senere ble bakterien også påvist i en rekke anlegg i både ferskvann og i sjø. Transport av fisk fra infiserte settefiskanlegg var antatt å være viktig årsak til smittespredningen langs kysten, inklusiv Hordaland regionen¹¹. Sykdomsutbrudd var assosiert med stress og dårlige miljøforhold. Dødelighet kunne være omfattende i de mest alvorlige utbruddene (Myhr 1990). Yersinose ble behandlet med antibiotika, men effektive vaksiner ble etter hvert tilgjengelig.

⁵ Historisk tilbakeblikk med tanke på fiske sykdommer lakseoppdrett i fjordsystemet omkring Osterøy er i stor grad basert på gamle avisartikler. Det finnes svært få andre offentlig tilgjengelige kilder som beskriver lokale utfordringer med sykdommer i regionen

⁶ Furunkulosen kom med godværet. Bergens Tidende, 20. juli 1990

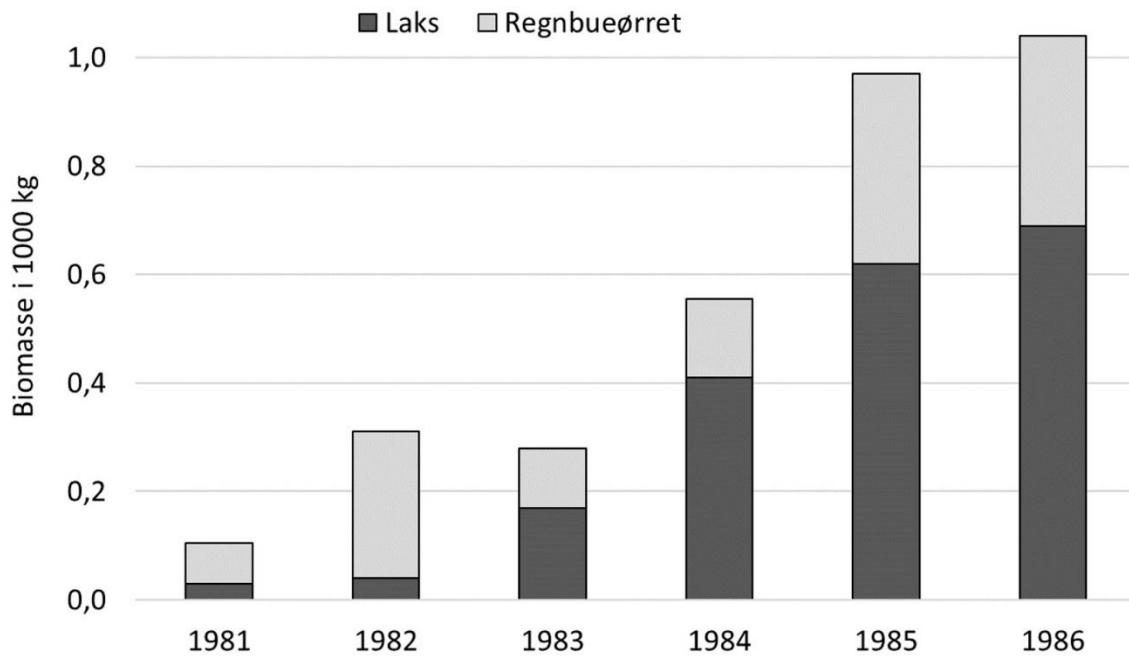
⁷ Furunkulose i Vossovassdraget. Bergens Tidende, 17. august 1990

⁸ Furunkulose i Vangsvatnet. Bergens Tidende, 22. august 1990

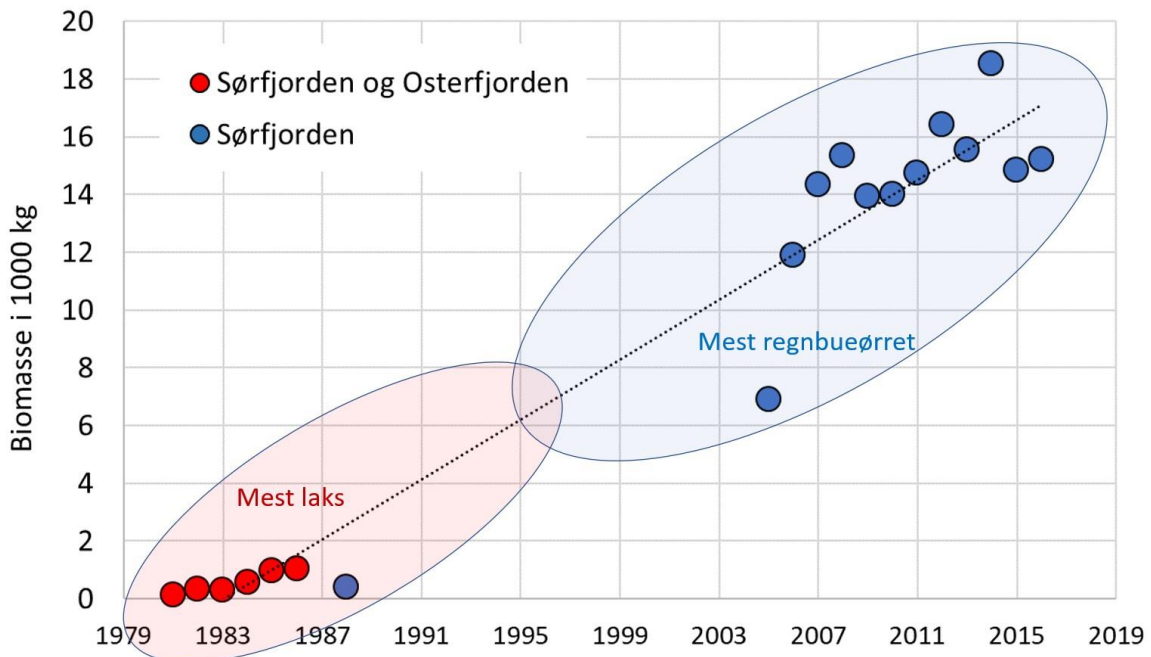
⁹ Furunkulose i Arna-elva. Bergens Tidende, 18. oktober 1990

¹⁰ Ny sykdom truer oppdrettsanlegg. Bergens Tidende, 28. juli 1987

¹¹ Sykdom truer 18 oppdrettsanlegg. Bergens tidende, 8. august 1987.



Figur 135. Matfisk produksjon i Sør fjorden og Oster fjorden i perioden 1981-1986. Det var en økende produksjon av laks i forhold til regnbueørret. Totalt sett ble det produsert mest laks i denne perioden. Kilde: Norske Fiskeoppdretteres Salgslag (Se Bjerknes m.fl. 1985)

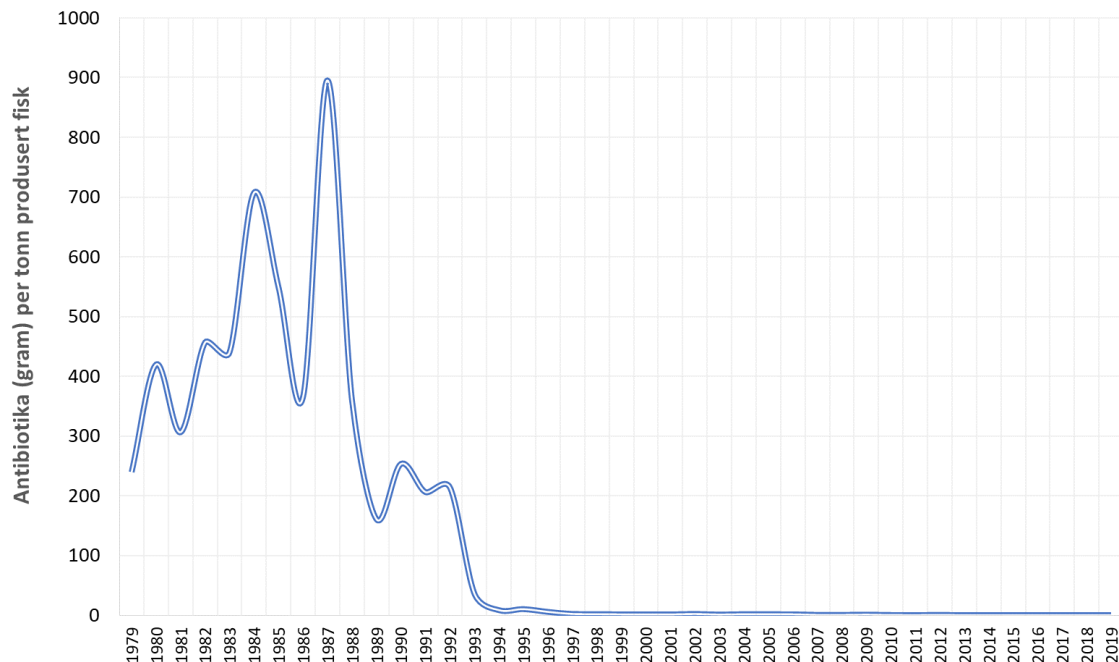


Figur 136. Matfiskproduksjon med laksefisk i Sør fjorden i perioden 1981 – 2016. Det var en overgang fra produksjon av laks til regnbueørret på slutten av 1990-tallet. Data basert på slakt og oppgitt biomasse fra Norske Fiskeoppdretteres Salgslag og Fiskeridirektoratet.

12.1.3 Antibiotika

Bakteriesykdommene på 1980-tallet resulterte i et stort forbruk av antibiotika (**Figur 137**) og det ble etter hvert også registrert resistente bakterier (Holtet & Jakobsen 1992). Stort og hyppig forbruk av

antibiotika medfører økt konsentrasjon av antibiotika i miljøet (vann, sediment) og vil bidra til seleksjon av resistente bakterier (Korsmo 2021). Bakteriene som gir sykdommene kaldtvannsvibriose (*Vibrio salmonicida*) og furunkulose (*Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida*) kan overleve i sediment under oppdrettsanlegg i mer enn et år, og slike bakterier utviklet motstandskraft mot antibiotika på grunn av gjentatte behandlinger av smittet oppdrettslaks.



Figur 137. Antibiotika forbruk i norsk fiskeoppdrett for perioden 1979-2019. Mengde antibiotika (gram) per tonn produsert laks og regnbueørret. Kilde: NORM/NORM-VET 2019 og Fiskeridirektoratet¹²

I perioden 1988-1993 var sykdomssituasjonen i fjordbassenget omkring Osterøy beskrevet som ekstrem og det var registrert antibiotika resistente bakterier. De mest tapsbringende sykdommene i tillegg til vibriose, kaldtvannsvibriose og furunkulose var BKD og ILA (Mobråten m.fl. 1990).

Bakteriesykdommen bakteriell nyresyke (bacterial kidney disease; BKD) ble første gang påvist i Norge i 1980 (Håstein m.fl. 1989). De fleste utbrudd med BKD forekom på Vestlandet og sykdommen var særlig tapsbringende for lakseproduksjonen i Osterfjordsystemet i løpet av 1980-årene¹³. BKD skyldes infeksjoner med bakterien *Renibacterium salmoninarum*. Sykdommen rammer alle stadier av laks, men kan gi stor dødlighet hos parr og smolt. Regnbueørret er derimot resistent mot sykdommen BKD (Brynildsrud 2015). Bakterien kan smitte både horisontalt (fra fisk til fisk) og vertikalt (via rogn). Det finnes ingen effektiv behandling mot BKD. Utslakting av anlegg med smittet fisk og forebyggende tiltak som kontroll av stamfisk ble derfor innført. Rutinemessig undersøkelser av stamfisk og uttak av smittet stamfisk brukt i lakseoppdrett har bidratt til at BKD ikke lenger er et problem i oppdrett. Sykdommen er heller ikke vurdert som trussel for vill laksefisk, men BKD er fremdeles endemisk i flere vassdrag i Hordaland som inkluderer områder med tilknytning til Osterfjordsystemet (Colquhoun m.fl. 2018, Kambestad 2019).

Utbrudd med ILA (infeksiøs lakseanemi) er første gang rapportert fra et lakseoppdrettsanlegg på Bømlo i 1984. I starten ble denne laksesykdommen omtalt som Bremnes syndromet⁵ og Salmon

¹² www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse

¹³ Laks for millioner må kastes. Bergens Tidende, 29. mai 1987.

Anemia Syndrom (SAS)¹⁴. Disse betegnelsene var noe uheldig og førte til protester fra både Bømlo Husmorlag og et kjent flyselskap⁷. Sykdommen ble derfor omdøpt til infeksjøs lakseanemi (ILA) og det ble senere bekreftet at denne sykdommen skyldtes et virus (Hovland m.fl. 1994).

ILA viruset ble spredt langs norskekysten med transport av infisert fisk, og det ble registrert økt antall utbrudd årlig i perioden 1985 til 1991 (Plarre 2012). Sykdommen ILA ble omtalt som den største trusselen i lakseoppdrett og det var oppdrettsanlegg i Hordaland som ble hardest rammet av ILA epidemien i denne perioden¹⁵. Epidemier med ILA er også beskrevet fra oppdrettsanlegg i Osterfjordssystemet (Holtet & Jakobsen 1992). Lakseoppdrettere opplevde tap i form av økt fiskedødelighet, men også på grunn av strenge restriksjoner som ble innført for å begrense smittespredning. Restriksjoner og tiltak som ble innført viste god effekt, og årlige rapporterte utbrudd av ILA ble redusert fra 80 i perioden 1990-1991 til færre enn 20 årlige utbrudd i nyere tid (Jansen & Falk 2019). Eksperimentelle forsøk har vist at også regnbueørret kan bli smittet med ILA virus, men uten at sykdommen ILA utvikles (Nylund m.fl. 1997, Amelfot m.fl. 2014).

12.1.4 1990-årene og frem til i dag

Nye vaksiner og effektiv vaksinerings mot bakteriesykdommene furunkulose, vibriose og kaldtvanns vibriose gjorde slutt på epidemien med disse sykdommene som rammet laksefisk oppdretterne på 1980- og 1990-tallet. Disse sykdommene er ikke lenger et stort problem innen oppdrett i Norge, men furunkulose er fremdeles endemisk blant villaks og det blir tidvis rapportert om smittet villaks fra norske elver og vassdrag (Johansen m.fl. 2011). Effektive vaksiner mot bakteriesykdommene bidro også til en betydelig reduksjon i forbruk av antibiotika i oppdrettsnæringen (se **Figur 137**).

I perioden etter 1996 og frem til i dag er det hovedsakelig virussykdommer som gir størst tap i oppdrett. Det er stadig færre alvorlige utbrudd av IPN og ILA, men det blir flere utbrudd av andre virussykdommer som PD, HSMB og CMS. Dette er alle virussykdommer som først og fremst rammer oppdrettslaks og kun i mindre grad regnbueørret og vill laksefisk. Alle virussykdommene bidrar til betydelige tap i næringen i form av fiskedød, redusert fiskevekst og restriksjoner, og er nærmere omtalt i Fiskehelsesrapport serien til Veterinærinstituttet (www.vetinst.no).

Pankreassykdom (Pancreas disease; PD) skyldes infeksjoner med viruset Salmonid alfavirus (SAV). PD har vært endemisk i lakseoppdrett i Vestland fylke siden tidlig 2000, men viruset er ikke påvist hos vill laksefisk i denne regionen.

Hjerte- og skjelettmuskelbetennelse (HSMB) er en vanlig virussykdom hos oppdrettslaks i Norge og sykdommen ble første gang påvist i 1999. Viruset (Piscine orthoreovirus; PRV) som er årsak til HSMB hos oppdrettslaks i Norge ble identifisert i 2010 (PRV-1). Senere i 2015 ble det identifisert en virus variant (PRV-3) som kan gi HSMB hos regnbueørret. PRV-3 er også påvist i vill sjøørret i Norge.

Mest alvorlige sykdomsutbrudd med HSMB skyldes infeksjoner med PRV-1 og forekommer hos laks i sjøfasen, men det er også registrert tilfeller på settefiskanlegg i ferskvann.

Kardiomyopatisyndrom (Cardiomyopathy syndrome; CMS), også kjent som hjertesprekk, er en hjertesykdom som rammer oppdrettslaks. CMS er en smittsomt virus sykdom (Piscine myocarditis virus; PMCV). Sykdommen har vært kjent i Norge siden 1980-tallet og er utbredt langs hele kysten. Sykdommen er kronisk med en langsom utvikling og rammer særlig stor og slaktemoden oppdrettslaks (Garseth m.fl. 2018). Det har vært en økende spredning av denne laksesykdommen i norsk oppdrett siste 15 år.

Havforskningsinstituttet har over flere år undersøkt vill laks og sjøørret for disse virussykdommene (Grefsrud m.fl. 2018). Resultatene fra disse undersøkelsene viser at vill laksefisk sjelden er smittet med virus som gir sykdom hos laksefisk i oppdrett. I en nyere undersøkelse av villaks (n=56) fra Sørkjolen

¹⁴ Ny oppdrettssykdom truer. Bergens Tidende, 12. april 1988

¹⁵ Hele kysten rammes. Bergens Tidende, 5. juni 1991

fra perioden 2018-2019 ble det ikke påvist ILA virus, IPN virus eller SAV (Kambestad 2019). Det ble imidlertid påvist laksepox (SGPV) smitte hos 40% av laksene, PRV hos 25% og PMCV hos 3 % av de undersøkte villaksene. Ingen av de undersøkte laksene viste tegn til sykdom, men var tilsynelatende friske smittebærere. Laksepox er en sykdom som skyldes infeksjoner med laksepox viruset (Salmon gill pox virus; SGPV). Sykdommen kan gi høy dødelighet hos laks i settefiskanlegg (ferskvann). Overvåkingsprogram har også påvist SGPV hos villfanget stamlaks¹⁶. Laksepox er ikke beskrevet som problem for anlegg med regnbueørret.

I undersøkelsen til Kambestad (2019) ble de samme villaksene også testet for ulike bakterier som er assosiert med sykdom hos oppdrettslaks. Omtrent alle villaksene (98-100%) var smittet med *Ca. Branchiomonas cysticola* som er agens for epitheliocystis (gjellesykdom). Det ble også påvist smitte med *Yersinia ruckerii* hos 25% av villaksene. Denne bakterien er årsak til sykdommen yersinose og er omtalt tidligere i dette kapitlet. I de samme undersøkelser ble det også påvist BKD bakterier (*Renibacterium salmoninarum*) i vevsprøver fra 44 av 56 voksne villaks (78%) fra Sørfjorden. Infeksjoner med *R. salmoninarum* er som tidligere nevnt ikke vurdert som et problem for villaks, men kan gi alvorlige sykdom (BKD) hos fisk i tette bestander av oppdrettslaks eller kultivert laks (Kristmundsson m.fl. 2016, Kambestad 2019).

Det er imidlertid fremdeles uvisst hva slags bestandsmessige konsekvenser epidemier med bakterie- og parasittsykdommer (andre enn lakselus infeksjoner) i oppdrett kan ha på villaks populasjoner. Dette gjelder kanskje særlig bakteriesykdommen Pasteurellose¹⁷ som viser et raskt økende problem for matfiskproduksjonen av laks. Sykdommen har vært kjent fra oppdrettslaks i Norge siden 1989, men det har vært en markant økning i sykdomsutbrudd og påviste infeksjoner med *Pasteurella* bakterier i lakseoppdrett siden 2018. Det er særlig matfiskanlegg med laks på Vestlandet som blir rammet av denne sykdommen. Status for pasteurellose i fjordsystemet omkring Osterøy er ikke kjent eller offentlig tilgjengelig. Matfiskanlegg i dette fjordsystemet produserer kun regnbueørret, men det er foreløpig uvisst om regnbueørret kan være et viktig reservoar og smittekilde for denne bakteriesykdommen.

12.1.5 Laksefiskproduksjon i fjordsystemet omkring Osterøy

I løpet 1990-årene skjer det et skifte i oppdrett i Osterfjordsystemet med stadig økende produksjon av regnbueørret og mindre produksjon av laks (**Figur 136**). Årsaken til denne overgangen fra laks til regnbueørret er sannsynligvis sammensatt.

I 1996 ble det innført fôrkvoter som produksjonsregulerende tiltak i oppdrettsnæringen og fôrforbruket ble kontrollert med rapporteringsordning. Fôrkvote ordningen gjaldt kun produsenter av laks, mens produsenter av regnbueørret var unntatt denne ordningen. Denne ordningen medførte en økning i produksjon av regnbueørret, særlig på Vestlandet og i Osterfjordsystemet. Senere i 2005 gikk man over fra fôrkvoter til MTB (maksimal tillatt biomasse). Denne nye ordningen virket som produksjonsregulering for både laks og regnbueørret, men ordningen medførte ingen overgang fra produksjon av regnbueørret og tilbake til laks i Osterfjordsystemet.

Andre faktorer som kan ha motivert for økt og vedvarende regnbueørret produksjon i denne regionen kan derfor være utfordringer med sykdommer og vannkvalitet i dette indre fjordsystemet.

Sykdommer som furunkulose, BKD og ILA rammet oppdrettere i regionen hardt på 1980- og 1990 tallet på grunn av økt fiskedødelighet og pålagt utslakting av anlegg med påvist smitte og sykdom. Dette er sykdommer som rammer laks og ikke regnbueørret. Det er derfor fordelaktig å produsere regnbueørret i områder der sykdommer som BKD er endemisk, og det er antatt at BKD er endemisk i fjordsystemet omkring Osterøy. Regnbueørret er også mindre mottakelig for smitte som gir sykdommene PD, HSMB og CMS i lakseoppdrett.

¹⁶ Laksepox. Fiskehelsesrapporten 2020, Veterinærinstituttet.

¹⁷ Pasteurella infeksjon hos laks. Fiskehelsesrapporten 2020, Veterinærinstituttet.

Vannkvalitet og ikke-infeksiøse sykdommer kan også være faktorer som favoriserer oppdrett av regnbueørret fremfor laks i de indre fjordsystemene omkring Osterøy. Vannkvaliteten i de indre fjordsystemene er påvirket av avrenning fra land i perioder med regn og snøsmelting, noe som bidrar til store svingninger i salinitet og temperatur. Det er også registrert lavere oksygeninnhold i dette fjordvannet sammenlignet med ytre og mer eksponerte fjorder. Undersøkelser har vist at regnbueørret tåler slike forhold bedre enn laks (Oppedal m.fl. 2011).

Labilt aluminium i ferskvann med lav pH er giftig for fisk og er kjent for å gi alvorlige gjelleskader hos fisk i elver og vassdrag. Avrenning fra land kan også bidra til giftige nivåer av løst labilt aluminium i fjorder med lav salinitet i øvre vannlag. Undersøkelser i perioden 1997-1998 har vist at slike forhøyede nivåer kan forkomme i Sørfjorden i flomperioder om vår og høst, og at aluminium konsentrasjonene forårsaket fiskedød hos oppdrettslaks i fjorden (Bjerknes m.fl. 2003). Det ble ikke registrert dødelighet hos regnbueørret på oppdrettsanlegg i samme fjord og periode, noe som indikerer at regnbueørret har større toleranse for løst aluminium enn laks.

I nyere tid har det også vært innspill fra Fylkesmannen i Hordaland om at Fiskeridirektoratet kun skal gi løyve til oppdrett av regnbueørret i denne regionen med hensyn til stammene med vill laksefisk i dette fjordsystemet. Det har ikke blitt produsert laks i fjordsystemet omkring Osterøy siden 2000.

Figur 138 oppsummerer oppdrettshistorien i regionen.



Figur 138. Laksefiskoppdrett i Hordaland i perioden 1975 – 2022. Viktige sykdommer i regionen (over). Produksjonsdata for oppdrettsanlegg i Osterfjorden og Sørfjorden (under). Lakselus er ikke tatt med i denne tidslinjen.

12.2 Referanser

- Adams A, Leschen W, Wilson A, Horne MT (1987). A bath challenge model for furunculosis in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, and Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 10:495-504
- Bjerknes, V., Kirkerud, L. and Magnusson, J. (1985). Flytebroen over Salhusfjorden. Konsekvensanalyse vedrørende miljøendringer og akvakultur *NIVA rapport (O-85220)*, 68 s.
- Bjerknes V, Fyllingen I, Holtet L, Teien HC, Rosseland BO, Kroglund F (2003). Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Marine Chemistry* 83:169-174
- Brynildsrud OB (2015). The microevolution of *Renibacterium salmoninarum*. Doctoral thesis. *Department of Food Safety and Infection Biology, Faculty of Veterinary Medicine and Biosciences Norwegian University of Life Sciences*:148 pp
- Christie KE, Hjeltnes B (1990). Infeksiøs Pankreas Nekrose - IPN. Poppe TT (ed), Fiskehelse: sykdommer, behandling, forebygging. John Grieg Forlag AS
- Colquhoun D, Garseth Å-H, Gudding R, Helgesen KO, Holst-Jensen A, Lillehaug A, Mo TA, Qviller L, Skaar I (2018). Smitte mellom oppdrettsfisk og villfisk: Kunnskapsstatus og risikovurdering. *Veterinærinstituttet. Rapport 12 - 2018*:111 s.
- Egidius E (1974). Oppdrett av laksefisk i norske kystfarvann - Vibriose. *Fisken og Havet. Rapporter og meldinger fra Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt, Bergen Serie B, Nr 2*:35
- Garseth ÅH, Fritsvold C, Svendsen JC, Bang Jensen B, Mikalsen AB (2018). Cardiomyopathy syndrome in Atlantic salmon *Salmo salar* L.: A review of the current state of knowledge. *Journal of Fish Diseases* 41:11-26
- Grefsrud, E. S., Glover, K. m.fl. (2018). Risikoreport norsk fiskeoppdrett. *Fisken og Havet. Særnummer 1-2018*, 184
- Hanssen O, Riisnes NR, Sandtorv K (1976). Rapport om registrering av fiskeoppdrettsanlegg i 1974 og 1975. *Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt. Mars 1976*. 85 s.
- Holm KO (1990). Kaldtvannsvibriose. Poppe TT (ed). Fiskehelse: sykdommer, behandling, forebygging. John Grieg Forlag AS
- Holtet L, Jakobsen G (1992). Halvannet år med furunkulose. Resistensforhold i 4 lakseoppdrett i innelukket fjordsystem med lav salinitet. *Norsk Veterinærtidsskrift* 104 (5)
- Hovland T, Nylund A, Watanabe K, Endresen C (1994). Observation of infectious salmon anaemia virus in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 17:291-296
- Håstein T, Lunder T, Poppe T (1989). De viktigste sykdommer hos oppdrettsfisk. *Fiskehelse og Fiskesykdommer Norsk Veterinær Tidsskrift* 6:389-408
- Jakobsen, S. E., Berge, D. M. and Aarset, B. (2003). Regionale og distriktspolitiske effekter av statlig havbruks- og fiskeripolitikk. *Arbeidsnotat nr. 16/03*, 45.
- Jansen MD, Falk K (2019). The surveillance program for infectious salmon anaemia (ISA) and bacterial kidney disease (BKD) in Norway 2018. *Norwegian Veterinary Institute. Annual report 2018*:10
- Johansen LH, Jensen I, Mikkelsen H, Bjorn PA, Jansen PA, Bergh O (2011). Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway. *Aquaculture* 315:167-186
- Johnsen BO, Jensen AJ (1994). The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers. *Journal of Fish Biology* 45:47-55
- Johnsen BO, Møkkelgjerd PI, Jensen AJ (1993). Furunkulose i norske vassdrag - Statusrapport. *NINA Forskningsrapport*:1-73
- Kambestad MA (2019). Microparasites in selected populations of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway – Prevalence, density and diversity. Master Thesis. *Department of Biological Sciences, University of Bergen*:107 pp.
- Korsmo EC (2021). Laks og antibiotika. En historisk studie av norsk oppdrettslaks med fokus på antibiotikabruk i perioden 1985-1994. Prosjektoppgave ved det medisinske fakultet Universitetet i Oslo:47

- Kristmundsson Á, Árnason F, Gudmundsdóttir S, Antonsson T (2016). Levels of *Renibacterium salmoninarum* antigens in resident and anadromous salmonids in the River Ellidaár system in Iceland. *Journal of Fish Diseases* 39:681-692
- Krogsrud J, Rimstad E (1989). Virusinfeksjoner og virusdiagnostikk hos fisk. *Fiskehelse og Fiskesykdommer* 6:401-458
- Mobråten Å, Longva S, Lianes S (1990). Veterinærstatistikk 1990. Statistisk sentralbyrå Norges offisielle statistikk, NOS C 31:94
- Mortensen S, Hopp P, Hjeltnes B, Holm M (1991). Health screening of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) from the Osterfjorden area, Western Norway. ICES CM 1991/M:39
- Myhr E (1990). Yersinose. Poppe TT (ed) *Fiskehelse: sykdommer, behandling, forebygging*. John Grieg Forlag AS
- Møkkelgjerd, P. I., Johnsen, B. O. and Jensen, A. J. (1994). Furunkulose og midlertidige sikringssoner for laksefisk. *NINA Utredning*, 59, 1-29.
- NORM/NORM-VET 2019. Usage of Antimicrobial Agents and Occurrence of Antimicrobial Resistance in Norway. Tromsø / Oslo 2020. ISSN:1502-2307 (print) / 1890-9965 (electronic)
- Nylund A, Kvenseth A, Krossøy B, Hodneland K (1997). Replication of the infectious salmon anaemia virus (ISAV) in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish Diseases* 20:275-279
- Oppedal F, Dempster T, Stien LH (2011). Environmental drivers of Atlantic salmon behaviour in sea-cages: A review. *Aquaculture* 311:1-18
- Plarre H (2012). Infectious salmon anaemia virus (ISAV): Evolution, genotyping, reservoirs and transmission. PhD thesis. University of Bergen:209 s.
- Rødseth OM, Egidius E (1990). Vibriose og vibrioinfeksjoner. Poppe TT (ed). *Fiskehelse: sykdommer, behandling, forebygging*. John Grieg Forlag AS
- Solheim C (2015). En kystnæring i emning. En studie av oppdrettsnæringens aktører i gjennombruddsårene på 1970-tallet. Masteroppgave i historie. Universitetet i Bergen. 219 s.
- Aamelfot M, Dale OB, Falk K (2014) Infectious salmon anaemia - pathogenesis and tropism. *Journal of Fish Diseases* 37:291-307

13 Erfaringer med bruk av videonot for registrering av laks og annen fisk i fjordene

Bjørn T. Barlaup¹, Eirik S. Normann¹, Shad Mahlum¹, Håkon Furnes, Asbjørn Borge, Arvid Borge, Inge Sandal, Christoph Postler¹, Sebastian Stranzl¹, Espen Olsen Espedal¹, Elisabeth Stöger¹ og Turid Helle¹
NORCE Klima og Miljø, LFI

13.1 Bakgrunn og hensikt

God forvaltning av våre laks- og sjøaurebestander bygger på god kunnskap om bestandsstørrelse. En rekke ulike metoder benyttes for å kvantifisere antallet villaks og sjøaure som vandrer tilbake til elvene, bl.a. ulike metoder hvor fisken merkes og det gjøres fangst-gjenfangstestimat, telleinnretninger som regel plassert i fisketrapper, eller drivtelling hvor snorklere teller fisk ved direkte observasjon. Det er likevel vanlig at forvaltningen må benytte fangstantall som indirekte mål på bestandsstørrelse gitt en antatt beskatningsrate (Forseth m.fl. 2015). Alle metodene er beheftet med ulike former for usikkerhet og det er behov for å videreutvikle eksisterende metoder, eller etablere nye metoder for bedre å kunne bestemme innsig og bestandsstørrelse.

På denne bakgrunn har NORCE LFI siden begynnelsen av 2000-tallet arbeidet med ulike metoder for å registrere fisk og å kvantifisere bestandsstørrelse (se bl.a. Barlaup m.fl. 2013, Vollset m.fl. 2014, Skoglund m.fl.2021). Dette har bidratt til utvikling av nye fangstmetoder, bl.a. en spesialbygget storruse for fangst av sjøaure som nå benyttes i den nasjonale overvåkingen av lakselus, og en såkalt indikatorfelle for å varsle eller gjenfange rømt fisk fra oppdrettsanlegg (Barlaup m.fl. 2013, 2015). Målet med denne metodeutviklingen i Vossoprosjektet er å fange inn ulike livsstadier av laks og sjøaure for å få mål på når og hvor fisken vandrer, og for å få relative mål på innsig og gjenfangster fra merkeforsøk. I tillegg har innfanget fisk gitt viktig informasjon om hvor mye lakselus fisken har fått på seg i de ulike delene av fjordsystemet. Her presenteres erfaringen med bruk av en åpen kilenot hvor fisken kan svømme fritt ut gjennom en åpning hvor den blir registret ved bruk av kamera.

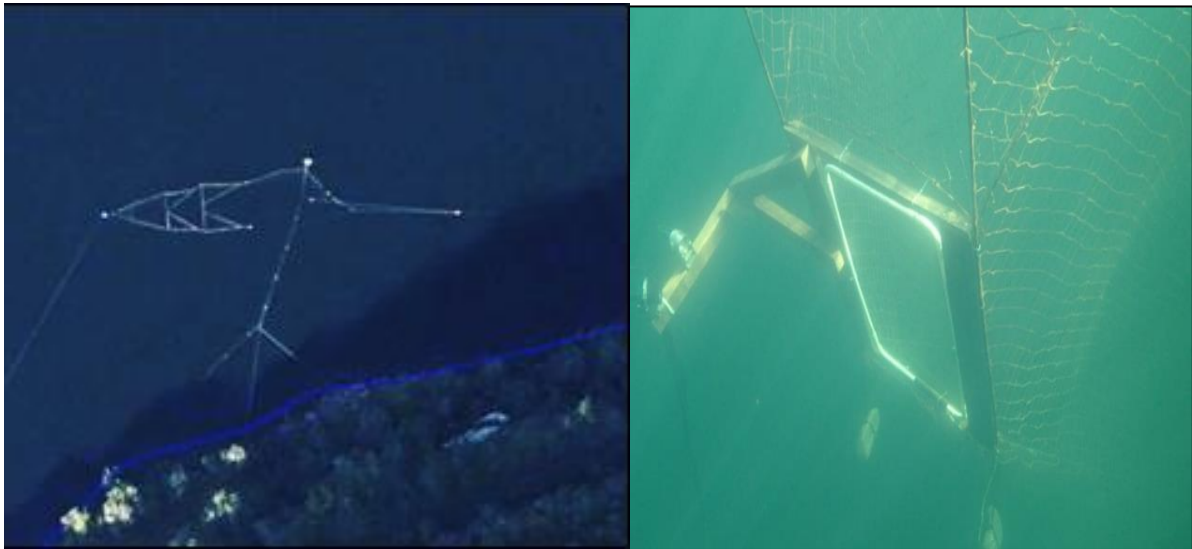
13.2 Metodikk

I Vossoarbeidet har vi benyttet ulike merkemetoder (Coded Wire Tag, Floymerker, og PIT - Passive Integrated Transponders), og ulike former for fangstredskap som kilenøter, sittenøter og storruser. I tillegg har vi nyttet ulike former for kamerateknologi. Basert på disse erfaringene har vi de siste årene benyttet en metode hvor vi kombinerer gammel og godt utprøvd fangstteknologi med kontinuerlig filmopptak eller kamera som filmer når det gjenkjenner en fisk eller en bevegelse den tolker til å være en fisk. Målet har vært å filme all fisk med en oppløsning som gjør at de utfra ytre kjennetegn kan bestemmes til art og omtrentlig størrelse.

Som ved vanlig kilenotfiske styres fisken inn i kilenota vha. et ledegarn som er festet i land. Fisken skal deretter svømme fritt gjennom nota og ut av åpningen hvor den filmes, dvs. fisken skal ikke ha en lang oppholdstid i nota.

Kilenøtene som inngår i studiene, er plassert hhv. på Furnes i Bolstadfjorden og ved Trengereid i Sørpfjorden. Det er forsøkt flere ulike varianter av åpninger der en versjon er å bruke en ramme festet i enden eller siden av fangstkammeret (hhv. **Figur 139** og **Figur 140**). For å komme ut av fangstrommet må fisken svømme gjennom rammen, der den blir filmet av kameraet. Videoene er i ettetid gjennomgått, og all fisk som har passert registreres med art, dato og klokkeslett. Det blir i tillegg lagret

et skjermbilde av hver fisk. I trerammen er det også montert en antenne som registrerer PIT-merker, dersom passerende fisk er merket med slike (**Figur 139**).



Figur 139. Kilenot ved Furnes i Bolstadfjorden. Her ble åpningen dvs. rammen med kamera fra Mediability plassert i enden av nota dvs. i spissen til venstre på bilde av kilenota. I tillegg er rammen her påmontert en egen antenne for å registrere laks og sjøaure som er merket med PIT-merker. Kilenota på Furnes er ca. 9m dyp og har et ledegarn på 50 m.

Videoene er i ettertid gjennomgått, og all fisk som har passert registreres med art, dato og klokkeslett. Det blir i tillegg lagret et skjermbilde eller filmklipp av hver fisk. I rammen er det også montert en antenne som registrerer PIT-merker, dersom passerende fisk er merket med slike (**Figur 139**). I løpet av perioden er det benyttet tre forskjellige kameratyper hhv. kontinuerlig filming i 2017 og 2018 (kamera levert av Mediability) brukt i Bolstadfjorden eller korte opptak av fisk ved bruk av kamera fra hhv. Mohn Technology (2018-2021) eller I Am Hydro (2019) som utløses ved at kameraet registrere en fisk eller annen form for bevegelse som kamera tolker som fisk. Begge disse kameratypene hadde innebygde lyskilder noe som var en stor forbedring sammenliknet med tidligere da det ble benyttet ekstern lyskilde som i lengre perioder ikke fungerte etter hensikten.

Basert på erfaringene fra første del av prosjektperioden ble kameraet fra Mohn Technology benyttet som eneste kamera i siste del av prosjektet dvs. i 2020 og 2021. Dette kameraet ble tilpasset gjeldende bruksområde i samarbeid med kameraleverandøren. Kameraet, kalt FRS-systemet (Fish Research System) sender data til server og er dermed tilgjengelig fra pc. Kameraleverandøren overvåker driften av kameraet daglig, noe som er en stor fordel med tanke på varsling ved driftsproblem og behov for vedlikehold.



Figur 140. Kilenota på Trengereid med åpningen plassert på siden i fangstrommet. Kamera fra Mohn Technology er montert på en spesialbygget ramme hvor størrelses på åpningen ut fra nota kan modifieres. Kilenota på Trengereid er ca 5 m dyp og har et ledegarn fra land på ca. 60 m.

13.3 Resultat og diskusjon

Antall dager med videosystemet i drift og antall fisk observert ved uttesting i 2015-2019

For å prøve ut kameraovervåking i kilenot ble kilenota på Furnes benyttet i hver av årene 2015 til 2019. En samlet oversikt over fordelingen av fangstene på de ulike fiskeartene er gitt i **Figur 141**.

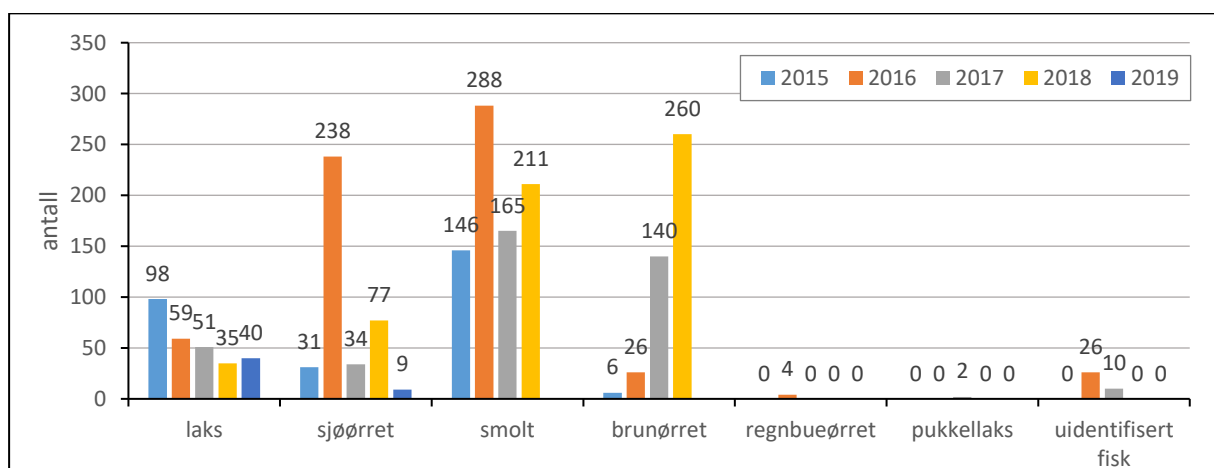
I 2015 var nota på Furnes i drift i 59 dager mellom 4. juli og 6. september. I videomaterialet ble det registrert laks (*Salmo salar*), aure (*Salmo trutta*) og regnbueaure (*Oncorhynchus mykiss*). Observasjoner av aure ble skilt i kategoriene sjøaure og fersk-/brakkvannsresident «brunaure». Både aure og laks i størrelsesintervallet ca. 10-20 cm ble registrert i kategorien smolt, da det ikke var mulig å artsbestemme den enkelte fisk på grunn av liten størrelse og opptaks kvaliteten på videoen.

I 2016 var nota i drift i 57 dager mellom 14. juni og 28. august. For de resterende 19 dagene var ikke kameraet i drift på grunn av tekniske problemer.

I 2017 var nota i drift i 46 dager mellom 24. juni og 02. september. For de resterende 25 dagene finnes det ingen data på grunn av tekniske problemer med kamera. Både i 2016 og 2017 ble de tekniske problemene med kamerasystemet gjennomgått av leverandøren Mediability med tanke på mulige forbedringer. Et gjentakende problem var at kameraet ikke automatisk startet opp etter strømstans. I løpet av tiden da nota var i drift, ble det registrert 1,66 laks/dag i 2015, 1,04 laks/dag i 2016 og 1,11 laks/dag i 2017. Registreringer er vist i Figur 3. Laksen som ble registrert fordelte seg i kategoriene villaks, fettfinneklipt laks (ffk) som stammer fra utsettingene av smolt og identifisert rømt oppdrettslaks. I 2017 ble det også sett to pukcellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*). Disse kategoriene av fisk er gjengitt på bildene på etterfølgende side.

I 2018 var nota i drift mellom 21. juni og 13. september. Det ble brukt de samme kategoriene for fisk som i 2016 og 2017.

I 2019 var nota i drift 40 dager mellom 31. juli og 13. september. Det var 5 dager i denne perioden hvor kamera var ute av drift på grunn av strømbrudd. I 2018 ble smolt og brunørret ekskludert fra analysen og det ble ikke registrert noe regnbueørret eller pukcellaks.



Figur 141. Artsfordeling av fisk som ble registrert i kilenota 2015-2019. Tall over søyler angir totalt antall fisk.



Villaks



FFK-Laks (fettfinneklippet)



Oppdrettslaks



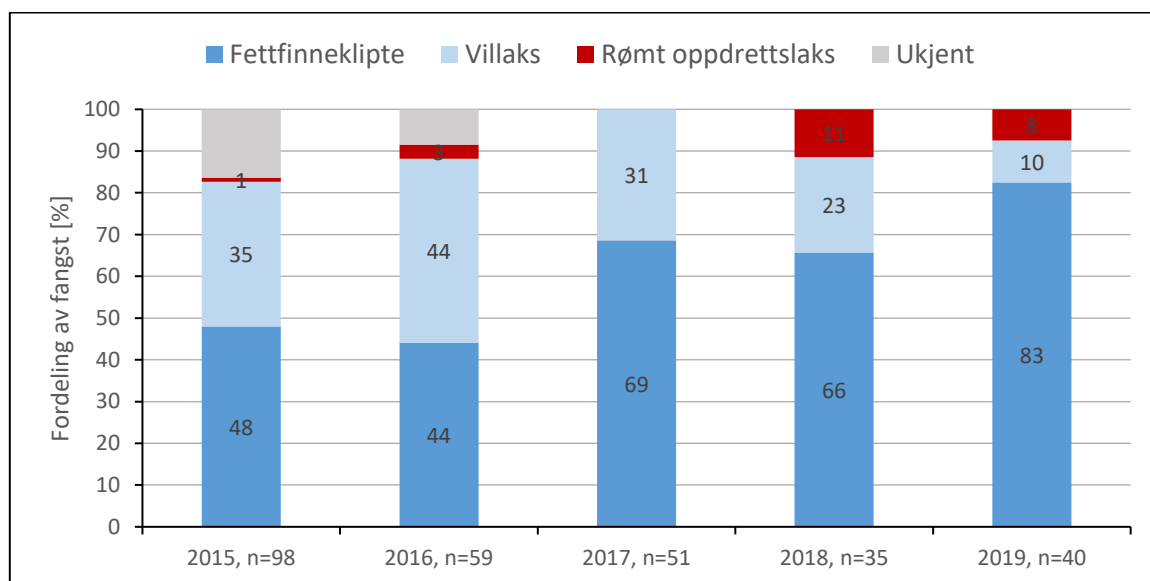
Pukkellaks

I 2015, 2017, 2018 og 2019 ble det registrert flere fettfinneklippede laks enn laks som hadde fettfinne, mens i 2016 var disse andelene like (hhv. 26 i hver kategori) (Figur 4). Hos enkelte fisker var det imidlertid ikke mulig å registrere om fettfinnen var klippet eller delvis regenerert («ukjent» i **Figur 142**). Oppdrettslaks ble registrert i 2015 (1 %), 2016 (3,4 %), 2018 (11%) og 2019 (8%), men ikke i 2017.

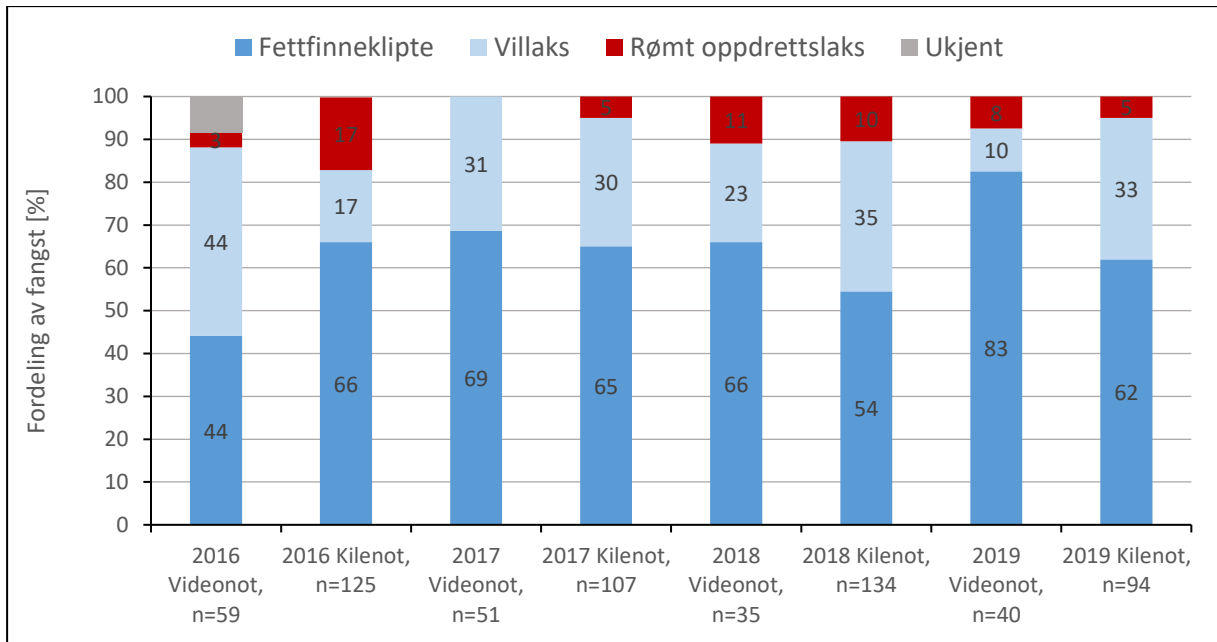
Ved sammenlikning av registreringen i videonota med fangstene i kilenotfiske i Bolstadfjorden er fordelingen av de ulike kategoriene svært like i 2017 sesongen og noe avvikende i 2016 sesongen (**Figur 143**). I 2016 er det særlig andelen fettfinneklapte laks som er lavere i videonota sammenliknet med kilenota. Manglende identifikasjon kan ikke forklare hele forskjellen, siden bare 9% av laksen var i kategorien «ukjent» dvs. at det ikke var mulig å registrere status for fettfinnen. Det er derfor sannsynlig at ulikhetene i 2016 delvis skyldes selektiv fangbarhet for de to systemene. I 2017 var derimot andelene av fettfinneklapte og villaks svært like og tyder da på en mer lik fangbarhet for de to systemene. I 2018 og 2019 var fettfinneklippet laks overrepresentert i videonot sammenlignet med fangst i kilenot.

Andelen oppdrettslaks var generelt høyere i kilenotfangstene i 2016 og 2017. Hovedårsaken til dette er trolig at noe av den rømte fisken i videonota kan være feilbestemt og satt som ukjent eller villaks, mens den ved fysisk håndtering og nærmere inspeksjon i kilenoten er blitt registrert som rømt oppdrettslaks og avlivet. Siden kilenøtene ligger på utløpet av Bolstadfjorden vil uttaket av rømt fisk der føre til en reduksjon av antallet som svømmer videre oppstrøms og inn til videonota ved Furnes. Dette kan også ha bidratt til å redusere antallet rømt laks registrert i videonota. I 2018 og 2019 ble det derimot registrert flere oppdrettslaks i videonot enn i kilenot.

Totalt antall laks registrert i videonota var om lag halvparten av antallet registret ved kilenotfiske i årene 2016 (59 vs. 125), 2017 (51 vs. 107) og 2019 (40 vs. 94). I 2018 ble det tatt rundt 4 ganger så mye laks i kilenot som det ble registrert i videonot. Forskjellen i fangsteffektivitet økte som følge av driftsproblemer med kamerasystemet og trolig også ved at stedet hvor kilenøtene er plassert på utløpet av Bolstadfjorden er regnet for en betydelig bedre fangstplass enn Furnes lenger inn i fjorden hvor kilenota med kamera er plassert.



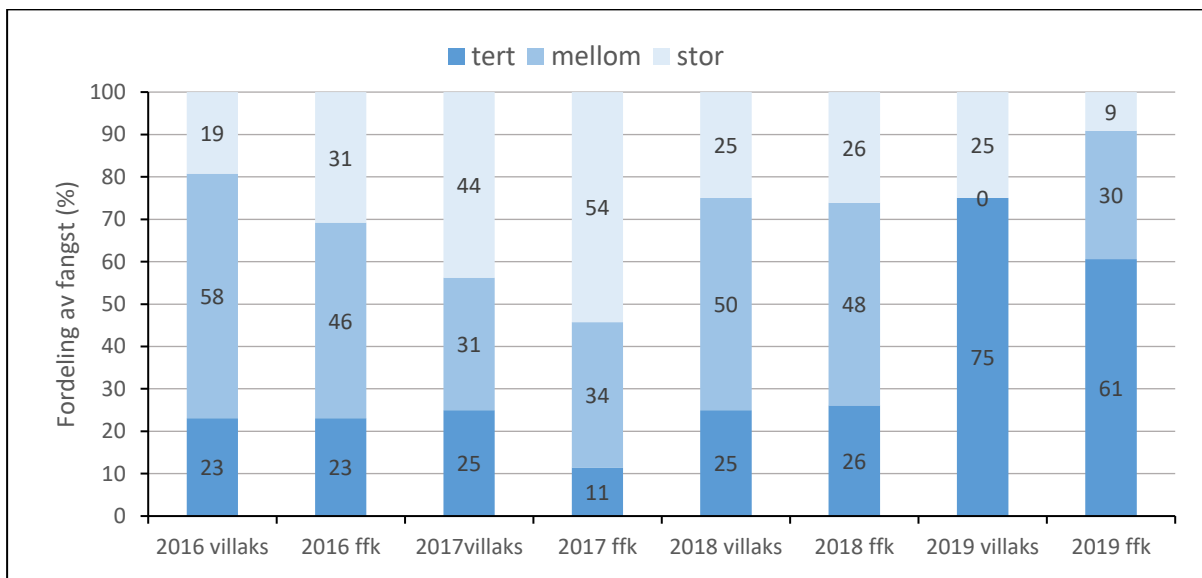
Figur 142. Fordeling av kategorier av laks registrert i videonot, 2015-2019. Tall i søylene viser prosentverdier for hver kategori. Totalt antall laks registrert hvert år er gitt som «n» etter årstallet.



Figur 143. Sammenligning av registreringene i videonota med kilenotfangstene i Bolstadfjorden i 2016 til 2019.

Fra 2016 til 2019 ble laksens vekt estimert, og hver fisk ble plassert i en av de tre størrelsesklassene Tert (< 3 kg), Mellomlaks (3-7 kg) og Storlaks (> 7 kg). I 2016 var de fleste laks mellomlaks, mens det i 2017 var flere storlaks enn mellomlaks. I begge årene var det en høyere andel av storlaks blant fettfinneklipt (ffk) laks enn blant villaks (

Figur 144). I 2018 var fordelingen av størrelsesklasser nesten helt like. I 2019 ble det registrert en mye høyere andel av tert blant begge klassene enn i de tidligere årene.



Figur 144. Størrelsesfordeling (estimert) av fettfinneklippet laks (ffk) og villaks i 2016 - 2019. Tall gitt i søylene viser prosentverdier for hver kategori.

I 2015 ble det registrert laks på 41 av de 59 dagene videonota var operativ. Antall registrerte fisk pr dag med registreringer varierte fra 1 til 10. Tilsvarende for 2016 og 2017 var hhv. 26 dager med registrering av 1 til 6 fisk, og 29 dager med registrering av 1 til 7 fisk (Figur 7, 8 og 9). For 2018 er det usikkerhet knyttet til hvor mange dager kamera i nota ikke var i drift i undersøkelsesperioden. Men i løpet av 24 dager varierte registreingen fra 1-3 laks.

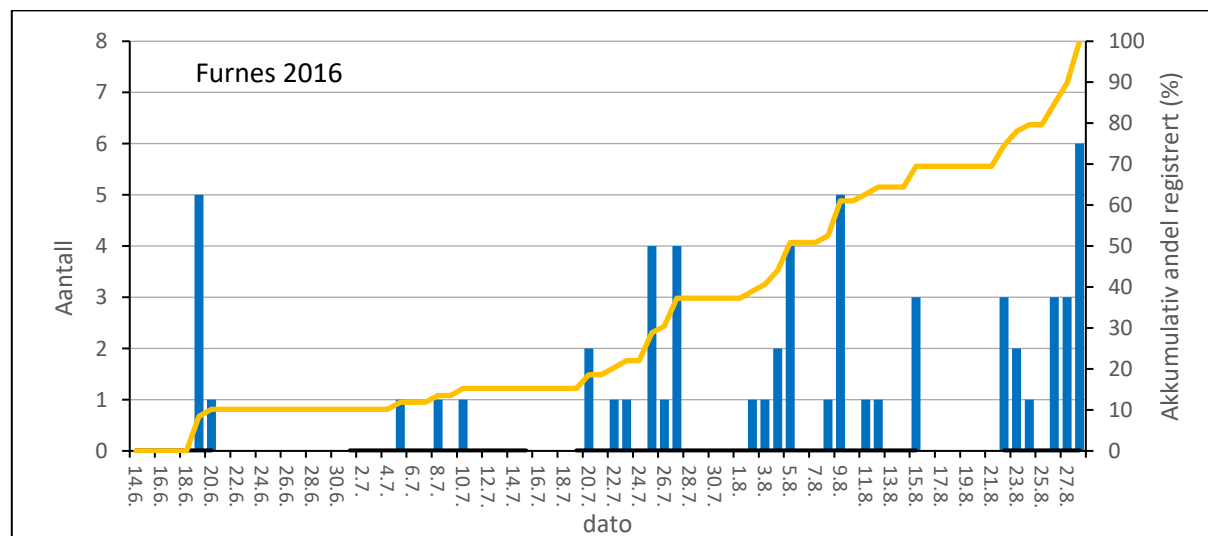
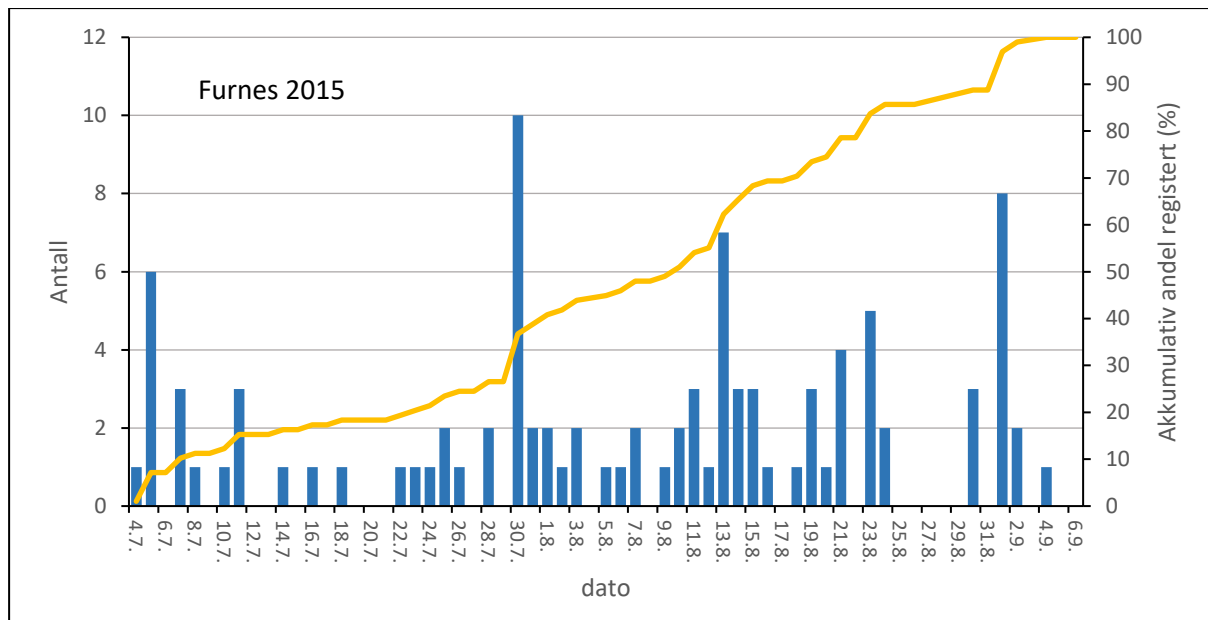
Registreringer per dag i videonota er gjengitt i de etterfølgende figurene. I 2015 ble det registrert laks på 41 av de 59 dagene videonota var operativ. Antall registrerte fisk pr dag med registreringer varierte fra 1 til 10. Tilsvarende for 2016 og 2017 var hhv. 26 dager med registrering av 1 til 6 fisk, og 29 dager med registrering av 1 til 7 fisk (

Figur 145,

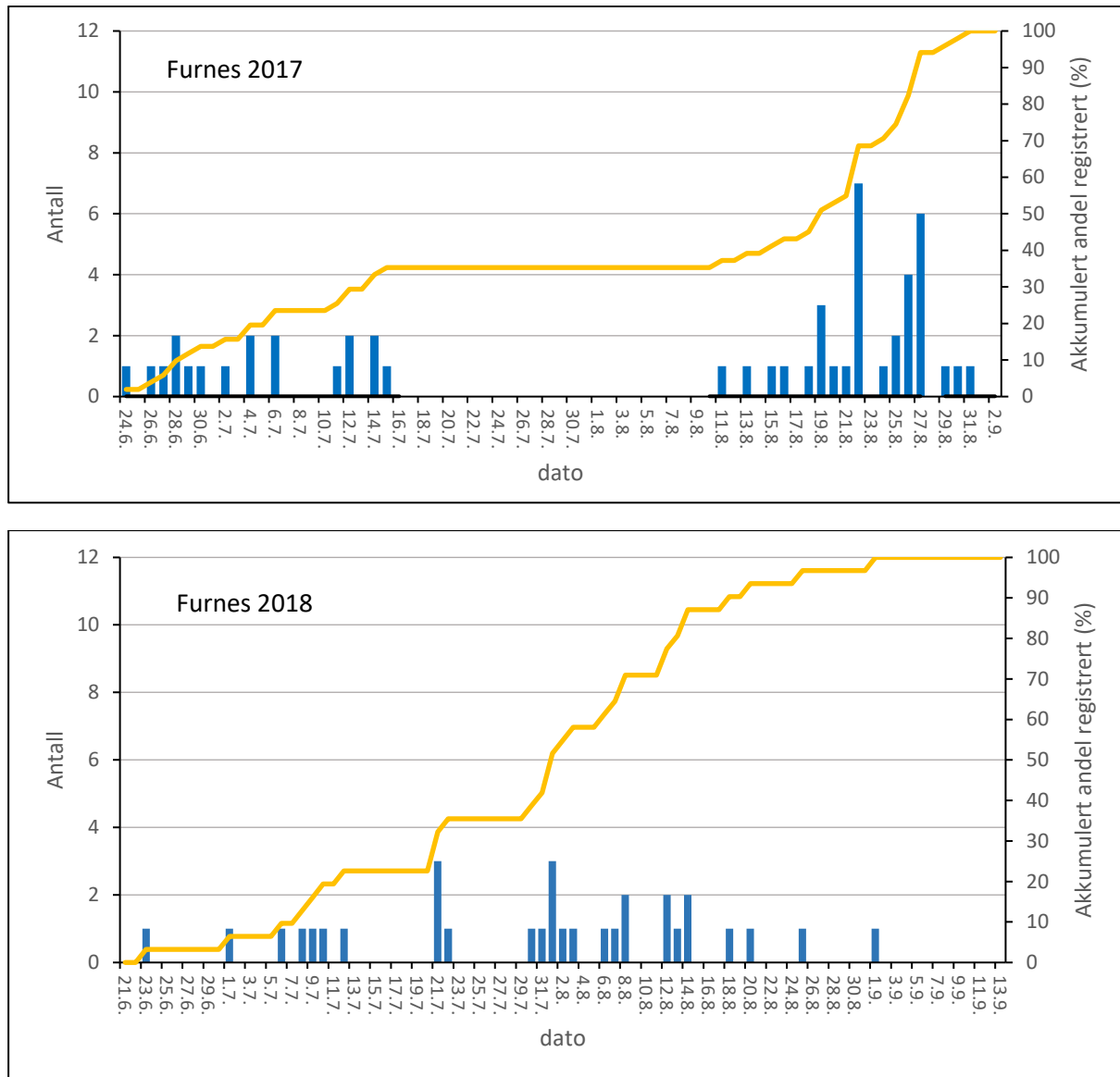
Figur 146). For 2018 er det ukjent hvor mange dager kamera i nota ikke var i drift i undersøkelsesperioden, men det ble registrert fra 1 – 3 laks på 24 ulike dager (

Figur 146). I 2019 var nota i drift i 40 dager og det ble registret fra 1-8 laks for dagene med registrering (

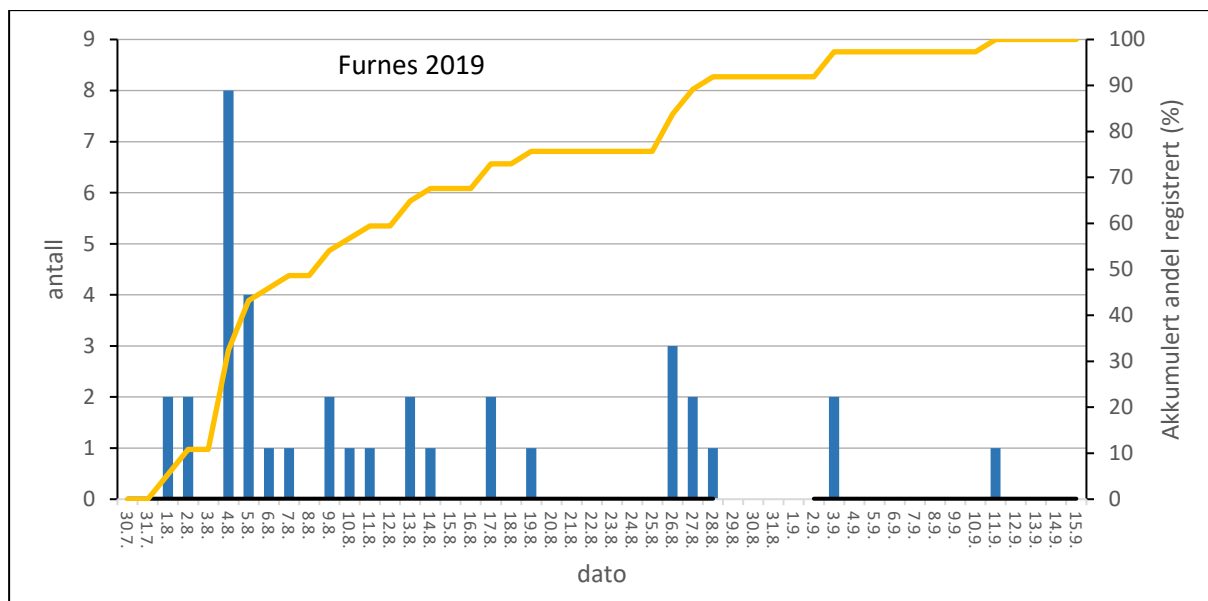
Figur 147).



Nedre panel viser dager med registreringer av laks i 2016. Nota var i drift 57 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 76 dager.



Figur 146. Øverste panel viser dager med registreringer av laks i 2017. Nota var i drift i 46 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 71dager. Nedre panel viser dager med registreringer av laks i 2018. Grunnet driftsproblem er det ukjent hvor mange dager kamera var ut av drift dette året, men det ble registret laks på 24 ulike dager i perioden. **Figur 11.** Dager med registreringer av laks i 2019. Nota var i drift i 40 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 45 dager.



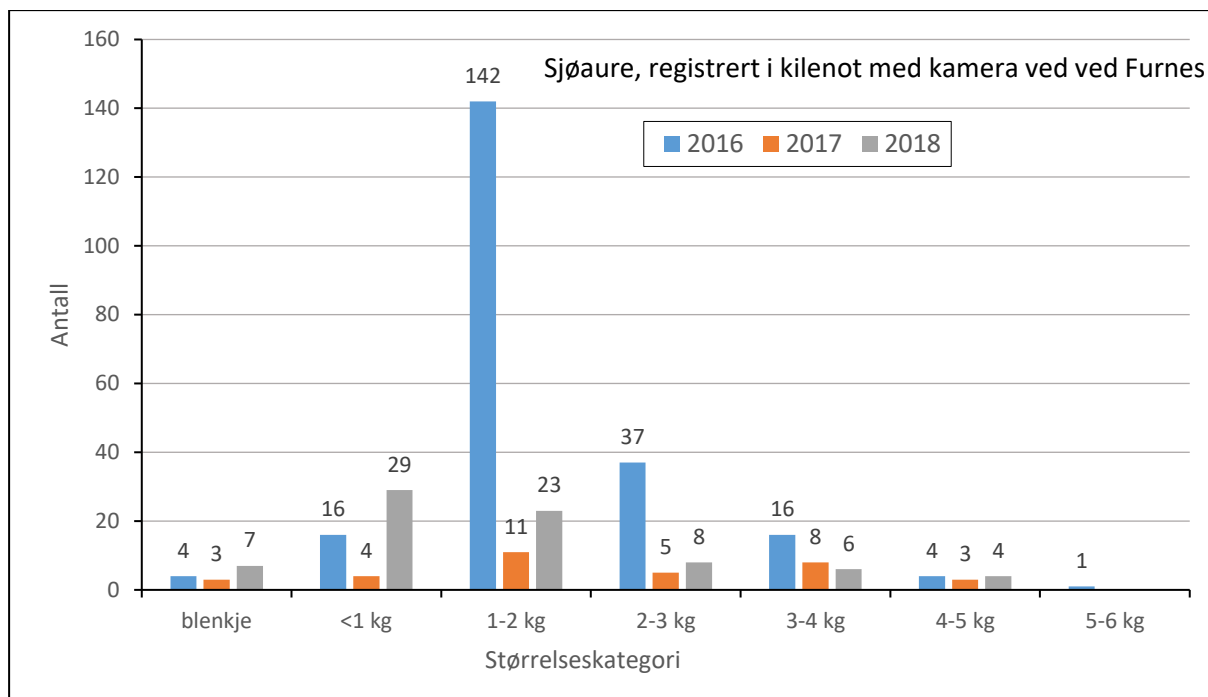
Figur 147. Dager med registreringer av laks i 2019. Nota var i drift i 40 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 45 dager.

Registrering av PIT-merket laks

I 2017 ble det registrert 23 forskjellige PIT-merkete laks som svømte gjennom rammen. I alt 10 av de PIT-merkete laksene passerte i perioder da videokameraet ikke fungerte. Av de resterende 13 kunne 7 fisk positivt og 4 fisk sannsynligvis kobles til sammenfallende videoobservasjoner. Det betyr at at 21,6 % av laksen som ble observert på videokameraet sannsynligvis var PIT-merket. Om bare de 7 PIT-merkete laksene som med sikkerhet ble filmet legges til grunn var 13,7 % av laksen som passerte PIT-merket, men det må regnes som et minimumsantall. Grunnen til at det var noe usikkerhet knyttet til 4 av PIT-merkene er at klokken på PIT-antennen og kameraet ikke var helt synkron (grunnet drift i klokken til PIT-systemet) og at en ikke helt kan utelukke at laksene ble registrert ved at den var nær antennen på utsiden og derfor ga utslag på antennen uten å passere gjennom rammen, men det vurderes som lite sannsynlig. Et forbedringspunkt i forhold til registrering av andelen PIT-merket laks som passerer er derfor å oppdatere synkroniseringen av klokken flere ganger i løpet sesongen.

Sjøaure

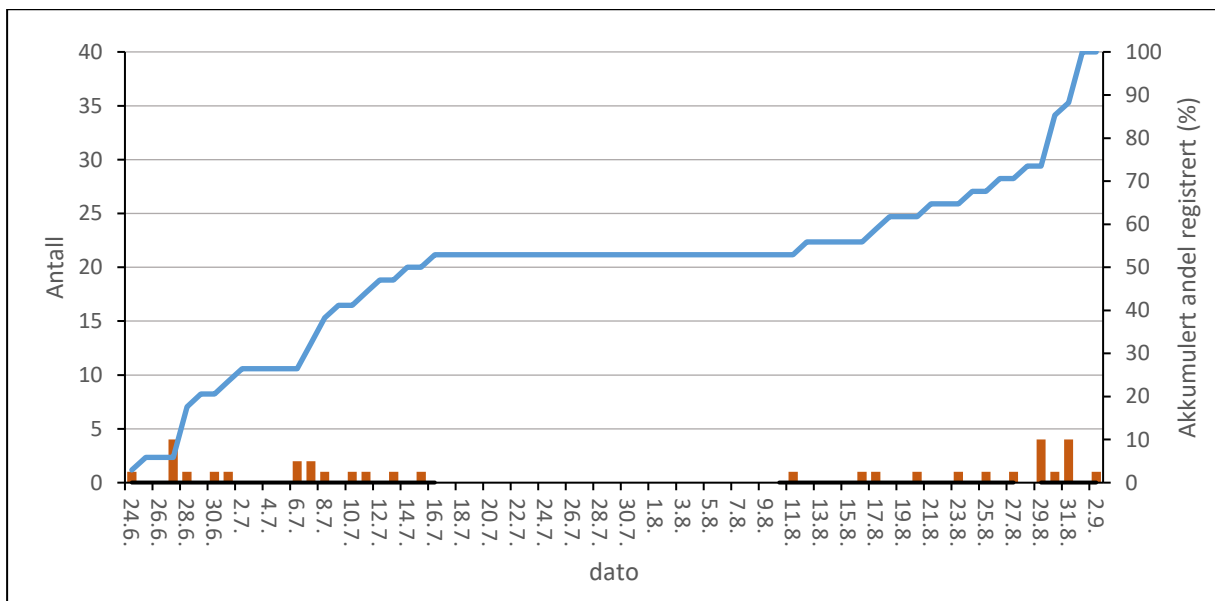
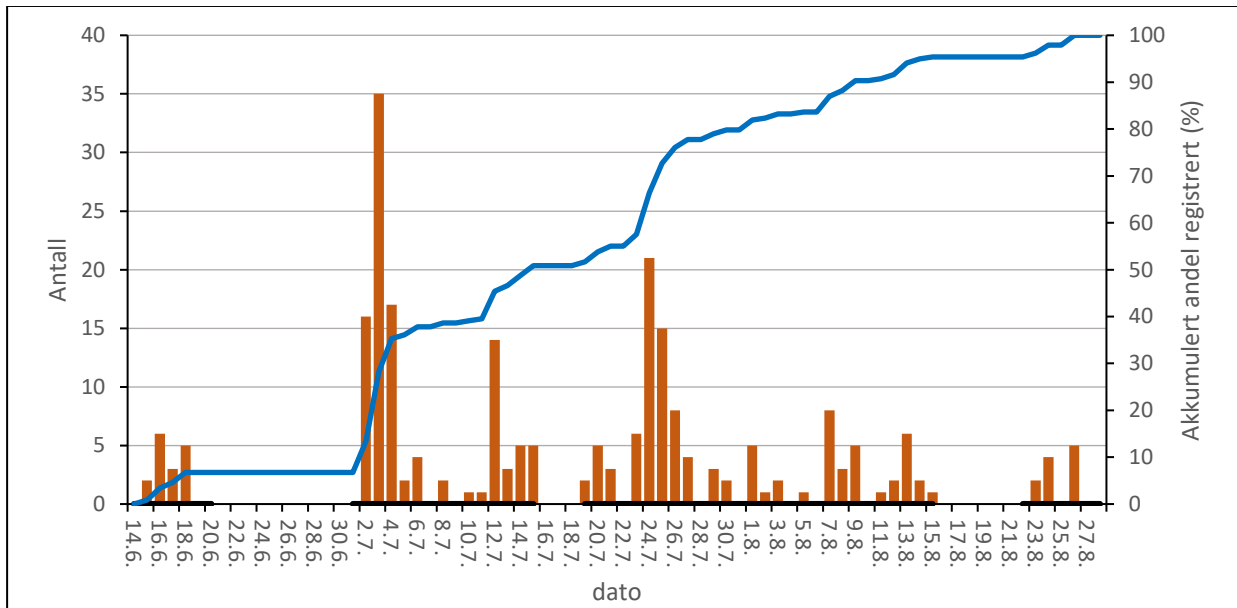
Størrelsesfordelingen av sjøaure i 2016 og 2017 viser at flertallet av fiskene var i 1-2 kg-kategorien mens i 2018 va sjøaure under 1 kg dominerende. I 2019 ble vekten av sjøaure ikke estimert. Den største fisken ble anslått til å være mellom 5 og 6 kg (**Figur 148**). I 2016 ble sjøaure registrert nesten hver dag i registreringsperioden. Innenfor perioden var det to forskjellige topper i registreringshyppighet, en i begynnelsen av juli med et maksimum på 35 fisk den 03.06, og en i slutten av juli (**Figur 149**). I 2017 ble det registrert påfallende lavere antall av sjøaure uten at vi kjenner til noen årsak til dette (**Figur 149**). I 2018 var antall sjøaure høyere igjen med 77 fisk mens i 2019 ble det kun registrert 9 sjøaure (**Figur 150**). Resident ørret, som ble skilt fra sjøørret ut fra farge, størrelse og atferd, er ikke inkludert i figurene. Dette gjelder også regnbueørret.



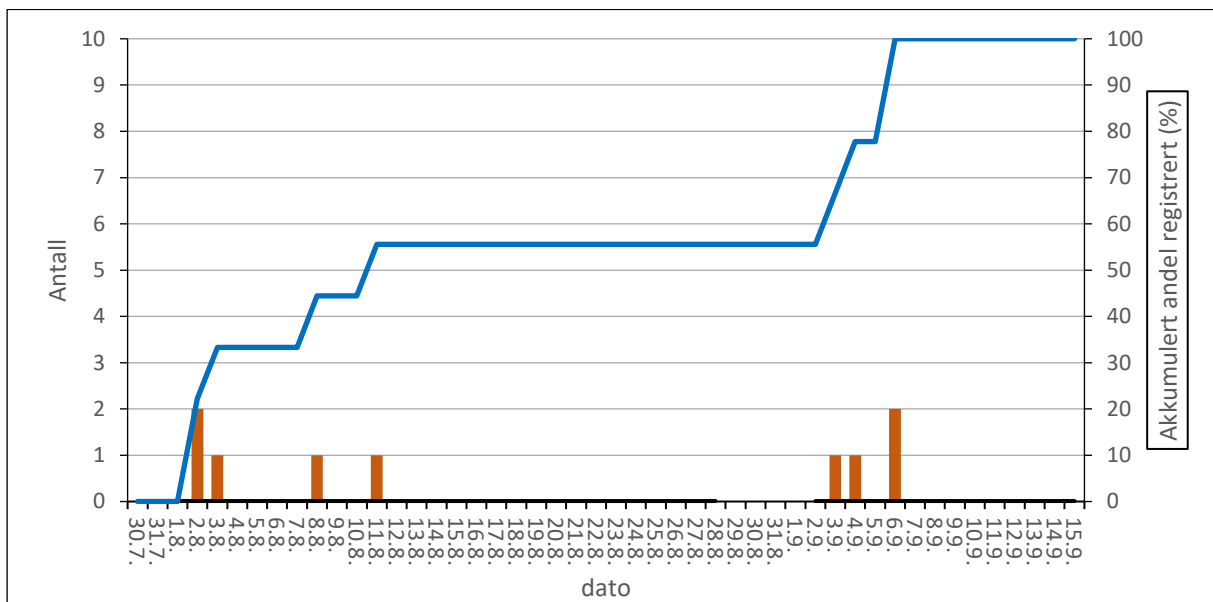
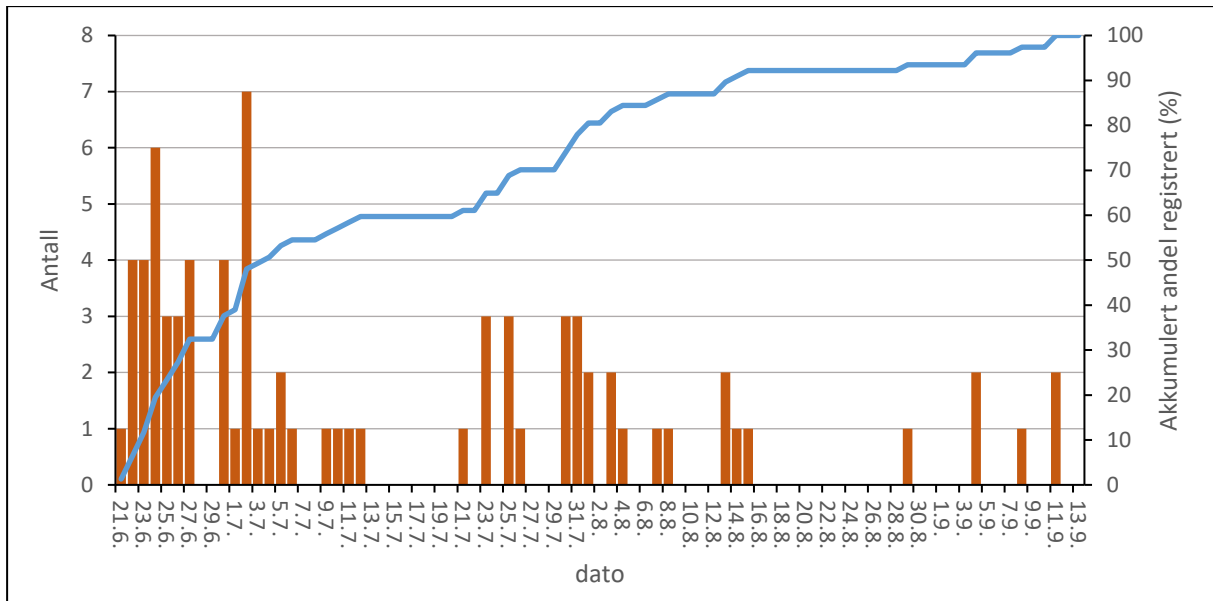
Figur 148. Anslått størrelsesfordeling for sjøaure registrert i videonota i 2016, 2017 og 2018. Tall over søylene viser antall fisk. Vektklasse er estimert fra videoopptak.



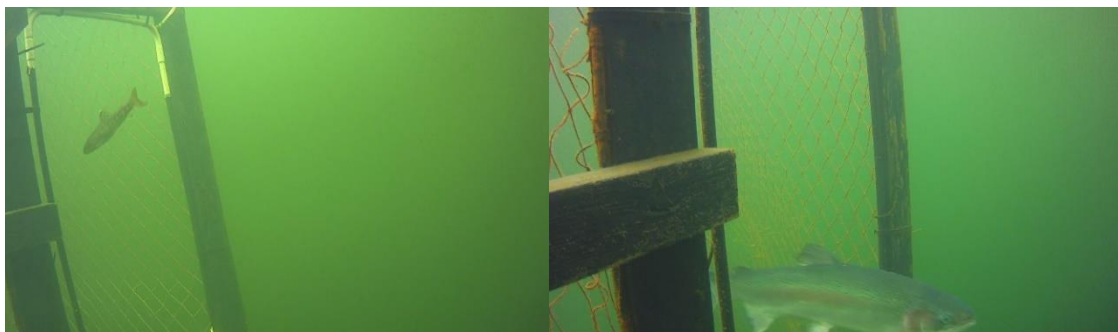
Bilde viser sjøørret estimert til størrelseskategoriene 5-6 kg (øverst) og 1-2 kg (nederst).



Figur 149. Øverste panel viser registreringer av ørret i 2016 da nota var i drift 57 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 76 dager. Nederste panel viser registreringer av ørret i 2017 da nota var i drift i 46 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 71dager.



Figur 150. Øvre panel viser dager med registreringer av ørret i 2018. Grunnet driftsproblemer er det ukjent hvor mange dager kamera var ut av drift i perioden. Nedre panel viser antall dager med registreringer av ørret i 2019 da nota var i drift i 40 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 45 dager.



Resident ørret («Brunørret»)

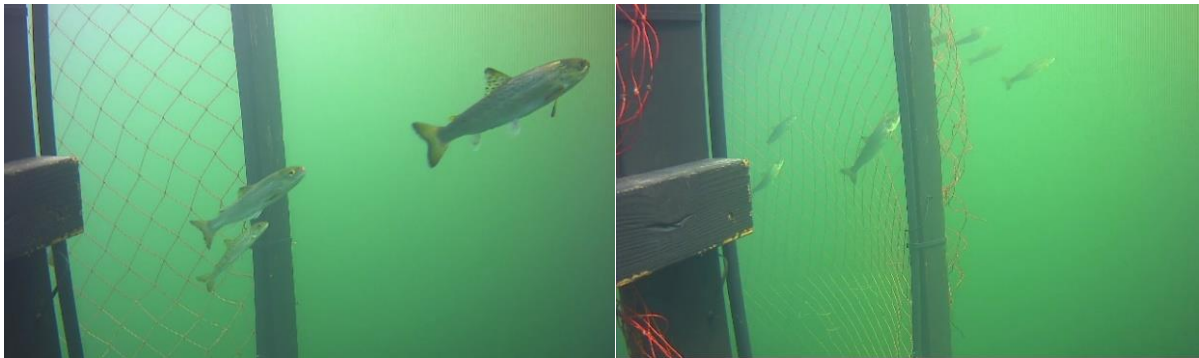
Regnbueørret

Smolt

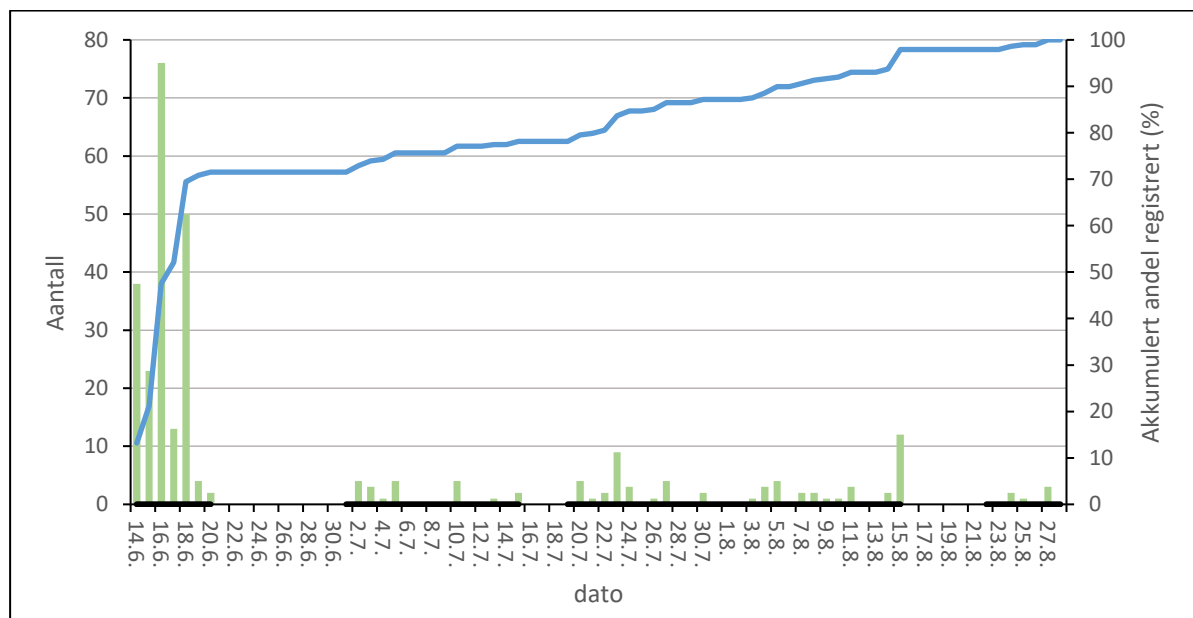
Registrering av smolt ble gjennomført i sesongene 2016 og 2017. I de aller fleste tilfellene svømte smoltene så langt unna kamera at det ikke var mulig å gi en rimelig sikker artsbestemmelse. All smolt er derfor registrert i samme kategori. Den tidsmessige fordelingen av smoltregistreringene viser en tydelig topp ved begynnelsen av prøveperioden i midten av juni med opptil 75 fisk per dag. For resten av prøvetiden ble det bare registrert noen få smolter (

Figur 151 og

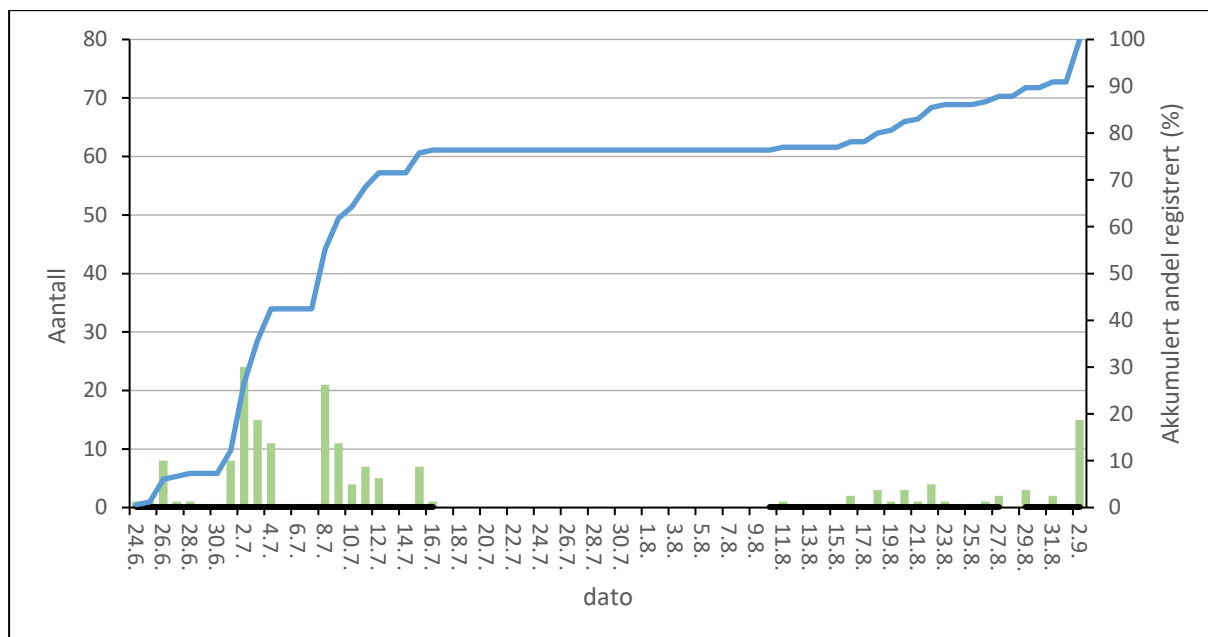
Figur 152). Imidlertid ble kamera satt ut etter hovedutvandringen fra Vossovassdraget som skjer i mai og registreringene gir derfor ikke et bilde av utvandningsforløpet for smolt. Disse registreringene ble derfor gjennomført for å få et inntrykk av om metoden kunne brukes for å identifisere smolt. Imidlertid er det begrenset verdi å registrere smolt når en ikke med sikkerhet kan artsbestemme smolten. Registreringen ble derfor bare gjennomført i 2016 og 2017.



Bildene viser smolt som passerer forbi kameraet.



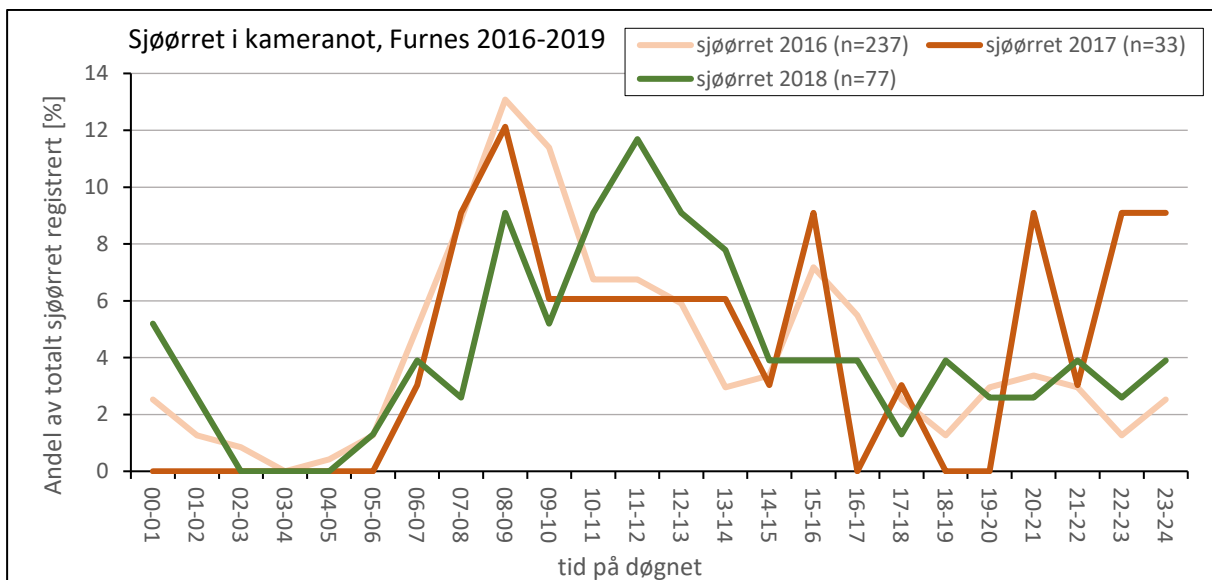
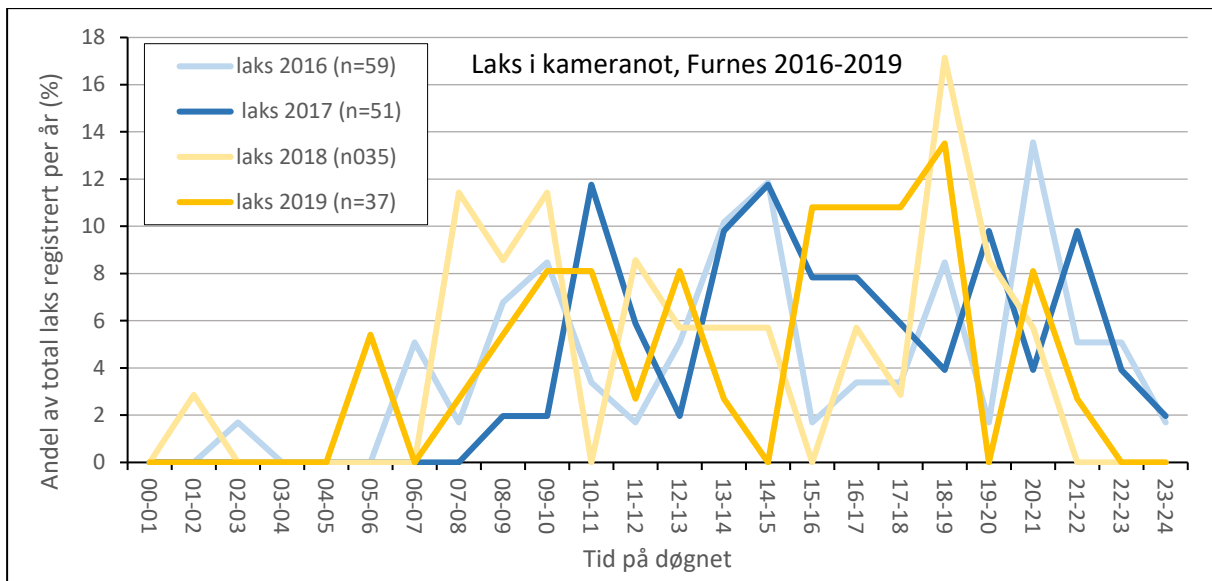
Figur 151. Dager med registreringer av smolt i 2016. Nota var i drift 57 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 76 dager.



Figur 152. Dager med registreringer av smolt i 2017. Nota var i drift i 46 dager (markert med vannrette streker) av den totale perioden på 71dager.

Tid på døgnet

Registrering av laks og sjøaure ble i all hovedsak gjort i timene med dagslys. For laksen var det påfallende få registreringer i den mørke tiden av døgnet dvs. i perioden fra kl 23 til 06. På dagtid var det derimot ganske jevnt med registreringer av laks. Sjøauren synes å følge samme mønster men med høyest aktivitet tidlig på dagen med flest registreringer mellom kl 08 og 09 i både 2016 og 2017, og fra 11-12 i 2018. Det lave antallet registrert om natten skyldes delvis dårlige observasjonsforhold på grunn av mørket, men antall passeringer økte utover morgenen og gjenspeiler troligere et lavere aktivitetsnivå om natten (**Figur 153**).



Figur 153. Antall registreringer av laks (øverst) og sjøørrett (nederst) gjennom døgnet i 2016 - 2019.

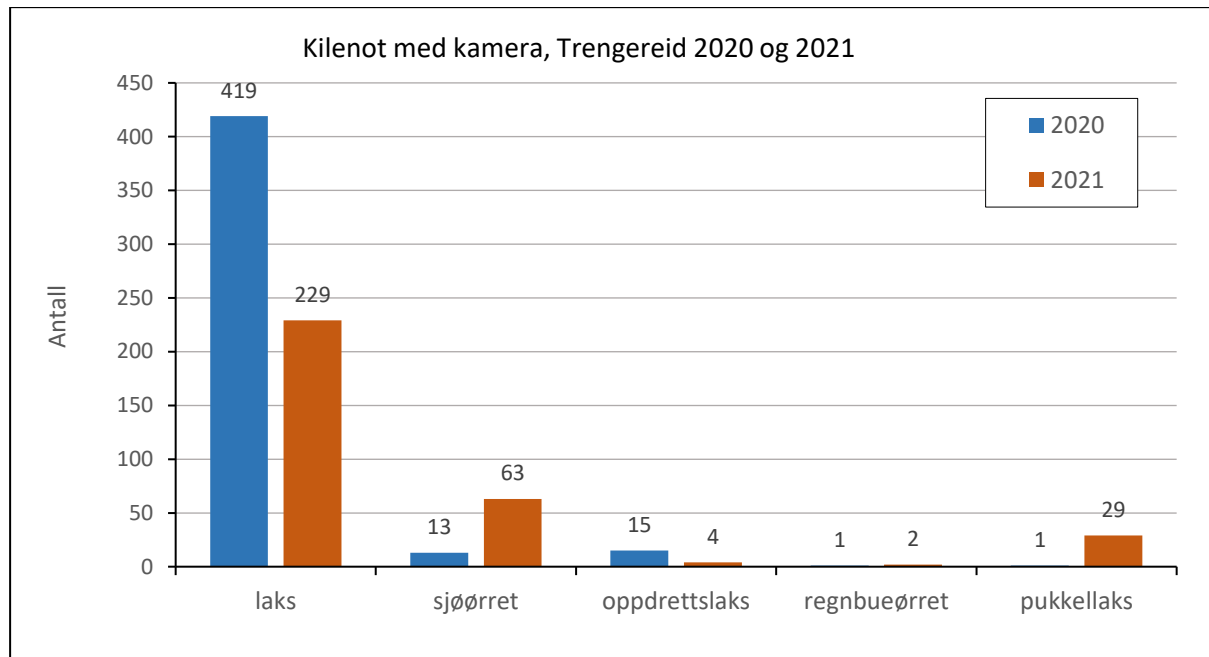
Bruk av videonot ved Trengereid i 2020 og 2021

Basert på erfaringene med videonota ved Furnes ble det i 2020 og i 2021 benyttet kamera i kilenota ved Trengereid. Plassen ved Trengereid ligger lenger ut i fjordene og fisker på flere bestader av laks og er generelt en mye bedre kilenotplass sammenliknet med Furnes som i all hovedsak fanger på laks som skal opp i Vossovassdraget. Sammenliknet med forholdene ved Furnes i Bolstadfjorden er plassen ved Trengereid mer påvirket av sjøvann og dette har også konsekvenser for driften bl.a. ved periodevis høy forekomst av maneter og redusert sikt grunnet groe i sjøen eller blandingslag mellom brakk- og sjøvann. For å få strøm til kameraet var det nødvendig med batteridrift i kombinasjon med solceller plassert i en båt som ble fortøyd til nota.

Rammen som fisken skulle svømme gjennom ble i 2020 lagt til den ene veggen i det siste fangstkammeret i nota. Rammen ble laget i aluminium for innfesting av kamera og med en justerbar åpning hvor fiske skulle svømme gjennom. Ved gjennomføringen var åpningen for fisk ca. 1 m dyp og ca. 0,5 m bred og den ble laget slik at den lå på et vanddyp fra ca. 1 til 2 m dyp. I løpet av sesongen fra 15.06 til 15.08.20 ble det totalt registrert 419 laks gjennom denne rammen. Av disse var 73 %

fettfinneklipt. I tillegg ble der registret 13 sjøørret og 15 oppdrettslaks, dvs. et innslag av rømt oppdrettslaks på 3,5%.

En ulempe med rammeløsningen benyttet i 2020 var at ikke all laksen klarte å finne veien ut gjennom rammen. Totalt måtte 150 laks dvs. 26% tas ut av fangstrommet manuelt ved tørking av nota fordi de ikke hadde svømt ut åpningen. Hovedårsaken til dette er trolig at kilenota er 5 m dyp og at en del av laksen la seg dypt i nota hvor den ble stående inaktiv og at den derfor ikke fant åpningen som lå på ca 1 til 2 m dyp. Dette økte trolig oppholdstiden på laksen i nota og førte som nevnt til at 26 % av laksen ikke fant veien ut, men måtte tas ut manuelt. Ved den manuelle tømningen ble det også tatt ut 37 aure og 14 oppdrettslaks slik at andelen rømt oppdrettslaks i totalmaterialet ble 5 %.



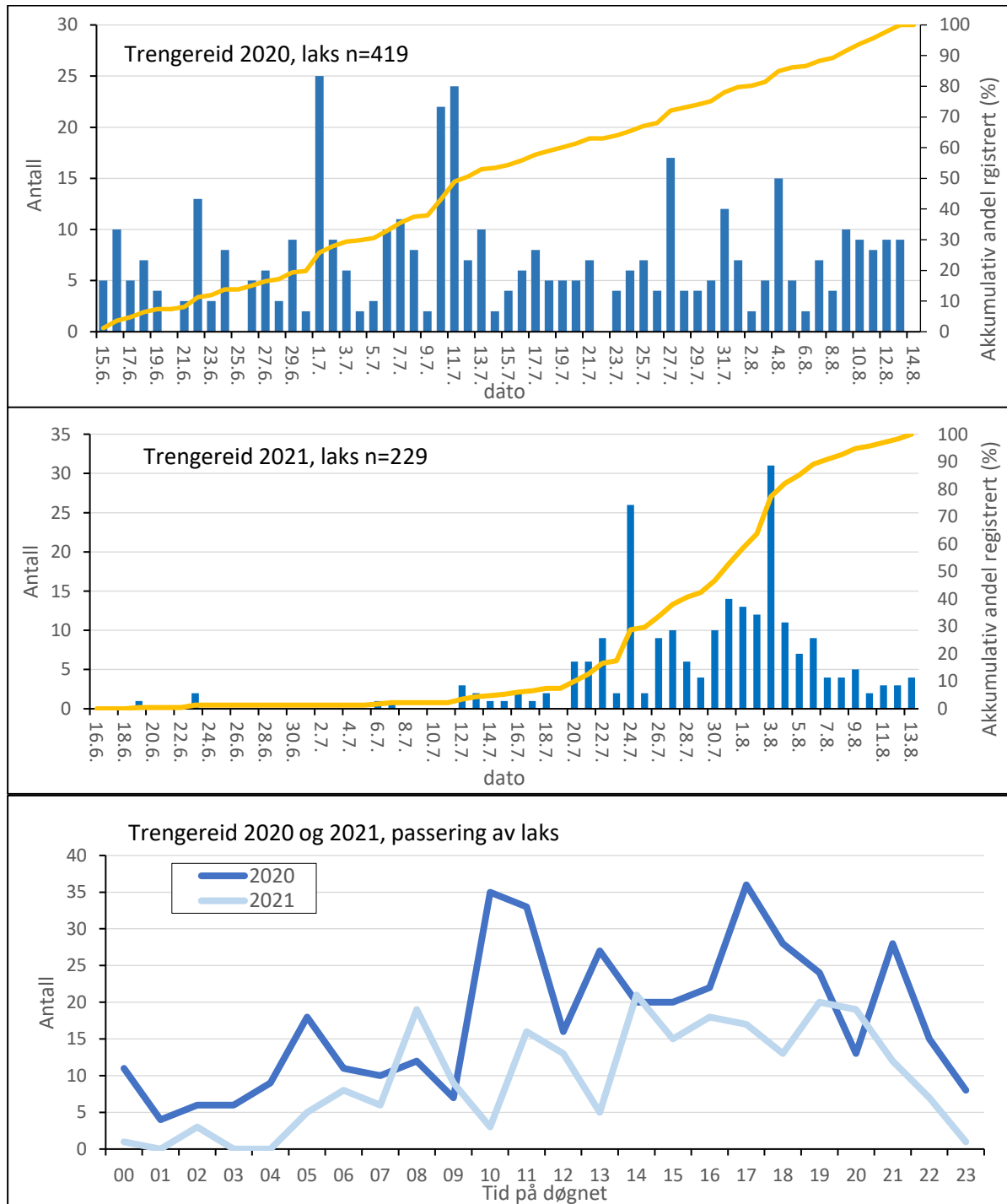
Figur 154. Artsfordeling av fisk som ble registrert i kilenota i Trengereid 2020-2021. Tall over søyler angir totalt antall fisk.

På Trengereid ble det benyttet bildegjenkjenning for å telle hvor mye fisk som passerte gjennom rammen. For at dette systemet skal fungere må kamera registrere hver fisk som passerer, noe som i ettertid er vanskelig å validere. For å teste effektiviteten av kamerasystemet ble det derfor installert en PIT antenne i rammen som registrerer PIT-merket laks som passerte gjennom rammen. Disse PIT-data ble deretter sammenliknet med data registret på kameraet. Det viste seg at av 211 PIT merket laks ble 207 registret på kameraet. Dette gir en deteksjonseffektivitet på 98 % som må sies å være svært god.

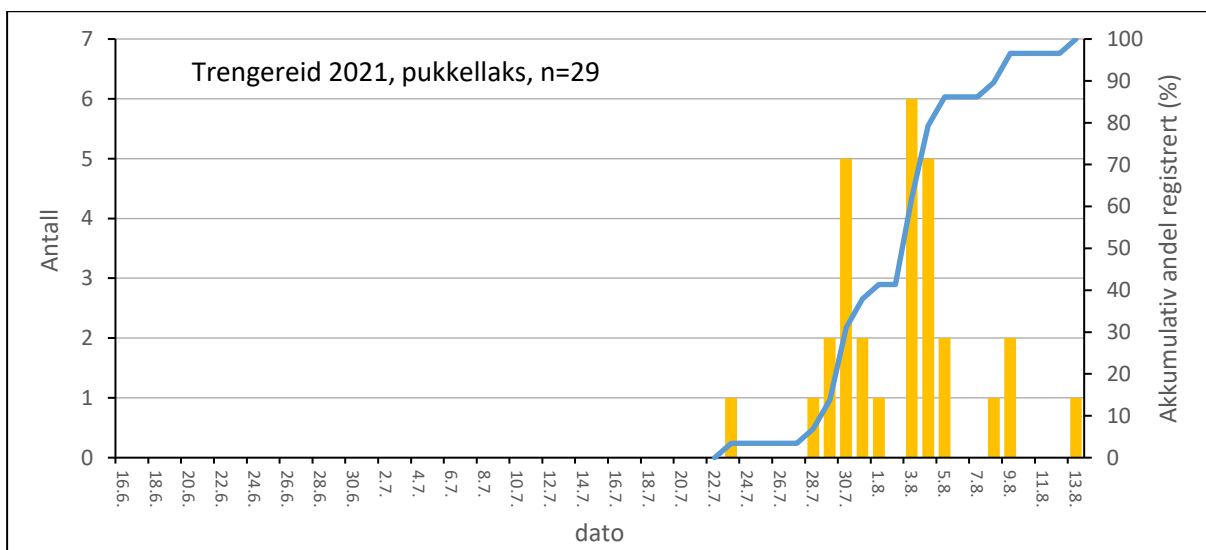
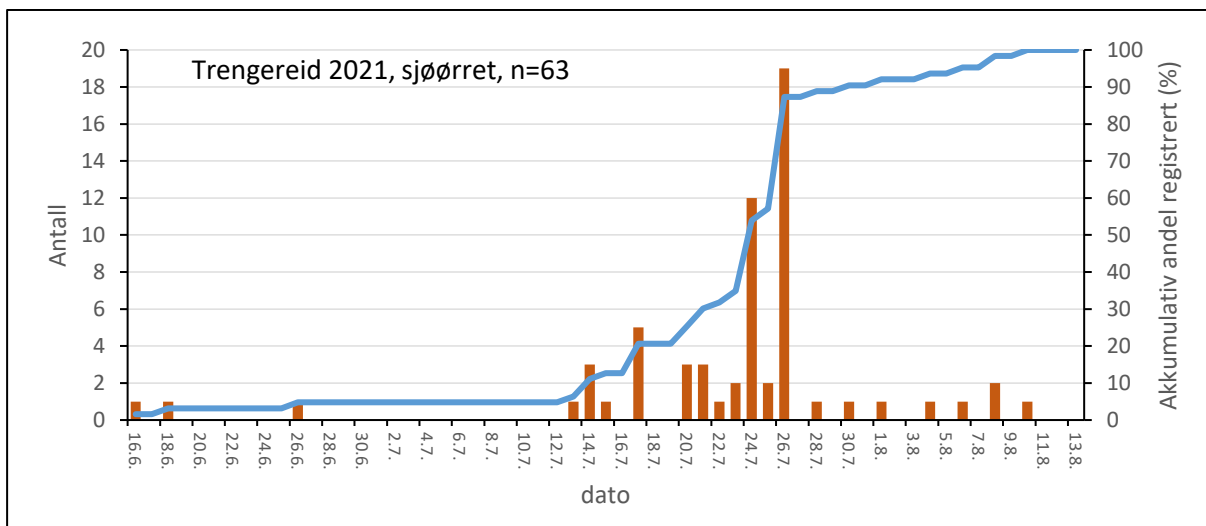
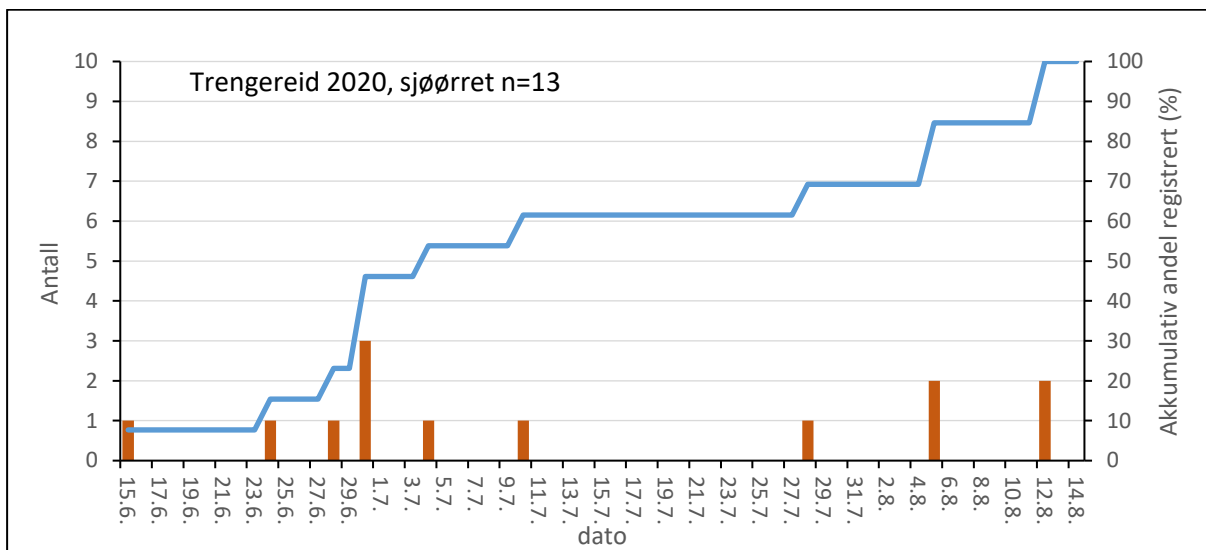
At det i løpet av 2020 sesongen ble stående en del laks i nota som ikke fant veien ut ble vurdert som et relativt stort problem. Før sesongen 2021 ble det derfor besluttet å flytte kamera slik at det filmer på inngangen til storrommet, dvs. til den første kilen i nota og deretter la laksen svømme ut gjennom en større og dypere åpning i fangstrommet. Åpningen i kilen som ble tilpasset for kamera var ca. 3,5 m dyp og 0,4 m bred da pitantenne var i bruk. Denne åpningen var for liten viste deg seg, siden flere laks ville ikke gå inn i nota. Pitantennen ble tatt bort og åpning vart da på 80 cm bredde og dekket et dyp fra ca. 0 til 3,5 m. Dette resulterte i et mer funksjonelt system som førte til at laksen ikke ble stående inaktiv i nota. I løpet av sesongen fra 16.06 til 13.08.21 ble det totalt registrert 231 laks som ble filmet idet de passerte ut gjennom åpningen i kilenota. Av disse var 99 (43%) villaks med fettfinne, 93 (40%) hadde klipt fettfinne og stammet fra utsetting av klekkerismolt, og 39 laks (17%) var det ikke

mulig å se om var fettfinneklipt eller ikke. I tillegg ble der registret 60 sjørøret og 6 oppdrettslaks, dvs. et innslag av rømt oppdrettslaks på 2,6%.

En sammenlikning av fangstene gitt i **Figur 155** viser at laksen ble registrert mye senere i 2021 sesongen sammenliknet med 2020 sesongen, dvs. tidspunkt for når 50 % av laksen var registrert var den 12 juli i 2020 og tilsvarende den 31 juli i 2021. Dette samsvarer også med andre registreringer som viser at laksen kom uvanlig sent inn til fjorden og elvene i Osterfjordssystemet i 2021. Den samme tendensen kan sees for ørret men her var det for få fisk i 2020 til å gjøre noen sammenlikning.



Figur 155. Dager med registreringer av laks i 2020 (øverst) og 2021 (midten). Gul linje viser akkumulert andel laks registrert gjennom sesongen. Nederste panel viser registreringen av laks gjennom døgnet.



Figur 156. Dager med registreringer av ørret i 2020 (øverst) og 2021 (nederst). Blå linje viser akkumulert andel laks registrert gjennom sesongen.

En markert forskjell mellom de to sesongene var at det i 2021 ble registret 29 pukkellaks mens det i sesongen 2020 bare ble registret en pukkellaks. Dette samsvarer med at 2017 var det første året det dukket opp betydelige mengder pukkellaks på Vestlandet. Pukkellaksen har en toårig livsytklus og registreringen på Vestlandet har derfor vist størst forekomst i oddetallsårene 2017, 2019 og 2021. Ved kilenotfiske mot innløpet til Vossovassdraget ble det registrert 17 pukkellaks i 2021 som er det høyeste antallet i tidsserien. Registreringen av 29 pukkellaks i kameranota ved Trengereid viser at denne type redskap kan benyttes til å overvåke forekomst av pukkellaks mellom år og ikke minst når den kommer inn i fjordene. I dette tilfelle ble pukkellaksen registrert på kamera fra 23 juli og 50 % var registrert den 03.08. Denne type informasjon om når pukkellaksen kommer inn i fjordene er nyttig i forhold til forberedelser av uttak av pukkellaks i fjord eller elv.

Konklusjoner angående bruk av videonot

Resultatene og erfaringen fra bruk av kilenot i kombinasjon med kamera viser at denne metodikken ha et stort potensial for registrering av laksefisk på vandring i fjord. Den viktigste fordelene med videonota er at fisken registreres uten at det er nødvendig at den håndteres. En slik type skånsom «non-invasive» registrering påfører fisken minimalt av stress og skade sammenliknet med annen metodikk hvor det er nødvendig med fysisk håndtering av fisken. På den annen side mister en mulighetene til å ta skjellprøve og ta ut rømt fisk slik tilfelle er ved bruk av en vanlig kilenot.

Bruk av bildegjenkjenning ble over tid innført som en standard. Dette sikrer rask behandlingen av data slik at resultatene fortløpende kan oppdateres med en nettbasert løsning som viser passeringer av fisk per dag eller per uke alt etter ønsket oppløsning. Autonom drift løses ved bruk av batteri og solceller eller vindturbin. Egen link med dataoverføring sørger også for mulighet til å observere kamerabilde i sanntid og varsler også om batteri eller kamera trenger vedlikehold f.eks. ved groe på glasset eller lav spenning på batteriet.

Registreringene av laks og sjøørret viser at videonota er egnet for å registrere forekomsten av disse artene gjennom sesongen og mellom år. I tillegg vil den gjøre registreringer av rømt fisk som oppdrettslaks og regnbueørret, og invasive arter som pukkellaks. Den samlede datamengden vil derfor være nyttig både for forvaltning av laks og sjøaure men også for raskt å varsle og vurdere iverksetting av tiltak mot rømt fisk og mot pukkellaks.

Rømt oppdrettslaks med tydelige ytre kjennetegn gjenkjennes, men ikke rømt fisk som utfra visuelle kriterier er mer vanskelig å skille fra villaks. Innslaget av rømt oppdrettslaks vil derfor generelt bli noe underestimert i en slik not.

Erfaringene fra Furnes og Trengereid viser at en modifisert kilenot er et godt utgangspunkt for en videonot men det er avgjørende at åpningen hvor fisken skal passere ut fungerer. Det er nødvendig at fisken raskt oppdager eller ledes ut av åpningen. Erfaringen viser at åpningen bør legges til kilen og ikke til en åpning i veggen på fangstkammeret. Sistnevnte vil kunne føre til at fisken blir stående inaktiv i nota uten å finne veien ut.

I den første fasen av prosjektet ble det påvist klare forbedringspunkt i forhold til driftssikkerhet med tanke på at kamerasystemet må kunne fungere hele sesongen. Systemet som tas i bruk må derfor være så robust at det ikke slås ut av strømbrytning, svake kontaktpunkt eller andre forhold som blir eksponert ved bruk i felten. Dette er over tid tatt opp med ulike produsenter av kamerautstyr og robuste system for feltbruk er nå tilgjengelig. Likevel vil fokus på driftssikkerhet være viktig.

Nota er også godt egnet til å registrere PIT-merket forsøksfisk dersom det monteres inn en PIT-antenne. I tillegg til å registrere gjenfangster av PIT-merket fisk er dette også en god metode for å

evaluere om kameraet registrerer samtlige PIT-merkede fisk som vandrer ut åpningen. Imidlertid har vi ved flere tilfeller erfart at PIT-antennen ikke fungerer i samdrift med kamera. Dette er en utfordring som ofte er stedsspesifikk og avhengig av oppsettet som benyttes. Det er derfor nødvendig å teste utstyret på stedet hvor det skal brukes før en baserer seg på bruk av kombinasjonen kamera og PIT-metodikk.

Det er også viktig å være klar over at ikke alle lokaliteter hvor det tidligere har stått kilenøter er egnet for kamerabruk. Ugunstige forhold for kamerabruk er svært værutsatte steder med store bølger eller vedvarende stor forekomst av lyr eller annen fisk som er inne i nota og blir hengende foran kamera. Sistnevnte utfordring kan muligens løses ved å videreutvikle algoritmer for å skille mellom ulike fiskearter.

13.4 Referanser

Barlaup B.T., Lehmann G.B., Birkeland I., Løyland J., Skår B., Gabrielsen S.-E., Velle G., Espedal E.O., Normann E.S., Skoglund H., Stranzl S., Wiers T. 2015. Rømmingen av regnbueaure fra Angelskår i Sjøfjorden januar 2015. LFI-250.

Barlaup, B.T., S.E. Gabrielsen, J. Løyland, M.L. Schläppy, T. Wiers, K.W.Vollset & U. Pulg. 2013. Trap design for catching fish unharmed and the implications for estimates of sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) on anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Fisheries Research. Vol 139: 43-46.

Forseth, T., P. Fiske, B.T. Barlaup, H. Gjøsæter, K. Hindar & O.H. Diserud. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. Environmental Conservation, available on CJO2013. doi:10.1017/S0376892913000416.

Skoglund, H., Vollset, K.W., Lennox, R., Skaala, Ø. and Barlaup, B.T. (2021), Drift diving: A quick and accurate method for assessment of anadromous salmonid spawning populations. Fish Manag Ecol, 28: 478-485. <https://doi.org/10.1111/fme.12491>

Vollset, K.W., H. Skoglund, B.T. Barlaup, U. Pulg, S.E. Gabrielsen, T. Wiers, B.Skår, & G.B. Lehmann. 2014. Can the river location within a fjord explain the density of Atlantic salmon and sea trout? Marine Biology Research Vol. 10, Iss. 3. Published on line October 2013.

14 Vossoprosjektet som en restaurering av Vossolaksens mange verdier

Av Kristin Hoelting,

Arbeider nå for FNs organisasjon for ernæring og landbruk (FAO), i avdelingen for fiskeri og havbruk, og var tidligere Fulbright stipendiat ved Universitetet i Bergen

Bakgrunn

Denne teksten er basert på et kapittel om Vossolaksens betydning for kultur, livskvalitet og økonomi som var en del av rapporten kalt «Nå eller aldri for Vossolaksen» utgitt i 2008. Forskningsarbeidet ble utført i 2007 og 2008 ved Unifob (nå NORCE) og finansiert av et Fulbright stipend. Det tas forbehold om at noen meninger blant fiskere og grunneiere som deltok i det opprinnelige arbeidet kan ha endret seg siden 2008. I denne teksten har forfatteren lagt til nye tanker, med referanse til den fremvoksende litteraturen om verdimangfold og verdsettelse av økosystemer. Dette inkluderer en introduksjon til Naturpanelets verdi-rammeverk utarbeidet av FN, «naturens bidrag til mennesker» (Chen m.fl. 2019; Diaz m.fl. 2015a, 2015b; Pascual m.fl. 2017), og begrepet «relasjons-orientert verdier» (Chan m.fl. 2016, 2018; Himes og Muraca 2018) som muliggjør en mer fullstendig diskusjon og vektlegging av de varierte bidragene økosystemene gir til menneskers velbefinnende.

Om forfatteren: Kristin Hoelting har sin bakgrunn fra et fiskesamfunn i sørøst Alaska hvor laksefiske fortsatt gir et viktig kulturelt og økonomisk grunnlag for lokalsamfunnet. Hun selv har deltatt i dette laksefiske om sommeren. Hun ble interessert i å studere villaksen i Norge siden slekten har røtter fra Vestland fylke. Hun lærte norsk for å gjennomføre intervjuene for dette prosjektet. Etter at hun gjennomførte arbeidet om Vossolaksen i 2007-2008 har Kristin fullført sin Mastergrad ved University of Washington School of Marine and Environmental Affairs, og sin Doktorgrad ved Colorado State University, Human Dimensions of Natural Resources Department. Hun har arbeidet i ti år som samfunnsforsker ved de amerikanske nasjonale byråene, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service (NOAA NMFS) og United States Geological Survey (USGS). I 2022 begynte hun som konsulent for FNs organisasjon for ernæring og landbruk (FAO), i avdelingen for fiskeri og havbruk.

Kristin vil gjerne ta denne muligheten å si tusen takk en gang til – til alle de som var med i dette forskningsarbeidet. Dette inkluderer veilederen Bjørn T. Barlaup og alle de andre ved Unifob LFI (nå NORCE LFI), alle som stilte opp for intervjuer og spørreundersøkelser, og de som har bidratt med tanker, kommentar, og hjelp med teksten. Og mange takk til Fulbright Foundation for finansiering av prosjektet. Det var en stor opplevelse å være en del av Vossoprosjektet, og å bli kjent med folk involvert i både laksefiske og restaureringstiltak langs Vossovasdraget.

14.1 Laksefiske i Vossovasdraget i et historisk perspektiv

Gjennom historien har den Atlantiske villaksen spilt en viktig rolle for menneskene som bor langs laksens vandringsruter, både som næringsgrunnlag og som en del av kulturen. I Norge utgjorde laksen en næringskilde som var viktig for det opprinnelige bosetningsmønsteret (Berg, s. 13). Laksen er avbildet i helleristninger og er omtalt i både Samisk og Norsk mytologi (NOU 1999). I Vossovasdraget tyder arkeologiske funn fra steinalderboplasser ved Skipshelleren at mennesker har fisket etter Vossolaksen i minste 7000 år (Faltinsen 2018) En overgang fra livsoppholdsfiske til blandet livsopphold-yrkesfiske fant sted i Norge fra slutten av 1700-tallet til midten av 1800-tallet (Eggum 1997). I de siste

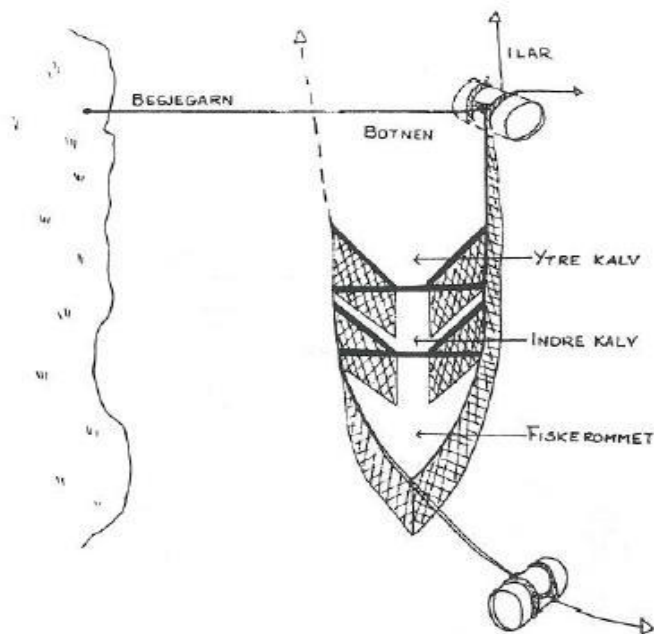
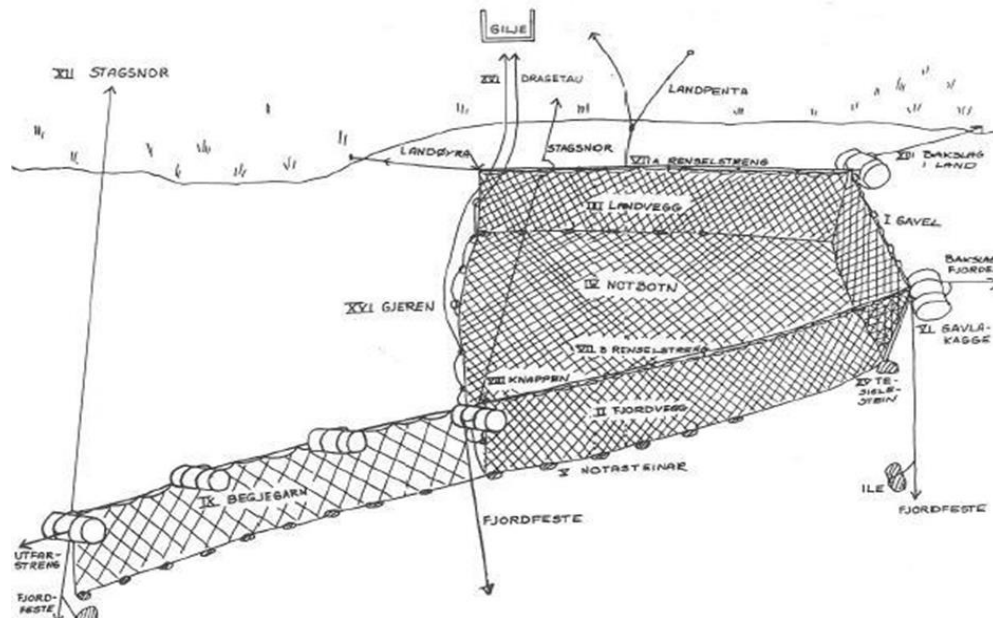
århundrer har en i Norge sett en stadig utvikling av nye fiskemetoder og etableringen av en sportsfiskeindustri med sterke kulturelle røtter og økonomisk verdi.

På slutten av 1700-tallet ble sitjenot teknologi trolig utviklet i fjordene på Vestland. Denne teknologien gjorde det mulig å fange laksen lengre ut fra elvemunningene (Gammersvik 1984; NOU 1999). På 1820-tallet kom kilenoten i større bruk og ga grunnlag for fangst av laks i fjordene og langs kysten (Berg 1986; Gammersvik 1984). Kommersielt fiske etter laks i de indre fjordområdene ble kjennetegnet av en tett konsentrasjon av laksegiljer, og besto av små byggverk langs fjordene og dette førte til en spesielt levende kultur knyttet til dette yrkesfiske (Gammersvik 1984; Hoelting 2008). Tidlige kommersielle fangster av laks ble transportert til Bergen med båt (NOU 1999), og etter at jernbanen mellom Bergen og Oslo ble ferdigstilt tidlig på 1900-tallet ble tilgang til andre markeder utvidet. (Se **Boks 1** for nærmere beskrivelse av disse fiskemetodene.)

Sportfiske etter laks etablerte seg i Norge i begynnelsen 1830-tallet (NOU 1999). På 1800-tallet og tidlig på 1900-tallet var Vossovassdraget en av de mest kjente lakseelvne for sportfiske, og dukker ofte opp i internasjonal sportfiskelitteratur (se f.eks. Berntsen 1990, Bissel 1972, Schwiebert 1984). Det var ikke den store mengden laks som gjorde elven berømt, men den spesielt store størrelsen på fisken. Vossolaksen ble registrert med en gjennomsnittsvekt på 10.9 kg for fiskene fanget i Bolstadelven i perioden fra 1965 til 1991, og den største laksen tatt i fjordene utenfor Vosso hadde en rekordvekt på 36 kg (Barlaup og Skoglund 2008). Sportfisket i Vosso økte raskt og kom til å bli en viktig inntektskilde og grunnlag for kulturell identitet for lokalsamfunnet og spesielt for elveeierne og andre involvert i fiske (Eknæs 1979).

Vossolaksen bidro til en vesentlig del av laksefangstene langs hele innvandringsruten fra kysten inn fjordene, og opp i elven. Men Vossolaksen var viktigst, både økonomisk og kulturelt, for samfunnene i de indre fjordene og langs Vossovassdraget, fordi Vossolaksen her var den dominerende eller eneste laksestammen i fangstene. Ifølge forskningen utført av Ågot Gammersvik utgjorde disse fangstene 58% av inntektsgrunnlaget for fiskerne på Stamnes på begynnelsen av 1950-tallet. I 1970 representerte imidlertid dette laksefisket bare 35% av inntektene (Gammersvik 1984, s. 234), og laksefiske gikk over fra å være primærarbeid til en godt betalt sommerjobb for ungdommen i området (Hoelting 2008). Likedeles var ansettelse som fiskeguide og/eller roer langs elvestrekninger en sommerjobb for ungdom. Flere faktorer bidro til at laksefiske som viktig inntektskilde avtok for folk i de indre fjordstrøkene og langs elven, inkludert økt tilgang til lønnet arbeid i nærliggende tettsteder og byer (Hoelting 2008). Til tross for dette ble laksefiske og kulturen rundt opprettholdt og var høyst levende utover 1970- og 1980-tallet. Men dette tok en brå slutt da Vossolaksen nær forsvant på slutten av 1980-tallet og laksen ble fredet både i fjordene og i elva fra og med 1992 (Barlaup 2008).

Boks 1. Skjematisk tegning av en sitjenot (Øverst). Nota er festet med streng, iler (lodd) og fortøyning til land. Den siden av nota som står nedstrøms er åpen, med avstengningsystemet forbundet opp til gilja. Når fiskerne vil at nota skal stenges trykker han på et håndtak som fører til at et steinlodd faller ned og samtidig drar opp nota. (Gjengitt fra Gammersvik 1984, s. 75). Kilenot (nederst) ble utviklet på 1820-tallet basert på eldre fiskemetoder (Berg 1986, s. 13, NOU, s. 49). Laksen følger et ledegarn og blir lurt inn gjennom noen åpninger (kalver) til et indre rom hvor den ikke kan finne veien ut (Gjengitt fra Gammersvik 1984, s. 64).



14.2 Vossolaksens mange verdier

Siden bestanden av Vossolaks kollapset på slutten 1980-tallet har det økonomiske tapet vært stort. Men for både sjølaksefiske og sportfiske har verditapet omfattet mye mer enn tapte inntekt. Det inkluderer også eksistensverdien: den nytten som mennesker – både lokalt, nasjonalt og internasjonalt – har av å vite at Vossolaksen eksisterer. Tapet omfattet også de sosiale og kulturelle bidragene til menneskene som gjennom generasjoner har levd et liv sammenvevd med Vossolaksen.

De som bor langs Vossvassdraget og i de indre fjordene beskriver at Vossolaksen bidro til blant annet sosial samhørighet, vedlikehold av lokal økologisk kunnskap, inspirasjon, stedsidentitet, og kulturell identitet (Hoelting 2008). Forskere har understreket at slike sosio-kulturelle fordeler overskrider de klassiske instrumentelle forståelsene av verdi, i den forstand at de ikke er substituerbare, dvs. de kan ikke byttes med andre verdier. Sosio-kulturelle fordeler oppstår ofte i sammenheng med ikke-instrumentelle forhold mellom mennesker og økosystemer, f.eks. identitets-, omsorgs-, eller forpliktelsesbasert forhold til naturen (Chan m.fl. 2016; Himes og Muraca 2018). Av den grunn er mange sosio-kulturelle fordeler i økende grad knyttet til begrepet «relasjonelle verdier» (Gould m.fl. 2019; Hoelting m.fl. 2022, se også **Boks 2**). Dette relasjonelle verdibegrepet er nå innarbeidet i et nytt verdi-rammeverk lansert av FNs Naturepanel. Rammeverket, som kalles for «naturens bidrag til mennesker,» tar hensyn til de mange ulike verdiene av økosystemer og strekker seg derfor utover det mer tradisjonelle instrumentelle verdiaspektet (Díaz m.fl. 2015a, 2015b; Pascual m.fl. 2017).

Boks 2.

Mangfoldige verdier oppstår i forholdet mellom menneske og natur (Basert på Hoelting m.fl. 2022)

Verdimangfold/verdipluralisme: Refererer til vurdering av mangfoldet av verdier som kan knyttes til naturens bidrag til mennesker.

Verdiaspekter: For å oppnå verdimangfold/verdipluralisme må vi ivareta ikke bare instrumentelle verdiaspekter, dvs. verdi konseptualisert som substituerbar, orientert mot å maksimere menneskelig nytte, og oppstår i sammenheng med bruksbasert forhold til naturen. En må også ta hensyn til relasjonelle verdiaspekter, dvs. verdi konseptualisert som ikke-substituerbar, og oppstår i sammenheng med varierte ikke-instrumentelle forhold mellom mennesker og natur, f.eks. identitets-, omsorgs-, eller forpliktelsesbasert forhold til naturen. I tillegg må en også ta hensyn til egenverdiaspekter dvs. at økosystemer, eller komponenter av økosystemer, forstås å ha egenverdi, uavhengig av menneskelig bruk eller annen nytte.

Antroposentriske verdier: Fokus på verdier som oppleves og mottas av mennesker, dvs. at det legges vekt på å oppnå menneskelige fordeler i motsetning til fordeler økosystemet som helhet. Antroposentriske verdier inkluderer både de instrumentelle og relasjonelle verdiaspekter

Intervjuene og spørreundersøkelsen gjennomført i 2007 og 2008 med fiskere og grunneiere langs hele vandringsruten reflekterte mange ulike verdibegrep (Hoelting 2008; Hoelting m.fl. 2022). Disse inkluderer både Vossolaksens instrumentelle og relasjonelle bidrag til menneskers velbefinnende (antroposentriske verdier se **Boks 2**), og Vossolaksens egenverdi. **Figur 157**, basert på Chen m.fl. (2019) og Pascual m.fl. (2019), viser hvordan det nye rammeverket er relatert til andre verdi-rammeverk, slikt som økosystemtjenester og livskvalitet. Eksempler på verdier knyttet til Vossolaksen – og verdsatte forhold mellom mennesker og Vossolaksen – er gitt i kolonnen lengst til høyre.

VERDIFOKUS	VERDI TYPER	EKSEMPLER SPESIFIKT FOR VOSSOLAKSEN
NATUR ØKOSYSTEMTJENESTER NATURENS BIDRAG TIL MENNESKET LIVSKVALITET	Ikke antroposentriske verdier (egenverdi)	Unik, stor laksestamme Viktig for biologisk mangfold Verneansvar
	Antroposentriske verdier:	Mat og fôr Grunnlag for bosetning
	Instrumentelle	Økonomisk betydning for lokalsamfunn Viktig for turisme og ringverknader Genetisk grunnlag for oppdrettslinja Mowi
	Relasjonsorienterte	Inspirasjon, naturopplevelse Kulturell identitet, stedsidentitet Sosial samhörighet Vedlikehold av lokal økologisk kunnskap

Figur 157. Naturpanelts rammeverk, basert på Chen et al (2019) og Pascal m.fl. (2017), med eksempler på Vossolaksens mangfoldige verdier. Disse eksemplene ble uttalt av fiskere og grunneiere som bor langs Vossovassdraget og deltok i intervju eller/og spørreundersøkelser som en del av forskningen rapportert i Hoelting (2008). Hver fordel kan ha flere verdiaspekter og de er derfor satt opp i et spekter i kolonnen til høyre.

Personlige opplevelser av de tapte verdiene og ansvaret for forvaltning av laksen har motivert mange til å engasjere seg i restaureringstiltakene for å få Vossolaksen tilbake. Innsats for å reetablere laksestammen har både blitt aktivert og forsterket av de relasjonelle verdiene Vossolaksen har hatt og har for lokalsamfunnene. På denne måten er Vossoprojektet et eksempel på et restaureringsarbeid som i stor grad både involverer natur og kultur, og hvor økologiske og sosiokulturelle komponenter er interaktive og sammenhengende, og hvor målet er å bevare både biologisk og kulturelt mangfold (Dyrset m.fl. 2021; Gavin m.fl. 2015; Lyver m.fl. 2015). Arbeidet med restaureringen av Vossolaksen de siste tiårene har gitt deler av lokalbefolkningen en viktig mulighet til å opprettholde lokal økologisk kunnskap og kulturell identitet knyttet til laksen (Hoelting 2008). Selv om det ikke blir en tilbakevending til tidligere tiders kommersielle fiske, gir likevel restaureringsarbeidet potensialet for en ny reiselivs- og rekreasjonsøkonomi, og muligheten for yngre generasjoner å bli kjent med denne fisken som en del av hvem de er i dag, samt en del av deres historie.

For alle som historisk sett hadde et levesett basert på inngående kunnskap og samhandling med Vossolaksen, og for alle rundt om i verden som drar nytte av kunnskapen om at Vossolaksen eksisterer, er fraværet av denne ikoniske ville bestanden et tap for både natur- og kulturarven. I dagens situasjon, når det fortsatt er usikkerhet om fremtiden, er det spesielt viktig å ha kunnskap om og anerkjenne de sosio-kulturelle fordeler som laksestammen tilbyr. Denne kunnskapen om de ikke-instrumentelle, relasjonsorienterte verdiene er viktig å legge til de økonomiske argumentene for å opprettholde restaureringsprosessen.

14.3 Referanser

- Barlaup, B.T. & H. Skoglund. 2004. Vossolaksen – Særtrekk og bestandsutvikling. I: Barlaup B.T. (red.) Vossolaksen – bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004 –7.
- Berg, Magnus. Det norske lakse- og innlandsfiskets historie: Fiskeetaten 1855-1986. Universitetsforlaget AS, 1986.
- Berntsen, Bredo. De dansende fluer: Fra sportsfiskets pionertid i Norge. Redaktør: Finn Parr Nyquist. Grøndahl & Søn Forlag, Oslo 1990.
- Bissell, Alfred E. and Charles Lee Reese, Jr. Further Notes on the Pursuit of Salar. Anthoensen Press, Maine, 1972.
- Chan, K.M.A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G.W., Martín- López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., Turner, N., 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 1462-1465.
- Chen, W., Barton, D.N., Magnussen, K., Navrud, S., Grimsrud, K., Garnåsjordet, P.A., Engelién, E., Syverhuset, A.O., Bekkby, T., Rinde, E. 2019. Verdier i Oslofjorden: Økonomiske verdier tilknyttet økosystemstjenester fra fjorden og strandsonen. NIVA Rapport L.Nr. 7420-2019.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., m.fl., 2015a. The IPBES conceptual framework: Connecting nature and people. *Curr. Opin. Env. Sust.* 14, 1-16.
- Díaz, S., Demissew, S., Joly, C., Lonsdale, W.M., Larigauderie, A., 2015b. A Rosetta Stone for nature's benefits to people. *PLoS Biol.* 13, e1002040.
- Direktorat for Naturforvaltning. Vossolaksen – bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. Utredning 2004-7.
- Dyrset, G., Margaryan, L, Stensland, S. 2021. Local knowledge, social identity and conflicts around traditional marine salmon fisheries – A case from Mid-Norway. *Fish. Manag. Ecol.* 2021:00, 1–12. DOI: 10.1111/fme.12522.
- Eggum, Terje. Laks i sikte. Om laksen i Sognefjorden og tilliggende elvar og om Sogn laksestyre gjennom 100 år. Skald AS, 1997.
- Eknæs, Åsmund. Innlandsfiske. Det Norske Samlaget. Oslo, 1979.
- Faltinson, T. 2018. Skipshelleren: En analyse av fiskebein i de mesolittiske lagene. Masteroppgaven i arkeologi. Universitetet i Bergen, Institutt for arkeologi, historie, kultur- og religionsvitenskap.
- Gammersvik, Ågot. Laksefiskarane: Teknologisk og økonomisk tilpassing på Stamnes i Nordhordland, 1870-1980. Magistergradsavhandling i etnologi. Universitetet i Oslo, 1984.
- Gavin, M.C., McCarter, J., Mead, A., Berkes, F., Stepp, J.R., Peterson, D., Tang, R. 2015. Defining biocultural approaches to conservation. *Trends Ecol. Evol.* 30, 140-145.

Gould, R.K., Morse, J.W., Adams, A.B., 2019. Cultural ecosystem services and decision-making: how researchers describe the applications of their work. *People Nat.* 1, 457–475.

Himes, A., Muraca, B., 2018. Relational values: the key to pluralistic valuation of ecosystem services. *Curr. Opin. Env. Sust.* 35, 1-7.

Hoelting, K. 2008. Vossolaksens betydning for kultur, livskvalitet og økonomi i fortid, nåtid og framtid. I: Barlaup B.T. (red.) Nå eller aldri for Vossolaksen – anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer. DN-utredning 2008–9.

Hoelting, K.R., Martinez, D.E., Schuster, R.M., Gavin, M.C., 2022. (In Review). Advancing Knowledge Pluralism and Cultural Benefits in Ecosystem Services Theory and Application.

Lyver, P.O'B., Wilmshurt, J.M., Wood, J.R., Jones, C.J., Fromont, M., Bellingham, P.J., Stone, C., Sheehan, M., Moller, H. 2015. Looking Back for the Future: Local Knowledge and Palaeoecology Inform Biocultural Restoration of Coastal Ecosystems in New Zealand. *Human Ecol.* 43, 681-695.

NOU - Norges offentlige utredninger. Til laks åt alle kan ingen gjera? 1999:9

Pascual, U., Balvanera, P, Díaz, S. Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., ... Yagi, N., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 26, 7.

Schwiebert, Ernest. Remembrances of Rivers Past. Creative Arts Books Company, San Francisco. 1984.

Skorve, Ole Kristian, Kjell Skjærven, Lars Birkeland, Kjell Andresen, og Arild Skorve. Notat om Skadeverknader Frå Flaumsenkinga av Vangsvatnet. Publisert privat, 1996.

Ullaland, G.A., Hausken, J., Døskeland I. & H.M. Moxnes. 2004. Ferdigstilling av ordning med nasjonale laksevassdrag og laksefjorder - fråsegn. Hordaland Fylkeskommune. Strategi- og utviklingsavdelinga.

15 Klekkeridrift og kultivering med døme frå Voss klekkeri

Av Geir Ove Henden, Voss Klekkeri

Voss klekkeri kom på plass i 1989, Direktoratet for naturforvaltning tok vare på Vossolaksen i levande genbank. Det har vore stor innsats med stamfiske og kultivering på Voss, etter løyve frå fylkesmannens miljøvern avdeling i Hordaland. Desse tiltaka har betydd at Vossolaksen kan bergast for framtida. Frå 2021 vart yngel og smolt utsetting avslutta og Voss klekkeri vart redusert til ei 50% stilling. Den viktigste arbeidsoppgåva vi har no er å fornye genbank materiale av Vossolaks. Innsamling til levande genbank starta opp att hausten 2020. Veterinær instituttet utfører stamfisk kontroll og sett opp kryssingsliste før stryking. Og Voss klekkeri fungerer no som karantene klekkeri, frå stamfiske om hausten og til vi leverer augerogn til genbanken våren etterpå. Rogn som genbanken ikkje treng, har dei siste 2åra blitt planta i Raundalselva over den nye kraftstasjonen og laksetrappa i Palmafossen. Ei anna viktig oppgåva i samband med stamfiske er å ta ut oppdretts laks frå gytebestanden. Det er stor dugnadsinnsats særlig frå Voss jeger og fiskarlag på stamfiske og med vakter på klekkeriet enno. Andre oppgåver vi utfører er el-fiske og innsamling av villsmolt til ulike merkeforsøk i samarbeid med ulike forskingsprosjekt. Voss klekkeri har og ansvar for innsamling av vannprøver i samarbeid med forvaltninga.

15.1 Drifta ved Voss klekkeri

Her gis en beskrivelse av drifta slik den var fram til 2020 som var det siste året med smoltproduksjon. Voss klekkeri kom i drift frå hausten 1989. Voss klekkeri er eigd av ein stifting som er samansett av grunneigarar, Voss jeger og fiskarlag (VJF), Evanger sportsfiskarlag (ES), Voss kommune og Bergenshalvøens kraftselskap (BKK). Klekkeriet er drive av 2 tilsette i heile stillingar. Det vert og utført mykje dugnadsarbeid. VJF har alle helgevakter med røktning. Dei deltek og på stamfiske og ved utsetting av settefisk saman med grunneigarar og ES. Dette dugnadsarbeidet utgjør om lag eit årsverk. Voss klekkeri har alarmsystem og vakt heile døgnet.

Kapasitet ved klekkeriet er 800 000 rogn, 400 000 kan vi startføre til settefisk, og 40 000 kan vi produsere til 1års smolt. Vi produserer og litt fjellaure for utsetting og til utsettingspålegg i kraft reguleringsmagasin. Klekkeridrift og kultivering av vossolaks er i hovudsak basert på tilbakeført genbankrogn. Voss klekkeri tek imot augerogn frå levande genbank som vi nyttar til rognplanting, produksjon av settefisk og 1års smolt. Stamlaksen frå vassdraget som vi brukar i produksjonen no, er gjenfangstar av kultivert laks.

Kultivering og produksjon av settefisk blir ofte framstilt som feil tiltak og lite ynskeleg, og at laks og aure klarar å formeire seg godt nok på eiga hand. Dette er det beste, og ikkje vanskeleg å vere einig i. Men når det er mange menneskeskapte truslar og laksebestandar blir så redusert som vossolaksen har blitt, må bestanden ha hjelp, og då er det viktig at kultiveringsarbeidet vert utført på ein god måte. Voss klekkeri skal produsere villaks og vera med å ta vare på ein unik laksebestand. Vi må derfor finne kultiveringsmetodar som hjelper laksen til å klare seg best mulig når den vert sett ut i elva.



Startfora yngel klar til utsetjing



Augerogn planta direkte i elva.

Myndighetene må ordne opp i trugsmåla som gjer at vi må drive med kultivering. Min påstand er at kultiveringa som er gjort for vossolaksen er godt utført, og nødvendig. Feilen er at vi må kultivere for å redde vossolaksen. Eg har vore dagleg leiar ved Voss klekkeri sidan 1990, og meiner eg har god kjennskap til kultivering og situasjonen for vossolaksen. Eg vil her skrive om arbeidet som Voss klekkeri utfører i samband med redningsaksjonen for vossolaksen, og dei ulike arbeidsoppgåvene gjennom eit år.

Starten på året er den rolegaste arbeidsperioden med laksen i klekkeriet. Arbeidet med rogn er i hovudsak å plukke vekk død rogn etter kvart som dei viser seg. Viss ikkje vil det kome sopp på dei døde eggja, og dette smittar levande rogn. Om vinteren har vi kaldt elvevatn til rogn og parr som skal bli smolt til våren. Når rogn er halvegs utvikla mot klekking, vert den augerogn. På dette stadiet sjokkar

vi rogn. Det vil sei at vi slår eit rognparti frå ei bømte vatn til ei anna. Dette fører til at ubefrukta rogn får eit slag som gjer at dei dør og blir kvite, og dermed kan plukkast vekk. Når rogn er 70 % utvikla mot klekking, kan den gruppemerkast. Vi badebehandlar då rogn i eit fargebad med alizarin. Rogn som skal plantast merker vi ein gang og rogn som skal bli settefisk fargemerkar vi to gongar. Dette stoffet festar seg til otolitten og kan finnast att som ein raud ring eller to på otolitten på seinare livstadiar til laksen. All rogn vi får frå genbanken er merka ein gong på denne måten. Denne merkemetoden gjer det mulig å evaluere ulike utsettings strategiar. I mars og april er tida for rognplanting. Rognplanting er den kultiveringsmetoden som påverkar laksen i minst grad. For å oppnå gode resultat er det viktig med god spreining, og nytte plassar med lite naturleg gyting. Rognplantinga kan utførast på ulike måtar. Dersom elvebotn har mykje stein med rett storleik kan ein grave groper og plante rogn igjennom eit rør og direkte i elva, og dekke til rogn med stein slik som laksane gjer etter gyting. Metoden vi nyttar mest er å plante rogn i vibert boksar. Med denne metoden er det mulig å sjå om klekkinga i boksen har vore vellukka når ein hentar boksane seinare på sommaren. Ca. 1300 rognkorn vert lagt i kvar vibert boks. Desse boksane må vi finne eigna plassar til, med sikker vassføring. Det er og viktig at vi unngår å plante på plassar som kan medføre tiltetting med silt i rognboksane. Augerogn som skal plantast ut i elva må og vere i rute. Dette sikrar rett tidsrom for klekking, og at yngelen kjem opp av elvegrusen når elvetemperaturen stig og næringsproduksjon blomstrar.

Voss klekkeri har produsert smolt frå år 2000. Det vart starta fordi forvaltninga ville gjennomføre meir forskning omkring trugselfaktorane som vossolaksen slit med. Smolten produserer vi difor i nært samarbeid med forskinga som føregår i regi av NORCE. Om vinteren individmerker vi all smolten med snotemerke (Coded wire tag). Smolten er og feittfinneklypt. Med denne merkemetoden kan vi lage grupper som inngår i ulike forskings arbeid. Forskingsarbeidet er bl.a. publisert i «DN-utredning 1-2013 Redningsaksjonen for Vossolaksen».

Før smolten vert sett ut i siste halvdel av mai, blir den kontrollert for produksjonsskadar, og om den er tilstrekkeleg smoltifisert til ein ny verden i havet. Vanleg smoltalder i Vossovasstraget er 2 og 3 år. Lysstyring om vinteren med naturleg daglengde er viktig for å få smolt til rett tid. Det har vist seg usikkert å produsere ettårssmolt med naturlege vass temperatur. Frå 2007 har vi hatt høve til å nytte oppvarma vatn om våren i samband med smoltproduksjonen. Dette har vore nødvendig for å være sikker på å få fram ein god smolt.

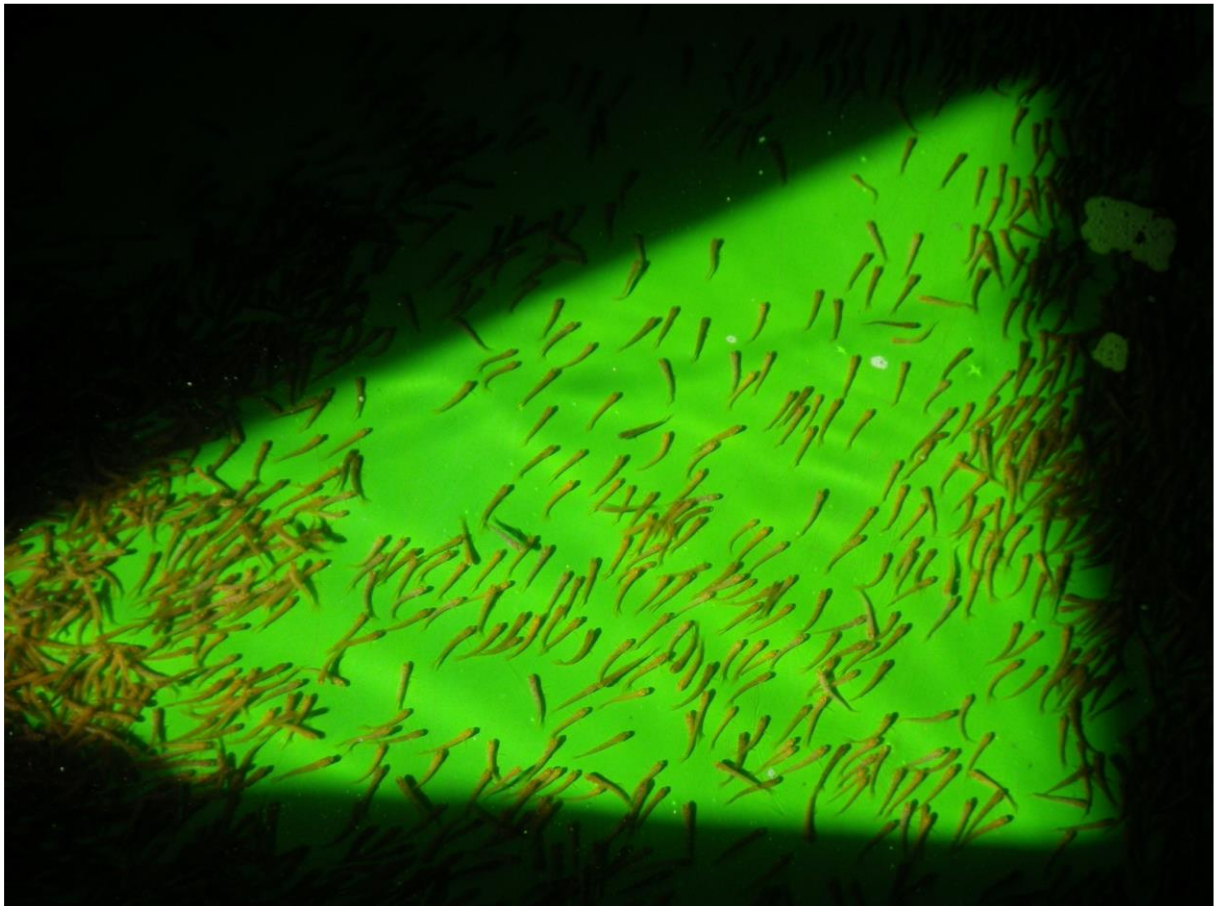
Rogn som skal nyttast til settefiskproduksjon klekker omkring månadsskifte mars-april. Når rogn klekker ved låge temperaturar, tek det gjerne over ei veke før eit parti er ferdig klekt. Når klekking står på, er det viktig å reinske vekk døde og rognskal for å unngå tiltetting og dårleg vassutskifting i klekkebakkar. Har ein god kontroll på dette går det greitt. Etter at yngelen er ute av rogn må den ha eit eigna substrat i klekkebakken og høveleg vassutskifting. Dette vil sei at yngelen skal ligge stødig, slik at dei kan finne roen og nytte plommesekken maksimalt til vekst. 250 døgngader (siste halvdel av mai) etter klekking er det meste av plommesekken brukt opp. Då vert yngelen meir aktiv, og startar å leite etter mat. Det er no vi flyttar yngelen til startfôringskar. Det varierer nokon dagar når dei enkelte er klar til å starte fôropptaket. Dei fyrste dagane etter at yngelen er sett til startfôring er det lurt å legge nokon biomatter i botn av karet så yngelen kan finne skjul. Med matter i karet kan ein og styre yngelen vekk frå avløpsrist, og unngår då at det vert tilstopping av avløpsvatn.

Siste halvdel av mai er og tid for smoltutsetting. I ein femårsperiode fram til 2013 produserte vi over 600 000 smolt til forskning, og som tiltak i samarbeid med Vossolaugget. Denne smoltproduksjonen var basert på genbankrogn som vart startfora på Voss klekkeri. Når settefisken var 5 gram i august vart den transportert til merdanlegg i Evangervatnet. Våren etter var dei fleste god smolt. Dei som ikkje nådde smoltstadiet vart utsortert og sett ut i Vangsvatnet og Evangervatnet. Denne smoltproduksjonen har vore det viktigaste bidraget for å nå gytebestandsmålet. Vossolaugget som stort sett er samanslutning av oppdrettsnæringar, hadde ideen til dette og har mellom anna stått for

Økonomien i smoltproduksjonen i Evangervatnet. Voss klekkeri har utført dei praktiske arbeidsoppgåvene. Dette store tiltaket var frå starten av planlagt avslutta i 2013.

Dei ulike smoltgruppene vert køyrt med bil til Bolstadøyri og flytt over i ein perforert slepetank. Denne tanken vert deretter lagt i elvemunningen i 12 timar for preging av smolten, før slepet ut fjorden startar. Det er dei gruppene som har blitt behandla mot lakselus og blitt slept lengst til Manger, som generelt har gitt best gjenfangst i fjord og elv. Det har og blitt sett ut smolt i utløpet av Evangervatnet, men dette gir nesten ingen gjenfanstar sjølv om smolten har blitt behandla med Slice mot lakselus

Utover i juni er det startfôring som er det viktigaste arbeidet. Høveleg vassstemperatur den fyrste tida er 10 - 12 grader i vatnet. Vasstraumen i karet må vere rett innstilt, slik at yngelen kan fange fôrpartiklar som kjem med straumen. Vasstraumen er og viktig for sjølvreinsing og reinhold i karet. Rett fôring er viktig for eit godt resultat. Vi nyttar fôrautomatar som fôrar heile døgn. I tillegg handforar vi for å kontrollera appetitten til yngelen. Yngelen veks fort i starten og fôrmengdene må aukast i takt med vekstauke og temperatur. Etter ein månad med fôring har lakseyngelen blitt om lag 0,5 gram. Dette er 3 gangar større enn då fôringa starta.



Startfôring av lakseyngel.

Når yngelen er blitt 0,5 gram eller 3-4 cm kring 20. juni, er det på tide å starte med utsetting av startfôra yngel. Vi har sett ut mykje yngel på denne storleiken på strekningar over lakseførande deler av vassdraget. Dette har gitt godt tilslag, og har vore viktig for å auke smoltmengdene i Vossovassdraget.

Vi transporterer yngelen frå klekkeriet til utsettingsområde i plastsekker fylt med 1/3 vatn, 1 kg yngel og 2/3 rein oksygen. Då klarar yngelen seg fint i 3-4 timar viss vi klarar og holde vassstemperaturen i sekken nede. Når vi er framme med elva vi skal sette ut i, opnar vi sekken og slår vatn og fisk over i ei bøtte. Viss det er stor temperaturforskjell i transportsekk og elv, må dette utjamnast før utsettinga startar. Deretter bruker vi dørslag og auser opp høvelege porsjonar med yngel. For å få godt resultat av slike utsettingar, er det nødvendig å sette fisken godt fordelt i elva, og helst på begge sider. Lakseyngelen er ganske stadbunden, så den som står for utsettinga må finne eit godt habitat til ein liten porsjon yngel ca. 25 stykke. Og så går vi 3-4 meter før vi set ut ein ny porsjon. Områder med steinete botn har mykje skjul til yngelen, og er derfor gode lokalitetar. Yngelen vil finne seg eit lite territorium som den forsvar mot andre yngel. Derfor er det av stor betydning for kor mange som vil vekse opp at yngelen er godt spreidd ved utsettinga

Voss klekkeri set ikkje ut all yngelen på dette 0,5 gram stadiet. No vert den yngelen som står att inne fordelt på alle kar. Då får dei god plass og kan vekse seg så store at dei kan merkast med feittfinneklipping. Voss Klekkeri var tidleg ute med storskala merking på den måten. Frå 1994 og til og med 2009 vart det meste som er sett ut på lakseførande strekningar merkt. Når yngelen nærmar seg 1 gram og 4-5 cm tidleg i juli, er tida inne for å starte med feittfinneklipping. Det er ikkje heilt enkelt å merke så liten settefisk tilfredstillande. Dersom ein ikkje klipper av heile finnen heilt ned til ryggen, vil den kunne vekse ut att. Vi har leigd inn skuleungdom til dette merkearbeidet. Og enkelte år har vi hatt 25 ungdommar i arbeid. Dei har klart å merke ca. 90 % godt nok slik at feitfinnen er fjerna for alltid.

Dei åra vi har merkt mest har det blitt merka opptil 200 000 settefisk. Ei anna utfordring med dette arbeidet er gode rutinar for bedøving av yngelen før klippinga på sommarvarmt vatn. Her gjeld det å bedøve passe mengde yngel tilfredstillande så dei kan klippast. Dersom ein er uforsiktig kan ein ta livet av fisken med for lang tid i bedøving. Til sjølv klippjobben nyttar vi skarp neglesaks. Desse feitfinneklippede laksane er i hovudsak sett ut på lakseførande strekning i Vosso og Bolstadelva siste halvdel av juli. Transport og utsetting førgår på same måte som for startfora yngel, og i samarbeid med grunneigarar, VJF og ES. Etter 2011 har vi ikkje sett ut settefisk på lakseførande strekning i Vosso og Bolstadelva. Fordi gytebestanden har vore stor nok. Vi har supplert naturleg gyting her med rognplanting på områder med lite gyting. På grunn av at vi har merkt så mykje settefisk av laks i mange år, let det seg gjere å evaluere tilslaget både på ungfiskstadiet i elva, og kor mykje som kjem att som vaksen laks. Etter sommarferien har vi rikeleg sommargammal settefisk til smoltproduksjon. Desse må no sorterast etter storleik. Dei lakseungane som har vokse minst gjennom sommaren vert sortet ut og sett ut i elva i august. Vi har då omkring 40 000 som skal bli smolt neste vår. Vi er og opptekne av at alle grupper som vart startfora skal vere representerte i smoltproduksjonen. Dette fordi det er viktig med så stor genetisk breidde som råd. Desse fiskane skal inngå i nye smoltforsøk neste vår. Om hausten er stamfiske ei viktig arbeidsoppgåve. Dette er arbeid som blir utført på dugnad saman med dei tilsette. Og interessa for å delta aukar i takt med lakseinnsiget. Dei fyrste åra tidleg på 90-talet var då vi la grunnlaget for vossolaksen i levande genbank. I 1991 og 1992 fekk vi rikeleg med stor vossolaks til klekkeriet, og dei fleste av desse vart representerte i levande genbank i Eidfjord. I 1993 vart det brått ein ny situasjon. Vosso hadde vore freda for laksefiske frå 1991, og det var og innført stopp i notfiske i nærliggande fjordar. Likevel var det nesten ikkje stamfisk å få. Og frå dette året var det oppdrettslaksen som dominerte i gytebestanden. Stamfiske vart derfor også eit viktig arbeid for utfisking av rømt oppdrettslaks. Fram til 2009 var oppdrettslaks dominerande med over 70 % innslag i gytebestanden dei verste åra. Dei siste åra har det vore få oppdrettslaks i Vosso.

Dei siste åra har det vore mykje trivlegare på stamfiske. For vi får mykje laks, og ser gode resultat av kultiveringsarbeidet. Stamfiske er og viktig for å sjå korleis laksen fordeler seg på vassdraget, og vi registrerer tal på merkte laksar, og korleis dei er merka i samarbeid med forskinga. No er det kultivert laks som dominerar med meir enn 90% innslag. Laks frå smoltslepa er det vi får klart mest av. Men vi

finn og innslag av det som har blitt planta som rogn og settefisk, både med og utan feittfinne blant stamlaksen. Gytebestandsmålet var på plass med god margin frå 2011. Det er framleis for få stamlakser som har eit heilt vilt liv bak seg. Men vi håpar at dei gode gytebestandane med kultivert laks vil bidra til dette. Vi ventar i spenning.

Vi transporterer dei stamfiskane som vi skal nytte til stryking i klekkeriet, i transporttank med oksygen. Når stamlaksen er sikra er det stryking som er neste oppgåve. Dei siste åra har vi nesten berre stroke rogn og mjølke frå snutemerkte stamlaksar. Desse må avlivast for at snutemerker kan takast ut og lesast, og dermed gi forskingsresultat. Rogn og mjølke frå desse er nytta til rognplanting. Vossolaksen er gytemoden i månad-skifte november-desember. Det går ofte over ein månad frå den tidlegaste til den siste laksen er klar for stryking.

Voss klekkeri er medlem av helsetenesta for kultiveringsanlegg, og vi utfører dei helsekontrollar og prøvar vi er pålagt i samband stamfiske og kultivering. Det er stamfiskkontrollen til veterinærinstituttet i Trondheim som analyser skjellprøvar frå stamfisk. Voss klekkeri er og medlem av Kultiveringsanleggenes Forening.



Stamfiske i Vosso 2013. Foto: Leif Olav Lutro

Eg håpar at vossolaksen ein gang vil klare seg godt nok utan så omfattande kultivering som det har vore, men enno er det truslar som ikkje er under kontroll. Mellom anna negativ påverking frå Evanger kraftverk reduserer smoltproduksjonen i Bolstadelva. Mitt syn er derfor att vi må forsette med produksjon av rogn i genbank og yngel for utsetting, for å oppretthalde ein stor smoltmengde til utvandring frå vassdraget. Og nytte dei gode oppvekstområda over lakseførande strekningar. Dette bør vi holde fram med til vi ser om dei sterke gytebestandane vi har no, er det som skal til for å få bestanden til å stabilisere seg på eit normalt nivå. Det er derfor det sikraste å forsette den vellukka kultiveringa nokon år til. Levande genbank kan framleis ha god produksjon av vossolaks i mange år.

Eg meiner vi har svært dårleg tilbakevandring frå smolt som vandrar ut frå elva. Det viser gjenfangstresultata frå fiske både i fjord og elv. Dersom naturleg utvandrande smolt i framtida og har unaturlig høg dødelegheit, slik tilfelle har vore i mange år, veit vi at kultivering og sleping av smolt er mogleg som tiltak for å oppretthalde vossolaksen.

Utfyllande kommentar frå Voss klekkeri angående gjenfangst av otolittmerka laks

Resultat ang. gjenfangst av otolittmerka laks har vi fått frå veterinærinstituttet/stamfiskkontrollen i Trondheim. All rogn som vi har fått tilbakeført frå genbanken er merka med enkel fargekode når Voss klekkeri mottok rogn. Fram til 2014 dobbelmerka vi all rogn som vi startfora til settefisk. Det er derfor mogleg å skilje kva som er rognplanta og kva som sett ut som startfora lakseyngel. Voss klekkeri har sendt inn otolittar frå stamlaks med fettfinne som er godkjent av skjellkontrollen, og som frå 2015 og har godkjent gentest.

Siden 2008 er det analysert totalt 82 otolitter fra stamfisk i Vosso. Resultata gitt i **Tabell 27**. Oversikt over deteksjon av merke i stamfisk frå Voss. Kopi frå brev med tabell frå Torun Hokseggen, Kvalitetsansvarlig Seksjon for Miljø og smittetiltak ved Veterinærinstituttet i Trondheim. Av 76 lesbare otolitter har 31 laksar kultiveringsbakgrunn, og 45 umerkte laksar kan være naturleg rekruttert vossolaks eller feilvandra villaks. Av dei 31 laksane med kuktiveringsbakgrunn hadde 21 enkelt merket og 10 hadde dobbelt merke (jmf. **Tabell 27**).



Årsklassar av yngel frå utsettingar over anadrom strekning.

Tabell 27. Oversikt over deteksjon av merke i stamfisk frå Voss. Kopi frå brev med tabell frå Torun Hokseggen, Kvalitetsansvarlig Seksjon for Miljø og smittetiltak ved Veterinærinstituttet i Trondheim.

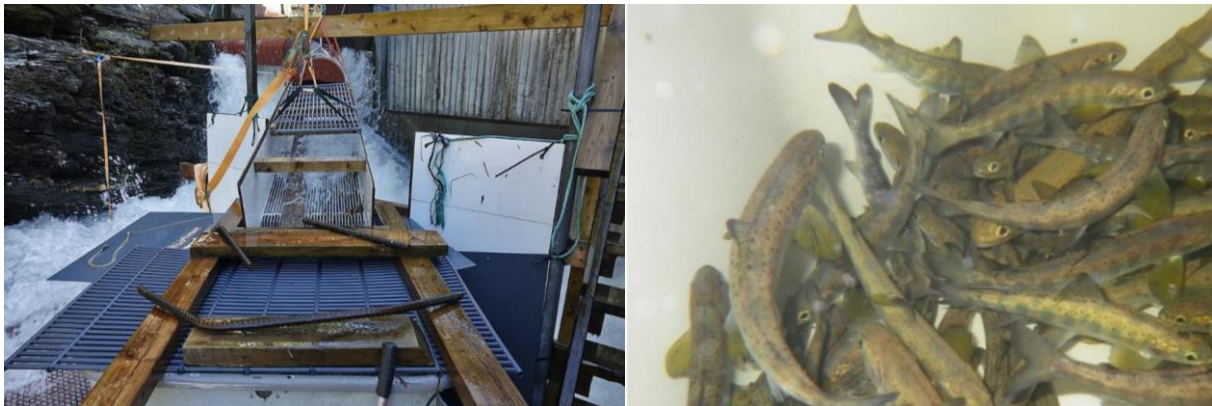
Deteksjon av merke i stamfisk frå Vosso

Fargekode:	umerket	enkelt merke	dobbel merke	ødelagt				
	2008	2009	2010	2013	2015	2016	2020	2021
Individnr	6	12	41644	3190	1854	7630	3502	3560
Individnr	15	17	7964	3198	10010	1974	3508	1290
Individnr	104	41613	41647	3199	10020	7627	3509	1282
Individnr	106	41614	41649	3200	10088		3515	1279
Individnr	109	41619	41648	3201	10019		7556	3555
Individnr	113	41625	3226	3205	10031		7655	3576
Individnr	120	41629			10085		7657	1255
Individnr	121	41632			10039		7658	1281
Individnr	122	41380			10054		7659	3556
Individnr	123	94			10086		7663	1257
Individnr		33			10089		7664	3558
Individnr		41634					7667	1261
Individnr							7685	3580
Individnr							7690	
Individnr							7709	
Individnr							7712	
Individnr							7714	
Individnr							7717	
Individnr							7719	
Individnr							7723	

15.2 Smoltfella i Rognsfossen

Smoltfella vart finansiert av redningsaksjonen for Vossolaksen og fanger på smolt frå yngel utsettingar i Strandaelva over anadrom elv i Vossavassdraget. VJF-lag utførte 120 timar dugnad i samband med bygging og montering av smoltfella som var i drift i åra 2016 til 2020. I 2017 måtte vi sette på større rør og rist for å auke kapasiteten til fella, meir vatn og smolt. Voss Energi har gitt løyve til bruk av minstevassføringa (2m³ / sek) i fella som monterert i inntaksdammen til Rognsfossen kraftverk.

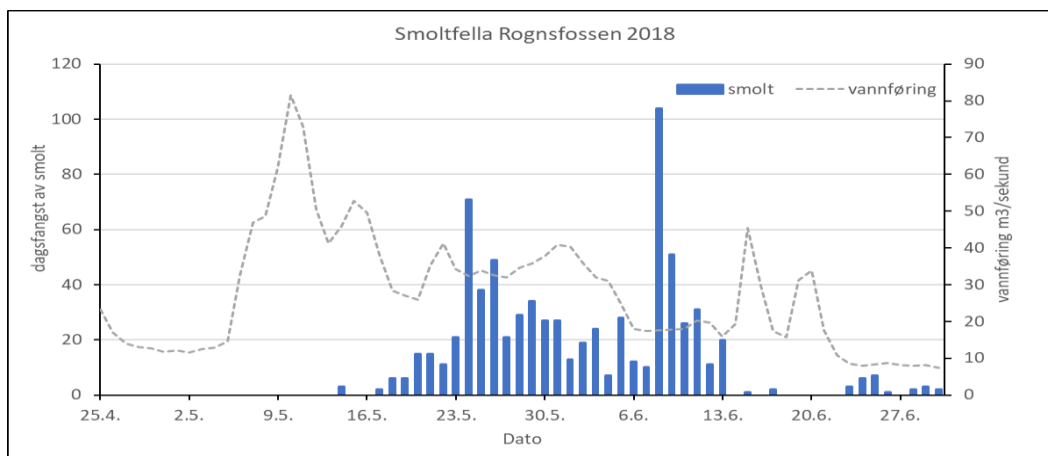
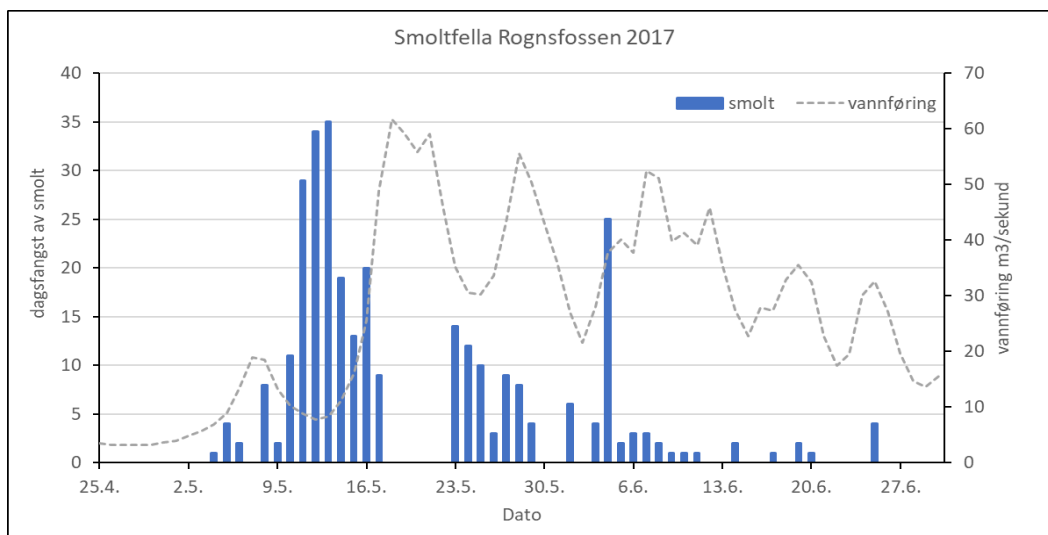
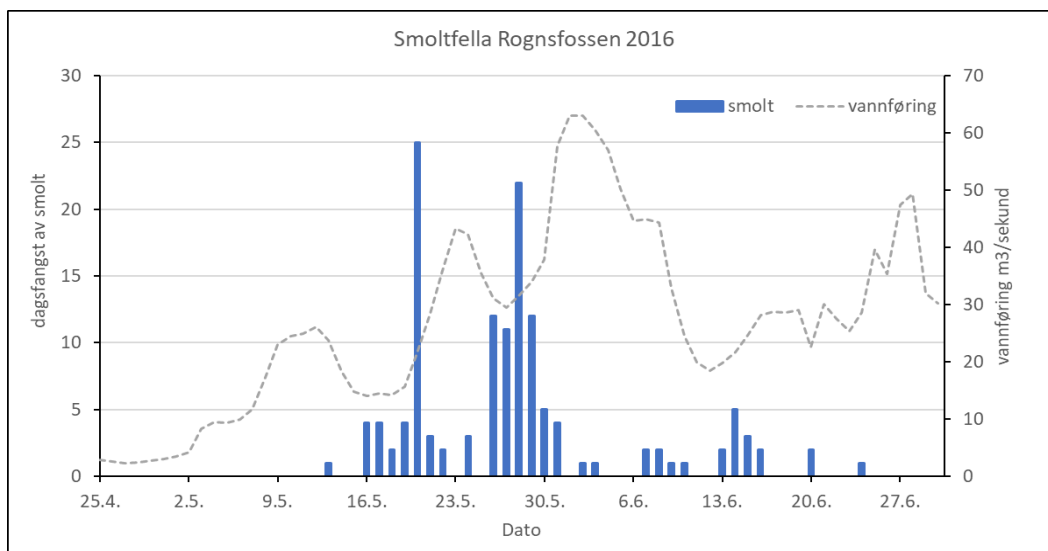
Voss klekkeri har utført arbeidet med drift og fangst og det viser seg at fella fanga godt med smolt opp mot 70-80 m³/sek. Når elva vart større gjekk nok mange smolt over fangdammen til kraftverket. I løpet av 5 år med drift av smoltfella ble det fanga 3542 laksesmolt og ca. 60 sjøauresmolt. Ca. 3500 smolt er bli blitt pit-merka i samarbeid med NORCE og har inngått i ulike forsøk. Utsetting av startfora yngel i Strandaelva vart avslutta i 2017. Og fella demontert i 2020. Fangstene fordelt på år er gitt i **Figur 158** og **Figur 159**, og variasjonen i fangst mellom år. Figurene viser også vassføring på utløpet av Myrkdalsvatnet. Basert på opplysning frå Voss Energi er dette er om lag halvparten av det som kjem ned til Rognsfossen. Kurvene for akkumulativ fangst viser at smolten ble tatt fra ca. 10 mai og ut første uka av juni som vist i **Figur 160**.



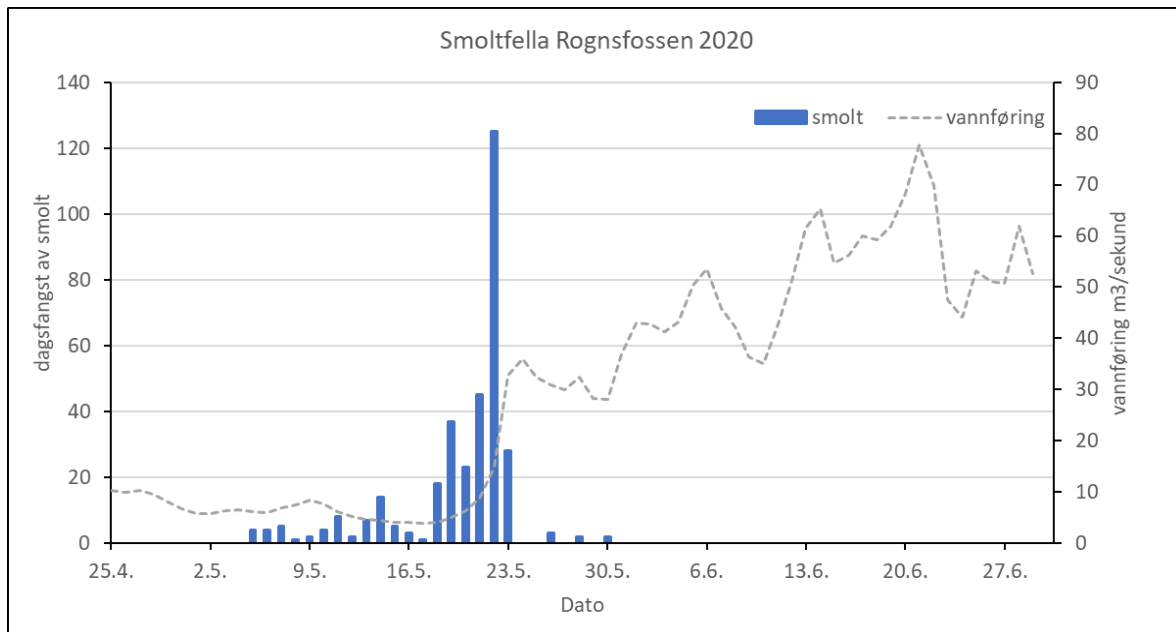
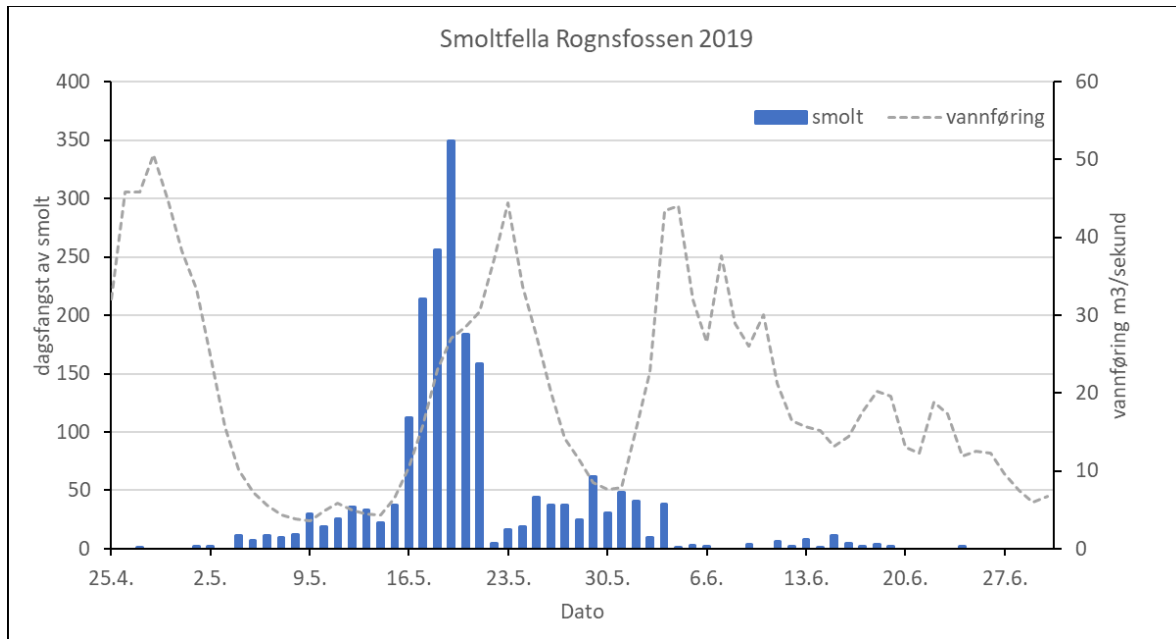
Bilde av smoltfella i Rognsfossen (øverst) som var i drift i perioden 2017-2020 og et utval av fangsten med fin laksesmolt.



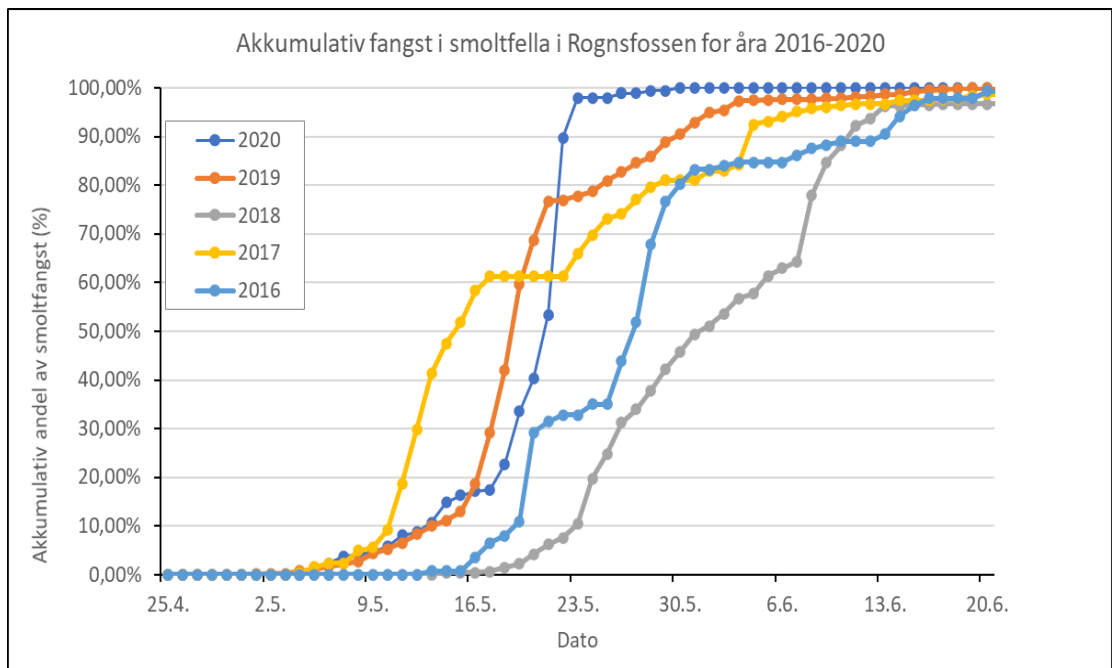
Fangdammen til kraftverket ved høg og lav vassføring. Det viser seg at fella fanga godt med smolt opp mot 70-80 m³/sek. Når elva vart større gjekk nok mange smolt i overløpet over fangdammen.



Figur 158. Utvandring av smolt registrert i fella i Rognsfossen i åra 2016-2018. Vannføringen er målt NVEs målestasjon for Myrkdalsvatnet.



Figur 159. Utvandring av smolt registrert i fella i Rognsfossen i åra 2018-2020. Vannføringen er målt NVEs målestasjon for Myrkdalsvatnet.



Figur 160. Akkumulativ fangst av laksesmolt i fella i Rognsfossen for åra 2016 til 2020.

16 Levende genbank som tiltak for å bevare norske laksestammer

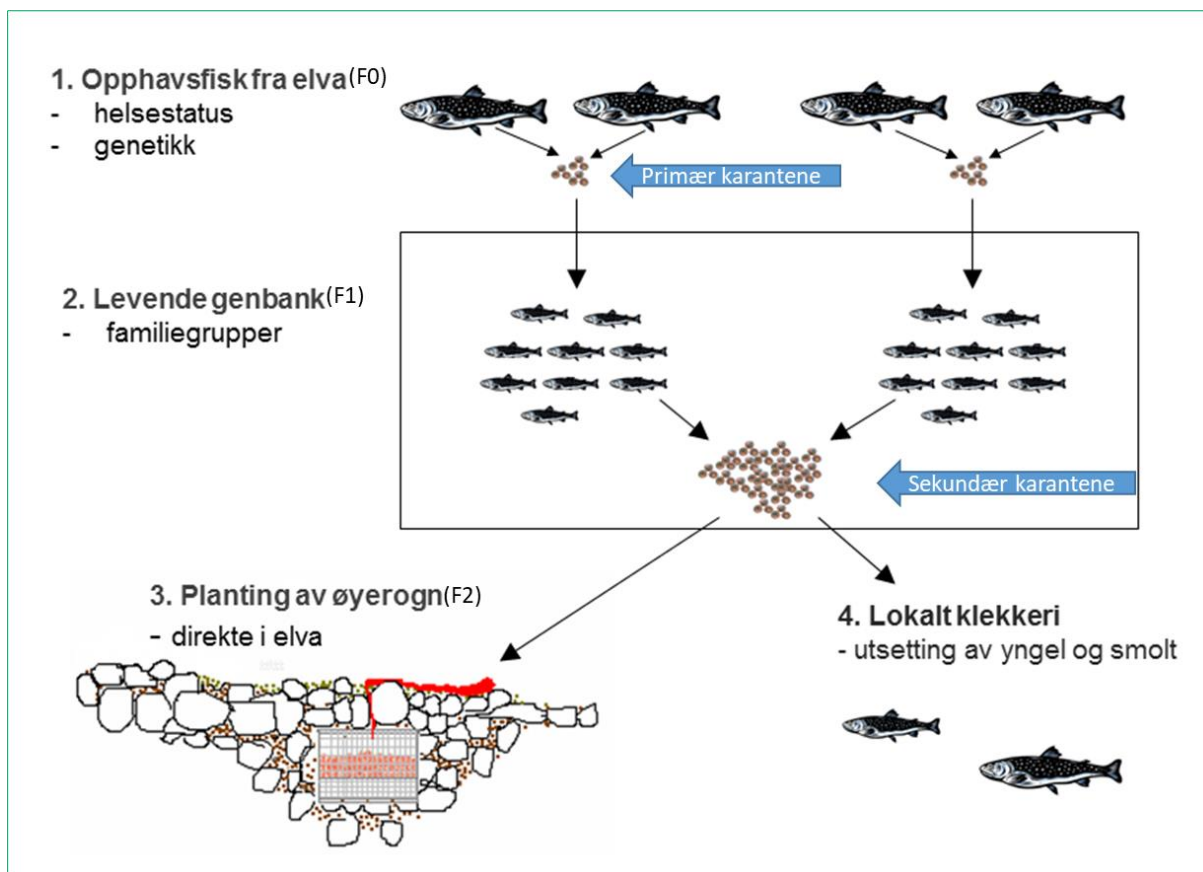
Av Håvard Lo og Bjørn Bjørnu
Veterinærinstituttet, seksjon for Miljø- og smittetiltak

Det nasjonale genbankprosjektet for vill laks startet aktiviteten i 1986, i regi av Direktoratet for Naturforvaltning, nå Miljødirektoratet, med innsamling til Frossen genbank fra et stort antall laksevassdrag i Norge. Fra 1989 ble prosjektet utvidet til også å omfatte hold av levende fisk for noen bestander i en såkalt levende genbank for villaks. Levende genbank er et tiltak for å samle inn og oppbevare et representativt utvalg, eller tilnærmet hele laksebestander, i en periode der bestander er truet av utryddelse i sitt naturlige miljø. Den gang var prosjektet begrunnet i smitte av *Gyrodactylus salaris* i de aktuelle vassdragene.

For å få et materiale som ivaretar den genetiske bredden i de aktuelle laksebestandene er det satt visse kriterier på innsamling av opphavsfisk. Følges disse kriteriene skal man i de fleste tilfeller kunne ta vare på det meste av den genetiske variasjonen i bestanden (Marshall and Brown 1975). Minimum antall opphavsfisk for bevaring av en laksebestand er som et utgangspunkt satt til 25 individer av hvert kjønn. Hvis det er praktisk mulig er det ønskelig med inntil 50 individer av hvert kjønn, avhengig av størrelse og genetisk tilstand på bestanden. Opphavsfisken skal fanges over en periode på minimum tre år for å sikre at flere årsklasser er representert, og helst over et helt generasjonsforløp, som ofte er mer enn 5 år. Innsamlingen bør fordeles over hele den lakseførende strekningen. Etter at trusselfaktorene er fjernet eller tilstrekkelig redusert, fungerer den levende genbanken også som et redskap for å reetablere og/eller forsterke utryddede og svake laksebestander.

Et mest mulig representativt utvalg av stamfisk blir fanget i vassdraget. Uttak av rogn og melke fra stamfisken, og eventuelt også innlegg av rogn i karanteneklekkeri, skjer lokalt og desinfisert rogn overføres til det aktuelle genbankanlegget.

I anleggene blir fisken føret fram til stamfisk. Alle utvalg i anleggsfasen skal foregå mest mulig tilfeldig, og dødeligheten må holdes på et så lavt nivå som mulig for å motvirke uønsket seleksjon. Alle individ er merket elektronisk og tilordnet et slektstre for å ha kontroll på krysninger til produksjon og nye generasjoner stamfisk. Dette er i tillegg viktig for ha kontroll på hvor ofte hvert individ og hver familie er brukt ved tilbakeføring av genetikk til vassdragene. Stamfisken produserer rogn som føres tilbake som desinfisert øyerogn direkte til vassdragene for planting av rogn, eller til lokale klekkeri for klekking og produksjon av settefisk (**Figur 161**).



Figur 161. Prinsippskisse for hvordan F0-materiale kommer inn i genbanken, oppformeres gjennom produksjon av stamfiskbeholdning (F1) og leveres ut fra genbanken som rogn (F2). Gjennom to karanteneperioder, som rogn i karanteneklekkeri i påvente av stamfiskkontroll (primær karantene), og som stamfisk inne i genbanken gjennom helseovervåking (sekundær karantene).

I produksjonsfasen er fokus på lik representasjon fra alle familiegrupper og individer i genbankbeholdningen og flest mulige kombinasjoner av disse i alle tilbakeførte fiskematerialer. Resultatene av utsettingene fra hver årgang vil variere og må derfor tas med i vurderingene for å oppnå likt bidrag fra alt innsamlet materiale i den rekonstruerte gytebestanden.

Siden oppstart av levende genbank i 1989 er det samlet inn totalt over 3250 familiegrupper fra 77 forskjellige bestander og 59 forskjellige vassdrag i hele landet. Totalt representerer disse en effektiv populasjonsstørrelse (N_e) på over 5800 individer. Fra våren 1996 til og med våren 2021 er det tilbakeført mer enn 110 millioner rogn til 55 av disse bestandene. De vassdragene som har fått tilbakeført størst antall rogn har vært i forbindelse med reetablering etter rotenonbehandlinger, for eksempel Ogna og Bya i Nord-Trøndelag, Valldalselva, Rauma og Måna i Møre og Romsdal, og Ranaelva og Røssåga i Nordland, men det vassdraget som har mottatt aller mest rogn fra genbanken er Vosso i Hordaland med 8,5 millioner klekkeklare øyerogn over de siste 20 årene. I tillegg benyttes det Vossorogn fra genbanken ved reetableringsprosjektet i Modalselva, med totalt ca. 3,5 millioner rogn levert så langt. Maksimal produksjonskapasitet i anleggene er per i dag drøyt 12 millioner øyerogn per år.

Det aller meste av rogn som produseres i genbanken tilbakeføres til vassdragene gjennom egne langvarige reetableringsprosjekter med årlig evaluering av tilslag på både ungfisk og voksenfisk. Rogn leveres ferdig merket fra genbankanleggene slik at fisken kan spores gjennom otolittanalyser for detektering av fargemerke fra alizarin-avleiring i fiskens otolitter (øresteiner). De største reetableringsprosjektene gjennomføres etter bekjempelse av *Gyrodactylus salaris* med rotenon, og starter derfor med nesten fisketomt vassdrag. Evalueringene etter disse prosjektene har vist gode tilslag fra utsettingene med tidlig stor dominans av utsatt fisk, og at andelen genbankfisk reduseres etter hvert som naturlig produksjon øker, og at vekst og fisketetthet normaliseres i vassdragene.

16.1 Prinsipp og generelle prosedyrer i Levende genbank

En viktig forutsetning for å sikre bevaring og reetablering av særlig verdifulle bestander av laks og sjøørret gjennom genbankkonseptet er at aktiviteten ikke rammes av fiskesykdom. Dette er avgjørende både for å unngå tap av hele bestander, bestanders genetiske bredde og for å unngå genetisk seleksjon som følge av sykdom. Genbankaktiviteten skal heller ikke bidra til smittespredning når bestander reetableres i vassdrag. Disse forutsetningene betinger en strategi og plan for fiskehelse- og biosikkerhetsarbeidet i genbanken, og oppfølging av denne. For å kunne opprettholde en slik kontroll foregår hele livssyklusen ikke-anadromt ferskvann, som har mindre forekomst av smittestoff en anadromsone, under kontinuerlig strenge hygieniske rutiner. All flytting av fiskemateriale gjøres på rognstadiet, som desinfisert øyerogn eller desinfisert ferskrogn. Dette gjelder transport både ut fra- og inn til anlegg. All villfanget stamfisk brukt ved nyinnlegg oppbevares i kar ved opphavsleva eller i separate kar ved fellesanlegg. Stamfisken blir obdusert og blir testet for IPN, BKD og eventuelt andre smittestoff som kan finnes lokalt der stamfisken er fanget. Det skal ikke være tegn til annen sykdom ved obduksjon av den enkelte fisk.

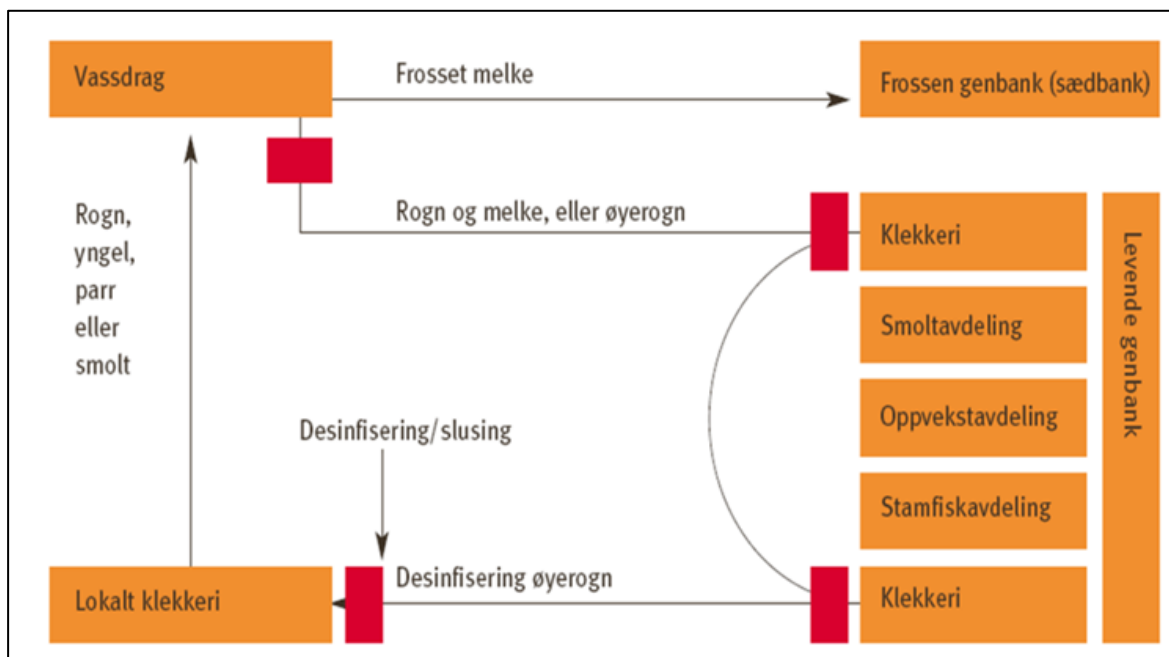
Lokalt mannskap fanger og stryker fisk i de aktuelle vassdragene. Rogn og melke transporteres direkte til genbankanlegget der en hann og en hunn krysses og legges inn som en familie, eller det legges midlertidig inn i lokalt klekkeri for transport til genbank på øyerognstadiet. Prinsippene for å ta inn og levere ut materiale fra genbanken på en smittemessig forsvarlig måte er vist i **Figur 162**.

Rogn og yngel holdes i separate klekkesylindre og kar fram til at fisken har blitt ca. 100 til 150 mm. 30-50 individer per familiegruppe blir så merket med et unikt passivt elektronisk merke (pit-tag) og flyttet over i en oppvekstavdeling. Familiestørrelsen standardiseres for hvert vassdrag, tilpasset produksjonsmål for en eventuell reetablering, eller bare for sikker opprettholdelse av genetisk variasjon gjennom prosjektperioden.

Før fisken blir kjønnsmoden flyttes den til en flergenerasjons stamfiskavdeling. Alle de forskjellige avdelingene, bestandene og årgangene av fisk blir holdt smittemessig atskilt. Ved eventuell påvisning av sykdom på anlegget vil det være mulig å sanere bare en begrenset del av anlegget. All fisk som dør av ukjente årsaker blir obdusert av anleggets fiskehelsetilsyn, og det gjennomføres systematiske undersøkelser for å dokumentere fravær av de mest aktuelle fiskesykdommene.

16.2 Administrasjon av genetikk, fisk og rognleveranser

FAGER (Fagsystem for akvatiske genressurser), er et administrasjonssystem for levende genbank som et dataverktøy for kontroll av og oversikt over slektskap i genbankanleggernes praktiske virksomhet, hvor individbaserte historiske data er vesentlig. All tilgjengelig data om opphavsfisken (F0) som blir benyttet til innlegg av nye familier (F1) eller til frosset melke, legges inn i systemet. Det etableres kryssinger og familiene plasseres i det aktuelle karet i genbankanlegget der et utvalg individer blir merket (pit-tag) og registrert i systemet.



Figur 162. Prinsippskisse for fiskematerialenes bevegelser gjennom genbanksystemet, illustrert med smitteskiller innad og inn/ut fra genbankanlegget

Minst en gang hvert år blir all fisken gjennomgått og hver fisk blir registrert med utvalgte data, som lengde, vekt og kjønnsmodning. Alle kryssinger som foretas blir registrert og benyttes som dokumentasjon på det rognmaterialet som leveres til vassdragene. Slektstre/stamtavle er tilgjengelig for hvert enkelt individ og utgjør et grunnlag for bestemmelse av nye kombinasjoner i produksjon av rogn eller til nye generasjoner i genbanken. Siden 2013 dekker administrasjonssystemet flere funksjoner blant annet innenfor genetisk opphavskontroll og slektskapsvurderinger av all opphavsfisk, og gir en bedre dokumentasjon av genetisk variasjon både i genbankene og på det materialet som hentes inn og leveres ut.

Ved en alder på 7-10 år kan fisken bli brukt som opphav til produksjon av nye generasjoner stamfisk. Dette skjer etter spesielle kryssingsregimer for å kunne beholde og bringe videre så mye som mulig av de familiære og individuelle forskjellene i de nye generasjonene, innenfor de tekniske og praktiske begrensningene ved driften.

Med individmerking og familiestruktur kan kryssinger gjennomføres slik at genetisk bredde opprettholdes over tid (Ballou og Lacy 1995, Fernandez og Toro 1999, Caballero og Toro 2000). I de materialene som returneres til vassdragene skal alle familiegrupper, kjønn og individer være mest mulig likt representert. Kryssingsregimet gjennomføres slik at det maksimerer antall varianter tilbakeført, noe som demper negative effekter av manglende makevalg (Nordeide 2007). Sannsynligheten for å miste sjeldne alleler er lavest ved å krysse individer som er minst mulig i slekt med hverandre. Dette gjøres ved at nært slektskap mellom nye individer fanget i elven (opphavsfisk) identifiseres med hjelp av molekylærgenetiske markører og slektskap mellom stamfisk i påfølgende generasjoner blir dokumentert ved opprettelse av slektskapsoversikter. Automatiske beregninger og anbefalinger til makevalg kan hentes ut av genbankens administrasjonssystem, basert på bakgrunnsinformasjon fra både generelle individdata fra fangst og skjellanalyse, og molekylærgenetiske tester og de forskjellige slektskapsanalysene.



Fiskens kjønn, lengde, vekt og stadium registreres ved stryking.

Utsiktet utvalg (domestisering) motvirkes best ved å begrense dødelighet og foreta et mest mulig tilfeldig utvalg ved alle sorteringer der antall fisk må reduseres. Domesticering kan også motvirkes ved å supplere genbankmaterialene med ny fisk fra elvene, eller det kan benyttes frossen melke fra tidligere innfanget villfisk eller førstegenerasjons genbankfisk (Sonesson, Goddard og Meuwissen 2002, Bøe m.fl. 2021). Etter utsetning starter den vassdragsspesifikke seleksjonen på nytt og overlater til naturen hvilke varianter som er levedyktige. I vassdrag med en sterk redusert bestand vil det finnes lite fisk som kan bidra med nytt genetisk materiale til supplering av det eksisterende genbankmaterialet. Dette gjelder uavhengig av årsaken til at bestander kollapset, men vil i dag spesielt gjelde vassdrag som lenge har vært smittet med lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Det er viktig for bevaring av disse bestandene at parasitten eller andre trusler fjernes fra vassdragene og at tilbakeføring til vassdragene gjennomføres så raskt som mulig.

16.3 Kontroll av opphavsfisk

Kvaliteten på det materialet som produseres i en levende genbank er avhengig av antallet og kvaliteten på den stamfisk som gir opphavet til fiskematerialet i en genbank. Det er grunnleggende at oppdrettsfisk sorteres ut, og at det samles et tilstrekkelig antall opphavsfisk for hver bestand. Allerede ved oppstart av innsamling til frossen genbank i 1986 ble det avdekket et behov for nærmere kontroll av all innsamlet stamfisk. Fra 1994 ble det foretatt forhåndskontroll med analyse av skjellstruktur for å unngå at rømt oppdrettsfisk ble benyttet i genbanken og for å forhindre at verdifull stamfisk gikk til spille ved uønskede kryssinger.

Fra 2013 gjøres det i tillegg egne analyser for å luke ut all fisk med opphav i rømt oppdrettsfisk. Testene er basert på et utvalg av genetiske markører som har vist seg å være mest forskjellig mellom villfisk og oppdrettsfisk (Karlsson m.fl. 2011 og 2014). Denne testen er nå obligatorisk ved all kultiveringsvirksomhet i Norge. Fra 2015 gjøres det nå ekstra analyser for vurderinger av slektskap mellom all opphavsfisk som er aktuell for bruk i genbanken, der resultatet foreligger før kryssing og innlegg av nye familier. Denne totalpakken av analyser medfører at vi får utnyttet tilgjengelig

fiskemateriale på en mye bedre måte, den genetiske verdien av hver fisk og familie økes, og det blir lettere å dokumentere resultat og evaluere effekten av genbankarbeidet.

Metodikk og utstyr er under kontinuerlig utvikling og genetiske analyser blir et stadig viktigere redskap for drift av genbank for villaks. Det er et mål at alle bestander og opphavsfisk som benyttes i genbankarbeidet skal være genetisk kartlagt med de til enhver tid mest oppdaterte metodene som er kommersielt tilgjengelig, og mulig å gjennomføre innenfor det korte tidsrommet mellom fangst, prøvetaking og stryking av fisken. Dette arbeidet er så langt utført ved de genetiske laboratoriene hos Norsk institutt for Naturforskning (NINA) i Trondheim.

16.4 Genbankanlegg

Levende genbank for laks består per dato av fem genbankanlegg og to støtteeanlegg. Av de fem genbankanleggene ligger tre i Midt-Norge (Haukvik, Herje og Hamre) ett i Nordland (Bjerka), og et i Rogaland (Ims) Genbankanleggene kan i prinsippet ligge hvor som helst, så lenge alt fiskemateriale overføres på rognstadiet, og kan desinfiseres. Likevel etterstrebes en mest mulig regional fordeling av genbankanleggene.

Laksebestandene i Nordland, Sør- og Midt-Norge er tatt inn i genbanken først og fremst på grunn av at vassdragene er smittet av *Gyrodactylus salaris*, men flere av bestandene er også i større og mindre grad påvirket av vassdragsregulering. Bestandene på Vestlandet er utsatt for mer generelle og sammensatte trusselfaktorer, som sur nedbør, vassdragsreguleringer, lakselus og rømt oppdrettsfisk.

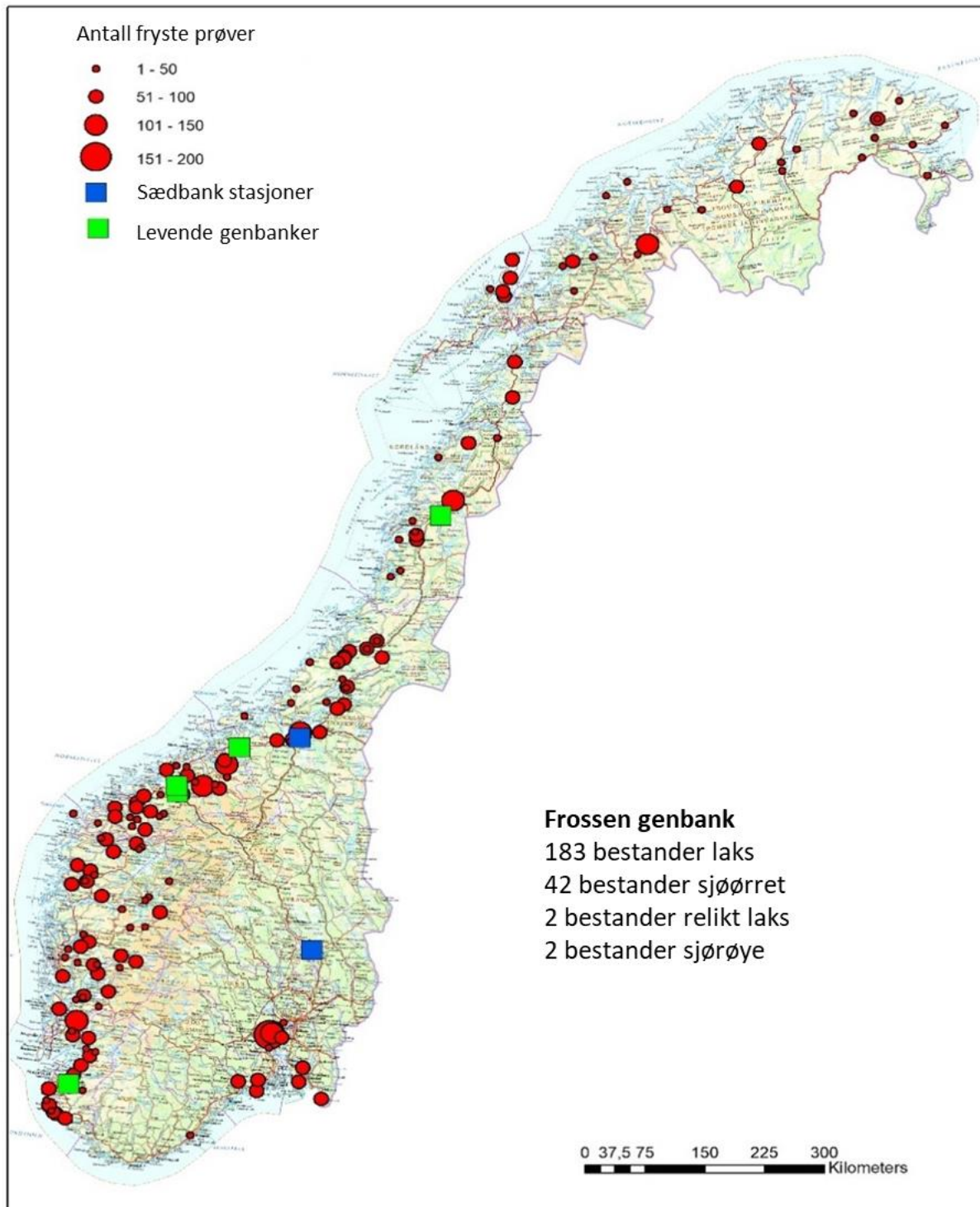
Anleggene i Møre & Romsdal (Herje og Hamre) er begge lokalisert i Raumaregionen, der flere bestander nå er under reetablering etter siste rotenonbehandling i 2014. Det er etablert separate klemmeavdelinger som tillater at det kan tilbakeføres levende fisk direkte fra anleggene, i tillegg til øyerogn som alltid er hovedregelen. Statkraft sitt anlegg på Bjerka i Hemnes har bestander hovedsakelig fra Vefsnaregionen og Ranaregionen. Det sist etablerte genbankanlegget ligger på Ims i Rogaland og er samlokalisert med NINA sitt forskningsanlegg. Anlegget holder foreløpig bare bestander av sjøørret og laks fra Hardangerfjorden. Hovedårsaken til at disse bestandene er tatt inn i levende genbank er påvirkning fra rømt oppdrettslaks og lakselus. I Vefsnaregionen er det etablert et støtteeanlegg i Leirfjord, som mottar rogn fra genbanken for produksjon av settefisk og smolt for tilbakeføring gjennom reetableringsprosjektene for regionen. Statkraft sitt tidligere genbankanlegg i Sima i Eidfjord fungerer som støtteeanlegg ved innsamling og tilbakeføring av fiskemateriale i Hardangerfjorden. Ellers er det etablert mindre lokale mottaksanlegg i flere enkeltvassdrag for den rogn som tilbakeføres fra genbankprosjektet. Det alt vesentlige av rogn tilbakeføres uansett som klemmeklar øyerogn, som plantes direkte ut i vassdraget, uten bruk av støtteeanlegg.

Frysing av melke

Innfrysing til sædbanken startet i 1986 og pågår fortsatt. Fram til 2009 har all melke blitt frosset som pellets på tørris før overføring til flytende nitrogen. Fra 2010 ble melken frosset i strå og større enheter kalt squarepack (SP). Totalt er over 8000 individer av villfisk frosset inn i bevaringsøyemed, de aller fleste med gammel frysemetode, mens mer enn 5300 individer er frosset inn av genbankfisk, som en kombinasjon av bevaringsformål og for bruk i produksjon av rogn i genbanken. En landsoversikt er vist i **Figur 163**, hentet fra (Bøe m.fl. 2021).

I Vosso er det frosset inn sperma fra 87 villfisk, og 717 individer av 199 familiegrupper genbankfisk (se **Tabell 28**). En metode utviklet av Cryogenetics ble tatt i bruk fra høsten 2010, først ved genbankene på Haukvik og Bjerka. Den nye metoden medfører at en kan fryse ned større porsjoner melke (SP) for bruk direkte i produksjonen av rognmateriale for utsetting. En SP kan befrukte over 4000 rogn. Det kan fryses melke fra unge hanner og frosset melke kan siden brukes direkte i produksjonen av rogn. På

denne måten kan det legges opp til at store mengder frosset melke av villfisk og genbankfisk benyttes ved produksjon av rogn for tilbakeføring til vassdragene, også i de tilfellene det er påkrevet med bruk av flere generasjoner av stamfisk i genbanken. (Bøe m.fl 2021) Nå fryses det inn melke av de fleste laksebestandene med en langsiktig tidsplan i genbanken, og nedfrysingen er dimensjonert slik at frosset melke vil utgjøre en vesentlig andel av melke brukt til produksjon av rogn for tilbakeføring til vassdragene framover.



Figur 163. Bestandene i levende genbank, lokalisering av bestander og genbankstasjonene og frosen genbank med alle elver i Norge, Bøe m.flere (2021)

16.5 Vossolaksen i levende genbank

Det ble startet med frossen genbank for Vossolaksen i 1986, og samlet inn til levende genbank i Eidfjordanlegget fra 1991 (**Tabell 28**). I 2008 ble det på nytt supplert med villfanget fisk fra elva, og disse ble lagt inn på Haukvikanlegget. Senere ble også alle innlegg av nye generasjoner stamfisk også overført til genbanken på Haukvik. Dette ble gjort både for å sikre det genetiske materialet, og for å kunne bidra med en øket produksjon av rogn for tilbakeføring til vassdraget fra 2011.

I 2000 ble det startet et eget «Vossoprojekt» med årlige undersøkelser. Resultatene fra prosjektet ga grunnlaget for at Fylkesmannen i Hordaland i 2010 tok initiativ til en tiårig redningsplan med mål om å reetablere stammen. Redningsplanen var basert på en storskala tilbakeføring av genbankmaterialet til Voss klekkeri som igjen sørget for utsetting av rogn, yngel og smolt. Denne intensive kultiveringen ble gjort parallelt med overvåking og tiltak mot mulige trusselfaktorer. I tillegg til dette ble det i en femårsperiode gjennomført en utvidelse av kapasiteten for produksjon av smolt ved Voss klekkeri, med åpne merder i Evangervatnet. Dette skjedde etter initiativ fra lokale oppdrettere, grunneiere, fylkeskommunen og de to berørte kommunene, organisert i Vossolaugget. Det meste av disse smoltene ble slept ut gjennom fjordsystemet og sluppet i ytre fjordstrøk.

Fram til og med 2003 er alt tilbakeført materiale klekket i Voss Klekkeri og satt ut som settefisk og smolt på forskjellige områder i vassdraget. Fra 2004 ble et materiale i tillegg satt ut som desinfisert øyerogn på områder som normalt ikke er lakseførende. Fra 2009 ble utsettingene fra Voss klekkeri supplert med de nevnte smoltene produsert i merder i Evangervatnet, og antall smolt som ble satt var i en periode oppe i ca. 180.000 i året. All produksjon av smolt er basert på rogn fra genbanken. De store utsettingene ble avsluttet i 2017, og senere er det bare overført rogn til produksjon av 50.000 smolt. Dette var kun til å kunne fortsette serien med merkeforsøk for å overvåke sjøoverlevelse og påvirkning fra blant annet lakselus fram til 2020, da utsettingen ble avsluttet helt. Det er nå meningen at vossolaksen skal få fred til å tilpasse seg de antatt nye miljøforholdene i og utenfor vassdraget, gjennom naturlig seleksjon. Samtidig ble det bestemt at det skal samles inn ny fisk til en ny sikringsbestand av vossolaksen i levende genbank, som en beredskap hvis bestanden ikke viser tegn til lokal tilpasning med tilstrekkelig naturlig produksjon og vekst. Innsamlingen startet i 2020, og vil fortsette til beholdningen gjennom molekylærgenetiske analyser er dokumentert med tilstrekkelig genetisk variasjon, for sikker bevaring av bestanden over et tidsrom tilstrekkelig for avklaring av bestandens utvikling i vassdraget.

Siden 2013 er det også levert vossorogn fra genbanken til et eget reetableringsprosjekt i Modalselva, etter gjennomførte tiltak mot forsurening og gassovermetning i vassdraget. Totalt er det nå levert nesten 3,5 millioner rogn til dette prosjektet, i tillegg til 8,5 millioner rogn til Vossovassdraget, og det er planer om å levere enda 1 million rogn til Modalselva i 2022 og 2023 (**Tabell 29**).

Tabell 28. Innsamling til genbank fra Vossovassdraget og rognproduksjon til vassdraget fra 1986 til 2021.

Aktivitet	Sædbank Innfrysing		LG (Levende Genbank) 1.-gen		LG, Ne 1.-gen	LG Familier		LG Innfrysing		Tilbakeført rogn fra LG
	Ant individer frosset av vill stamfisk (F0)		Familier (F1) med opphav i vill stamfisk (F0)		Ne (F1) Effektiv populasjon sstørrelse	Familier produsert i genbanken av F2, F3 og F4		Antall og familier frosset av produsert genbankfisk		Rogn tilbakeført året etter innlegg. Fargemerket fra 2002
	totalt	vill	aktive	uttatt	Ne _e	aktive	uttatt	ind	fam	Antall rogn
Totalt	87	84	16	114	206	17	97	829	199	8 514 000
1986	18	18								
1987	5	5								
1988	8	7								
1989	8	7								
1990	9	8								
1991				4	8					
1992				18	23					
1993				3	6					
1994	20	20		9	18					
1995				12	18					
1996	5	5		16	20					
1997	12	12		5	8					30 000
1998	1	1		6	8		5			70 000
1999							5	51	18	150 000
2000							4	34	21	210 000
2001	1	1		5	7		12	31	19	130 000
2002							6	34	26	350 000
2003							4			450 000
2004							5	30	18	350 000
2005							8	26	17	650 000
2006							8	30	17	360 000
2007							20	19	14	380 000
2008				11	20		5			600 000
2009				16	25		3	39	17	600 000
2010				9	14		4	177	6	400 000
2011							8	182	19	720 000
2012								134	23	525 000
2013								42	12	562 000
2014										313 000
2015										525 000
2016							17			825 000
2017										87 000
2018										172 000
2019										55 000
2020			16		31					
2021			15		30					
2022			15		30					
Sum plan	0	0	30	0	60					

Utfyllende forklaring til **Tabell 28**: Rød skriftfarge angir planlagt innsamling av familier, frysing av melke og innlegg/levering av rogn. F0 er vill opphavsfisk til genbank fanget i vassdragene, F1 er stamfisk produsert i genbankanlegget som avkom av F0, F2 er enten produksjonsrogn levert tilbake til vassdragene, eller innlegg av ny generasjon stamfisk i genbankanlegget, osv. Ne, et mål på genetisk bredde utledet av antall opphavsfisk, kjønnsfordeling og kryssninger mellom disse. $1/Ne = 1/(4 \times Nm) + 1/(4 \times Nf)$ (under forutsetning av at alle individ

bidrar likt med antall avkom). Hvor Nm og Nf er antall hanner og hunner som utgjør opphavet til populasjonen. Alle innlegg ble gjort ved Eidfjordanlegget fram til 2011, bortsett fra familier farget grønt som ble lagt inn direkte på Haukvikanlegget. Melke ble frosset lokalt som pellets fram t.o.m 2009, fra 2010 ble frysing i strå og squarepacks utført av Cryogenetics (farget blå). Fra innlegg 2013 er det i tillegg levert Vosso-rogn for reetablering av Modalselva, og fra 2020 er det kun levert rogn til Modalselva. Det er levert totalt ca. 8.5 millioner øyerogn til Vosso og ca. 3,5 millioner rogn til Modalselva (se egen **Tabell 29**), med planer om ytterligere en million til Modalselva i 2022 og 2023. Tilbakeført rogn er angitt under år for innlegg av rogn, med levering og klekking påfølgende vår. I 2020 ble det bestemt at det skulle tas inn nytt materiale fra Vossolaksen til levende genbank som sikring og beredskap etter avsluttet kultivering i Vossovassdraget.

Tabell 29. Fra innlegg 2013 er det i tillegg levert Vosso-rogn for reetablering av Modalselva. Tilbakeført rogn er angitt under år for innlegg av rogn, med levering og klekking påfølgende vår

Sesong	Modalen	Akkumulert antall til Modalselva
2013	110 000	110 000
2014	57 000	167 000
2015	700 000	867 000
2016	700 000	1 567 000
2017	450 000	2 017 000
2018	450 000	2 467 000
2019	350 000	2 817 000
2020	620 000	3 437 000
2021	500 000	3 937 000
2022	500 000	4 437 000
Sum plan	1 000 000	

16.6 Referanser

Ballou, J.D. and Lacy, R.C. 1995. Identifying genetically important individuals for management of genetic variation in pedigree population. In: J.D. Ballou, M. Gilpin and T.J. Foose (Ed.) Population Management for Survival and Recovery. Columbia Univ. Press, New York: 76-111

Bøe, K., Bjørn, B., Tangvold Bårdsen, M., Nordtug Wist, A., Wolla, S., & Sivertsen, A. (2021). Opportunities and challenges related to sperm cryopreservation in Atlantic salmon gene banks. Conservation Science and Practice, DOI: 10.1111/csp2.552.

Caballero, A.C. and Toro, M.A. 2000. Interrelations between effective population size and other pedigree tools for the management of conserved populations. Genetic Research, 75: 331-343.

Fernandez, J. and Toro, M.A. 1999. The use of mathematical programming to control inbreeding in selection schemes. Journal of Animal Breeding and Genetics, 116: 447-466.

Karlsson, S., Diserud, O. H., Moen, T., & Hindar, K. 2014. A standardized method for quantifying unidirectional genetic introgression. Ecology and Evolution, 4: 3256-3263.

Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K.A. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. Molecular Ecology Resources 11: 247-253.

Sonesson, A.K., Goddard, M.E. and Meuwissen, T.H. 2002. The use of frozen semen to minimize inbreeding in small populations. Genetic Research, 80: 27-30.

Marshall, D.R. and Brown, A.H.D. 1975. Optimum sampling strategies in genetic conservation. I: Frankel, O.H. & Hawkes, J.G. (eds.) Crop genetic resources for today and tomorrow. IBP 2. Cambridge Univ. Press: 53-80.

Nordeide, J.T. 2007. Is there more in "gamete quality" than quality of the gametes? A review of effects of female choice and genetic compatibility on offspring quality. Aquaculture research. 38: 1-16.