

2056

NINA Rapport

Elektrisk fiske som undersøkelsesmetode i elv

En gjennomgang av metodens muligheter og begrensninger

Gunnbjørn Bremset, Ola Ugedal, Ola Diserud, Richard Hedger,
Randi Saksgård, Knut Marius Myrvold & Odd Terje Sandlund



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Elektrisk fiske som undersøkelsesmetode i elv

En gjennomgang av metodens muligheter og begrensninger

Gunnbjørn Bremset

Ola Ugedal

Ola Diserud

Richard Hedger

Randi Saksgård

Knut Marius Myrvold

Odd Terje Sandlund

Bremset, G., Ugedal, O., Diserud, O., Hedger, R., Saksgård, R., Myrvold, K.M. & Sandlund, O.T. 2022. Elektrisk fiske som undersøkelsesmetode i elv. En gjennomgang av metodens muligheter og begrensninger. NINA Rapport 2056. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, januar 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4839-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Trygve Hesthagen

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tonje Aronsen (sign.)

OPPDRAAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAAGS GIVERS REFERANSE

M-2253 | 2022

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Roar A. Lund

FORSIDEBILDE

Elektrisk fiske i Nausta i Sunnfjord © Randi Saksgård

NØKKELOD

- Rennende vann
- Elektrisk fiske
- Undersøkelsesmetodikk
- Ungfiskundersøkelser
- Modellering
- Simulering
- Eksperimenter
- Retningslinjer
- Standardisering
- Tetthet
- Forekomst
- Fangbarhet
- Estimer

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Bremset, G., Ugedal, O., Diserud, O., Hedger, R., Saksgård, R., Myrvold, K.M. & Sandlund, O.T. 2022. Elektrisk fiske som undersøkelsesmetode i elv. En gjennomgang av metodens muligheter og begrensninger. NINA Rapport 2056. Norsk institutt for naturforskning.

Strandnært elektrisk fiske er en vanlig metode for å skaffe kvalitativ og kvantitativ informasjon om fiskebestander i elver. Resultater fra felteksperimenter viser at faktorer som ledningsevne, vanntemperatur, art og størrelse har vesentlig betydning for fangbarhet hos ungfisk av laks og aure. I tillegg vil vannføring og tidspunkt for elektrisk fiske kunne bidra til forskjeller i estimerte tettheter. Variasjoner i fysiske habitatforhold, som substratsammensetning, mengde hulrom, vanndybde og vannhastighet, er også viktige for å forklare variasjoner i tetthet innenfor og mellom elver. Betydningen av miljøforhold for fangbarhet til ungfisk, som i neste omgang gir grunnlag for beregninger av estimert tetthet, er vanskelig å undersøke under kontrollerte forhold uten svært omfattende og kostbare feltopplegg. Det foreligger imidlertid flere større datasett som kan benyttes for å få mer kunnskap om betydningen av slike forhold for tetthetsestimater. Ved ulike analyser av eksisterende datasett er det mulig å belyse sentrale problemstillinger knyttet til muligheter og begrensninger med elektrisk fiske. Statistiske analyser av større datasett vil sammen med resultater fra eksperimentelle studier, være viktige premisser for utvikling av en framtidig mønsterpraksis for strandnært elektrisk fiske.

Det er grunn til økt bevissthet rundt valg av stasjoner som skal inngå i et stasjonsnett. Analyser av et større datasett i Nausta viser at metoder for stasjonsvalg har betydning for representativiteten av data. Av tre undersøkte utvalgsmetoder var det et fullstendig tilfeldig utvalg som ga best presisjon i de fleste årene i løpet av en undersøkelsesperiode på 15 år. I utvelgelsen av stasjoner bør man i størst mulig grad gjenspeile habitatvariasjonen i vassdraget. I forbindelse med etablering av nye stasjonsnett i elver, anbefales det å gjøre en forhåndskartlegging før man bestemmer omfang og innretning av stasjonsnettet. En mulig tilnærming er å kartlegge mesohabitat, og innrette stasjonsnettet slik at det gjenspeiler relativ forekomst av ulike mesohabitat innenfor vassdraget. Når det gjelder antall stasjoner bør dette stå i et rimelig forhold til elvestørrelsen. I retningslinjer for ferskvannsbioologiske undersøkelser er det anbefalt at det bør fiskes på minst tre lokaliteter i hver elv, samt på én lokalitet per kilometer elvestrekning. I store elver kan tettheter av lokaliteter reduseres, men utvalget av lokaliteter skal uansett være representativt for elvestrekningen som undersøkes.

Den generelle antakelsen om konstant fangbarhet i alle omganger ved gjentatt overfiske har i felteksperimenter vist seg ikke å være gyldig. Fangbarheten i eksperimentene avtok til å begynne med fra én fangstomgang til den neste, men syntes å stabilisere seg etter seks til åtte fangstomganger. Avtakende fangbarhet de første fiskeomgangene gjør at estimater av fangbarhet basert på tre gangers overfiske av en stasjon ofte vil føre til en for høy beregnet fangbarhet. Dette betyr også at beregnet antall og tetthet av fisk på en prøveflate basert på tre gangers overfiske vil bli for lavt.

Elektrisk fiske i åpne elveavsnitt medfører et betydelig rømmingspotensial, ved at fisk flykter ut av undersøkelsesområdet og ikke returnerer i løpet av undersøkelsesperioden. Rømming av et visst omfang innebærer at utfangstmetoden underestimerer bestandsstørrelsen. I noen feltforsøk ble det registrert at en betydelig del av kjent bestand ble fanget i sperrenøter (inntil 60 % av årsyngel, men mindre enn 30 % av større ungfisk), noe som indikerer hvor mye fisk som prøvde å komme seg ut av området. Ved kvantitativt elektrisk fiske anbefales det å innrette fisket slik at rømmingspotensialet minimaliseres. I den grad det er mulig anbefales det å ha store stasjoner som strekker seg ut fra elvebredden, og som, om mulig, omfatter hele elvetvernsnittet i små elver.

Fangbarhet ved elektrisk fiske er avhengig av både art, kroppsstørrelse og fiskens atferd. Kroppsstørrelse har størst betydning for fangbarhet, med avtakende fangbarhet med avtakende kroppsstørrelse. I tillegg vil ulike fysiske forhold som ledningsevne, vanntemperatur, vannføring

og bunnsstrat samvirke med biologiske forhold og påvirke fangbarheten under praktisk elektrisk fiske. I felteksperimentene var det en direkte, positiv sammenheng mellom fangbarhet og ledningsevne hos årsyngel av laks. Det var ingen tilsvarende klar tendens til lavere fangbarhet med lavere ledningsevne hos eldre ungfisk av laks og aure. Kvantitativt elektrisk fiske etter små årsyngel (< 40 mm) gir svært usikre bestandsestimater, og usikkerheten i estimatene er spesielt stor ved lav vanntemperatur og lav ledningsevne. I elver med svært lav ledningsevne (< 15 mS/cm) anbefales det å benytte nyere modeller av elektriske fiskeapparat som gir optimal spenning i forhold til vannets ledningsevne gjennom automatiske eller manuelle innstillingsmuligheter.

For eldre laksunger viste estimert fangbarhet jevnt over mindre variasjoner med temperatur og fiskeomgang i feltforsøkene. Ved kaldtvannsfiske var det en noe økende trend i estimert fangbarhet, mens det var en noe avtakende trend i fangbarhet ved middels høy vanntemperatur, og et tilnærmet stabilt nivå under varmtvannsfisket. Både ved lav, middels og høy vanntemperatur var estimert fangbarhet for eldre laksunger mellom 0,35 og 0,45. Dette indikerer at det ikke er noen klar temperatureffekt på fangbarheten av eldre laksunger under elektrisk fiske. Erfaringer fra praktisk elektrisk fiske tilsier imidlertid at også eldre ungfisk kan ha lavere fangbarhet ved lav vanntemperatur, spesielt på lokaliteter med mye skjul.

Under varmtvannsfiske ved om lag 18 °C, ble det registrert betydelig dødelighet hos ungfisk av laks og aure. Av alle ungfisk som ble fanget ble det registrert 36 % dødelighet hos laksunger og 31 % dødelighet hos aureunger. Dødeligheten under varmtvannsfisket var vesentlig høyere enn registrert dødelighet ved lave og middels høye vanntemperaturer. Det er viktig å redusere belastningen på fisken under elektrisk fiske, både av hensyn til dyrevelferd og bestandstilstand. Erfaringene fra både kontrollerte forsøk og praktisk fiske tilsier at elektrisk fiske helst bør foregå innenfor et gitt temperaturområde, forslagsvis ved vanntemperaturer mellom 5 og 15 °C som foreslått i relevante standarder for elektrisk fiske og ferskvannsbiologiske undersøkelser.

Det finnes to vanlig brukte metoder for estimering av fangbarhet og antall/tetthet av ungfisk ved bruk av utfangstmetoden. Carle-Strub-metoden er mer robust med hensyn til brudd på antagelser og ikke så sårbar for små fangster som Moran-Zippins metode. Carle-Strub-metoden benytter priorfordeling for fangbarheten, det vil si en forhåndsbegrensning på hvilke verdier det er sannsynlig at fangbarhetsestimatet kan få. Basert på et større datasett fra en rekke norske vassdrag er det utviklet en modell for sammenhengen mellom estimert fangbarhet og størrelse på laks og aure. Denne modellen kan for eksempel brukes til å gi estimater for fangbarhet for art og størrelsesgrupper dersom fangstene er så små at et eget fangbarhetsestimat blir for usikkert. Modellen kan også brukes til å sette opp priorfordelinger for Carle-Strub-metoden for forskjellige arter og størrelsesgrupper av ungfisk. Dette vil gi bedre estimater for fangbarhet og antall/tetthet, spesielt for lokaliteter med relativt få fisk (små utvalg). Dette er også nyttig dersom det er ønskelig å analysere resultater for ulike alderskategorier, og datagrunnlaget fra det aktuelle vassdraget ikke gir tilstrekkelig store utvalg til å estimere fangbarhet for ulike aldersgrupper.

Gunnbjørn Bremset (Gunnbjorn.Bremset@nina.no), Ola Ugedal, Ola Diserud, Richard Hedger, Randi Saksgård & Odd Terje Sandlund, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.

Knut Marius Myrvold, Norsk institutt for naturforskning, NINA Lillehammer, Vormstuguvegen 40, 2624 Lillehammer.

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Datasett	8
2.1 Tidsserier.....	8
2.2 Studier under kontrollerte forhold.....	10
2.3 Undersøkelser ved lave temperaturer.....	11
3 Romlig variasjon	12
3.1 Betydning av stasjonsvalg.....	12
3.2 Variasjoner i elvetverrsnittet.....	14
4 Variasjoner over tid	18
4.1 Mellomårsvariasjon.....	18
4.2 Temperaturforhold.....	19
4.3 Standardiserte data.....	22
5 Fangbarhet	24
5.1 Biologiske forskjeller.....	24
5.2 Betydningen av miljøforhold.....	28
6 Estimering av fisketetthet	35
6.1 Merking-gjenfangst-metoder.....	35
6.2 Utfangstmetoder.....	37
6.3 Én gangs overfiske.....	40
6.4 Data fra få stasjoner.....	42
7 Oppsummering	43
7.1 Stasjonsvalg.....	43
7.2 Fangbarhet og estimering.....	43
8 Referanser	46
9 Vedlegg	50
9.1 Oppskaleringer.....	50
9.2 Vedleggsfigurer.....	51
9.3 Vedleggstabeller.....	55

Forord

I de senere år har det vært en prioritert oppgave hos miljømyndighetene å sikre best mulig miljødata gjennom bruk av enhetlig praksis og standardiserte metoder. Miljømyndighetene har gitt Standard Norge i oppdrag å modernisere eksisterende miljøstandarder, og etablere nye miljøstandarder der disse mangler. I den forbindelse er det blant annet etablert nye retningslinjer for alle ferskvannsbiologiske undersøkelser, samt gjort et systematisk arbeid for å oppdatere og etablere nye standarder for metoder benyttet i ferskvannsbiologiske undersøkelser. Det er blant annet etablert nye norske standarder for bunndyrundersøkelser, smoltundersøkelser og gytefiskundersøkelser. Det finnes foreløpig ingen egen norsk standard for ungfiskundersøkelser ved bruk av elektrisk fiske. Imidlertid finnes det en europeisk standard for elektrisk fiske som også gjelder for Norge. Denne metodestandarden er imidlertid av eldre dato, og lite tilpasset forholdene i norske vassdrag. Det foreligger derfor planer om å revidere denne metodestandarden.

Strandnært elektrisk fiske har over tid hatt en bred anvendelse i norske vassdrag, og er ofte den viktigste undersøkelsesmetoden i laksevassdrag. Imidlertid foreligger ingen enhetlig praksis som sikrer standardiserte data, uavhengig av hvilke forskningsmiljøer som gjennomfører undersøkelsene. Det foreligger derfor planer om å arrangere et erfaringsseminar om strandnært elektrisk fiske i rennende vann, med ambisjon om å sikre en mest mulig enhetlig praksis i tråd med beste tilgjengelige kunnskap (ofte kalt mønsterpraksis). Som et utgangspunkt for diskusjoner under et slikt erfaringsseminar, har NINA fått i oppdrag å sammenstille oppnådde erfaringer fra praktisk elektrisk fiske i vassdrag, samt erfaringer fra systematiske utprøvinger av elektrisk fiske under kontrollerte forhold i mindre vassdrag. Denne rapporten omhandler teoretiske betraktninger om fangbarhet og tetthetsestimering, resultater fra nye analyser av data av langtidsserier i noen utvalgte laksevassdrag, samt de viktigste resultatene fra eksperimentelle studier i perioden 2010-2015.

Trondheim 30. januar 2022

Ola Ugedal, prosjektleder

1 Innledning

Elektrisk fiske har vært en vanlig metode i Norge i mange tiår. Etter implementeringen av vannforskriften etter årtusenskiftet, har undersøkelser med bruk av elektrisk fiske blitt en standard overvåkingsmetode i rennende vann (Sandlund med flere 2013, Anonym 2014). Standard framgangsmåte ved elektrisk fiske innebærer at to personer arbeider sammen. Den ene bærer fiskeapparatet samt en håv, og den andre en håv samt bøtte til oppsamling av fanget fisk (jf. Anonym 2003). Alle datasett som blir referert i denne rapporten er samlet på denne måten. Undersøkelser hvor det benyttes strandnært elektrisk fiske har ofte ulike formål, og utformingen av undersøkelsesopplegget vil være avhengig av formålet (Forseth & Forsgren 2008). Uansett formål vil man ofte være interessert i å beregne tetthet av ungfisk på én eller flere lokaliteter i et vassdrag. Estimering av fangbarhet er et nødvendig mellomtrinn for å kunne beregne tetthet. Den estimerte tettheten av ungfisk på en lokalitet er en funksjon av både biologiske og fysiske forhold. Felteksperimentene som ble gjennomført i fem mindre elver pekte på flere miljømessige og biologiske forhold som påvirker fangbarhet til ungfisk, og dermed usikkerhet og systematiske skjevheter for tetthetsestimater. Det er flere fysiske forhold som bidrar til forskjeller i tetthet mellom lokaliteter innenfor én elv, forskjeller i tetthet på samme lokaliteter mellom år, og forskjeller i tetthet mellom elver. Blant fysiske forhold som har spesielt stor betydning er vannføring, vanntemperatur og ledningsevne (Sandlund med flere 2011).

Variasjoner i fysiske habitatforhold, som substratsammensetning, mengde hulrom, vanddybde og vannhastighet, er også viktige for å forklare variasjoner i tetthet innenfor og mellom elver. Betydningen av miljøforhold for fangbarhet til ungfisk, som i neste omgang gir grunnlag for beregninger av tetthet, er vanskelig å undersøke under kontrollerte forhold uten svært omfattende og kostbare feltopplegg. Det foreligger imidlertid flere større datasett som kan benyttes for å få mer kunnskap om betydningen av slike forhold for tetthetsestimater, og hvordan man best planlegger innsamlingen for å besvare ulike problemstillinger. Ved ulike analyser av eksisterende datasett er det mulig å belyse sentrale problemstillinger knyttet til muligheter og begrensninger med elektrisk fiske. Statistiske analyser av større datasett vil sammen med resultater fra eksperimentelle studier, være viktige premisser for utvikling av en framtidig mønsterpraksis for strandnært elektrisk fiske.

Forseth & Forsgren (2008) har tidligere oppsummert teoretiske forutsetninger for elektrisk fiske og bestandsestimering, samt bidratt med en gjennomgang av en del praktiske erfaringer med elektrisk fiske i norske vassdrag. I oppsummeringen er det blant annet sett nærmere på variasjoner i fangbarhet, statistiske usikkerheter, variasjoner i miljøforhold under feltarbeid, effekter av habitatforhold og sesong, samt dyrevelferdsmessige aspekter og hvordan elektrisk fiske kan benyttes som et verktøy innenfor forskning og forvaltning. I tillegg ble det identifisert metodiske begrensninger, utredningsbehov og forbedringspunkter. På grunnlag av dette har det blitt gjennomført systematiske utprøvinger av elektrisk fiske under kontrollerte forhold (Sandlund med flere 2011, Bremset med flere 2015, Bremset med flere 2016, Hedger med flere 2018), med bruk av tilskuddsmidler fra Miljødirektoratet og andre tilgjengelige forskningsmidler. På bakgrunn av disse studiene har man fått en dypere innsikt i muligheter og begrensninger med tetthetsestimering på grunnlag av elektrisk fiske (se nedenfor).

Resultatene fra eksperimentene viser at fysiske faktorer som ledningsevne og vanntemperatur har vesentlig betydning for fangbarhet hos ungfisk av laks og aure. Felteksperimentene viser også at bestandsestimat basert på tre gangers overfiske og utfangstmetoden gir systematiske underestimeringer av bestandsstørrelse. Bruk av sperrenøter i felteksperimentene viste at en relativt stor andel av fiskene (inntil 30 %) kan flykte ut av undersøkelsesområdet under åpent elektrisk fiske. Dette aktualiserer spørsmålet om hvordan man bør innrette undersøkelser for å oppnå det beste estimatet for fiskebestanden (Larsen med flere 2010), blant annet antall og størrelse på stasjoner, og hvor mange ganger overfiske man skal ha per stasjon. I denne rapporten er det gjort en oppdatert gjennomgang av oppnådde erfaringer, med spesiell vektlegging av betydningen av romlig variasjon, variasjoner over tid, variasjoner i fangbarhet og hvordan disse forholdene påvirker kvantitative studier av ungfisk.

2 Datasett

Det er benyttet en rekke tilgjengelige datasett for å belyse ulike problemstillinger knyttet til elektrisk fiske. Blant de viktigste av disse er datasett fra langtidsserier (**avsnitt 2.1**), datasett fra studier under kontrollerte forhold (**avsnitt 2.2**) og datasett fra undersøkelser ved lave temperaturer (**avsnitt 2.3**).

2.1 Tidsserier

Tovdalselva i Agder: Det har vært gjennomført undersøkelser av ungfisk i forbindelse med overvåking av ungfisk i forsurete vassdrag fra og med 1995 (Saksgård & Larsen 2019). NINA har gjennomført undersøkelsene med unntak av perioden 2006-2010. I analysene er det benyttet data fra perioden 2012-2018 (se Saksgård & Larsen 2019). Det er gjennomført undersøkelser i fire år i løpet av denne perioden, og det er gjennomført tre gangers overfiske på inntil tolv stasjoner hvert år. Det foreligger ikke skjulmålinger på stasjonene, men data om vannføring og vanntemperatur under fisket foreligger fra målestasjon ved utløp av Flaksvannet. Laksunger er noenlunde jevnt fordelt over hele den undersøkte strekningen, og har dominert i ungfisksamfunnet siden 2003. I perioden før 2003 dominerte aure, men aurebestanden hadde en kraftig nedgang i 2006, og har siden hatt lave tettheter.

Lygna i Agder: Det har vært gjennomført undersøkelser av ungfisk i forbindelse med overvåking av ungfisk i forsurete vassdrag fra og med 1991 (Saksgård & Larsen 2019). NINA har gjennomført undersøkelsene med unntak av perioden 2006-2010. Siden 1994 er det i tillegg gjennomført ungfiskundersøkelser i det to sideelvene Litlåna og Møska. Vi har benyttet data fra perioden 2012-2018 i våre analyser (se Saksgård & Larsen 2019). Det er gjennomført undersøkelser i tre år i denne perioden, og det er gjennomført tre gangers overfiske på inntil tolv stasjoner hvert år. Det foreligger ikke skjulmålinger på stasjonene. Vannføringsdata under fisket foreligger fra Tingvatnet og Møska, mens vanntemperatur er målt på de enkelte stasjonene under elektrisk fiske. Etter åpning av en laksetrapp i Kvåsfossen i 2006 har det blitt etablert fire stasjoner i øvre deler av elva. Laksunger har dominert ungfisksamfunnet i Lygna siden 2002. Før den tid dominerte aure, men aurebestanden hadde i likhet med i Tovdalselva en kraftig nedgang i 2006, og har siden hatt lave tettheter i hovedelva og i Litlåna. I den ukalkete Møska dominerer aure fortsatt.

Nausta i Vestland: NINA har gjennomført årlige undersøkelser av ungfisk fra og med 2003. Stasjonsnettet har bestått av inntil 29 stasjoner fordelt over hele lakseførende strekning (Ugedal med flere 2013a). En av formålene med undersøkelsen er å studere bestand-rekrutteringsrelasjoner for laks og faktorer som påvirkere slike forhold (Teichert med flere 2013, Hindar med flere 2019). Data på tetthet av eldre laksunger fra Nausta i perioden 2003-2017 har også blitt benyttet til å kvantifisere variasjonen i tetthet av laksunger i tid og rom, vurdere konsekvensen for tilstandsklassifiseringen, og å undersøke i hvilken grad en gitt innsats gir et representativt bilde av tilstanden i elva (Myrvold med flere 2018).

Daleelva (Høyanger) i Vestland: NINA har gjennomført årlige undersøkelser av ungfisk fra og med 2003 (Lund med flere 2006, Bremset med flere 2011, Ugedal med flere 2020). I denne rapporten har vi benyttet data fra perioden 2012-2019 fra hovedelva (se Ugedal med flere 2020). Det ble gjennomført måling av skjul på alle stasjonene i 2019. Det foreligger data om vannføring og vanntemperatur under fisket. I hovedelva er laks den dominerende arten.

Aurlandsvassdraget i Vestland: I dette vassdraget er det gjennomført undersøkelser fra og med 1989, mens NINA har gjennomført årlige ungfiskundersøkelser fra og med 2009 (Ugedal med flere 2019). I en periode til og med 2010 ble det årlig gjennomført tre gangers overfiske på 15 stasjoner, fordelt på seks stasjoner i Aurlandselva, seks stasjoner i Nedre Vassbygdelva og tre stasjoner i Øvre Vassbygdelva. Opplegget for undersøkelsen ble endret fra og med 2010 og antall stasjoner i Aurlandselva ble økt til 20. I den forbindelse ble det deretter fisket en blanding av én gangs og tre gangers overfiske og antallet stasjoner med tre gangers overfiske har variert fra tre til seks årlig. I Aurlandsvassdraget er aure den dominerende arten, mens laksebestanden

har variert mye på grunn av en svært variabel gytebestand og kultivering (rognutlegging) som også har variert i omfang. Det foreligger ikke skjulmålinger på stasjonene, men data om vannføring og vanntemperatur under fisket foreligger både fra Aurlandselva og Vassbygdelva.

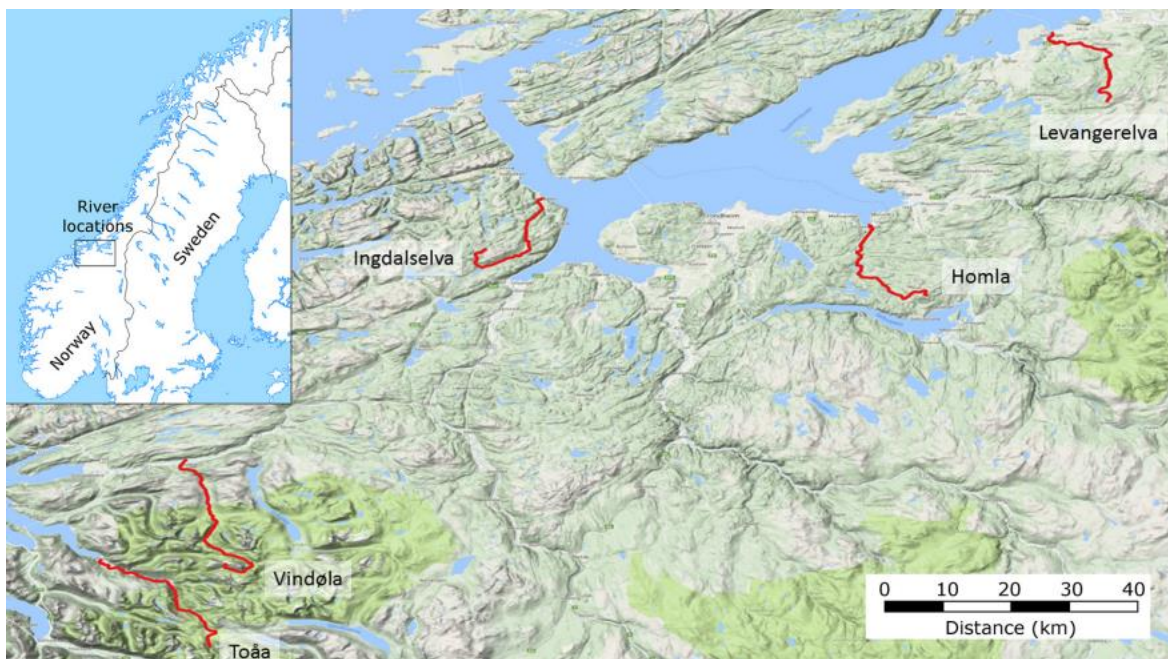
Eira i Møre og Romsdal: NINA har gjennomført årlig overvåking av ungfiskbestanden i lang tid (Jensen med flere 2014, Bremset med flere 2019). I de siste årene har det blitt fisket en blanding av én gangs og tre gangers overfiske, og i hovedanalysen av fangbarhet er det benyttet data for perioden 2014-2019. I enkelte analyser er det også benyttet eldre materiale fra og med 2001. Det undersøkte området kan deles inn i to delstrekninger basert på ulik påvirkning av kraftverksreguleringen: Eira og Aura. Det ble gjennomført målinger av skjul på alle stasjonene i Eira i 2014, mens det ikke er gjennomført skjulmålinger i Aura. Det foreligger data på vannføring og vanntemperatur under elektrisk fiske for begge elveavsnitt. Laks er den dominerende arten i Eira, mens aure dominerer i Aura.

Surna i Møre og Romsdal: NINA har gjennomført årlige ungfiskundersøkelser fra og med 2002 (Lund & Johnsen 2007, Johnsen med flere 2011, Ugedal med flere 2018). Undersøkelsene har omfattet 26-29 stasjoner. Det undersøkte området kan deles inn i tre delstrekninger basert på ulik påvirkning av kraftverksreguleringen. I alle år har det vært benyttet en kombinasjon av én gangs og tre gangers overfiske, og vanligvis har det vært tre gangers overfiske på tre stasjoner på hver delstrekning hvert år. Det er benyttet data fra perioden 2012-2019 i analysene. Det ble gjennomført måling av skjul på alle stasjonene i 2019. I Surna er laks dominerende på alle de tre delstrekningene. På den nederste delstrekningen fanges det år om annet en god del årsyngel av aure. Fangsten av eldre aureunger er lav på alle delstrekningene. Det foreligger data på vannføring fra den nederste strekningen nedstrøms utløpet av Trollheim kraftverk, mens vannføring for strekninger ovenfor kraftverksutløpet må beregnes med grunnlag i opplysninger om vannføring på målepunktet nedstrøms kraftverket og driftsvannføring gjennom kraftverket. Vanntemperatur registreres ved feltarbeidet og det er også NVE-loggere utplassert i vassdraget.

Småvassdrag i Trøndelag: I 2008 og 2009 ble det gjennomført undersøkelser av ungfiskbestand i ni mindre laksevassdrag i Trøndelag (se Foldvik med flere 2017). Her ble det fisket på til sammen 130 lokaliteter (10-15 i hver elv) hvorav 45 ble overfisket i tre omganger. På alle lokalitetene ble det målt skjul samtidig som det ble gjennomført elektrisk fiske. Fra de fleste av disse vassdragene foreligger ingen målinger av vannføring, men vanntemperaturen under fisket ble målt i felt. De fleste lokalitetene som ble undersøkt var dominert av laks, men noen lokaliteter hadde også gode tettheter av aure. Dette datasettet ble benyttet i analyser av fangbarhet i forhold til art og størrelse av ungfisk.

2.2 Studier under kontrollerte forhold

I perioden 2010-2015 ble det gjennomført eksperimentelle studier i fem elver i Midt-Norge (**figur 1**). De undersøkte elvene var Toåa og Vindøla i Surnadal kommune, Ingdalselva i Lensvik kommune, Homla i Malvik kommune og Levangerelva i Levanger kommune. Eksperimentene ble gjort innenfor elveavsnitt som var avstengt med sperrenøter (**bilde 1**). Utfyllende opplysninger om undersøkelsesområdene er gitt i **vedleggstabell 1**, samt i Sandlund med flere (2011), Bremset med flere (2015, 2016) og Hedger med flere (2018).



Figur 1. I perioden 2010-2015 ble det gjennomført eksperimentelle studier med bruk av elektrisk fiske i fem mindre elver i Midt-Norge. Figuren er hentet fra Hedger med flere (2018).

Toåa: Det ble gjennomført undersøkelser innenfor et om lag 430 m² stort område i øvre deler av lakseførende strekning i september 2010 og august 2014. I september 2010 ble området overfisket elleve ganger, mens området ble overfisket ni ganger i august 2014.

Vindøla: Det ble gjennomført undersøkelser innenfor et om lag 450 m² stort område i midtre del av lakseførende strekning i september 2010. Området ble overfisket ti ganger.

Ingdalselva: Det ble gjennomført undersøkelser innenfor et om lag 850 m² stort område i midtre deler av lakseførende strekning i september 2010 og oktober 2013. Området ble overfisket ti ganger i september 2010 og sju ganger i oktober 2013.

Homla: Det ble gjennomført undersøkelser i nedre deler av lakseførende strekning ved fire anledninger; september 2010, november 2010, november 2014 og august 2015. I september 2010 ble et om lag 220 m² stort område overfisket tolv ganger, i november 2010 ble et om lag 360 m² stort område overfisket ti ganger, i november 2014 ble et om lag 190 m² stort område overfisket åtte ganger, og i august 2015 ble et om lag 430 m² stort område overfisket ti ganger,

Levangerelva: Det ble gjennomført undersøkelser innenfor et om lag 280 m² stort område i nedre deler av lakseførende strekning i september 2010. Området ble overfisket 13 ganger.



Bilde 1. I perioden 2010-2015 ble det gjennomført eksperimentelle studiene innenfor avsperrerte områder i fem mindre elver i Midt-Norge. Illustrasjonsbildet er fra en lokalitet i øvre deler av Toåa i Surnadal kommune. Foto: Odd Terje Sandlund.

2.3 Undersøkelser ved lave temperaturer

Et større datasett fra elektrisk fiske i Gaula fra periodene 1986-1990 og 1995-1998 (L'Abée-Lund med flere 1987, Hindar med flere 1996, 1999) har blitt analysert for å illustrere metodiske begrensninger, med spesielt fokus på hvordan varierende miljøforhold under fisket påvirker tetthetsestimater. For å belyse temperatureffekter ble det sett spesielt på én stasjon på strekningen Rognes-Lundamo som var undersøkt oftest og under mest varierende forhold i løpet av de to periodene. Elektrisk fiske i Gaula har vært gjennomført i to perioder av året; i juli-august hvor temperaturen ofte ligger rundt 15 °C, og i september-oktober med temperaturer lavere enn fem grader Celsius. I forbindelse med eksperimenter under kontrollerte forhold (se **avsnitt 2.2**), ble det gjennomført undersøkelser ved lave vanntemperaturer i Homla i november 2010 og november 2014, samt i Ingdalselva i midten av oktober 2013. Vanntemperaturene i Homla var 4,2-4,3 °C i november 2010, mens vanntemperaturen var 1,3 °C i november 2014. Vanntemperaturen i Ingdalselva i oktober 2013 var 4,6-4,8 °C.

3 Romlig variasjon

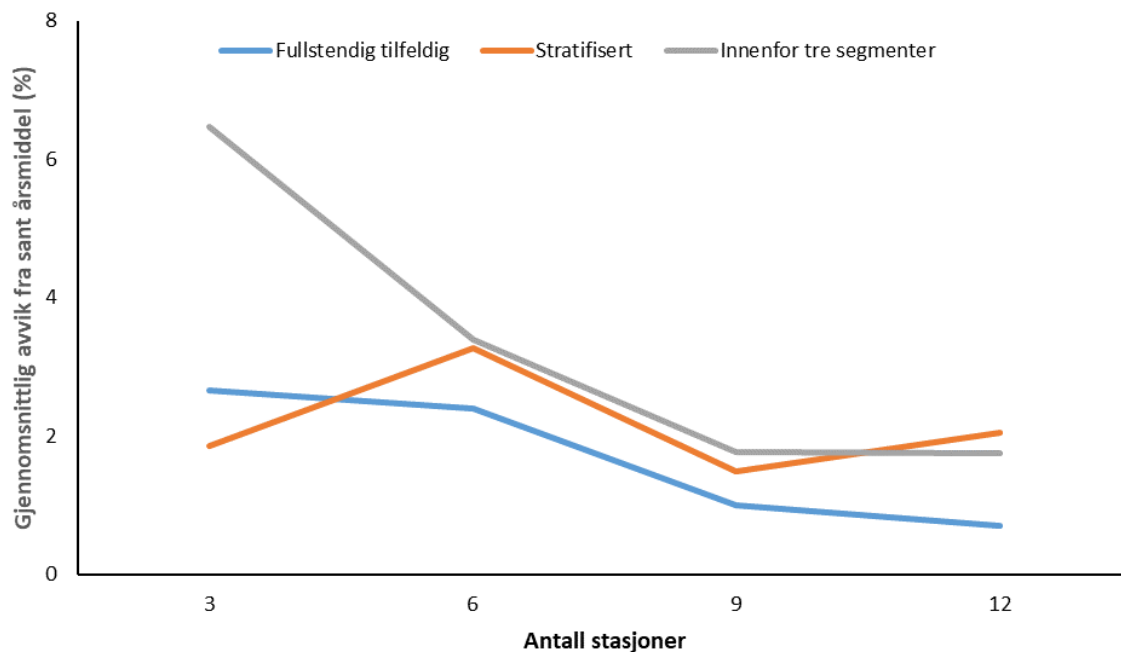
Romlig variasjon i fiskeforekomst er et kjennetegn for fiskesamfunn i rennende vann (Allan 1995), slik at stasjonsvalg vil kunne ha stor betydning for resultatene man får (**avsnitt 3.1**). I tillegg er det også variasjoner i elvetverrsnittet (**avsnitt 3.2**). Disse variasjonene i to dimensjoner vil derfor ha betydning når man ønsker å skalere opp tetthetsdata til vassdragsnivå (se **avsnitt 9.1**).

3.1 Betydning av stasjonsvalg

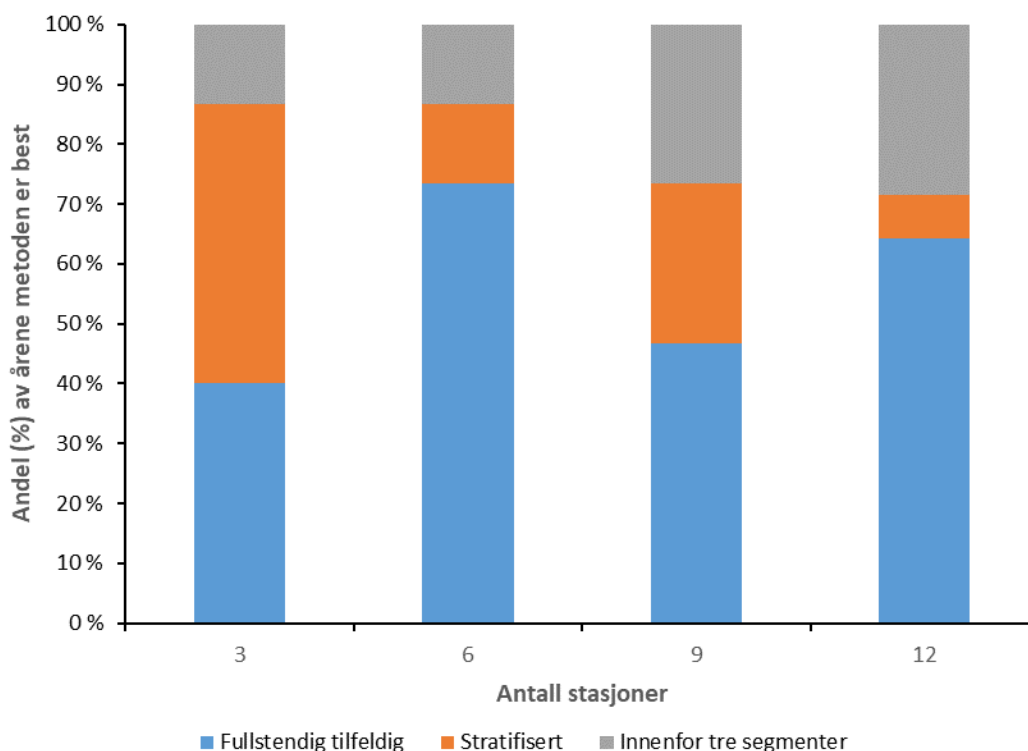
På grunn av de store habitatforskjellene som ofte finnes innenfor et vassdrag, vil det også kunne være betydelige variasjoner i fiskeforekomst innenfor ulike vassdragsavsnitt. Det kan være til dels store forskjeller i artssammensetning, størrelsessammensetning og tetthet mellom rasktflytende områder med grovt substrat og sentflytende områder med fint substrat, slik det ble funnet under elektrisk båtfiske på 81 stasjoner i Tanaelva i september 2014 (Foldvik med flere 2016). Utvelgelsen av stasjoner under elektrisk fiske har følgelig stor betydning for resultatene man oppnår. Systematiske skjevheter i valg av stasjoner, eksempelvis ved at høyproduktive områder er overrepresentert, mens lavproduktive områder er underrepresentert i stasjonsnettet, vil kunne gi lite representative data med hensyn til sammensetning av fiskesamfunn og fiskeproduksjon for elva som helhet.

For å belyse betydningen av stasjonsvalg for resultater under elektrisk fiske, har Myrvold med flere (2018) gjort statistiske analyser av innsamlete data fra et større stasjonsnett i Nausta. I perioden 2003-2017 har det blitt gjennomført årlige undersøkelser på inntil 29 stasjoner fordelt over hele lakseførende strekning. På grunnlag av denne langtidsserien er det gjennom simuleringer analysert hvordan antall undersøkte stasjoner og deres romlige plassering påvirker resultatene. Det ble undersøkt hvor godt henholdsvis tre, seks, ni og tolv stasjoner representerte gjennomsnittsnivået for inntil 29 stasjoner. De tre benyttete utvelgelsesmetodene for plassering av utvalgte stasjoner i analysene var a) fullstendig tilfeldig utvalg (helt tilfeldig blant alle 29 stasjoner), b) stratifisert tilfeldig utvalg (der elva ble delt inn i tre, seks, ni og tolv segmenter, og én stasjon ble tilfeldig valgt innenfor hvert segment) og c) tilfeldig utvalgte stasjoner innenfor tre segmenter (der hvert segment inneholdt en tredjedel av stasjonene, og én, to, tre og fire stasjoner ble tilfeldig valgt innenfor hvert av disse tre segmentene).

Det ble kjørt 100 simuleringer for å jevne ut tilfeldigheter ved utvalg. Felles for alle utvalgsmetodene var at det prosentvise avviket fra gjennomsnittstetthet for hele stasjonsnettet avtok med økende antall stasjoner, det vil si at et økende antall stasjoner alltid ga et mer representativt bilde av gjennomsnittlig tetthet i elva (**figur 2**). Av de tre utvalgsmetodene var det den fullstendig tilfeldige metoden som hadde minst avvik fra gjennomsnittsverdiene for elva. Tilsvarende var det denne metoden som var nærmest årsgjennomsnittet i de fleste årene i løpet av perioden 2003-2017 (**figur 3**). Det skal riktignok sies at forskjellene ikke var markante mellom de ulike utvelgelsesmetodene, og at det viktigste grepet for et mest mulig representativt utvalg er å øke antall stasjoner som undersøkes.



Figur 2. Gjennomsnittlig avvik (%) i tetthet mellom årsgjennomsnittet for hele stasjonsnettet i Nausta, og utvalgsgjennomsnittene for tre ulike utvalgsmetoder med undersøkelse av henholdsvis tre, seks, ni og tolv stasjoner. Datagrunnlaget er fra undersøkelser på inntil 29 stasjoner i perioden 2003-2017. Figuren er modifisert etter Myrvold med flere (2018).



Figur 3. Prosentvis andel av undersøkelsesår der tre ulike tilnærminger for stasjonsutvalg ga best samsvar med årsgjennomsnitt for fisketettheter i Nausta. De tre utvalgsmetodene er fullstendig tilfeldig utvalg (blå søyler), stratifisert tilfeldig utvalg (brune søyler) og tilfeldig utvalgte stasjoner innenfor tre elvesegmenter (grå søyler). Figuren er basert på 100 simuleringer for henholdsvis tre, seks, ni og tolv stasjoner. Figuren er modifisert etter Myrvold med flere (2018).

Med bakgrunn i generell kunnskap om habitatvariasjon innenfor vassdrag, og analyseresultatene fra langtidsserien i Nausta, er det grunn til økt bevissthet rundt valg av stasjonsnett i vassdrag. I tilfeller der det er gjennomført elektrisk fiske tidligere, er det naturlig å vurdere om tidligere stasjonsnett helt eller delvis bør inngå i det nye stasjonsnettet. I disse vurderingene bør det være spesiell oppmerksomhet på om stasjonene representerer habitatvariasjonen på en tilfredsstillende måte. Ved utvidelse av eksisterende stasjonsnett bør man søke å inkludere habitattyper som er underrepresentert. Dette kan gjøres på grunnlag av tilgjengelige habitatdata fra vassdraget. Der datagrunnlaget er mangelfullt kan man benytte informasjon som finnes i skriftlige kilder, flyfoto og kart. Informasjon fra lokale ressurspersoner kan også være veldig nyttig i forbindelse med utvidelse av stasjonsnett, eller under forhåndskartlegging før etablering av nytt stasjonsnett (se nedenfor).

I forbindelse med etablering av nye stasjonsnett i elver, anbefales det å gjøre en forhåndskartlegging før man bestemmer omfang og innretning av stasjonsnettet. En mulig tilnærming er å kartlegge mesohabitat (Borsányi med flere 2004), og innrette stasjonsnettet slik at det gjenspeiler relativ forekomst av ulike mesohabitat innenfor vassdraget. Når det gjelder antall stasjoner bør dette stå i et rimelig forhold til elvestørrelsen. I retningslinjer og krav for ferskvannsbiologiske undersøkelser (Anonym 2015) er det følgende normative krav (sitat): *«Det bør fiskes på én lokalitet per kilometer elvestrekning, men minst tre lokaliteter i hver elv. I elver der den undersøkte elvestrekningen er > 10 km, kan tettheter av lokaliteter reduseres, men utvalget av lokaliteter (antall og plassering) skal uansett være representativ for elvestrekning, gitt variasjon i habitater og den eller de fiskebestander som skal undersøkes».*

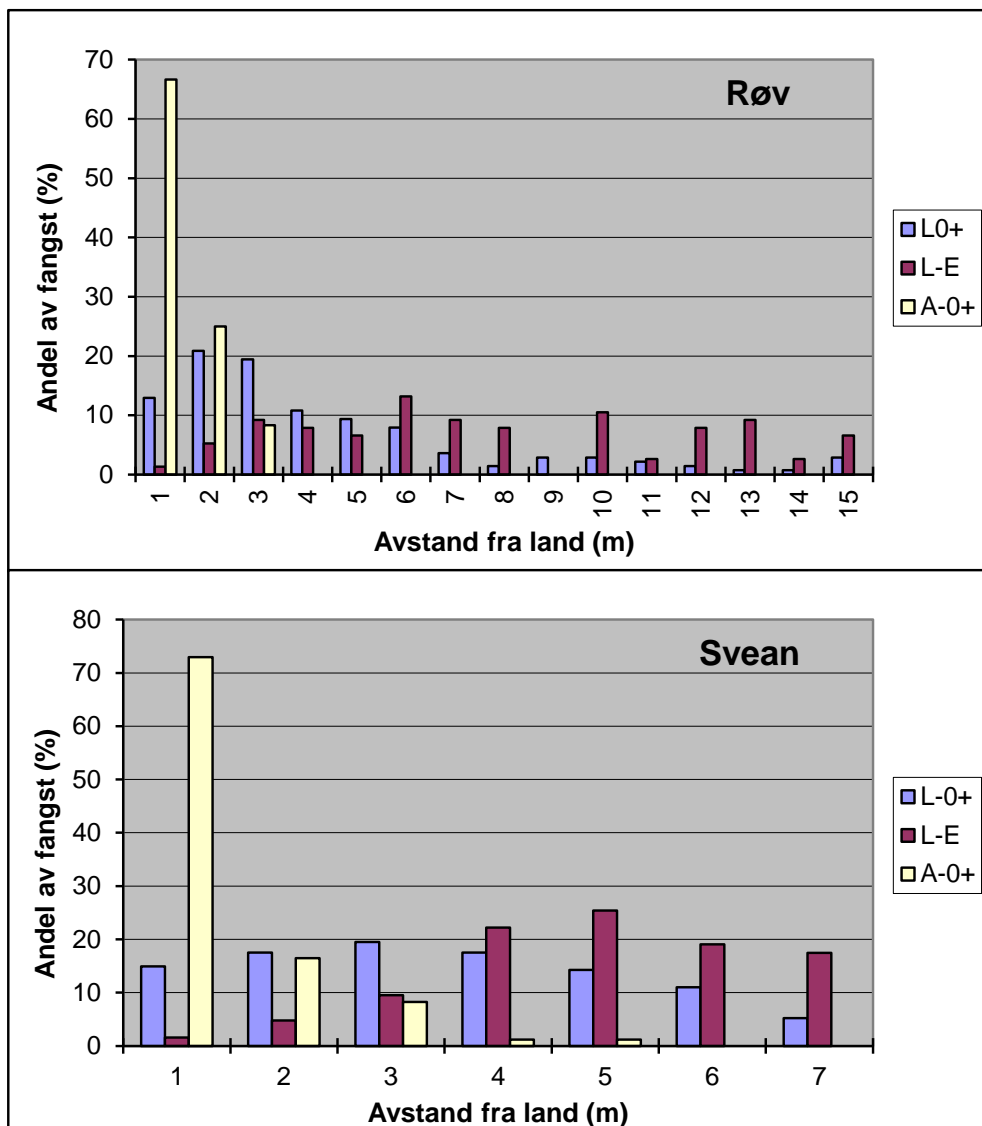
3.2 Variasjoner i elvetverrsnittet

Flere studier fra skandinaviske laksevassdrag har vist at det kan være store variasjoner i fiskeforekomst i ulike deler av elvetverrsnittet. En generell trend er at aure ofte er mer tilknyttet land enn laks (Gibson & Cunjak 1986, Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001), og at små individer som årsyngel og ettåringer er mer tilknyttet land enn større individer som toåringer og eldre ungfisk (Bohlin 1977, Karlström 1977, Bremset & Berg 1999). Følgelig kan oppnådde resultater i større eller mindre grad bli påvirket av hvordan stasjonene plasseres i elvetverrsnittet (jf. illustrasjon av tredimensjonal habitatbruk i **vedleggsfigur 1**). I det følgende presenterer vi et par eksempler som illustrerer dette poenget.

Surna - transektfiske

I Surna har det ved noen anledninger blitt gjennomført systematisk elektrisk fiske fra elvebredden og utover mot dypere vann for å undersøke hvordan forekomst av ungfisk varierer med avstand fra land. Formålet med undersøkelsene var å få mer kunnskap om forekomst av ungfisk med hensyn til avstand fra elvebredden og dyp, blant annet for å kunne vurdere påvirkning av utfall i Trollheim kraftverk med hensyn til strandingssannsynlighet og mulige effekter av hyppige vannstandsendringer som følge av effektkjøring i perioder av året (Forseth med flere 2009, Ugedal med flere 2013b). Undersøkelsene ble gjennomført ved to lokaliteter som hadde ulik gradient på elvesenga: Røv, hvor det var en slak gradient slik at det i oktober 2007 var mulig å fiske 15 meter ut fra elvebredden før det ble for dypt og stritt, og Svean, med brattere gradient hvor det var mulig å fiske sju meter ut fra elvebredden (**vedleggsfigur 3**). Undersøkelsen ble gjennomført på en så standardisert måte som mulig og vi forsøkte å forstyrre ufiskede områder så lite som mulig. Hvert transekt ble påbegynt en halv meter fra bredden. For hver avstand fra land ble det benyttet ett standardisert sveip med anodestanga vinkelrett ned mot fiskerne, og fisk som ble registrert i strømfeltet rundt anoden ble fanget og oppbevart i en bøtte for nærmere undersøkelse. Mellom hvert sveip flyttet fiskerne seg om lag én meter utover i elva. Ved avslutning av ett transekt (ytterenden) ble det vadet inn langs det fiskede transektet. Deretter ble det fisket nye transekter på lokalitetene med om lag fem meter oppstrøms forflytning mellom hvert transekt. Totalt ble det fisket om lag 20 transekter på begge lokalitetene ved hver anledning. Fanget fisk ble artsbestemt og tilordnet to størrelsesgrupper (årsyngel og parr) basert på lengde, og fisken ble oppbevart i bøtter på land og satt tilbake i elva etter at fisket på lokaliteten var gjennomført.

På begge lokalitetene i Surna ble mesteparten av aureyngelen fanget på de innerste tre meterne av transektene med størst andel av fangsten (om lag 70 %) nærmest elvebredden (**figur 4**). Årsyngel av laks ble registrert i hele transektbredden på begge stasjonene, men på lokaliteten med slak gradient (Røv) avtok forekomsten med økende dyp og avstand fra land. Eldre laksunger var mer jevnt fordelt utover fra elvebredden, men med lavest forekomst på de grunneste områdene innerst langs elvebredden. Liknende resultater med hensyn til forekomst av aure- og laks ble også registrert ved undersøkelser i Surna i oktober 2006 og mars 2007 (Forseth med flere 2009; Ugedal med flere 2013b). Resultatene viser blant annet at bredde på stasjoner kan ha betydning for vurdering av artssammensetning og tetthet av yngel i elver som Surna. Hvis det fiskes smale stasjoner vil aureyngel utgjøre en større andel av yngelbestanden enn hvis det fiskes brede stasjoner.



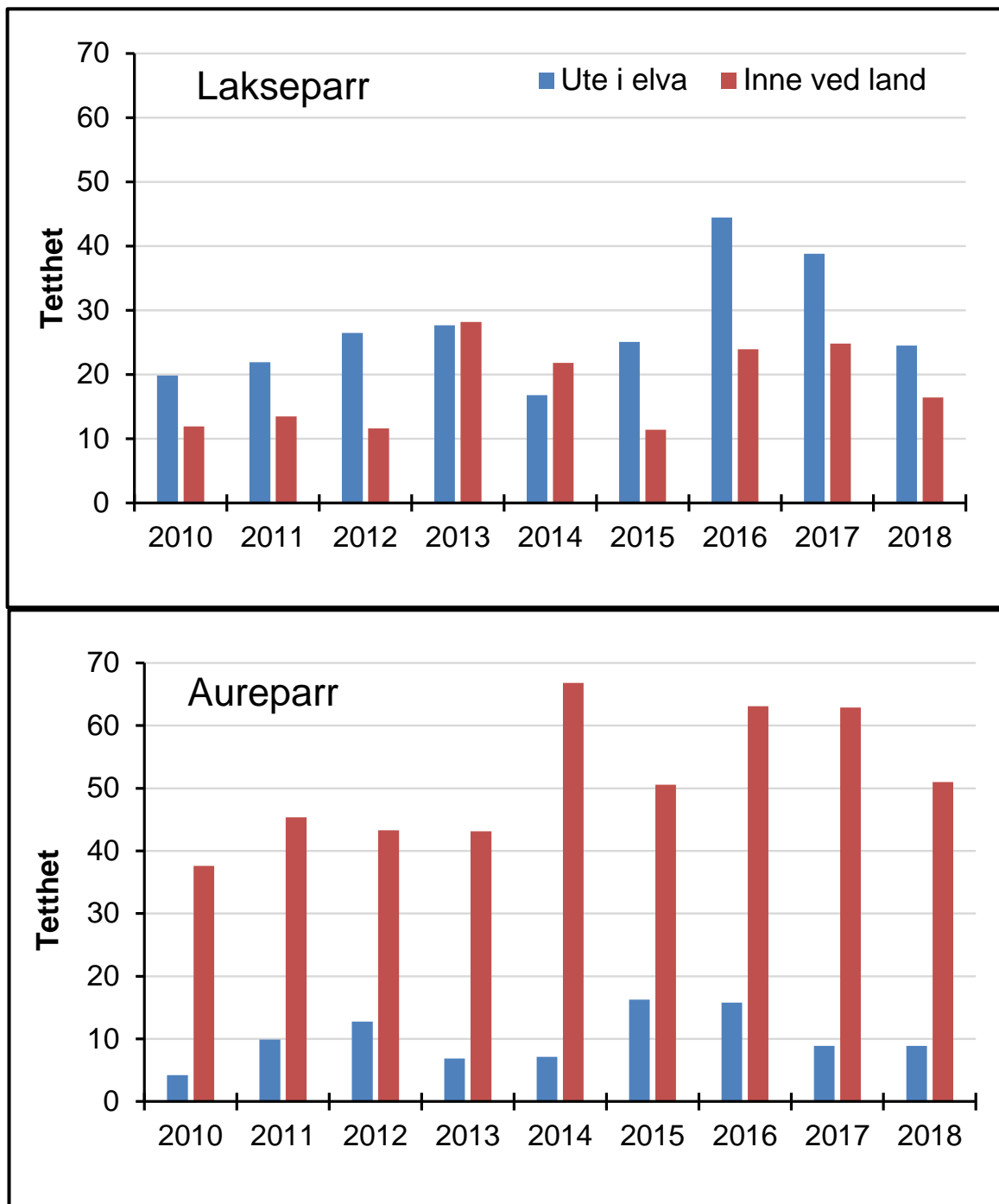
Figur 4. Fangst av laks- og aureunger i ulike avstander fra land under elektrisk fiske i Surna ved Røv (øvre panel) og Svean (nedre panel) i oktober 2007. Undersøkelsene ble gjennomført 2. oktober, da vanntemperaturene var om lag 9 °C, og vannføringen om lag 44 m³/s. Det hadde vært en lengre periode uten kraftverkspåvirket døgnvariasjon i vannføring i forkant av undersøkelsen.

Aurlandselva - fiske langs land og ute i elva

Enkle transektundersøkelser som ble gjennomført i Aurlandselva i 2010 tydet også på at aureunger forekom vesentlig hyppigere nært land enn lenger ute i elvetverrsnittet. For å undersøke om det var systematiske forskjeller i artssammensetning og ungfisktetthet knyttet til hvor i elvetverrsnittet det ble fisket, ble det opprettet fire stasjonspaar som ble fisket årlig i perioden 2010-2018 (Ugedal med flere 2019). I disse parvise lokaliserte stasjonene hadde den ene stasjonen avgrensning mot elvebredden (som er mest vanlig i undersøkelser), mens den andre stasjonen lå med to til ti meters avstand fra elvebredden i umiddelbar nærhet til landstasjonen. Undersøkelsene ble gjennomført med én gangs overfiske, og ungfisktettheter ble beregnet ved å anta samme fangbarhet for ulike størrelsesgrupper av laks og aure på alle stasjonene (se Ugedal med flere 2019).

Undersøkelsen viste at tettheten av eldre aureunger var vesentlig høyere langs land enn ute i elva (**figur 5**). For eldre laksunger var tettheten vanligvis noe høyere ute i elva enn langs land, men forskjellene i tetthet mellom stasjonstype var vesentlig mindre for laks enn for aure. På samme måte ble det også registrert at det var vesentlig høyere tetthet av årsyngel av aure langs land enn ute i elva, og at forskjellene mellom de to stasjonstypene var enda større for yngel enn for eldre aureunger (**vedleggsfigur 4**). For lakseyngel ble det registrert små forskjeller mellom stasjonstyper, men forekomst og tetthet av yngel var svært lav i mesteparten av årene. Vi vil anta at fangbarheten til årsyngel av aure er vesentlig lavere ute i elva enn langs land, slik at forskjellene i tetthet mellom de to stasjonstypene trolig er en god del overvurdert. Fangbarheten til eldre ungfisk av aure kan også være lavere ute i elva enn langs land, men forskjellen er neppe så stor at den kan forklare den store forskjellen i tetthet av aureparr som ble registrert.

Undersøkelsene tyder altså på at både aureyngel og eldre aureunger var nært knyttet til kantsonen langs land i Aurlandselva, spesielt i de nedre deler av elva, slik at tettheten av aureunger på tradisjonelle ungfiskstasjoner som legges i kantsonen langs land er lite representative for elva som helhet. Dette kan skyldes at kantsonen langs land har ekstra mye skjulplasser for fisk i deler av Aurlandselva, mens områdene lengre ut i elva har færre skjulplasser. I de senere årene er det gjennomført ripping av bunnssubstratet i Aurlandselva på store areal for å øke mengde hulrom (Ugedal med flere 2019). Den registrerte tettheten på stasjoner nær land overvurderer tetthet av både årsyngel og eldre aureunger i Aurlandselva. Hvis en forsøker å oppskalere på grunnlag av tradisjonelle stasjoner langs land kan beregnet antall aure bli for høyt. En vil også kunne få et feil inntrykk av artssammensetning i ungfiskbestanden, og i Aurlandselva ville en undervurdert andelen laks i ungfiskbestanden hvis en bare hadde benyttet resultater fra stasjonene langs land.



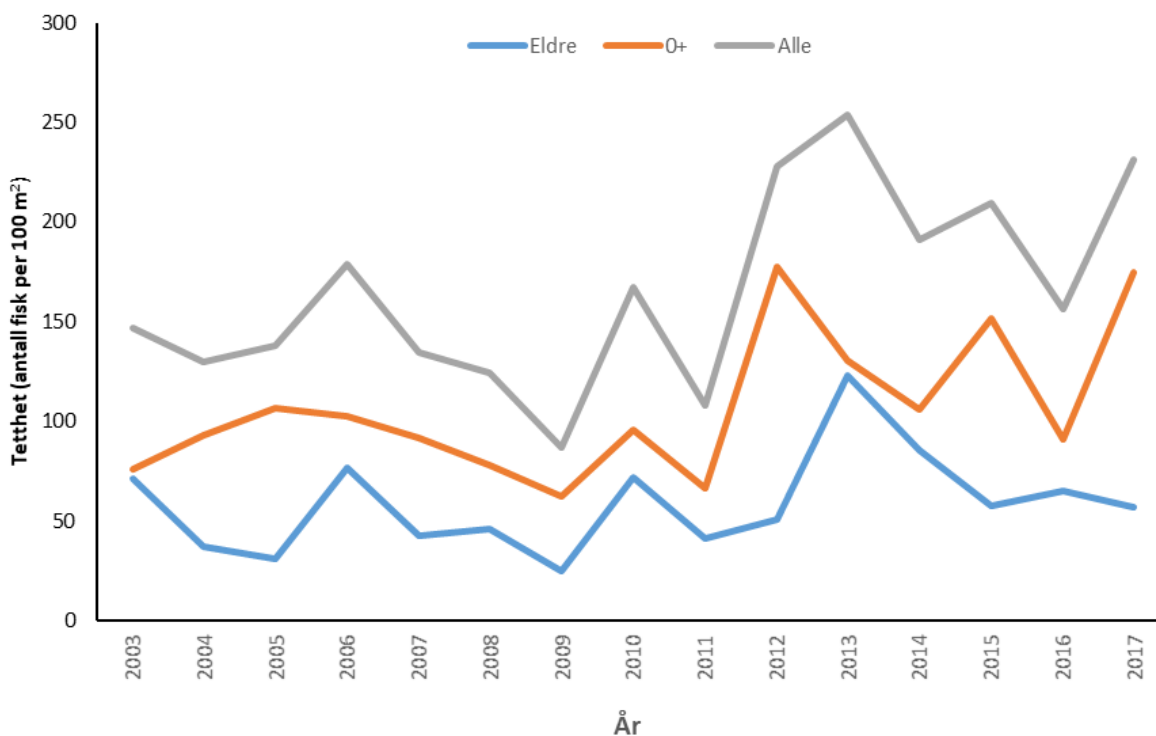
Figur 5. Gjennomsnittlig beregnet tetthet (antall individer per 100 m²) av eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks og aure i Aurlandselva på stasjoner ute i elva sammenliknet med stasjoner langs land i perioden 2010-2018. Undersøkelsen omfatter fire stasjonspar og figuren er omarbeidet fra figurer gitt i Ugedal med flere (2019).

4 Variasjoner over tid

Variasjoner i registrert ungfisktetthet over tid kan skyldes flere forhold. For det første kan variasjonene i hovedsak bero på årlige variasjoner i mengde gytefisk, som i neste omgang vil innebære variasjoner i eggdeponering og styrke på årsklasser. I tillegg kan det være flere biologiske og fysiske forhold som kan ha betydning for observert mellomårsvariasjon (**avsnitt 4.1**). Observerte forskjeller i tetthet kan i noen tilfeller skyldes forskjeller i vannføringsforhold (**avsnitt 4.2**) eller temperaturforhold (**avsnitt 4.3**) på undersøkelsestidspunktet. Forskjellene kan også skyldes årstidsvariasjon, dersom undersøkelsene gjennomføres på ulike tidspunkt i året (**avsnitt 4.4**). For at det skal være mulig å sammenligne datasett over tid kan det derfor være behov for en eller annen form for standardisering av data (**avsnitt 4.5**).

4.1 Mellomårsvariasjon

Bestander av sjøvandrende laksefisk har ofte store naturlige variasjoner, med en veksling mellom sterke og svake årsklasser (Gibson 1993, Klemetsen med flere 2003). Noe av denne variasjonen kan være forutsigbar, ved at en spesielt sterk årsklasse kan dominere ungfisksamfunnet i flere påfølgende år. Årlige variasjoner i mengde årsyngel er derimot noe mer uforutsigbare, siden det ikke er noen direkte sammenheng mellom mengde årsyngel ett år og mengde årsyngel påfølgende år. Et kompliserende forhold er årsklassedynamikk. Det er funnet hos flere arter av laksefisk at svært sterke årsklasser kan påvirke vekst og overlevelse hos yngre årsklasser (Gibson 1993). I langtidsserier ser man ofte store årlige variasjoner i estimert ungfisktetthet, og det er vanlig at estimerte tettheter av årsyngel varierer mer enn estimerte tettheter av eldre laksunger (**figur 6**). I de fleste tilfeller vil det være et åpent spørsmål hvor stor del av de observerte variasjonene som skyldes faktiske endringer i ungfiskbestand, og hvor mye av variasjonen som skyldes metodiske forhold (se nærmere diskusjon nedenfor).



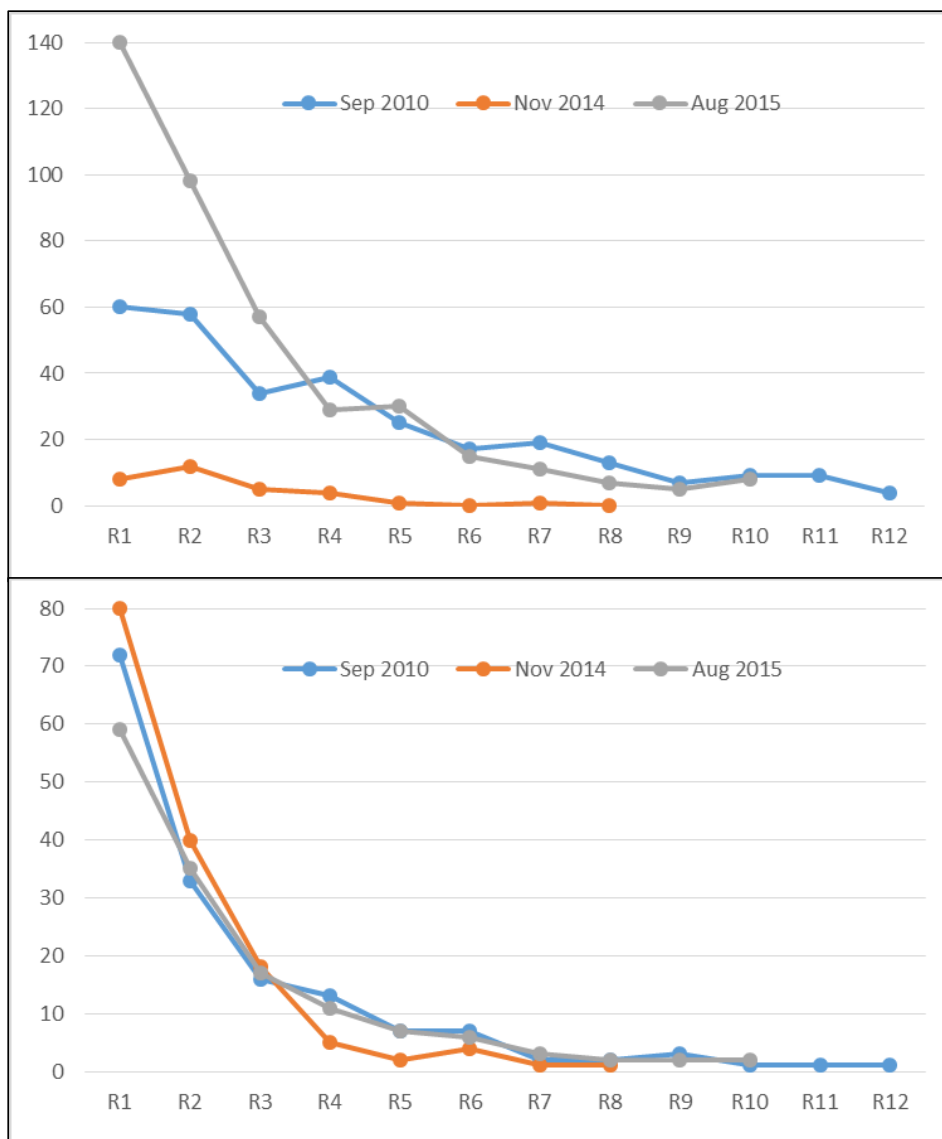
Figur 6. Estimert tetthet (antall individer per 100 m²) av laksunger på inntil 29 stasjoner i Nausta i perioden 2003-2017. Det er angitt årlige tetthetsestimater for årsyngel (brun linje), eldre ungfisk (blå linje) og alle laksunger (grå linje). Figuren er modifisert fra Myrvold med flere (2018).

4.2 Temperaturforhold

I analysene av et større datasett fra Gaula ble det funnet en begrenset samvariasjon mellom vanntemperatur under fisket på den utvalgte stasjonen og estimert fangbarhet. Denne samvariasjonen skyldes hovedsakelig at mesteparten av fiskene i perioder med lav samlet fangst blir fanget i første omgang, slik at estimert fangbarhet blir tilnærmet lik 1 (100 % fangbarhet). Selv om analysene ikke viser noen systematiske effekter av vanntemperatur på estimert fangbarhet, ser det ut som at fangbarhetsestimatene er mer variable ved lave temperaturer. Resultatene varierer fra estimerte fangbarheter nær null - det vil si at like mange individer blir fanget i første som i siste omgang - til estimerte fangbarheter på 1 (all fisk fanges i første omgang). Men vi fant en effekt av endring i vannføring på estimert fangbarhet for Gaula-dataene - økende vannstand de siste to dagene gir høyere forventet fangbarhet. En modell for fangbarhet basert på endring i vannføring og temperatur forklarer nær 40 % av variasjonen i estimatene.

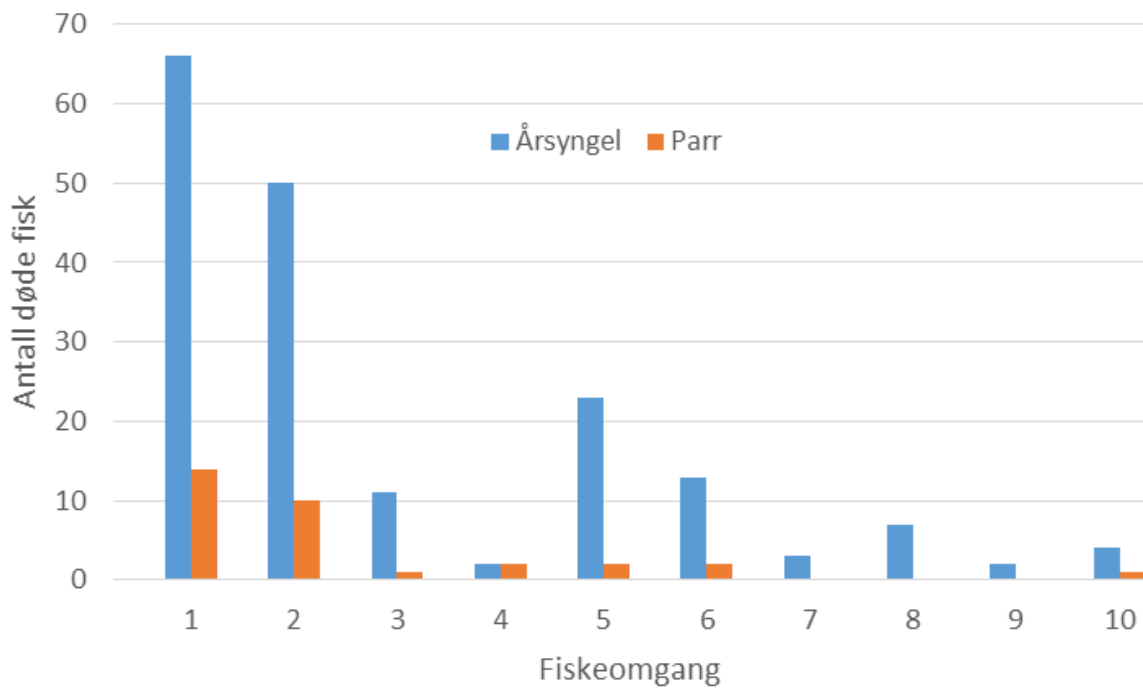
I nedre deler av Homla ble samme lokalitet undersøkt ved lav (1,3 °C), middels høy (12,0 °C) og høy (18,3 °C) vanntemperatur (Bremset med flere 2016). Vannføringsforholdene var forholdsvis like på de tre undersøkelsestidspunktene. Av fysiske faktorer var det følgelig vanntemperatur og ledningsevne som utgjorde hovedforskjellen på de tre periodene. I tillegg kommer biologiske faktorer som varierende årsklassestyrke og sesongvariasjon i habitatbruk og aktivitetsmønster (jf. Bremset & Berg 1999). For årsyngel av laks ble det observert svært store forskjeller i fangstforløp utover fiskeomgangene på de tre undersøkelsestidspunktene (**figur 7**). Under kaldtvannsfiske i november 2014 ble det jevnt over fanget få årsyngel i alle fiskeomganger, og det var ingen nedgang i fangst fra første til andre fiskeomgang. Under varmtvannsfiske i august 2015 ble det fanget betydelige mengder årsyngel, og det var en kraftig nedgang i fangst i løpet av de første fire fiskeomgangene. Elektrisk fiske på middels høy temperatur i september 2010 utgjorde en mellomting mellom de to ytterpunktene, med middels høye fangster og en forholdsvis jevn nedgang i fangst utover fiskeomgangene.

Når det gjelder laksunger eldre enn årsyngel var det nesten identiske fangstforløp under elektrisk fiske på lav, middels høy og høy vanntemperatur (**figur 7**). Dette bekrefter antakelsen om at vanntemperatur har langt mindre betydning for fangbarhet av eldre laksunger enn årsyngel av laks (Sandlund med flere 2011, Bremset med flere 2015). De svært like fangstene fra omgang til omgang er noe overraskende, siden undersøkelsene er gjort i løpet av en femårsperiode, Rene tilfeldigheter har trolig også virket inn på resultatene, i og med at arealet som ble undersøkt i 2015 var vesentlig større enn i 2010 og 2014. For ytterligere sammenligninger av fangstforløp ved ulike vanntemperaturer vises det til Bremset med flere (2016).



Figur 7. Fangstforløp for årsyngel av laks (øvre panel) og eldre laksunger (nedre panel) etter åtte-tolv omgangers elektrisk fiske i Homla i september 2010 (blå linje), november 2014 (brun linje) og august 2015 (grå linje). Figuren er hentet fra Bremset med flere (2016).

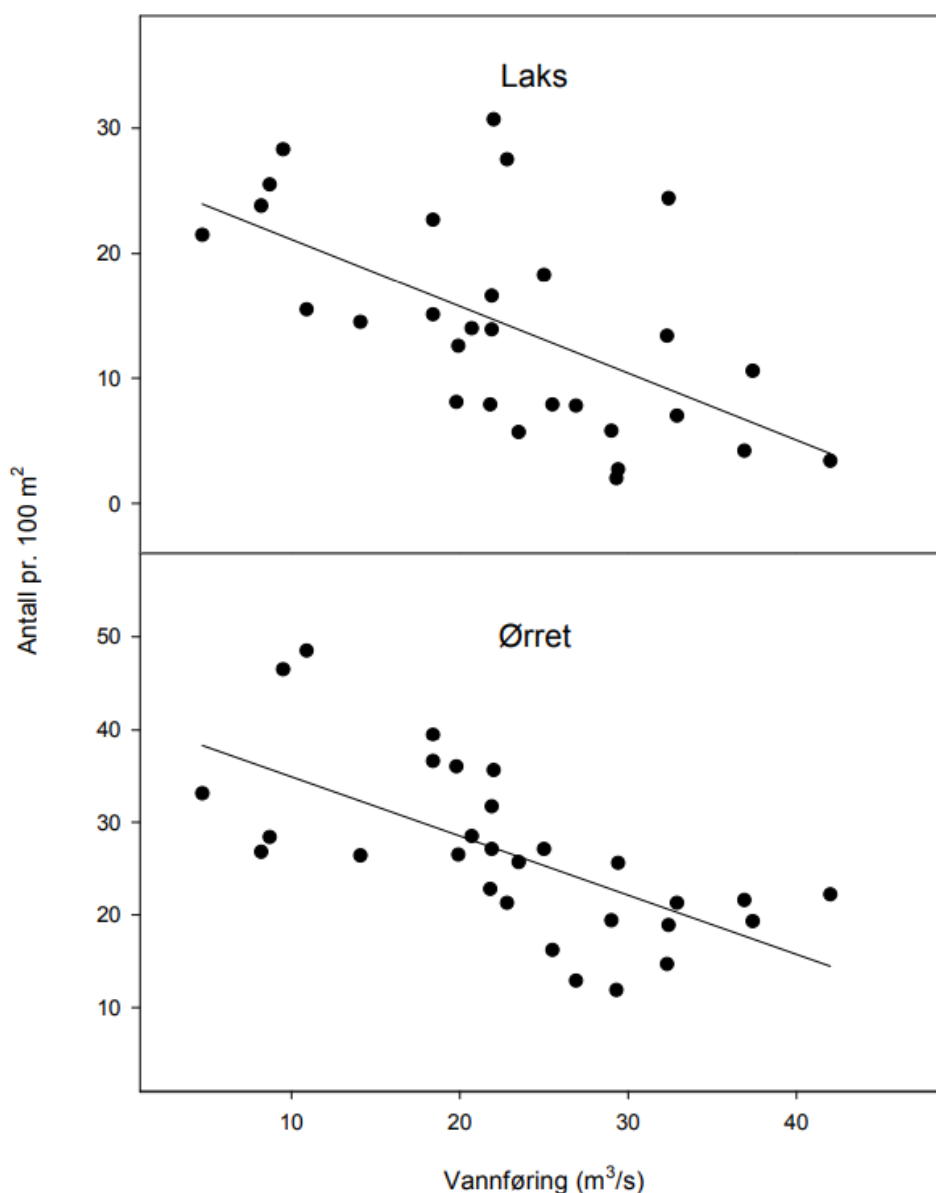
Dødelighet: Under fiske ved høye vanntemperaturer i Homla i august 2015, da høyeste målte temperatur i løpet av eksperimentet var 18,3 °C (Bremset med flere 2016), ble det registrert betydelig dødelighet på ungfisk av laks og aure. Av all ungfisk som ble fanget ble det registrert 36 % dødelighet hos laksunger og 31 % dødelighet hos aureunger. Det ble ikke registrert noen dødelighet blant de 11 ålene som ble fanget under det elektriske fisket. De fleste døde fiskene ble registrert i løpet av de to første fiskeomgangene (**figur 8**), noe som i hovedsak er en direkte følge av samlet antall fisk som ble fanget i disse omgangene. Dødeligheten som ble registrert under varmtvannsfiske i august 2015 var vesentlig høyere enn registrert dødelighet ved middels høye og lave vanntemperaturer. Årsaken er trolig at en kombinasjon av lavere oksygeninnhold i vannet og høyere aktivitetsnivå hos ungfisken som gjør den spesielt sårbar for stress under det elektriske fisket.



Figur 8. Antall årsyngel (blå søyler) og parr (brune søyler) av laks og aure som døde i løpet av de ti omgangene med elektrisk fiske i Homla i august 2015. Høyeste målte temperatur i løpet av eksperimentet var 18,3 °C. Død fisk fanget under elektrisk fiske og i sperrenøter er for enkelthets skyld slått sammen for hver fiskeomgang. Figuren er hentet fra Bremset med flere (2016).

4.3 Standardiserte data

I vassdrag der det gjennomføres regelmessige undersøkelser på samme stasjonsnett over flere år, er det ofte aktuelt å analysere endringer i ungfisksamfunnet over tid. I retningslinjer for ferskvannsbiologiske undersøkelser (Anonym 2015) er slike langtidstudier kalt *trendovervåking*, i motsetning til *statusundersøkelse* som gir et øyeblikksbilde av bestandssituasjonen. For å skille reelle bestandsendringer fra metodiske tilfeldigheter knyttet til miljøforholdene under feltarbeidet, kan det være hensiktsmessig å kontrollere for viktige forhold som vannføring og vanntemperatur. I Saltdalselva har analyser av en langtidsserie fra perioden 1976-2004 vist en klar sammenheng mellom vannføring og estimerte tettheter av laks- og aureunger (**figur 9**). På bakgrunn av denne sammenhengen er det mulig å korrigere for vannføringsforhold i analyser av endringer over tid. Slike korrigeringer med standardisering av felldata er blant annet gjort i Altaelva og Eira (se nedenfor).



Figur 9. Sammenheng mellom vannføring på innsamlingsdag og gjennomsnittlig tetthet av ungfisk av laks (øvre panel) og aure (nedre panel) på åtte stasjoner i Saltdalselva i perioden 1976-2004. Figuren er hentet fra Forseth og Forsgren (2008).

Justering av tetthetsdata i Altaelva ut fra vannføring: I Altaelva har ikke vært mulig å gjennomføre undersøkelsene av ungfisktetthet på samme vannføring fra år til år. Ettersom vannføring og andre miljøfaktorer påvirker tetthetsestimaterne, ble påvirkningen av ulike miljøfaktorer under innsamlingen modellert ved hjelp av multippel regresjonsanalyse. Flere ulike miljøfaktors innvirkning på tetthetsestimaterne ble prøvd ut (Forseth med flere 1996), og følgende ikke-lineære modell ga det beste resultatet:

$$\ln(D_{obs}) = \beta_0 + \beta_1 V + \beta_2 E + \beta_3 E^2$$

hvor D_{obs} er den estimerte tettheten av laksunger, V er vannføring på innsamlingsdagen, og E er den andelsmessige endringen i vannføring siste fem døgn relativt til vannføringen på innsamlingsdagen og β_x er konstanter som ble estimert ved multippel regresjon.

Sammenhengen mellom estimert tetthet av eldre laksunger og miljøforhold har vist seg å variere mellom ulike stasjoner (Ugedal med flere 2008, Ugedal med flere 2021). For de aller fleste stasjonene så var det negative sammenhenger mellom vannføring og tetthet. For de fleste stasjonene var det også signifikante sammenhenger mellom tetthet og endringer i vannføring i dagene før undersøkelsene ble gjennomført (se likninger i Ugedal med flere 2008, Ugedal med flere 2021). Estimert tetthet var høyere hvis stasjonene ble fisket på synkende vannføring enn hvis de ble fisket på stigende vannføring. En enkel statistisk analyse viste at det ikke var noen signifikante sammenhenger mellom vannføring og *estimert* fangbarhet i dette datasettet (Ugedal & Forseth 2008), noe som kan tyde på at redusert tetthet med økende vannføring i mange tilfeller skyldes at den *virkelige* fangbarheten avtok med økende vannføring.

Justering av tetthetsdata i Eira ut fra vannføring og vanntemperatur: På bakgrunn av kjente effekter av miljøforhold på tetthetsestimater (Jensen & Johnsen 1988, Forseth & Forsgren 2008, Sandlund med flere 2011), har det blitt utviklet en enkel modell i Eira for å justere tetthetsestimater ut fra vannføring og vanntemperatur i feltperioden (Jensen med flere 2014). Tetthetsestimater for laksunger blir justert til å gjelde for en vannføring på 18 m³/s og en vanntemperatur på 12 °C. Dette er gjennomsnittsverdier i Eira i slutten av september, og har gitt følgende modell:

$$E_{laks} = 1,691 T - 1,415 V + 30,54$$

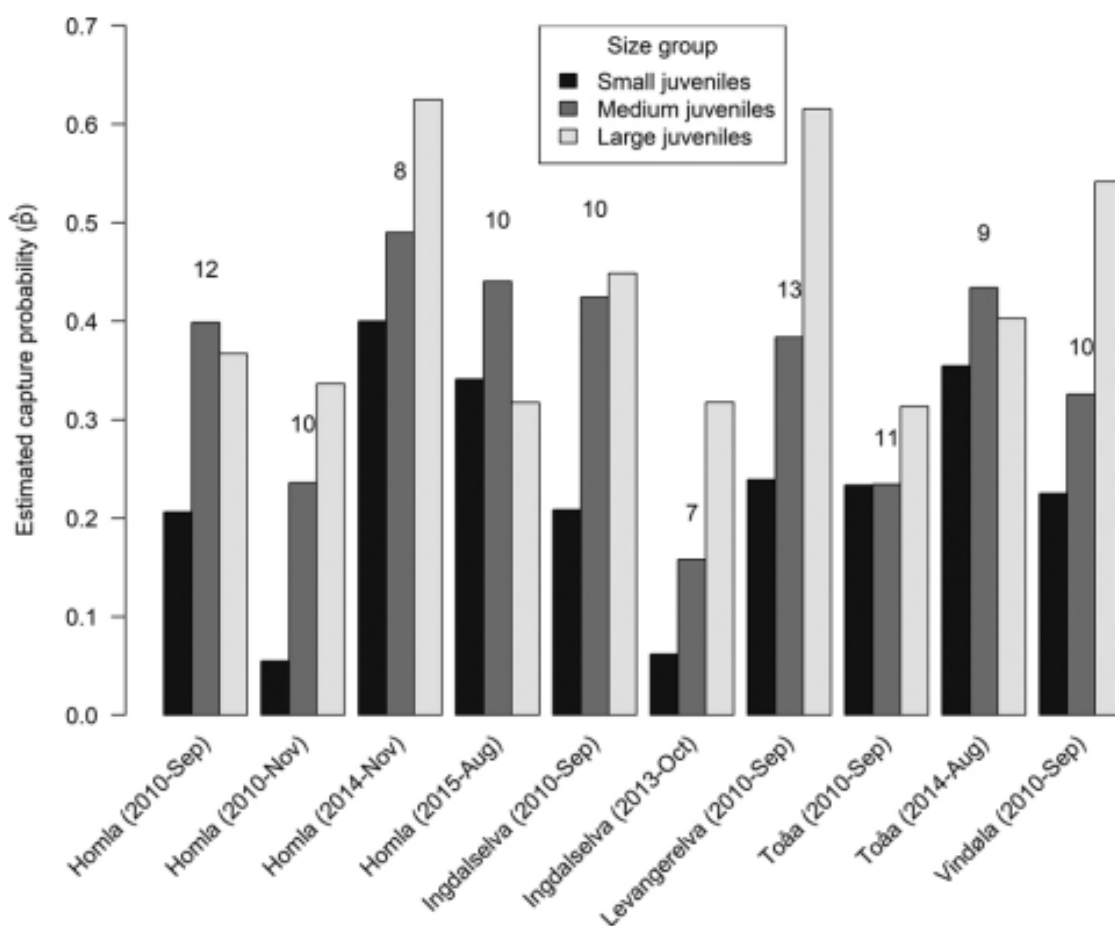
hvor E_{laks} er gjennomsnittlig tetthet av laksunger (unntatt årsyngel) for alle ungfiskstasjoner på et gitt tidspunkt (antall per 100 m²), T er vanntemperaturen under elektrisk fiske og V er vannføringen på samme tid. Perioden som ble testet var 2002-2013. Regresjonen var ikke signifikant (ANOVA, $F_{2,9} = 2,65$, $r^2 = 0,371$, $p = 0,124$). Justering av tetthetsdata har likevel blitt gjennomført, fordi det var negativ sammenheng mellom tetthet og vannføring, samt positiv sammenheng mellom tetthet og vanntemperatur, for alle de ni stasjonene som inngikk i analysene.

5 Fangbarhet

Fangbarhet under elektrisk fiske påvirkes av biologiske forskjeller (**avsnitt 5.1**) og en rekke fysiske forhold (**avsnitt 5.2**). Som en funksjon av dette vil presisjonen på estimert fangbarhet variere betydelig mellom vassdrag og stasjoner, noe som vil ha stor betydning for estimater av tetthet og bestandsstørrelse (**kapittel 6**).

5.1 Biologiske forskjeller

Det er en klar sammenheng mellom fiskestørrelse og fangbarhet under elektrisk fiske (Borgstrøm & Skaala 1993, Hedger med flere 2018). I alle de eksperimentelle studiene som ble gjennomført innenfor avstengte områder i perioden 2010-2015, ble det funnet at fangbarheten var lavest på de minste individene (**figur 10**). Mens fangbarheten hos årsyngel varierte mellom 5 og 40 %, var fangbarheten hos middels store individer 17-47 %, og hos store individer var fangbarheten 32-63 % (Hedger med flere 2018). I flere av forsøkene var det til dels betydelige forskjeller i estimert fangbarhet for de tre størrelsesgruppene, og estimert fangbarhet for de største individene var flere ganger så høy som for de minste individene. Resultatene fra de kontrollerte studiene viser derfor at fiskestørrelse har stor og varierende betydning for fangbarhet under elektrisk fiske.



Figur 10. Estimert fangstsannsynlighet (p) for små, middels store og store laksunger ved bruk av Carle & Strubs (1978) utfangstestimeringsmetode basert på elektrisk fiske innenfor lukkede avsnitt i fem elver. I beregningsgrunnlaget er fangster fra alle fiskeomganger benyttet. Tallene i figuren angir antall fiskeomganger som ble benyttet i den enkelte undersøkelsen. Figuren er hentet fra Hedger med flere (2018).

Analysen av fangbarhet basert på data fra norske vassdrag

I denne rapporten er det benyttet et større datasett for å lage en modell for hvordan estimert fangbarhet avhenger av størrelse hos ungfisk av laks og aure i norske elver. Videre har vi forsøkt å belyse betydningen av hvordan sentrale miljøfaktorer og forhold (vanntemperatur, vannføring og ulike habitatforhold) påvirker estimater av fangbarhet og dermed estimater av fisketetthet. Hvis det foreligger kunnskap om hva som påvirker fangbarheten, kan det settes opp en forventning eller priorfordeling for denne som vil gi bedre tetthetsestimater (se mer detaljert forklaring i **avsnitt 6.2**). Videre er det tilpasset en modell for estimert fangbarhet (logit-transformert) med gjennomsnittslengde og art som forklaringsvariabler. Kun prøver hvor det er fanget mer enn 20 fisk på de tre utfiskingsomgangene er inkludert i modelltilpasningen.

Det synes å være en sammenheng mellom kroppsstørrelse og estimert fangbarhet hos både laks og aure, og hos begge artene øker fangbarheten med størrelse (**figur 11**). Det er verdt å merke seg at effekten av lengde på fangbarhet er forskjellig for de to artene, gjenspeilet ved det signifikante interaksjonsleddet (**tabell 1**). Estimert fangbarhet er høyere for aure enn for laks hos små individer (under om lag 60 mm), muligens på grunn at årsyngel av aure har et mer strandnært levevis enn årsyngel av laks (se **avsnitt 3.2**). For større ungfisk estimeres en lavere fangbarhet for aure enn for laks, noe som muligens kan forklares ved artsspesifikke forhold som for eksempel ulik atferd i forbindelse med forstyrrelser.

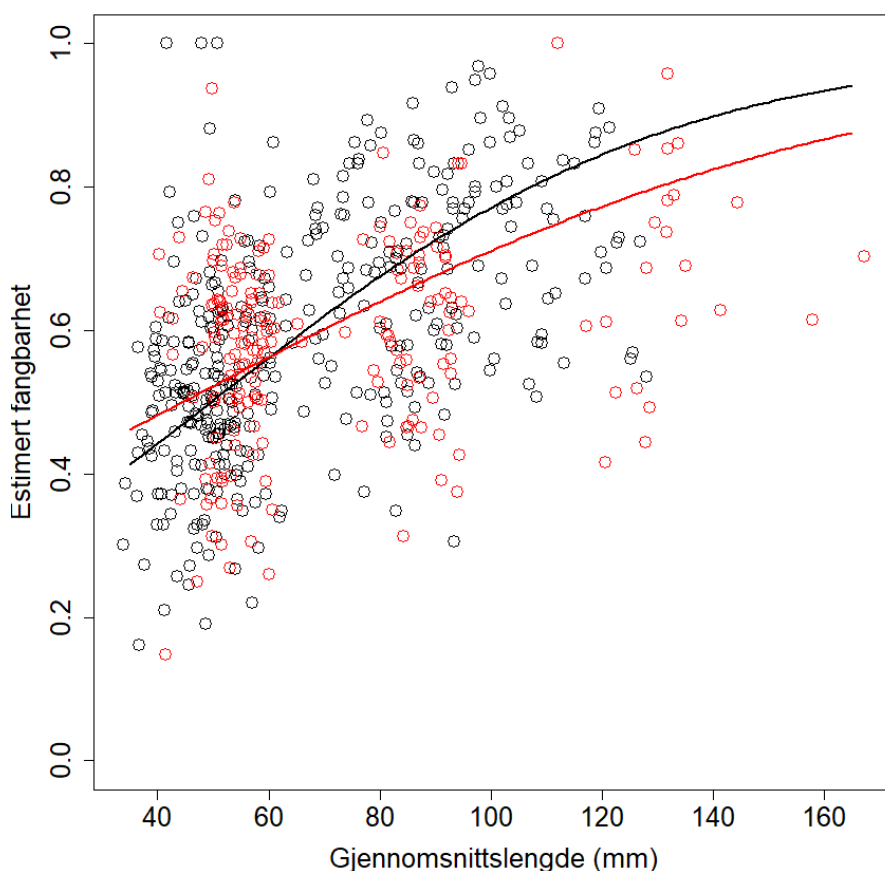
Følgende likninger beskriver sammenhengen mellom fangbarhet (p) og fiskestørrelse (L) for de to artene:

Laks: $\text{logit}(p) = -1.20 + 0.024 \times L$
 $p = \left(1 + e^{-(-1.20 + 0.024 \times L)}\right)^{-1}$

Aure: $\text{logit}(p) = (-1.20 + 0.48) + (0.024 - 0.008) \times L = -0.72 + 0.16 \times L$
 $p = \left(1 + e^{-(-0.72 + 0.16 \times L)}\right)^{-1}$

Tabell 1. Resultater fra modell av hvordan ulike biologiske og fysiske faktorer påvirker fangbarhet under elektrisk fiske. De analyserte parameterne i modellen er stigningstall, gjennomsnittslengde (mm), art, og kombinasjonen av lengde og art. For hvert estimat er det angitt standard feil (SE), t-verdi, p-verdi og signifikansnivå (SN; $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**), og $p < 0,001$ (***)).

Koeffisient	Estimat	SE	t-verdi	Pr(> t)	SN
Stigningstall	-1,197945	0,328620	-3,645	0,000291	***
Lengde	0,024141	0,004437	5,469	< 0,001	***
Art	0,478169	0,228437	2,093	0,036772	*
Lengde og art	-0,007937	0,003011	-2,636	0,008620	**

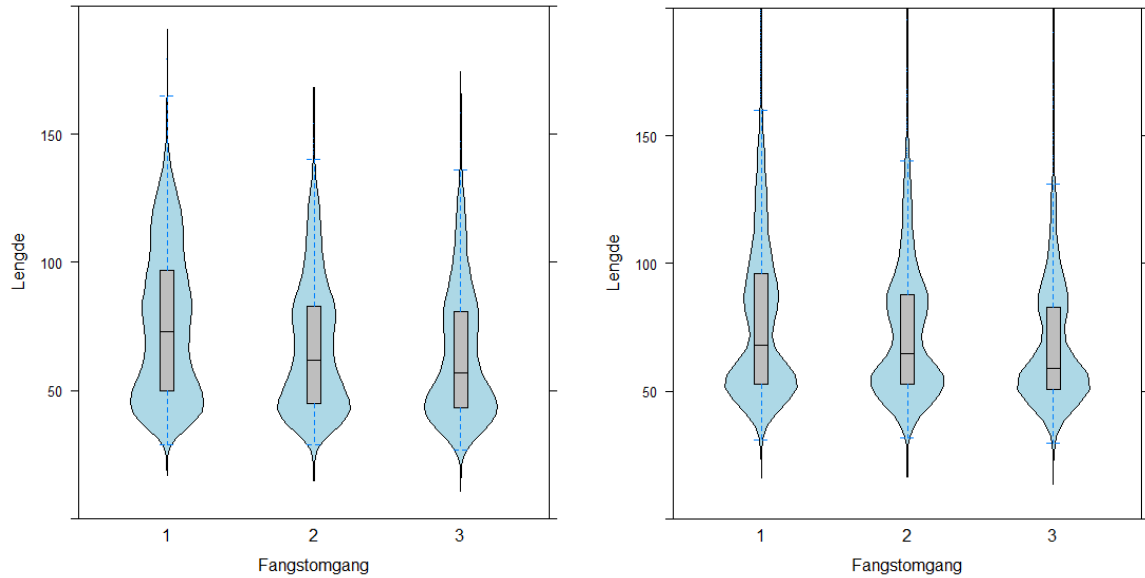


Figur 11. Sammenhenger mellom estimert fangbarhet ved tre gangers overfiske og gjennomsnittsstørrelse (i mm) hos laks (svarte symboler) og aure (røde symboler).

Denne modellen for sammenhengen mellom estimert fangbarhet og størrelsen på laks og aure er altså utviklet på grunnlag av et større datasett fra en rekke norske vassdrag. Den kan derfor for eksempel brukes til å gi estimater for fangbarhet for art og størrelsesgrupper hvor fangstene er så små at eget fangbarhetsestimert blir for usikkert. Den kan også brukes for å bestemme hvilken fangbarhet man skal bruke for å estimere tetthet ved én gangs overfiske av stasjoner. Mer presist så kan modellen kan også brukes til å sette opp priorfordelinger for Carle-Strub-metoden (Carle & Strub 1978 - se **avsnitt 6.2** for mer detaljer om metoden) for forskjellige arter og størrelsesgrupper av ungfisk. Dette vil gi en bedre estimering spesielt for små utvalg. Dette er blant annet nyttig dersom det er ønskelig å analysere resultater for ulike alderskategorier, og datagrunnlaget fra det aktuelle vassdraget ikke gir tilstrekkelig store utvalg til å estimere fangbarhet for aldersgrupper.

Vi har i tillegg undersøkt om tettheten av eldre ungfisk kan påvirke fangbarheten til årsyngel (justert til tetthet pr 100 m²; n=194). Hypotesen er at mange eldre fisk kan trekke fiskernes oppmerksomhet bort fra de minste, og at årsyngel (0+) dermed vil få lavere fangst i første omgang for så å ta seg opp etter hvert – dvs. en flatere utfiskingssekvens og et mye lavere fangbarhetsestimert (pga. at forutsetningen om konstant fangbarhet utover i rundene er brutt). Men vi finner ingen tegn til dette i datasettene, tetthet av eldre fisk har ikke signifikant effekt på fangbarheten for årsyngel av laks eller aure.

Hvis man ser på lengdefordelingen for hver fiskeomgang (**figur 12**) er det antydning til at gjennomsnittsstørrelsen avtar med utfiskingsrunde, og at andelen større fisk avtar (øverste klump på fordelingene - hver klump på fordelingene tilsvarer en aldersgruppe). Denne trenden er størst for laks og mindre for aure, og kan sannsynligvis koples til effekten av størrelse på fangbarhet som er vist over.



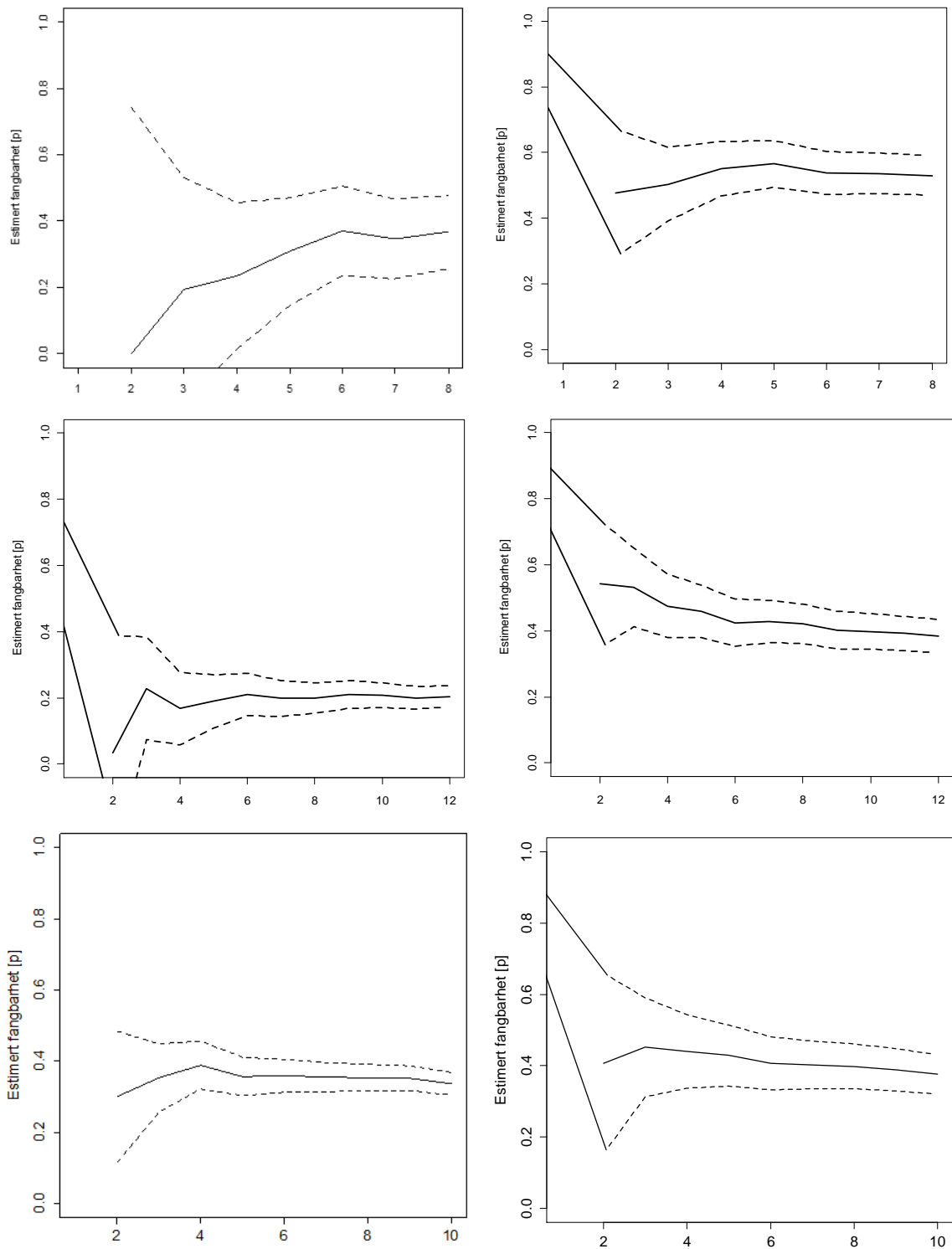
Figur 12. Fiolinplott av størrelsesfordeling hos ungfisk av laks (venstre) og aure (høyre) fanget i ulike fangstomganger.

5.2 Betydningen av miljøforhold

Miljøforhold som vanddybde, vannhastighet, vannføring, vanntemperatur og ledningsevne har stor betydning for fangbarhet under elektrisk fiske. Vannføring, vannhastighet og vanddybde er interkorrelerte habitatvariabler (Borsányi med flere 2004), og det kan ofte være vanskelig å isolere effekten av hver enkelt av disse faktorene. På grunn av at effekten av elektrisitet reduseres ved økende vanddybde, er det ikke anbefalt å drive kvantitative undersøkelser av ungfisk i områder som er dypere enn om lag 70 centimeter (Forseth & Forsgren 2008). Effektiviteten under elektrisk fiske blir ytterligere redusert ved økende vannhastighet og turbulens. I områder med høye vannhastigheter og turbulent overflate bør derfor maksimal vanddybde være noe mindre enn i sentflytende områder med lite turbulens.

Vanntemperatur: Studier under kontrollerte forhold i Homla viste at estimerte fangbarheter varierte mellom størrelsesgrupper og under ulike temperaturforhold (Bremset med flere 2016). De største forskjellene ble funnet for årsyngel av laks (**figur 13**). Under kaldtvannsfiske i november 2014 var estimert fangbarhet svært lav etter to omganger med elektrisk fiske, og økte for hver fiskeomgang inntil estimatet stabiliserte seg i området 0,35-0,37 etter seks-åtte omganger. Under fiske på middels høy temperatur i september 2010, var det også svært lav estimert fangbarhet etter to omgangers fiske, før estimatet økte betydelig etter tre omganger, og der estimatet stabiliserte seg til området 0,20-0,21 etter seks omgangers fiske. Usikkerheten i estimatene avtok også vesentlig etter seks omgangers fiske. Under varmtvannsfisket i august 2015 var estimert fangbarhet etter to omgangers fiske på samme nivå som etter ti omgangers fiske, men usikkerheten i estimatene avtok fra å være relativt store etter to-tre omganger, til svært små etter seks-ti omgangers fiske.

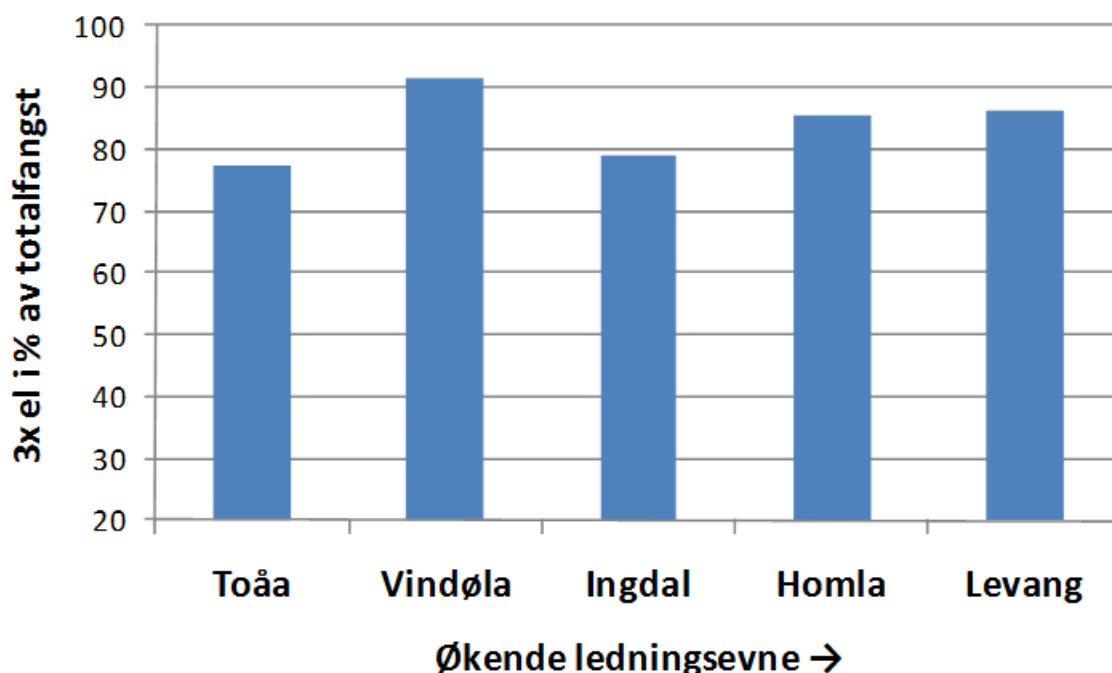
Estimert fangbarhet for laksunger eldre enn årsyngel viste jevnt over mindre variasjoner med temperatur og fiskeomgang (**figur 14**). Generelt sett var det relativt store usikkerheter i estimatene i de første to til fire fiskeomganger, mens usikkerheten avtok utover omgangene i alle tre feltrundene. Ved kaldtvannsfiske i november 2014 var det en noe økende trend i estimert fangbarhet, mens det var en noe avtakende trend i fangbarhet ved middels høy vanntemperatur i september 2010, og et tilnærmet stabilt nivå under varmtvannsfisket i august 2015. Felles for alle tre feltrunder var at estimert fangbarhet på eldre laksunger var i området 0,35-0,45, noe som indikerer at det ikke er noen klar temperatureffekt på fangbarhet av eldre laksunger under elektrisk fiske.



Figur 14. Estimert fangbarhet av årsyngel av laks (venstre) og eldre laksunger (høyre) i Homla ved lave (øverst), middels høye (midterst) og høye vanntemperaturer (nederst). Legg merke til at det varierer mellom åtte og tolv fiskeomganger ved de ulike feltrundene. Heltrukken linje viser estimert fangbarhet mens stipla linjer angir 95 % konfidensintervall for estimatene. Figuren er hentet fra Bremset med flere (2016).

Ledningsevne: Blant de viktigste miljøfaktorene er vannets ledningsevne (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin med flere 1989, Cowx & Lamarque 1990). Ledningsevnen vil variere fra elv til elv, fra sted til sted i elva og over tid på samme lokalitet i elva. Ledningsevnen har direkte effekt på fangbarhet av fisk, som øker lineært med ledningsevnen (Cowx & Lamarque 1990). Mulige negative effekter av lav ledningsevne kan motvirkes ved å endre spenning og pulsfrekvens, bevegelse av anoden i vannet og varighet av strømgiving (Larsen med flere 2010). Norske elver har generelt lav ledningsevne, og i de fleste lakseelver varierer vanligvis ledningsevnen mellom 10 og 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Saksgård & Schartau 2010). I vann med lav ledningsevne kreves det høyere spenning for å oppnå samme effekt på fisken som i vann med høyere ledningsevne. Ledningsevnen varierer med vanntemperaturen, slik at lavere vanntemperatur fører til lavere ledningsevne. Valg av apparatspenning kan ha stor betydning for fangbarhet av ungfisk, slik det ble funnet ved undersøkelse av samme stasjon ved to anledninger (Bremset med flere 2015, jf. illustrasjon i **vedleggsfigur 2**).

Feltekspérimentene som ble gjennomført i fem elver i september 2010, viste at ledningsevne har betydning for fangbarhet av ungfisk og dermed også på presisjonen av bestandsestimater (Sandlund med flere 2011). Betydningen av ledningsevne er imidlertid ikke like stor for alle grupper av fisk, og det er ingen tydelig sammenheng mellom ledningsevne og presisjonen på estimater av bestandsstørrelsen for ungfisk av laks (**figur 15**). Imidlertid har ledningsevne stor innvirkning på fangbarhet av årsyngel av laks og aure (Sandlund med flere 2011), noe som bare delvis kan kompenseres gjennom å benytte tilstrekkelig høy spenning (se nedenfor). Vanntemperatur har også stor betydning for fangbarhet av ungfisk generelt og små yngel spesielt, og ved lave vanntemperaturer vil fangbarheten være for lav til å kunne gi presise bestandsestimater. I elver med lav ledningsevne vil det derfor være problematisk å gjennomføre kvantitativt elektrisk fiske ved lave vanntemperaturer, spesielt for små størrelsesgrupper som årsyngel av laks og aure.



Figur 15. Relativ størrelse (%) av bestandsestimater ut fra tre overfiskinger og beregnet med Moran-Zippins metode (Moran 1951, Zippin 1958) sammenlignet med samlet fangst av laksunger etter 10-13 fiskeomganger i fem elver med ulik ledningsevne. Undersøkelsene ble gjennomført i løpet av september 2010 under lignende temperaturforhold (figuren er hentet fra Sandlund med flere 2011).

Problemet med lav fangbarhet under kvantitativt elektrisk fiske i elver med svært lav ledningssevne ($< 15 \mu\text{S}/\text{cm}$) kan til en viss grad bli kompensert gjennom å benytte antatt optimal strømspenning. Den nyeste generasjonen av elektrisk fiskeapparat som har vært benyttet i senere år (Terik FA-50) kan automatisk kalibrere spenning i forhold til vannets ledningsevne. Det ble derfor benyttet betydelig høyere strømspenning i den ionefattige Toåa enn hva som har vært standard strømspenning i tidligere studier med eldre modeller av elektriske fiskeapparat. En spenning på 1050 volt resulterte i en klar og jevn nedgang i fangst av lakseparr utover fiskeomgangene, og det ble også registrert en viss nedgang i fangst av laksyngel utover omgangene. Det anbefales derfor at det i ionefattige elver benyttes moderne apparat, der det kan anvendes optimal spenning gjennom automatiske eller manuelle innstillingsmuligheter.

Relativ betydning av miljø- og habitatvariabler- test av et større datasett fra norske elver

Det foreligger data på vannføring og vanntemperatur ved tidspunkt for elektrisk fiske fra flere vassdrag og i denne analysen er det inkludert data fra Aurlandselva/Vassbygdelva, Daleelva i Høyanger, Eira, Surna, Lygna og Tovdalselva (se **avsnitt 2.1**). Vannføringsforhold kan påvirke estimatene på flere måter. For det første kan det være en direkte effekt ved at høyere vannføring reduserer fangbarhet på grunn av økning i vanndybde og vannhastighet. En annen effekt kan være at høy vannføring fører til at fisk forsvinner ut av området, noe som er et brudd på forutsetningen om en lukket bestand. Rømming medfører at det blir en uforholdsmessig stor nedgang i fangstene, noe som i neste omgang fører til at estimert fangbarhet blir for høy. Vanntemperatur påvirker fiskens atferd og aktivitetsnivå (Bremset & Berg 1999), og påvirker dermed også fangbarhet. Siden vannføringsforhold vil være forskjellig både mellom og innen vassdrag, er det i analysene valgt å standardisere vannføringene slik at de kan være sammenlignbare mellom stasjoner og vassdrag. Standardiseringen gjennomføres ved å trekke fra gjennomsnittet over år ved lokaliteten og dele på standardavviket. Siden det ikke finnes mange års observasjoner fra hver lokalitet, vil spesielt estimeringen av standardavviket være usikker.

I de statistiske analysene av miljøvariablenes relative betydning for fangbarheten ble følgende habitatvariabler inkludert: vektet skjul, dominerende substrat, subdominerende substrat og gjennomsnittlig vanndybde. Det er rimelig å anta at god skjultilgang kan gi redusert fangbarhet ved at fisk blir vanskeligere å observere og lettere stikker seg unna. Følgelig kan man forvente at grovt substrat med mye skjul reduserer fangbarhet sammenlignet med fint substrat med lite skjul. I de fleste norske vassdrag vil skjulmengde og substratforhold være godt korrelert, selv om det i enkelte elver som på Sørlandet vil være mye annet skjul, bl.a. i form av vannvegetasjon (Bremset med flere 2021). Når det gjelder dybdeforhold vil økende vanndybde redusere fangbarhet, som en direkte funksjon av at strømmengdene fordeles i et større vannvolum (Bergquist med flere 2014). Denne formen for energisvekkelse er bakgrunnen for at Forseth & Forsgren (2008) ikke anbefaler kvantitativt elektrisk fiske i større vanndybder enn om lag 70 cm.

En utfordring ved å ta med ulike miljøvariabler i en modell for fangbarhet, er at miljøvariablene vil kunne være høyt korrelerte med biologiske variabler som art og størrelse/alder. Ved å kombinere biologiske og fysiske variabler i modeller, vil bidragene fra de forskjellige variablene kunne være vanskelig å skille fra hverandre. Det vil derfor være viktig å ha en god oversikt over korrelasjonene mellom de aktuelle forklaringsvariablene. Som et eksempel vil mengden vektet skjul vanligvis øke når substratet blir grovere, og dermed vil vektet skjul være korrelert med substratkategori. Flere av habitatvariablene har også en begrenset oppløsning i tid og rom, slik at effekter må være store for at de skal komme ut som signifikante i analysemodeller for fangbarhet.

Når standardisert vannføring inkluderes i modellen sammen med størrelse og art, finner man en positiv effekt av vannføring på estimert fangbarhet (se **tabell 2**), det vil si at det blir økende estimert fangbarhet med økende vannføring. Denne effekten av vannføring i kombinasjon med størrelse og art er statistisk signifikant, men forklaringsgraden til modellen øker kun marginalt ved at vannføring tas med. Modellen tilsier ingen signifikante effekter av vanntemperatur, dominerende substrat og vektet skjul på estimert fangbarhet. Følgelig gir ikke analysemodellen noen støtte til hypotesen om at mye skjul gir redusert fangbarhet under elektrisk fiske.

Tabell 2. Resultater fra modell av hvordan ulike biologiske og fysiske faktorer påvirker estimert fangbarhet under elektrisk fiske. De analyserte parameterne i modellen er stigningstall, gjennomsnittslengde (mm), art, standardisert vannføring (m^3/s), og kombinasjonen av lengde og art. For hvert estimat er det angitt standard feil (SE), t-verdi, p-verdi og signifikansnivå (SN; $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**), og $p < 0,001$ (***)).

Koeffisient	Estimat	SE	t-verdi	Pr(> t)	SN
Stigningstall	-1,074056	0,379138	-2,833	0,00481	**
Lengde	0,023554	0,004972	4,737	< 0,001	***
Art	0,426685	0,264015	1,616	0,10674	
Vannføring	0,145370	0,049214	2,954	0,00330	**
Lengde og art	-0,007423	0,003408	-2,178	0,02990	*

Diskusjon: I analysene av dette datasettet fra flere vassdrag ble det ikke funnet noen sterke sammenhenger mellom estimert fangbarhet og ulike miljømessige og habitatrelaterte forhold. Dette analyseresultatet kan ha flere årsaker. For det første kan vesentlige deler av variasjonen i estimert fangbarhet innenfor og mellom stasjoner skyldes temporale variasjoner i ungfisksamfunnenes arts- og størrelsessammensetning. For det andre er mange av fangbarhetsestimaterne basert på et relativt lite antall fisk på den enkelte stasjon, noe som innebærer at det må forventes forholdsvis stor variasjon i estimert fangbarhet på ulike størrelsesgrupper av fisk.

Selv om det er godt dokumentert at habitatforhold og miljøvariabler har betydning for tetthet av ungfisk (Gibson 1993, Armstrong med flere 2003, Klemetsen med flere 2003), vil de samme variablene ikke nødvendigvis påvirke fangbarhet under elektrisk fiske. Det er likevel rimelig å anta at ungfisktetthet påvirker presisjonen til fangbarhetsestimater, siden man ved lave tettheter får lave fangster og dermed er mer utsatt for tilfeldigheter. Tilsvarende kan man ved svært høye tettheter få lavere fangbarhet, siden det er praktiske begrensninger i hvor mye fisk som kan fanges på samme tid. Imidlertid gir ikke modellanalysene noen klare indikasjoner på at tetthet påvirker fangbarhetsnivået.

Vannføring: Modellresultatene viser en svak positiv sammenheng mellom standardisert vannføring og estimert fangbarhet, det vil si at estimert fangbarhet øker med økende vannføring. Dette resultatet kan ha mange forklaringer. For det første kan det skyldes at det er hydromorfologiske forskjeller mellom vassdragene som ikke fanges opp ved en enkel standardisering av vannføring. En annen forklaring kan være at omfanget av rømming endres ved ulike vannføringsforhold, slik at den estimerte fangbarheten blir uforholdsmessig høy sammenlignet med den reelle fangbarheten. I denne forbindelse er det viktig å ha i mente at *estimert* fangbarhet og *virkelig* fangbarhet ikke er det samme, og at det ikke finnes noen måter å kalibrere dette på uten svært omfattende forsøk under kontrollerte forhold (jf. innhengningsforsøk i små elver i Trøndelag). Økt vannføring påvirker blant annet vanddekt areal og vannhastighetene på de elvestrekningene der stasjonene er lokalisert, men påvirkningen varierer mellom stasjoner avhengig av topografien i elva der stasjonene ligger. Ved etablering av et stasjonsnett i en elv hvor det er planlagt at undersøkelser skal gjentas, bør man legge stasjonene slik at de kan fiskes på ulike vannføringer, samt at bunnsubstrat ikke blir vesentlig forandret selv om stasjonen må fiskes på høyere eller lavere vannføring.

I datasett fra elver hvor det er gjennomført årlig elektrisk fiske på de samme stasjonene over mange år, er det vanlig å finne signifikante sammenhenger mellom estimert tetthet og variasjoner i miljøforhold under innsamlingen. Dette gjelder elver hvor det ikke er mulig å fiske på samme tid på året og ved samme vannføring og vanntemperatur hvert år. Det er vanlig å finne en negativ sammenheng mellom estimert tetthet og vannføring under innsamling. Dette innebærer at estimert tetthet av ungfisk gjennomgående er lavere i år med høye vannføringer enn i år med middels høye og lave vannføringer. Slike sammenhenger er funnet i Eira (Jensen med flere 2014), Surna (Ugedal med flere 2018), Altaelva (Ugedal med flere 2008) og Nausta (Ugedal upubliserte data) - se også **avsnitt 4.3**. Ved analyser av tidstrender i tetthet i slike vassdrag er det vanlig å inkludere miljøforhold direkte i de statistiske analysene og/eller å beregne en *korrigert* tetthet – det vil si at tettheten korrigeres til en standardisert verdi for vannføring og eventuelt andre miljøvariable som for eksempel vanntemperatur og endringer i vannføring (vanligvis et gjennomsnitt for tidsserien) basert på de observerte relasjonene for det enkelte vassdrag, elvestrekning innenfor elv eller på den enkelte stasjon.

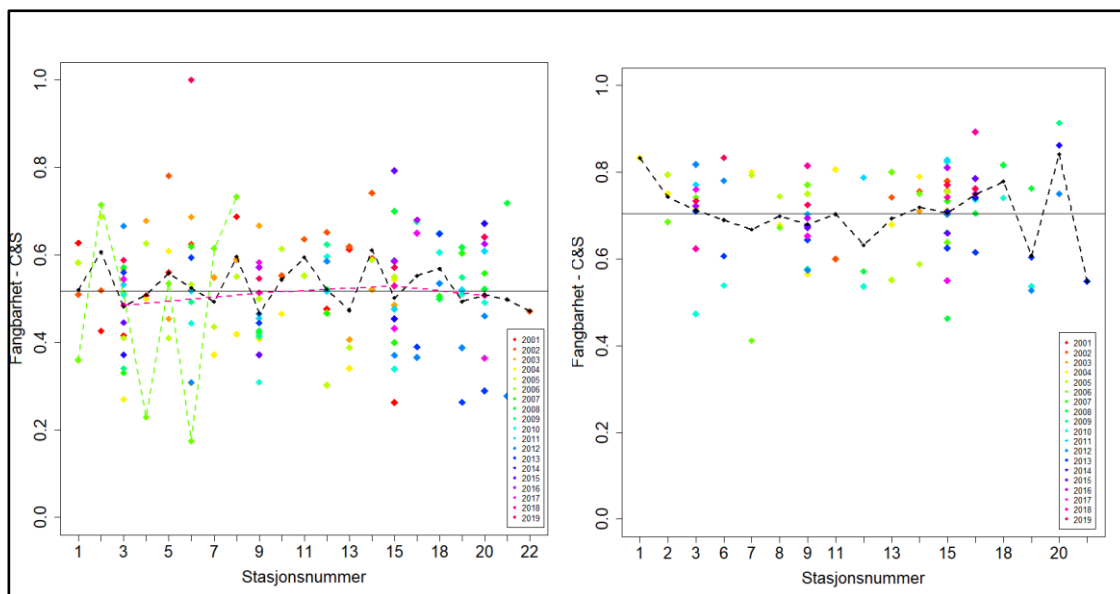
En mulig forklaring på høyere tetthet ved lave vannføringer er at vanddekt areal blir redusert, slik at ungfisk innenfor et gitt område blir fordelt på et mindre areal ved fortetting. Stasjoner med vanlige bredder på fire-sju meter vil kunne utgjøre en betydelig del av det vanddekte elvetverrsnittet i en liten elv på lav vannføring, mens stasjonsbredden vil være liten sammenlignet med elvetverrsnittet i en middels stor eller stor elv. En slik fortettingseffekt vil derfor ha liten betydning i store og brede elver, men kan ha stor betydning i små elver.

Analysene tyder altså på at det ikke er noen sterke sammenhenger mellom estimert fangbarhet og vannføringsforhold under innsamling, men det er en svak positiv sammenheng mellom standardisert vannføring og fangbarhet. Analyseresultatene samsvarer ikke med at det i mange vassdrag er funnet klare negative sammenhenger mellom estimert tetthet av ungfisk og vannføring under elektrisk fiske. En sannsynlig forklaring på dette misforholdet er at den *virkelige* fangbarheten avtar ved økende vannføring uten at dette kan spores i den *estimerte* fangbarheten. En reduksjon i *virkelig* fangbarhet kan skyldes at de enkelte individene blir vanskeligere å fange på stasjoner hvor vannhastighet og dyp øker med økende vannføring. En svært sannsynlig tilleggsårsak kan være at feilkilden som er knyttet til at stasjonene er åpne, øker – både ved at fisk lettere kan rømme aktivt ut av stasjonen uten å bli fanget når vannføringen er høyere, og at en større andel av fisken i elektronarkose driver nedstrøms og ut av stasjonen slik at de ikke er tilgjengelige for fangst i påfølgende fiskeomganger.

Variasjon i estimert fangbarhet på samme stasjon i noen norske elver

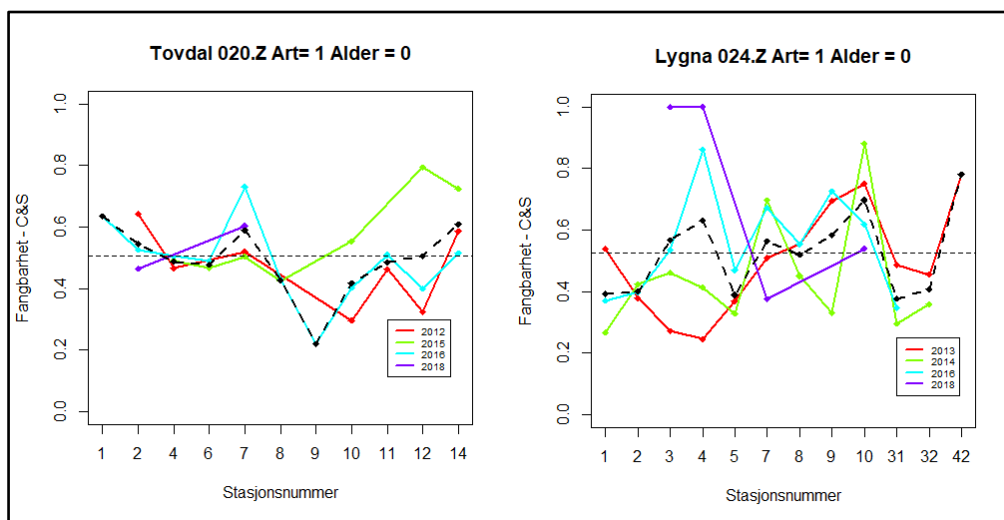
Selv om variasjonen i fangbarhetsestimater ikke kan forklares ut fra habitatforskjeller og miljøvariasjoner, kan man få nyttig kunnskap ved å se hvordan estimater kan variere mellom stasjoner i samme år, og variasjoner fra år til år på de samme stasjonene. Hvis noen stasjoner har systematisk høyere eller lavere fangbarhet enn andre stasjoner, vil dette være en indikasjon på at fangbarhet er knyttet til habitatforholdene på stasjonene. Tilsvarende vil stor variasjon i fangbarhet mellom år for en gitt stasjon kunne tyde på at denne stasjonen kan variere i miljøbetingelser uten at det blir fanget opp av variasjonen til våre variabler (standardisert vannføring og temperatur), mens andre stasjoner gir temporært stabile fangbarhetsestimater.

Som eksempel på variasjon over tid kan man benytte langtidsserier fra Eira, Tovdalselva og Lygna. I alle disse vassdragene er det undersøkt en rekke stasjoner i flere år, og det er store nok prøver fra de fleste av stasjonene for både årsyngel og ettåringer. Estimert fangbarhet for årsyngel med bruk av Carle-Strub metoden viser betydelige variasjoner både innenfor og mellom stasjoner i Eira, og variasjonen er en god del større for årsyngel enn for ettåringer (**figur 16**). Variasjonen i fangbarhet for laksunger kan se noe tilfeldig ut, uten noen klare mønstre mellom stasjoner eller år. Fangbarheten for ettåringer ser ut til å ligge godt over den for årsyngel.



Figur 16. Variasjon i estimert fangbarhet mellom stasjoner og år (fargede punkter) for 0+ (venstre panel) og 1+ laks i Eira. Svart horisontal linje angir totalt gjennomsnitt, mens svart stipla linje viser gjennomsnitt over år per stasjon. For 0+ har vi illustrert et år med stor variasjon i estimert fangbarhet (2006; grønn stipla linje) og et år med liten variasjon (2018; rød stipla linje).

Hos årsyngel av laks i Tovdalselva ser det ut til å være systematiske forskjeller mellom flere stasjoner i estimert fangbarhet (**figur 17**). I Lygna er det noen stasjoner som har hatt stor variasjon i estimert fangbarhet av 0+ laks (spesielt stasjon 4) og som kanskje er sårbare for miljøvariasjon, mens andre stasjoner har mye mer stabile estimater (f.eks. stasjon 5). Vi har foreløpig ikke gått videre med slike detaljerte analyser av variasjon i estimert fangbarhet mellom stasjoner og år. Videre analyser av slike data fra flere vassdrag kan gi viktig informasjon om habitat- og miljøforhold som kan være viktig å hensynta ved utvikling av mer generelle modeller for hva som påvirker fangbarhet.



Figur 17. Variasjon i estimert fangbarhet mellom stasjoner og år for 0+ laks i Tovdalselva (venstre panel) og Lygna (høyre panel). Svart stipla horisontal linje angir totalt gjennomsnitt, mens feitere svart stipla linje viser gjennomsnitt over år per stasjon.

6 Estimering av fisketetthet

For å estimere fisketetthet på grunnlag av elektrisk fiske i elv er det to hovedtilnærminger som blir benyttet; merking-gjenfangst-metoder (**avsnitt 6.1**) og utfangstmetoder (**avsnitt 6.2**). Felles for begge disse estimeringsmetodene er at det må gjennomføres fiske mer enn én gang. I tillegg er det mulig under gitte forutsetninger å beregne tettheter på grunnlag av én gangs overfiske (**avsnitt 6.3**).

6.1 Merking-gjenfangst-metoder

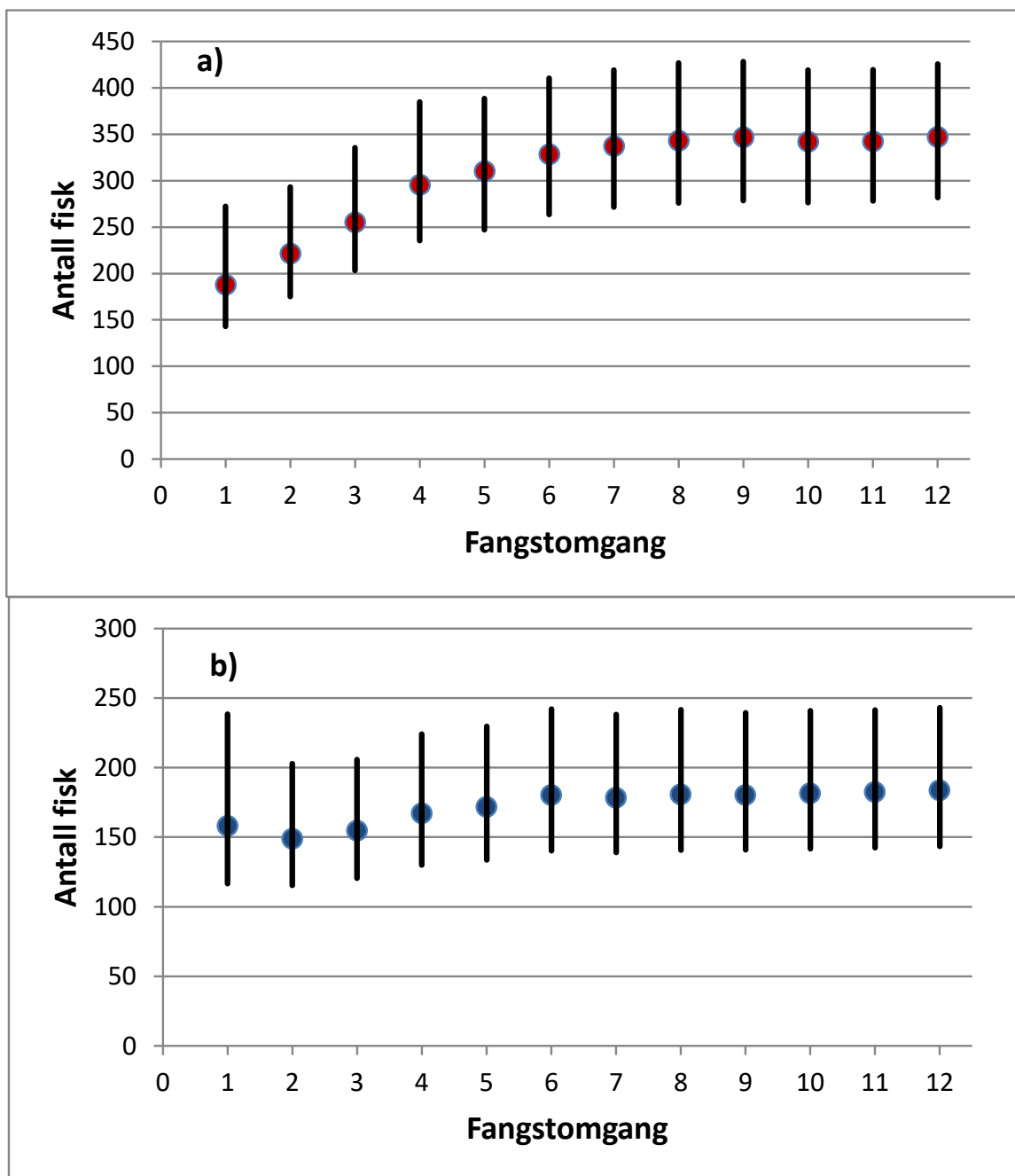
Det finnes flere metoder for å beregne bestandsstørrelse ut fra merking og gjenfangst av fisk. Den vanligste metoden i norske vassdrag er den såkalte Petersens metode (Ricker 1975, Youngs & Robson 1978). Petersens metode for bestandsestimering er basert på forholdstallet mellom antall merkete og umerkete individer i en gitt bestand der man på forhånd har fanget og merket en del individer (Youngs & Robson 1978). Etter at man har fanget, merket og gjennomført en ny fangstrunde kan man beregne samlet bestand (**B**) på grunnlag av følgende formel (Chapman 1951, Ricker 1975):

$$B = \frac{(M + 1)(C + 1)}{(R + 1)}$$

der **M** er antall merket fisk i første fangstrunde, **C** er totalfangst i andre fangstrunde og **R** er antall gjenfangster av merket fisk. Det er flere forutsetninger for å benytte denne metoden (Youngs & Robson 1978): eventuell dødelighet er den samme for merket og umerket fisk, fangstsannsynligheten er lik for merket og umerket fisk, merket fisk må ikke miste merket, merket og umerket fisk skal være tilfeldig fordelt, all merket fisk i gjenfangst skal bli registrert, og det skal ikke være noen innvandring eller utvandring i forsøksperioden.

I september 2010 ble det gjennomført forsøk med merking og gjenfangst innenfor et avsperrt elveavsnitt i Homla. Samme dag som elveavsnittet ble avsperrt med finmaskete sperrenøter, ble det gjennomført elektrisk fiske innenfor det avsperrte området. Det ble fanget til sammen 130 laksunger (79 yngel og 51 parr), som ble merket med fettfinneklipping og satt tilbake til det avsperrte området. Påfølgende dag ble det gjennomført elektrisk fiske i tolv omganger. Samlet fangst var 452 laksunger (294 yngel og 158 parr), hvorav 111 individer var merket med fettfinneklipping (67 yngel og 44 parr). Ut fra merkeandel på 85-86 % hos ulike størrelsesgrupper, ble beregnet bestand ut fra merkeforsøket 530 laksunger hvorav 347 yngel og 183 parr (Sandlund med flere 2011).

For årsyngel økte estimatet av antall fisk med økende fiskeomgang fra 190 beregnet etter fangsten i første fiskeomgang fram til at estimatet stabiliserte seg på i overkant av 340 fisk fra og med åttende fiskeomgang (**figur 18**). Denne økningen skyldes at fangbarheten til merket yngel var vesentlig høyere i de to første fiskeomgangene (om lag 0,4) enn av umerket yngel (om lag 0,2). For lakseparr var det mindre forskjeller i fangbarhet mellom merket og umerket fisk, og her var det mindre klare sammenhenger mellom estimert antall fisk og beregnet bestand i løpet av forsøket. Disse resultatene illustrerer at ulik fangbarhet mellom merket og umerket fisk kan gi vesentlig feilestimering, og det kan være nødvendig å gjennomføre flere gjenfangstrunder også ved bruk av merking og gjenfangst som metode.



Figur 18. Estimert antall fisk innenfor et avstengt område i Homla i september 2010 basert på merking/gjenfangst av årsyngel av laks (a) og eldre laksunger (b). For hvert estimat er det angitt 95 % konfidensintervall. Estimatenes er beregnet etter hver fangstomgang, slik at verdien gitt for fangstomgang k er estimert fra alle fangstomgangene fra 1 til og med k . Figuren er hentet fra Sandlund med flere (2011).

6.2 Utfangstmetoder

Prinsippet bak alle utfangstmetodene er at man på grunnlag av estimert fangbarhet ved flere gangers overfiske kan beregne størrelsen på fiskebestanden innenfor det aktuelle området. Den vanligste estimeringsmetoden for slike antall/tetthets-beregninger som benyttes i norske vassdrag er Moran-Zippins metode (Moran 1951, Zippin 1958). Metoden ble opprinnelig utviklet for pattedyr i terrestriske miljø, men har senere blitt tilpasset akvatiske miljø av blant andre Bohlin & Sundström (1977), Bohlin (1982), Bohlin med flere (1982) og Bohlin med flere (1989). Antall fisk innenfor stasjonen eller prøvearealet under utfangstfiske kan beregnes med bruk av to ligninger fra Bohlin med flere (1989):

$$\frac{q}{p} - \frac{kq^k}{1-q^k} = \frac{\sum_{i=1}^k (i-1)y_i}{T} \quad N = \frac{T}{(1-q^k)}$$

der p er sannsynlighet for å bli fanget, q er sannsynlighet for ikke å bli fanget, k er antall fiskeomganger, y er fangst i en gitt fiskeomgang, T er samlet fangst i alle fiskeomganger, og N er bestandsstørrelse. I Norge er det vanlig å angi resultatene som tetthet av fisk per 100 m² elveareal. Det er flere forutsetninger for at denne metoden skal kunne benyttes (Bohlin med flere 1989): fangbarheten skal være konstant mellom omganger, og undersøkelsesområdet skal være lukket med hensyn til forflytninger av fisk.

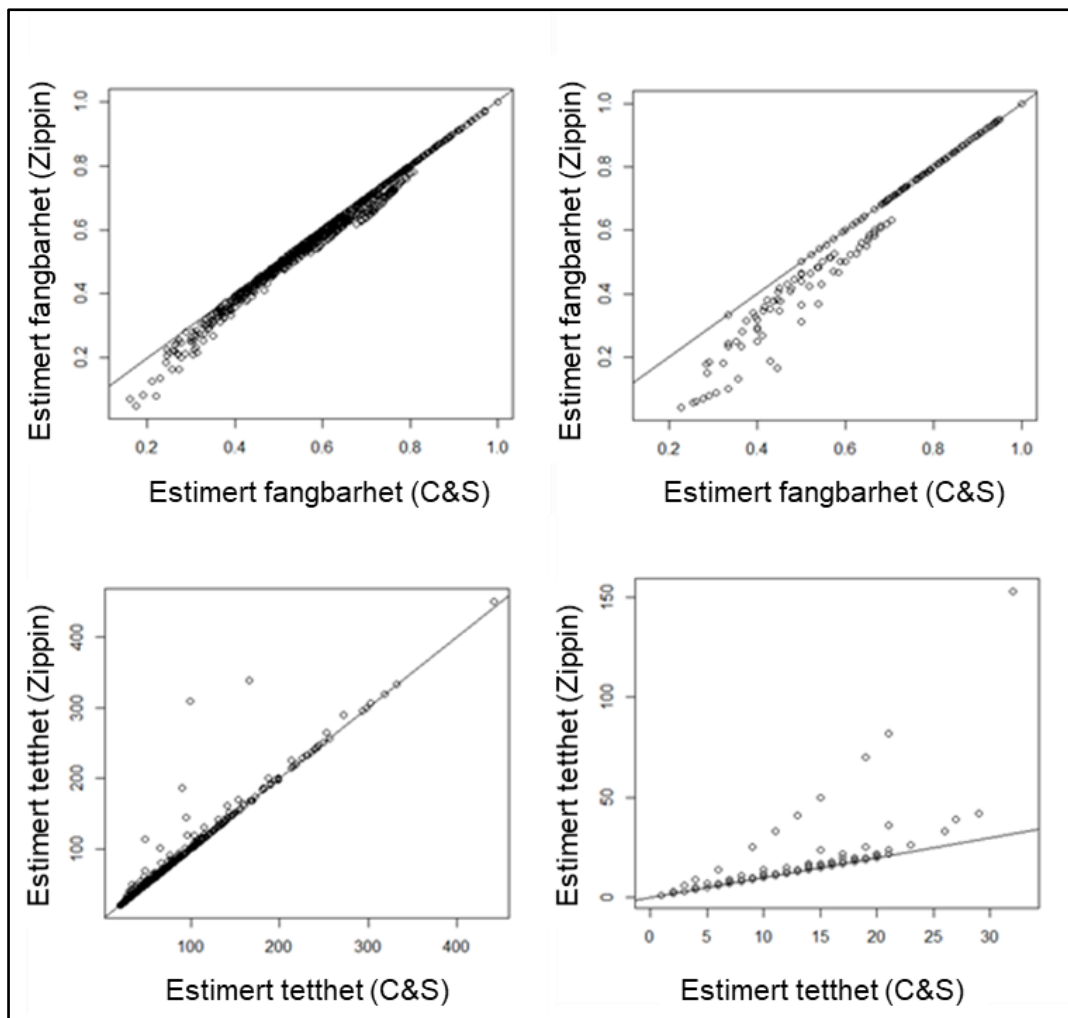
Moran-Zippins metode baserer seg på store fangster og asymptotisk teori, og kan mislykkes i å estimere fangbarhet hvis fangstsekvensen for utfiskingsrundene er flat eller stigende. Carle & Strub (1978) introduserte derfor en såkalt priorfordeling for fangbarheten, dvs. de la forhånds-begrensninger på hvilke verdier det er sannsynlig at fangbarhetsestimatet kan få. Denne priorfordelingen kan baseres på tidligere erfaringer med art, størrelsesgrupper, elv og fiskere. Carle & Strubs estimeringsmetode er mer robust med hensyn til brudd på antagelser og ikke så sårbar for små fangster (Hedger med flere 2013). Ligningene for Carle-Strub-metoden vil kreve en omfattende forklaring, så vi presenterer dem ikke her. Det finnes tilgjengelig ferdige beregningsprogram for estimering av fangbarhet og tetthet fra alle aktuelle utfiskingsmetoder, for eksempel funksjonen *removal* (FSA) skrevet i R (www.rforge.net/FSA/index.html).

Det kan være interessant å sammenligne resultatene fra Moran-Zippin- og Carle-Strub-estimerer fra samme datasett med tre gangers overfiske (*removal* pakke i R). Forskjellene mellom de to fangbarhetsestimatene (de to øvre panelene i **figur 19**) er størst for prøver som gir de laveste fangbarhetene og større for de små prøvene. Carle-Strub-metoden «tror» ikke på de lavere fangbarhetsestimatene, og dette får større effekt når datamengden er liten. Denne metoden ble derfor anbefalt av Hedger med flere (2013), som en mer robust estimeringsmetode enn Zippins metode.

Videre går det fram at denne oppjusteringen av de lavere fangbarhetsestimatene får mye å si for noen (svært usikre) tetthetsestimater, som da blir kraftig nedjustert, dvs. de som ligger langt over diagonalene i de to nedre panelene i **figur 19**. Konsekvensen av å velge Carle-Strub-metoden før Moran-Zippin-metoden blir altså at vi veker ned noen «oppblåste» tetthetsestimater; selv om det er få av disse kan de få stor betydning for f.eks. et elvegjennomsnitt.

Ved bruk av Moran-Zippins metode er det ikke uvanlig at en får estimerer av fangbarhet som er svært lave og usikre. Dette gir tilsvarende høye og i mange tilfeller urimelig høye estimerer av tetthet. De fleste som arbeider med innsamlete data basert på Moran-Zippins metode har prosedyrer for å håndtere slike tilfeller. En mye brukt prosedyre er å forkaste tetthetsestimatet hvis konfidensintervallet for tetthetsestimatet overstiger en viss prosent av estimatet (for eksempel 75 %), og benytte en annen verdi for fangbarhet til å beregne et nytt tetthetsestimat, for eksempel $p=0,5$, eller å «låne» fangbarhetsestimat fra andre stasjoner i elva som er fisket på samme

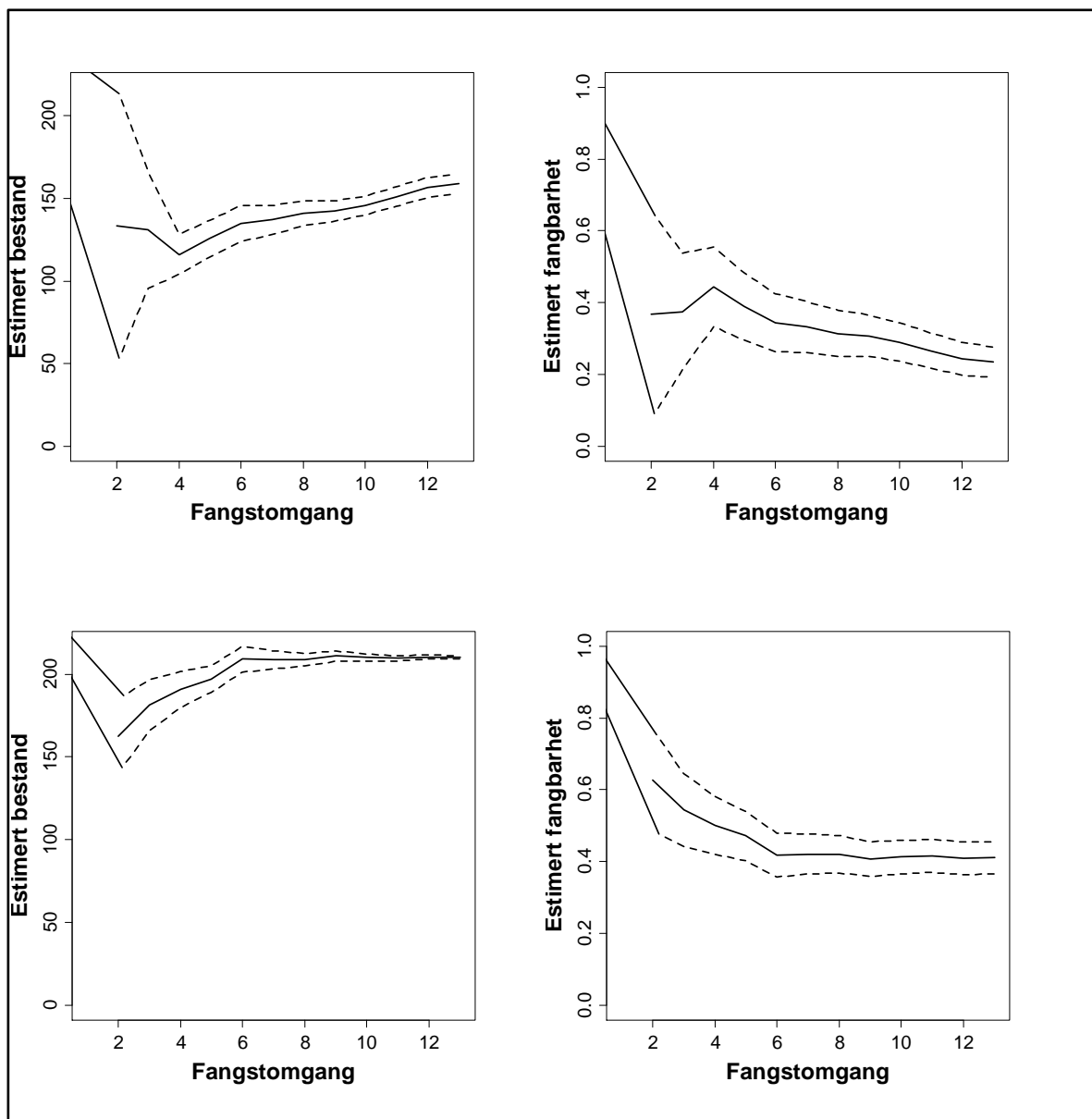
tidspunkt. Med bruk av Carle-Strub-metoden løftes de laveste fangbarhetsestimaterne og dermed trekkes de urimelig høye estimatene av tetthet ned. Med en informativ prior-fordeling vil denne effekten kunne bli enda sterkere og et mål med videre metodeutvikling bør være å kunne sette mer informerte prior-fordelinger avhengig av art, størrelse med mer, basert på norske data og som er relevante for hvordan elektrisk fiske gjennomføres her.



Figur 19. Sammenlikning av fangbarhet og estimert tetthet ved bruk av Carle-Strub (x-akse) og Moran-Zippin (y-akse) sine metoder for estimering basert på tre gangs overfisking av stasjoner i samme datasett. Heltrukne linjer viser at de to metodene gir samme resultat ($x=y$). Øvre paneler viser fangbarhetsestimaterne, nedre paneler tetthetsestimater. Venstre paneler viser estimatene for prøver med minst 20 fisk totalt etter tre runder, høyre paneler viser estimater for prøver med mindre enn 20 fisk totalt.

Feltekspesimenter i fem elver i perioden 2010-2015 (Sandlund med flere 2011, Bremset med flere 2015, Bremset med flere 2016), viste at estimat av bestandsstørrelse basert på få fiskeomganger ga lavere verdier enn estimat basert på mange fiskeomganger (**figur 20**). Det synes som at underestimeringen er størst for små ungfisk som årsyngel av laks, mens den er noe mindre for større ungfisk som parr av laks og aure. Det er verdt å merke seg at beregningene er basert på resultater fra helt avstengte elveavsnitt, noe som ikke samsvarer med normal praksis der det fiskes i åpne elveavsnitt. Ut fra de fangstene som ble gjort i sperrenøtene oppstrøms og nedstrøms de avstengte områdene, ser vi at en relativt stor andel av fisk kan flykte ut av undersøkellesområdet ved åpent elektrisk fiske; i størrelsesorden 20-30 % av årsyngel og 5-15 % av

eldre ungfisk i løpet av de tre første overfiskingene av et område. Følgelig er det grunn til å anta at det kan være en betydelig underestimering av bestandsstørrelse ved tradisjonell bruk av utfangstmetoden (Bremset med flere 2016).



Figur 20. Estimert bestandsstørrelse (heltrukken linje i venstre paneler) og fangbarhet (heltrukken linje i høyre paneler) fra fangstsekvensene av årsyngel (øverst) og eldre lakseunger (nederst) i Levangerelva i september 2010. Stiplede linjer angir tilnærmet 95 % konfidensintervall. Estimatenes er beregnet etter utfangstmetoden, slik at verdiene gitt for fangstomgang k er estimert fra alle fangstomgangene fra 1 til og med k . Figurene er hentet fra Sandlund med flere (2011).

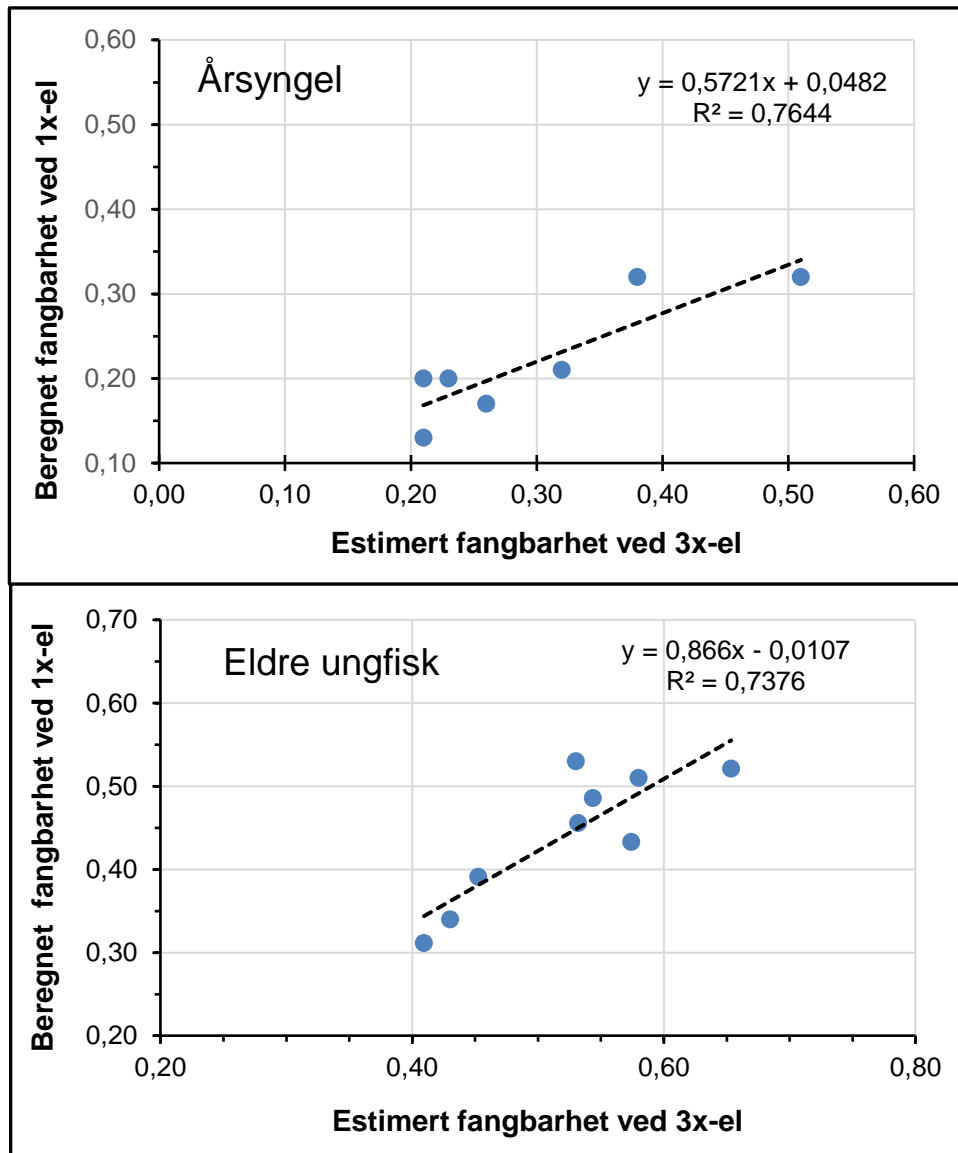
6.3 Én gangs overfiske

I mange vassdrag er det vanlig å benytte en kombinasjon av én og tre gangers overfiske i ung-fiskundersøkelser. Årsaken til et slikt opplegg er at det er behov for å kunne fiske mange stasjoner i et vassdrag uten at tid- og ressursbruk blir for omfattende og kostnadene for høye. Jo flere stasjoner som fiskes, jo bedre informasjon får en med hensyn til romlig variasjon i tetthet i vassdraget, noe som kan være viktig for å studere årsaker til variasjoner i rekruttering og tetthet av eldre ungfisk mellom år, romlige variasjoner i bestandsregulerende faktorer (Teichert med flere 2013) og ved kartlegging av naturlige og menneskeskapte flaskehals for fiskeproduksjon i et vassdrag (Forseth & Harby 2013).

For å kunne beregne en tetthet på stasjoner med én gangs overfiske må en ha en eller annen prosedyre for å angi en sannsynlig fangbarhet på slike stasjoner. Vanligvis brukes estimerte fangbarheter fra andre stasjoner som ved samme anledning er fisket i tre omganger som grunnlag for å estimere fangbarhet og tetthet (jf. Ugedal med flere 2018). Det er også mulig å benytte mer generelle forventningsverdier for fangbarhet ved elektrisk fiske for ulike alders- og størrelsesgrupper av de aktuelle artene (jf. Forseth & Forsgren 2008 eller vår nye modell, jf. **avsnitt 5.1**).

I kontrollerte studier i fem elver med gjentatt overfisking innenfor avsperrerte områder, har så godt som all fisk i forsøksområdene til slutt blitt fanget (Sandlund med flere 2011, Bremset med flere 2015, Bremset med flere 2016, Hedger med flere 2018). I disse innhegningsforsøkene kan derfor tilnærmet riktig fangbarhet for første fiskeomgang bli beregnet, ut fra forholdet mellom fangst i første fiskeomgang og totalfangsten ved alle overfiskingene. En slik beregning viser at fangbarheten for eldre laksunger i første fiskeomgang (P_1), varierte mellom 0,31 og 0,53 i de ni forsøkene som inngår i denne analysen. Hvis vi sammenlikner P_1 med estimert fangbarhet ut fra tre gangers overfiske av disse stasjonene ($P_{3_{est}}$), finner vi at $P_{3_{est}}$ var større enn P_1 i alle forsøkene med unntak av ett hvor P_1 og $P_{3_{est}}$ var tilnærmet lik (**figur 21**). Fangbarheten for årsyngel av laks i første fiskeomgang varierte mellom 0,11 og 0,32 i sju av disse innhegningsforsøkene. For årsyngel var $P_{3_{est}}$ større enn P_1 i alle disse sju forsøkene som ble inkludert i denne analysen (**figur 21**). Her utelot vi to innhegningsforsøk hvor samlet fangst av årsyngel i de første tre fiskeomgangene var lavere enn 20 individ og hvor fangbarhetsestimater basert på utfangst var svært usikkert.

Fangbarheten estimert ved tre gangers overfiske undervurderte altså fangbarheten (andelen) av fisk som ble fanget i første fiskeomgang. Resultatet gjenspeiler at fangbarheten av fisk i de aller fleste innhegningsforsøkene avtok med økende fiskeomgang. Det var imidlertid en positiv og tilnærmet lineær samvariasjon mellom P_1 og $P_{3_{est}}$, noe som tyder på at en kan estimere P_1 ut fra $P_{3_{est}}$ med relativt stor sikkerhet. Disse resultatene tyder på at en kan bruke estimerte fangbarheter fra gjentatt utfangst i tre fiskeomganger til å angi en sannsynlig fangbarhet i første fiskeomgang, som videre kan benyttes til å beregne antall og tetthet av ungfisk på stasjoner med bare én gangs overfiske. Det bør gjennomføres mer grundige statistiske vurderinger og analyser av hvordan en på best mulig måte kombinerer resultater fra gjentatt utfangst og én gangs overfiske ved undersøkelser i norske vassdrag.

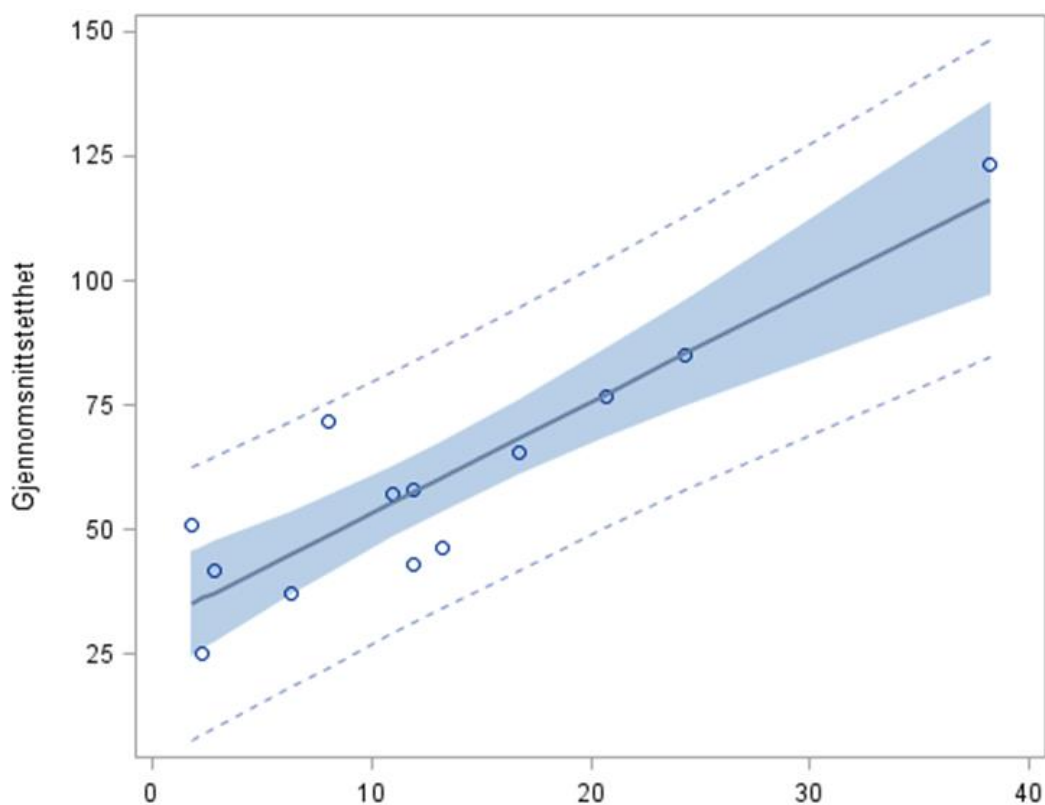


Figur 21. Sammenheng mellom beregnet fangbarhet i første fiskeomgang hos årsyngel og eldre ungfisk av laks og estimert fangbarhet etter tre gangers overfiske i forsøk med elektrisk fiske innenfor avstengte elveavsnitt i fem elver. Detaljer om forsøkene er gitt i Sandlund med flere (2011), Bremset med flere (2015) og Bremset med flere (2016).

6.4 Data fra få stasjoner

I enkelte tilfeller vil man ikke alltid ha tilgang på data fra et større stasjonsnett. Dette kan skyldes økonomiske forhold som begrenser omfanget på undersøkelsene, eller andre praktiske forhold som at mange vassdrag skal undersøkes innenfor en begrenset feltperiode. Et eksempel på dette er det nasjonale overvåkingsprogrammet for økologisk tilstand i elver, der det, uavhengig av elvestørrelse, gjennomføres ungfiskundersøkelser på bare tre stasjoner. Et slikt begrenset omfang er i dårlig samsvar med retningslinjer for ferskvannsbiologiske undersøkelser (Anonym 2015), og er vesentlig mindre enn hva som er anbefalt i håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag (Forseth & Harby 2014).

Det er knyttet usikkerhet til i hvor stor grad få stasjoner kan gi representative data for et helt vassdrag. For å belyse denne problemstillingen sammenlignet Myrvold med flere (2018) tre utvalgte stasjoner i Nausta med gjennomsnittlige ungfisktettheter fra hele vassdraget. Ved å trekke ut den beste stasjonen i tre hovedsegmenter av lakseførende strekning, ble det i to av tilfellene funnet godt samsvar ($R^2=0,81$) med gjennomsnittstettheten for hele vassdraget. Ut fra sammenhengen som er funnet for én av de utvalgte stasjonene i Nausta (**figur 23**), er det mulig å predikere gjennomsnittstettheter for hele elva på grunnlag av estimert tetthet på denne stasjonen. Ut fra prediksjongrensene er det 95 % sannsynlig at gjennomsnittstettheten for eldre laksunger i Nausta ligger mellom 45 og 100 eldre laksunger, når estimert tetthet på den aktuelle stasjonen er 20 eldre laksunger per 100 m² (Myrvold med flere 2018). Som man ser vil denne tilnærmingen ikke gi noe presist tetthetsestimat.



Figur 23. Plott for sammenheng ($R^2=0,81$, $DF=11$) mellom tetthet av eldre laksunger på én utvalgt stasjon (horisontal akse) og gjennomsnittstettheter for hele stasjonsnettet (vertikal akse) i Nausta. Åpne sirkler viser enkeltår i perioden 2003-2017, blå skråvaring viser 95 % konfidensintervall for plottet, mens stiplede linjer angir 95 % prediksjongrensene. Figuren er modifisert fra Myrvold med flere (2018).

7 Oppsummering

Strandnært elektrisk fiske er en vanlig metode for å skaffe kvalitativ og kvantitativ informasjon om fiskebestander i elver. Resultater fra felteksperimenter viser at faktorer som ledningsevne, vanntemperatur, fiskeart og størrelse har vesentlig betydning for fangbarhet hos ungfisk av laks og aure. I tillegg vil vannføring og tidspunkt for elektrisk fiske kunne bidra til forskjeller i estimerte tettheter. Variasjoner i fysiske habitatforhold, som substratsammensetning, mengde hulrom, vandybde og vannhastighet, er også viktige for å forklare variasjoner i tetthet innenfor og mellom elver. Betydningen av miljøforhold for fangbarhet til ungfisk, som i neste omgang gir grunnlag for beregninger av tetthet, er vanskelig å undersøke under kontrollerte forhold uten svært omfattende og kostbare feltopplegg. I denne rapporten har vi benyttet og oppsummert flere større datasett som gir nyttig informasjon om teoretiske og praktiske forhold knyttet til strandnært elektrisk fiske, deriblant hvilken betydning stasjonsvalg har for resultatene (**avsnitt 7.1**), og hvordan ulike forhold påvirker presisjonen på estimert fangbarhet og tetthetsestimater (**avsnitt 7.2**).

7.1 Stasjonsvalg

Det bør være større bevissthet rundt valg av stasjonsnett i vassdrag. Det er spesielt viktig at stasjonene representerer habitatvariasjonen i vassdraget på en tilfredsstillende måte. Dette kan gjøres på grunnlag av tilgjengelige habitatdata fra vassdraget. Der datagrunnlaget er mangelfullt kan man benytte informasjon som finnes i skriftlige kilder, og på flyfoto og kart. Informasjon fra lokale ressurspersoner kan også være svært nyttig i valget av stasjonsnett. Ved etablering av nye og/eller utvidete stasjonsnett er det likevel viktig å inkludere tidligere benyttede stasjoner for å bevare informasjon om variasjoner over tid.

I forbindelse med etablering av nye stasjonsnett i elver, anbefales det å gjøre en forhåndskartlegging av elva før man bestemmer omfang og innretning av stasjonsnettet. En mulig tilnærming er å kartlegge mesohabitat, og innrette stasjonsnettet slik at det gjenspeiler relativ forekomst av ulike mesohabitat innenfor vassdraget. Når det gjelder antall stasjoner bør dette stå i et rimelig forhold til elvestørrelsen. I retningslinjer for ferskvannsbiologiske undersøkelser er det anbefalt at det bør fiskes på minst tre lokaliteter i hver elv, samt på én lokalitet per kilometer elvestrekning. I store elver kan tettheter av lokaliteter reduseres, men utvalget av lokaliteter skal uansett være representativ for elvestrekningen som undersøkes.

7.2 Fangbarhet og estimering

Den generelle antakelsen om konstant fangbarhet i alle omganger ved gjentatt overfiske har i felteksperimenter vist seg ikke å være gyldig. Fangbarheten i eksperimentene avtok til å begynne med fra én fangstomgang til den neste, men syntes å stabilisere seg etter seks til åtte fangstomganger. Avtakende fangbarhet de første fiskeomgangene gjør at estimater av fangbarhet basert på tre gangers overfiske av en stasjon ofte vil føre til en for høy beregnet fangbarhet. Dette betyr også at beregnet antall og tetthet av fisk på en prøveflate basert på tre gangers overfiske vil bli for lavt.

Elektrisk fiske i åpne elveavsnitt medfører et betydelig rømmingspotensial, ved at fisk flykter ut av undersøkelsesområdet og ikke returnerer i løpet av undersøkelsesperioden. Rømming av et visst omfang innebærer at utfangstmetoden underestimerer bestandsstørrelsen. I noen feltforsøk ble det registrert at en betydelig del av kjent bestand ble fanget i sperrenøter (inntil 60 % av årsyngel, men mindre enn 30 % av større ungfisk), noe som indikerer hvor mye fisk som prøvde å komme seg ut av området. Ved kvantitativt elektrisk fiske anbefales det å innrette fisket slik at rømmingspotensialet minimaliseres. I den grad det er mulig anbefales det å ha store stasjoner som strekker seg ut fra elvebredden, og som, om mulig, omfatter hele elvetvernsnittet i små elver.

Fangbarhet ved elektrisk fiske er avhengig av både art, kroppsstørrelse og fiskens atferd. Kroppsstørrelse har størst betydning for fangbarhet, med avtakende fangbarhet med avtakende kroppsstørrelse. I tillegg vil ulike fysiske forhold som ledningsevne, vanntemperatur, vannføring og bunnsstrat samvirke med biologiske forhold og påvirke fangbarheten under praktisk elektrisk fiske. I felteksperimentene var det en direkte, positiv sammenheng mellom fangbarhet og ledningsevne hos årsyngel av laks. Det var ingen tilsvarende klar tendens til lavere fangbarhet med lavere ledningsevne hos eldre ungfisk av laks og aure. Kvantitativt elektrisk fiske etter små årsyngel (< 40 mm) gir svært usikre bestandsestimater, og usikkerheten i estimatene er spesielt stor ved lav vanntemperatur og lav ledningsevne. I elver med svært lav ledningsevne (< 15 mS/cm) anbefales det å benytte nyere modeller av elektriske fiskeapparat som gir optimal spenning i forhold til vannets ledningsevne gjennom automatiske eller manuelle innstillingsmuligheter.

Feltforsøk med repetert overfiske i ulike vanntemperaturer viste at beregnet fangbarhet for årsyngel av laks varierte betydelig mellom de ulike feltforsøkene. Under kaldtvannsfiske var estimert fangbarhet svært lav etter to omganger, og økte for hver omgang inntil estimatene stabiliserte seg etter seks omganger. Tilsvarende var det innledningsvis svært lav estimert fangbarhet under fiske på middels høy temperatur, før estimatene økte etter tre omganger og stabiliserte seg etter seks omganger. Under varmtvannsfiske var estimert fangbarhet på tilnærmet samme nivå fra andre til tiende omgang.

For eldre laksunger viste estimert fangbarhet jevnt over mindre variasjoner med temperatur og fiskeomgang i feltforsøkene. Ved kaldtvannsfiske var det en noe økende tendens i estimert fangbarhet, mens det var en noe avtakende tendens i fangbarhet ved middels høy vanntemperatur, og et tilnærmet stabilt nivå under varmtvannsfisket. Både ved lav, middels og høy vanntemperatur var estimert fangbarhet for eldre laksunger mellom 0,35 og 0,45. Dette indikerer at det ikke er noen klar temperatureffekt på fangbarheten av eldre laksunger under elektrisk fiske. Erfaringer fra praktisk elektrisk fiske tilsier imidlertid at også eldre ungfisk kan ha lavere fangbarhet ved lav vanntemperatur, spesielt på lokaliteter med mye skjul.

Under varmtvannsfisket i Homla (ved om lag 18 °C) ble det registrert betydelig dødelighet hos ungfisk av laks og aure. Av alle ungfisk som ble fanget ble det registrert 36 % dødelighet hos laksunger og 31 % dødelighet hos aureunger. Dødeligheten under varmtvannsfisket var vesentlig høyere enn ved lave og middels høye vanntemperaturer. Det er viktig å redusere belastningen på fisken under elektrisk fiske, både av hensyn til dyrevelferd og bestandstilstand. Erfaringene fra både kontrollerte forsøk og praktisk fiske tilsier at elektrisk fiske helst bør foregå innenfor et gitt temperaturområde, forslagsvis ved vanntemperaturer mellom 5 og 15 °C som foreslått i relevante standarder for elektrisk fiske (Anonym 2003) og ferskvannsbioologiske undersøkelser (Anonym 2015).

Analyser av et større datasett fra flere norske elver tyder på at det ikke er noen sterke sammenhenger mellom estimert fangbarhet og vannføringsforhold under innsamling, men det var en svak positiv sammenheng mellom standardisert vannføring og fangbarhet. Analyseresultatene samsvarer ikke med at det i mange vassdrag er funnet klare negative sammenhenger mellom estimert tetthet av ungfisk og vannføring under elektrisk fiske. En sannsynlig forklaring på dette misforholdet er at den *virkelige* fangbarheten avtar ved økende vannføring uten at dette kan spores i den *estimerte* fangbarheten. En reduksjon i *virkelig* fangbarhet kan skyldes at de enkelte individene blir vanskeligere å fange på stasjoner hvor vannhastighet og dyp øker med økende vannføring. En svært sannsynlig tilleggsårsak kan være at feilkilden som er knyttet til at stasjonene er åpne, øker, både ved at fisk lettere kan rømme ut av stasjonen uten å bli fanget når vannføringen er høyere, og at en større andel av fisken driver nedstrøms og ut av stasjonen i elektro-narkose. Dette fører til at de ikke er tilgjengelig for fangst i påfølgende fiskeomganger.

En sammenlikning av resultater fra to utfangstmetoder for estimering av fangbarhet og antall/tetthet av ungfisk viser at Carle-Strub-metoden er mer robust med hensyn til brudd på antagelser og ikke så sårbar for små fangster som Moran-Zippins metode. Carle & Strub (1978) har benyttet en såkalt priorfordeling for fangbarheten, det vil si en forhåndsbegrensning på hvilke verdier det er sannsynlig at fangbarhetsestimaten kan få. Denne priorfordelingen kan baseres på tidligere erfaringer med fiskeart, osv. Det finnes ferdige beregningsprogram, for eksempel i statistikkprogrammet R, for estimering av fangbarhet og tetthet fra alle aktuelle utfiskingsmetoder.

Basert på et større datasett fra en rekke norske vassdrag er det i denne rapporten utviklet en modell for sammenhengen mellom estimert fangbarhet og størrelse på laks og aure. Denne modellen kan for eksempel brukes til å gi estimater for fangbarhet for art og størrelsesgrupper hvor fangstene er så små at et eget fangbarhetsestimaten blir for usikkert. Modellen kan også brukes til å sette opp priorfordelinger for Carle-Strub-metoden for forskjellige arter og størrelsesgrupper av ungfisk. Dette vil gi bedre estimater for fangbarhet og antall/tetthet, spesielt for lokaliteter med relativt få fisk (små utvalg). Dette er også nyttig dersom det er ønskelig å analysere resultater for ulike alderskategorier, og datagrunnlaget fra det aktuelle vassdraget ikke gir tilstrekkelig store utvalg til å estimere fangbarhet for ulike aldersgrupper.

En reanalyse av resultater fra innhegningsforsøkene viste at det var en positiv og tilnærmet lineær sammenheng mellom «målt» fangbarhet i første fiskeomgang og estimert fangbarhet etter tre fiskeomganger, og hvor estimert fangbarhet etter tre fiskeomganger overvurderte fangbarheten i første fiskeomgang. Disse resultatene tyder på at en kan bruke estimerte fangbarheter fra gjentatt utfangst i tre fiskeomganger til å angi en sannsynlig fangbarhet i første fiskeomgang, som videre kan benyttes til å beregne antall og tetthet av ungfisk på stasjoner med bare én gangs overfiske. Det bør gjennomføres mer grundige statistiske vurderinger og analyser av hvordan en på best mulig måte kan kombinere resultater fra gjentatt utfangst og én gangs overfiske ved undersøkelser i norske vassdrag.

8 Referanser

- Anonym 2003. Water quality - Sampling of fish with electricity. NS-EN 14011. Standard Norge, Oslo, 16 sider.
- Anonym 2014. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet.
- Anonym 2015. Vannundersøkelse - Retningslinjer og krav for ferskvannsbiologiske undersøkelser. NS-9455:2015. Standard Norge, Oslo.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62, 143-170.
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S. & Winberg, S. 2014. Standardiserat elfiske i vattendrag. En manual med praktiske råd. *Aqua Reports* 2014:15. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos* 29, 112-117.
- Bohlin, T. 1982. The validity of the removal method for small populations - Consequences for electrofishing practice. Report of Institute of Freshwater Research Drottningholm 60, 15-18.
- Bohlin, T. & Sundström 1977. Influence of unequal catchability on population estimate using the Lincoln index and the removal method applied to electro-fishing. *Oikos* 28, 123-129.
- Bohlin, T., Dellefors, C. & Faremo, U. 1982. Electro-fishing for salmonids in small streams - aspects of the sampling design. Report of Institute of Freshwater Research Drottningholm 60, 19-24.
- 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.
- Borgstrøm, R. & Skaala, Ø. 1993. Size-dependent catchability of brown trout and Atlantic salmon parr by electrofishing in a low conductivity stream. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68, 14-21.
- Borsányi, P., Alfredsen, K., Harby, A., Ugedal, O. & Kraxner, C. 2004. A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway. *Hydroécologie Appliquée* 14, 119-138.
- Bremset, G. & Berg, O.K. 1999. Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour* 58, 1047-1059.
- Bremset, G. & Heggenes, J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L) and brown trout (*Salmo trutta* L) in lotic environments. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 127-142.
- Bremset, G., Johnsen, B.O. & Bongard, T. 2011. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Dalelva i Høyanger. Samlerapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i perioden 2003-2010. NINA Rapport 602. Norsk institutt for naturforskning. 122 s.
- Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L. & Sandlund, O.T. 2015. Elektrisk fiske - faktorer som påvirker fangbarhet av ungfisk. Resultater fra eksperimentelle feltstudier 2010-2014. NINA Rapport 1147. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L., Sandlund, O.T. & Ugedal, O. 2016. Elektrisk fiske - effekt av høy vanntemperatur på fangbarhet av ungfisk. Resultater fra eksperimentelt feltstudium sommeren 2015. NINA Kortrapport 13. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Jensås, J.G., Berg, M., Havn, T.B., Bækkelie, K.A.E., Ulvan, E.M. & Jensen, A.J. 2019. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Sluttrapport fra undersøkelsene i perioden 2014-2018. NINA Rapport 1585. Norsk institutt for naturforskning.
- Bremset, G., Museth, J., Ulvan, E.M. & Saksgård, R. 2021. Fiskebiologiske undersøkelser i fire laksevassdrag på Sørlandet. Resultater og erfaringer fra utprøving av elektrisk båtfiske. NINA Rapport 1939. Norsk institutt for naturforskning.

- Carle, F. & Strub, M. 1978. A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics* 34, 621-630.
- Chapman, D.G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. *University of California Publications in Statistics* 1, 131-160.
- Cowx, I.G. & Lamarque, P. (red.) 1991. Fishing with electricity. Applications in freshwater fisheries management. John Wiley & Sons.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52, 1710-1718.
- Foldvik, A., Bremset, G. & Dokk, J.G. 2016. Elektrisk båtfiske i Tanaelva. Kartlegging av fiskesamfunn i september 2014. NINA Rapport 1162. Norsk institutt for naturforskning.
- Foldvik, A., Einum, S., Finstad, A.G. & Ugedal, O. 2017. Linking watershed and microhabitat characteristics: effects on production of Atlantic salmonids (*Salmo salar* and *Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 26, 260-270.
- Forseth, T. & Forsgren, E. (red.) 2008. El-fiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488, Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.) 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 32. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Næsje, T.F., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: Betydning for laksebestanden. NINA Oppdragsmelding 392. Norsk institutt for naturforskning.
- Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnansaari, T., Hvidsten, N.A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Utfall av Trollheim kraftverk i juli 2008: effekter på fiskebestandene i Surna. NINA Rapport 435. 35 s.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fishes* 3, 39-73.
- Gibson, R.J. & Cunjak, R.A. 1986. An investigation of competitive interactions between brown trout (*Salmo trutta* L.) and juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in rivers of the Avalon Peninsula, New Foundland. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1472, 1-82.
- Hindar, K., L'Abée-Lund, J.H. & Arnekleiv, J.V. 1999. Effekter av 1995-flommen på ungfisk i Gaula, s. 53-61 i: Å. Brabrand (red.) Virkning av flom på vannlevende organismer. Hydra Rapport nr. Mi02. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo, Norge
- Hindar, K., J. H. L'Abée-Lund, J. G. Jensås, P. I. Møkkelgjerd, T. Balstad & J. V. Arnekleiv. 1996. Effekter av flommen i 1995 på bestanden av laks- og ørretunger i Gaula. NINA Rapport 431, Norsk institutt for naturforskning.
- Hindar, K., Diserud, O.H., Hedger, R.D, Finstad, A.G., Fiske, P., Foldvik, A., Forseth, T., Forsgren, E., Kvingedal, E., Robertsen, G., Solem, Ø., Sundt-Hansen, L.E. & Ugedal, O. 2019. Vurdering av metodikk for andregenerasjons gytebestandsmål for norske laksebestander. NINA Rapport 1303. Norsk institutt for naturforskning.
- Hedger, R.D., de Eyto, E., Dillane, M., Diserud, O.H., Hindar, K., McGinnity, P., Poole, R. & Rogan, G. 2013. Improving abundance estimates from electrofishing removal sampling. *Fisheries Research* 137, 104-115.
- Hedger, R.D., Diserud, O.H., Sandlund, O.T., Saksgård, L., Ugedal, O. & Bremset, G. 2018. Bias in estimates of electrofishing capture probability of juvenile Atlantic salmon. *Fisheries Research* 208, 286-295.
- Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. *Verhandlungen Internationale Vereinigen Limnology* 23, 1724-1729.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Lund, E. & Ulvan, E.M. 2014. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Sluttrapport for perioden 2009-2013. NINA Rapport 1015. Norsk institutt for naturforskning.

- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G. 2011. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Fagrapport 2010. NINA Rapport 700. Norsk institutt for naturforskning.
- Jowett, I.G. 1993. A method for objectively identifying pool, run and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27, 241-248.
- Karlström, Ö. 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar*) and trout (*Salmo trutta*) parr in Swedish rivers with some references to human activities. *Acta Universitatis Upsalensis* 404, 3-12.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fishes* 12, 1-59.
- L'Abée-Lund, J.H., Arnekleiv, J.V. & Heggberget, T.G. 1987. Utbredelse, tetthet, habitatvalg og vekst hos laks og ørretunger i Gaula i 1986. I Saltveit, S.J. (red.): *Forsknings og referansevasdrag (FORSKREF). Årsrapport 1986. MVU-rapport nr. B29 - Oslo 1987.*
- Larsen, B.M., Sandlund, O.T., Gabrielsen, S.E., Saksgård, L. & Saksgård, R. 2010. Metodiske utfordringer i undersøkelsene av ungfisk av laks og ørret i effektkontrollen i kalkede vassdrag. NINA Rapport 644. Norsk institutt for naturforskning.
- Lund, R.A. & Johnsen, B.O. 2007. Status for laks- og sjøaurebestanden i Surna relatert til reguleringen av vassdraget. Undersøkelser i årene 2002-2006. NINA Rapport 272. Norsk institutt for naturforskning.
- Lund, R.A., Johnsen, B.O. & Bongard, T. 2006. Tilstanden for laks- og sjøørretbestanden i et regulert og forursingspåvirket vassdrag på Vestlandet med fokus på tiltak. Undersøkelser i Daleelva i Høyanger i årene 2003-2005. NINA Rapport 189. Norsk institutt for naturforskning. 106 s.
- Moran, P.A.P. 1951. A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika*. 38, 307-311.
- Myrvold, K.M., Ugedal, O. & Bremset, G. 2019. Utfordringer knyttet til overvåking av fiskebestander og konsekvenser for økologisk tilstandsklassifisering etter vannforskriften. NINA Rapport 1534. Norsk institutt for naturforskning.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletins of the Fisheries Research Board of Canada* no 191.
- Saksgård, R. & Larsen, B.M. 2019. Fisk i Tovdalselva og Lygnavassdraget. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2018. Miljødirektoratet rapport M1566-2019. Miljødirektoratet.
- Saksgård, R. & Schartau, A.K. 2010. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 2009. - NINA Rapport 596. Norsk institutt for naturforskning.
- Sandlund, O.T., Berger H.M., Bremset, G., Diserud, O., Saksgård, L., Ugedal, O. & Ulvan, E.M. 2011. Elektrisk fiske - effekter av ledningsevne på fangbarhet av ungfisk. NINA Rapport 668. Norsk institutt for naturforskning.
- Sandlund, O.T. (red.), Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Hallaker, J.H., Haugen, T., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Rapport M22-2013. Miljødirektoratet.
- Teichert, M.A.K., Einum, S., Finstad, A.G., Ugedal, O. & Forseth, T. 2013. Ontogenetic timing of density dependence: location-specific patterns reflect distribution of a limiting resource. *Population Ecology* 55: 575-583.
- Ugedal, O. & Forseth, T. 2008. Fangbarhet: Statistisk og praktisk usikkerhet ved elfiske. S: 10-17, i: T. Forseth & E. Forsgren (red.). *Ei-fiske metodikk. Gamle problemer og nye utfordringer.* NINA Rapport 488. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Næsje, T.F., Thorstad, E.B., Forseth, T., Saksgård, L.M., & Heggberget, T.G. 2008. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated River Alta: changes in juvenile and adult abundance. *Hydrobiologia* 609, 9-23.

- Ugedal, O., Forseth, T. & Fiske, P. 2013a. Biologisk delplan for Nausta. NINA Rapport 923. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Sundt, H., Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Ulvan, E.M. & Zinke, P. 2013b. Utfall av Trollheim kraftverk i april 2012. Effekter på fiskebestandene i Surna. NINA Rapport 922. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Bremset, G., Kvingedal, E., Jensås, J.G., Karlsson, S. & Østborg, G. 2018. Fiskebiologiske undersøkelser i Surna i 2016 og 2017. NINA Rapport 1511. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O., Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009-2018. Reguleringseffekter, miljødesign og tiltak. NINA Rapport 1716. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Kvingedal, E., Foldvik, A., Hesthagen, T., Bongard, T., Jensås, J.G. & Østborg, G. 2020. Laks og sjøaure i Daleelva i Høyanger. Bestandsutvikling, flaskehals og vurdering av tiltak. NINA Rapport 1796. Norsk institutt for naturforskning.
- Ugedal, O., Næsje, T.F., Saksgård, L.M., Saksgård, R. & Thorstad, E.B. 2021. Fiskebiologiske undersøkelser i Altaelva Samlerapport for 2016-2020. NINA Rapport 2018. Norsk institutt for naturforskning.
- Youngs, W.D. & Robson, D.S. 1978. Estimation of population number and mortality rates. I: Methods for assessment of fish productions in fresh water (Bagenal, T.B., red.). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22, 82-90.

9 Vedlegg

9.1 Oppskaleringer

I noen tilfeller kan det være ønskelig å se på flere stasjoner under ett, og slå sammen estimater for hele eller deler av et vassdrag for å kunne angi et totalt anslag på bestandsstørrelse, alternativt beregne en gjennomsnittlig tetthet av ungfisk. Dette kan gjøres for all ungfisk under ett, eventuelt delt opp i ulike arts- og aldersgrupper. Spørsmålet blir da hvordan man kan komme fram til et best mulig oppskalert tetthetsestimert med usikkerhetsangivelse. Vi skisserer her et forslag til framgangsmåte for å estimere oppskalert tetthet.

For hver stasjon i beregnes tetthetsestimert \hat{N}_i og varians $Var(\hat{N}_i)$, og et totalt oppskalert estimert for hele elva vil da kunne se slik ut:

$$\bar{N} = \frac{1}{n_z} \sum_{i=1}^{n_z} w_i \hat{N}_i$$

hvor n_z er antall stasjoner og w_i er vektor ($\sum w_i = n_z$), for eksempel etter hvor stor del av elva som har habitat ala stasjonsnummer i ("Mesohabitatvekting"). Vi kan alternativt regne ut tetthetsestimert for hver elvestrekning / mesohabitat for seg, og så slå sammen til slutt.

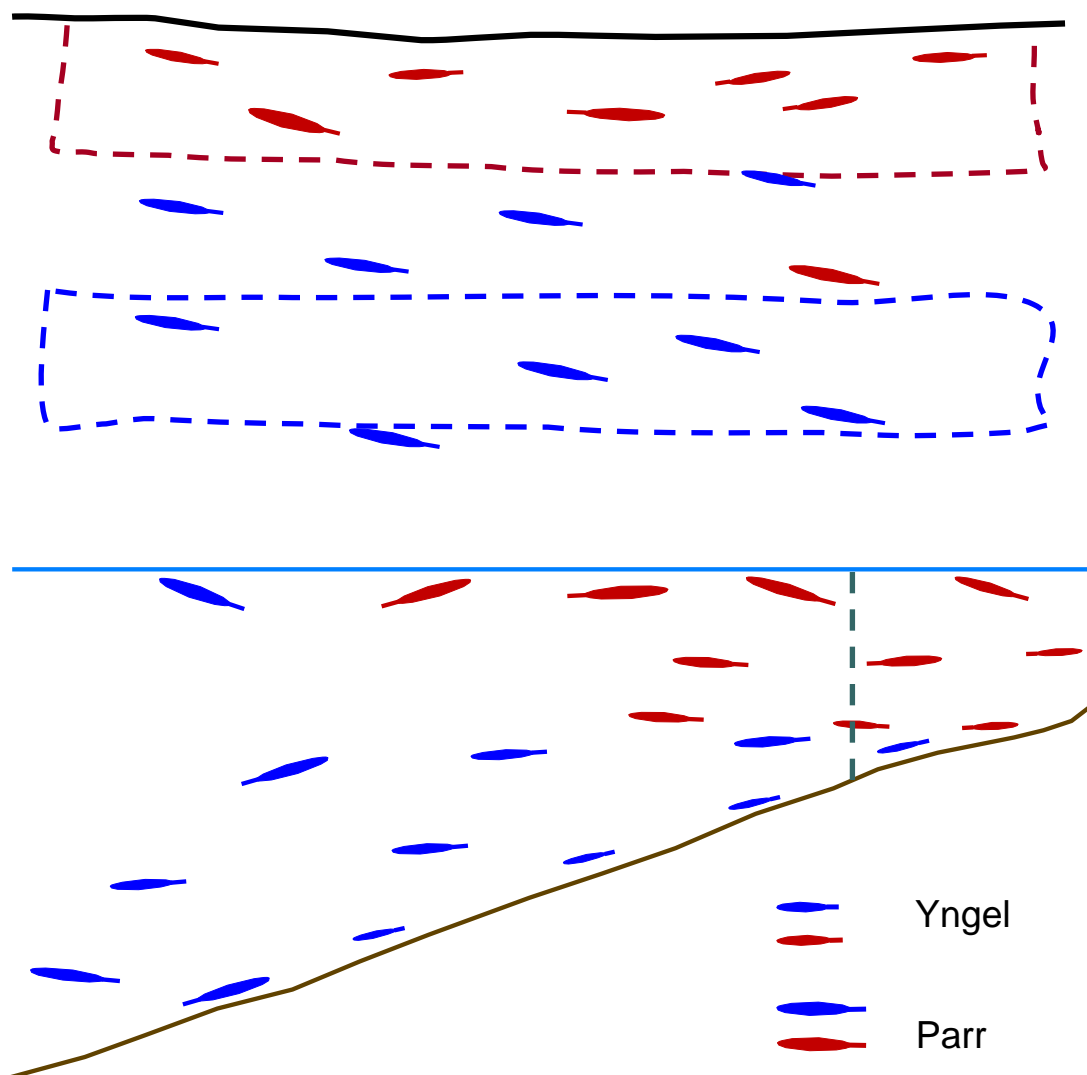
Så langt har vi fulgt en standard framgangsmåte. Imidlertid blir det mer rom for skjønn når man skal dra med seg den stasjonsvise usikkerheten i oppskaleringen:

- Kan vi anta lik metodisk usikkerhet for alle stasjonene, eller må vi operere med forskjellige usikkerheter for forskjellige typer habitat?
- Er det noen grunn til at det skal være forskjell, utover den som kan forklares med miljøforhold under det elektriske fisket?
- Er det akseptabelt å anta additive, uavhengige varianskomponenter?

Aktuelle varianskomponenter vil være:

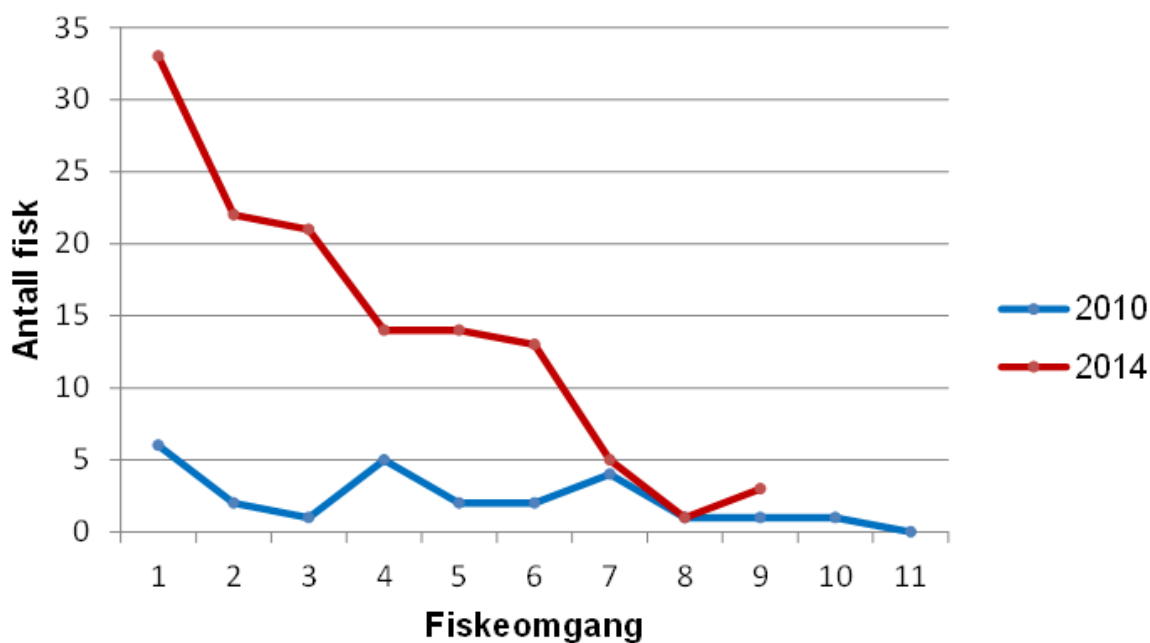
- Variasjon til hver fangstsekvens / stasjon. Mao. måleusikkerhet som skyldes metode og evt. miljøforhold. For de korrigerede tetthetene vil vi anta at denne komponenten er lik for alle stasjonene.
- Romlig variasjon som skyldes forskjeller i tetthet mellom stasjoner. Hvordan vi betrakter denne komponenten vil avhenge av hvordan vi beregner det totale estimatet. Hvis vi ønsker å estimere tettheten for en strekning som antas å ha konstant tetthet, vil denne variansen beskrive effekten av stasjonskarakteristika på estimatet. Hvis vi ønsker å finne det totale tetthetsestimert direkte vil denne komponenten i tillegg beskrive den reelle variasjonen i tetthet over hele elva (som sannsynligvis vil være atskillig større).

9.2 Vedleggsfigurer

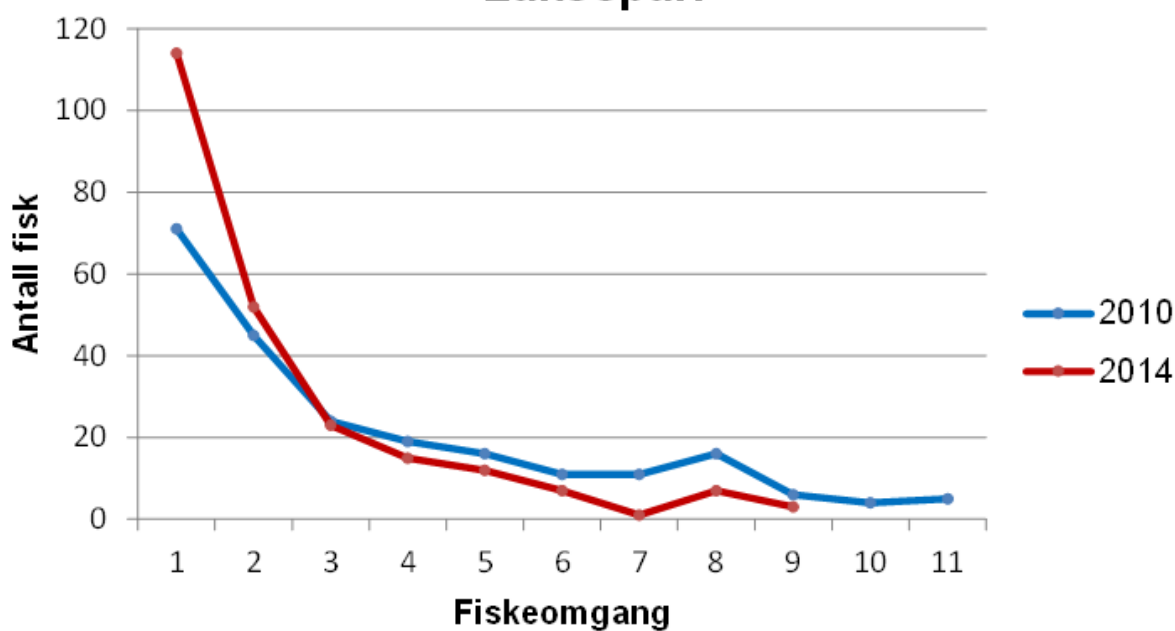


Vedleggsfigur 1. Forenklet illustrasjon av hvordan ulike kohorter av laks (blå symboler) og aure (røde symboler) kan fordeles i ulike avstander fra elvebredden (øvre panel) og i ulike vanndybder (nedre panel). Strandnært elektrisk fiske vil kunne gi et lite representativt bilde av arts- og størrelsessammensetning i et elveavsnitt. På en stasjon nært land (rød stiplet linje) kan det være en dominans av aure, mens det på en stasjon noen meter lengre fra land (blå stiplet linje) kan være mer laks enn aure. Tilsvarende kan det være store forskjeller i hva som fanges i grunne og dype områder (grense indikert med svart stiplet linje). Figuren er omarbeidet fra Forseth & Forsgren (2008).

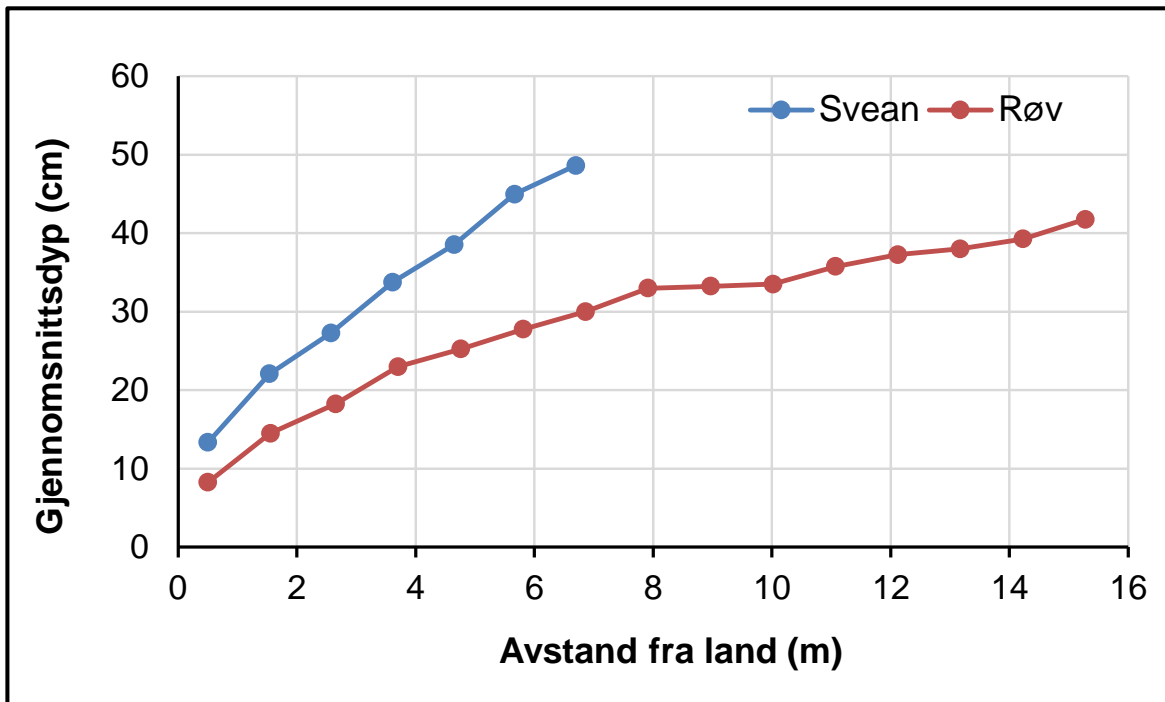
Laksyngel



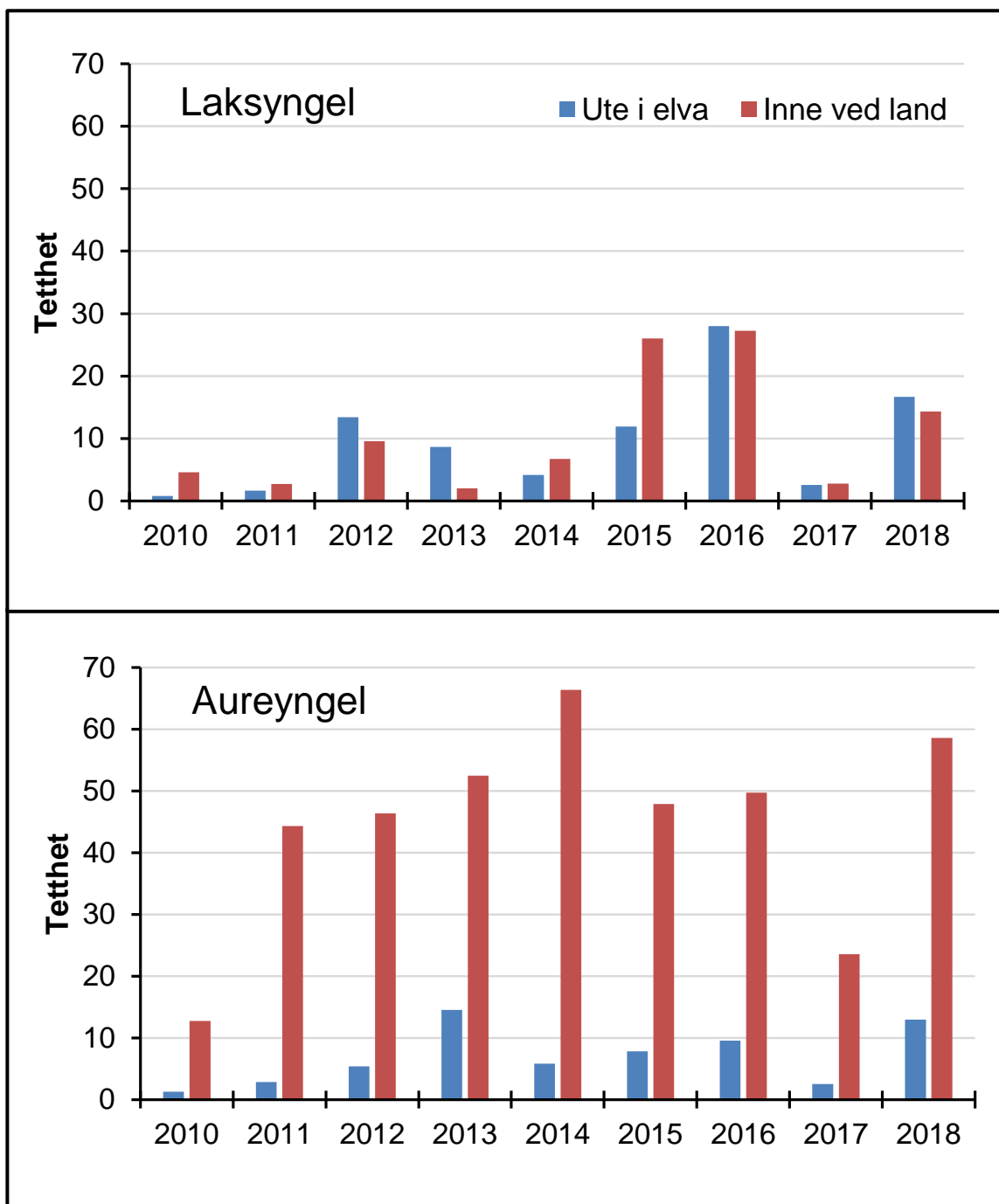
Laksepar



Vedleggsfigur 2. Illustrasjon av hvordan apparatspanning kan påvirke fangstforløp av små laksunger (øvre panel) og store laksunger under kontrollerte forhold på samme stasjon i Toåa i september 2010 (blå linjer) og august 2014 (røde linjer). I september 2010 var apparatspanning satt til 1400 volt, mens apparatspanning var automatisk justert til 1050 volt i august 2014. Figuren er hentet fra Bremset med flere (2015).



Vedleggsfigur 3. Forholdet mellom avstand fra land (meter) og gjennomsnittsdyp (meter) på to lokaliteter i Surna hvor det ble gjennomført elektrisk fiske langs transekter i oktober 2007.



Vedleggsfigur 4. Gjennomsnittlig beregnet tetthet (antall individer per 100 m²) av eldre ungfisk ($\geq 1+$) av laks og aure i Aurlandselva på stasjoner ute i elva sammenliknet med stasjoner langs land perioden 2010-2018. Undersøkelsen omfatter fire stasjonspar og figuren er omarbeidet fra figurer gitt i Ugedal med flere (2019).

9.3 Vedleggstabeller

Vedleggstabell 1. Fysisk beskrivelse av fem lokaliteter som ble undersøkt med elektrisk fiske i perioden 2010-2015. Skjulesteder er i henhold til Finstad mfl. (2007) klassifisert som små (S1), middels (S2) eller store (S3). Inndeling av bunnsubstrat er basert på Jowett (1993), og inneholder følgende substratkategorier: fast berg (0), partikler < 2 mm (1), partikler 2-19 mm (2), partikler 20-99 mm, partikler 100-250 mm og partikler > 250 mm (5). Datagrunnlaget er hentet fra Sandlund med flere (2011) og Bremset med flere (2015).

Lokalitet	Vanndybde (cm)		Skjul per 0,5 m ²				Substratkategori (%)					
	Middel	Maks	S1	S2	S3	0	1	2	3	4	5	
Toåa	40	73	0,24	0,18	0,16	0,0	6,7	17,0	16,7	34,0	25,6	
Vindøla	26	48	0,36	0,21	0,26	0,0	3,0	14,0	15,0	34,0	34,0	
Ingdalselva	14	21	0,02	0,01	0,01	0,0	5,3	5,0	55,2	24,1	10,3	
Homla	36	68	3,80	2,70	0,40	0,0	0,0	9,1	20,5	41,4	28,2	
Levangerelva	10	53	0,28	0,50	0,19	0,0	4,4	1,1	10,6	42,8	41,1	

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4839-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger