

## El-fiskemetodikk

### Gamle problemer og nye utfordringer

Torbjørn Forseth og Elisabet Forsgren (red.)



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

**Norsk institutt for naturforskning**

**El-fiskemetodikk**

**Gamle problemer og nye utfordringer**

Torbjørn Forseth og Elisabet Forsgren (red.)

Forseth, T. & Forsgren, E. (red.) 2008. El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. - NINA Rapport 488. 74 s.

Trondheim, juni 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2060-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Torbjørn Forseth & Elisabet Forsgren

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Odd Terje Sandlund (sign.)

FINANSIERING

NINA SIP REMA 2010

FORSIDEBILDE

Jan Gunnar Jensås, NINA, på el-fiske i Bjørnbettbekken.

Foto: Sigurd Einum

NØKKEWORD

Norge, elektrisk fiske, laks, metodikk, statistikk, populasjon, tetthet, forvaltning, etikk

KEY WORDS

Norway, electrofishing, salmon, methods, statistics, population, density, management, ethics

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Polarmiljøsentret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 61 22 22 15

[www.nina.no](http://www.nina.no)

---

## Sammendrag

Forseth, T. & Forsgren, E. (red.) 2008. El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. – NINA Rapport 488. 74 s.

El-fiske er et viktig verktøy i studier av elvelevende fisk. Metoden har bred anvendelse fra ren innsamling av fisk til tetthets- og bestandsestimater. I dag brukes tetthetsestimater rutinemessig i bestandsovervåkning av anadrome laksefisk. Til tross for at metoden i utgangspunktet framstår som relativt enkel, krever kvantitativt el-fiske god kunnskap om praktisk gjennomføring, forutsetninger og statistikk.

I denne rapporten sammenfatter og diskuterer vi problemer og muligheter ved el-fiske av laksefisk. Vi tar opp viktige moment ved el-fiske som metode - både den praktiske gjennomføringen samt statistiske betraktninger og usikkerhet. Vi tar også opp effekter av miljøvariasjon, sesong- og habitatforhold. Deretter ser vi på nye muligheter for el-fiskemetodikken knyttet til estimat av rekruttering og oppskalering fra prøvefelt til elvenivå, som kan bidra med ny kunnskap av relevans for moderne forvaltning av villaksen i Norge (og andre steder). Vi avslutter med etiske betraktninger ved å bruke el-fiske. Hvilke skader kan fisk utsettes for, og hvor stor er dødeligheten? Finnes det alternativer?

Torbjørn Forseth ([torbjorn.forseth@nina.no](mailto:torbjorn.forseth@nina.no)) og Elisabet Forsgren ([elisabet.forsgren@nina.no](mailto:elisabet.forsgren@nina.no))  
Norsk institutt for naturforskning, 7485 Trondheim

## Abstract

Forseth, T. & Forsgren, E. (eds) 2008. Electrofishing – Old problems and new challenges. – NINA Report 488. 74 pp.

Electrofishing is a vital tool in studies of riverine fish, with broad application ranging from simple collection of fish to density and population estimates. Today, density estimates by electrofishing are routinely used in surveillance programs for anadromous salmonids in Norway. While the method appears relatively simple, good knowledge on the methodological limitations, underlying assumptions and statistical properties is essential in quantitative electrofishing

Based on the Norwegian experience, evaluation and simulation of existing datasets and the international literature we discuss the limitations and possibilities of electrofishing. We address important aspects of the method, from practical considerations to statistical properties and uncertainty. We also address the effects of environmental variability, season and habitat conditions. Next, we evaluate electrofishing as a tool for estimating recruitment and for up-scaling to the population level, potentially providing vital stock-recruitment information for modern salmonid management. Finally we raise some important ethical concerns related to electrofishing. What kind of fish injuries are caused by electrofishing, and how high is the mortality? How can these effects be mitigated and do we have alternative methods?

Torbjørn Forseth ([torbjorn.forseth@nina.no](mailto:torbjorn.forseth@nina.no)) and Elisabet Forsgren ([elisabet.forsgren@nina.no](mailto:elisabet.forsgren@nina.no))  
Norwegian Institute for Nature Research, NO-7485 Trondheim, Norway

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Metoder og forutsetninger</b> .....	<b>10</b>
2.1 Fangbarhet: Statistisk og praktisk usikkerhet ved el-fiske .....	10
2.1.1 Fangstprosessen .....	10
2.1.2 Metoder for å bestemme fangbarhet ved el-fiske .....	11
2.1.3 Estimert fangbarhet under norske forhold .....	12
2.1.4 Diskusjon .....	15
2.2 Utfisking eller merking-gjenfangst? .....	17
2.2.1 Simuleringsmodeller .....	18
2.2.2 Sammenligning av usikkerhet.....	18
2.2.3 Effekt av avtagende fangbarhet.....	19
2.2.4 Effekt av ulik fangbarhet for merket og umerket fisk.....	21
2.2.5 Diskusjon .....	23
2.3 Miljøvariasjon .....	24
2.3.1 Vannføring.....	24
2.3.2 Temperatur.....	25
2.3.3 Ledningsevne .....	26
2.3.4 Turbiditet .....	26
2.3.5 Generelle værforhold.....	26
2.4 Praktisk el-fiske.....	27
2.4.1 Planlegging.....	27
2.4.2 Gjennomføring.....	28
<b>3 Sesong og habitatforhold</b> .....	<b>31</b>
3.1 El-fiske om vinteren.....	31
3.1.1 Datasett for sammenligning .....	32
3.1.2 Resultat .....	32
3.1.3 Konklusjon .....	34
3.2 Ungfiskundersøkelser i dypere elveområder .....	35
3.2.1 Dypområder – vanlig forekommende elveklasse og mesohabitat .....	35
3.2.2 Ungfisk av laks og aure i dypere elveområder .....	36
3.2.3 Habitatsegregering og effekter på fangbarhet .....	36
3.2.4 Alternative metoder til tradisjonelt el-fiske .....	40
<b>4 El-fiske som et verktøy i moderne forvaltning</b> .....	<b>44</b>
4.1 Fra tidsserier til oppskalering .....	44
4.1.1 Internasjonale studier på bestandsestimater fra el-fiskedata.....	44
4.1.2 Grunnlag for oppskalering i Norge .....	46
4.1.3 Oppskalering i Norge .....	48
4.1.4 Systematisk oppskalering i Norge .....	51
4.1.5 Konklusjoner og anbefalinger .....	54

---

4.2	Rekrutteringsmål .....	54
4.2.1	Feltdata .....	55
4.2.2	Metodikk for simulert el-fiske .....	55
4.2.3	Resultater og diskusjon .....	56
<b>5</b>	<b>Etikk: el-fiske og dyrevelferd .....</b>	<b>60</b>
5.1	Fiskens respons ved el-fiske .....	60
5.2	Skader på fisk ved el-fiske .....	61
5.3	Faktorer som påvirker skader og dødelighet .....	61
5.4	Anbefalinger for å redusere skader og dødelighet på fisk ved el-fiske .....	62
5.5	Dyrevernloven og relevante forskrifter ved el-fiske i Norge .....	62
5.6	Etiske retningslinjer og dokumentasjon .....	64
<b>6</b>	<b>Konklusjoner – gamle problemer og nye utfordringer .....</b>	<b>65</b>
<b>7</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>66</b>
	<b>Vedlegg .....</b>	<b>72</b>



## Forord

For å kunne bidra med viktig kunnskap om våre fiskebestander bruker vi et sett av metoder for å samle inn fisk og estimere ulike bestandsparemetre. All metodikk må evalueres og fornyes for henholdsvis å sikre kvaliteten i innsamlede data, og for å kunne møte nye utfordringer og svare på nye typer spørsmål. El-fiske er en svært sentral metode for å samle data om fiskebestander i elver. I de siste 10-15 år har det oppstått debatt om sentrale tema knyttet til el-fiskemetodikken. Forskningsmiljøene har sjelden ressurser til nødvendig oppfølging av etablert metodikk. I regi av NINA sitt strategiske instituttprogram, REMA 2010 "Research tools for the management of biodiversity to reach the 2010 objectives.", åpnet det seg imidlertid en mulighet til å gjennomgå el-fiskemetodikken, i lys både av den løpende debatten om metoden og nye utfordringer. Arbeidet ble organisert som en intern seminarserie ved NINAs akvatiske avdeling i Trondheim høsten-vinteren 2007-2008. Direktoratet for naturforvaltning var også invitert til seminaret, og bidro med å ta opp viktige tema for miljøforvaltningen. Gjennom seminarserien ble viktige tema identifisert og diskutert, og disse er nå tatt opp til bred drøftelse i denne rapporten. I utarbeidelsen av rapporten har forfatterne av de enkelte kapitlene gjennomført ytterligere analyser og simuleringer som bidrar til å belyse metodenes muligheter og begrensinger.

Vi takker REMA 2010 koordinator Øystein Aas som så viktigheten av et slikt arbeid og derigjennom sikret finansieringen av arbeidet fra det strategiske instituttprogrammet. Vi takker også alle som bidro med innlegg og diskusjoner på seminarene.

Trondheim, juni 2009

Torbjørn Forseth og Elisabet Forsgren

# 1 Innledning

## Torbjørn Forseth og Maxim Teichert

Elektrisk fiske (heretter el-fiske) er det viktigste verktøyet for datainnsamling i studier av elvelevende fisk, og har vært brukt i Norge siden slutten av 60-tallet. Metoden har bred anvendelse, fra enkel innsamling av fisk for ulike formål (f. eks. vekst, fysiologi, eksperimentelle studier) til tetthets- og bestandsestimater. I dag brukes tetthetsestimater rutinemessig i bestandsovervåking av ungfisk av anadrome laksefisk. Til tross for at metoden i utgangspunktet framstår som relativt enkel, krever kvantitativt el-fiske dyktige og erfarne feltarbeidere og god kunnskap om forutsetninger og statistiske egenskaper for metodikken. Metoden har skapt debatt i fagmiljøene i forhold til både praktisk gjennomføring (miljøforhold og utstyr), analyser av data (effekter av miljøforhold, grunnlag for og tolking av fangbarhet) og resultater (ulike estimater fra ulike institusjoner i samme vassdrag). Etter vår vurdering er debatten mer preget av *oppfatninger* om metodikken enn av dokumentert kunnskap.

I Norge har tetthetsestimat ved hjelp av el-fiske primært vært brukt til studier av tidstrender på utvalgte stasjoner, og man har antatt at disse fanger opp endringer i bestandsstørrelse. Denne metodikken er vel etablert. Endringer i forvaltningspraksis, og da spesielt overgangen til forvaltning av laksebestander etter gytebestandsmål fra 2008, gjør imidlertid at det er blitt stadig viktigere å sammenligne tettheter på tvers av elver og oppskalere fra tettheter på stasjoner til bestandsstørrelser. Slike problemstillinger vil kreve nye metodiske tilnærminger

Debatten om metodikken og de nye metodiske utfordringene gjør at vi tror det er viktig med en gjennomgang av metodikk, muligheter og begrensinger ved el-fiske. Dette er motivasjonen for denne rapporten. En slik samlet gjennomgang har aldri tidligere vært laget i Norge. Rapporten er utarbeidet med utgangspunkt i en seminarserie på NINA høsten og vinteren 2007-08. Den er dels basert på mer enn 30 års praktisk erfaring med metodikken, dels på en gjennomgang av den internasjonale litteraturen på temaet og dels på egne analyser av eksisterende data. I rapporten vil vi gjennomgå alt fra praktisk el-fiske, via metodiske forutsetninger, utfordringer og statistiske egenskaper, til nye metodiske tilnærminger og bruk av metodikken. I tillegg ser vi nærmere på de etiske og dyrevelferdsmessige sidene ved el-fiske. Rapporten er ikke en oppskrift på vellykket el-fiske, men fokuserer primært på problemområder og utfordringer. I dette innledningskapitlet gir vi et overblikk av det faglige grunnlaget for el-fiskemetodikken og noen nyere studier. Detaljer om viktige tema vil bli gitt i egne kapitler.

Bohlin mfl. (1989) er referanseverket for el-fiske i Skandinavia, skrevet av forfattere fra Sverige, Danmark og Norge. Et søk på databasen ISI Web of Science viser at arbeidet er sitert 137 ganger i internasjonal litteratur, hvorav 80 av disse har forfattere fra Norge, Sverige eller Finland. I tillegg bruker de fleste rapporter fra undersøkelser i Skandinavia denne referansen. Artikkelen gir en meget god og grundig beskrivelse av el-fiske. Det beskrives hvordan utstyret virker, hvordan apparatens funksjon påvirkes av miljøforhold, introduserer forutsetninger og det nødvendige statistiske grunnlaget og egenskapene til både gjentatt utfisking og merking-gjenfangst-metodene. Det gis også en introduksjon til oppskalering fra prøvefelter til bestandsstørrelser. Artikkelen gir en rekke anbefalinger i forhold til blant annet miljøforhold under fisket, fangbarheter, antall fisk samlet og metodevalg. Det er lite tvil om at vi i Norge hadde hatt bedre kvalitet i mange undersøkelser og mindre debatt om el-fiske dersom disse anbefalingene hadde vært bedre kjent og fulgt opp.

Det har imidlertid også vært gjennomført mye arbeid knyttet til el-fiskemetodikk etter Bohlin mfl. (1989). Et søk i ISI gir 646 treff på el-fiske (electrofishing), men de aller fleste av disse artiklene gjelder bruk av metoden. Et søk på el-fiske og metoder gir 184 treff, og de viktigste temaene som tas opp i de nyere arbeidene er nødvendig tid mellom fiskeomganger, forflytninger av fisk ut fra felt, nødvendigheten av å bruke sperrenett og evalueringer av metodikken.

En viktig forutsetning både for gjentatt overfisking og merking-gjenfangst er lik fangbarhet (mellom omganger eller for merket og umerket fisk). Lange pauser sikrer lik oppførsel, men øker risikoen for at fisk svømmer ut fra feltet slik at forutsetningen om innvandring/utvandring brytes. For merking-gjenfangst foreslår flere forfattere 24 timers pause (Mesa & Schreck 1989, Petersen mfl. 2004), mens Temple & Pearsons (2006) ikke fant signifikante forskjeller i fangbarhet etter 12 eller tre timer, og foreslår at tre timer er et godt kompromiss mellom fangbarhet og utvandring fra feltet. I Norge er det vanlig med ca 30 min pause mellom omganger i gjentatt overfiske (basert på anbefaling i Bohlin mfl. 1989) og 18-24 timer i merking-gjenfangst.

El-fiske kan påvirke fiskens atferd og medføre at fisk forsvinner ut fra prøvefeltet. Det er i de senere år gjennomført flere forsøk på dette temaet, men resultatene er ikke entydige. Gowan & Fausch (1996) samt Dunham mfl. (2002) konkluderte at el-fiske ikke endret bevegelsesmønster til fisken signifikant, mens Young & Schmetterling (2004) bare fant korttidsøkninger i aktivitet, som ikke påvirket bestandsestimatet (merking-gjenfangst). I kontrast til disse studiene fant Nordwall (2004) at el-fiske påvirket fiskens bevegelsesmønster i en slik grad at det påvirket bestandsestimatet. Dette gjaldt spesielt stor fisk som er mer mobile og påvirkes sterkere av el-fiske enn små fisk. Dette antyder i alle fall at forflytting av fisk kan være et problem, og at dette spesielt gjelder de større fiskene.

I Norge har det aldri vært noen tradisjon for å bruke sperrenett for å hindre inn- eller utvandring fra prøvefeltene. Årsaken til dette er trolig at mange av undersøkelsene er gjennomført i relativt store elver hvor det i praksis er svært vanskelig å bruke sperrenett. Niemelä mfl. (2000) og Peterson mfl. (2005) konkluderer at bestandsestimater uten sperrenett gir redusert fangbarhet og underestimert av bestandsstørrelse. Forfatterne innser imidlertid de tidsmessige og praktiske problemene ved bruk av sperrenett, spesielt i studier med mange stasjoner og hvor presisjonskravet er lavere.

I de senere år har det også kommet noen lenge etterlengtede evalueringer av el-fiskemetodikk. Det har lenge vært kjent at gjentatt utfisking underestimerer bestandsstørrelsen (Bohlin mfl. 1989). Heggberget & Hesthagen (1979) fant at gjentatt utfisking ga underestimert av fiske tettheten med 50 %, mens merking-gjenfangst ga mer nøyaktige resultat. Dette kom fram ved at forsøksfeltene ble rotenonbehandlet etter gjennomført el-fiske. Andre forsøk på å evaluere dette har vært gjort ved å lage estimater i bestander med kjent antall merket fisk (Peterson mfl. 2004, Rosenberger & Dunham 2005). Man har også prøvd å finne metoder for å redusere problemet med underestimert (Otis mfl. 1978, Peterson mfl. 2004, Sweka mfl. 2006). Studiene bekrefter at metoden underestimerer bestandsstørrelse, spesielt dersom effektiviteten i første runde er lav og/eller antallet fanget fisk er lavt. Metoder som tar hensyn til ulik fangbarhet i omgangene kan redusere problemet men ikke eliminere det. Merking-gjenfangst er ofte foreslått som alternativ (Peterson mfl. 2004, Rosenberger & Dunham 2005), men også denne metoden har begrensinger som vi tar opp nærmere i kapittel 2.2. Fortsatt mangler det en skikkelig evaluering av kvantitativt el-fiske hvor estimater under ulike forhold sammenlignes med kjente bestandsstørrelser.

Som det framgår av denne gjennomgangen av et utvalg av de nyere studiene, har ikke det teoretiske grunnlaget og praksis for ordinært kvantitativt el-fiske endret seg mye siden Bohlin mfl. (1989). Det har imidlertid kommet nye metodiske tilnærminger i forhold til oppskalering og kombinasjon av en og flere overfiskinger, som kan bli svært viktige i tiden som kommer. Disse Bayesianske tilnærmingene omtales i kapittel 4.1.

## 2 Metoder og forutsetninger

### 2.1 Fangbarhet: Statistisk og praktisk usikkerhet ved el-fiske

Ola Ugedal og Torbjørn Forseth

El-fiske for å estimere bestandstetthet av ungfisk blir i Norge gjennomført ved gjentatt utfisking. Ved slik bestandsestimering er fiskens fangbarhet, hvor stor andel av en bestand som fanges ved en gangs overfiske av et område, en sentral parameter. De vanligst brukte metodene for bestandsestimering med denne metoden forutsetter at fangbarheten er lik for alle individer og at fangbarheten ikke endrer seg mellom utfiskingsomganger. Brudd på disse forutsetningene synes å være en av grunnene til at denne metoden tenderer til å gi for lave estimater av bestandsstørrelse (se kapittel 2.2).

Hvordan el-fisket gjennomføres i praksis varierer mye mellom ulike land og forskningsmiljøer (Cowx 1990), og gjennomføringen påvirker fangbarheten til fisken (f. eks. Amiro 1990). Ved kvantitativt el-fiske i regi av NINA deltar som regel to personer som begge bruker små sirkelrunde håver med langt skaft til å fange fisken. Med bruk av små håver skjer mesteparten av fangsten ved en aktiv handling hvor fiskerne er avhengig av å se fisken før den kan fanges. Denne måten å el-fiske på setter begrensninger på hvilke habitater som kan fiskes på en god måte. Stasjoner med overflateturbulens (som gir redusert sikt) og stor vannhastighet er vanskelig å fiske. I de siste årene har vi derfor i enkelte prosjekter tatt i bruk en håvtype som gjør at vi også kan fiske mer strømhårde eller dype habitater (se kapittel 3.2). Denne håven har to skaft og en lysåpning på om lag en halv kvadratmeter. To personer gjennomfører fisket og personen som fører anoden hjelper til med fangsten ved å bruke en tradisjonell langskaffet småhåv. Storhåven plasseres utenfor og noe nedstrøms personen som fører anoden slik at fisk som bedøves av det elektriske feltet driver ned i håven og fisk som rømmer nedstrøms også kan havne i håven. Ved fiske på stasjoner med mye overflateturbulens er erfaringen at mye av fangsten (spesielt av årsyngel) med denne håven skjer som blindfangst, dvs på fisk som ikke observeres av fiskerne.

I dette kapitlet vil vi gi en kort gjennomgang av noen relevante aspekter vedrørende litteratur omkring fangbarhet ved el-fiske. Videre vil vi presentere en del empiriske data som beskriver estimert fangbarhet av fiskunger ved el-fiske som det gjennomføres på NINA. Vi vil også presentere noen første resultater hvor vi sammenlikner estimert fangbarhet med bruk av den nye håvtypen med tradisjonelt redskapittel

#### 2.1.1 Fangstprosessen

For at en fisk skal fanges av et el-fisketeam utstyrt med småhåver må følgende skje (Bohlin & Cowx 1990): 1) fisken må bli påvirket av det elektriske feltet, 2) fisken må trekkes mot feltet og/eller bedøves, 3) fisken må oppdages av fiskerne, og 4) fiskerne må være i stand til å fange den med håvene. Til alle disse fire hendelsene kan det knyttes ulike sannsynligheter f. eks.  $P_1$  til  $P_4$ . Hvis vi antar at disse hendelsene er uavhengige kan fangstssannsynligheten  $P_i$  for et fiskeindivid  $i$  uttrykkes som:

$$P_i = P_{i,1} \times P_{i,2} \times P_{i,3} \times P_{i,4}$$

En slik tankegang innebærer at et fiskeindivid hvor en av disse sannsynlighetene er null eller lav vil ha null eller lav sannsynlighet for å bli fanget selv om de andre sannsynlighetene er høye. For eksempel vil en fisk som bedøves av det elektriske feltet, men som ikke kommer frem fra skjul, ikke oppdages av fiskerne og dermed heller ikke bli fanget. Bohlin og Cowx (1990) argumenterer med at det er lite sannsynlig at alle individene i en fiskepopulasjon har samme egenskaper med hensyn på alle disse fire hendelsene slik at det må forventes å være vesentlige forskjeller i fangbarhet mellom individer. Ved el-fiske vil derfor fiskeindivider som er over gjennomsnittlig fangbare bli overrepresentert i fangsten. Både forhold knyttet til fisken selv

(f. eks. fiskestørrelse, atferd når den blir forstyrret) og de fysiske forholdene den lever under (f. eks. type bunnsstrat hvor fisken finnes) vil bidra til at det er ulik fangbarhet av fiskeindivider innen et elvesegment eller en el-fiskestasjon.

Denne likningen illustrerer også at fysiske forhold under innsamlingen (f. eks. ledningsevne, vanntemperatur og sikt, se kapittel 2.3) og hva slags el-fiskeutstyr som brukes (type strøm, spenning) har betydning for fangbarheten. Sannsynlighetene  $P_1$  og  $P_2$  vil for eksempel være sterkt avhengig av vannets ledningsevne og hva slags type el-fiskeutstyr som brukes (Zalewski & Cowx 1990). I praktisk el-fiske er varierende siktforhold (som påvirker  $P_3$ ) ved overfisking av en el-fiskestasjon en faktor som kan ha stor innvirkning på resultatet, men som er umulig å ha kontroll på.

Likningen understreker også at el-fiskeutstyrets erfaring og dyktighet kan ha stor betydning for resultatet, idet alle de fire sannsynlighetene påvirkes av hvordan fiskerne gjennomfører el-fisket (f. eks. valg av apparatinnstilling, systematikk ved gjennomføring av fisket, evne til å fange fisken som observeres osv.).

Det må også bemerkes at likningen ovenfor ikke bestandig gir et riktig bilde av fangstprosessen. Hvis, for eksempel, blindfangst av fisk er vanlig, vil fisk i stor grad fanges selv om fiskerne ikke oppdager fisken (dvs. selv om  $P_3$  er null).

### 2.1.2 Metoder for å bestemme fangbarhet ved el-fiske

Fangbarheten ved el-fiske kan bestemmes ved å fiske på en kjent bestand. Dette kan skje ved at det først settes ut et kjent antall fisk i et avstengt område som deretter fiskes over (f.eks. Bohlin & Sundström 1977). Forholdet mellom antall fisk fanget og antall fisk utsatt gir da et direkte mål på fangbarheten. Alternativt kan en del av bestanden først merkes ved at det gjennomføres en fangstrunde på et område. Deretter fiskes området over på nytt og forholdet mellom antall merket fisk i andre fangstrunde og antall fisk merket i første fangstrunde gir da et estimat av fangbarheten (f. eks. Borgstrøm & Skaala 1983). Denne framgangsmåten med merking/gjenfangst for å estimere fangbarhet har også blitt brukt til å estimere hvordan gjentatt utfisking påvirker fiskens fangbarhet ved at det gjennomføres flere påfølgende gjenfangstrunder (Peterson mfl. 2004, Rosenberger & Dunham 2005). En vanlig prosedyre er å gjennomføre gjenfangsten dagen etter at merkingen skjer for å redusere eventuelle korttidseffekter av el-fiske og annen håndtering på fiskens fangbarhet (jfr. Mesa & Schreck 1989).

Den vanligste måten å estimere fangbarhet på er ut fra nedgangen i fangst ved gjentatt el-fiske. Estimering av fangbarhet kan skje hvis det foretas to eller flere utfiskingsrunder og Bohlin mfl. (1989) gir en grundig gjennomgang av statistikken knyttet til slike beregninger. De gir anbefalinger vedrørende nødvendig bestandsstørrelse for å få rimelig presise bestandsestimater basert på gjentatt utfangst avhengig av størrelsen på fangbarheten og antall fangstomganger. For eksempel bør bestandsstørrelsen være minst 50 for å få et rimelig presist bestandsestimat hvis fangbarheten er 0,5. Kombinasjonen av lave bestandsstørrelser og lav fangbarhet gir usikre bestandsestimater. Siden fangbarheten enten direkte eller indirekte inngår i bestandsestimatene gjelder sannsynligvis disse betraktningene også for estimater av fangbarhet *per se*. Simuleringer av usikkerheter i fangbarheten *per se* viser at tilfeldigheter kan spille en betydelig rolle for den estimerte fangbarheten spesielt i små bestander (se kapittel 2.2). Det er derfor god grunn til å betrakte estimater av fangbarhet fra små bestander som usikre.

Bohlin (1981, 1982) og Bohlin mfl. (1989) fremhever at det går an å forbedre sikkerheten i bestandsestimater fra tynne bestander ved å benytte en felles fangbarhet for et materiale. Forutsetningene for å benytte en slik prosedyre er at fangbarheten kan antas å være rimelig konstant mellom elvesegmenter eller stasjoner. Forutsetningen om lik fangbarhet kan testes med bruk av kji-kvadrat test (Bohlin 1981). Bohlin anbefaler å samle fangstdata fra flere stasjoner (hvor fangbarheten ikke statistisk sett er forskjellig) for å beregne en felles fangbarhet og presisjonen i denne. Denne felles fangbarheten kan deretter benyttes for å beregne bestandsesti-

mater for stasjoner hvor det bare er fisket en gang, eller bestandsestimater for stasjoner hvor bestandsstørrelsen er tynn, og hvor bestandsestimatene basert på *in situ* estimert fangbarhet er svært usikre.

### 2.1.3 Estimert fangbarhet under norske forhold

Vi har brukt to datasett for å illustrere hvilke fangbarheter som er vanlige å estimere ved gjen tatt utfangst under norske forhold. Det ene datasettet er fra Altaelva og omfatter el-fiske i perioden 2001-2007. I denne perioden er det fisket på 10 stasjoner (8 stasjoner i 2001) tre ganger hvert år (vanligvis juli, august og september; se f.eks. Ugedal mfl. 2008) og totalt er det gjennomført 204 fiskerier. Vanligvis er stasjonene 100 m<sup>2</sup> (variasjon mellom 96 til 120 m<sup>2</sup>) og hver stasjon er fisket tre ganger. I Altaelva er det ikke praktisk mulig å fiske ved standardiserte miljøbetingelser, fordi vannføringen om sommeren naturlig varierer mye mellom og innen år. Vannføringen ved el-fiske har i perioden 2001-2007 variert mellom 31 og 109 m<sup>3</sup>/s, og vanntemperaturen varierte mellom 10 og 16 grader. I denne rapporten presenterer vi estimerte fangbarheter for eldre laksunger (1 år og eldre) basert på dette materialet, og har også undersøkt om disse fangbarhetene varierer mellom stasjoner og med vannføringen under el-fisket. I Altaelva fanges det også årsyngel av laks (til dels mye) og noen aure- og røyeunger, men vi har ikke undersøkt om forekomsten av disse fiskungene påvirker estimatene av fangbarhet for eldre laksunger.

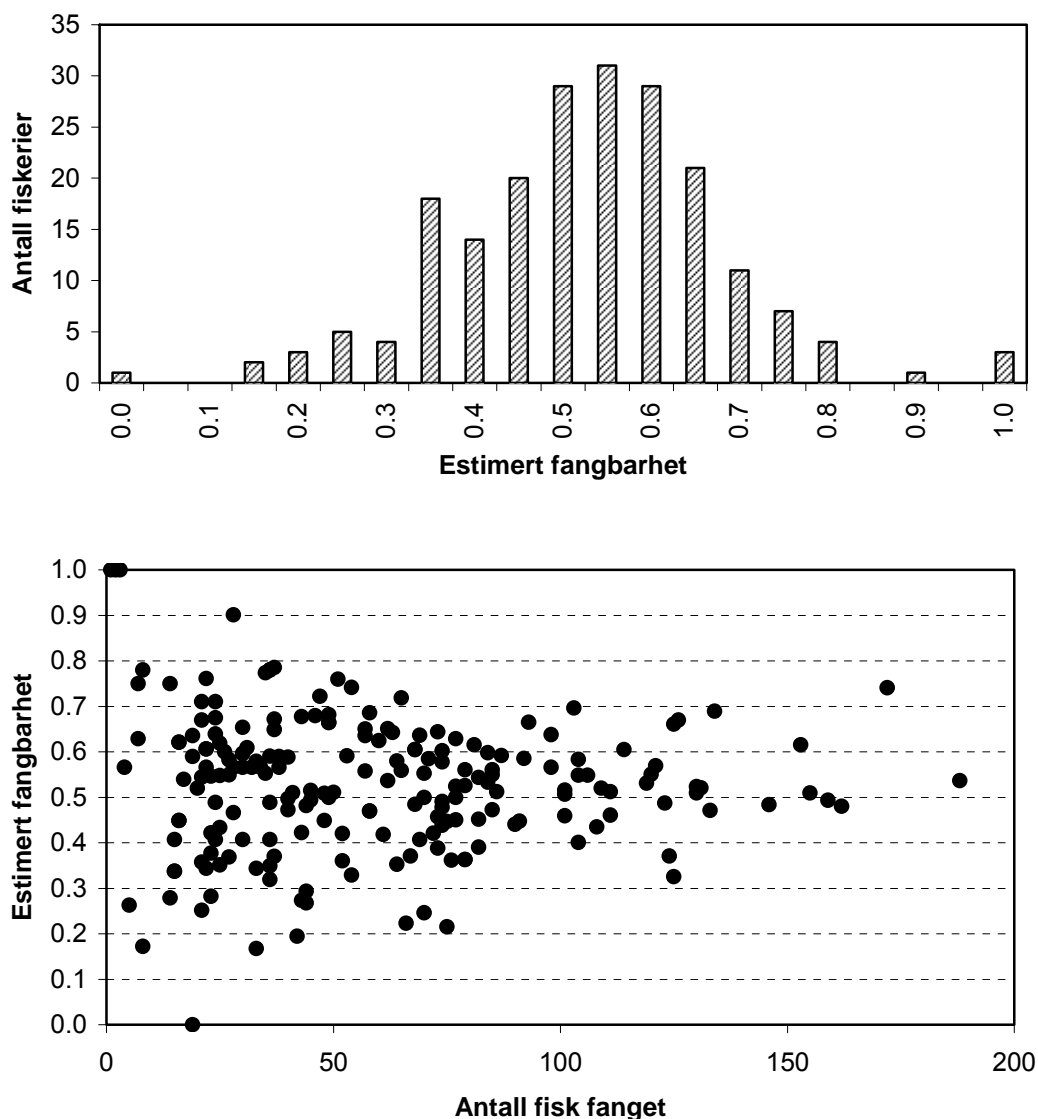
Det andre datasettet er satt sammen av el-fiskerier i flere elver som vi har vært involvert i de seneste årene (2005-2008). Vi har fisket i små elver, hvor det har vært mulig å fiske hele elvettverrsnittet (Vigda, Børsa, Levangerelva, Kongsmoelva, Snilldalselva, Nordelva (ved Namsos), og Oksdøla), og noen litt større elver, hvor det bare har vært fisket i deler av elvettverrsnittet (Nausta, Gaula i Sunnfjord, Åelva/Åbjøra og Skjenaldelva). Fisket har skjedd i september-oktober og i de fleste tilfeller ved lav vannføring med en vanntemperatur som har variert mellom 5 og 11 grader. I alle elvene har det vært fisket en kombinasjon av en, to og tre gangers overfisking av stasjonene. Her har vi bare benyttet resultater fra stasjoner hvor det har vært fisket tre ganger. Totalt omfatter datasettet 80 stasjoner. I tillegg til å presentere data på estimerte fangbarheter ved el-fiske under norske forhold, var vi interessert i å undersøke om vi kunne finne noen forskjeller mellom estimert fangbarhet på stasjoner som ble fisket i hele elvettverrsnittet versus stasjoner som ble fisket langs land. Videre var vi også interessert i å sammenlikne estimert fangbarhet på stasjoner fisket på tradisjonelt vis med små håver og stasjoner fisket med den nye storhåven vi benytter.

#### Altaelva

I de 204 fiskeriene i Altaelva ble det totalt fanget 12 007 eldre laksunger (1 år og eldre). Fangsten varierte mellom null (ett tilfelle) og 188 laksunger per stasjon (**figur 1**). I ett tilfelle var det ikke mulig å beregne en fangbarhet (det ble fanget flere fisk i siste fiskeomgang enn i første), mens i 12 tilfeller var den estimerte fangbarheten lav (< 0,3). Ved så lave fangbarheter blir bestandsestimatet svært usikkert med vide konfidensgrenser. I slike tilfeller bruker vi å beregne tettheten ut fra den totale fangsten og anta en fangbarhet på 0,5 i hver fiskeomgang. Fordelingen av estimert fangbarhet var haugformet med tyngdepunkt rundt 0,5 - 0,6 (**figur 1**). Basert på hele materialet var den gjennomsnittlige estimerte fangbarheten 0,53 (SD = 0,15, n = 202) (**figur 1**). Den estimerte fangbarheten varierte mye når bestandsstørrelsen var liten, mens variasjonen var mindre ved store bestandsstørrelser (**figur 1**). Dette er i tråd med forventningene idet fangbarheter estimert i små bestander er svært usikre og preget av tilfeldighet (Bohlin mfl. 1989; se kapittel 2.2). Basert på stasjoner med fangst av 20 eller flere fisk var den gjennomsnittlige fangbarheten 0,52 (SD = 0,13; n = 181), og basert på stasjoner med fangst av 50 eller flere fisk var den gjennomsnittlige fangbarheten også 0,52 (SD = 0,11, n = 103).

I de videre analysene ble bare estimater basert på en fangst på 20 eller flere eldre laksunger benyttet. El-fiskestasjonene i Altaelva er forskjellige med hensyn på substrat og hvor stor tetthet av laksunger som finnes på disse. Gjennomsnittlig fangst av eldre laksunger på de ulike stasjonene varierte fra 20 til 96 laksunger. Dette tyder på at det er relativt store forskjeller i ha-

bitatkvalitet mellom stasjoner. Den gjennomsnittlige estimerte fangbarheten på den enkelte stasjon varierte mellom 0,48 og 0,58, men det var ikke signifikante forskjeller mellom stasjoner. Med unntak av en stasjon var det ingen signifikante sammenhenger mellom vannføring og estimert fangbarhet. På den ene stasjonen avtok den estimerte fangbarheten svakt med økende vannføring ( $R^2 = 0,25$ ;  $p = 0,029$ ,  $n = 18$ ). Disse resultatene tyder altså på at forskjeller i fysiske forhold under innsamlingen i disse undersøkelsene ikke i noen særlig grad gjenspeiles i forskjeller i estimert fangbarhet.

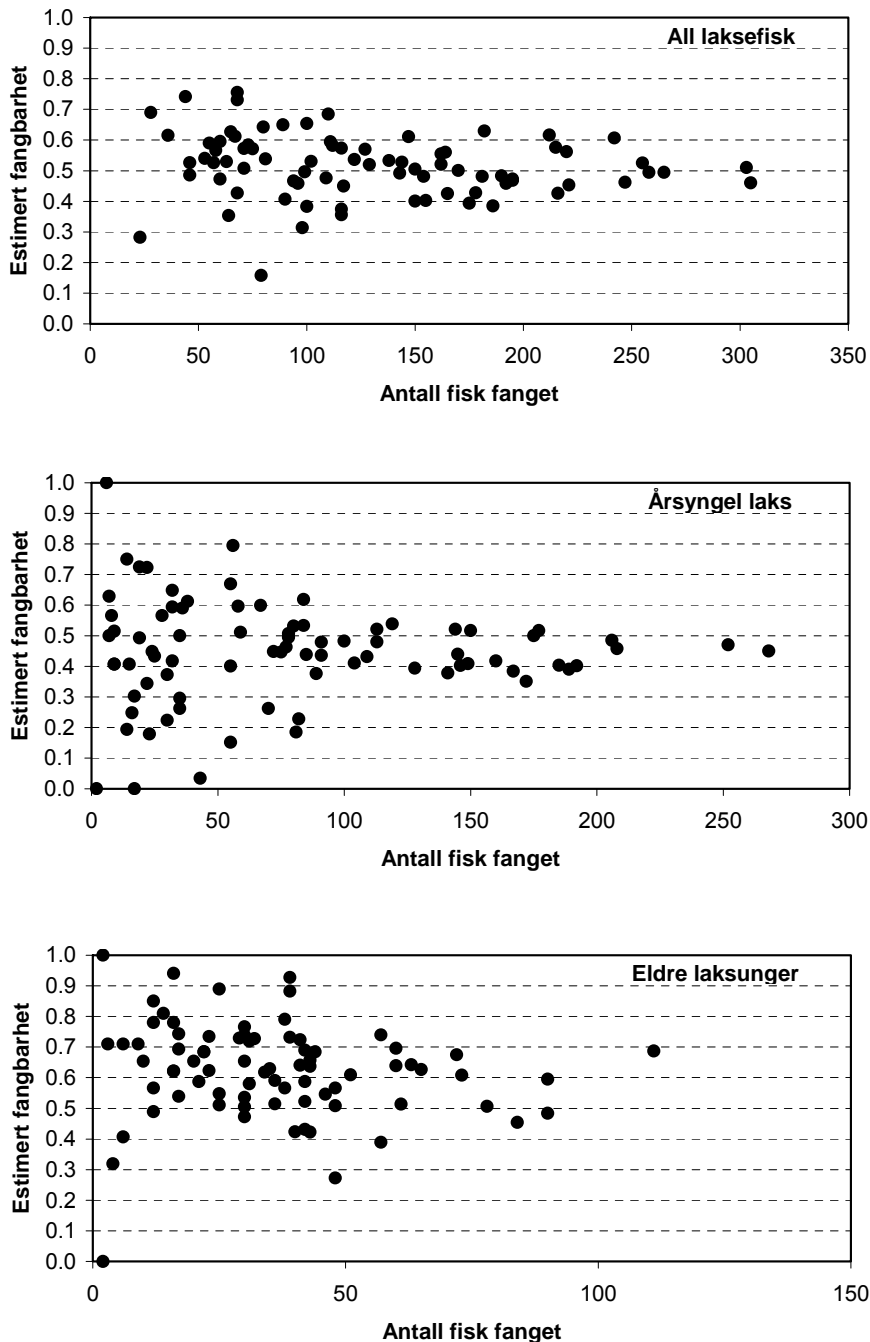


**Figur 1.** Estimert fangbarhet av eldre laksunger ved el-fiske i Altaelva i perioden 2001-2007. Øverst: Fordelingen av estimert fangbarhet. Nederst: Estimert fangbarhet i relasjon til antall laksunger fanget.

#### Datsett fra flere elver

I datasettet fra flere elver ble det på 80 el-fiskerier totalt fanget 6 344 årsyngel av laks, 2 787 eldre laksunger, 943 årsyngel av aure og 275 eldre aureunger. Bestanden på de fleste el-fiskestasjonene var altså dominert av laks, og det ble fanget årsyngel av laks på alle stasjoner og eldre laksunger på alle stasjoner unntatt to. På alle stasjonene var vi i stand til å estimere en fangbarhet basert på all laksefisk fanget, og i de aller fleste tilfeller varierte denne fangbarheten mellom 0,4 og 0,7 (**figur 2**). Ved oppdeling av materialet slik at fangbarhetene estimeres separat for årsyngel av laks og eldre laksunger øker antallet av "tvilsomme" fangbarheter. For

årsyngel av laks var det i to tilfeller ikke mulig å estimere en fangbarhet, mens den estimerte fangbarheten var lav ( $< 0,3$ ) ved 14 anledninger (**figur 2**). De fleste tilfellene av lav estimert fangbarhet forekom imidlertid på stasjoner hvor den totale fangsten av årsyngel var mindre enn 50 individer. For stasjoner med mer enn 100 årsyngel fanget var det relativt liten variasjon i den estimerte fangbarheten (snitt 0,45; SD = 0,05; variasjonsbredde 0,35-0,54,  $n=25$ ). For eldre laksunger var det få tilfeller hvor den estimerte fangbarheten var lav (**figur 2**). Fangsten av aure var gjennomgående så lav at det gir liten mening i å estimere fangbarhet for årsyngel og eldre aureunger basert på fangsten på den enkelte stasjon.



**Figur 2.** Fangbarhet i forhold til fangstene for all laksefisk (øvre panel), årsyngel av laks (midt-re panel) og eldre laksunger (nedre panel) estimert ved tre gangers el-fiske i noen norske elver i perioden 2005-2008. Merk at skalaen på x-aksen er forskjellig mellom panelene.



Vi fant liten variasjon i estimert fangbarhet som kan knyttes til redskapstype (små håver vs storhåv) eller stasjonstype (hele elvetverrsnittet vs stasjon langs land i deler av tverrsnittet) (**tabell 1**). For alle laksefisk samlet var den gjennomsnittlige estimerte fangbarheten 0,52, og det var ingen forskjell i gjennomsnittlig fangbarhet mellom ulike redskaper og ulike stasjonstyper. For årsyngel av laks var gjennomsnittlig estimert fangbarhet 0,45 for hele materialet. Her var den estimerte fangbarheten marginalt høyere ved bruk av storhåv (0,47) sammenliknet med bruk av småhåver (0,43). For eldre laksunger var gjennomsnittlig estimert fangbarhet 0,62 for hele materialet, og også her var den estimerte fangbarheten marginalt høyere ved bruk av storhåv (0,64) sammenliknet med bruk av små håver (0,61). Disse estimatene er basert på stasjoner med en total fangst av 20 eller flere fisk av en kategori (**tabell 1**). Konklusjonene endres ikke hvis sammenlikningen bare baseres på stasjoner med en total fangst av 50 eller flere fisk av en kategori.

**Tabell 1.** Gjennomsnittlig estimert fangbarhet,  $p$  ( $\pm$ SD), av laksefisk i noen norske elver basert på tre gangers el-fiske. Bare stasjoner med en total fangst av 20 eller flere fisk av en kategori er inkludert. Det er beregnet gjennomsnittlig fangbarhet for undergrupperinger basert på redskapstype (tradisjonelle småhåver vs bruk av storhåv sammen med småhåv) og stasjonstype (Hele = hele elvetverrsnittet er fisket; Langs bredd = el-fiskestasjonen dekker bare en del av elvetverrsnittet). Antall stasjoner som inngår i beregningen for hver gruppering ( $n$ ) er også angitt.

Fisk	Redskap	Stasjonstype	n	$p$ ( $\pm$ SD)	min-maks		
Alle laksefisk	Alle	Alle	80	0,52 ( $\pm$ 0,10)	0,16-0,76		
		Småhåv	Alle	58	0,52 ( $\pm$ 0,10)	0,28-0,74	
			Langs bredd	30	0,52 ( $\pm$ 0,10)	0,28-0,69	
			Hele	28	0,52 ( $\pm$ 0,10)	0,31-0,74	
	Storhåv	Alle	22	0,51 ( $\pm$ 0,12)	0,16-0,76		
		Langs bredd	11	0,51 ( $\pm$ 0,16)	0,16-0,76		
		Hele	11	0,52 ( $\pm$ 0,06)	0,40-0,60		
		Laks 0+	Alle	Alle	64	0,45 ( $\pm$ 0,14)	0,03-0,79
				Småhåv	Alle	43	0,43 ( $\pm$ 0,13)
Langs bredd	22				0,46 ( $\pm$ 0,11)	0,19-0,62	
Hele	21				0,41 ( $\pm$ 0,15)	0,03-0,72	
Storhåv	Alle		21	0,47 ( $\pm$ 0,14)	0,15-0,79		
	Langs bredd		10	0,46 ( $\pm$ 0,18)	0,15-0,79		
	Hele		11	0,48 ( $\pm$ 0,11)	0,22-0,68		
	Laks Eldre		Alle	Alle	58	0,62 ( $\pm$ 0,12)	0,27-0,93
				Småhåv	Alle	45	0,61 ( $\pm$ 0,13)
Langs bredd		20			0,61 ( $\pm$ 0,14)	0,27-0,88	
Hele		25			0,61 ( $\pm$ 0,13)	0,42-0,93	
Storhåv		Alle	13	0,64 ( $\pm$ 0,08)	0,50-0,79		
		Langs bredd	5	0,68 ( $\pm$ 0,08)	0,60-0,79		
		Hele	8	0,61 ( $\pm$ 0,08)	0,50-0,73		

## 2.1.4 Diskusjon

Våre resultater for estimert fangbarhet overensstemmer i store trekk med noen andre sammenstillinger av estimert fangbarhet basert på gjentatt utfisking fra elver i Norge. I Saltdalselva estimerte Jensen & Johnsen (1988) en gjennomsnittlig fangbarhet på 0,58 for eldre laksunger

( $\geq 1+$ ) og 0,62 for eldre aureunger ( $\geq 1+$ ). I Nausta estimerte Finstad mfl. (2009) en gjennomsnittlig fangbarhet på 0,47 for årsyngel av laks og 0,62 for eldre laksunger. I Tanaelva m/sidevassdrag estimerte Niemelä mfl. (2000) en gjennomsnittlig fangbarhet på 0,42 for årsyngel av laks og 0,52 for eldre laksunger i perioden 1988-1996.

Borgström & Skaala (1993) benyttet merking/gjenfangst til å estimere fangbarheten til laks- og aureunger i Øyreselva, en elv med lav ledningsevne (37 uS/cm). De fant gjennomgående svært lave fangbarheter hos både aure og laks, og fangbarheten var sterkt avhengig av fiskestørrelsen. For laksunger var de estimerte fangbarhetene gjennomgående lavere enn 0,3.

Våre estimater av fangbarhet ved gjentatt utfisking overvurderer sannsynligvis den reelle fangbarheten ved el-fiske av minst to grunner. For det første viser studier basert på gjentatt utfisking i kjente bestander av laksefisk at fangbarheten ser ut til å være høyest i første fiskeomgang for så å gå ned (Bohlin & Sundström 1977, Peterson mfl. 2004, Rosenberger & Dunham 2005). Siden utfiskingsmetoden beregner fangbarheten ( $p$ ) fra antall fisk som blir fanget i hver omgang fører dette til at den estimerte fangbarheten blir høyere enn den reelle fangbarheten. Det er behov for undersøkelser for å vurdere i hvor stor grad fangbarheten avtar med fiskeomgang ved gjentatt utfisking under typisk el-fiske i Norge. Fangbarheten ved gjentatt el-fiske kan imidlertid også øke med fiskeomgang under visse miljøbetingelser (jfr. Schnute 1983, se kapittel 3.1). I slike tilfeller vil også estimert fangbarhet basert på utfangstmetoden gi feil bilde av den reelle fangbarheten.

Alle el-fiskeriene som er omtalt ovenfor er gjennomført uten at stasjonen som er avfisket er sperret av med nett. Dette gjør at fisk kan vandre ut og inn av stasjonen mens undersøkelsen pågår. Sannsynligvis er sjansen større for at fisk skremmes ut av stasjonen enn at fisk vandrer inn. Dette vil i så fall også føre til at den reelle fangbarheten overvurderes. Det er imidlertid vanskelig å vurdere hvor stor denne feilkilden er og hvordan den varierer med habitatforholdene på den enkelte stasjon. Sannsynligvis vil den ha større betydning på stasjoner med høy vannhastighet hvor fisk som ikke fanges i første fiskeomgang raskt kan drive ut av stasjonen mens den enda er i elektronarkose.

Bruk av sperrenett er mer vanlig ved el-fiske etter laksefisk i utlandet, men også her gjennomføres kvantitativt el-fiske med utfangstmetoden uten bruk av avsperring (f. eks. Mitro & Zale 2000, Niemelä mfl. 2000). I større elver, hvor det fiskes i en stripe langs land, er det uensiktsmessig å bruke sperrenett, det er tidkrevende å sette ut, og utplassering av et slikt nett kan vanskelig skje uten at fisken som er på stasjonen forstyrres vesentlig. Bohlin mfl. (1989) ser det derfor ikke som nødvendig å bruke sperrenett ved el-fiske i store elver.

De estimerte fangbarhetene for eldre laksunger fra el-fiske i Norge ligger vanligvis i størrelsesordenen 0,4-0,6. Her kan en forvente at gjentatt utfangst med tre fiskeomganger gir rimelig presise resultater for bestandsstørrelse gitt at forutsetningene for bestandsestimering med utfangstmetoden oppfylles og at bestanden er stor nok (Bohlin mfl. 1989). Dataene fra Altaelva viser imidlertid at selv i en elv med høye tettheter av eldre laksunger vil det ved mange anledninger fanges færre enn 50 fisk på en 100 m<sup>2</sup> stasjon (standard stasjonsstørrelse i Norge). I slike tilfeller vil presisjonen på bestandsestimatene bli lavere (Bohlin mfl. 1989). En måte å øke presisjonen på er å fiske større stasjoner hvis bestandstettheten er tynn. Alternativt kan en som Bohlin (Bohlin mfl. 1989) foreslår estimere en felles fangbarhet for en større (samlet) populasjon og benytte denne fangbarheten med tilhørende usikkerhet for å beregne bestandsstørrelse.

De estimerte fangbarhetene for årsyngel av laks synes i mange tilfeller å ligge i størrelsesordenen 0,35 - 0,5. Hvis en ønsker presise estimater av bestandsstørrelse av årsyngel kan det av statistiske årsaker i mange tilfeller derfor være nødvendig med flere enn tre fangstrunder.

Kvantitativt el-fiske i Norge gjennomføres over et stort temperaturintervall fra 2 grader til over 20 grader. Fisk er vekselvarme dyr og svømmehastighet og aktivitetsnivå øker med økende

vanntemperatur. Vanntemperatur har også stor betydning for fiskens atferd. Laksunger blir i større grad nattaktive når temperaturen går ned og tilbringer større deler av dagen i skjul i substratet. En slik atferd kan være både en fordel og ulempe ved el-fiske. Fordelen ligger i at fisken ikke så lett skremmes bort fra feltet. Ulempen kan være at det kan være vanskelig å få frem fisken fra skjulplassene når temperaturen er lav. Vanntemperaturens innvirkning på fangbarhet er i liten grad studert eksperimentelt, men har potensial til å innvirke mye på el-fiskeresultater. Her er det et klart behov for undersøkelser av hvordan vanntemperaturen påvirker den reelle fangbarheten ved el-fiske.

Denne gjennomgangen viser klart behovet for store fangster for å kunne oppnå sikre estimater. Fordi variasjonen i estimert fangbarhet er relativt liten når bestandsstørrelsen er relativt stor (tett bestand eller store stasjoner) kan man i mange undersøkelser etter vår vurdering forsvare å øke antall stasjoner på bekostning av antall fiskerunder på hver stasjon, for på den måten å få mer kunnskap om romlig variasjon i fisketetthet.

## 2.2 Utfisking eller merking-gjenfangst?

### Peder Fiske, Ola H. Diserud og Trygve Hesthagen

En standardisering av metoder for el-fiske er tidligere foreslått av en nordisk gruppe (Bohlin mfl. 1989). I dette kapitlet sammenligner vi metodiske og statistiske momenter ved de to mest brukte metodene for å beregne bestandsstørrelser ved hjelp av el-fiske. Begge metodene har relativt like forutsetninger og ved å gjøre simuleringer ser vi på hvordan brudd på forutsetningene virker inn på estimatene av bestandsstørrelsen. De viktigste forutsetningene for merking-gjenfangstmetoden (Ricker 1975) er: (1) lukket bestand, (2) lik fangbarhet for alle individer og (3) tilfeldig blanding av alle individer etter merking. For utfiskingsmetoden (Zippin 1956, Zippin 1958) er de viktigste forutsetningene (1) lukket bestand, (2) lik fangbarhet for alle individer og (3) konstant fangbarhet i alle el-fiskeomgangene. Disse forutsetningene kan naturligvis brytes i ulik grad (**Boks 1 og 2**).

#### **Boks 1. Mulige brudd på antagelsene i merking – gjenfangstmetoden**

- (1) Lukket bestand. Dersom metoden brukes innenfor et begrenset område i ei elv, vil denne antagelsen bli brutt som følge av vandringene til fisken. Metoden vil allikevel estimere bestandsstørrelsen på merketidspunktet dersom merkede og umerkede individer vandrer inn og ut av undersøkelsesområdet i samme grad.
- (2) Lik fangbarhet for alle individer. Dette er trolig den forutsetningen som mest sannsynlig blir brutt ved bruk av merking-gjenfangstmetoden. Ulike individer ser ut til å ha ulik fangbarhet (Bohlin & Sundström 1977), i og med at individer som er enkle å fange for merking også ser ut til å være enkle å fange ved gjenfangst. Dette vil trolig spesielt gjelde dersom merkingen og gjenfangstene blir foretatt med samme metodikk. Dersom merkede individer er mer fangbare enn umerkede vil dette føre til at metoden *underestimerer* den "sanne" bestandsstørrelsen. Det er også mulig at selve el-fiskebehandlingen av fiskene kan redusere fangbarheten til enkeltindivider i en periode etter at de har blitt sluppet ut igjen. Hvis dette er tilfellet vil merking-gjenfangst *overestimere* bestandsstørrelsen dersom gjenfangstene finner sted innenfor tidsrommet hvor merkede fisk har redusert fangbarhet som følge av behandlingen.
- (3) Tilfeldig blanding av merkede og umerkede individer etter merking. Denne forutsetningen kan f. eks. bli brutt dersom individene er territorielle eller viser stimatferd. Det er vanskelig å forutse hvordan brudd på denne forutsetningen vil kunne påvirke estimatene.

### **Boks 2. Mulige brudd på antagelsene i utfiskingsmetoden**

- (1) Lukket bestand. Dersom det ikke benyttes stengsler for å avgrense området som utfiskes vil denne forutsetningen i varierende grad bli brutt.
- (2) Lik fangbarhet for alle individer. Ulike individer kan ha ulik fangbarhet, og i den første omgangen er det trolig at individer som er "lette" å fange blir overrepresentert. Dette kan for eksempel påvirke fangbarheten mellom el-fiskeomganger (se punkt 3). Fangbarheten kan også være forskjellig mellom ulike størrelsesgrupper av fisk (Peterson mfl. 2004), og større fisk ser ut til å være mer fangbar enn mindre fisk ved el-fiske.
- (3) Konstant fangbarhet i alle el-fiskeomganger. Dette er trolig den antagelsen som har størst innvirkning på estimatene fra utfiskingsmetoden. Flere studier viser at denne antagelsen trolig ikke blir oppfylt ettersom fangbarheten ser ut til å være høyest i første fiskeomgang for så å gå ned (Bohlin & Sundström 1977, Peterson mfl. 2004, Rosenberger & Dunham 2005). Siden utfiskingsmetoden beregner fangbarheten ( $p$ ) fra antall fisk som blir fanget i hver omgang (Zippin 1956, Zippin, 1958), fører dette til at fangbarheten blir overestimert og bestandsstørrelsen blir *underestimert*. Dette er en feilkilde ved utfiskingsmetoden som har vært kjent lenge (Seber & Whale 1970, Heggberget & Hesthagen 1979, Bohlin mfl. 1989, Sweka mfl. 2006).

## **2.2.1 Simuleringsmodeller**

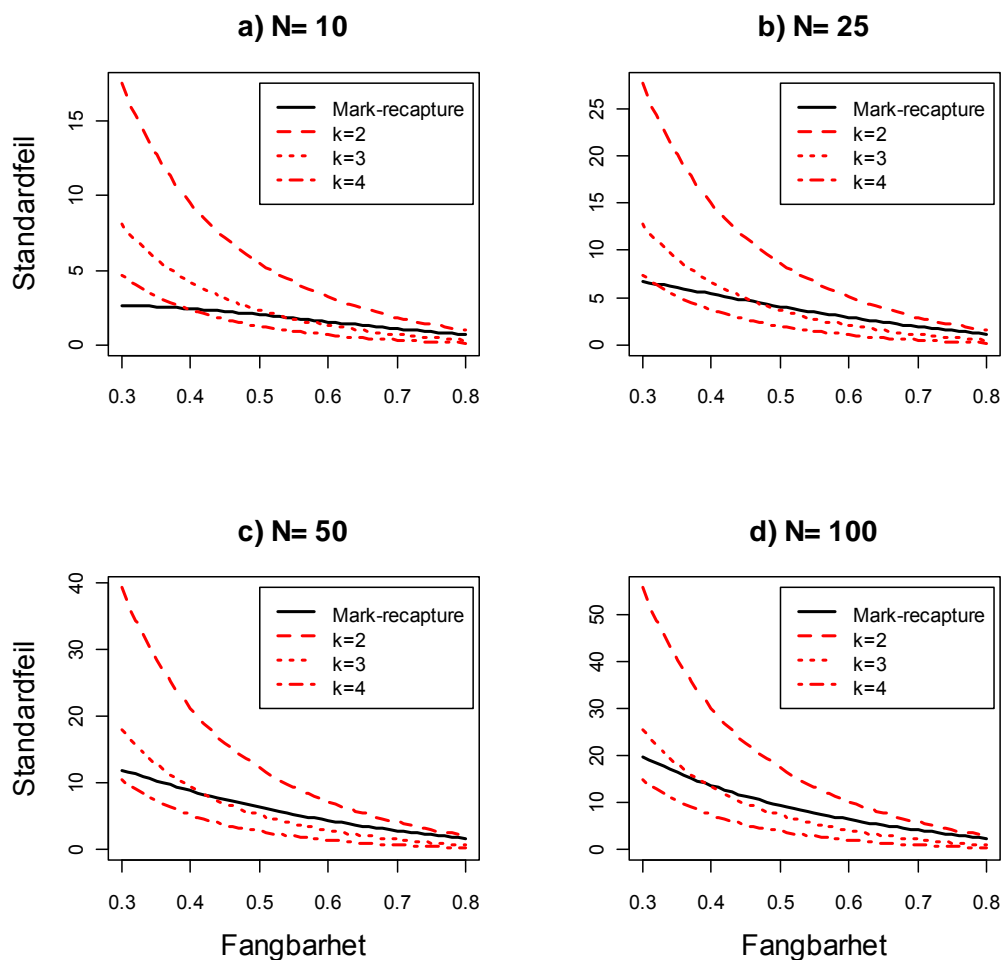
Ved hjelp av simuleringer har vi beregnet hvordan brudd på ulike forutsetninger påvirker bestandsestimater og usikkerheten i disse.

Vi simulerte utfiskingsmetoden ved å lage ulike kjente bestandsstørrelser ( $N = 10, 25, 50$  eller  $100$ ), og sammenlignet situasjoner med avtagende fangbarhet mellom fiskeomgangene ( $p_1 > p_2 > \dots$ ) med den ideelle situasjonen med konstant fangbarhet ( $p = p_1 = p_2 = \dots$ ). Fangsten i første utfiskingsomgang  $C_1$  trekkes binomisk fra bestanden  $N$  med sannsynlighet  $p_1$ . Fangsten i andre omgang  $C_2$  trekkes så binomisk fra fisken som er igjen i bestanden ( $N - C_1$ ) med sannsynlighet  $p_2$  osv. for eventuelle videre fiskeomganger. Fra de simulerte fangstene i hver omgang [ $C_1, C_2, \dots$ ] estimerer vi så fangbarheten  $p$  og bestandsstørrelsen  $N$  ved hjelp av Zippins (1958) utfiskingsmetode, hvor vi uansett antar (slik man i praksis gjør) at fangbarheten  $p$  er konstant utover i utfiskingsomgangene. Dette gjentas så 10 000 ganger slik at vi får et godt bilde av fordelingen til bestandsestimatene.

Merke-gjenfangstmetoden simuleres fra de samme kjente bestandsstørrelsene som ovenfor ved at første fangst (til merkingen)  $M$  trekkes binomisk fra  $N$  med sannsynlighet  $p_{um}$ , som er fangbarheten for umerkede individer. Gjenfangsten av merkede fisk trekkes så binomisk fra  $M$  med sannsynlighet  $p_m$  mens fangsten av umerkede fisk i andre omgang samples binomisk fra  $N - M$  med sannsynlighet  $p_{um}$ . Bestandsstørrelsen estimeres så på vanlig måte for merke-gjenfangst eksperiment, under forutsetningen at fangbarheten er lik for alle individer. Simuleringen gjentas så 10.000 ganger.

## **2.2.2 Sammenligning av usikkerhet**

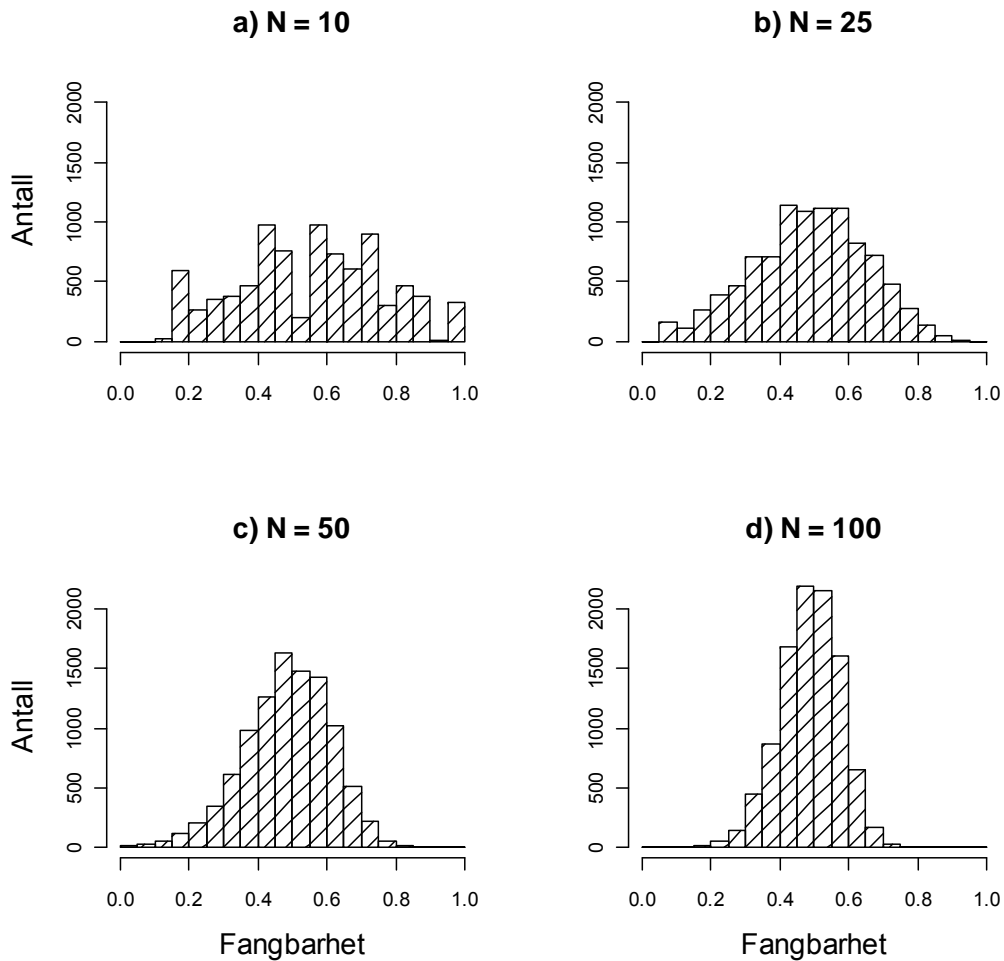
Usikkerheten i begge metodene avtar med økende fangbarhet  $p$  (**figur 3**). Ved lave fangbarheter  $p$  er usikkerheten større for utfiskingsmetoden (opp til tre fiskeomganger) enn for merking – gjenfangst. Ved høye  $p$  er forskjellen mellom metodene mindre (**figur 3**).



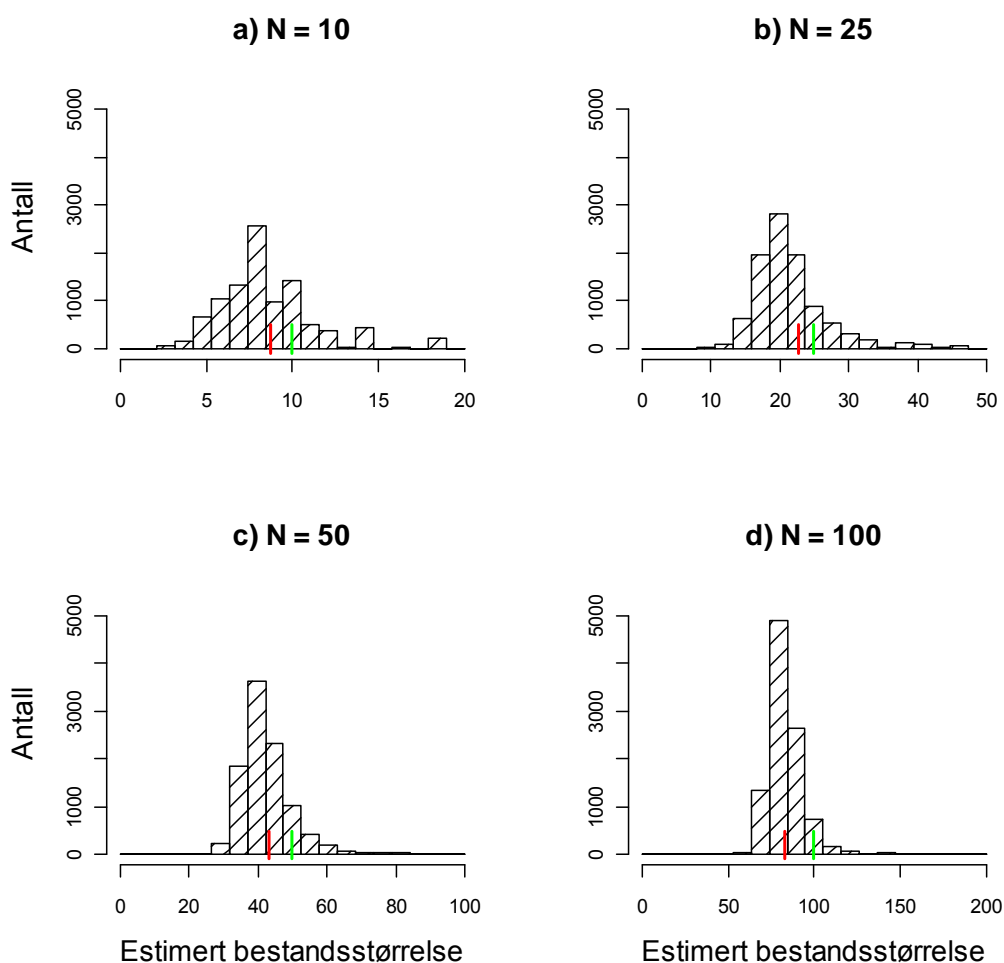
**Figur 3.** Beregnet standardfeil for bestandsestimaterne fra merking-gjenfangst metoden, og utfiskingsmetoden med  $k = 2, 3$  eller  $4$  fangstrunder, som en funksjon av fangbarhet  $p$ , for bestandsstørrelser  $N = 10, 25, 50$  eller  $100$  fisk (henholdsvis panel a) til d)). I disse simuleringene er det antatt at ingen forutsetninger for bruk av metodene er brutt.

### 2.2.3 Effekt av avtagende fangbarhet

I utfiskingsmetoden vil avtagende fangbarhet utover i fiskeomgangene føre til at den estimerte fangbarheten (ut fra nedgangen i fangst) blir for høy (**figur 4**), noe som igjen fører til at man underestimerer den sanne bestandsstørrelsen (**figur 5**). Variasjonen i beregnede fangbarheter er spesielt stor når bestandsstørrelsen er liten (**figur 4**).



**Figur 4.** Frekvensfordeling for estimerte fangbarheter  $p$  fra 10.000 simulerte fangster etter tre utfiskingsomganger, dersom den virkelige fangbarheten er 0,41 i første omgang, 0,30 i andre og 0,28 i tredje omgang. Verdiene for fangbarhet i de tre omgangene er sannsynlige verdier estimert av Bohlin og Sundström (1977). Simuleringene er gjort fra sanne bestandsstørrelser  $N = 10, 25, 50$  og  $100$  fisk, hhv. panel a) til d).

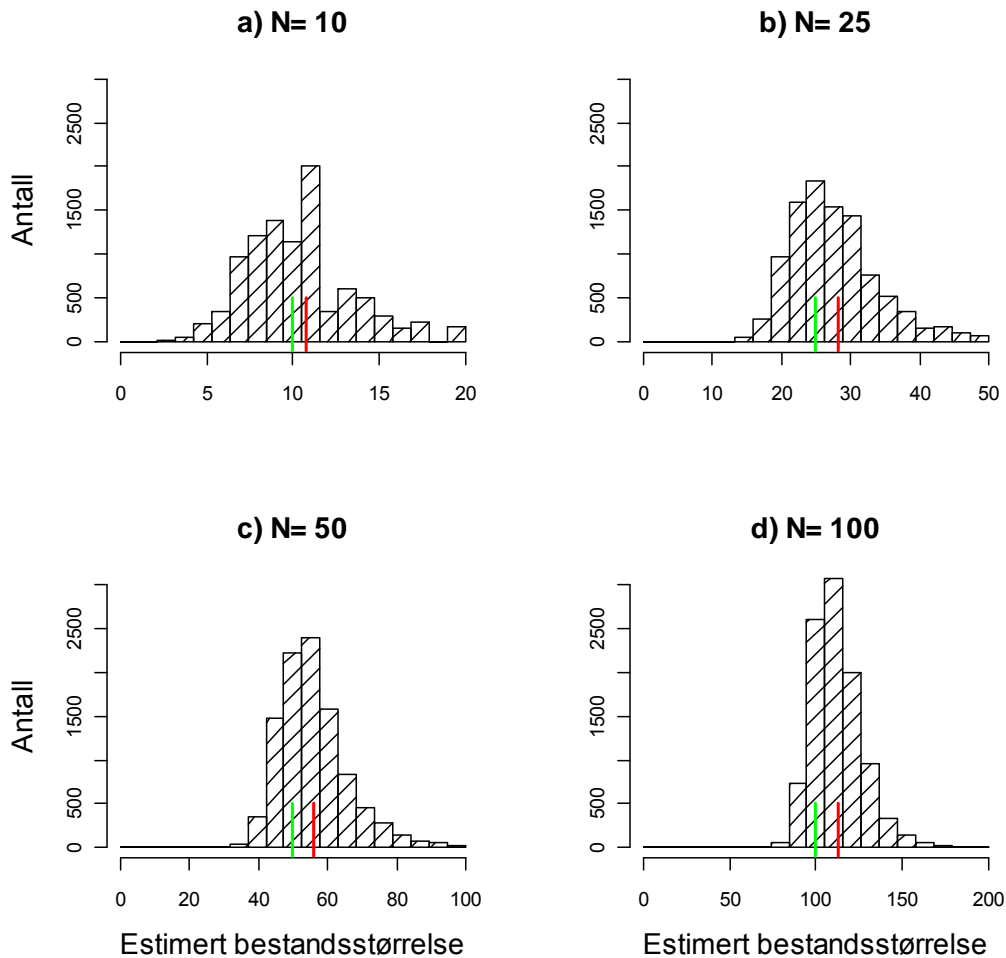


**Figur 5.** Frekvensfordeling for estimerte bestandsstørrelser for utfiskingsmetoden ved bruk av de estimerte fangbarhetene som er vist i **figur 4**, fra sanne bestandsstørrelser  $N = 10, 25, 50$  og  $100$  fisk (hhv. panel a) til d)). Grønne streker viser de sanne bestandsstørrelsene og røde streker er gjennomsnittet fra simuleringene. Fordelingen er trunkert i figuren.

## 2.2.4 Effekt av ulik fangbarhet for merket og umerket fisk

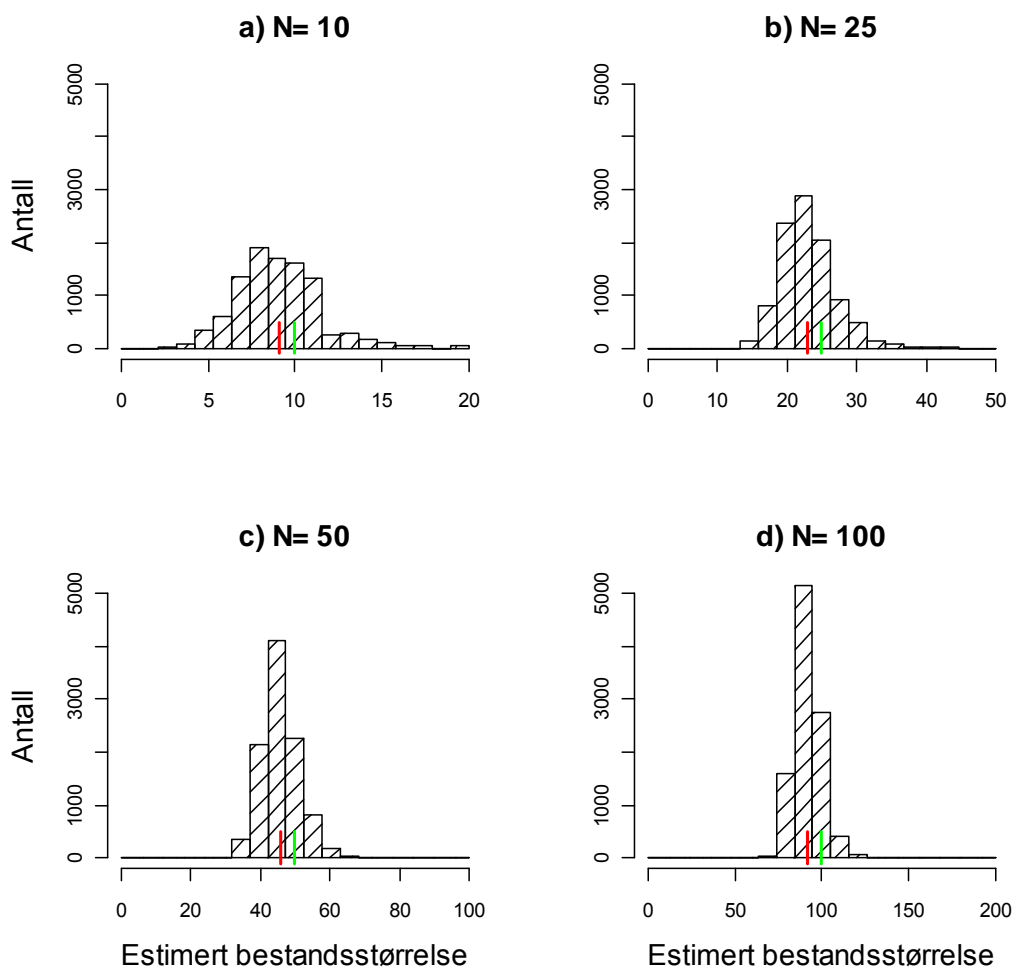
Dersom fangbarheten i gjenfangstrunden er lavere for merket fisk enn for umerket fisk, blir bestandsstørrelsen overestimert (**figur 6**). Dette kan for eksempel skje dersom tiden mellom merking og gjenfangst er for kort, eller dersom fangsten eller merkingen nedsetter fangbarheten for den merkede fisken.

Dersom fangbarheten i gjenfangstrunden er høyere for merket fisk enn for umerket fisk blir bestandsstørrelsen underestimert (**figur 7**). Dette kan for eksempel skje dersom det er varige forskjeller mellom individer i fangbarhet, eller dersom de merkete fiskene har territorier på områder som er lettere å fiske enn det de umerkede fiskene har.



**Figur 6.** Frekvensfordeling for estimerte bestandsstørrelser (merking-gjenfangstmetoden) dersom fangbarheten til umerket fisk er 0,5 og fangbarheten til merket fisk er lavere; 0,4. Simuleringene er gjort fra sanne bestandsstørrelser  $N = 10, 25, 50$  og  $100$  fisk, hhv. panel a) til d). Grønne streker viser de sanne bestandsstørrelsene og røde streker er gjennomsnittet fra simuleringene. Fordelingen er trunkert i figuren.





**Figur 7.** Frekvensfordeling for estimerte bestandsstørrelser (merking-gjenfangstmetoden) dersom fangbarheten til umerket fisk er 0,5 og fangbarheten til merket fisk er høyere; 0,6. Simuleringene er gjort fra sanne bestandsstørrelser  $N = 10, 25, 50$  og  $100$  fisk, hhv. panel a) til d). Grønne streker viser de sanne bestandsstørrelsene og røde streker er gjennomsnittet fra simuleringene. Fordelingen er trunkert i figuren.

## 2.2.5 Diskusjon

Fangbarheten til fisk ser generelt ut til å avta mellom el-fiskerunder (Bohlin & Sundström 1977, Peterson 2004, Rosenberger & Dunham 2005, Sweka mfl. 2006), noe som vil føre til at den sanne bestandsstørrelsen mest sannsynlig blir *underestimert*. Dette er sannsynligvis det bruddet på forutsetningene som mest påvirker estimatene som blir gjort med utfiskingsmetoden. I tillegg ser det ut til at større fisk har høyere fangbarhet enn mindre fisk (Peterson mfl. 2004), og at fangbarheten kan være avhengig av fisketetthet og habitat (Riley mfl. 1993). Dette kan man delvis kompensere for gjennom at tetthetene blir beregnet for ulike aldersklasser av fisk, samt at tetthetsberegningene blir gjort stasjon for stasjon. Dette er imidlertid bare mulig dersom fangstene av de ulike aldersklassene og på enkeltstasjonene er høye nok (se **figur 4** og kapittel 2.1) noe som krever høye tettheter eller store fiskeområder.

Det er også vist forskjeller i fangbarhet mellom ulike individer (Bohlin & Sundström 1977), og det er trolig at de merkede fiskene vil kunne være mer fangbare enn de umerkede. Dette vil trolig være mest uttalt dersom både merking og gjenfangst skjer med samme metodikk slik det er når bare el-fiske brukes. Fisk som ikke merkes har unngått å bli fanget i det første el-fisket (innsamlingen til merking) og kan ha spesielle egenskaper eller oppholde seg på områder som gjør dem mindre fangbare. Forskjeller i fangbarhet mellom merkede og umerkede individer er

trolig det bruddet på forutsetninger som i størst grad påvirker bestandsestimatet for merking – gjenfangstmetoden. Mest sannsynlig (på grunn av høyere fangbarhet på merket fisk) vil dette føre til at den sanne bestandsstørrelsen blir *underestimert*.

Det er vanskelig å gi noen klare anbefalinger for valg av metode fordi valget er avhengig av flere faktorer. Om man tror at bruddene på forutsetningene ikke er så alvorlige vil det "statistiske" valget av metode avhenge av hvor stor fangbarheten er og eventuelt størrelsen på bestanden. Tynne bestander og/eller vanskelige fangstforhold vil ofte favorisere merking-gjenfangst, men det er sjelden man har objektiv informasjon om slike forhold. Avveinger mellom innsats og utbytte vil ofte være viktig, spesielt fordi merking-gjenfangst er mer tidkrevende enn utfisking. Valg av metode blir således også en vurdering av formål med undersøkelser og avveininger mellom sikre estimater på få stasjoner eller mindre sikre estimater på flere stasjoner. Disse forholdene diskuteres andre steder i denne rapporten (kapittel 4.1).

## 2.3 Miljøvariasjon

### Arne J. Jensen og Tor F. Næsje

Ved bruk av elektrisk fiskeapparat er fangbarheten til fiskungene sterkt avhengig av miljøforholdene under innsamlingen (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin mfl. 1989). De viktigste miljøparametrene som påvirker fangsten er vannføring, vannføringsendring i dagene før innsamling, temperatur, lysforhold, turbiditet og ledningsevne. I tillegg kan været ha betydning for resultatet.

#### 2.3.1 Vannføring

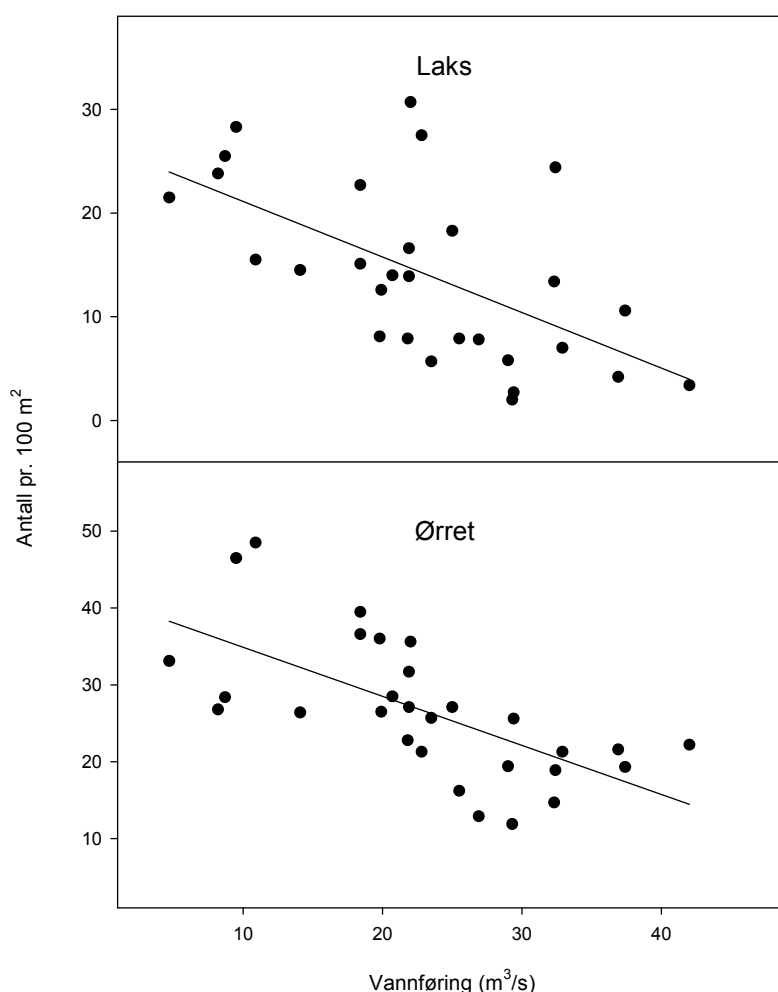
Vannføringen kan ha stor betydning for resultatet av et kvantitativt el-fiske. Når vannføringen øker, øker vanddekt areal. Dette gjør igjen at fisken har et større område å fordele seg på, dvs. at det blir færre fisk pr arealenhet. Økt vannføring fører også til høyere vannhastighet, sterkere strøm, mer turbulent vann og dårligere sikt. Alle disse faktorene gjør at det blir vanskeligere å se fisken, og estimert tetthet avtar (Jensen & Johnsen 1988, Bohlin mfl. 1989, Saksgård & Heggberget 1990, Ugedal mfl. 2007). Vannføringen har oftest større påvirkning på tetthetsestimaterne av laks enn på ørret. Dette fordi laksungene i elver med begge arter står lenger ut i elva, og delvis i sterkere strøm enn ørreten, og blir derfor vanskeligere å fange når vannhastighet og dyp øker og sikten reduseres.

Ved langtidsovervåking av et vassdrag blir ofte de samme el-fiskestasjonene benyttet år etter år. Undersøkelsene blir normalt gjennomført på samme tid hvert år, men miljøforholdene kan til dels variere mye. Blant annet kan vannføringen variere betydelig fra år til år, og som nevnt påvirker dette tetthetsestimaterne. Et eksempel fra Saltdalselva er vist i **figur 8**. For å korrigere for vannføring som feilkilde, blir alle tetthetstall fra Saltdalselva rutinemessig omregnet til å gjelde for ei vannføring på 25 m<sup>3</sup>/s, som er medianvannføringen når el-fisket blir gjennomført.

Når vannføringen øker og vannet flommer inn over tidligere tørt land, tar det en viss tid, opptil flere dager, før fisken følger etter. Tiden det tar før nye områder er tatt i bruk kan også være temperaturavhengig, hvor det kan ta lengre tid ved lave vanntemperaturer. Dette gjør at det finnes lite fisk nær land når elva stiger, og et el-fiske langs land i store elver kan gi et uriktig bilde av fisketettheten. Ugedal mfl. (2007) har korrigert for dette i Altaelva der de har tatt hensyn til påvirkningen av ulike miljøfaktorer under innsamlingen på tetthetsestimaterne. Flere ulike miljøfaktorer ble prøvd ut før de endte opp med følgende ikke-lineære modell som ga det beste resultatet:

$$\ln(D) = \beta_0 + \beta_1 V + \beta_2 E + \beta_3 E^2$$

hvor,  $D$  er den estimerte tettheten av laksunger,  $\beta_x$  er estimerte parametre,  $V$  er vannføring på innsamlingsdagen og  $E$  er den andelsmessige endringen i vannføring siste fem døgn relativt til vannføringen på innsamlingsdagen. Bidraget fra endring i vannføring var betydelig.



**Figur 8.** Sammenheng mellom vannføringen på innsamlingsdagen og gjennomsnittlig tetthet av laks- og ørretunger på åtte stasjoner i Saltdalselva i perioden 1976-2004. Vannføringen er målt av NVE på stasjon Junkerdalselva. Regresjoner: laks;  $y = -0,536 x + 26,5$ ,  $r^2 = 0,349$ ,  $p < 0,01$ ; ørret:  $y = -0,639 x + 41,3$ ,  $r^2 = 0,425$ ,  $p < 0,01$ .

### 2.3.2 Temperatur

Fisk er vekselvarm og vanntemperaturen har stor betydning for fiskens atferd, reaksjonsevne og svømmehastighet. Derfor reagerer fisk forskjellig på elektrisk strøm avhengig av temperaturen i vannet, men litteraturen på dette området er motstridende (Cowx & Lamarque 1990). Under 4 °C synes fisken å bli mindre påvirket av elektriske strømfelt i og med at de raskere går inn i en tilstand av immobilitet, og dette reduserer fangbarheten (Cowx & Lamarque 1990). Imidlertid, på grunn av at temperaturen påvirker fiskens metabolisme, er de mer aktive ved høye temperaturer og er derfor vanskeligere å fange.

Generelt synes det derfor å være et optimalt temperaturområde som gir best effekt ved el-fiske, og utenom dette området avtar fangbarheten (Cowx & Lamarque 1990). Dette området varierer fra art til art avhengig av temperaturpreferansen. For karpefisk er det optimale temperaturområdet 10 - 20 °C (Reynolds 1978). For laksefisk har vi ikke funnet noen undersøkelser som på en overbevisende måte viser hva optimalt temperaturområde for el-fiske er. Den enes-

te referansen vi har funnet på dette temaet er Vincent (1971), som sier at laksefisk fanges lettest når vanntemperaturen er lav. Han antyder 0 - 10 °C som optimalt område, men uten å gi noen begrunnelse for påstanden. Cowx & Lamarque (1990) refererte Vincent (1971), men har feilsitert dem og endret området til 5 - 10 °C.

For komparative studier av fisketetthet mellom eller innen elver kan det være viktig å gjennomføre avfisking på omtrent samme tid av året og ved tilnærmet lik vanntemperatur. Dette kan være spesielt viktig i elver med både laks og ørret. Ved lave temperaturer er sannsynligvis fangbarheten høyere om våren enn om høsten. Det er i alle fall slik at laksungene er mer aktive om våren enn om høsten ved samme temperatur- og næringsforhold (Metcalf mfl. 1986). Når temperaturen synker om høsten blir laksungene mindre aktive og oppholder seg dypere nede i substratet. Allen (1940, 1941) observerte at laksungene i River Eden i England flyttet fra stryk til kulper og reduserte matopptaket om høsten ved temperaturer under 7 °C. Liknende observasjoner gjorde Gardiner og Geddes (1980) i Shelligan Burn i Scotland ved temperaturer lavere enn 5 °C. Også temperaturer så høye som 9 - 10 °C er nevnt som terskelverdier for når laksungene gjemmer seg om høsten (Gibson 1978, Rimmer mfl. 1983). Disse observasjonene er imidlertid gjort på dagtid. Fra både laboratorie- og feltstudier er det påvist at laksefisk endrer atferd fra å være dagaktive til å bli nattaktive ved lave temperaturer, og dermed også spiser om vinteren (Cunjak & Power 1987, Cunjak 1988, Heggenes mfl. 1993, Fraser mfl. 1993, 1995, Finstad mfl. 2004). Selv om fisk blir mindre aktive ved lave temperaturer om høsten, er det imidlertid ikke dokumentert at dette påvirker tetthetsestimaterne.

Om våren synes den estimerte fangbarheten å være normal (0,4 - 0,6), og vi oppnår gode tetthetsestimater allerede ved 2 - 3 °C mens temperaturer lavere enn ca. 2 °C gir mer usikre resultater (Jensen 2004). Da fanges av og til flere fisk i andre enn i første el-fiskeomgang. Det tyder på forskjellig fangbarhet fra omgang til omgang, og inntrykket er at fisken blir "vekket" av strømmen i første omgang, for så å bli fanget i de to neste omgangene.

### 2.3.3 Ledningsevne

Ledningsevnen er en viktig faktor ved el-fiske. Fangbarheten øker lineært med ledningsevnen (Cowx & Lamarque 1990). I vann med lav ledningsevne kreves det høyere spenning for å oppnå samme effekt på fisken som i vann med høyere ledningsevne. Dersom man bruker samme el-fiskeapparatet må man derfor sette på høyere spenning når ledningsevnen er lav. Ledningsevnen varierer med vanntemperaturen slik at lavere vanntemperatur fører til lavere ledningsevne.

### 2.3.4 Turbiditet

Sikten i vannet har stor betydning for fangbarheten. Det er viktig at det er så god sikt i vannet at man kan se hele området der fisken blir immobilisert. Dette er ofte en radius på omtrent 0,5 m rundt anoden, og det tilsvarer et siktedyp på ca. 1 m (Bohlin mfl. 1989). I vann med dårlig sikt vil siktedypet bli den begrensende faktoren. Under slike forhold kan det bli mer utpreget størrelsesselektivitet enn ellers, i og med at det er de største fiskene som er lettest å se. Dårlig sikt er f. eks. et vanlig problem i vassdrag som er påvirket av breslam. I de mest blakkede elvene er det vanskelig å gjennomføre tetthetsberegninger ved hjelp av el-fiske om sommeren, og innsamlingen bør legges til våren før bresmeltingen tar til eller etter at den er ferdig om høsten.

### 2.3.5 Generelle værforhold

Sterk vind og regnskurer er et problem ved el-fiske, og gir redusert fangbarhet. Tetthetsestimaterne blir spesielt upålitelige dersom været skifter betydelig fra omgang til omgang. Slike varierende forhold bør unngås og må i alle tilfeller noteres i feltprotokollen. Videre kan temperaturer ned mot 0 °C skape problemer for selve utførelsen av fisket da håven lett kan ise, og fisk som skal slippes ut igjen kan bli frostskaadet.

## 2.4 Praktisk el-fiske

### Laila Saksgård, Jan Gunnar Jensås, Randi Saksgård og Torbjørn Forseth

Kvantitativt el-fiske er vanskelig og det kreves lang erfaring for å gjennomføre et godt fiske som tilfredsstillende forutsetninger for metodene og som gir resultater man kan stole på. Selv om utstyret i dag er enkelt å bruke, og det grunnleggende kan læres på kort tid, er det el-fiskernes erfaring og evner som bestemmer kvaliteten på resultatene. I andre deler av denne rapporten blir det fremhevet at effektiviteten må være høy og stabil, slik at fangstene blir høye og at forutsetningene for metodene ikke brytes i for høy grad (se kapittel 2.2). Under ordinært el-fiske (ikke blindfiske med stor håv) må fiskelaget oppfølge alle følgende fire krav: 1) sørge for at fisken blir påvirket av det elektriske feltet, 2) sørge for at fisken trekkes mot feltet og/eller bedøves, 3) fiskene må oppdages av fiskerne, og 4) fiskerne må være i stand til å fange den med håvene (se kapittel 2.1). Hvordan dette skal gjøres avhenger i stor grad av lokale miljøforhold, og nettopp denne variasjonen er en av årsakene til at el-fiske krever erfarne feltarbeidere som er i stand til å foreta riktig valg i ulike situasjoner. El-fiske er fysisk krevende og det er lite tvil om at personlige egenskaper som reaksjonstid, smidighet og balanse, i tillegg til erfaringen, kan ha betydning for hvor høy effektivitet et team er i stand til å oppnå. Motivasjon og forståelse for betydningen av nøyaktighet er også avgjørende. Det er lite tvil om at lange dager og tidspress kan gå på bekostning av kvalitet. Noe av det viktigste feltarbeiderne må gjøre er således å avgjøre når det er riktig å avslutte et fiske fordi man er sliten eller miljøforholdene er uakseptable.

Basert på mange års erfaring med praktisk el-fiske i elver over hele landet gir vi i dette kapitlet noen praktiske råd for gjennomføring av et vellykket el-fiske. Det er en avgjørende forutsetning for kvantitativt el-fiske at det er to personer på hvert fiskelag (fisker og "bøttebærer"). Man skal være svært god til å el-fiske dersom man alene skal oppnå tilstrekkelig fangbarhet og høye nok fangsttall. I tillegg tilsier sikkerhetsforhold at man alltid bør være minst to under feltarbeid.

### 2.4.1 Planlegging

Planlegging er en viktig del av et vellykket el-fiske. Alle feltarbeiderne må være godt informert om formålet med el-fisket (**Boks 3**). Manglende kunnskap om formål kan redusere motivasjon og gjøre at man gjør feil valg i de mange avgjørelser man må ta i praktisk el-fiske. Dette er særlig viktig i tilfeller den som designet studien selv ikke er med på feltarbeidet. Ofte har prosjektleder angitt en periode for gjennomføring av el-fisket og det er opp til feltleder å bestemme de faktiske dagene. Her må man både vurdere breddegrad og klimasone for vassdraget og skaffe til veie så mye forhåndskunnskap som mulig om vassdraget (**Boks 4**). Informasjon kan for eksempel fås fra et godt kartmateriale, fra eventuelle tidligere rapporter og sist men ikke minst fra kommune/fylkesmann, elveeierlag/grunneiere, jeger- og fiskeforeninger, eller andre med god lokalkunnskap.

#### **Boks 3. Formål og spesifisering av feltarbeid**

- Det overordnede formålet med arbeidet
- Overvåking eller engangsundersøkelse
- Hvilke arter skal undersøkes
- Hvilke aldersgrupper er i fokus - alle eller utvalgte
- Estimering av tetthet eller ren innsamling av fisk
- Utfisking eller merking/gjenfangst metode

**Boks 4. Informasjon som bør skaffes om vassdraget før feltarbeidet**

- Lengde på evt. lakseførende del og nedbørsfelt
- Reguleringer eller andre kjente påvirkninger
- Eventuelle vandringshinder
- Habitatsammensetting og evt. boniteringer
- Finnes det målestasjoner for temperatur og vannføring, og finnes disse eventuelt på nett?
- Bruken av vassdraget – arter, fiske og fangstrapporter
- Resultat fra eventuelle tidligere undersøkelser, bonitering
- Eventuell kultivering eller utsettinger i vassdraget

Der det ikke allerede eksisterer et stasjonsnett må eventuell soneinndeling og antall lokaliteter i forhold til elvas lengde bestemmes. I samsvar med annen kunnskap oppsummert i denne rapporten er følgende faktorer viktige for lokalisering og utforming av stasjoner: størrelse på stasjonene, antall ganger overfisking og akseptabel vannføring. I tillegg må man selvsagt også planlegge hva man skal gjøre med den fangete fisken: oppbevaring og utsetting av fisk etter endt fiske, lengdemålinger i felt, antall fisk til eventuell alderbestemming, og hvordan disse skal oppbevares, avlives og fikseres/konserveres. Et godt feltarbeid forutsetter også at alt utstyr er med og fungerer (**Boks 5**).

**Boks 5 Huskeliste**

- Lag gode huskelister for utstyr for selve el-fisket og for sekken ellers
- Sjekk at alt utstyret er i orden og fungerer - ta med ekstra av alt!
- Fisketillatelse skal alltid foreligge, og alle berørte parter skal informeres (minimum de som er spesifisert på tillatelsen)
- Alle feltmedarbeidere på NINA- prosjekter skal ha lest og skrevet under på "Sikkerhetsregler for feltarbeid i NINA" før arbeidet starter

**2.4.2 Gjennomføring**

Når man ankommer vassdraget og skal opprette et nytt stasjonsnett må man vurdere miljøforholdene ut fra de begrensinger som ligger i metodikken. Stasjoner må plasseres både i forhold til dyp, substrat, vannhastighet, sikt i vannet under befaringen, men også vurderes i forhold til hvordan stasjonene fungerer ved ulike vannføringer. Oppdragets art bestemmer i høy grad stasjonsvalget (se kapittel 4.1). Alle stasjoner avmerkes på kart og med GPS, gis en god beskrivelse (inkl. adkomst fra vei/parkering) og dokumenteres med foto. Vanntemperatur skal og ledningsevne bør måles for å sikre riktigst mulig innstilling av el-fiskeapparatet. Deretter må man velge type håv. Stor håv, slik som beskrevet i kapittel 3.2, krever relativt høye vannhastigheter for å være effektiv og er egnet i glattstrømmer og stryk. Når strykene har mye oppstikkende stein kan det være vanskelig å fange fisken effektivt med stor håv, og slike forhold krever god plassering av håven før strømmen settes på. Når sikten er god og vannhastighetene lave må små håver brukes. På grunn av faren for skade på eller unødig belastning for fisken bør det ikke brukes håvnett på anoderingen.

Det er viktig å etterstreve en så systematisk avfisking av stasjonene som mulig (**Boks 6**). Et nytt el-fiskeskjema er utviklet (vedlegg 1) og dette bør føres så nøyaktig som mulig for hver lokalitet. Vår erfaring er at nellikolje er et godt middel for bedøvelse og eventuell avlaving av fisk. Det er enkelt å dosere og det er ikke dokumentert helseskade ved bruk. Som et føre var

prinsipp: bruk hansker for å unngå nummenhet. Alle prøver merkes med vassdrag, dato, lokalitetsnummer og fiskeomgang.

Selv om det heldigvis ikke har vært noen ulykker knyttet til el-fiske i Norge, er utstyret potensielt farlig. Dette betyr at man må følge sikkerhetsreglene knyttet til selve apparatet. I tillegg må man sikre seg best mulig mot andre uhell som kan oppstå når man arbeider i elver (**Boks 7**).

#### **Boks 6. Praktiske tips for el-fiske**

- El-fisketeamet bør være lett synlig – gir signal om at vi ikke gjør noe ulovlig
- Bøttebærer bør også være en kyndig el-fisker. Dette øker fangbarheten og en kan bytte på å fiske (begge deler er statisk arbeid, men med forskjellig belastning av armer og skuldre)
- Dersom det skal fiskes flere omganger, avfiskes 2. og 3. omgang like nøye som 1. omgang
- La det gå minst 20 minutter fra sluttet på en omgang til start på neste
- Anodeføring og strømgivning varierer med ledningsevne, dybdeforhold, substrat, temperatur og mengde fisk. Kaldt vann gir treg fisk og krever mer strøm og roligere fiske, mens varmere vann og høyere tettheter krever mindre utslag med anodestanga og mer forsiktig strømgivning
- Batteriskift foretas mellom to lokaliteter – og ikke mellom omganger. Sjekk derfor at batterispenning ikke er under 11 volt før det startes på en ny stasjon da spenningen synker raskt etter 10,5 volt
- Lade batterier så fort som mulig etter endt økt
- Før eventuell forflytning til et annet vassdrag **skal** alt utstyr desinfiseres! Virkon S er et godt middel som kan fylles på kanne og er virksomt i ca 1 uke etter utblanding.

#### **Boks 7. Viktige sikkerhetsaspekter ved el-fiske**

- Unngå el-fiske i striregn og sterk vind!
- Aldri el-fiske i tordenvær!
- Unngå direkte kontakt mellom apparat og bar hud
- Fisk må ikke plukkes opp med hendene så lenge apparatet er aktivt
- Fisk aldri alene i større elver og vassdrag
- Ha alltid oppladet kommunikasjonsutstyr (mobiltelefon, sikkerhetsradio og eller satellitt-telefon)
- Ha alltid med førstehjelpsutstyr



*Foto: Torbjørn Forseth*



## 3 Sesong og habitatforhold

### 3.1 El-fiske om vinteren

#### Ola H. Diserud og Laila Saksgård

El-fiske, og det beregnede tetthetsestimater av fiskebestanden, benyttes i svært mange overvåkningsprosjekter selv om vi er klar over at mange av forutsetningene for metoden brytes (se kapittel 2.2). Hovedårsaken til at vi fortsetter å benytte el-fiske er at metoden, til tross for sine mangler, er av de beste vi har for å si noe om ungfisktettheter og overlevelse i våre vassdrag, med minimal innsats og skade på fisken (men se kapittel 5).

Vårt fokus blir derfor; hvordan kan vi redusere effekten av brutte forutsetninger så mye som mulig, uten at kvaliteten på estimatene (presisjon og forventningsskjevhet) blir for dårlig (Bohlin mfl. 1989)? Zippins (1958) estimerer for tetthet og fangbarhet  $p$ , basert på  $n$ -gangers utfisking, antar en lukket populasjon, lik fangbarhet for alle individer og konstant fangbarhet for alle utfiskingsomgangene. Mulige brudd på forutsetningene blir da; migrasjon mellom omganger, størrelsesavhengig fangbarhet, forventningsskjevhet avhengig av substrat og endring i fangbarhet mellom runder. Vi tror at brudd på den siste antagelsen (konstant  $p$  for alle runder) har størst effekt på våre estimerer (se kapittel 2.2).

En lav fangbarhet vil gi en stor usikkerhet i tetthetsestimater, så vi ønsker å designe el-fisket slik at fangbarheten maksimeres. Flere faktorer, som for eksempel vannføring, endring i vannføring og temperatur, påvirker fangbarheten og kan også gi en endring i fangbarhet mellom runder (se kapittel 2.3). Disse bør, så langt det lar seg gjøre, holdes konstante under studien. Når en studie utføres i et svært variabelt miljø, og går over mange år, vil dette kunne være vanskelig.

Sægrov & Urdal (2005, 2006, 2007) argumenterer for el-fiske i januar ved lav vannføring og lave temperaturer (dvs. vinter-el-fiske) siden dette gir det " ... mest representative bilete av ungfiskbestanden i elva ...". De mener også at el-fiske på høsten på relativt høye vannføringer gir en underestimert av ungfisktetthet og at "ved låg vassføring i januar er fordelinga mellom årsklassar meir i tråd med det ein kan forvente." Deres forsvar for vinter-el-fiske blir dermed at estimeringsskjevhet reduseres og metodikken standardiseres enklere ved lave vannføringer om vinteren.

Praktiske problemer, som is (overflateis, bunnis, sarr) og snø, vil medføre at noen elver ikke lar seg el-fiske om vinteren. I tillegg vil lave temperaturer kunne gi problemer med utstyr og fangbarhet. Men for de elvene som lar seg el-fiske om vinteren (se **bilde 1**) blir spørsmålet dermed om el-fiske på lave vannføringer og lave temperaturer gir bedre estimerer og høyere kvalitet på analysene enn resultater fra tradisjonelt el-fiske på høsten?

Dessverre har vi begrenset datagrunnlag for å sammenlikne resultater fra vinter-el-fiske med el-fiske under andre forhold, så vi vil ikke kunne komme fram til en sikker konklusjon på spørsmålet om når det er optimalt å el-fiske. Til det kreves et større, spesialdesignet, forsøk hvor miljøfaktorene er under rimelig kontroll og hvor vi har gode estimerer på de faktiske bestandsstørrelsene for de forskjellige aldersgruppene.



**Bilde 1.** El-fiske i Altaelva vinterstid. Foto: Laila Saksgård

### 3.1.1 Datasett for sammenligning

Det eneste brukbare datasettet vi har for å sammenligne tetthetsestimater fra høst og vinter er fra Rådgivende biologers ungfiskundersøkelser i Suldalslågen (Sægrov & Urdal 2005, 2006, 2007). De presenterer fullstendige datasett over fangster per omgang for alle aldersgrupper (0+, 1+, 2+, 3+ og presmolt) i vedleggene, både for laks og ørret, men vi vil bare se på dataene for laks i denne rapporten. De samme 12 stasjonene ble el-fisket både om høsten (september eller oktober) og om vinteren (januar). Pga. endringer i vannføring var el-fisket areal nesten halvert fra september til januar (fra 100 – 200 m<sup>2</sup> i september til 100 m<sup>2</sup> for hver lokalitet i januar). Vanntemperaturen i januar lå for alle år mellom 2 og 3 grader. Ytterligere informasjon om metoder og stasjoner finnes i rapportene.

Vi vil her kun se på estimeringen av populasjonstetthet for de to yngste aldersgruppene (0+ og 1+) siden de eldre fiskeungene har altfor lave fangster til at estimatene skal bli akseptable. For f.eks. presmolten fanges det sjelden mer enn to fisk tilsammen på de tre rundene (17 av 72 lokalitetsår), med litt flere fanget om vinteren enn om høsten (i gjennomsnitt 2,0 og 1,2 fisk, men gjennomsnittet om vinteren er drevet av noen få større fangster). Med så lave fangster vil forutsetningene for utfiskingsmetoden brytes, og tilfeldigheter får stor betydning for resultatet selv om man velger å bruke akkumulert fangst direkte som estimat for bestandsstørrelse. Man kan merke seg at Sægrov & Urdal i sine rapporter kommenterer at fangbarheten for små fisk, spesielt årsyngel, ser ut til å bli lavere ved lavere temperaturer, slik at vi kan forvente en redusert fangbarhet for disse aldersgruppene under vinter-el-fisket i forhold til el-fiske under høyere temperaturer på høsten.

### 3.1.2 Resultat

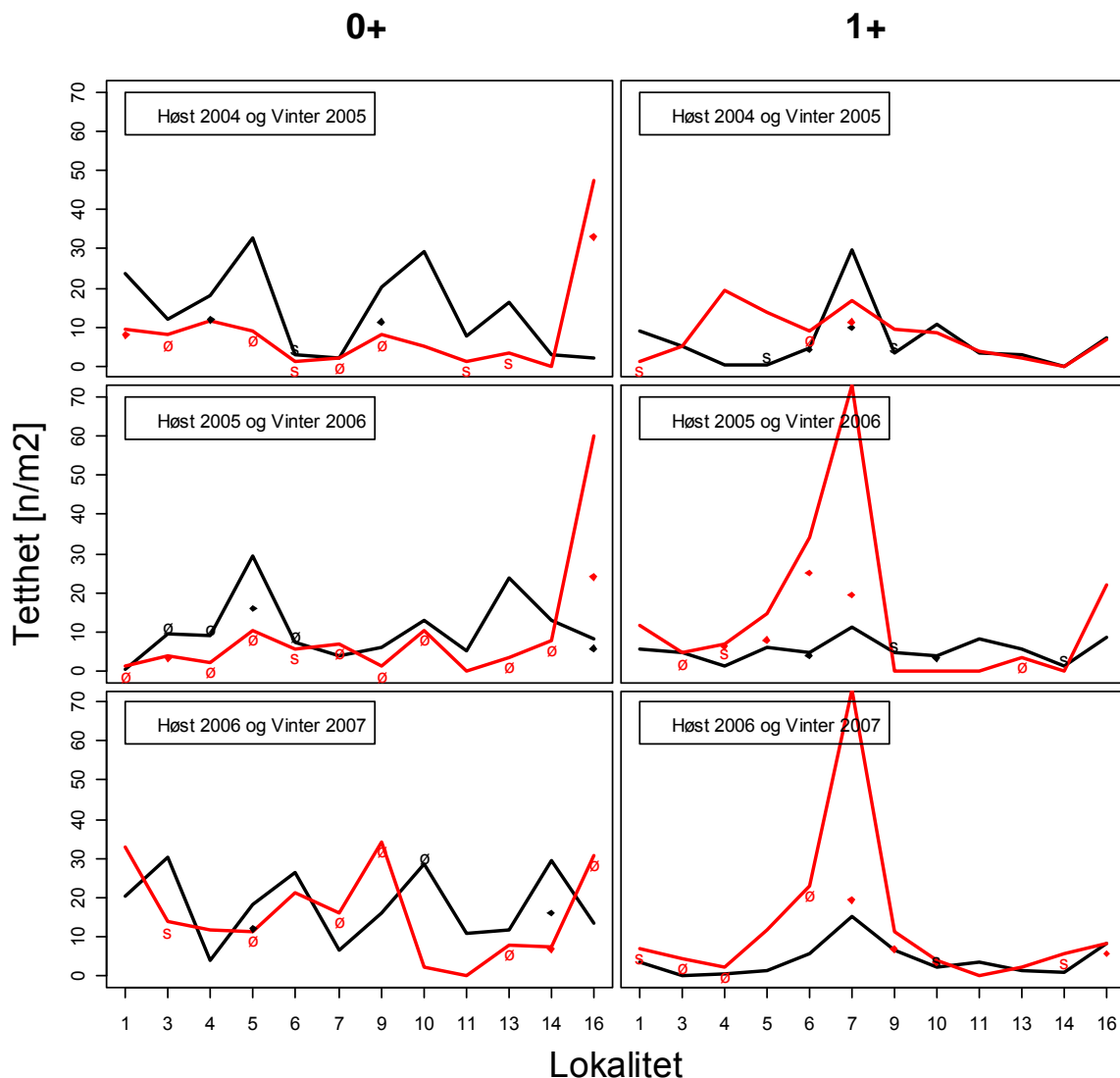
Ved bruk av Zippins estimeringsmetode (Zippin 1958) for å beregne parametrene bestandsstørrelse ( $N$ ) og fangbarhet ( $p$ ), finner vi at estimeringene svært ofte kollapser, dvs. metoden klarer ikke å finne et realistisk estimat. Dette har hovedsakelig to årsaker; enten øker antallet

fisk fanget utover i omgangene slik at vi får et negativt bestandsestimat, eller så er fangstsekvensen (antallet fisk fanget i hhv. første, andre og tredje omgang) symmetrisk noe som gir et svært lavt estimat for fangbarheten og et tetthetsestimat som går mot uendelig. Begge disse estimeringsproblemene kan løses ved å fikserte fangbarheten til en konstant verdi; ofte velges 0,5 men vi kan også velge å bruke en persons, eller lokalitets, gjennomsnittlige fangbarhetsestimater. I tillegg har Sægrov & Urdal fiksert fangbarheten til 0,5 i de situasjonene hvor usikkerheten blir stor, dvs. dersom konfidensintervallet overstiger 75 % av estimatet, som regel som følge av svært lav estimert fangbarhet. Bruk av en fast fangbarhet på 0,5 til å beskrive bestandsstørrelse forutsetter at den faktiske fangbarheten er nær denne verdien, og siden det finnes så få studier hvor man har gode fangbarhetsestimater under vinterforhold er ikke denne forutsetningen validert. Siden arealet som el-fiskes varierer mellom lokaliteter og sesonger vil vi i fortsettelsen presentere estimatene for bestandstetthet [antall fisk/100 m<sup>2</sup>] i stedet for bestandsstørrelse.

I **figur 9** indikerer en "ø" at fangstsekvensen på denne lokaliteten var økende og at fangbarheten dermed ble satt til 0,5. En "s" indikerer en symmetrisk fangstsekvens, noe som også medfører at fangbarheten ble satt til 0,5. En ruter (♦) indikerer at Sægrov og Urdal (2005, 2006, 2007) fant at konfidensintervallet ble for bredt og fikserte fangbarheten til 0,5. Ruter'en angir da hvor dette nye tetthetsestimatet blir liggende. For de 12 lokalitetene som er el-fisket både på høsten 2004 og vinteren 2005 (**figur 9**; øvre panel) finner vi at for 0+ fisk kollapser estimeringen en gang på høsten (symmetrisk sekvens) mens under vinter-el-fisket kollapser estimeringen hele syv av 12 ganger (4 ø'er og 3 s'er). For en lokalitet fanges ingen fisk i løpet av de tre omgangene under vinter-el-fisket. For alle lokaliteter, unntatt nr. 16 (med sekvens [13,9,7]), får vi høyere tetthetsestimater om høsten enn om vinteren. Ved beregningen av populasjonstettheter for 1+ fisk får vi atskillig færre kollaps, og høyere fangbarhetsestimater. For de fem siste lokalitetene (10 til 16) stemmer de to tetthetsestimatene svært godt overens, og vi har heller ikke for de andre lokalitetene noen systematisk forskjell mellom estimert tetthet for høst og vinter.

Fra el-fisket høsten 2005 og vinteren 2006 (**figur 9**; midtre panel) finner vi at estimeringen av 0+ tettheter kollapser tre ganger på høsten (økende sekvenser) mens under vinter-el-fisket kollapser den ni av 12 ganger (8 ø'er og 1 s) og for en lokalitet fanges ingen fisk i løpet av de tre omgangene. Lokalitet nr. 16, som gir et av vinter-estimatene som ikke kollapser, har sekvens [9,5,7], noe som gir et svært lavt fangbarhetsestimater med tilsvarende høyt tetthetsestimat. For 1+ tetthetene får vi også her atskillig færre estimeringskollaps pga. "penere" fangstsekvenser. Med unntak av lokalitetene 6 og 7 er estimatene relativt like. Lokalitet nr. 7 har vintersekvensen [5,8,4] som gir svært lavt fangbarhetsestimater og tilsvarende høyt tetthetsestimat.

Fra el-fisket høsten 2006 og vinteren 2007 (**figur 9**; nederste panel) finner vi at estimeringen av 0+ tettheter kollapser en gang på høsten (økende sekvens) mens under vinter-el-fisket kollapser den seks av 12 ganger (5 ø'er og 1 s) og for en lokalitet fanges ingen fisk i løpet av de tre omgangene. Vi finner ingen systematiske forskjeller mellom størrelsene på tetthetsestimatene for høst og vinter. For 1+ kollapser tetthetsestimeringen en gang om høsten pga. økende fangstsekvens, mens den kollapser fem ganger om vinteren (3 ø'er og 2 s'er). Lokalitet nr. 7 har igjen en fangstsekvens under vinter-el-fisket ([7,4,6]) som gir et svært lavt fangbarhetsestimater, med tilhørende høyt tetthetsestimat.



**Figur 9.** Tetthetsestimat [antall fisk / 100 m<sup>2</sup>] for 0+ (venstre panel) og 1+ (høyre panel) for de 12 lokalitetene i Suldalslågen som ble el-fisket både om høsten (svarte linjer) og vinteren (røde linjer). En "ø" indikerer at fangstsekvensen på denne lokaliteten var økende og at fangbarheten dermed ble satt til 0,5. En "s" indikerer en symmetrisk fangstsekvens, noe som også medfører at fangbarheten ble satt til 0,5. En ruter (♦) indikerer at Sægrov og Urdal (2005, 2006, 2007) fant at konfidensintervallet ble for bredt og fikserte fangbarheten til 0,5. Ruter'en angir da hvor dette nye tetthetsestimatet blir liggende.

### 3.1.3 Konklusjon

Basert på de studerte datasettene (Sægrov & Urdal 2005, 2006, 2007) finner vi generelt veldig usikre tetthetsestimat fra vinter-el-fisket, spesielt for 0+ fangstene. For flertallet av vinterestimaterne for 0+ (22 av 36 "lokalitets-år") er fangstsekvensen slik at vi ikke klarer å få Zippins estimeringsmetode til å gi oss ett svar. Dette skjer dersom fangster øker utover i sekvensen (17 lokalitets-år) eller dersom den er symmetrisk eller ikke-utflatende (5 lokalitets-år). I tillegg var det for tre lokalitets-år ingen fangster på de tre omgangene. Vi er dermed fullstendig avhengige av antagelsen om en fangbarhet på ca. 0,5 for å kunne estimere tettheter. Hvor realistiske disse estimatene er vil da avhenge av hvor nær 0,5 den sanne fangbarheten er. Fangbarheten må også være konstant mellom el-fiskeomgangene. Siden vi får så mange fangstsekvenser med økende fangster utover omgangene er det nærliggende å mistenke en "opp-

våknings-effekt” for 0+ fisken, dvs. første el-fiske-runde ”vekker opp” fisken som så lettere lar seg fange i de etterfølgende rundene. Hvis dette er tilfellet, vil en muligens få bedre tetthetsestimater ved å kjøre en oppvekkingsrunde først (uten å fange fisk) før en starter det regulære el-fisket. Om høsten er oftere fangstsekvensene for 0+ som forutsatt for et utfiskingseksperiment, dvs. avtagende antall fisk utover i rundene, slik at vi oftere klarer å estimere fangbarheten.

For 1+-fisken varierer tetthetsestimaterne for gitte lokalitets-år en del mellom høst og vinter, men vi ser ingen systematiske forskjeller.

Basert på det presenterte datasettet ser vi ingen åpenbar tendens til forventningsskjevhet i tetthetsestimaterne under høstforhold. Så lenge vi ikke kjenner de ”sanne” tetthetene er det ikke mulig å si at tetthetsestimater fra vinterforhold er mer realistiske enn estimater fra høstforhold (høyere temperatur og vannføring). For å få en avklaring på uenighetene om hvilke forhold som er best for el-fiske er vi avhengige av å spesialdesigne en serie studier. Samme lokalitet, eller bestand, må el-fiskes intensivt ved flere forskjellige temperaturer og vannføringer. Med intensivt el-fiske menes da at vi fisker flere enn 3 runder til vi er rimelig sikker på at lokaliteten er helt utfisket og dermed får et så godt som mulig estimat for bestandens faktiske størrelse. Estimaterne etter et gitt antall runder ( $k = 3$ ) for hver sesong sammenlignes så med de ”sanne” tallene, og vi kan foreta vurdering av optimale forhold. Et slikt eksperiment gir oss også muligheten til å vurdere i hvor stor grad antagelsene for utfiskingsmetoden brytes under forskjellige forhold. Fordi det finnes så lite data fra el-fiske om vinteren, og fordi det sannsynligvis heller ikke vil akkumuleres så mange nye datasett (få fagmiljøer fisker kvantitativt under vinterforhold), vil imidlertid slike forsøk måtte være omfattende for å kunne gi klare konklusjoner.

## 3.2 Ungfiskundersøkelser i dypere elveområder

### Gunnbjørn Bremset og Nils Arne Hvidsten

Generelt sett er dypere elveområder viet uforholdsmessig liten oppmerksomhet i fiskebiologiske undersøkelser (Bremset 1999). I en oversiktsartikkel fra 1990-tallet om ferskvannstudiet til atlantisk laks, *Salmo salar* (Gibson 1993), er det bare to av 285 refererte artikler som omhandler laksunger i dypere elveområder. I en senere oversiktsartikkel om sjøvandrende laksefisk utarbeidet av Klemetsen mfl. (2003), er det også bare to av i alt 635 refererte artikler som eksplisitt omhandler dype elveområder. I januar 2009 ble det utført et litteratursøk (ISI Web of Science) på kombinasjonen av søkeordene *Salmo salar – juvenile – pool*. Dette søket resulterte i 18 treff for perioden 2000-2009. Av disse artiklene viste det seg at det bare var fem som faktisk omhandler ungfisk av laks i dypere elveområder. Et tilsvarende søk der *pool* var utelukket ga hele 738 treff.

#### 3.2.1 Dypområder – vanlig forekommende elveklasse og mesohabitat

Til tross for at dypområder av elv i stor grad er ekskludert fra fiskebiologiske undersøkelser, er dypere elveområder et vanlig forekommende habitat. I store vassdragssystemer som Tanavassdraget, Vefsnvassdraget, Namsenvassdraget, Mandalselva og Numedalslågen er dypområder (> 1 m) det vanligst forekommende habitatet på lakseførende strekning. Også i mindre laksevassdrag som eksempelvis Beiarelva, Orkla, Gaula, Suldalslågen og Kvina er dypområder et vanlig forekommende mesohabitat på lakseførende strekning. Som et eksempel på dette har detaljert habitatkartlegging i Gaula i Sogn og Fjordane (Sundt 2007) vist at hele 80 % av vanndekt areal består av dype elveklasser/mesohabitat som høler (71 %) og dypstryk (9 %).

### 3.2.2 Ungfisk av laks og aure i dypere elveområder

En tradisjonell oppfatning er at antall elvelevende laksefisk i et gitt område er bestemt ut fra det høyest mulige antall territorier (f. eks. Allen 1969). Imidlertid er ikke juvenile laksefisk territorielle i dype, sentflytende områder (Gibson 1973, Wankowski & Thorpe 1979, Elliott 1990, Nakano 1995, Bremset & Berg 1997), men kan holde posisjoner i alle deler av dypområdet uten å vise aggressiv atferd overfor nærværende fisk (Gibson 1973, Nakano & Furukawa-Tanaka 1994, Nakano 1995, Bremset & Berg 1997). På bakgrunn av de fundamentale forskjellene i sosialt system i grunne og dype områder av vassdrag, er det vanskelig å estimere den samlede fiskeproduksjon, spesielt dersom slike estimat utelukkende er basert på et fåtall stikkprøver fra grunne elveområder (Bremset 1999). Dersom man ikke tar hensyn til produksjonen i dype, sentflytende områder i fiskebiologiske studier, kan man risikere en betydelig undervurdering av habitattilgjengelighet og total produksjon (DeGraaf & Bain 1986), ikke minst ut fra at juvenile laksefisk synes å bruke det tredimensjonale rom i dypere elveområder. Slik habitatbruk er dokumentert hos aure, og laks i tre norske elver (Bremset & Berg 1999) og hos aure i en irsk elv (Elsø & Giller 2001).

Dypområder av elv kan være høyproduktive. I et komparativt studium av dype kulper og grunne strykområder i tre mindre elver i Midt-Norge, ble det funnet betydelig høyere tetthet av eldre laksunger og aureunger i dypområdene enn i gruntområdene (Bremset & Berg 1997). Ungfisk fanget i kulpområder var også gjennomgående større enn jevnaldrende artsfrender fanget i strykområder, noe som innebærer betydelige forskjeller i samlet biomasse. En tilsvarende forskjell mellom kulp og stryk er tidligere funnet hos stasjonær aure i et vassdrag på Østlandet (Heggenes 1988). Disse forskjellene mellom habitatene kan skyldes flere forhold (Bremset 1999). For det første tilsier forskjellene i vannvolum og sosialt system (se ovenfor) at kulpene har et større antall potensielle mikrohabitat for ungfisk, og dermed gir rom for en større tetthet av fisk per arealenhet (Bremset & Berg 1997, Elso & Giller 2001). For det andre kan dypområdene være energetisk gunstige ut fra at lave vannhastigheter medfører et lavt energiforbruk for å opprettholde posisjon (Jones 1975), samt at sannsynlighet for å fange næringsdyr øker med avtakende vannhastighet (Hughes & Dill 1990). For det tredje kan dypområdene være fordelaktige ut fra god tilgang på føde. Tønset (1996) fant i en elv på Nordmøre at tettheten av drivende byttedyr var betydelig høyere i kulpområder enn i nærliggende strykområder.

Hvilke fysiske habitatfaktorer er det da som bestemmer hvorvidt et dypere elveområde er lavproduktivt eller høyproduktivt? Dersom man forutsetter at vanddybde i seg selv ikke er avgjørende for ungfiskeproduksjon (DeGraaf & Bain 1986, Bremset & Berg 1997, Bremset 1999), gjenstår habitatparametrene vannhastighet, bunnssubstrat og skjul. Ut fra at dypområder som regel er sentflytende er det naturlig å fokusere spesielt på bunnssubstrat og skjul. Betydningen av skjul for overlevelsen hos elvelevende laksefisk har blitt framhevet i en rekke studier (Chapman 1966, Wesche mfl. 1985, Finstad mfl. 2007, 2009). Skjul kan foreligge i flere former; blant annet i form av overhengende vegetasjon, vannvegetasjon, turbulent vannoverflate, luftbobler i vannet, røtter og kvister på elvebunnen, og ikke minst i form av steiner og hulrom i elvebunnen. Den siste formen for skjul er den langt viktigste i de fleste norske laksevassdrag. Antall skjulesteder for juvenile laksefisk er ofte en direkte funksjon av tilgjengelighet på hulrom i substratet (Rimmer mfl. 1983, Bachman 1984, Elliott 1984), som igjen er direkte avhengig av grovheten av bunnssubstratet (Symons & Heland 1978). Eldre laksunger unngår substratklasser som er mindre enn 2-3 cm (Karlström 1977), og foretrekker grovere substratklasser som grov kuppelstein og større steiner (Jonsson 1989, Heggenes & Saltveit 1990).

### 3.2.3 Habitatsegregering og effekter på fangbarhet

Ungfiskundersøkelser ved bruk av elektrisk fiskeapparat er sårbare for heterogene fordelinger av ungfiskbestandene som skal undersøkes. I mange undersøkelser er formålet med elektrisk fiske å få et mest mulig representativt bilde av større vassdragsavsnitt eller den totale lakseførende strekning. Ved kvantitativt el-fiske på flere stasjoner kan ambisjonsnivået være å få et

bilde av både relativ artsforekomst, årsklassestyrke og tetthet av og vekst hos ungfisk. Denne ambisjonen kan bare oppfylles dersom minst én av følgende forutsetninger er oppfylt:

- Ungfiskbestandene er homogent fordelt i ulike vassdragsavsnitt
- Alle områdetyper som er egnet for fiskeproduksjon blir undersøkt
- Relativ forekomst av ulike områdetyper er kartlagt

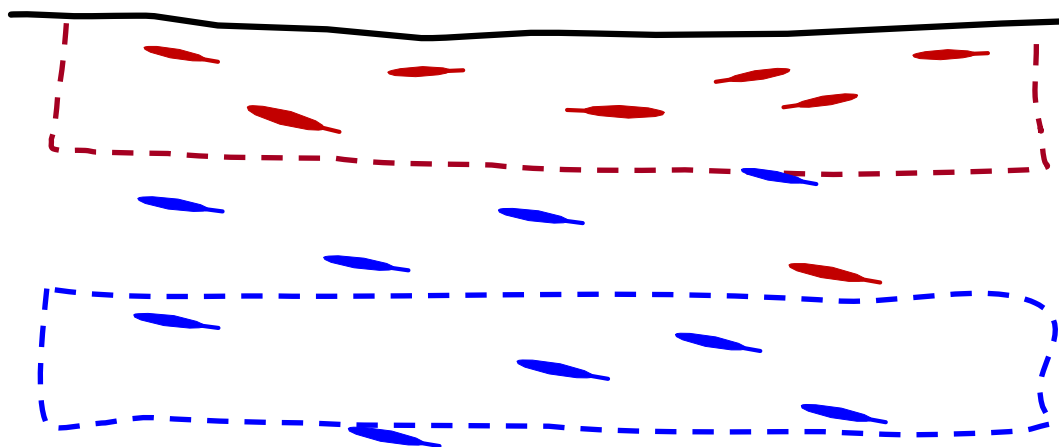
En tradisjonell oppfatning har vært at samlevende bestander av laks og aure er segregert på makronivå, der aure i hovedsak forekommer i dype, sentflytende områder (Jones 1975, Baglinière & Champigneulle 1982, Gibson 1988), mens laks i hovedsak forekommer i grunne, raskflytende områder (Heggenes 1990, Gibson mfl. 1993, Peake mfl. 1997, Prenda mfl. 1997). Denne oppfatningen kan likevel ikke ha universell gyldighet, siden flere studier (Saunders & Gee 1964, Jones 1975, Bremset & Berg 1997) har vist at dype kulper kan være like velegnete habitat for eldre laksunger som grunne strykområder. I et studium av fire kulper i tre mindre vassdrag i Midt-Norge (Bremset & Berg 1997), ble det funnet tallmessig overvekt av laks på alle lokalitetene, og andelen laks var om lag den samme i kulpområdene (i snitt 70 %) som i de undersøkte strykområdene (i snitt 72 %). Videre har eksperimentelle studier fra Skottland vist at det kan være sterk konkurranse mellom ungfisk av laks og aure om posisjoner i dypere områder som kulper, spesielt under ekstreme forhold som følge av raske vannstandsendringer (Stradmeyer mfl. 2008).

Samlevende bestander av laks og aure synes å ha et betydelig nisseoverlapp, som blant annet framgår av overlappende habitatbruk (Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001, Heggenes mfl. 2002, Heggenes & Saltveit 2007) og stor likhet i diett (Karlström 1977, Tønset 1996, Jørgensen mfl. 2000). Komparative studier viser likevel at det er visse forskjeller i habitatbruk og habitatpreferanser. Generelt sett oppholder ungfisk av aure seg nærmere land enn laksunger (Karlström 1977, Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001). Dette innebærer at aureunger innenfor et gitt elveområde også oppholder seg på grunnere vann enn laks (Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001, Heggenes & Saltveit 2007). Aurens antatte preferanse for sentflytende områder som kulper (se ovenfor), kan likevel innebære at aureparr forekommer i dypere områder enn lakseparr, slik det er dokumentert i elver i sørvestlige England (Heggenes mfl. 2002).

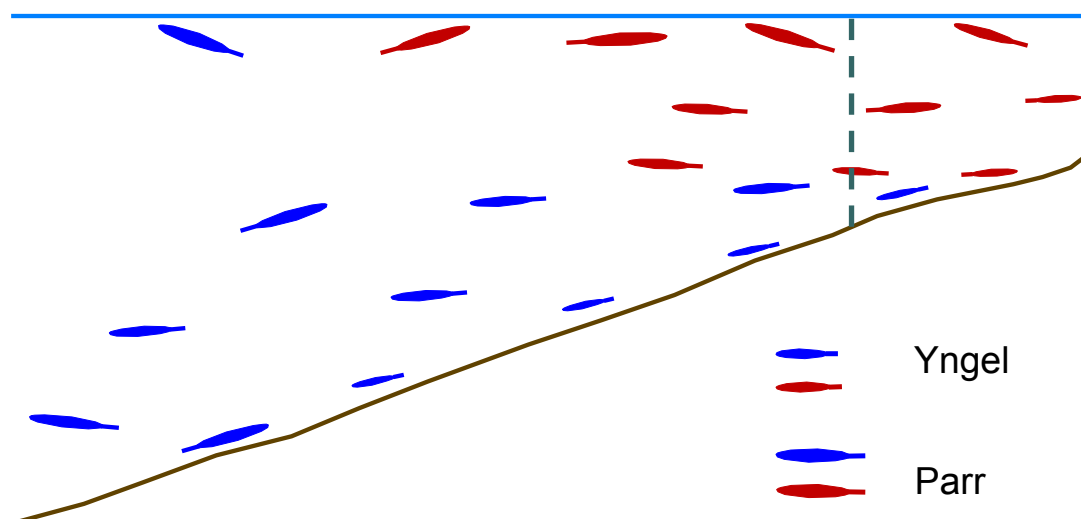
Årsyngel av laks og aure holder posisjon nærmere land (Bremset & Berg 1999, Riley mfl. 2006) og nærmere elvebunnen enn eldre ungfisk (Bremset & Berg 1999, Heggenes mfl. 2002). Den spesielt sterke bunntilknytningen hos årsyngel kan i stor grad forklares ut fra at små fisk er spesielt sårbare for predasjon, og at de derfor må ha kort vei til egnede skjulesteder i elvebunnen. Nærheten til land kan delvis være en funksjon av at det mest egnede bunnssubstrat for årsyngel (grov grus og småstein) ofte avsettes langs elvebreddene, mens mer sentrale og strømssterke områder har grovere elvemasser som er bedre egnet for eldre ungfisk. I ungfiskbestander med sterk intraspesifikk (innenfor en art) og interspesifikk (mellom arter) konkurranse (Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001), og der tetthetsavhengig dødelighet er en spesielt viktig mekanisme i de tidlige livsstadiene (Einum & Nislow 2005), vil det være en sterk konkurranse om gode posisjoner innenfor et gitt elveavsnitt. Habitatbruk avspeiler hvilke preferanser den enkelte aldersklassen har for habitatparametere (det vil si en *selektiv segregering*) – men vil i tillegg også avspeile sosial status og hvilke områder aldersklassen faktisk har mulighet til å oppholde seg i (det vil si en *interaktiv segregering*).

De ulike aldersklassene av laks og aure er følgelig ikke homogent fordelt mellom elveavsnitt og elveklasser (kulper, høler, raskflytende stryk mv), og er heller ikke homogent fordelt innenfor et gitt elveavsnitt. Dette innebærer at mer eller mindre tilfeldig utvalgte stasjoner for elektrisk fiske etter ungfisk mest trolig ikke vil gi representative data for ungfiskbestandene i et vassdrag. Plasseringen av en stasjon i forhold til elvebredd og midtparti vil kunne ha avgjørende betydning for artssammensetningen man får i fangsten (**figur 10**); nært land vil man trolig fange mer aure enn laks, mens langt fra land vil man trolig fange mer laks enn aure. Tilsvarende vil landnært el-fiske i et elveavsnitt med dypt midtparti mest trolig medføre et skjevt utvalg av årsklasser, gjennom at man utelukkende undersøker grunnere områder der årsyngel ofte er

overrepresentert sammenliknet med eldre ungfisk (**figur 11**). I større vassdrag, der bare mindre deler av vanddekt areal er mulig å undersøke ved hjelp av elektrisk fiskeapparat, kan man oppnå resultater som gir et fullstendig fortegnert bilde både på artssammensetning og årsklassestykke (se eksempler nedenfor).



**Figur 10.** Forenklet framstilling av hvordan habitatsegregering av laks (blå symboler) og aure (røde symboler) kan påvirke resultatene dersom man gjennomfører ungfiskundersøkelser nært land (rødt stiptet område) eller i områder nærmere midtpartiet av elva (blått stiptet område).



**Figur 11.** Forenklet illustrasjon på hvordan ulike aldersklasser (ulike størrelser på symbolene) av laks (blå symboler) og aure (røde symboler) kan fordeles i det tredimensjonale rom i en elv. El-fiske i grunne områder (grense markert med stiptet linje) vil kunne gi et svært lite representativt helhetsbilde for et gitt vassdragsavsnitt.

For å illustrere begrensningene som tradisjonelt el-fiske har i større vassdrag, kan man gjøre noen enkle regneøvelser. Regneøvelsene legger til grunn at man utelukkende fisker i landnære områder som er grunnere enn én meter, at det finnes store, utenforliggende elvearealer som er dypere enn én meter, samt at man ikke bryter noen av forutsetningene som ligger i utfangstmetoden. I tillegg legges den noe urealistiske forutsetning til grunn at man har eksakt kjennskap til forekomst av alle aldersklasser av laks og aure. Tetthetsverdier og romlig fordeling av arter og kohorter er innenfor det man kan forvente å finne i norske vassdrag, selv om det av pedagogiske grunner er valgt verdier som ligger i øvre del av variansspennet. Det siste eksempelet er muligens mer representativt enn det første.



Regneeksempel 1 (middels stor elv av typen Stjørdalselva)

Det aktuelle elveavsnittet har et samlet overflateareal på 1 500 m<sup>2</sup>, hvorav 200 m<sup>2</sup> er grunnere enn 1 meter. Den faktiske tettheten av laksunger er 50 fisk per 100 m<sup>2</sup> av aldersklassene 0+, 1+ og ≥ 2+, mens den faktiske tettheten av aureunger er 20 fisk per 100 m<sup>2</sup> av de samme aldersklassene. Fordelingen av de ulike årsklassene forandrer seg fra elvebredden mot midtpartiet (se ovenfor); mesteparten av årsyngelen av laks (80 %) og aure (83 %) er i de grunneste områdene, mens innslaget av ettåringer og eldre parr er størst i de dypere områdene (mellom 50 og 93 % av all fisk i hver enkelt gruppe).

Basert på tre gangers overfiske med elektrisk fiskeapparat og oppfyllelse av alle ideelle forutsetninger vil man få estimat på tetthet som er vesens forskjellige fra de sanne verdier (se ovenfor). Estimatenes for de seks aktuelle ungfiskgruppene er som følger (omfang av feilestimering er angitt i parentes):

Laks 0+	300 per 100 m <sup>2</sup> (600 % av sann verdi)
Laks 1+	150 per 100 m <sup>2</sup> (300 % av sann verdi)
Laks ≥ 2+	50 per 100 m <sup>2</sup> (korrekt verdi)
Aure 0+	125 per 100 m <sup>2</sup> (250 % av sann verdi)
Aure 1+	75 per 100 m <sup>2</sup> (150 % av sann verdi)
Aure ≥ 2+	10 per 100 m <sup>2</sup> (20 % av sann verdi)

Regneeksempel 2 (stor elv av typen Namsen)

Det aktuelle elveavsnittet har et samlet overflateareal på 2 500 m<sup>2</sup>, hvorav 200 m<sup>2</sup> er grunnere enn 1 meter. Hos laks er den faktiske tettheten av aldersklassene 0+, 1+ og ≥ 2+ henholdsvis 10, 15 og 20 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Hos aure er den faktiske tettheten av de samme aldersklassene 5 fisk per 100 m<sup>2</sup>. Fordelingen av de ulike årsklassene forandrer seg i likhet med eksempelet ovenfor fra elvebredden mot midtpartiet; mesteparten av årsyngelen av laks (90 %) og all årsyngel av aure er i de grunneste områdene, en vesentlig del av lakseparr er i dypere område (47-90 %), mens aureparr i hovedsak er i de grunneste områdene (4-8 %).

Basert på tre gangers overfiske med elektrisk fiskeapparat og oppfyllelse av alle ideelle forutsetninger, vil man også i dette tilfellet få estimat på tetthet som er vesens forskjellige fra de sanne verdier. Estimatenes for de seks aktuelle ungfiskgruppene er som følger (omfang av feilestimering er angitt i parentes):

Laks 0+	113 per 100 m <sup>2</sup> (1130 % av sann verdi)
Laks 1+	100 per 100 m <sup>2</sup> (667 % av sann verdi)
Laks ≥ 2+	25 per 100 m <sup>2</sup> (125 % av sann verdi)
Aure 0+	63 per 100 m <sup>2</sup> (1260 % av sann verdi)
Aure 1+	60 per 100 m <sup>2</sup> (1200 % av sann verdi)
Aure ≥ 2+	57 per 100 m <sup>2</sup> (1140 % av sann verdi)

Begge regneeksemplene viser at elektrisk fiske i grunne områder kan gi et svært lite representativt bilde av ungfiskbestandene i et gitt elveavsnitt. For det første vil relativ forekomst av aure lett kunne bli kraftig overestimert (jf. eksempel 2). Denne fallgruven vil være spesielt dyp i vassdragsavsnitt som bare har aureproduksjon i de mest landnære områdene, men som for øvrig er for rasktflytende til at aureunger finner egnede oppholdssteder. Et annet hovedfunn er at mengden av årsyngel, spesielt hos laks, blir overestimert sammenliknet med eldre aldersklasser. Denne skjevheten blir ytterligere forsterket dersom parrhabitat er vanskelig å fiske grunnet sterk strøm – men vil på den andre side bli noe motvirket av at fangbarhet *per se* er større på eldre ungfisk (effekt av strøm, synlighet, ubevisst seleksjon mv).

### 3.2.4 Alternative metoder til tradisjonelt el-fiske

Det finnes flere alternativer til tradisjonelt el-fiske for innsamling av kvalitative og kvantitative data fra ungfiskbestander i elv:

- El-fiske i dypt og stritt vann ved bruk av spesiallaget storhåv
- Bruk av spesialbygd båt for el-fiske i dypere elveområder
- Merking-gjenfangst metode for å beregne fisketetthet i elveavsnitt
- Direkte observasjoner ved hjelp av snorkling eller apparatdykking
- Optiske registreringer ved hjelp av undervanns videoteknikk

#### El-fiske i dypt og stritt vann ved bruk av spesiallaget storhåv

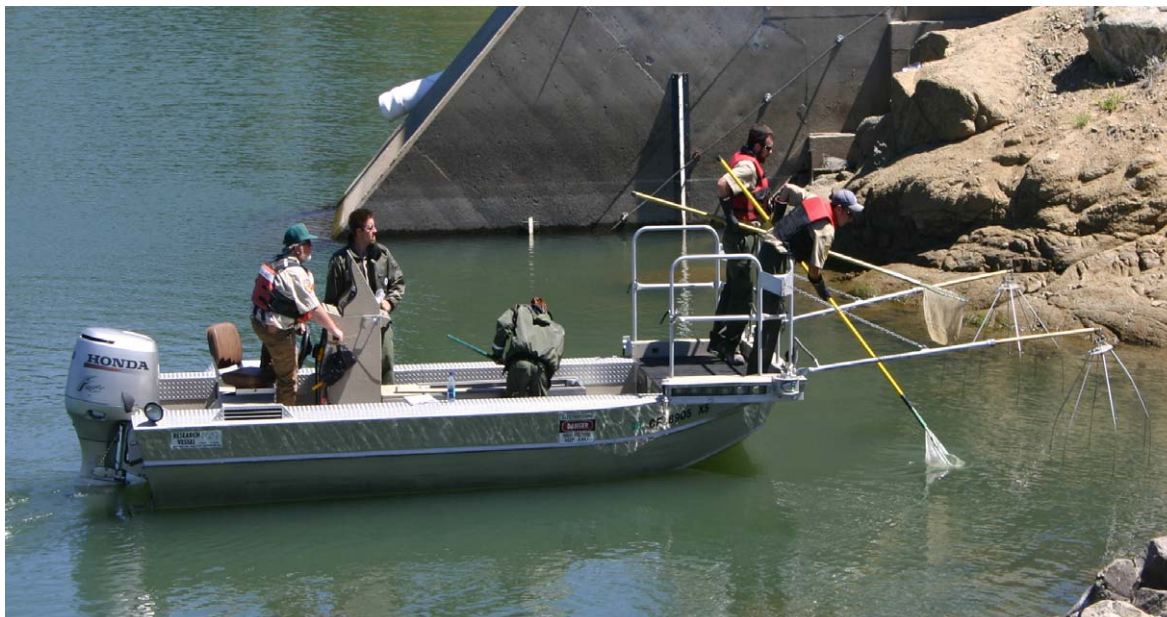
De siste årene har det i Norge blitt tatt i bruk en spesiallaget storhåv, som i hovedsak består av et notnett spent opp mellom to stenger. Denne metoden er spesielt godt egnet i dypt og stritt vann (jf. **bilde 2**), der vanlig el-fiske med tradisjonelle håver vil gi svært lav fangbarhet på ungfisk. Denne storhåven er en vesentlig forenklet variant av såkalte *dip nets*, som blant annet benyttes i Kanada og USA (O'Connel & Angermeier 1997, Jardine mfl. 2008). Det er en forutsetning for bruk av storhåv at man er minst to personer under el-fisket; en person som betjener det elektriske apparatet og en person som betjener håven. I tillegg kan det gjerne være en tredje person som oppbevarer ungfisken som fanges. En generell erfaring fra bruken av storhåver er at de er spesielt effektive på årsyngel, mens eldre ungfisk er noe vanskeligere å fange grunnet aktiv unnvikelse eller passiv driving ut av håvnettet (Jan Gunnar Jensås, NINA, personlig meddelelse; men se sammenligning av estimerte fangbarheter i kapittel 2.1).



**Bilde 2.** De siste årene har NINA tatt i bruk en spesiallaget storhåv i dype og strie elvepartier. Foto: Jan Gunnar Jensås.

#### Bruk av spesialbygd båt for el-fiske i dypere elveområder

I Norge har det ikke vært noen tradisjon for å benytte spesialbygde båter for el-fiske i dypere elveområder eller stillestående vann. I USA benyttes slike båter på flere steder (se **bilde 3**), og kan gi kvalitative data fra områder som er dypere enn det som kan nås med vadere. Det er også utviklet en slik båttype i Sverige, der firmaet Fiskbiologi Akva och Sportsfiske-Turism i Älvdalen har spesialisert seg på elektrisk fiske fra båt (<http://www.fiskeresursgruppen.com>).



**Bilde 3.** I USA benyttes det noen steder spesialbygd båt for å fange fisk i dypere elveområder. Foto: Jarle Steinkjer.

#### Merking-gjenfangst metode for å beregne fisketetthet i elveavsnitt

En svakhet ved ordinært elektrisk fiske når en skal måle tetthet av fisk på et område, er varierende tettheter av presmolt gjennom året på grunn av immigrasjon og emigrasjon. Spesielt om vinteren (fra sen høst til tidlig vår) vil laksunger kunne ha en klumpvis fordeling. I områder av elva med lave vannhastigheter og stor stein, kan en ha større tetthet av fisk om våren enn om sommeren før. Det kan tyde på at ungfisken (inkludert presmolt) har ulike habitatpreferanser gjennom året (Roussel mfl. 2004, Riley mfl. 2006). For å kunne skaffe et representativt tallgrunnlag for fisketetthet, må en derfor ha undersøkelsesområder som er representative for det vassdragsavsnittet som skal undersøkes.

Dersom en skal estimere tetthet av ungfisk på en elvestrekning kan en benytte merking-gjenfangst (Petersens metode, se Ricker 1975). Bestandsestimater basert på merking og gjenfangst krever at merkingen eller gjenfangsten skjer tilfeldig, det vil si at all fisken har samme fangbarhet enten ved merking eller gjenfangst (Ricker 1975). I små elver hvor det er mulig å fiske på hele elvetverrsnittet, kan en finne tettheter på begrensede arealer, ved at en foretar både merking og gjenfangst ved hjelp av el-fiske (Hesthagen mfl. 1986). Dersom man ønsker å inkludere dypere områder i slike undersøkelser, må man supplere med andre fangstmetoder som eksempelvis finmasket not (Vadas & Orth 1993, Bremset & Berg 1997) eller håv (Bremset & Berg 1997, Young mfl. 2003). Bremset og Berg (1997) oppnådde til dels gode fangster av ungfisk ved bruk av not i fire dypere kulpområder i tre vassdrag i Midt-Norge.

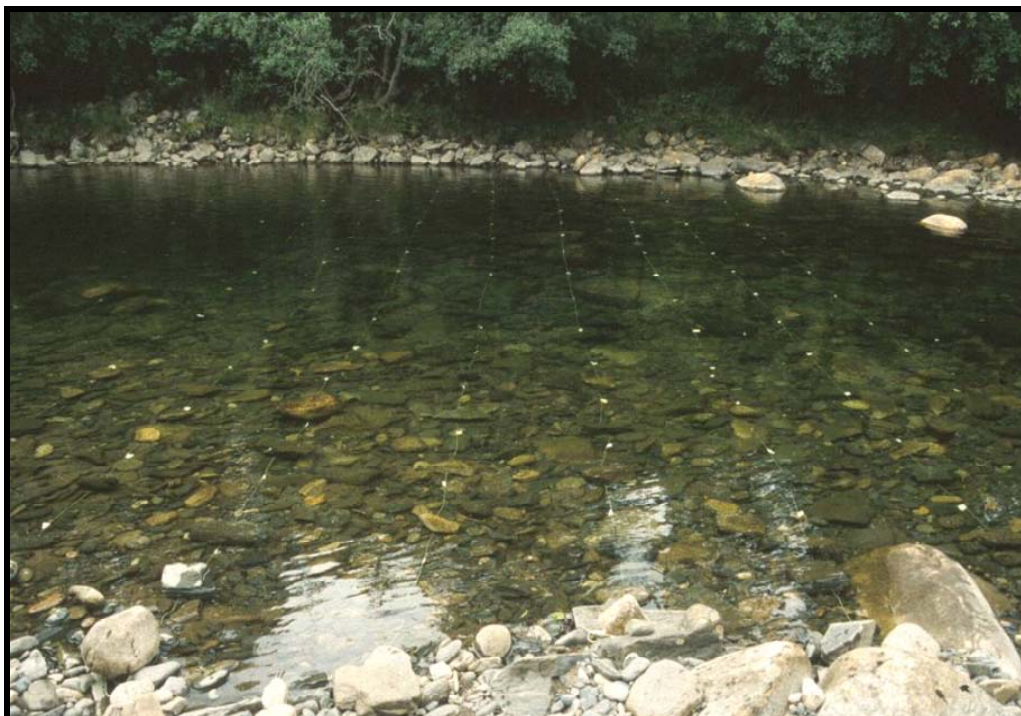
I store elver hvor en ikke kan fiske hele elvetverrsnittet vil merket og umerket fisk ikke få tilfeldig fordeling på elvestrekningen, og estimater basert på merking og gjenfangst blir dermed usikre (Ugedal mfl. 2005). Dypområdene i Sautso i Altaelva var ikke fiskbare ved hjelp av el-fiske, og fisk som sto på dypområdene ble ikke merket. Dette førte til en antatt underestimert av antall presmolt per km elv, når gjenfangsten ble foretatt med el-fiske (Ugedal mfl. 2005). I store elver kan en imidlertid benytte el-fiske til merking av presmolt, mens gjenfangsten kan skje under smoltutvandringen ved hjelp av smoltfeller. På dette viset vil man oppnå en tilfeldig fangst av merket smolt blant de umerkede (Hvidsten mfl. 2004, Ugedal mfl. 2007). Slike estimat gir antall presmolt på merketidspunktet.

### Direkte observasjoner ved hjelp av snorkling eller apparatdykking

Direkte observasjoner av ungfisk har vært benyttet i en rekke norske og utenlandske studier (f. eks. Greenberg mfl. 1996, Bremset & Berg 1999, Whalen mfl. 1999, Bedard mfl. 2005, Orpwood mfl. 2006, Heggenes & Saltveit 2007, Breau mfl. 2007), og har spesielt vært mye benyttet i habitatstudier av individuelle fisk. Det store flertall av undervannsstudier er utført ved fridykking (snorkling), noe som blant annet skyldes at denne metoden er enklere og mindre ressurskrevende og risikofyllt enn apparatdykking. Apparatdykking har i hovedsak blitt benyttet i studier av dypområder (Wankowski & Thorpe 1979, Gardiner 1984, Bremset & Berg 1997), der overflatesnorkling ikke er egnet for observasjoner av bunnlevende ungfisk.

Direkte observasjoner er langt oftere benyttet til kvalitative enn kvantitative studier. Vanlige problemstillinger i kvalitative studier er habitatbruk, habitatvalg, atferd og aktivitetsmønster hos ungfisk. Når det gjelder kvantitative studier er disse oftere konsentrert om voksenfisk enn ungfisk. De siste årene har det blitt gjennomført gytetelling ved hjelp av fridykkere i en rekke vassdrag på Vestlandet, i Midt-Norge og i Nord-Norge. Ungfisketelling er derimot i liten grad blitt utført i norske og utenlandske vassdrag. Metodisk er det noe mer krevende å gjøre kvantitative enn kvalitative undersøkelser i dypområder, spesielt dersom også de dypeste delene av et elvetvernsnitt skal inkluderes (krever apparatdykking). En aktuell tilnærming er å anvende liknende transekt-metoder som har vært benyttet i enkelte kvalitative studier (Heggenes 1989, Heggenes 1996, Bremset & Berg 1999, Bremset 2000). Det er gjennomført semi-kvantitative undersøkelser av laksunger langs slike transekter i finske deler av Torneelva (Linnansaari mfl. *in prep*), og det er også nylig gjort liknende studier av relikts laks (småblank) i øvre deler av Namsen (Bremset, upubliserte data).

Ut fra at ungfisk av laks og aure ikke er homogent fordelt fra elvebredd til elvebredd i et gitt elveavsnitt, vil observasjoner langs transekter (jf. **bilde 4**) være en bedre tilnærming enn å undersøke et mindre areal innenfor dette avsnittet. Ideelt sett bør man undersøke hele det aktuelle elveavsnittet, men dette er neppe realistisk innenfor normale tidsmessige og økonomiske rammer. Fordelen med å undersøke flere transekter med regelmessig mellomrom er at disse vil være tilfeldig fordelt i forhold til elveklasser, og følgelig vil kunne fange opp mye av den habitatmessige heterogenitet i vassdragsområdet. Avstanden mellom transektene må nødvendigvis tilpasses størrelsen på vassdraget og rammene for prosjektet, og minimumsavstand vil også være avhengig av sikten under vann (reduere sjanse for gjentatte observasjoner av samme fisk).



**Bilde 4.** Bruk av transekter for å posisjonere ungfisk som registreres ved undervannsobservasjon. Foto: Gunnbjørn Bremset.

Avhengig av undervannssikt vil man observere ungfisk over et bunnareal i elva. Ut over identifisering av art og antatt størrelsesgruppe (kohort), kan det være ønskelig å stedfeste posisjon ved hjelp av GPS eller eksempelvis avstand fra nærmeste elvebredd. Langs transekter som er så grunne at det er mulig å observere ungfisk fra overflaten, kan det være hensiktsmessig å bevege seg langs et tau som er spent på tvers av elva. Merker på tauet kan være til hjelp for å stedfeste fisk som observeres. Tilsvarende kan man legge ut synketau (blyline) langs transekter som er så dype at det kreves apparatdykkerutstyr. I slike områder er det trolig nødvendig å ha markeringer på tauet for å kunne posisjonere ungfisk som observeres ved transektet.

#### Optiske registreringer ved hjelp av undervanns videoteknikk

Istedenfor å gjøre direkte registreringer ved hjelp av fridykking eller apparatdykking (se ovenfor), kan man gjøre optiske registreringer ved hjelp av undervanns videoteknikk. I likhet med direkte observasjoner er det trolig fornuftig å gjøre registreringene langs transekter, for å kunne fange opp habitatvariasjonen i ungfiskforekomster på en tilfredsstillende måte. En slik tilnærming er nylig blitt benyttet i hovedstrengen av Tanaelva samt i sidevassdraget Utsjoki (Linnansaari mfl. *in prep*). Kameraenheten kan flyttes på ulike måter. Den teknisk enkleste metoden er at en person tar med seg et håndholdt kamera eller et kamera festet til maske. Dersom man av praktiske eller sikkerhetsmessige grunner vil unngå dykking i elv, kan kameraenhet betjenes via kabel fra overflaten (båt, flåte). Det aller beste er trolig å benytte en egnet miniubåt med kamerautstyr (ROV). Fordelene med optiske registreringer er at man ikke trenger å utføre *in situ* identifisering av art og aldersgruppe, samt at man har langt større muligheter til å identifisere individer som eventuelt forflytter seg innenfor undersøkelsesområdet. Registreringene blir også mindre sårbare for feilvurderinger basert på skjønn, og man kan operere med intersubjektivitet i en faggruppe istedenfor subjektivitet hos en enkelt fagperson.

## 4 El-fiske som et verktøy i moderne forvaltning

### 4.1 Fra tidsserier til oppskalering

**Torbjørn Forseth, Bjørn Mejdell Larsen og Ola Ugedal**

I Norge har tetthetsestimater ved hjelp av el-fiske primært vært brukt til studier av tidstrender på utvalgte stasjoner, og man har antatt at fisketettheten på stasjonene fanger opp endringer i bestandsstørrelse. I tillegg til rene bestandsovervåkinger har svært mange av undersøkelsene vært før-etter eller bare etterundersøkelser i forbindelse med inngrep (ofte vassdragsreguleringer). Dersom endringene i bestandsstørrelse er store nok kan tetthetsestimater brukes til å dokumentere endringene, slik det for eksempel er gjort for laksebestanden i øvre del av Altaelva (Ugedal m.fl. 2008).

Endringer i forvaltningspraksis, og da spesielt overgangen til forvaltning av laksebestander etter gytebestandsmål fra 2008, gjør at det er blitt stadig viktigere å kunne sammenligne fisketettheter mellom elver og bestander som hjelpemiddel til å kartlegge og forstå variasjon i bærekapasitet for laks i våre vassdrag. Oppskalering fra små prøveflater hvor man estimerer tetthet ved el-fiske til bestandsstørrelse har også økt i omfang og blitt mer aktuelt i de senere år. Dels kan slike data brukes til å etablere bestand-rekrutteringsforhold ved at man sammenligner rogn-deponering (gytebestanden) og den resulterende rekrutteringen i form av ungfiskbestand på ulike livsstadier, og dels kan oppskalerte presmoltdata inngå i prognoseverktøy som har som mål å kunne forutsi innsiget av laks før sesongstart.

Både sammenligninger av fisketettheter mellom elver og oppskalering fra prøveflater (stasjoner) til hele vassdrag stiller andre krav til stasjonsvalg og antall stasjoner, og nye måter for å analysere data (se nedenfor). I dette kapitlet vil vi først gjennomgå internasjonal kunnskap om stasjonsvalg, antall stasjoner og metoder for oppskalering. Deretter vil vi se litt på hva slags kriterier som brukes for stasjonsvalg i Norge og diskutere i hvilken grad kriteriene og antall stasjoner er egnet for oppskalering og sammenligninger av vassdrag. Til slutt vil vi vise eksempler på noen forsøk på direkte og systematisk oppskalering i Norge. Det er viktig å merke seg at når vi snakker om oppskalering refererer vi ikke nødvendigvis til estimater av bestandsstørrelse. Også i de tilfellene hvor man beregner en gjennomsnittlig fisketetthet for et vassdrag eller del av et vassdrag og bruker denne verdien i videre analyser, har man i prinsippet gjennomført en form for oppskalering hvor man antar at tetthetene på stasjonene på et eller annet nivå er representative for bestanden eller elva.

#### 4.1.1 Internasjonale studier på bestandsestimater fra el-fiskedata

Her presenteres en kronologisk gjennomgang av utvalgte viktige publiserte studier relevant for oppskaleringsproblematikk. Det ligger utenfor denne rapportens rammer å oppsummere alt som er gjort (det publiseres et stort antall arbeider på tematikken), og dette er vårt utvalg tilpasset formålet med kapitlet.

Allerede i den klassiske referanseartikkelen for el-fiske i Skandinavia, Bohlin mfl. (1989), presenteres anbefalinger og statistiske beregninger for stasjonsvalg og antall stasjoner som er nødvendig for å kunne estimere bestandsstørrelse ut fra gjentatt overfiske. Når man har valgt området som bestandsestimatet skal gjelde for (f. eks. deler eller hele den lakseførende delen av ei elv) må man velge antall stasjoner og størrelse på stasjoner (mindre stasjoner kan gi rom for å fiske flere stasjoner, men små stasjoner kan gi uheldige kanteffekter). Basert på usikkerheten i estimatet på hver stasjon og empiriske data for variasjon mellom stasjoner kan man beregne antall stasjoner man trenger for å oppnå ønsket presisjon i et bestandsestimat for området. Bohlin mfl. (1989) konkluderer relativt pessimistisk med at man selv for moderat presisjon trenger mange stasjoner. Årsaken er at variansen assosiert med å ekstrapolere fisketetthet

het til områder som ikke er undersøkt er mye større enn variansen fra estimatet av fisketetthet på hver stasjon (se også Hankin & Reeves 1988). For å velge stasjoner beskriver Bohlin mfl. (1989) både tilfeldige og proporsjonale modeller (i forhold til forekomst av habitatkvaliteter i området) for stratifisert stasjonsvalg. Forfatterne går ikke nærmere inn på kriterier for stratifisering, men bruker som en forenkling en inndeling i "godt" og "dårlig" habitat. I tiden etter at dette arbeidet ble publisert er det utviklet nye strategier og metoder som gjør at bestandsestimater fra tetthets-el-fiske nå framstår som overkommelig praktisk og økonomisk.

Mitro og Zale (2000) utviklet en gjennomsnittlig fangbarhetsmodell (GFM) som ble evaluert ved simuleringer basert på feltdata for regnbueørret, *Oncorhynchus mykiss*. Målsettingen var å kunne inkludere data fra en gangs overfiske i estimat av bestandsstørrelser. Selv om GFM tilnærmingen basert på en gangs overfiske ga større usikkerhet for enkeltstasjonene ble estimatet for bestandsstørrelse tilnærmet det samme som om man baserte seg på data fra tre gangers overfiske. Dette var et viktig skritt fordi det viste at en gangs overfiske kunne brukes i oppskaleringer. I tillegg viste forfatterne at det var bedre med flere små enn færre store stasjoner.

Toepfer mfl. (2000) introduserte et formalisert GIS basert system for oppskalering som har habitatklassifisering som fundament. Systemet bygger på 1) at habitatet kartlegges og klassifiseres, 2) utvalgte habitat kvantifiseres i forhold til mikrohabitat og basert på preferansekurver (empiriske eller fra litteraturen) rangeres habitatene etter egnethet og 3) fisketetthet estimeres på tilfeldige stasjoner innenfor hver habitatklasse og tetthetene oppskaleres via disse. Her brukes altså informasjon om habitatets egnethet til å anslå fisketetthet på områder som ikke er undersøkt.

I 2002 og 2003 presenterte Wyatt to artikler som introduserer Bayesianske tilnærminger til oppskalering. Disse arbeidene representerer store framskritt i og med at de åpner for muligheter for å oppskalere eksisterende datasett som i utgangspunktet ikke var designet for dette formålet og datasett som tradisjonelt har vært vurdert som å være for svake. Bayesianske metoder har den store fordelen at man kan utnytte tidligere kunnskap og andre data om modellparametrene i analysen av det aktuelle datasettet. Man kan altså på en formell måte lære av det man vet fra før. Wyatt (2002) presenterer en såkalt hierarkisk Bayesiansk modell (HBM) for å estimere bestandsstørrelse fra en og flere gangers overfiske. Metoden er spesielt egnet der mange stasjoner er fisket få ganger, og er et formalisert system for å kombinere stasjoner fisket en, to eller flere ganger. Modellen estimerer gjennomsnittlig bestandsstørrelse innen målområdet fra fangstdata, og kan også bruke data fra alle stasjonene til å estimere tetthet på enkeltstasjonene. Wyatt (2003) tar dette videre ved å integrere HBM og GIS kartlegging av elvesystemet. GIS kartleggingen gjør det mulig å introdusere forklaringsvariabler for hver stasjon (*hvorfor* tettheten er høy eller lav på en gitt stasjon) som gjør det lettere å overføre data til områder som ikke er undersøkt (oppskalering). Modellen baserer seg også på bruk av en etablert statistikkpakke for Bayesianske analyser (WinBUGS), og bruk av modellen er illustrert med el-fiskedata for sjøaure.

Potensialet i den Bayesianske tilnærmingen utnyttet videre av Rivot mfl. (2008). Her brukes en HBM til å estimere bestandsstørrelse for laksunger i en fransk elv basert på 20 års el-fiskedata på ti stasjoner med en eller to overfiskinger. De testet ulike forklaringsmodeller og fant at den beste modellen var basert på at fisketettheten varierte mellom år og habitattype. Denne modellen ble så brukt til oppskalering. Studien viser at HBM kan anvendes på store men uryddige datasett hvor det er dårlig kvalitet på data fra noen av stasjonene (f. eks. usikre estimater på grunn av lave tettheter, vanskelige forhold for el-fiske osv.). Dette gjøres ved at man "låner" styrke fra de datarike stasjonene og bruker på de datafattige stasjonene.

Denne gjennomgangen viser at det kan være mye å vinne i forhold til å estimere bestandsstørrelser i elver eller deler av elver ved å være mer systematisk i stasjonsvalg og ved å ta i bruk nye statistiske metoder.

## 4.1.2 Grunnlag for oppskalering i Norge

Fordi formålet med el-fiske i Norge stort sett har vært å undersøke endringer i bestand over tid har man oftest valgt faste stasjoner som er vurdert som gode for laksefisk og fulgt disse over tid. Stratifisert innsamling, tilfeldig eller proporsjonal i forhold til tilgjengelig habitat, har det vi vet ikke vært systematisk tatt i bruk før helt nylig. Ettersom problemstillingene gradvis har endret seg har man imidlertid begynt, i alle fall på en ikke-systematisk måte, å vurdere representativitet. Tre overfiskinger har vært regelen i norske undersøkelser (og færre omganger unntaket), og dette har medført at de fleste el-fiskeundersøkelser i elver har vært basert på relativt få stasjoner (ofte mellom seks og 12) i forhold til det totale elvearealet. Etter det vi kjenner til har ikke de nye Bayesianske tilnærmingene vært tatt i bruk på el-fiskedata i Norge. Datasett fra el-fiske i Norge er således i utgangspunktet ikke spesielt godt egnet til oppskalering og estimat av bestandsstørrelser. I den grad man har klart å oppnå representativt stasjonsvalg kan man imidlertid bruke resultatene til sammenligning av bærenivåer mellom elver, og i noen tilfeller til oppskaleringer. For å kunne vurdere dette er det nyttig å kjenne kriteriene som er brukt ved valg av stasjoner. Nedenfor går vi derfor gjennom disse kriteriene. Gjennomgangen er basert på en muntlig spørreunde og diskusjoner blant personell på NINA. Andre institusjoner og forskere kan ha andre kriterier eller vektlegge kriteriene forskjellig. Vi er imidlertid ikke kjent med at det gjennomføres el-fiske i Norge etter helt andre kriteriesett.

Det viktigste kriteriet ved valg av el-fiskestasjoner i den lakseførende delen av et vassdrag er spredning. Dette er et overordnet kriterium som sikrer at ulike deler av vassdraget er representert. Et annet selvsagt og viktig kriterium, og som i noe grad er påvirket av valg av utstyr (se kapittel 3.2), er at det må være fysisk mulig å fiske stasjonen effektivt. For et standard el-fiske med små hover innebærer dette i praksis at vanddypet må være mindre enn ca 70 cm (normalt grunnere), vannhastighetene kan ikke være for høye (maksimalt om lag 1 m/s i de strieste delene) og man må kunne vade minst 4-5 m ut fra elvebredden uten at dybdekravet overskrides (for å ikke få for smale stasjoner med ugunstig grense-areal forhold). I de tilfellene hvor det av ulike årsaker er vanskelig å gjennomføre el-fiske på samme eller lignende vannføring hvert år brukes stabilitet i forhold til vannføring også som et kriterium. I praksis betyr dette at stasjoner velges bort dersom det ikke er mulig å fiske på høy eller lav vannføring, eller dersom substratforholdene der man faktisk fisker endrer seg mye med vannføring. I forhold til substrat unngår man områder som definitivt ikke er vurdert som laksehabitat (f. eks. mudderbanker). Dersom det er lange strekninger med dårlig habitat, vil man på grunn av spredningskravet ofte likevel legge stasjoner i områder med dårlig laksehabitat. Disse kriteriene gjør at mange el-fiskestasjoner legges i områder med godt laksehabitat, og i forhold til mesohabitat og elveklasse (se nedenfor) er nok overgangen mellom glattstrømmer og grunnområder samt stryk og grunnområder, spesielt godt representert. Strykene som fiskes er normalt heller ikke blant de raskeste i elva selv om store håver, som i økende grad taes i bruk, bedrer mulighetene til å fiske i strie men relativt grunne stryk. Årsaken til at mange el-fiskestasjoner ligger i overgangen mellom og således dekker to elveklasser, er at man ønsker å ha ulike habitattyper representert. Dette kriteriet framholdes av mange som viktig, men er ikke formulert eller formalisert på noen objektiv måte. I tillegg til disse faglige kriteriene er det liten tvil om at atkomst (f. eks. nærhet til vei eller bru) og forekomst av landemerker (kraft- og telefonledninger, hus, store steiner osv) av praktiske årsaker spiller inn på stasjonsvalg, spesielt før man fikk tilgang på håndholdt GPS.

Denne gjennomgangen bekrefter at man ikke har et kriteriesett som sikrer representativitet, men samtidig at man i elver med mange stasjoner og god spredning ikke nødvendigvis trenger å være så langt unna god representasjon av elvemiljøet. For å kunne vurdere dette på en mer objektiv måte trenger man et klassifiseringssystem for elvene. Basert på data fra norske elver er det nå utviklet et tilnærmet objektivt klassifiseringssystem som gjør det mulig å dele elvene inn i ulike mesohabitatklasser (Borsányi mfl. 2004). Systemet baserer seg på relativt enkle kriterier som kan benyttes i felt uten spesielt utstyr (**figur 12**), slik at selv store elver kan klassifiseres relativt raskt (fra land, med båt i elva eller fra fly/helikopter kombinert med kartverktøy). Systemet har ti mesohabitatklasser, men noen av klassene kan i etterkant slås sammen slik at



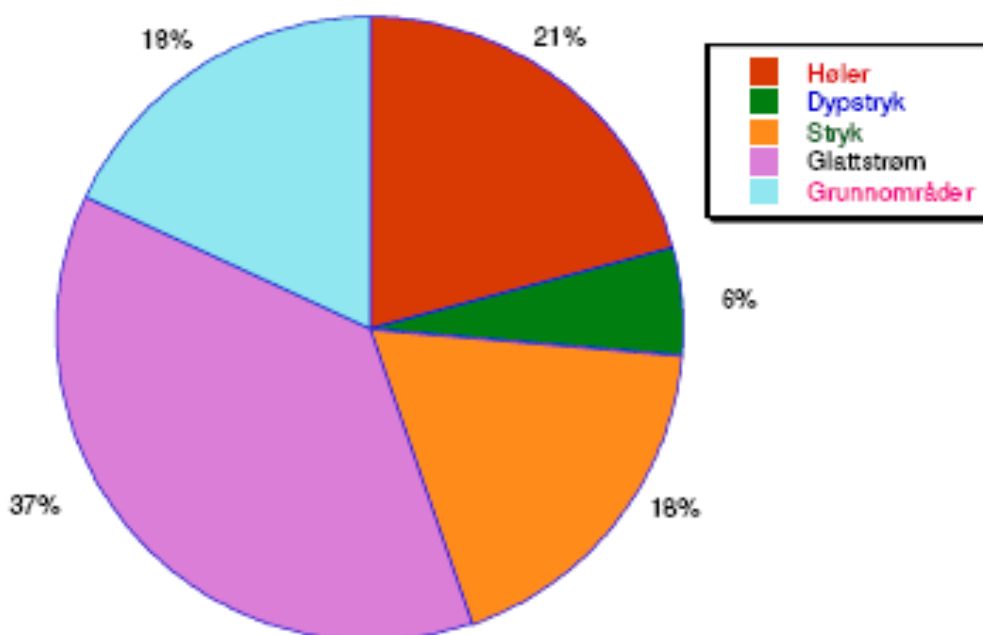
man får fem elveklasser som kan beskrives med relativt kjente begreper (stryk, dypstryk, glattstrøm, kulp og grunnområder). Dette aggregerte systemet er interessant i forhold til både representativt stasjonsvalg og oppskalering fra prøvelfelter til bestandsnivå, fordi det gir et estimat av fordelingen av ulike elveklasser i vassdraget. Vi kan således teste om el-fiskestasjonene er plassert i ulike elveklasser i proporsjon til hvordan de forekommer på elvestrekningen. Full proporsjonalitet er imidlertid ikke oppnåelig fordi det normalt ikke er mulig å el-fiske i dypstryk og kulper (se kapittel 3.2). Dette er et poeng som i liten grad er tatt opp i den internasjonale litteraturen (se ovenfor), trolig fordi mange av datasettene som er testet er fra små vassdrag. For å illustrere hvordan de metodiske begrensningene ved el-fiske påvirker mulighetene til å oppskalere og estimere bestandsstørrelse bruker vi data fra Gaula og Nausta i Sunnfjord som begge er klassifisert etter mesohabitatsystemet.

surface pattern (SP)	surface gradient (SG)	surface velocity (SV)	water depth (WD)	Code	Name	
smooth/little waves	steep	fast	deep	A	Run	
			shallow			
	moderate	fast	deep	B1	Deep Glide	
			shallow	B2	Shallow Glide	
		slow	deep	C	Pool	
			shallow	D	Wak	
	broken/riffing	steep	fast	deep	E	Rapid
				shallow	F	Cascade
moderate		fast	deep	G1	Deep Splash	
			shallow	G2	Shallow Splash	
		slow	deep	H	Rill	
			shallow			

**Figur 12.** Mesohabitatsystemet for klassifisering av mesohabitat i elver. Systemet er basert på vurdering av kriteriene overflatebølger (bølgehøyde mindre eller større enn 10 cm), gradient (bratt eller slak), vannhastigheter (over eller under 50 cm/s) og vanddybde (grunnere eller dypere enn 50 cm) som gir 10 mulige mesohabitatklasser.

Nausta er ei relativt liten lakseelv med en middelvannføring på ca 20 m<sup>3</sup>/s. I den lakseførende strekning utgjør høler og dypstryk til sammen 27 % av elvearealet, og det er således praktisk mulig å el-fiske i opp mot 73 % av elvearealet (**figur 13**). I noen av strykene, eller i midtpartiet av mange av strykene er det for dypt og stridt til at det er mulig å fiske selv med stor hov slik at vi med el-fiske ikke kan framskaffe tetthetsdata som representerer anslagsvis 40 % av elvearealet. Nausta er likevel vurdert til å ha en habitatsammensetning hvor det, med noen antagelser og tilleggsundersøkelser, er mulig å oppskalere. Denne regneøvelsen vil bli gjennomgått nedenfor. Gaula i Gaular kommune er et betydelig større vassdrag med en middelvannføring på ca 50 m<sup>3</sup>/s. Elva er i store deler relativt dyp og stilleflytende, og høler og dypstryk utgjør 79 %. Det finnes nesten ikke grunne stryk i vassdraget (0,7 %) og el-fiske er bare mulig i grunnområ-

der og langs land i glattstrømmer. En grov vurdering tilsier derfor at el-fiske er mulig i områder som representerer i størrelsesorden 10 % av totalarealet. Uten å ta i bruk alternative metoder i dypere og de strieste områdene (se kapittel 3.2) er det derfor etter vår vurdering ikke forsvarlig å oppskalere ungfisktettheter fra prøvefelter til hele Gaula.



**Figur 13.** Fordeling av ulike elveklasser i Nausta

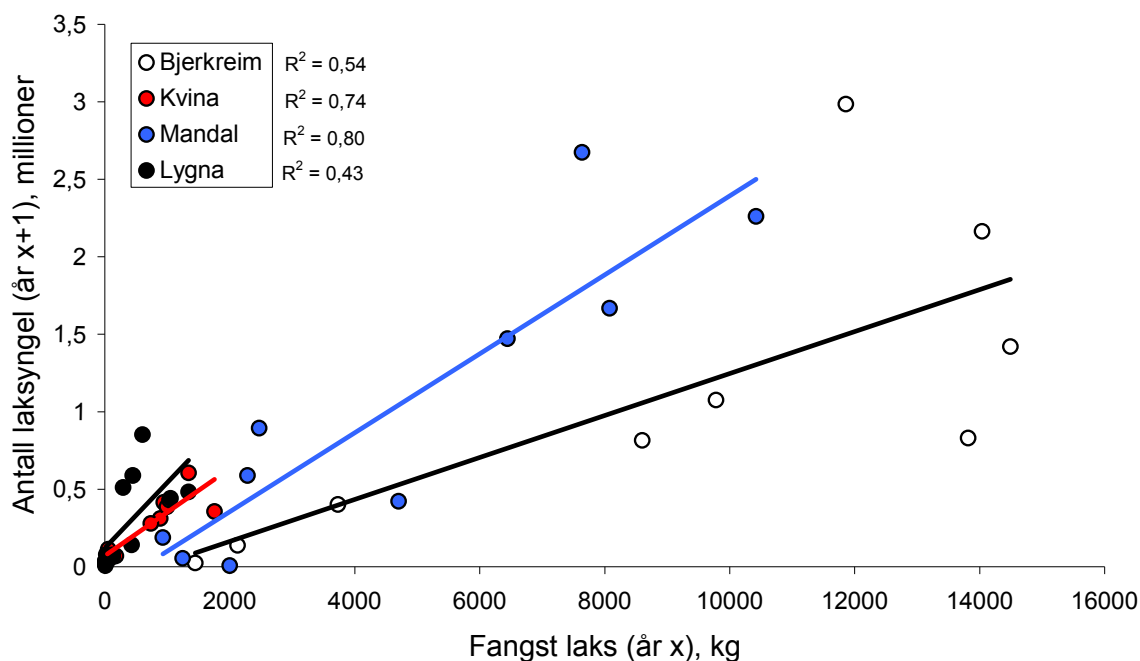
### 4.1.3 Oppskalering i Norge

Den enkleste formen for oppskalering er å bruke gjennomsnittlig estimert fisketetthet fra et antall el-fiskestasjoner, anta at tettheten på disse er representative for hele elveavsnittet og multiplisere med vanddekt areal, fortrinnsvis beregnet for liknende vannføring som ved el-fisket. Dette er en svært grov tilnærming med mange feilkilder, og dersom antall stasjoner er lavt er det overveiende sannsynlig at antagelsen om representativitet er brutt. I Norge er denne tilnærmingen brukt i vassdrag som Suldalslågen (f. eks. Sægvog & Hellen 2004) og Aurlandsvassdraget (f. eks. Hellen mfl. 2005), hvor man på basis av tetthetsestimater for presmolt om høsten (fisk som man antar ut fra størrelsen vil vandre ut som smolt kommende vår) estimerer smoltproduksjon i hele vassdraget. I Aurlandsvassdraget er slik oppskalering gjennomført årlig for perioden 1996 til 2007 basert på el-fiske (utfiskingsmetoden) på seks stasjoner. Det er ikke presentert vurderinger av om stasjonene er representative for elvestrekningen. Fra 2001 er estimatene av smoltproduksjon i vassdraget basert på el-fiske sammenlignet med estimater basert på merking-gjenfangst (Sægvog mfl. 2007), men bare de siste årene er estimatene fra merking-gjenfangst vurdert til å være sikre nok for sammenligning. For årene 2005 og 2006 gir de to metodene lignende estimater.

Den såkalte presmoltmodellen (Sægvog mfl. 1998, 2001, Sægvog & Hellen 2004) er også basert på oppskalering av fisketettheter på el-fiskestasjoner (i gjennomsnitt seks stasjoner pr elv og år). Modellen er basert på en negativ korrelasjon mellom gjennomsnittlig vårvannføring i vassdragene og gjennomsnittlig tetthet av presmolt (estimert sent på høsten) av laks og aure i 13 elver på Vestlandet. I Sægvog mfl. (1998) beskrives kriterier for valg av stasjoner, og disse ligner mye på de kriteriene som er beskrevet ovenfor. Ut over en vurdering om at stasjonsvalget representerer optimalt fiskehabitat og at dette kan medføre at tettheten for hele elva overestimeres, gies det ingen dokumentasjon på at fiskestasjonene er representative og like representative i alle elvene (årlige middelvannføringer mellom ca 2 og 85 m<sup>3</sup>/s). Modellen og oppskaleringene er ikke tilfredsstillende validert.

En av de største el-fiskeprogrammene som er gjennomført i Norge i de siste 15 år er effekt-kontrollen av kalking på lakse- og aurebestandene i vassdrag på Sør-Vestlandet og Sørlandet (oppsummert i Larsen & Hesthagen 2004). Larsen og Hesthagen (2004) analyserte data fra 14 elver over en periode på 13 år hvor det er gjennomført omfattende oppskalering i den forstand at man beregnet gjennomsnittlige fisketettheter pr elv og år som siden ble brukt i videre analyser. Til forskjell fra mange andre studier ble det i dette programmet lagt større vekt på romlig fordeling av stasjoner, noe som i noen av elvene medførte at det ble opprettet stasjoner der habitatet ble vurdert til å være dårlig for fisk. I tillegg ble det opprettet relativt mange stasjoner. I de første årene etter at programmet var i full drift (1996-98) ble 7 til 20 stasjoner fisket (tre omganger på hver stasjon) pr elv, med et gjennomsnitt på 12 stasjoner pr elv og år. På grunn av økonomiske begrensninger ble stasjonsnettet redusert til et gjennomsnitt på 10 pr elv og år etter 1999. Arealene på stasjonene var minimum 100 m<sup>2</sup>, og mange stasjoner var betydelig større de første årene da fisketettheten var lav for deretter å bli redusert ettersom bestandene vokste. Årlige gjennomsnittlige fisketettheter ble brukt til å studere hvor fort reetableringen av fisk gikk etter kalking i hver av elvene. Gjennomsnittlig tetthet av årsyngel og eldre fiskeunger ble brukt til å studere utviklingen i elvene samlet og til å vurdere hvor raskt bestandene bygde seg opp i elver med eller uten restbestander (Larsen & Hesthagen 2004).

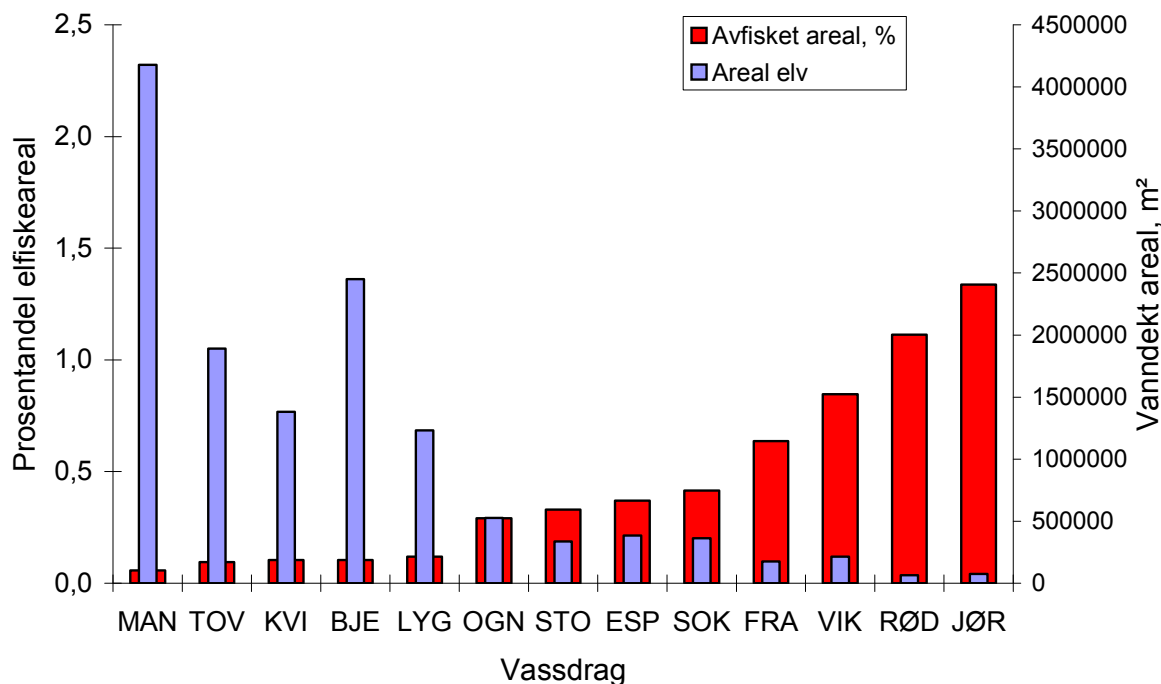
I forhold til oppskaleringsproblematikk er det interessant at om man oppskalerer tetthetene av årsyngel så finner man gode korrelasjoner mellom rapportert fangst av voksen fisk og mengden årsyngel året etter i de elvene der man har gode data (**figur 14**). Slike sammenligninger er av spesielt interesse i dette datasettet fordi variasjonen både i fangst og årsyngeltetthet er uvanlig stor i bestandene (pga reetablering etter kalking). Også om man sammenligner samlet fangst av voksen laks pr arealenhet av elven og gjennomsnittlig tetthet av årsyngel året etter i alle 14 vassdrag får man en signifikant sammenheng. Disse resultatene viser at tetthetsestimater av årsyngel på moderat mange stasjoner kan fange opp bestandsendringer.



**Figur 14.** Sammenhenger mellom fangst av laks (fra fangsstatistikk) og gjennomsnittlig tetthet av årsyngel året etter i fire elver på Sørlandet. R<sup>2</sup> angir forklaringsgraden til lineære regresjonsmodeller.

Resultatene fra overvåkingen i kalka vassdrag kan også benyttes til å se på hvordan antall stasjoner påvirker estimatet for gjennomsnittlig fisketetthet i vassdraget. Det generelle bildet er at selv om man halverer antall stasjoner (tilfeldig valgte) så fanger man opp tidstrendene på en lik måte. De faktiske gjennomsnittverdiene kan imidlertid variere relativt mye med antall stasjoner

som benyttes. Om man f. eks. inkluderer mellom 6 og 14 av 14 stasjoner i beregningene av gjennomsnittstetthet for årsyngel av laks i Vikedalselva for 1991, varierer tettheten mellom 37 og 52 fisk pr 100 m<sup>2</sup>. En slik variasjon kan selvsagt gi problemer i oppskaleringer. Et siste element som kan trekkes fram fra disse undersøkelsene er at selv om det avfiskede areal alltid er lavt i forhold til det totale elvearealet (fra 0,04 til 1,4 %) så er dette forholdet spesielt ugunstig i de største elvene (**figur 15**). Dette betyr at selv om man normalt øker stasjonsantallet i de større elvene, så vil dette langt fra kompensere for større areal og oppskalering blir nødvendigvis mer usikkert.



**Figur 15.** Vanndekt areal (m<sup>2</sup>) og prosentandelen av arealet som ble el-fisket under kalkingsovervåkingen i 13 elver i Sør-Norge. MAN er Mandalselva, TOV er Tovdalselva osv. (se Larsen og Hesthagen 2004).

Etter det vi kjenner til var Lund mfl. (2003) de første i Norge som systematisk begynte å kombinere el-fiske med tre og en gangers overfiske for oppskalering. I 2002 ble det opprettet 26 stasjoner i Surna (i gjennomsnitt 1,9 km mellom hver stasjon). Hvert år siden har 8-10 av stasjonene blitt avfisket tre ganger, mens resten av stasjonene er avfisket en gang. Arealet av hver stasjon var i utgangspunktet 100 m<sup>2</sup>, men arealene ble justert ned eller opp avhengig av fangstene slik at arealene varierte mellom 50 og 234 m<sup>2</sup>. En slik tilnærming kan bidra til å sikre gode estimater (stor nok fangst selv på stasjoner med lave tettheter) samtidig som den er tidsbesparende (slik at flere stasjoner kan dekkes). Stasjonsvalget var delvis det samme som tidligere var benyttet (9 av 17 stasjoner i Saltveit & Brodtkorp 1999), mens de resterende er oppgitt valgt slik at de var mest mulig representative for de ulike områdene av vassdraget. Det oppgis ikke kriterier for dette valget. Gjennomsnittlig fangbarhet på stasjonene som ble fisket tre ganger ble brukt til å beregne fisketetthet på de andre stasjonene, og gjennomsnittlig tetthet av presmolt på tre delområder av elva ble oppskalert til bestandsstørrelse i hele elva. For to av områdene foreligger det modeller for sammenhenger mellom vanndekt areal og vannføring slik at man kunne benytte vanndekt areal ved samme vannføring som under el-fiske i oppskaleringen. Tre alternative vanndekte arealer (sannsynlig utfallsrom) ble brukt i oppskaleringen på det siste området. Oppskaleringen er ikke validert, men feilkilder som representasjon av ulike elveklasser (som senere er kartlagt; Sundt mfl. 2005) og forholdet mellom grunne el-fiskebare områder og dypområder er diskutert, og i noen grad undersøkt (med el-fiske i transekter; O. Ugedal upubliserte data). Hovedformålet med oppskaleringen var å anslå delområdenes betydning for produksjon av presmolt for å kunne vurdere effekter av vassdragsregulering (Lund

& Johnsen 2007). Tilnærmingen har gitt nyttig informasjon om produksjonen i ulike deler av vassdraget som er ulikt påvirket av reguleringen. Til tross for tiltakene for å sikre gode estimater (fleksibel stasjonsstørrelse) er det, på grunn av relativt små fangster, relativt stor usikkerhet i estimatene for presmolt i nedre deler av vassdraget.

Vi kjenner til to tilfeller hvor systematisk oppskalering ved hjelp av habitatdata og egne el-fiskeundersøkelser er gjennomført i Norge – Nausta i Sogn og Fjordane og Åbjørvasdraget i Nordland. Mens resultatene fra Åbjørvasdraget er rapportert i en ordinær rapportserie (Forseth mfl. 2007) er resultatene fra Nausta rapportert som "grålitteratur" (Forseth mfl. 2005). Derfor vil vi derfor gå spesielt inn på metodikk og resultater fra Nausta. I tillegg er lignende oppskaleringstilnæringer benyttet i Kvina og Mandalselva i Vest-Agder, men i disse vassdragene har man ikke basert seg på et spesialdesignet el-fiskeprogram.

#### 4.1.4 Systematisk oppskalering i Norge

Naustaprojektet representerer etter det vi vet det første forsøket i Norge på systematisk habitatkartlegging, stratifisert el-fiske og oppskalering til bestandsstørrelser. Hele den lakseførende strekning (ca 11 km) ble først klassifisert til mesohabitat (se ovenfor) og arealet av de ulike klassene ble beregnet. Substratet i hver klasse ble også registrert ved å klassifisere steinstørrelser. Det ble deretter fisket systematisk hver høst (månedsskiftet september/oktober) fra 2003 til 2007 på mellom 18 (2003) og 32 stasjoner spredt utover hele strekningen (i gjennomsnitt ca 2,5 stasjoner pr km) fordelt på de tre viktigste elveklassene der det er praktisk mulig å el-fiske (opp til 9 stryk, 11 glattstrømmer og 11 grunnområder). Det ble fisket en, to eller tre omganger på stasjonene, og fangbarheten ble estimert som gjennomsnittlig effektivitet fra stasjonene som var fisket minst to ganger og hadde store nok fangster til å gi et godt estimat for effektivitet (se Finstad mfl. 2009). Det ble ikke benyttet noen formelle prosedyrer (Mitro & Zale 2000) eller Bayesianiske tilnæringer (Wyatt 2002) for å kombinere stasjoner fisket ulike ganger. De tre elveklassene som ble fisket utgjør 73 % av elvearealet i Nausta, og det manglet således data som representerer 26 % av arealet (høler og dypstryk). For å kunne tilordne fiske-tettheter på disse områdene ble hølenes egnethet kartlagt ved observasjoner (visuelt og med videoopptak under snorkling). De dype områdene ble klassifisert ut fra substrat og skjulmuligheter (se Finstad mfl. 2007) som godt, moderat og uegnet for fiskeunger. Deretter ble tetthetsestimater fra nærliggende stasjoner med godt habitat brukt til å anslå fisketettheter av de ulike aldersgruppene i høler og dypstryk. Fordi mange av dypområdene hadde mye dårlig habitat ble tilordnede tettheter relativt lave. I tillegg ble det antatt at fisken fordeler seg jevnt fra land og utover innenfor elveklassene, slik at el-fiske langs land i et strykområde representerer tettheten også i de dypere og striere delene av stryket der det ikke er mulig å fiske.

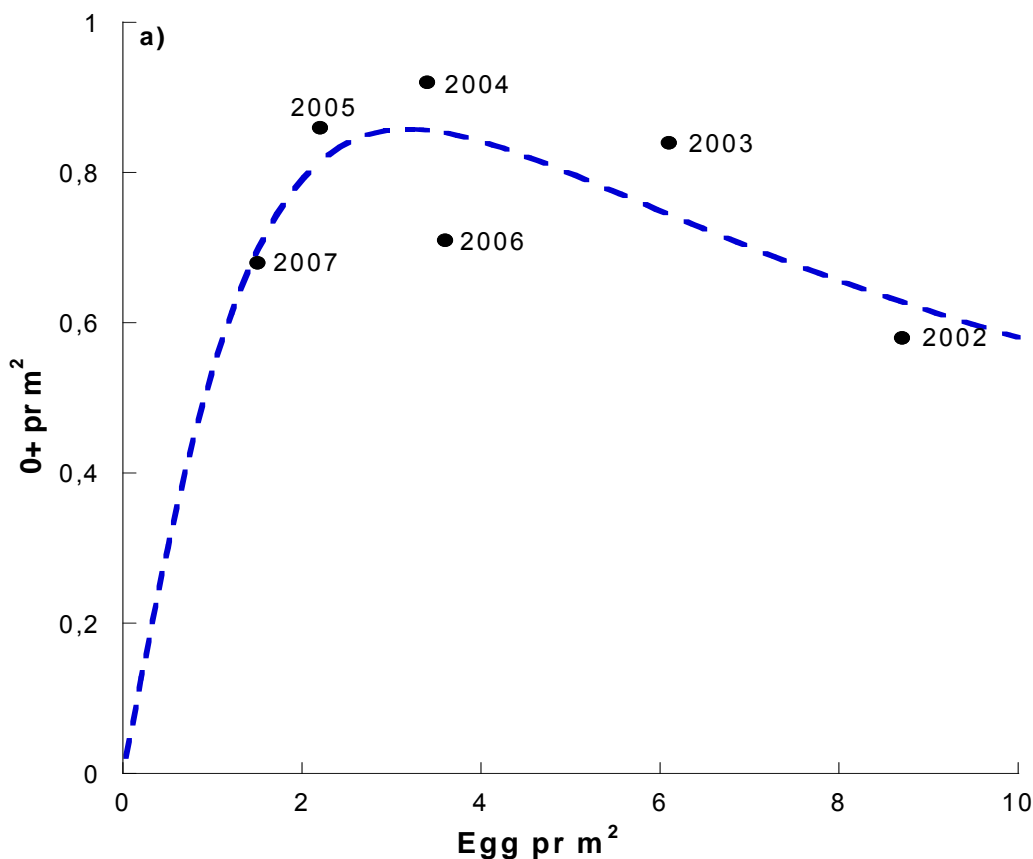
For oppskalering ble elva delt i to tilnærmet like store deler. Både klassifisering av steinstørrelser og fisketetthetene viste at øvre del av elva hadde bedre egnet substrat enn nedre del, og egne gjennomsnittlige fisketettheter ble brukt fra fiskestasjoner i stryk, glattstrømmer og grunnområder i de to områdene av elva. Kombinert med de tilordnede fisketetthetene på dypområdene ga dette estimater for bestandsstørrelse i hver av delene og i elva som helhet. Årsyngel, 1+ og presmolt (fisk større eller lik 10 cm) ble oppskalert hver for seg.

De oppskalerte bestandsstørrelsene (**tabell 2**) er så langt ikke validert med sammenligning med annen metodikk, men er brukt til å estimere smoltårsklassestyrke ved at tetthet av samme årsklasse estimeres som 0+, 1+ og presmolt (dominert av 2+). Om årsklassene grupperes innbyrdes for hvert alderstrinn i svak, moderat og sterk ser man at de oppskalerte bestandsstørrelsene identifiserer svake og sterke årsklasser (hhv smoltår 2006 og 2008; **tabell 2**) på en bra måte (også på årsyngelstadiet), noe som antyder at denne tilnærmingen i alle fall i relative termer fanger opp variasjon i bestandsstørrelse.

**Tabell 2.** Estimert smoltproduksjon av laks i Nausta for årene 2004 til 2010 basert på oppskalerte tettheter av presmolt høsten før, ettåringer to år før og årsyngel tre år før utvandring. Oppskaleringene er basert på feltinnsamlinger i årene 2003-2007 (feltår). I nedre del av tabellen er årsklassestyrken klassifisert som svak (mindre enn 60 000 smolt), moderat (mellom 60 000 og 80 000 smolt) og sterk (over 80 000 smolt).

Feltår	Smoltår						
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
2003	<b>66 000</b>	80 000	57 000				
2004		<b>70 000</b>	43 000	82 000			
2005			<b>41 000</b>	51 000	95 000		
2006				<b>68 000</b>	121 000	94 000	
2007					<b>80 000</b>	57 000	85 000
2003	<b>Mod</b>	Mod	Svak				
2004		<b>Mod</b>	Svak	Sterk			
2005			<b>Svak</b>	Svak	Sterk		
2006				<b>Mod</b>	Sterk	Sterk	
2007					<b>Sterk</b>	Svak	Sterk

De oppskalerte bestandsstørrelsene brukes primært til å anslå den relative størrelsen på smoltutvandringen, og danner grunnlag for prognosebasert forvaltning av laksebestanden i Nausta. Dataene er imidlertid også brukt til å etablere en bestand-rekrutteringskurve ved modellering av forholdet mellom rogndeponering (egg pr m<sup>2</sup>; estimert fra antall laks fra tellinger og video i laksetrapp, fangsstatistikk og fiskens fekunditet) og oppskalerte gjennomsnittstettheter av årsyngel (0+ pr m<sup>2</sup>). Analyser basert på seks års data antyder at oppskalerte årsyngeldata kan benyttes til å etablere bestand-rekrutteringskurver (**figur 16**). Det er i denne sammenheng viktig å merke seg at selv om tettheter per arealenhet ble benyttet, er estimater basert på oppskalering annerledes enn om man hadde brukt gjennomsnittlig årsyngeltetthet direkte. I alle år er årsyngeltetthet basert på oppskalering lavere en gjennomsnittet på el-fiskestasjonene (i gjennomsnitt 18 % lavere). Forskjellen skyldes selvsagt at man ikke bare antar at tettheten på stasjonene er representative for hele elva, men har designet datainnsamlingen (inklusive habitatdata) slik at den i høyest mulig grad skal sikre representativitet. Overrepresentasjon av stasjoner egnet for årsyngel gjør at man trolig overestimerer den gjennomsnittlige årsyngeltettheten i elva når man bruker tetthetsdataene direkte. Overrepresentasjon av stasjoner egnet for årsyngel, og som er dårligere egnet for eldre fisk, medfører sannsynligvis at man underestimerer mengden eldre fisk. Resultatene støtter dette ved at både 1+ og presmolttettheter basert på oppskalering for alle fem år var høyere enn gjennomsnittet fra el-fiskestasjonene (i gjennomsnitt 7 og 32 % høyere for hhv 1+ og presmolt). I forhold til tidligere oppskaleringer skal det også bemerkes at man i Nausta hadde et høyt antall stasjoner (opp til 32 stasjoner på 11 km).



**Figur 16.** Bestand-rekrutteringskurver for Nausta ovenfor Hovefossen basert på estimerte eggdeponeringer (gyteår angitt på figurene) og oppskalerte tettheter av årsyngel høsten etter. Kurven representerer en tilpasning til en Shepard funksjon.

Det andre vassdraget der det ble gjennomført systematisk oppskalering er Åbjørvasdraget i Nordland (Forseth mfl. 2007). Laks og sjøaure kan vandre Åelva, gjennom Åbjørvatnet og opp i Åbjøra. Formålet var å estimere smolttapet som følge av at vassdraget er regulert til kraftproduksjon. Metodikken var i prinsippet det samme som i Nausta, med klassifisering av habitat (mesohabitat og substrat) og el-fiske på mange stasjoner (37 stasjoner på 16 km i Åelva og 22 stasjoner på 7 km i Åbjøra) med kombinasjoner av en, to og tre overfiskinger. Den databaserte oppskaleringen ble gjort for årsyngel for å anslå dagens produksjon (tettheten av eldre fiskeunger var kunstig lave pga sykdomsutbrudd), mens den opprinnelige produksjonskapasiteten ble estimert ut fra oppskalering av erfaringstall (fra andre vassdrag og undersøkelser) for fisketettheter. I Åbjørvasdraget ble det lagt større vekt på substratforhold i oppskaleringen enn i Nausta, og vassdraget ble delt i flere delområder basert på substratvurderinger. Separate fisketettheter ble brukt for hver av elveklassene innen delområdene og for de to elvene. Fordi sjøaure er viktig i vassdraget (primært i Åelva) ble det også utviklet en tilnærming for oppskalering av el-fiskedata for aure som baserer seg på antall årsyngel av aure fanget pr meter elvebredd og ikke tetthet per arealenhet. Årsaken til dette er at når årsyngel av aure lever sammen med laks i hovedvassdraget bruker de primært de innerste 1-2 meterne langs elvebredden (Heggberget 1988, se kapittel 3.2).

Heller ikke i undersøkelsene i Åbjørvasdraget ble oppskaleringmetodikken validert. De oppskalerte bestandsstørrelsene og fisketetthetene ble imidlertid sammenlignet med sannsynlige størrelser på gytebestand (vha fangsstatistikk og enkle bestandsmodeller) og data fra andre vassdrag. De estimerte bestandsstørrelsene (dagens og opprinnelige) lå innenfor forventningene. Studien i Åbjørvasdraget viser at oppskalering kan være et nyttig verktøy for å estimere tapt fiskeproduksjon etter inngrep i vassdrag, og tilnærmingen er nylig benyttet i Kvina i Vest-Agder (Bremset mfl. 2008).

Til forskjell fra studiene i Nausta og Åbjøravassdraget ble oppskaleringen i Kvina (Bremset mfl. 2008) basert på målinger av skjul og inndeling av vassdraget i skjulkategorier. Årsaken til dette er at det nå er utviklet en ny og enkel metode for direkte måling av substratets skjulkapasitet (beskrevet i Finstad mfl. 2007) og det er framkommet ny kunnskap om betydningen av skjul for laksunger (Finstad mfl. 2007) og betydningen av romlig fordeling av skjul for fiskeproduksjon (Finstad mfl. 2009). Elva ble inndelt i områder uten skjul og med lite, middels og mye skjul, og i kombinasjon med inndeling i elveklasser basert på mesohabitat ble smoltproduksjonen estimert. Smolttetthetene i de ulike skjulkategoriene ble tilordnet basert på tidligere el-fiske i vassdraget (effekt av kalking; Larsen mfl. 2004, 2005, 2006) og vurderinger av egne el-fiskedata (presmolt) basert på en gangs overfiske. Tilnærmingen gjorde det mulig å anslå smolttapet som følge av vassdragsregulering uten at man hadde gode historiske data på fiskebestandene (pga forsuringssituasjonen før kalking). En lignende tilnærming ble også brukt av Ugedal mfl. (2006) for å anslå produksjonskapasiteten for laks i Mandalselva. Her ble et annet og mer subjektivt system for habitatkartlegging benyttet.

#### **4.1.5 Konklusjoner og anbefalinger**

Oppskalering av el-fiskedata har et stort potensial innen forskning og forvaltning av elvelevende fisk. Oppskalerte bestandsdata kan blant annet brukes til å lage forklaringsmodeller for variasjon i produksjonskapasitet mellom elver, i bestand-rekrutteringssammenheng og for å kvantifisere tap ved ulike former for inngrep i vassdrag. Oppskalering krever imidlertid nye strategier for design av studiene og nye analysemetoder. Direkte oppskalering fra få el-fiskestasjoner til hele elvestrekninger uten kvantitativ habitatkunnskap har så mange forutsetninger som ikke er testet, og derfor så stor usikkerhet, at metoden bare bør benyttes om annet ikke er mulig. I større elver kan oppskalering ikke gjøres på en forsvarlig måte uten at andre metoder brukes for å undersøke eller vurdere fisketettheter i dypere områder (se kapittel 3.2). Det er liten tvil om at oppskalering krever relativt mange stasjoner og at design som kombinerer en og flere gangers overfiske derfor er å foretrekke. Analyser basert på Bayesianske tilnærminger bør tas i bruk i Norge fordi dette verktøyet gjør at datasettene kan utnyttes bedre.

Det finnes ingen oppskaleringer i Norge som er skikkelig validert. Det er heller ikke opplagt hvordan dette skal gjøres. Man kan selvsagt sammenligne oppskalerte bestandsstørrelser med estimater basert på annen metodikk. Mange av de etablerte metodene, som f. eks. merking-gjenfangst av smolt, har imidlertid også usikkerhet og relativt vide konfidensgrenser. Enkelt-sammenligninger kan derfor bare antyde om oppskaleringen gir gode resultater, og flere datapunkter er nødvendig for en skikkelig validering. Kostnadmessig kan det bli vanskelig å finne rom for en slik validering. Alternativt må man fortsette å sannsynliggjøre metodikken.

Mesohabitatsystemet er et enkelt og tilnærmet objektivt klassifiseringssystem for elver, og er et nyttig verktøy for oppskalering. Ulempen er at det så langt ikke er funnet klare sammenhenger mellom mesohabitat og fisketetthet eller fiskens prestasjoner (O. Ugedal, upubliserte data). Substratklassifisering eller direkte målinger av skjul er lovende alternativer eller supplement.

## **4.2 Rekrutteringsmål**

### **Anders G. Finstad og Anders Foldvik**

Tetthetsestimater ved hjelp av el-fiske er tradisjonelt brukt til studier av tidstrender på utvalgte stasjoner. Imidlertid er fokus i seinere tid flyttet delvis over til å kunne oppskalere tettheter ved el-fiske på enkeltstasjoner for å kunne si noe om produksjonen i elva som helhet (se kapittel 4.1). Dette er spesielt aktuelt i forbindelse med arbeid som involverer gytebestandsmål og etablering av bestand-rekrutteringsforhold. Som diskutert i foregående kapittel stiller dette andre krav til stasjonsvalg og metodikk enn det som tradisjonelt har vært brukt i tidstrendstudier. Her blir det også vist at oppskalering av årsyngeltetthet er korrelert med rapportert fangst av



voksen laks foregående år. Dette viser at tetthetsestimater av årsyngel selv på et moderat antall stasjoner kan fange opp bestandsendringer, i alle fall når endringer i bestanden er relativt store.

Det viktigste kriteriet for å oppskalere tettheter er antall stasjoner og fordelingen av disse. Spesielt for årsyngel er den romlige variasjonen relativt stor og drevet av fordelingen av gytefisk. Et valg som må foretas her er derfor en avveining mellom metodikk og arbeidsmengde. Nøyaktighet i estimatene på hver stasjon vil påvirkes om det brukes en gangs- eller tre gangers overfiske, eller transekt-el-fiske. Transekt-el-fiske består i å fiske en stripe på tvers av elva med fast bredde og er i praksis en modifikasjon av en gangs overfiske til en mindre stasjon som dekker hele elvebredden der det er mulig.

I dette kapitlet vil vi ta for oss et detaljert datasett på romlig fordeling av årsyngel i en liten Trøndelagselv, Børsla, og undersøke i hvilken grad de forskjellige strategiene for el-fiske påvirker nøyaktigheten i estimatene for rekruttering i elva. Hensikten er ikke å gi en detaljert anbefaling for estimeringsstrategi, men å illustrere hvordan romlig variasjon i tetthet påvirker usikkerhet i estimering av rekruttering i elva gitt ulike el-fiskestrategier. Dette gjøres gjennom å simulere el-fiske med forskjellig metodikk (en gangs- og tre gangers overfiske samt transektfiske) og variere antall fiskede stasjoner. Spørsmålet som skal besvares er om usikkerheten som følger av en enklere og mer unøyaktig estimeringsmetodikk oppveies av fordelene ved at slike kan dekke et større område av elva og dermed fange opp en større del av den romlige variasjonen. Vi simulerer også ulike scenarier for variasjon i romlig fordeling av gytefisk.

#### 4.2.1 Feltdata

Elva Børsla ligger i Skaun kommune sør for Trondheim. Den er regulert og har et nedbørsfelt på 110 km<sup>2</sup> og en lakseførende strekning på ca 5,4 km. I desember 2006 ble fordeling av gyting registrert ved å gå langs/i elva og gi GPS posisjonene til alle observerte gytegroper. Størrelsen på gropene ble også notert. Det ble ikke skilt mellom gytegroper laget av laks eller ørret. I juli 2007 ble det foretatt el-fiske på hele elvestrekningen ved å fiske 1,5 m breie transekter over elva med 25 m intervaller. Transektene ble bare fisket en gang, og observert fisk ble lagt til antall fanget fisk for å gi "totalfangst". Heller ikke her ble det skilt mellom laks og ørret.

#### 4.2.2 Metodikk for simulert el-fiske

For å skjematisk illustrere den romlige variasjonen i fordeling av årsyngel i elva har vi benyttet to scenarier. I det første er fisketettheten satt til å være lik den som ble observert ved el-fiske på de ulike transektene i Børslaelva. Dette innebærer sannsynligvis en overestimering av den faktiske tetthetsvariasjonen fordi usikkerhet i el-fiskemetodikken også er inkludert. Vi gjør derfor etterpå den samme øvelsen med konstruerte fordelingsdata hvor variasjonen i tetthet er satt noe mindre enn i de observerte data. Elva ble delt opp i 187 stasjoner (soner) som for enkelthets skyld ble gitt et areal på 100 kvadratmeter. Fangbarheten på de ulike stasjonene er antatt å være normalfordelt med et gjennomsnitt på 0,41 og et standardavvik på 0,2. Denne globale gjennomsnittlige fangbarheten for årsyngel og variasjonen er satt ut fra estimater i undersøkelser i Nausta (se kapittel 4.1). Fangstene i hver enkelt sone i elva ble tildelt en fangbarhet trukket fra denne fordelinga. Vi ser altså bort fra usikkerhet(er) som skyldes systematisk variasjon i fangbarhet forårsaket av fysiske forhold som vannføring og ledningsevne, samt menneskelige faktorer. Imidlertid vil dette for en enkelt innsamlingsperiode bare påvirke gjennomsnittlig estimert tetthet og ikke variasjonen. For enkelthets skyld antar vi også lik fangbarhet mellom el-fiske-omgangene ved tre gangers overfiske, noe som neppe er realistisk i forhold til hva som tidligere er publisert, men som vil minske usikkerheten i estimatene og dermed gi oss et konservativt svar når vi sammenligner med de alternative metodene. I simuleringene av transekt-el-fiske har vi også inkludert effekten av usikkerhet i den faktiske bredde som ble fisket (pga for dårlig standardisering).

Prosedyren for simuleringene er som følger:

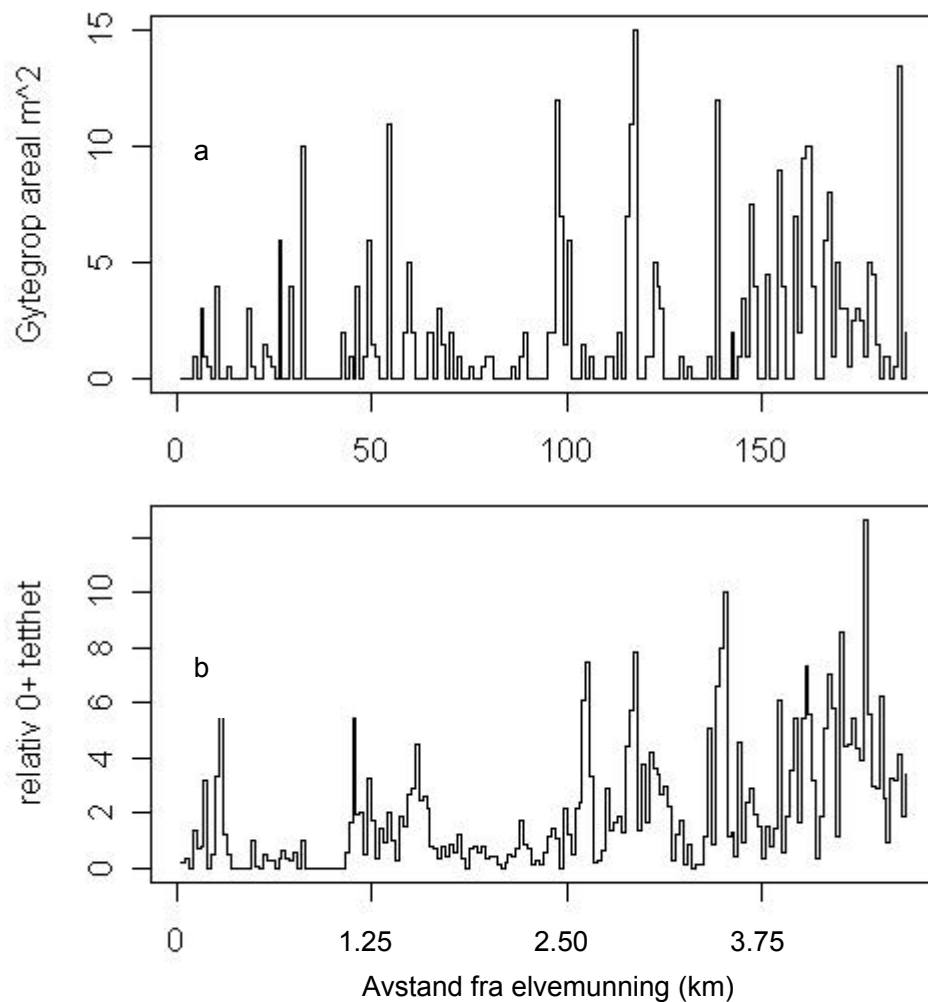
1. Gitt en fordeling av årsyngel i elva tilsvarende enten observert fordeling fra transektfiske fra Børsaelva (**figur 17**) eller simulert fordeling hvor tetthet på hvert transekt er trukket tilfeldig fra en log-normal fordeling med gjennomsnittlig tetthet som observert i transektfiske. I den simulerte fordelinga varieres standardavvik mellom 25 og 200 (standardavviket på observerte data er 300). Totalt deles elva inn i 187 soner (tilsvarende antall transekter) som hver gis et areal 100 m<sup>2</sup>.
2. For hver simulering gis hver sone en fangbarhet trukket tilfeldig fra en normalfordeling med gjennomsnitt 0,41 og standardavvik 0,2.
3. Antallet fisk i hver sone estimeres med henholdsvis tre gangers overfiske, en gangs overfiske og transektmetodikk.
  - a. Tre gangers overfiske; sannsynligheten for å trekke enkeltfisk i stasjonen antas å være binomialfordelt med sannsynlighet gitt av fangbarheten for hver sone. Antallet fisk gjenværende i stasjonen reduseres suksessivt etter hver omgang. Estimert antall fisk i stasjonen estimeres etter ligning 12 i Bohlin mfl. (1989).
  - b. En gangs overfiske; antall fisk trukket ut fra sone (fanget) er lik første gangs overfiske i a) over. Estimert antall fisk er lik antall fanget delt på den globale gjennomsnittlige fangbarheten (0,41).
  - c. Transektfiske; fisken er tilfeldig romlig fordelt innen sone. Transektet som fiskes varierer tilfeldig fra 1,5 til 1,75 m i bredde (trekkes fra uniform fordeling) og sannsynligheten for at hver fisk skal bli fanget er gitt av fangbarheten for hver sone. Tetthet av fisk i sonen estimeres som i b) og skaleres opp til antall per 100 m<sup>2</sup> med forutsetning om at overfiskesone er 1,5 m bred.
4. For hver estimeringsmetode og romlig fordeling av årsyngel lagres estimert gjennomsnittlig tetthet (aritmetrisk gjennomsnitt) og variasjonskoeffisienten.
5. Prosedyren gjentas 1000 ganger.

### 4.2.3 Resultater og diskusjon

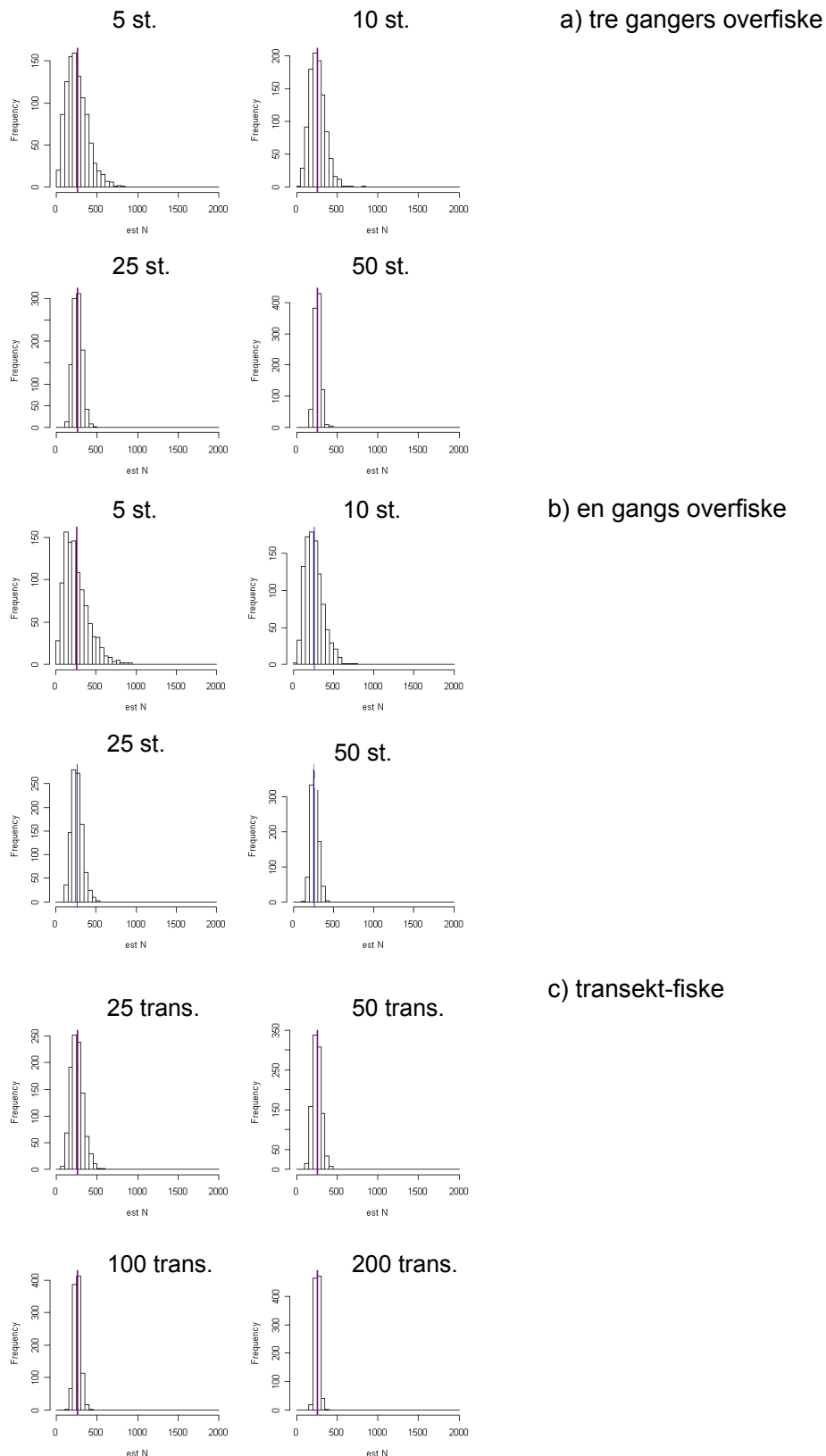
Den romlige fordelingen av årsyngel i Børsa følger mønsteret for eggdeponering (**figur 17**). Variasjon i simulerte estimerte gjennomsnitt for årsyngeltetthet varierer ikke uventet med antall stasjoner som fiskes (**figur 18**). Imidlertid er variasjonen i usikkerhet mellom de ulike estimeringsmetodene (en og tre gangers overfiske samt transektfiske) ikke spesielt stor. Dette skyldes at den romlige fordelingen av årsyngel er drivende for variasjonene i estimatene og at usikkerhet i estimering av tetthet på hver enkelt stasjon blir neglisjerbar sammenlignet med usikkerhet som kommer fra romlig fordeling. Dette illustreres gjennom å sammenligne variasjon i estimatene fra ulike scenarioer hvor romlig variasjon endres. Det er først ved simulert romlig variasjon som er svært mye lavere enn den observerte at transektfiske gir klart dårligere resultater enn en og tre gangers overfiske (**figur 19**).

Romlig variasjon i årsyngel er altså den klart drivende kilden til usikkerhet for rekrutteringsestimater i Børsa. Dette resultatet samsvarer med tidligere diskusjoner i litteraturen (f. eks. Bohlin mfl. 1989). Imidlertid viser våre simuleringer at det ikke er urealistisk å oppnå estimater av rekruttering med en akseptabel feltinnsats. Variasjon i rekruttering mellom år er også bestemmende for hvilken usikkerhet i estimatene som kan aksepteres (se kapittel 4.1). Vi har i denne simuleringen forutsatt ei uniform elv med hensyn på habitat og tilfeldig variasjon i fangbarhet. Arbeidsmengde i felt kan sannsynligvis reduseres med metodikk for oppskalering med hensyn på ulike habitater som diskuteres i kapittel 4.1. I tillegg gir de relativt marginale forskjellene i usikkerhet mellom ulike el-fiskestrategier, med til dels stor forskjell i arbeidsmengde, grunnlag for å anbefale alternative metoder til tre gangers overfiske. Transektfiske i elver der det er gjennomførbart eller en gangs overfiske av et større antall mindre stasjoner, er muligheter som bør vurderes. Dette er imidlertid metodikk som ikke er fullstendig utprøvd og det mangler verifisering av noen sentrale antagelser. Systematiske variasjoner i fangbarhet mellom ulike habitatforhold gir på den ene siden grunnlag for større feil i tetthetsestimater, men på den andre siden

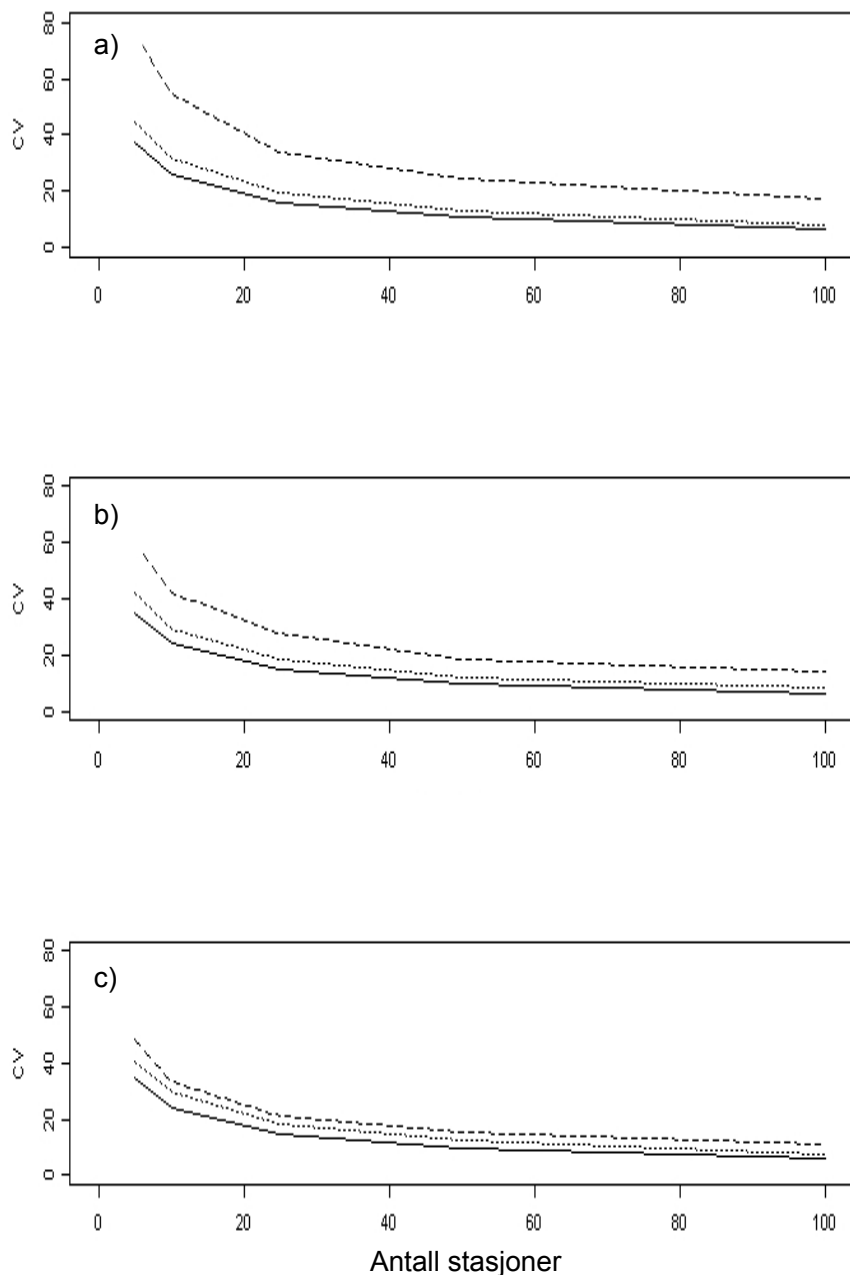
muligheter i forhold til sikrere tetthetsestimater hvis variasjonen lar seg estimere. Et tilleggspøeng er at en gangs overfiske eller transekt-el-fiske ikke er prinsipielt forskjellig fra andre observasjonsmetoder som telling ved snorkling/dykking eller telling ved bruk av lys nattestid. Dette kan under gitte forhold sannsynligvis være like eller mer effektivt som el-fiske (Slaney & Martin 1987, Zubik & Fraley 1988, Hickey & Closs 2006, Thurow mfl. 2006), men krever nærmere metodeutvikling i forhold til estimering av observasjonsusikkerhet (analogt til fangbarhet i el-fiske).



**Figur 17.** Observert fordeling av gyting (areal av gytegrøper) av laks og ørret høsten 2006 (a) og observert fordeling av årsyngeltetthet fra transektel-fiske (antall per m fiska transekt) i Børsa våren 2007 (b).



**Figur 18.** Fordeling av simulert estimert gjennomsnittlig årsyngeltetteht (est N) basert på tre gangers (a) og en gangs (b) overfiske med 5 til 50 stasjoner, og transekt-fiske (c) basert på 25 til 200 transekter (i-l). Simuleringene er basert på observert romlig fordeling av årsyngel av laks og ørret i Børsa våren 2007 (se figur 17 b).



**Figur 19.** Variasjon (cv) i simulerte estimater av årsyngeltetthet i relasjon til antall stasjoner. Fisken er i simuleringen tilfeldig fordelt romlig men standardavviket er variert fra 25 (a), og 50 (b) til 200 (c), slik at romlig variasjon øker fra a til c. Tre gangers overfiske er vist med hel linje, en gangs overfiske med prikket linje, og transket-fiske med stipla linje.

## 5 Etikk: el-fiske og dyrevelferd

### Eli Kvingedal og Randi Saksgård

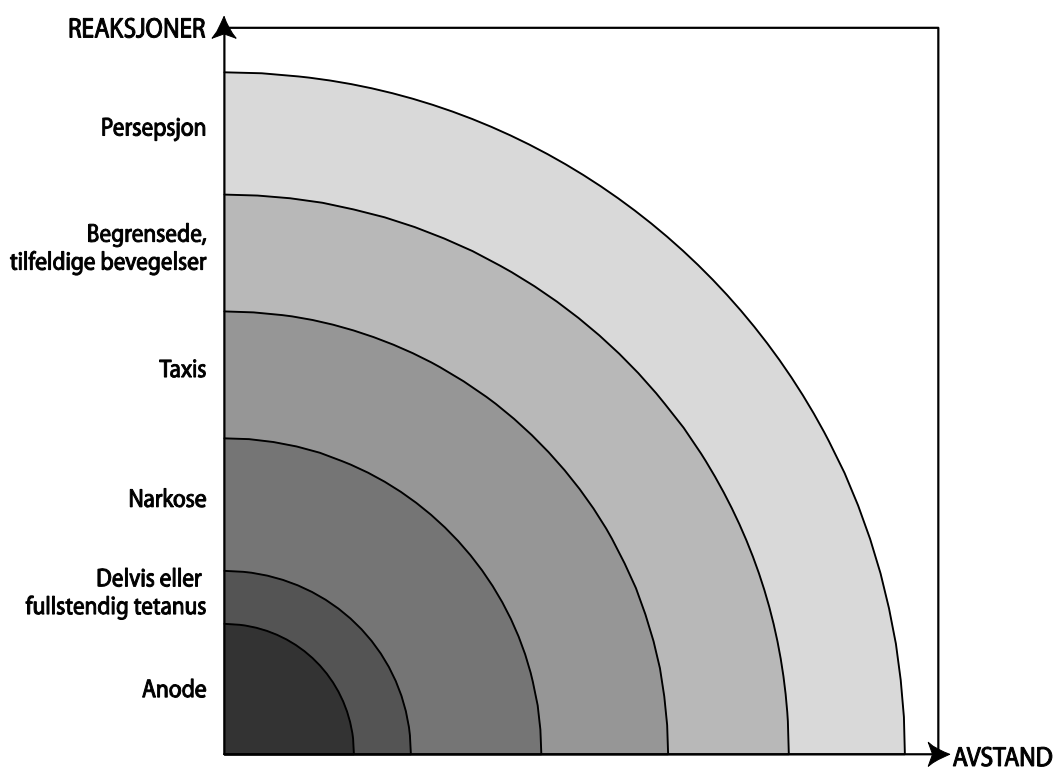
El-fiske er en effektiv metode for innsamling av fisk ved kvalitative og kvantitative undersøkelser i bekker og elver, men metoden påfører fisken stress og kan i verste tilfelle gjøre at fisk blir skadet eller dør. I dette kapittelet gir vi en kort oversikt over hvordan el-fiske virker, hvilke skader som kan påføres fisken, og faktorer som påvirker faren for skader og død. Oversikten er basert på Snyders sammendrag av dagens kunnskap på området i rapporten "Electrofishing and Its Harmful Effects on Fish" (2003) og en oppsummering av denne rapporten (Snyder 2004). Videre går vi inn på hvilke lover og forskrifter som regulerer el-fiske i Norge og som skal sikre fiskens velferd. Vi inkluderer også noen forslag og anbefalinger for bedre å sikre fiskens velferd og NINAs etiske standard.

### 5.1 Fiskens respons ved el-fiske

Ved el-fiske settes det opp et elektrisk felt mellom anode og katode, det vil si mellom henholdsvis anodering og katodewire for de portable apparatene som brukes i Norge. Egenskaper til det elektriske feltet avhenger av spenningsnivå, om det er vekselstrøm (AC) eller likestrøm (DC), strømmens bølgeform og frekvens, elektrodens størrelse og form, ledningsevnen til vann og omgivelser, og størrelsen på vannvolumet. Feltet er sterkest nærmest anoderingen og avtar ut mot sidene.

Når anoderingen føres over fisken får den et elektrisk felt gjennom seg. Fiskens respons avhenger av hvor i feltet den befinner seg (se **figur 20**). I den ytterste sonen får fisken muskelrykninger og det er tilfeldig om fisken svømmer ut av eller inn i feltet. I den neste sonen er bevegelsene hemmet eller uten retning. Deretter, i sonen innenfor, oppstår det som kalles taxis, hvor fisken svømmer tvungent mot anoden. Når fisken så kommer nærmere anoden går den inn i narkose og muskulaturen er avslappet. I feltet nærmest anoden kan fisken gå inn i en tilstand kalt tetanus hvor den får skjelvinger (delvis tetanus) eller kraftige muskelsammentrekninger (full tetanus).

Selv om el-fiske er mye brukt er ikke årsaken til de ulike responsene fullstendig forstått. I "effekt-overføringsteorien" til Kolz og Reynolds (1989) relateres fiskens respons til hvor stor effektetthet det er i fisken og det antas å være en bestemt terskelverdi for hver respons avhengig av art og fiskens størrelse. Effekttettheten avhenger av hvor sterkt felt som settes opp og fiskens ledningsevne i forhold til vannet. Sharber mfl. (1994) sammenlikner fiskens respons med det man finner når mennesker og dyr behandles med elektroshokk. De ulike tilstandene tilsvarer da epileptiske faser og har en mulig fysiologisk forklaring i form av overstimulering av nervesystemet.



**Figur 20.** Fiskens responszoner i forhold til avstanden til anoden (basert på figur 11 i Snyder 2003). Både reell og relativ størrelse på de ulike sonene vil variere med fiskeart, strømtype og lokale forhold. For kuleformede anoder (som vist i figuren) blir formen på sonene sfæriske, mens sonene for andre typer anoder blir mer komplekse.

## 5.2 Skader på fisk ved el-fiske

Skadene fisk kan pådra seg som følge av el-fiske omfatter svimerker, indre blødninger og ødeleggelse på ryggraden. Svimerker kan oppstå når fisken kommer nær elektroden. Disse blir som regel leget, men svimerkene kan ofte være et tegn på indre skader. Kraftige muskelkontraksjoner som følge av el-fiske kan gi skader på ryggvirvelen og blødninger i vevet langs ryggraden. Slike skader kan avdekkes ved obduksjon og røntgen.

I tillegg til fysiske skader påfører el-fiske fisken stress. Fisk som har fått elektroshokk trenger fra noen timer til flere dager for å komme seg fullstendig fysiologisk. Stresstet og muskelsammen trekninger medfører forhøyede nivåer av bl.a. kortisol og melkesyre.

Når fisken delvis er narkotisert blir respirasjonen nedsatt, og ved full narkose eller tetanus stopper respirasjonen opp. Dette medfører et underskudd på oksygen som det kan ta flere timer å dekke opp igjen. Hvis ikke respirasjonen gjenopptas innen en viss tid eller hvis det er lite oksygen i vannet som fisken oppholder seg i, vil fisken dø av oksygenmangel.

## 5.3 Faktorer som påvirker skader og dødelighet

Faktorer som antas å påvirke i hvilken grad fisken påføres skader eller død under el-fiske omfatter type strøm, feltstyrke, eksponeringstid, fiskens orientering i forhold til det elektriske feltet, bølgeform, frekvens og pulsbredde ved alternerende strøm (AC) og pulset direktestrøm (PDC), i tillegg til art, størrelse og kondisjon/sykdom hos fisken. For en del av faktorene er det lite data eller data som er vanskelig å sammenlikne. Noen av faktorene ser ut til å ha betydning for dødelighet men ikke skader, og omvendt. Vi skal her se på effekten av noen av disse faktorene.

Tilgjengelig data viser generelt at av de tre anvendte strømtypene er AC mest skadelig, DC (direktestrøm) minst skadelig og PDC vanligvis et sted imellom avhengig av frekvens og pulsenes kompleksitet. AC og høyfrekvent PDC kan synes å forårsake flere tilfeller av indre blødninger og skader på ryggvirvelen.

De viktigste faktorene som påvirker fysiologisk stress og dødelighet er intensitet på feltet (dvs. egentlig spenningsfallet over fisken) og eksponeringstid. Når feltstyrken er over terskelnivå for dødelighet, vil en økning i feltstyrke eller eksponeringstid gi økt dødelighet. Den samme effekten er ikke like klar for ryggskader og indre blødninger. Disse kan oppstå uansett hvor i feltet fisken befinner seg såfremt intensiteten er høy nok til å fremkalle muskelkontraksjoner. Hovedårsaken til ryggskader ser ut til å være muskelsammentrekninger forårsaket av plutselige endringer i spenningen gjennom fisken. Slike endringer skjer når strømmen skrur av og på, når strømmen er pulset eller når fisken svømmer ut og inn av feltet.

Undersøkelser gjort til nå tyder på at ørret, røye og laks generelt er mer utsatt for svimerker, skader på og blødninger langs ryggraden og dødelighet enn andre fiskearter. Videre er større fisk antatt å være mer utsatt fordi spenningsfallet gjennom kroppen øker med fiskens størrelse, men undersøkelser gir bare delvis støtte til denne antakelsen. Flere studier viser at ryggskader og større blødninger hos laksefisk øker med økende størrelse, men enkelte finner ikke konsistente sammenhenger. Når det gjelder dødelighet er det tvert imot funnet høyere dødelighet hos de mindre størrelsesgruppene.

I populasjoner som blir el-fisket gjentatte ganger øker antall skader kumulativt, både over antall runder med el-fiske men også over suksessive tilfeller av el-fiske innen samme år eller over flere år.

## 5.4 Anbefalinger for å redusere skader og dødelighet på fisk ved el-fiske

For å minimere dødeligheten bør en alltid benytte den laveste strømstyrken som samtidig gir en effektiv fangst og redusere eksponeringstiden til et minimum. I forhold til skader vil det være gunstig med lav frekvens, men hvis en da må øke feltstyrken for å få effektiv fangst vil det kunne gi økt dødelighet, slik at dette blir en avveining. Elektroden som benyttes bør være størst mulig for å begrense størrelsen på de mest intense strømsonene. Elektroden må ikke benyttes som håv siden dette utsetter fisken for lang eksponering i en sone med høy intensitet.

Ved å redusere håndteringstiden og bedre oksygentilgangen ved oppbevaring av fisken vil også potensialet for stress, skader og død bli redusert. Å utføre el-fiske ved lave temperaturer vil trolig også redusere skader som skyldes muskelkontraksjoner i tillegg til å minske sannsynligheten for oksygenmangel under oppbevaring.

## 5.5 Dyrevernavloven og relevante forskrifter ved el-fiske i Norge

En ny dyrevernavlov, Lov om dyrevelferd, er etter en omfattende høring og Stortingsbehandling, nylig vedtatt i Lagtinget og skal sendes til Kongen. Loven er ikke satt i kraft, men i denne rapporten nevnes *deler* av viktige paragrafer slik de ligger i vedtatte forslag:

§1. *Formål.* Formålet med loven er å fremme god dyrevelferd og respekt for dyr.

§2. *Virekområde.* Loven omfatter forhold som påvirker velferd hos eller respekt for pattedyr, fugler, krypdyr, amfibier, fisk, tiftokreps, blekksprut og honningbier.

§3. *Generelt om behandling av dyr.* Dyr skal behandles godt og beskyttes mot fare for unødige påkjenninger og belastninger.



I det nye lovforslaget er det altså tydeliggjort en plikt til både å behandle dyr godt og forebygge fare for unødige påkjenninger og belastninger. Begrepet unødig (utreningsmål i den gjeldende) er beholdt som vurderingskriterium i lovteksten.

§ 13 tar for seg dyr i forsøk:

**§ 13. Forsøk, undervisning og medisinsk virksomhet.** For å kunne avle, holde, formidle, avlive eller bruke dyr til forsøk, til undervisning i annet enn alminnelig stell og håndtering, eller i medisinsk virksomhet, skal både institusjonen og den ansvarlige for den aktuelle aktiviteten ha tillatelse fra tilsynsmyndighet. Tillatelse etter første ledd kan ikke gis hvis formålet kan oppnås uten bruk av dyr, eller hvis dyrene kommer i fare for å bli utsatt for unødige påkjenninger og belastninger. Det skal ikke benyttes flere dyr enn nødvendig, og dyrene skal belastes minst mulig.

Som vi ser er de internasjonalt etablerte prinsippene **Reduction** (reduksjon), **Replacement** (erstatning) og **Refinement** (raffinering eller forbedring) - forkortet de tre **R**'ene - innarbeidede i den nye loven om dyrevelferd.

Ved behandling av dyrevelferdsmeldingen pekte Stortingets næringskomité på at det i Norge ikke er tradisjon for å behandle fisk som sansende dyr (Inst. S. nr. 226, 2002-2003). I forarbeidet til høringsforslaget om ny dyrevelferdslov understreker departementene at oppdrettsfisk likevel har krav på godt stell og levemiljø på linje med landlevende dyr. Villfisk blir i denne sammenheng ikke nevnt, men det må understrekes at den nye dyrevelferdsloven i likhet med dagens gjeldende dyrevernavlov også omfatter villlevende dyr. Innenfor EU får også velferd hos fisk mer og mer oppmerksomhet. European Food Safety Authority (EFSA) konkluderer i en vitenskapelig rapport vedrørende bedøving og slaktning av dyr med at det er tilstrekkelig dokumentasjon som tyder på at fisk oppfatter frykt og smerte til at dette bør legges til grunn for velferdsbetraktninger ([WWW.efsa.europa.eu/en/science/ahaw/ahaw\\_opinions/495.html](http://www.efsa.europa.eu/en/science/ahaw/ahaw_opinions/495.html)).

Dyreforsøk reguleres i forskrift om forsøk med dyr (<http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldeles?doc=/sf/sf/sf-19960115-0023.html>) og i gjeldende lov gis tillatelse til dyreforsøk av et eget utvalg (Utvalg for forsøk med dyr). I 2006 utgjorde fisk 92 % av alle forsøksdyr i Norge og i feltforsøk utgjorde fisk 98 % av alle forsøksdyr ([http://www.mattilsynet.no/fdu/multimedia/archive/00030/FDU\\_rsprapport\\_2006\\_30361a.pdf](http://www.mattilsynet.no/fdu/multimedia/archive/00030/FDU_rsprapport_2006_30361a.pdf)). Laksefisk og torsk var i 2006 de to største gruppene av forsøksdyr.

Innfanging og merking av ville dyr omtales i den nye lovens § 10:

**§ 10. Merking av dyr.** Ved merking av dyr skal det benyttes forvalgte metoder som ikke påfører dyret atferdsmessige begrensninger eller unødige påkjenninger og belastninger.

Elektrisk fiske som metode til innfanging av fisk er ikke nevnt verken i dagens gjeldende dyrevernavlov, den nye loven om dyrevelferd eller i forskriften om forsøk med dyr. I følge lov om laksefisk og innlandsfisk er imidlertid elektrisk fiske forbudt. Gjennom DN eller fylkesmann gis det etter søknad en fisketillatelse som gir søker dispensasjon fra gjeldende fiskeregler, herunder også bruk av elektrisk fiskeapparat. Det må imidlertid understrekes at dyrevernavloven står over en eventuell fisketillatelse, der § 2. i gjeldende dyrevernavlov (tilsvarende § 3 i den nye) anses som den viktigste (se over).

## 5.6 Ethiske retningslinjer og dokumentasjon

NINA har pr i dag ikke utarbeidet egne etiske retningslinjer for el-fiske eller forsøk med dyr. Innholdet i dyrevernløvens § 2 (§ 3 i ny lov) og begrepet unødig lidelse (påkjenninger og belastninger) er i stor grad basert på skjønn og tolkningen kan derfor variere fra person til person. For bedre å sikre at forskningen i NINA holder en høy etisk standard bør det vurderes å inkludere retningslinjer som sikrer fiskens velferd. Dette kan enten være en del av de metodiske retningslinjene for el-fiske eller inkludert i mer generelle retningslinjer for dyreforsøk og behandling av dyr i NINA. Slike retningslinjer bør da brukes under opplæring av nyansatte og være til jevnlig oppdatering i forhold til ny kunnskap og endringer i regelverket.

Fram til nå har NINA ikke dokumentert eller gjort systematiske undersøkelser av skader eller dødelighet under el-fiske. Selv om det er gjort en rekke studier i andre land er ikke overføringsverdien gitt når utstyr (type strøm, frekvens etc) og lokale forhold som har stor betydning for el-fiske avviker fra det vi har. Rutinemessig el-fiske i NINA-regi blir i hovedsak gjennomført på smolt eller yngre årsklasser og den observerte dødeligheten er i de fleste tilfeller lav (under 1 %). For å gi oss en bedre oversikt over observert dødelighet skal nå antall fisk som omkommer rutinemessig registreres sammen med mulig dødsårsak. Det bør også vurderes om vi skal gjennomføre en studie med obduksjon og røntgenundersøkelse for å avdekke eventuelle indre skader. Å få en objektiv dokumentasjon vil bedre sikre at vi unngår unødig skade og samtidig ivareta NINAs troverdighet i forhold til at metodene som brukes er etisk forsvarlige.

Det arbeides aktivt i NINA med å utvikle alternative metoder for ungfiskundersøkelser i elver f. eks. fellefangst, ulike observasjonsteknikker (kapittel 3.2) og bruk av ekkoloddkamera i tillegg til strategier som reduserer belastningen på fisken (f. eks. en gangs overfiske i stedet for tre gangers, se kapittel 4.2).

## 6 Konklusjoner – gamle problemer og nye utfordringer

### Torbjørn Forseth og Elisabet Forsgren

Denne gjennomgangen av praksis for el-fiske i Norge og den internasjonale litteraturen viser at det er potensial for forbedringer i norske el-fiskeundersøkelser. Dette gjelder trolig alle institusjoner som driver el-fiske i Norge. Det er lite tvil om at mye hadde vært vunnet om alle hadde kjent og brukt den faktiske kunnskapen som finnes om kvantitativt el-fiske. Det framstår i en slik situasjon som ironisk at en av de mest siterte metodeartiklene på el-fiske (Bohlin mfl. 1989), har forfattere fra Sverige, Norge og Danmark. I tillegg til brudd på metodenes forutsetninger, er det spesielt lav effektivitet eller lave fangster (stasjoner med bestandsstørrelser under 50 fisk) som skaper usikkerhet i resultatene. Når det gjelder brudd på forutsetninger er bevissthet og kunnskap om forutsetningene og begrensningene det beste grunnlaget for å kunne tolke og benytte resultater fra kvantitativt el-fiske. Uerfarne fiskelag og redusert innsats (færre fiskere og tidspress) kan bidra til både lav effektivitet og små fangster, og dermed til stor usikkerhet i estimatene. Det er påfallende at man i mange rapporter presenterer bestandsestimater basert på svært lave fangster. Selv om man i noen tilfeller oppnår tilsynelatende gode estimater av fangbarhet er det lite tvil om at tilfeldigheter påvirker resultatene i uakseptabel grad når totalfangstene på tre omganger er f. eks. fem fisk eller lavere. I slike tilfeller må stasjonsstørrelsene utvides eller flere stasjoner må analyseres samlet. El-fiske om senhøsten med estimater av presmolttetthet rammes særlig av dette problemet (lave fangster), og det ser i tillegg ut til at slikt fiske også er særlig utsatt for brudd på metodens forutsetninger (pga ulik fangbarhet mellom omganger).

Omlaggingen av lakseforvaltningen skaper nye metodiske utfordringer hvor sammenligninger mellom elver og oppskaleringer blir særlig viktig. Gjennomgangen i denne rapporten har sannsynliggjort at det er mulig å oppskalere fra bestandsestimater på prøvefelter til hele vassdragsavsnitt i tilfeller hvor det er mulig å fiske representativt i de fleste habitattyper og hvor habitatet er kartlagt. På den annen side er oppskalering uforsvarlig når den er basert på få stasjoner (8-10) i større elver uten habitatkartlegging. Om man skal lykkes med oppskalering i større elver vil det være nødvendig å utvikle eller ta i bruk alternative metoder i de delene av elva som ikke kan dekkes av el-fiske.

Til tross for en etablert holdning om at kvantitativt el-fiske etter årsyngel er vanskelig, har vi i denne rapporten vist at det er fullt mulig, og svært nyttig, å estimere rekruttering ved el-fiske. For å lykkes må man ha mange stasjoner og det er mye å vinne på nye estimeringsmodeller for fangbarhet. Det finnes GIS og Bayesianske estimeringsmodeller for å kombinere 1, 2 og 3 omganger el-fiske, som bør tas i bruk i Norge. Analysene av fangbarhet i denne rapporten viser imidlertid også at fangbarheten varierer lite, også for årsyngel, dersom man sikrer at antall fisk som inngår i estimatet er høyt nok. Når nyere kunnskap tilsier at romlig fordeling av fisk og habitat er mye viktigere enn tidligere antatt (Einum & Nislow 2005, Einum mfl. 2006, Einum mfl. 2008a,b, Finstad mfl. 2009), tilsier gjennomgangen vår at vi framover må prioritere mange stasjoner (eller transekter) over sikre estimater på få stasjoner. Etter mer enn 30 år med el-fiske i Norge bør det i mange sammenhenger være akseptabelt å bruke standard fangbarhet på stasjoner som fiskes en gang. Dette forutsetter at man gjennomfører fisket på måter og under miljøforhold som ligner på det som dominerer i norske undersøkelser, og at man jevnlig sjekker at effektiviteten ligger innenfor normal variasjon. Når man ønsker å få et uttrykk for bestandstetthet i et vassdrag er det viktig at usikkerhet som følge av variasjonen mellom stasjoner bidrar mye mer til totalusikkerheten enn estimeringssikkerheten på hver stasjon (gitt at fisket gjennomføres etter anbefalingene).

Kvantitativt el-fiske vil fortsatt være en viktig metode i bestandsstudier hos elvelevende fiskebestander. Økt bevissthet og kunnskap om metodiske og etiske aspekter vil sikre at metoden også framover vil gi bidrag til kunnskapsbasert forvaltning av fiskebestandene.

## 7 Referanser

- Allen, K.R. 1940. Studies on the biology of the early stages of the salmon (*Salmo salar*). I. Growth in the river Eden. - *Journal of Animal Ecology* 9, 1-23.
- Allen, K.R. 1941. Studies on the biology of the early stages of the salmon (*Salmo salar*). III. Growth in the Thurso river system, Caithness. - *Journal of Animal Ecology* 10, 273-295.
- Amiro, P.G. 1990. Evaluation of some electrofishing capture techniques used to estimate populations of juvenile Atlantic salmon in enclosed areas of streams. P. 174-185, i: I.G. Cowx (Red.). *Developments in electric fishing*. Blackwell Scientific Publishing, Oxford.
- Bachman, R.A. 1984. Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. - *Transactions of American Fisheries Society* 113, 1-32.
- Baglinière, J.L. & Champigneulle, A. 1982. Population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles of the river Scorff (Brittany): Habitat selection and annual variation (1976-1980). - *Acta Oecologia* 3, 241-256.
- Bedard, M.E., Imre, I. & Boisclair, D. 2005. Nocturnal density patterns of Atlantic salmon parr in the Sainte-Marguerite River, Quebec, relative to the time of night. - *Journal of Fish Biology* 66, 1483-1488.
- Bohlin, T. 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. - Report from Institute of Freshwater Research, Drottningholm 59, 5-14.
- Bohlin, T. & Sundström, B. 1977. Influence of unequal catchability on population estimates using the Lincoln index and the removal method applied to electro-fishing. - *Oikos*, 28, 123-129.
- Bohlin, T. 1982. The validity of the removal method for small populations - consequences for electrofishing practice. - Report from Institute of Freshwater Research, Drottningholm 60, 15-18.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing: theory and practice, with special emphasis on salmonids. - *Hydrobiologia* 173, 9-43.
- Bohlin, T. & Cowx, I.G. 1990. Implications of unequal probability of capture by electric fishing on the estimation of population size. P. 145-155, i: I.G. Cowx (Red.). *Developments in electric fishing*. Blackwell Scientific Publishing, Oxford.
- Borgstrøm, R. & Skaala, Ø. 1983. 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 Applique* 14, 119-138.
- Breau, C., Cunjak, R.A. & Bremset, G. 2007. Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at cool water sources during high temperature events. - *Journal of Fish Biology* 71, 1179-1191.
- Bremset, G. 1999. Young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) inhabiting the deep pool habitat, with special reference to their habitat use, habitat preferences and competitive interactions. Dr. scient. avhandling, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim, 112 sider.
- Bremset, G. 2000. Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. - *Environmental Biology of Fishes* 59, 163-179.
- Bremset, G. & Berg, O.K. 1997. Density, size-at-age and distribution of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in deep river pools. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 2827-2836.
- 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., Forseth, T., Ugedal, O., Gjømlestad, L.J. & Saksgård, L. 2008. Potensial for lakseproduksjon i Kvinavassdraget. Vurdering av tapsfaktorer og forslag til kompensasjonstiltak. - NINA Rapport 321, 37 s.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. - *American Naturalist* 100, 345-357.
- Cowx, I.G. (Red.). 1990. *Developments in electric fishing*. Blackwell Scientific Publishing, Oxford.
- Cowx, I.G. & Lamarque, P. 1990. *Fishing with electricity*. Fishing News Books.

- Cunjak, R.A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45, 2156-2160.
- Cunjak, R.A. & Power, G. 1987. The feeding and energetics of stream-resident trout in winter. - Journal of Fish Biology 31, 493-511.
- DeGraaf, D.A. & Bain, L.H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. - Transactions of American Fisheries Society 115, 671-681.
- Dunham, K.A., Stone, J., & Moring, J.R. 2002. Does electric fishing influence movements of fishes in streams? Experiments with brook trout, *Salvelinus fontinalis*. - Fisheries Management and Ecology 9, 249-251.
- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. - Journal of Animal Ecology 53, 327-350.
- Elso, J.I. & Giller, P.S. 2001. Physical characteristics influencing the utilization of pools by brown trout in an afforested catchment in Southern Ireland. - Journal of Fish Biology 58, 201-221.
- Einum, S. & Nislow, K.H. (2005) Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. - Oecologia, 143, 203-210.
- Einum, S., Sundt-Hansen, L. & Nislow, K.H. (2006) The partitioning of density dependent dispersal, growth and survival throughout ontogeny in a highly fecund organism. - Oikos 113, 489-496.
- Einum, S., Nislow, K.H., Mckelvey, S & Armstrong, J.D. (2008a) Nest distribution shaping within-stream variation in Atlantic salmon juvenile abundance and competition over small spatial scales. Journal of Animal Ecology 77, 167-172.
- Einum, S., Nislow, K.H. Reynolds, J.D. & Sutherland, W.J. (2008b) Predicting population responses to restoration of breeding habitat in Atlantic salmon. - Journal of Applied Ecology 45, 930-938.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. - Freshwater Biology 52, 1710-1718.
- Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. & Forseth, T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. Journal of Animal Ecology 78, 226-235.
- Forseth, T., Ugedal, O., Fiske, P., Lamberg, A., Bongard, T., Harby, A., Barlaup, B.T., Jensås, J.G. & Backer, J.G. 2005. - Naustaprosjektet. Rapport 2 - 2005. 34 s.
- Forseth, T., Fjeldstad, H.-P., Ugedal, O. & Sundt, H. 2007. Effekter av vassdragsregulering på smoltproduksjon i Åbjøravassdraget. - NINA Rapport 233, 87 s.
- Fraser, N.H.C., Metcalfe, N.B. and Thorpe, J.E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. - Proceedings of the Royal Society of London 252, 135-139.
- Fraser, N.H.C., Heggnes, J., Metcalfe, N.B. and Thorpe, J.E. 1995. Low summer temperatures cause juvenile Atlantic salmon to become nocturnal» - Canadian Journal of Zoology 73, 446-451.
- Gardiner, W.R. 1984. Estimating population densities of salmonids in deep water in streams. Journal of Fish Biology 24, 41-49.
- Gardiner, W.R. and Geddes, P. 1980. The influence of body composition on the survival of juvenile salmon. - Hydrobiologia 69, 67-72.
- Gibson, R.J. 1973. Interactions of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchell). - International Atlantic Salmon Foundation Special Publications Series 4, 181-202.
- Gibson, R.J. 1978. The behavior of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) with regard to temperature and to water velocity. - Transactions of American Fisheries Society, 107, 703-712.
- Gibson, R.J. 1988. Mechanisms regulating species composition, population structure, and production of stream salmonids; a review. - Polski Archivum für Hydrobiologi 35, 469-495.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. - Reviews in Fish Biology and Fisheries 3, 39-73.
- Gibson, R.J., Stansbury, D.E., Whalen, R.R. & Hillier, K.G. 1993. Relative habitat use, and inter-specific and intra-specific competition of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in some Newfoundland rivers. I: Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. R.J. Gibson og R.E. Cutting (red.). - Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences 118, 53-69.
- Gowan, C., and Fausch, K.D. 1996. Mobile brook trout in two high-elevation Colorado streams: re-evaluating the concept of restricted movement. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 1370-1381.

- Hankin, D. G. & G. H. Reeves. 1988. Estimating total fish abundance and total habitat area in small streams based on visual estimation methods. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45, 834–844.
- Heggberget, T.G. 1988. Reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aspects of spawning, incubation, early life history and population structure. - Dr. philos. Theses, University of Trondheim-205 s.
- Heggberget, T. G. & Hesthagen, T. 1979. Population estimates of young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., by electrofishing in two small streams in North Norway. - Institute of Freshwater Research, Drottningholm, 58, 27-33.
- Heggenes, J. 1988. Effects of short-term fluctuations on displacement of, and habitat use, by brown trout in a small stream. - Transactions of American Fisheries Society 117, 336-344.
- Heggenes, J. 1989. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. - Nordic Journal of Freshwater Research 64, 74-90.
- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. - Regulated Rivers-Research and Management 5, 341-354.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G., and Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. - Journal of Animal Ecology 62, 295-308.
- Heggenes, J., Baglinière, J.L. og Cunjak, R.A. 1995. Synthetic note on spatial niche selection and competition in young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in lotic environments. - Bulletin France Pêche et Pisciculture 337/338/339, 231-239.
- Heggenes, J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. - Regulated Rivers – Research and Management 12, 155-169.
- Heggenes, J. & Saltveit, S.J. 2007. Summer stream habitat partitioning by sympatric Arctic charr, Atlantic salmon and brown trout in two sub-arctic rivers. - Journal of Fish Biology 71, 1069-1081.
- Hellen, B.A., Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, K. 2005. Fiskeundersøkingar i Aurland & Flåm, årsrapport for 2004. – Rådgivende Biologer AS, Rapport 897, 81 s.
- Hesthagen, T. Ousdal, J. O. & Bergheim, A. 1986. Smolt production of Atlantic salmon, (*Salmo salar* L.), and brown trout (*Salmo trutta* L.) in a small Norwegian river influenced by agricultural activity. - Polski Archivum für Hydrobiologi 33, 423-432.
- Hickey, M.A. & Closs, G.P. 2006. Evaluating the potential of night spotlighting as a method for assessing composition and brown trout abundance: a comparison with electrofishing in small streams. - Journal of Fish Biology 69, 1513-1523.
- Hughes, N.F. & Dill, L.M. 1990. Position choice by drift-feeding salmonids: model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47, 2039-2048.
- Hvidsten, N. A., Johnsen, B. O., Jensen, A. J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E. B., Jensås, J. G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla – et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. - NINA Fagrapport 079, 94 s.
- Jardine, T.D., Charnoff, E. & Curry, E.A. 2008. Maternal transfer of carbon and nitrogen to progeny of sea-run and resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65, 2201-2210.
- Jensen, A.J. (red.). 2004. Geografisk variasjon og utviklingstrekk i norske laksebestander. - NINA Fagrapport 80. 79 pp.
- Jensen, A. J. & B. O. Johnsen, 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river. - Verhandlungen Internationale Vereinigen Limnology 23, 1724-1729.
- Jones, A.N. 1975. A preliminary study of fish segregation in salmon spawning streams. - Journal of Fish Biology 7, 95-104.
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). - Freshwater Biology 21, 71-86.
- Jørgensen, L., Halvorsen, M. og Amundsen, P.-A. 2000. Resource partitioning between lake-dwelling Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr, brown trout (*Salmo trutta* L.) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). - Ecology of Freshwater Fishes 9, 202-209.
- Kolz, A.L. and Reynolds, J.B. (1989). Electrofishing, a power related phenomenon. U.S. Fish and Wildlife Service Fish and Wildlife Technical Report 22, Washington, DC, 24 pp.
- Larsen, B.M. & Hesthagen, T. 2004. Laks i kalkede vassdrag i Norge. Status og forventninger. - NINA Fagrapport 81, 25 s.

- Larsen, B.M., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A. & Simonsen, J.H. 2004. Kvina-vassdraget. 3 Fisk. - Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2003. DN-notat 2004-2: 105-109.
- Larsen, B.M., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A. & Simonsen, J.H. 2005. Kvina-vassdraget. 3 Fisk. - Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2004. DN-notat 2005-2: 108-112.
- Larsen, B.M., Berger, H.M., Hårsaker, K., Kleiven, E., Kvellestad, A. & Simonsen, J.H. 2006. Kvina-vassdraget. 3 Fisk. - Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2005. DN-notat 2006-1: 102-106.
- Linnansaari, T., Keskinen, A., Romakkaniemi, Erkinaro, J. & Orell, P. *in prep.* Deep habitats are important for juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* L. in large gravel-bed rivers.
- Lund, R.A., Johnsen, B.O. & Hvidsten, N. A. 2003. Fiskebiologiske undersøkelser i Surna 2002. - NINA Oppdragsmelding 788. 41 s.
- 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, 67 s.
- Mesa, M.G. & Schreck, C.B. 1989. Electrofishing mark-recapture and depletion methodologies evoke behavioural and physiological changes in cutthroat trout. - Transactions of the American Fisheries Society 118, 644-658.
- Metcalfe, N.B., Huntingford, F.A. and Thorpe, J.E. 1986. Seasonal changes in feeding motivation of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Zoology 64, 2439-2446.
- Mitro, M.M. & Zale, A.V. 2000. Predicting fish abundance using single-pass removal sampling. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57, 951-961.
- Nakano, S. 1995. Competitive interactions for foraging microhabitats in a size-structured interspecific dominance hierarchy of two sympatric stream salmonids in a natural habitat. - Canadian Journal of Zoology 73, 1845-1854.
- Nakano, S. & Furukawa-Tanaka, T. 1994. Intra- and interspecific dominance hierarchies and variation in foraging of two species of stream-dwelling chars. - Ecological Research 9, 9-20.
- Niemelä, E., Julkunen, M. & Erkinaro, J. 2000. Quantitative electrofishing for juvenile salmon densities: assessment of the catchability during a long-term monitoring programme. - Fisheries Research 48: 15-22.
- Nordwall, F. 1999. Movements of brown trout in a small stream: effects of electrofishing and consequences for population estimates. - North American Journal of Fisheries Management 19, 462-469.
- O'Connell, A.M. & Angermeier, P.L. 1997. Spawning location and distribution of early life stages of alewife and blueback herring in a Virginia stream. Estuaries 20, 779-791.
- Orpwood, J.E., Griffiths, S.W. & Armstrong, J.D. 2006. Effects of food availability on temporal activity patterns and growth of Atlantic salmon. - Journal of Animal Ecology 75, 677-685.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C., & Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. - Wildlife Monographs 62, 1-135.
- Peake, S., McKinley, R.S. & Scruton, D.A. 1997. Swimming performance of various freshwater Newfoundland salmonids relative to habitat selection and fishway design. - Journal of Fish Biology 51, 710-723.
- Peterson, J.I., Banish, N.P. & Thurow, R.F. 2005. Are block nets necessary?: Movement of stream-dwelling salmonids in response to three common survey methods. - North American Journal of Fisheries Management 25(2), 732-743.
- Peterson, J.T., Thurow, R.F. & Guzevich, J.W. 2004. An evaluation of multipass electrofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. - Transactions of the American Fisheries Society 133, 462-475.
- Prenda, J., Armitage, P.D. & Graystone, A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. - Journal of Fish Biology 51, 64-79.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - Bulletines from Fisheries Research Board of Canada 191, 382 s.
- Riley, S. C., Haedrich, R. L. & Gibson, R. J. 1993. Negative bias in removal estimates of Atlantic salmon parr relative to stream size. - Journal of Freshwater Ecology 8, 97-101.
- Riley, W.D., Ives, M.J., Pawson, M.G. & Maxwell, D.L. 2006. Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. - Fisheries Management and Ecology 13, 221-236.

- Rimmer, D.M., Paim, U. & Saunders, R.L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40, 671-680.
- Rivot, E., Prevost, E., Cuzol, A., Bagliniere, J.L., and Parent, E. 2008. Hierarchical Bayesian modeling with habitat and time covariates for estimating riverine fish population size by successive removal method. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 117-133.
- Rosenberger, A.E. & Dunham, J.B. 2005. Validation of abundance estimates from mark-recapture and removal techniques for rainbow trout captured by electrofishing in small streams. - North American Journal of Fisheries Management 25, 1395-1410.
- Roussel, J.M., Cunjak, R.A., Newbury, R., Caissie, D. & Haro, A. 2004. Movements and habitat use by PIT-tagged Atlantic salmon parr in early winter: the influence of anchor ice. - Freshwater Biology 49, 1026-1035.
- Saltveit, S. J. & Brodtkorb, E. 1999. Tetthet og vekst hos laks- og aureunger i Surna og side-bekker i 1998. - Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Oslo, Rapport 185-1999, 34 s.
- Saunders, R.L. & Gee, J.H. 1964. Movements of young Atlantic salmon in a small stream. - Journal of Fisheries Research Board of Canada 21, 27-35.
- Schnute, J. 1983. A new approach to estimating population by the removal method. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40, 2153-2169.
- Seber, G. A. F. & Whale, J. F. 1970. The removal method for two and three samples. - Biometrics, 26:393-400.
- Sharber, N.G., Carothers, S.W., Sharber, J.P., de Vos, J.C., and House, D.A. (1994). Reducing electrofishing-induced injury of rainbow trout. - North American Journal of Fisheries Management 14, 340-346.
- Slaney, P. A., & Martin A. D. 1987. Accuracy of underwater census of trout populations in a large stream in British Columbia. - North American Journal of Fisheries Management 7, 117-122.
- Snyder, D.E. 2003. Electrofishing and its harmful effects on fish. - Information and Technology Report USGS/BRD/ITR-2003-0002, U.S. Geological Survey Biological Resources Division. U.S. Government Printing Office, Denver, CO, 149 pp.
- Snyder, D. E. 2004. Invited overview: conclusions from a review of electrofishing and its harmful effects on fish. - Reviews in Fish Biology and Fisheries 13, 445-453.
- Stradmeyer, L., Höjesjö, J., Griffiths, S.W., Gilvear, D.J. & Armstrong, J.A. 2008. Competition between brown trout and Atlantic salmon parr over pool refuges during rapid dewatering. - Journal of Fish Biology 72, 848-860.
- Sundt, H. 2007. Kartlegging av elvetyper og habitatforhold i Gaula i Sunnfjord. - Notat utarbeidet av SINTEF Energiforskning AS, 49 s.
- Sundt, H., Halleraker, J.H., Alfredsen, K.T., Svelle, K. 2005. Optimalisering av fiskeforhold og kraftproduksjon i Surna - Delrapport om elvetyper, vanndekt areal og hydrauliske forhold av betydning for laksefisk ved ulike vannføringer og raske endringer. - SINTEF rapport TR A6263. 37 s.
- Sweka, J. A., Legault, C. M., Beland, K. F., Trial, J. & Millard, M. J. 2006. Evaluation of removal sampling for basinwide assessment of Atlantic salmon. - North American Journal of Fisheries Management, 26, 995-1002.
- Symons, P.E.K. & Heland, M. 1978. Stream habitats and behavioural interactions of underyearling and yearling Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Journal of Fisheries Research Board of Canada 35, 175-183.
- Sægrov, H, Urdal, K., Hellen, B.A., Kålås, S. & Saltveit, S.J. 2001. Estimating carrying capacity and presmolt production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in West Norwegian rivers. - Nordic Journal of Freshwater Research 75, 99-108.
- Sægrov, H. & Hellen, B.A. 2004. Bestandsutvikling og produksjonspotensiale for laks i Suldalslågen. Sluttrapport for undersøkingar i perioden 1995-2004. - Suldalslågen - Miljørapport 43, 54 s.
- Sægrov, H., Kålås, S. & Urdal, H. 1998. Tettleik av presmolt laks og aure i Vestlandselvar i høve til vassføring og temperatur. - Rådgivende Biologer AS, Rapport 350, 23 s.
- Sægrov, H. og Urdal, K. 2005. Ungfiskundersøkelser i Suldalslågen i sept. 2004 og jan. 2005. - Rådgivende biologer AS, rapport 783, 54 s.
- Sægrov, H. og Urdal, K. 2006. Ungfiskundersøkelser i Suldalslågen i sept. 2005 og jan. 2006. - Rådgivende Biologer AS, rapport 883, 55 s.



- Sægrov, H., Hellen, B.A., Kålås, S., Urdal, K. & Johnsen, G.H.. 2007. Endra manøvrering i Aurland 2003-2006. Sluttrapport –Fisk. - Rådgivende Biologer AS, Rapport 897, 81 s.
- Sægrov, H. og Urdal, K. 2007. Ungfiskundersøkelser i Suldalslågen i okt. 2006 og jan. 2007. - Rådgivende Biologer AS, rapport 992, 63 s.
- Temple, G.M., and Pearsons, T.N. 2006. Evaluation of the recovery period in mark-recapture population estimates of rainbow trout in small streams. - North American Journal of Fisheries Management 26(4), 941-948.
- Thurrow, R. F., Peterson J. T., & Guzevich, J. W. 2006. Utility and validations of day and night snorkel counts for estimating bull trout abundance in first- to third –order streams. - North American Journal of Fisheries Management 26:217-232.
- Toepfer, C.S., Fisher, W.L. & Warde, W.D. 2000. A multistage approach to estimate fish abundance in streams using Geographic Information Systems. - North American Journal of Fisheries Management 20, 634–645.
- Tønset, K. 1996. Ernæring hos ungfisk av laks og aure i relasjon til invertebratfaunaen i kulp og stryk i Toåa. - Cand. scient. -oppgave i ferskvannsekologi, Zoologisk institutt, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim, 69 s.
- Ugedal, O., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Reinertsen, H.R., Koksvik, J.I., Saksgård, L., Hvidsten, N.A., Blom, H.H., Fiske, P. & Jensen, A.J. 2005. Biologiske undersøkelser i Altaelva 2004. - NINA Rapport 43. 97 s
- Ugedal, O., Larsen, B.M., Forseth, T. & Johnsen, B.O. 2006. Produksjonspotensial for laks i Mandalselva og vurdering av tap som følge av kraftutbygging. - NINA Rapport 146, 45 s.
- Ugedal, O., Thorstad, E.B., Finstad, A.G., Fiske, P., Forseth, T., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Reinertsen, H.R., Saksgård, L. and Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006. Oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. - NINA Rapport 281: 1-106.
- Ugedal, O., Næsje, T.F., Thorstad, E.B., Forseth, T., Saksgård, L.M. & Heggberget, T.G. 2008. Twenty years of hydropower regulation in the River Alta: long-term changes in abundance of juvenile and adult Atlantic salmon. - Hydrobiologia, 609, 9-23.
- Ugedal, O. Thorstad, E.B., Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2008. Fiskebiologiske undersøkelser i Altaelva 2007. - NINA Rapport 370. 55 s.
- Vadas, R.L. & Orth, D.J. 1997. Species associations and habitat use of stream fishes: The effects of unaggregated-data analysis. - Journal of Freshwater Ecology 12, 27-37.
- Vincent, R. 1971. River electrofishing and fish population estimates. - Rorgr. Fish-cult., 33, 163-169.
- Wankowski, J.W.J. & Thorpe, J.E. 1979. Spatial distribution and feeding in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. juveniles. - Journal of Fish Biology 14, 239-247.
- Wesche, T.A., Goertler, C.M. & Frye, C.B. 1985. Importance and evaluation of instream and riparian cover in smaller trout streams. pp. 325-328 in Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses (T.A. Wesche & C.B Frye, red). - USDA Forest Service, Fort Collins, Columbia, USA.
- Wyatt, R.J. 2002. Estimating riverine fish population size from single- and multiple-pass removal sampling using a hierarchical model. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59, 695-706.
- Wyatt, R. J. 2003. Mapping the abundance of riverine fish populations: integrating hierarchical Bayesian models with a geographic information system (GIS). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60: 997-1006.
- Young M.K., Micek, B.K. & Rathbun, M. 2003. Probable pheromonal attraction of sexually mature brook trout to mature male conspecifics. - North American Journal of Fisheries Management 23, 276-282
- Young, M.K. & Schmetterling, D.A. 2004. Electrofishing and salmonid movement: reciprocal effects in two small montane streams. - Journal of Fish Biology 64, 750-761.
- Zalewski, M. & Cowx, I.G. 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing. P. 89-91, i: I.G. Cowx and P. Lamarque (Red.). - Fishing with electricity. Applications in freshwater fisheries management. Fishing News Books, Oxford.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. - Biometrics 12, 163-189.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - Journal of Wildlife Management 22, 82-90.
- Zubik, R. J., & Fraley J. J.. 1988. Comparison of snorkel and mark-recapture estimates for trout populations in large streams. - North American Journal of Fisheries Management 8:58-62

## Vedlegg

### Vedlegg 1. Elfiskeskjema (for- og bakside) og enkel veileder for utfylling.

Vassdrag:	Kommune:	Lokalitet:
	UTM-sone:	Kartdatum: WGS 84
Koordinater	Nord:	Øst:
Feltarbeidere:		Dato:
Areal avfisket (lxb):	x = m <sup>2</sup>	Vannføring: m <sup>3</sup> /s
Metode: Kvalitativ <input type="checkbox"/> Kvantitativ <input type="checkbox"/>	Ant. utfiskinger:	Hele bredde avfisket: Ja/Nei
Total bredde på stedet: m	Våt bredde: m	Evt. tørrfall: %
Type apparat	FA4	FA3
Strømstyrke	175 <input type="checkbox"/> 350 <input type="checkbox"/> 700 <input type="checkbox"/> 1400 <input type="checkbox"/>	Høy <input type="checkbox"/> Lav <input type="checkbox"/>
Frekvens	Høy <input type="checkbox"/> Lav <input type="checkbox"/>	Høy <input type="checkbox"/> Lav <input type="checkbox"/>
Håvtype: Stor <input type="checkbox"/> Liten <input type="checkbox"/>		
Værforhold: Sol <input type="checkbox"/> Overskyet <input type="checkbox"/> Vind <input type="checkbox"/> Endringer underveis: Ja*/Nei		
*		
Dyp: Max: cm	Middel: cm	Vanntemp.: C°   Lufttemp.: C°
Sikt vann: Klart <input type="checkbox"/> Middels <input type="checkbox"/> Uklart <input type="checkbox"/> Elveklasse: Grunnområde <input type="checkbox"/> Glattstrøm <input type="checkbox"/> Stryk <input type="checkbox"/>		
Substrat (1 el. 2)	Silt <input type="checkbox"/> (< 2 mm)	Grus <input type="checkbox"/> (2-20 mm)
	Stein 1 <input type="checkbox"/> (20-100 mm)	Stein 2 <input type="checkbox"/> (100-250mm)
	Storstein/blokk <input type="checkbox"/> (> 250 mm)	
Gjenklogging: Ingen <input type="checkbox"/> Delvis <input type="checkbox"/> Helt <input type="checkbox"/> Egnethet som gytesubstrat: <input type="checkbox"/> (1,2,3)		
Vegetasjon vann	Alger	Moser
Dekningsgrad %	0 <input type="checkbox"/> 1-33 <input type="checkbox"/> 34-66 <input type="checkbox"/> > 66 <input type="checkbox"/>	0 <input type="checkbox"/> 1-33 <input type="checkbox"/> 34-66 <input type="checkbox"/> > 66 <input type="checkbox"/>
Kantvegetasjon	Løvsog <input type="checkbox"/> Barskog <input type="checkbox"/> Urter/gress <input type="checkbox"/> Annet	
Overhengende vegetasjon - dekningsgrad vått areal		
0 % <input type="checkbox"/>	1-33 % <input type="checkbox"/>	34-66 % <input type="checkbox"/> > 66 % <input type="checkbox"/>
Andre lokale forhold:		
Vannkjemi	Ledningsevne: mS/cm	pH:
Merknader:		
Skisse av el-fiskelokaliteten. Merking, strømretning osv. Bilde tatt <input type="checkbox"/>		

Art	Fiskeomgang	0+	1+	2+	≥3+	Sum ≥1+	Død*
	1						
	2						
	3						
	4						
	Sum						

Art	Fiskeomgang	0+	1+	2+	≥3+	Sum ≥1+	Død*
	1						
	2						
	3						
	4						
	Sum						

Art	Fiskeomgang	0+	1+	2+	≥3+	Sum ≥1+	Død*
	1						
	2						
	3						
	4						
	Sum						

\* Årsak til fiskedød: \_\_\_\_\_

(Fiskelengde angis i mm og pr fiskeomgang)

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

---

### Veiledning i utfylling av el-fiskeskjema

**Vassdrag:** Navn på vassdrag, elv, bekk osv

**Kommune:** Den kommunen lokaliteten befinner seg i

**Lokalitet:** Nummer og evt navn

**UTM-sone:** Fast 33 ved bruk av GPS med innstilt kartdatum på WGS 84. Ved bruk av 50.000 kart vil UTM-sone endres alt etter hvor du befinner deg.

**Kartdatum:** Still inn GPS fast på WGS 84

**Koordinater:** GPS Nord- og øst-koordinater.

**Feltarbeidere:** Navn

**Dato:** Skal alltid fylles ut

**Areal avfisket:** Lengde x bredde i meter

**Vannføring:** Føres hvis tilgjengelig

**Metode:** Kryss av for kvalitativt (eks. 3x el) eller kvantitativt (ren innsamling) fiske

**Antall utfiskinger:** Hvor mange gangers overfiske (1-4)

**Hele bredde avfisket:** Fisket fra bredd til bredd? Ja/Nei – stryk det som ikke passer

**Total bredde på stedet:** Antall meter fra bredd til bredd – tørt og vått totalt

**Våt bredde:** Antall meter vanndekt bredde

**Evt. tørrfall:** % dekning av tørt område (stein som står over vannflata osv.) i lokaliteten

**Type apparat:** FA4 det nyeste og FA3 som ennå kan nyttes i noen år – kryss av

**Strømstyrke:** 4 valgmuligheter på FA4 og 2 på FA3 – kryss av

**Frekvens:** Høy eller lav – kryss av. Høy = liten fisk, lav = stor fisk.

**Håvtype:** Liten håv = håvring med nett, stor håv = to stokker med håvnett imellom

**Værforhold:** Kryss ut – kan ha flere kryss.

**Endringer underveis:** Værskifte under utøvelsen av el-fisket. Stryk det som ikke passer. Hvis Ja\* - skriv ned endringene.

**Dyp:** Max og middeldyp i cm på lokaliteten

**Vanntemperatur og lufttemperatur:** Skal alltid fylles ut

**Sikt vann:** Kryss av for klart, middels eller uklart

**Elveklasse:** Beskriver strømhastigheten. Kryss av om det er grunnområde, glattstrøm uten bølger eller stryk

**Substrat:** Sett 1 for dominerende substrat og 2 for nest dominerende.

**Gjenklogging av substrat:** Beskriver elvebunnen mht. skjulmuligheter – hulrom mellom steinene. Kryss av for ingen tilklogging, delvis og helt tilklogget.

**Egnethet gyting:** Sett 1, 2 eller 3 hvor 1 er godt egnet, 2 delvis og 3 er dårlig egnet gytesubstrat

**Vegetasjon vann:** Beskriver forekomst av vannlevende vegetasjon som alger og moser. Kryss av for % dekningsgrad.

**Kantvegetasjon:** Vegetasjon langs bredden – sett kryss.

**Overhengende vegetasjon – dekningsgrad vått areal:** Beskriver hvor mange % av vanndekt areal som har overhengende vegetasjon. Sett kryss.

**Andre lokale forhold:** Spesielle forhold av betydning som ikke er nevnt i skjema

**Vannkjemi:** Ledningsevne og pH. Måles med spesialinstrumenter for slike målinger. Ledningsevne oppgis i mS/cm.

**Merknader:** Plass for egne notater

**Skisse av el-fiskelokaliteten:** Lag en enkel skisse av lokaliteten som viser strømretning, hvordan den er merket, spesielle landemerker i nærheten osv.

**Bilde:** Husk å ta et oversiktsbilde som viser lokaliteten og gjerne et bilde med målestokk i vann som viser substratet.



# NINA Rapport 488

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2060-6



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

[www.nina.no](http://www.nina.no)